



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>



Ecole Doctorale



UNIVERSITÉ DE LORRAINE

École doctorale RP2E – Sciences et Ingénierie Ressources Procédés Produits Environnement

THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du grade de

Docteur de l'Université de Lorraine

Spécialité : Génie des Procédés et des Produits

Par

Amahoué François MOUSSOH

**Simulation de l'écoulement par des approches de Mécanique
des Fluides Numérique et évaluation de la dispersion de
principes actifs utilisés pour traiter les plans d'eau eutrophisés.**

Soutenue le 23 Mai 2016

Composition du jury

Rapporteurs	Dominique TOYE, Professeur, Université de Liège Robert MOSE, Professeur, Université de Strasbourg
Examineurs	Fabien GERARDIN, Responsable d'études INRS Damien BANAS, Professeur, Université de Lorraine
Encadrants	Jean-Pierre LECLERC, Directeur de Recherche, CNRS, LRGP, Nancy (en détachement à l'INRS depuis le 1 septembre 2015) Marie-Noëlle PONS, Directrice de Recherche, CNRS, LRGP, Nancy
Invités	Loïc CHOMEL de VARAGNES, Président de BioCapTech Jean-Claude PIHAN, Directeur Scientifique de BioCapTech Cécile LEMAÎTRE, Maître de conférences, Université de Lorraine

Remerciements

Au terme de ce travail de thèse réalisé au sein de l'équipe Sols et Eaux du LRGP, je voudrais dédier cette thèse à toutes les familles et bénévoles engagés pour des actions positives et citoyennes aux quatre coins du monde.

Ce travail de recherche a été conduit dans le cadre du projet BioCapTech financé par l'Agence de la Mobilisation Economique (AME) de la région Lorraine et le Fond Européen de Développement Economique et Régional (FEDER) que je tiens à remercier.

Je voudrais exprimer mes sincères remerciements et ma profonde reconnaissance à mon Directeur de Thèse, Jean-Pierre LECLERC et à ma Co-Directrice, Marie-Noëlle PONS pour m'avoir donné l'opportunité de réaliser mon travail de thèse. Je leur exprime toute ma gratitude pour toute la confiance qu'ils m'ont accordée, pour leurs conseils et suggestions bienveillantes. Leur appui scientifique, leur grande disponibilité et leurs critiques toujours positives de mon travail a facilité amplement la réalisation de mes travaux et la rédaction de ce manuscrit.

Je tiens à exprimer du plus profond de mon être ma gratitude et mes remerciements à Anthony BIGET et Cécile LEMAÎTRE pour leurs conseils techniques et scientifiques en modélisation. Ils ont été toujours disponibles pour discuter au sujet de la compréhension de certains phénomènes physiques en modélisation et partager leurs idées constructives en CFD.

Je remercie également tout le personnel de l'atelier mécanique pour leur contribution et la construction du pilote sur lequel nous avons réalisé des expériences pour valider les modèles.

J'exprime toute ma reconnaissance et mes remerciements à Aziz ASSAAD avec qui j'ai collaboré dans la bonne humeur pour la réalisation des expériences à l'échelle du pilote.

J'adresse mes vifs remerciements à tous mes collègues de bureau durant ma thèse : Isabelle M., Jérémie H., Hannah A., Nicolas K., Gabrièle L., Luc M., Julien M., François V., Miriam D., Carlos M., Guillemette T., Loïc W., Daniela F., les chercheurs invités et d'autres stagiaires pour l'ambiance très chaleureuse dans notre bureau situé au sous-sol du laboratoire LRGP.

Je remercie toute l'équipe de PROGEPI et tous ceux avec qui je partageais mes pauses café et déjeuner au laboratoire. Particulièrement, je remercie Edouard PLASARI qui rendait nos pauses très enrichissantes et humaines grâce à sa convivialité qui rayonne au sein du laboratoire.

Remerciements

Je remercie tous mes rapporteurs (D. TOYE et R. MOSE), examinateurs (F. GERARDIN et D. BANAS) et membres invités (L. CHOMEL de VARAGNES, J-C. PIHAN et C. LEMAITRE) qui ont accepté de participer à mon jury de thèse.

Mes remerciements s'adressent à tous les chercheurs, ingénieurs, doctorants et stagiaires du LRGP et d'autres équipes de recherches, qui m'ont apporté leur apport technique ou moral, leur suggestion judicieuse et pour l'ambiance exceptionnelle qui a prévalu durant ma thèse.

Il y a une multitude de personnes qui ont contribué directement ou indirectement à mon travail de thèse, je les remercie tous et toutes :

Des personnes anonymes qui m'apportaient des réponses sur la maîtrise de quelques techniques de modélisation dans des forums virtuels dédiés aux discussions scientifiques CFD.

Mes colocataires (Clément H., Margot J., Théophile H., Eva T., Nadira O., ...) pour les moments de partage et de soutien.

Je témoigne aussi ma gratitude à toutes les bonnes volontés qui m'ont offert la possibilité de croire en mes capacités de réussite quelques soient les difficultés et les épreuves de la thèse. Je pense donc à tous mes ami(e)s de la Jeune Chambre Economique Française et particulièrement la Jeune Chambre Economique de Nancy où j'ai eu à prendre plusieurs responsabilités citoyennes au niveau local et régional dont la présidence locale en 2014.

Conscient qu' *« il y a plus de bonheur à donner qu'à recevoir »* et que le volontariat citoyen va bien au-delà des frontières entre les Nations, j'ai eu l'opportunité de m'engager bénévolement au scoutisme français durant toute ma thèse. Je remercie donc tous mes ami(e)s du scoutisme et surtout les jeunes que j'encadrais. Leur curiosité et interrogations sur mon « métier du doctorant » ou « l'utilité de faire un doctorat », leur sourire, l'apprentissage du travail en autonomie et surtout la gestion de projets avec les scouts m'ont été bénéfiques durant ma thèse.

Je remercie toutes les personnes qui échappent à ma mémoire mais qui d'une manière ou d'une autre ont contribué à la réalisation de ce travail.

Enfin, je remercie humblement toute ma famille et spécialement ma grande sœur aînée (Clarisse), ainsi que tous mes ami(e)s d'ici et d'ailleurs.

Résumé

Résumé

Ce travail se situe dans le cadre d'un projet global visant à développer un procédé innovant pour un traitement ciblé de plantes aquatiques invasives dans une masse d'eau lentique. L'un des enjeux est d'optimiser la concentration de substance active nécessaire pour éliminer les plantes ciblées sans créer de potentiels dommages écologiques. Une méthodologie basée sur une approche de modélisation ascendante a été appliquée en utilisant la Mécanique des Fluides Numérique (MFN) afin de pouvoir définir des conditions optimales pour un traitement efficace. Cette approche de modélisation a été appliquée pour la simulation de l'écoulement et la dispersion des substances actives de l'échelle d'un pilote de 1m³ à celle de plans d'eau alimentés en surface et par le fond. Cinq modèles de turbulence ont été présélectionnés afin d'évaluer leur influence sur les résultats de simulation. Le modèle RNG k- ϵ a été choisi définitivement après sa validation par des traçages expérimentaux à l'échelle du pilote mimant le fonctionnement hydrodynamique d'un plan d'eau réel.

Des mesures expérimentales sur pilote et des simulations numériques réalisées à l'échelle de celui-ci et sur quatre configurations de plans d'eau ont permis d'évaluer l'impact de plusieurs paramètres hydrodynamiques (débit, nombre d'entrées et sorties, type d'alimentation en eau, ...) et des forçages extérieurs (vent, température) sur le maintien de la concentration algicide au cours du traitement. Le vent joue principalement le rôle d'un diffuseur naturel provoquant 95% de la dilution de la concentration algicide. La prise en compte de la vitesse de réaction chimique de la substance active dans l'eau indique également une diminution de la concentration locale de substance active. Le traitement optimal ne serait donc pas seulement lié à la maîtrise de la concentration à injecter mais à une bonne compréhension de l'écoulement local.

Mots clés :

Traitement des eaux, simulation, MFN, traçage, dispersion de substance, algues, eutrophisation

Applications of Computational Fluid Dynamics (CFD) for water flow simulation and evaluation of the dispersion of an active substance used for the treatment of eutrophicated water bodies

Abstract

This work is part of an overall project to develop an innovative process for targeted treatment of invasive aquatic plants in a lentic water body. One of the challenges is to optimize the concentration of active substance required to remove the target plants without creating potential ecological damage. A methodology based on a bottom-up modeling approach was applied using Computational Fluid Dynamics (CFD) in order to define optimal conditions for effective treatment. This modeling approach was used for the flow and the dispersion of active substance simulations from a 1 m³ pilot to lentic water bodies fed by surface water or groundwater. Five turbulence models were preselected in order to assess their influence on the simulation results. The RNG k- ϵ model was selected after final validation by tracer experiments at pilot scale mimicking the hydrodynamics of a real lentic water bodies.

Experimental measurements on pilot and numerical simulations carried out on scale thereof with four configurations of lentic water bodies have allowed to evaluate the impact of several hydrodynamic parameters (water flow, number of inlets and outlets, type of water supply, ...) and external forcing (wind, temperature) on maintaining of algaecide concentration during the treatment. The wind mainly acts as a natural diffuser causing 95% of diluting the algaecide concentration. Taking account of the rate of chemical reaction of the active substance in water also indicates a decrease of the local concentration of active substance. The optimal treatment is not only based to the control of injected concentration but it is also related to a good understanding of the local water flow.

Keywords:

Water treatment, simulation, CFD, tracer, dispersion of substance, algae, eutrophication

Tables des matières

Table des matières

<i>Liste des illustrations</i>	16
<i>Liste des tableaux</i>	26
<i>Nomenclature</i>	29
<i>Introduction générale</i>	38
1 Chapitre 1. Bibliographie : Etude du comportement hydrodynamique des plans d'eau..	43
1.1 Définitions, caractéristiques et types de plans d'eau	43
1.1.1 Définition d'un plan d'eau	43
1.1.1 Caractéristiques des plans d'eau	44
1.1.2 Types de plan d'eau	44
1.2 Ecoulement global dans les plans d'eau	55
1.3 Influence du type de configuration sur l'écoulement	59
1.4 Influence du positionnement des entrées et sorties	63
1.5 Influence du débit sur l'écoulement	64
1.6 Influence de la température sur l'écoulement	66
1.1.2 Equation de transport de la température	71
1.1.3 Conditions limites à la surface libre	71
1.1.4 Conditions limite au fond du plan d'eau	71
1.7 Influence de la pluviométrie sur l'écoulement	72
1.8 Influence de la présence des végétaux sur l'écoulement	73
1.9 Substances actives	74
1.10 Conclusion	76
2 Chapitre 2. Matériels et méthodes	80
2.1 Choix des configurations des plans d'eau étudiés	80
2.1.1 Etang piscicole peu profond avec une pente douce	80
2.1.2 Etang du Grand Bleu.....	81
2.2 Démarche de dimensionnement du pilote	82

2.2.1	Les critères de similitude pour la conception du pilote	83
2.2.2	La similitude géométrique.....	84
2.2.3	La similitude cinématique	85
2.2.4	Le nombre de Reynolds	86
2.2.5	Le nombre de Froude	88
2.2.6	Respect simultané de la similitude de Reynolds et de Froude	89
2.2.7	Le nombre de Péclet.....	90
2.2.8	Application de la similitude hydraulique pour la conception du pilote	91
2.2.9	Dimensionnement et description de la structure du pilote	93
2.2.10	Contraintes prises en compte en amont de la conception du pilote.	97
2.3	Instrumentation et mesures sur le pilote	97
2.3.1	Description du fonctionnement du pilote	97
2.3.2	Méthodes expérimentales de traçage et d'injection des principes actifs	98
2.4	Mécanique des Fluides Numérique	101
2.4.1	Réalisation de la géométrie du système étudié : exemple du cas de la Figure 2-1 103	
2.4.2	Réalisation du maillage	104
2.4.3	Les conditions aux limites.....	109
2.4.4	Les méthodes de calculs ou de discrétisation utilisées	119
2.4.5	Equations générales	119
2.4.6	Les modèles de turbulence	128
2.4.7	Modèle à viscosité turbulente avec deux équations de transport (modèle du premier ordre)	129
2.4.8	Les modèles du second ordre ou des modèles aux tensions de Reynolds (Ferrey, 2004).	134
2.4.9	Techniques de simulation numérique des DTS et de la dispersion des principes actifs	135
2.4.10	Analyse et traitement numérique de la DTS	137
2.4.11	Stratégie adoptée pour la modélisation du système (plan d'eau ou pilote)	138
2.5	Conclusion	139
3	Chapitre 3. Influence du choix des modèles de turbulence sur l'écoulement.....	143
3.1	Choix préliminaires des 5 modèles de turbulence utilisés.....	147

3.1.1	Stratégie simple pour la sélection préliminaire des modèles	147
3.1.2	Influence des modèles sur l'écoulement 3D (trois dimensions)	148
3.1.3	Iso-surface des vitesses	158
3.1.4	Influence des modèles sur la prédiction de l'énergie cinétique turbulente (k).....	160
3.1.5	Influence des modèles sur la prédiction du taux de dissipation de l'énergie turbulente	161
3.1.6	Influence des modèles sur les profils de vitesse horizontale et verticale.....	162
3.1.7	Influence des modèles sur la DTS	166
3.1.8	Influence des modèles sur la dispersion de principe actif à l'intérieur de l'étang	168
3.2	Discussions sur les critères pour le choix du modèle	171
3.3	Conclusion	172
4	<i>Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.</i>	176
4.1	Modélisation de l'écoulement à l'échelle du pilote	176
4.1.1	Configuration du pilote	176
4.2	Validation du choix du modèle RNG k-ϵ par comparaison des résultats de DTS numérique et expérimentale à l'échelle du pilote.....	177
4.3	Paramètres définis pour l'étude de l'influence des facteurs sur l'écoulement ..	180
4.4	Influence du positionnement des sorties dans deux étangs de dimensions réelles	180
4.5	Influence de la profondeur de l'étang sur la Distribution des Temps de Séjour	184
4.6	Influence du débit sur le comportement de l'écoulement	185
4.7	Influence de la présence de plantes aquatiques sur l'écoulement	186
4.8	Prise en compte des effets du vent sur l'écoulement	194
4.8.1	Configurations de plan d'eau testées	194
4.8.2	Direction du vent	194
4.8.3	Débits d'eau imposés à l'entrée	195
4.8.4	Résultats de l'influence du vent sur l'écoulement hydrodynamique du pilote	195
4.9	Simulation des écoulements de l'étang de Grand Bleu	204

4.9.1	Modélisation de l'alimentation de l'étang par la nappe phréatique.....	205
4.9.2	Simulation de l'écoulement en l'absence des forçages extérieurs	206
4.9.3	Prise en compte des effets du vent.....	208
4.9.4	Quantification du transfert de la vitesse induite par le vent à la surface libre	213
4.10	Prise en compte de la température et la variation de la masse volumique de l'eau	214
4.10.1	Etude de l'influence de la température à l'échelle du pilote	216
4.10.2	Etude de l'influence de la température à l'échelle de l'étang de 42 hectares. ..	231
4.11	Conclusion	238
5	<i>Chapitre 5 : Modélisation de la dispersion de principes actifs à partir d'un disséminateur</i>	241
5.1	Méthodologie de modélisation de la dispersion par approche RANS.....	241
5.1.1	Injection instantanée	241
5.1.2	Points d'injection et de suivi de la concentration d'une substance à l'échelle du pilote	242
5.1.3	Résultats du suivi des concentrations pour chacun des quatre scénarios.....	244
5.1.4	Simulation de la dispersion de l'acide nonanoïque.	259
5.1.5	Influence de l'absence des forçages extérieurs sur la dispersion.	265
5.1.6	Prise en compte de la réaction de dissociation de l'acide nonanoïque dans le modèle	266
5.1.7	Suivi de la concentration pour une injection en continu	268
5.2	Simulation de la dispersion de substances actives au sein de l'étang Grand Bleu	269
5.2.1	Problématique de l'étude.....	269
5.3	Etude de l'influence du type d'alimentation sur la dispersion	274
5.4	Etude du choix du nombre de points d'injection	275
5.5	Conclusion	276
6	<i>Conclusions et perspectives</i>	279
7	<i>Références bibliographiques.....</i>	288
8	<i>Annexes</i>	307

8.1	Modélisation de la DTS par la méthode « Particle tracking»	307
8.1.1	Les conditions limites	308
8.1.2	Equation de la trajectoire des particules injectées	308
8.1.3	Conversion des données de trajectoires des particules en distribution de concentration.....	310
8.1.4	Influence du nombre de particules injectées sur la DTS numérique	310
8.2	Simulation de la dispersion de particules injectées à l'intérieur	311
8.2.1	Influence de la taille des particules sur la dispersion des particules.....	311
8.2.2	Influence de la position d'injection sur la dispersion des particules	312
8.3	Programme développé pour l'injection de substance active en continu.....	314

Liste des illustrations

Figure 1-1: Photographie d'une partie de la lagune Ebrié soumise à la pollution anthropique. Illustration en provenance du site internet de la Radiotélévision Ivoirienne (RTI) http://rti.ci/actualite-5222-environnement-la-lagune-ebrie-est-en-souffrance.html consulté le 25 Novembre 2015.....	46
Figure 1-2: Photographie du lac de Gérardmer issue des images satellites de Google Earth....	48
Figure 1-3: Schéma illustrant la géométrie de la mare de Grammont avec le développement des isoètes à ses abords. Cette illustration est issue de (Harant et al., 1950).....	49
Figure 1-4: Photographie aérienne de l'étang de Lindre. Illustration en provenance du site http://www.clicheo.fr/galerie/etang-de-lindre consulté le 25/11/2015.....	50
Figure 1-5: Photographie aérienne de l'étang du Grand-Bleu de Pont-à-Mousson.....	51
Figure 1-6: Treize formes d'étangs étudiés par Persson et al., (Persson et al., 1999; Persson, 2000).....	52
Figure 1-7: Neuf types de configurations d'étangs testés par Jansons et Law (2007).....	53
Figure 1-8: Huit formes d'étangs étudiées par Tsavdaris et al. (2015).....	53
Figure 1-9: Vecteurs vitesses simulés avec un modèle à deux dimensions du logiciel Mike 21 de DHI (Jansons et al., 2007)	63
Figure 1-10: Schématisation des couches distinguant la distribution verticale de la température	70
Figure 2-1: Géométrie de l'étang peu profond avec une pente de fond égale à 1,97%	81
Figure 2-2: Localisation du Grand-Bleu avec la délimitation de son bassin versant	82
Figure 2-3: Illustration de la similitude cinématique	85
Figure 2-4: Structure du pilote	94
Figure 2-5: Photographie de la structure du pilote	94
Figure 2-6: Photographie du tuyau d'évacuation d'eau par le fond	95
Figure 2-7: Photographie du pilote.....	95
Figure 2-8: Dimensionnement de la zone d'écoulement.....	96
Figure 2-9: Distances entre les faces A, B et C de la zone d'écoulement.....	96
Figure 2-10: Schéma simplifié du principe de fonctionnement du pilote	98
Figure 2-11: Sel (fournisseur : Groupe Salins, France) utilisé pour le traçage.....	99
Figure 2-12: Photographies des sondes conductimétriques utilisées	100

Figure 2-13: Caractéristiques chimiques indiqués sur la bouteille contenant la Rhodamine B utilisée pour le traçage.	101
Figure 2-14: Photographie du spectrofluorimètre utilisé.....	101
Figure 2-15: Les grandes étapes méthodologiques pour la simulation de la dispersion de substances	103
Figure 2-16: Géométrie du bassin piscicole	104
Figure 2-17: Exemple d'un maillage hexaédrique structuré	105
Figure 2-18: Exemple de maillage tétraédrique non structuré.....	105
Figure 2-19: Maillage généré par la méthode Cut-Cell (99% de cellules hexaédriques et 1% de cellules prismatiques) : cas de l'étang à profondeur variable	106
Figure 2-20: Exemple d'étude d'influence du maillage pour la configuration d'étang à profondeur variable (voir Figure 2-1).....	108
Figure 2-21 : Exemple de conditions limites utilisées.....	110
Figure 2-22: Méthodes pour la modélisation de l'écoulement en proche paroi	110
Figure 2-23 : Photographie prise A.F. Moussoh lors d'une visite au Jardin Botanique du Grand Nancy (Lorraine, France) le 05 Septembre 2015	117
Figure 2-24 Illustration sur les phénomènes de transport des substances dans la masse d'eau.	123
Figure 2-25: Illustration de l'advection (ou la convection)	123
Figure 2-26: Illustration de la diffusion moléculaire (Calvet, 2005)	124
Figure 2-27: Pastilles de sel utilisées (fournisseur : Axal, France)	128
Figure 2-28: Les grandes étapes méthodologiques pour la simulation d'un DTS.....	136
Figure 2-29: Micropompe Ismatec (Ismatec, France) utilisée pour l'injection expérimentale de principe actif en continu	137
Figure 3-1: Stratégie simple pour le choix préliminaire des modèles	147
Figure 3-2: Plans verticaux répartis tous les 5 m de l'entrée à la sortie de pour la visualisation de l'orientation des vecteurs vitesses de l'écoulement au sein de l'étang.....	149
Figure 3-3: Distribution des vecteurs vitesses simulés par le modèle RSM dans différents plans verticaux répartis tous les 5 m de l'entrée à la sortie de l'étang.	149
Figure 3-4: Distribution des vecteurs vitesses simulés par le modèle Réalisable k- ϵ dans différents plans verticaux répartis tous les 5 m de l'entrée à la sortie de l'étang.....	150
Figure 3-5: Distribution des vecteurs vitesses simulés par le modèle RNG k- ϵ dans différents plans verticaux répartis tous les 5 m de l'entrée à la sortie de l'étang	150

Figure 3-6: Distribution des vecteurs vitesses simulés par le modèle Transition SST dans différents plans verticaux répartis tous les 5 m de l'entrée à la sortie de l'étang.....	151
Figure 3-7: Distribution des vecteurs vitesses simulés par le modèle Standard k-ε en différents plans verticaux répartis tous les 5 m de l'entrée à la sortie de l'étang	151
Figure 3-8: Influence des modèles de turbulence sur l'écoulement 3D à la surface libre	153
Figure 3-9: Influence des modèles de turbulence sur l'écoulement 3D visualisés sur sept différents plans.	155
Figure 3-10: Principales zones comportementales avec la morphologie des boucles de recirculation simulées par les modèles RNG k-ε, Réalisable k-ε, RSM et Transition SST ...	157
Figure 3-11: Principales zones comportementales avec la morphologie de l'unique boucle de recirculation à l'intérieur de l'étang simulées par le modèle Standard k-ε sur plusieurs plans verticaux et horizontaux.....	157
Figure 3-12: Comparaison d'Iso-surface de vitesse égale à 0,03m/s entre les cinq modèles.	159
Figure 3-13: Comparaison d'iso-surface de vitesse égale à 0,006 m/s entre les cinq modèles	160
Figure 3-14: Comparaison de l'énergie cinétique turbulente (k) entre les cinq modèles à la position verticale (x = 29,5 m ; y = 5,2m).	161
Figure 3-15: Comparaison du taux de dissipation de l'énergie turbulente (ε) entre les cinq modèles à la position verticale (x = 29,5 m ; y = 5,2m).	162
Figure 3-16: Localisation des lignes axiales, transversales et verticales.....	163
Figure 3-17: Comparaison des profils de vitesse axiale entre les modèles	164
Figure 3-18: Comparaison des profils de vitesse transversale entre les modèles	165
Figure 3-19: Comparaison des profils de vitesse verticale entre les modèles	166
Figure 3-20: Comparaison de la Distribution des Temps de Séjour entre les modèles.....	167
Figure 3-21 : Comparaison des contours de dispersion de la concentration de substance active à 3 minutes après l'injection entre les cinq modèles	169
Figure 3-22: Comparaison des contours de dispersion de la concentration de substance active à 21,1 minutes après l'injection entre les cinq modèles.....	171
Figure 3-23: Simple stratégie pour la sélection définitive du modèle.....	172
Figure 4-1 : Configuration du pilote.....	176
Figure 4-2: Comparaison entre la DTS numérique simulée avec le modèle RNG k-ε et les DTS expérimentales obtenues avec les traceurs Rhodamine B et sel pour un débit d'eau de $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ à l'entrée du pilote (cas 1).....	179

Figure 4-3: Comparaison entre la DTS numérique simulée avec le modèle RNG k- ϵ et la DTS expérimentale obtenue avec le traceur Rhodamine B pour un débit d'eau de $1,5 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ à l'entrée du pilote (cas 2).	180
Figure 4-4: Configuration basique des étangs 1, 2 et 3	181
Figure 4-5: Positionnement des sorties des étangs 2 et 3	181
Figure 4-6: Influence du positionnement des sorties sur la DTS simulées l'étang 2	183
Figure 4-7 : Influence de la profondeur de l'étang sur les DTS	184
Figure 4-8: Influence de quatre types de débit sur les DTS numériques sur le pilote.....	185
Figure 4-9: Modélisation des lentilles d'eau flottant à la surface libre du pilote	186
Figure 4-10: Détermination de lignes pour la visualisation des profils de vitesse sur le pilote	188
Figure 4-11: Influence de la présence des lentilles d'eau sur les profils de vitesse déterminés sur une ligne axiale située à la surface libre et dans l'alignement de l'entrée du pilote.....	190
Figure 4-12: Influence de la présence des lentilles d'eau sur les profils de vitesse déterminés sur une ligne verticale située à 0,9 m de la face situé du côté de l'entrée du pilote	191
Figure 4-13: Influence de la présence des lentilles d'eau sur les profils de vitesse déterminés sur une ligne axiale située à mi-profondeur et dans l'alignement de l'entrée du pilote.....	191
Figure 4-14: Influence de la présence des lentilles d'eau sur les profils de vitesse déterminés sur une ligne axiale située à mi-profondeur et dans l'alignement de la sortie du pilote.....	192
Figure 4-15: Comparaison des contours et vecteurs vitesses à l'intérieur du pilote sur trois différents cas : (a) absence de lentilles d'eau, (b) présence de lentilles d'eau supposées statiques et (c) présence de lentilles d'eau supposées en mouvement sous l'effet de la vitesse moyenne de l'écoulement.	193
Figure 4-16: Influence des lentilles d'eau sur la Distribution des Temps de Séjour	194
Figure 4-17: Quatre couches horizontales définies entre la surface libre et le fond du pilote	196
Figure 4-18: Vitesse de l'écoulement (m/s) moyennée sur des surfaces horizontales de profondeur Z du pilote (cas du débit d'entrée d'eau = $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$).....	197
Figure 4-19: Vitesse de l'écoulement (m/s) moyennée sur des surfaces horizontales de profondeur Z du pilote (cas de débit du débit d'entrée = $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$).....	198
Figure 4-20: Fiche récapitulative des résultats obtenus sur la simulation de l'influence du vent à la surface libre et sur la couche D située à 0,1175m du fond où le débit d'entrée de l'eau est $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a: pilote non soumis aux effets vent; cas b: pilote soumis à un vent orienté de l'entrée vers la sortie du pilote, cas c: vent orienté de la sortie vers l'entrée (Vent d'Est) , cas d: vent orienté du Sud vers le Nord et le cas e: vent orienté du Nord vers le Sud	199

Figure 4-21: Fiche récapitulative des résultats obtenus sur la simulation de l'influence du vent sur un plan localisé à mi-profondeur du pilote où le débit d'entrée de l'eau est $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a: pilote non soumis aux effets vent; cas b: pilote soumis à un vent orienté de l'entrée vers la sortie du pilote; cas c: vent orienté de la sortie vers l'entrée (Vent d'Est), cas d: vent orienté du Sud vers le Nord; cas e: vent orienté du Nord vers le Sud.	201
Figure 4-22: Fiche récapitulative des résultats obtenus sur la simulation de l'influence du vent à la surface libre (couche A) et sur la couche D située à 0,1175 m du fond dans le cas où le débit d'entrée de l'eau est $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a: pilote non soumis aux effets vent; cas b: pilote soumis à un vent orienté de l'entrée vers la sortie du pilote; cas c: vent orienté de la sortie vers l'entrée (Vent d'Est).....	203
Figure 4-23: Fiche récapitulative des résultats obtenus sur la simulation de l'influence du vent sur un plan localisé à mi-profondeur du pilote où le débit d'entrée de l'eau est $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a: pilote non soumis aux effets vent; cas b: pilote soumis à un vent orienté de l'entrée vers la sortie du pilote; cas c: vent orienté de la sortie vers l'entrée (Vent d'Est).	204
Figure 4-24: Schématisation de la configuration de l'étang Grand Bleu avec les trois types de scénarios étudiés.....	205
Figure 4-25: Schématisation de la localisation de la zone poreuse de la nappe phréatique ...	206
Figure 4-26: Fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'écoulement pour trois types de scénario : scénario 1 (étang alimenté uniquement par la nappe phréatique), scénario 2 (étang alimenté uniquement par des eaux de surface à travers deux entrées), scénario 3 (étang alimenté uniquement par des eaux de surface à travers une seule entrée).	207
Figure 4-27: DTS numérique simulée dans un plan d'eau ayant une géométrie similaire à celle de l'étang du Grand Bleu.....	208
Figure 4-28: Neuf couches horizontales définies entre la surface libre et le fond de l'étang.	209
Figure 4-29: Vitesse de l'écoulement (m/s) moyennée sur des surfaces horizontales de profondeur Z de l'étang du Grand Bleu.	209
Figure 4-30: Fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'influence du vent à la surface libre de l'étang: cas a: étang non soumis aux effets vent; cas b: étang soumis à un vent orienté de l'entrée vers la sortie de l'étang et cas c: étang soumis à un vent orienté de la sortie vers l'entrée.....	210
Figure 4-31: Fiche récapitulative des résultats obtenus sur la simulation de l'influence du vent à mi-profondeur de l'étang: cas a: étang non soumis aux effets vent; cas b: étang soumis à un vent orienté de l'entrée vers la sortie de l'étang et cas c: étang soumis à un vent orienté de la sortie vers l'entrée.	212

Figure 4-32: Fiche récapitulative des résultats obtenus sur la simulation de l'influence du vent sur un plan situé à 0,2 m du fond de l'étang: cas a: étang non soumis aux effets vent; cas b: étang soumis à un vent orienté de l'entrée vers la sortie de l'étang et cas c: cas c: étang soumis à un vent orienté de la sortie vers l'entrée.	213
Figure 4-33: Profils de températures en fonction de la profondeur mesurés expérimentalement par Rohden et al. (2010) dans le lac de Waldsee (a) et le lac de Moritsteich (b) suivant les mois.	216
Figure 4-34 : Stratification thermique au sein du pilote pour les cas 1, 2 et 3	217
Figure 4-35: Stratification verticale de la masse volumique au sein du pilote pour le cas 2 (température de surface supérieure à la température du fond) et le cas 3 (température du fond est supérieure à la température de surface)	217
Figure 4-36: Stratification verticale de la masse volumique au sein du pilote pour les cas 1 et le cas 4 où la température est uniforme à l'intérieur : les valeurs des températures des deux cas sont différentes.	218
Figure 4-37: Positionnement des lignes pour la visualisation des profils de vitesse locale ..	222
Figure 4-38: profils de vitesse verticale sur la ligne verticale localisée à 0,3 m de l'entrée dans l'alignement de l'entrée pour le débit d'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$	222
Figure 4-39: profils de vitesse verticale sur la ligne verticale localisée à 0,3 m de la paroi transversale et dans l'alignement du barycentre de la surface libre pour le débit d'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$	224
Figure 4-40: profils de vitesse verticale sur la ligne verticale localisée à 0,3 m de la paroi transversale et dans l'alignement de la sortie pour le débit d'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$	224
Figure 4-41: Evolution de la vitesse moyennée sur des surfaces horizontales de profondeur Z du pilote pour le cas où débit d'entrée d'eau est égal à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$	225
Figure 4-42: Evolution de la vitesse moyennée sur des surfaces horizontales de profondeur Z du pilote pour le cas où débit d'entrée d'eau est égal à $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$	226
Figure 4-43: Fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'influence de la stratification thermique à la surface libre du pilote pour quatre cas différents avec un débit initial de l'entrée de l'eau égale à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre supérieure à la température du fond), cas c (température du fond supérieure à la température de la surface libre) et cas d (non prise en compte des effets de la température).	227

Figure 4-44: Fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'influence de la stratification thermique à mi-profondeur pour quatre cas différents avec un débit de l'eau à l'entrée du pilote égale à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre supérieure à la température du fond), cas c (température du fond supérieure à la température de la surface libre) et cas d (non prise en compte des effets de la température).	229
Figure 4-45 : Fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'influence de la stratification thermique à la surface libre pour trois cas différents avec un débit de l'eau à l'entrée du pilote égale à $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre supérieure à la température du fond), et cas c (non prise en compte des effets de la température).	230
Figure 4-46 : Fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'influence de la stratification thermique à mi-profondeur pour trois cas différents avec un débit de l'eau à l'entrée du pilote égale à $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre supérieure à la température du fond), et cas c (non prise en compte des effets de la température).	231
Figure 4-47: Stratification thermique (profils de température en fonction de la profondeur) au sein de l'étang pour les trois premiers cas.....	232
Figure 4-48: Stratification de la masse volumique au sein de l'étang pour les cas où la température entre la surface libre et le fond varie.	233
Figure 4-49: Distribution verticale de la masse volumique au sein de l'étang pour le cas 1 (température supposée constante) et le cas 4 (non prise en compte des effets de la température)	233
Figure 4-50: Evolution de la vitesse moyenne par couche de surface horizontale suivant la profondeur de l'étang	234
Figure 4-51: Fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'influence de la stratification thermique à la surface libre de l'étang pour quatre cas différents: cas a (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre supérieure à la température du fond), cas c (température du fond supérieure à la température de la surface libre) et cas d (non prise en compte des effets de la température).....	236
Figure 4-52: Fiche récapitulative des résultats obtenu pour la simulation de l'influence de la stratification thermique à mi-profondeur de l'étang pour quatre cas différents: cas 1 (température uniforme ente la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre	

supérieure à la température du fond), cas c (température du fond supérieure à la température de la surface libre) et cas d (non prise en compte des effets de la température).	237
Figure 5-1: Points d'injection et de suivi des concentrations des substances actives à l'intérieur du pilote	243
Figure 5-2: Comparaison des résultats numériques et expérimentaux montrant la variation de la concentration en Rhodamine B pour le scénario d'une entrée et une sortie avec un débit d'entrée égal à $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$	245
Figure 5-3 : Résultats de la simulation numérique montrant la variation de la concentration en Rhodamine B en neuf points de suivi pour le scénario d'une entrée et une sortie avec un débit d'entrée égal à $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$	246
Figure 5-4: Comparaison des résultats numériques et expérimentaux montrant la variation de la concentration en Rhodamine B pour le scénario d'une entrée et une sortie avec un débit d'entrée égal à $2,77 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$	247
Figure 5-5 : Résultats de la simulation numérique montrant la variation de la concentration en Rhodamine B en quatre points de suivi pour le scénario d'une entrée et une sortie avec un débit d'entrée égal à $2,77 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$	248
Figure 5-6: Variation de la concentration en NaCl simulée numériquement pour le premier scénario aux points de la surface libre avec un débit d'entrée de $2,77 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$	249
Figure 5-7: Variation de la concentration en NaCl simulée numériquement pour le premier scénario aux points situés à mi-profondeur avec un débit d'entrée de $2,77 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$	250
Figure 5-8: Variation de la concentration en NaCl simulé numériquement pour le deuxième scénario aux neuf points avec un débit d'entrée de $2,77 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$	253
Figure 5-9: Variation de la concentration en NaCl simulé numériquement pour le troisième scénario aux neuf points avec un débit d'entrée de $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$	254
Figure 5-10: Variation de la concentration en NaCl simulée numériquement pour le quatrième scénario aux neuf points avec un débit d'entrée de $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$	255
Figure 5-11: Variations expérimentales de la conductivité de l'eau à l'entrée de la cuve et dans la cuve en deux points	257
Figure 5-12: Suivi expérimental de la concentration de la pastille de sel dissous pour les quatre scénarios.....	257
Figure 5-13: Disposition des plantes aquatiques artificielle mimant des herbiers d'élodées ..	258
Figure 5-14: Comparaison de concentration en présence et absences de plantes	258
Figure 5-15: Influence de l'effet du vent sur la dispersion pour un débit d'alimentation en eau égale à $2,77 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$ et une vitesse de vent de 5,2 m/s	260

Figure 5-16: Effet de l'écart de température de 0,5°C sur la dispersion de l'acide nonanoïque pour un débit de $2.77 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$.	261
Figure 5-17: Effet de l'écart de température de 2°C sur la dispersion pour un débit d'entrée de $2.77 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$.	263
Figure 5-18: Influence de la végétation sur la dispersion pour un débit de $2.77 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$.	264
Figure 5-19: Influence de la végétation sur la dispersion pour un débit de $1,46 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$.	265
Figure 5-20: Effet du non prise en compte des forçages extérieur sur la dispersion de l'acide nonanoïque.	266
Figure 5-21: Vitesse volumique de réaction de dissociation de l'acide nonanoïque.	267
Figure 5-22: Effet de la prise en compte de la réaction de dissociation de l'acide nonanoïque sur sa dispersion.	268
Figure 5-23: Variation de la concentration de l'acide nonanoïque pour une injection en continu pendant 300 heures.	269
Figure 5-24: Section de la zone de l'étang à traiter avec la présentation des points d'injection et de suivis de la concentration.	270
Figure 5-25: Suivi de la variation de la concentration d'acide nonanoïque en cas d'absence de forçage extérieur.	271
Figure 5-26: Suivi de la variation de la concentration de l'acide nonanoïque en cas de vent.	272
Figure 5-27: Suivi de la variation de la concentration de l'acide nonanoïque en cas de prise des effets de la stratification thermique.	273
Figure 5-28: Comparaison de concentration aux points C et C1 pour une alimentation par la nappe phréatique et une alimentation par une seule entrée (eau de surface).	275
Figure 8-1: Configuration et données hydrodynamiques de l'étang.	307
Figure 8-2 : Influence du nombre de particules sur la DTS.	311
Figure 8-3: Influence de la taille des particules injectées sur la distribution de la concentration.	312
Figure 8-4: Impact de la zone d'injection sur la dispersion des particules.	312
Figure 8-5: Impact de la position d'injection en surface libre et à mi-profondeur de l'étang.	313

Liste des tableaux

Tableau 1-1: Types de plans d'eau	45
Tableau 1-2: Exemples de superficies et types d'étangs piscicoles (Coche et Muir, 1994)	54
Tableau 1-3: Illustration du fonctionnement hydrodynamique des étangs en fonction de leur efficacité hydraulique (Persson et al., 1999a).	62
Tableau 1-4: Caractéristiques hydrauliques des six cas étudiés par Li et al.,(2013) en faisant varier le ratio L/l	62
Tableau 1-5:Quelques données d'entrées (débits, vitesses dimensions) de plans d'eau.....	65
Tableau 1-6: Paramètres de l'équation de la viscosité dynamique	68
Tableau 1-7: Propriétés de l'acide nonanoïque (Iwahashi et al., 1990).....	76
Tableau 2-1 : Formules des éléments géométriques (Graf, 2000) pour des sections rectangulaires et circulaires d'un pilote représentant un plan d'eau à petite échelle	87
Tableau 2-2: Illustration de l'application de la similitude géométrique	92
Tableau 2-3: ratio permettant de déterminer la qualité du maillage.....	107
Tableau 2-4 : Choix définitif du nombre de mailles optimal.....	109
Tableau 2-5: Conditions limites utilisées	110
Tableau 2-6: Exemple bibliographique de vitesses de vent nécessaires pour élever le niveau de l'eau dans un ouvrage de traitement de l'eau.	113
Tableau 2-7 : Méthodes de calcul	119
Tableau 2-8: Constantes du modèle k- ϵ Standard	131
Tableau 2-10: Constantes utilisées pour le modèle RNG k- ϵ	132
Tableau 3-1: Les modèles testés dans des études antérieures.....	146
Tableau 3-2: Comparaison des Temps de Séjour théorique et numérique	167
Tableau 4-1 : Données hydrauliques testées pour la validation du modèle à l'échelle pilote	178
Tableau 4-2: Données géométriques et hydrauliques des étangs 1, 2 et 3	182
Tableau 4-3: Influence des sorties sur les caractéristiques hydrodynamiques des deux étangs étudiés	183
Tableau 4-4: Influence de différents débits sur les données hydrodynamiques de l'écoulement sur le pilote.....	186
Tableau 4-5: Influence de la présence des lentilles d'eau sur les données hydrodynamiques de l'écoulement sur le pilote.....	188

Tableau 4-6: Caractéristiques du comportement thermique de l'écoulement au sein du pilote pour le débit d'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$	220
Tableau 4-7: Caractéristiques du comportement thermique de l'écoulement au sein du pilote pour le débit initial d'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$	221
Tableau 5-1: Positionnement des entrées d'eau.....	243
Tableau 8-1: Conditions limites pour particle tracking	308
Tableau 8-2 : Programme développé pour une injection en continu.....	314

Nomenclature

Lettres latines

Variables	Description (unité)
A_1	Facteur pré-exponentiel des réactions dans le sens direct ($l^2.g^{-1}.mol^{-1}.h^{-1}$)
A_{-1}	Facteur pré-exponentiel des réactions dans le sens inverse ($l^2.g^{-1}.mol^{-1}.h^{-1}$)
A_{HT}	Diffusivité thermique selon les axes horizontaux ($m^2.s^{-1}$)
A_{VT}	Diffusivité thermique selon l'axe vertical ($m^2.s^{-1}$)
b	Largeur de l'ouvrage d'entrée du plan d'eau, au fond (m)
B	Largeur de l'ouvrage d'entrée du plan d'eau, à la surface libre (m)
$\overline{C_p}$	Valeur moyenne de la capacité thermique massique simulée ($J.kg^{-1}.K^{-1}$)
$C(\alpha, t)_m$	Concentration massique de la substance à la position α et au temps t ($mg.l^{-1}$)
C_{tr}	Concentration moyenne du traceur sortant à l'instant t ($mg.l^{-1}$)
$C_\mu, C_{1\varepsilon}, C_{2\varepsilon}$	Constantes empiriques du modèle Standard k- ε
C_{0exp}	Concentration initiale de la substance utilisée expérimentalement ($mg.l^{-1}$)
C_{0num}	Concentration initiale de la substance simulée numériquement ($mg.l^{-1}$)
$C_{m_{sa}}$	Concentration massique de la substance active ($mg.l^{-1}$)
C	Concentration moyenne dans la section ciblée ($mg.l^{-1}$)
C_2	Coefficient de Forchheimer (m^{-1})
C_d	Coefficient de trainée
C_D	Coefficient de frottement du vent
C_L	Constante du modèle de trajectoire de particules
C_{MES}	Concentration de matières en suspension ($g.m^{-3}$)
C_p	Capacité thermique massique de l'eau ($J.kg^{-1}.K^{-1}$)
D_{ij}	Terme de diffusion visqueuse
$D_{T,i}$	Diffusivité thermique ($m^2.s^{-1}$)
D	Diamètre (m)
d	Diamètre moyen de l'espèce végétale immergée dans l'eau (m)
D_{diff}	Coefficient de diffusion ($m^2.s^{-1}$)
D_h	Diamètre hydraulique (m)
D_{hc}	Diamètre hydraulique de la cuve (m)
D_{hr}	Diamètre hydraulique de l'étang à l'échelle réelle (m)
D_m ou $D_{i,m}$	Coefficient de diffusion moléculaire de la substance injectée ($m^2.s^{-1}$)
D_t	Diffusivité turbulente ($m^2.s^{-1}$)
E_{hy}	Efficacité hydraulique
e	Ratio du volume effectif
$E(t)$	Distribution du temps de Séjour (s^{-1})
E_{a1}	Energie d'activation des réactions dans le sens direct ($kJ.mol^{-1}$)
E_{a-1}	Energie d'activation des réactions dans le sens inverse ($kJ.mol^{-1}$)

EC_{50}	Concentration efficace médiane ($mg.l^{-1}$)
E_{ij}	Composante du taux de déformation
$\vec{F}_{ext}$	Forces extérieures
f_c	Paramètre de Coriolis (s^{-1})
F_x	Force représentant les effets de la porosité ($N.m^{-1}$)
F_e	Facteur d'échelle
Fr	Nombre de Froude
$\vec{g}$	Vecteur champ de gravitation créé par la Terre ($m.s^{-2}$)
g	Accélération de la pesanteur ($m.s^{-2}$)
H_C	Flux de chaleur sensible correspond au transfert de chaleur par convection entre la surface et l'air ($W.m^{-2}$)
H_E	Flux de chaleur latente due à l'évaporation ($W.m^{-2}$)
H_L	Rayonnement net dû au flux de chaleur en provenance du rayonnement à l'interface eau-air ($W.m^{-2}$)
ΔH	Dénivelé (m)
h	Hauteur d'eau maximale (m)
H	Hauteur du plan d'eau ou du pilote (m)
H_{am}	Hauteur en amont (m)
H_{av}	Hauteur en aval (m)
H_c	Profondeur ou hauteur de la cuve (m)
H_{fs}	Flux de chaleur des sédiments au fond de l'étang ($W.m^{-2}$)
H_m	Hauteur occupée par les matériaux représentant les alluvions (m)
H_r	Hauteur du plan d'eau réel (m)
I	Intensité de turbulence (%)
IC_{50}	Concentration de substances actives causant 50% d'inhibition ($mg.l^{-1}$)
$\vec{J}_l$	Vecteur masse volumique de flux massique ($kg.m^{-2}.s^{-1}$)
k_G	Facteur géométrique
k_r	Coefficient de la réaction de dissociation dans le milieu aquatique (s^{-1})
k	Energie cinétique turbulente ($m^2.s^{-2}$)
k_1 et k_{-1}	Constante de vitesse de la réaction, respectivement dans le sens direct et dans le sens inverse, dont l'unité dépend de l'ordre de la réaction
K_a	Constante de dissociation de l'acide
k_D	Coefficient de frottement
K_f	Coefficient de transfert thermique ($W.m^{-2}.K^{-1}$),
k_H	Facteur d'échelle de profondeur
k_t	Facteur d'échelle de temps
k_U	Facteur cinématique
K_x	Dispersivité (longitudinale) turbulente ($m^2.s^{-1}$)
L	Longueur du plan d'eau ou de la cuve (m)
l	Largeur (m)
ℓ	Dimension caractéristique du système (m)
L_c	Longueur caractéristique (m)

LC_{50}	Concentration létale médiane ($mg.l^{-1}$)
L_e	Longueur accessible à l'écoulement de l'eau sur la cuve (m)
L_t	Longueur totale de la cuve (m)
$M_{w,i}$	Masse moléculaire de l'espèce i ($g.mol^{-1}$)
$m_{0_{exp}}$	Masse initiale de la substance utilisée expérimentalement (g)
$m_{0_{num}}$	Masse initiale de la substance simulée numériquement (g)
M_0	Masse initiale de la substance avant son injection dans le milieu (g)
m_{exp}	Masse de la substance avant introduction dans le milieu aquatique
$\vec{n}$	Vecteur unitaire normal en un point de la surface libre
N	Nombre de réservoirs (ou mélangeurs)
n	Coefficient de Manning
N_e	Nombre d'espèces chimiques engagées dans la réaction r
N_v	Nombre de plantes à traiter par unité de surface
$\bar{P}$	Pression moyenne (Pa)
P_{ij}	Terme de production par interaction avec le champ moyen
p	Pression locale (Pa)
Pe	Nombre de Peclet massique
Pe_{th}	Nombre de Peclet thermique
P_h	Profondeur hydraulique (m)
P_m	Périmètre mouillé (m)
P_{moy}	Profondeur moyenne (m)
P_r	Nombre de Prandtl
Q	Débit de l'eau ($m^3.s^{-1}$)
Q_e	Débit de l'eau à l'entrée du système ($m^3.s^{-1}$)
Q_s	Débit de l'eau à la sortie du système ($m^3.s^{-1}$)
R_i	Taux net de la production de l'espèce i par réaction chimique
$\hat{R}_{i,r}$	Taux molaire de création/destruction de l'espèce i ($kmol.m^{-3}.s^{-1}$)
R	Constante des gaz parfaits ($J.K^{-1}.mol^{-1}$)
Re	Nombre de Reynolds
R_h	Rayon hydraulique (m)
Ro	Nombre de Rossby
Sc_t	Nombre de Schmidt
S_i	Sources termes définis par l'utilisateur dans l'équation de transport
S_i	Sources termes définis par l'utilisateur dans l'équation de transport
S_{ij}	Taux moyens de déformation les paramètres du modèle Rk- ε
S	Salinité ($kg.m^{-3}$)
S_{eau}	Surface occupée par l'eau (m^2)
S_f	Pente du gradient hydraulique (m/m)
SG	Rapport de la masse volumique du fluide ou du solide à celle de l'eau pure
S_m	Section mouillée (m^2)
$S_{plantes}$	Surface occupée par les végétaux (m^2)

$\overline{T_{int}}$	Température moyenne de l'eau simulée à l'intérieur (K)
t_{ABc}	Temps mis par une particule pour aller d'un point A à un point B situés sur une ligne de courant à l'échelle du pilote (s)
t_{ABr}	Temps mis par une particule pour aller d'un point A à un point B situés sur une ligne de courant à l'échelle du plan d'eau réel (s)
T^*	Terme adimensionnel proportionnel à la température de l'eau
T_{ij}	Terme de transport turbulent lié à la corrélation triple
t	Temps (s)
T	Température (°C) ou (K)
t_c	Temps caractéristique dans le pilote (s)
T_c	Terme source
t_{cmax}	Temps correspondant à la détection du pic de concentration (s)
t_{conv}	Temps nécessaire pour une substance injectée dans l'eau pour traverser une longueur caractéristique du plan d'eau par convection (s)
t_{diff}	Temps nécessaire pour que la substance traverse une même longueur caractéristique par diffusion ou temps caractéristique de diffusion (s)
TDS	Concentration des solides dissous ($g.m^{-3}$)
T_e	Température de l'eau à proximité du fond (K)
T_{fs}	Température au fond de l'étang (K)
t_r	Temps caractéristique dans le plan d'eau réel (s)
T_s	Température de surface (K)
t_{smoy} ou t_{sm}	Temps de séjour moyen (s)
TSS	Concentration des solides en suspension ($g.m^{-3}$)
t_{th}	Temps de séjour théorique (s)
$\overline{u'_i u'_j}$	Composante du tenseur des contraintes de Reynolds
$\overline{U_{conv}}$	Vitesse moyenne de l'écoulement convectif ($m.s^{-1}$)
$\overline{U_{int}}$	Vitesse moyenne simulée à l'intérieur du système ($m.s^{-1}$)
U_{v10}	Vitesse du vent à 10 m au-dessus de la surface de l'eau ($m.s^{-1}$)
U_{v10}	Vitesse du vent à 10 m au-dessus de la surface de l'eau ($m.s^{-1}$)
$\overline{U}$	Vitesse moyenne dans la section ($m.s^{-1}$)
$\overline{U}$	Vitesse moyenne dans la section ($m.s^{-1}$)
$\overline{u'}$	Valeur moyenne dans le temps des fluctuations de vitesse ($m.s^{-1}$)
$\overline{u'}$	Valeur moyenne dans le temps des fluctuations de vitesse ($m.s^{-1}$)
u_i	Vitesse locale dans la direction i ($m.s^{-1}$)
u_i	Vitesse locale dans la direction i ($m.s^{-1}$)
u, v et w	Composantes vitesse dans les directions horizontales x, y et verticale z ($m.s^{-1}$)
u'_i (ou u'_j)	Fluctuation de la vitesse turbulente ($m.s^{-1}$)
U_c	Vitesse en un point précis dans le pilote ou vitesse caractéristique ($m.s^{-1}$)
U_f^*	Vitesse de frottement à la surface de l'eau ($m.s^{-1}$)
U_i	Vitesse moyenne de l'écoulement ($m.s^{-1}$)
u_i	Vitesse instantanée ($m.s^{-1}$)

U_n	Composantes des vecteurs vitesses normales au plan de symétrie ($m.s^{-1}$)
U_p	Composantes des vecteurs vitesses parallèles au plan de symétrie ($m.s^{-1}$)
U_r	Vitesse en un point précis dans le plan d'eau réel ($m.s^{-1}$)
U_x, U_y	Vitesses selon les axes x et y ($m.s^{-1}$)
$\vec{v}$	Vecteur vitesse ($m.s^{-1}$)
V_a	Volume accessible à l'écoulement (m^3)
v	Vitesse locale ($m.s^{-1}$)
V	Volume du plan d'eau ou de la cuve (m^3)
V_{eff}	Volume effectif (m^3)
V_s	Pourcentage de volume mort ou stagnant (%)
V_{tot}	Volume total du plan d'eau (m^3)
x, y et z	Coordonnées cartésiennes (m)
X, Y, Z	Directions relatives, respectivement, à la longueur, la largeur et la hauteur
x_i (ou x_j)	Coordonnées cartésiennes (m)
Y_i	Fraction massique de l'espèce i dans le milieu aquatique

Lettres grecques ou caractères spéciaux

Variables	Description (unité)
ν	Viscosité cinématique ($m^2.s^{-1}$)
Ω	Vitesse angulaire de rotation de la terre ($rad.s^{-1}$ ou s^{-1})
δ	Coefficient de distorsion
θ	Angle du segment circulaire ($^\circ$)
ς	Latitude moyenne au point d'observation (rad ou $^\circ$)
Θ	Temps caractéristique de la turbulence (s)
ν_c	Viscosité cinématique à l'échelle du pilote ($m^2.s^{-1}$)
ν_r	Viscosité cinématique à l'échelle réelle ($m^2.s^{-1}$)
$\eta'_{j,r}$	Ordres partiels de la réaction par rapport aux réactifs
$\eta''_{j,r}$	Ordres partiels de la réaction par rapport aux produits formés
$\overline{\lambda_{int}}$	Valeur moyenne de la conductivité thermique de l'eau ($W.m^{-1}.K^{-1}$)
$\widehat{\Omega}_{ij}$	Taux moyens de rotation
$\gamma_{j,r}$	Efficacité du tiers-corps de l'espèce j dans la énième réaction
w_{sa}	Fraction massique de la substance active injectée
$\bar{\eta}$	Valeur moyenne de la viscosité moléculaire simulée ($kg.m^{-1}.s^{-1}$)
α_{cc}	Probabilité qu'il y ait des court-circuits au sein de l'étang (%)
ε_{ij}	Tenseur de dissipation turbulente
λ^*	Terme adimensionnel proportionnel à la conductivité thermique de l'eau
$\bar{\rho}$	Masse volumique moyenne de l'eau ($kg.m^{-3}$)

$\vec{\tau}$	Contrainte de cisaillement (Pa)
$v''_{i,r}$	Coefficient stœchiométrique des produits de la réaction r
$v'_{i,r}$	Coefficient stœchiométrique des réactifs de la réaction r
$\varphi_{j,i}$	Terme de corrélation entre les concentrations des substances i et j
$\Delta\rho_C$	Débit résultant de la concentration des matières en suspension (kg.m^{-3})
$\Delta\rho_S$	Paramètre du débit résultant de la salinité (kg.m^{-3})
α	Coefficient de perméabilité intrinsèque (m^2)
β	Constante du modèle RNG k- ϵ
ϵ	Taux de dissipation de la turbulence ($\text{m}^2.\text{s}^{-3}$)
η	Vitesse de déformation dans les paramètres du modèle RNG k- ϵ .
$\lambda(T)$	Conductivité thermique de l'eau à la température T ($\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$)
μ	Viscosité dynamique (Pa.s) ou ($\text{kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$)
ρ_A	Masse volumique de l'air (kg.m^{-3})
ρ_{sa}	Masse volumique de la substance active (kg.m^{-3})
ρ_{SG}	Masse volumique spécifique
ρ_m	Masse volumique du mélange (kg.m^{-3})
ρ ou ρ_E	Masse volumique de l'eau (kg.m^{-3})
ρ_T	Paramètre du débit résultant de la température (kg.m^{-3})
σ	Masse volumique de l'eau à la pression atmosphérique (kg.m^{-3})
σ_k et σ_ϵ	Nombres de Prandtl associés respectivement au transport de k et ϵ .
σ_t	Anomalie de la masse volumique de l'eau (kg.m^{-3})
χ_i	Symbole chimique représentant l'espèce i
ω	Fréquence turbulente ou dissipation spécifique de l'énergie turbulente (s^{-1})
Γ	Effets nets de tiers-corps sur la vitesse de réaction
τ	Contrainte de cisaillement du vent (N.m^{-2}).
ϕ	Champ scalaire
Ψ	Porosité du plan d'eau végétalisé.
∇	Opérateur gradient
∇^2	Opérateur Laplacien
σ^2	Variance de la DTS (s^2)
η_0	Constante du modèle RNG k- ϵ

Abréviations et acronymes

Abréviation	Description
°C	Degré celsius
2D	Bidimensionnel
3D	Tridimensionnel
ADCP	Acoustic Doppler Current Profiler
CFD	Computational Fluid Dynamics
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
DNS	Direct Numerical Simulation
DTS	Distribution des Temps de Séjour
FAO	Food and Agriculture Organisation
K	Kelvin
LES	Large Eddy Simulation
LRGP	Laboratoire Réactions et Génie des Procédés
MFN	Mécanique des Fluides Numérique
NaCl	Chlorure de sodium
PDF	Probability Density Function
pH	Potentiel Hydrogène
PVC	Polychlorure de vinyle
RAM	Random Access Memory
RANS	Reynolds-Averaged Navier-Stokes
Rk- ϵ	Modèle Realisable k- ϵ
RMS	Root-mean-square
RNG k- ϵ	Modèle Re-Normalization Group k- ϵ
RSM	Reynolds Stress Model
SGE	Simulation des Grandes Echelles
Sk- ϵ	Modèle Standard k- ϵ
Sk- ω	Modèle Standard k- ω
SST k- ω	Modèle Shear Stress Transport k- ω
T SST	Modèle de Transition Shear Stress Transport
TUI	Text User Interface
VFTH	Vogel–Fulcher–Tammann–Hesse

Indices

Indice	Description
int	Intérieur
exp	Expérimental
num	Numérique
x, y, z	Selon la direction x, y ou z

Introduction générale

Introduction générale

L'article L.210-1 du code de l'environnement en France déclare : « *L'eau fait partie du patrimoine commun de la nation. Sa protection, sa mise en valeur et le développement de la ressource utilisable, dans le respect des équilibres naturels, sont d'intérêt général* » (Taithe, 2006; Steck et Steck, 2008). La France compte plusieurs milliers de plans d'eau qui ne sont pas tous officiellement géo-référencés. Dans leurs travaux portant sur l'inventaire des plans d'eau en France, Bartout et Touchart (2013) ont détecté 554 566 plans d'eau contre 34 000 déclarés officiellement par le Ministère du Développement Durable. Ce constat indique que la reconnaissance scientifique ou juridique des plans d'eau français est une vraie problématique dans la gestion durable de ces milieux aquatiques lenticques. En région Lorraine comme ailleurs, les plans d'eau participent activement à l'identité culturelle et au paysage du patrimoine. Ces milieux aquatiques ont plusieurs vocations telles que la pisciculture, l'agriculture, le tourisme ou le sport.

L'eutrophisation est un processus naturel et lent par lequel les apports de nutriments (azote ou phosphore) dans les plans d'eau stimulent la prolifération des plantes aquatiques invasives telles que les algues, les macrophytes et les cyanobactéries (Carstensen et al., 2007; Daouda, 2010). L'eutrophisation des milieux aquatiques constitue une problématique importante de la santé des plans d'eau. Aujourd'hui, elle représente un des majeurs problèmes environnementaux dans tous les pays du monde. L'eutrophisation est en majeure partie d'origine anthropique. Afin d'améliorer le rendement agricole ou piscicole, certains agriculteurs ou pisciculteurs utilisent des engrais à base de phosphore ou d'azote, des hormones, des antibiotiques (Schindler, 2006; Nicolas et al., 2007; De Schryver et al., 2010) ou des vitamines (Hamre et al., 1997; Fontagné et al., 2006). Les quantités de phosphore ou d'azote mises en jeu par les apports d'engrais (Barroin, 2003) contribuent à l'eutrophisation des milieux. En France, on assiste à une prolifération des plantes aquatiques invasives (macrophytes, lentilles d'eau, cyanobactéries, etc,...) dans ces plans d'eau (Durtartre, 1988, 1992 ; Peltre et al. 1995).

Pour répondre aux objectifs de la Directive Européenne sur l'Eau (DCE), la France avait le devoir d'améliorer la santé environnementale de ces plans d'eau d'ici la fin de l'année 2015. Pour atteindre ce but, des industriels et des chercheurs ont développé des procédés pour l'amélioration de la qualité écologique des plans d'eau eutrophisés. Dans le passé, le traitement typique consistait à y déverser de grandes quantités de sulfate de cuivre provoquant non

seulement la destruction des plantes invasives mais aussi, malheureusement, d'énormes dégâts aux écosystèmes aquatiques. Ces traitements inappropriés sont déjà interdits par la législation française ou internationale.

Notre étude se situe dans un projet global qui consiste à développer un procédé innovant pour cibler efficacement la zone à traiter contenant des plantes aquatiques invasives. L'une des contraintes est de réaliser un traitement optimal en fonction de la concentration acceptable de produit pour tuer les plantes envahissantes ciblées sans créer de potentiels dommages écologiques. Le traitement de ces plans d'eau eutrophisés nécessite donc de connaître la chimie des processus de traitement mais aussi de comprendre le comportement des écoulements dans la masse d'eau ainsi que la dispersion du principe actif. Cependant, le fonctionnement hydrodynamique d'un plan d'eau (étang piscicole ou gravière) diffère d'un site à un autre et est complexe. La compréhension des phénomènes hydrodynamiques est difficile à partir d'une simple observation. Pouvoir prédire le comportement hydrodynamique à partir d'un modèle issu de Mécanique des Fluides Numérique (ou CFD, Computational Fluid Dynamics en anglais) permettrait de définir les conditions optimales de traitement notamment en aidant à la mise en place d'un outil d'aide à la décision. Le modèle numérique permettra de prédire rapidement, à partir de grandeurs facilement disponibles (la géométrie du plan d'eau, les débits et les points d'entrées/sorties du plan d'eau, l'étendue et le positionnement de la zone à traiter) le nombre et le positionnement des dispositifs de dissémination ainsi que la durée du traitement, afin de contrôler la dispersion des substances actives en fonction de l'effet recherché.

Le modèle numérique développé comprendra deux sous-modèles :

- Le premier permettra de simuler l'écoulement de la masse d'eau (fonctionnement hydrodynamique, gradients de température, etc...) par la résolution numérique des équations de Navier-Stokes.
- Le second permettra de simuler la dispersion des substances actives en utilisant les résultats du modèle d'écoulement.

Ce manuscrit est composé de cinq chapitres traitant les différents aspects de notre problématique :

- Le premier chapitre présente une analyse bibliographique sur le comportement hydrodynamique des plans d'eau afin de collecter des informations utiles pour traiter de manière écodurable les plans d'eau eutrophisés. La description des différents paramètres qui peuvent influencer le comportement hydrodynamique sera abordée.

- Le second chapitre présente les différentes méthodologies mises en œuvre pour simuler l'écoulement et la dispersion des substances actives tout en présentant une revue bibliographique sur les caractéristiques des différents modèles utilisés. Les matériels et méthodes utilisées sont présentés. Une étude détaillée est menée sur la conception du pilote utilisé pour valider les modèles, sur les méthodes de modélisation des forçages extérieurs et des modèles de réaction chimique des substances actives.
- Le troisième chapitre présente les résultats de l'étude de l'influence du choix du modèle de turbulence sur la prédiction de l'écoulement et la dispersion des substances actives. Il s'agit d'une étude stratégique permettant de faire un choix définitif d'un modèle, après une analyse approfondie des modèles pouvant simuler l'écoulement dans des zones où coexistent des comportements très différents (recirculations, zone stagnante, zone turbulente...).
- Le quatrième chapitre est dédié à la présentation des résultats de la modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle. Il s'agit de l'étude de la validation des résultats des Distributions de Temps de Séjour numériques et expérimentales à l'échelle du pilote. Les mesures expérimentales pour la validation du modèle ont été effectuées en collaboration avec Aziz ASSAAD, post-doctorant en charge des expériences sur le pilote. Par la suite, ce chapitre s'intéresse à l'influence de plusieurs facteurs (positionnement des entrées et sorties, débit, présence des végétaux, température, vent, ...) sur l'écoulement hydrodynamique.
- Le cinquième chapitre dresse les résultats de la simulation de la dispersion des substances actives à l'échelle du pilote et à l'échelle de la masse d'eau lentique « Grand Bleu » afin de valider la reproductibilité des méthodologies développées et le modèle global. L'influence de forçages extérieurs ainsi que les différents scénarios de positionnement des entrées et sorties sur la dispersion des substances actives sont discutées.

Une conclusion générale de ce travail est présentée et des perspectives pour le développement de futures recherches sont évoquées.

Chapitre 1 : Bibliographie : Etude du comportement hydrodynamique des plans d'eau

1 Chapitre 1. Bibliographie : Etude du comportement hydrodynamique des plans d'eau

1.1 Définitions, caractéristiques et types de plans d'eau

1.1.1 Définition d'un plan d'eau

Un plan d'eau est une étendue d'eau douce continentale à surface libre, stagnante, d'origine naturelle ou anthropique, de profondeur variable possédant trois principaux caractères (Touchart, 2007) :

- Les courants ou les vitesses d'écoulement sont très faibles, et indépendants de la pente.
- La masse d'eau est stratifiée.
- Le cycle trophique est à prépondérance verticale.

Sur le plan réglementaire en France, le plan d'eau est défini comme une masse d' « Eau libre » ou d'« Eau close », temporaire ou permanente, créée par une dépression du sol d'origine naturelle ou artificielle. Un plan d'eau est donc défini de deux manières distinctes selon la législation française (articles L. 431-3 et L.431-4 du code de l'environnement) (Bachasson, 2012). Ces deux définitions réglementaires sont typiques à la France et posent souvent des problèmes d'interprétation chez des gestionnaires de plans d'eau (Vestur et al., 2005).

1.1.1.1 Définition d'un plan d'eau qualifiée d' « Eau close »

L'article L.431-4 du code de l'environnement définit le plan d'eau dite « Eau close » comme ceci : « *les fossés, les canaux, les étangs, réservoirs et autres plans d'eau dans lesquels le poisson ne peut circuler naturellement...* » (Bachasson, 2012; Jiguet et al., 2012). Que ce soit en amont ou en aval, les poissons ne peuvent pas communiquer avec l'extérieur en dehors d'évènements hydrologiques exceptionnels.

1.1.1.2 Définition d'un plan d'eau qualifiée d' « Eau libre »

L'article L. 431-3 du code de l'environnement définit les plans d'eau dite « Eau libre » comme *des plans d'eau en communication avec le réseau hydrographique permettant aux poissons de circuler naturellement sans contraintes* (Jiguet et al., 2012).

1.1.1 Caractéristiques des plans d'eau

Les plans d'eau sont caractérisés par :

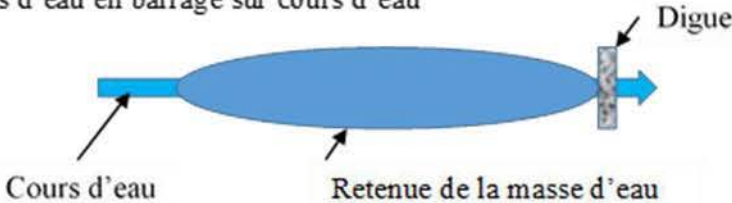
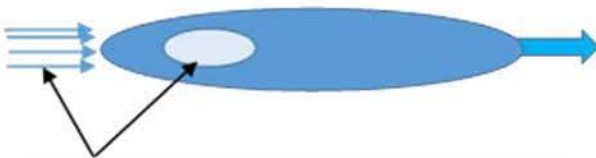
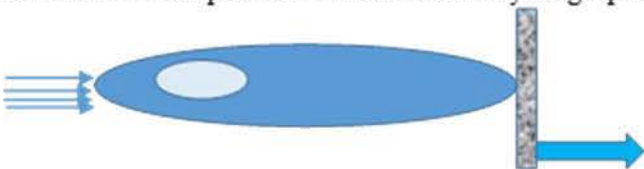
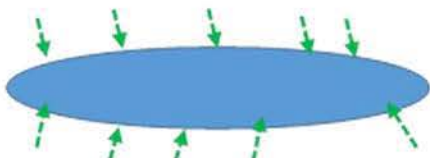
- leur identité dimensionnelle ou morphologique : périmètre, surface, profondeur, volume, forme,
- leur localisation dans le bassin versant,
- leur fonctionnement hydrologique : renouvellement des eaux, origine des apports et des pertes,
- leur structuration en fonction de la profondeur : pénétration de la lumière, action du vent, stratification (de la température, de l'oxygène dissous, des processus biologiques).

Une masse d'eau ayant les caractéristiques ci-dessus doit avoir une superficie supérieure à 100 mètres carrés (Bartout et Touchart, 2013).

1.1.2 Types de plan d'eau

Il existe différents types de plans d'eau classifiables selon leur taille (superficie et profondeur), leur origine (anthropique ou naturelle), leur mode d'alimentation en eau (par dérivation, barrage, pompage, ...) et leur emplacement dans le bassin versant. Nous pouvons distinguer principalement six types de plans d'eau (Tableau 1-1). Les diverses appellations rencontrées (lacs, étangs, gravières, mares, et lagunes) sont fonction des critères de leurs évolutions comportementales, de différenciations géographiques, spatiales ou dimensionnelles (Touchart, 2007a).

Tableau 1-1: Types de plans d'eau

Types de plans d'eau	Eau close	Eau libre
Plans d'eau en barrage sur cours d'eau 		Oui
Plans d'eau en dérivation de l'eau d'un cours d'eau 		Oui
Plans d'eau alimentés par des sources (situées dans le fond ou à proximité). Ce type de plan d'eau est souvent à la naissance d'un cours d'eau  Sources (chevelus hydrographiques,...)		Oui
Plans d'eau alimentés par des sources dont un ouvrage empêche la circulation naturelle des poissons vers le réseau hydrographique 	Oui	
Plans d'eau alimentés par des eaux de ruissellement ou eaux de pluie sans communication avec un cours d'eau 	Oui	
Plans d'eau alimentés par la remontée d'une nappe alluviale ou nappe phréatique sans communication avec un cours d'eau 	Oui	

1.1.2.1 Plans d'eau de type lagune

Une lagune est un plan d'eau saumâtre peu profond, allongé parallèlement au littoral, isolé complètement ou partiellement de la mer par une barrière meuble de sables et de galets (Durand, 1994; Lefebvre et al., 1997). Le cordon littoral est un dépôt de terre constitué de matériaux (sables, alluvions) déposés par des courants marins constituant une barrière entre la mer et la lagune (Rey, 2011). Le cordon littoral est aussi appelé par certains « lido » (par exemple le lido de la lagune de Venise).

La Figure 1-1 donne l'exemple de la lagune Ebrié en Côte d'Ivoire d'une superficie de 566 km² et une profondeur moyenne de 4,8 m avec des profondeurs maximales atteignant localement 23 m (Lemasson et al., 1979; Affian et al., 2002; Anoh, 2010). Aujourd'hui, cette lagune qui était autrefois appelée « la perle des lagunes » est envahie par des plantes aquatiques invasives.



Figure 1-1: Photographie d'une partie de la lagune Ebrié soumise à la pollution anthropique. Illustration en provenance du site internet de la Radiotélévision Ivoirienne (RTI) <http://rti.ci/actualite-5222-environnement-la-lagune-ebrie-est-en-souffrance.html> consulté le 25 Novembre 2015.

1.1.1.3 Plans d'eau de type lac

Un lac est une masse d'eau lentique d'origine naturelle ou artificielle remplissant une dépression du sol (Touchart, 2007 ; Schlumberger et Elie, 2008). La définition du lac a connu plusieurs évolutions. Forel avait défini en 1901 le lac comme étant « *une masse d'eau sans communication directe avec la mer, située dans une dépression fermée de tout côté* » (Touchart, 2007a). Vue la restriction de la définition de Forel, Touchart (2007) a proposé la définition du lac comme : « *un plan d'eau continental (séparé de la mer, dominé par son bassin d'alimentation et développant une personnalité propre), dont la profondeur, la superficie ou le volume sont suffisants pour provoquer un étagement, une zonation ou une régionalisation des processus limniques* ».

Les lacs sont généralement plus profonds que les mares et les étangs. Un lac est peu profond si sa profondeur est inférieure à 7 m et profond lorsque sa profondeur est supérieure à 7 m (Ji, 2008). Les paramètres pouvant contrôler l'écoulement hydrodynamique du lac sont le débit entrant et sortant, son volume, sa surface, son temps de séjour moyen et sa morphométrie ou sa géométrie (Ji, 2008). Sa profondeur moyenne est déterminée en divisant son volume par sa surface accessible à l'écoulement.

Le déplacement de l'eau peut être dû à l'action du vent (Hutter et al., 2014). Les lacs sont souvent caractérisés par des zonations horizontales et verticales de la répartition des propriétés physiques et chimiques (Touchart, 2007; Delincé, 2013). La profondeur est à l'origine de la zonation horizontale avec :

- la zone littorale : zone où on observe la prolifération des végétaux tels que les macrophytes.
- la zone pélagique ou zone centrale : zone de pleine eau où il y a la libre circulation de la masse d'eau
- la zone benthique : fond ou zone proche du fond du lac

La zonation verticale est due à la température ou à la lumière pénétrant dans le lac.

A titre d'exemple, la Figure 1-2 présente le lac de Gérardmer dans les Vosges en Lorraine (France), de forme elliptique, de superficie 155,5 hectares avec une profondeur maximale de 38,4 m.



Figure 1-2: Photographie du lac de Gérardmer issue des images satellites de Google Earth.

1.1.1.4 Plans d'eau de type mare

La mare est une masse d'eau lentique, peu profonde ou de faible superficie, d'origine naturelle ou artificielle et ne possédant généralement pas d'exutoire. Son alimentation non-pérenne provient souvent des eaux de ruissellement, d'un ruisseau ou de la remontée de la nappe phréatique. Sa faible profondeur pouvant atteindre parfois 2 m est un facteur qui favorise son eutrophisation accélérée. Certaines mares peuvent avoir des profondeurs plus importantes que celles des étangs. Ceci est une source de confusion pour la différenciation entre la mare et l'étang.

La mare de Grammont à Montpellier (Grillas et al., 2004) est une mare temporaire avec une dimension longitudinale inférieure à 20 m et elle tarit pendant les saisons sèches (Aillaud, 1998) (Figure 1-3). Cette mare a fait l'objet de plusieurs études depuis 1767 jusqu'à aujourd'hui au sujet du développement floristique à ses abords : elle est une ancienne station à *Isoetes setacea* Lam (Le Dantec et al., 1998).

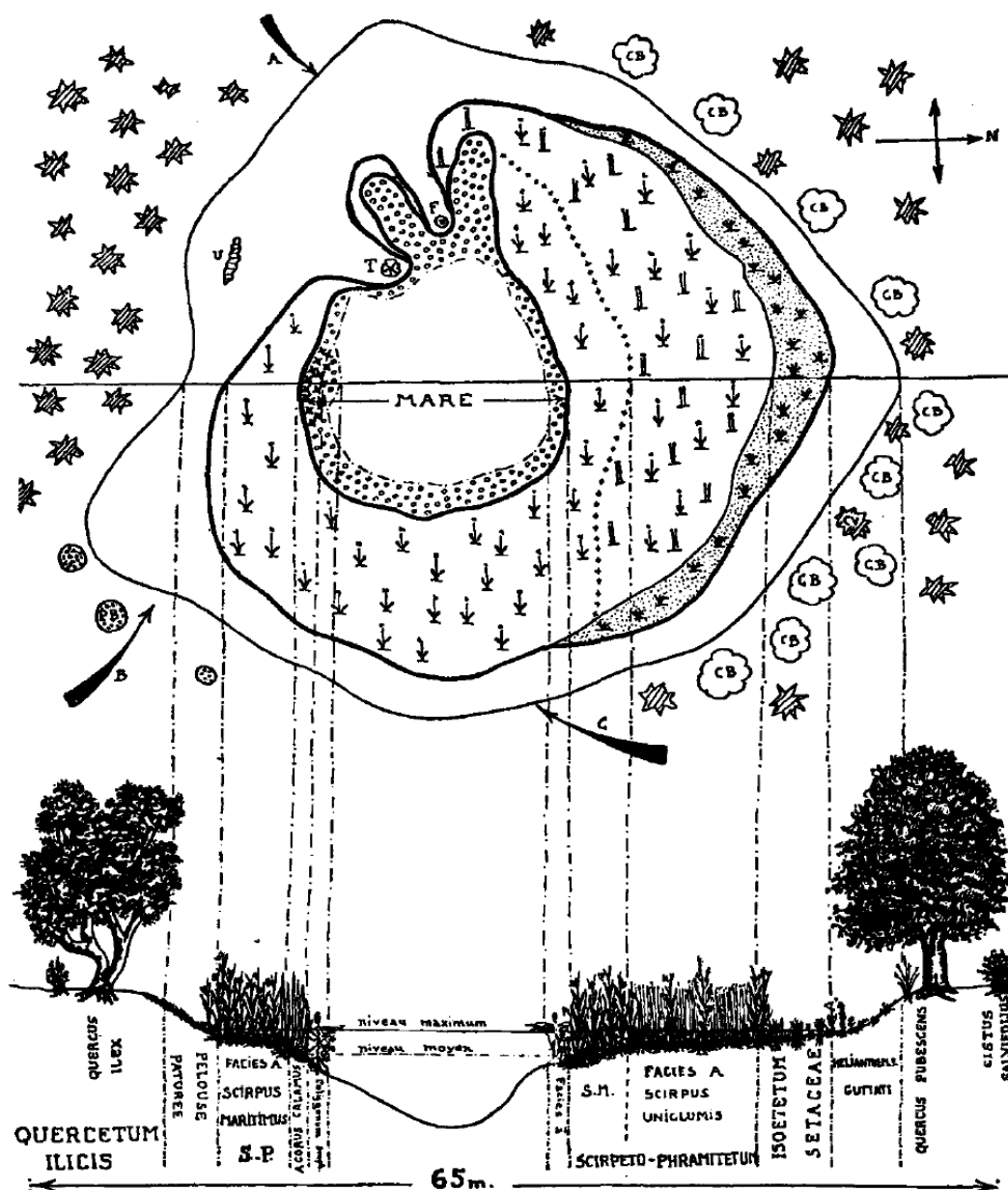


Figure 1-3: Schéma illustrant la géométrie de la mare de Grammont avec le développement des isoètes à ses abords. Cette illustration est issue de (Harant et al., 1950).

1.1.1.5 Plans d'eau de type étang

Un étang est une masse d'eau lentique, peu profonde d'origine naturelle ou humaine alimenté essentiellement par son bassin versant, une source ou un ruisseau. L'étang possède généralement un exutoire. L'étang a une taille intermédiaire entre le lac et la mare (Touchart, 2007a). Sa profondeur minimale peut varier entre 0,7 et 1,2 m et sa profondeur maximale entre 5 et 8 m. Sa superficie varie entre 0,1 hectare et 200 hectares selon des auteurs. Ces étangs peuvent avoir plusieurs vocations dont la pisciculture.

L'étang de Lindre situé en Moselle (Mechin, 2007) a une superficie de 620 hectares et une profondeur maximale de 6 m avec une profondeur moyenne de 2 m (Figure 1-4). L'exutoire de l'étang de Lindre alimente la Seille, un affluent de la Moselle (De Ridder, 1968). C'est l'un des plus grands étangs de pisciculture en France (Calmet, 1840; Collectif et al., 2011).



Figure 1-4: Photographie aérienne de l'étang de Lindre. Illustration en provenance du site <http://www.clicheo.fr/galerie/etang-de-lindre> consulté le 25/11/2015.

1.1.1.6 Plans d'eau de type gravière

Une gravière est un plan d'eau résultant d'anciennes extractions de sable ou de gravier. La gravière est connectée à une nappe alluviale, voire à un cours d'eau (Chenaïfia, 2014). La liaison hydraulique entre la gravière et la nappe permet un échange d'eau de manière dynamique et principalement non permanent (Mimoun, 2004).

La gravière du Grand Bleu à Pont-à-Mousson en Lorraine est située dans un méandre de la Moselle (Figure 1-5). Elle a une superficie de 42 hectares, avec une profondeur moyenne variant entre 3 et 4 m. Sa profondeur maximale est estimée à 6 m. La gravière du Grand Bleu a été créée suite à l'extraction de granulats dans les années 1980. L'alimentation en eau du plan d'eau se fait principalement par l'apport d'eau de son bassin versant (d'une surface estimée à 3,5 km²) à travers deux ruisseaux. Le débit d'alimentation est estimé à une dizaine de litres par seconde.

Indirectement, il y a des apports d'eau via la nappe phréatique à cause de la proximité de la Moselle. Selon les informations des gestionnaires de cette gravière, les apports d'eau issus de la nappe phréatique n'ont jamais été quantifiés. Sur le côté Ouest de cette gravière, il a été créé un seuil de crue permettant une entrée d'eau ponctuelle de la Moselle vers la gravière. La dernière connexion entre la Moselle et la gravière du Grand Bleu date de 2006 selon les informations données par la Mairie de Pont-à-Mousson.



Figure 1-5: Photographie aérienne de l'étang du Grand-Bleu de Pont-à-Mousson

1.1.1.7 Configurations des étangs piscicoles

Il y a autant d'étangs piscicoles qu'il y a de configurations. Notre étude se portera principalement sur les plans d'eau ayant un statut d'étang de pisciculture au titre de l'article L. 431-6 du code de l'environnement en France. Ce code stipule que la pisciculture désigne des exploitations d'élevage de poissons destinées à la consommation, au repeuplement, à l'ornement, à des fins scientifiques ou expérimentales ainsi qu'à la valorisation touristique (Jiguet et al., 2012).

Un étang piscicole peut être défini comme une masse d'eau stagnante, d'origine naturelle ou créée artificiellement, de faible profondeur, quasi complètement vidangeable à une fréquence variable et destinée à l'élevage piscicole (Banas, 2001; Schlumberger, 2002). Il peut avoir une superficie variant d'une centaine de mètres carrés à quelques hectares (Carballo et al., 2008) (voir Tableau 1-2).

Un étang piscicole peut prendre différentes formes. Les figures 1-6 (Persson, 2000; Persson et al., 1999a), 1-7 (Tsavdaris et al., 2015a) et 1-8 (Jansons et al., 2007) présentent quelques formes similaires à celles des étangs piscicoles. L'emplacement des entrées et sorties de ces étangs peut différer d'un étang à l'autre (Figure 1-6).

Généralement, deux types de géométries sont utilisés dans la construction d'étangs piscicoles artificiels : la forme circulaire et la forme rectangulaire (Oca et al., 2004a). Pour la bonne gestion des étangs de pisciculture, la FAO (« Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture ») recommande certaines configurations d'étangs de pisciculture à forme régulière (carrée ou rectangle) avec une pente douce (Coche et Muir, 1994; Carballo et al., 2008). Les créateurs d'étangs piscicoles adaptent généralement la forme de ces étangs à la topographie existante. La profondeur d'un étang adapté à la pisciculture doit être comprise de 0,5 à 1 m sur le côté peu profond (en aval) et aller jusqu'à 1,5 ou 2 m sur le côté du point de vidange. Ils ont une longueur environ deux fois supérieure à leur largeur (Coche et Muir, 1994).

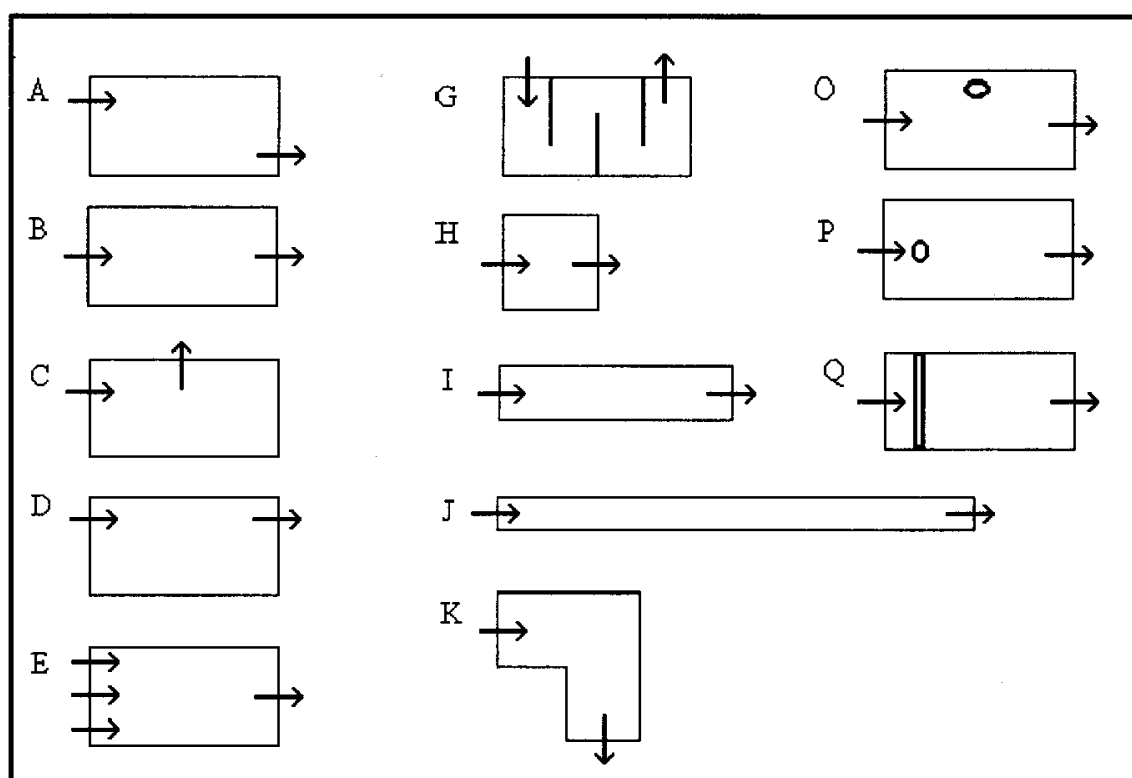


Figure 1-6: Treize formes d'étangs étudiées par Persson et al., (Persson et al., 1999; Persson, 2000)

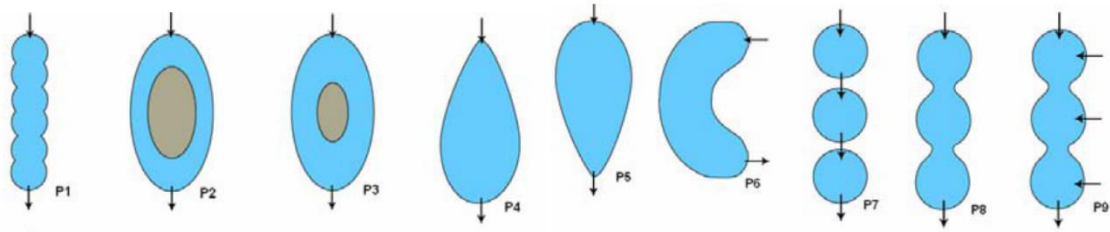


Figure 1-7: Neuf types de configurations d'étangs testés par Jansons et Law (2007)

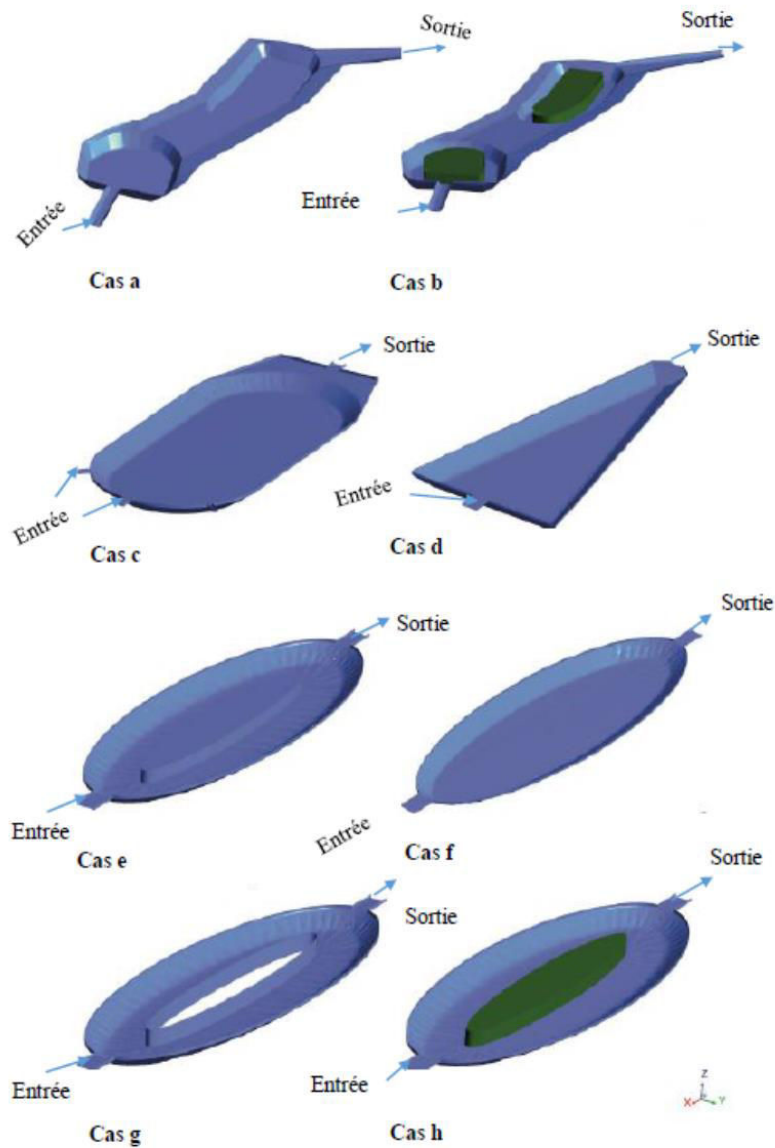


Figure 1-8: Huit formes d'étangs étudiées par Tsavdaris et al. (2015)

Tableau 1-2: Exemples de superficies et types d'étangs piscicoles (Coche et Muir, 1994)

Type d'étang de pisciculture	Superficie (m ²)	Profondeur moyenne (m)	Quelques espèces de poissons rencontrés
Etang de subsistance	100 à 400	0,5 à 1,5 m	Les carpes tels que les carpes argentées (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>) connues comme consommant des algues (Carballo et al., 2008), les tilapias (Charpy, 1955; Huet, 1959; Lévêque, 1997)...
Etang commerciale à petite échelle	400 à 1000	0,5 à 1,5m	On peut utiliser par exemple ces étangs pour la monoculture comme pour la polyculture pour des espèces telles que les carpes, tanches, « blancs » (gardon, rotengle, ide, goujon,...), carnassiers (truites, perche, sandre,...)
Etang de grossissement	1000 à 20000	0,5 à 1,5 m	
	5000 à 20000	1 à 3 m	
Etang d'alevinage	2500 à 20000	Entre 0,5 et 1,5 m	

Dans un étang artificiel (par exemple pour un étang de barrage ou un étang en dérivation alimenté par gravité) destiné à la production commerciale, les concepteurs de l'étang prennent souvent en compte les recommandations de la FAO (Coche et Muir, 1994) :

- Le fond du canal d'alimentation se situe au moins à la hauteur du niveau d'eau maximal dans l'étang
- L'arrivée d'eau de l'étang est située au moins à la hauteur du niveau d'eau maximal dans l'étang
- Le fond de l'étang se situe au-dessus de la nappe phréatique au moment de la récolte.
- Le fond de la prise d'eau principale se situe au-dessous du niveau minimal de la source d'eau.
- La sortie du dispositif de vidange de l'étang est au moins à la hauteur du niveau d'eau dans le canal de vidange.
- L'extrémité du canal de vidange est au moins à la hauteur du niveau d'eau maximal dans le lit naturel.

1.2 Ecoulement global dans les plans d'eau

Dans les plans d'eau, l'écoulement global est en général stagnant ou lentique. Le caractère stagnant de ce milieu aquatique ne signifie pas forcément une absence de mouvement. L'écoulement global est caractérisé par une diversité de phénomènes hydrodynamiques qui interagissent à différentes échelles de temps et d'espace. Le mouvement de la masse d'eau est souvent contrôlé d'une part par un ensemble de forçages et d'autre part par la géométrie ou la configuration du plan d'eau déterminée par sa bathymétrie. Le forçage est un processus en général physique (vent, température, pluie, ...) qui agit sur le plan d'eau et provoque des mouvements ou des changements d'état. L'instabilité des phénomènes hydrodynamiques contribue au changement fréquent de la direction de l'écoulement global des plans d'eau (Touchart, 2007a).

Spatialement et temporellement, le comportement hydrodynamique diffère d'un plan d'eau à un autre. Mais certains comportements leur sont communs telles que l'indépendance de la direction des vitesses d'écoulement de la pente du fond, des vitesses d'écoulement relativement faibles, des zones mortes, des recirculations (Peterson, 2000), des contre-courants et parfois des court-circuits (Sah et al., 2011).

L'écoulement de la masse d'eau lentique est décrit par les équations de Navier-Stokes. La résolution de ces équations tient compte des principes de conservation des systèmes fluides. Les équations de Navier-Stokes sont des équations aux dérivées partielles non-linéaires qui décrivent le mouvement des fluides dans l'approximation des milieux continus. Dans les études de l'écoulement dans les plans d'eau, les auteurs supposent que l'eau est un fluide incompressible avec une masse volumique constante et que l'écoulement est indépendant du temps. Cela leur permet de simplifier les équations de Navier-Stokes.

Dans ce cas l'équation de continuité ou équation de conservation de masse s'écrit (Chanson, 2004) :

$$\nabla \cdot \vec{v} = 0 \quad (1-1)$$

L'équation de conservation de la quantité de mouvement s'écrit comme suit (Ji, 2008) :

$$\frac{\partial \rho \vec{v}}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \vec{v} \vec{v}) = \rho \vec{g} - \nabla p + \nabla \cdot \vec{\tau} \quad (1-2)$$

où $\vec{v}$ désigne le vecteur vitesse ; ρ la masse volumique de l'eau ; p la pression atmosphérique ; $\vec{\tau}$ la contrainte de cisaillement ; $\vec{g}$ la force gravitationnelle ; ∇ l'opérateur gradient ; $\nabla \cdot$ l'opérateur divergence.

L'eau a un comportement newtonien, dans l'équation (1-2), le dernier terme désignant la force visqueuse peut être exprimé comme suit :

$$\nabla \cdot \vec{\tau} = \mu \nabla^2 \vec{v} \quad (1-3)$$

μ la viscosité dynamique ; ∇^2 l'opérateur Laplacien

Si nous supposons que la masse volumique de l'eau est constante, la projection de l'équation (1-2) selon les trois directions x, y et z du plan d'eau s'écrit comme suit (Viollet, 1998; Koçyigit et Falconer, 2004):

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial(u)}{\partial x} + v \frac{\partial(u)}{\partial y} + w \frac{\partial(u)}{\partial z} = \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + \nu \Delta u \quad (1-4)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial(v)}{\partial x} + v \frac{\partial(v)}{\partial y} + w \frac{\partial(v)}{\partial z} = \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} + \nu \Delta v \quad (1-5)$$

$$\frac{\partial w}{\partial t} + u \frac{\partial w}{\partial x} + v \frac{\partial w}{\partial y} + w \frac{\partial w}{\partial z} = \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} + \nu \Delta w - g \quad (1-6)$$

où x, y et z représentent les coordonnées cartésiennes. u, v et w sont respectivement les composantes de la vitesse d'écoulement dans les directions horizontales x, y et verticale z. ρ la masse volumique de l'eau est considérée constante. g est l'accélération de pesanteur et ν la viscosité cinématique. Δ est l'opérateur laplacien.

Les contraintes de cisaillement induites par le vent ne sont pas incluses dans l'équation de la quantité de mouvement. Néanmoins ces contraintes peuvent l'être dans les conditions limites si les forces du vent sont supposées non négligeables (Ji, 2008).

Les équations précédentes ont été écrites dans un repère galiléen. En toute rigueur, il faut prendre en compte l'accélération d'entraînement et l'accélération de Coriolis si nous supposons que le mouvement de la rotation de la Terre a un effet sur l'écoulement du plan d'eau.

La considération de la rotation de la Terre et des effets des forces extérieures tels que le vent permet de réécrire l'équation (1-2) comme suit (Ji, 2008) :

$$\frac{\partial \vec{v}}{\partial t} + \nabla \cdot (\vec{v} \vec{v}) = \vec{g} - \frac{1}{\rho} \nabla p + \nu \nabla^2 \vec{v} - 2\vec{\Omega} \times \vec{v} + \vec{F}_{ext} \quad (1-7)$$

ν est la viscosité cinématique ($\nu = \frac{\mu}{\rho}$), $\vec{\Omega}$ la vitesse angulaire de rotation terrestre et $\vec{F}_{\text{ext}}$ les forces extérieures (ou termes sources) représentant les contraintes induites par le vent ou les frottements sur le fond du plan d'eau. Le terme $-2\vec{\Omega} \times \vec{v}$ représente la force de Coriolis. A partir de ce terme, on peut exprimer le paramètre de Coriolis comme suit (Milroy, 2015) :

$$f_c = 2\Omega \sin\zeta \quad (1-8)$$

avec Ω la vitesse de rotation de la terre égale à $7,27 \times 10^{-5}$ rad/s et ζ la latitude moyenne. Il est important de prendre en compte l'influence de la force d'inertie de Coriolis pour des plans d'eau s'étendant sur des dizaines de kilomètres. Néanmoins, le paramètre de Coriolis est négligeable si l'échelle de longueur du plan d'eau est petite (Viollet et al., 2003). Pour savoir si le paramètre de Coriolis est négligeable à l'échelle d'un plan d'eau ou autre milieu aquatique, on utilise le nombre de Rossby. Il permet de comparer les effets inertiels à la force de Coriolis. Le paramètre de Coriolis est négligeable si le nombre de Rossby est inférieur à un. L'expression du nombre de Rossby (R_o) s'écrit comme suit:

$$R_o = \frac{U_c}{2L_c\Omega} \quad (1-9)$$

U_c est une vitesse caractéristique de l'écoulement de l'eau, L_c est une longueur caractéristique du plan d'eau et Ω est la vitesse de rotation de la Terre.

Généralement, le déplacement de la masse d'eau est dû à deux types de courant : le courant de surface et le courant de profondeur. Une meilleure compréhension du comportement hydrodynamique des masses d'eaux lenticques nécessiterait la considération de ces mouvements horizontaux et verticaux.

Dans les plans d'eau, on a le plus souvent des courants de surface (Audouin, 1962) dus aux effets du vent entraînant la surface du plan d'eau par friction tout en induisant des déplacements horizontaux. Les déplacements verticaux sont dus à la variation de la masse volumique suite à un réchauffement ou à un refroidissement de la masse d'eau. Pour des plans d'eau très peu profonds, certaines études négligent les mouvements verticaux. Millet (1989) a étudié le fonctionnement hydrodynamique du bassin de Thau dont le mouvement était dû essentiellement au seul effet du cisaillement de surface induit par le vent. Le bassin était supposé non stratifié avec une masse volumique constante et un modèle bidimensionnel a été utilisé en négligeant les mouvements verticaux de l'écoulement d'eau.

Le vent est une des principales forces à l'origine du transport des flux au sein des milieux stagnants (Kay, 2007; Ji, 2008; Mathez, 2013; Vreugdenhil, 2013; Ndungu et al., 2015). Il induit des phénomènes de convection mécanique à l'intérieur d'un plan d'eau conduisant au brassage des eaux (ou à la mise en mouvement de l'écoulement). A la surface libre, l'écoulement est en pondérance entraîné dans la direction du vent.

Dans leur étude sur le comportement hydrodynamique du lac Tai (le troisième plus grand lac de la Chine situé à proximité du delta du Yangzi Jiang), (Qin et al., 2007) ont observé expérimentalement à l'aide d'un profileur de courant ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler), la direction de l'écoulement par rapport à l'orientation du vent. Les mesures ont été faites précisément dans la baie de Meiliang (faisant partie du lac). La profondeur moyenne du lac est estimée à 1,9 m avec une profondeur maximale de 2,6 m. Ce lac dont une partie est destinée à l'aquaculture rencontre d'énormes problèmes d'eutrophisation. Les courants au sein du lac varient de 0,1 m/s à 0,3 m/s. Les résultats expérimentaux réalisés ont montré que les courants de surface sont principalement dirigés dans la direction du vent et qu'à proximité du fond du lac, il se produit des courants secondaires ou des courants se dirigeant dans le sens opposé au courant observé à la surface libre. Les courants du fond dirigés dans le sens opposé et observés à proximité du fond ont tendance à compenser la force exercée par le vent à la surface libre. Ces mêmes auteurs avaient dans une précédente étude réalisée une simulation numérique de l'écoulement du lac Taihu et les résultats expérimentaux publiés quelques années plus tard étaient en concordance avec les résultats numériques (Luo et Qin, 2003). La méthodologie qu'ils ont utilisée pour modéliser les effets du vent sera utilisée dans le présent travail.

Lorsque le vent agit temporellement ou spatialement sur le déplacement de la masse d'eau en milieu lentique, les contraintes de cisaillement exercées à la surface du plan d'eau par le vent sont déterminées comme suit (Wu, 1969; Viollet, 1998; Ji, 2008):

$$\tau = C_D \rho_A U_{v_{10}}^2 \quad (1-10)$$

avec $U_{v_{10}}$ la vitesse du vent (m/s) à 10 m au-dessus de la surface de l'eau, C_D le coefficient de frottement du vent (adimensionnelle), ρ_A la masse volumique de l'air (kg/m^3) et τ la contrainte de cisaillement du vent (N/m^2).

La contrainte de cisaillement du vent est aussi donnée par l'expression suivante :

$$\tau = k_D \rho_E U_{v_{10}}^2 \quad (1-11)$$

avec k_D le coefficient de frottement, ρ_E la masse volumique de l'eau et U_{v10} la vitesse du vent

Dans les plans d'eau où l'écoulement est turbulent, l'expression condensée de l'équation de la quantité de mouvement avec la convention d'Einstein de sommation des indices est (Viollet et al., 2003) s'écrit:

$$U_j \frac{\partial U_i}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\nu \left(\frac{\partial U_i}{\partial x_j} + \frac{\partial U_j}{\partial x_i} \right) - \overline{u'_i u'_j} \right) \quad (1-12)$$

où x_i (ou x_j) représente une coordonnée cartésienne, U_i est la vitesse moyenne de l'écoulement dans la direction x_i ; u'_i (ou u'_j) est la fluctuation de la vitesse turbulente, u_i ($u_i = U_i + u'_i$) est la vitesse instantanée en x (direction longitudinale), y (direction latérale) z (direction verticale). ρ est la masse volumique de l'eau, ν est la viscosité cinématique, p est la pression hydrostatique et $\overline{u'_i u'_j}$ est la composante du tenseur des contraintes de Reynolds. Un modèle de turbulence est utilisé pour obtenir ce dernier terme qui représente une inconnue supplémentaire. Les modèles de turbulence ainsi que d'autres équations liées à la turbulence de l'écoulement seront abordés dans les chapitres suivants.

1.3 Influence du type de configuration sur l'écoulement

Si la configuration ou la forme de l'étang change, ceci peut modifier l'écoulement de l'eau (milieu continu) à l'intérieur de l'étang. En effet, plusieurs travaux ont montré que la géométrie des étangs influence le comportement de l'écoulement (distribution des zones stagnantes), la résistance à l'écoulement ou résistance hydraulique, le temps de séjour (en fonction du volume total de l'étang) et la présence de court-circuits à l'intérieur du plan d'eau (Mangelson, 1971; Agunwamba, 1992; Wörman et Kronnäs, 2005; Hadiyanto et al., 2013). Persson (2000) a montré que pour treize étangs ayant un même volume (2500 m^3) et la même profondeur (1,5 m), leur comportement hydrodynamique était influencé par leur différence de configuration ou de forme (Figure 1-6) (Persson et al., 1999; Persson, 2000).

L'efficacité hydraulique caractérise la façon dont l'eau ou la matière entrante est distribuée à l'intérieur du plan d'eau (Persson et al., 1999a; Sébastien, 2013). L'efficacité hydraulique a pour expression (Persson et al., 1999; Laurent et al., 2015) :

$$E_{hy} = e \left(1 - \frac{1}{N} \right) = \frac{t_{cmax}}{t_{smoy}} \quad (1-13)$$

E_{hy} désigne l'efficacité hydraulique, e désigne le rapport du volume effectif sur le volume total (Persson et al., 1999a) :

$$e = \frac{V_{eff}}{V_{tot}} \quad (1-14)$$

V_{eff} est le volume effectif désignant le volume du plan d'eau accessible au fluide (eau) et V_{tot} désigne le volume total du plan d'eau ou le volume géométrique du plan d'eau (Roche et al., 1994; Séguret, 1998; Persson et al., 1999). t_{cmax} est l'instant correspondant à la détection de la concentration maximale à la sortie sur la courbe de Distribution des Temps de Séjour, et t_{smoy} le temps de séjours moyen. Si l'on considère le plan d'eau comme une cascade de mélangeurs en série, N désigne ici le nombre de réservoirs (ou mélangeurs) équivalent dans un modèle de réacteurs parfaitement agités en série (Persson et al., 1999a).

Persson et al. (1999) ont classé le fonctionnement hydrodynamique des treize configurations qu'ils ont étudié en fonction de leur efficacité hydraulique. Le Tableau 1-3 présente une illustration du fonctionnement hydrodynamique des étangs en fonction de leur efficacité hydraulique (Persson et al., 1999). La valeur de l'efficacité hydraulique varie de 0 à 1. Si la valeur de l'efficacité hydraulique est proche de 1, cela traduit que les zones stagnantes et les court-circuits sont moins fréquents au sein de l'étang. Puis, si l'efficacité hydraulique est inférieure à 0,5, cela explique que les zones stagnantes et des courts-circuits sont assez fréquents au sein de l'étang.

Le pourcentage de rapidité (α_{cc}) qu'a un traceur injecté à l'entrée pour atteindre la sortie peut être exprimé comme suit (Babu, 2011):

$$\alpha_{cc} = \left(\frac{t_{smoy} - t_{cmax}}{t_{smoy}} \right) \times 100\% \quad (1-15)$$

α_{cc} peut être interprété comme étant la probabilité qu'il y ait des court-circuits au sein de l'étang.

Levenspiel (1992) avait proposé une formule permettant de déterminer le pourcentage de volume mort dans un réacteur.

$$V_S = \left(1 - \frac{t_{smoy}}{t_{th}} \right) \times 100\% \quad (1-16)$$

Avec t_{th} est le temps de séjour théorique (V/Q).

Puisque le temps de séjour moyen numérique ou expérimental et le temps de séjour théorique sont égaux dans notre étude le ratio de temps proposé par Levenspiel ne permet pas d'estimer objectivement les volumes stagnants dans les étangs. Par analogie, on peut déterminer le

pourcentage de volume stagnant au sein de l'étang en se basant sur la formule proposée par (Levenspiel, 1992).

$$V_s = \alpha_{cc} = \left(1 - \frac{t_{cmax}}{t_{smoy}}\right) \times 100\% = (1 - E_{hy}) \times 100\% \quad (1-17)$$

V_s est le volume stagnant et E_{hy} l'efficacité hydraulique. Dans la formule proposée par Levenspiel (1992), t_{cmax} était interprété comme le temps de séjour moyen et t_{smoy} était interprété comme le temps de séjour théorique (V/Q).

Aujourd'hui avec la Mécanique des Fluides Numérique, on peut estimer ou détecter les volumes stagnants sans avoir recours aux formules proposées par Levenspiel (1992). Néanmoins, certains auteurs ont adapté les propositions de formules de Levenspiel (1992) dans les domaines d'études hydrauliques (Persson et Wittgren, 2003 ; Jansons et al., 2007 ; Kadlec et Wallace, 2008; Stamou, 2008 ; Babu, 2011).

La Distribution des Temps de Séjour (voir le Chapitre 2) permet de déterminer l'écoulement global du plan d'eau. Dans leur étude sur la Distribution des Temps de Séjour d'un étang de traitement d'eaux usées, Li et al. (2013) ont fait varier la longueur et de la largeur d'un étang rectangulaire tout en maintenant le volume et le débit d'eau constant afin de garder le même temps de séjour théorique ou temps de séjour moyen (t_{smoy}). Ils ont testé six types de rapport de la longueur (L) sur la largeur (l) avec des valeurs variant de 0,1 à 10. Le Tableau 1-4 présente les caractéristiques hydrauliques des six cas étudiés par Li et al.(2013) . Ces auteurs ont observé que la variation de la longueur et de la largeur influençait peu le comportement global de l'écoulement. Néanmoins, ceci affecte le comportement local de l'écoulement. En effet lorsque $\frac{L}{l}$ est inférieur à 10, on constate que l'efficacité est très faible d'où la prépondérance des courts-circuits ou l'abondance de volumes stagnants.

Le nombre de Peclet massique peut être utilisé aussi pour évaluer le comportement hydrodynamique d'un étang. Le nombre de Peclet massique est le ratio entre le temps nécessaire pour une substance injectée dans l'eau pour traverser une longueur caractéristique (L) du plan d'eau par convection (t_{conv}); et le temps nécessaire pour que la substance traverse la même longueur par diffusion (t_{diff});

$$P_e = \frac{t_{conv}}{t_{diff}} = \frac{\frac{\overline{U_{conv}} t}{L}}{\frac{D_m t}{L^2}} = \frac{L \overline{U_{conv}}}{D_m} \quad (1-18)$$

$\overline{U}_{conv}$ est la vitesse moyenne de l'écoulement (m/s), D_m est la diffusion moléculaire et turbulente de la substance injectée (m^2/s).

Le nombre de Peclet massique dans un étang piscicole a été déterminé par la formule proposée par Nameche et Vessel (1998) dans leur travaux de traçage expérimental sur une trentaine d'étangs ayant des vocations différentes (étangs de stabilisation d'eaux usées) (Shilton, 2005).

$$Pe = 0,1 \left(\frac{L}{l} \right) + 0,01 \left(\frac{L}{H} \right) \quad (1-19)$$

Tableau 1-3: Illustration du fonctionnement hydrodynamique des étangs en fonction de leur efficacité hydraulique (Persson et al., 1999a).

Efficacité hydraulique : E_{hy}	Type de configuration d'étang (voir Figure 1-7)
Mauvaise efficacité hydraulique ($E_{hy} \leq 0,5$): ceci traduit l'abondance de volumes stagnants et des phénomènes de court-circuit.	A, B, C, D, I, H, K et O
Efficacité hydraulique satisfaisante ($0,5 < E_{hy} \leq 0,75$): Les volumes morts sont moins fréquents	P et Q
Très bonne efficacité hydraulique ($E_{hy} > 0,75$): La présence des volumes stagnants est faible	E, G, et J

Tableau 1-4: Caractéristiques hydrauliques des six cas étudiés par Li et al.,(2013) en faisant varier le ratio $\frac{L}{l}$

Cas	$\frac{L}{l}$	t_{cmax} (jours)	t_{smoy} (jours)	$E_{hy} = \frac{t_{cmax}}{t_{smoy}}$
1	10	0,993	2,529	0,393
2	2,5	0,390	2,399	0,163
3	1,6	0,278	2,378	0,12
4	0,625	0,129	2,347	0,055
5	0,4	0,051	2,328	0,022
6	0,1	0,026	2,184	0,012

1.4 Influence du positionnement des entrées et sorties

Persson et al. (1999) ont montré l'influence du positionnement et du type d'entrée/sortie sur l'écoulement local du plan d'eau. Jansons et Law (2007) ont appliqué la méthodologie utilisée par Persson et al. (1999) pour évaluer l'efficacité hydraulique de neuf configurations d'étangs (Figure 1-7). Pour un même type de configuration et un même débit entrant ($0,3 \text{ m}^3/\text{s}$), Jansons et Law (2007) ont changé le positionnement de l'entrée/sortie (Figure 1-9) et ont constaté l'influence de ce changement sur l'écoulement hydrodynamique. La permutation de l'entrée et sortie va créer une inversion du sens de l'écoulement. Les vecteurs vitesses ont été simulés par Jansons et Law (2007) via l'utilisation du logiciel Mike 21 de DHI. Ils ont constaté que le changement du positionnement de l'entrée et sortie a créé légèrement plus de court-circuit dans l'étang 2 par rapport à l'étang 1. L'étang 1 présentait une efficacité hydraulique inférieure ($E_{hy} \leq 0,5$) à celle de l'étang 2. Dans l'étang 1, les flux vont se diriger principalement à la sortie via le centre et de part et d'autre du centre et il y a une zone de stagnation, ce qui n'est pas le cas de l'étang 2. Néanmoins, Li et al.(2013) ont montré dans leur étude que le changement du positionnement de l'entrée et sortie avait peu d'influence sur le comportement global de l'écoulement d'un étang rectangulaire de dimensions $50 \times 20 \times 1,5\text{m}$ (Li et al., 2013).

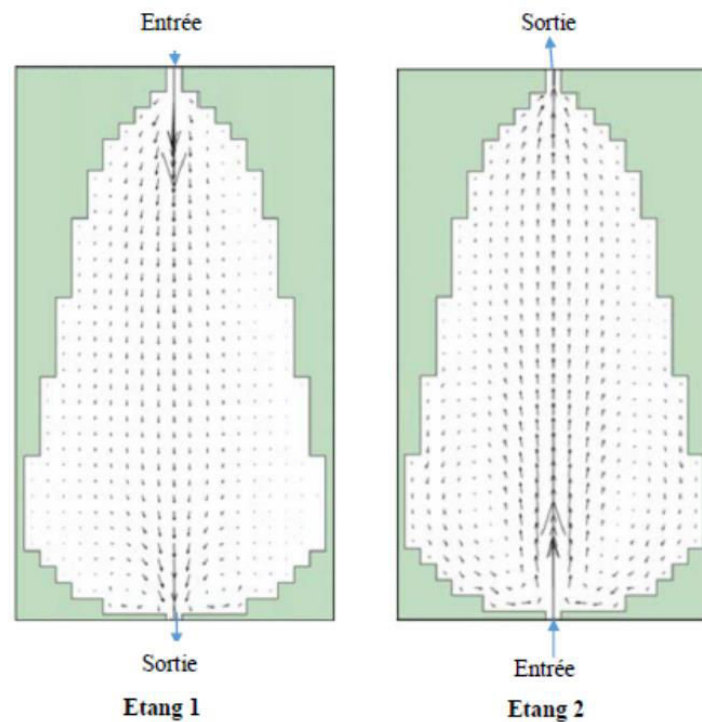


Figure 1-9: Vecteurs vitesses simulés avec un modèle à deux dimensions du logiciel Mike 21 de DHI (Jansons et al., 2007)

1.5 Influence du débit sur l'écoulement

Connaissant les dimensions de l'étang, la connaissance du débit permet de déterminer le nombre de Reynolds, qui est un nombre adimensionnel (Loisel, 2013; Viollet et al., 2003) permettant de caractériser la nature de l'écoulement (laminaire, transition, turbulent) à l'intérieur du plan d'eau. Ce nombre combine trois caractéristiques importantes de l'écoulement et du fluide : la vitesse (proportionnelle au débit), la dimension caractéristique de l'écoulement et la viscosité cinématique de l'eau (Rauen et al., 2008a). Le comportement hydrodynamique de l'étang est donc modifié par le changement du débit.

D'un milieu aquatique à un autre, le débit ou la vitesse d'entrée d'eau est variable. La synthèse des données dans le Tableau 1-5 nous permettra de fixer l'idéal des conditions d'entrées pour l'étude de l'influence des débits sur l'écoulement.

Tableau 1-5:Quelques données d'entrées (débits, vitesses dimensions) de plans d'eau.

Références	Type de plan d'eau	Données d'entrées		
		Débit d'entrée (m ³ /s)	Vitesse (m/s)	Géométrie et dimensions
(Huggins et al., 2005)	Etang piscicole	0,058	La vitesse d'écoulement à l'intérieur de l'étang est comprise entre 0 et 0.3 m/s	(L) 30,2 m, de largeur (l) 3.0m et de hauteur (H) 0,9 m avec une pente de 1%
(Dionne, 2012)	Etang piscicole	0,052	Plusieurs possibilités de vitesse d'entrée d'eau ont été étudiées. Ces vitesses étaient fixées entre 0.05 m/s et 0.4 m/s	L×l×H= 30,5m×7,32m× (1,05 m en amont et 1,65 m en aval) avec une pente de 2%
(Banas, 2001)	Etang piscicole extensif	variant entre 0 et 0,1	La vitesse d'écoulement en entrée et en sortie dépend du débit en amont qui est supposé variable en fonction des périodes	La superficie moyenne est comprise entre 1,7 ha et 10,1 ha selon la région géographique
(Wu et Chen, 2011)	Lagune pour la digestion anaérobie	Le débit d'entrée est de l'ordre de 0.01m ³ /s	La vitesse d'entrée de l'eau est de l'ordre de 0,005m/s	L×l×H=135m×42m×4,3m avec une entrée et une sortie de même dimensions L×l=2m×1m

Le vent est un forçage externe (mécanisme physique moteur) qui naît sous l'effet des différences de température et de pression atmosphérique. Le vent va intervenir tant par sa direction pour orienter la distribution des flux (Pradal et Millet, 2006) que par sa vitesse pour entraîner la matière (eau, substances, végétaux...). Le vent constitue donc un des facteurs pouvant influencer le comportement hydrodynamique d'un plan d'eau (Walker, 1998). Dans leur étude sur l'hétérogénéité spatiale du forçage du vent, Pradal et Millet (2006) ont montré que statistiquement, il faut au moins une vitesse de vent supérieure à 4 m/s pour créer un mouvement dans une masse d'eau stationnaire. Dans les plans d'eau où la vitesse d'écoulement est très faible, le vent joue un rôle prépondérant dans la modification de la vitesse d'écoulement (Sah et al., 2011; Li et al., 2013). A la surface libre, le mouvement de l'eau est induit par un cisaillement (poussée) sous l'action du vent (Koçyigit et Falconer, 2004; Pang et al., 2015). Le cisaillement dans la direction du vent peut générer des recirculations à la surface (Le Hir, 1999) du plan d'eau.

Malgré la modification du comportement de l'écoulement dû au vent, de nombreuses recherches sur la modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau ont été faites sans la prise en compte des effets du vent (Alvarado et al., 2012; Alvarado, 2013).

1.6 Influence de la température sur l'écoulement

L'eau est un milieu continu (Padet et Germain, 1991) car les propriétés de son écoulement sont des fonctions continues de l'espace et du temps (champ de contrainte, température, vitesse, masse volumique, ...).

La température et les substances dissoutes ont une incidence sur la variation de la masse volumique de l'eau (Boehrer et Schultze, 2008). Généralement la masse volumique de l'eau dans un plan d'eau est fonction de trois variables : la température (T), la salinité (S), et la concentration de matières en suspension (C_{MES}) (Ji, 2008).

$$\rho = f(T, S, c_{MES}) \quad (1-20)$$

Dans les plans d'eau non salée, plusieurs auteurs ont proposé des expressions de la masse volumique en fonction de la température.

Kell (1975) a proposé la relation suivante (Jones et Harris, 1992) :

$$\rho = (999,83952 + 16,945176T - 7,9870401 \times 10^{-3}T^2 - 46,170461 \times 10^{-6}T^3 + 105,56302 \times 10^{-9}T^4 - 280,54253 \times 10^{-12}T^5) / (1 + 16,879850 \times 10^{-3} T) \quad (1-21)$$

avec ρ la masse volumique de l'eau en kg/m^3 et T la température en degré Celsius.

Dans les plans d'eau non salée tels que les lacs d'eau douce, Heggen (1983) a proposé en outre l'expression suivante (Heggen, 1983; Hostetler et Bartlein, 1990; Danis, 2003) :

$$\rho = 1000 - 0,019549(|T_k - 277|)^{1,68} \quad (1-22)$$

Avec T_k la température en Kelvin.

Pour les plans d'eau à proximité de la mer où il y a une infiltration de l'eau de mer dans le plan d'eau, il est utilisé l'équation suivante pour la détermination de la masse volumique de l'eau :

$$\rho = \rho_T + \Delta\rho_S + \Delta\rho_C \quad (1-23)$$

$$\rho_T = 999,842594 + 6,793952 \times 10^{-2}T - 9,095290 \times T^2 + 1,0011685 \times 10^{-4}T^3 - 1,120083 \times 10^{-6}T^4 + 6,536332 \times 10^{-9}T^5 \quad (1-24)$$

où T est la température de l'eau en $^{\circ}\text{C}$.

Le paramètre issu de la salinité est donné par l'équation suivante (Ji, 2008) :

$$\Delta\rho_S = S (0,824493 - 4,0899 \times 10^{-3}T + 7,6438 \times 10^{-5}T^2 - 8,2467 \times 10^{-7}T^3 + 5,3875 \times 10^{-9}T^4) + S^{\frac{3}{2}}(-5,72466 \times 10^{-3} + 1,0227 \times 10^{-4}T - 1,6546 \times 10^{-6}T^2) + S^2 \times 4,8314 \times 10^{-4} \quad (1-25)$$

S = Salinité (kg/m^3)

Le paramètre résultant de la concentration des matières en suspension est donné par l'équation suivante (Ji, 2008) :

$$\Delta\rho_C = TSS \left(1 - \frac{1}{SG}\right) \times 10^{-3} + TDS (8,221 \times 10^{-4} - 3,87 \times 10^{-6}T + 4,99 \times 10^{-8}T^2) \quad (1-26)$$

TSS est la concentration des solides en suspension (g/m^3) et TDS est celle en solides dissous (g/m^3).

SG est un nombre adimensionnel désignant la gravité spécifique de la totalité de solide suspendu (rapport de la masse volumique du fluide ou du solide à celle de l'eau pure).

La stratification thermique est la superposition des masses d'eau par couche de température différente (Savy, 2003). La température distribuée verticalement par couche dans un plan d'eau peut être due à plusieurs facteurs dont principalement la profondeur du plan d'eau, les

perturbations climatiques ou des forçages extérieurs tels que le vent et le rayonnement solaire au cours de l'année (Butler, 1963; Boehrer et Schultze, 2008).

Lorsque la stratification thermique ou la stratification verticale de la masse volumique de l'eau est étudiée, il est important de considérer la valeur de la masse volumique jusqu'à au moins cinq chiffres après la virgule à cause de la faible variation de la masse volumique de l'eau (Ji, 2008). Dans la littérature, on définit cette faible variation de la masse volumique comme étant une anomalie de la masse volumique de l'eau (Emery et Aubrey, 2012). L'anomalie de la masse volumique de l'eau est notée sigma-t (σ_t). Elle s'exprime comme suit (Ji, 2008; Pond et Pickard, 2013) :

$$\sigma_t = \sigma - 1000 \quad (1-27)$$

σ est la masse volumique de l'eau à la pression atmosphérique

La variation de la température induit une variation de la viscosité dynamique (η). Il a été utilisé l'équation de viscosité proposée par Vogel–Fulcher–Tammann–Hesse (VFTH) pour déterminer la viscosité dynamique de l'eau dépendant de la température (Totten, 1999; Nascimento et Aparicio, 2007; Ikeda et Aniya, 2010) :

$$\eta(T) = e^{A + \left(\frac{B}{T+T_0}\right)} \quad (1-28)$$

A, B et T_0 sont des paramètres de l'équation de VFTH dont les valeurs sont renseignées dans le Tableau 1-6, T est une température en Kelvin (K).

Tableau 1-6: Paramètres de l'équation de la viscosité dynamique

Paramètres de l'équation de VFTH pour des températures de l'eau comprise entre 273 et 373 K pour des viscosités exprimées en mPa*s	A	B	T_0
	-3,7188	548,919	-137,546

En plus, lorsque la température varie, la conductivité thermique de l'eau varie (Chen et Millero, 1986; Dixon, 2007; Sharqawy et al., 2010). L'équation quadratique de conductivité thermique de l'eau a été utilisée pour déterminer expérimentalement par Ramires et al.,(1995) pour une température comprise entre 274 K et 370 K.

$$\lambda(T) = \lambda(298,15 ; 0,1 \text{ MPa}) \times \lambda^* \quad (1-29)$$

$$\lambda(298,15 ; 0,1 \text{ MPa}) = 0,6065 \pm 0,0036 \text{ Wm}^{-1}\text{K}^{-1} \quad (1-30)$$

$$\lambda^* = -1,48445 + 4,12292T^* - 1,63866T^{*2} \quad (1-31)$$

$$T^* = \frac{T}{298,15} \quad (1-32)$$

$\lambda(298,15 ; 0,1 \text{ MPa})$ est la valeur standard de la conductivité thermique de l'eau à la température de 298,15 K à 0,1 mégapascal (MPa), λ^* et T^* sont des termes adimensionnels et T est la température de l'eau en K, $\lambda(T)$ est la conductivité thermique de l'eau à la température T .

On peut donc en déduire que :

$$\lambda(T) = -0,9002886 + 0,008386889T - 1,11915 \times 10^{-5}T^2 \pm 0,0036 \quad (1-33)$$

Dans les plans d'eau de faible profondeur, la pénétration du rayonnement solaire jusqu'au fond du plan d'eau et le brassage de la masse d'eau dû aux effets du vent induisent une homogénéisation thermique de la masse d'eau (Butler, 1963; Touchart, 2007; Boehrer et Schultze, 2008). Par exemple, dans le lac Tchad avec 4 m de profondeur moyenne, il y a une homogénéisation de la température à cause de la destruction de la stratification thermique sous l'effet du vent (Delincé, 2013). Au Maroc, on rencontre des périodes d'uniformisation de la température au sein de certains plans d'eau comme le lac de Dayet Aoua situé dans la province d'Ifrane avec une profondeur maximale avoisinant 5 m (Fazul et al., 2015). Il y a des lacs très profonds qui présentent une uniformisation de la température dans certaines périodes de l'année. C'est l'exemple du lac Baïkal (Touchart, 1996). Touchart (1996) avait trouvé qu'habituellement au début du mois de Juillet, le lac Baïkal avait une température uniforme qui s'étend de la surface libre jusqu'à 250 m de la surface libre pour une température qui varie entre 3,6 et 3,8°C en fonction des années.

La stratification thermique est beaucoup plus observée dans les plans d'eau de profondeur supérieure à au moins 5 ou 10 m. Cette stratification induit la zonation verticale de la température en trois principales couches de masse d'eau. :

- L'épilimnion : couche de surface où l'eau est chaude (Ji, 2008; Boehrer et Schultze, 2008) avec une température supérieure à 4°C (excepté pendant les périodes d'hiver dans

les climats tempérés où la glace recouvrant certaines surfaces d'eau est à 0°C). C'est dans cette couche que se déroule la photosynthèse. Pendant les mois d'été et de printemps dans les zones tempérées, le réchauffement de la surface libre de l'eau dû aux échanges thermiques avec l'atmosphère induit l'augmentation de la température et entraîne la diminution de la masse volumique de la masse d'eau dans cette couche. Le vent et les fortes pluies peuvent entraîner l'homogénéisation de la température dans cette couche.

- La métalimnion ou thermocline : c'est une couche de transition où l'on observe généralement d'importantes fluctuations de la température en fonction de la profondeur. Cette couche constitue une barrière à la pénétration de la lumière dans le fond. Dans leur étude sur la qualité des eaux du plan d'eau Hassan II au Maroc, Chahboune et al. (2014), ont observé la zone de transition de la température à partir de la profondeur de 10 m.
- L'hypolimnion : c'est la couche la plus froide par rapport aux deux autres. La température varie peu dans cette zone à cause de la difficulté de pénétration des rayons solaires ou de la lumière. C'est dans cette couche que les micro-organismes décomposent la matière organique.

La Figure 1-10 représente la schématisation des trois couches distinguant la zonation verticale de la température.

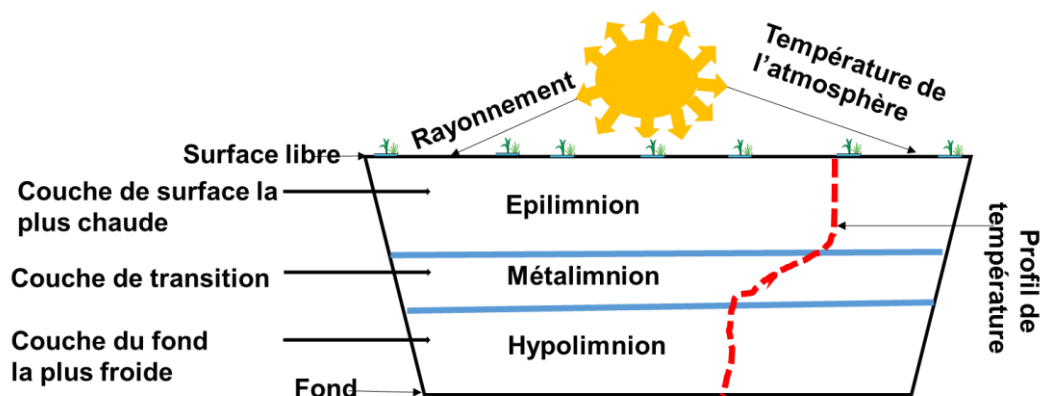


Figure 1-10: Schématisation des couches distinguant la distribution verticale de la température

Au cours de l'année la stratification thermique peut dépendre du type du climat ou des saisons. La distribution spatio-temporelle de la température au sein d'un plan d'eau semble hétérogène (Arnaud et Raimbault, 1969). Pourtant, de nombreuses recherches sur l'étude de l'écoulement hydrodynamique ont supposé une homogénéisation de la température dans tout le plan d'eau

(Alvarado et al., 2012; Tarpagkou et Pantokratoras, 2013). La profondeur à partir de laquelle un plan d'eau est stratifié peut varier d'un plan d'eau à un autre (Delincé, 2013). Par exemple Délinché (2013) a trouvé dans son cas d'étude que des plans d'eau de moins de 7 m de profondeur peuvent être stratifiés.

1.1.2 Equation de transport de la température

Dans un écoulement incompressible stationnaire (indépendant du temps), l'équation de transport tridimensionnel de la température au sein d'un plan d'eau s'écrit comme suit (Xie, 2015):

$$u \frac{\partial T}{\partial x} + v \frac{\partial T}{\partial y} + w \frac{\partial T}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(A_{HT} \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_{HT} \frac{\partial T}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{A_{VT}}{H^2} \frac{\partial T}{\partial z} \right) + T_c \quad (1-34)$$

u, v et w sont les vitesses d'écoulement selon les directions x, y et z, H est la hauteur totale de la colonne d'eau au sein de l'étang, A_{HT} et A_{VT} sont respectivement les diffusivités thermiques selon les axes horizontaux et verticaux et T_c est un terme source.

1.1.3 Conditions limites à la surface libre

A la surface libre, on peut utiliser la condition limite suivante (Xie, 2015) :

$$-\frac{\rho C_p A_{VT}}{H} \frac{\partial T_s}{\partial z} = H_L + H_E + H_C \quad (1-35)$$

C_p (J/kg-K) est la capacité thermique massique de l'eau, ρ est la masse volumique de l'eau, T_s est la température de surface, H_C (W/m².) est le flux de chaleur sensible correspond au transfert de chaleur par convection entre la surface et l'air, H_E est le flux de chaleur latente ((W/m²) due à l'évaporation et H_L est le rayonnement net (W/m²) dû au flux de chaleur en provenance du rayonnement à l'interface eau-air.

1.1.4 Conditions limite au fond du plan d'eau

Au fond du plan d'eau, nous avons utilisé la condition limite suivante (Xie, 2015) :

$$-\frac{\rho C_p A_{VT}}{H} \frac{\partial T_{fs}}{\partial z} = H_{fs} \quad (1-36)$$

H_{fs} est le flux de chaleur des sédiments au fond de l'étang et T_{fs} est la température au fond de l'étang.

$$H_{fs} = -K_f (T_e - T_{fs}) \quad (1-37)$$

K_f est le coefficient de transfert thermique ($W/m^2.K$) et T_e est la température de l'eau à proximité du fond.

Nous avons supposé que la température de l'eau et celle de la fine couche des sédiments au fond du plan d'eau sont égales. Pour ceci la condition limite au fond de l'étang devient :

$$-\frac{\rho C_p A_{VT}}{H} \frac{\partial T_{fs}}{\partial z} = H_{fs} = 0 \quad (1-38)$$

1.7 Influence de la pluviométrie sur l'écoulement

La gestion durable d'un plan d'eau doit tenir compte des apports hydrauliques en provenance de son bassin versant (Ghiotti, 2006). Un bassin versant hydrographique est un territoire sur lequel tous les écoulements des eaux convergent vers un même exutoire du bassin versant tel que le plan d'eau. Le bassin versant utilisé comme unité de référence en hydrologie va permettre la mise en relation des eaux de pluies collectées et des débits d'eau dans les plans d'eau (Miller, 2006; Vissin, 2007). Les eaux de pluie en provenance du bassin versant seront déversées dans les plans d'eau via un écoulement de surface ou souterrain (Belhadj, 1994; Bry et Hoflack, 2004; Joly, 2007; Sayana et al., 2010).

Les eaux de pluie constituent souvent la principale source d'alimentation en eau dans des plans d'eau (Vankhede, 2002). Les apports supplémentaires des eaux de pluie vont augmenter le débit à l'intérieur du plan d'eau et le niveau d'eau (Ndongo et al., 2015). Parfois, ces apports peuvent modifier progressivement la bathymétrie du plan d'eau à cause de l'accumulation des sédiments et des déchets domestiques issus du bassin versant (Megnounif et Ghenim, 2013; Ndongo et al., 2015). L'apport des eaux de pluie a donc une influence sur l'écoulement à cause de la modification du débit et de la bathymétrie dues aux phénomènes pluviométriques (Walker, 1998).

Afin d'étudier l'influence de la pluviométrie sur l'écoulement, les eaux de pluie entrant dans le plan d'eau sont transformées en hydrogramme ou en débit (Kovacs, 1988; Lang et Lavabre, 2007; Walker, 1998; Hingray et al., 2009). L'apport des débits importants dans le plan d'eau entraîne souvent un brassage de la masse d'eau et donc une destruction de la stratification thermique pour les plans d'eau de faible profondeur.

1.8 Influence de la présence des végétaux sur l'écoulement

Les milieux aquatiques lenticques existant naturellement ou créés artificiellement constituent d'une part d'énormes ressources naturelles pour le maintien de la biodiversité et d'autre part, ils sont propices à la prolifération des plantes aquatiques. Plusieurs facteurs participent favorablement à la prolifération des plantes aquatiques invasives (Peltre et al., 2002). Dans leur recherche sur la prolifération des espèces végétales invasives en France, Peltre et al. (2012) ont montré que les principaux facteurs sont:

- Les paramètres physiques : l'éclairement, la température, la profondeur, le courant, le régime hydrologique, le type géologique, la nature et la structure des sédiments
- Les paramètres chimiques : la minéralisation et le pH.
- Les relations entre espèces végétales

La distribution spatiale des plantes aquatiques au sein du plan d'eau est souvent hétérogène (Wörman et Kronnäs, 2005). Le développement des plantes aquatiques invasives est corrélé à la profondeur du plan d'eau. Par exemple, pour de faibles profondeurs, il peut y avoir des proliférations macrophytiques des espèces thermophiles ou thermotolérantes comme les algues filamenteuses. Certains types de plantes aquatiques auront une affinité pour le courant d'eau. La plupart des végétaux aquatiques tels que les cyanobactéries planctoniques, les macro-algues, etc., vont se développer préférentiellement dans des zones d'écoulement à très faible courant (Peltre et al., 2002). La modification du comportement hydrodynamique dépendra de la densité de plantes aquatiques invasives dans le plan d'eau (Kang et Choi, 2006; Tiev, 2011). Si certains auteurs trouvent que la présence des végétaux influe significativement sur les vitesses d'écoulement (Shucksmith et al., 2010), d'autres trouvent que leur influence est peu significative dans certaines conditions (Tsavdaris et al., 2013).

La présence de ces végétaux constitue un obstacle à l'écoulement normal (Golzar, 2015; Kang et Choi, 2006; Pang et al., 2015) et favorise la diminution du volume effectif de la masse d'eau. (Bodin et al., 2012) ont montré que la présence de végétaux tels que les roseaux et carex diminuait les valeurs des vitesses d'écoulement transversal. Dans leurs travaux sur l'influence des végétaux émergents sur la performance hydraulique, Keefe et al. (2010) ont aussi montré que la présence des végétaux constituait une résistance à l'écoulement et ceci diminuait la vitesse d'écoulement local.

Tsavidaris et al. (2013) ont trouvé que la présence des végétaux n'avait pas d'influence significative sur les vitesses d'écoulement. Néanmoins, ils ont montré que leur présence augmentait l'intensité de turbulence et favorisait spécialement la recirculation horizontale à l'interface des différents végétaux.

Au vue des données dans la littérature, il serait important d'effectuer une étude où l'on néglige l'influence de la présence des algues d'une part et d'autre part prendre en compte la présence de ces algues en testant l'effet de leur force sur l'écoulement.

1.9 Substances actives

Les substances actives sont des métabolites secondaires extraits à partir des plantes. Elles ont pour fonction d'affecter les processus fondamentaux de la matière vivante (plantes, cyanobactéries, macrophytes...) comme la photosynthèse, l'équilibre hormonal, la synthèse des protéines, la production de chlorophylle, les relations matière vivante - eau - sédiment, la division cellulaire, la germination et le prélèvement de nutriments (Einhellig et al., 1986; Yamane et al., 1992). Ces substances bio-actives appartenant à diverses classes de composés chimiques sont en général des composés phénoliques. L'activité de ces substances varie en fonction de l'espèce ciblée.

Les composés phénoliques comme l'acide gallique, l'acide pélargonique (acide nonanoïque), l'oléamide sont largement utilisés pour traiter les plans d'eau eutrophisés (Nakai et al., 2005; Wang et al., 2010; Whitton, 2012; Laue et al., 2014; Watson, 2014; Meng et al., 2015; Shao et al., 2013, 2015; Techer et al., 2015). Il a été montré que l'acide gallique a des effets de destruction de la physiologie des algues à partir de 2 mg/l pour une durée d'exposition de trois jours et il peut inhiber complètement la croissance des algues à 40 mg/l (Xu et al., 2013). Shao et al. (2009) ont trouvé que l'acide nonanoïque peut inhiber la croissance des algues à 4 mg/l après une durée d'exposition de deux jours. Ces auteurs ont également montré que la concentration efficace médiane (EC_{50}) (Sebaugh, 2011) d'oléamide pouvant inhiber la croissance des cyanobactéries *Microcystis aeruginosa* était de 8.60 ± 1.20 mg/l au bout de deux jours d'exposition. Yan et al. (2012) avaient trouvé que 50 microgrammes de flavonoïdes, extraits à partir des racines d'*Ephedra equisetina*, pouvait tuer des cyanobactéries contenues dans au moins 100 ml d'eau au bout du sixième jour d'exposition. Par ailleurs, Nakai et al. (2005) ont observé que la concentration EC_{50} de l'acide nonanoïque sur les cyanobactéries *Microcystis aeruginosa* était de $0,5 \pm 0,3$ mg/l et la concentration d'acide gallique causant 50% d'inhibition (IC_{50}) de la croissance des cyanobactéries *Microcystis aeruginosa* variait entre 1 et

5 mg/l (Techer et al., 2015). Bien que l'acide gallique ou l'acide nonanoïque peuvent être qualifiés de substances naturelles, cela n'exclut pas qu'à partir d'une certaine concentration dans le milieu aquatique ces molécules puissent porter atteinte à d'autres espèces aquatiques non ciblées (poissons, invertébrés aquatiques...). Pour Techer et al. (2015) la concentration létale (LC_{50}) d'acide pélargonique et d'acide gallique sont respectivement de 81,2 mg/l et 100 mg/l sur le poisson-zèbre (*Danio rerio*), une espèce de poissons de la famille des Cyprinidés (*Cyprinidae*) au bout de 96 heures. L'utilisation de l'acide nonanoïque comme substance active semble compatible à l'environnement, comparé à d'autres substances actives comme le butylate, l'atrazine, la cyanazine, le sulfate de cuivre, etc. (Shao et al., 2009; Meng et al., 2015). Pour cette raison, nous allons nous intéresser à la simulation de la dispersion de ces substances afin d'avoir des informations préliminaires sur les doses de concentrations qu'on peut avoir localement dans les cas où il n'y a pas de résultats expérimentaux. Dans cette présente étude, nous nous intéresserons à la dispersion de l'acide nonanoïque comme composé biodégradable utilisé pour traiter un milieu aquatique lentique. L'acide nonanoïque est partiellement soluble dans l'eau (Spafiu et al., 2009). L'hydrosolubilité de l'acide nonanoïque est de 0,3g/l à 25°C (du Produit, 2011). Oliveira et al. (2009) ont trouvé expérimentalement que la solubilité de l'eau dans l'acide nonanoïque est supérieure ou égale à 99,5 % à des températures variant entre 288,15 et 323,15 K et à pression atmosphérique. Dans l'environnement l'acide nonanoïque a une durée de vie très courte (Godard, 2012) et sa biodégradation est estimée à 93% à 90 heures (du Produit, 2011).

Le Tableau 1-7 donne quelques renseignements sur le coefficient de diffusion d'une substance active dans l'eau telle que l'acide nonanoïque qui est assez utilisé pour ses propriétés herbicides ou algicides (Fausey, 2003; Vaughn et Holser, 2007; Barker et Probst, 2009).

Tableau 1-7: Propriétés de l'acide nonanoïque (Iwahashi et al., 1990)

Propriétés de l'acide nonanoïque (C ₉ H ₁₈ O ₂)				
Masse molaire (g/mol)	Viscosité (mPas)	Coefficient de diffusion moléculaire dans l'eau (cm ² /s)	Masse volumique (kg/m ³)	Température du milieu aquatique (K)
158,238± 0,0091	6,7540 à T= 298,10 K	1,56. 10 ⁻⁶ à T= 298,10 K	905,300	285,65 – 453,15
	3,5950 à T = 323,10 K	3,16 10 ⁻⁶ à T = 323,10 K		

1.10 Conclusion

Ce présent chapitre nous a permis d'avoir des informations sur des principaux facteurs pouvant influencer le comportement hydrodynamique global et local d'un plan d'eau.

L'ensemble de la recherche bibliographique montre qu'il existe de nombreuses publications directement axées sur l'étude du comportement hydrodynamique des étangs destinés au traitement des eaux usées. Néanmoins, il y a peu d'articles directement consacrés à la compréhension du comportement de l'écoulement dans des étangs piscicoles et gravières. De ce fait, il convient de compiler suffisamment d'informations pour développer notre propre travail de recherche sur un milieu aquatique ayant un comportement similaire à ceux trouvés dans la littérature.

Cette étude nous a donné une idée sur les différents types de géométries simplifiées (ou de configuration) de plan d'eau que nous pourrions rencontrer chez des pisciculteurs.

Les travaux effectués dans des plans d'eau ont montré la présence de zones mortes et de zones de recirculation. Ces zones dépendent souvent de la géométrie du plan d'eau, du débit, de la pluviométrie, du vent, du positionnement des entrées et sorties, etc... Du fait de l'influence de ces paramètres d'entrée sur la distribution spatiale ou temporelle de l'écoulement, il convient

d'envisager plusieurs cas d'étude permettant d'avoir un recul sur les travaux déjà effectués dans la littérature. Ceci consisterait à tester plusieurs types de conditions aux limites (par exemple la prise en compte du vent et/ou de la présence des végétaux) afin de pouvoir trouver le meilleur compromis entre notre problématique de recherche et celle utilisée dans la littérature.

Chapitre 2 : Matériels et méthodes

2 Chapitre 2. Matériels et méthodes

2.1 Choix des configurations des plans d'eau étudiés

Dans le chapitre 1, divers types de configuration de plans d'eau ont été décrits. Des configurations artificielles ou naturelles ayant une vocation piscicole feront l'objet de cette présente étude.

2.1.1 Etang piscicole peu profond avec une pente douce

On retrouve en général des étangs piscicoles de forme régulière (rectangulaire ou carré) chez les pisciculteurs. Selon la FAO, la profondeur moyenne d'un étang piscicole doit être comprise entre 0,5 et 1,5 m. L'étang doit avoir une pente douce. C'est pourquoi il a été choisi de travailler sur un étang piscicole répondant à ces critères. Les données d'une configuration d'étang trouvée dans la littérature (Dionne, 2012) ont été utilisées. Cette configuration répond aux critères de conception d'étang recommandé par la FAO. L'étang a un volume de 301,4 m³ avec des dimensions de 30,5 m x 7,32 m et une profondeur non constante (1,05 m en amont et 1,65 m en aval) avec un fond de pente de 1,97 %. La pente du fond appelée aussi pente topographique est l'inclinaison du fond de l'étang : c'est le rapport de la dénivellation sur la distance horizontale.

$$\text{Pourcentage de pente du fond} = \frac{\Delta H \times 100}{\text{Distance horizontale}} = \frac{H_{av} - H_{am}}{L} \times 100 \quad (2-1)$$

L est la longueur suivant la pente. ΔH est le dénivelé (égal à la différence entre la hauteur en aval (H_{av}) et la hauteur en amont (H_{am})). Dans les étangs de pisciculture le pourcentage de pente du fond peut varier entre 0,5 et 5 % (Chakroff et Druben, 1981; Coche et al., 1995).

La Figure 2-1 montre la géométrie de l'étang en trois dimensions. L'eau entre et sort de l'étang à travers un tuyau rectangulaire de dimensions 0,4 x 0,2 m correspondant à un diamètre hydraulique de 0,2 m et un débit de 0,024 m³/s. L'entrée de l'étang est située au niveau maximum de l'eau dans l'étang (à surface libre horizontale) et la sortie à 0,2 m du fond. Dans le tuyau d'entrée le régime de l'écoulement est turbulent avec un nombre de Reynolds égal à 60 000. A l'intérieur de l'étang, les régimes laminaires, transitoires et turbulents coexistent.

Pour cette configuration, les influences des débits et du positionnement des entrées et sorties ont été testées.

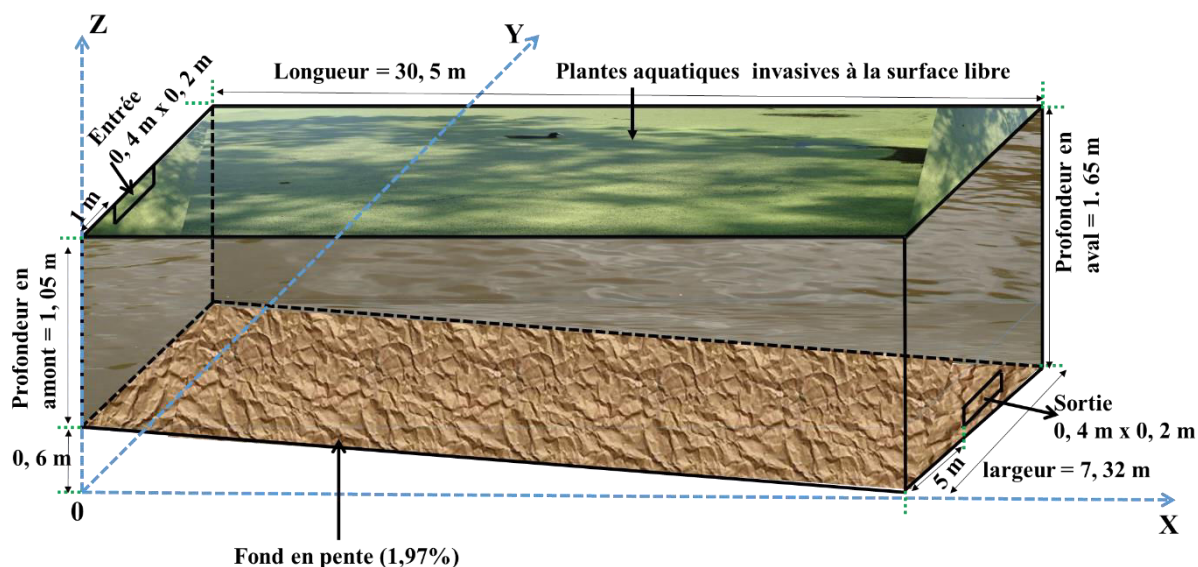


Figure 2-1: Géométrie de l'étang peu profond avec une pente de fond égale à 1,97%

2.1.2 Etang du Grand Bleu

La Figure 2-2 présente la localisation du Grand-Bleu avec la délimitation de son bassin versant. Cet étang est situé sur la base nautique du Grand Bleu sur le territoire de la commune de Pont-à-Mousson (54). Il s'agit d'une ancienne gravière exploitée dans un méandre de la Moselle avec une superficie de 42 hectares. Il a une profondeur moyenne de 3 à 4 m avec une profondeur maximale pouvant atteindre 6 m. Il est alimenté en eau par son bassin versant via deux ruisseaux (voir Figure 2-2). L'eau en provenance des ruisseaux entre dans l'étang à travers des buses bétonnées de diamètre 1 m. L'alimentation en eau à travers les ruisseaux est temporaire. Le débit moyen entrant est estimé à environ une dizaine de litres par secondes. Cependant une alimentation via la nappe alluviale de la Moselle ne peut pas être exclue.

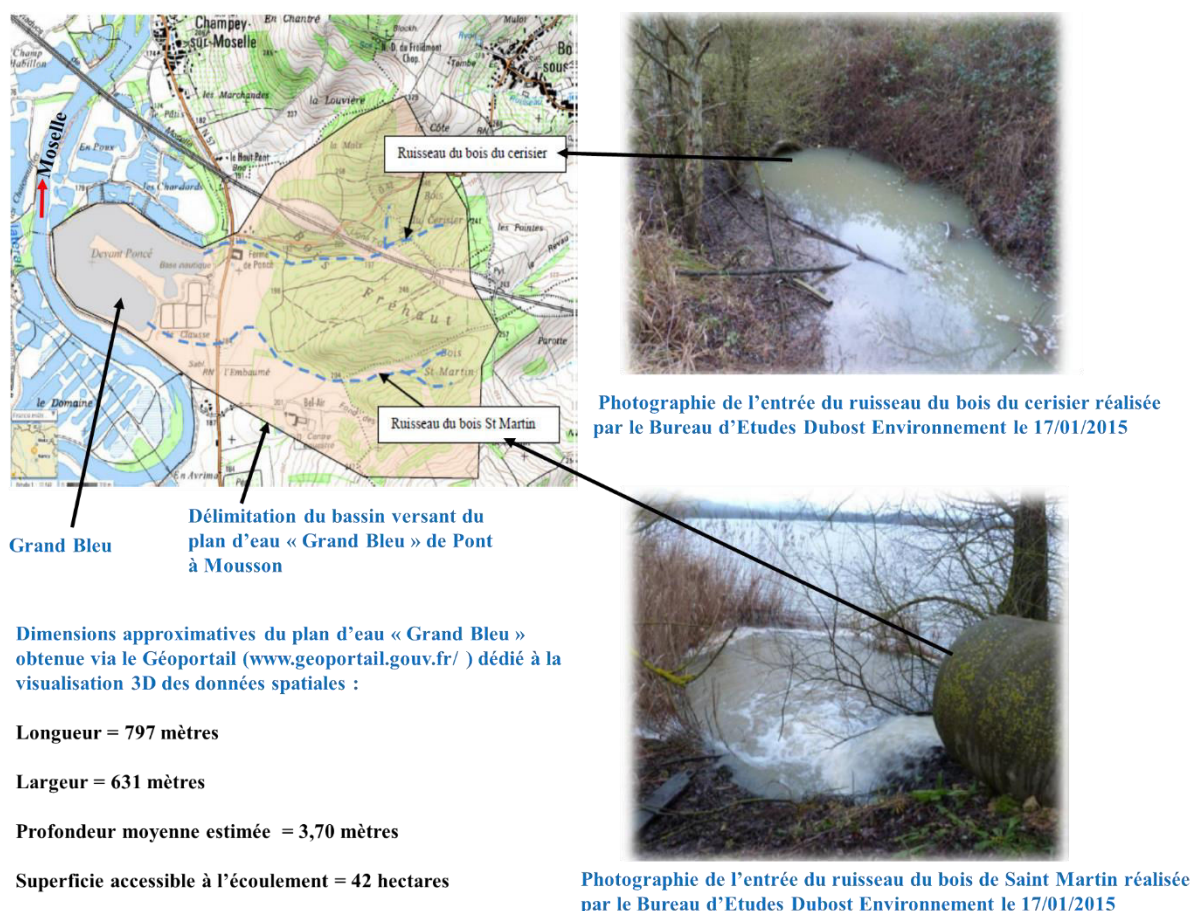


Figure 2-2: Localisation du Grand-Bleu avec la délimitation de son bassin versant

2.2 Démarche de dimensionnement du pilote

Ce paragraphe présente la démarche suivie pour la mise en place d'une cuve (pilote) permettant de valider les simulations d'écoulement dans un étang et d'étudier la dispersion locale des substances actives. La conception de la cuve expérimentale ne se résume pas uniquement à la réduction de la taille du plan d'eau réel. Elle nécessite la prise en compte de plusieurs critères et contraintes. La cuve doit :

- être représentative des systèmes réels étudiés : il a été effectué des visites de terrain sur plusieurs étangs et des discussions ont été organisées avec des personnes spécialisées dans la gestion des plans d'eau ;
- répondre à des critères d'extrapolation afin de conserver les processus prépondérants sur les systèmes de taille réelle ;
- être adaptée aux contraintes propres au laboratoire (place disponible, approvisionnement en fluide...) : les limitations propres au laboratoire ont été analysées avec le responsable des locaux du LRGP ;

- supporter les contraintes mécaniques liées à la grande quantité d'eau utilisée : les contraintes mécaniques ont été étudiées avec l'atelier du LRGP qui était chargé de la construction.

Les critères d'extrapolation ont pu être définis sur la base de simulations numériques et de l'expérience antérieure du laboratoire en matière de dimensionnement de pilote. La structure de base de la cuve, de forme parallélépipédique a une capacité d'environ 1 m³.

2.2.1 Les critères de similitude pour la conception du pilote

Le passage de l'étude des écoulements d'un plan d'eau à la cuve expérimentale se fait par similitude (similitude géométrique ou dynamique). Ces critères de similitude permettent de répondre à des critères d'extrapolation afin d'être représentatifs des processus prépondérants sur les systèmes de taille réelle.

Les résultats de simulations ou des mesures expérimentales sur la cuve ne sont transposables à l'échelle d'un plan d'eau réel que si les résultats hydrodynamiques satisfont à une relation de similitude mécanique dans les deux échelles. En hydraulique à surface libre, les modèles réduits sont construits sur la base des similitudes géométriques, dynamiques et cinématiques (Julien, 2002; Hendricks, 2006). La similitude géométrique est construite sur la base du rapport des dimensions du plan d'eau à l'échelle réel et le pilote. La similitude dynamique est réalisée sur la base des nombres adimensionnels tels que le nombre de Reynolds ou le nombre de Froude. La similitude cinématique permet de déterminer une constante qui permet d'établir une relation des vitesses entre les deux échelles (réel et pilote). Les critères ou conditions de similitude peuvent être déduites à partir des équations de mécanique des fluides (équation de continuité, équations de Navier-Stokes,...)

La similitude avec le phénomène à étudier est assurée lorsque les paramètres de similitude (nombre sans dimension ou rapport de similitude) sont identiques aux deux échelles. Il y a d'autres nombres adimensionnels (nombre de Mach, nombre Péclet...) qui peuvent être considérés comme des rapports de similitude. Cependant en hydrodynamique comme en hydraulique à surface libre, on privilégie l'égalité du nombre de Froude ou celle du nombre de Reynolds. Pour l'étude de la dispersion des substances actives dans un plan d'eau, on privilégie le nombre de Péclet.

Dans certains cas, il n'est pas toujours possible de respecter les critères de similitude. Par exemple, pour modéliser un plan d'eau, nous pouvons modifier le rapport de similitude

géométrique en utilisant une échelle de largeur différente de celle de la longueur (distorsion géométrique). Dans le cas où certains des critères de similitude ne sont pas satisfaits, nous parlerons de similitude incomplète.

2.2.2 La similitude géométrique

La similitude géométrique est réalisée si les rapports de toutes les longueurs correspondantes au pilote (L_c) et au plan d'eau à l'échelle réelle (L_r) sont égaux. Ceci nécessite le respect de l'échelle géométrique dans les directions horizontales et verticales de l'écoulement.

$$\frac{L_c}{L_r} = \text{constante} = k_G \quad (2-2)$$

k_G est le facteur géométrique (constant), L_c est une dimension géométrique du pilote et L_r est une dimension géométrique du plan d'eau réel.

Il peut arriver que les facteurs d'échelle des longueurs soient différents du facteur d'échelle des hauteurs (Nicollet et al., 1993; Lallemand, 2000; Ginocchio et Viollet, 2012). Dans ce cas, la conception du pilote serait basée sur un modèle distordu (distorsion géométrique). La distorsion géométrique est fréquente dans les écoulements des plans d'eau car les distances horizontales sont plus grandes que les distances verticales (Chanson, 2004; Heller, 2011). Le facteur d'échelle de la hauteur ou la profondeur est déterminé comme suit :

$$\frac{H_c}{H_r} = \text{constante} = k_H \quad (2-3)$$

k_H est le facteur d'échelle de profondeur (constant), H_c est une profondeur (ou hauteur) du pilote et H_r est une hauteur du plan d'eau réel.

Si la distorsion géométrique est appliquée, il faut que le coefficient de distorsion (δ) soit inférieur à 1 ($\delta \leq 1$) :

$$\delta = \frac{k_{G \text{ horizontale}}}{k_{G \text{ verticale}}} = \frac{k_{G \text{ horizontale}}}{k_H} \quad (2-4)$$

$k_{G \text{ horizontale}}$ ($= \frac{L_c}{L_r}$) est le facteur d'échelle des longueurs, $k_{G \text{ verticale}}$ ($= \frac{H_c}{H_r} = k_H$) est le facteur d'échelle des hauteurs et δ est le coefficient de distorsion.

Pour éviter la modification des propriétés physiques de l'écoulement (vitesses d'écoulement), il faut que l'inverse de δ ($\frac{1}{\delta} = \frac{k_H}{k_G \text{ horizontale}}$) soit inférieur à 2, 3 ou 4 selon différents auteurs (Nicollet et al., 1993; Lallemand, 2000).

2.2.3 La similitude cinématique

La Figure 2-3 montre une illustration de la similitude cinématique. L'eau ou tout autre fluide peut être considéré comme étant formé d'un grand nombre de particules matérielles, très petites et libres de se déplacer les unes par rapport aux autres. En régime stationnaire, le déplacement des particules matérielles va décrire une courbe appelée une ligne de courant. Le vecteur vitesse de la particule matérielle en un point dans les deux échelles est tangent à la ligne de courant.

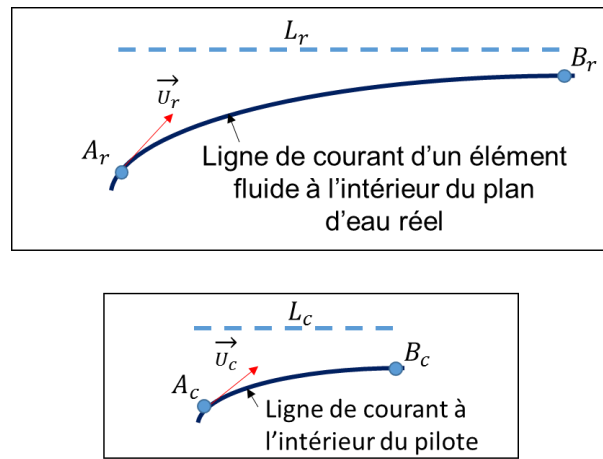


Figure 2-3: Illustration de la similitude cinématique

Il y a similitude cinématique si les trajectoires des particules sont semblables et que les rapports des vitesses correspondantes au pilote (U_c) et au plan d'eau à l'échelle réelle (U_r) sont égaux.

$$\frac{U_c}{U_r} = \text{constante} = k_U \quad (2-5)$$

k_U est le facteur cinématique (constante), U_c est une vitesse en un point précis dans le pilote et U_r est une vitesse en un point précis dans le plan d'eau réel.

Si les différentes échelles (échelle réduite et dimensions réelles) sont reliées par le même facteur géométriques k_G , on peut donc établir une relation entre la similitude géométrique et la similitude cinématique. La similitude cinématique permet de mettre en relation non seulement les échelles de vitesses mais aussi les échelles de temps, de distance, de masse et d'accélération (Yoxall, 1983; Lallemand, 2000).

$$\frac{U_c}{U_r} = \frac{\left(\frac{L_c}{t_c}\right)}{\left(\frac{L_r}{t_r}\right)} = \frac{L_c}{L_r} \frac{t_r}{t_c} = k_G k_t \quad (2-6)$$

Le facteur d'échelle de la similitude cinématique peut être déterminé aussi en faisant le rapport des temps entre les deux échelles :

$$\frac{t_r}{t_c} = \frac{t_{AB_r}}{t_{AB_c}} = k_t \quad (2-7)$$

k_t est le facteur d'échelle de temps (constante) entre les deux échelles, t_c est un temps caractéristique dans le pilote et t_r est un temps caractéristique dans le plan d'eau réel. t_{AB_r} et t_{AB_c} correspondent au temps mis par une particule pour aller d'un point A à un point B situés sur une ligne de courant respectivement à l'échelle du plan d'eau réel et du pilote (Figure 2-3).

2.2.4 Le nombre de Reynolds

Le nombre de Reynolds est un nombre adimensionnel qui combine trois caractéristiques importantes de l'écoulement et du fluide : la vitesse, la masse volumique et la viscosité. Il est interprété comme le rapport des forces d'inertie sur les forces de viscosité :

$$Re = \frac{\rho \times U \times D_h}{\mu} = \frac{U \times D_h}{\nu} \quad (2-8)$$

Re est le nombre de Reynolds et ρ est la masse volumique ou la masse volumique de l'eau en kg/m^3 . On prendra $\rho = 998.2 \text{ kg/m}^3$ dans notre étude. $\nu = \frac{\mu}{\rho}$ représente la viscosité cinématique de l'eau en m^2/s ($1 \text{ m}^2/\text{s} = 10^6 \text{ centistokes}$ ou mm^2/s à 20°C). La viscosité d'un fluide est une caractéristique qui permet de déterminer la résistance au mouvement du fluide. Elle varie avec la température. μ désigne la viscosité dynamique de l'eau en kg/m.s ou Pa.s ($1 \text{ kg/m.s} = 1 \text{ Poiseuille} = 10 \text{ poises}$). Ici $\mu = 0,001003 \text{ kg/m.s}$, U étant la vitesse moyenne de l'écoulement en m/s et D_h le diamètre hydraulique du conduit en m . Deux écoulements à géométrie équivalente pour lesquels les nombres de Reynolds sont égaux sont dits semblables.

Les éléments géométriques qui caractérisent une section mouillée (S_m) du pilote sont : le périmètre mouillé (P_m), la largeur, la profondeur hydraulique (P_h), la hauteur d'eau maximale (h), le rayon hydraulique (R_h) ou le diamètre hydraulique (D_h) (Graf, 2000). Le rayon hydraulique est déterminé comme suit :

$$R_h = \frac{S_m}{P_m} = \frac{D_h}{4} \quad (2-9)$$

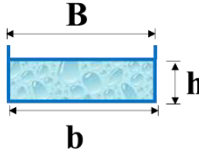
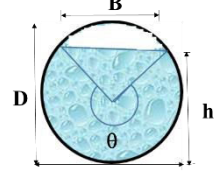
S_m est la section ou la surface mouillée : c'est la partie de la section qui est occupée par l'eau. Elle est limitée par les parois de l'ouvrage et la surface libre. P_m est le périmètre mouillé (le périmètre de cette section qui suit les parois solides mais ne comprend pas la surface libre)

L'expression du diamètre hydraulique utilisé dans le calcul du nombre de Reynolds est (White, 1986; Viollet, 1998; Chanson, 2008; Pe, 2013) :

$$D_h = \frac{4 \times S_m}{P_m} = 4R_h \quad (2-10)$$

La détermination du diamètre hydraulique est réalisée avec les dimensions de l'ouvrage d'entrée d'eau. Les ouvrages à l'entrée ou à la sortie du pilote peuvent avoir différentes formes géométriques. Les éléments géométriques pour un pilote ayant une section rectangulaire ou circulaire peuvent être déterminés selon les formules récapitulées dans le Tableau 2-1 (Graf, 2000; Pe, 2013).

Tableau 2-1 : Formules des éléments géométriques (Graf, 2000) pour des sections rectangulaires et circulaires d'un pilote représentant un plan d'eau à petite échelle

	 Rectangle	 Cercle
Surface mouillée, S_m	bh	$\frac{1}{8}(\theta - \sin \theta)D^2$
Périmètre mouillé, P_m	$b+2h$	$\frac{1}{2}\theta D$
Rayon hydraulique, R_h	$\frac{bh}{b+2h}$	$\frac{1}{4}\left(1 - \frac{\sin \theta}{\theta}\right)D$
Largeur, B	b	$(\sin \frac{\theta}{2})D$ ou $2\sqrt{h(D-h)}$
Profondeur hydraulique, P_h $P_h = \frac{S_m}{B}$	h	$\left(\frac{\theta - \sin \theta}{\sin \frac{\theta}{2}}\right)\frac{D}{8}$
Angle du segment circulaire, θ		$\theta = 2 \arccos\left(\frac{\frac{D}{2} - h}{\frac{D}{2}}\right)$

Le calcul du régime d'écoulement au sein du système étudié peut être effectué à l'aide d'un nombre de Reynolds adapté. Ce nombre permet de classer le régime d'écoulement sous trois formes : laminaire, transitoire (zone critique) ou turbulent.

Laminaire	Un nombre de Reynolds inférieur à 2000 indique que l'écoulement est calme et régulier dans le cas des conduites (Bansal, 2010; Lekang, 2013; Menon, 2014; Robert, 2014)
Turbulent	Un nombre de Reynolds supérieur à 4000 indique que l'écoulement est sous forme de tourbillon et de remous. En hydraulique (dans les conduites), certains auteurs considèrent le régime turbulent lorsque le nombre de Reynolds est supérieur à 2500 (ou 2300 dans d'autres cas) (Bansal, 2010; Lekang, 2013; Menon, 2014; Robert, 2014)
Transitoire ou zone critique	Le nombre de Reynolds situé 2000 et 4000 indique que l'écoulement est instable entre le régime laminaire et le régime turbulent. Certains auteurs considèrent le régime transitoire lorsque le nombre de Reynolds est compris entre 2000 et 2500 (Bansal, 2010; Lekang, 2013; Menon, 2014; Robert, 2014).

2.2.5 Le nombre de Froude

Le nombre de Froude est un des critères de similitude utilisé essentiellement dans les phénomènes à surface libre, en particulier dans les études de cours d'eau ou de plans d'eau. Il intervient dans le mode de transport des particules. Il peut être interprété comme le rapport de l'énergie cinétique sur l'énergie potentielle. Il sert notamment en hydraulique à classer le régime d'écoulement en distinguant les écoulements supercritiques ($Fr > 1$), les écoulements subcritiques ou tranquilles ($Fr < 1$) et les écoulements critiques ($Fr = 1$).

Soit F_r le nombre de Froude

$$F_r = \frac{\bar{U}}{\sqrt{(g \times P_h)}} \quad (2-11)$$

$\bar{U}$ est la vitesse moyenne dans la section d'écoulement (en m/s), P_h est la profondeur hydraulique ou la hauteur d'eau (m) et g est l'accélération de la pesanteur ($9,81 \text{ m/s}^2$).

2.2.6 Respect simultané de la similitude de Reynolds et de Froude

Les similitudes de Reynolds et de Froude sont des similitudes dynamiques c'est-à-dire des similitudes de forces. La similitude de Reynolds permet de déterminer une constante reliant les deux échelles (pilote et plan d'eau réel) par l'expression du rapport des forces d'inertie aux forces de viscosité. Puis la similitude de Froude permet de déterminer une constante reliant les deux échelles par l'expression du rapport des forces d'inertie aux forces de pesanteur.

2.2.6.1 Respect du nombre de Reynolds

Considérons F_e comme étant le facteur d'échelle entre le plan d'eau réel et la cuve à l'échelle réduite.

$$F_e = \frac{D_{hr}}{D_{hc}} \quad (2-12)$$

D_{hr} désigne le diamètre hydraulique ou la longueur caractéristique de l'étang à l'échelle réelle. D_{hc} désigne le diamètre hydraulique ou la longueur caractéristique de la cuve à l'échelle pilote.

Si nous considérons que la viscosité du fluide dans le pilote est égale à celle dans le plan d'eau, il ressort de l'égalité des nombres de Reynolds la relation suivante :

$$F_e = \frac{U_c}{U_r} = \frac{D_{hr}}{D_{hc}} \quad (2-13)$$

Cette relation montre que la vitesse d'écoulement d'eau à l'échelle pilote (U_c) devrait être supérieure à celle de l'eau dans l'étang (U_r), de l'ordre du facteur d'échelle F_e .

2.2.6.2 Respect du nombre de Froude

Par ailleurs, l'égalité des nombres de Froude implique :

$$\frac{1}{\sqrt{F_e}} = \frac{U_c}{U_r} \quad (2-14)$$

Cette relation montre que la vitesse d'écoulement d'eau à l'échelle pilote (U_c) devrait être inférieure à celle de l'eau dans l'étang (U_r) d'un facteur de l'ordre de $\sqrt{F_e}$. On conclut qu'il est impossible de prendre en compte les critères d'égalité des nombres de Froude et de Reynolds simultanément. On déduit de l'égalité des nombres de Froude et de Reynolds une relation entre les viscosités (Ancy, 2010).

$$\nu_r = \nu_c \left(\frac{D_{hr}}{D_{hc}} \right)^{\frac{3}{2}} \quad (2-15)$$

ν_r est la viscosité cinématique à l'échelle réelle, et ν_c la viscosité cinématique à l'échelle du pilote. Cette relation montre que pour limiter les problèmes d'ajustement de vitesse, il faut que la viscosité du modèle pilote soit différente de celle de l'eau dans l'étang, ce qui n'est pas envisageable dans notre étude. Par exemple, si nous voulons modéliser les écoulements de l'eau dans la cuve expérimentale avec un facteur d'échelle égale à un dixième ($Fe = 1/10$), nous devrions prendre à l'échelle pilote une viscosité cinématique 1000 fois inférieure à celle de l'eau en théorie. Mais en pratique, cela n'est pas réaliste. C'est pourquoi en hydraulique à surface libre, il est recommandé de privilégier la similitude dynamique basée sur le nombre de Froude puisque l'eau garde la même viscosité même si nous changeons d'échelle.

Certains auteurs tolèrent le non-respect du nombre de Reynolds car cela n'entraîne pas d'erreurs significatives pour des problèmes de turbulence (Ancey, 2010; Jacques, 2014). Cependant, il faut que le régime d'écoulement soit identique dans les deux échelles (Jacques, 2014), et veiller à ce que les coefficients de rugosité relative soient équivalentes (Ginocchio et Viollet, 2012). Selon les phénomènes à étudier, il serait intéressant de comparer le comportement de l'écoulement en maintenant le nombre de Reynolds constant d'une part et le nombre de Froude constant d'autre part.

2.2.7 Le nombre de Péclet

Le nombre de Péclet permet de comparer des propriétés advectives et diffusives d'un écoulement. Il est défini comme le rapport entre le temps caractéristique de diffusion (t_{diff}) sur le temps caractéristique d'advection (t_c , ou temps de circulation de l'eau). C'est un paramètre représentatif de la similitude (Padet et Germain, 1991; Danaila et al., 2005). Lorsque $Pe \gg 1$, la convection l'emporte sur la diffusion. Les particules sont donc transportées ou advectées par le fluide. Dans le cas contraire, lorsque $Pe \ll 1$, la diffusion l'emporte sur la convection.

$$Pe = \frac{t_{diff}}{t_c} = \frac{\ell \times U}{D_{diff}}. \quad (2-16)$$

ℓ est une dimension caractéristique du système. Cette dimension peut être la longueur du système étudié (pilote, plan d'eau réel), sa hauteur (Hipolito, 2010) ou son diamètre hydraulique (Pinson, 2006a). U est la vitesse caractéristique du système soit par exemple la vitesse longitudinale moyenne de l'écoulement de l'eau à l'intérieur du système étudié. D_{diff} désigne le coefficient de diffusion.

2.2.8 Application de la similitude hydraulique pour la conception du pilote

Cette application est une illustration de la méthodologie utilisée pour dimensionner la cuve par l'application des critères de similitude.

2.2.8.1 Détermination du régime d'écoulement

2.2.8.1.1 Description de notre étude

Considérons un étang de pisciculture ayant une forme parallélépipédique de 112 m de longueur, de 56 m de largeur et de 1,5 m de hauteur. Cet étang de fond plat a une superficie de 6 272 m² et correspond à un étang de grossissement, c'est-à-dire un étang piscicole dans lequel des jeunes poissons sont élevés jusqu'à l'obtention de la taille de commercialisation.

L'ouvrage d'entrée d'eau dans l'étang et celui de la sortie d'eau ont une forme rectangulaire de 0,3 m de largeur et de 0,15 m de hauteur. Le débit à l'entrée de l'étang est 9x10⁻³ m³/s soit une vitesse d'écoulement de 0,2 m/s à l'entrée de l'étang. La cuve expérimentale a été réalisée en respectant les lois de similitude avec un facteur d'échelle (F_e) fixé à $F_e = 1/80$.

2.2.8.1.2 Résolution du problème

✓ Paramètres en conditions réelles.

- Détermination du diamètre hydraulique ou de la longueur caractéristique à l'entrée de l'étang

Les conduites d'entrée et de sortie d'eau dans l'étang ont une section rectangulaire de largeur b égale à 0,3 m et de hauteur h égale à 0,15 m. Nous supposons que toute la section de la conduite est pleine d'eau. Le diamètre hydraulique (D_h) d'une conduite de section rectangulaire et pleine d'eau est donnée par l'expression suivante (Pe, 2013):

$$D_h = \frac{2bh}{b+h} \quad (2-17)$$

Les diamètres hydrauliques de la conduite d'entrée de l'étang réel et de la cuve expérimentale sont respectivement 0,2 m et 0,068 m car la distorsion géométrique a été appliquée à l'entrée.

2.2.8.2 Application de la similitude géométrique

Le Tableau 2-2 montre une illustration de l'application de la similitude géométrique pour le dimensionnement de la cuve. Le facteur d'échelle géométrique n'est pas identique pour les

longueurs, largeurs et profondeurs d'eau. Nous appliquons ici la similitude de distorsion géométrique. l_{ce} et l_{re} sont respectivement la largeur de la conduite d'entrée d'eau dans la cuve et dans le plan d'eau réel. H_{ce} et H_{re} sont respectivement les hauteurs d'eau dans la conduite d'entrée d'eau dans la cuve et le plan d'eau réel. H_c et H_r sont respectivement les hauteurs d'eau dans la cuve et dans l'étang piscicole à dimension réelle. L_c (l_c) et L_r (l_r) sont respectivement les longueurs (largeurs) de la cuve et de l'étang piscicole.

Tableau 2-2: Illustration de l'application de la similitude géométrique

	Dimension de la zone d'écoulement (m)			Dimension de la conduite d'entrée et de sortie d'eau (m)	
	Longueur	Largeur	Profondeur	Largeur	Hauteur
	Facteur d'échelle $\frac{L_c}{L_r} = \frac{1}{80}$ et $\frac{l_c}{l_r} = \frac{1}{80}$		Facteur d'échelle $\frac{H_c}{H_r} = \frac{1}{3}$	Facteur d'échelle $\frac{l_{ce}}{l_{re}} = \frac{4}{15}$	Facteur d'échelle $\frac{H_{ce}}{H_{re}} = \frac{2}{5}$
Plan d'eau réel	112	56	1,5	0,3	0,15
Cuve (pilote)	1,4	0,7	0,5	0,08	0,06

2.2.8.3 Application de la similitude du nombre de Reynolds et du nombre de Froude

Etant donné que la conception d'une maquette n'est pas une réduction de la taille du système réel, des lois de similitude de Reynolds et de Froude ont été appliquées. Le débit à l'entrée de l'étang est $9 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$, soit une vitesse d'écoulement de 0,2 m/s à l'entrée de l'étang. A l'intérieur de l'étang, la vitesse moyenne est estimée à $2 \times 10^{-4} \text{ m/s}$. Le nombre de Reynolds dans la conduite d'entrée est 39 809. A l'intérieur de la zone d'écoulement de l'étang piscicole, le nombre de Reynolds moyen est de 13 256 conduisant à un régime globalement turbulent. Le nombre de Froude dans la conduite d'entrée d'eau dans l'étang réel est 0,16. A l'intérieur de la zone d'écoulement, le nombre de Froude moyen est $1,64 \times 10^{-4}$. L'écoulement est ici subcritique car le nombre de Froude est inférieur à 1.

L'application de la similitude de Reynolds donne des vitesses d'écoulement élevées dans la cuve. On ne doit donc pas appliquer cette similitude pour la modélisation des écoulements. Il faut donc appliquer une autre similitude dont la similitude de Froude afin de rester sur une similarité d'écoulement dans les deux échelles. Il y a une incompatibilité entre les similitudes de Reynolds et de Froude. En général, les forces de viscosité sont négligeables devant les forces

d'inertie et de turbulence dans les écoulements à surfaces libres tels que les plans d'eau (Nicollet et al., 1993). Et donc la plupart des auteurs ne respectent que la similitude de Froude.

2.2.9 Dimensionnement et description de la structure du pilote

2.2.9.1 Structure du pilote (cuve)

La capacité du pilote est estimée à environ 1 m^3 . La forme de base est parallélépipédique avec trois types de fonds modulables selon l'étude : un fond plat, un fond incliné et un fond en V. Notre étude a porté uniquement sur le fond plat. La cuve est composée de trois zones : une zone dédiée à l'écoulement de l'eau et deux zones remplies de matériaux légers inoxydables représentant des graviers fins. Ces matériaux permettent d'homogénéiser les profils de vitesse de l'eau à l'intérieur de la cuve. La face latérale située du côté de l'entrée d'eau comprend neuf entrées et la face située du côté de la sortie six sorties. Les entrées et sorties sont de forme rectangulaire et de même dimension. Chacune d'entre elles peut être utilisée seule pour simuler une entrée à un point bien précis ou en nombre pour simuler des entrées multiples. Dans le fond quatre entrées ont été réalisées pour être utilisées sous forme d'arrivée locale ou diffuse en fond du pilote.

La Figure 2-4 présente la structure de la cuve. Les dimensions de cette structure sont : $1,55 \text{ m} \times 0,7 \text{ m} \times 0,8 \text{ m}$ (Figure 2-4). La Figure 2-8 présente le positionnement des entrées et sortie d'eau dans la zone d'écoulement. La zone prévue pour la dissémination des substances a pour dimensions $1,4 \text{ m}$ de longueur, $0,7 \text{ m}$ de large et $0,5 \text{ m}$ de hauteur (Figure 2-8). Il y a une marge de $0,15 \text{ m}$ de hauteur entre la partie supérieure de la structure de la cuve dans son ensemble et la surface libre de la zone dédiée à la circulation de l'eau. Cette marge de hauteur permet d'éviter des débordements d'eau et sert à étudier l'influence du niveau d'eau sur la dissémination de substances. La prise d'eau est située à 15 cm du niveau d'eau dans la zone prévue pour la dissémination des substances actives. Au niveau de la partie inférieure de la cuve, il y a $0,15 \text{ m}$ de matériaux. La structure a été perforée en dessous, permettant l'évacuation de l'eau dans le cas d'une alimentation d'eau par le fond (Figure 2-6).

Les Figure 2-5, Figure 2-6 et Figure 2-7 montrent la cuve ainsi conçue. Les parois latérales de la cuve ont été fabriquées en plexiglas en vue de la visualisation du comportement hydrodynamique via des expériences avec des traceurs colorés. La face latérale (face A) où arrive l'eau et la face inférieure du pilote (face C) sont utilisées pour le remplissage des matériaux inoxydables. Ces faces (faces A et C) sont renforcées par une plaque en PVC

(polychlorure de vinyle) (Figure 2-5 et Figure 2-7). L'arrivée d'eau par le fond est contrôlée par une grille (Figure 2-5) au-dessus de laquelle a été posée une plaque en PVC (Figure 2-7).

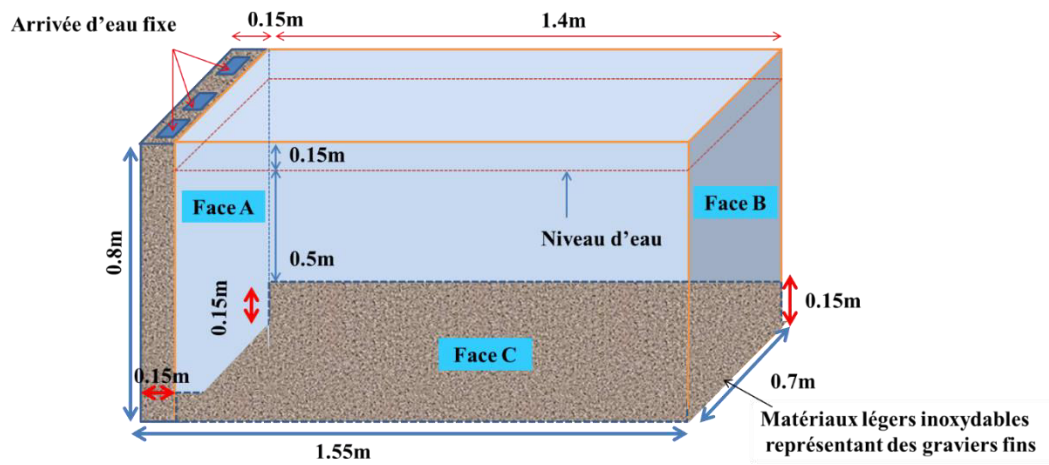


Figure 2-4: Structure du pilote



Figure 2-5: Photographie de la structure du pilote

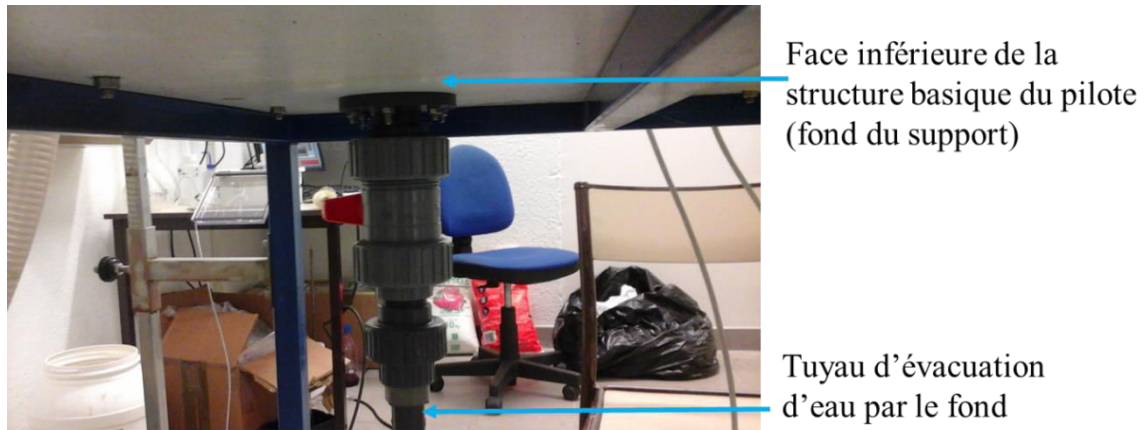


Figure 2-6: Photographie du tuyau d'évacuation d'eau par le fond

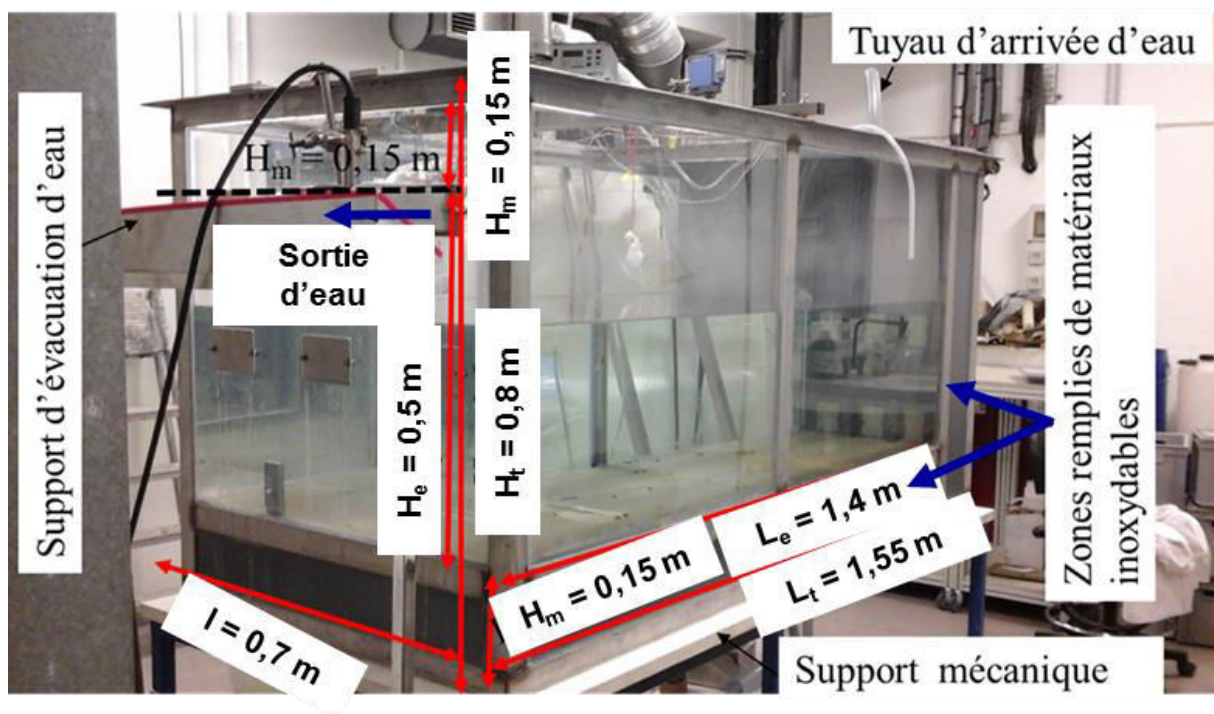


Figure 2-7: Photographie du pilote

Positionnement des entrées et sorties dans la zone d'écoulement

La Figure 2-8 présente une schématisation du positionnement des entrées et sorties du pilote

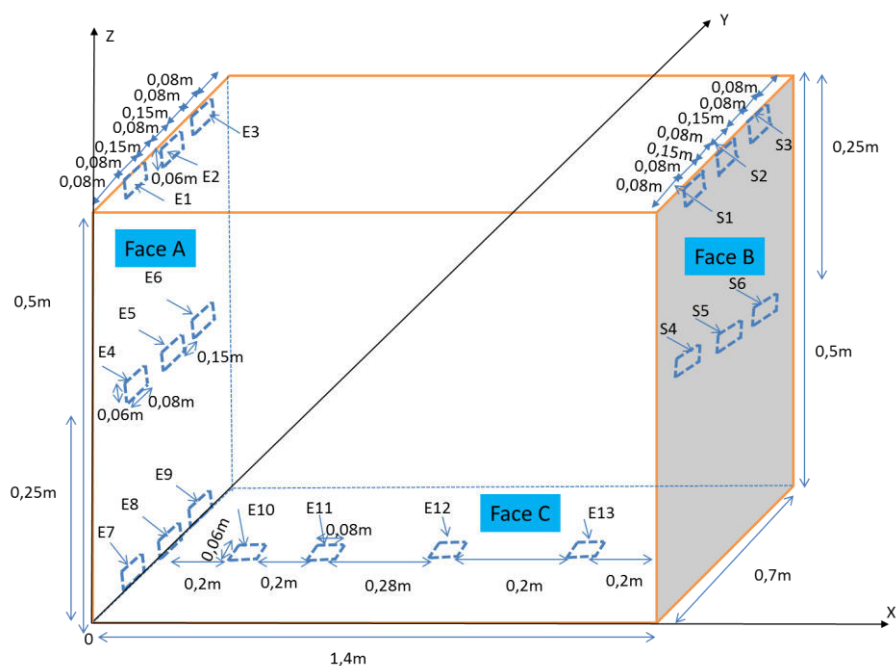


Figure 2-8: Dimensionnement de la zone d'écoulement

Distance entre les entrées et sorties.

La Figure 2-9 présente le détail des distances entre les entrées et sortie des faces A, B et C illustrées dans la Figure 2-8.

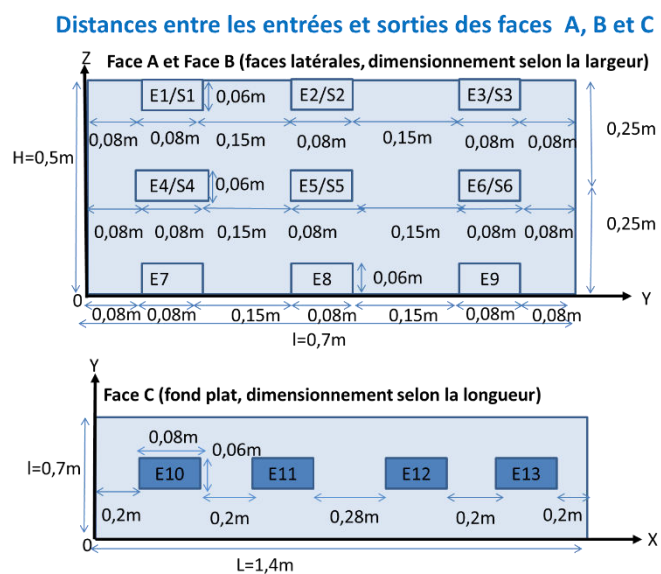


Figure 2-9: Distances entre les faces A, B et C de la zone d'écoulement

2.2.10 Contraintes prises en compte en amont de la conception du pilote.

L'optimisation de la conception de la cuve a été réalisée en prenant en compte des contraintes liées à l'espace disponible au laboratoire. Cette cuve est posée sur un support (Figure 2-7). La masse d'eau à traiter, la masse de la cuve, le dispositif de dissémination, les plantes aquatiques, etc..., qui seront ajoutés au cours de la phase expérimentale, constituent une masse considérable. Les contraintes liées à la mécanique ont été évaluées dès le début de la conception.

2.3 Instrumentation et mesures sur le pilote

2.3.1 Description du fonctionnement du pilote

Le pilote permet de simuler le fonctionnement réel d'un plan d'eau telle que les étangs de pisciculture construits artificiellement. Un bac de 2 m³ est utilisé pour approvisionner le pilote en eau courante (eau de ville). Deux pompes immergées sont posées au fond du bac et leur moteur est refroidi par l'eau du bac. Elles servent à pomper l'eau du bac pour l'alimentation du pilote en eau de ville. Les eaux passent à travers les deux débitmètres à flotteur permettant de fixer et réguler le débit d'alimentation du pilote. A la sortie, l'eau est évacuée vers l'égout par une tuyauterie. Pour l'acquisition des données de concentration, les sondes conductimétriques et le spectrofluorimètre sont reliés à un ordinateur permettant de visualiser directement l'évolution de la concentration du traceur ou du principe actif injecté. La Figure 2-10 présente un schéma simplifié du principe de fonctionnement du pilote.

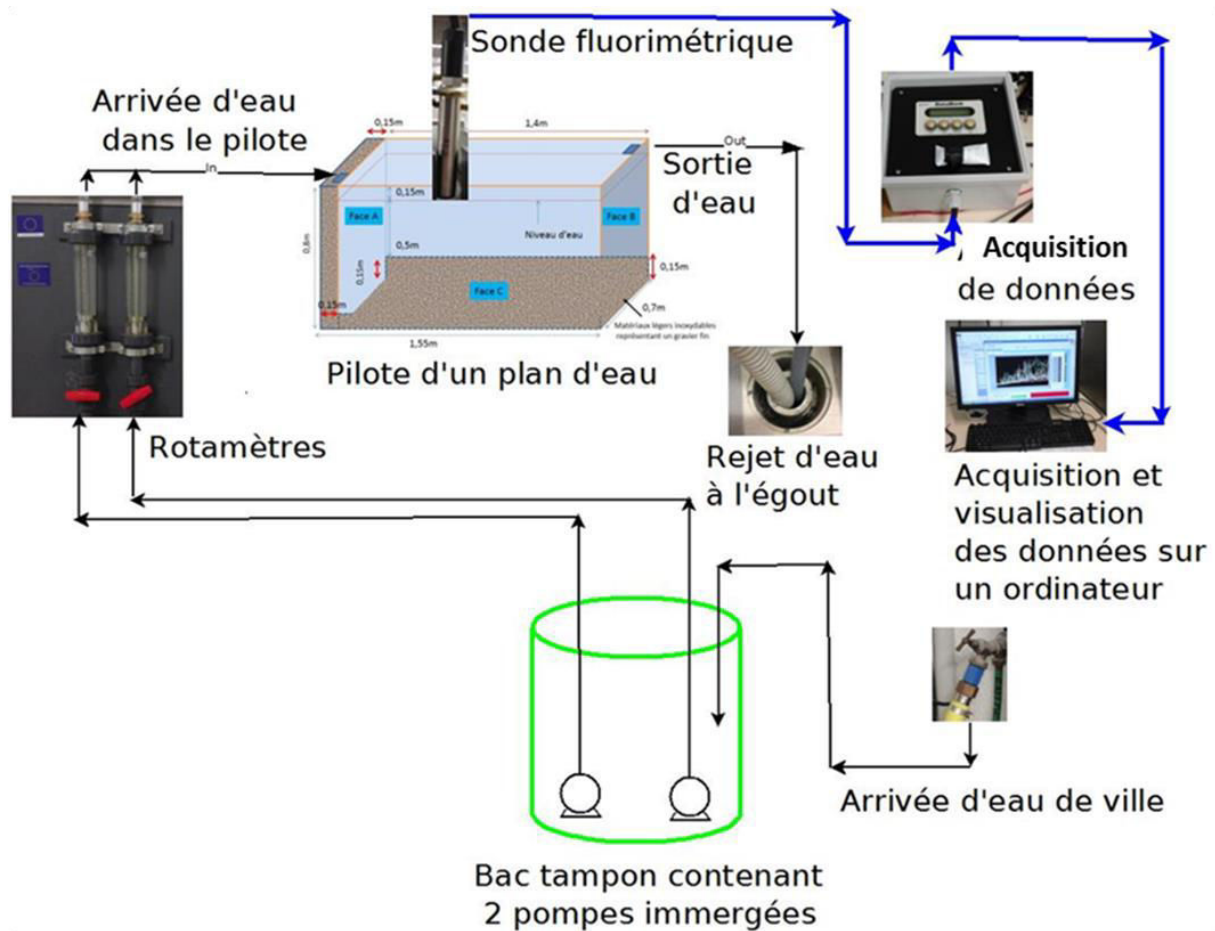


Figure 2-10: Schéma simplifié du principe de fonctionnement du pilote

2.3.2 Méthodes expérimentales de traçage et d'injection des principes actifs

Le traçage consiste à injecter une concentration de traceur passif (méthode eulérienne) ou des particules inertes (méthode lagrangienne) à l'entrée tout en mesurant à la sortie l'évolution de la concentration du traceur injecté en fonction du temps. Les propriétés du traceur inerte sont identiques à celles de l'eau.

Le traçage permet de déterminer la Distribution des Temps de Séjour (DTS). La mesure de la Distribution des Temps de Séjour (DTS) permet d'avoir une description plus globale de l'écoulement au sein du pilote et une validation des simulations de mécanique des fluides numérique. La courbe de DTS représente l'ensemble des temps de séjours du traceur injecté. La réalisation du traçage numérique est une des étapes importantes de validation des modèles d'écoulement du plan d'eau.

Afin de s'assurer du bon comportement hydrodynamique des modèles utilisés, les DTS obtenues numériquement et expérimentalement ont été comparées. Ceci permet de déterminer le type d'écoulement dans l'étang et le niveau de mélange dans le plan d'eau tout en détectant des défauts d'écoulement tels que les zones de recirculations, de stagnation, de court-circuit.

Il a été testé sur le pilote :

- les techniques d'injection de substances et du traceur
- la concentration optimale à injecter
- le positionnement des sondes ou conductimètres
- le lieu d'injection

Pour les traceurs, une injection de type Dirac (injection instantanée) a été réalisée à l'entrée. La quantité du traceur injecté importe peu car les concentrations du traceur à la sortie sont normées. L'essentiel est d'injecter une quantité optimale pour que la sonde posée à la sortie puisse détecter objectivement la variation de la concentration.

La méthodologie utilisée pour le traçage et la dispersion des principes actifs est présentée dans les paragraphes suivants.

2.3.2.1 Traçage avec du sel

Une solution de chlorure de sodium (NaCl) a été utilisée comme traceur. Elle a été obtenue par dissolution du sel de qualité alimentaire dans l'eau courante.



Figure 2-11: Sel (fournisseur : Groupe Salins, France) utilisé pour le traçage

Des conductimètres conçus au laboratoire ont été utilisés à la sortie de l'étang afin de pouvoir suivre la conductivité de la solution.

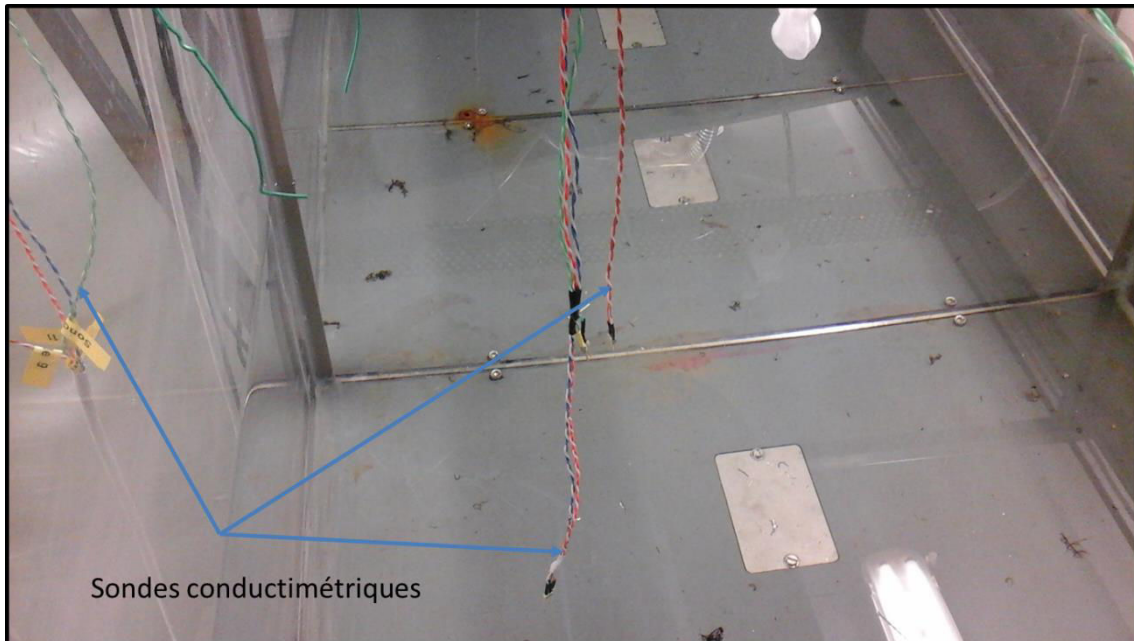


Figure 2-12: Photographies des sondes conductimétriques utilisées

Après étalonnage (établissement de la relation conductivité – concentration en sel) on peut déterminer la courbe de concentration en fonction du temps.

2.3.2.2 Traçage avec de la Rhodamine B

La Rhodamine B (fournisseur : Sigma-Aldrich, France) a été utilisée comme traceur fluorescent afin de pouvoir visualiser à l'œil nu le comportement hydrodynamique de l'écoulement. La Figure 2-13 présente les caractéristiques de la Rhodamine B utilisée pour le traçage. De plus, un spectrofluorimètre submersible (Cyclops-7™ Submersible Sensors, Turner Designs) a été placé à la sortie pour mesurer directement la concentration du traceur en sortie. La Figure 2-14 présente une photographie de la sonde Cyclops-7™ (fournisseur : EMS, France)

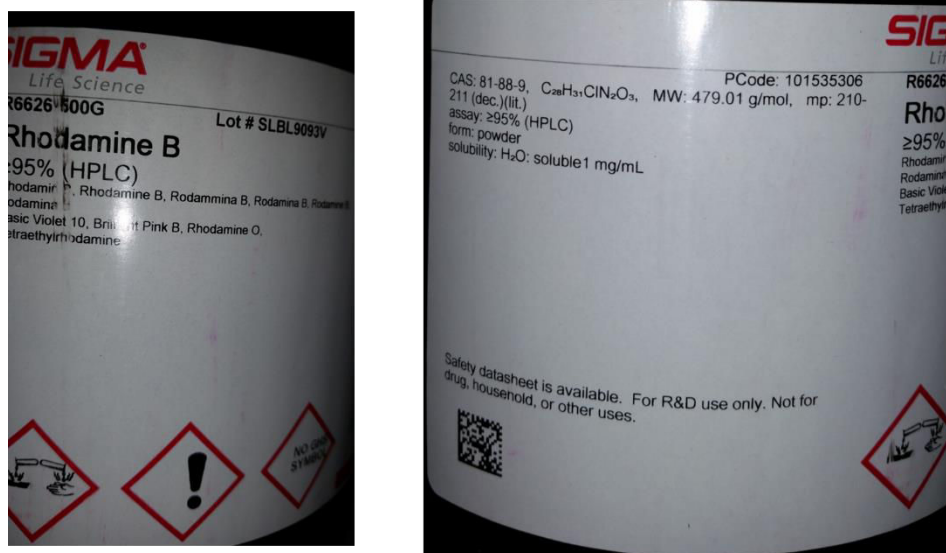


Figure 2-13: Caractéristiques chimiques indiqués sur la bouteille contenant la Rhodamine B utilisée pour le traçage.

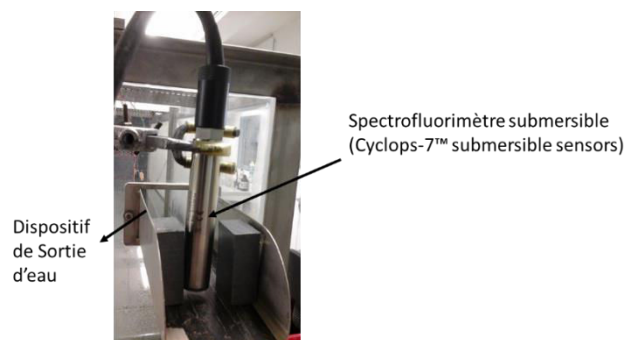


Figure 2-14: Photographie du spectrofluorimètre utilisé

NB : Le sel et la Rhodamine B ont été utilisés pour leurs avantages et inconvénients en cas de suivi de concentration à l'intérieur pour chaque expérimentation. L'avantage d'utiliser le sel est que nous avons la possibilité de suivre simultanément sa concentration en plusieurs zones à l'aide des sondes conductimétriques. On ne peut suivre la concentration de la Rhodamine B qu'en une seule zone à l'aide d'un seul spectrofluorimètre pour n'importe quelle vitesse d'écoulement.

2.4 Mécanique des Fluides Numérique

La simulation numérique de l'écoulement des masses d'eau lenticques nécessite une approche tridimensionnelle avec des modèles laminaires, de transition ou turbulents. La résolution de ces

équations est complexe en raison des problèmes de dispersion numérique due aux faibles vitesses d'écoulement dans certaines zones.

La résolution numérique par l'utilisation du logiciel Ansys Fluent (fournisseur du logiciel : Groupe ANSYS France) a lieu suivant plusieurs étapes :

- La création d'une géométrie 2 D ou 3 D du plan d'eau
- Le maillage de la géométrie du plan d'eau. Le maillage est une étape très importante dans une approche CFD car plus le maillage est de bonne qualité, plus les résultats sont précis et significatifs. Il faut cependant aussi tenir compte des temps de calcul.
- La simulation, qui nécessite de bien choisir les modèles de turbulence mais aussi les conditions limites et les paramètres (coefficient de dispersion par exemple).
- Le post-traitement et visualisation des résultats des simulations.

La Figure 2-15 montre les grandes étapes méthodologiques utilisées pour la simulation de l'écoulement et de la dispersion des substances par l'utilisation du logiciel Fluent.

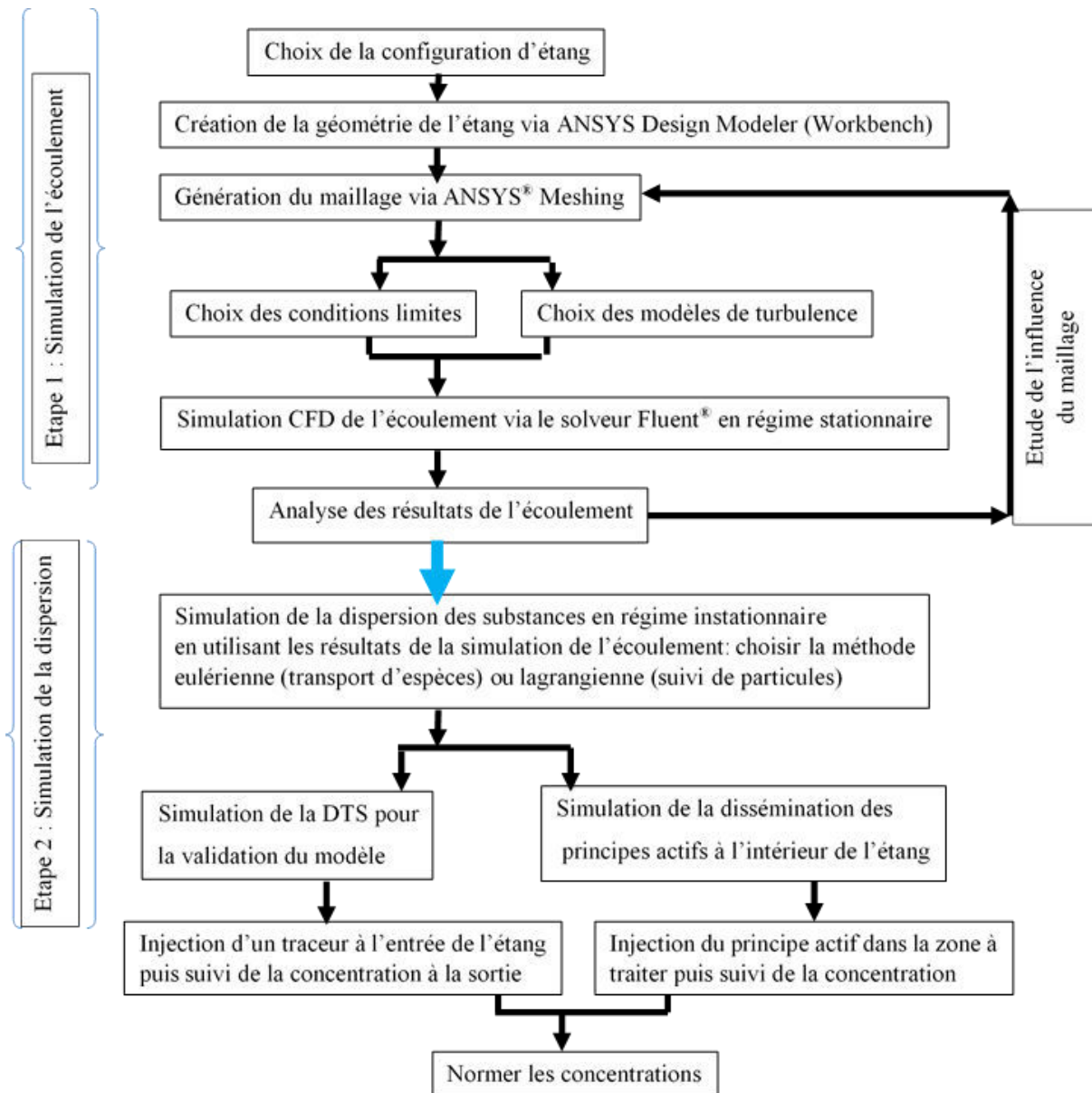


Figure 2-15: Les grandes étapes méthodologiques pour la simulation de la dispersion de substances

2.4.1 Réalisation de la géométrie du système étudié : exemple du cas de la Figure 2-1

La géométrie de l'étang piscicole à profondeur variable a été modélisée dans ANSYS Design Modeler sous Fluent. Une esquisse a d'abord été créée dans un plan. Puisque le bassin piscicole est en trois dimensions, l'esquisse générée précédemment a été extrudée afin de pouvoir étudier les phénomènes dans les trois directions de l'espace. Un tuyau de section rectangulaire a été ajouté respectivement en amont et en aval de la géométrie du bassin piscicole modélisé.

Dans Design Modeler, nous avons créé le tuyau de sortie en spécifiant qu'il s'agit d'un ajout de corps de longueur 0,1m, ce qui permet d'empêcher les effets de retour de l'eau dans le bassin par le tuyau de sortie. Par contre en cas de non-retour de flux à l'intérieur de l'étang, les tuyaux d'entrée et de sortie ont été créés en spécifiant dans Design Modeler que c'est un corps de faible épaisseur ajouté au bassin: ceci permet limiter le nombre de mailles.

La Figure 2-16 présente le bassin piscicole modélisé.

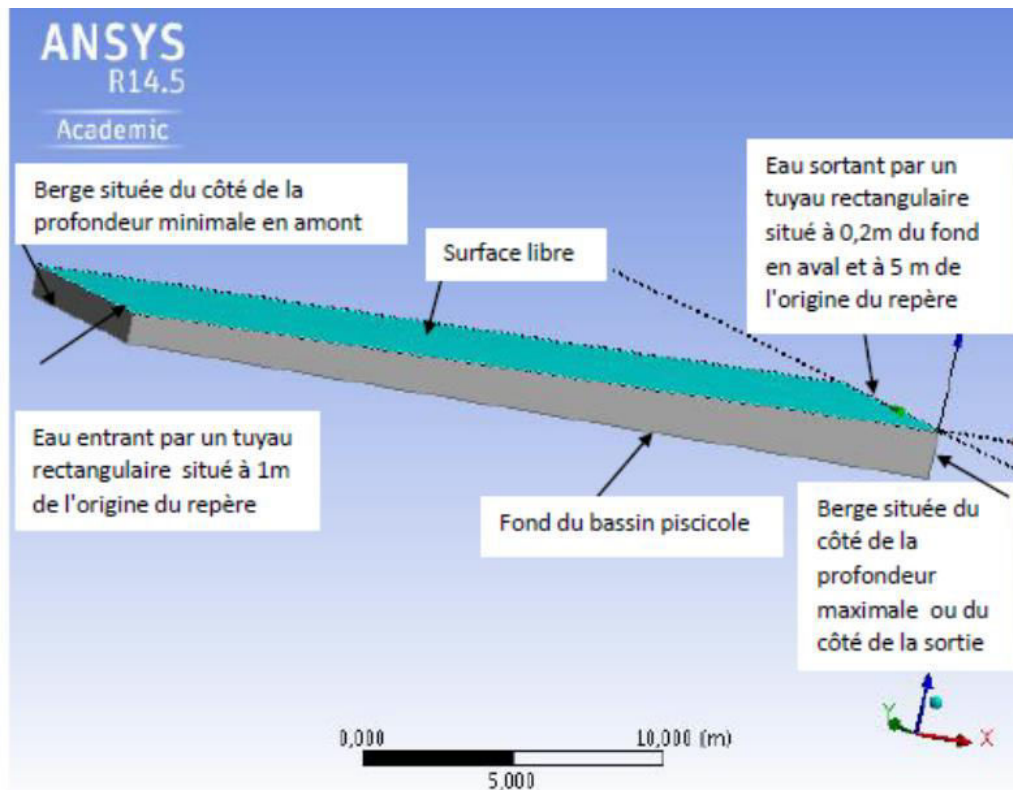


Figure 2-16: Géométrie du bassin piscicole

2.4.2 Réalisation du maillage

La génération du maillage est une étape très importante dans l'étude de l'écoulement hydrodynamique et de la dissémination des substances par Mécanique des Fluides Numérique. Plusieurs techniques de maillage sont applicables par Workbench. Ces techniques se différencient par la régularité du maillage généré et de la géométrie de la maille élémentaire. Par ailleurs, il existe plusieurs types de maillage dont le maillage structuré, le maillage non structuré et le maillage hybride (Allen, 2008).

La qualité du maillage a un impact sur la convergence des résultats et sur le temps de calcul. C'est pourquoi il est obligatoire de tester l'indépendance des résultats du maillage. Il n'y a pas de règle universelle pour la génération des mailles mais il faut respecter certaines règles pour avoir des mailles de bonne qualité (De Bruin et al., 2000; Knupp, 2000).

2.4.2.1 Influence du maillage

Selon la géométrie ou la configuration de notre domaine, nous pouvons créer un maillage structuré (hexaédrique ou quadrilatéral). Toutes les cellules d'un maillage structuré sont de la même taille. Ce type de maillage réduit les risques d'erreurs numériques et présente un nombre inférieur de mailles par rapport à un maillage non structuré. Le maillage à cellules quadrilatères nous permet d'avoir un alignement de l'écoulement avec notre maillage, ce qui n'est pas le cas pour l'utilisation des cellules triangulaires. Le maillage structuré pourrait donc mieux correspondre à l'étude d'un écoulement en régime laminaire.

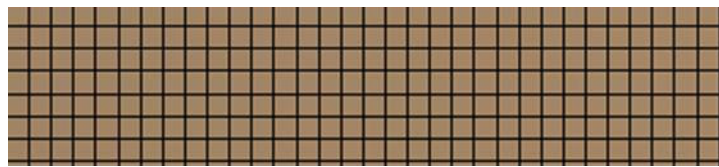


Figure 2-17: Exemple d'un maillage hexaédrique structuré

Influence du type de maillage

Il est recommandé de travailler avec des maillages structurés mais il serait intéressant de travailler avec des mailles non structurées afin de voir l'influence du choix du type de maillages. Le maillage non structuré est généré de manière arbitraire et automatiquement. Avec ce type de maillage, des cellules sont en général de formes triangulaires ou tétraédriques. Les mailles n'ont pas toutes la même taille.

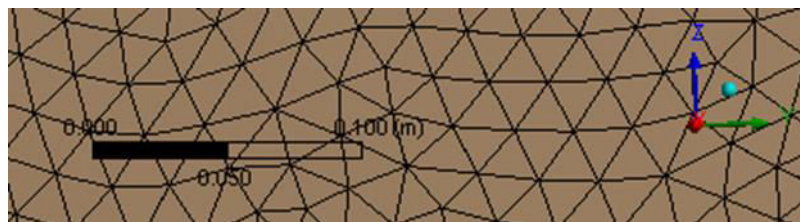


Figure 2-18: Exemple de maillage tétraédrique non structuré.

La génération automatique des mailles sur la configuration d'un bassin rectangulaire peut donner des mailles triangulaires : cela peut s'expliquer par le fait que le fond du bassin est irrégulier ou cela peut être dû au positionnement des ouvrages d'entrée et de sorties. Sachant

que les maillages triangulaires augmentent le risque de diffusion numérique (ou fausse diffusion), la méthode cartésienne " Cut-Cell" (ou "embedded boundary methods") (De Zeeuw et Powell, 1993; Causon et al., 2000; Karcz et Kacperski, 2012; Carrillo, 2013; Chung, 2013; Johnson, 2013) a été utilisée dans les cas où la profondeur de l'étang est variable. La méthode « Cut Cell » permet de générer un maillage cartésien uniforme sur presque la totalité du domaine. Pour l'étang piscicole présentant un fond irrégulier, il a été généré un maillage mixte composé de 99% de cellules hexaédriques et de 1% de mailles prismatiques. Ces mailles ont une forme régulière et permettent à l'écoulement de s'aligner aux mailles tout en minimisant les fausses diffusions.

Taille d'une maille

La taille d'un élément de maillage ou « pas » du maillage est la distance entre deux nœuds voisins situés sur une droite parallèle à l'un des axes. Dans le cas de la méthode Cut-Cell, la taille d'un élément correspond à la taille moyenne d'une maille, dimension idéale pour la génération d'un maillage presque uniforme dans le cas d'une géométrie complexe. La méthode Cut-Cell donne des résultats précis des écoulements du fluide. Les cellules (hexaédriques et prismatiques) créées permettent de prendre en compte les effets physiques proches des parois.

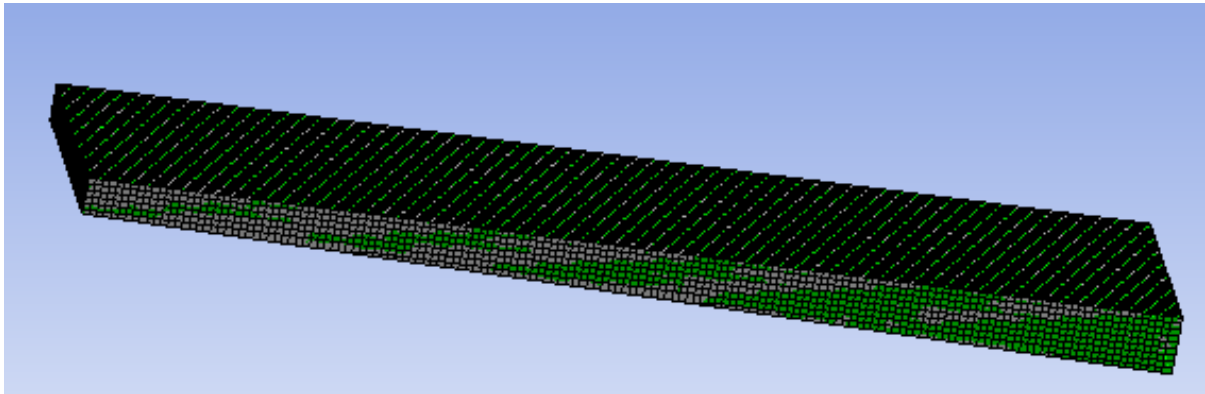


Figure 2-19: Maillage généré par la méthode Cut-Cell (99% de cellules hexaédriques et 1% de cellules prismatiques) : cas de l'étang à profondeur variable

2.4.2.1.1 Vérification de la qualité du maillage

Dans Ansys Meshing, il y a la possibilité de vérifier la qualité de maillage généré avant la simulation quelque que soit le type de maillage. Il a été utilisé le ratio "Orthogonal Quality" ou « qualité orthogonale » pour vérifier la qualité du maillage (Karcz et Kacperski, 2012; Noor et

al., 2013). Le guide d'utilisation du logiciel d'Ansys Fluent indique que les mailles générées sont acceptables lorsque le ratio est supérieur à 0,15 (Tableau 2-3).

Tableau 2-3: ratio permettant de déterminer la qualité du maillage

Qualité Orthogonale					
Inacceptable	Mauvais	Acceptable	Bon	Très bon	Excellent
0-0,001	0,001-0,14	0,15-0,2	0,2-0,69	0,70-0,95	0,95-1

Les valeurs du ratio des mailles générées par cette méthode montrent que les mailles créées ont une qualité excellente car elles ont un ratio minimal de 0,69, maximal de 1 avec une moyenne de 0,99.

2.4.2.1.2 Choix des domaines d'étude de l'influence des paramètres : cas de la Figure 2-1

L'influence du maillage a été testée dans les directions horizontales et verticales car la direction des flux dans les plans d'eau n'est pas unidimensionnelle et elle est changeante (Touchart, 2007a). Le test dans ces directions donnerait une idée sur la fiabilité des résultats. Par exemple dans le cas de la configuration d'étang à profondeur variable (Figure 2-1), l'étude de l'influence des paramètres a été testée selon les plans suivants :

- Surface libre : à la surface libre, pour visualiser par exemple les effets du vent sur l'écoulement.
- Plan horizontal situé à 0,2 m de la surface libre : ce plan nous permettra d'étudier si nous avons le même comportement hydrodynamique à quelques distances de la surface libre.
- Un plan horizontal situé au milieu du plan d'eau : ce plan nous permettra d'étudier le comportement hydrodynamique et la dispersion de substances en plein milieu du plan d'eau.
- Plan horizontal situé à 0 m du fond en amont et à 0,6 m du fond en aval : à l'approche du fond du plan d'eau, on pourrait avoir des phénomènes qui ne sont pas similaires aux phénomènes se déroulant à la surface libre.
- Un plan vertical situé au centre du plan d'eau : les phénomènes prépondérants dans les plans d'eau ont lieu verticalement. Il est donc intéressant d'étudier le comportement selon le plan vertical

- Un plan vertical situé à 1 m de la face d'entrée d'eau : L'étude du comportement des écoulements à cet endroit pourrait nous permettre de comprendre les phénomènes en amont du plan d'eau. A une certaine distance de l'entrée du plan d'eau, on peut observer des phénomènes de turbulence même si le plan d'eau semble avoir en général un comportement laminaire. Les berges peuvent donc influencer l'écoulement.
- Un plan vertical situé à 1 m de la sortie du plan d'eau : A l'approche de la sortie d'eau, le comportement hydrodynamique du plan d'eau peut différer de celui observé à l'entrée.

La visualisation du comportement hydrodynamique dans ces différentes directions a permis de capter des informations pertinentes sur les phénomènes prépondérants dans la configuration d'étang étudié.

2.4.2.1.3 Indépendance des résultats du nombre de mailles

La Figure 2-20 montre un exemple de l'indépendance des résultats hydrodynamiques au maillage. Pour la configuration de l'étang à profondeur variable, les nombres de mailles 833 242 ; 670 352 et 335 854 donnent les mêmes résultats : ceci montre que les résultats sont indépendants du maillage. Pour un gain de temps de calcul, le nombre de maille de 335 854 a été utilisé pour la suite de l'étude en ce qui concerne cette configuration. L'influence du maillage a été testée pour tous les modèles utilisés.

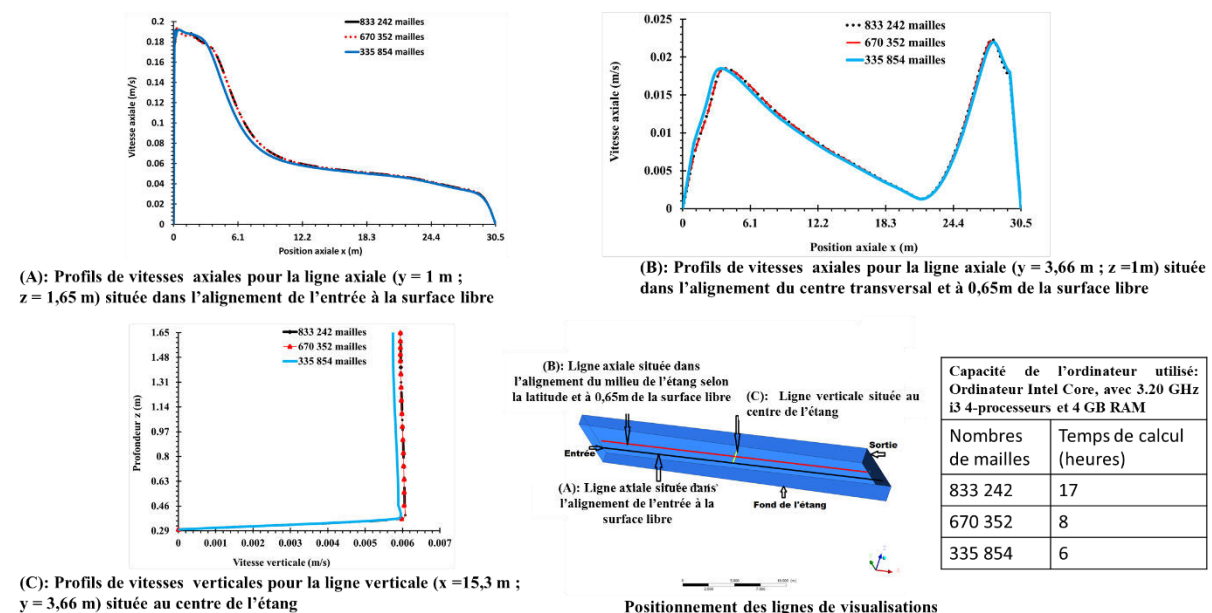


Figure 2-20: Exemple d'étude d'influence du maillage pour la configuration d'étang à profondeur variable (voir Figure 2-1).

L'influence du nombre de mailles sur la qualité des résultats hydrodynamiques a été étudiée pour toutes les configurations. Au minimum trois différents nombres de mailles ont été testés pour chaque configuration d'étang modélisée.

Le Tableau 2-4 présente le choix définitif du nombre de mailles optimal après étude de leur influence pour chaque configuration. L'étude hydrodynamique sur chacune des configurations sera abordée dans les chapitres 3, 4 et 5.

Tableau 2-4 : Choix définitif du nombre de mailles optimal

Choix définitif du nombre de mailles optimal après étude de leur influence pour chaque configuration	
Configuration du plan d'eau	Nombre de mailles choisi
Etang du Grand Bleu	1 600 000
Etang 1 (Dionne, 2013)	336 000
Etang 2	543 000
Etang 3	975 000
Pilote (échelle du laboratoire)	278 000

2.4.3 Les conditions aux limites

Les conditions aux limites peuvent être de différentes natures en fonction du phénomène physique à étudier. Elles permettent de fermer un problème mathématique en spécifiant les valeurs que doivent prendre la solution et/ou ses dérivées aux frontières du domaine de calcul. La qualité des résultats de la simulation d'écoulement de la masse d'eau et de la dissémination de substances dépend directement du choix des conditions aux limites. La Figure 2-21 présente une illustration des conditions limites utilisées.

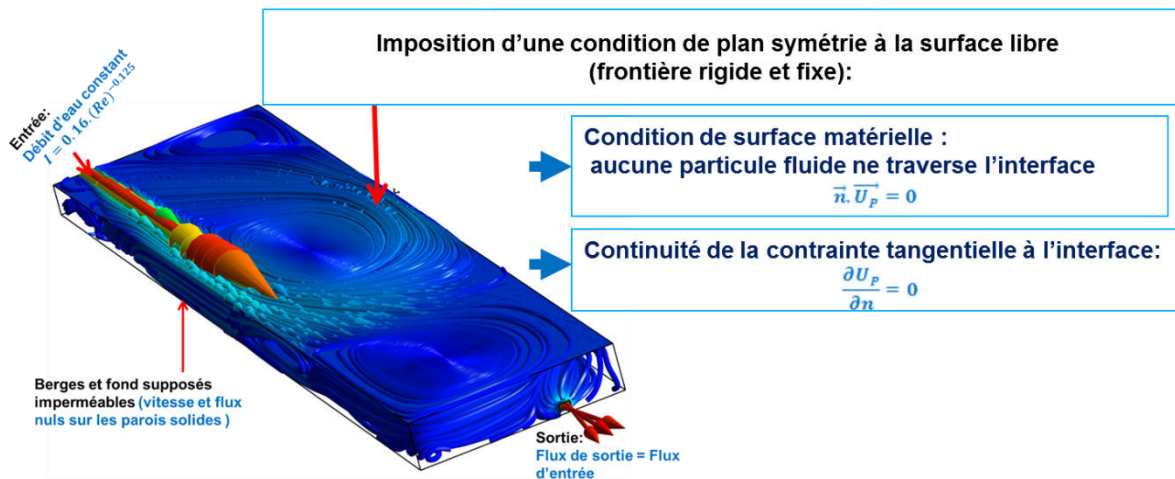


Figure 2-21 : Exemple de conditions limites utilisées

La Figure 2-22 présente les méthodes testées pour simuler le comportement de l'écoulement en proche paroi.

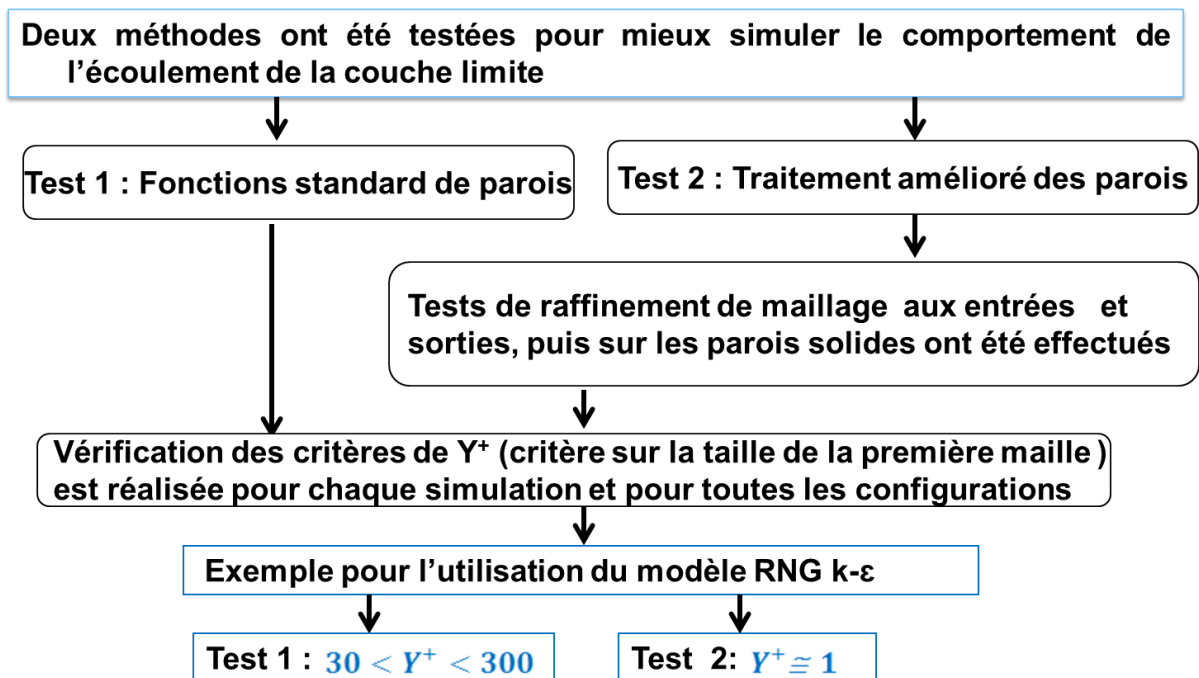


Figure 2-22: Méthodes pour la modélisation de l'écoulement en proche paroi

Le Tableau 2-5 indique les différentes conditions aux limites appropriées sur chaque frontière du plan d'eau.

Tableau 2-5: Conditions limites utilisées

Frontières du plan d'eau (frontière du domaine de calcul)		Conditions aux limites
Eau	Entrée d'eau	Velocity Inlet (vitesse à l'entrée du plan d'eau) : cette condition est utilisée pour des écoulements incompressibles ou moyennement compressibles lorsque la vitesse d'entrée est connue. Pressure Inlet : elle permet d'indiquer la pression du fluide à l'entrée lorsque le débit et la vitesse d'entrée sont inconnus. Mass flow Inlet : elle permet de spécifier à l'entrée le débit d'alimentation du plan d'eau. Les trois conditions ont été testées dans notre cas d'étude et la simulation de l'écoulement donne les mêmes résultats. Puisque la vitesse du plan d'eau est connue, la condition Velocity Inlet a été utilisée par la suite.
	Sortie d'eau	Outflow (flux en sortie du plan d'eau) : cette condition est utilisée pour modéliser les sorties de fluide dont on ne connaît pas a priori les détails de la vitesse et de la pression à la sortie. Puisque l'écoulement est monophasique, la condition Outflow a été utilisée pour indiquer que le flux entrant est égal au flux sortant. Pressure Outlet : elle permet de définir la pression de sortie. Elle est utilisée lorsque la condition Pressure Inlet est utilisée à l'entrée.
	Surface libre (interface eau/air)	Symetry : la surface libre est considérée comme un plan de symétrie pour l'écoulement du liquide (Goula et al., 2008; Adam, 2013). L'écoulement et la géométrie sont symétriques, ce qui induit que le gradient de toutes variables est nulle sur le plan de symétrie (voir le paragraphe 2.4.3.1).
	Fond du plan d'eau	Wall (vitesse et flux nuls au fond et sur les parois du plan d'eau) : c'est la condition de non glissement à la paroi. Les parois solides représentent la terre considérée comme une frontière délimitant le domaine de calcul. Certains modèles nécessitent l'utilisation de lois de paroi. Les lois de paroi améliorées « Enhanced Wall Treatment » et les lois de paroi standard « Standard Wall Treatment » ont été testées. Les résultats de simulation donnent les mêmes résultats pour notre cas d'étude. « Enhanced Wall Treatment » a été utilisée comme loi de parois par la suite.
	Parois latérales du plan d'eau	

2.4.3.1 Condition de Symétrie à la surface libre

Lorsqu'on applique une condition limite « Symétrie » à la surface libre (Tableau 2-5), les variables sur le plan de symétrie sont régies par les conditions de Neumann (Buil, 1999; Golubitsky et Stewart, 2003; Allaire, 2005; Devaney, 2012; Craig et al., 2013). En l'absence de flux diffusif ou convectif à la surface libre, la condition de symétrie est similaire à la condition naturelle de type Neumann homogène. La condition naturelle de type Neumann homogène traduit un gradient de flux nul sur le plan de symétrie (Rappaz et al., 1998; Jeffrey, 2005; Fitzgerald et McIver, 2010; Dipierro et al., 2014; Giuliani et al., 2015).

Les valeurs des composantes des vecteurs vitesses normales (U_n) et parallèles (U_p) au plan de symétrie satisfont aux relations suivantes (Demkowicz, 1991; Blazek, 2005; Schäfer, 2006; Roselli et Diller, 2011; Moukalled et al., 2015) :

$$U_n = 0 \quad (2-18)$$

$$\frac{\partial U_p}{\partial n} = 0 \quad \text{ou} \quad \vec{n} \cdot \vec{\nabla} U_p = 0 \quad (2-19)$$

$\vec{n}$ est un vecteur unitaire normal en un point de la surface libre

La surface libre modélisée est supposée fixe. Si la surface libre était déformable, la méthode de capture d'interface telle que le VOF (Volume Of Fluid) pourrait être utilisée (Grare, 2009; Aniszewski et al., 2014).

2.4.3.2 Intensité de turbulence à l'entrée

L'utilisation d'un modèle de turbulence nécessite de spécifier l'intensité de turbulence lorsque la condition limite « Velocity Inlet » est utilisée à l'entrée (voir le Tableau 2-5). L'intensité de turbulence est le ratio entre les valeurs efficaces et la vitesse moyenne de l'écoulement. La valeur efficace appelée aussi Root-mean-square (RMS) en anglais est la racine carrée de la valeur moyenne quadratique dans le temps des fluctuations de vitesse ($\overline{u'^2}$).

$$RMS = \sqrt{\overline{u'^2}} \quad (2-20)$$

$\overline{u'}$ est la valeur moyenne dans le temps des fluctuation de vitesse qui est nulle. Néanmoins sa valeur moyenne quadratique est non nulle (Graf, 2000).

L'expression de l'intensité de turbulence (I) est :

$$I = \frac{\sqrt{u'^2}}{\bar{U}} = 0.16. (Re)^{-0.125} \quad (2-21)$$

Re est le nombre de Reynolds déterminé selon le diamètre hydraulique à l'entrée, $\bar{U}$ est la vitesse moyenne de l'écoulement.

2.4.3.3 Prise en compte des effets du vent

2.4.3.3.1 Vitesse du vent

En météorologie synoptique (observations simultanées des paramètres du vent dans des réseaux de stations météorologiques), la vitesse et la direction du vent sont mesurées à 10 m au-dessus de la surface terrestre dont la rugosité est très faible (Leduc et Gervais, 1985; Atlas et al., 2011; Nekrasov, 2013). Pour modéliser les effets du vent sur l'écoulement hydrodynamique, de nombreuses recherches scientifiques utilisent conventionnellement la vitesse du vent à 10 m au-dessus de la surface libre du milieu aquatique (Ji, 2008; Gibbs, 2013).

Il a été envisagé de simuler l'influence des effets du vent en utilisant une vitesse d'un vent modéré dont la valeur à 10 m au-dessus du sol est estimée à 5,55 m/s. Cette vitesse de vent a été choisie sur la base des données météorologiques en France et des valeurs choisies dans la littérature (Le Hir et al., 2001; Speck, 2003; Drobinski et al., 2015).

Tableau 2-6: Exemple bibliographique de vitesses de vent nécessaires pour élever le niveau de l'eau dans un ouvrage de traitement de l'eau.

Longueur du bassin de hauteur variant de 2 à 4 m	Vitesse du vent nécessaire (Activities et al., 1980)	Épaisseur de niveau d'eau générée par le vent
L = 50 m	6,4 m/s	2 mm
L = 30 m	10,3 m/s	
L = 10 m	31,4 m/s	

2.4.3.3.2 Conditions limites pour modéliser le vent

La prise en compte des effets du vent a été modélisée en imposant une contrainte de cisaillement du vent à la surface libre du pilote ou de l'étang. On remplace la condition limite « Symétrie » imposée à la surface libre par la condition de « Paroi avec imposition d'une contrainte de cisaillement non nul » (ou Wall avec la condition *specified shear* dans le code Fluent).

L'utilisation d'une contrainte de cisaillement à la surface libre pour la modélisation des effets du vent a été largement utilisée dans les recherches en Mécanique des Fluides Numérique et en hydraulique ou dans des études de Génie Civil (Csanady, 1997; Zikanov et al., 2003; Bentzen et al., 2008; Wu, 2008; Rodi et al., 2013). La valeur de la contrainte de cisaillement déterminée dans notre étude est de 0,037 Pascal. La force de frottement (contrainte de cisaillement) agit dans le sens opposé à la direction du vent. Plusieurs expressions de contraintes de cisaillement de vent ont été proposées. Il a été choisi dans notre étude l'expression suivante (Kara et al., 2007; Ji, 2008; Peng et al., 2013) :

$$\tau = C_D \rho_a U_{v_{10}}^2 \quad (2-22)$$

Avec $U_{v_{10}}$ la vitesse du vent (m/s) à 10 m au-dessus de la surface de l'eau, C_D le coefficient de frottement du vent (adimensionnelle), ρ_a la masse volumique de l'air (kg/m^3) et τ la contrainte de cisaillement du vent (N/m^2).

On peut aussi écrire la contrainte de cisaillement en fonction de la masse volumique de l'eau (ρ_E) et de la vitesse de frottement à la surface de l'eau U_f^* :

$$\tau = \rho_E U_f^{*2} \quad (2-23)$$

On peut donc en déduire l'équation de la vitesse de frottement (U_f^*) s'écrivant comme suit (Agoumi, 1982):

$$U_f^* = U_{v_{10}} \sqrt{\frac{C_D \rho_a}{\rho_E}} \quad (2-24)$$

A la surface libre du plan d'eau, le coefficient de frottement créé par le vent peut être déterminé par les équations proposées dans la littérature. Ces équations peuvent varier d'un auteur à un autre. Néanmoins, elles donnent approximativement les mêmes valeurs (Large et Pond, 1981; Agoumi, 1982; Weisberg et Zheng, 2006; Ji, 2008; Phillips et Hasselmann, 2012).

Nous avons utilisé l'équation proposée par (Drews, 2013) pour la modélisation de l'écoulement du lac Erié (l'un des cinq plus grands lacs d'Amérique du Nord situé entre les Etats Unis et le Canada). Ces formules ont été appliquées dans la modélisation de l'écoulement dans divers plans d'eau. Elles ont été déterminées initialement par (Large et Pond, 1981) :

$$C_D = 1,2 \times 10^{-3} \quad \text{Pour } U_{v_{10}} < 11 \text{ m/s} \quad (2-25)$$

$$C_D = (0,49 + 0.065 \times U_{v_{10}}) \times 10^{-3} \quad \text{Pour } 11 \leq U_{v_{10}} \leq 25 \text{ m/s} \quad (2-26)$$

$$C_D = (0,49 + 0.065 \times U_{v_{10}}) \times 10^{-3} \quad \text{Pour } 25 \text{ m/s} \leq U_{v_{10}} \quad (2-27)$$

La vitesse de frottement du vent à la surface libre (U_f^*) du plan d'eau pour une vitesse de vent de 5,55 m/s (vent soufflant à 10 m de la surface libre) est donc estimée à 0,21 m/s sur la base des équations (2.22) et (2.23).

2.4.3.4 Prise en compte de la présence des végétaux en condition limites

Dans le cas de l'envahissement de la surface libre par des végétaux tels que les lentilles d'eau, il convient d'indiquer des conditions permettant de simuler l'impact de leur influence sur l'écoulement. La prise en compte des effets des végétaux à la surface libre requiert une modification de la condition de symétrie à la surface libre. Il y a plusieurs possibilités de techniques pour modéliser la présence des végétaux à la surface libre :

2.4.3.4.1 Première approche : Plan d'eau végétalisé modélisé comme un milieu poreux

Le plan d'eau végétalisé peut être considérée comme une zone poreuse (Tsavdaris et al., 2013; Golzar, 2015). Dans ce cas un terme supplémentaire (terme source) est ajouté à l'équation de Navier-Stokes. Le terme supplémentaire ajouté est une force qui représente les effets de la porosité dans la direction de l'écoulement. Cette force est exprimée comme suit :

$$F_x = - \left(\frac{\mu}{\alpha} U + C_2 \left(\frac{1}{2} \rho U |U| \right) \right) \quad (2-28)$$

ρ est la masse volumique de l'eau, U est la vitesse de l'écoulement dans la direction horizontale (x), α est la perméabilité (appelé aussi perméabilité intrinsèque ou coefficient de perméabilité intrinsèque) et C_2 est le coefficient de Forchheimer. α et C_2 sont des paramètres spatiaux (Jambhekar, 2011). Le premier terme de l'équation (2.28) représente les effets de viscosité, et le second terme les effets d'inertie (Tsavdaris et al., 2013). La perméabilité α est déterminée par la relation empirique d'Ergun (Mejini, 2008; Jambhekar, 2011; Tsavdaris et al., 2013; Golzar, 2015)

$$\alpha = \frac{d^2}{150} \frac{\psi^3}{(1-\psi)^2} \quad (2-29)$$

d est le diamètre moyen de l'espèce végétale immergée dans l'eau, Ψ est la porosité du plan d'eau végétalisé.

L'expression du coefficient de Forchheimer ou de passibilité intrinsèque C_2 est défini par (Tsavdaris et al., 2013; Golzar, 2015) :

$$C_2 = \frac{3,5}{d} \frac{(1-\Psi)}{\Psi^3} \quad (2-30)$$

La porosité du plan d'eau végétalisé est déterminée par (Shucksmith et al., 2010):

$$\Psi = 1 - \frac{S_{plantes}}{S_{eau}} = 1 - \left(\frac{N_v L l \pi \frac{d^2}{4}}{L l} \right) = 1 - \left(N_v \pi \frac{d^2}{4} \right) \quad (2-31)$$

$S_{plantes}$ est la surface occupée par les végétaux dans le plan d'eau, S_{eau} est la surface occupée par l'eau, N_v représente la densité des espèces végétales (c'est le nombre de plantes à traiter par unité de surface), L et l sont respectivement la longueur et la largeur du plan d'eau, d est le diamètre moyen de l'espèce végétale immergée. La porosité peut varier entre 0 (lorsque tout le volume du plan d'eau est occupée par les végétaux) et 1 (lorsqu'il n'y a pas de végétaux sur tout le volume).

2.4.3.4.2 Deuxième approche : les végétaux comme une condition limite de rugosité élevée

Pour modéliser les effets des végétaux sur l'écoulement, certains chercheurs ont considéré le plan d'eau végétalisé comme un milieu rugueux. Pour ceci, les végétaux ont été modélisés comme une condition limite de rugosité avec un facteur de friction élevé tel que le coefficient de Manning n . Ce facteur de friction est déterminé par l'équation de Manning exprimée comme suit :

$$U = \frac{1}{n} R_H^{2/3} S_f^{1/2} \quad (2-32)$$

U est la vitesse d'écoulement, R_H est le rayon hydraulique, S_f est la pente du gradient hydraulique, n est le coefficient de Manning dont les valeurs peuvent varier entre 0,005 et 1 selon les auteurs (Golzar, 2015).

2.4.3.4.3 Troisième approche : les végétaux modélisés comme des obstacles à l'écoulement

D'autres chercheurs ont modélisé la présence des végétaux comme étant un obstacle à l'écoulement (Golzar, 2015). Certains ont utilisé cette approche en spécifiant une force de traînée due à la présence des plantes émergentes (Kadlec, 1990; Golzar, 2015).

Dans la littérature ces trois approches ont été utilisées pour modéliser l'influence des plantes émergentes telles que les roseaux, le scirpe et la massette. Ces approches sont donc applicables pour les plantes à organes submergés et flottants (nénuphars) et les plantes submergées qui peuvent former des herbiers denses (*Callitriche stagnalis* ou *Callitriche palustris* L., *Ceratophyllum demersum* ou *submersum*, *Elodea canadensis*, *Potamogeton perfoliatus*, *Ranunculus*, *Zannichellia palustris*). Sur une section d'eau (surface libre), on peut avoir 100% de couverture par des plantes flottantes comme les lentilles d'eau (Figure 2-23). Lorsque l'on s'approche de la rive, leur pourcentage peut aussi décroître. Les racines des plantes flottantes ne sont pas attachées aux sédiments.

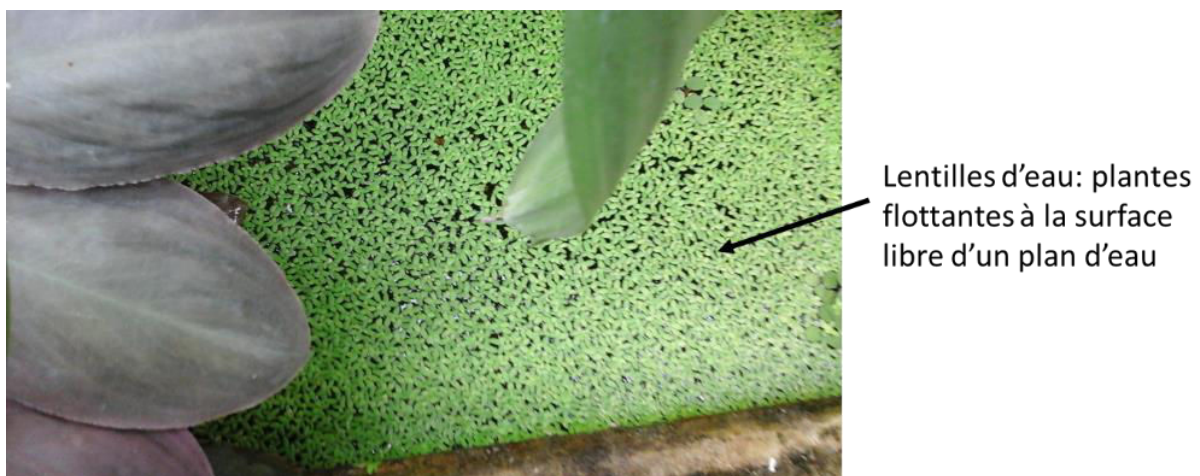


Figure 2-23 : Photographie prise A.F. Moussoh lors d'une visite au Jardin Botanique du Grand Nancy (Lorraine, France) le 05 Septembre 2015

2.4.3.4.4 Ces d'étude d'influence des végétaux sur l'écoulement et la dispersion

La simulation numérique de l'influence de la présence des végétaux (lentilles d'eau flottant en surface) sur l'écoulement et la dispersion de substances actives seront présentées respectivement aux chapitres 4 et 5.

Les lentilles d'eau sont des plantes aquatiques (hydrophytes libres) de la famille des Lemnaceae (Iqbal, 1999; Farrell, 2012). Il existe cinq genres de lentilles d'eau (*Lemna*, *Spirodela*, *Wolffia*, *Wolffiella* et *Landoltia*), englobant plus de 38 espèces différentes, géographiquement distribuées dans le monde entier (Yan et al., 2013). La taille des feuilles peut varier de 0,5 mm à 20 mm de long selon les espèces (voir Figure 2-23). L'espèce la plus rependue au monde est *Lemna minor* : elle se présente comme une petite plantule ovale avec une taille qui varie entre 1,5 mm et 4 mm (Storey, 2007). Elles peuvent envahir toute la surface

d'un plan d'eau en formant des colonies de tailles très variables. Elles flottent sur toute l'étendue du plan d'eau à cause de la présence des lacunes aérifères (espace libre localisé dans l'épaisseur du tissu d'un organe de la plante) dans ses feuilles (Barbe, 1984; Faurie, 2011; Bastien et al., 2012). Elles sont susceptibles de couler au fond de l'étang lorsqu'il y a contraction de leur lacune en période de gel en hiver. Lorsqu'elles résistent au gel, elles remontent en surface libre si les conditions climatiques redeviennent favorables. Elles se développent en prépondérance dans les milieux aquatiques stagnants, ou dans les milieux où la vitesse d'écoulement est relativement faible. Les lentilles d'eau ne sont pas enracinées, ce qui les rend sensibles au courant de l'écoulement. En l'absence de plantes aquatiques enracinées dans le milieu aquatique, les lentilles d'eau peuvent à elles seules résister à l'écoulement pour des vitesses d'écoulement allant jusqu'à 0,1 m/s (Iqbal, 1999). Les lentilles d'eau sont utilisées comme sources d'aliments protéiniques pour des poissons dans des étangs piscicoles (Kabir et al., 2009). Néanmoins, leur abondance à la surface de l'eau constitue une barrière à l'oxygénation d'un étang et à la pénétration de la lumière. L'envahissement d'un étang piscicole par des lentilles d'eau peut occasionner la mort des poissons et d'autres organismes aquatiques.

Des plantes artificielles d'aquariophilie de hauteur 20 cm soit 43 % de la hauteur totale du pilote ont été utilisées pour évaluer expérimentalement l'influence des végétaux sur la dispersion au chapitre 5.

2.4.4 Les méthodes de calculs ou de discrétisation utilisées

Les méthodes de discrétisation utilisées sont regroupées dans le Tableau 2-7.

Tableau 2-7 : Méthodes de calcul

Type de résolution	Stationnaire (l'écoulement est indépendant du temps)
Schéma d'interpolation de la pression	Standard (il est recommandé pour des écoulements d'eau)
Algorithme de couplage Pression-Vitesse	SIMPLE (Semi Implicit Method for Pressure Linked Equations): utilisé pour l'étude des écoulements incompressibles.
Gradient	Green Gauss Cell based (recommandé pour des mailles hexaédriques)
Schéma de discrétisation (Leonard, 1988; Wang et Falconer, 1998; Trottenberg et al., 2001)	Faire converger au premier ordre d'abord (First Order Upwind) d'abord, et affiner les résultats au second ordre. Puisque les mailles générées sont hexaédriques ou quadrilatérales, le schéma de second ordre utilisé est QUICK (Quadratic Upwind Interpolation for Convective Kinematics).
Condition d'initialisation	Initialisation de la solution sur l'ensemble des cellules avec une vitesse constante à l'entrée selon la direction x

2.4.5 Equations générales

Les écoulements de type laminaire, transition et turbulent dans un plan d'eau obéissent aux équations de Navier-Stokes dont les équations de la conservation de la masse et de la quantité de mouvement s'écrivent respectivement comme suit :

$$\frac{\partial U_i}{\partial x_i} = 0 \quad (2-33)$$

$$\frac{\partial U_i}{\partial t} + U_j \frac{\partial U_i}{\partial x_j} = -\frac{\partial}{\partial x_i} \left(\frac{\partial P}{\rho} \right) + \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\nu \frac{\partial U_i}{\partial x_j} \right) \quad (2-34)$$

Où U_i (ou U_i) est la vitesse instantanée, x_i (ou x_j) est la coordonnée cartésienne en un point, t est le temps, P est la pression instantanée, ρ est la masse volumique de l'eau et ν est la viscosité cinématique.

Pour les écoulements turbulents, la vitesse varie très rapidement en espace et il faudrait un maillage extrêmement raffiné pour résoudre avec précision les équations de Navier-Stokes. Un tel raffinement est hors de portée des ordinateurs actuels. On utilise alors des modèles de turbulence où interviennent les tensions de Reynolds (Soutter et al., 2007). Le phénomène de la turbulence dans les plans d'eau est à l'origine des fluctuations des grandeurs physiques telles que la vitesse, la pression, la température, la concentration d'une substance quelconque transportée par l'écoulement, etc... Les caractères aléatoires, imprévisibles et fluctuants issus de l'écoulement turbulent conduisent à déterminer les grandeurs moyennes de l'écoulement par des équations décrivant la turbulence statistiquement (Viollet, 1998; Bourguet, 2008; Schiestel, 2010).

On applique la décomposition de Reynolds aux solutions des équations de Navier-Stokes. Cette décomposition consiste à décomposer la vitesse u en une contribution moyenne et une contribution fluctuante (Durán et al., 2011; Ecke, 2005) dont l'expression est la suivante :

$$u = \bar{u} + u' \quad (2-35)$$

$\bar{u}$ est la contribution moyenne et u' est la contribution fluctuante ($\overline{u'} = 0$).

2.4.5.1 Equations locales de l'écoulement turbulent

La modélisation d'un écoulement turbulent incompressible est généralement basée sur les lois de conservation de la masse (continuité) et de la quantité de mouvement. Les équations régissant l'écoulement de l'eau sont déterminées par les équations de Navier-Stokes en moyennes de Reynolds ou Reynolds-Averaged Navier–Stokes (RANS) equations.

Les plans d'eau étudiés sont peu profonds (profondeur inférieure à 7 m). Il a été supposé que l'eau est un fluide incompressible (Kim et al., 1987; Marusic et al., 2007; Wu et Chen, 2008) avec une masse volumique constante et un écoulement stationnaire permettant de simplifier les équations générales de Navier-Stokes. Les équations locales de l'écoulement de l'eau contenant essentiellement les équations de continuité du champ moyen (2-32) et de quantité de mouvement (2-33) sont exprimées en notation indicielle avec la convention de sommation d'Einstein (Schiestel, 2010), comme suit :

$$\frac{\partial \rho \bar{u}_i}{\partial x_i} = 0 \quad (2-36)$$

$$\bar{u}_j \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\nu \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} - \overline{u'_i u'_j} \right) \quad (2-37)$$

où x_i (ou x_j) est la coordonnée cartésienne, $\bar{U}_i$ est la vitesse moyenne de l'écoulement, u'_i (ou u'_j) est la fluctuation turbulente de la vitesse, ρ est la masse volumique de l'eau, ν est la viscosité cinématique, $\bar{P}$ est la pression moyenne et $\overline{u'_i u'_j}$ est l'influence du champ turbulent sur le champ moyen. Cette composante forme le tenseur de Reynolds ($\rho \overline{u'_i u'_j}$) qui dépend des fluctuations de vitesses.

La vitesse fluctuante dans un écoulement (indépendant du temps) est déterminée comme suit :

$$\bar{U}_j \frac{\partial u'_i}{\partial x_j} = -u'_j \frac{\bar{U}_i}{\partial x_j} - u'_j \frac{u'_i}{\partial x_j} - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x_i} \frac{\partial}{\partial x_j} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\nu \frac{\partial u'_i}{\partial x_j} + \overline{u'_i u'_j} \right) \quad (2-38)$$

Où p est la pression instantanée, u'_i (ou u'_j) est la vitesse fluctuante.

La décomposition de Reynolds introduite dans les équations générales de Navier-Stokes permet d'obtenir les équations de transport des tenseurs de Reynolds exprimée comme suit :

$$\frac{\partial \overline{u'_i u'_j}}{\partial t} + \bar{U}_j \frac{\partial \overline{u'_i u'_j}}{\partial x_j} = P_{ij} + T_{ij} + \Pi_{ij} + D_{ij} - \varepsilon_{ij} \quad (2-39)$$

où P_{ij} est la production par interaction avec le champ moyen, T_{ij} est le transport turbulent lié à la corrélation triple, Π_{ij} est le transport par la pression via la corrélation pression –vitesse, D_{ij} est la diffusion visqueuse et ε_{ij} est le tenseur de dissipation turbulente.

Les termes de droite de l'équation 2-39 sont exprimés comme suit :

$$P_{ij} = - \left(\overline{\partial u'_i u'_k} \frac{\bar{U}_j}{\partial x_k} + \overline{\partial u'_j u'_k} \frac{\bar{U}_i}{\partial x_k} \right) \quad (2-40)$$

$$T_{ij} = - \left(\frac{\partial \overline{u'_i u'_j u'_k}}{\partial x_k} \right) \quad (2-41)$$

$$\Pi_{ij} = - \frac{1}{\rho} \left(u'_i \frac{\partial \bar{P}}{\partial x_j} + u'_j \frac{\partial \bar{P}}{\partial x_i} \right) \quad (2-42)$$

$$D_{ij} = \nu \frac{\partial^2 \overline{u'_i u'_j}}{\partial x_k \partial x_k} \quad (2-43)$$

$$\varepsilon_{ij} = 2\nu \frac{\partial \overline{u'_i \partial u'_j}}{\partial x_k \partial x_k} \quad (2-44)$$

Le tenseur de Reynolds (tenseur symétrique) est égal au double de l'énergie cinétique turbulente (k).

$$k = \frac{1}{2} \overline{u'_i u'_i} \quad (2-45)$$

L'équation de l'énergie cinétique turbulente est exprimée comme suit (Schiestel, 2010) :

$$\frac{\partial k}{\partial t} + \overline{U_k} \frac{\partial k}{\partial x_k} = \overline{-\partial u'_i u'_k} \frac{\overline{U_j}}{\partial x_k} - \frac{1}{2} \frac{\partial \overline{u'_i u'_j u'_k}}{\partial x_k} - \frac{1}{\rho} \frac{\overline{u'_k \partial P}}{\partial x_j} + \nu \frac{\partial^2 k}{\partial x_k \partial x_k} - \nu \frac{\partial \overline{u'_i \partial u'_i}}{\partial x_k \partial x_k} \quad (2-46)$$

L'apport par ce tenseur d'inconnues supplémentaires induit un problème de fermeture. Un modèle de turbulence doit être utilisé pour fermer le problème et résoudre ce dernier terme qui est initialement inconnu.

2.4.5.2 Equations locales de dispersion d'un scalaire

Le sel et la Rhodamine B utilisés pour le traçage, puis les principes actifs utilisés pour le traitement de l'eau sont considérés comme des scalaires passifs. Les fractions massiques des traceurs et du principe actif sont très faibles par rapport à celle de l'eau. Leur présence (concentration moléculaire) dans l'écoulement ne modifie ni les propriétés physiques de l'eau ni les champs hydrodynamiques. L'équation générale du transport d'un scalaire quelconque dans le plan d'eau s'écrit comme suit :

$$\frac{\partial \phi}{\partial t} = \text{Production} + \text{Diffusion} - \text{Dissipation} + \text{sources additionnelles} \quad (2-47)$$

ϕ est le champ scalaire. Le champ scalaire peut être la concentration ou la température.

2.4.5.2.1 Dispersion des substances actives

2.4.5.2.1.1 Dispersion des substances actives dans la masse d'eau

Dans la masse d'eau, les substances utilisées sont à l'état dissous. Leur dissémination se fait aussi à travers des phénomènes de diffusion moléculaire, de convection et de diffusion turbulente.

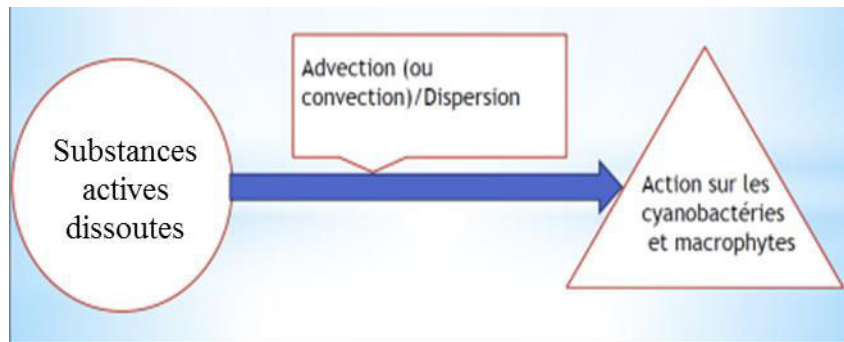


Figure 2-24 Illustration sur les phénomènes de transport des substances dans la masse d'eau.

Dans les milieux aquatiques, ces trois phénomènes contribuent à la distribution des concentrations des solutés dans des proportions dépendant des caractéristiques du milieu aquatique et des modalités de l'écoulement de la masse d'eau. Ces phénomènes n'ont pas le même ordre de grandeur suivant la vitesse moyenne de l'écoulement, le régime de l'écoulement (laminaire, transition ou turbulent) (Petit et al., 2012). Par exemple dans les cours d'eau, la convection est dominante tandis que dans les milieux aquatiques lenticques (plans d'eaux ou milieu aquatique stagnant), la diffusion moléculaire peut l'être.

2.4.5.2.1.1.1 *Advection*

C'est le phénomène par lequel les éléments dissous sont transportés par le mouvement de l'eau.

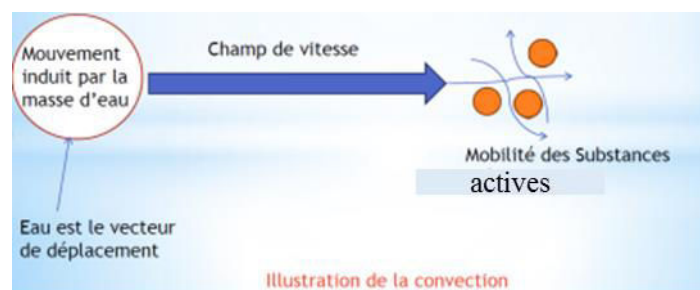


Figure 2-25: Illustration de l'advection (ou la convection)

2.4.5.2.1.1.2 *Diffusion moléculaire*

Ce phénomène concerne l'agitation moléculaire et est traduit par la loi de Fick. Cette loi exprime la proportionnalité entre le flux volumique d'un élément dissout dans l'eau au repos et le gradient de concentration de cet élément. Elle tend à homogénéiser la concentration dans tous les points du domaine d'écoulement. Principalement, elle se manifeste sous deux effets (Guellouz, 1994):

- Dans un filet fluide, le gradient de concentration longitudinal tend à disparaître.

- Entre deux filets adjacents de concentrations différentes, le transfert de molécules se fait de la zone la plus concentrée à la zone la moins concentrée.

Les molécules se déplacent de manière aléatoire sous l'effet de l'agitation thermique. La diffusion a lieu dans les trois directions.

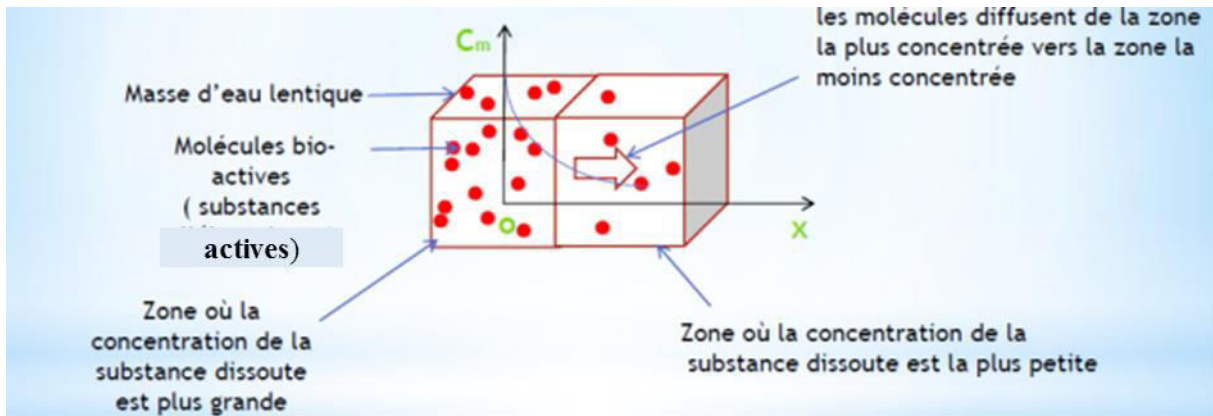


Figure 2-26: Illustration de la diffusion moléculaire (Calvet, 2005)

2.4.5.2.1.1.3 Dispersion turbulente

La dispersion turbulente est un phénomène de transport lié au mouvement combiné de tous les tourbillons générés par la turbulence (Le Moullec, 2008). Le courant d'eau et le vent peuvent être de sens opposé. Ceci crée des tourbillons qui peuvent être à l'origine de la dispersion turbulente.

2.4.5.2.1.1.4 Equation de convection-dispersion

En l'absence de réaction chimique l'équation de convection-dispersion s'écrit (Graf, 2000; Ansys Fluent, 2013) :

$$\frac{\partial(\rho Y_i)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \vec{u} Y_i) = -\nabla \cdot \vec{J}_i \quad (2-48)$$

L'équation de convection-dispersion avec la prise en compte de la réaction s'écrit (Graf, 2000; Khatiwala et al., 2005; Rauen et al., 2008; Kim et al., 2009; Wu et Chen, 2011; Ansys Fluent, 2013).

$$\frac{\partial(\rho Y_i)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \vec{u} Y_i) = -\nabla \cdot \vec{J}_i + R_i + S_i \quad (2-49)$$

Y_i est la fraction massique de l'espèce i dans le milieu aquatique, ρ est la masse volumique du mélange (eau + substances).

R_i est le taux net de la production de l'espèce i par réaction chimique. S_i inclut les autres sources définies par l'utilisateur.

Lorsque la réaction est d'ordre un par rapport à la substance active, le taux net de la production de l'espèce i (R_i) par réaction chimique (Graf, 2000) s'exprime :

$$R_i = \pm k_r C \quad (2-50)$$

Le terme $k_r C$ désigne donc le taux par lequel la substance active injectée augmente ou disparaît dans la réaction (Graf, 2000). k_r est le coefficient de la réaction de dissociation dans le milieu aquatique et C est la concentration moyenne dans la section ciblée. $\vec{J}_i$ est la masse volumique de flux massique qui se calcule comme suit en milieu aquatique turbulent (Anetor et al., 2012; Ansys Fluent, 2013).

$$\vec{J}_i = - \left(\rho D_{i,m} + \frac{\mu_t}{Sc_t} \right) \nabla Y_i - D_{T,i} \frac{\nabla T}{T} \quad (2-51)$$

$D_{i,m}$ est le coefficient de diffusion moléculaire de la substance injectée, μ_t est la viscosité turbulente, Sc_t est le nombre de Schmidt ($Sc_t = \frac{\mu_t}{\rho D_t}$, où D_t est la diffusivité turbulente), T est la température et $D_{T,i}$ est la diffusivité thermique.

Dans Fluent, la réaction chimique d'une ou plusieurs espèces dans un milieu peut être modélisée par trois types de modèle (Perrin et al., 2007; Anetor et al., 2012) :

- Le modèle « laminar finite-rate »,
- Le modèle « Eddy-dissipation »,
- Le modèle EDC (« Eddy-dissipation-concept »).

En dehors de ces trois modèles, il y a aussi le modèle « Composition PDF Transport » (Morbideilli et al., 2005; Marin, 2006; Ansys Fluent, 2013) pour simuler les réactions liquide-liquide. Néanmoins, nous avons utilisé le modèle « laminar finite-rate » vue la prépondérance de l'écoulement laminaire et des écoulements à faible vitesse. Les deux autres modèles n'ont pas été utilisés car ils ne semblent pas adaptés pour des réactions liquide-liquide à cause de la spécificité de la dissipation des corrélations sur les fractions massiques (Bałdyga et Pohorecki, 1995). Dans la littérature les trois premiers modèles de réaction sont largement utilisés dans des réactions de combustion. Néanmoins, certains auteurs ont déjà appliqué le modèle « laminar finite-rate » à d'autres réactions chimiques (Piolet, 2014) telles que les réactions acido-basiques

(Jang et al., 2015). Le choix du modèle de réaction de l'eau avec tout type de substance active doit correspondre au phénomène physique à étudier.

Dans le modèle « laminar finite-rate », on détermine la cinétique de la réaction par l'équation d'Arrhenius tout en négligeant les effets de fluctuation de la turbulence (Perrin et al., 2007; Anetor et al., 2012; Ansys Fluent, 2013; Ingason et al., 2014).

R_i (taux net de la production de l'espèce i par réaction chimique) est donc calculé comme suit (Anetor et al., 2012; Ansys Fluent, 2013):

$$R_i = M_{w,i} \sum_{r=1}^{N_R} \hat{R}_{i,r} \quad (2-52)$$

$M_{w,i}$ est la masse moléculaire de l'espèce i et $\hat{R}_{i,r}$ est le taux molaire de création/destruction d'Arrhenius de l'espèce i de la réaction r .

L'injection de la substance active dans le milieu aquatique peut déclencher un mécanisme réactionnel. S'il advient que le mécanisme réactionnel est complexe, il est possible de déterminer de manière simplifiée le taux de réaction des espèces chimiques participant à la réaction dans le milieu continu si les effets des réactions élémentaires qui s'y produisent sont connus (Borghi et Champion, 2000). Si l'on suppose qu'après l'injection de la substance active dans le milieu aquatique, il se produit n réactions engageant plusieurs espèces, on peut écrire la i ème réaction comme suit : (Borghi et Champion, 2000; Jäger et al., 2007; Anetor et al., 2012; Ansys Fluent, 2013; Guessab et al., 2014;):

$$\sum_{i=1}^{N_e} v'_{i,r} \chi_i \xrightleftharpoons[k_{-1}]{k_1} \sum_{i=1}^{N_e} v''_{i,r} \chi_i \quad (2-53)$$

N_e est le nombre d'espèces chimiques engagées dans la réaction lorsque la substance est injectée dans le milieu aquatique.

$v'_{i,r}$ représente le coefficient stœchiométrique des réactifs de la réaction r (par exemple substance active + eau). χ_i est le symbole chimique représentant l'espèce i . $v''_{i,r}$ est le coefficient stœchiométrique des produits de la réaction r . k_1 et k_{-1} sont respectivement les constante de vitesses de la réaction dans le sens direct et inverse (Moussard, 2006; Verchier et al., 2011; Anetor et al., 2012; Ansys Fluent, 2013; Guessab et al., 2014).

L'équation (2-53) peut être utilisée pour des réactions réversibles et irréversibles. Dans le logiciel Fluent, les réactions sont considérées par défaut comme étant irréversibles. Si la

constante de vitesse de réaction n'est pas connue, on peut la déterminer au cours du calcul par la loi d'Arrhenius.

$\hat{R}_{i,r}$ (le taux molaire de création/destruction d'Arrhenius de l'espèce i de la réaction r) est déterminé comme suit (Anetor et al., 2012; Ansys Fluent, 2013; Guessab et al., 2014) :

$$\hat{R}_{i,r} = \Gamma(v''_{i,r} - v'_{i,r}) \times (k_1 \prod_{j=1}^N [C_j]^{\eta'_{j,r}} - k_{-1} \prod_{j=1}^N [C_j]^{\eta''_{j,r}}) \quad (2-54)$$

C_j est la concentration molaire de l'espèce j (réactif ou produit) de la réaction r . $\eta'_{j,r}$ et $\eta''_{j,r}$ sont respectivement des ordres partiels de la réaction par rapport aux réactifs et aux produits formés. Γ représente les effets nets de tiers-corps sur la vitesse de réaction (Diomidis et Mischler, 2011; Ansys Fluent, 2013; Sutton et al., 2013) qui peuvent être déterminés comme suit (Guessab et al., 2014) :

$$\Gamma = \sum_{j,r}^N \gamma_{j,r} C_j \quad (2-55)$$

$\gamma_{j,r}$ est l'efficacité du tiers-corps de l'espèce j dans la i ème réaction (Annamalai et Puri, 2006; Sabia et al., 2006; Mazas et al., 2011; Glassman et al., 2014).

Les tiers-corps peuvent être une ou plusieurs espèces dans le milieu aquatique (Annamalai et Puri, 2006), soient l'eau, les espèces déjà présentes dans l'eau avant l'introduction de la substance active, etc,...

Comme énoncé précédemment les constantes de vitesse de réaction k_1 et k_{-1} peuvent être déterminées par la loi d'Arrhenius (Davis et Davis, 2012) :

$$k_1 = A_1 \exp\left(-\frac{E_{a1}}{RT}\right) \quad (2-56)$$

$$k_{-1} = A_{-1} \exp\left(-\frac{E_{a-1}}{RT}\right) \quad (2-57)$$

E_{a1} et E_{a-1} sont respectivement l'énergie d'activation des réactions dans le sens direct et inverse A_1 et A_{-1} sont respectivement les facteurs pré-exponentiels des réactions dans le sens direct et inverse. T est la température en Kelvin et R est la constante des gaz parfaits.

Pour simuler la réaction de dissociation de l'acide nonanoïque dans l'eau, l'énergie d'activation est $47,6 \text{ kJ mol}^{-1}$ et le facteur pré-exponentiel est égal $3.2 \times 10^4 \text{ l}^2 \text{ g}^{-1} \text{ mol}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Sharma et al., 2012). La température du milieu est prise égale à $283,15\text{K}$. La prise en compte de la réaction de dissolution de l'acide nonanoïque dans le modèle de dispersion a donc nécessité l'activation du modèle d'énergie dans le code Fluent (Ansys Fluent, 2013). La constante d'équilibre ou la

constante de dissociation de l'acide nonanoïque dans l'eau est : $pK_a = 4,9$ ou $K_a = 1,05 \times 10^{-5}$ à 25°C (Ciuraru et al., 2015b). Dans l'eau, l'acide nonanoïque se dissocie partiellement en ion carboxylate et en ion hydronium.

2.4.5.3 Substance utilisée pour tester expérimentalement la dispersion des principes actifs

Lorsque la convection est prépondérante devant la diffusion moléculaire, un principe actif peut se comporter dans l'eau comme tout type de substance dissoute dans l'eau. Pour cette raison, des pastilles de sel (représentant un principe actif) ont été utilisées. La Figure 2-27 présente les pastilles (fournisseur : Axal, France) de sel utilisées pour la réalisation de tests de dispersion des principes actifs.



Figure 2-27: Pastilles de sel utilisées (fournisseur : Axal, France)

2.4.6 Les modèles de turbulence

Il y a trois méthodes de résolution des équations de Navier-Stokes (Chang, 2004; Stoesser, 2010; Hensen et Lamberts, 2012) :

- L'approche statistique de fermeture en un point : Résolution sur la base des équations moyennées (Reynolds Averaged Navier-Stokes equations ou RANS). Cette résolution est largement utilisée dans les applications industrielles. Cette modélisation s'intéresse surtout aux moyennes statistiques de la vitesse et la pression (Ferrey, 2004).

- La Simulation des Grandes Echelles turbulentes (SGE) ou Large Eddy Simulation (LES). Cette approche permet de concevoir des modèles dits de ‘sous-maille’ représentant les petites échelles de turbulence non détectées par le maillage (Schiestel, 2010).
- La Simulation Numérique Directe ou « Direct Numerical Simulation (DNS). Cette approche résout les équations de Navier-Stokes sur toutes les échelles, depuis les grands tourbillons jusqu’aux échelles les plus fines de Kolmogorov (Schiestel, 2010). Cette méthode est limitée à des nombres de Reynolds peu élevés (Schiestel, 2010) et consomme énormément de temps de calcul, lequel peut aller à plusieurs jours ou mois.

Dans cette thèse, la méthode utilisée pour la résolution des équations d’écoulement et de transport de scalaire est le RANS dont la fermeture des systèmes d’équations nécessite essentiellement deux classes de modèles :

- Les modèles de premier ordre ou modèles à viscosité turbulente (ou Eddy Viscosity Model).
- Les modèles du second ordre ou des modèles aux tensions de Reynolds (Ferrey, 2004; Bourguet, 2008).

2.4.7 Modèle à viscosité turbulente avec deux équations de transport (modèle du premier ordre)

Ces modèles comprennent deux équations de transport supplémentaires afin de pouvoir représenter les propriétés turbulentes de l’écoulement. Ils prennent en compte les effets de la convection et de la diffusion de l’énergie turbulente. Les deux fonctions transportables sont l’énergie cinétique turbulente k et une fonction (ε ou ω) dépendant de k . La variable ε est appelée dissipation turbulente et ω est la dissipation spécifique. Le taux de dissipation ε détermine l’échelle de la turbulence et k détermine l’énergie dans la turbulence.

Les modèles à deux équations de transport sont basés sur l’hypothèse de Boussinesq conduisant à exprimer les tensions de Reynolds en faisant intervenir une grandeur appelée viscosité turbulente :

$$-\rho \overline{u'_i u'_j} = \mu_t \left(\frac{\partial \overline{u_i}}{\partial x_j} + \frac{\partial \overline{u_j}}{\partial x_i} \right) - \frac{2}{3} \rho k \delta_{ij} \quad (2-58)$$

μ_t est la viscosité turbulente dépendant des conditions globales de l'écoulement. De ce fait, sa valeur peut varier d'un point de l'écoulement à un autre, k est l'énergie cinétique turbulente, δ_{ij} est le symbole de Kronecker.

L'hypothèse de Boussinesq suppose que le régime de turbulence est entièrement établi dans l'ensemble de la zone d'écoulement et que les effets de la viscosité moléculaire sont négligeables par rapport à ceux de la viscosité turbulente (loin des parois).

On peut distinguer deux grandes familles de modèle à deux équations : les modèles de la famille $k-\epsilon$ et les modèles de la famille $k-\omega$.

2.4.7.1 Les modèle de type $k-\epsilon$

Modèle $k-\epsilon$ Standard (Wu et al., 2004; Furbo, 2010; Zhang et al., 2010)

Ce modèle est largement utilisé dans la simulation d'écoulement de l'eau. Il est robuste en raison du faible coût de temps de calcul, suffisamment précis et validé pour une large gamme d'écoulements turbulents. Cependant, il surestime l'énergie cinétique turbulente dans les régions d'impact (par exemple dans les zones de stagnation). Il conduit à une sous-estimation des recirculations à cause de son caractère « diffusif ». La viscosité turbulente (μ_t) impliquant l'énergie cinétique turbulente (k) et la dissipation turbulente (ϵ) est déterminée par:

$$\mu_t = \rho C_\mu \frac{k^2}{\epsilon} \quad (2-59)$$

$$k = \frac{1}{2} \overline{u'_i u'_i} \quad (2-60)$$

$$\epsilon = \nu \overline{\frac{\partial u_i}{\partial x_j} \frac{\partial u_i}{\partial x_j}} \quad (2-61)$$

Les deux équations de transport qui sont utilisées dans le modèle Standard $k-\epsilon$ s'expriment :

Pour l'énergie cinétique turbulente k :

$$\frac{\partial(\rho k)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho k u_i)}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\frac{\mu_t}{\sigma_k} \frac{\partial k}{\partial x_j} \right) + 2\mu_t E_{ij} E_{ij} - \rho \epsilon \quad (2-62)$$

Pour la dissipation turbulente

$$\frac{\partial(\rho \epsilon)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho \epsilon u_i)}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\frac{\mu_t}{\sigma_\epsilon} \frac{\partial \epsilon}{\partial x_j} \right) + C_{1\epsilon} \frac{\epsilon}{k} 2\mu_t E_{ij} E_{ij} - C_{2\epsilon} \rho \frac{\epsilon^2}{k} \quad (2-63)$$

où E_{ij} est la composante du taux de déformation. C_μ , $C_{1\varepsilon}$, $C_{2\varepsilon}$, sont des constantes empiriques du modèle données dans le Tableau 2-8. σ_k et σ_ε sont des nombres de Prandtl associés respectivement au transport de k et ε . Les résultats de calcul dépendent fortement de la valeur des constantes empiriques.

Tableau 2-8: Constantes du modèle k- ε Standard

C_μ	σ_k	σ_ε	$C_{1\varepsilon}$	$C_{2\varepsilon}$
0.09	1.0	1.3	1.44	1.92

Le modèle k- ε Standard a été amélioré pour donner le modèle k- ε Re-Normalisation Group (RNG) basé sur la théorie du groupe de renormalisation et le modèle k- ε Realisable qui repose principalement sur une nouvelle expression de l'équation de la dissipation turbulente (ε).

Modèle k- ε Realisable (Karthik et Durst, 2011 ; Douvi C. Eleni, 2012; Bulat et Bulat, 2013)

Le modèle k- ε Realisable diffère du modèle k- ε Standard car il comporte une nouvelle formulation de la viscosité turbulente (μ_t) et une nouvelle équation de la dissipation turbulente ou taux de dissipation (ε). L'équation du taux de dissipation (ε) est dérivée de l'équation du transport de la fluctuation quadratique moyenne de la vorticité, ce en quoi il diffère fondamentalement du modèle Standard k- ε .

La viscosité turbulente est déterminée conformément à l'équation (2-58), mais ici C_μ n'est plus constante. C_μ dépend d'autres paramètres tels que les taux moyens de déformation (S_{ij}), des taux moyens de rotation ($\widehat{\Omega}_{ij}$) et des champs de turbulence (k et ε).

$$C_\mu = \frac{1}{A_0 + A_s \frac{k}{\varepsilon} \sqrt{S_{ij}S_{ij} + \widehat{\Omega}_{ij}\widehat{\Omega}_{ij}}} \quad (2-64)$$

A_0 est une constante dont la valeur est égale à 4,04

A_s est une constante s'exprimant comme suit (Cadavid, 2004) :

$$A_s = \sqrt{6} \cos \omega \quad (2-65)$$

$$\omega = \frac{1}{3} \cos^{-1}(\ddot{\gamma} \sqrt{6}) \quad (2-66)$$

$$\ddot{\gamma} = \frac{S_{ij}S_{jk}S_{ki}}{\sqrt{S_{ij}S_{ij}}} \quad (2-67)$$

Le terme "réalisable" 'est utilisé pour expliquer que le modèle satisfait à certaines contraintes mathématiques sur les tensions de Reynolds, en conformité avec la physique des écoulements turbulents. En comparaison avec le modèle Standard k- ϵ , le modèle Realisable k- ϵ offre des performances supérieures pour des écoulements comportant la rotation, la séparation, et la recirculation. Une des limites du modèle k- ϵ Realisable est qu'il semble moins approprié dans les zones d'écoulement où le nombre de Reynolds local est faible (zones presque stagnantes).

Re-Normalisation Group (RNG) k- ϵ (Yakhot et al., 1989; Wu et al., 2004; Rostami et al., 2011)

Les équations de ce modèle sont similaires à celles du modèle Standard k- ϵ . Cependant, les constantes du modèle k- ϵ RNG sont évaluées par des calculs théoriques et non empiriques. Les constantes des équations de k et ϵ sont déterminées analytiquement en utilisant la théorie du groupe de renormalisation. Cette théorie est une procédure mathématique complexe qui fait que la description du système (écoulement) dépend de l'ampleur des variations du nombre de Reynolds local. En comparaison du modèle Standard k- ϵ , la principale amélioration provient de l'ajout d'un terme supplémentaire dans l'équation du taux de dissipation (ϵ) permettant d'amortir la turbulence dans les zones d'écoulement à fort taux de déformation. Dans l'équation du taux de dissipation (ϵ), $C_{1\epsilon}$ est remplacé par $C'_{1\epsilon}$ qui dépend de la vitesse de déformation η le rendant moins diffusif. $C_{1\epsilon}$ est inclus dans le nouveau terme $C'_{1\epsilon}$ (qui est déterminé lors du calcul).

$$C'_{1\epsilon} = C_{1\epsilon} - \frac{\eta(1-\eta/\eta_0)}{1+\beta\eta^3} \quad (2-68)$$

$$\eta = \frac{k}{\epsilon} (2S_{ij}^2)^{1/2} \quad (2-69)$$

$$S_{ij} = \frac{1}{2} \left(\frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \right) \quad (2-70)$$

Les valeurs standard des constantes du modèle k- ϵ RNG utilisées pour la simulation de l'écoulement de l'eau sont indiquées dans le Tableau 2-9.

Tableau 2-9: Constantes utilisées pour le modèle RNG k- ϵ

β	η_0	C_μ	σ_ϵ	$C_{1\epsilon}$	$C_{2\epsilon}$
0.015	4.38	0.085	0.7179	1.42	1.68

2.4.7.2 Les modèles de type k- ω

Les modèles de la famille k- ω sont des variantes des modèles de type k- ε . Les idées directrices du développement du modèle k - ω sont similaires à celles du modèle k- ε sauf que l'équation en ε est remplacée par un bilan de vorticité turbulente. ω décrit l'inverse du temps caractéristique des structures turbulentes :

$$\omega = \frac{\varepsilon}{k} \quad (2-71)$$

Le temps caractéristique de la turbulence (Θ) est exprimée comme suit :

$$\Theta = \frac{k}{\varepsilon} = \frac{1}{\omega} \quad (2-72)$$

La viscosité turbulente est calculée comme suit :

$$\mu_t = \frac{k}{\omega} \quad (2-73)$$

Il y a deux modèles à deux équations pour les modèles de type k - ω :

Le modèle k - ω Standard (Karthik et Durst, 2011) : il prédit bien le comportement des écoulements proches des parois ou couche limite.

Le modèle SST (Shear Stress Transport) k - ω (Karthik et Durst, 2011) : ce modèle est une amélioration du modèle standard k- ω . Il possède les avantages du modèle k- ω en proche paroi et de k- ε loin des parois. Il prédit bien le comportement physique des écoulements en zones transitionnelles et des recirculations.

Remarques : Deux autres variantes du modèle k - ω ont été développées avec des équations supplémentaires :

Modèle à trois équations : k-kl- ω (Hellsten, 2004; Wu et Chen, 2011; Ghasemi et al., 2013) : Il prédit mieux la physique des écoulements ayant à la fois un caractère laminaire, transitionnel et turbulent. Il combine les avantages du modèle standard k- ω et du modèle SST k- ω mais le temps de calcul est plus élevé.

Modèle à quatre équations : Le modèle de Transition SST (TSST) développé par Menter et al. (2006). Ces quatre équations résultent du couplage des équations du modèle SST k- ω (dérivé du modèle k - ω) avec deux autres équations de transport. L'une des deux autres équations a été développée pour l'intermittence et l'autre pour le nombre de Reynolds dont la longueur caractéristique est l'épaisseur de quantité de mouvement au début de transition (Menter et al.,

2006; Babajee, 2013). Il possède les avantages des modèle standard $k-\omega$ et du modèle SST $k-\omega$ mais le temps de calcul est plus élevé.

Par ailleurs, il existe des modèles à viscosité turbulente à une équation dont le modèle de Spalart-Allmaras (Spalart et Allmaras, 1992; Aupoix et Spalart, 2003; Fares et Schröder, 2005; Zeng et al., 2005). Ce modèle possède une équation de transport pour la viscosité de turbulence où a été modifiée la formulation du terme de viscosité turbulente pour exprimer correctement les effets de transport de la contrainte de cisaillement turbulent. Il ne nécessite pas le raffinement de mailles sauf dans le cas où l'on veut capturer avec finesse des informations de champ de gradient de vitesse (Martinat, 2007). Le temps de calcul est moins élevé et converge vite par rapport aux autres modèles.

2.4.8 Les modèles du second ordre ou des modèles aux tensions de Reynolds (Ferrey, 2004).

Les équations de ce modèle sont résolues sur chacune des tensions de Reynolds. Ainsi, il apparaît un problème de fermeture dû à l'introduction de nouvelles inconnues telles que les corrélations triples des fluctuations de vitesses.

En anglais, ce modèle est connu sous l'abréviation « RSM » (Reynolds Stress Model). L'hypothèse de Boussinesq n'est pas utilisée ici (Launder et al., 1975). Six équations de transport supplémentaires sont ajoutées pour les six composantes du tenseur des contraintes de Reynolds dans les écoulements tridimensionnels. Physiquement, c'est le modèle le plus complet. Il résout simultanément les six équations aux tensions de Reynolds, associées à la modélisation de l'équation du taux de dissipation ϵ . Il prend en compte le transport et l'anisotropie des contraintes de turbulence (Le Moullec, 2008). Néanmoins, il requiert plus de temps de calcul et les équations de transport et de quantité de mouvement sont étroitement liées.

Le choix d'un modèle de turbulence dépend généralement des trois critères suivants : la nature physique du problème, la qualité des résultats attendus, la puissance de calcul. Un choix de modèle de turbulence ne peut se faire a priori mais par confrontation avec des résultats théoriques ou expérimentaux. Une analyse préliminaire basée sur les critères énumérés ci-dessus a permis de présélectionner cinq modèles de turbulence pour la simulation de l'écoulement dans les plans d'eau. Les cinq modèles présélectionnés sont : Standard $k-\epsilon$, RNG $k-\epsilon$, $k-\epsilon$ Réalisable, SST $k-\omega$, Transition SST (TSST) et le modèle RSM. L'influence du choix de ces cinq modèles et la stratégie pour un bon choix ont fait l'objet de l'étude présentée dans le chapitre 3.

2.4.9 Techniques de simulation numérique des DTS et de la dispersion des principes actifs

La Figure 2-28 montre les grandes étapes méthodologiques pour simuler numériquement la Distribution des Temps de Séjour. Une injection numérique instantanée a été réalisée (injection de type Dirac) simulant l'injection expérimentale d'un traceur (solution de chlorure de sodium ou de Rhodamine) à l'entrée du système étudié (plan d'eau en milieu naturel ou pilote). A la sortie, des sondes numériques permettent de suivre la variation de la concentration au cours du temps. Il s'agit en fait d'enregistrer le signal de concentration sur toutes les cellules de calcul du maillage en sortie du système (pilote ou plan d'eau réel). La variation de la concentration à la sortie résulte des phénomènes de transport advectif de la concentration (transport dû à la vitesse d'écoulement de l'eau), de transport diffusif (phénomène de diffusion moléculaire dû à l'agitation thermique des molécules du traceur) et de la turbulence à l'échelle locale: diffusion turbulente. L'écoulement est turbulent à l'entrée du système.

En raison des écoulements laminaires au sein du système, il pourrait y avoir de la diffusion numérique lors des simulations qui modifierait artificiellement la courbe de Distribution des Temps de Séjour (DTS). Le suivi de la concentration est basé sur la résolution des équations de transport local et instantané de la concentration.

Le choix de la technique de simulation de la DTS numérique peut conduire à des résultats différents. La simulation des DTS par la méthode eulérienne (technique de Species Transport) et la méthode lagrangienne (technique de Particle Tracking) ont été testées. Du fait des vitesses d'écoulement très faibles à l'intérieur du système (sur le pilote ou sur le plan d'eau en milieu naturel), il nous a semblé préférable d'utiliser la méthode eulérienne afin de ne pas négliger la diffusion moléculaire qui semble prédominer dans nos cas d'étude.

La DTS simulée par la méthode lagrangienne (voir annexe) est basée sur l'analyse de l'ensemble des trajectoires de particules injectées à l'entrée du pilote. Les trajectoires des particules sont simulées par un bilan de force (Le Moullec, 2008). Les équations de la trajectoire des particules sont détaillées dans plusieurs références dont: (Jiang et al., 2004; Longest et Xi, 2007; Le Moullec, 2008; Dionne, 2012). Cette méthode semble convenir dans des milieux où la convection (advection) prédomine devant la diffusion moléculaire. Le temps de séjour moyen simulé devrait être égal au temps de séjour réel quel que soit le modèle ou la technique de simulation des DTS utilisé. Lorsque l'on utilise les valeurs des constantes du modèle de trajectoire des particules (C_L) recommandées par défaut selon chaque modèle de turbulence utilisé sur Fluent, il semble que le temps de séjour moyen simulé ne soit pas égal au temps de

séjour géométrique. L'obtention des valeurs des temps de séjours moyens a été obtenue en divisant les valeurs par défaut (C_L) par 1000. Il est intéressant de tester l'influence des valeurs par défaut (recommandés par Fluent) sur les résultats et si possible de les recalculer pour les adapter à la problématique.

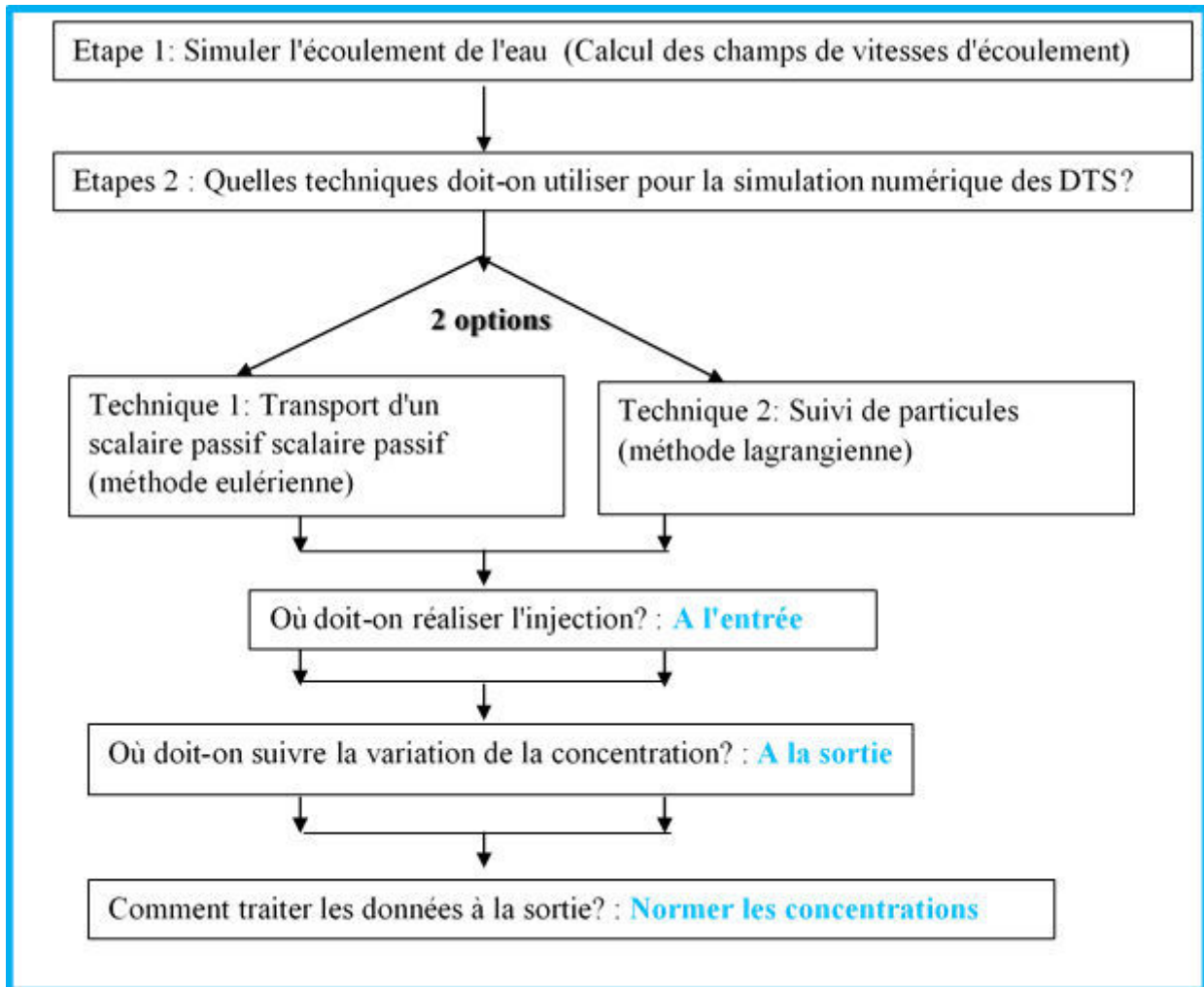


Figure 2-28: Les grandes étapes méthodologiques pour la simulation d'un DTS

2.4.9.1 Simulation de l'injection du principe actif en continu

Pour simuler l'injection du principe actif en continu, une fonction utilisateur (UDF) a été développée qui est injectée dans la zone prédéfinie numériquement. Contrairement à l'injection instantanée qui est brève, le programme permet d'injecter en continu la concentration de la substance active pendant un temps t choisi par l'utilisateur. Le programme est un « boucle do » écrit en langage Scheme. Le langage Scheme est un langage de programmation dérivé du langage fonctionnel Lisp (Dybvig, 2003; Nørmark, 2003; Brygoo et al., 2004; Palsberg, 2009).

Ce programme est écrit dans un fichier journal qui est interprétable par le logiciel Fluent. Un exemple du programme développé pour la simulation en continu a été joint en annexe.

2.4.9.2 Injection expérimentale du principe actif en continu

Expérimentalement, une micropompe programmable Ismatec a été utilisée. Elle permet d'injecter progressivement le principe actif à la position choisie à l'intérieur du pilote pendant un temps t .

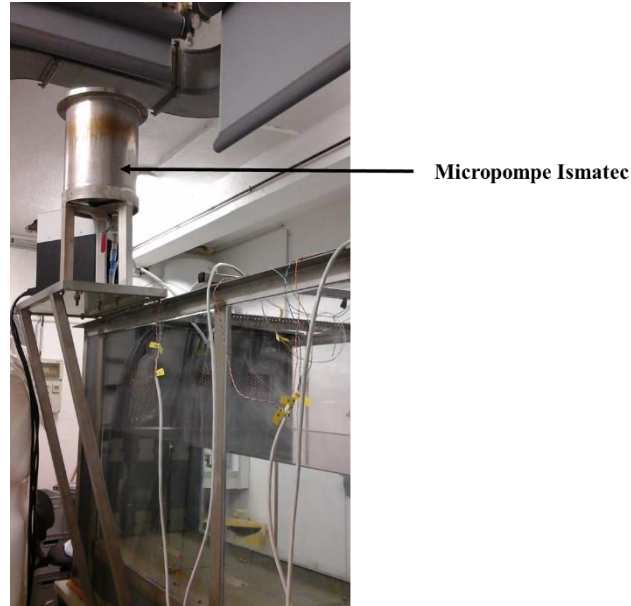


Figure 2-29: Micropompe Ismatec (Ismatec, France) utilisée pour l'injection expérimentale de principe actif en continu

2.4.10 Analyse et traitement numérique de la DTS

La Distribution des Temps de Séjour $E(t)$ est obtenue en normalisant la masse du traceur ayant séjourné au sein du système (pilote ou plan d'eau en milieu naturel) entre les instants t et $t+dt$. L'expression de $E(t)$ est :

$$E(t) = \frac{Q C_{tr}(t)}{\int_0^\infty Q C_{tr}(t) dt} = \frac{Q}{M} C_{tr}(t) \quad (2-74)$$

t est le temps qu'une fraction de traceur a mis pour traverser la distance comprise entre l'entrée et la sortie du système, Q est le débit de l'écoulement considéré en régime permanent, C_{tr} est la concentration moyenne du traceur sortant à l'instant t et M est la masse du traceur injecté instantanément : cette masse est conservée au cours de l'écoulement.

La normalisation implique la relation suivante :

$$\int_0^{\infty} E(t)dt = 1 \quad (2-75)$$

Une première approche consiste à comparer les moments théoriques et expérimentaux. Le moment d'ordre n est exprimé comme suit :

$$\mu_n = \int_0^{\infty} t^n E(t)dt \quad (2-76)$$

Le moment d'ordre 1 représente le temps de séjour moyen (t_{sm}). Le temps de séjour moyen (temps de séjour géométrique) est aussi donné par la formule suivante:

$$t_{sm} = \frac{V}{Q} \quad (2-77)$$

V étant le volume d'eau accessible à la dispersion du traceur et Q étant le débit à la sortie.

Le temps de séjour géométrique (V/Q) peut être comparé aux moments d'ordre un théorique de la DTS numérique et au moment d'ordre un de l'expérience. Les trois doivent impérativement être égaux car il s'agit de mesure et/ou de calcul de base.

Le moment d'ordre deux caractérise la dispersion. C'est cette valeur qui est la plus difficile à estimer par les DTS numériques car elle dépend de nombreux phénomènes expliqués ci-avant.

Le moment d'ordre 2 appelé aussi variance s'exprime comme suit :

$$\mu'_2 = \sigma^2 = \int_0^{\infty} (t - t_{sm})^2 E(t)dt \quad (2-78)$$

2.4.11 Stratégie adoptée pour la modélisation du système (plan d'eau ou pilote)

Les milieux stagnants sur lesquels notre étude porte présentent des hétérogénéités. La modélisation hydrodynamique pourrait nous donner accès à des grandeurs ou paramètres difficilement mesurables. Par exemple, le modèle hydrodynamique nous permettrait de calculer le niveau d'eau, le courant dans tout le domaine puis de pouvoir calculer le débit d'eau en différents points du plan d'eau. Il y a trois stratégies qui s'offrent à nous pour la construction des modèles de fonctionnement hydrodynamique des plans d'eau (étang piscicole et gravière).

Nous avons donc les options suivantes :

- La première stratégie nous permettra de construire avec simplicité notre modèle de manière ascendante. Dans cette stratégie, le modèle est construit progressivement en partant du plus simple au plus complexe.
- La deuxième stratégie consistera à construire notre modèle de manière descendante. Cette option consiste à résoudre le problème en partant du plus complexe au plus simple.

- La troisième stratégie est une stratégie hybride. Elle consiste à combiner les avantages de la stratégie ascendante et la stratégie descendante.

Parmi ces trois stratégies, il s'avère que la première option est la mieux adaptée pour étudier avec finesse et simplicité le fonctionnement hydrodynamique de la masse d'eau lentique. C'est donc la stratégie ascendante (première stratégie) qui a été choisie dans notre travail.

2.5 Conclusion

Afin de pouvoir traiter de manière écodurable les plans d'eaux (étangs de pisciculture, gravière, etc.), il est important de comprendre le fonctionnement hydrodynamique de la masse d'eau lentique par la simulation en Mécanique des fluides Numérique. Pour modéliser l'hydrodynamique du plan d'eau, l'analyse de différents paramètres (maillage, changement de configuration, conditions aux limites,...) a permis d'établir des conditions préférentielles pour une simulation efficace et précise.

Dans ce travail, une description monophasique de l'écoulement a été résolue à l'aide du code commercial Fluent® 14.5 grâce à la résolution des équations de mouvement (Navier- Stokes) et de l'équation de continuité. Pour mieux cibler les zones du plan d'eau à traiter, le maillage est défini en prenant en compte la répartition géographique de charges associées à la présence des plantes invasives (macrophytes, cyanobactéries et lentilles d'eau) dans les plans d'eaux. Il a été supposé que le plan d'eau à modéliser est de très faible profondeur et donc homogène afin de pouvoir simplifier la complexité du milieu. Toutefois, les résultats des différentes simplifications utilisées devraient être en concordance avec la réalité.

Les résultats de la modélisation hydrodynamique permettent de construire le modèle de transport ou de dissémination des substances. Une maquette d'environ 1 m³ a été réalisée pour la validation des résultats numériques. La cuve expérimentale représente un modèle physique, par opposition au modèle numérique, grâce auquel, le comportement hydrodynamique et la dissémination de substances dans le plan d'eau ont été étudiés. La conception de la maquette a répondu aux critères d'extrapolation afin d'être représentatif des processus prépondérants dans les systèmes de taille réelle. L'optimisation de la conception de cette cuve a nécessité la prise en compte des contraintes du laboratoire et des contraintes liées à la grande quantité d'eau mise en œuvre.

Dans les plans d'eau, la turbulence n'est pas pleinement établie. A l'intérieur du plan d'eau, la turbulence ne règne vraisemblablement qu'à l'approche des berges. Mais le régime global à l'intérieur du plan d'eau est plutôt laminaire ou de transition. Dans ce cas, il faut un modèle prenant simultanément en compte les effets laminaires à l'intérieur du plan d'une part et de turbulence sur les bords d'autre part. De ce fait, l'influence des modèles de turbulence sur l'écoulement a fait l'objet d'une étude au chapitre 3.

Chapitre 3 : Influence du choix des modèles de turbulence sur l'écoulement

3 Chapitre 3. Influence du choix des modèles de turbulence sur l'écoulement

La présence de nitrates conjuguée à des effets de température peut entraîner le développement incontrôlé de cyanobactéries, d'algues ou de diverses plantes aquatiques invasives (comme les lentilles d'eau) dans les plans d'eau. Le traitement permettant d'éliminer ces indésirables doit être réalisé de façon contrôlée afin de limiter les effets sur la faune aquatique. Quel que soit le principe actif utilisé et son mode de dissémination dans les plans d'eau, il est important de prédire en tout point sa concentration. Trop faible, le principe sera inactif pour éliminer les espèces invasives ciblées, trop élevé il peut avoir des incidences négatives sur la faune piscicole. Afin d'étudier l'écoulement dans les plans d'eau et la dispersion des principes actifs, des simulations de Mécanique des Fluides Numérique sur une forme d'étang piscicole de dimensions couramment utilisées ont été réalisées. Le choix du modèle de turbulence est primordial car il doit permettre de simuler l'écoulement dans des zones aux comportements très différents (recirculations, zone stagnante, zone turbulente...) qui coexistent afin de prédire précisément la dispersion du principe actif.

Les étangs piscicoles sont caractérisés par des phénomènes hydrodynamiques verticaux entre le fond et la surface libre, des recirculations, des zones mortes et des court-circuits (Burrows et Chenoweth, 1955; Timmons et al., 1998). Les simulations du comportement hydrodynamique des milieux aquatiques ayant des écoulements similaires à ceux des étangs piscicoles ont déjà été réalisées (voir le Tableau 3-1). Les résultats de simulation peuvent être validés, entre autres, par comparaison des DTS simulées numériquement et des DTS expérimentales lorsque ces dernières sont accessibles. Cependant le choix des modèles utilisés dans la littérature semble différent d'un auteur à l'autre et n'est que très rarement justifié et/ou validé.

Alavarado (2013) a utilisé le modèle Standard $k-\epsilon$ pour la simulation du comportement hydrodynamique d'un étang de traitement d'eaux usées. Il a trouvé que la valeur maximale de la DTS expérimentale est inférieure à celle obtenue numériquement avec un écart d'environ 30%. Le pic de la DTS simulée apparaît un peu tôt par rapport à celle mesurée par l'expérience avec un décalage de temps de l'ordre de 25% sur les deux premières heures à partir de l'injection du traceur. Le temps de séjour moyen obtenu avec le modèle $k-\epsilon$ Standard présentait un écart de 35% avec celui obtenu expérimentalement. La justification des écarts observés est basée sur le choix de la condition limite de « flux constant » à l'entrée et des hypothèses de formulation du modèle Standard $k-\epsilon$. Expérimentalement, l'auteur a expliqué que cela est probablement dû au

positionnement de la sortie et des conditions environnementales lors des mesures. Par ailleurs, il a donné des explications basées principalement sur la présence de zones mortes et/ou de courts-circuits qui ne nous semblent pas pertinentes. En effet, les temps de séjours théoriques et expérimentaux n'ont aucune raison d'être différents sauf lors de la présence de « vrais » volumes morts, c'est-à-dire de zones avec lesquelles il n'y a absolument aucun échange (dépôts très compacts de sédiments par exemple). La question se pose donc ici de la capacité du modèle Standard k- ϵ à simuler les échanges avec les zones à faibles vitesses et donc la dispersion d'un principe actif dans cette zone ou même de la fiabilité des mesures et/ou simulations de DTS présentées.

Wu et Chen (2011) ont testé quatre modèles de la famille k- ω (Standard k- ω , Shear Stress Transport (SST) k- ω Transition k-kl- ω et Transition SST model) afin de simuler le comportement d'écoulements à des faibles vitesses et avec des recirculations au sein d'un plan d'eau à géométrie rectangulaire. Dans leur étude, il n'y a pas eu d'investigation sur les DTS expérimentales. En dehors des résultats de temps de séjours moyens présentés dans leur publication, il n'apparaît pas les courbes de comparaison de DTS simulées par les quatre modèles testés. Malgré l'absence de comparaison des courbes de DTS, ils ont conclu que le modèle de transition SST simule mieux le comportement de l'écoulement par rapport aux trois autres modèles si l'on se base sur leur capacité à simuler les temps de séjours. Nous pensons que l'absence des courbes de DTS ne permet pas d'avoir un recul sur la pertinence des conclusions sur le choix du modèle.

Stovin et al. (2008) ont testé les modèles RSM et k- ϵ RNG pour la simulation des écoulements d'eau dans un réservoir de stockage d'eau usée à une échelle réduite de laboratoire. Ils ont trouvé que la courbe de DTS obtenue avec le modèle est RSM est superposable à celle obtenue expérimentalement. Le pic de concentration de traceur simulé par le modèle RNG k- ϵ apparaît plus tôt par rapport au pic simulé par le modèle RSM. Les temps de séjour moyens simulés par les modèles RNG et RSM ont subi respectivement une diminution de 3% et une augmentation de 18% par rapport au temps de séjour théorique.

Si la réalisation d'un traçage expérimental en milieu naturel est un moyen efficace pour la validation des modèles, il est souvent impossible de le réaliser en raison de la législation ou des réglementations environnementales en vigueur. L'objectif de ce chapitre est donc d'évaluer l'influence de plusieurs modèles de turbulence pour la simulation de l'écoulement par une analyse des résultats de simulations sans éliminer a priori un modèle.

Sur la base des explications prédéfinies dans les paragraphes suivants, cinq modèles ont été présélectionnés pour l'étude :

- Les modèles de la famille $k-\varepsilon$: Standard $k-\varepsilon$, Realizable $k-\varepsilon$ et Re-Normalization Group (RNG) $k-\varepsilon$,
- Un modèle de la famille $k-\omega$: le modèle Transition Shear Stress Transport (SST),
- Reynolds Stress Model (RSM)

Le Tableau 3-1 présente les modèles testés antérieurement. La liste des exemples du Tableau 3-1 est non exhaustive. La formulation mathématique ainsi que les avantages et inconvénients des modèles présélectionnés ou des modèles utilisés dans le Tableau 3-1 ont été présentés au chapitre 2. Les exemples d'application de ces modèles ont été analysés précédemment.

Tableau 3-1: Les modèles testés dans des études antérieures.

Auteurs et caractéristique du milieu aquatique simulé	Modèles testés par les auteurs							
	Sk- ϵ	RNG k- ϵ	Rk- ϵ	RSM	Sk- ω	SST	k-k1- ω	TSST
(Alvarado et al., 2013) Etang d'eaux usées Superficie = 70 000 m ² Hauteur = 1.7 m Débit moyen = 1.2 m ³ /s	×							
(Wu et Chen, 2011) Etang anaérobie Superficie = 5 670 m ² Hauteur = 4.3 m Débit = 0.01 m ³ /s					×	×	×	×
(Stovin et al., 2008) Bassin de stockage d'eau Surface= 0.76 m ² Hauteur = 0.45m Débit = 0.005 m ³ /s		×		×				
(Tarpagkou et Pantokratoras, 2013) Etang de sédimentation Superficie = 24 m ² Hauteur = 0,8 m Débit = 0,007 m ³ /s		×						
(Hreiz et al., 2014) Etang pour la culture des algues Superficie = 67. 09 m ² Hauteur = 0. 15 - 0.4 m Vitesse = 0.15 - 0.4m/s			×					

× = Modèles utilisés par les auteurs

3.1 Choix préliminaires des 5 modèles de turbulence utilisés

3.1.1 Stratégie simple pour la sélection préliminaire des modèles

La sélection préliminaire des cinq modèles de turbulence a été principalement basée sur des études précédentes, les hypothèses de formulation des modèles ainsi que les principaux comportements hydrodynamiques qu'ils peuvent prédire de manière réaliste. La description de la formulation de ces modèles avec leurs avantages et limites a été abordée au chapitre 2.

La Figure 3-1 montre une stratégie simple adoptée pour la sélection préliminaire des modèles testés. Il a été établi trois principaux critères pour la présélection des modèles testés:

- Un critère basé sur l'analyse du comportement physique de l'écoulement local et global,
- Un critère basé sur la formulation mathématique de modèles (paramètres des modèles),
- Un critère basé sur le temps de calcul si et seulement si le modèle donne de bons résultats avec une meilleure prédiction des phénomènes physiques réels.

	Modèles testés dans la littérature pour la simulation des écoulements		Quels sont les principaux comportement de l'écoulement que le modèle pourrait simuler de manière réaliste?					Modèles prenant en compte la variation du nombre de Reynolds local (Re)		Temps de simulation réduit	Sélection préliminaire des modèles pour notre étude
	8 modèles de turbulence testés		Recirculation	Flux stagnant	Écoulement de transition	Écoulement turbulent	Jet d'eau	Nombre de Reynolds local élevé	Nombre de Reynolds local faible		
Simulation de l'écoulement de l'étang	Famille k-ε	Sk-ε				●	●	●		●	Sk-ε
		Rk-ε	●			●		●		●	Rk-ε
		RNG k-ε	●	●	●	●			●	●	RNG k-ε
	Famille k-ω	Sk-ω	Quel modèle englobe les avantages des 3 autres modèles de la famille k-ω?								Transition SST
		SST k-ω									
		kk-l-ω									
		Transition SST	●	●	●	●			●		
	Reynolds Stress Model (RSM)		●			●		●			RSM

Figure 3-1: Stratégie simple pour le choix préliminaire des modèles

3.1.2 Influence des modèles sur l'écoulement 3D (trois dimensions)

3.1.2.1 Visualisation des vecteurs vitesses sur des plans verticaux

La Figure 3-2 présente des plans verticaux choisis pour la visualisation de l'orientation des vecteurs vitesses de l'écoulement. Ces plans verticaux sont répartis tous les 5 m de l'entrée à la sortie de l'étang. La Figure 3-3 montre l'orientation des vecteurs vitesses de l'écoulement simulée par le modèle RSM en six différents plans verticaux présentés à la Figure 3-2. A l'entrée de l'étang, la direction du vecteur vitesse est tangente à la trajectoire de l'eau et son sens à celui du mouvement principal au sein de l'étang. A presque 15 m de l'entrée (moitié de la longueur de l'étang), le modèle RSM commence à prédire une boucle de recirculation avec une vitesse moyenne de recirculation estimée à 0,043 m/s entre les plans verticaux situés respectivement à 10 et 15 m de la berge en amont. Entre les deux plans verticaux où débute la recirculation, les valeurs extrêmes de la vitesse de recirculation sont comprises entre 0,0025 m/s et 0,073 m/s. L'orientation des vecteurs vitesses de l'écoulement montre qu'il y a aussi une deuxième boucle de recirculation dans la deuxième partie aval de l'étang avec une vitesse moyenne de recirculation six fois plus faible que la première soit environ 0,007 m/s. Les deux boucles observées vont conférer à l'écoulement une morphologie en forme de jonction de deux cercles ressemblant à un huit (8), le point de jonction des deux boucles de recirculation se situant environ au milieu de l'étang. La Figure 3-4 présente les mêmes simulations avec le modèle Realisable k- ϵ . Le modèle Realisable k- ϵ prédit aussi deux boucles de recirculation avec la même morphologie d'écoulement précédemment décrite mais des vitesses légèrement différentes. La vitesse moyenne de recirculation de la première boucle est estimée à 0,036 m/s et celle de la seconde boucle à 0,003 m/s, soit un facteur 12 d'écart contre un facteur d'environ 6 avec le modèle RSM. Pour le modèle RNG k- ϵ (Figure 3-5), qui là encore présente la même configuration, les vitesses moyennes de recirculation sont estimées respectivement à 0,033 m/s pour la première boucle et à 0,007 m/s pour la seconde soit un facteur 5 d'écart. Les mêmes simulations ont été réalisées avec le modèle Transition SST (Figure 3-6) qui montre également deux boucles de recirculation avec la même morphologie d'écoulement que les modèles RSM, Realisable k- ϵ , RNG k- ϵ . La première boucle de recirculation estime une vitesse moyenne de recirculation de 0,03 m/s et 0,0078 m/s pour la seconde boucle soit un facteur 4 d'écart. Pour la même configuration, le modèle Standard k- ϵ (Figure 3-7) ne prédit qu'une seule boucle de recirculation contre deux boucles pour les quatre autres modèles décrits précédemment. La vitesse moyenne de recirculation est estimée à 0,029 m/s. Le modèle Standard k- ϵ prédit une rotation rapide de l'écoulement. Cette rotation rapide est due à l'hypothèse d'isotropie et

d'homogénéité de la turbulence dans la formulation mathématique de ce modèle. L'absence d'amélioration de cette hypothèse va conférer au modèle Standard k- ϵ un caractère qui conduit à une surestimation de l'énergie cinétique turbulente induisant une mauvaise prédiction de la recirculation à partir de la moitié de la longueur de l'étang. L'orientation des vecteurs vitesses de l'écoulement montre que la morphologie de l'écoulement simulé par le modèle Standard k- ϵ est circulaire. Ceci est dû au fait que le modèle Standard k- ϵ prédit un écoulement turbulent homogène au sein de l'étang. La vitesse de recirculation dans l'unique boucle de recirculation simulée par le modèle Standard k- ϵ est presque homogène sur l'ensemble de l'étang car ce modèle n'arrive pas à bien capter des informations dans les zones où la vitesse est relativement très faible.

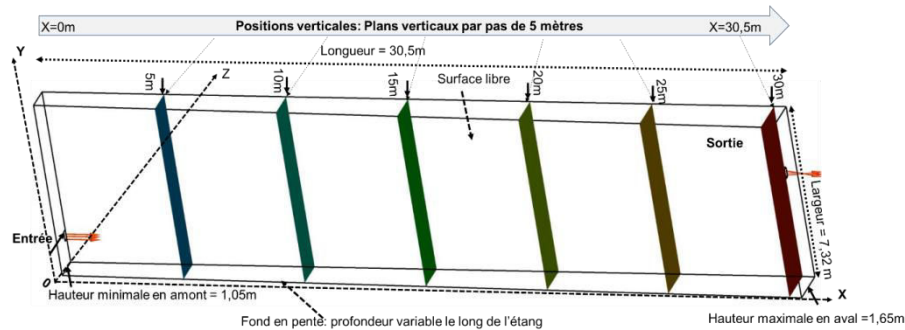


Figure 3-2: Plans verticaux répartis tous les 5 m de l'entrée à la sortie de pour la visualisation de l'orientation des vecteurs vitesses de l'écoulement au sein de l'étang.

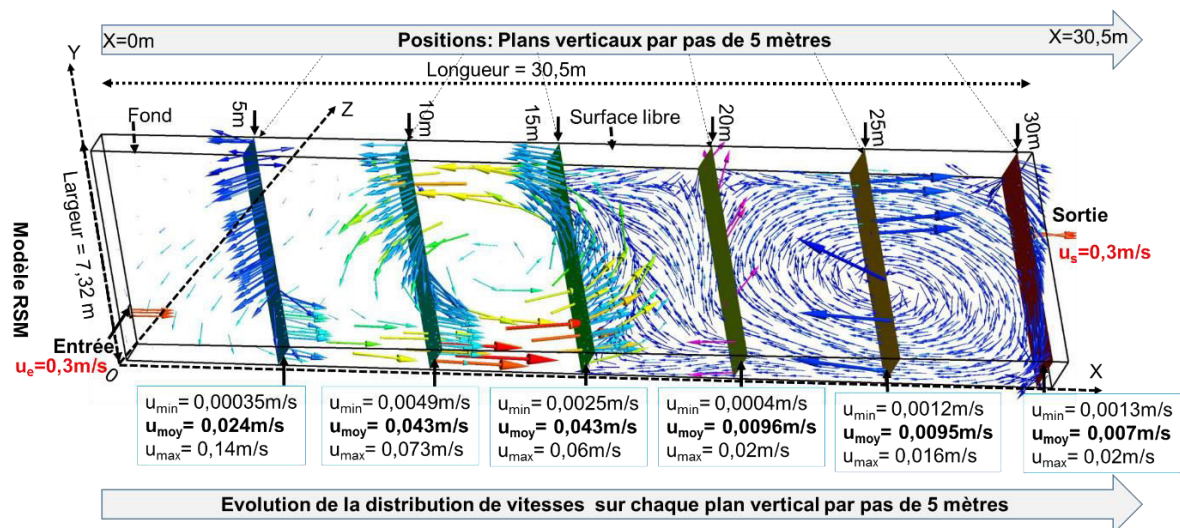


Figure 3-3: Distribution des vecteurs vitesses simulés par le modèle RSM dans différents plans verticaux répartis tous les 5 m de l'entrée à la sortie de l'étang.

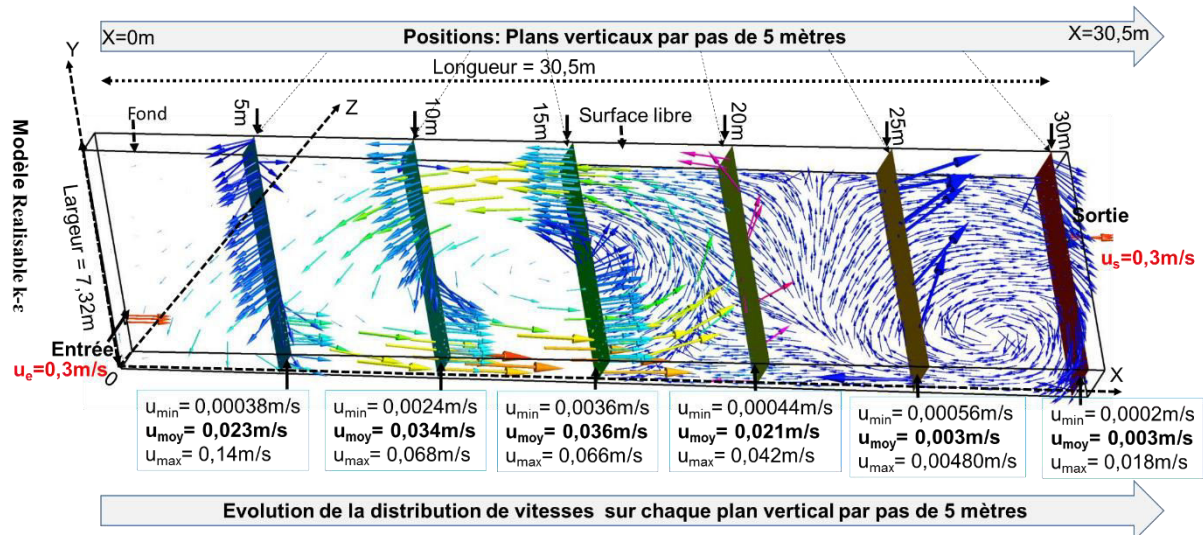


Figure 3-4: Distribution des vecteurs vitesses simulés par le modèle Realisable k-ε dans différents plans verticaux répartis tous les 5 m de l'entrée à la sortie de l'étang.

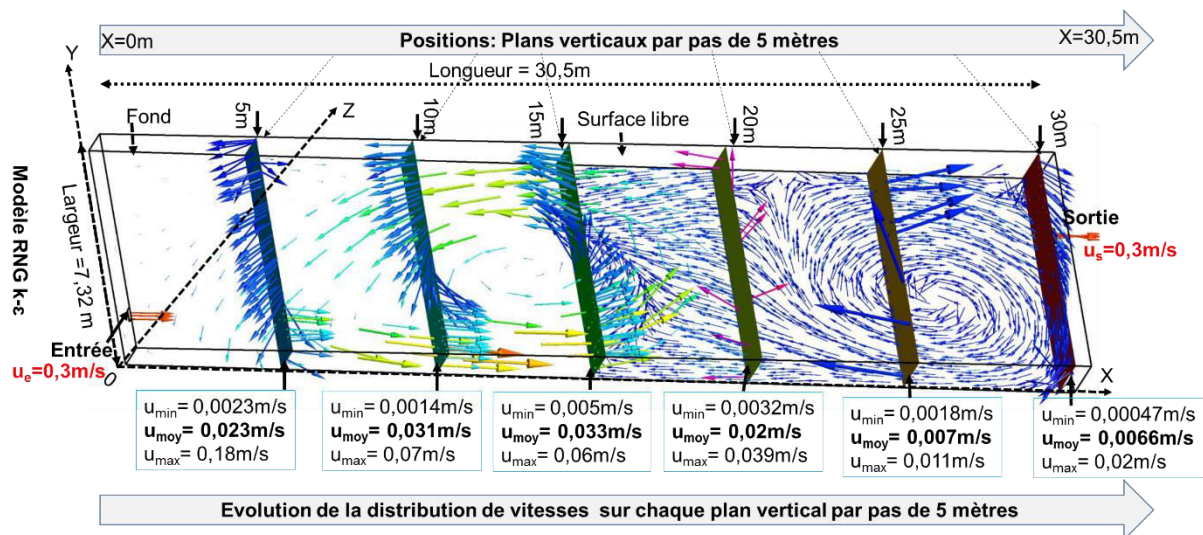


Figure 3-5: Distribution des vecteurs vitesses simulés par le modèle RNG k-ε dans différents plans verticaux répartis tous les 5 m de l'entrée à la sortie de l'étang

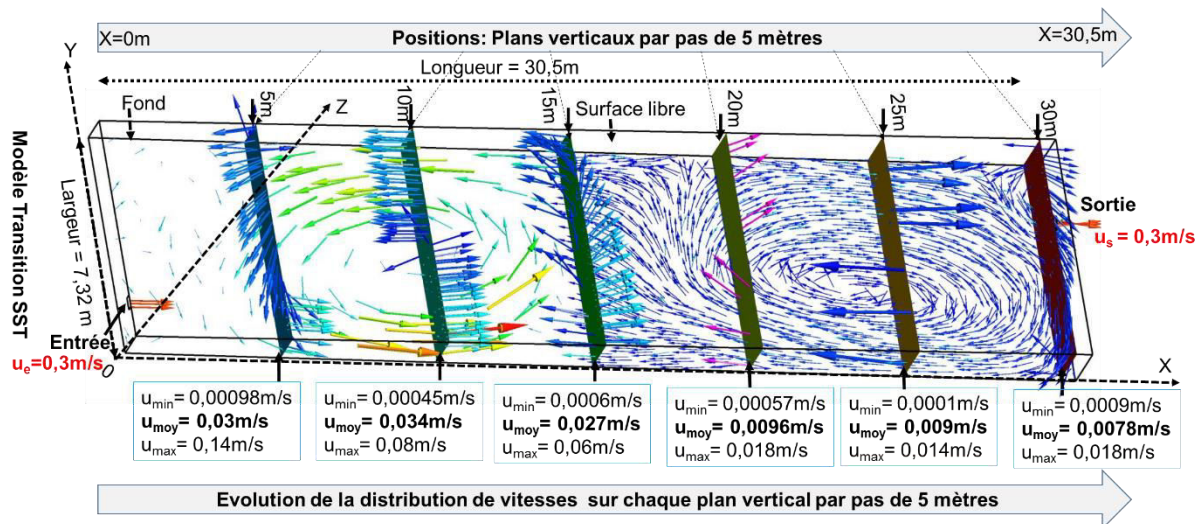


Figure 3-6: Distribution des vecteurs vitesses simulés par le modèle Transition SST dans différents plans verticaux répartis tous les 5 m de l'entrée à la sortie de l'étang

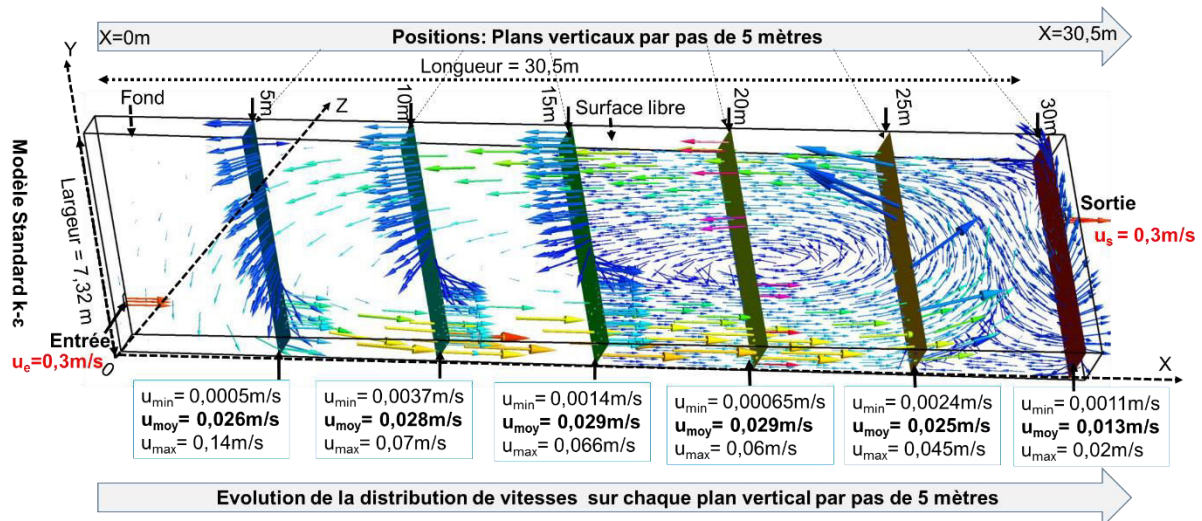


Figure 3-7: Distribution des vecteurs vitesses simulés par le modèle Standard $k-\epsilon$ en différents plans verticaux répartis tous les 5 m de l'entrée à la sortie de l'étang

3.1.2.2 Visualisations des contours et vecteurs vitesses à la surface libre

La Figure 3-8 (a) présente les contours de vecteurs vitesses simulés par le modèle RSM à la surface libre. Sur l'ensemble de la surface libre, la vitesse moyenne est estimée à 0,025 m/s avec des valeurs extrêmes comprises entre 0 m/s et la vitesse fixée à l'entrée de l'étang ($u_e = 0.3$ m/s). Excepté dans la zone de l'alignement de l'entrée, il y a une zone stagnante entre la berge en amont et les cinq premiers mètres avec une vitesse de l'ordre de $3,5 \times 10^{-4}$ m/s. Au centre de l'étang, il y a une petite zone stagnante avec une vitesse de l'ordre de $3,6 \times 10^{-3}$ m/s. A partir de 20 m de la berge en amont jusqu'en aval de la berge situé du côté de la sortie,

l'écoulement est presque stagnant avec une vitesse de l'ordre de 0,0004 m/s. Pour la même configuration, le modèle Realisable k- ϵ (Figure 3-8 (b)) prédit sur l'ensemble de la surface libre une vitesse moyenne estimée à 0,024 m/s avec des valeurs extrêmes comprises entre 0 m/s et la vitesse fixée à l'entrée de l'étang ($u_e = 0,3$ m/s). La localisation des zones stagnantes décrites dans le cas du modèle RSM est similaire à celle du modèle Realisable k- ϵ . Pour le modèle RNG k- ϵ (Figure 3-8 (c)), sur l'ensemble de la surface libre, la vitesse moyenne est estimée à 0,023 m/s avec des valeurs extrêmes comprises entre 0 m/s et la vitesse fixée à l'entrée de l'étang. Avec la même configuration, le modèle Standard k- ϵ (Figure 3-8 (d)) prédit une vitesse moyenne estimée à 0,027 m/s avec des valeurs extrêmes variant de 0 m/s et la vitesse fixée à l'entrée de l'étang. Par rapport aux trois précédents modèles, le modèle Standard k- ϵ prédit une vitesse moyenne avec au moins un écart de 10%. Pour le modèle Transition SST (Figure 3-8 (e)), la vitesse moyenne à la surface libre est estimée à 0,024 m/s avec des valeurs extrêmes comprises entre 0 m/s et la vitesse fixée à l'entrée de l'étang. La comparaison des vecteurs vitesses et contours de vitesses de la surface libre simulés par les cinq modèles Standard k- ϵ , RNG k- ϵ , Realisable k- ϵ , RSM et le modèle Transition SST montre que la distribution des zones de très faibles vitesses diffère d'un modèle à un autre (Figure 3-8). La localisation des zones à vitesses relativement faibles est presque similaire pour les quatre modèles RNG k- ϵ , Realisable k- ϵ , RSM et le modèle Transition SST. Par contre, à la surface libre, la localisation des zones de faibles vitesses prédites par le modèle Standard k- ϵ diffère de celle prédite par les quatre autres modèles. Les valeurs locales des vitesses faibles sont presque identiques pour les cinq modèles. Seule l'orientation des vecteurs vitesses, la localisation des zones de faibles vitesses et la superficie occupée par les zones de faibles vitesses diffèrent. Etant donné que le traitement du plan d'eau repose sur le ciblage des zones à traiter, la comparaison des cinq modèles montre que le choix du modèle peut influencer l'identification des zones pouvant être ciblées.

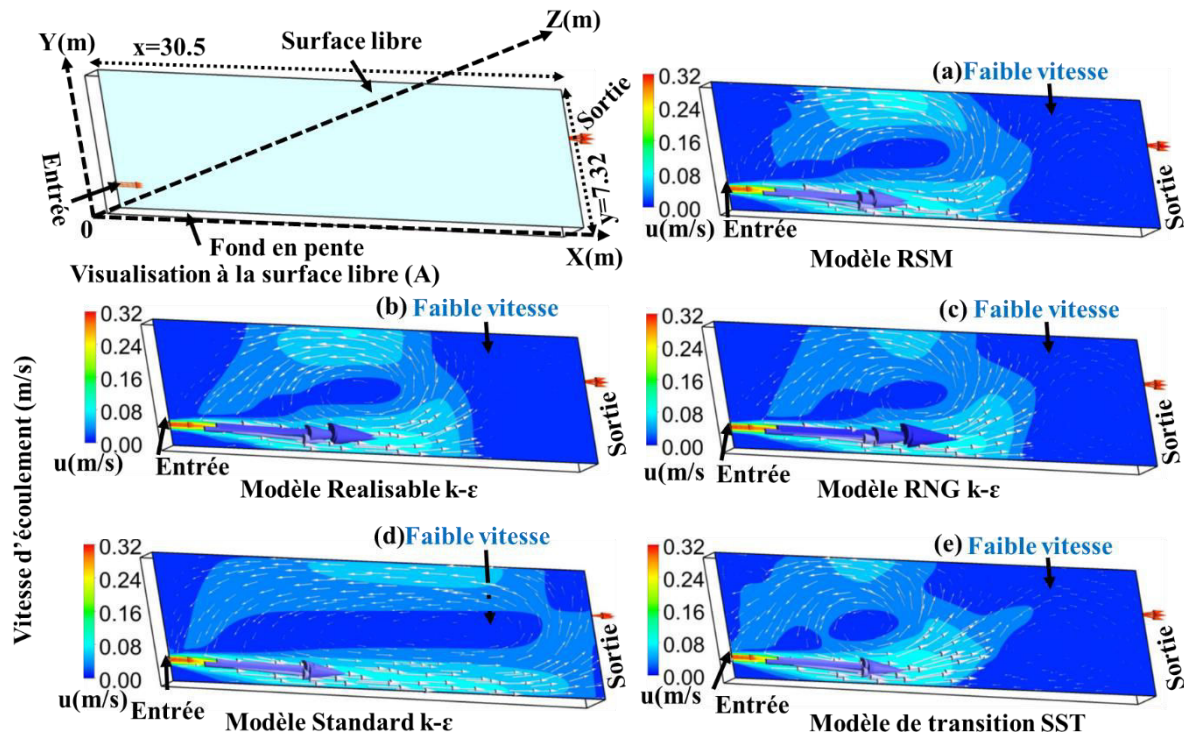


Figure 3-8: Influence des modèles de turbulence sur l'écoulement 3D à la surface libre

3.1.2.3 Visualisation des contours et vecteurs vitesses sur divers plans verticaux et horizontaux

La Figure 3-9 montre la comparaison des contours et vecteurs vitesses simulés par les cinq modèles de turbulence RSM (a), Rk- ϵ (b), RNG k- ϵ (c), Sk- ϵ (d), et TSST (e) par une visualisation en 3D sur un plan horizontal à mi-profondeur, sur trois plans verticaux selon la longueur et trois autres plans verticaux selon la largeur. La visualisation des contours de vitesses en 3D sur ces différents plans a été faite afin de pouvoir analyser le comportement de l'écoulement de manière représentative. Le modèle RSM (Figure 3-9 (a)) prédit sur l'ensemble du plan horizontal à mi-profondeur une vitesse moyenne estimée à 0,02 m/s avec des valeurs extrêmes comprises entre 0 m/s et $7,4 \times 10^{-2}$ m/s. Sur le plan horizontal à mi-profondeur, les vecteurs vitesses de l'écoulement sont orientés similairement à ceux à la surface libre de l'étang. Entre la surface libre et le plan à mi-profondeur, la vitesse de l'écoulement diminue progressivement. Le modèle Realisable k- ϵ (Figure 3-9 (b)) prédit sur l'ensemble du plan horizontal à mi-profondeur une vitesse moyenne de l'écoulement estimée à 0,018 m/s avec des valeurs extrêmes comprises entre 0 m/s et $6,9 \times 10^{-2}$ m/s. Par rapport à la description du modèle précédent, il y a un facteur 2 d'écart pour les vitesses minimales. Le modèle RNG k- ϵ (Figure 3-9 (c)) simule à mi-profondeur une vitesse moyenne estimée à 0,017 m/s avec des valeurs extrêmes comprises entre 0 m/s et $6,6 \times 10^{-2}$ m/s. Les vitesses extrêmes simulées par les modèles RNG k- ϵ et Realizable k- ϵ sont presque égales à mi-profondeur. Pour le modèle Standard k- ϵ

(Figure 3-9 (d)), à mi-profondeur, la vitesse moyenne de l'écoulement est estimée à 0,023 m/s avec des valeurs extrêmes comprises entre $1,3 \times 10^{-4}$ m/s et $6,5 \times 10^{-2}$ m/s. La vitesse moyenne simulée par le modèle Standard k- ϵ est augmentée au moins de 26% par rapport aux valeurs simulées par RNG k- ϵ et Realizable k- ϵ . Pour le modèle Transition SST (Figure 3-9 (e)), à mi-profondeur, une vitesse moyenne de l'écoulement est estimée à 0,017 m/s avec des valeurs extrêmes comprises entre 0 m/s et 7×10^{-2} m/s. A mi-profondeur le modèle Transition SST et le modèle RNG k- ϵ prédisent les mêmes valeurs de vitesses moyennes.

Pour les cinq modèles, on constate qu'entre la surface libre et le plan à mi-profondeur, la vitesse de l'écoulement diminue progressivement. L'orientation des vecteurs vitesses sur les six plans verticaux et sur le plan horizontal à mi-profondeur montre que les vecteurs vitesses de l'écoulement sont orientés similairement à ceux observés à la surface libre de l'étang (voir paragraphe 3.1.2.2). Excepté le modèle Standard k- ϵ , les quatre autres modèles prédisent un début d'amplification de la recirculation à partir d'au moins 10 m du parcours selon la longueur en amont. Il n'y a que le modèle Standard k- ϵ qui simule une seule boucle de recirculation. Ceci peut être probablement dû à l'estimation de la vitesse locale, à la prédiction de la turbulence à l'échelle locale et au nombre de Reynolds local influençant la taille de la boucle de recirculation (Katul et al., 2004; Manneville, 2004; Balarac, 2006; Pinson, 2006; Fe et al., 2009; Martelli et Rodi, 2014; Tritthart et al., 2015). L'amplification des écarts de la recirculation est plus visible au centre longitudinal de l'étang et montre les différences entre les cinq modèles testés. Les principales différences de l'écoulement hydrodynamique local observées sont dues aux hypothèses de formulation des équations de chacun des modèles car au sein de l'étang l'écoulement hydrodynamique local présente à la fois des comportements laminaire, transitoire et turbulent.

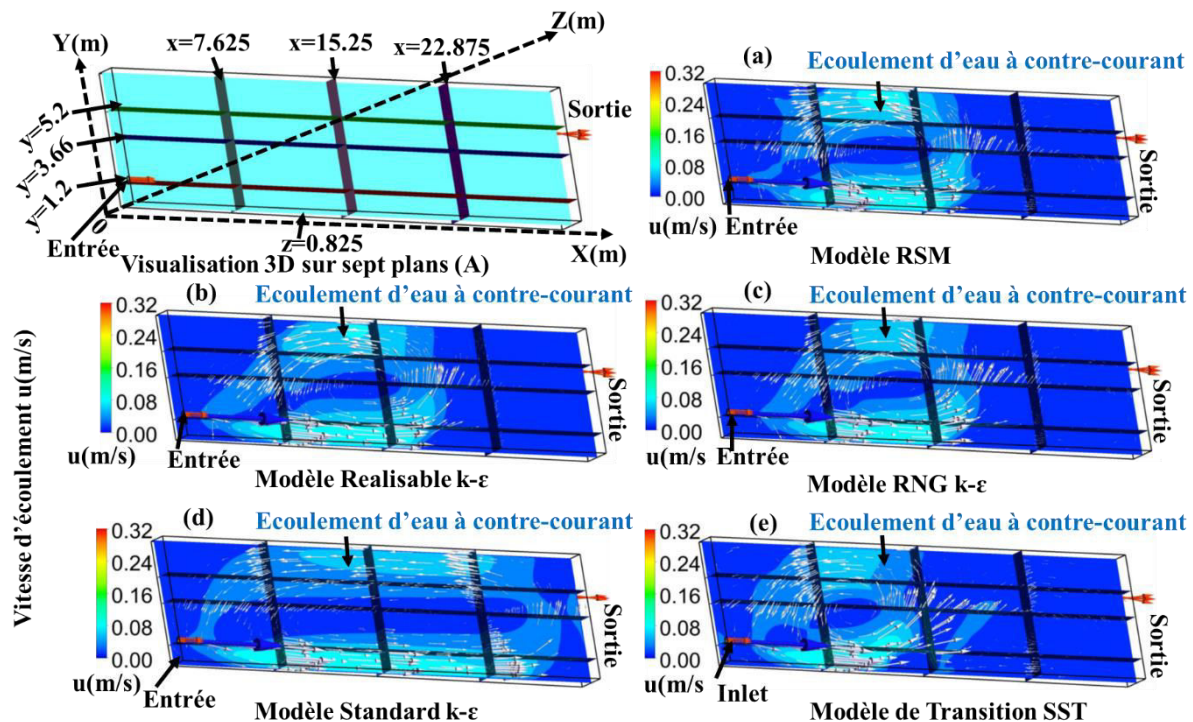


Figure 3-9: Influence des modèles de turbulence sur l'écoulement 3D visualisés sur sept différents plans.

3.1.2.4 Schématisation des tendances comportementales de l'écoulement

L'écoulement à l'intérieur de l'étang est principalement caractérisé par des écoulements convectifs, de plus importantes zones de vitesses relativement très faibles et des recirculations. La visualisation en 3D des contours et vecteurs vitesses de l'écoulement sur l'ensemble des plans verticaux et horizontaux montre que le comportement global de l'écoulement peut être schématisé en deux tendances comportementales :

- La première tendance concerne la simulation de deux boucles de recirculation par quatre modèles RNG k-ε, Realisable k-ε, RSM et Transition SST. Au sein chaque boucle de recirculation, la distribution des zones de très faibles vitesses diffère localement d'un modèle à un autre. Mais globalement les zones de très faibles vitesses semblent avoir la même morphologie.
- La seconde tendance concerne la simulation d'une unique boucle de recirculation par le modèle Standard k-ε. Localement et globalement, la distribution des zones de très faibles vitesses diffère de celles observées avec chacun des modèles de la première tendance.

La Figure 3-10 montre la schématisation de la première tendance d'orientation des vecteurs vitesses de l'écoulement simulé par les modèles RNG k- ϵ , Realisable k- ϵ , RSM et Transition SST. L'orientation des vecteurs vitesses visualisés dans l'ensemble des plans en trois dimensions montre que les quatre modèles RNG k- ϵ , Realisable k- ϵ , RSM et Transition SST simulent globalement le même comportement hydrodynamique de l'écoulement. Ces quatre modèles prédisent deux boucles de recirculation comme analysé dans les paragraphes le 3.1.2.1 et 3.1.2.2. A l'intérieur de chaque boucle de recirculation il y a trois principales zones :

- La première zone se situe dans l'alignement de l'entrée. La vitesse la plus élevée à l'intérieur du domaine est localisée dans cette zone à cause du jet d'eau dans l'alignement de l'entrée. La norme de la vitesse d'écoulement baisse progressivement jusqu'à s'annuler à la rencontre de la paroi du plan d'eau en aval.
- La seconde zone se situe dans l'alignement de la sortie avec des vecteurs vitesses orientés dans le sens contraire de ceux observés dans la zone 1. La norme de la vitesse d'écoulement augmente progressivement dans cette zone de l'amont vers l'aval.
- La troisième zone est caractérisée par deux boucles de recirculation dont les vecteurs vitesses sont orientés en sens opposé d'une boucle à une autre. Le barycentre de l'étang constitue le point de jonction des deux boucles de recirculation. Cette zone est localisée entre les zones 1 et 2 et elle est caractérisée par de plus faibles vitesses d'écoulement et des recirculations au centre de l'étang.

La Figure 3-11 présente les trois principales zones simulées par le modèle Standard k- ϵ ainsi que la morphologie de l'écoulement. Les trois zones ont été décrites dans le paragraphe précédent. Les trois principales zones d'écoulement ont également été observées par Alvarado et al.(2012) dans leurs travaux de recherche sur l'écoulement dans un étang de traitement des eaux usées en utilisant le modèle Standard k- ϵ et le développement d'un modèle à zones.

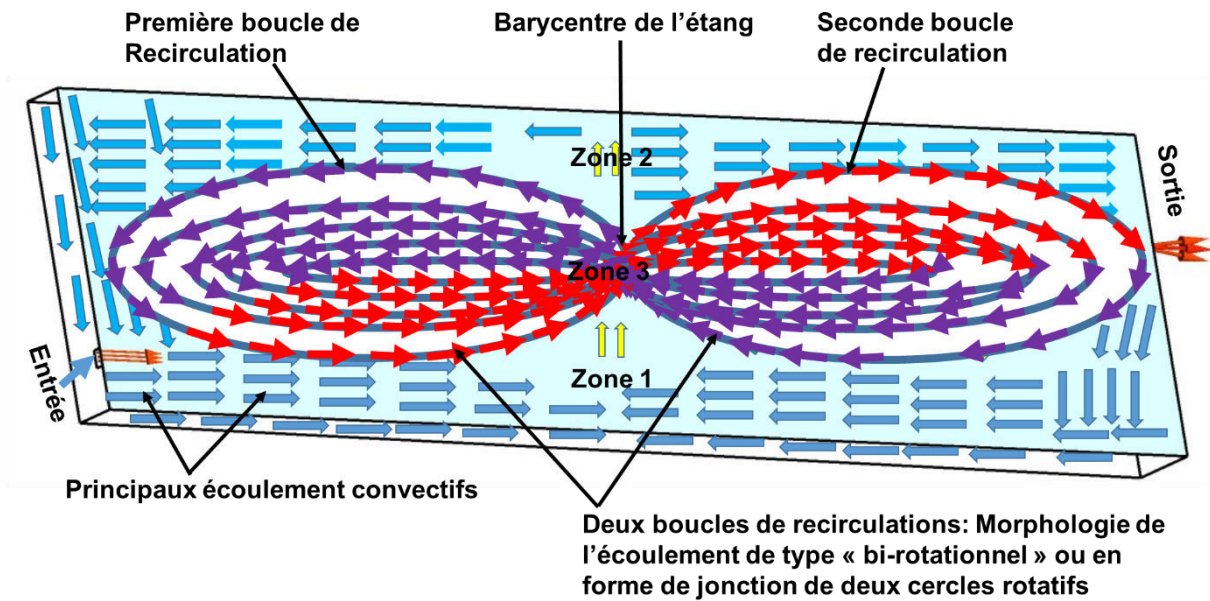


Figure 3-10: Principales zones comportementales avec la morphologie des boucles de recirculation simulées par les modèles RNG k- ϵ , Réalisable k- ϵ , RSM et Transition SST

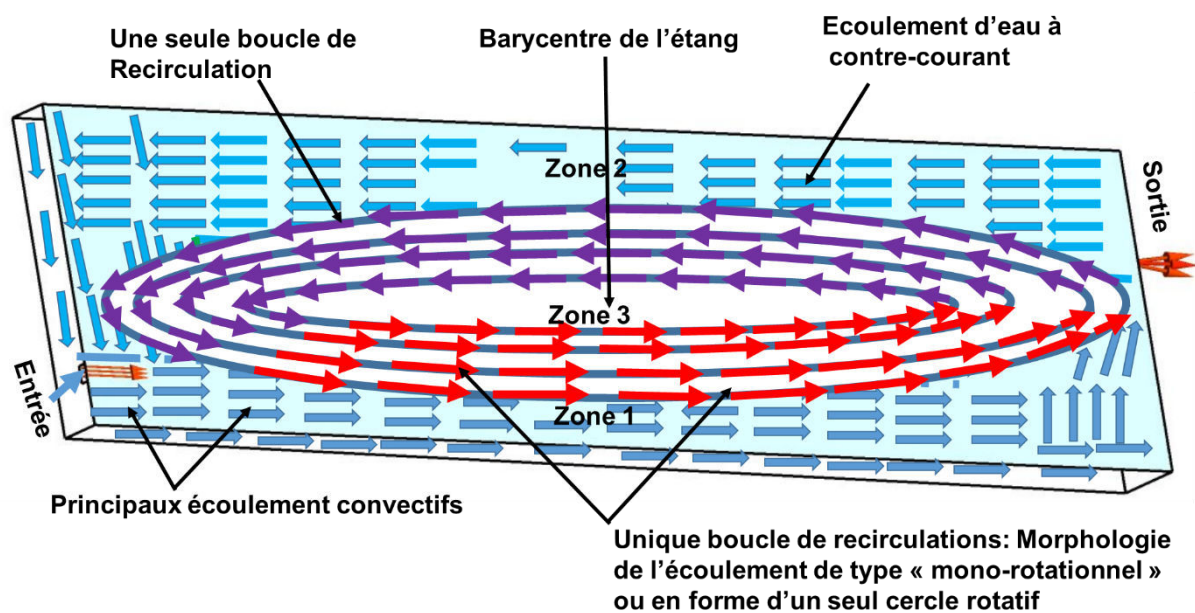


Figure 3-11: Principales zones comportementales avec la morphologie de l'unique boucle de recirculation à l'intérieur de l'étang simulées par le modèle Standard k- ϵ sur plusieurs plans verticaux et horizontaux.

Si le comportement global est similaire pour les cinq différents modèles de turbulence excepté le modèle Standard k- ϵ , de nombreuses différences ont été observées à l'échelle locale entre chacun des modèles.

3.1.3 Iso-surface des vitesses

Une iso-surface de vitesses est une surface en trois dimensions représentant tous les points où la vitesse possède la même valeur constante à l'intérieur de l'étang. La vitesse moyenne de l'écoulement est environ 0,02 m/s pour tous les modèles. Nous avons donc déterminé des iso-surfaces dont les valeurs sont inférieures et supérieures à la vitesse moyenne afin de localiser les zones de faibles vitesses ou de vitesses élevées au sein de l'étang.

3.1.3.1 Iso-surface de vitesse d'écoulement égale à 0,03m/s

La Figure 3-12 montre les iso-surfaces de vitesse égale à 0,03 m/s obtenues avec chacun des cinq modèles. Cette iso-surface permet de détecter les zones où les vitesses locales sont supérieures à la vitesse moyenne. Le modèle RSM (Figure 3-12 (a)) prédit que cette iso-surface est principalement distribuée dans la première boucle de recirculation située dans l'alignement de l'entrée. Elle s'étale sur environ 1 m de large et de 17 m de long. Puis dans l'alignement de la sortie, elle s'étend sur environ 2 m de large et 8,5 m de long. A proximité du milieu longitudinal de l'étang, elle est distribuée sur toute la largeur de l'étang. Pour le modèle Réalisable k- ϵ (Figure 3-12 (b)), la description de la localisation et l'étalement de l'iso-surface de vitesse égale à 0,03 m/s est similaire à celle décrite pour le modèle RSM mais sa répartition selon la largeur est moins épaisse. Pour la même configuration le modèle RNG k- ϵ (Figure 3-12 (c)), cette valeur est également distribuée dans la première boucle de recirculation définie dans la Figure 3-10 avec une formation de deux formes d'iso-surface non liées dont une dans l'alignement de l'entrée et l'autre dans l'alignement de la sortie. Le modèle Standard k- ϵ (Figure 3-12 (d)) simule une distribution de cette valeur principalement sur environ 1 m de large pour une longueur de 27 m dans l'alignement de l'entrée (sortie). Puis dans l'alignement de la sortie, elle s'étend sur environ 1 m de large sur une longueur de 10 m. Dans l'alignement de l'entrée et de la sortie les deux formes d'iso-surfaces ne sont pas liées. Le modèle Transition SST (Figure 3-12 (e)) prédit un étalement de cette iso-surface dans la zone de la première boucle de recirculation comme cela est décrit dans le modèle RSM. L'iso-surface s'étend sur une longueur de 11 m. Contrairement au modèle RSM, les deux principales formes simulées dans l'alignement de l'entrée et de la sortie ne sont pas liées. A l'intérieur de l'étang, le modèle Transition SST présente cinq formes d'iso-surface non liées dont deux dans l'alignement de l'entrée et les trois autres dans l'alignement de la sortie.

Par comparaison, on observe que globalement les modèles RNG k- ϵ (c), et Transition SST (e) simulent similairement des formes d'iso-surface de vitesse de valeur 0,03 m/s excepté les trois

petites formes prédites par le modèle Transition SST. Néanmoins la forme des iso-surfaces simulée par les trois autres modèles RSM (a), Réalisable k- ϵ (b), et Standard k- ϵ (d) diffère les unes des autres (Figure 3-12).

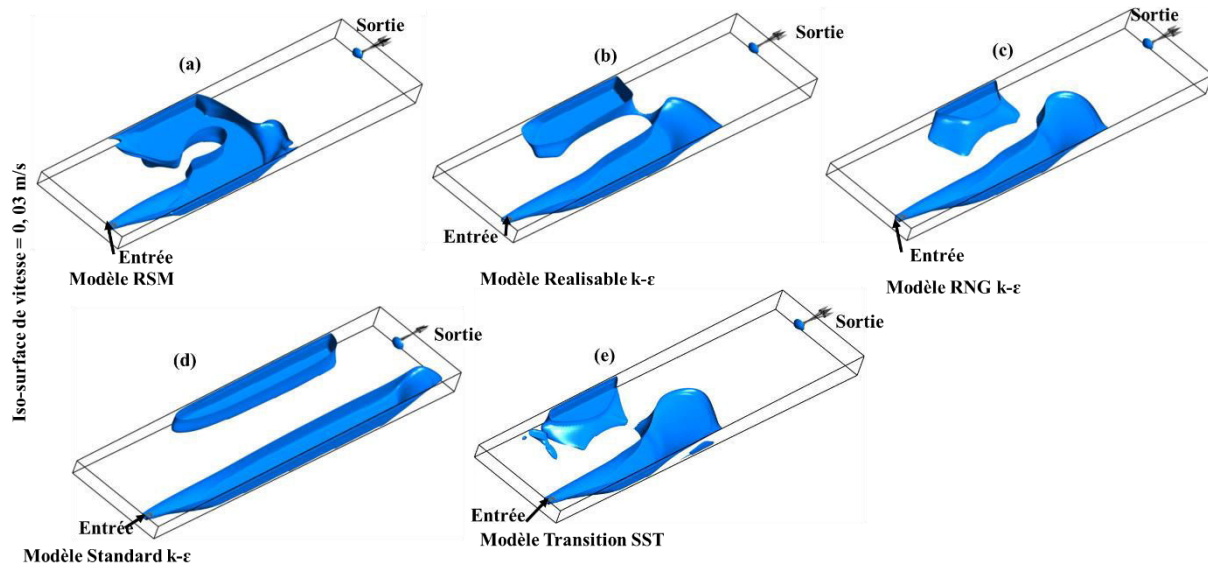


Figure 3-12: Comparaison d'Iso-surface de vitesse égale à 0,03m/s entre les cinq modèles

3.1.3.2 Iso-surface de vitesse d'écoulement égale à 0,006m/s

La Figure 3-13 présente la comparaison de l'iso-surface de vitesse égale à 0,006 m/s entre les cinq modèles RSM(a), Réalisable k- ϵ (b), les RNG k- ϵ (c), Transition SST(d) et Standard k- ϵ (e). Pour le modèle RSM (Figure 3-13 (a)) cette iso-surface est distribuée sur l'ensemble de l'intérieur de l'étang excepté aux extrémités des berges en amont et en aval. Puis, elle s'étale sur une petite portion de la zone d'écoulement située dans la seconde boucle de recirculation décrite dans la Figure 3-10. Le modèle Réalisable k- ϵ (Figure 3-13 (b)) montre que suivant la longueur de l'étang, cette valeur s'étend de l'entrée jusqu'à 23 m de la berge en amont. Cette valeur n'est pas distribuée sur l'ensemble de l'intérieur de l'étang. Pour le modèle RNG k- ϵ (Figure 3-13 (c)), cette valeur est distribuée sur l'ensemble de l'intérieur de l'étang excepté aux extrémités des berges en amont et en aval. Le modèle Standard k- ϵ (Figure 3-13 (d)) prédit que cette valeur est distribuée sur l'ensemble de l'intérieur de l'étang excepté sur une des extrémités située à gauche de l'entrée de l'étang. Le modèle Transition SST (Figure 3-13 (e)) montre également que cette valeur est distribuée sur l'ensemble de l'intérieur de l'étang excepté sur une petite portion de la zone d'écoulement située dans la seconde boucle de recirculation décrite dans la Figure 3-10.

La comparaison des iso-surfaces simulées par chacun des modèles (Figure 3-13) montre qu'après le milieu longitudinal (vers l'aval), la distribution de la valeur de vitesse 0,006 m/s est moindre pour le modèle Réalisable k- ϵ (b) par comparaison aux quatre autres modèles. La forme locale des iso-surfaces diffère d'un modèle à un autre (Figure 3-13). Ceci montre que la distribution des vitesses d'écoulement faible est très sensible au choix du modèle.

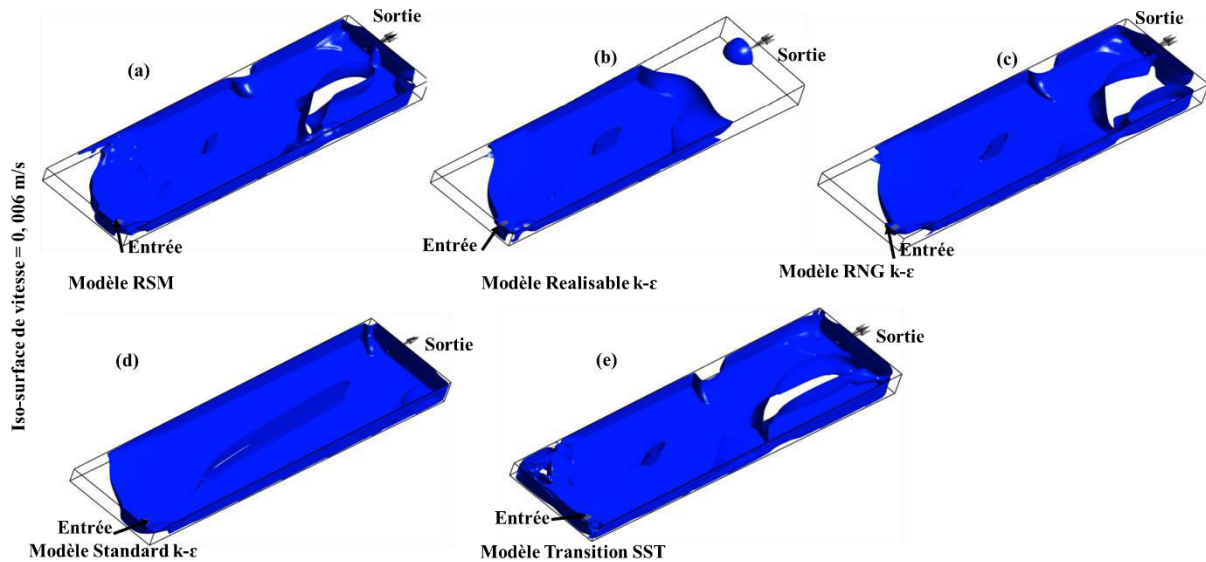


Figure 3-13: Comparaison d'iso-surface de vitesse égale à 0,006 m/s entre les cinq modèles

3.1.4 Influence des modèles sur la prédiction de l'énergie cinétique turbulente (k)

La Figure 3-15 présente la comparaison de l'énergie cinétique turbulente (k) entre les cinq modèles à la position verticale ($x = 29,5$ m ; $y = 5,2$ m) entre la surface libre et le fond. Cette ligne verticale est située à 1,5 m de la sortie de l'étang (voir Figure 3-16). On observe que le modèle standard k- ϵ prédit des valeurs élevées de l'énergie cinétique turbulente comparée aux quatre autres modèles. Sur cette ligne, l'écart de l'énergie cinétique turbulente (k) entre le modèle standard k- ϵ et les quatre autres modèles est estimé à 96% pour le modèle Réalisable k- ϵ , 89% pour le modèle RNG k- ϵ , 87 % pour le modèle RSM et 86 % pour le modèle Transition SST. Wrigth et al. (2003) ont comparé des résultats de mesure expérimentale et de simulation numérique de l'énergie cinétique turbulente (k). Ils ont trouvé que le modèle Standard k- ϵ donnait une mauvaise prédiction de l'énergie cinétique turbulente avec un pourcentage d'erreur estimé à 23% et que le modèle RNG k- ϵ donnait des valeurs qui étaient en adéquation avec les mesures expérimentales. Les valeurs élevées de l'énergie cinétique turbulente prédites par le modèle standard k- ϵ sont dues à l'estimation excessive du terme de production dans l'équation de transport de l'énergie cinétique turbulente (Wright et Easom, 2003; Merci et al., 2005).

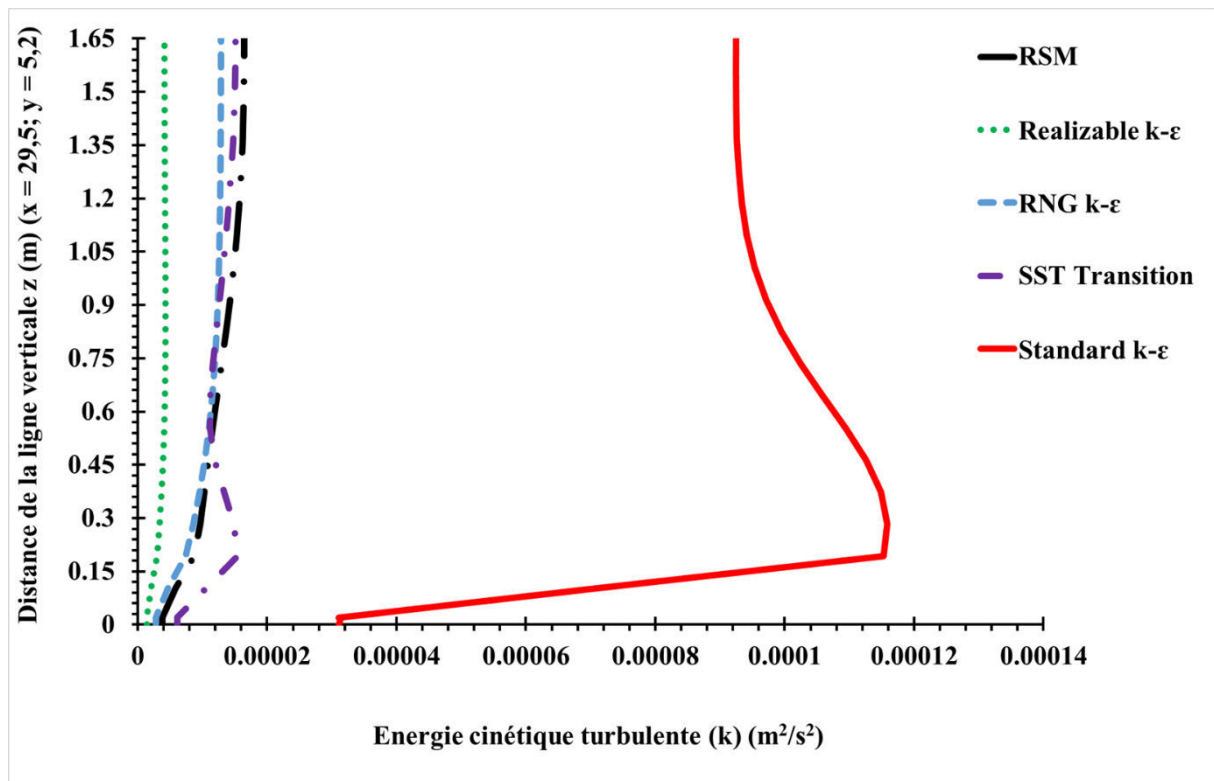


Figure 3-14: Comparaison de l'énergie cinétique turbulente (k) entre les cinq modèles à la position verticale ($x = 29,5$ m ; $y = 5,2$ m).

3.1.5 Influence des modèles sur la prédiction du taux de dissipation de l'énergie turbulente

La Figure 3-15 présente la comparaison du taux de dissipation de l'énergie turbulente (ϵ) entre les cinq modèles à la position verticale ($x = 29,5$ m ; $y = 5,2$ m) entre la surface libre et le fond. Sur cette ligne, nous trouvons également que le modèle Standard k- ϵ prédit de fortes valeurs du taux de dissipation (ϵ) comparé aux quatre autres modèles. Les facteurs d'écart du taux de dissipation (ϵ) entre le modèle standard k- ϵ et les quatre autres modèles sont : 99 pour le modèle Réalisable k- ϵ , 22 pour le modèle RNG k- ϵ , 21 pour le modèle RSM et 16 pour le modèle Transition SST. Les écarts observés expliquent pourquoi d'autres modèles ont été développés alternativement afin d'améliorer les paramètres de la turbulence tels que l'énergie cinétique turbulente (k) et le taux de dissipation (ϵ) (Wright et Easom, 2003; Davis et al., 2012; Peyret et Krause, 2014)

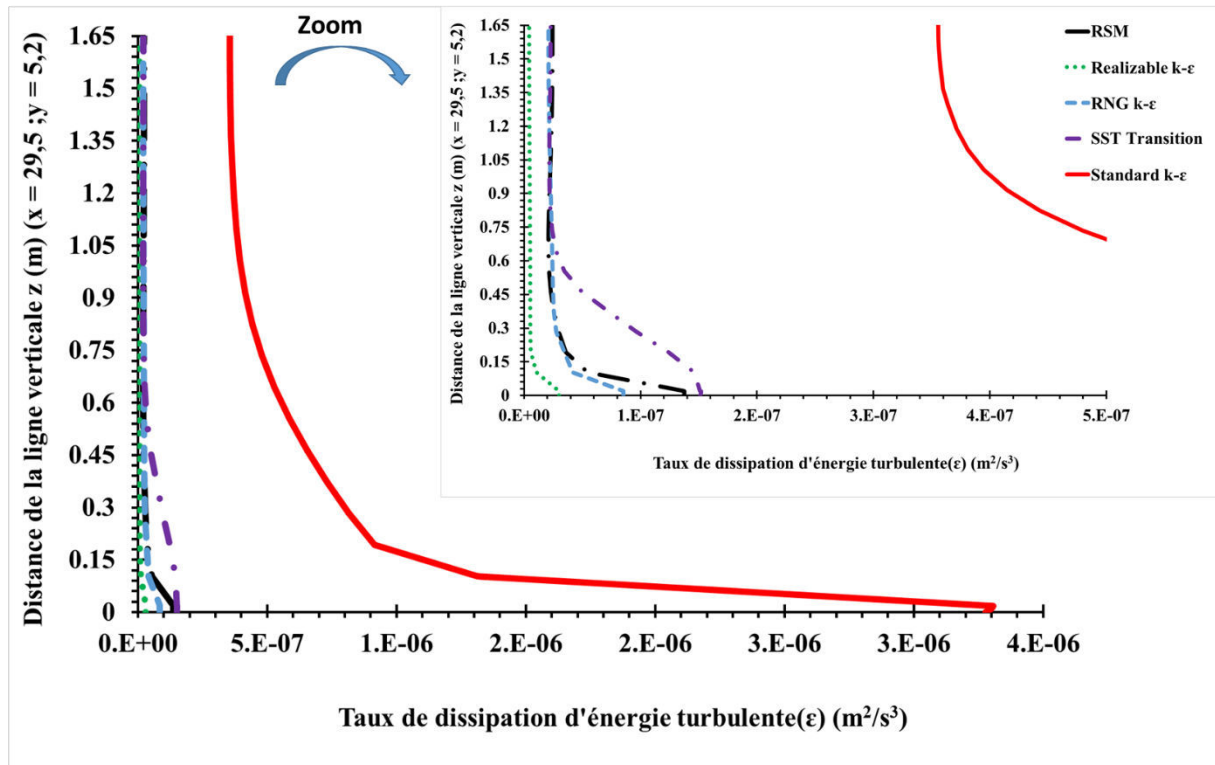


Figure 3-15: Comparaison du taux de dissipation de l'énergie turbulente (ϵ) entre les cinq modèles à la position verticale ($x = 29,5$ m ; $y = 5,2$ m).

3.1.6 Influence des modèles sur les profils de vitesse horizontale et verticale

La Figure 3-16 présente des lignes choisies afin de pouvoir visualiser l'influence des modèles de turbulence sur les profils de vitesse axiale, transversale et verticale de l'écoulement stationnaire. Elles sont approximativement tangentes aux vecteurs vitesses locales et représenteraient la trajectoire d'une particule de masse négligeable se déplaçant à la vitesse de l'écoulement (courant de l'eau).

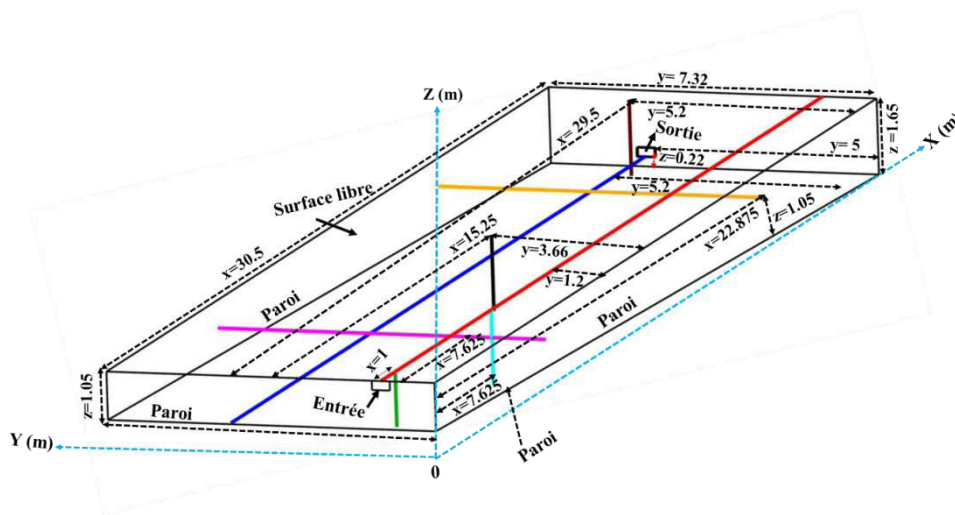


Figure 3-16: Localisation des lignes axiales, transversales et verticales

3.1.6.1 Influence des modèles sur les profils de vitesse axiale

La Figure 3-17 présente la comparaison des profils de vitesse axiale entre les modèles RSM, Réalisable $k-\varepsilon$ (Rk- ε), RNG $k-\varepsilon$, Standard $k-\varepsilon$ (Sk- ε) et Transition SST. La première ligne axiale est située à la surface libre et la seconde est située à mi-profondeur de l'étang. La Figure 3-17 (a) montre la comparaison des profils de vitesse locale de la ligne axiale située à la surface libre dans l'alignement de l'entrée. Les cinq modèles de turbulence prédisent presque les mêmes valeurs de vitesses de l'entrée (amont) jusqu'au milieu axial de l'étang. Néanmoins, à partir du milieu axial jusqu'en aval, il apparaît quelques différences à cause des vitesses relativement faibles et des recirculations prépondérantes à proximité de cette zone. Comparé aux quatre modèles, le modèle Transition SST détecte vite de faibles vitesses sur cette ligne de par sa capacité de prédiction des phénomènes dans les zones de transition proche laminaire-transition-turbulent.

La Figure 3-17(b) montre la comparaison des profils de vitesse de la ligne axiale située à mi-profondeur puis au centre transversal de l'étang (Figure 3-16). Le modèle Standard $k-\varepsilon$ prédit des vitesses élevées par rapport aux quatre autres modèles.

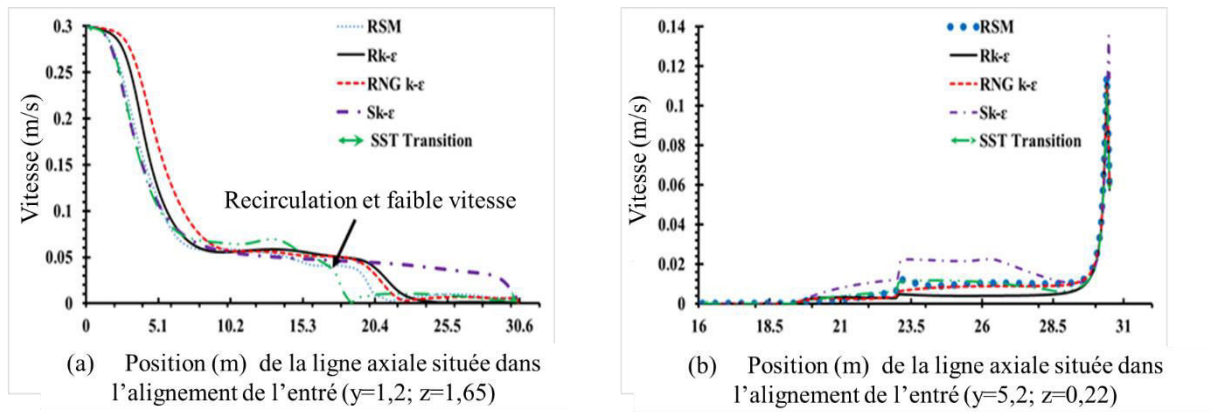


Figure 3-17: Comparaison des profils de vitesse axiale entre les modèles

3.1.6.2 Influence des modèles sur les profils de vitesse transversale

La Figure 3-18(a) montre la comparaison des profils de vitesse de la ligne transversale située à 0,6 m de la surface libre (environ un tiers de la profondeur) et à 7,6 m de l'amont (un quart du parcours longitudinal) pour les cinq modèles. Cette ligne traverse les zones 1, 2 et 3 (Figure 3-9, Figure 3-11, et Figure 3-16). Les cinq modèles prédisent les mêmes tendances d'évolution de la vitesse sur cette ligne à part quelques différences observées dans la zone 3 (de 5,2 m à 7,32 m suivant la direction transversale).

La Figure 3-18(b) montre la comparaison des profils de vitesse de la ligne transversale située à 22,872 m de l'entrée (trois quart du parcours longitudinal) et à 0,6 m de la surface libre (environ un tiers de la profondeur). Par rapport aux quatre autres modèles, le modèle Standard k-ε prédit une vitesse d'écoulement élevée. (Jacobs et al., 2006) ont également trouvé dans la simulation d'un écoulement de jet d'eau que le modèle standard k-ε surestimait de 28 % la vitesse d'écoulement par comparaison à quatre autres modèles (RNG k-ε, Réalisable k-ε, SST k-ω et Standard k-ω) et des valeurs de mesures expérimentales.

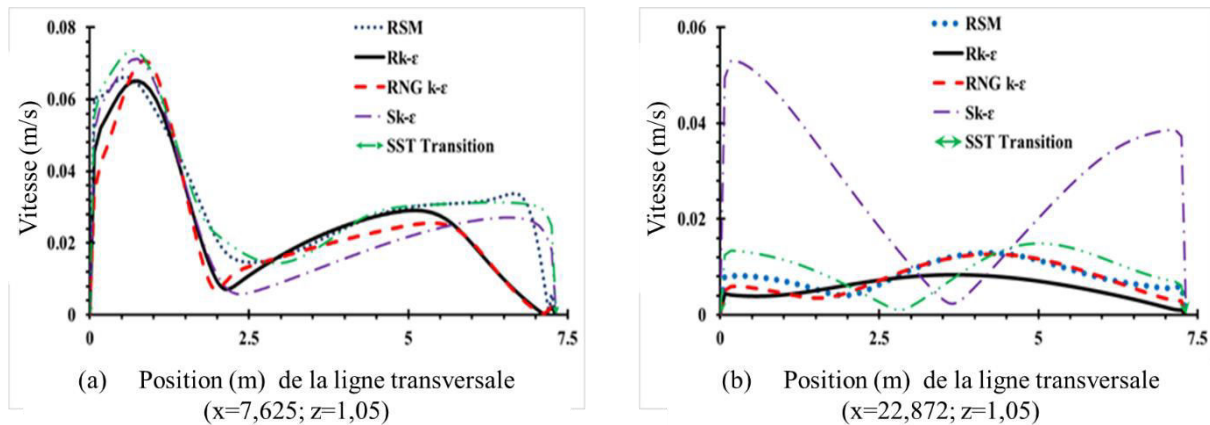


Figure 3-18: Comparaison des profils de vitesse transversale entre les modèles

3.1.6.3 Influence des modèles sur les profils de vitesse verticale

A l'intérieur de l'étang, les phénomènes naturels (sédimentation, cycles biologiques, de la photosynthèse à la biodégradation) se déroulent préférentiellement dans la direction verticale. La Figure 3-19 montre l'impact des cinq modèles de turbulence sur les profils de vitesse verticale situées dans diverses positions entre la surface libre et le fond de l'étang.

La Figure 3-19 (a) montre les profils de vitesse simulés par chacun des modèles sur la ligne verticale située à 1 m de l'entrée et dans l'alignement de l'entrée. Sur cette ligne verticale, les cinq modèles donnent à peu près les mêmes résultats de profils de vitesse. Les cinq modèles prédisent une décroissance de la vitesse de la surface libre au fond de l'étang.

La Figure 3-19 (b) présente les profils de vitesse simulés par chacun des modèles sur la ligne verticale située à 7,6 m de la berge amont (soit un quart de la longueur de l'étang) et à 1,2 m suivant la largeur (alignement de l'entrée). Les cinq modèles simulent en moyenne les mêmes valeurs de vitesses excepté le modèle RNG k- ϵ donnant un écart approximativement égal à 0,01 m/s dans les 0,5 premiers mètres en allant de la surface libre vers le fond.

La Figure 3-19 (c) présente les profils de vitesse simulés par chacun des modèles sur la ligne verticale (Figure 3-16) située à 15,25 m de la berge amont et à 3,66 m suivant la largeur. Sur cette ligne, tous les modèles prédisent la même allure de profils de vitesse exceptées le modèle Transition SST.

La Figure 3-19 (d) présente les profils de vitesse simulés par chacun des modèles sur la ligne verticale (Figure 3-16) située à 1 m de la berge en aval (côté de la sortie de l'étang) et à 5,2 m

suivant la largeur (alignement de la sortie). Sur cette ligne, tous les modèles prédisent la même allure de profils de vitesse excepté le modèle Standard k- ϵ .

Comme le montre la Figure 3-19, quelle que soit la position de la ligne verticale, les cinq modèles prédisent une décroissance de la vitesse de la surface libre au fond de l'étang. Plus l'écoulement s'éloigne de l'entrée, plus des différences sont observées entre les cinq modèles car tous les modèles n'arrivent pas à capter des informations sur des zones où le nombre de Reynolds local tend vers un régime d'écoulement de transition ou laminaire (Figure 3-19 (b), (c) et (d)).

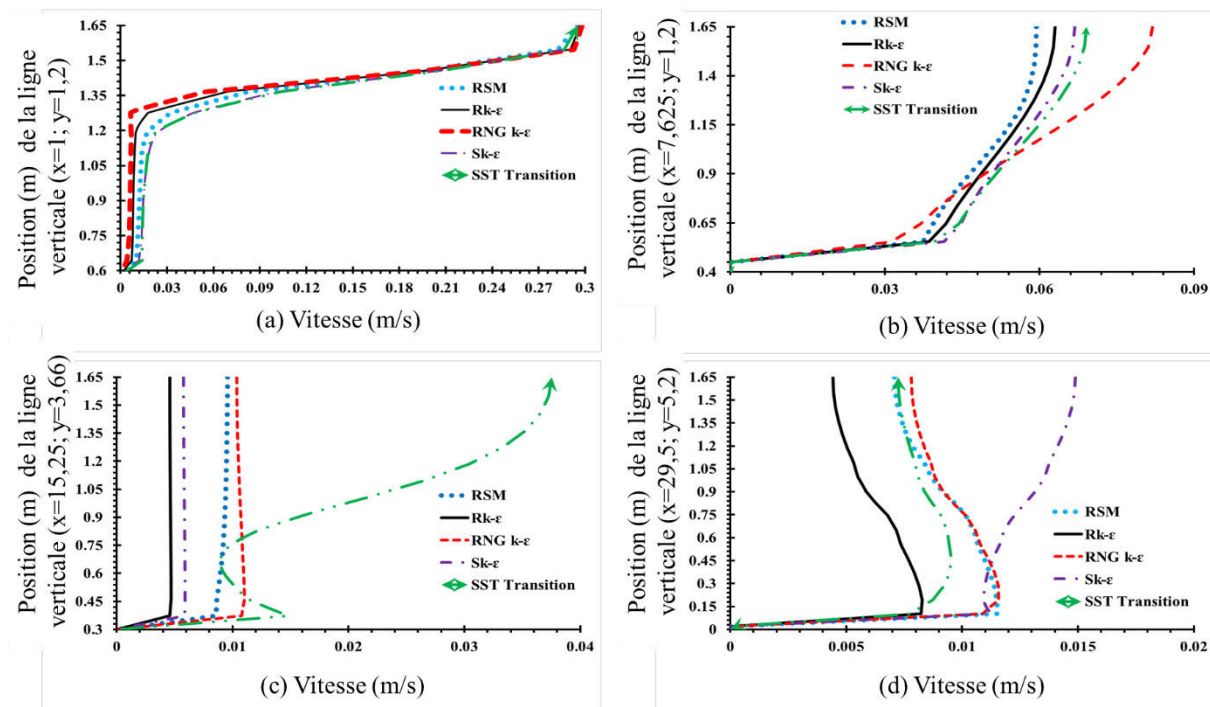


Figure 3-19: Comparaison des profils de vitesse verticale entre les modèles

3.1.7 Influence des modèles sur la DTS

Afin d'avoir une description plus globale de l'écoulement au sein du pilote et une validation des simulations, un traçage numérique a été réalisé pour la détermination de la Distribution des Temps de Séjour (DTS). La Figure 3-20 montre la comparaison des DTS simulé avec les cinq modèles (RSM, Réalisable k- ϵ , RNG k- ϵ , Standard k- ϵ et Transition SST). Les cinq modèles donnent presque tous le même temps de séjour moyen (t_{smoy} (voir Tableau 3-2)). Les DTS simulées sont relativement différentes d'un modèle à l'autre comme l'atteste la Figure 3-20. A la sortie de l'étang, la concentration maximale du traceur est prédite aux temps d'écoulement suivants : 15 minutes pour le modèle Standard k- ϵ , 26 minutes pour le modèle RSM, 30 minutes

pour le modèle RNG k- ϵ , 34 minutes pour le modèle Transition SST et 41 minutes pour le modèle Réalisable k- ϵ . Le modèle Standard k- ϵ prédit une sortie accélérée du traceur avec un pic de concentration maximale au moins deux fois plus élevé par rapport aux autres modèles. Les différences de pics de concentrations sont faibles pour les quatre modèles (RSM, Réalisable k- ϵ , RNG k- ϵ et Transition SST). A l'intérieur de l'étang, une partie du traceur simulé est transportée par des phénomènes de recirculation de l'écoulement, la vitesse de l'écoulement et la diffusion moléculaire. Etant donné que le débit est très faible, une partie du traceur passe beaucoup de temps à l'intérieur de l'étang à cause de la vitesse de l'écoulement très faible et des zones stagnantes. Cette partie du traceur est affectée par la dilution et l'homogénéisation avec l'eau après une période de temps supérieure au temps de séjour moyen. Les cinq modèles prédisent presque les mêmes valeurs de faibles concentrations environ deux heures après l'injection du traceur numérique en raison de l'effet de dilution ou de l'homogénéisation de la concentration du traceur simulé à l'intérieur de l'étang.

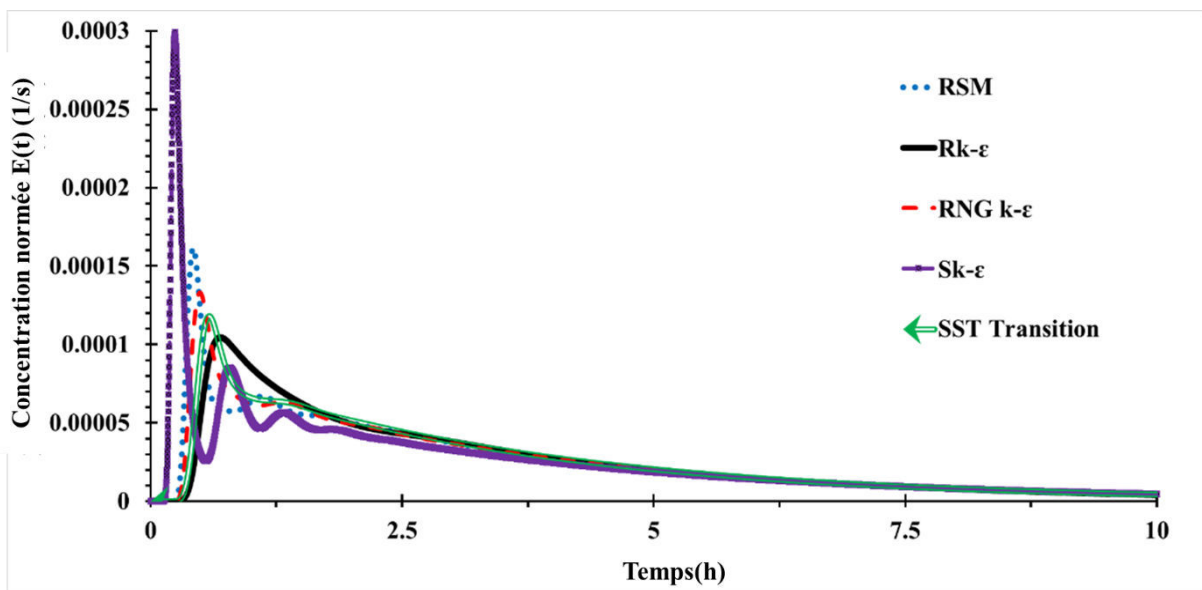


Figure 3-20: Comparaison de la Distribution des Temps de Séjour entre les modèles

Tableau 3-2: Comparaison des Temps de Séjour théorique et numérique

t_{smoy}	Théorique	RSM	Rk- ϵ	RNG k- ϵ	Sk- ϵ	TSST
(heures)	3,49	3,51	3,49	3,52	3,53	3,55

3.1.8 Influence des modèles sur la dispersion de principe actif à l'intérieur de l'étang

La méthodologie utilisée pour simuler la dispersion des principes actifs (substance active) est la même que pour l'étude de la DTS par traçage mais l'injection n'est plus réalisée à l'entrée de l'étang mais en un point situé dans la zone à traiter. Le but final est de calculer la variation de la concentration en principe actif en tout point de l'étang en fonction du temps.

3.1.8.1 Dispersion du principe actif à 180 secondes après l'injection

La Figure 3-21(A) montre le point d'injection du principe actif réalisée à l'endroit où le débit d'écoulement est très faible, au centre de la surface libre de l'étang. La Figure 3-21 montre la comparaison de la dispersion de la concentration de la substance active entre les cinq modèles à la surface libre à un temps t égal à trois minutes après l'injection. La Figure 3-21 (a) présente les contours de fraction massique du principe actif simulé par le modèle RSM au temps t égal à 3 minutes après l'injection. On observe que le principe actif commence à suivre l'écoulement dans la première boucle de recirculation comme défini précédemment dans la Figure 3-10, puis il s'étend vers la berge située à gauche de l'entrée. La concentration du principe actif commence à décroître progressivement avec des valeurs extrêmes de fraction massique du principe actif comprises entre 0 et $2,4 \times 10^{-3}$. Pour le modèle Realisable $k-\epsilon$ (Figure 3-21 (b)), on observe qu'au temps t égal à 3 minutes le principe actif est orienté dans le même sens de dispersion décrit précédemment. Néanmoins sa dispersion est moins rapide que celle simulée par le modèle RSM. Les valeurs extrêmes de fraction massique du principe actif sont comprises entre 0 et $8,1 \times 10^{-3}$ soit un facteur 3 d'écart de concentration comparé au modèle RSM. Le modèle RNG $k-\epsilon$ (Figure 3-21 (c)) simule le même comportement. Néanmoins, les valeurs extrêmes de fraction massique du principe actif sont comprises entre 0 et $3,1 \times 10^{-3}$, supérieures de 22 % à celle du modèle RSM et inférieures de 61 % à celles du modèle Realisable $k-\epsilon$. Le modèle Standard $k-\epsilon$ (Figure 3-21 (d)) prédit des valeurs extrêmes de fraction massique du principe actif similaire à celles simulées par le modèle RSM.

Pour le modèle Transition SST (Figure 3-21 (e)), on observe que le principe actif commence à suivre le sens de l'écoulement dans la première boucle de recirculation en se dispersant jusqu'à la berge située à gauche de l'entrée. Les valeurs extrêmes de fraction massique du principe actif sont comprises entre 0 et $2,8 \times 10^{-3}$.

Sur la Figure 3-21 (A), la variation de la concentration du principe actif simulée par chacun des modèles au point d'injection est présentée. Les cinq modèles simulent tous une diminution progressive de la concentration. Au bout de 30 secondes la concentration du principe actif est

très faible au point d'injection à cause de la migration du principe actif sous l'effet de la convection.

La dispersion du principe actif simulée numériquement est dépendante des phénomènes de convection, de diffusion moléculaire et de diffusion turbulente. Au point d'injection, la concentration de la substance active décroît progressivement. L'analyse des Figure 3-21 (a, b, c, d et e) montre que le sens et la direction des flux de concentration diffèrent d'un modèle à un autre. Ceci est dû à la prépondérance du phénomène de convection dépendant de l'orientation des vecteurs vitesses qui eux aussi diffèrent entre les modèles. On remarque qu'à partir de trois minutes le principal actif se dispersera d'abord dans la première boucle de recirculation pour les quatre modèles RSM, Realisable k- ϵ , RNG k- ϵ et Transition SST. Pour le modèle Standard k- ϵ on observe une dispersion du principe actif qui se dirige principalement vers la sortie.

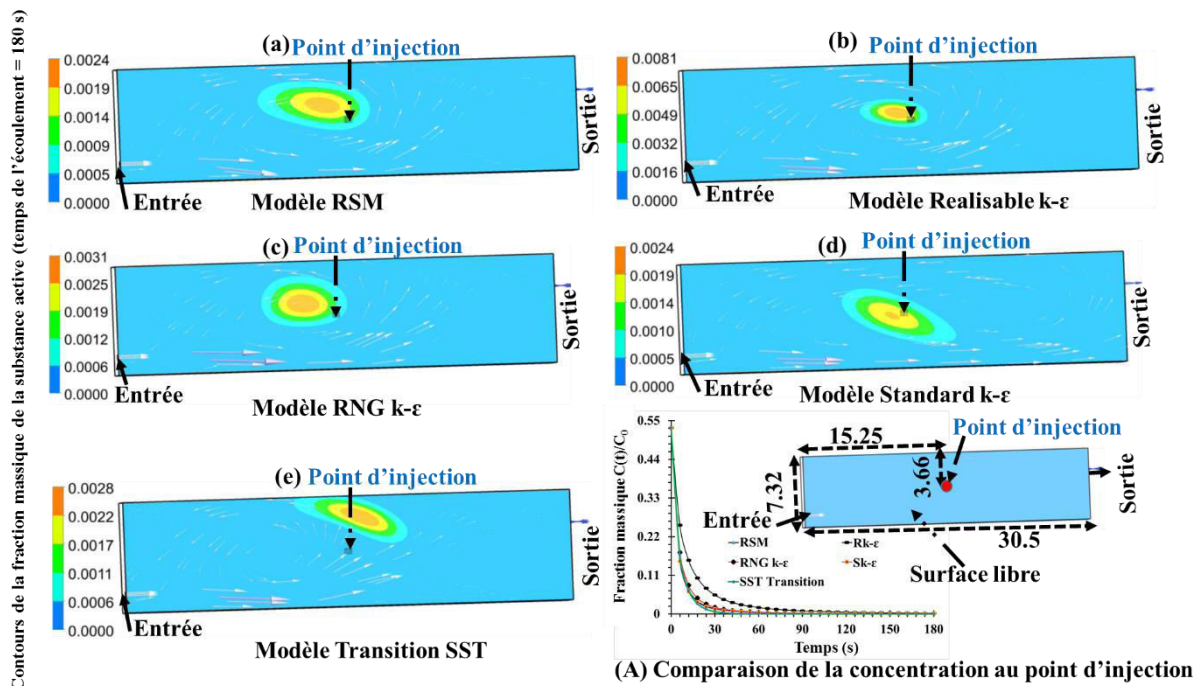


Figure 3-21 : Comparaison des contours de dispersion de la concentration de substance active à 3 minutes après l'injection entre les cinq modèles

3.1.8.2 Dispersion du principe actif à 21 minutes après l'injection

La Figure 3-22 montre la comparaison de la dispersion de la concentration de la substance active entre les cinq modèles à la surface horizontale à mi-profondeur à un temps t égal à 21 minutes après l'injection. Le modèle RSM (Figure 3-22(a)) prédit une dispersion du principe actif sur presque la totalité de la première boucle de recirculation (du point d'injection jusqu'à

presque 2 m de la berge en amont). Les valeurs extrêmes de fraction massique varient entre 0 et $3,2 \times 10^{-4}$. La concentration dans l'autre moitié de la boucle de recirculation (allant de 7 m du point d'injection jusqu'à la berge en aval) est faible à cause des faibles vitesses dans cette boucle (voir Figure 3-8 (a) et Figure 3-10).

Le modèle Réalisable k- ϵ (Figure 3-22(b)) prédit une dispersion lente de la concentration de la substance active avec des valeurs extrêmes de fraction massique comprises entre 0 et 8×10^{-4} . Le principe actif est dispersé sur une petite portion de la surface plane à mi-profondeur aux alentours du point d'injection.

Le modèle RNG k- ϵ (Figure 3-22(c)) prédit le même comportement de dispersion décrit pour le modèle RSM avec des valeurs extrêmes de fraction massique comprises entre 0 et $3,6 \times 10^{-4}$. Le principe actif se disperse dans le sens de l'écoulement.

Le modèle Standard k- ϵ (Figure 3-22(d)) prédit une dispersion du principe actif sur presque la totalité de la surface plane à mi-profondeur excepté une partie de cette surface comprise entre la berge en amont et 4 m de la berge amont. Les valeurs extrêmes de la fraction massique du principe actif sont comprises entre 0 et $1,6 \times 10^{-4}$ soit au moins un facteur 2 d'écart comparé au modèle RNG k- ϵ . L'effet de la convection crée une accélération de la dispersion de la substance active.

Le modèle Transition SST ((Figure 3-22(e)) prédit une dispersion du principe actif sur deux tiers de la surface plane à mi-profondeur. Les valeurs extrêmes de la fraction massique du principe actif sont comprises entre 0 et $3,8 \times 10^{-4}$ soit au moins un facteur 2 d'écart comparé au modèle Standard k- ϵ .

Le modèle Transition SST ne nécessite pas l'utilisation des lois de parois. L'affranchissement de ce modèle des lois de parois induit une prédiction de la dispersion du principe actif aux voisinages des berges supposées être des parois.

La Figure 3-22 (A) montre la variation de la fraction massique du principe actif en un point situé à mi-profondeur dans l'alignement du point d'injection selon la verticale. Le comportement de la dispersion observée a été décrit dans la description des contours de fraction massique de chacun des modèles dans la Figure 3-22(a, b, c, d, et e).

Par comparaison, le modèle Réalisable k- ϵ (Figure 3-21b et Figure 3-22b) prédit une dispersion lente de la concentration de la substance active tandis que le modèle Standard k- ϵ (Figure 3-21d et Figure 3-22d) prédit une dispersion accélérée. Seul le modèle Transition SST prédit une dispersion de la substance active qui atteint la rive extrême située du côté de l'entrée en amont après 21 minutes (Figure 3-22e). Les modèles RNG k- ϵ et RSM prédisent presque le même comportement de la dispersion du principe actif avec des valeurs extrêmes de fraction massique

proches. Le suivi de la concentration de la substance active simulée en un point situé à mi-profondeur dans l'alignement vertical avec le point d'injection montre que le modèle Transition SST prédit une concentration faible par rapport aux autres modèles (Figure 3-22 (A)).

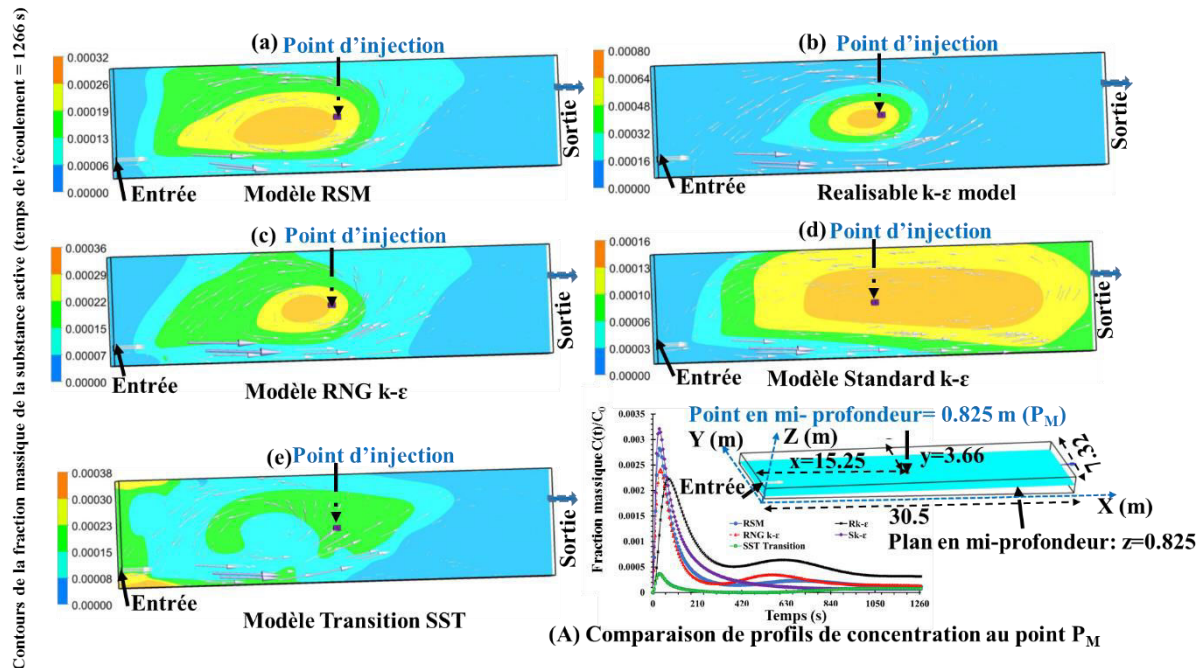


Figure 3-22: Comparaison des contours de dispersion de la concentration de substance active à 21,1 minutes après l'injection entre les cinq modèles

3.2 Discussions sur les critères pour le choix du modèle

La Figure 3-23 montre une simple stratégie pour le choix définitif des modèles. La sélection est basée sur les critères de DTS, d'analyse du comportement de l'écoulement local et de la dispersion de la concentration des substances actives simulées, et de la réduction du temps de calcul. Le temps de calcul effectué sur un ordinateur de bureau (Intel® Core™, avec 3.20 GHz i3 4-processeur et 4 GB RAM) est estimé entre sept et douze heures après 20 000 itérations pour les modèles de la famille k-ε (Standard k-ε, Realisable k-ε et RNG k-ε), trente heures pour le modèle Transition SST et quarante heures pour le modèle RSM. Comparé aux autres modèles, le modèle RNG k-ε remplit toutes les conditions énumérées sur la Figure 3-23 d'où son choix définitif.

Dans le Tableau 3-1, nous avons trouvé que le choix des modèles diffère d'un auteur à un autre (Stovin et al., 2008; Wu and Chen, 2011; Alvarado et al., 2012). Il est donc judicieux de se poser souvent les questions suivantes avant tout choix de modèle trouvé dans la littérature :

- Ces auteurs ont-ils utilisé ces modèles en se basant sur les hypothèses de formulation des modèles ?
- Ces modèles ont-ils été choisis par intuition?
- Ces modèles ont-ils été choisis après comparaison des résultats numériques à ceux obtenus expérimentalement ?
- Existe-t-il un modèle idéal qui simule identiquement tous les comportements hydrodynamiques du milieu naturel étudié ?
- Ces modèles ont-ils été choisis par les auteurs de manière arbitraire ?

Modèles présélectionnés	Quel modèle simule probablement mieux la Distribution des Temps de Séjour (DTS)?	Quel modèle simule probablement mieux la dispersion de la substance active quelque soit le lieu d'injection ?	Temps de calcul réduit	Sélection définitive du modèle
5 modèles de turbulence testés	Comportement hydrodynamique global	Comportement hydrodynamique local	Substance active injectée dans une zone de faible vitesse	
Simulation de l'écoulement au sein de l'étang				
Sk- ϵ	●			●
Rk- ϵ	●			●
RNG k- ϵ	●	●	●	● RNG k- ϵ
Transition SST	●	●	●	
RSM	●	●	●	

Figure 3-23: Simple stratégie pour la sélection définitive du modèle

3.3 Conclusion

L'analyse bibliographique a montré que le choix des modèles de turbulence pour simuler l'écoulement au sein d'un plan d'eau est peu justifié par les auteurs et que le modèle utilisé est choisi de façon relativement arbitraire. L'influence de cinq modèles sur les résultats de simulation d'écoulement a été réalisée en n'éliminant a priori aucun des modèles.

L'analyse des contours et profils de vitesse obtenus avec les cinq modèles de turbulence bien que différents a tout de même permis d'identifier trois principales zones d'écoulement. La détermination des trois différentes zones d'écoulement correspond bien aux observations

d'Alvarado et al. (2012). Les cinq modèles (RSM, Realisable k- ϵ , RNG k- ϵ , Standard k- ϵ et Transition SST) simulent le même comportement global de l'écoulement. Cependant, chacun des modèles prédit différemment l'écoulement local dans les zones stagnantes et à vitesses d'écoulement relativement très faibles où les plantes aquatiques invasives semblent proliférer. Ces différences se traduisent notablement sur les courbes de Distributions de Temps de Séjour montrant l'intérêt de faire un traçage expérimental lorsque cela est possible.

L'iso-surface de vitesse simulée par le modèle Standard k- ϵ indique un écoulement avec un fort court-circuit. La distribution des zones stagnantes et des vitesses d'écoulement faible simulée par le modèle Realisable k- ϵ diffère des quatre autres modèles. Le suivi de la dispersion de principe actif simulé (injecté dans une zone à vitesse écoulement très faible) montre que le choix du modèle influe sur la dispersion locale.

Une analyse détaillée des résultats de simulation permet de sélectionner le modèle adapté sans faire des expériences de traçage souvent complexes et parfois impossibles. Les modèles RSM et RNG k- ϵ simulent mieux le comportement de l'écoulement local avec des recirculations et des zones stagnantes que les modèles Realisable k- ϵ et Standard k- ϵ . Le modèle Transition surestime la dispersion des principes actifs à proximité des parois. Basés sur l'analyse physique du comportement de l'écoulement local et un temps de simulation raisonnable, le modèle RNG k- ϵ a été sélectionné définitivement pour la suite de la simulation de l'écoulement global.

La méthodologie développée pour la simulation des écoulements et de la dispersion des substances active est reproductible pour tout autre type de configuration de plan d'eau. Pour ceci, la même méthodologie sera appliquée dans un cas de validation des résultats numériques par comparaison des DTS numériques et expérimentales à l'échelle d'un pilote expérimental au chapitre 4.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

4 Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Dans le chapitre 3, nous avons développé une méthodologie pour la simulation des écoulements. Cette méthodologie sera maintenant appliquée pour différentes échelles de l'échelle du pilote à un plan d'eau réel. La validation des résultats d'écoulement simulé sera présentée par comparaison des résultats des Distributions de Temps de Séjour (DTS) numériques et expérimentales à l'échelle du pilote. L'influence de plusieurs facteurs (positionnement des sorties, débit, présence des végétaux, température, vent, ...) sur l'écoulement hydrodynamique a été étudiée.

4.1 Modélisation de l'écoulement à l'échelle du pilote

4.1.1 Configuration du pilote

La Figure 4-1 présente la configuration du pilote sur lequel nous avons réalisé la simulation numérique pour la caractérisation de l'écoulement et la validation des résultats.

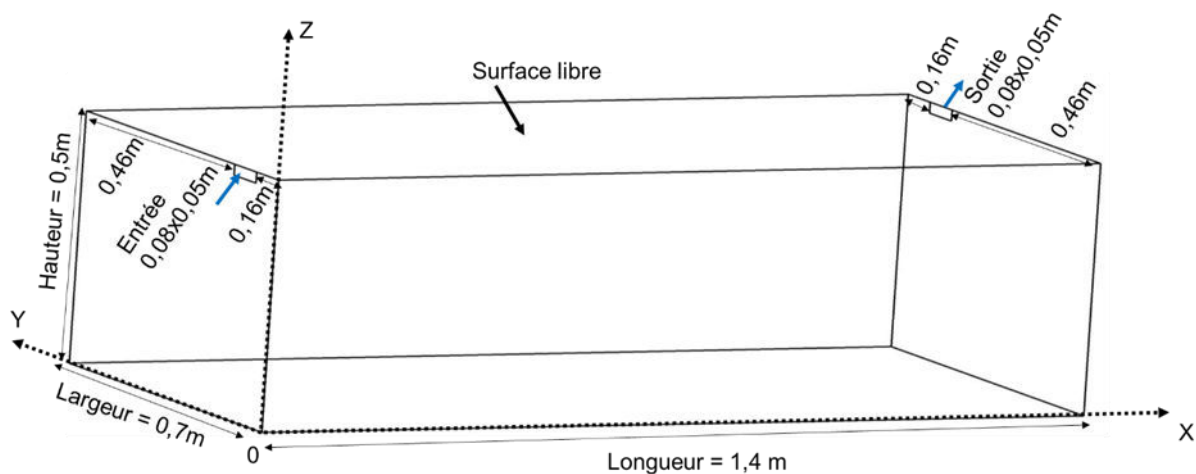


Figure 4-1 : Configuration du pilote

La description détaillée du pilote a été faite au chapitre 2. Le schéma de simulation reprend les dimensions rappelées sur la Figure 4-1. On rappelle que le niveau d'eau à l'entrée (hauteur d'eau) varie en fonction du débit utilisé. Le positionnement et les dimensions (0,08 m x 0,06 m) de l'entrée et de la sortie choisies pour les premiers essais de validation sont renseignés dans la Figure 4-1. On modifiera par la suite le positionnement des entrées et sorties afin d'analyser

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

leur influence sur le comportement hydrodynamique et sur la dissémination des substances actives.

4.2 Validation du choix du modèle RNG k-ε par comparaison des résultats de DTS numérique et expérimentale à l'échelle du pilote

Afin d'avoir une description plus globale de l'écoulement au sein du pilote et une validation des simulations, un traçage expérimental a été réalisé afin de calculer la Distribution des Temps de Séjour (DTS). La comparaison des résultats de DTS numérique et expérimentale a été faite pour deux valeurs du nombre de Reynolds à l'entrée.

Les écarts entre les valeurs d'un paramètre physique (vitesse, concentration, temps, etc.) sont exprimés en pourcentage d'écart ou en facteur d'écart. Il peut arriver que les fréquences d'enregistrement des données de concentration simulées numériquement et mesurées expérimentalement soient différentes. Dans ce cas nous procédons à un rééchantillonnage des données à l'aide d'un logiciel propre au laboratoire afin d'avoir un même pas de temps utile pour déterminer les écarts. Pour un même temps, les pourcentages d'écart entre deux valeurs (i et j) d'un même paramètre physique sont calculés comme suit :

$$\text{Pourcentage d'écart} = \left| \frac{\text{valeur } i - \text{valeur } j}{\text{valeur } i} \right| \times 100 \quad (4-1)$$

Le facteur d'écart est calculé comme suit :

$$\text{Facteur d'écart} = \left| \frac{\text{valeur } i}{\text{valeur } j} \right| \quad (4-2)$$

Dans l'analyse des résultats qui vont suivre, nous avons supposé que l'écart entre deux valeurs sera statistiquement significatif s'il est supérieur à 5% (Bouyer, 2000).

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Le Tableau 4-1 donne les données hydrauliques du pilote dans les deux cas de débit testés pour la validation du modèle.

Tableau 4-1 : Données hydrauliques testées pour la validation du modèle à l'échelle pilote

	Débit (m ³ /s)	Nombre de Reynolds à l'entrée	Diamètre hydraulique à d'entrée (m)	Niveau d'eau dans le pilote (m)	Niveau d'eau dans la section d'entrée (m)	Volume accessible à l'écoulement (m ³)
Cas 1	2,7x10 ⁻⁴	4 798	0,0487	0,475	0,035	0,46545
Cas 2	1,5x10 ⁻⁴	2 712	0,0436	0,47	0,03	0,4606

Expérimentalement, deux types de traceurs (Rhodamine B et sel) ont été testés pour le cas 1 (2,7x10⁻⁴ m³/s) et uniquement la Rhodamine B pour le cas 2 (1,5 x10⁻⁴ m³/s). Numériquement, la même méthodologie a été utilisée pour l'étude de l'écoulement de la configuration de l'étang étudié au chapitre 3. Une injection numérique instantanée a été réalisée (injection de type Dirac) simulant l'injection expérimentale d'une solution de chlorure de sodium (NaCl) ou de Rhodamine B à l'entrée du pilote. A la sortie, des sondes numériques permettent de suivre la variation de la concentration au cours du temps. Il s'agit en fait d'enregistrer le signal de concentration sur une cellule de calcul du maillage en sortie du pilote. La Figure 4-2 présente la comparaison entre la DTS numérique et les DTS expérimentales obtenues avec les traceurs Rhodamine B et sel pour un débit d'eau de 2,7x10⁻⁴m³/s à l'entrée du pilote (cas 1). La Figure 4-2 a été zoomée afin de pouvoir visualiser le comportement hydrodynamique dans les quinze premières minutes après l'injection du traceur. Entre le temps d'injection et 100 secondes, on observe un écart inférieur à 5% entre la DTS numérique et celles obtenues expérimentalement surtout celle mesurée par le conductimètre (sel comme traceur). En dehors de l'écart non significatif (écart de concentration inférieur à 5%) observé dans les 100 premières secondes de mesure, les DTS expérimentale et numérique coïncident avec un temps de séjour moyen de 1676 s. Globalement, compte tenu de la coïncidence des DTS expérimentale et numérique, nous pouvons affirmer que le modèle RNG k-ε est validé pour un débit d'eau de 2,7x10⁻⁴ m³/s.

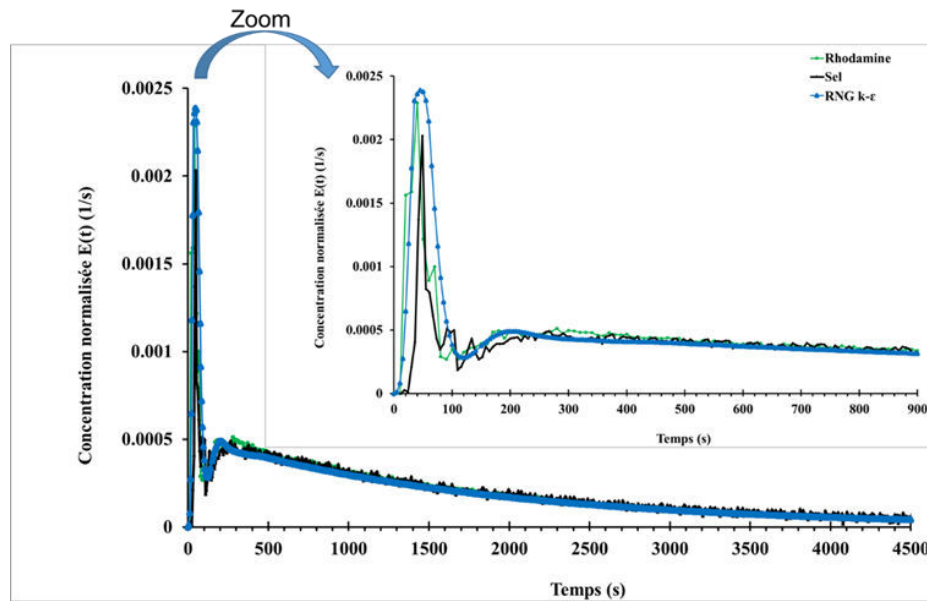


Figure 4-2: Comparaison entre la DTS numérique simulée avec le modèle RNG k- ϵ et les DTS expérimentales obtenues avec les traceurs Rhodamine B et sel pour un débit d'eau de $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ à l'entrée du pilote (cas 1).

La Figure 4-3 présente la comparaison entre la DTS numérique et celle obtenue expérimentalement avec la Rhodamine B pour un débit de $1,5 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ (cas 2). Là encore on observe que les courbes de DTS numérique et expérimentale coïncident d'où la validation du modèle. Sous l'effet du phénomène de convection, une partie du traceur injecté va migrer vers la sortie avec une concentration élevée en moins de cent secondes pour le premier cas et deux cent secondes pour le second cas. Du fait des vitesses d'écoulement relativement faibles et des phénomènes de recirculation à l'intérieur du pilote, une autre partie du traceur séjourne longtemps, entraînant une dilution de la concentration à partir de cent secondes pour le cas 1 et deux cent secondes le cas 2. Entre 180 et 400 secondes, nous observons un décalage de temps estimé à 7% entre les courbes de DTS expérimentale et numérique qui est peut-être dû à la diffusion numérique ou au positionnement de la sonde à la sortie. En dehors de cet intervalle de temps, il y a une coïncidence des résultats de DTS numérique et expérimentale pour la valeur de débit $1,5 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$, d'où la validation le modèle d'écoulement à l'échelle du pilote.

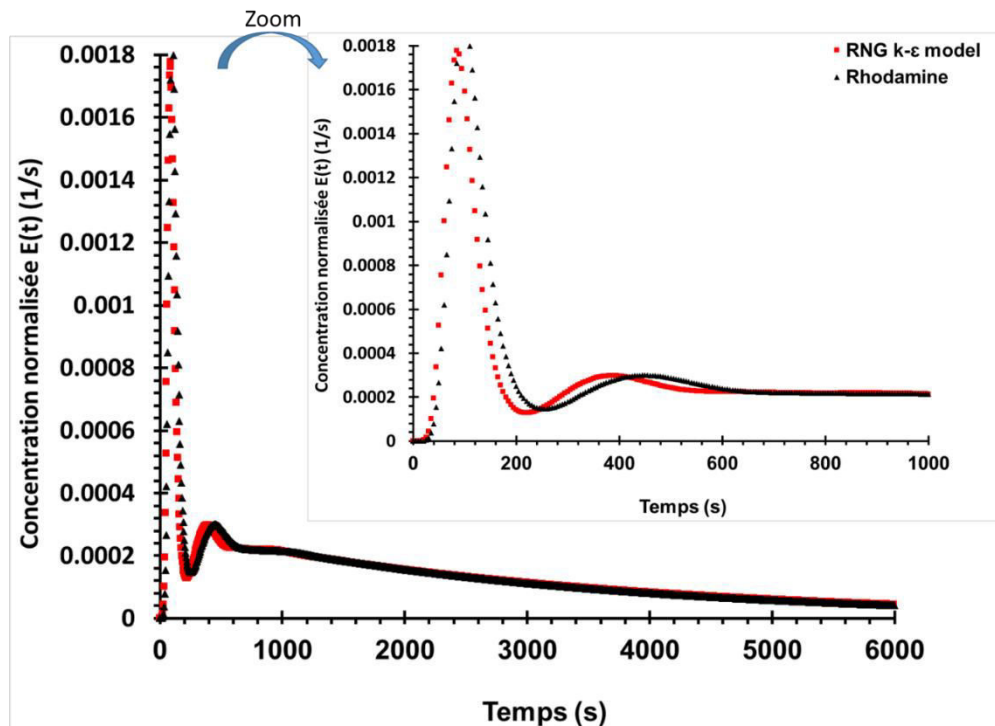


Figure 4-3: Comparaison entre la DTS numérique simulée avec le modèle RNG k- ϵ et la DTS expérimentale obtenue avec le traceur Rhodamine B pour un débit d'eau de $1,5 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ à l'entrée du pilote (cas 2).

4.3 Paramètres définis pour l'étude de l'influence des facteurs sur l'écoulement

L'étude de l'influence des différents paramètres sur l'écoulement hydrodynamique sera basée principalement sur :

- La comparaison des profils et contours de vitesses d'écoulement (Oca et al., 2004b).
- La comparaison des courbes de Distribution des Temps de Séjour.
- La comparaison de l'efficacité hydraulique (Persson et Wittgren, 2003 ; Jansons et al., 2007 ; Kadlec et Wallace, 2008 ; Stamou, 2008). L'efficacité hydraulique caractérise la façon dont l'eau ou le flux de matière qui entre est distribué à l'intérieur du plan d'eau (Persson et al., 1999; Persson, 2000).

4.4 Influence du positionnement des sorties dans deux étangs de dimensions réelles

L'étude de l'influence du positionnement des sorties a été faite sur deux étangs ayant la même configuration que l'étang étudié au chapitre 3. Les dimensions des deux étangs sont renseignées dans le Tableau 4-2. La Figure 4-4 présente la configuration de référence avec une entrée fixe.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Seul le positionnement des sorties a été changé. Les différentes sorties sont situées à 0,2 m du fond de l'étang et ont les mêmes dimensions géométriques. Les sorties et l'entrée ont les mêmes dimensions comme cela est illustré dans la Figure 4-4. La Figure 4-5 montre le positionnement de trois différentes sorties pour les deux étangs (étang 2 et étang 3).

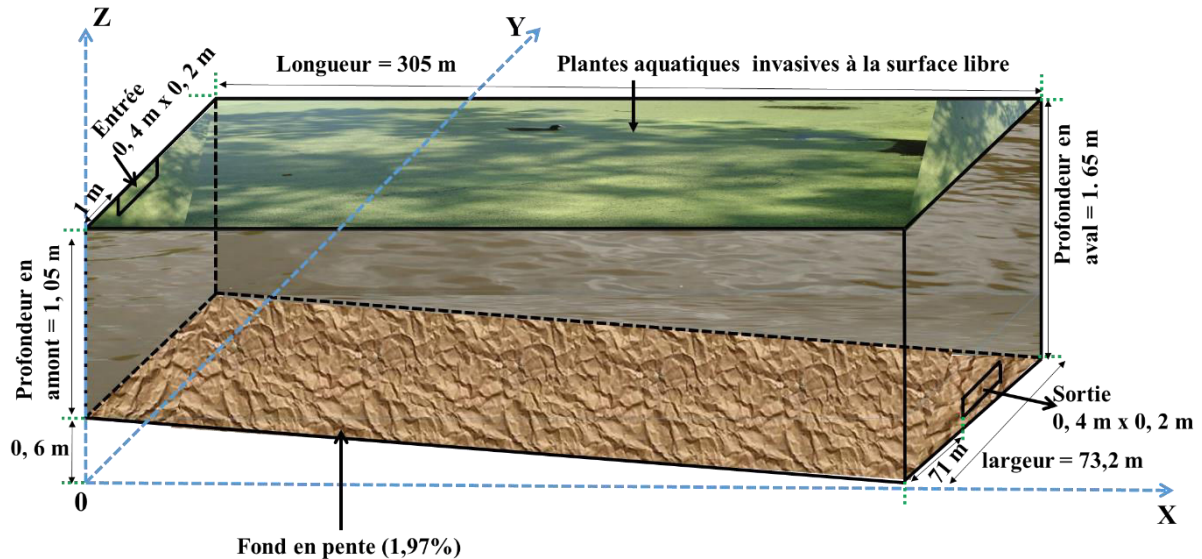


Figure 4-4: Configuration basique des étangs 1, 2 et 3

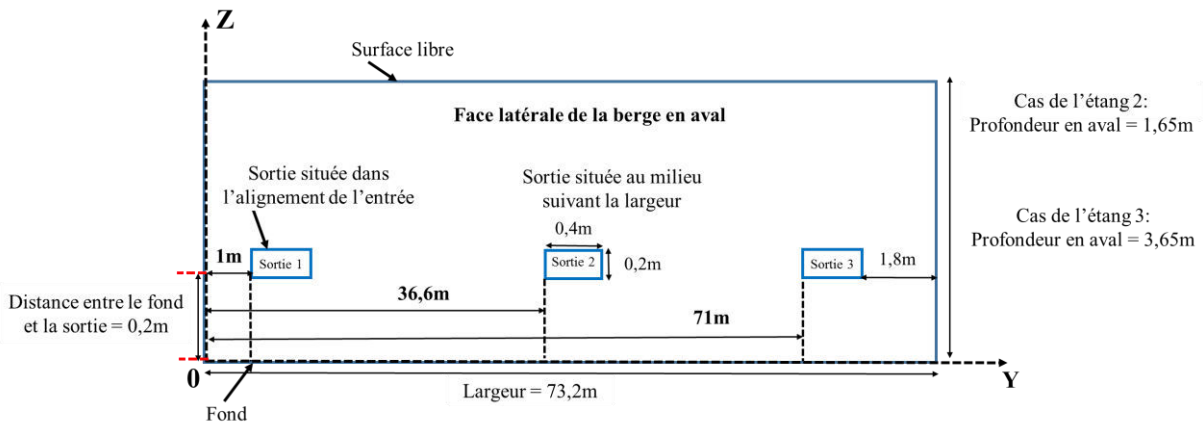


Figure 4-5: Positionnement des sorties des étangs 2 et 3

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Tableau 4-2: Données géométriques et hydrauliques des étangs 1, 2 et 3

	Etang 1 (étudié au chapitre 3) : Géométrie de référence	Etang 2	Etang 3
Longueur (m)	30,5	305	305
Largeur (m)	7,32	73,2	73,2
Profondeur en amont (m)	1,05		3,05
Profondeur en aval (m)	1,65		3,65
Profondeur moyenne (P_{moy}) (m) $P_{\text{moy}} = \frac{S}{V}$	1,35		3,35
Superficie (S) (m ²)	223,26	22 326	22 326
Volume (V) (m ³)	301,41	30 140	74 792
Débit d'eau à l'entrée (m ³ /s)	0,024		
Temps de séjour moyen théorique (h)	3,48	348,84	854,65
Vitesse constante à l'entrée (m/s)	0,3		
Diamètre hydraulique en entrée (m)	0,13		
Nombre de Reynolds à l'entrée	38 813		

La Figure 4-6 montre l'influence du positionnement des sorties sur les DTS simulées avec le modèle RNG k- ϵ dans l'étang 2. On observe que le traceur injecté à l'entrée va se diriger préférentiellement vers la sortie 1 située dans l'alignement de l'entrée en induisant un pic de concentration deux fois plus élevé par rapport à celui des sorties 2 et 3. La concentration maximale observée à la sortie 1 est due au transport du traceur par la convection prépondérante dans l'alignement de l'entrée. Les pics de concentration observés dans les sorties 2 et 3 sont égaux à 96 % avec un écart de temps de 12 %. Entre les sorties 1 et 2, et les sortie 1 et 3, il y a respectivement un écart de temps de détection des pics de concentrations estimé à 18 % et 30%. En effet, la distribution locale des zones à vitesses relativement faibles est influencée par le positionnement des sorties, mais les valeurs de vitesses moyennes sont similaires au sein de l'étang (Tableau 4-3). Malgré les différences observées, la comparaison des courbes de DTS et la détermination de l'efficacité hydraulique montrent que l'écoulement global a le même comportement quelle que soit la position des sorties en aval (Figure 4-6 et Tableau 4-3).

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Ces observations confirment le comportement hydrodynamique des étangs dans plusieurs travaux de recherche (Touchart, 2007; Babu, 2011; Tiev, 2011). Les valeurs d'efficacité hydraulique déterminées dans le Tableau 4-2 sont du même ordre de grandeur que celles déterminées par Babu (2001) et Tiev (2011) dans leurs travaux de tracés expérimentaux dans des étangs.

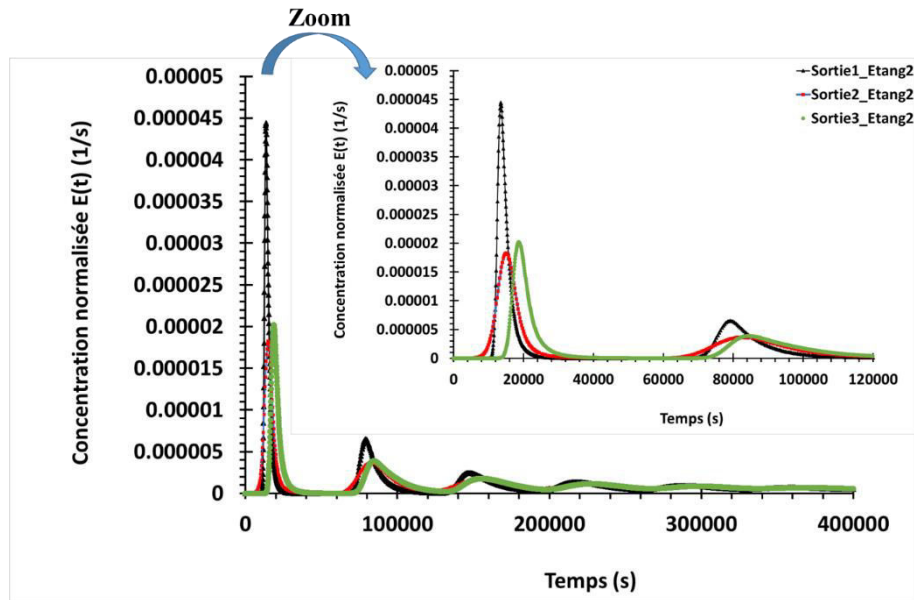


Figure 4-6: Influence du positionnement des sorties sur la DTS simulées l'étang 2

Tableau 4-3: Influence des sorties sur les caractéristiques hydrodynamiques des deux étangs étudiés

	Etang 2		
	Sortie 1	Sortie 2	Sortie 3
$t_{s_{moy}}$ (s)	$1,256 \times 10^6$		
Variance σ^2	$4,72 \times 10^{12}$	$4,74 \times 10^{12}$	$3,5 \times 10^{12}$
$\overline{U_{int}}$ (m/s)	0,0056		0,0057
C_{max}	$4,44 \times 10^{-5}$	$1,83 \times 10^{-5}$	$2,02 \times 10^{-5}$
$t_{C_{max}}$ (s)	13 554	15 200	18 605
E_{hy}	0,011	0,012	0,015

$\overline{U_{int}}$ (m/s) désigne la vitesse moyenne simulée à l'intérieur du pilote (m/s), C_{max} , la valeur maximale de la concentration normée à la sortie, $t_{C_{max}}$ (s), le temps correspondant à la sortie

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

de la concentration maximale, V_a (m^3), le volume accessible à l'écoulement, ts_{moy} (s), le temps de séjour moyen et E_{hy} , l'efficacité hydraulique (voir équation 1-13 au chapitre 1).

4.5 Influence de la profondeur de l'étang sur la Distribution des Temps de Séjour

La Figure 4-7 présente l'influence de la profondeur sur les DTS pour deux étangs similaires mais avec des profondeurs différentes. Les données géométriques et hydrauliques de ces deux étangs (étang 2 et 3) ont été présentées dans le Tableau 4-2. La profondeur de l'étang 3 est deux fois supérieure à celle de l'étang 2. L'augmentation du volume de l'étang entraîne une dilution de la concentration du traceur en sortie de l'étang 3. La concentration maximale du traceur à la sortie de l'étang 2 (étang de faible profondeur) est cinq fois supérieure à celle de l'étang 3. Pour un même débit, on constate que plus la profondeur de l'étang est importante, plus des volumes stagnants se forment.

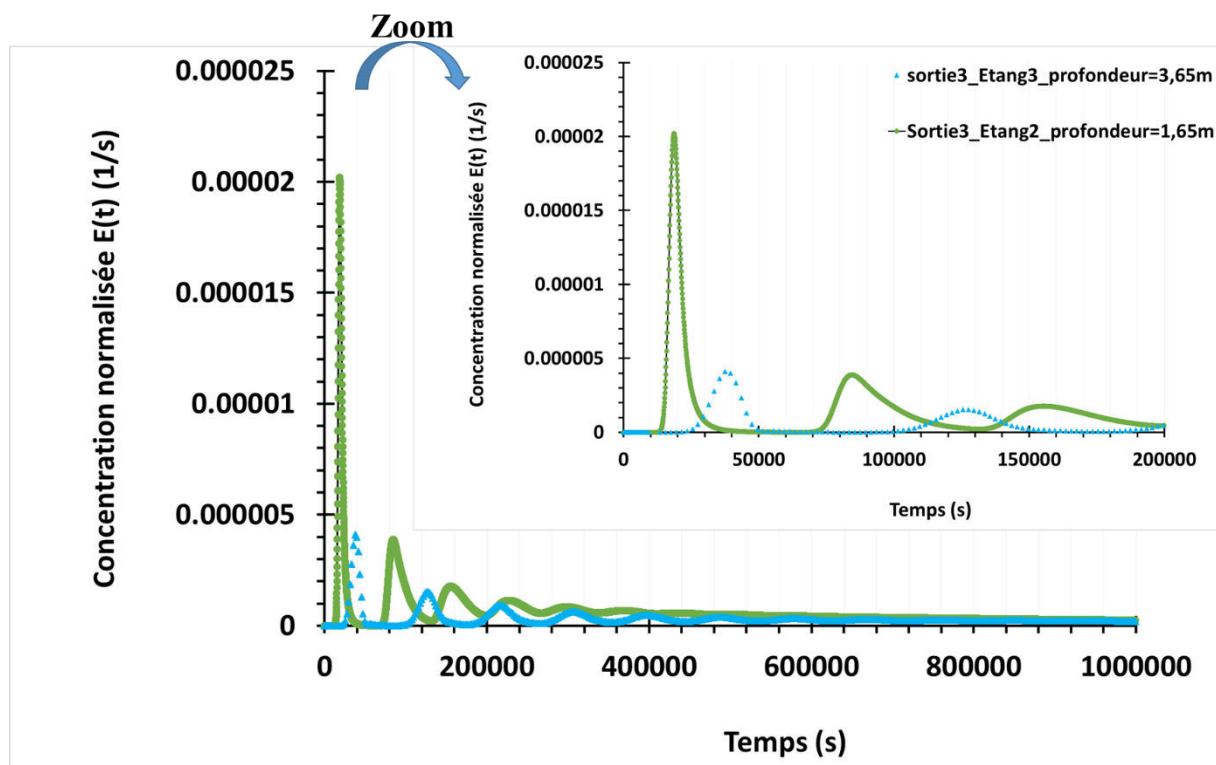


Figure 4-7 : Influence de la profondeur de l'étang sur les DTS

4.6 Influence du débit sur le comportement de l'écoulement

L'étude de l'influence du débit sur l'écoulement a été faite sur le pilote. Les différents débits testés ont été choisis de manière à maintenir une vitesse d'écoulement inférieure à 0,3 m/s à l'intérieur du système étudié. En effet, les milieux aquatiques lenticques sont supposés avoir des vitesses inférieures à 0,3 m/s car au-dessus on a un comportement de type lotique (Malavoi, 1989; Malavoi et Souchon, 2002). Un milieu aquatique lotique regroupe les cours d'eau (rivière, fleuve, etc,..) où l'écoulement est très rapide avec un régime d'écoulement principalement turbulent à l'intérieur (Touchart, 2007; Spellman et Stoudt, 2013). Le Tableau 4-4 présente les données hydrodynamiques de l'écoulement simulé pour les quatre différents débits testés, de $8,3 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$ à $8 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ (Tableau 4-4). Les positionnements de l'entrée et de la sortie sont identiques à celui de la Figure 4-1. Les vitesses moyennes simulées avec les débits d'entrée de $8,3 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$, $1,5 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$, $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ et $8 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ sont respectivement 91 fois, 74 fois, 30 fois et 8 fois inférieures à la valeur maximale des vitesses d'écoulement en milieu lenticque.

La Figure 4-8 présente l'influence du débit sur la Distribution des Temps de Séjour. L'efficacité hydraulique est du même ordre de grandeur quel que soit le débit. Les courbes de DTS présentent le même comportement hydrodynamique. Le volume accessible à l'écoulement est identique pour les deux premiers débits illustrés dans le Tableau 4-4.

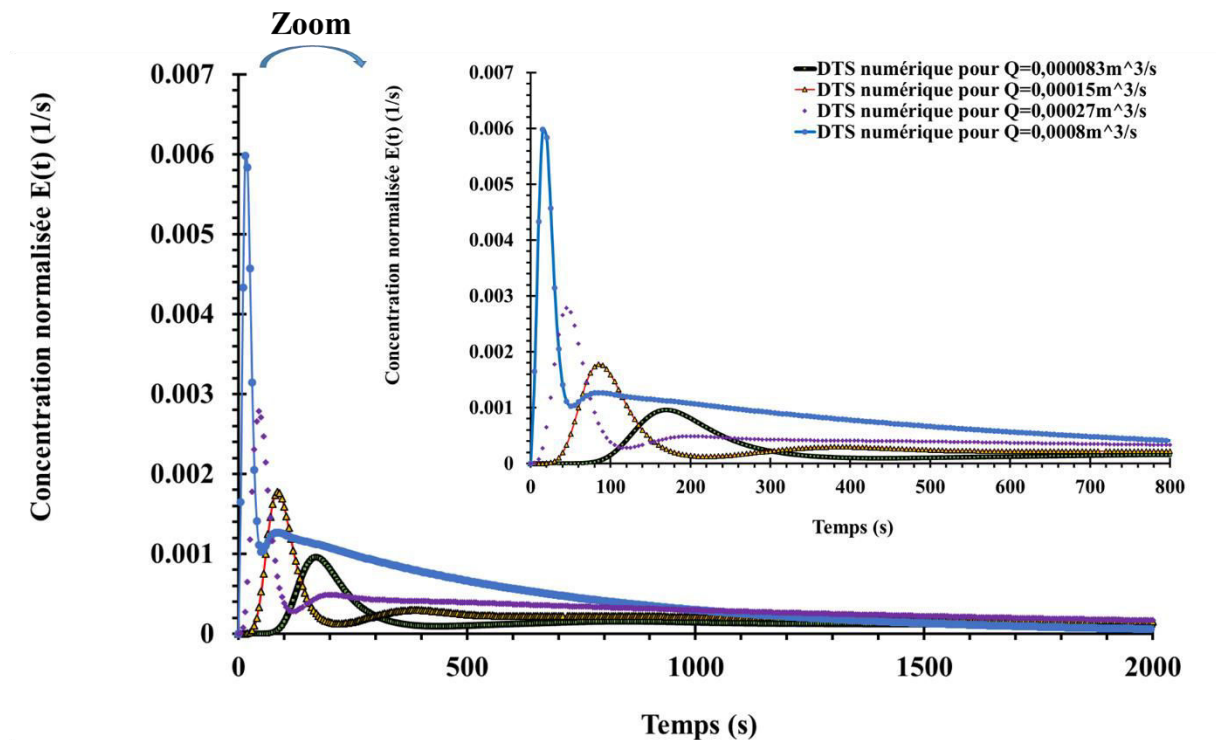


Figure 4-8: Influence de quatre types de débit sur les DTS numériques sur le pilote

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Tableau 4-4: Influence de différents débits sur les données hydrodynamiques de l'écoulement sur le pilote

	Débit sur le pilote (m ³ /s)			
	$Q_1 = 8,3 \times 10^{-5}$	$Q_2 = 1,5 \times 10^{-4}$	$Q_3 = 2,7 \times 10^{-4}$	$Q_4 = 8 \times 10^{-4}$
V_a (m ³)	0,4606	0,4606	0,46545	0,46545
$t_{s_{moy}}$ (s)	5 549	3 071	1 676	581,815
$\overline{U}_{int}$ (m/s)	0,0033	0,00638	0,01	0,039
C_{max}	$9,61 \times 10^{-4}$	$1,78 \times 10^{-3}$	$2,78 \times 10^{-3}$	$5,98 \times 10^{-3}$
$t_{C_{max}}$ (s)	170	85	45	15
E_{hy}	0,031	0,028	0,027	0,026

4.7 Influence de la présence de plantes aquatiques sur l'écoulement

Dans la littérature certains auteurs ont modélisé la présence de plantes aquatiques en considérant le milieu aquatique comme étant un milieu poreux (Golzar, 2015; Tsavdaris et al., 2015b). Dans notre étude, les lentilles d'eau ont été modélisées comme de petits obstacles à l'écoulement répartis sur la surface. La Figure 4-9 présente une schématisation des lentilles d'eau modélisées à la surface libre du pilote. 9 489 lentilles d'eau de taille 2 mm ont été simulées en créant des formes quadratiques de dimensions similaires à l'espèce *Lemna minor*. La superficie totale occupée par des lentilles d'eau représente au total 90% de la surface libre.

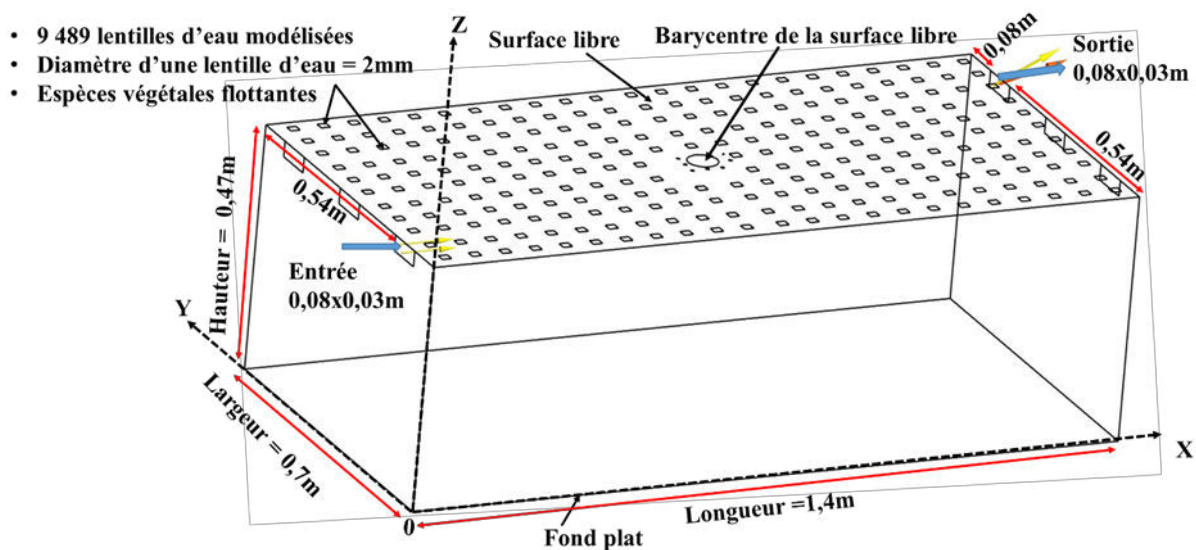


Figure 4-9: Modélisation des lentilles d'eau flottant à la surface libre du pilote

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Le débit de l'eau à l'entrée du pilote a été fixé à $1,46 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ avec un temps de séjour théorique (V/Q) de 3140 secondes. Nous avons émis deux hypothèses pour la simulation de la présence des lentilles d'eau à la surface libre du pilote :

- Hypothèse 1 : Les lentilles d'eau sont supposées statiques à la surface libre. La condition limite utilisée pour modéliser les lentilles est « paroi statique » (Wall dans le code Fluent) avec le critère « non glissement (no slip) »
- Hypothèse 2 : Les lentilles d'eau sont supposées se déplacer sous l'effet de l'écoulement d'eau avec une vitesse de déplacement moyenne équivalente à la vitesse moyenne sur tout le volume de l'eau. Cette vitesse est spécifiée non nulle uniquement dans la direction x et elle est inférieure à la vitesse moyenne sur toute la surface libre. La condition limite utilisée est « paroi en mouvement ».

Afin de visualiser l'impact de la présence des lentilles d'eau sur l'écoulement, il a été défini trois lignes horizontales et une ligne verticale. La Figure 4-10 présente la localisation de ces lignes à l'intérieur du pilote. Les lignes horizontales et verticales sont localisées comme suit :

- Une ligne horizontale située dans l'alignement de l'entrée à la surface libre
- Deux lignes horizontales situées à mi-profondeur respectivement dans l'alignement de l'entrée et la sortie.
- La ligne verticale est localisée à 0,9 m de la berge en amont (côté entrée) et à 0,2 m du barycentre de la surface libre comme le montre la Figure 4-10.

Le Tableau 4-5 présente les données hydrodynamiques de l'écoulement au sein du pilote. L'efficacité hydraulique est identique pour les deux hypothèses mais il y a un écart de 15% entre l'efficacité hydraulique déterminée en l'absence de lentilles d'eau et celle en présence des lentilles d'eau (Tableau 4-5).

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

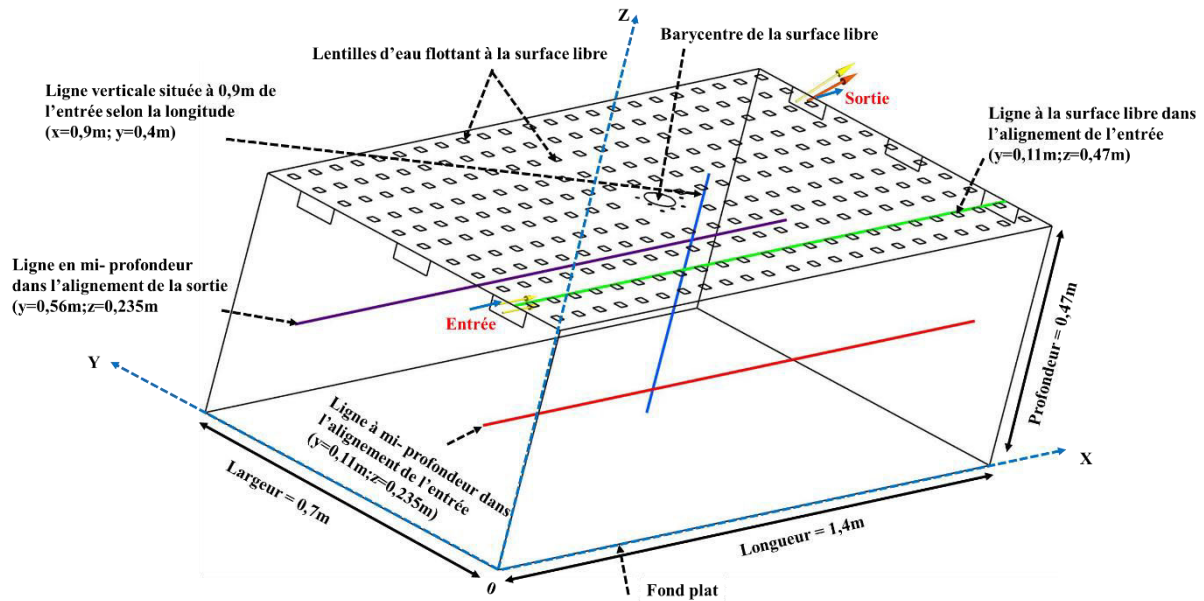


Figure 4-10: Détermination de lignes pour la visualisation des profils de vitesse sur le pilote

Tableau 4-5: Influence de la présence des lentilles d'eau sur les données hydrodynamiques de l'écoulement sur le pilote

	Absence de lentilles d'eau	Présence de lentilles d'eau	
		Végétaux statiques	Végétaux mobiles
Q_e (m ³ /s)	$1,46 \times 10^{-4}$		
V_a (m ³)	0,4606		
$t_{s_{moy}}$ (s)	3 140		
σ^2	$1,062 \times 10^7$	$1,17 \times 10^7$	$1,17 \times 10^7$
$\overline{U_{int}}$ (m/s)	0,0045	0,0043	0,0043
C_{max}	0,0024	0,003	0,0029
$t_{C_{max}}$ (s)	115	100	100
E_{hy}	0,037	0,032	0,032

Q_e (m³/s): Débit de l'eau à l'entrée , σ^2 : la variance

La Figure 4-11 présente les profils de vitesse simulés sur la ligne horizontale située dans l'alignement de l'entrée (voir Figure 4-10). La ligne horizontale ne traverse pas les lentilles

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

d'eau. On observe une déformation de l'allure de la courbe en présence de lentilles d'eau. La présence des lentilles d'eau supposées statiques exerce une résistance à l'écoulement. On constate que dans les hypothèses 1 et 2, il y a respectivement une décélération et une accélération des vitesses d'écoulement locales à la surface libre. De la berge en amont jusqu'à 0,6 m de l'entrée, les lentilles d'eau modélisées comme statiques (hypothèse 1) ont tendance à ralentir l'écoulement, mais lorsqu'on s'éloigne de la berge en amont, elles favorisent l'accélération des vitesses. De l'entrée jusqu'à 0,4 m de l'entrée, la vitesse d'écoulement est à 98 % identique entre l'écoulement simulé en absence de lentilles d'eau en présence des lentilles d'eau mobiles. Par contre, à partir de 0,4 m de l'entrée, les lentilles d'eau en mouvement ont tendance à accélérer les vitesses d'écoulement de l'eau à la surface libre. La vitesse d'écoulement change de manière discontinue lorsque l'écoulement rencontre les lentilles d'eau considérées comme des obstacles. Sur la ligne horizontale, il y a un écart de vitesses estimé à 17 % entre les vitesses d'écoulement simulées sans la prise en compte des effets des lentilles d'eau et celles simulées en considérant les lentilles d'eau statiques. L'écart entre les vitesses simulées en l'absence des lentilles d'eau et celle simulées en supposant des lentilles d'eau en mouvement est estimé à 28 %. Lorsqu'il y a un frottement de l'eau sur les parois des lentilles d'eau constituant un frein, l'écoulement de l'eau subit une déviation, puis il se détache tout en prenant une direction différente de celle qu'il avait avant le frottement : c'est ce qui explique la fluctuation des profils de vitesse en cas de présence des lentilles d'eau. Globalement, la présence des lentilles d'eau diminue la vitesse moyenne de l'écoulement de 4,5% à l'intérieur du pilote. Même si l'écart de vitesse moyenne d'écoulement est minime en cas d'absence ou présence de lentilles d'eau, on constate que la distribution locale des vitesses change à cause de la déviation de l'écoulement. On en déduit que la collision entre l'écoulement et des lentilles d'eau créent une accélération des vitesses d'écoulement à la surface libre susceptible de faciliter la migration d'une substance injectée à la surface libre vers la sortie. Néanmoins les vitesses d'écoulement en profondeur sont moins affectées.

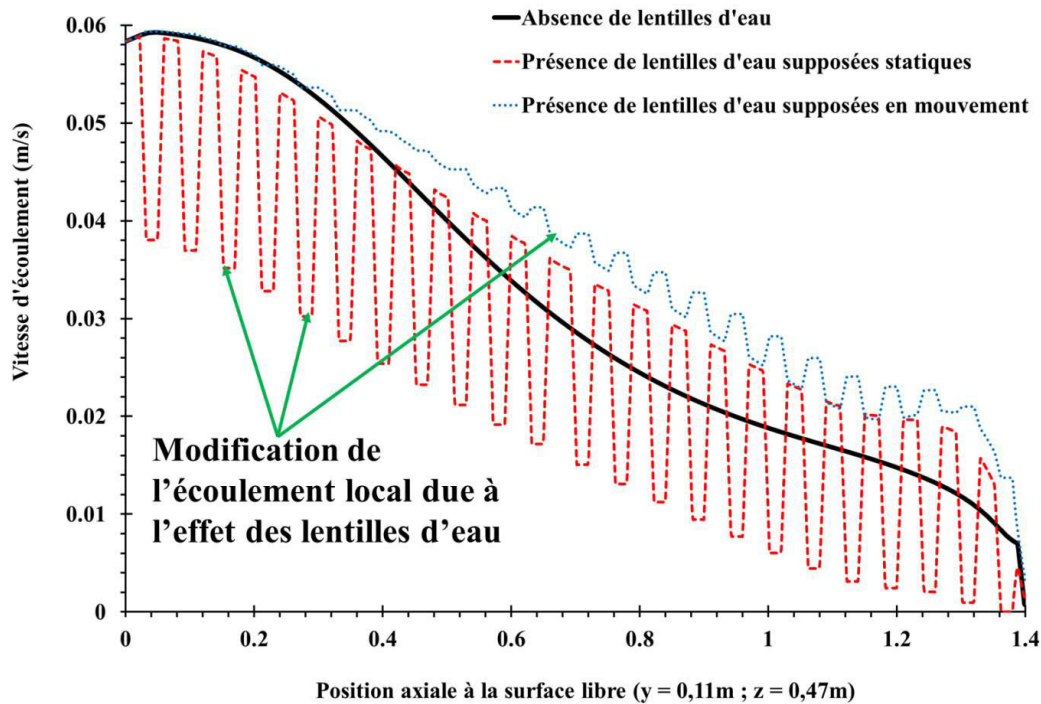


Figure 4-11: Influence de la présence des lentilles d'eau sur les profils de vitesse déterminés sur une ligne axiale située à la surface libre et dans l'alignement de l'entrée du pilote.

La Figure 4-12 présente les profils de vitesse déterminés sur la ligne verticale située à 0,9 m de la face située du côté de l'entrée du pilote (voir Figure 4-10). La présence des lentilles d'eau modélisées modifient les valeurs des vitesses de la surface libre jusqu'à 7 cm en dessous de la surface libre (soit une influence allant jusqu'à 15% de la profondeur du pilote) avec un écart de vitesse estimé à 20%. Sur l'ensemble de la ligne, l'écart de vitesse est estimé à 6%. Il y a moins d'influence lorsqu'on s'approche du fond du pilote.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

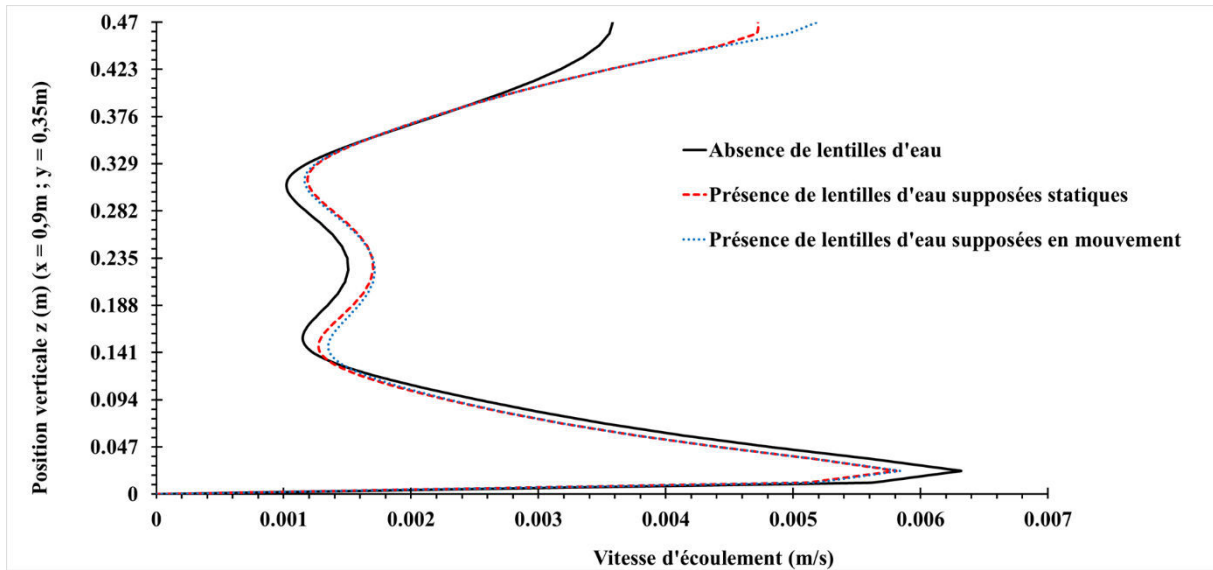


Figure 4-12: Influence de la présence des lentilles d'eau sur les profils de vitesse déterminés sur une ligne verticale située à 0,9 m de la face située du côté de l'entrée du pilote

La Figure 4-13 présente les profils de vitesse simulés sur la ligne horizontale située à mi-profondeur dans l'alignement de l'entrée (voir Figure 4-10). On observe que la présence des lentilles d'eau (qu'elles soient statiques ou mobiles) n'a pas d'influence considérable sur l'écoulement de la couche d'eau à mi-profondeur à proximité de l'alignement de l'entrée.

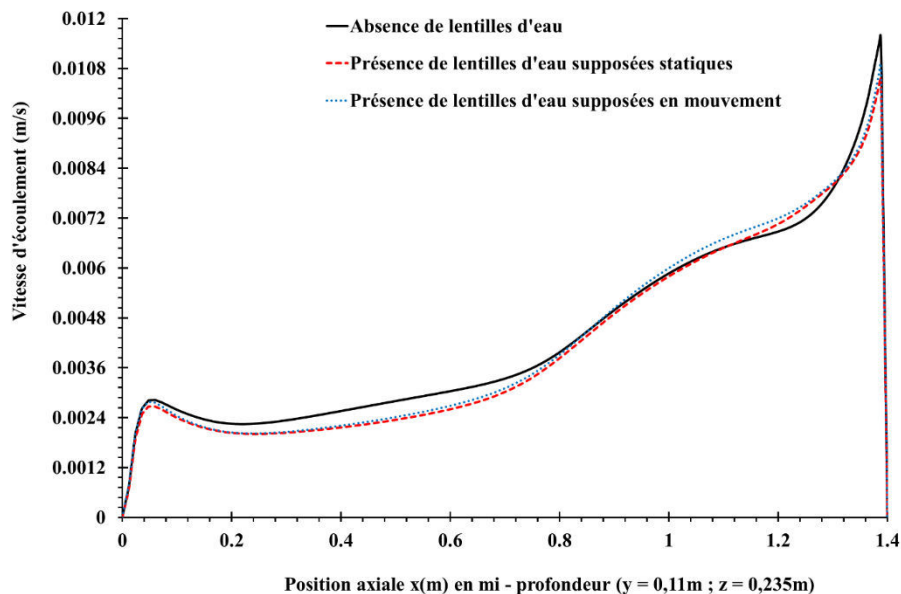


Figure 4-13: Influence de la présence des lentilles d'eau sur les profils de vitesse déterminés sur une ligne axiale située à mi-profondeur et dans l'alignement de l'entrée du pilote

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

La Figure 4-14 présente les profils de vitesse simulés sur la ligne horizontale située à mi-profondeur dans l'alignement de la sortie (voir Figure 4-10). On remarque que de 4 cm de la berge en amont jusqu'à 0,2 m de la berge en aval, la vitesse locale d'écoulement simulée avec la prise en compte des lentilles d'eau est inférieure à celle simulée en l'absence des lentilles d'eau avec un écart de vitesse estimé à environ 10 %.

L'analyse des différents profils de vitesse montre que la présence des lentilles d'eau influe sur la distribution des vitesses locales. A la surface libre, les lentilles d'eau ont tendance à accélérer l'écoulement. L'accélération de la vitesse d'écoulement observée à la surface libre est compensée par une diminution de la vitesse d'écoulement dans certaines zones lorsque l'écoulement se dirige vers le fond. En dehors des 15% de la couche d'épaisseur d'eau assez influencée (de la surface libre vers le fond), on retient que dans l'ensemble l'écoulement est moins perturbé aux environs des couches d'eau situées en profondeur.

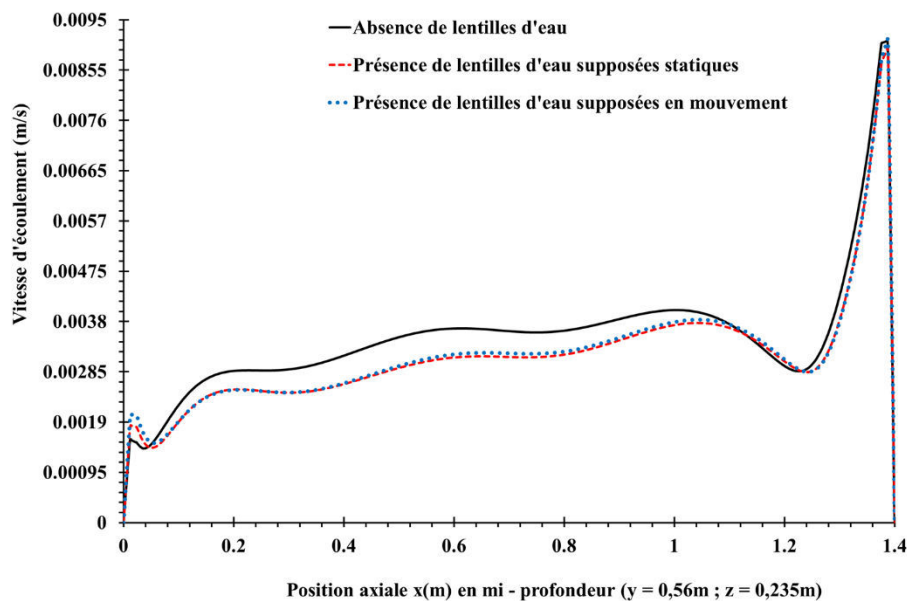


Figure 4-14: Influence de la présence des lentilles d'eau sur les profils de vitesse déterminés sur une ligne axiale située à mi-profondeur et dans l'alignement de la sortie du pilote

La Figure 4-15 présente la comparaison de contours de vecteurs vitesses à l'intérieur du pilote pour trois différents cas : (a) absence de lentilles d'eau, (b) présence de lentilles d'eau supposées statiques et (c) présence de lentilles d'eau supposées en mouvement sous l'effet de la vitesse moyenne de l'écoulement. La Figure 4-15(a) présente les contours de vecteurs vitesses simulés à l'aide du modèle RNG k- ϵ dans le cas de la non prise en compte de la présence des lentilles d'eau à la surface libre pilote. L'écoulement se dirige vers la sortie où il y a une partie du flux

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

qui sort du pilote et l'autre partie du flux revient à son point de départ en amont comme le montre l'orientation des vecteurs vitesses. A proximité de la berge aval du pilote, on observe que certains vecteurs vitesses de l'écoulement sont orientés vers le fond. Ceci est certainement dû aux effets de frottement de l'eau aux parois qui ont tendance à imposer un changement de direction à l'écoulement. La Figure 4-15(b) et la Figure 4-15(c) présentent respectivement les contours de vecteurs vitesses simulés par la prise en compte des lentilles d'eau supposées statique (b) et celles supposées en mouvement avec l'écoulement (c). On remarque que l'écoulement global décrit précédemment en cas d'absence des lentilles d'eau est similaire à celui observé dans les cas de prise en compte des lentilles d'eau (statiques ou mobiles) excepté les valeurs de vitesses qui sont différentes (Voir Figure 4-11).

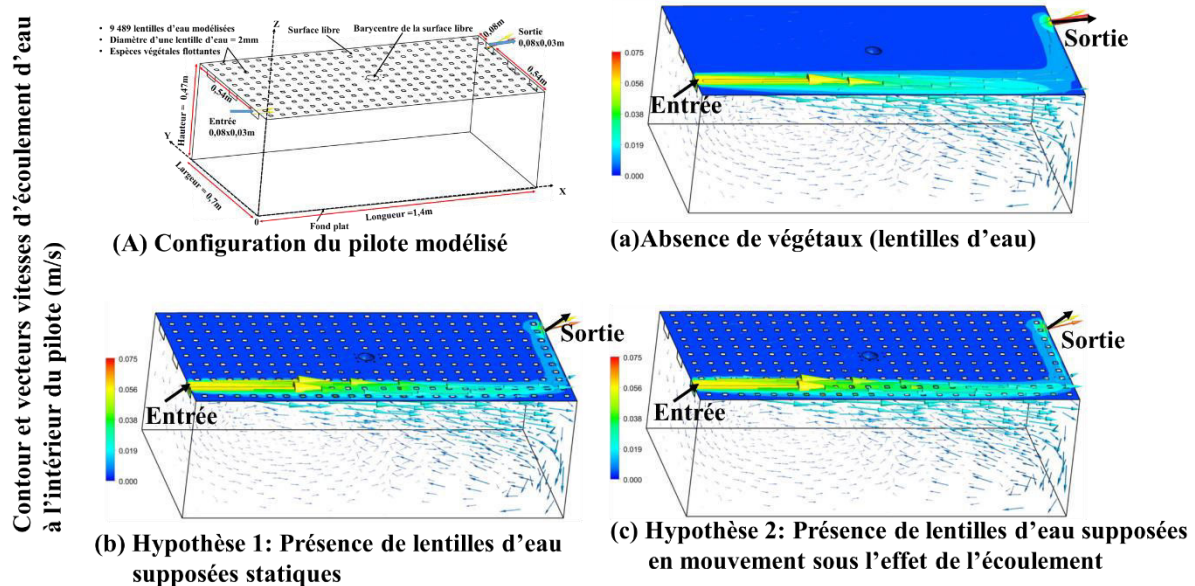


Figure 4-15: Comparaison des contours et vecteurs vitesses à l'intérieur du pilote sur trois différents cas : (a) absence de lentilles d'eau, (b) présence de lentilles d'eau supposées statiques et (c) présence de lentilles d'eau supposées en mouvement sous l'effet de la vitesse moyenne de l'écoulement.

La Figure 4-16 présente les courbes de Distribution des Temps de Séjour simulées pour les écoulements avec et sans lentilles d'eau. La présence des lentilles d'eau à la surface libre accélère de 15 % le temps de détection de la concentration maximale du traceur qui est aussi plus élevée de 25% en raison du plus faible volume accessible au fluide en surface. Le temps de séjour moyen n'est lui pas affecté à cause du faible rapport volume de lentilles/volume total

d'eau.

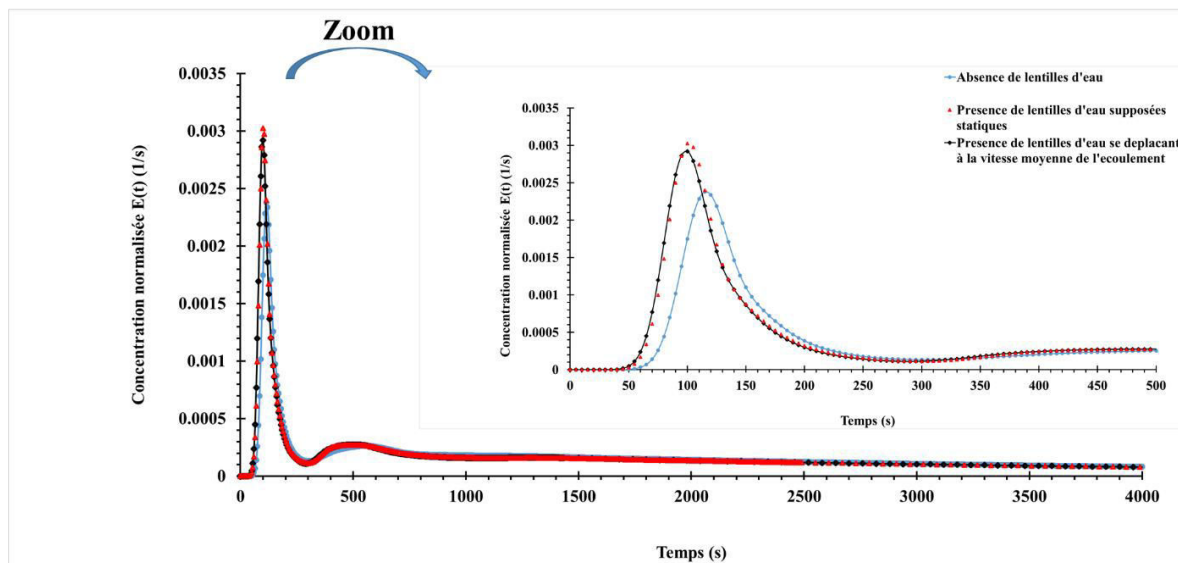


Figure 4-16: Influence des lentilles d'eau sur la Distribution des Temps de Séjour

4.8 Prise en compte des effets du vent sur l'écoulement

4.8.1 Configurations de plan d'eau testées

L'étude de l'influence des effets du vent a été faite sur deux types de configurations d'étang:

- Première configuration: La simulation a été faite sur le pilote afin de pouvoir comprendre les effets du vent sur une échelle réduite. Les dimensions et caractéristiques hydrodynamiques du pilote sont renseignées sur la Figure 4-1 et le Tableau 4-1.
- Deuxième configuration: La simulation a été réalisée dans un étang ayant une géométrie similaire à celle de l'étang du "Grand Bleu" avec une superficie de 42 hectares. Les dimensions et les caractéristiques hydrodynamiques sont renseignées aux paragraphes 1.1.1.6 et 2.1.2.

4.8.2 Direction du vent

Le vent est un déplacement horizontal d'une masse d'air. L'orientation du vent est déterminée par les inégalités de pression atmosphérique et de température de l'air (Fisher et Bobrow, 2012; Makarieva et al., 2013; Ahrens et Henson, 2015). Le soleil est à l'origine du réchauffement de l'air qui induit les différences des pressions donnant naissance au vent. Le vent est caractérisé par sa direction et sa vitesse. Il se dirige des zones de hautes pressions vers des zones de basses pressions.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Nous avons étudiés quatre situations :

- Cas a: Les effets du vent ont été négligés
- Cas b: Le vent souffle de l'entrée vers la sortie. Cette direction a été appelée direction Ouest en référence aux orientations que nous avons fixées sur la Figure 4-17, Figure 4-20, Figure 4-21, Figure 4-31, et Figure 4-32. Un vent d'Ouest veut dire que le vent vient de l'Ouest (Ahrens et Henson, 2015). Un vent de direction Ouest-Est veut dire que le vent vient de l'Ouest et se dirige vers l'Est.
- Cas c: le vent se dirige de la sortie vers l'entrée (sens opposé du cas b). Ce vent a été appelé vent d'Est.
- Cas d: Ce vent provient de la face latérale située à droite de l'entrée et se dirige vers la face latérale située à la gauche de l'entrée. Ce vent a été appelé vent du Sud.
- Cas e: Ce vent provient de la face latérale située à gauche de l'entrée et se dirige vers la face latérale situé à droite de l'entrée (sens opposé du cas d). Ce vent a été nommé vent du Nord.

4.8.3 Débits d'eau imposés à l'entrée

Les conditions de débits et de vitesses sont les mêmes que celles testées précédemment.

4.8.4 Résultats de l'influence du vent sur l'écoulement hydrodynamique du pilote

4.8.4.1 Influence du vent sur des couches entre la surface libre et le fond

La Figure 4-17 présente le repère de l'orientation du vent ainsi que les quatre couches horizontales définies entre la surface libre et le fond du pilote afin de pouvoir analyser les effets du vent en fonction de la profondeur. Les couches A, B, C et D sont situées respectivement à la surface libre, 0,3525 m du fond, à 2,235 m du fond (mi-profondeur) et à 0,1175 m du fond.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

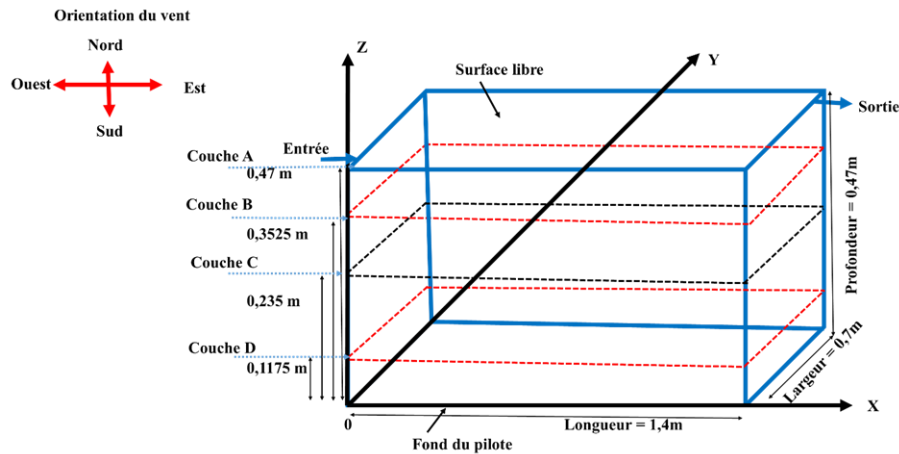


Figure 4-17: Quatre couches horizontales définies entre la surface libre et le fond du pilote

La Figure 4-18 présente la vitesse de l'écoulement (m/s) moyennée sur des surfaces horizontales de profondeur Z (Figure 4-17) pour le cas du débit de l'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$. A l'intérieur du pilote, un vent orienté de l'entrée vers la sortie (vent d'Ouest) augmente la vitesse moyenne de l'écoulement initial (écoulement en l'absence du vent) de 50%. Un vent en provenance d'Est (vent orienté de la sortie vers l'entrée) donne la même valeur de vitesse moyenne que celle du cas où l'on néglige les effets du vent. Un vent orienté du Sud vers le Nord augmente la vitesse moyenne initiale de 10% et un vent orienté du Nord vers le Sud augmente la vitesse moyenne initiale de 20%. Comparé à l'écoulement non soumis au vent, on observe une importante augmentation de la vitesse d'écoulement à la surface libre sous l'effet du vent simulé. Les vents orientés de l'Ouest vers l'Est, de l'Est vers l'Ouest, du Sud vers le Nord et du Nord vers le Sud du pilote (voir Figure 4-17) augmentent la vitesse moyenne de l'écoulement initial à la surface libre (Couche A) respectivement de 83,5%, 80%, 82% et de 83%.

Lorsqu'on descend vers les couches inférieures à la surface libre (Couche A), on observe une atténuation des effets du vent. Sous l'action du vent, les valeurs des vitesses moyennes simulées sur les couches B, C et D sont du même ordre de grandeur que celles simulées initialement sans la prise en compte des effets du vent. Dans le cas où l'écoulement initial est non nul à l'intérieur, le vent augmente les valeurs moyennes des vitesses d'écoulement entre la couche de la surface libre et la couche située à 0,1175 m de la surface libre (soit un quart de la profondeur du pilote). L'augmentation des vitesses moyennes observées à la surface libre est due à la vitesse de frottement du vent estimée sur la surface libre du pilote ($U_f^* = 0,21 \text{ m/s}$). Les couches inférieures B, C et D (où la vitesse initiale est non nulle) ont tendance à freiner la propagation du vent. Ceci

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

pourrait être interprété comme une tentative de résistance des couches inférieures en faveur du rétablissement de l'équilibre hydrodynamique au sein du pilote.

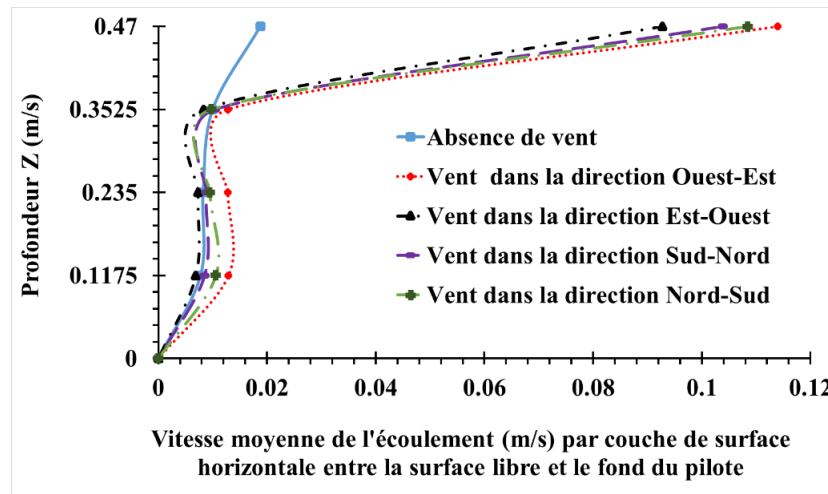


Figure 4-18: Vitesse de l'écoulement (m/s) moyennée sur des surfaces horizontales de profondeur Z du pilote (cas du débit d'entrée d'eau = $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$).

La Figure 4-19 présente la vitesse de l'écoulement (m/s) moyennée sur des surfaces horizontales de profondeur Z (voir Figure 4-17) pour le cas du débit de l'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$. Avant l'action du vent sur le pilote, l'écoulement était presque stagnant pour ce cas. Sous l'action du vent (vent orienté de l'entrée vers la sortie et réciproquement), la vitesse moyenne de l'écoulement simulée à l'intérieur du pilote est 506 fois supérieure à la vitesse moyenne de l'écoulement initial. Ceci explique que le vent est un des principaux moteurs favorisant l'écoulement de la masse d'eau dans les milieux stagnants. A la surface libre, 100% de l'écoulement est induit sous l'effet des frottements du vent. Sous l'action du vent, on remarque à 98% les mêmes valeurs de vitesse moyenne simulée à la surface libre pour les cas des débits d'entrée d'eau de $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ et $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$. Ceci confirme que les valeurs des vitesses d'écoulement à la surface libre sont dues à la vitesse de frottement du vent (Agoumi, 1982). La vitesse moyenne à la surface de l'eau est égale à la moitié de la vitesse de frottement du vent. Lorsque les vitesses d'écoulement sont initialement très faibles, les couches d'eau situées en dessous de la surface libre résistent moins aux effets du vent, et donc le gain de vitesse d'écoulement induit par le vent va s'amplifier jusqu'au fond du pilote. Par exemple la couche D (couche située à 0,1175 m du fond), la vitesse d'écoulement générée par l'action du vent d'Ouest et d'Est est 849 fois supérieure à celle de l'écoulement non soumis au vent.

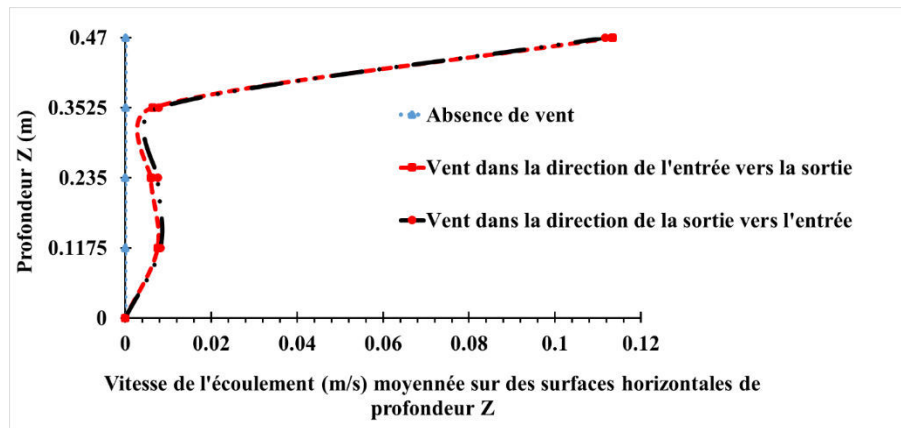
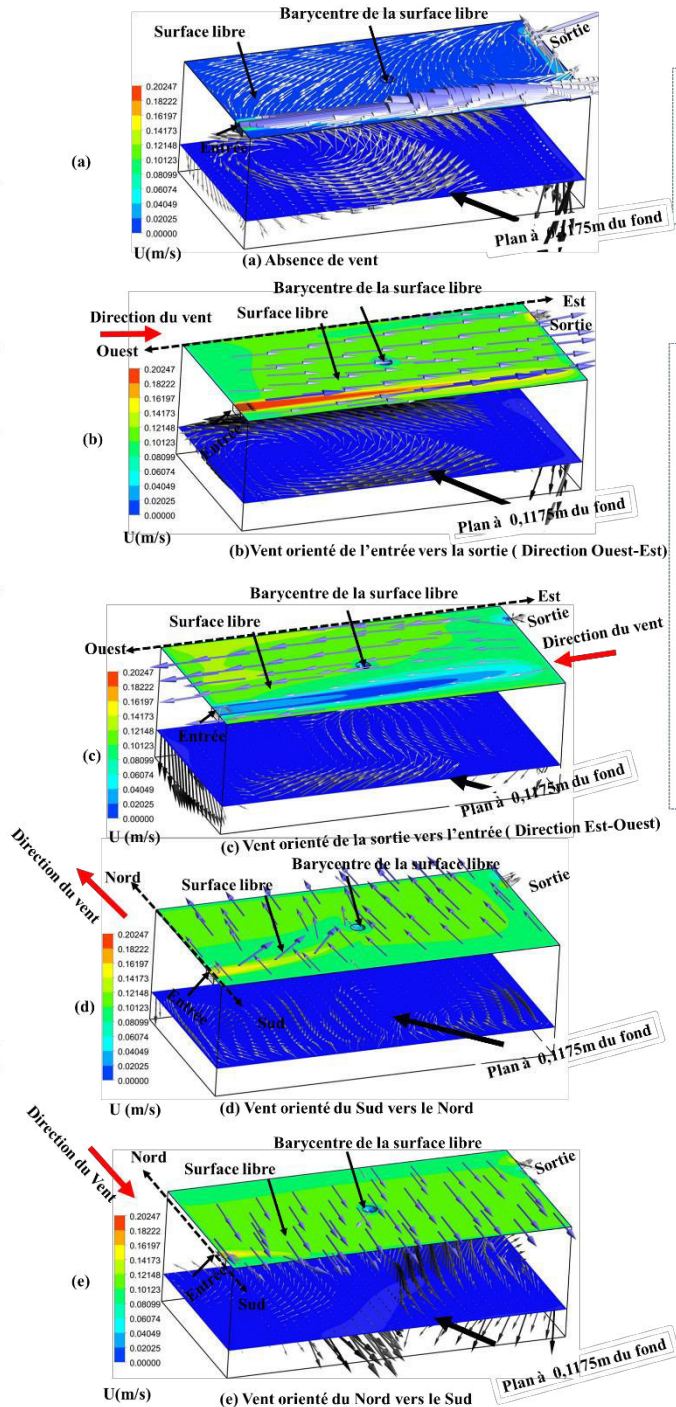


Figure 4-19: Vitesse de l'écoulement (m/s) moyennée sur des surfaces horizontales de profondeur Z du pilote (cas de débit du débit d'entrée = $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$)

La Figure 4-20 présente les résultats de contours et vecteurs vitesses visualisés à la surface libre et sur un plan horizontal situé à 0,1175 m du fond pilote pour les cinq cas d'étude de l'écoulement sous l'effet du vent. Ces résultats sont issus de la simulation de l'écoulement avec un débit d'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$. Les cinq cas ont été décrits au paragraphe 4.8.2 : cas a, pilote non soumis aux effets vent ; cas b, pilote soumis à un vent orienté de l'entrée vers la sortie du pilote ; cas c, vent orienté de la sortie vers l'entrée ; cas d, vent orienté du Sud vers le Nord et le cas e, vent orienté du Nord vers le Sud. Cette figure constitue une fiche récapitulative pour la synthèse des phénomènes qui seront décrits dans les paragraphes suivants. En l'absence de vent (Figure 4-20 (cas a)), nous observons des boucles de recirculation entre la surface libre et le plan situé à 0,1175 m du fond du pilote. Sous l'action du vent, la boucle de recirculation visualisée à la surface libre dans le cas initial (absence du vent) est détruite comme le montre la Figure 4-20 (b), Figure 4-20 (c), Figure 4-20 (d) et la Figure 4-20 (e). La Figure 4-20 (b) montre qu'à la surface libre, le vent orienté de la sortie vers l'entrée va orienter tous les vecteurs vitesses de l'écoulement d'eau dans sa direction. A la surface libre, le déplacement de la masse d'eau dans la direction du vent est aussi observé dans la Figure 4-20 (c) où l'écoulement est orienté de la sortie vers l'entrée, la Figure 4-20 (d) où l'écoulement est orienté vers la face longitudinale situé à gauche de l'entrée et la Figure 4-20 (e) où l'écoulement est orienté vers la face longitudinale située à droite de l'entrée quand on regarde vers l'aval. Malgré la présence du vent, on observe des phénomènes de recirculation à l'approche du fond du pilote (plan situé à 0,1175 m du fond). Il y a un mélange de flux horizontaux et verticaux à l'approche du fond avec une partie du flux qui se dirige verticalement vers le fond et une autre partie qui a tendance à remonter.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Contours et vecteurs vitesses (U) de l'écoulement sur les couches A (surface libre) et D (plan situé à 0,1175m du fond)



Conditions initiales

- Débit de l'eau à l'entrée du pilote = $0,00027 \text{ m}^3/\text{s}$
- Vitesse du vent à 10 m au dessus de la surface libre = $5,55 \text{ m/s}$
- Contrainte de cisaillement à la surface libre = $0,037 \text{ Pa}$
- Modèle utilisé : RNG k- ϵ

Analyses qualitatives

- Boucle de recirculation en surface libre uniquement pour le cas a
- Boucle de recirculation sur le plan situé à 0,1175m du fond (cas a, b, c, d et e)
- Destruction de la recirculation à la surface libre quelque soit la direction du vent (b , c, d et e)
- Le vent déplace la masse d'eau dans sa direction (b, c, d et e)
- La vitesse moyenne à la surface libre soumise au vent (b, c, d et e) est au moins 6 fois supérieure à celle de la surface libre non soumise au vent (a)
- Mélanges d'écoulements verticaux et horizontaux(cas a, b, c, d et e)

Analyses quantitatives

- $\overline{U_b}(\text{surface}) \cong 6 \times \overline{U_a}(\text{surface})$
- $\overline{U_b}(\text{surface}) \cong 9 \times \overline{U_b}(\text{Couche D})$
- $\overline{U_b}(\text{surface}) \cong \overline{U_c}(\text{surface}) \cong \overline{U_d}(\text{surface}) \cong \overline{U_e}(\text{surface})$
- $\overline{U_b}(\text{couche D}) \cong \frac{3}{2} \times \overline{U_a}(\text{couche D})$
- $\overline{U_c}(\text{couche D}) \cong \overline{U_d}(\text{couche D}) \cong \overline{U_e}(\text{couche D})$

Figure 4-20: Fiche récapitulative des résultats obtenus sur la simulation de l'influence du vent à la surface libre et sur la couche D située à 0,1175m du fond où le débit d'entrée de l'eau est $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a: pilote non soumis aux effets vent; cas b: pilote soumis à un vent orienté de l'entrée vers la sortie du pilote, cas c: vent orienté de la sortie vers l'entrée (Vent d'Est) , cas d: vent orienté du Sud vers le Nord et le cas e: vent orienté du Nord vers le Sud

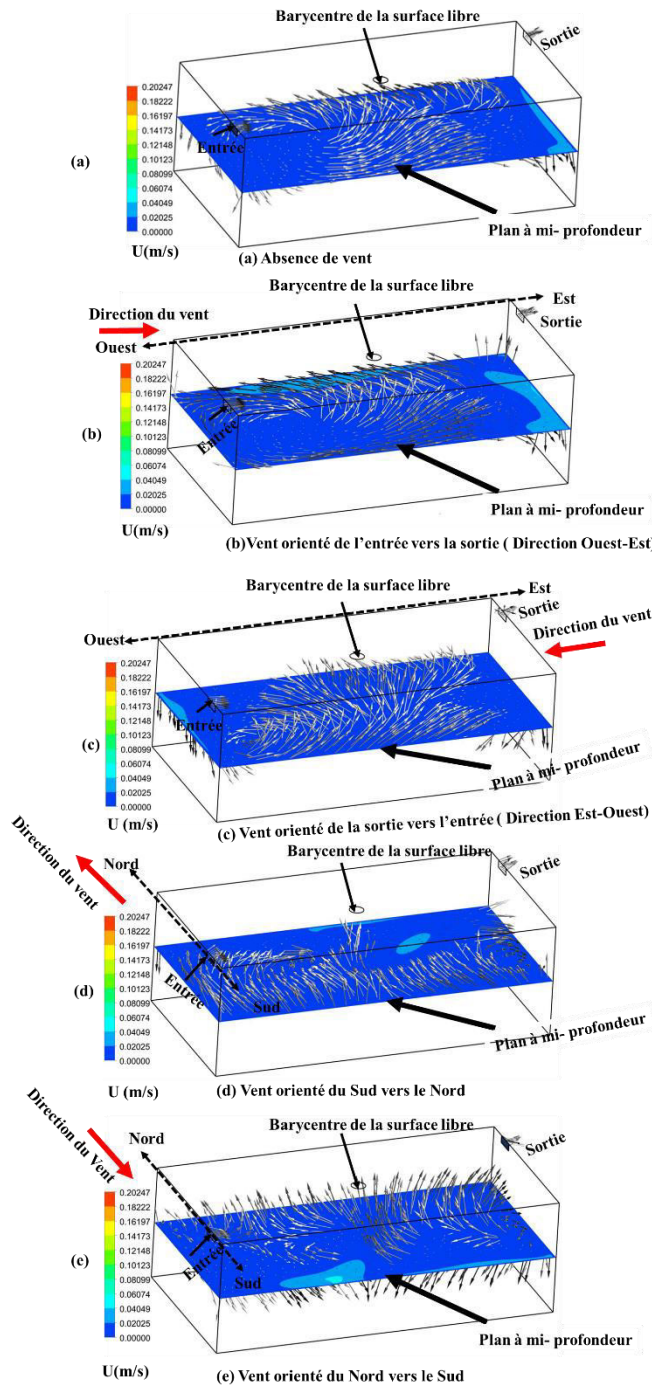
Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

La Figure 4-21 présente les résultats de contours et vecteurs vitesses visualisés sur un plan horizontal localisé à mi-profondeur du pilote pour cinq cas d'étude de l'écoulement sous l'effet du vent. Les vecteurs vitesses de la boucle de recirculation à mi-profondeur sont orientés dans le sens contraire des aiguilles d'une montre. Par contre lorsque le vent provient de l'une des faces suivant la longueur du pilote (Figure 4-21 (d), Figure 4-21(e)) l'orientation des vecteurs vitesses de l'écoulement est un peu plus désordonné par rapport aux cas où le vent provient des faces transversales (Figure 4-21 (b), Figure 4-21 (c)). Pour un vent provenant de la face longitudinale situé à gauche de l'entrée (vent du Sud), la Figure 4-21(d) montre que les vecteurs vitesses de la boucle de recirculation sont orientés de façon prépondérante dans le sens des aiguilles d'une montre. Pour un vent en provenance du Nord (sens contraire du vent du Sud), la Figure 4-21(e) montre que de l'entrée jusqu'au barycentre de la surface libre, une partie des vecteurs vitesses de la boucle de recirculation à mi-profondeur est dirigée dans le sens contraire des aiguilles d'une montre; l'autre partie (du barycentre jusqu'à la sortie) est orientée dans le sens des aiguilles d'une montre. Le vent pousse l'eau dans sa direction. Il perturbe donc de façon prépondérante l'écoulement dans le cas où les deux parois longitudinales du pilote sont proches. La distance séparant les deux faces amont et aval (coté entrée et sortie) sont deux fois supérieures à la distance séparant les deux faces longitudinales. La prépondérance de la perturbation de l'écoulement entre les deux faces longitudinales est due aux effets de jets d'eau et des petites échelles de tourbillons générées à proximité d'un obstacle (paroi) sous l'effet du vent ou à l'approche de l'entrée et la sortie du pilote. Les petites échelles de tourbillon observées dans la boucle de recirculation à mi-profondeur ont tendance à se dissiper sur le reste de la zone d'écoulement située loin des parois du pilote.

Même si les vitesses moyennes à la surface libre sont à 98% égales quelle que soit la provenance du vent, on peut noter que la distribution des vitesses locales n'est pas spatialement répartie de manière homogène. Les analyses des contours de vitesses visualisés sur les Figure 4-20 et Figure 4-21 montrent qu'il y a une élévation des vitesses locales à proximité des parois situées dans le sens opposé de la direction du vent (cas a, b, c, d et e). En dehors des zones proches parois, les vitesses locales situées sur une même couche sont du même ordre de grandeur sous l'effet du vent. De la couche supérieure (surface libre) à la couche inférieure (fond), il y a une atténuation des valeurs des vitesses locales.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Contours et vecteurs vitesses (U) de l'écoulement sur un plan horizontal à mi-profondeur du pilote



Conditions initiales

- Débit de l'eau à l'entrée du pilote = $0,00027 \text{ m}^3/\text{s}$
- Vitesse du vent à 10 m au dessus de la surface libre = $5,55 \text{ m/s}$
- Contrainte de cisaillement à la surface libre = $0,037 \text{ Pa}$
- Modèle utilisé : RNG k- ϵ

Analyses qualitatives

- Boucle de recirculation en mi-profondeur (a, b, c, d et e)
- Mélange d'écoulements verticaux et horizontaux à mi-profondeur (a, b, c, d et e)
- L'orientation des vecteurs vitesses de l'écoulement est globalement similaire à ceux observés à la surface libre non soumise au vent (a, b et c)
- Le vent modifie l'orientation des vecteurs vitesses de l'écoulement à mi-profondeur (d et e)
- Le vent affecte peu les valeurs moyennes des vitesses à mi-profondeur (a, b, c, d et e)

Analyses quantitatives

- $\overline{U}_a(\text{surface}) \cong \frac{5}{2} \times \overline{U}_a(\text{mi-profondeur})$
- $\overline{U}_b(\text{surface}) \cong 9 \times \overline{U}_b(\text{mi-profondeur})$
- $\overline{U}_b(\text{mi-profondeur}) \cong \frac{3}{2} \times \overline{U}_a(\text{mi-profondeur})$
- $\overline{U}_c(\text{surface}) \cong 13 \times \overline{U}_c(\text{mi-profondeur})$
- $\overline{U}_c(\text{mi-profondeur}) \cong \overline{U}_a(\text{mi-profondeur})$
- $\overline{U}_d(\text{surface}) \cong 12 \times \overline{U}_d(\text{mi-profondeur})$
- $\overline{U}_d(\text{mi-profondeur}) \cong \overline{U}_a(\text{mi-profondeur})$
- $\overline{U}_e(\text{surface}) \cong 12 \times \overline{U}_e(\text{mi-profondeur})$
- $\overline{U}_e(\text{mi-profondeur}) \cong \overline{U}_a(\text{mi-profondeur})$

Figure 4-21: Fiche récapitulative des résultats obtenus sur la simulation de l'influence du vent sur un plan localisé à mi-profondeur du pilote où le débit d'entrée de l'eau est $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a: pilote non soumis aux effets vent; cas b: pilote soumis à un vent orienté de l'entrée vers la sortie du pilote; cas c: vent orienté de la sortie vers l'entrée (Vent d'Est), cas d: vent orienté du Sud vers le Nord; cas e: vent orienté du Nord vers le Sud.

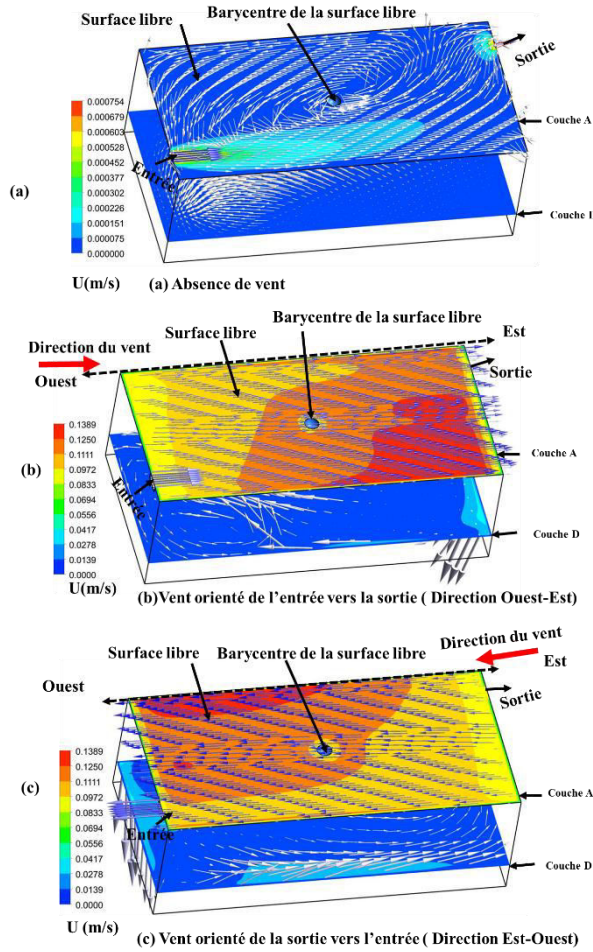
Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

La Figure 4-22 présente les résultats de contours et vecteurs vitesses visualisés à la surface libre et sur un plan horizontal situé à 0,1175 m du fond pilote pour trois cas d'étude de l'écoulement sous l'effet du vent. Ces résultats sont issus de la simulation de l'écoulement avec un débit d'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$. Le débit d'entrée de cette simulation est 1000 fois inférieur au débit utilisé dans le cas de la Figure 4-20 et Figure 4-21. En l'absence du vent, la vitesse moyenne de l'écoulement est estimée à $1,8 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ à l'intérieur du pilote. Trois cas de simulation ont été choisis pour quantifier l'apport de vitesse supplémentaire à l'écoulement sous l'action du vent: les Figure 4-22 (a), (b) et (c) présentent respectivement les résultats de la non prise en compte des effets du vent (a), prise en compte des effets du vent avec un vent orienté de l'entrée vers la sortie (b) et prise compte des effets d'un vent orienté dans le sens opposé du cas b (c). A la surface libre, on note toujours la destruction de la recirculation par le vent (Figure 4-22 (b); (c)). La description des effets du vent à la surface libre est similaire à celle déjà commentée dans les Figure 4-20(a), (b). Sur le plan situé à 0,1175 m du fond, on constate que l'orientation des vecteurs vitesses est également similaire entre les cas (a), (b) et (c). En l'absence du vent, la vitesse d'écoulement au sein du pilote est à 99% négligeable par rapport à la présence du vent. Néanmoins, sous l'action du vent, on estime que 99 % de la vitesse d'écoulement provient de l'action du vent.

La Figure 4-23 présente les résultats de contours et vecteurs vitesses visualisés sur un plan horizontal localisé à mi-profondeur pour le cas où le débit d'entrée de l'eau est $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$. On observe des boucles de recirculation, des mélanges de flux verticaux et horizontaux. Dans les trois cas d'étude, on remarque que les vecteurs vitesses de la boucle de recirculation à mi-profondeur sont orientés dans le sens contraire des aiguilles d'une montre. Ces phénomènes observés sont similaires à ceux déjà décrits dans le cas où le débit d'écoulement est $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ (Figure 4-21 (a) et (b)).

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Contours et vecteurs vitesses (U) de l'écoulement sur les couches A (surface libre) et D (plan situé à 0,1175m du fond)



Conditions initiales

- Débit de l'eau à l'entrée du pilote = $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$
- Vitesse du vent à 10 m au dessus de la surface libre = 5,55 m/s
- Contrainte de cisaillement à la surface libre = 0,037 Pa
- Modèle utilisé : RNG k- ϵ

Analyses qualitatives

- Boucle de recirculation en surface libre uniquement pour le cas a
- Boucle de recirculation sur le plan situé à 0,1175m du fond avec prédominance des effets de contre-courants comparés à l'orientation des flux prédominants à la surface libre (a, b c)
- Destruction de la recirculation à la surface libre quelque soit la direction du vent (cas b et c)
- Le vent déplace la masse d'eau dans sa direction (cas b et c)
- Mixages d'écoulements verticaux et horizontaux (cas a, b, c)

Analyses quantitatives

- $\overline{U}_{int}(cas b) \cong \overline{U}_{int}(cas c) \cong 544 \times \overline{U}_{int}(cas a)$
- $\overline{U}_b(surface) \cong \overline{U}_c(surface) \cong 2150 \times \overline{U}_a(surface)$
- $\overline{U}_b(couche D) \cong \overline{U}_c(couche D) \cong 916 \times \overline{U}_a(couche D)$
- $\overline{U}_a(surface) \cong 6 \times \overline{U}_a(couche D)$
- $\overline{U}_b(surface) \cong 15 \times \overline{U}_b(couche D)$
- $\overline{U}_c(surface) \cong 13 \times \overline{U}_c(couche D)$

Figure 4-22: Fiche récapitulative des résultats obtenus sur la simulation de l'influence du vent à la surface libre (couche A) et sur la couche D située à 0,1175 m du fond dans le cas où le débit d'entrée de l'eau est $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a: pilote non soumis aux effets vent; cas b: pilote soumis à un vent orienté de l'entrée vers la sortie du pilote; cas c: vent orienté de la sortie vers l'entrée (Vent d'Est).

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

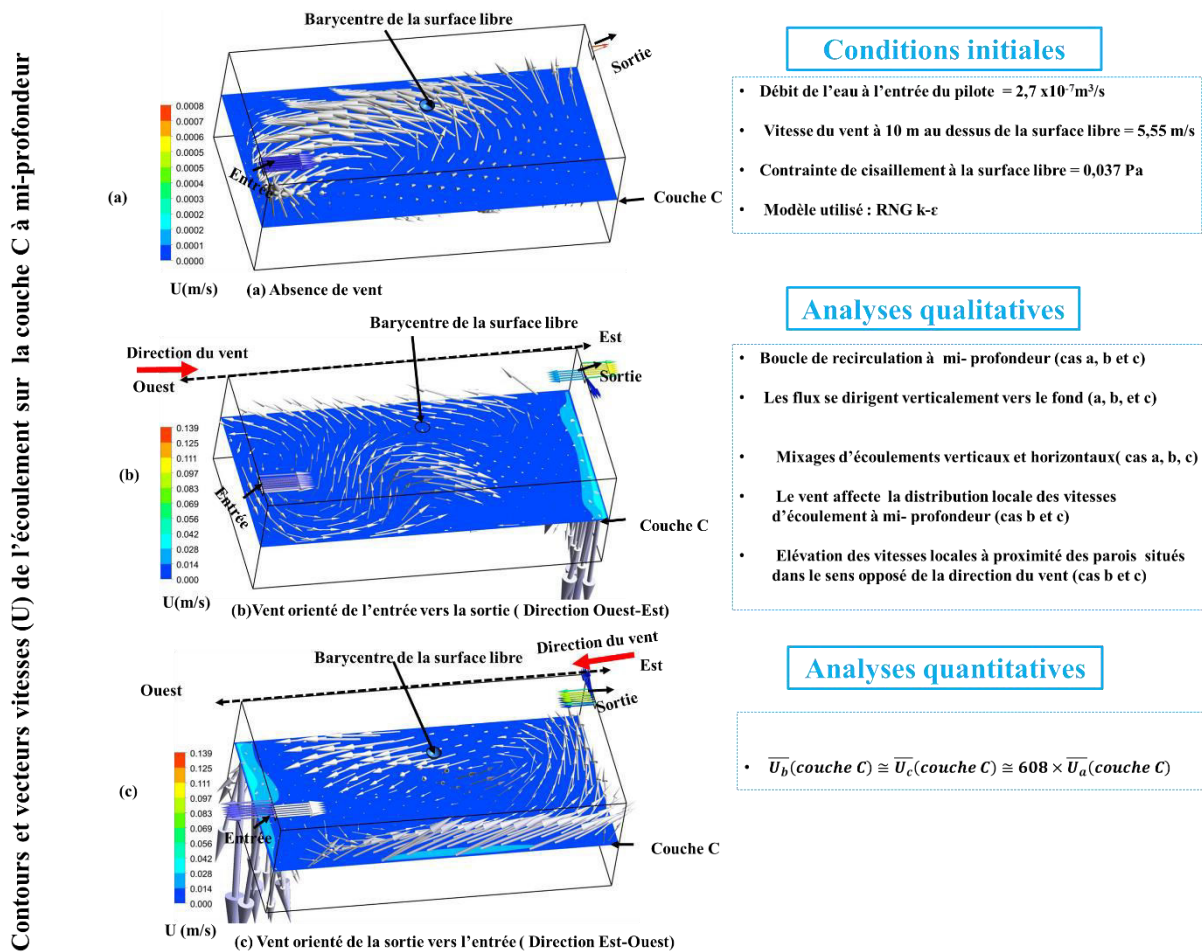


Figure 4-23: Fiche récapitulative des résultats obtenus sur la simulation de l'influence du vent sur un plan localisé à mi-profondeur du pilote où le débit d'entrée de l'eau est $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a: pilote non soumis aux effets vent; cas b: pilote soumis à un vent orienté de l'entrée vers la sortie du pilote; cas c: vent orienté de la sortie vers l'entrée (Vent d'Est).

4.9 Simulation des écoulements de l'étang de Grand Bleu

Dans cette étude, nous étudierons tout d'abord l'écoulement en l'absence de forçage extérieur. Puis les forçages extérieurs seront pris en compte afin de pouvoir évaluer leur impact sur l'écoulement. La simulation de l'écoulement hydrodynamique d'un étang ayant la forme géométrique et les caractéristiques hydrauliques similaires à l'étang du Grand Bleu a été réalisée afin d'avoir une idée sur son comportement hydrodynamique. Le débit moyen à l'entrée du plan d'eau est de $0,01 \text{ m}^3/\text{s}$. L'étang modélisé a une superficie de 42 hectares avec une profondeur variant entre 3 et 4 m donc une profondeur moyenne est estimée à 3,75 m.

La Figure 4-20 présente la schématisation de la configuration de l'étang Grand Bleu avec les trois types de scénarios étudiés. Sur cette configuration, la sortie a été maintenue fixe et nous

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

avons fait varier le positionnement des entrées et le type d'alimentation d'eau dans le but d'évaluer leur influence sur la dispersion. Les trois types de scénarios étudiés sont :

- Scénario 1 : L'étang est supposé être alimenté uniquement par une nappe phréatique avec un apport naturel en provenance de la nappe phréatique évalué à $0,01 \text{ m}^3/\text{s}$.
- Scénario 2 : Deux entrées et une sortie : L'étang est supposé être alimenté uniquement par les eaux de surface dont le débit dans chaque entrée est estimé à $0,05 \text{ m}^3/\text{s}$ soit un débit total de $0,01 \text{ m}^3/\text{s}$ (équivalent au débit d'alimentation du scénario 1).
- Scénario 3 : Une entrée et une sortie : L'étang est supposé être alimenté uniquement par les eaux de surface dont le débit à l'entrée 1 est estimé à $0,01 \text{ m}^3/\text{s}$ avec une vitesse d'entrée de $0,01 \text{ m/s}$. Le temps de séjour moyen est de 4,93 années avec une vitesse moyenne d'écoulement estimée à $6,3 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ à l'intérieur de l'étang.

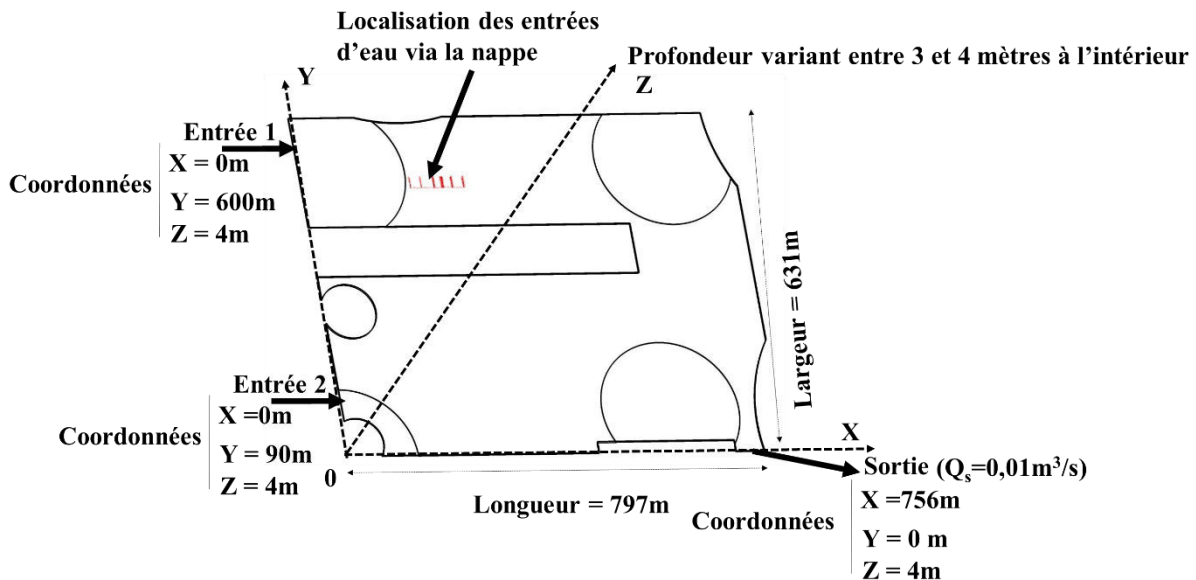


Figure 4-24: Schématisation de la configuration de l'étang Grand Bleu avec les trois types de scénarios étudiés

4.9.1 Modélisation de l'alimentation de l'étang par la nappe phréatique

La Figure 4-25 présente la schématisation de la localisation de la zone poreuse de la nappe phréatique par rapport aux coordonnées géométrique de l'étang (voir Figure 4-24). La zone perméable et fissurée de la nappe s'étend sur une superficie de 2000 m^2 soit $0,5 \%$ de la surface totale de l'étang. La nappe modélisée est supposée être une nappe alluviale dont la couche est suffisamment poreuse, fissurée et perméable de sables, de graviers ou d'alluvions (Lefebvre et al., 1993; Massuel, 2001). Il a été supposé que les eaux pénètrent facilement de la nappe

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

aquifère vers l'étang à travers des fissurations et des pores inter-granulaires des alluvions perméables et grossières. La modélisation des fissures ou des pores inter-granulaires a consisté à fissurer le fond de l'étang par la création de 7000 corps géométriques via Ansys Workbench. Un corps géométrique est une figure géométrique en trois dimensions délimitée par des faces planes (polyèdre), ou une surface courbe (sphère) modélisant les fissures ou pores. La taille de chaque fissure ou pore est estimée à 0,01m. L'échange de débit depuis la nappe alluviale (nappe libre) vers l'étang se fait par une alimentation gravitaire ou une remontée de la nappe phréatique (Brahic, 2002).

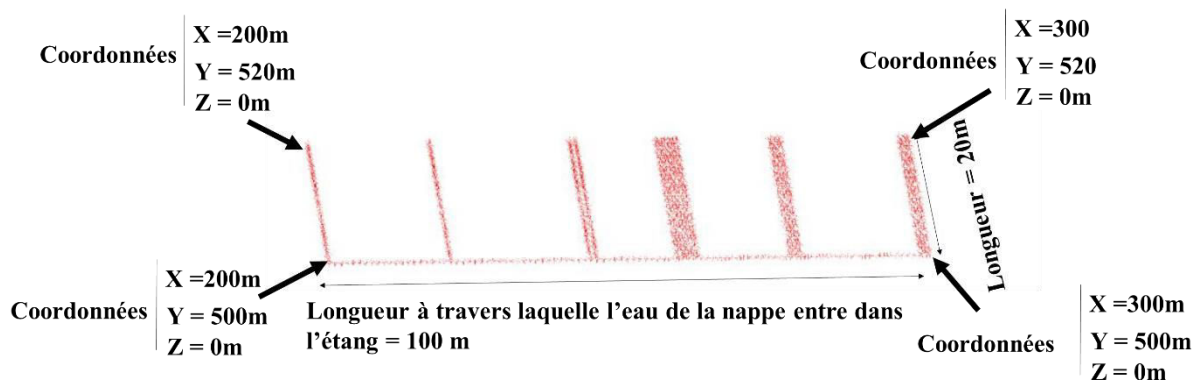


Figure 4-25: Schématisation de la localisation de la zone poreuse de la nappe phréatique

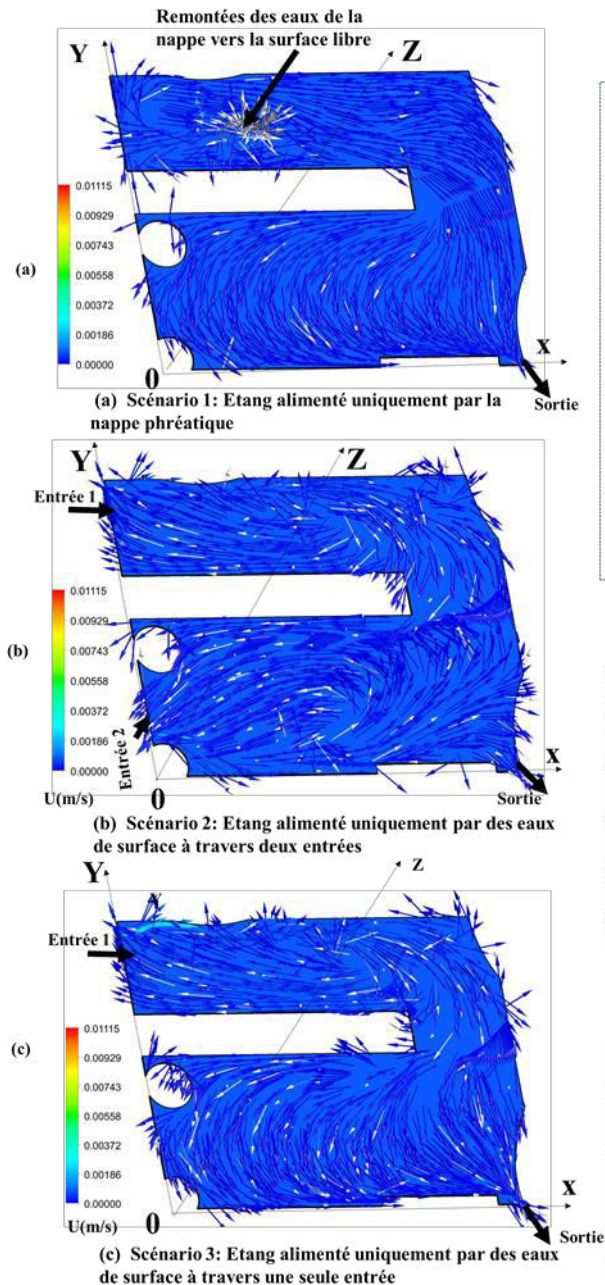
4.9.2 Simulation de l'écoulement en l'absence des forçages extérieurs

La Figure 4-26 présente une fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'écoulement pour trois types de scénarios : scénario 1 (étang alimenté uniquement par la nappe phréatique), scénario 2 (étang alimenté uniquement par des eaux de surface à travers deux entrées), scénario 3 (étang alimenté uniquement par des eaux de surface à travers une seule entrée). La visualisation de l'orientation des vecteurs vitesses simulés numériquement permet de détecter l'orientation de l'écoulement d'eau qui est souvent difficile à déterminer visuellement lorsque les vitesses d'écoulement sont très faibles. Lorsque le plan d'eau est alimenté par une nappe phréatique (scénario 1), on constate qu'au niveau de la zone perméable de la nappe, il y a une abondance de remontées d'eau du fond de l'étang vers la surface libre et les vecteurs vitesses sont en majorité orientés dans le sens des aiguilles d'une montre. Lorsque le plan d'eau est uniquement alimenté par des eaux de surface (scénario 2 et 3), d'une part, il y a un d'écoulement orienté dans le sens des aiguilles d'une montre en direction de la sortie et d'autre part, un autre écoulement orienté dans le sens contraire des aiguilles d'une montre en direction de la sortie vers l'entrée. Nous verrons au chapitre 5 que l'orientation des vecteurs

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

vitesse va influencer la dispersion des substances actives d'où l'importance de diagnostiquer l'écoulement, le positionnement des entrées et sorties, et le type d'alimentation d'eau avant et pendant le traitement.

Contours et vecteurs vitesses (U) de l'écoulement à l'intérieur de l'étang pour trois scénarios



Conditions initiales

Scénario 1 : Etang alimenté uniquement par la nappe phréatique

- Débit de l'eau à l'entrée de l'étang via la nappe = $0,01 \text{ m}^3/\text{s}$
- Diamètre moyen des pores modélisés = $0,01 \text{ m}$
- Section d'un pore ou d'une fissure = 10^{-4} m^2
- Nombre de pores ou fissures modélisés = 7000
- Surface occupée par la zone perméable = $100 \text{ m} \times 20 \text{ m}$
- Dimensions de l'étang = $797 \text{ m} \times 631 \text{ m} \times 3,7 \text{ m}$ (3,7 m est la profondeur moyenne: la profondeur varie entre 3 et 4 mètres au sein de l'étang)
- Surface de l'étang = 42 hectares
- Modèle utilisé : RNG k- ϵ

Scénario 2: Etang alimenté uniquement par des eaux de surface à travers deux entrées

- Débit total entrant à travers les deux entrées = $0,01 \text{ m}^3/\text{s}$
- Débit entrant par chaque entrée = $0,005 \text{ m}^3/\text{s}$

Scénario 3: Etang alimenté uniquement par des eaux de surface à travers une seule entrée

- Débit total entrant à travers l'unique entrée = $0,01 \text{ m}^3/\text{s}$

Analyses qualitatives

- Remontée des eaux de la nappe phréatique vers la surface libre (scénario 1)
- A la surface libre, les boucles de recirculation sont moindres pour le scénario 1 (alimentation par la nappe)
- Abondance de recirculation à la surface libre pour les scénarios 2 et 3 (alimentation par des eaux de surface)
- L'orientation des vecteurs vitesses est différent entre les trois scénarios
- Le type d'alimentation d'eau et le positionnement des entrées modifieraient le sens de la dispersion des substances actives qui dépend de l'écoulement

Analyses quantitatives

- $\overline{U_{int}}(\text{scénario 2}) \cong 5 \times \overline{U_{int}}(\text{scénario 1})$
- $\overline{U_{int}}(\text{scénario 3}) \cong 20 \times \overline{U_{int}}(\text{scénario 1})$
- $\overline{U_{surface}}(\text{scénario 2}) \cong 4 \times \overline{U_{surface}}(\text{scénario 1})$
- $\overline{U_{surface}}(\text{scénario 3}) \cong 5 \times \overline{U_{surface}}(\text{scénario 1})$

Figure 4-26: Fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'écoulement pour trois types de scénario : scénario 1 (étang alimenté uniquement par la nappe phréatique), scénario 2 (étang alimenté uniquement par des eaux de surface à travers deux entrées), scénario 3 (étang alimenté uniquement par des eaux de surface à travers une seule entrée).

La Figure 4-27 présente la DTS simulée à l'aide du modèle RNG pour l'étang ayant une géométrie similaire à celle du Grand Bleu avec une entrée et une sortie (scénario 3). Il a été

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

observé que lorsque le traceur arrive au niveau de l'extrémité droite de l'îlot, une partie du traceur se dirige vers la sortie. Une autre partie circule dans l'autre zone avant de rejoindre la sortie, et une partie du traceur piégé ressort après huit ans de séjour dans l'étang. Du fait de la prépondérance des zones à vitesses très faibles ou zones stagnantes, la concentration du traceur est très faible à la sortie à cause de la dilution.

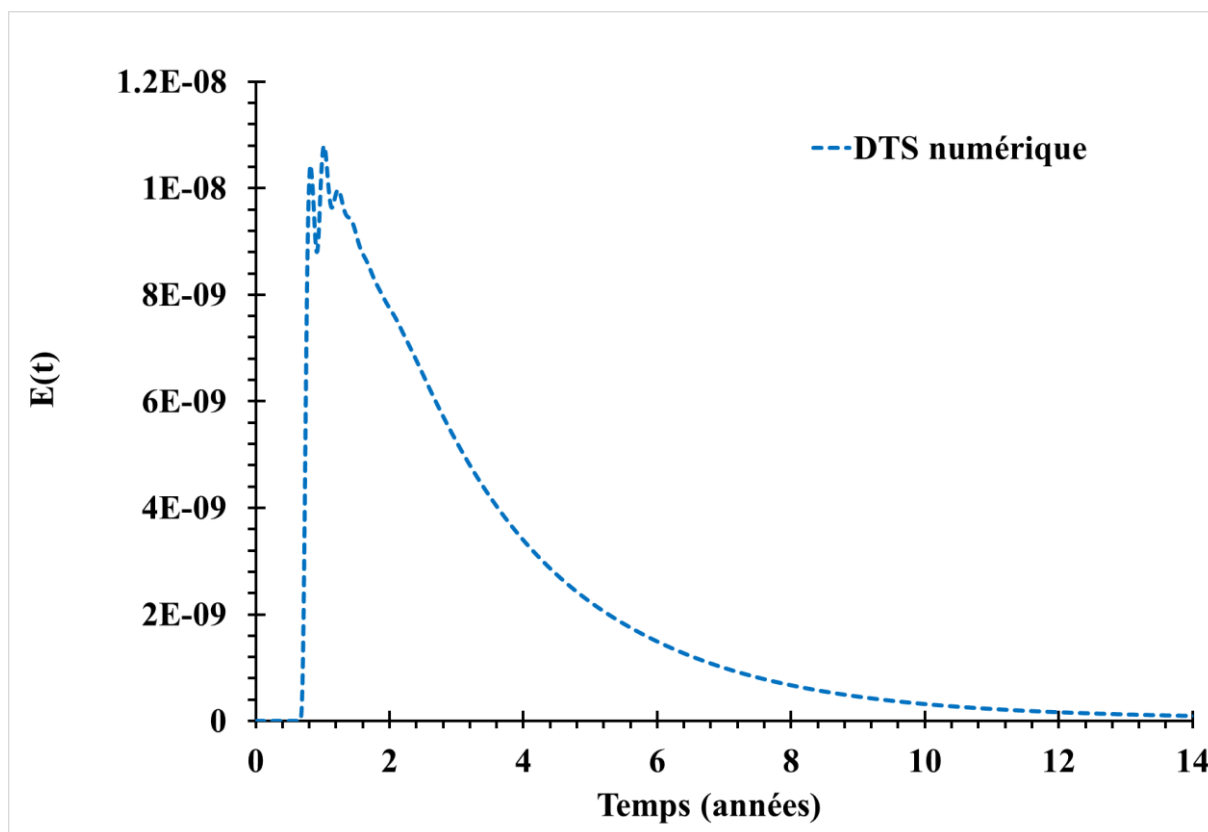


Figure 4-27: DTS numérique simulée dans un plan d'eau ayant une géométrie similaire à celle de l'étang du Grand Bleu

4.9.3 Prise en compte des effets du vent

La Figure 4-28 présente les neuf couches choisies pour le suivi de la vitesse moyenne entre la surface libre et le fond de l'étang similaire à l'étang du « Grand Bleu ».

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

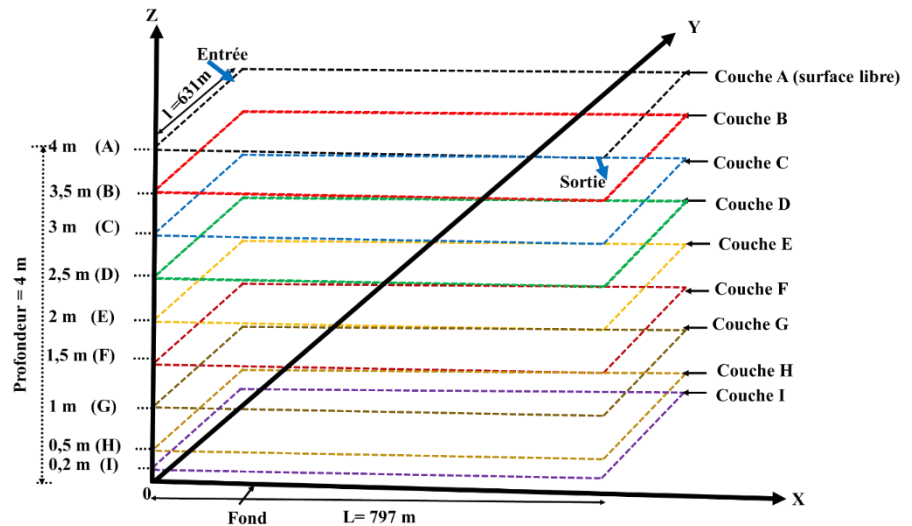


Figure 4-28: Neuf couches horizontales définies entre la surface libre et le fond de l'étang

La Figure 4-29 présente l'évolution des vitesses moyennes entre la surface libre et le fond de l'étang pour les trois cas. On constate que l'action du vent confère une vitesse importante à l'écoulement initial. A l'intérieur de l'étang, le vent augmente la vitesse moyenne de l'écoulement d'un facteur 278 par rapport à la vitesse initiale. Le vent a tend à uniformiser la distribution verticale des vitesses moyennes d'une couche à une autre avec une atténuation de la vitesse entre la surface libre et le fond.

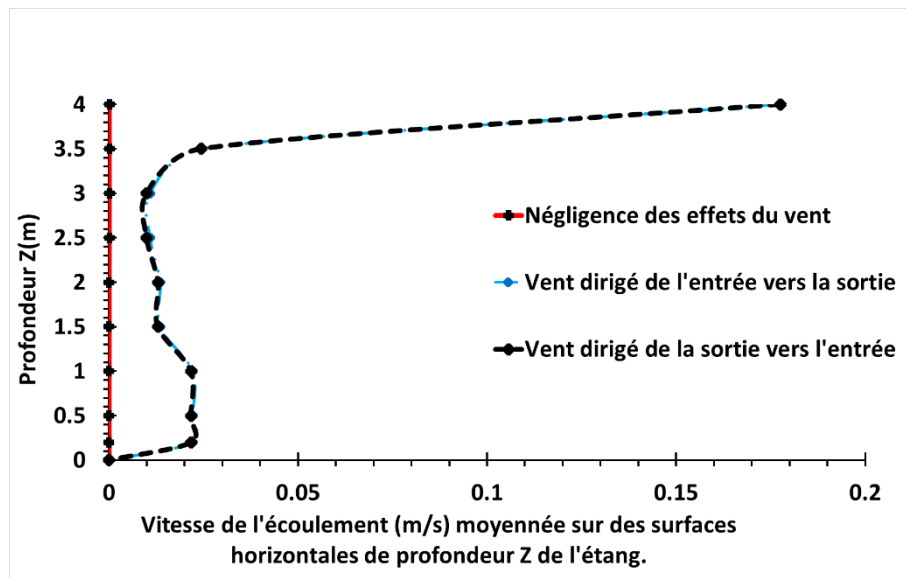


Figure 4-29: Vitesse de l'écoulement (m/s) moyennée sur des surfaces horizontales de profondeur Z de l'étang du Grand Bleu.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

La Figure 4-30 présente les contours et vecteurs vitesses de l'écoulement à la surface de l'étang. Cette figure comprend trois cas ((a), (b) et (c)). A la surface libre de l'étang on remarque également que le vent déplace toute la masse d'eau dans sa direction avec une répartition des vitesses d'écoulement local à 99% homogène sur la couche superficielle. Les observations de l'effet du vent à la surface libre ont été déjà décrites dans les cas d'étude sur le pilote (Figure 4-20).

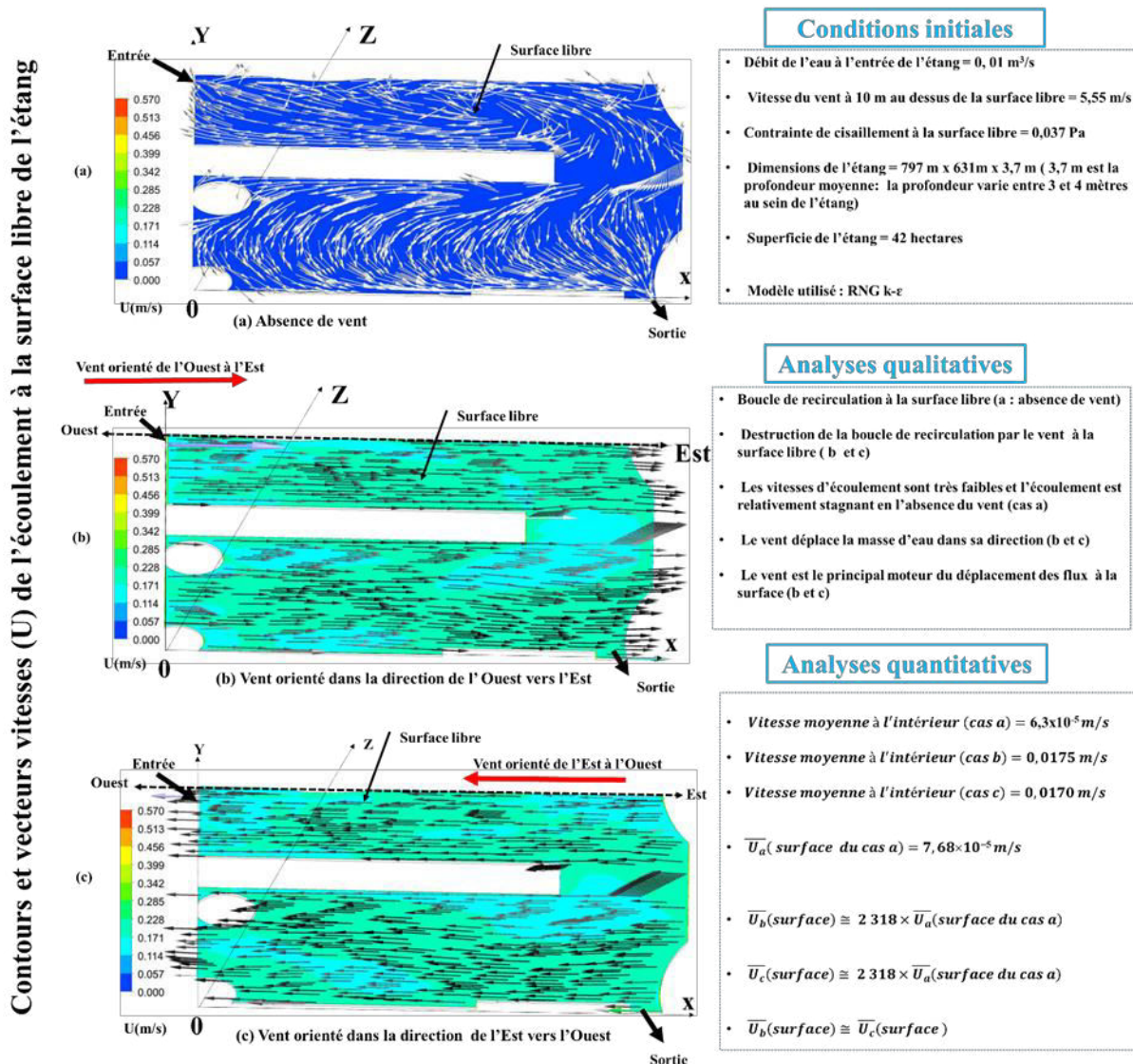


Figure 4-30: Fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'influence du vent à la surface libre de l'étang: cas a: étang non soumis aux effets vent; cas b: étang soumis à un vent orienté de l'entrée vers la sortie de l'étang et cas c: étang soumis à un vent orienté de la sortie vers l'entrée

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

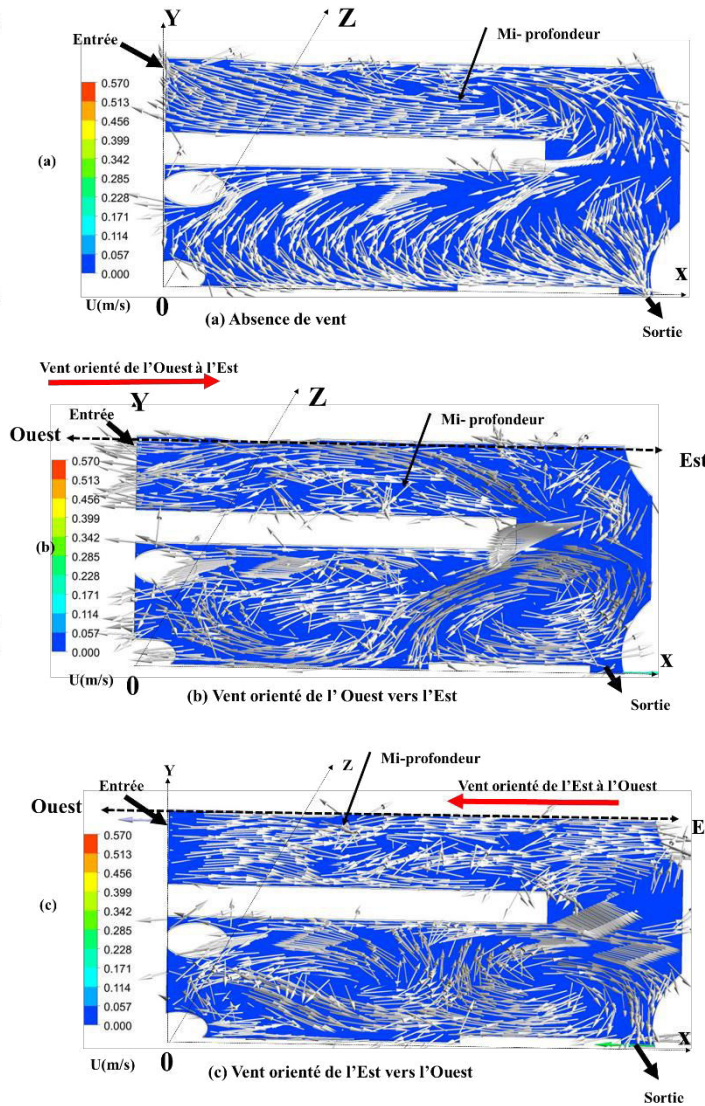
La Figure 4-31 présente les contours et vecteurs vitesses de l'écoulement à mi-profondeur de l'étang. En l'absence de vent (cas a), les vecteurs vitesses de l'écoulement à mi-profondeur sont similaires (boucle de recirculation) à ceux observés à la surface libre du même cas. En présence de vent (cas b et c), on constate un désordre dans l'orientation des vecteurs vitesses de la boucle de recirculation à mi-profondeur. On remarque qu'à partir de cette couche, une grande partie des vecteurs vitesses de l'écoulement s'oppose à la direction imposée par le vent et l'autre partie recircule. En effet lorsque le vent est orienté de l'entrée vers la sortie (cas b), certains vecteurs vitesses de l'écoulement se dirigent dans le sens opposé du vent. Lorsque le vent se dirige de la sortie vers l'entrée (cas c), les vecteurs vitesses résistent et s'orientent dans le sens contraire au vent.

La Figure 4-32 présente les contours et vecteurs vitesses de l'écoulement sur un plan situé à 0,2 m du fond. La visualisation sur ce plan a été choisie afin de voir le comportement de l'écoulement à proximité du fond de l'étang. Les zones de forme circulaire où les vecteurs vitesses ne sont pas distribués sont des zones où il n'y a pas d'écoulement. En l'absence de vent (cas a), l'écoulement est similaire à celui observé dans le même cas à mi-profondeur et à la surface libre. Néanmoins, lorsque le vent exerce une force à la surface libre, on remarque que tous les vecteurs vitesses de l'écoulement s'orientent dans le sens opposé du vent (cas b et c). En effet les courants proches du fond tendent à s'opposer à la direction du vent tout en cherchant à rétablir l'équilibre hydrodynamique perturbé par le vent à la surface libre. Les courants se dirigeant dans le sens opposé à celui du vent sont des courants secondaires. Ces phénomènes à proximité du fond d'un plan d'eau ont déjà été observés par certains chercheurs (Guo et Julien, 2005).

On peut déduire que le vent peut favoriser la dispersion d'une substance injectée. Néanmoins il contribue à la dilution rapide de la concentration des substances actives injectées que nous verrons au chapitre 5.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Contours et vecteurs vitesses (U) de l'écoulement en mi-profondeur de l'étang



Conditions initiales

- Débit de l'eau à l'entrée de l'étang = 0, 01 m³/s
- Vitesse du vent à 10 m au dessus de la surface libre = 5,55 m/s
- Contrainte de cisaillement à la surface libre = 0,037 Pa
- Dimensions de l'étang = 797 m x 631 m x 3,7 m (3,7 m est la profondeur moyenne: la profondeur varie entre 3 et 4 mètres au sein de l'étang)
- Superficie de l'étang = 42 hectares
- Modèle utilisé : RNG k-ε

Analyses qualitatives

- Boucle de recirculation en mi-profondeur (a, b et c)
- Les vecteurs vitesses de la boucle de recirculation en mi-profondeur sont orientés similairement à ceux observés en surface libre (a)
- Création d'un désordre dans l'orientation des vecteurs vitesses de l'écoulement en mi-profondeur sous l'effet du vent (b et c)
- En mi-profondeur, la vitesse de l'écoulement diminue et une partie des vecteurs vitesses de l'écoulement a tendance à s'opposer à la direction du vent (b et c) et une autre partie recircule
- Amplifications des effets du vent jusqu'en mi-profondeur

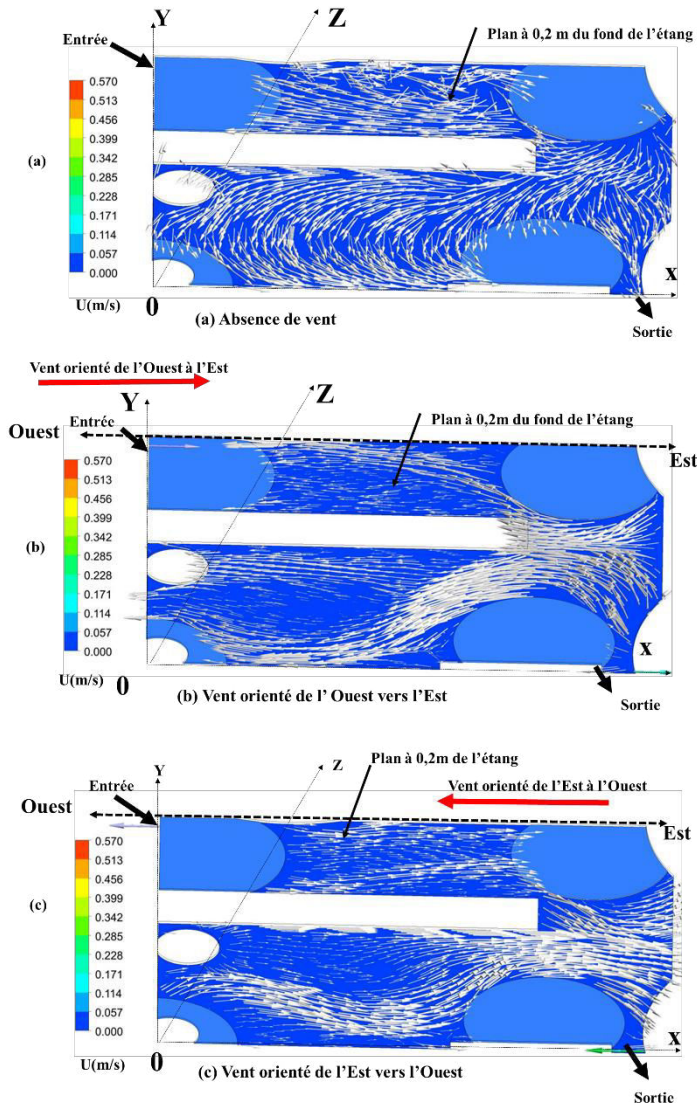
Analyses quantitatives

- $\overline{U}_a(\text{surface}) \cong \frac{3}{2} \times \overline{U}_a(\text{mi-profondeur})$
- $\overline{U}_b(\text{surface}) \cong 13 \times \overline{U}_b(\text{mi-profondeur})$
- $\overline{U}_b(\text{mi-profondeur}) \cong 230 \times \overline{U}_a(\text{mi-profondeur})$
- $\overline{U}_c(\text{surface}) \cong 14 \times \overline{U}_c(\text{mi-profondeur})$
- $\overline{U}_c(\text{mi-profondeur}) \cong 220 \times \overline{U}_a(\text{mi-profondeur})$
- $\overline{U}_b(\text{surface}) \cong \overline{U}_c(\text{surface})$
- $\overline{U}_c(\text{mi-profondeur}) \cong \overline{U}_b(\text{mi-profondeur})$

Figure 4-31: Fiche récapitulative des résultats obtenus sur la simulation de l'influence du vent à mi-profondeur de l'étang: cas a: étang non soumis aux effets vent; cas b: étang soumis à un vent orienté de l'entrée vers la sortie de l'étang et cas c: étang soumis à un vent orienté de la sortie vers l'entrée.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Contours et vecteurs vitesses (U) de l'écoulement à 0,2m du fond de l'étang



Conditions initiales

- Débit de l'eau à l'entrée de l'étang = 0, 01 m³/s
- Vitesse du vent à 10 m au dessus de la surface libre = 5,55 m/s
- Contrainte de cisaillement à la surface libre = 0,037 Pa
- Dimensions de l'étang = 797 m x 631 m x 3,7 m (3,7 m est la profondeur moyenne: la profondeur varie entre 3 et 4 mètres au sein de l'étang)
- Superficie de l'étang = 42 hectares
- Modèle utilisé : RNG k-ε

Analyses qualitatives

- Boucle de recirculation uniquement pour l'écoulement non soumis aux contraintes du vent (cas a)
- Les vecteurs vitesses de la boucle de recirculation en mi-profondeur sont orientés similairement à ceux observés en surface libre (a)
- L'écoulement s'oppose aux effets du vent (cas b et c) à proximité du fond tout en s'orientant dans le sens opposé à la direction du vent
- L'opposition de l'écoulement de l'eau face aux contraintes du vent crée une destruction de la boucle de recirculation à proximité du fond
- Amplifications des effets du vent jusqu'à proximité du fond

Analyses quantitatives

- $\overline{U}_a(\text{surface}) \cong 2 \times \overline{U}_a(0,2\text{ m du fond})$
- $\overline{U}_b(\text{surface}) \cong 8 \times \overline{U}_b(0,2\text{ m du fond})$
- $\overline{U}_b(0,2\text{ m du fond}) \cong 648 \times \overline{U}_a(0,2\text{ m du fond})$
- $\overline{U}_c(\text{surface}) \cong 8 \times \overline{U}_c(0,2\text{ m du fond})$
- $\overline{U}_c(0,2\text{ m du fond}) \cong 648 \times \overline{U}_a(0,2\text{ m du fond})$
- $\overline{U}_b(0,2\text{ m du fond}) \cong \overline{U}_c(0,2\text{ m du fond})$
- $\overline{U}_b(0,2\text{ m du fond}) \cong 2 \times \overline{U}_b(\text{mi-profondeur})$

Figure 4-32: Fiche récapitulative des résultats obtenus sur la simulation de l'influence du vent sur un plan situé à 0,2 m du fond de l'étang: cas a: étang non soumis aux effets vent; cas b: étang soumis à un vent orienté de l'entrée vers la sortie de l'étang et cas c: cas c: étang soumis à un vent orienté de la sortie vers l'entrée.

4.9.4 Quantification du transfert de la vitesse induite par le vent à la surface libre

Sur la base des résultats des vitesses moyennes déterminées dans les deux configurations pour les différents cas d'orientation du vent, nous avons quantifié un rapport entre la vitesse de frottement à la surface libre et la vitesse moyenne de l'écoulement à la surface libre. La vitesse de frottement du vent à la surface libre a été déterminée analytiquement par l'équation suivante :

$$U_f^* = U_{v10} \sqrt{\frac{C_D \rho_a}{\rho_E}} \quad (4-3)$$

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

La vitesse de frottement du vent à la surface libre est estimée à 0,21 m/s pour une vitesse de vent de 5,55 m/s (vitesse du vent à 10 m au-dessus de la surface de l'eau).

Le vent transfère à l'écoulement de la surface libre du pilote et de l'étang (grande dimension) respectivement une vitesse moyenne estimée à 0,11 m/s et 0,178 m/s.

On peut donc estimer la valeur de la vitesse moyenne de la surface libre pour le pilote

($\overline{U_{psurf}}$) et le grand étang ($\overline{U_{gsurf}}$) comme suit :

$$\overline{U_{psurf}} \cong \frac{U_f^*}{2} \quad (4-4)$$

$$\overline{U_{gsurf}} \cong U_f^* \quad (4-5)$$

4.10 Prise en compte de la température et la variation de la masse volumique de l'eau

Dans un étang piscicole, le suivi de la température est très important pour contrôler la quantité d'oxygène dissous nécessaire à la respiration des poissons (Nations, 1997; Mischke, 2012). La température a une incidence non seulement sur les propriétés chimiques de l'eau mais aussi sur ses propriétés physiques. La masse volumique de l'eau décroît croît entre 0 et 4°C. Elle atteint sa valeur maximale à 4°C, puis elle décroît pour des valeurs de température supérieures à 4°C.

La différence de température entre la surface libre et le fond a été tirée des données bibliographiques portant sur l'étude expérimentale de la stratification thermique dans des plans d'eau tels que les étangs piscicoles (Culberson et Piedrahita, 1996; Boehrer et Schultze, 2008; Rohden et al., 2010; Yoo et Boyd, 2012; Delincé, 2013; Song et al., 2013). La Figure 4-33 présente une illustration de profils de température mesurés expérimentalement en fonction de la température (Rohden et al., 2010). De la surface libre au fond, la température peut rester constante et elle peut aussi varier de 1°C à 2,5 °C par mètre (Ji, 2008; Rohden et al., 2010). Comme illustré dans la Figure 4-33, la distribution verticale des températures dépend fortement des périodes de l'année et de la profondeur. C'est pourquoi il a été envisagé quatre cas d'étude :

- Premier cas : la température et les propriétés physiques (masse volumique, viscosité, conductivité thermique, ...) de l'eau restent constantes. C'est le cas où il y a un brassage du plan d'eau conduisant à une homogénéisation de la température au sein du plan d'eau. Il n'y a aucune stratification thermique dans ce cas. L'état d'un plan d'eau où la

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

température est homogène et constante est définie comme une homothermie (Balvay et Druart, 2009; Balvay et al., 2012). L'équation de l'énergie a été activée.

- Deuxième cas : variation des températures induisant la variation des propriétés physiques de l'eau. La température de la surface libre est supposée supérieure à celle du fond. Ce type de stratification est appelée stratification thermique directe (Balvay et Druart, 2009; Balvay et al., 2012)
- Troisième cas : la température de la surface libre est supposée inférieure à celle du fond : c'est le cas correspondant à une inversion thermique au sein du milieu aquatique. Cette stratification est appelée stratification thermique inverse (Balvay et Druart, 2009; Balvay et al., 2012).
- Quatrième cas : l'écoulement ne subit aucun effet de la température (contrairement au premier cas, il n'y a pas d'activation de l'énergie dans la résolution de l'équation de l'écoulement). Les valeurs de températures du premier et quatrième cas sont différentes.

Les propriétés physiques de l'eau ont été prises à la température égale à 20°C lorsque la température est homogène car de nombreux auteurs ont utilisé cette valeur (An et al., 2012; Tu et al., 2012; Alvarado, 2013; Roth et Hughes, 2015)

La prise en compte de la stratification thermique a été simulée à l'échelle du pilote avec deux valeurs d'écart de température entre la surface libre et le fond :

- une différence de température de 0,5°C entre la surface libre et le fond (282,65 et 283,15 K).
- 2°C entre la surface libre et le fond (281,15 et 283,15 K). Ce cas correspondrait à un milieu fortement stratifié.

Au sein du pilote, il ne sera analysé que les résultats de simulation de l'écoulement pour l'écart de température de 2°C. Néanmoins, les résultats de l'influence de la stratification thermique sur la dispersion des substances actives seront analysés pour les deux valeurs d'écart de température (0,5°C et 2°C).

Puis une différence de température de 4°C a été fixée entre la surface libre et le fond de l'étang présentant une forme géométrique et des caractéristiques hydrodynamiques proches de l'étang du « Grand Bleu ».

Pour déterminer la masse volumique suivant la température, l'équation internationale de la masse volumique de l'eau proposée en 1981 par l'UNESCO a été utilisée (Schetz et Fuhs, 1999; Lee et Chu, 2003; Ji, 2008). Cette équation a été décrite au chapitre 1.

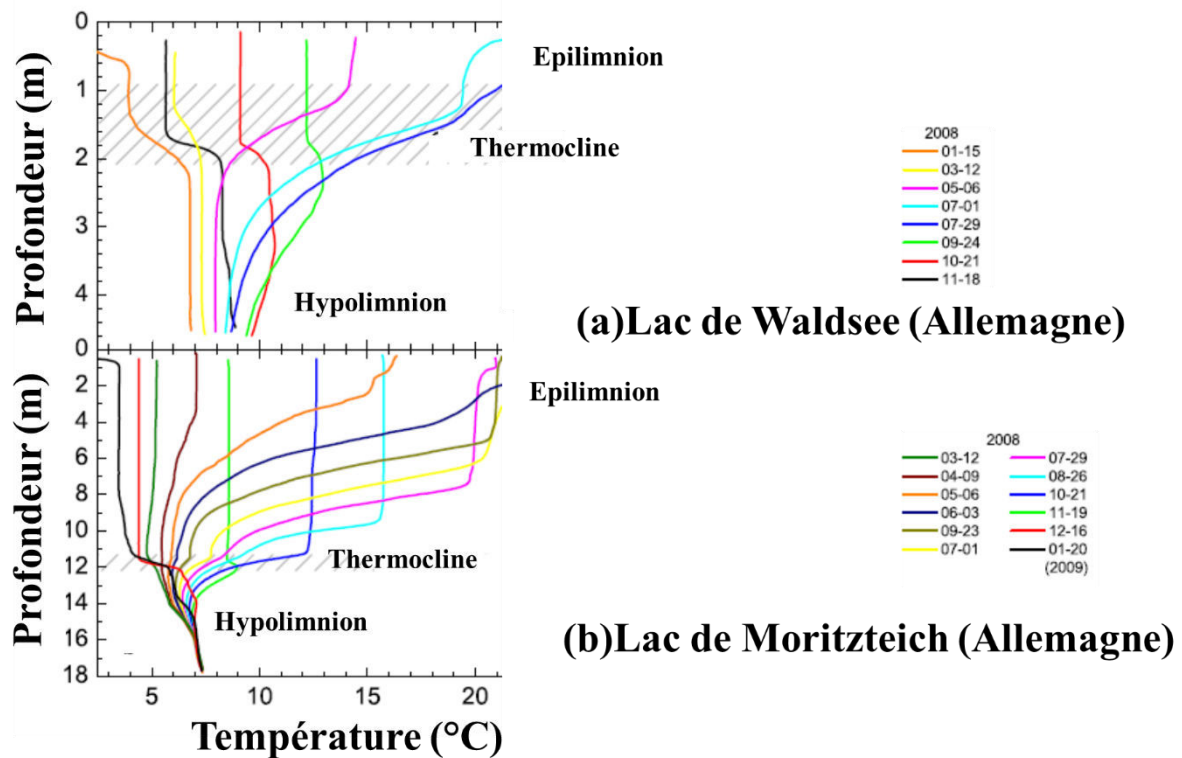


Figure 4-33: Profils de température en fonction de la profondeur mesurés expérimentalement par Rohden et al. (2010) dans le lac de Waldsee (a) et le lac de Moritzteich (b) suivant les mois.

4.10.1 Etude de l'influence de la température à l'échelle du pilote

La Figure 4-34 présente la distribution verticale de la température au sein du pilote. La Figure 4-35 présente la stratification de la masse volumique simulée entre la surface libre et le fond pour le deuxième et le troisième cas. La Figure 4-36 présente la distribution verticale et constante de la masse volumique pour le premier et le dernier cas. Lorsque la température est constante, la masse volumique est aussi constante.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

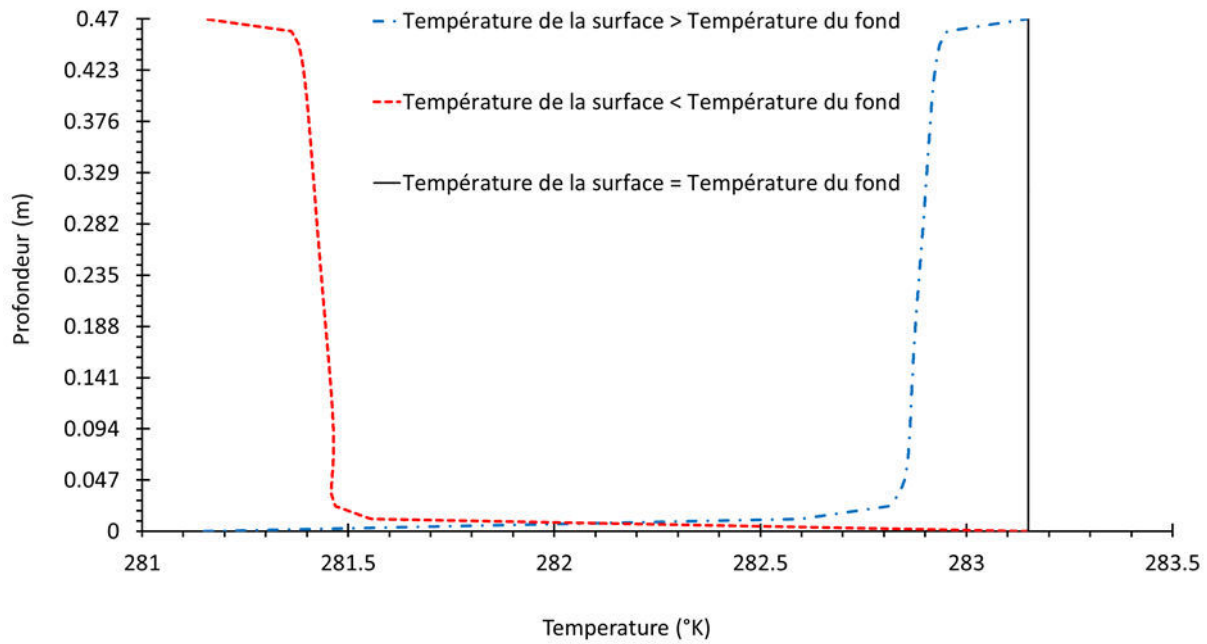


Figure 4-34 : Stratification thermique au sein du pilote pour les cas 1, 2 et 3

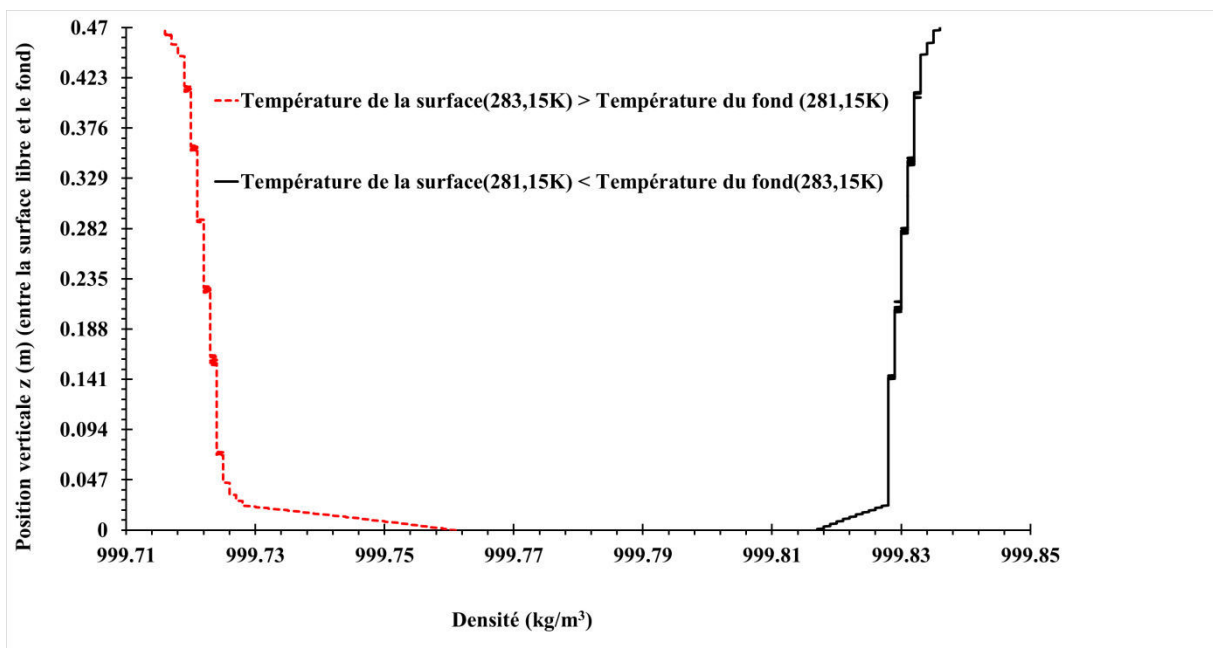


Figure 4-35: Stratification verticale de la masse volumique au sein du pilote pour le cas 2 (température de surface supérieure à la température du fond) et le cas 3 (température du fond est supérieure à la température de surface)

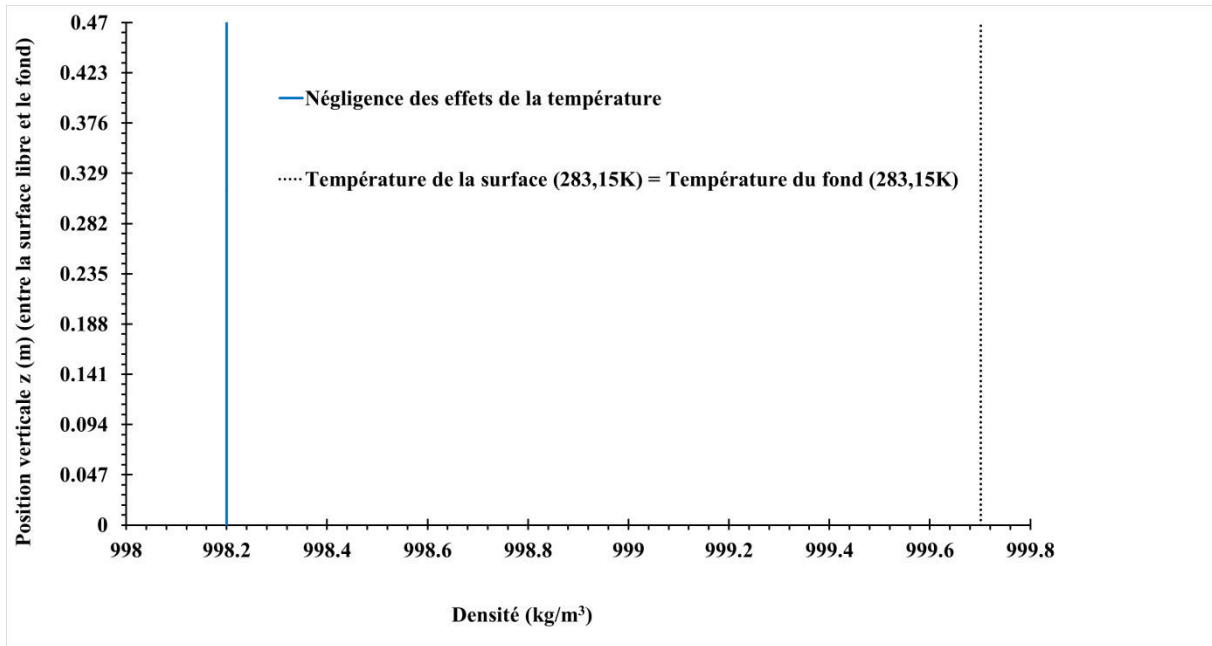


Figure 4-36: Stratification verticale de la masse volumique au sein du pilote pour les cas 1 et le cas 4 où la température est uniforme à l'intérieur : les valeurs des températures des deux cas sont différentes.

4.10.1.1 Transfert de chaleur au sein de l'écoulement du pilote

Le transport de chaleur au sein du milieu aquatique lentique soumis à des effets de températures peut être dû au transfert de chaleur par convection ou par conduction. Afin de pouvoir déterminer le mode de transfert de chaleur le plus privilégié au sein de l'écoulement, des nombres adimensionnels tels que le nombre de Péclet thermique et le nombre de Prandtl ont été déterminés. Ces nombres ont été déterminés grâce à la résolution de l'équation de transport de la température au sein du système aquatique étudié (pilote ou plan d'eau réel). On peut suivre le transfert de chaleur dans le milieu aquatique en n'importe quel point. Néanmoins, nous ne présenterons dans les paragraphes qui suivent que les valeurs moyennes calculées.

Le nombre de Prandtl permet de caractériser les vitesses d'écoulement de l'eau par rapport à la distribution des températures au sein du plan d'eau.

$$P_r = \frac{\eta(T)C_p(T)}{\lambda(T)} \quad (4-6)$$

$\lambda(T)$ est la conductivité thermique de l'eau [W/m-K] à la température T, $C_p(T)$ est la capacité thermique massique de l'eau (J/kg-K) à la température T et $\eta(T)$ est la viscosité dynamique de l'eau [Pa.s] à la température T.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Si le nombre de Prandtl déterminé est supérieur à 1, cela signifie que la diffusion de la quantité de mouvement est plus importante que la diffusion de l'énergie thermique au sein de l'écoulement soumis aux effets de gradients de température. On peut déterminer le nombre de Reynolds moyen à l'intérieur du milieu aquatique soumis à des effets de température si le nombre de Prandtl et le nombre de Peclet thermique sont connus. L'expression du nombre de Peclet thermique ($\overline{P_{eth}}$) dans un écoulement soumis aux effets de la température est (Nield et al., 2003; Petit et al., 2012) :

$$\overline{P_{eth}} = \frac{\overline{U} \overline{\rho} \overline{c_p} L_c}{\overline{\lambda_{int}}} = \overline{R_e} \times \overline{P_r} \quad (4-7)$$

R_e est le nombre de Reynolds, $\overline{\rho}$ est la masse volumique moyenne de l'eau et $\overline{U}$ est la vitesse moyenne de l'écoulement, L_c est une longueur caractéristique. Dans les milieux aquatiques lenticques, le choix de la longueur caractéristique peut dépendre des phénomènes que l'on veut observer ou étudier. On peut utiliser la profondeur moyenne, la largeur, la longueur, ou le diamètre hydraulique du milieu comme une longueur caractéristique (Graf, 2000 ; Brébec et al., 2004). Dans les plans d'eau, le comportement vertical est prépondérant. Pour cette raison, nous utiliserons la profondeur moyenne du milieu comme dimension caractéristique (L_c). Si le nombre de Peclet thermique est supérieur à 1, cela signifie que le transfert de la température au sein du milieu aquatique se fait par convection. Ces différents nombres adimensionnels sont étroitement liés et nous analyserons uniquement le comportement thermique de l'écoulement de l'eau par l'utilisation du nombre de Peclet thermique.

Le Tableau 4-6 présente les caractéristiques du comportement thermique au sein du pilote pour le débit d'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$. Dans les trois cas étudiés, le nombre de Peclet calculé est supérieur à 1. Lorsque le milieu est soumis à des effets de température supposée constante sur toute la colonne d'eau du pilote, le nombre de Peclet thermique est estimé à 30 023. Dans le cas où l'écoulement est stratifié, le nombre de Peclet moyen est estimé à 27 505 si la température de surface est supérieure à celle du fond et 31 310 si la température du fond est supérieure à celle de la surface libre. Compte tenu des valeurs élevées du nombre de Peclet thermique dans les trois cas, on peut dire que le transfert thermique au sein de l'écoulement d'eau se fait par convection libre ou convection naturelle.

Le Tableau 4-7 présente les caractéristiques du comportement thermique de l'écoulement au sein du pilote pour le débit initial d'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$. Le nombre de Peclet thermique de l'écoulement simulé en imposant une température de surface inférieure à la

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

température du fond (cas b) est deux fois supérieur à celui de l'écoulement dont la température de surface est supérieure (cas a). Lorsque l'écoulement initial est très lent, la valeur du nombre de Peclet thermique indique qu'une inversion thermique (température de surface inférieure à la température du fond avec un écart de 2°C) implique une accélération des phénomènes de convection. L'inversion thermique favorise une prépondérance des phénomènes de convection naturelle au sein des milieux aquatiques à vitesses d'écoulement très lentes.

Tableau 4-6: Caractéristiques du comportement thermique de l'écoulement au sein du pilote pour le débit d'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$

	Pilote : débit d'entrée d'eau = $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$		
	T = constante (cas a)	$T_s > T_f$ (cas b)	$T_s < T_f$ (cas c)
T_s (K)	283,15	283,15	281,15
T_f (K)	283,15	281,15	283,15
$\overline{T}_{\text{int}}$ (K)	283,15	282,914	281,4
$\overline{\rho}$ (kg/m ³)	999,701	999,7201	999,8325
$\overline{C_p}$ (J/kg-K)	4197,85	4198,086	4199,603
$\overline{\lambda}_{\text{int}}$ (w/m-K)	0,5771924	0,5767083	0,5735653
$\overline{\eta}$ (kg/m-s)	0,00129328	0,0013018	0,001361
$\overline{U}_{\text{int}}$ (m/s)	0,00878578	0,0081	0,0091
$\overline{P_r}$	9,405868	9,476225	9,94059
$\overline{P}_{\text{eth}}$	30 023	27 505	31 310

$\overline{P_r}$ est le nombre de Prandtl moyen simulé, $\overline{U}_{\text{int}}$ (m/s) est la vitesse moyenne de l'écoulement, $\overline{T}_{\text{int}}$ (K) est la température moyenne de l'eau simulée à l'intérieur, $\overline{\lambda}_{\text{int}}$ (w/m-K) est la valeur moyenne de la conductivité thermique de l'eau, $\overline{C_p}$ (J/kg-K) est la valeur moyenne de la capacité thermique massique simulée au sein du pilote, T_s (K) est la température imposée à la surface libre, T_f (K) est la température imposée au fond, $\overline{\eta}$ (kg/m-s) est la valeur moyenne de la viscosité moléculaire simulée et $\overline{\rho}$ (kg/m³) est la masse volumique moyenne simulée.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Tableau 4-7: Caractéristiques du comportement thermique de l'écoulement au sein du pilote pour le débit initial d'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$

	Pilote : débit d'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$	
	Cas (a) $T_s > T_f$	Cas (b) $T_s < T_f$
T_s (K)	283,15	281,15
T_f (K)	281,15	283,15
$\overline{T}_{\text{int}}$ (K)	282,2159	282,1857
$\overline{\rho}$ (kg/m ³)	999,7759	999,779
$\overline{C}_p$ (J/kg-K)	4198,784	4198,814
$\overline{\lambda}_{\text{int}}$ (w/m-K)	0,5757	0,5752
$\overline{\eta}$ (kg/m-s)	0,00133	0,00133
$\overline{U}_{\text{int}}$ (m/s)	0,00086	0,00185
$\overline{P}_r$	9,686	9,694
$\overline{P}_{\text{eth}}$	2 958	6 345

4.10.1.2 Analyse des contours et vecteurs vitesses de l'écoulement au sein du pilote

La Figure 4-37 présente le positionnement de trois lignes choisies pour la visualisation de l'effet de la température sur des profils de vitesse locale. La première ligne verticale est localisée à 0,3 m dans l'alignement de l'entrée. Cette première ligne va permettre d'avoir une idée de l'influence de la température dans une région où la turbulence locale est forte à cause du jet d'eau en provenance de l'entrée et de la paroi. La deuxième ligne verticale est localisée à 0,3 m de la paroi et dans l'alignement du barycentre de la surface libre. Cette deuxième ligne permettra de comprendre l'impact des effets de la température dans les zones où l'écoulement local est très lent. La troisième ligne est située également à 0,3 m de la paroi transversale et dans l'alignement de la sortie. Cette troisième ligne a été choisie afin de voir l'évolution de la vitesse locale lorsqu'on s'éloigne de l'entrée selon la largeur du pilote. L'analyse des profils de vitesse sur ces trois lignes ont été faites uniquement pour le débit d'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

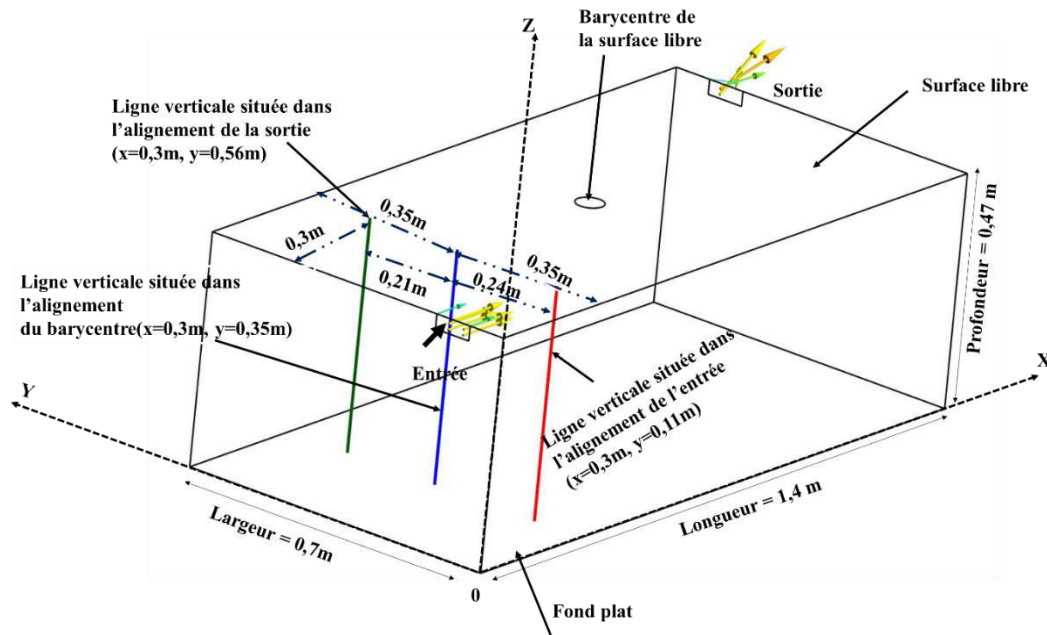


Figure 4-37: Positionnement des lignes pour la visualisation des profils de vitesse locale

La Figure 4-38 présente les profils de vitesse locale obtenus sur la ligne verticale située à 0,3 m de la paroi latérale dans l'alignement de l'entrée. A proximité de l'entrée et de la paroi longitudinale, on constate que la vitesse locale est à 99% égale pour les cas où l'on néglige la température et pour les trois autres cas où l'on prend en compte des effets de la température. Ceci est dû au fait que les effets convectifs et de turbulence sont prépondérants dans les zones à proximité de l'alimentation d'eau. La turbulence dans la zone proche de l'entrée crée une homogénéité dynamique d'où la superposition des profils de vitesse locale sur cette ligne.

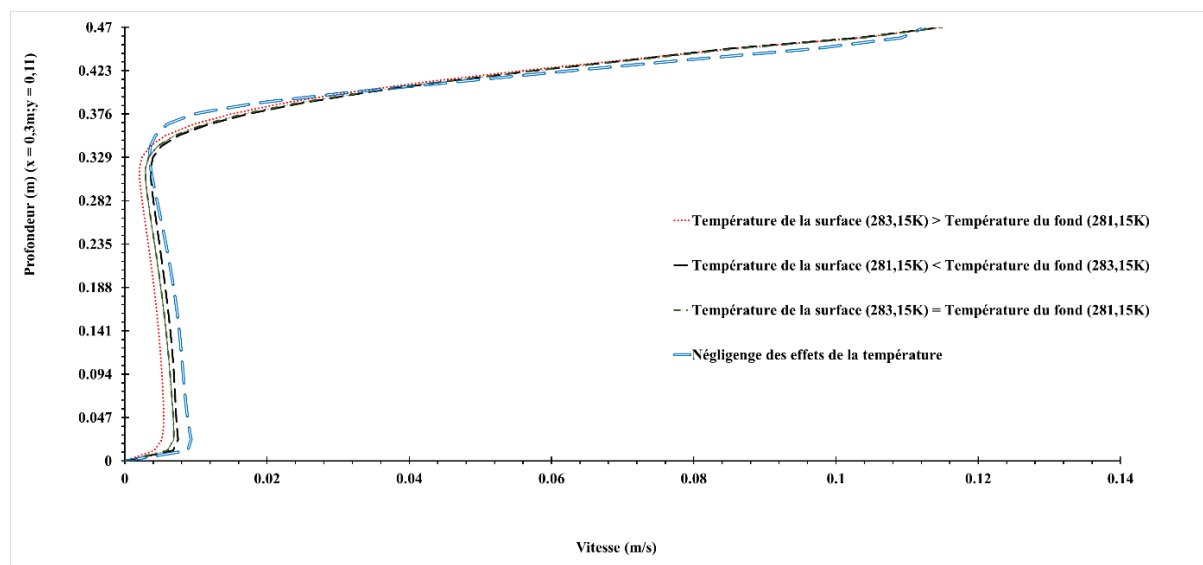


Figure 4-38: Profils de vitesse verticale sur la ligne verticale localisée à 0,3 m de l'entrée dans l'alignement de l'entrée pour le débit d'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

La Figure 4-39 présente les profils de vitesse locale sur la ligne verticale localisée à 0.3 m de la surface transversale dans l'alignement du barycentre de la surface libre du pilote. De la surface libre jusqu'à 0,094 m de la surface libre (soit 20% de la profondeur), les valeurs des vitesses locales sont à 95% égales pour les trois premiers cas où l'on prend en compte la température. De la surface libre jusqu'à la couche d'eau située à 0,0094 m de la surface libre (soit 2% de la profondeur), les valeurs des vitesses locales sont à 98 % égales entre les cas où l'on néglige la température et les trois premiers cas où l'on prend en considération les effets de la température. Lorsqu'on ne prend pas en compte les effets de la température, on observe que sur 98 % de la profondeur, les valeurs des vitesses locales de l'écoulement sont environ 1,5 fois supérieures à celles des cas où l'on prend en considération la température. Ces différences sont certainement dues aux effets de la viscosité ou de la masse volumique de l'eau. Dans la littérature, lorsque l'on néglige les effets de la température, les simulations de l'écoulement sont généralement réalisées avec des propriétés physiques de l'eau à 293,15 K (20° C). A 20° C, la masse volumique de l'eau est 998,2 kg/m³ et la viscosité dynamique est 0,0013003 Pa.s. Si les effets de la température sont pris en compte dans la résolution des équations de l'écoulement, la masse volumique et la viscosité varient en fonction des gradients de températures. Les valeurs de la masse volumique moyenne déterminées avec l'équation de masse volumique proposée par l'UNESCO sont de l'ordre de 999,80 kg/m³ pour les trois autres cas où la température entre le fond et la surface libre varie entre 8 et 10° C. La légère augmentation de la masse volumique due à la diminution de température va créer une légère augmentation de la viscosité dynamique de l'eau. Au sein de l'écoulement, la viscosité dynamique de l'eau est reliée à une vitesse de cisaillement (gradient de vitesse) et à une contrainte de cisaillement par le fait que la viscosité résiste à l'écoulement de l'eau. La légère augmentation de la viscosité dynamique de l'eau implique donc une diminution légère des vitesses d'écoulement. Une diminution de la viscosité dynamique de l'eau implique une augmentation de la vitesse d'écoulement d'où les valeurs de vitesses moins élevées dans le cas où l'on ne prend pas en compte la température dans la résolution des équations de l'écoulement.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

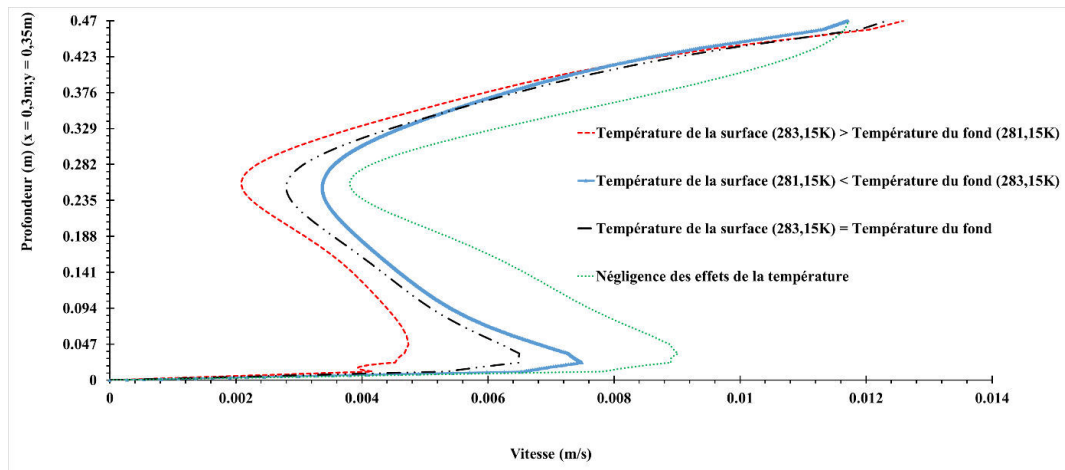


Figure 4-39: profils de vitesse verticale sur la ligne verticale localisée à 0,3 m de la paroi transversale et dans l'alignement du barycentre de la surface libre pour le débit d'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$.

La Figure 4-40 présente les profils de vitesse verticale sur la ligne verticale localisée à 0,3 m de la paroi transversale et dans l'alignement de la sortie. De la surface libre au fond du pilote, on constate également des écarts de vitesses locales. Les courbes des profils de vitesse ont les mêmes allures que celles analysées précédemment. Les explications données dans l'analyse de la Figure 4-39 sont également valables pour la Figure 4-40.

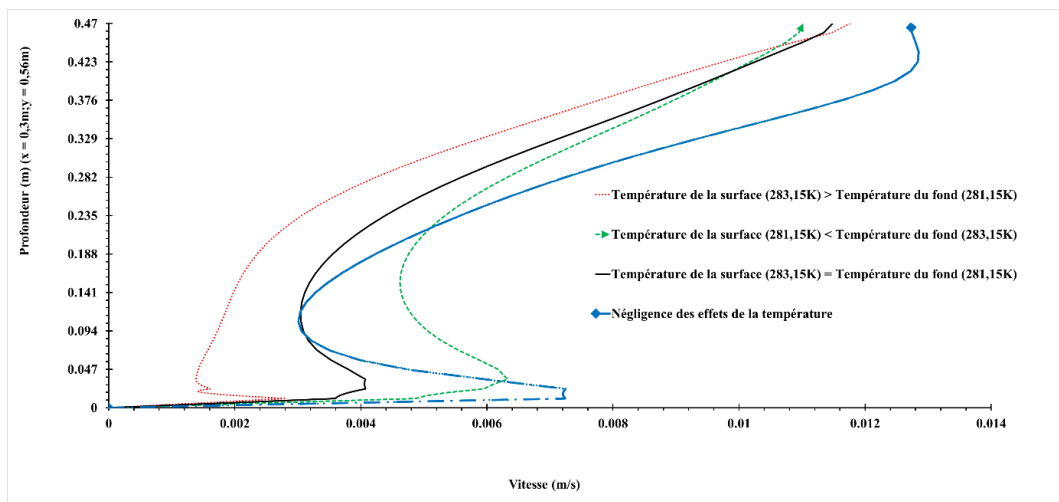


Figure 4-40 : profils de vitesse verticale sur la ligne verticale localisée à 0,3 m de la paroi transversale et dans l'alignement de la sortie pour le débit d'entrée d'eau égal à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

La Figure 4-41 présente l'évolution de la vitesse moyennée sur des surfaces horizontales de profondeur Z du pilote pour le cas où débit d'entrée d'eau est égal à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$. A l'intérieur du pilote, les vitesses moyennes ($\overline{U}_{int}$) sont à 98 % égales pour les quatre différents cas.

$$\overline{U}_{int}(\text{cas } a) \cong \overline{U}_{int}(\text{cas } b) \cong \overline{U}_{int}(\text{cas } c) \cong \overline{U}_{int}(\text{cas } d) \quad (4-8)$$

On peut donc confirmer que la distribution verticale de la vitesse moyenne est hétérogène entre la surface libre et le fond. En moyenne, pour les quatre cas étudiés (voir le paragraphe 4.10), les vitesses moyennes sont à 96 % égales pour des couches allant de la surface libre jusqu'à une épaisseur d'eau située à 9,4 cm de la surface libre. La température est à 95 % homogène sur cette fine épaisseur d'eau. L'homogénéisation de la température sur cette fine couche est due aux effets de la turbulence (vitesses d'écoulement non négligeables) à la surface libre. Puisque la température varie peu dans la fine couche superficielle, cela impliquera une variation négligeable de la masse volumique et de la viscosité dynamique. La faible variation de la viscosité dynamique et de la masse volumique pour des cas où l'on prend en compte la température impliqueront une vitesse moyenne homogène sur l'épaisseur d'eau située à 9,4 cm de la surface libre. En dehors de cette fine couche superficielle, la variation de la température induit une légère variation de la masse volumique et de la viscosité dynamique conduisant à une variation de la vitesse moyenne d'un cas à un autre. Les raisons pour lesquelles on observe cette légère variation sont explicitées dans l'analyse de la Figure 4-39.

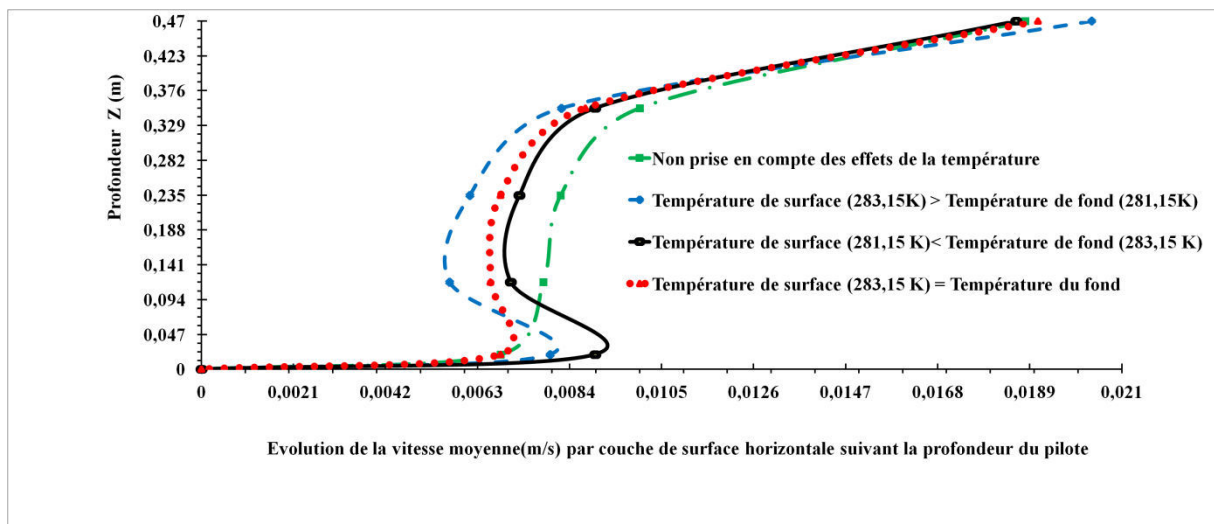


Figure 4-41: Evolution de la vitesse moyennée sur des surfaces horizontales de profondeur Z du pilote pour le cas où débit d'entrée d'eau est égal à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

La Figure 4-42 présente l'évolution de la vitesse moyennée sur des surfaces horizontales de profondeur Z du pilote pour le cas où débit d'entrée d'eau est égal à $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$. Les profils de vitesse moyenne de l'écoulement d'une couche à une autre montrent que, lorsque la température du fond est supérieure à la température de la surface libre (cas b), l'écoulement est deux fois plus rapide par rapport à l'écoulement du cas (a). Lorsque la température du fond est supérieure à la température de surface, les eaux du fond remontent vers la surface libre en générant d'importants mouvements de l'eau d'où l'écart de vitesse observée sur la Figure 4-42. En cas de stratification thermique, on remarque qu'il y a un apport de vitesse supplémentaire induisant le mouvement sous l'effet de la température.

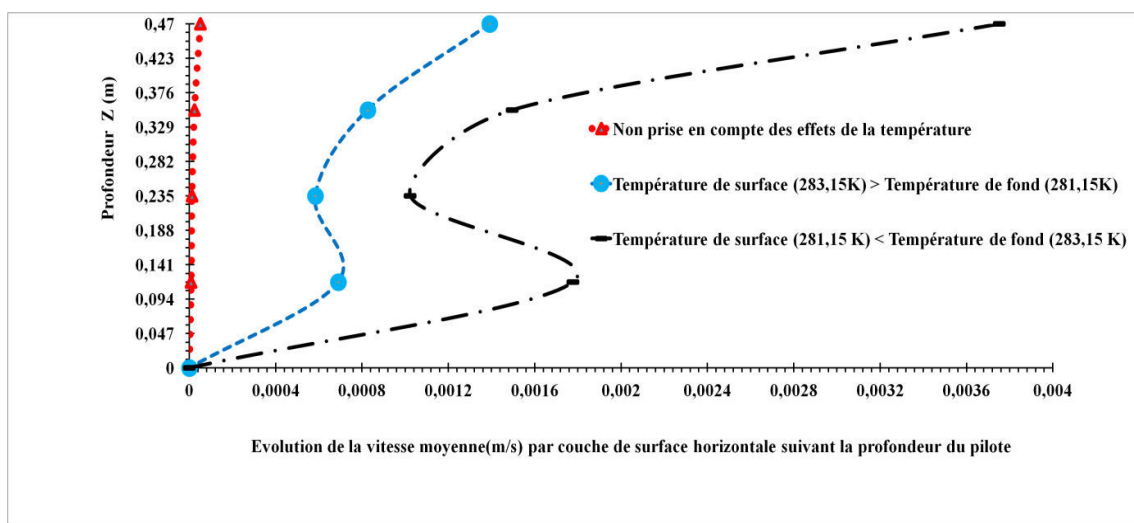


Figure 4-42: Evolution de la vitesse moyennée sur des surfaces horizontales de profondeur Z du pilote pour le cas où débit d'entrée d'eau est égal à $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$.

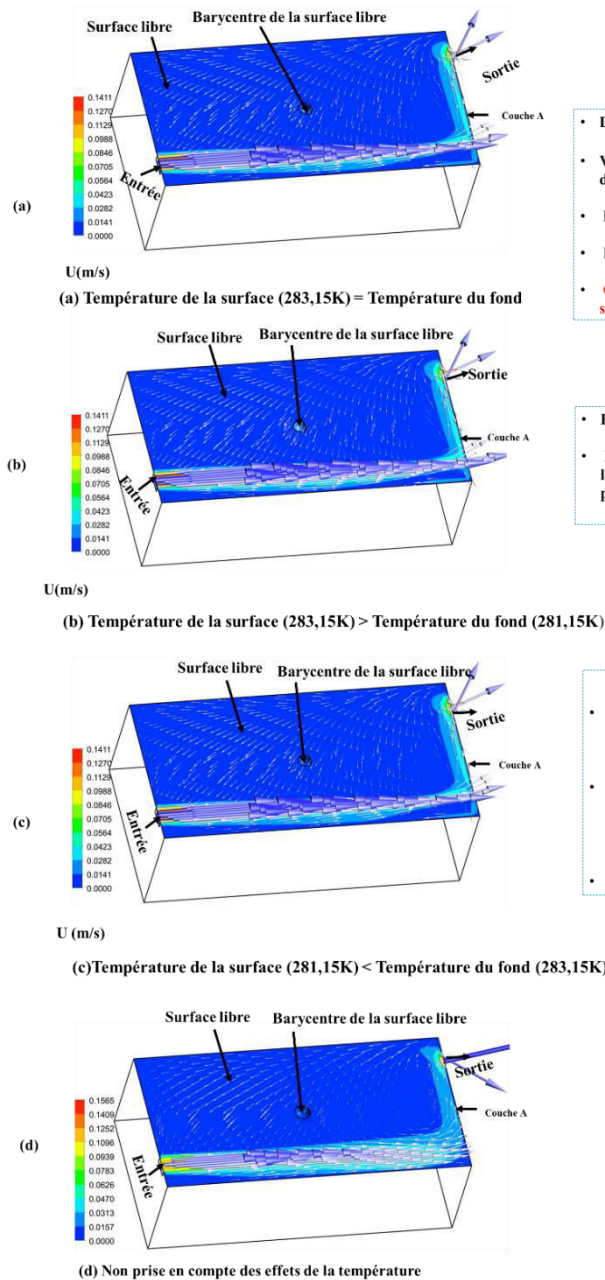
4.10.1.3 Analyse des contours et vecteurs vitesses de l'écoulement au sein du pilote

La Figure 4-43 présente une fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'influence de la stratification thermique à la surface libre du pilote pour quatre cas différents avec un débit initial de l'entrée de l'eau égale à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre est supérieure à la température du fond), cas c (température du fond est supérieure à la température de la surface libre) et cas d (non prise en compte des effets de la température). A la surface libre, il y a une boucle de recirculation pour les cas (a), (b), (c) et (d). Au sein de la boucle de recirculation, les vecteurs vitesses de l'écoulement se dirigent de façon prépondérante de la sortie vers l'entrée. Le retour des flux de la sortie vers l'entrée est probablement dû au positionnement de la sortie par rapport à l'entrée. Une petite partie du flux d'eau sort de l'étang et une grande partie revient vers

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

l'entrée après un frottement de l'eau sur la paroi située en aval du côté de la sortie. La rencontre des flux d'eau à la paroi en aval constitue un frein à l'écoulement et elle redirige les flux d'eau dans le sens opposé à l'écoulement qui provient de l'entrée.

Contours et vecteurs vitesses (U) de l'écoulement sur la couche A (surface libre)



Conditions initiales

- Débit de l'eau à l'entrée du pilote = $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$
- Vitesse moyenne ($\bar{U}$) de l'écoulement à l'intérieur en l'absence des effets de la température = 0,01 m/s
- Dimensions du pilote = 1,4 m x 0,7 m x 0,47 m
- Modèle utilisé : RNG k- ϵ
- Objectif: Etude de l'influence de la stratification thermique sur l'écoulement à la surface libre

Analyses qualitatives

- Boucle de recirculation en surface libre (cas a, b, c et d)
- En dehors de l'alignement de l'entrée, les vecteurs vitesses de l'écoulement de la boucle de recirculation se dirigent en prépondérance de la sortie vers l'entrée (cas a, b, c et d)

Analyses quantitatives

- $\bar{U}_{int}(cas a) \cong \bar{U}_{int}(cas b) \cong \bar{U}_{int}(cas c) \cong \bar{U}_{int}(cas d)$
- $\bar{U}_a(surface) \cong \bar{U}_b(surface) \cong \bar{U}_c(surface)$
- $\bar{U}_a(surface) \cong \bar{U}_d(surface)$

Figure 4-43: Fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'influence de la stratification thermique à la surface libre du pilote pour quatre cas différents avec un débit initial de l'entrée de l'eau égale à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre supérieure à la température du fond), cas c (température du fond supérieure à la température de la surface libre) et cas d (non prise en compte des effets de la température).

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

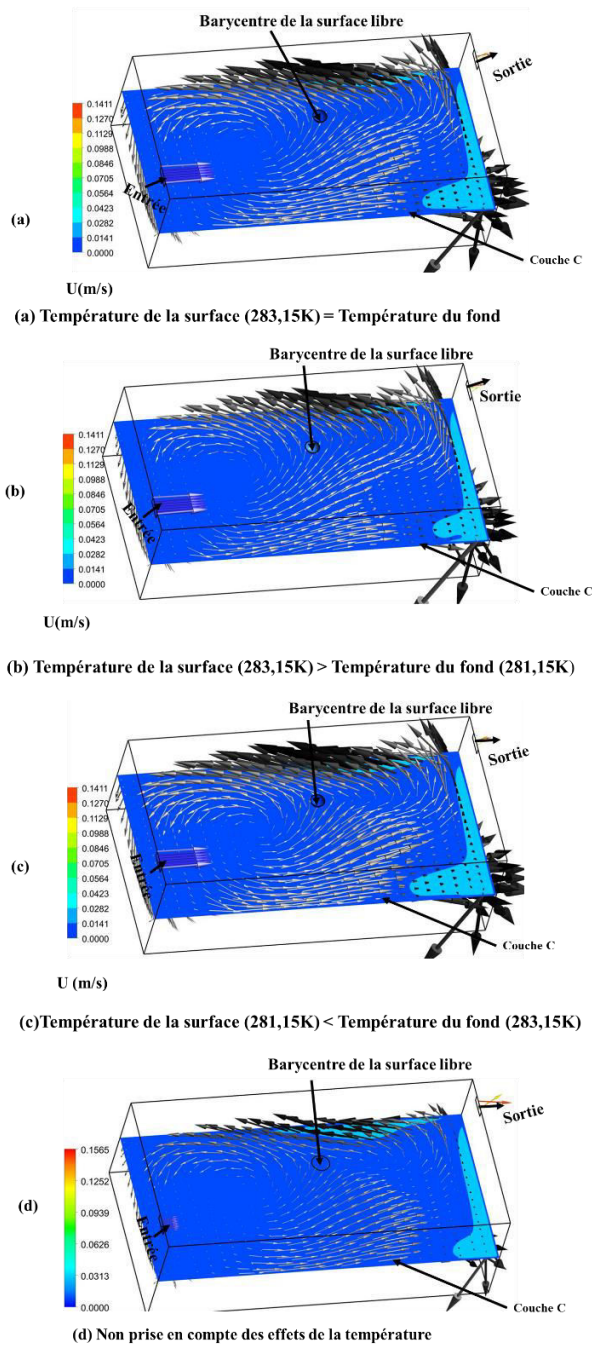
La Figure 4-44 présente une fiche récapitulative des résultats obtenus sur la simulation de l'influence de la stratification thermique à mi-profondeur pour quatre cas différents avec un débit de l'eau à l'entrée du pilote égale à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre supérieure à la température du fond), cas c (température du fond supérieure à la température de la surface libre) et cas d (non prise en compte des effets de la température). A mi-profondeur, on observe aussi des recirculations avec un mélange de flux verticaux et horizontaux dans les quatre différents cas. Les flux verticaux sont prépondérants dans les cas où l'on prend en compte les effets de la température sur l'écoulement.

La Figure 4-45 présente une fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'influence de la stratification thermique à la surface libre pour trois cas différents avec un débit d'eau à l'entrée du pilote égale à $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre supérieure à la température du fond), et cas c (non prise en compte des effets de la température). Lorsque l'écoulement initial est très lent (vitesse d'écoulement approximativement nulle à l'intérieur), on observe une boucle de recirculation à la surface libre dans le cas où l'on impose une température de surface supérieure à la température du fond (cas a) et dans le cas où la température n'a pas été prise en compte (cas c). Au sein de la boucle de recirculation du cas (a), on observe un caractère désordonné des vecteurs vitesses de l'écoulement comparé à ceux du cas (c). Lorsque la température imposée à la surface libre est inférieure à celle du fond (cas b), on peut estimer que 99 % des vecteurs vitesses de l'écoulement sont dirigés de la sortie vers l'entrée.

La Figure 4-46 montre une fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'influence de la stratification thermique à mi-profondeur pour trois différents cas avec un débit d'eau à l'entrée du pilote égale à $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre supérieure à la température du fond), et cas c (non prise en compte des effets de la température). Lorsqu'on ne prend pas en compte les effets de la température (cas c), on observe une boucle de recirculation à mi-profondeur avec des vecteurs vitesses de l'écoulement orientés similairement à ceux observés à la surface libre. La prise en compte de la température (cas a et b) montre qu'il y a des recirculations à mi-profondeur avec un mélange de remontées d'eau de la mi-profondeur vers la surface libre, et des descentes d'eau de la mi-profondeur vers le fond.

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Contours et vecteurs vitesses (U) de l'écoulement sur la couche C en mi-profondeur



Conditions initiales

- Débit de l'eau à l'entrée du pilote = $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$
- Vitesse moyenne ($\bar{U}$) de l'écoulement à l'intérieur en l'absence des effets de la température = 0,01 m/s
- Dimensions du pilote = 1,4 m x 0,7 m x 0,47 m
- Modèle utilisé : RNG k- ϵ
- Objectif: Etude de l'influence de la stratification thermique sur l'écoulement en mi-profondeur du pilote

Analyses qualitatives

- Boucle de recirculation mi-profondeur (cas a, b, c et d)
- Mixage d'écoulements verticaux et horizontaux au sein de la boucle de recirculation (cas a, b, c et d)

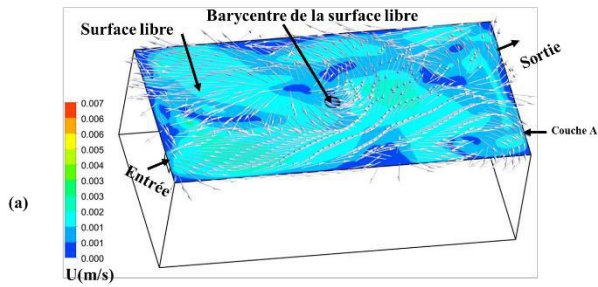
Analyses quantitatives

- $\bar{U}_a(\text{couche C}) \cong \bar{U}_b(\text{couche C}) \cong \bar{U}_c(\text{couche C})$
- $\bar{U}_a(\text{surface}) \cong 3 \times \bar{U}_a(\text{couche C})$
- $\bar{U}_d(\text{surface}) \cong \frac{5}{2} \times \bar{U}_d(\text{couche C})$

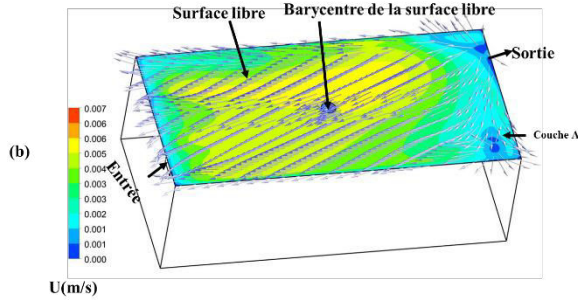
Figure 4-44: Fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'influence de la stratification thermique à mi-profondeur pour quatre cas différents avec un débit de l'eau à l'entrée du pilote égale à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre supérieure à la température du fond), cas c (température du fond supérieure à la température de la surface libre) et cas d (non prise en compte des effets de la température).

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

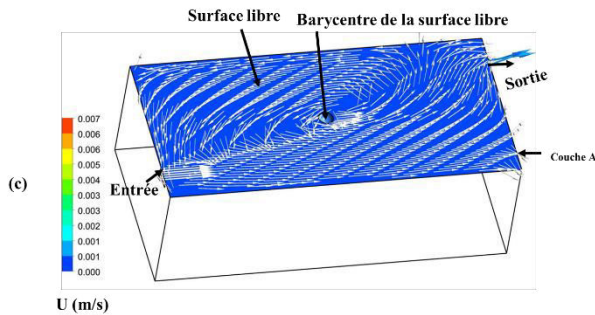
Contours et vecteurs vitesses (U) de l'écoulement sur la couche A (surface libre)



(a) Température de la surface (283,15K) > Température du fond (281,15K)



(b) Température de la surface (281,15K) < Température du fond (283,15K)



(c) Non prise en compte des effets de la température

Conditions initiales

- Débit de l'eau à l'entrée du pilote = $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$
- Vitesse moyenne ($\bar{U}$) de l'écoulement à l'intérieur en l'absence des effets de la température = $1,80 \times 10^{-5} \text{ m/s}$
- Dimensions du pilote = $1,4 \text{ m} \times 0,7 \text{ m} \times 0,47 \text{ m}$
- Modèle utilisé : RNG k- ϵ
- Objectif: Etude de l'influence de la stratification thermique sur l'écoulement

Analyses qualitatives

- Boucle de recirculation en surface libre (cas c)
- Boucle de recirculation avec un caractère désordonné des vecteurs vitesses de l'écoulement (cas a)
- Changement de sens des vecteurs vitesses dans le sens contraire de l'écoulement initial: vecteurs vitesses se dirigeant en prépondérance de la sortie vers l'entrée (cas b)

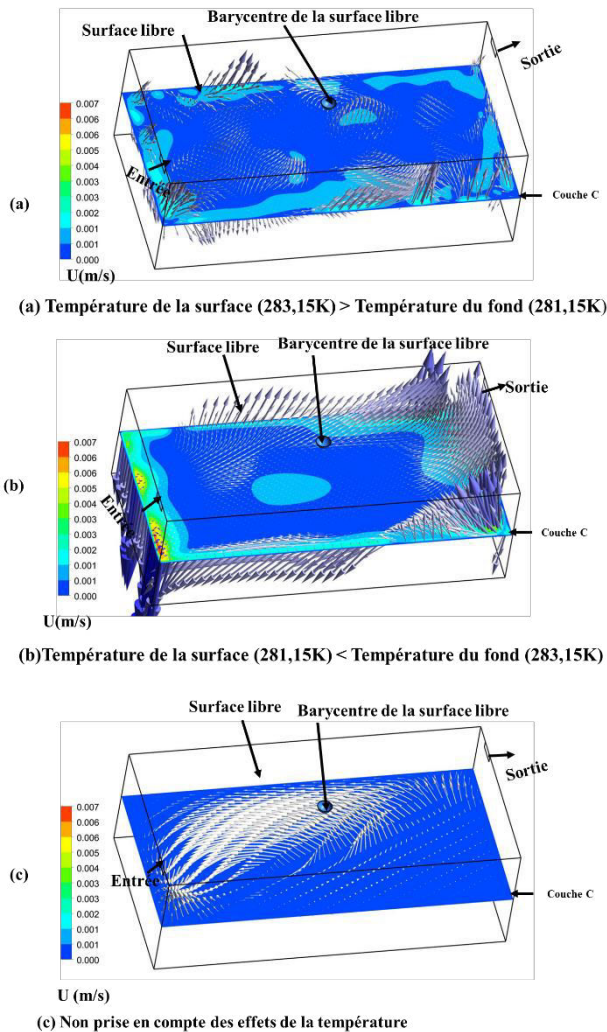
Analyses quantitatives

- $\bar{U}_{int}(cas a) \cong 478 \times \bar{U}_{int}(cas c)$
- $\bar{U}_{int}(cas b) \cong 2 \times \bar{U}_{int}(cas a)$
- $\bar{U}_b(surface) \cong 72 \times \bar{U}_c(surface)$
- $\bar{U}_b(surface) \cong \frac{5}{2} \times \bar{U}_a(surface)$

Figure 4-45 : Fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'influence de la stratification thermique à la surface libre pour trois cas différents avec un débit de l'eau à l'entrée du pilote égale à $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre supérieure à la température du fond), et cas c (non prise en compte des effets de la température).

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Contours et vecteurs vitesses (U) de l'écoulement sur la couche C à mi-profondeur



Conditions initiales

- Débit de l'eau à l'entrée du pilote = $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$
- Vitesse moyenne ($\bar{U}$) de l'écoulement à l'intérieur en l'absence des effets de la température = $1,80 \times 10^{-5} \text{ m/s}$
- Dimensions du pilote = $1,4 \text{ m} \times 0,7 \text{ m} \times 0,47 \text{ m}$
- Modèle utilisé : RNG k- ϵ
- **Objectif: Etude de l'influence de la stratification thermique sur l'écoulement à mi-profondeur**

Analyses qualitatives

- Boucle de recirculation avec prépondérance d'écoulements verticaux: remontées de l'eau de la mi-profondeur vers la surface et descente de l'eau de la mi-profondeur vers le fond: (cas a et b)
- Orientations des vecteurs vitesses de l'écoulement à mi-profondeur différent de celles de la surface libre (cas a et b)
- Boucle de recirculation avec une orientation des vecteurs vitesses similaire à celle de la surface libre (cas c)

Analyses quantitatives

- $\bar{U}_a(mi - profondeur) \cong 46 \times \bar{U}_c(mi - profondeur)$
- $\bar{U}_b(mi - profondeur) \cong \frac{7}{4} \times \bar{U}_a(mi - profondeur)$
- $\bar{U}_a(mi - profondeur) \cong \frac{7}{2} \times \bar{U}_a(surface)$

Figure 4-46 : Fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'influence de la stratification thermique à mi-profondeur pour trois cas différents avec un débit de l'eau à l'entrée du pilote égale à $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$: cas a (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre supérieure à la température du fond), et cas c (non prise en compte des effets de la température).

4.10.2 Etude de l'influence de la température à l'échelle de l'étang de 42 hectares.

L'influence de la température sur l'écoulement a été étudiée pour le plan d'eau ayant des caractéristiques géométriques similaires à celles de l'étang du Grand Bleu avec une entrée et une sortie. Afin de quantifier l'impact des effets de la température, quatre cas ont été envisagés comme annoncé en début du paragraphe 4.10. Dans le premier cas, les effets de température ont été couplés dans la résolution des équations de l'écoulement en supposant que la température est constante entre la surface libre et le fond de l'étang (283,15 K). Dans le second

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

cas, la température de surface (283,15 K) est supérieure à la température du fond (279,15 K). Le troisième cas est l'inverse du deuxième cas. Dans le dernier cas, les équations de l'écoulement ont été résolues sans les coupler aux équations de la température (effets de température négligés).

La Figure 4-47 montre la distribution verticale de la température au sein de l'étang stratifié pour les trois premiers cas où la température a été prise en compte dans la résolution des équations de l'écoulement. La stratification thermique au sein de l'étang implique aussi la stratification de la masse volumique. La Figure 4-48 présente la distribution verticale de la masse volumique au sein de l'étang stratifié dans le cas où la température de surface est supérieure à la surface libre de l'étang et dans le cas où il y a une inversion thermique. Puis la Figure 4-49 présente la distribution verticale de la masse volumique au sein de l'étang pour le cas 1 (température supposée constante) et le cas 2 (non prise en compte des effets de la température).

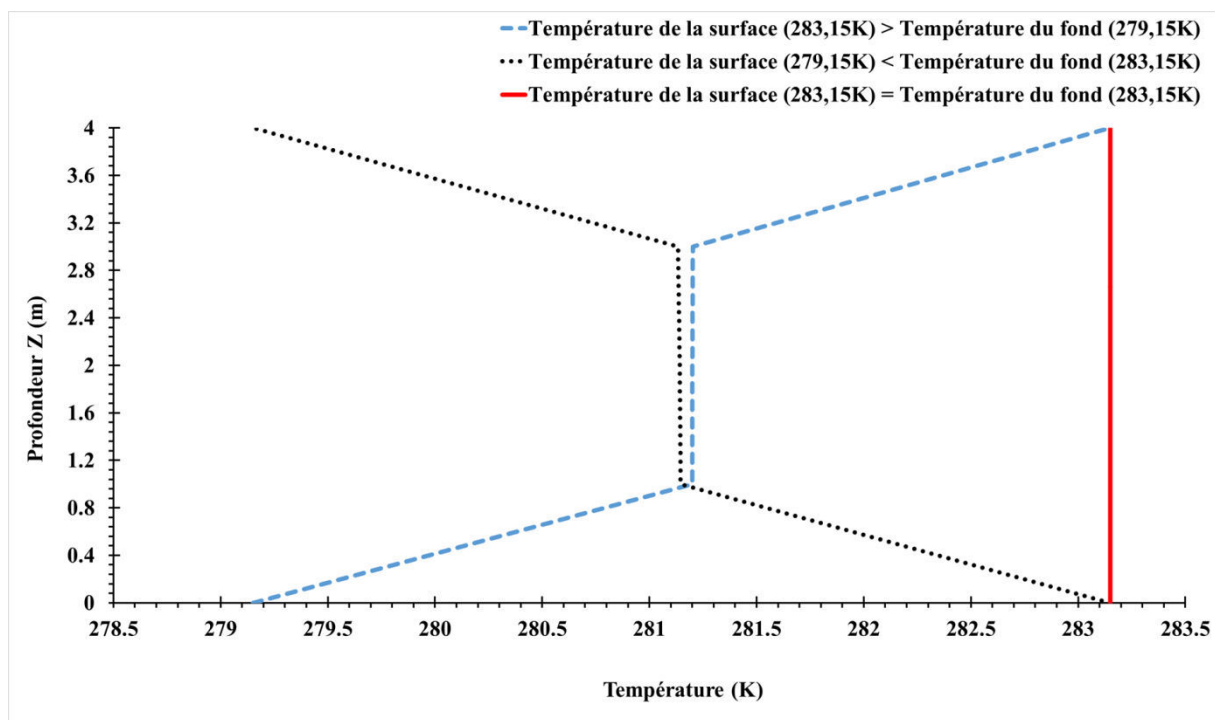


Figure 4-47: Stratification thermique (profils de température en fonction de la profondeur) au sein de l'étang pour les trois premiers cas

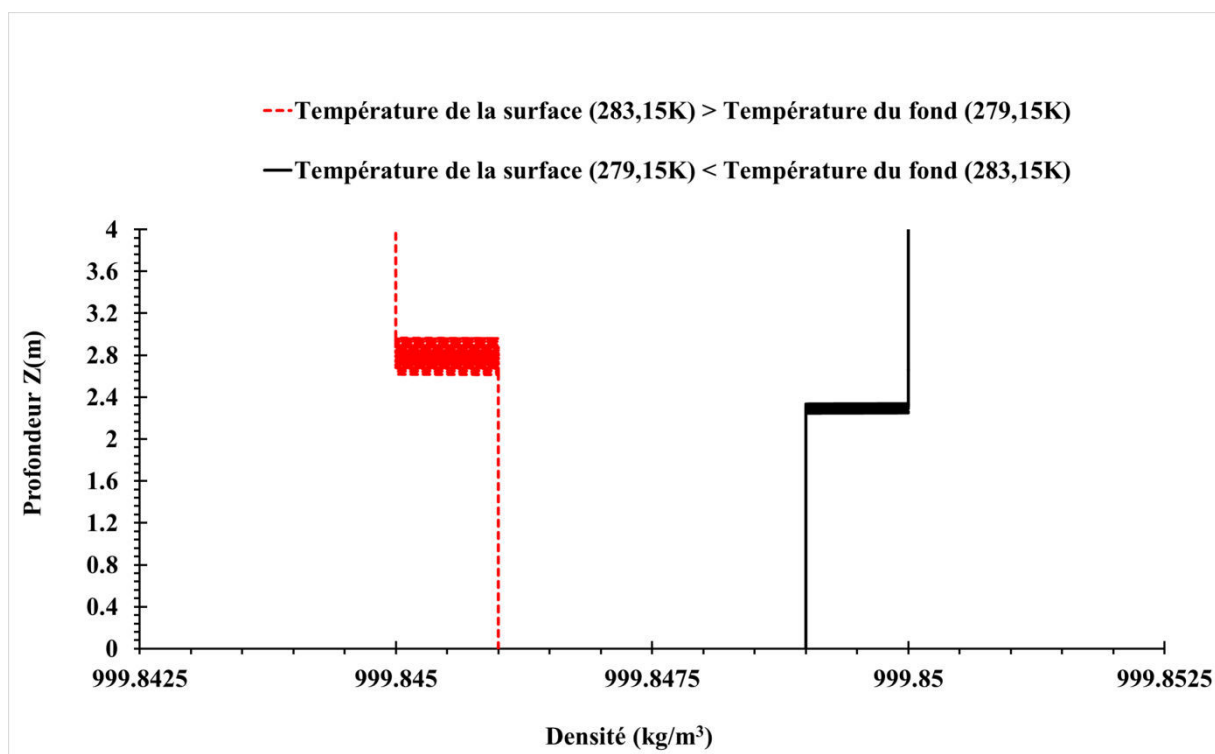


Figure 4-48: Stratification de la masse volumique au sein de l'étang pour les cas où la température entre la surface libre et le fond varie.

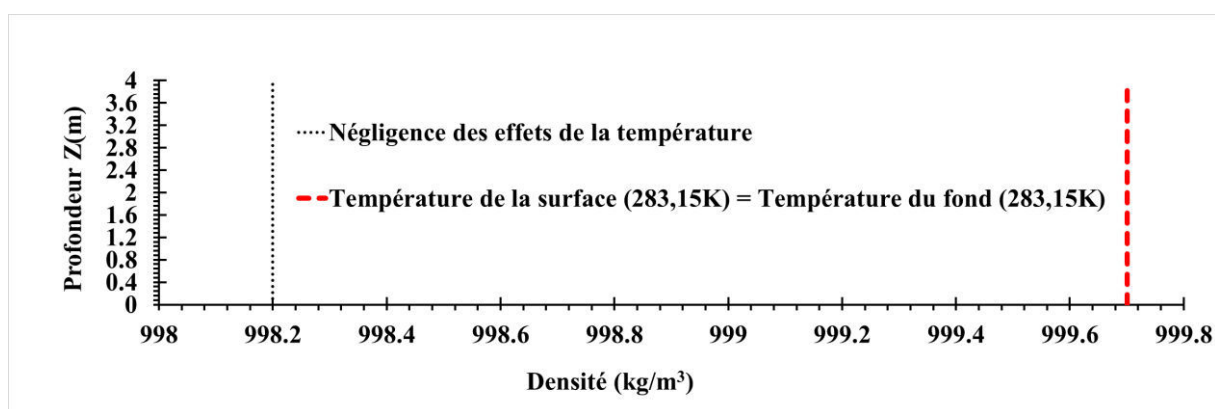


Figure 4-49 : Distribution verticale de la masse volumique au sein de l'étang pour le cas 1 (température supposée constante) et le cas 4 (non prise en compte des effets de la température)

4.10.2.1 Transfert de chaleur au sein de l'étang

4.10.2.2 profils de vitesse moyenne sur différentes couches de l'étang

La Figure 4-50 présente l'évolution de la vitesse moyenne par couche de surface horizontale suivant la profondeur de l'étang. Les vitesses moyennes décroissent de la couche supérieure (surface libre) à la couche inférieure (fond) quel que soit le cas testé (cas a, b, c et d). Dans l'ensemble la stratification thermique inverse (cas c) génère légèrement plus de flux par rapport à la stratification thermique directe (b). Par exemple à la surface libre, la vitesse moyenne générée dans le cas de la stratification thermique inverse est deux fois supérieure à celle de la stratification thermique directe. Dans le cas de la stratification thermique inverse (cas c), la température au fond de l'étang est supérieure à celle de la surface libre. Ceci implique une remontée prépondérante des eaux du fond vers la surface libre qui est à l'origine de la légère augmentation des vitesses moyennes d'écoulement comparé au cas de la stratification thermique directe (cas b).

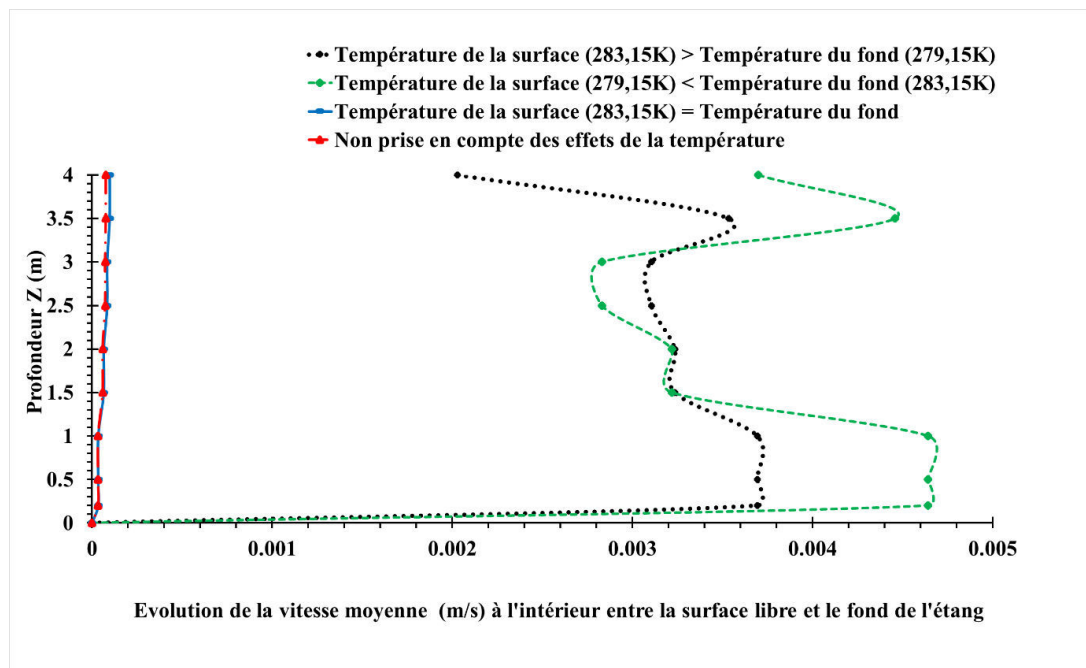


Figure 4-50: Evolution de la vitesse moyenne par couche de surface horizontale suivant la profondeur de l'étang

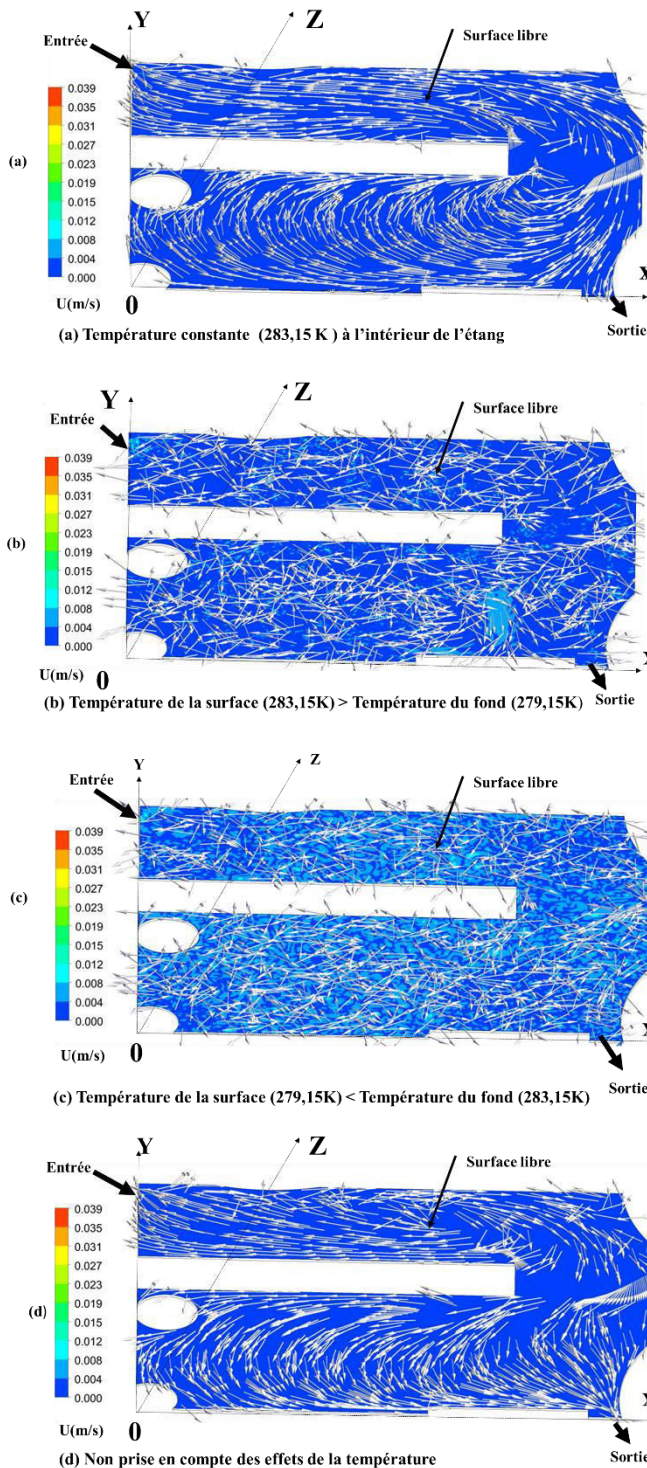
4.10.2.3 *Contours et vecteurs vitesses de l'écoulement au sein de l'étang*

La Figure 4-51 présente les contours et vecteurs vitesses sous forme d'une fiche récapitulative. Cette fiche présente les résultats obtenus sur la simulation de l'influence de la stratification thermique à la surface libre de l'étang pour quatre différents cas: cas a (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre supérieure à la température du fond), cas c (température du fond supérieure à la température de la surface libre) et cas d (non prise en compte des effets de la température). Dans les quatre cas, on observe une boucle de recirculation à la surface libre. Lorsque l'étang est stratifié (cas b et c), on remarque qu'au sein de la boucle de recirculation les vecteurs vitesses de l'écoulement sont désordonnés : ceci est dû à la turbulence générée par les gradients de température. Dans le premier bloc de la zone d'écoulement située au niveau de l'entrée, les orientations des vecteurs vitesses de l'écoulement des cas (a) et (d) sont similaires. Par contre, l'orientation des vecteurs vitesses de l'écoulement du cas (a) diffère au niveau du second bloc de la zone d'écoulement située du côté de la sortie. Au sein de la boucle de recirculation, les vecteurs vitesses de l'écoulement sont orientés dans le sens des aiguilles d'une montre pour le cas (a), tandis que ceux du cas (d) sont orientés dans le sens contraire des aiguilles d'une montre. Le rapport de vitesses entre les différents cas est consigné sur la Figure 4-51 au niveau de l'analyse quantitative.

La Figure 4-52 présente une fiche récapitulative des résultats obtenus sur la simulation de l'influence de la stratification thermique à mi-profondeur de l'étang pour quatre différents cas: cas 1 (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre supérieure à la température du fond), cas c (température du fond supérieure à la température de la surface libre) et cas d (non prise en compte des effets de la température). A mi-profondeur, l'orientation des vecteurs vitesses est similaire à celle observée à la surface libre lorsqu'il n'y a aucune stratification thermique au sein de l'étang (cas a et d). Par contre, lorsqu'il y a une stratification thermique (cas b et c), le comportement de l'écoulement à mi-profondeur diffère de celui de la surface libre. Les vecteurs vitesses dirigés verticalement du plan à mi-profondeur vers la surface libre montrent des remontées d'eau en provenance du fond vers la surface libre. La prépondérance des mouvement verticaux en cas de stratification thermique est l'une des caractéristiques fondamentales des plans d'eau comme l'ont montré plusieurs études (Egna et Boyd, 1997; Touchart, 2007).

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Contours et vecteurs vitesses (U) de l'écoulement à la surface libre de l'étang



Conditions initiales

- Débit de l'eau à l'entrée de l'étang = 0,01 m³/s
- Vitesse moyenne ($\bar{U}$) de l'écoulement à l'intérieur en l'absence de l'effet des forçages extérieurs = $6,3 \times 10^{-5}$ m/s
- Dimensions de l'étang = 797 m x 631 m x 3,7 m (3,7 m est la profondeur moyenne: la profondeur varie entre 3 et 4 mètres au sein de l'étang)
- Superficie de l'étang = 42 hectares
- Modèle utilisé : RNG k- ϵ
- **Objectif: Etude de l'influence de la stratification thermique sur l'écoulement à la surface libre**

Analyses qualitatives

- Boucle de recirculation à la surface libre (cas a, b, c et d)
- Les vecteurs vitesses de la boucle de recirculation de la surface libre sont orientés différemment d'un cas à un autre
- La stratification thermique génère des mouvements d'eau
- Les gradients de température entre le fond et la surface contribuent à l'augmentation des valeurs des vitesses locales de d'écoulement

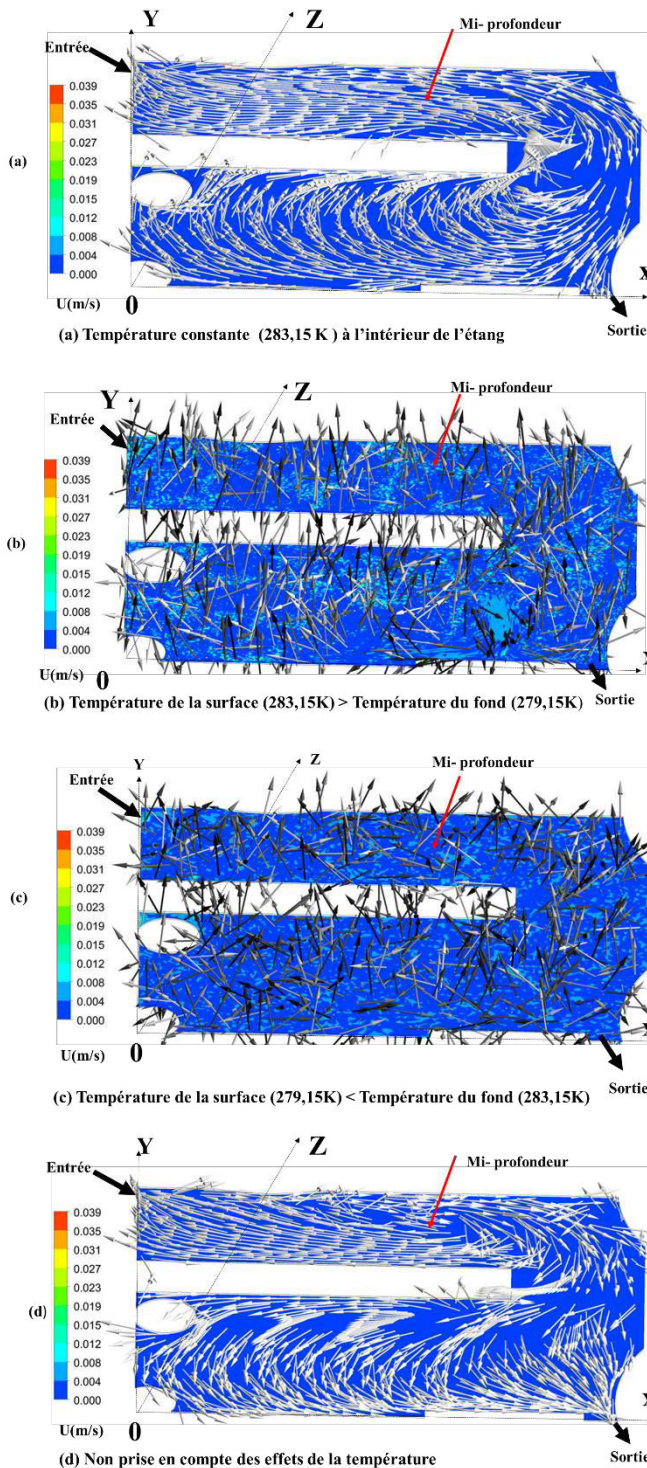
Analyses quantitatives

- Vitesse moyenne à l'intérieur (cas a) = $7,3 \times 10^{-5}$ m/s
- Vitesse moyenne à l'intérieur (cas b) = 0,0034 m/s
- Vitesse moyenne à l'intérieur (cas c) = 0,0037 m/s
- Vitesse moyenne à l'intérieur (cas d) = $6,3 \times 10^{-5}$ m/s
- $\bar{U}_a(\text{surface}) \cong \bar{U}_d(\text{surface})$
- $\bar{U}_b(\text{surface}) \cong 21 \times \bar{U}_a(\text{surface})$
- $\bar{U}_c(\text{surface}) \cong 48 \times \bar{U}_a(\text{surface})$
- $\bar{U}_c(\text{surface}) \cong 2 \times \bar{U}_b(\text{surface})$

Figure 4-51: Fiche récapitulative des résultats obtenus pour la simulation de l'influence de la stratification thermique à la surface libre de l'étang pour quatre cas différents: cas a (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre supérieure à la température du fond), cas c (température du fond supérieure à la température de la surface libre) et cas d (non prise en compte des effets de la température).

Chapitre 4. Modélisation du comportement hydrodynamique des plans d'eau à l'échelle du pilote et à une grande échelle.

Contours et vecteurs vitesses U (m/s) de l'écoulement à mi-profondeur de l'étang



Conditions initiales

- Débit de l'eau à l'entrée de l'étang = 0, 01 m³/s
- Vitesse moyenne ($\bar{U}$) de l'écoulement à l'intérieur en l'absence de l'effet des forçages extérieurs = $6,3 \times 10^{-5}$ m/s
- Dimensions de l'étang = 797 m x 631 m x 3,7 m (3,7 m est la profondeur moyenne: la profondeur varie entre 3 et 4 mètres au sein de l'étang)
- Superficie de l'étang = 42 hectares
- Modèle utilisé : RNG k- ϵ
- **Objectif: Etude de l'influence de la stratification thermique sur l'écoulement à mi-profondeur de l'étang**

Analyses qualitatives

- Remontée des eaux du fond vers la surface (cas b et c)
- Les recirculation verticales sont prépondérantes (cas b et c)
- L'écoulement à mi-profondeur diffère de celle observée à la surface libre (cas b et c)
- L'écoulement à mi-profondeur est similaire à celui observé à la surface libre (cas a et d)
- La stratification thermique génère des écoulements verticaux entre la surface libre et le fond (cas b et c)
- Les effets de la stratification thermique confère à l'écoulement initial (écoulement non sous aux forçages extérieure) une vitesse d'écoulement supplémentaire

Analyses quantitatives

- $\bar{U}_a(\text{surface}) \cong \frac{3}{2} \times \bar{U}_a(\text{mi-profondeur})$
- $\bar{U}_b(\text{surface}) \cong \frac{3}{5} \times \bar{U}_b(\text{mi-profondeur})$
- $\bar{U}_b(\text{mi-profondeur}) \cong 50 \times \bar{U}_a(\text{mi-profondeur})$
- $\bar{U}_c(\text{surface}) \cong \bar{U}_c(\text{mi-profondeur})$
- $\bar{U}_c(\text{mi-profondeur}) \cong 50 \times \bar{U}_a(\text{mi-profondeur})$
- $\bar{U}_a(\text{mi-profondeur}) \cong \bar{U}_d(\text{mi-profondeur})$
- $\bar{U}_c(\text{mi-profondeur}) \cong \bar{U}_b(\text{mi-profondeur})$

Figure 4-52: Fiche récapitulative des résultats obtenu pour la simulation de l'influence de la stratification thermique à mi-profondeur de l'étang pour quatre cas différents: cas 1 (température uniforme entre la surface libre et le fond); cas b (température de la surface libre supérieure à la température du fond), cas c (température du fond supérieure à la température de la surface libre) et cas d (non prise en compte des effets de la température).

4.11 Conclusion

Les résultats de la Distribution des Temps de Séjour mesurés expérimentalement sur le pilote et ceux simulés numériquement avec le modèle RNG k- ϵ coïncident. Plusieurs débits d'écoulement ont été testés. La coïncidence des résultats de DTS expérimentales et numériques par l'utilisation de débits différents montrent la reproductibilité de la méthodologie de simulation d'où la validation du modèle RNG k- ϵ . Une fois la validation du modèle RNG k- ϵ effectuée à l'échelle du pilote, l'influence de plusieurs facteurs (positionnement des sorties, débit, présence des végétaux, température, vent, ...) sur l'écoulement hydrodynamique a été testée. Ce chapitre nous a permis de comprendre le comportement hydrodynamique de l'écoulement au sein des milieux aquatiques lenticques sous l'effet de forçages extérieurs pouvant influencer la dispersion des substances actives au cours du traitement. L'intérêt de l'étude de l'influence de plusieurs facteurs est de fournir des informations pertinentes qui permettront de simuler la dispersion des substances actives qui feront l'objet de notre étude au chapitre 5.

Chapitre 5 : Modélisation de la dispersion de principes actifs à partir d'un disséminateur

5 Chapitre 5 : Modélisation de la dispersion de principes actifs à partir d'un disséminateur

La méthodologie utilisée pour la validation des modèles est la même que celle utilisée pour la modélisation numérique de la dispersion de substances actives. Dans le cas de la dispersion des substances, l'injection n'est plus réalisée à l'entrée de l'étang mais au point de dispersion des substances afin de calculer la variation de la concentration en substance active. La simulation de la dispersion des principes actifs a été réalisée à l'échelle du pilote et à l'échelle de la masse d'eau lentique « Grand Bleu » afin de valider la reproductibilité de cette méthodologie et le modèle global.

5.1 Méthodologie de modélisation de la dispersion par approche RANS

5.1.1 Injection instantanée

Un corps géométrique est une figure géométrique en trois dimensions délimitée par des faces planes (polyèdre), ou une surface courbe (sphère). Pour simuler l'injection instantanée de la substance active dans la zone dédiée au traitement des plantes invasives, un corps géométrique dédié spécifiquement à l'injection été créé lors de la conception de la géométrie du pilote sur Workbench. Ce corps est fusionné avec le domaine dédié à l'écoulement de l'eau. Ce corps peut être aussi créé sur le Solveur Fluent, mais il est plus astucieux de le réaliser en amont sur Workbench. L'avantage de créer ce corps est qu'il permet d'estimer numériquement la masse de la substance injectée. L'estimation de la masse ou de la concentration de la substance active injectée numériquement permet d'établir un facteur d'échelle de manière à comparer les résultats simulés et ceux mesurés expérimentalement. Pour ceci, avant de lancer la simulation, il faut prendre soin de noter la masse ou la concentration de la substance injectée à l'instant $t = 0$ s qui servira à calculer le facteur d'échelle.

Le facteur d'échelle (F_e) est déterminé comme suit :

Soit m_{exp} la masse de la substance injectée (masse avant introduction dans le milieu aquatique).

$$F_e = \frac{m_{0exp}}{m_{0num}} \times \frac{1}{\rho_{SG}} = \frac{C_{0exp}}{C_{0num}} \times \frac{1}{\rho_{SG}} \quad (5-1)$$

$m_{0_{exp}}$, $C_{0_{exp}}$ et $m_{0_{num}}$, $C_{0_{num}}$ sont respectivement les masses et concentrations initiales de la substance utilisée expérimentalement et simulée numériquement avant son injection dans le milieu aquatique, ρ_{SG} est la masse volumique spécifique de la substance injectée : ρ_{SG} est une grandeur sans dimension.

$$\rho_{SG} = \frac{\rho_{sa}}{\rho_e} \quad (5-2)$$

ρ_{sa} et ρ_e sont respectivement les masse volumiques de la substance active et de l'eau.

Les résultats des simulations sont déterminés en fraction massique (w_{sa}) de la substance active injectée. Connaissant la masse de substance injectée, la concentration massique (C_m) de la substance active est déterminée comme suit:

$$C_m = w_{sa} \times \rho_m \times \frac{m_{0_{exp}}}{m_{0_{num}}} \times \frac{1}{\rho_{SG}} = w_{sa} \times \rho_m \times f_e \quad (5-3)$$

ρ_m masse volumique du mélange (substance active + eau)

La masse volumique du mélange (substance active + eau) se calcule comme suit (Graf, 2000) :

$$\rho_m = \rho_e + (\rho_{sa} - \rho_e) \times \frac{C_{msa}}{\rho_{sa}} \quad (5-4)$$

Par rapport à la substance active, l'eau est le solvant en grande quantité dans le mélange, la masse volumique du mélange est donc sensiblement égale à celle de l'eau :

$$\rho_m \cong \rho_e \quad (5-5)$$

ρ_m est la masse volumique du mélange (substance active + eau), ρ_e et ρ_{sa} sont respectivement les masse volumiques de l'eau et de la substance active, C_{msa} est la concentration massique de la substance active.

5.1.2 Points d'injection et de suivi de la concentration d'une substance à l'échelle du pilote

La Figure 5-1 présente les points choisis pour l'injection et le suivi de l'évolution de la concentration à l'intérieur du pilote. Le point d'injection est situé au centre de l'étang à la surface libre dans la zone de recirculation et présentant de faibles vitesses d'écoulement (voir Chapitre 3).

Pour le suivi de la concentration de la substance active injectée, neuf points ont été choisis dont quatre points (A, B, C et D) à la surface libre et les cinq autres points (A1, B1, C1 et D1 et E) à mi-profondeur du pilote. Sur cette configuration, la sortie a été maintenue fixe et nous avons

fait varier le positionnement des entrées dans le but d'évaluer leur influence sur la dispersion. Le Tableau 5-1 présente les quatre scénarios de positionnement des entrées. Le débit total à la sortie du pilote est $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$. Du fait de la conservation de masse, le débit total à l'entrée de chaque scénario est égal au débit de la sortie. Le volume accessible à l'écoulement est égal à $0,4508 \text{ m}^3$. Les distances séparant les entrées et sorties ont été décrites au chapitre 2.

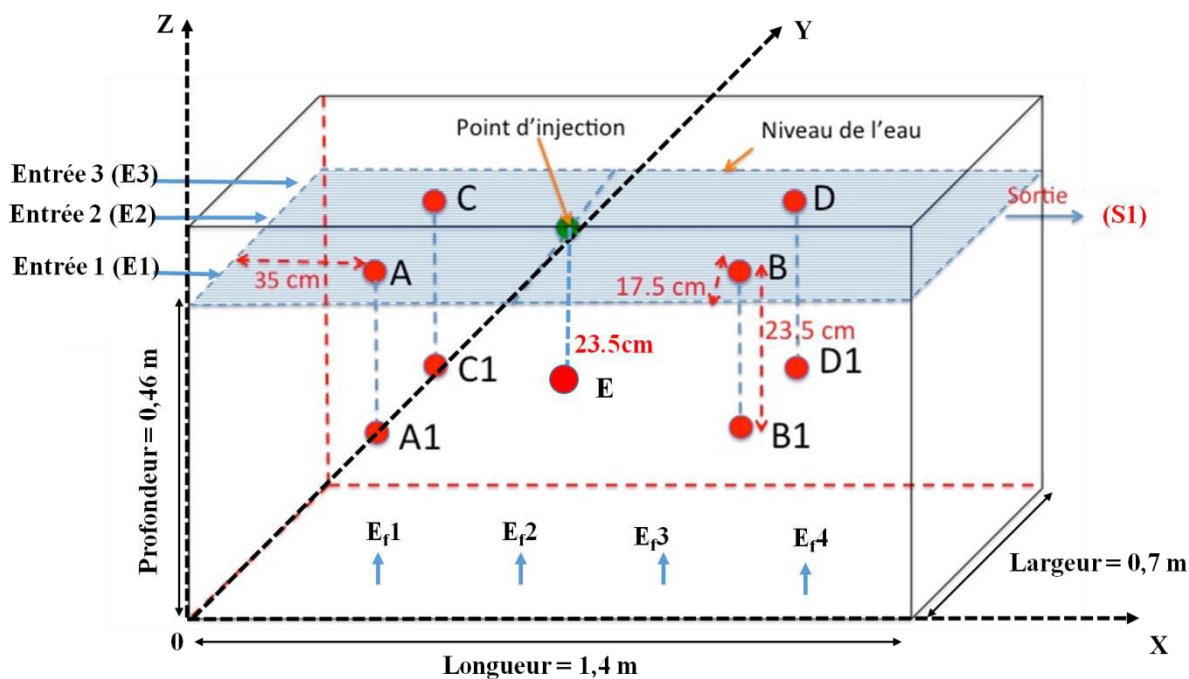


Figure 5-1: Points d'injection et de suivi des concentrations des substances actives à l'intérieur du pilote

Tableau 5-1: Positionnement des entrées d'eau

Scénario	Nombre d'entrée	Positionnement (voir Figure 5-1)	Dimensions des entrées et sortie	Débit pour chaque entrée (m^3/s)
1	1	E1 – Sortie (S1)	0,08 m x 0,02 m	$2,78 \times 10^{-5}$
2	2	E1 - E3 – S1		$\frac{2,78 \times 10^{-5}}{2}$
3	3	E1 - E2 - E3 – S1		$\frac{2,78 \times 10^{-5}}{3}$
4	4	E _f 1 - E _f 2- E _f 3- E _f 4- S1		$\frac{2,78 \times 10^{-5}}{4}$

5.1.3 Résultats du suivi des concentrations pour chacun des quatre scénarios

5.1.3.1 Suivi de la concentration pour le premier scénario

Afin d'étudier la représentativité du modèle de dispersion, la dispersion de trois types de substance a été testée : le chlorure de sodium, la Rhodamine B et l'acide nonanoïque. Les mesures expérimentales ont été effectuées uniquement avec les deux premières substances. Pour la simulation numérique, le chlorure de sodium et la Rhodamine B ont été simulés comme des traceurs passifs (à l'état liquide) permettant de faire un traçage, tandis que l'acide nonanoïque a été simulé comme étant une substance active (à l'état liquide).

5.1.3.1.1 Mesures expérimentales et simulation de la dispersion de la Rhodamine B.

L'injection expérimentale a été réalisée au point d'injection montré à la Figure 5-1. Il a été injecté 50 ml d'une solution de Rhodamine B de concentration initiale égale à 1g/l. La simulation numérique de la Rhodamine B a été réalisée en prenant en compte ses propriétés physiques (masse volumique, masse molaire, viscosité et diffusion moléculaire) dans le modèle.

Deux valeurs de débit à l'entrée ont été testées avec la configuration d'une entrée et une sortie: $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$ et $2,77 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$. La Figure 5-2 présente la comparaison des résultats numériques et expérimentaux montrant la variation de la concentration de la Rhodamine B pour le scénario d'une entrée et une sortie avec un débit d'entrée égal à $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$. Les mesures expérimentales ont été effectuées uniquement en deux points mais pour la simulation numérique, l'évolution de la concentration a été calculée en tous les points de suivi. Les points C (localisé à la surface libre) et C1 (à mi-profondeur) sont situés à 0,35 m du point d'injection. En moyenne, il y a un écart de 15 % de concentration entre les courbes de concentrations mesurées expérimentalement et celles simulées numériquement de 0 à 21360 secondes après l'injection. Mais les concentrations expérimentales et celles simulées numériquement coïncident après 21360 secondes soit le temps à partir duquel il y a homogénéisation de concentration. Les écarts de concentrations expérimentales et numériques sont peut-être dus à un décalage de positionnement de la sonde expérimentale et aussi à la technique d'injection. Aux points C et C1, les pics de concentration sont atteints 2000 secondes après l'injection et sont estimés respectivement à $2,5 \times 10^{-2} \%$ et $1,6 \times 10^{-2} \%$ de la concentration initiale injectée. Ces concentrations chutent progressivement et commencent à s'homogénéiser à partir de 3000 secondes.

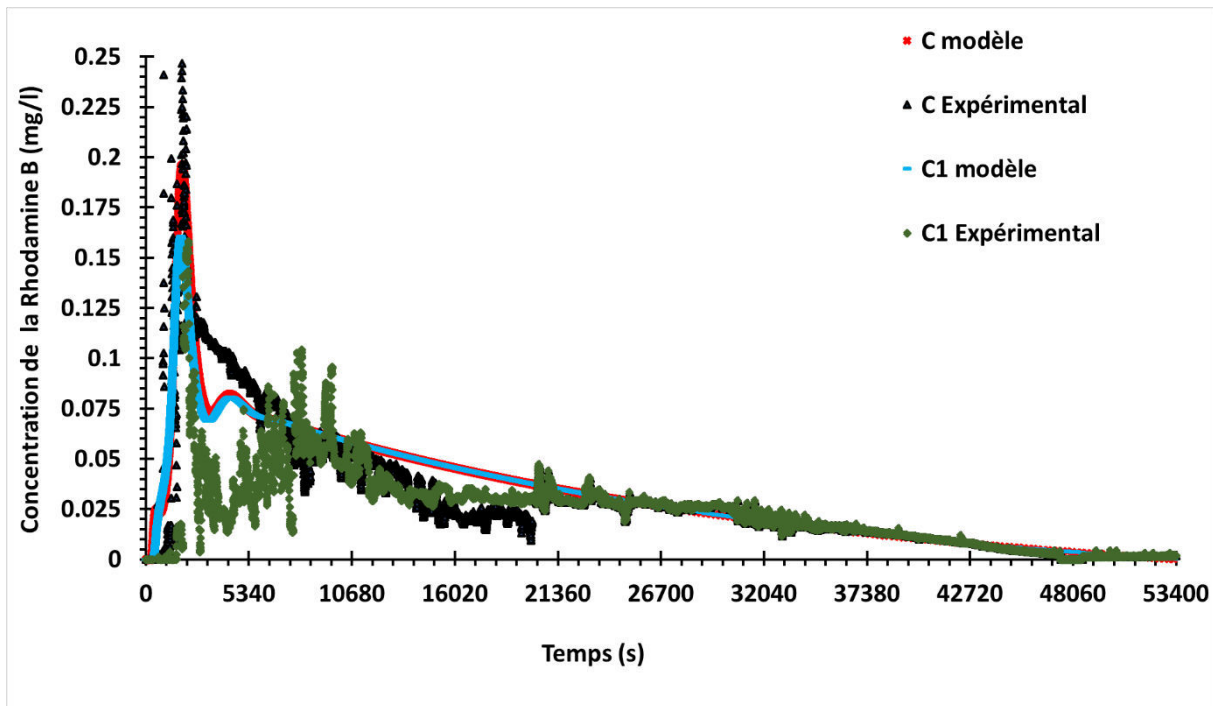


Figure 5-2: Comparaison des résultats numériques et expérimentaux montrant la variation de la concentration en Rhodamine B pour le scénario d'une entrée et une sortie avec un débit d'entrée égal à $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$.

La Figure 5-3 présente les résultats de la simulation numérique montrant la variation de la concentration de la Rhodamine B pour les neuf différents points de suivis comme annoncé dans le paragraphe précédent. Le comportement de la dispersion de la Rhodamine B est similaire pour tous les points. Néanmoins les pics de concentration n'apparaissent pas au même moment et ne sont pas égaux. Les pics de concentration sont détectés à environ 500 secondes pour les points B, B1 et E; à 1250 secondes pour les points D et D1 soit un facteur 2,5 d'écart de temps; 2000 secondes pour les points C et C1 soit un facteur 4 d'écart, 2500 secondes pour les points A et A1 soit un facteur 5 d'écart. Ces différents écarts de temps d'apparition des pics de concentration sont dus à l'influence des vitesses locales de l'écoulement et de l'orientation des vecteurs vitesses d'écoulement, puis au caractère aléatoire de la diffusion moléculaire qui n'est pas négligeable. A la surface libre, on peut classer les valeurs de concentrations comme suit:

$$C_B \geq C_D \geq C_C \geq C_A \quad (5-6)$$

On a remarqué que pour cette configuration, les concentrations sont à 98 % égales pour des points de la surface libre située dans le même alignement vertical avec les points à mi-profondeur à l'exception du point B. On peut estimer dans cette configuration, qu'une concentration de substance injectée à la surface libre peut tuer ou inhiber des plantes invasives

localisées à mi-profondeur. Néanmoins, nous verrons plus tard que dans d'autres scénarios la distribution de la concentration locale de la surface libre jusqu'à mi-profondeur sera modifiée en fonction du nombre ou du positionnement des entrées.

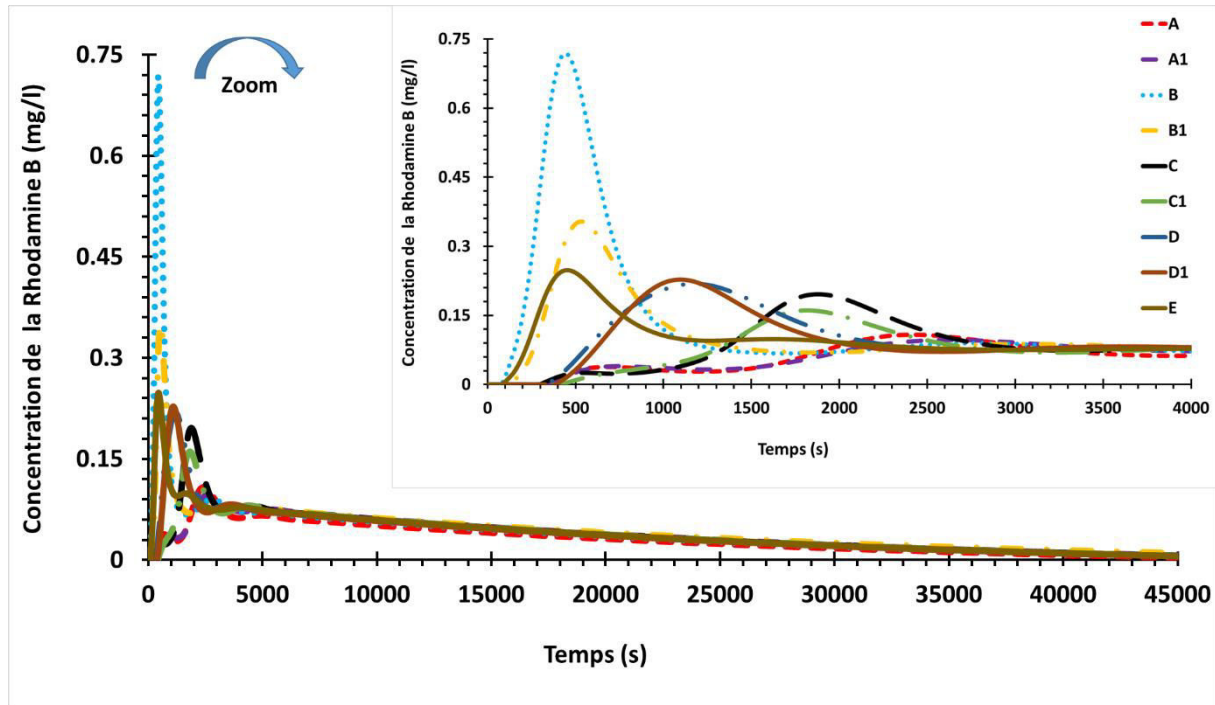


Figure 5-3 : Résultats de la simulation numérique montrant la variation de la concentration en Rhodamine B en neuf points de suivi pour le scénario d'une entrée et une sortie avec un débit d'entrée égal à $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$.

La Figure 5-4 présente la comparaison des résultats numériques et expérimentaux montrant la variation de la concentration de la Rhodamine B pour le scénario d'une entrée et une sortie avec un débit d'entrée égal à $2,77 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$. Les mesures expérimentales de suivi de concentrations ont été faites aux points C et D. Sur l'ensemble des concentrations locales, les résultats numériques et expérimentaux sont également en concordance à 90 % pour le point C et à 80% pour le point D. Pour un même point, les écarts observés sur les courbes de concentrations pourraient être dus à une diffusion numérique ou à un décalage de positionnement de sondes expérimentales. Au point C la valeur du pic de concentration est égale à celle trouvée pour le débit $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$ mais le pic apparait à un temps 20 fois inférieur.

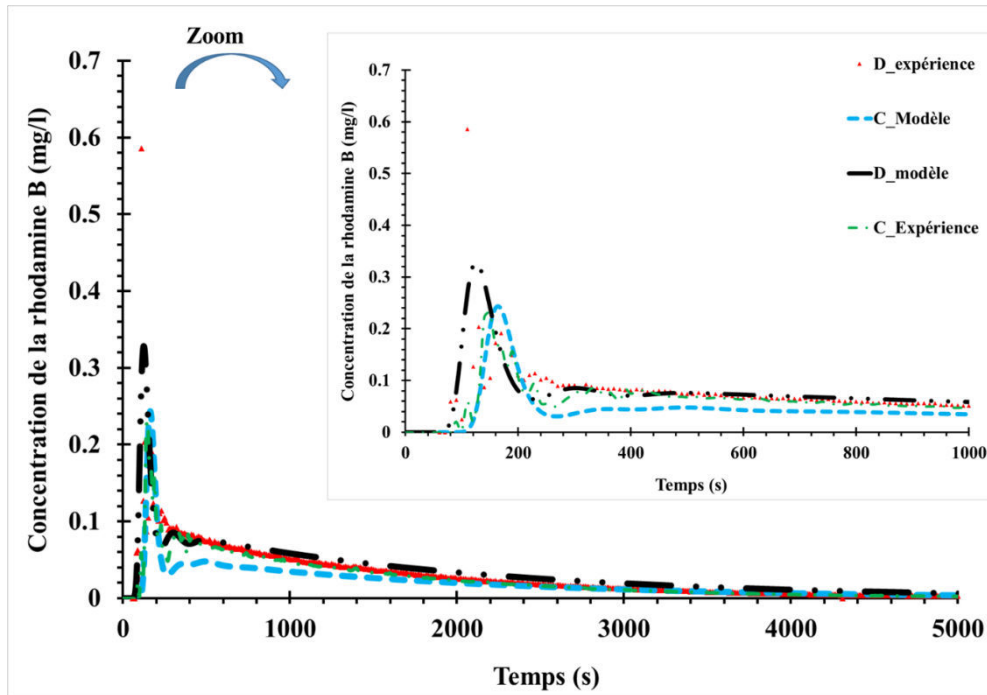


Figure 5-4: Comparaison des résultats numériques et expérimentaux montrant la variation de la concentration en Rhodamine B pour le scénario d'une entrée et une sortie avec un débit d'entrée égal à $2,77 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$.

La Figure 5-5 présente les résultats de la simulation numérique montrant la variation de la concentration de la Rhodamine B en quatre points de suivi pour le scénario d'une entrée et une sortie avec un débit d'entrée égal à $2,77 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$. On remarque qu'avec ce débit, la concentration de la Rhodamine B commence à s'homogénéiser à partir de 200 secondes soit un facteur 15 d'écart par rapport au débit de $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$. Un débit élevé à l'entrée favorise une dispersion rapide de la Rhodamine B mais il représente un facteur de dilution pouvant diminuer la concentration locale et la rendre inférieure à la valeur minimale nécessaire pour tuer les plantes invasives ciblées.

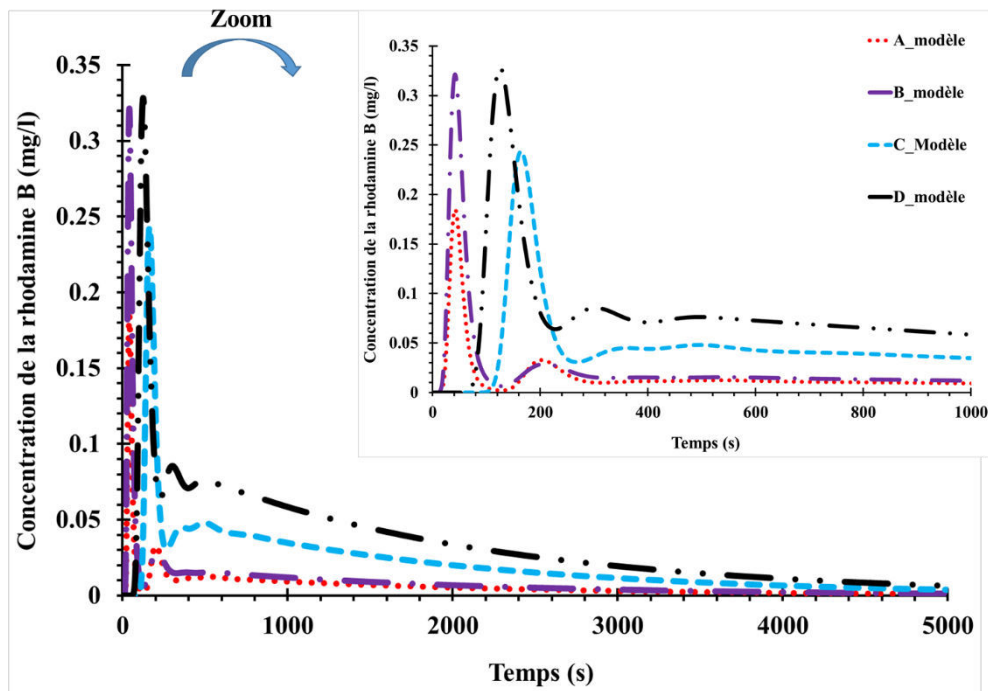


Figure 5-5 : Résultats de la simulation numérique montrant la variation de la concentration en Rhodamine B en quatre points de suivi pour le scénario d'une entrée et une sortie avec un débit d'entrée égal à $2,77 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$

5.1.3.1.2 Simulation numérique de la dispersion du sel dissous dans l'eau avant l'injection

Dans cette simulation nous avons supposé que 25 grammes de sel ont été dissous dans l'eau (par exemple l'eau pure) avant l'injection.

5.1.3.1.2.1 Simulation numérique de la dispersion du sel (NaCl) pour une entrée et une sortie.

La Figure 5-6 présente la variation de la concentration du chlorure de sodium (à l'état liquide) simulée numériquement pour le premier scénario aux points de la surface libre avec un débit d'entrée de $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$. On constate qu'il y a un facteur 3 d'écart de pics de concentration et de temps de détection entre les points de la surface libre qui normalement sont équidistants du point d'injection.

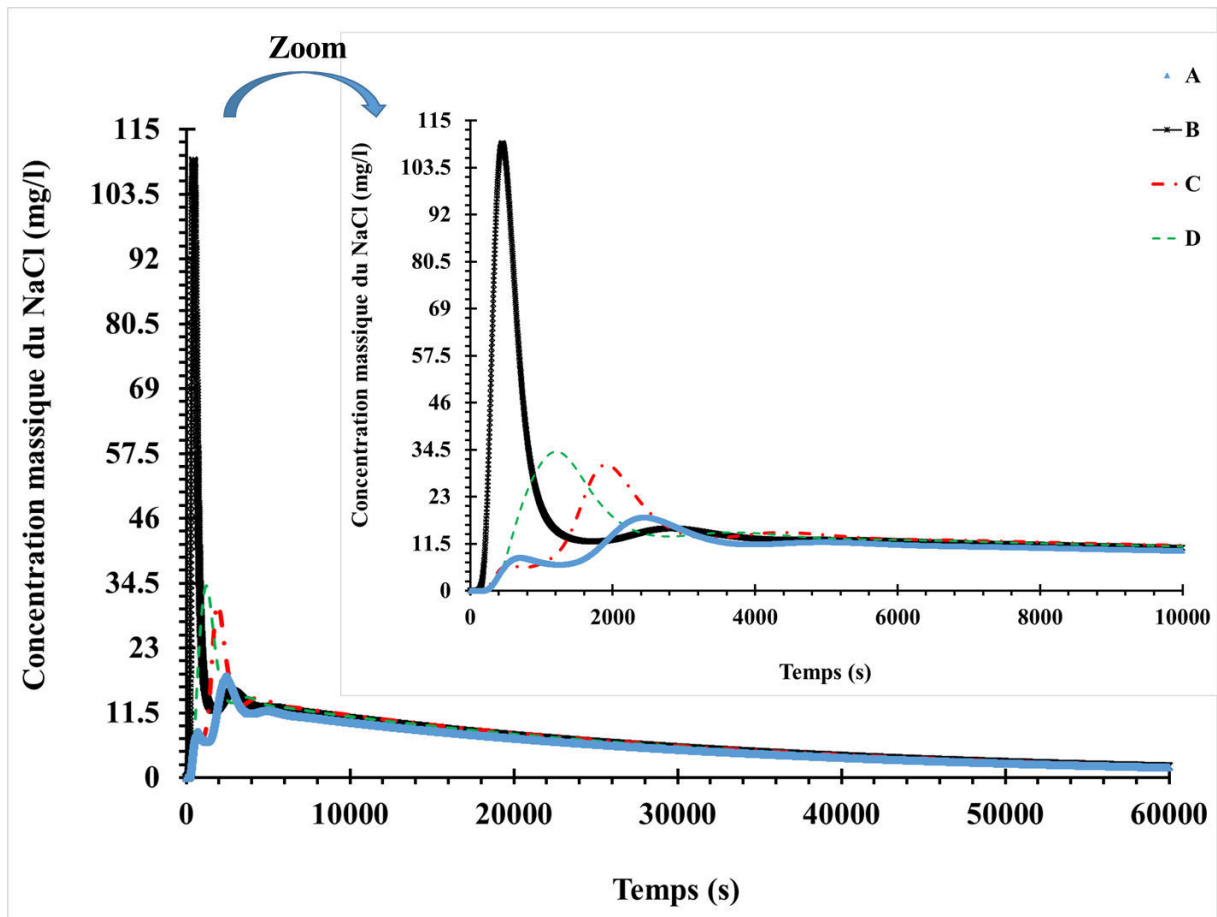


Figure 5-6: Variation de la concentration en NaCl simulée numériquement pour le premier scénario aux points de la surface libre avec un débit d'entrée de $2,77 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$.

La Figure 5-7 présente la variation de la concentration du NaCl simulée numériquement pour le premier scénario (une entrée et une sortie) aux points situés à mi-profondeur avec un débit d'entrée de $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$. La variation de la concentration du chlorure de sodium à mi-profondeur est identique à celle observée dans le cas de la Rhodamine B. A mi-profondeur le pic de concentration au point B est égal à la moitié de celui détecté à la surface libre quelle que soit la substance injectée (chlorure de sodium ou Rhodamine B). Néanmoins, pour les autres points situés à mi-profondeur, la variation des valeurs de concentrations est proche de celle observée à la surface libre.

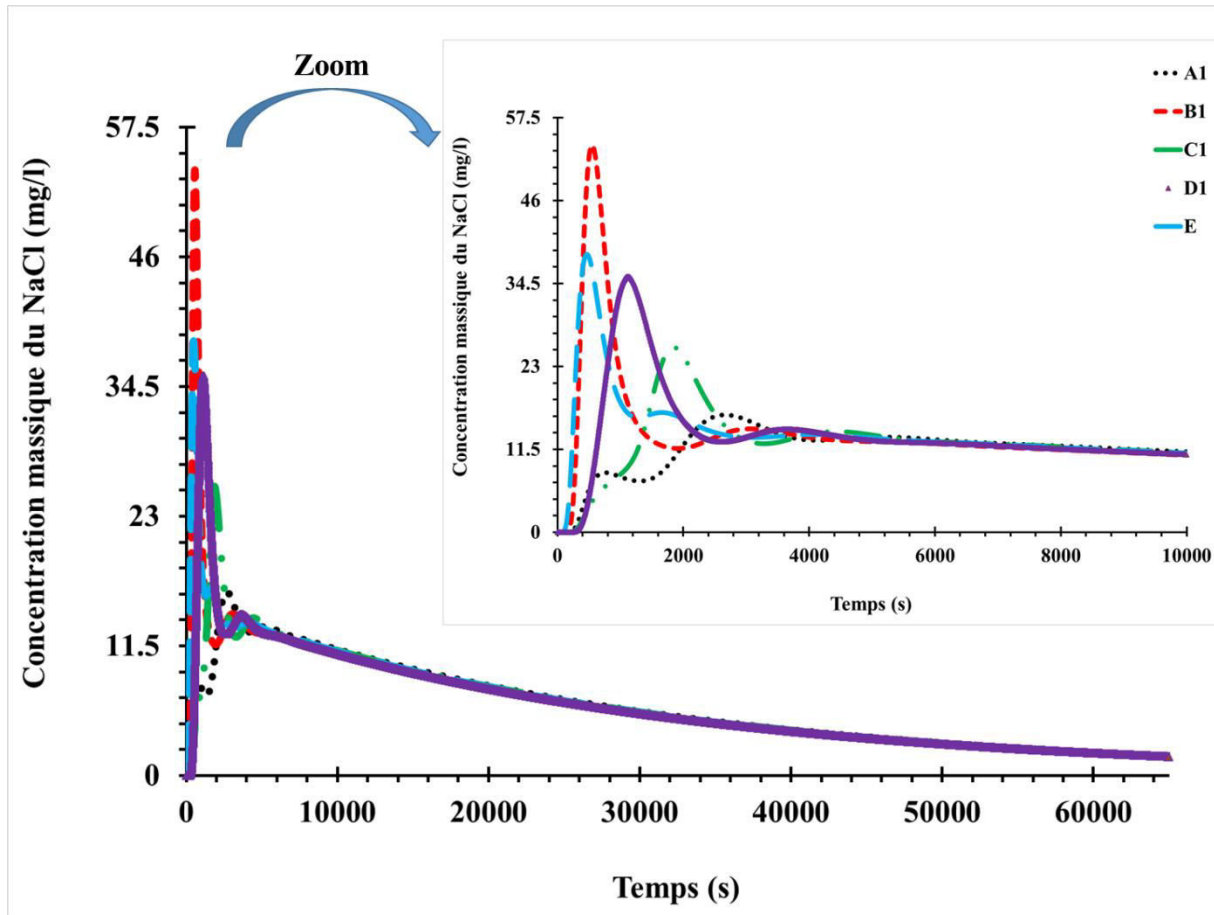


Figure 5-7: Variation de la concentration en NaCl simulée numériquement pour le premier scénario aux points situés à mi-profondeur avec un débit d'entrée de $2,77 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$

Nous avons constaté que, quel que soit le traceur utilisé, les temps de détection des concentrations sont identiques mais qu'il y a un léger écart de concentration lorsque la vitesse d'écoulement est très faible : dans ce cas, les effets de la diffusion ne sont pas négligeables. Nous avons cherché à comprendre l'origine de cet léger écart de concentration en partant de la relation de concentration proposée dans la littérature (Daily et Harleman, 1966; Graf, 2000; Basta et Bower, 2015). En 1966, Daily et Harleman ont montré que, connaissant la vitesse moyenne de l'écoulement, la masse initiale d'une substance injectée, et la dispersion, on peut estimer la variation de la concentration à une position quelconque du point d'injection. Cette équation largement utilisée par des gestionnaires de milieux aquatiques jusqu'à présent s'écrit comme suit (Graf, 2000; Basta et Bower, 2015) :

$$C(x, t) = \frac{M_1}{\sqrt{4\pi K_x t}} \exp\left(-\frac{(x-Ut)^2}{4K_x t}\right) \quad (5-7)$$

$$M_1 = \frac{M_0}{S} \quad (5-8)$$

$C(x, t)$ est la concentration à l'instant t , M_1 une source surfacique instantanée, M_0 la masse initiale de la substance avant son injection dans le milieu, S la section ou la surface du milieu aquatique, U la vitesse moyenne de l'écoulement, t le temps, x la distance entre le point d'injection et le point de suivi de concentration et K_x la dispersivité.

Pour un milieu aquatique où la vitesse est faible et uniformément répartie on peut écrire (Graf, 2000) :

$$C(x, t) = \frac{M_1}{\sqrt{4\pi D_{m,i} t}} \exp\left(-\frac{(x-Ut)^2}{4D_{m,i} t}\right) \quad (5-9)$$

$D_{m,i}$ est la diffusivité moléculaire de la substance i injectée.

La diffusivité moléculaire (ou le coefficient de diffusion moléculaire) est une propriété de la substance injectée.

Prenons deux substances dissoutes i et j qui ont des coefficients de diffusion différents. Si l'on injecte la même quantité de matière dans une même configuration d'étang avec les mêmes caractéristiques hydrauliques et si l'eau est en grande quantité, le rapport de concentration ($C(\alpha, t)$) des substances i et j en utilisant l'équation 5.9 est :

$$C(\alpha, t)_{m,i} = C(\alpha, t)_{m,j} \times \varphi_{j,i} \quad (5-10)$$

$$\varphi_{j,i} = \sqrt{\frac{D_{m,j}}{D_{m,i}}} \quad (5-11)$$

$D_{m,i}$ et $D_{m,j}$ sont respectivement les coefficients de diffusion moléculaire des substances i et j . $\varphi_{j,i}$ est le terme de corrélation entre les concentrations des substances i et j . Le terme de corrélation ($\varphi_{j,i}$) est égal à l'unité si les deux substances ont le même coefficient de diffusion moléculaire et négligeable si l'écoulement est fortement turbulent (vitesses d'écoulement élevées).

On peut également en déduire la relation entre leur fraction massique

$$w(\alpha, t)_i = w(\alpha, t)_j \times \varphi_{j,i} \quad (5-12)$$

$w(\alpha, t)$ et $(C(\alpha, t)_m)$ sont respectivement les fraction massique et concentration massique des substances à la position α et à l'instant t .

Les relations 5.10 à 5.12 ne peuvent être utilisées que si la vitesse d'écoulement est très faible. Si l'eau est en grande quantité et si une substance injectée est soluble dans l'eau, on peut déduire

la variation de sa concentration locale en fonction du temps à un instant t si les coefficients de diffusion moléculaire et les fractions massiques sont connus. Les coefficients de diffusion moléculaire du chlorure de sodium et de la Rhodamine B sont respectivement $1,2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ et $4,26 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ à 25°C , soit un facteur d'écart de 2,82. Nous avons constaté une coïncidence de 99 % des résultats de concentration du sel et de la Rhodamine B si l'on utilise les relations proposées dans l'équation (5.10) et (5.11).

5.1.3.1.2.2 Simulation numérique de la dispersion du sel pour deux entrées et une sortie.

La Figure 5-8 présente la variation de la concentration du NaCl (injection liquide) simulée numériquement pour le deuxième scénario aux neuf points avec un débit d'entrée égal à $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$. Le pic de concentration maximale est détecté au point E au temps t égal à 1890 secondes. On observe qu'à la surface libre les valeurs de pics de concentration sont égales à 30 mg/l pour les points A et C; et 50 mg/l pour les points B et D à cause du positionnement des deux entrées rendant la dispersion symétrique pour des points situés dans l'alignement des entrées. A mi-profondeur, les concentrations sont égales à 40 mg/l pour tous les points excepté le point E situé dans le même alignement vertical que le point d'injection. La dispersion de la concentration est à 80% homogène pour le scénario de deux entrées et une sortie. Comparé au scénario 1 (une entrée et une sortie), il y a un facteur $\frac{3}{2}$ d'écart de temps d'apparition des pics de concentrations maximales à cause de l'impact du débit de chaque entrée qui est subdivisé uniformément en deux dans le cas du scénario 2.

Pour traiter l'eau, il faut donc tenir compte du positionnement des entrées et du débit d'alimentation de chaque entrée qui influenceraient la distribution locale des valeurs de concentration en algicide. L'influence du positionnement des entrées et sortie sur la dispersion de la concentration locale ne doit être pas être négligée pour un traitement efficace.

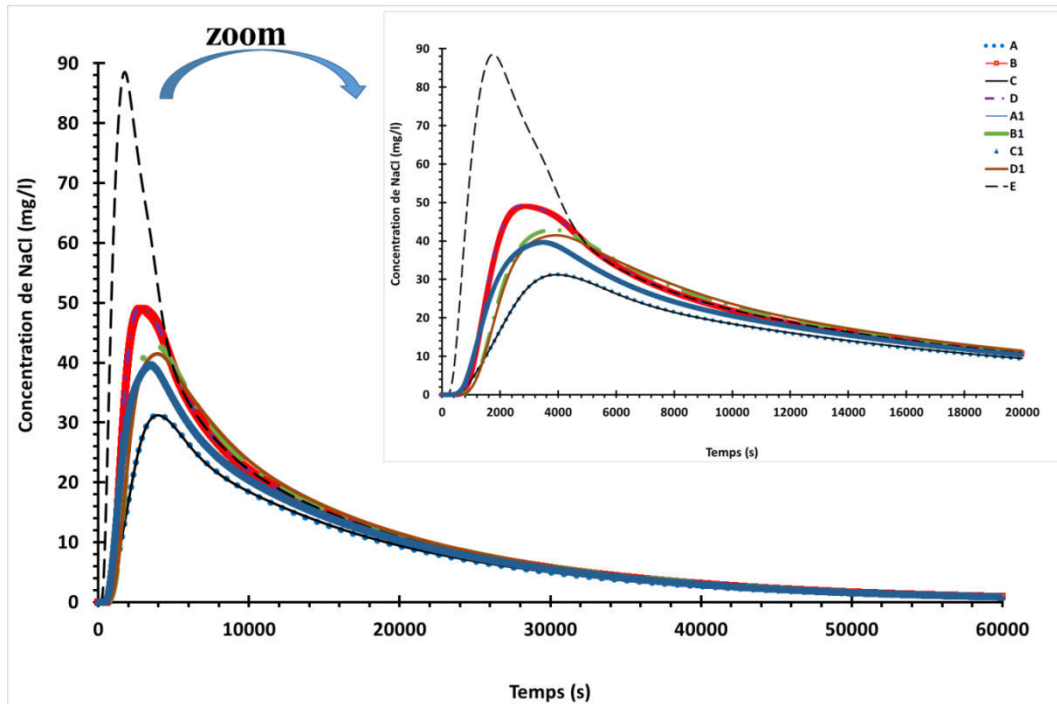


Figure 5-8: Variation de la concentration en NaCl simulé numériquement pour le deuxième scénario aux neuf points avec un débit d'entrée de $2,77 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$.

5.1.3.1.2.3 Simulation numérique de la dispersion du sel pour trois entrées et une sortie.

La Figure 5-9 présente la variation de la concentration en NaCl (liquide) simulée numériquement pour le troisième scénario (trois entrées et une sortie) aux neuf points avec un débit d'entrée de $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$. On trouve un facteur 2 d'écart de concentration et de temps de détection des pics comparé aux concentrations du scénario d'une entrée et une sortie. On constate que, quel que soit le nombre d'entrées, les concentrations maximales sont localisées en aval du point d'injection (du milieu du pilote jusqu'à la sortie). Néanmoins, la distribution des concentrations diffère en certains points d'un scénario à un autre. On constate que 75 % de la concentration locale est influencée si l'on augmente le nombre d'entrées d'eau pour une même configuration. De ceci, il faut retenir que les concentrations de substances à injecter ou le point d'injection pourrait dépendre des caractéristiques hydrauliques de la configuration d'étang à traiter. La conclusion que nous pouvons en tirer pour le traitement sera discutée au paragraphe suivant.

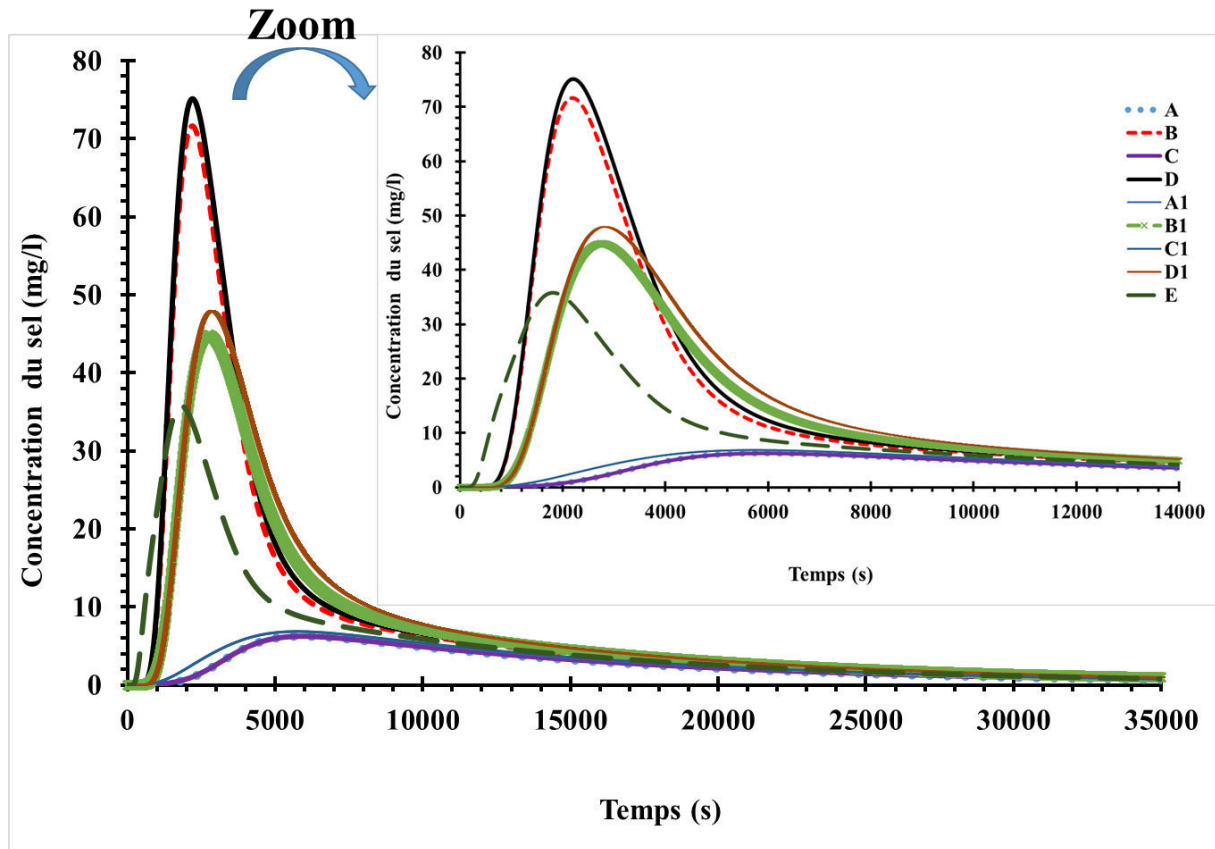


Figure 5-9: Variation de la concentration en NaCl simulé numériquement pour le troisième scénario aux neuf points avec un débit d'entrée de $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$.

5.1.3.1.2.4 Simulation numérique de la dispersion du sel pour quatre entrées et une sortie.

La Figure 5-10 présente la variation de la concentration en NaCl (liquide) simulée numériquement pour le scénario de quatre entrées et une sortie aux neuf points avec un débit d'entrée de $2,77 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$. On constate qu'il y a un facteur 6 d'écart de concentration locale et de temps de détection des pics de concentration comparés aux concentrations détectées pour le scénario 1 (une entrée et une sortie).

Comme annoncé au paragraphe 5.1.3.1.2.3, les concentrations détectées aux points situés en amont du point d'injection sont faibles par rapport à celles situées en aval du point d'injection. La substance injectée au point d'injection se déplace à la vitesse moyenne de l'écoulement local (Graf, 2000). Le positionnement des entrées influence la distribution de la vitesse locale (Oca et Masalo, 2013). Cela implique une distribution non uniforme de la concentration locale même si les points sont équidistants du point d'injection. Vue l'influence du positionnement des entrées d'eau, il semble important de diagnostiquer ou détecter les sources d'alimentation d'un étang

avant tout traitement. En effet, si l'on cible une zone de traitement, le positionnement des entrées peut contribuer à la déviation de la concentration algicide vers une autre zone non ciblée.

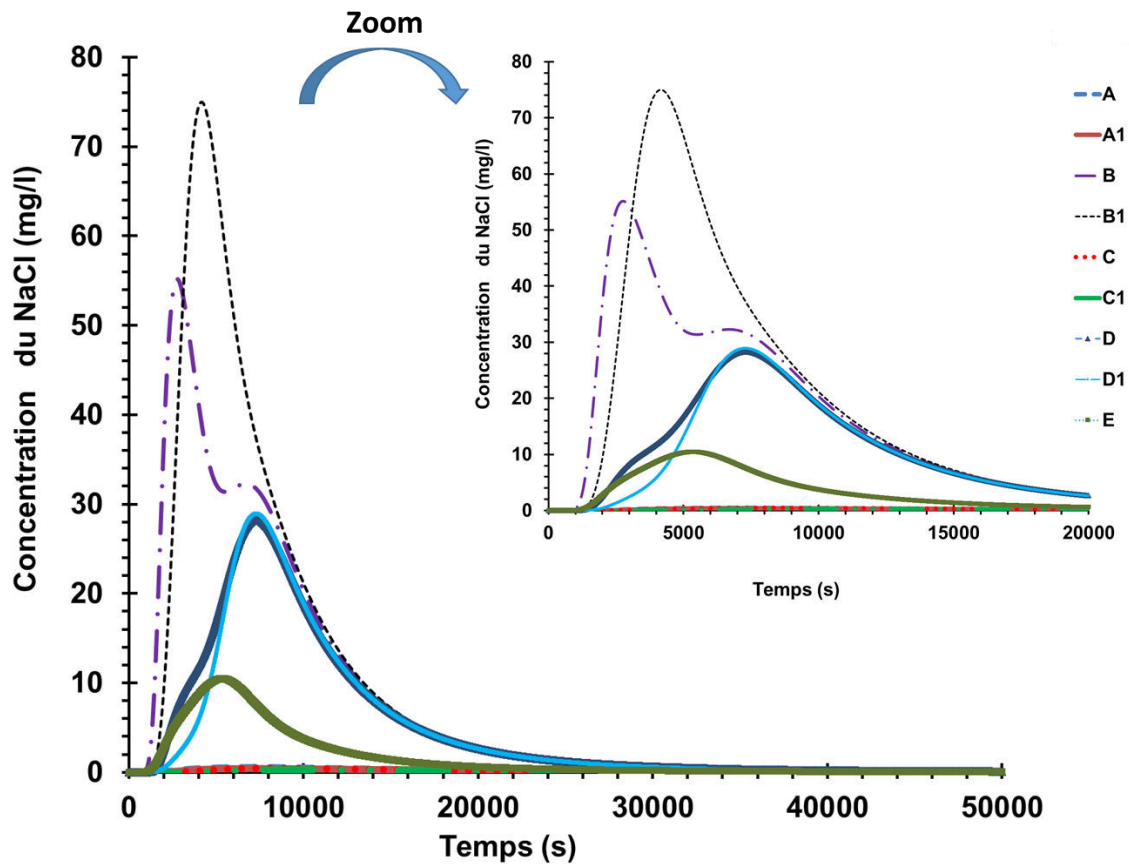


Figure 5-10: Variation de la concentration en NaCl simulée numériquement pour le quatrième scénario aux neuf points avec un débit d'entrée de $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$.

5.1.3.2 Mesure expérimentale de la dispersion de NaCl à partir d'une pastille

Un traçage expérimental avec des pastilles de sel (solide) a été réalisé. L'utilisation de la pastille de sel (solide) permet de tester également le cas où la substance active serait un solide pendant son introduction dans le milieu. A l'entrée du pilote le débit est $0,1 \text{ m}^3/\text{h}$ soit $2,77 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$. Deux comprimés de chlorure de sodium (appelé dans la suite « pastille » de sel) de 12,5 grammes chacun, soit 25 grammes ont été introduits à 3 cm de la surface de l'eau au centre de la cuve. Les comprimés de sel ont été placés dans de la gaze pour les maintenir en place. Nous présenterons d'une part le suivi expérimental de la dispersion de la pastille de sel en l'absence des végétaux et d'autre part la dispersion en présence d'herbiers artificiels. La Figure 5-11 présente une illustration de la variation de la conductivité de l'eau de robinet au point B et A1 (voir Figure 5-1) obtenus expérimentalement à 11°C . La conductivité de l'eau de robinet a été mesurée en amont avant l'entrée de l'eau dans la cuve et celle des points B et A1 ont été

mesurées après l'ajout du sel. La simulation numérique par ajout de pastille de sel n'a pas été réalisée. En cas de réalisation de la simulation numérique, la méthodologie appliquée précédemment sera identique mais il faut nécessairement prendre en compte de la vitesse de dissolution de la pastille de sel dans le modèle.

5.1.3.2.1 Suivi expérimental de la concentration de pastille de sel : absence de végétaux

La Figure 5-12 présente le suivi expérimental de la concentration de NaCl dissous en huit points pour les quatre scénarios définis dans le Tableau 5-1. Pour le scénario à une entrée et une sortie (Figure 5-12 (a)), en moyenne les pics de concentrations sont estimés à 25 mg/l pour tous les points. Il y a un facteur 2 d'écart de temps de détection des pics de concentration entre les points de la surface libre et ceux de la mi-profondeur. Concernant le scénario de deux entrées et une sortie (Figure 5-12 (b)), on constate également un facteur 2 d'écart de temps comme le cas précédent. Néanmoins, il y a un écart de 37 % entre les pics de concentration détecté aux points des scénarios 1 (une entrée et une sortie) et 2 (deux entrées et une sortie). Quant au scénario de trois entrées et une sortie (Figure 5-12 (c)), il y a un écart de 30% entre des pics de concentration des points situées dans l'alignement de l'entrée (A, A1, B et B1) et ceux des points situés dans l'alignement de la sortie (C, C1, D, D1). Pour le scénario de quatre entrées du fond et une sortie (Figure 5-12 (d)), il y a un facteur 3 d'écart entre les pics de concentrations de la surface libre et de la mi-profondeur. On observe également un facteur 2 d'écart de temps de détection des pics de concentration entre les points de la surface libre et ceux à mi-profondeur.

La pastille de sel se dissout dans l'eau progressivement et il a été remarqué que la matière dissoute se disperse majoritairement à 90 % vers les couches à mi-profondeur quel que soit le scénario d'où les facteurs d'écart 2 de concentration. Le traçage révèle bien que le positionnement des entrées joue un rôle important dans la dispersion de la concentration locale d'où la nécessité de la prise en compte du positionnement des entrées et sortie pour contrôler la concentration efficace à utiliser lors d'un traitement.

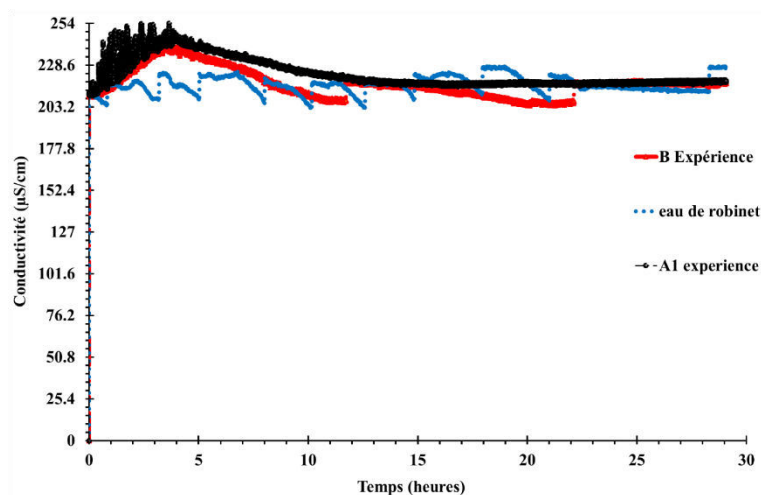


Figure 5-11: Variations expérimentales de la conductivité de l'eau à l'entrée de la cuve et dans la cuve en deux points

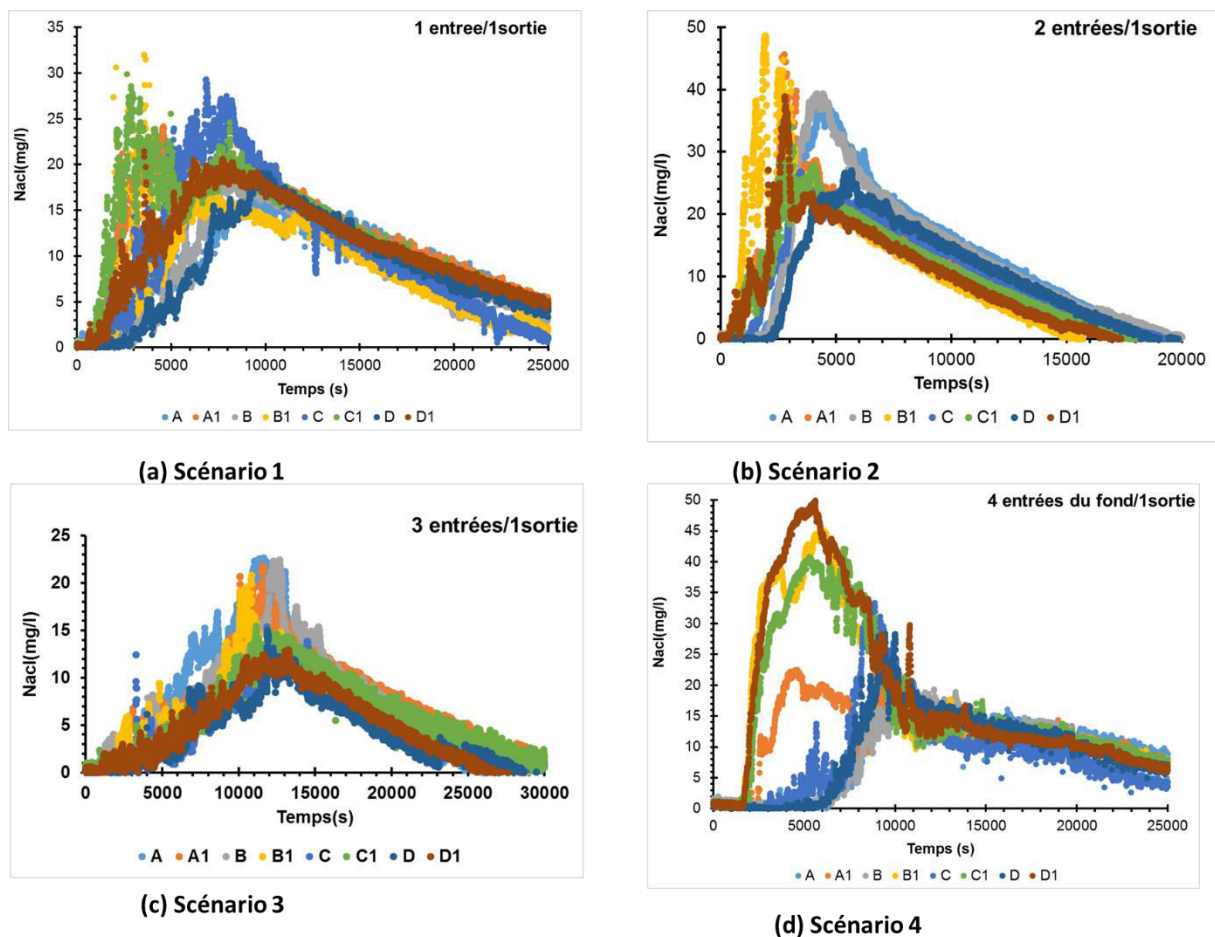


Figure 5-12: Suivi expérimental de la concentration de la pastille de sel dissous pour les quatre scénarios

5.1.3.2.2 Influence de la présence de végétaux sur la dispersion locale de pastille de sel

La Figure 5-13 présente la disposition des plantes aquatiques mimant des herbiers d'élodées afin de mieux comprendre l'influence des plantes invasives sur la dispersion d'une pastille de sel. La cuve est alimentée par un débit d'eau de $2,78 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$ dont l'eau provient d'une des entrées de la face latérale et des quatre entrées du fond.

La Figure 5-14 montre l'influence de la présence des herbiers sur la distribution de la concentration. On constate que la présence des herbiers diminue la concentration du sel de 40% et constitue une barrière à la dispersion de la pastille de sel (solide).



Figure 5-13: Disposition des plantes aquatiques artificielle mimant des herbiers d'élodées

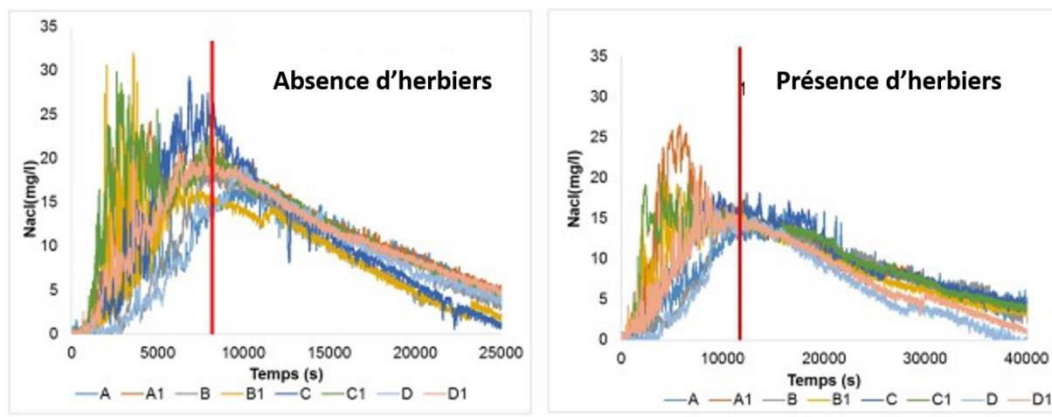


Figure 5-14: Comparaison de concentration en présence et absences de plantes

5.1.4 Simulation de la dispersion de l'acide nonanoïque.

Dans cette simulation nous allons négliger toute réaction chimique ou effet synergique de l'acide nonanoïque avec d'autres composés déjà présents dans l'eau (Ciuraru et al., 2015a, 2015b). Ce qui nous intéresse dans cette présente simulation est le transport de la matière injectée. Pour ceci les propriétés physiques de l'acide nonanoïque (masse volumique, viscosité, diffusion moléculaire, masse molaire) ont été prises en compte.

Nous avons supposé qu'expérimentalement, il a été injecté 5 grammes de substance active (acide nonanoïque) au point d'injection défini à la Figure 5-1. Il a donc été réalisé numériquement une simulation de la dispersion de la substance active. Les variations de concentration ont été traitées en prenant en compte le facteur d'échelle défini au paragraphe 5.1.1 et la masse initiale injectée. Il sera présenté les effets du vent, de la présence des végétaux et des écarts de température sur la dispersion de l'acide nonanoïque à l'échelle du pilote. La simulation a été réalisée dans la configuration du scénario 1 (une entrée et une sortie) présenté dans le Tableau 5-1. Néanmoins le débit d'alimentation sera plus faible ($2,77 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$) par rapport à ceux présentés précédemment.

Les conditions limites et les résultats de la simulation de l'écoulement ont été présentés au chapitre 4. Les critères de résidus ont été fixés inférieurs à 10^{-6} contre 10^{-3} proposée par défaut par le logiciel Fluent (Ansys Fluent, 2013) pour toutes les équations résolues.

5.1.4.1 Influence du vent sur la dispersion

La Figure 5-15 présente l'influence du vent sur la dispersion pour un débit d'alimentation en eau égale à $2,77 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$ et une vitesse de vent de 5,2 m/s. Le vent est orienté de l'entrée vers la sortie. Les résultats de l'écoulement avant l'injection de la substance active ont été présentés au chapitre 4. Les concentrations maximales détectées aux points A, B, C, D, A1, B1, C1, D1 et E varient entre 12 et 52 mg/l avec des temps de détection des pics variant entre 104 et 585 secondes. Au bout de 400 secondes, la concentration est égale à 10 mg/l pour tous les points à cause de l'effet du vent qui induit une homogénéisation de la concentration. On peut supposer que les concentrations détectées suffisent pour avoir une action algicide sur les algues si l'on se réfère aux données bibliographiques décrites au paragraphe 5.1.4 (Nakai et al., 2005; Shao et al., 2009, 2015; Techer et al., 2015). En plus les concentrations détectées sont inférieures à 81,2 mg/l et donc peut-être, elles pourraient ne pas être nocives pour des poissons de type *Danio rerio* (Techer et al., 2015). Le vent joue le rôle d'un diffuseur naturel provoquant 95% de

décroissance et de dilution de la concentration de la substance active. Il est important de penser en amont du traitement aux conséquences des aléas climatiques sur la dispersion.

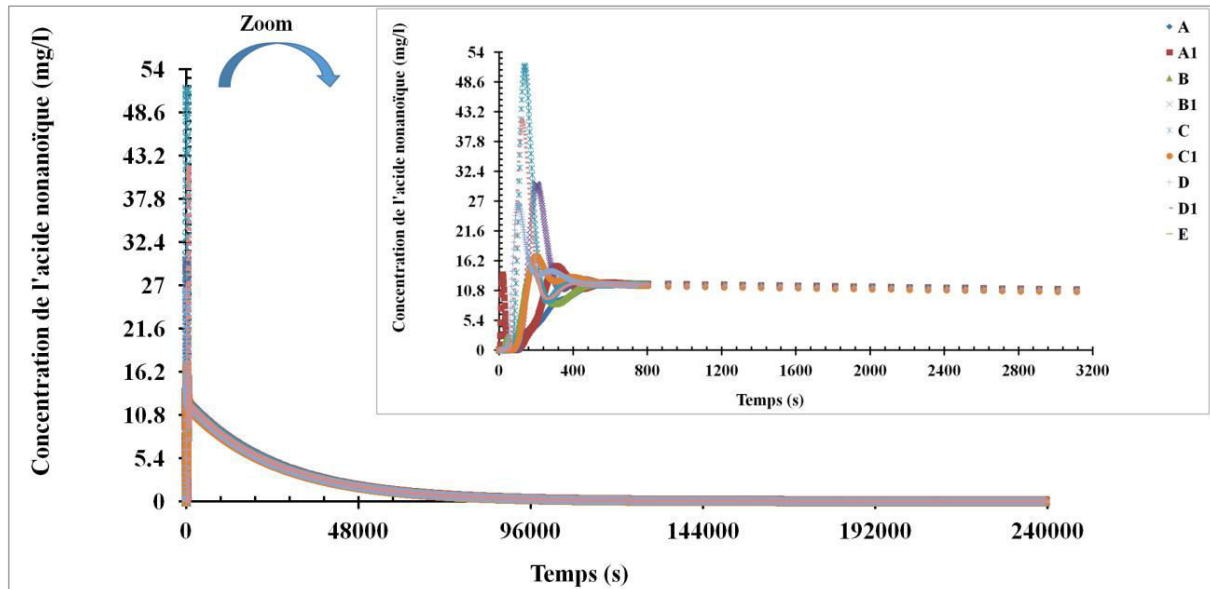


Figure 5-15: Influence de l'effet du vent sur la dispersion pour un débit d'alimentation en eau égale à $2,77 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$ et une vitesse de vent de 5,2 m/s

5.1.4.2 Influence de la stratification thermique sur la dispersion

Les effets de température ont été pris en compte pour ce cas d'étude. Il a été envisagé deux types d'écart de température. Le premier écart de température entre la surface libre et le fond est fixé à 0,5°C soit 10°C à la surface libre et 9,5°C au fond du pilote: ce cas concernerait des milieux aquatiques peu stratifiés. Dans le second cas l'écart de température entre la surface et le fond est fixé à 2°C soit 10°C à la surface libre et 8°C au fond: ce cas désignerait des milieux aquatiques fortement stratifiés. La simulation a été réalisée dans les mêmes conditions hydrauliques que le cas de l'étude de l'influence du vent.

5.1.4.2.1 Cas pour un écart de température de 0,5°C entre la surface libre et le fond.

La Figure 5-16 présente l'influence de l'écart de température de 0,5°C sur la dispersion pour un débit de $2,77 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$. Aux points A, C, D, C1, D1 et E les pics de concentrations varient de $5 \times 10^{-5} \text{ mg/l}$ à 70 mg/l avec des temps de détections des pics variant de 456 à 3216 secondes. Les pics de concentrations rentrent également dans la gamme de concentrations toxiques pour les algues sauf au point C1 où la concentration est très faible. On a remarqué que pour 5 grammes d'acide nonanoïque injecté, la simulation prédit que malgré la décroissance de la concentration,

il peut y avoir des concentrations de l'ordre de 0,6 mg/l dans le milieu 200 heures après l'injection. Cela veut dire qu'une telle masse d'acide nonanoïque est suffisante pour traiter un volume d'eau de 0,4508 m³ si l'on ne prend pas en compte la cinétique de biodégradation de la substance dans le milieu aquatique. Mais vue la dégradation rapide de l'acide nonanoïque dans l'environnement, il semblerait important d'inclure la biodégradation de la substance active si elle est connue.

On constate une homogénéisation de la concentration dans tout le pilote 1 heure après l'injection, contrairement à la prise en compte du vent qui homogénéisait la concentration à 400 secondes après l'injection: il y a donc un facteur 9 d'écart de temps d'homogénéisation.

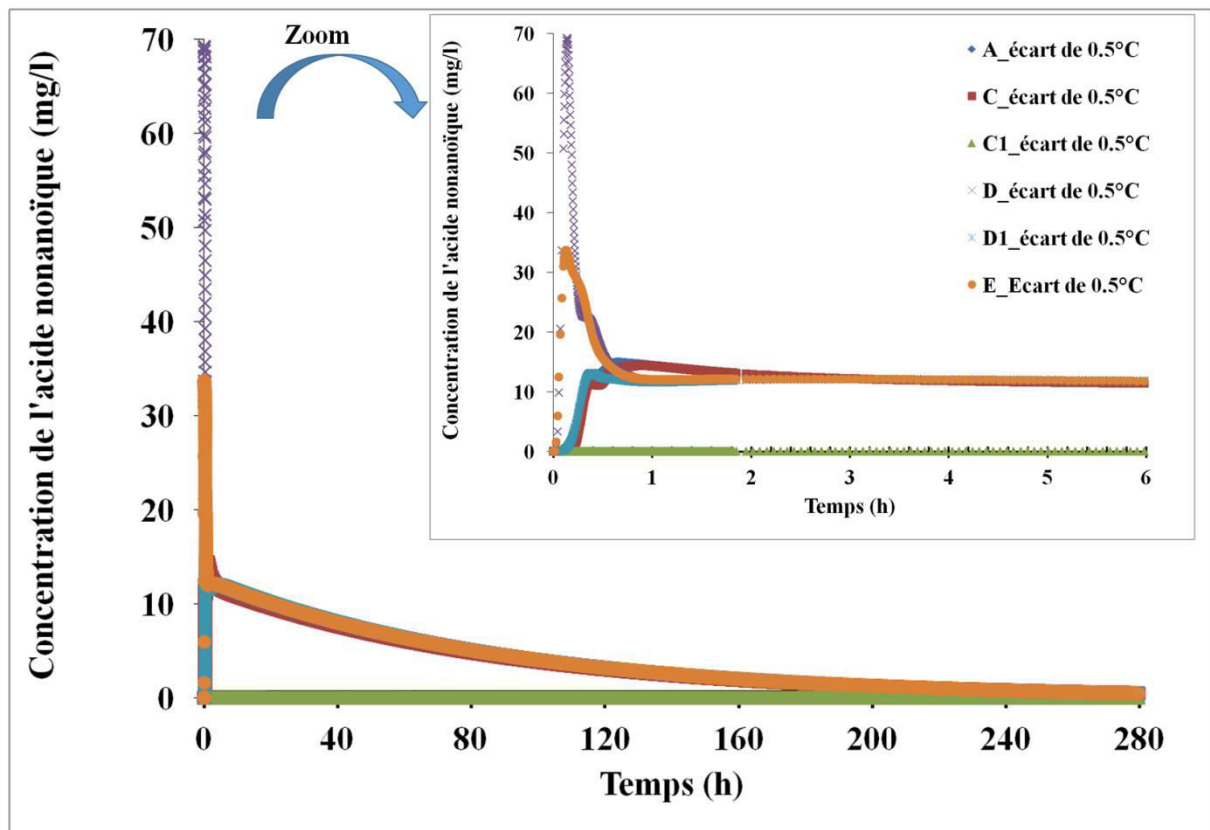


Figure 5-16: Effet de l'écart de température de 0,5°C sur la dispersion de l'acide nonanoïque pour un débit de $2,77 \times 10^{-6}$ m³/s.

5.1.4.2.2 Cas pour un écart de température de 2°C entre la surface libre et le fond.

La Figure 5-17 présente les effets de l'écart de température de 2°C sur la dispersion de l'acide nonanoïque pour un débit de $2,77 \times 10^{-6}$ m³/s. Les pics de concentration aux points A, C, D, C1, D1 et E varient de 9×10^{-5} à 447 mg/l avec des temps de détection variant de 510 à 6216 secondes.

Un facteur 4 d'écart de température implique une légère élévation des pics de concentrations à mi-profondeur par rapport à ceux de la surface libre. Ceci est dû à la prépondérance des mouvements verticaux de flux en milieu aquatique fortement stratifié (Touchart, 2007; Boehrer et Schultze, 2008; Touchart et al., 2014). Excepté au point C1, les concentrations détectées au niveau des autres points à mi-profondeur sont susceptibles d'avoir un effet algicide si l'on se réfère aux valeurs de concentrations algicides de l'acide nonanoïque en milieu aquatique (Nakai et al., 2005; Shao et al., 2015, 2009; Techer et al., 2015). On constate qu'aux points C et E les pics de concentrations détectées sont supérieurs à la dose de concentration létale (LC_{50}) pour les poissons *Danio rerio* (Techer et al., 2015). Mais il faut noter que les pics de concentrations aux points C et E chutent brutalement à moins de 10 minutes entraînant une dilution de la concentration qui passe à moins de 20 mg/l à 11 minutes après l'injection. Vu que le temps d'exposition représente 0,1% du temps d'exposition minimale pour qu'il y ait de potentiels effets sur ces effets, on pourrait alors négliger à notre avis l'influence des concentrations détectées aux point C et D au cas où ces poissons se retrouvaient dans le milieu.

Aux points C et E on constate que les pics de concentrations détectés pour l'écart de température 2°C sont 10 fois plus élevés que ceux détectés pour l'écart de 0,5°C. Ceci pourrait être dû aux forces d'agitation thermique qui favorisent la dispersion (Briant, 1989; Guy et al., 2014; Wouters, 2014). En effet, dans les milieux aquatiques lenticques, un écart de température élevé favorise la rapidité des phénomènes de diffusion moléculaire (Frontier et al., 2008; Baharim et al., 2011). Baharim et al. (2011) avaient mené des études de dispersion de fer et de manganèse dissous dans des lacs tropicaux fortement stratifiés. Ils ont trouvé qu'en période de forte stratification les concentrations des métaux (fer et manganèse) dissous augmentent significativement de 80 % de la surface libre vers le fond.

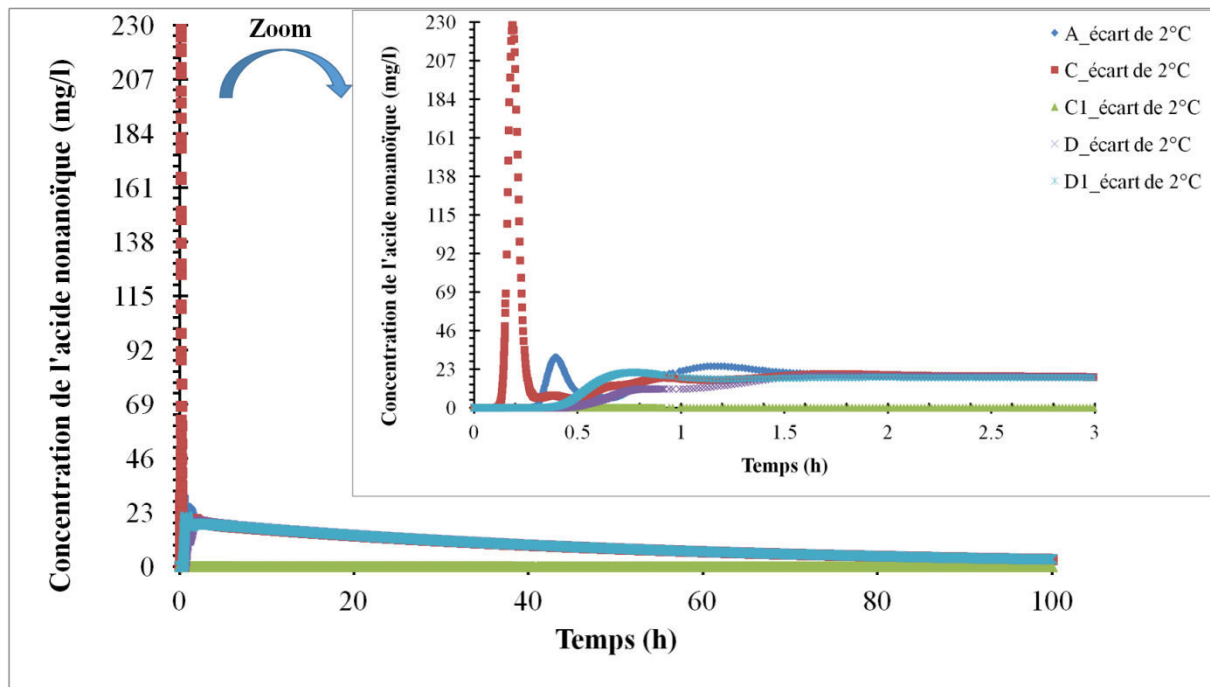


Figure 5-17: Effet de l'écart de température de 2°C sur la dispersion pour un débit d'entrée de $2.77 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$

5.1.4.3 Influence de la présence des végétaux sur la dispersion

La simulation de la dispersion de l'acide nonanoïque a été réalisée en prenant compte la présence des plantes invasives à la surface libre. Le principal objectif de cette étude est la méthodologie appliquée et l'obtention d'informations utiles pour le traitement de l'eau. La méthodologie en cas de présence des végétaux avait fait l'objet d'une étude sur l'écoulement au chapitre 4. Les végétaux étudiés ici sont supposés être des lentilles d'eau qui couvrent 90 % la totalité de la surface libre du pilote (voir chapitre 4).

5.1.4.3.1 Cas d'un débit d'entrée égal à $2.77 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$

La Figure 5-18 présente l'influence de la végétation sur la dispersion de l'acide nonanoïque pour un débit de $2.77 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$. Les pics de concentrations détectés aux points A, B, C, D, B1 A1, C1, D1 et E varient de $2 \times 10^{-3} \text{ mg/l}$ à 268 mg/l avec des temps de détection de pics variant de 115 à de 511 heures. Le retard de la dispersion suite à la présence des végétaux a été montré expérimentalement au paragraphe 5.1.3.2.2. A la surface libre les concentrations détectées sont plus faibles par rapport à celles détectées à mi-profondeur avec des facteurs 150 d'écart. La surface libre est densément envahie par des espèces végétales et donc la substance injectée aura tendance à être mieux transportée dans les couches d'eau où il y a moins d'obstacle à la dispersion. En dehors des points B et D où les concentrations sont faibles, on constate que

les concentrations simulées dans les autres points sont susceptibles de pouvoir créer un effet algicide selon les valeurs de Nakai et al. (2005). Pour un écoulement à faible débit, la présence des végétaux à la surface libre influe sur la distribution de la concentration locale en constituant une barrière à la dispersion. Nous verrons au prochain paragraphe que l'augmentation du débit va influencer aussi sur la dispersion en présence des végétaux.

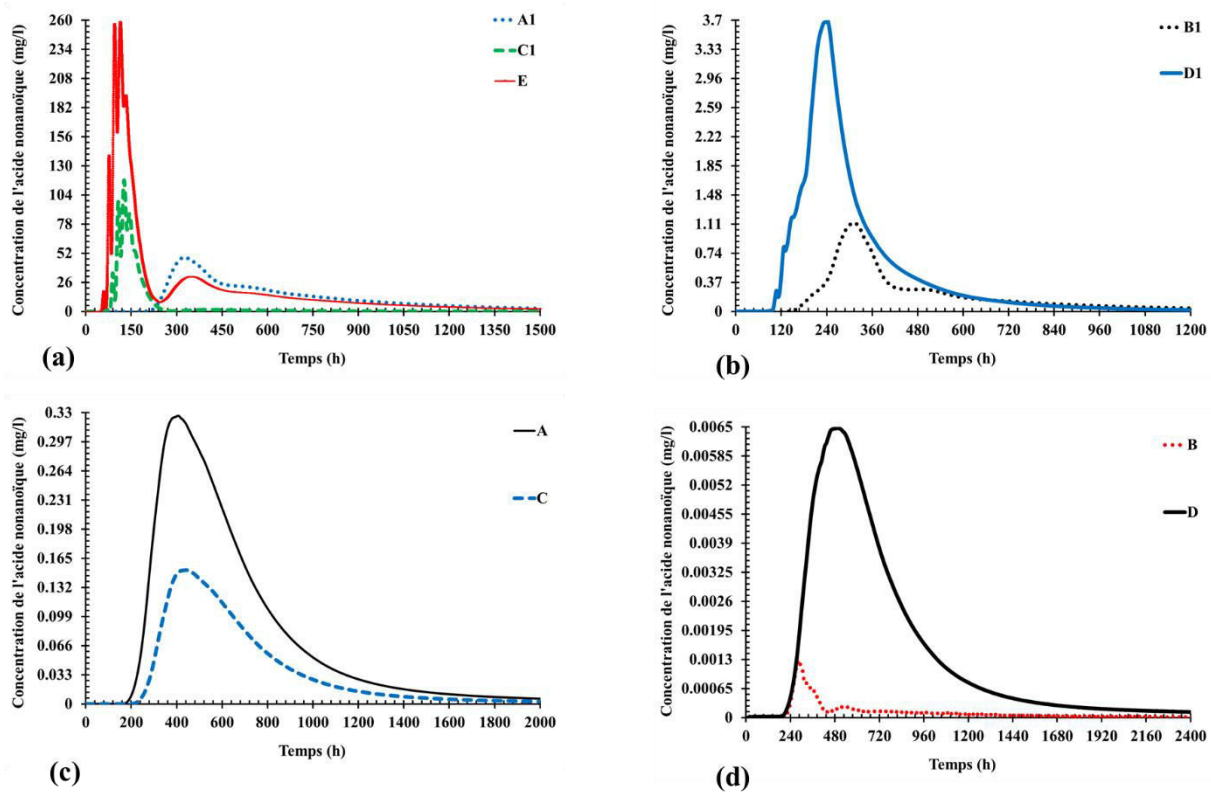


Figure 5-18: Influence de la végétation sur la dispersion pour un débit de $2.77 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$

5.1.4.3.2 Cas d'un débit d'entrée égal à $1.46 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$

La Figure 5-19 présente l'influence de la végétation sur la dispersion pour un débit d'alimentation de $1.46 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ soit un facteur 54 d'écart de débit par rapport au précédent débit. Ce cas désignerait par exemple un apport d'eau inattendu au cours du traitement. Les pics de concentrations aux points A, B, C, D, A1, B1, D1, et E varient de 11 à 75 mg/l avec des temps de détection variant de 130 à 900 secondes. L'augmentation du débit favorise la dispersion à la surface libre avec pour inconvénient la dilution de la concentration. Vu l'effet de la dilution de la concentration en cas d'un débit élevé, il faut donc contrôler le débit d'alimentation et éviter de lancer le traitement en période pluvieuse.

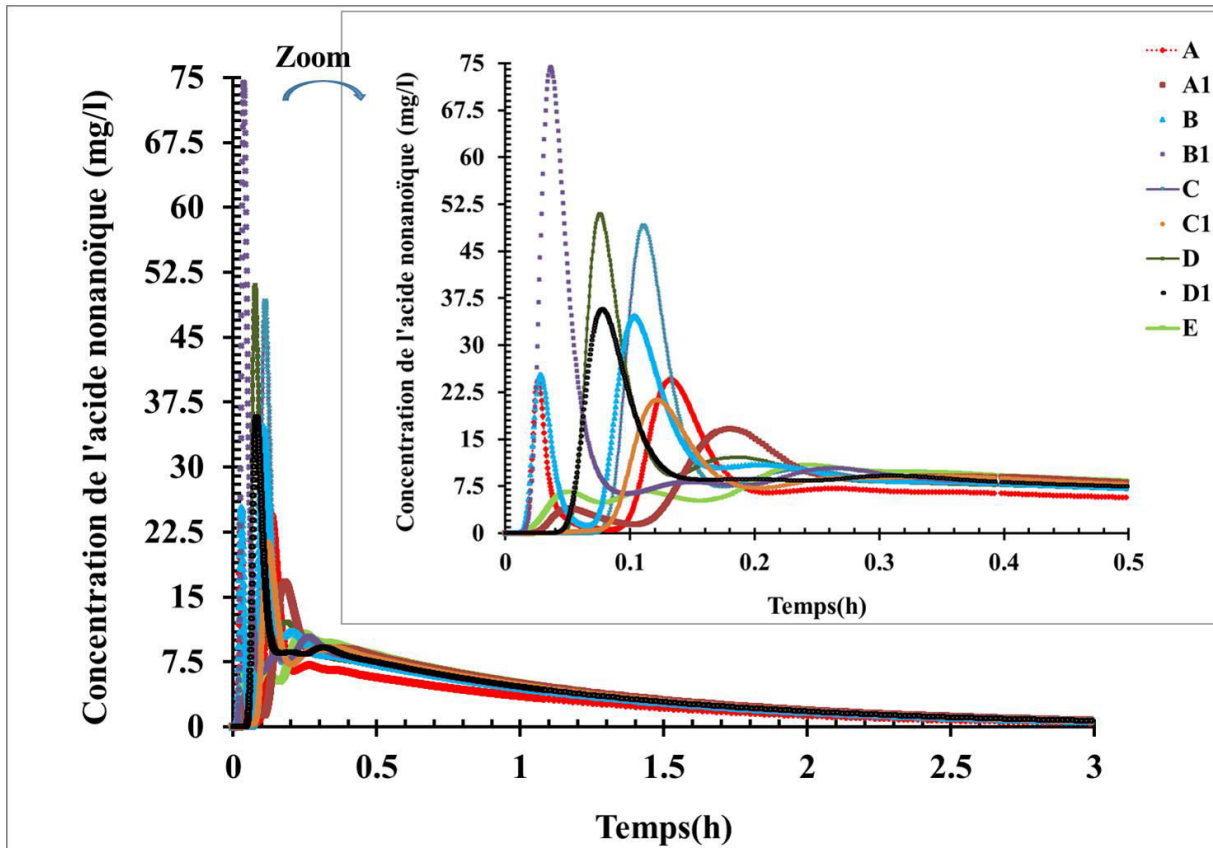


Figure 5-19: Influence de la végétation sur la dispersion pour un débit de $1,46 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$

5.1.5 Influence de l'absence des forçages extérieurs sur la dispersion.

La Figure 5-20 présente les effets de non prise en compte des forçages extérieurs sur la dispersion de l'acide nonanoïque. On remarque qu'en général, pour tous les points, les variations de concentrations détectées sont dix fois supérieures à la concentration efficace défini par Nakai (2005) dans l'intervalle de temps compris entre le temps d'injection et 96 heures après l'injection. On peut donc estimer qu'en l'absence de forçage extérieur, 5 g de substance injectée peut suffire pour traiter un volume d'eau de $0,4508 \text{ m}^3$. On avait vu précédemment que les forçages extérieurs tels que le vent et la température influencent la dispersion. L'absence de forçage extérieur pourrait être le cas souhaité par tout gestionnaire d'un plan d'eau au cours du traitement mais nous pensons que la probabilité d'avoir ces cas est discutable selon les périodes de l'année.

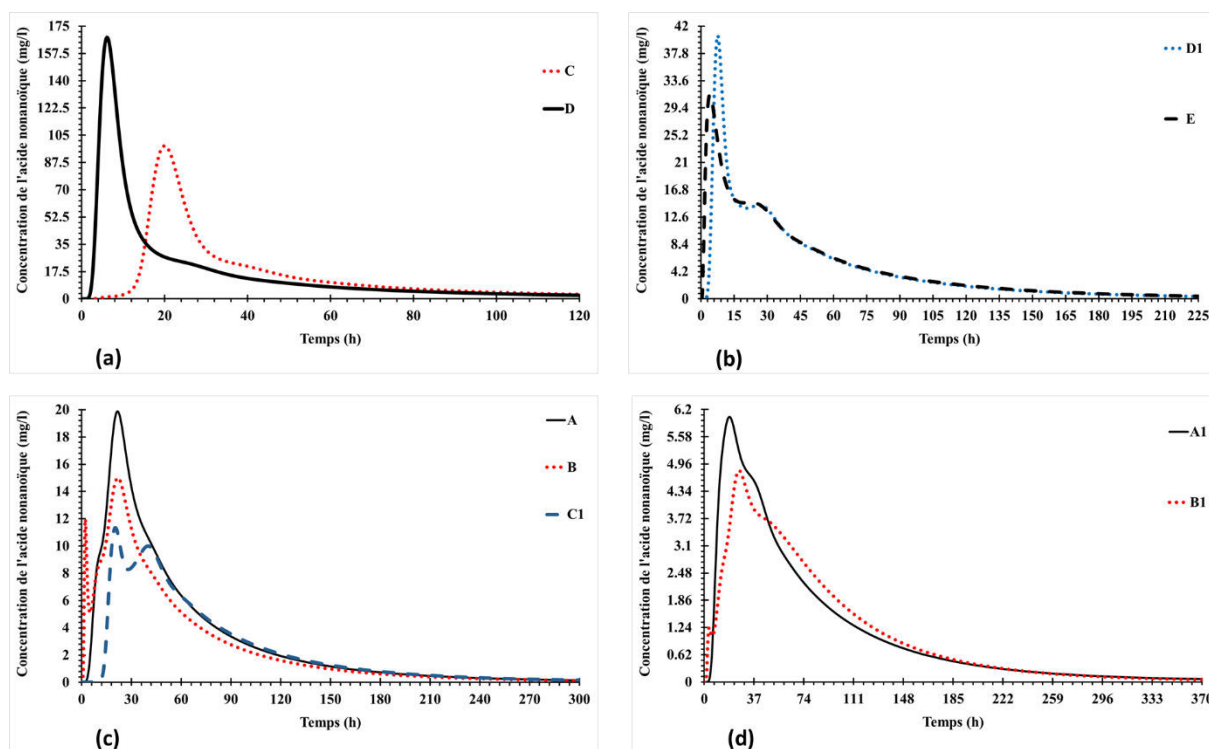


Figure 5-20: Effet du non prise en compte des forçages extérieur sur la dispersion de l'acide nanoïque

5.1.6 Prise en compte de la réaction de dissociation de l'acide nanoïque dans le modèle

5.1.6.1 Influence de la prise en compte de la réaction de dissociation sur la dispersion

La réaction de dissociation de l'acide nanoïque n'a pas été prise en compte dans les études précédentes. Dans cette présente étude, nous avons inclus le terme de la réaction de dissociation afin de pouvoir quantifier l'influence de la cinétique de réaction sur la dispersion en milieu aquatique.

La Figure 5-21 présente la vitesse volumique de réaction de dissociation de l'acide nanoïque avec l'eau. La vitesse volumique de réaction à l'instant t est la dérivée par rapport au temps de l'avancement x de la réaction r divisé par le volume du milieu réactionnel V (Bagard, 2008; Bruand et al., 2011; Calafell et al., 2015). Elle s'exprime en mol/l.s. On constate que la vitesse de réaction de l'acide nanoïque décroît progressivement jusqu'à atteindre des valeurs représentant une diminution de 98% de la vitesse initiale au bout de deux heures après l'injection. Vu la grande quantité d'eau et la dissociation de l'acide nanoïque, on observe un épuisement de 98 % de l'acide nanoïque deux heures après son injection dans l'eau.

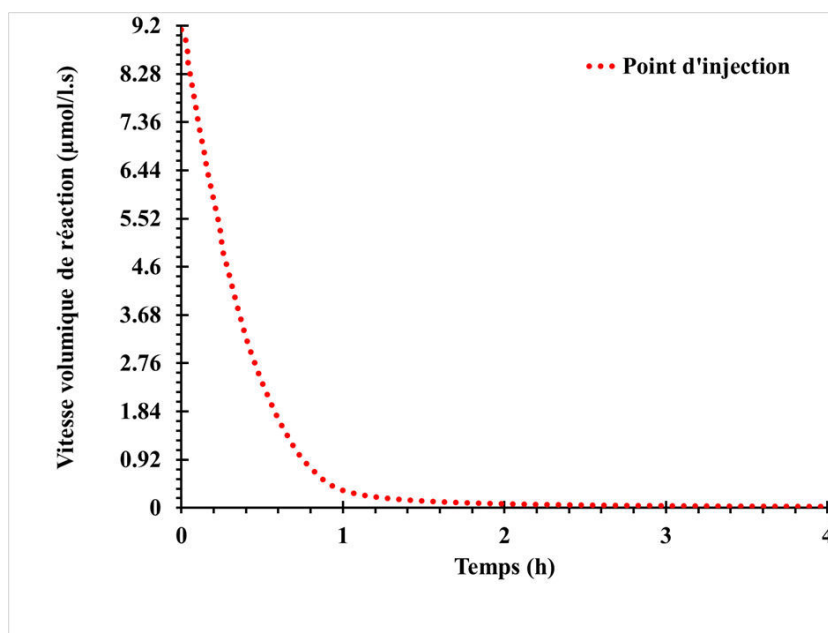


Figure 5-21: Vitesse volumique de réaction de dissociation de l'acide nanoïque

5.1.6.2 Variation de la concentration de l'acide nanoïque due à la prise en compte de la réaction

La Figure 5-22 présente les effets de la prise en compte de la réaction de dissociation de l'acide nanoïque sur sa dispersion. L'évolution de la concentration est similaire à celle en cas d'absence de réaction. On a constaté que, localement, il y a en moyenne une diminution de 5 % de la concentration locale. On peut donc supposer que si l'on néglige les effets de la réaction de dissolution, cela ne va pas affecter fortement la prédiction de la concentration.

La méthodologie de la prise en compte de la réaction de dissociation de l'acide nanoïque peut être appliquée à la prise en compte de la cinétique de dégradation de la substance active au cours du temps.

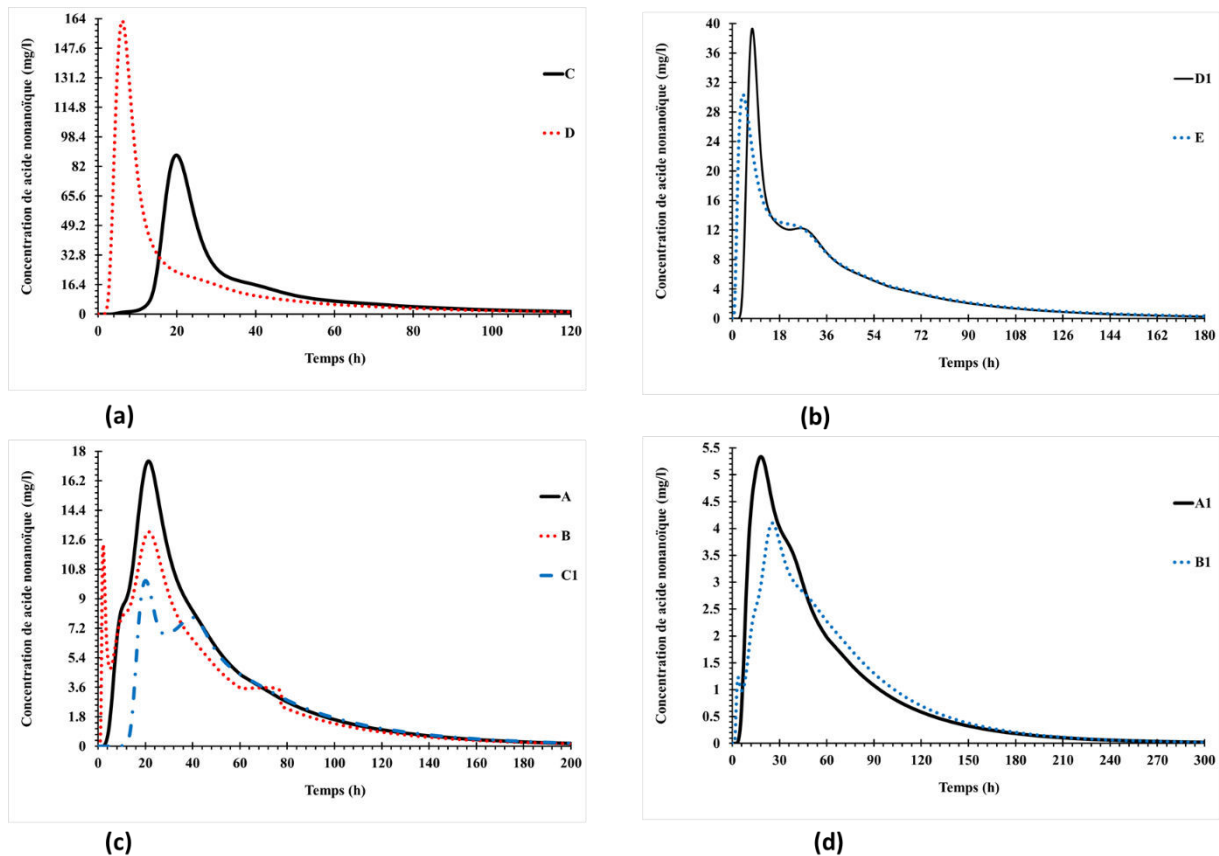


Figure 5-22: Effet de la prise en compte de la réaction de dissociation de l'acide nanoïque sur sa dispersion

5.1.7 Suivi de la concentration pour une injection en continu

La Figure 5-23 présente la variation de la concentration pour les différents points pour une injection d'acide nanoïque en continu et un débit d'alimentation de $2.77 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$. La masse injectée chaque 10 secondes est 0,01 mg de substances pendant 300 heures. On remarque qu'au bout de 100 heures d'injection en continu, excepté aux points A1 et B1, les concentrations détectées sont deux fois supérieures à la concentration pouvant avoir des effets efficaces sur les espèces invasives selon les données de Nakai (2005).

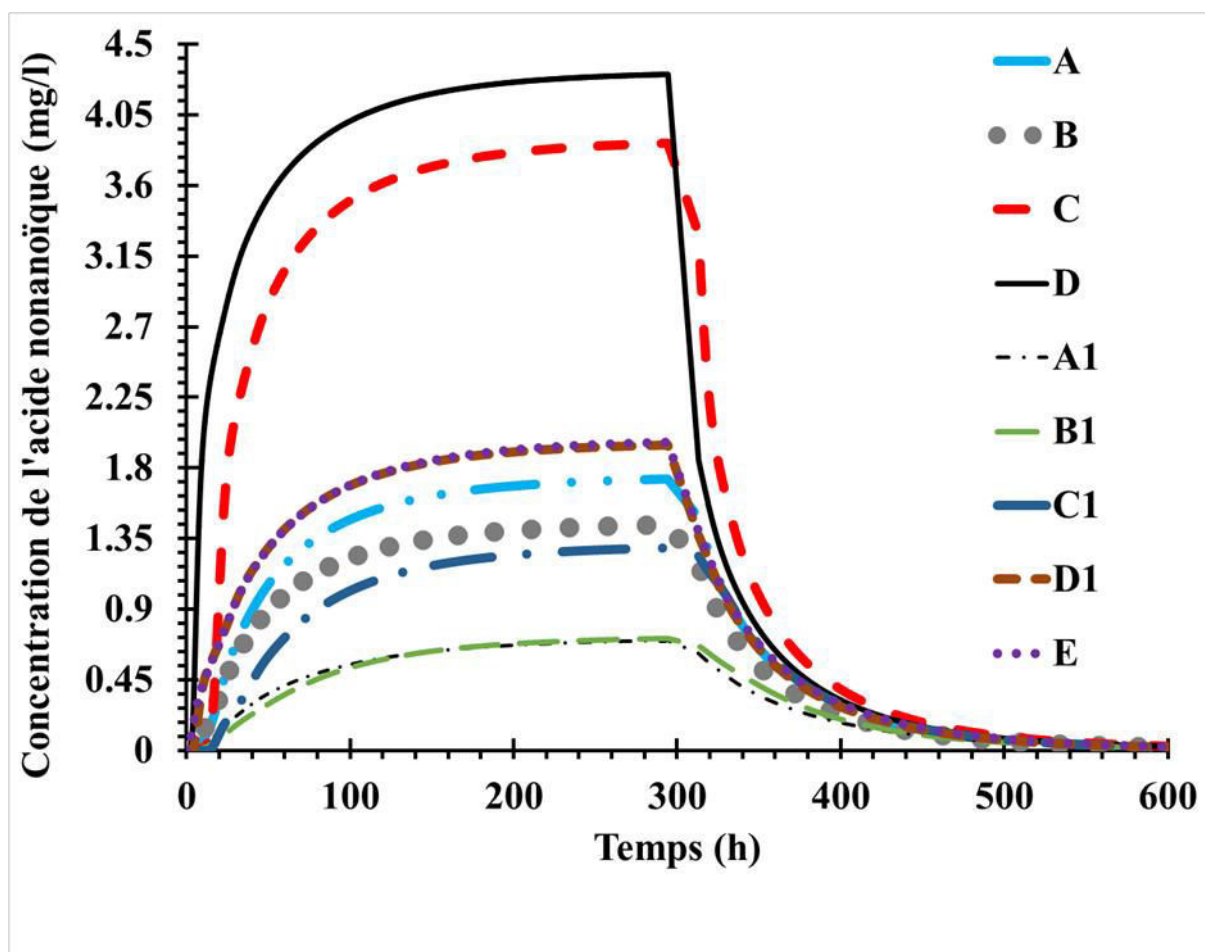


Figure 5-23: Variation de la concentration de l'acide nonanoïque pour une injection en continu pendant 300 heures

5.2 Simulation de la dispersion de substances actives au sein de l'étang Grand Bleu

5.2.1 Problématique de l'étude

Le gestionnaire de l'étang du Grand Bleu souhaiterait traiter localement une partie du plan d'eau envahie par des plantes invasives. Les plantes invasives sont localisées uniquement dans une zone où la superficie est estimée à 625 m² soit 0.15% de la surface totale de l'étang qui fait 42 hectares.

La Figure 5-24 présente la section de la zone à traiter avec le positionnement des points d'injection et de suivi de concentration au sein de l'étang alimenté par une seule entrée. Une injection instantanée de 10 grammes d'acide nonanoïque a été effectuée au centre de la superficie à traiter à la surface libre. Le point d'injection est situé à 398,5 m de l'entrée et de la sortie selon la longitude soit le milieu longitudinal de l'étang. Les coordonnées cartésiennes du

point d'injection sont ($X = 398,5$ m, $Y = 167,5$ m ; $Z = 4$ m). Le positionnement des entrées et sorties a déjà été présenté dans la description de configuration de l'étang au chapitre 2 et 4. Afin de suivre la concentration de la substance injectée, il a été créé numériquement trente points de suivi dont 15 à la surface libre et 15 en profondeur. Les points I, J, K et L sont situés à 0,5 m de la section de la surface d'injection. Les points M et N sont situés à 6,25 m du point d'injection. Les distances entre les différents points sont renseignées sur la Figure 5-24.

La méthodologie appliquée pour la simulation de la dispersion à l'échelle du pilote est appliquée à une grande échelle afin de pouvoir fournir des informations pertinentes en cas de traitement en milieu naturel. Dans ce cas trois scénarios d'étude sont envisagés:

- 1) une simulation de la dispersion en négligeant les forçages extérieurs
- 2) une simulation de la dispersion en prenant en compte les effets du vent
- 3) une simulation en prenant en compte les effets de la stratification thermique.

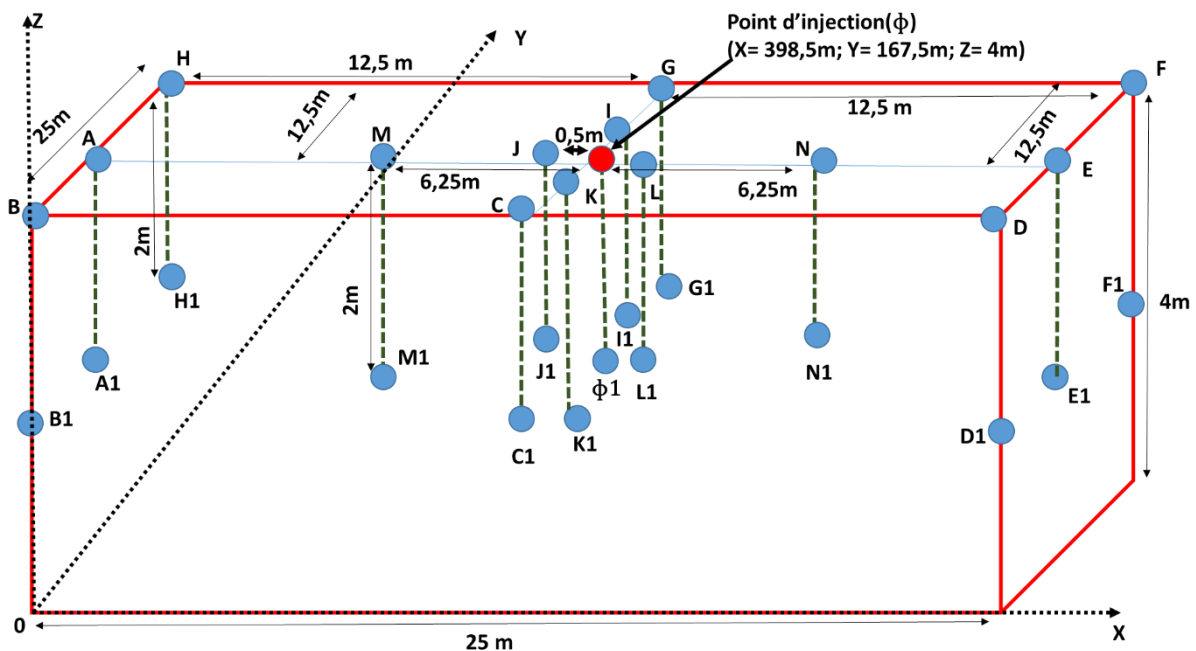


Figure 5-24: Section de la zone de l'étang à traiter avec la présentation des points d'injection et de suivis de la concentration

5.2.1.1 Effet de l'absence des forçages extérieurs sur la dispersion de la substance active

La Figure 5-25 présente le suivi de la variation de la concentration de l'acide nonanoïque en cas d'absence de forçage extérieur. On constate que la concentration de l'acide nonanoïque est dispersée uniquement sur un quart de la zone à traiter soit la zone délimitée par les points ϕ , M, A, B, C et K. En effet, les concentrations détectées des autres points de la surface libre sont nulles. Ceci est dû à l'orientation de l'écoulement caractérisé par des vitesses très faibles. On observe des pics de concentrations 34 fois supérieurs (voir Figure 5-25 (a) et (b)) à la dose de concentration létale (LC₅₀) pour les poissons *Danio rerio* (Techer et al., 2015) aux points situés à proximité du point d'injection (I, J, K et L) et le point C. Ceci montre qu'il faut contrôler la concentration à injecter afin de ne pas porter atteinte à la santé écologique des espèces non ciblées. En comparaison avec la concentration détectée au point d'injection, il y a un facteur 750 d'écart de concentration au niveau des autres points excepté le point C. En l'absence des forçages extérieurs, il est donc judicieux d'injecter la concentration autorisée par la réglementation ou des normes environnementales à proximité de la zone à traiter en prenant en compte de l'orientation de l'écoulement.

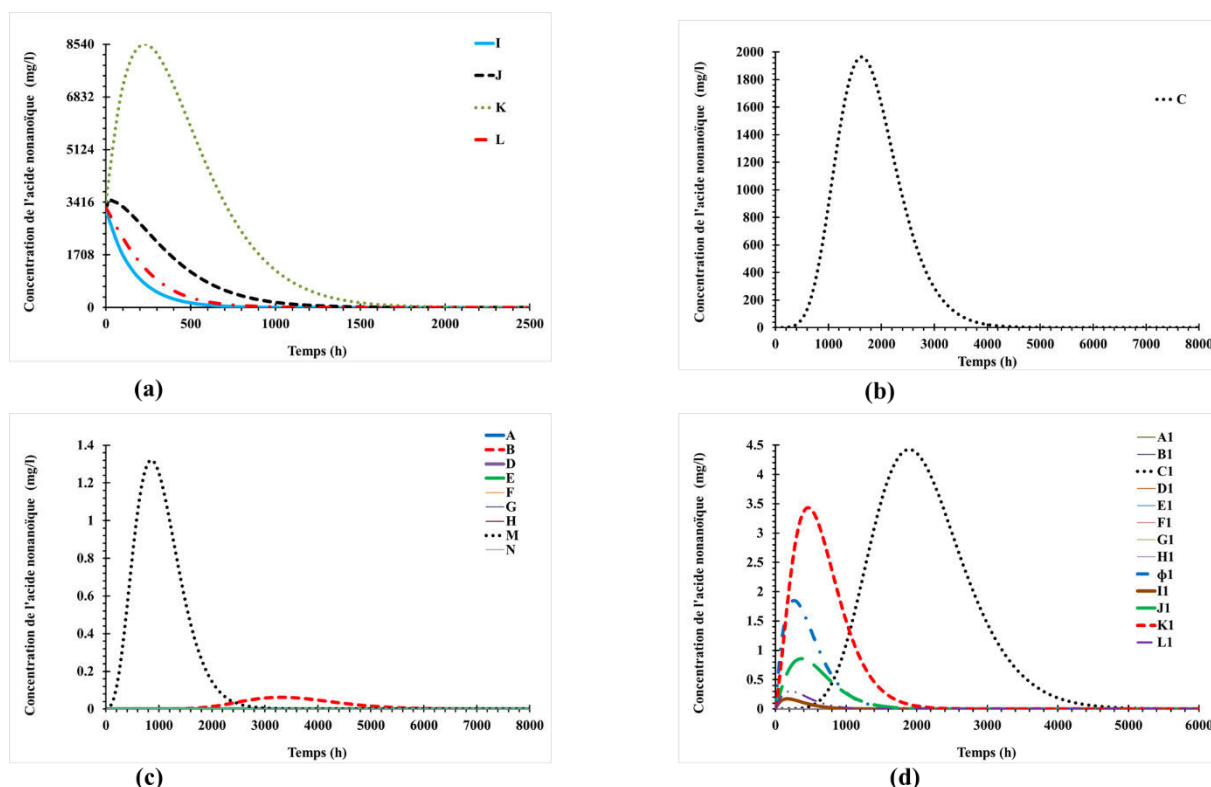


Figure 5-25: Suivi de la variation de la concentration d'acide nonanoïque en cas d'absence de forçage extérieur.

5.2.1.2 Prise en compte des effets du vent

La Figure 5-26 présente le suivi de la variation de la concentration de l'acide nonanoïque avec prise en compte des effets du vent. Le vent est orienté de la sortie vers l'entrée et la vitesse au-dessus de 10 m d'altitude de la surface libre est 5,55 m/s. Les résultats sur l'écoulement ont été déjà présentés au chapitre 4. Le débit à l'entrée est $0,01\text{ m}^3/\text{s}$. On remarque que la concentration de l'acide nonanoïque est à 99% dispersée dans toute la zone à traiter contrairement au cas précédent. On constate également des pics de concentration 34 fois supérieurs aux points situés à proximité du point d'injection par rapport au cas sans vent. Sous l'effet du vent, les concentrations détectées sur 95 % des 30 points de suivis sont deux fois supérieures à la concentration susceptible d'avoir un effet nocif pour les algues (Nakai et al., 2005). Néanmoins les concentrations détectées sont diluées en moins de 30 minutes. Le vent pourrait constituer un problème de maintien de la concentration algicide dans le temps même s'il favorise la dispersion.

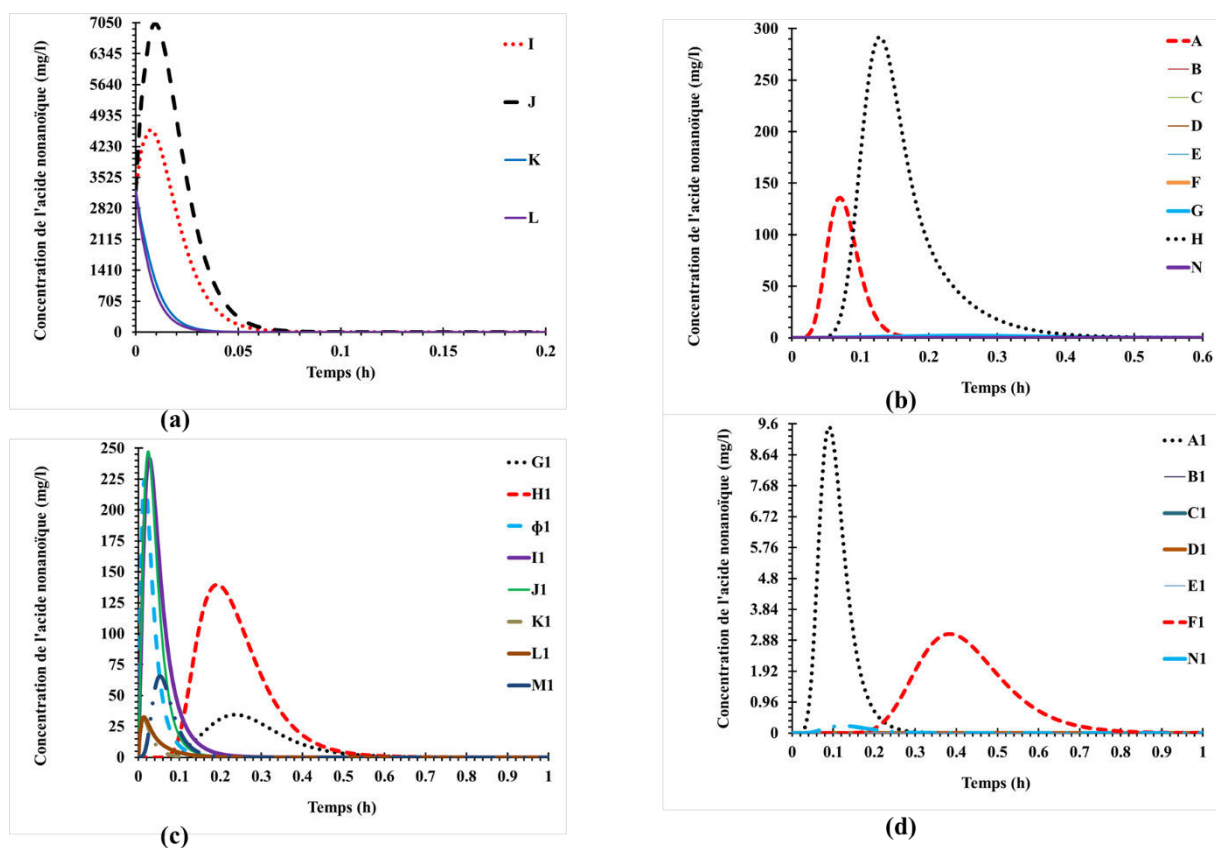


Figure 5-26: Suivi de la variation de la concentration de l'acide nonanoïque en cas de vent.

5.2.1.3 Prise en compte des effets de la température

La Figure 5-27 présente le suivi de la variation de la concentration de l'acide nonanoïque en cas de stratification thermique avec un écart de 4°C entre la surface libre et le fond. A la surface libre comme à mi-profondeur, les pics de concentrations des points situés à proximité du point d'injection sont deux fois supérieurs à la dose toxique pour le poisson *Danio rerio*. Néanmoins ces concentrations sont diluées à 98 % avec une chute de 96 % en moins de deux heures. Il est donc bien de savoir si une exposition aux concentrations détectées en moins de deux heures peut avoir un effet sur la santé des espèces non ciblées. Sous l'effet de la température, la concentration est également dispersée sur tous les points de la zone à traiter. Les concentrations détectées sur tous les points sont deux fois supérieures à la concentration pouvant inhiber ou tuer les algues selon Nakai et al.(2005), excepté aux points A, B, F, A1, B1 et F1 où les concentrations détectées sont très faibles. Comparé aux deux cas précédents, la stratification thermique directe semble être un bon facteur pour la dispersion de la substance active et aussi pour le maintien de la concentration algicide dans le temps. Néanmoins, il est bien de savoir avant le traitement les effets de la température sur la dégradation biologique de la substance active injectée en milieu aquatique au cours du temps.

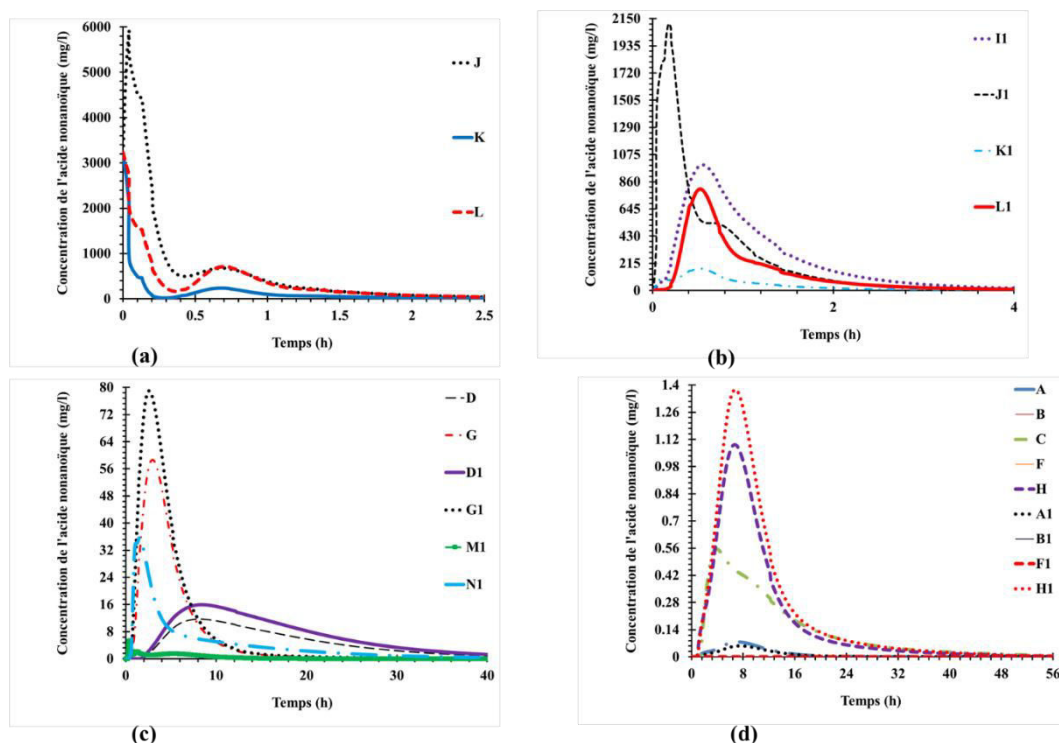


Figure 5-27: Suivi de la variation de la concentration de l'acide nonanoïque en cas de prise des effets de la stratification thermique.

5.3 Etude de l'influence du type d'alimentation sur la dispersion

Au chapitre 4, nous avons réalisé une simulation de l'écoulement de l'étang Grand Bleu pour une alimentation d'eau en provenance d'une nappe phréatique. Dans ce paragraphe nous présentons la comparaison des résultats de suivis de concentration pour une alimentation par la nappe phréatique et une alimentation par une seule entrée en surface (eau de surface). Les simulations ont été réalisées sans la prise en compte des forçages extérieurs. Le débit d'alimentation ($0,01\text{m}^3/\text{s}$) est le même pour les deux types d'alimentation. La problématique et les conditions de simulations sont identiques à celles présentées au paragraphe 5.2.1. Les points de suivi de concentration ont été présentés dans la Figure 5-24. En dehors des points C, C1, I, I1, J, J1, K, K1 et L1, les concentrations détectées au niveau des autres points sont de l'ordre de 10^{-9} mg/l , pour l'étang alimenté par la nappe contrairement à l'alimentation en eau de surface où en ces points les concentrations sont de l'ordre de 10^{-5} mg/l . Il ne sera comparé que les concentrations aux points C et C1 où les concentrations détectées sont susceptibles d'être algicide. La Figure 5-28 présente la comparaison des concentrations aux points C et C1 pour une alimentation par la nappe phréatique et une alimentation par une seule entrée (eau de surface). Aux points C et C1, il y a respectivement un facteur 3 et 200 d'écart de pics de concentration entre l'étang alimenté par la nappe et celui alimenté par l'eau en surface. Egalement, il y a un facteur 2 d'écart de temps de détection des pics de concentration aux points C et C1. Pour une même configuration avec un même débit d'alimentation, le type d'alimentation d'eau influence significativement la distribution de la concentration locale d'où l'importance de diagnostiquer les différentes sources d'alimentation avant et pendant le traitement.

En l'absence de forçage extérieur, si un utilisateur souhaite traiter son plan d'eau entre 24 et 96 heures, il pourrait être confronté au piégeage de la substance active par des effets de faibles vitesses d'écoulement. En effet, dans certains points, nous avons observé que quel que soit le type d'alimentation, la concentration algicide ne parvient à ces points qu'après 2 mois. Et si l'on ajoute les effets de dégradation de la concentration algicide au cours du temps par des aléas climatiques, des effets de dégradation abiotique (effet des UV, réactions avec des substances minérales), ou la dégradation de l'effet algicide par certains microorganismes, le traitement d'une grande quantité d'eau nécessiterait une étude du choix du nombre de points d'injection.

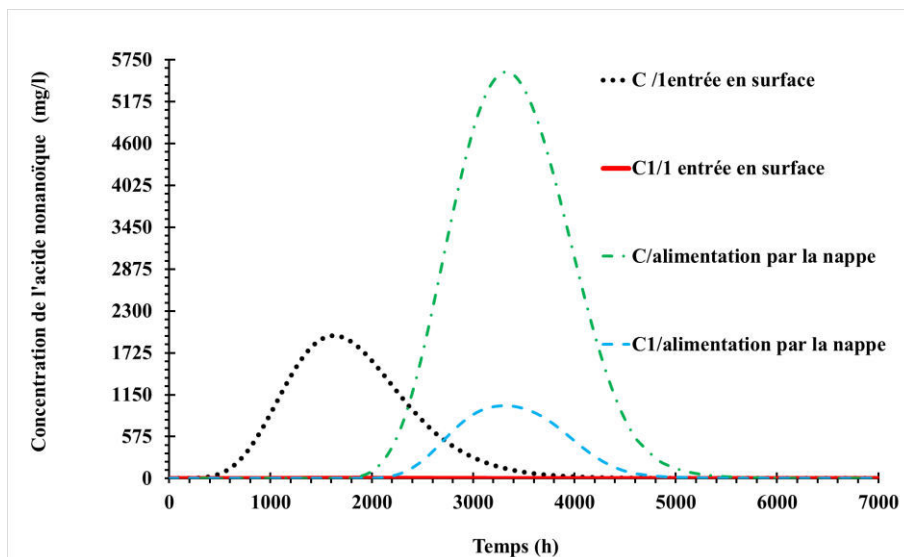


Figure 5-28: Comparaison de concentration aux points C et C1 pour une alimentation par la nappe phréatique et une alimentation par une seule entrée (eau de surface).

5.4 Etude du choix du nombre de points d'injection

Le choix du nombre de point à injecter peut dépendre de plusieurs facteurs dont :

- La superficie locale de la zone à traiter et des caractéristiques de l'écoulement (vitesses locales, orientation de l'écoulement, etc...)
- Du nombre de plantes invasives par unité de surface,
- Du type d'injection (instantanée ou continue),
- Du dispositif de dissémination envisagé
- Des facteurs climatiques ou des forçages extérieurs,
- De la concentration de substance active autorisée dans le milieu, etc...
- De la concentration de substance active autorisée dans le milieu, etc...

Considérons le cas d'étude portant sur le traitement local d'une partie de l'étang du Grand Bleu que nous avons supposé envahi par des plantes invasives (voir le paragraphe 5.2.1). Les trois cas d'études effectuées dans cette problématique ont montré que la distribution de la concentration est influencée par les forçages extérieurs et que la concentration est très faiblement distribuée dans certaines zones du traitement.

Si nous considérons le cas où l'on avait supposé l'absence de forçages extérieurs (voir 5.2.1.1), un seul point d'injection ne suffit pas pour traiter la zone ciblée car le suivi de la concentration a montré que la substance était distribuée sur 25% de la zone à traiter. Nous pensons que dans

ce cas, il faut au minimum cinq points d'injection si l'on réalise une injection instantanée. Pour ceci la zone à traiter peut être subdivisée en quatre zones où l'injection serait réalisée au centre de chacune des zones en plus du point d'injection montré à la Figure 5-24.

Dans le cas de la prise en compte des effets du vent et de la stratification thermique, nous pensons qu'il faut au minimum deux points d'injection. Mais le problème est que le vent peut provoquer une dilution rapide de la concentration algicide et il n'est pas possible de contrôler ce forçage.

La maîtrise de la concentration à injecter est importante pour la détermination des points d'injection. En effet, si le gestionnaire du plan d'eau injecte la substance active en plusieurs points sans tenir compte des concentrations recommandées par le fournisseur, cela peut provoquer des concentrations toxiques pour des espèces non ciblées (voir Figure 5-25 ; Figure 5-26 ; Figure 5-27).

5.5 Conclusion

Ce chapitre a montré que la prise en compte des forçages extérieurs influence la distribution de la concentration. La présence des plantes invasives modifie l'écoulement et freine la dispersion de la substance active. La simulation numérique montre que le vent joue le rôle d'un diffuseur naturel. Cependant, le vent est un important facteur de décroissance ou de dilution de la concentration et il est important de penser en amont du traitement aux conséquences des aléas climatiques sur la dispersion. En cas de stratification thermique, l'écart de température entre la surface libre et le fond favorise à 98 % une répartition verticale de la concentration locale sur la zone à traiter. La prise en compte de la réaction chimique de la substance active avec l'eau a montré que la concentration locale diminuait en moyenne de 5%. Il serait bon de connaître avant le traitement, la cinétique de dégradation biologique ou chimique de la substance active au cours du temps afin de palier la perte de concentration nécessaire pour tuer ou inhiber les algues.

Vue l'influence du positionnement des entrées d'eau, il semble important de diagnostiquer ou détecter les sources d'alimentation de l'étang avant tout traitement. En effet, si l'on cible une zone de traitement, le positionnement des entrées et l'orientation de l'écoulement peuvent contribuer à la déviation de la concentration algicide vers une autre zone non ciblée.

Conclusions et perspectives

6 Conclusions et perspectives

L'objectif principal de ce travail était de développer une méthodologie de simulation numérique de la dispersion des substances actives utilisées pour traiter des plans d'eau eutrophisés. En effet, pour développer un procédé innovant dans le but de cibler efficacement la zone à traiter, il convient de pouvoir réaliser un traitement optimal en fonction de la concentration acceptable de substances actives pour tuer ou inhiber les plantes envahissantes ciblées sans créer de potentiels dommages écologiques. C'est l'écoulement qui va conditionner le gradient de concentrations au sein de l'étang.

Le fonctionnement hydrodynamique d'un plan d'eau est complexe et il diffère d'une configuration à une autre. Nous avons étudié différentes configurations dont la superficie et la profondeur ont varié respectivement de 223,26 m² à 42 hectares et de 1,5 m à 4 m. Avec leur régime d'écoulement lentique, elles paraissent simples mais en réalité la compréhension des phénomènes hydrodynamiques qui en découle est difficile. Nous avons développé une méthodologie en utilisant la Mécanique des Fluides Numérique comme un outil d'aide à la décision afin de pouvoir définir des conditions optimales pour un traitement efficace. Cette efficacité nécessite la prédiction du nombre de points d'injection de substances actives ou du positionnement des dispositifs de dispersion ainsi que de la durée du traitement tout en contrôlant la dispersion des substances actives en fonction de l'effet recherché.

La méthodologie est basée sur le développement d'un modèle numérique permettant de comprendre et de modéliser le comportement hydrodynamique de plans d'eau alimentés en surface et par le fond. Les profils d'écoulement sont indispensables pour évaluer la dispersion des substances actives : un modèle a été conçu en utilisant une approche de modélisation ascendante. L'approche de modélisation ascendante a consisté à étudier dans un premier temps l'écoulement et la dispersion sans prendre en compte les forçages extérieurs tels que la température, le vent et la présence des végétaux. Dans un second temps, les forçages extérieurs ont été pris en compte afin d'évaluer leur influence sur la stratégie du traitement de l'eau.

L'analyse bibliographique a montré que les milieux aquatiques lentiques sont caractérisés de façon prépondérante par des vitesses d'écoulement variant de 0 à 0,3 m/s (Huggins et al., 2005; Wu, 2011). Au sein de ces plans d'eau, il coexiste simultanément des zones d'écoulement aux comportements variables (recirculations, zones stagnantes, zones turbulentes, etc..) qui rendent la compréhension des phénomènes hydrodynamiques difficile malgré leur simple apparence. La simulation en Mécanique des Fluides Numérique nous a permis de comprendre le

fonctionnement hydrodynamique de la masse d'eau lentique dans quatre types de configurations de plan d'eau tout en faisant varier le positionnement des entrées et sorties. Pour une même configuration de plan d'eau, la comparaison des courbes de Distribution de Temps de Séjour montre que l'écoulement global a le même comportement quelle que soit la position des sorties, malgré les différences observées au niveau des vitesses locales. Ces résultats sont obtenus après des études de plusieurs paramètres dont le choix d'un modèle de turbulence adapté à la prédiction des phénomènes prépondérants (faibles vitesses, des recirculations, etc.) au sein d'une des configurations testées.

Le choix du modèle de turbulence en cas d'absence d'expérimentation est une problématique majeure. Pour la modélisation hydrodynamique, les points d'incertitude s'articulent autour du modèle de turbulence choisi pour reproduire les recirculations et les faibles vitesses dans les plans d'eau. Afin de progresser dans le domaine, nous avons réalisé une étude préliminaire qui nous a permis de sélectionner cinq modèles de turbulence (RSM, Réalisable k- ϵ , RNG k- ϵ , Standard k- ϵ et Transition SST). La présélection des modèles a été basée sur des études bibliographiques, les hypothèses de formulation des modèles ainsi que les principaux comportements hydrodynamiques qu'ils peuvent prédire de manière réaliste.

Trois principales zones d'écoulement ont été identifiées par l'analyse des contours et profils de vitesse obtenus avec les cinq modèles de turbulence. Ces trois différentes zones d'écoulement ont déjà été observées par Alvarado et al. (2012). Les cinq modèles simulent le même comportement global de l'écoulement. Cependant, chacun des modèles prédit différemment l'écoulement local dans les zones stagnantes et à vitesses d'écoulement très faibles dans lesquelles les plantes aquatiques invasives sont susceptibles de proliférer de façon préférentielle. Ces différences se traduisent notablement sur les courbes de Distribution de Temps de Séjour montrant l'intérêt d'effectuer un traçage expérimental lorsque cela est possible.

Basé sur l'analyse physique du comportement de l'écoulement local, le modèle RNG k- ϵ a été sélectionné définitivement pour la simulation de l'écoulement sans faire de mesures expérimentales de traçage à l'échelle d'un plan d'eau.

Afin de valider le modèle sélectionné, un pilote d'environ 1 m³ a été mis en place afin de simuler le fonctionnement réel d'un plan d'eau tel que les étangs de pisciculture construits artificiellement. Le pilote a été conçu sur la base des critères de similitude permettant de répondre à des critères d'extrapolation afin d'être représentatifs des processus prépondérants sur des plans d'eau de taille réelle. L'optimisation de la conception de ce pilote a nécessité la

prise en compte des contraintes du laboratoire et des contraintes liées à la grande quantité d'eau à mettre en œuvre. Le pilote représente un modèle physique, par opposition au modèle numérique, grâce auquel, nous avons étudié le comportement hydrodynamique et la dispersion des substances actives dans un milieu aquatique.

Plusieurs valeurs de débit d'alimentation allant de $2,7 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$ à $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ et quatre scénarios de positionnement des entrées ont été testés à l'échelle du pilote. Les Distributions des Temps de Séjour mesurées expérimentalement sur le pilote ont été comparées à celles simulées numériquement avec des débits de $1,5 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ et de $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ à l'aide du modèle RNG k- ϵ : elles coïncident ce qui valide le modèle à l'échelle du pilote. Les valeurs de débits d'alimentation pour lesquels le modèle a été validé à l'échelle du pilote sont bien représentatives à l'échelle des plans d'eau de débits d'entrée pouvant varier de $0,01 \text{ m}^3/\text{s}$ à $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ (Banas, 2001; Huggins et al., 2005)

La Mécanique des Fluides Numérique nous a permis de simuler également le comportement local de l'écoulement à partir duquel des concentrations locales obtenues par des traçages numériques : elles sont estimées avec moins de 5% d'erreur par rapport aux valeurs expérimentales pour les valeurs de débit de $2,7 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$ et $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$.

Lorsqu'on fixe la sortie et le débit d'alimentation et qu'on fait varier le positionnement et le nombre d'entrées, les résultats numériques et expérimentaux montrent qu'il y a au moins un facteur 2 d'écart de temps de détection de concentrations locales d'un scénario à une entrée à un scénario à quatre entrées.

Les paramètres d'entrée (positionnement des entrées et sorties, nombre d'entrées, débits, etc...) ne doivent pas être négligés pour une maîtrise de l'écoulement qui conditionne la détermination de la concentration optimale et de la durée du traitement.

Les mesures expérimentales et de simulation numérique à l'échelle du pilote nous ont permis d'étudier un grand nombre de paramètres hydrodynamiques dont l'influence des forçages extérieurs (vent, température et présence des végétaux) sur l'écoulement. L'étude de l'influence de tous ces paramètres constituent une base de prise de décision pour un traitement efficace.

Pour cause de manque de plans d'eau dans lesquels une expérimentation aurait pu être menée, les écoulements des différentes configurations des plans d'eau testés ont été comparés aux résultats et données de la littérature. La méthodologie et la définition des conditions limites de simulations numériques à l'échelle pilote ont été appliquées à l'échelle des plans d'eau.

Le vent transfère à la surface libre d'un plan d'eau une vitesse moyenne estimée à 4 % de sa vitesse à 10 m au-dessus de la surface de l'eau, quelle que soit la direction du vent. En l'absence

de vent les plans d'eau étudiés sont stagnants de façon prépondérante. Sous l'action du vent, on estime que 99 % de la vitesse d'écoulement provient de la vitesse transférée par les forces de frottement du vent. Elles sont le principal moteur de déplacement de la masse d'eau à la surface libre du plan d'eau, par comparaison aux forces d'agitation thermique (stratification thermique) et aux forces mécaniques dues à la présence des végétaux.

Lorsque que la température du fond est supérieure à la température de surface, les eaux du fond remontent vers la surface libre en générant d'importants mouvements d'eau conduisant à une vitesse d'écoulement au moins deux fois plus rapide en comparaison de celle observée pour un écoulement non stratifié. La stratification thermique contribue à la création d'un caractère désordonné des vecteurs vitesses de l'écoulement et à l'augmentation des valeurs des vitesses locales de l'écoulement. Les phénomènes de stratification thermique et surtout l'inversion thermique favorisent principalement la convection naturelle dans les plans d'eau où la vitesse d'écoulement est approximativement nulle. L'abondance des phénomènes verticaux observés entre l'échelle pilote et l'échelle du plan d'eau est généralement due à la stratification thermique mais l'action du vent homogénéise partiellement et/ou complètement les couches d'eau tout en détruisant l'écoulement vertical.

L'abondance des plantes invasives à la surface libre ou dans n'importe quelle position du plan d'eau constitue une barrière à l'écoulement. A l'échelle du pilote, la simulation de la présence des lentilles d'eau à la surface libre montre que les valeurs des vitesses locales d'écoulement sont principalement influencées depuis la surface libre jusqu'à 15% de la profondeur du pilote. A la surface libre, la vitesse d'écoulement change de manière discontinue lorsque l'écoulement rencontre les lentilles d'eau considérées comme des obstacles. Expérimentalement, il a été observé que la présence d'herbiers artificiels disposés au fond du pilote diminue les pics de concentration du traceur de 40% et modifie l'écoulement local tout en constituant une barrière à la dispersion de la substance active.

De même le positionnement des entrées et sortie, le type d'alimentation en eau (eaux de surface ou la nappe phréatique), le nombre d'entrées et de sorties de l'échelle du pilote et à l'échelle du plan d'eau modifient significativement l'écoulement local. Il est important de prendre en compte tous ces paramètres pour mieux évaluer la dispersion des substances actives dans les plans d'eau. On ne peut donc pas prévoir un traitement efficace si l'on néglige les forçages extérieurs qui sont à la base des facteurs qui peuvent limiter l'effet de la concentration de substances actives sur les plantes invasives ciblées.

En l'absence de forçages extérieurs, il est préférable d'injecter la concentration de substances actives autorisée par la réglementation à proximité de la zone à traiter en prenant en compte l'orientation de l'écoulement. Le vent joue le rôle d'un diffuseur naturel provoquant 95% de décroissance et de dilution de la concentration de la substance active. Il est important de penser en amont du traitement des conséquences des aléas climatiques sur la dispersion. Dans les plans d'eau à écoulement très lent, les écarts de température entre la surface libre et le fond favorisent à 98 % la répartition verticale de la concentration de la substance active dans la zone de traitement à cause des effets des forces d'agitation thermique. La présence des plantes invasives constituent un frein à la dispersion des substances actives d'où l'importance de prendre en compte le nombre de plantes invasives par unité de surface dans le développement du modèle. Il a été constaté qu'il y a en moyenne une diminution de 5% de la concentration locale de la substance active si nous prenons en compte les effets de la vitesse de réaction chimique de la substance active dans l'eau. Afin de ne pas diminuer la concentration nécessaire pour tuer ou inhiber les plantes invasives ciblées ou pour un traitement optimal, il est important de prendre en compte la cinétique de dégradation biologique ou chimique de la substance active au cours du temps.

La maîtrise de la concentration à injecter est importante pour la détermination des points d'injection. Le choix du nombre de points d'injection dépend de divers paramètres :

- La superficie locale de la zone à traiter, des caractéristiques de l'écoulement (vitesses locales, orientation de l'écoulement, etc...)
- Du nombre de plantes invasives par unité de surface,
- Du type d'injection (instantanée ou continue),
- Du dispositif de dissémination envisagé
- Des facteurs climatiques ou des forçages extérieurs,
- De la concentration de substance active autorisée dans le milieu, etc...

L'étude de l'influence du positionnement des entrées et sorties et du nombre d'entrées a révélé qu'il est primordial de connaître les sources d'alimentation du plan d'eau, et de maîtriser ou contrôler l'orientation de l'écoulement afin de ne pas dévier l'algicide vers des zones non ciblées. Le traitement optimal ne serait pas seulement dû à la maîtrise de la concentration à injecter mais à une bonne connaissance du terrain ou de l'écoulement local. C'est pourquoi la compréhension du comportement hydrodynamique de la masse d'eau ne doit pas être négligée durant tout le processus de traitement.

Perspectives

L'approche par Mécanique des Fluides Numérique nous a permis d'avoir des descriptions plus fines du comportement de l'écoulement ainsi que des informations pertinentes sur la dispersion des substances actives mais le temps de pré-traitement (maillage) et de calcul peuvent être très longs (de 30 minutes jusqu'à plusieurs jours selon le nombre de mailles représentant le plan d'eau étudié). Des propositions alternatives pour faire face à ces inconvénients ont été suggérées dans la littérature. Les récentes études prônent l'utilisation d'une nouvelle approche hybride nommée « approche compartimentale » (Le Moullec, 2008). Ces méthodes ont jusqu'à présent été utilisées dans des réacteurs chimiques et pour des écoulements turbulents. Néanmoins, l'approche compartimentale est aussi applicable dans les plans d'eau (Alvarado et al., 2012). L'utilisation du modèle à compartiment permettrait de réduire considérablement le temps de calcul. L'approche compartimentale consisterait à découper le milieu aquatique lentique en zones fonctionnelles localisées dans l'espace. Elle se baserait sur l'exploitation quantitative des résultats de simulation CFD de l'écoulement et de la dispersion des substances actives pour la construction du modèle. A chaque sous compartiment, il serait attribué un comportement particulier de l'écoulement ou la dispersion.

La substance active simulée a été supposée être une solution aqueuse. La simulation de la dispersion d'une substance active supposée solide pendant son introduction dans le plan d'eau à traiter n'a pas été investiguée. En cas de réalisation de la simulation numérique de la dispersion de la substance solide, il faut nécessairement prendre en compte sa vitesse de dissolution dans le modèle tout en appliquant la même méthodologie que celle de la dispersion d'une substance active dissoute.

Dans le cas où l'on utiliserait un dispositif de dissémination, l'influence de celui-ci sur l'efficacité de la dispersion de la substance active pourrait être étudiée à l'aide de la Mécanique des Fluides Numérique ou d'un modèle compartimental.

Certaines substances actives peuvent être dégradées facilement par des phénomènes abiotiques (effet des UV, réactions avec des substances minérales) et des effets des micro-organismes présents dans le milieu aquatique. A l'aide de la Mécanique des Fluides Numérique, il serait intéressant d'inclure la cinétique de dégradation des substances actives par ces phénomènes abiotiques et biologiques (micro-organismes) au cours du temps si cette cinétique est connue.

Les méthodologies mises en place pour simuler la dispersion des substances actives tout en étudiant l'influence de plusieurs paramètres ont été très utiles et apportent une importante contribution à ce projet industriel axé sur le traitement de l'eau par les biotechnologies naturelles. Même si les modèles d'écoulement et de dispersion des substances actives ont été validés à l'échelle du pilote et que les conditions limites utilisées sont transposables à l'échelle de n'importe quelle configuration de plan d'eau, il serait intéressant de valider ces modèles dans des plans d'eau réels s'il y a possibilité.

Références bibliographiques

7 Références bibliographiques

- Activities, U.S.E.P.A.O. of I., Development, U.S.E.P.A.O. of R. and, Laboratory, M.E.R., 1980. Proceedings, Seventh United States/Japan Conference on Sewage Treatment Technology: May 19-21, 1980, Tokyo, Japan. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.
- Adam, M., 2013. Mise en place expérimentale d'une intensification écologique de la pisciculture d'étang.
- Affian, K., Djagoua, E.V., Kouamé, K.F., Gioan, P., Bémi, J., 2002. Étude par télédétection aéroportée d'un environnement lagunaire en zone tropicale: cas de la lagune Ébrié en Côte d'Ivoire. *Télédétection* 2, 233–242.
- Agoumi, A., 1982a. Modélisation du régime thermique de la Manche. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- Agoumi, A., 1982b. Modélisation du régime thermique de la Manche. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- Agunwamba, J.C., 1992. Field pond performance and design evaluation using physical models Water. *Water Res.* 26, 1403–1407. doi:10.1016/0043-1354(92)90133-O
- Ahrens, C.D., Henson, R., 2015. *Meteorology Today*. Cengage Learning.
- Aillaud, G.J., 1998. A propos de la classification des chênes, réflexion sur une espèce confidentielle.
- Allaire, G., 2005. Analyse numérique et optimisation: une introduction à la modélisation mathématique et à la simulation numérique. Editions Ecole Polytechnique.
- Allen, C.B., 2008. Towards automatic structured multiblock mesh generation using improved transfinite interpolation. *Int. J. Numer. Methods Eng.* 74, 697–733. doi:10.1002/nme.2170
- Alvarado, A., 2013. Advanced dynamic modeling of wastewater treatment ponds. PhD thesis, Ghent University, Belgium.
- Alvarado, A., Vedantam, S., Goethals, P., Nopens, I., 2012. A compartmental model to describe hydraulics in a full-scale waste stabilization pond. *Water Res.* 46, 521–530. doi:10.1016/j.watres.2011.11.038
- Alvarado, A., Vesvikar, M., Cisneros, J.F., Maere, T., Goethals, P., Nopens, I., 2013. CFD study to determine the optimal configuration of aerators in a full-scale waste stabilization pond. *Water Res.* 47, 4528–4537. doi:10.1016/j.watres.2013.05.016
- An, S., Julien, P.Y., Venayagamoorthy, S.K., 2012. Numerical simulation of particle-driven gravity currents. *Environ. Fluid Mech.* 12, 495–513. doi:10.1007/s10652-012-9251-6
- Anandharamakrishnan, C., Gimbin, J., Stapley, A.G.F., Rielly, C.D., 2010. A Study of Particle Histories during Spray Drying Using Computational Fluid Dynamic Simulations. *Dry. Technol.* 28, 566–576. doi:10.1080/07373931003787918
- Ancey, C., 2010. Notes de cours. Hydraul. À Surf. Libre Phénom. Propag. Ondes Ruptures Barrage Bases Mathématiques Outils Simul. Appl.
- Anetor, L., Osakue, E., Odetunde, c., 2012. Reduced Mechanism Approach of Modeling Premixed Propane-Air Mixture using Ansys Fluent. *Eng. J.* 16, 67–86.
- Aniszewski, W., Ménard, T., Marek, M., 2014. Volume of Fluid (VOF) type advection methods in two-phase flow: a comparative study. *Comput. Fluids* 97, 52–73.
- Annamalai, K., Puri, I.K., 2006. *Combustion Science and Engineering*. CRC Press.
- Anoh, K.P., 2010. Stratégies comparées de l'exploitation des plans d'eau lagunaire de Côte d'Ivoire. *Cah. D'Outre-Mer* 63, 347–363. doi:10.4000/com.6038
- Ansys Fluent, 2013. Ansys Fluent theory guide. See also <http://www.ansys.com>.

- Arnaud, P., Raimbault, R., 1969. L'étang de Salses-Leucate ses principaux caracteres physico-chimiques et leurs variations (en 1955-1956 et de 1960 à 1968). *Rev. Trav. Inst. Pêch. Marit.* 33, 335–443.
- Atlas, R., Hoffman, R.N., Ardizzone, J., Leidner, S.M., Jusem, J.C., Smith, D.K., Gombos, D., 2011. A Cross-calibrated, Multiplatform Ocean Surface Wind Velocity Product for Meteorological and Oceanographic Applications. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 92, 157–174. doi:10.1175/2010BAMS2946.1
- Audouin, J., 1962. Hydrologie de l'étang de Thau. *Rev. Trav. Inst. Pêch. Marit.* 26, 5–104.
- Aupoix, B., Spalart, P.R., 2003. Extensions of the Spalart–Allmaras turbulence model to account for wall roughness. *Int. J. Heat Fluid Flow* 24, 454–462. doi:10.1016/S0142-727X(03)00043-2
- Babajee, J., 2013. Detailed numerical characterization of the separation-induced transition, including bursting, in a low-pressure turbine environment. Ecole Centrale de Lyon; Institut von Karman de dynamique des fluides (Rhode-Saint-Genève, Belgique).
- Babu, M., 2011. Effect of Algal Biofilm and Operational Conditions on Nitrogen Removal in Waste Stabilization Ponds: UNESCO-IHE PhD Thesis. CRC Press.
- Bachasson, B., 2012. Mise en valeur des étangs. Lavoisier.
- Bagard, S., 2008. Chimie, Tle S: obligatoire. Editions Bréal.
- Baharim, N.H., Ismail, R., Omar, M.H., 2011. Effects of Thermal Stratification on the Concentration of Iron and Manganese in a Tropical Water Supply Reservoir. *Sains Malays.* 40, 821–825.
- Baldyga, J., Pohorecki, R., 1995. Turbulent micromixing in chemical reactors — a review. *Chem. Eng. J. Biochem. Eng. J.* 58, 183–195. doi:10.1016/0923-0467(95)02982-6
- Balvay, G., Druart, J.-C., 2009. Le lac d'Annecy et son plancton. Editions Quae.
- Balvay, G., Druart, J.-C., Jacquet, S., 2012. Le lac du Bourget: ses eaux et sa biologie. Editions Quae.
- Banas, D., 2001. Flux de matière en étangs piscicoles extensifs : Rétention, Sédimentation, Exportation. Université de Metz.
- Bansal, D.R.K., 2010. A Textbook of Fluid Mechanics and Hydraulic Machines. Laxmi Publications.
- Barbe, J., 1984. Les végétaux aquatiques. Données biologiques et écologiques. Clés de détermination des macrophytes de France. *Bull. Fr. Piscic.* 1–42. doi:10.1051/kmae:1984001
- Barker, A.V., Prostak, R.G., 2009. Alternative management of roadside vegetation. *HortTechnology* 19, 346–352.
- Bartout, P., Touchart, L., 2013. L'inventaire des plans d'eau français : outil d'une meilleure gestion des eaux de surface. *Ann. Géographie* 691, 266. doi:10.3917/ag.691.0266
- Basta, D.J., Bower, B.T., 2015. Analyzing Natural Systems: Analysis for Regional Residuals-Environmental Quality Management. Routledge.
- Bastien, D.-F., Delisle, S., Petitclerc, P., Québec (Province), Ministère des ressources naturelles et de la faune, Direction des communications, 2012. Guide de reconnaissance des habitats forestiers des plantes menacées ou vulnérables: Outaouais, Laurentides et Lanaudière. Ministère des ressources naturelles et de la faune, Direction des communications, Québec.
- Belhadj, N., 1994. Variations par temps de pluie des débits dans les réseaux d'eaux usées de type séparatif: identification des composantes et modélisation des infiltrations. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- Bentzen, T.R., Larsen, T., Rasmussen, M.R., 2008. Wind effects on retention time in highway ponds. *Water Sci. Technol.* 57, 1713–1720.

- Blazek, J., 2005. Computational Fluid Dynamics: Principles and Applications: (Book with accompanying CD). Elsevier.
- Bodin, H., Mietto, A., Ehde, P.M., Persson, J., Weisner, S.E.B., 2012. Tracer behaviour and analysis of hydraulics in experimental free water surface wetlands. *Ecol. Eng.* 49, 201–211. doi:10.1016/j.ecoleng.2012.07.009
- Boehrer, B., Schultze, M., 2008a. Stratification of lakes. *Rev. Geophys.* 46. doi:10.1029/2006RG000210
- Boehrer, B., Schultze, M., 2008b. Stratification of lakes. *Rev. Geophys.* 46. doi:10.1029/2006RG000210
- Borghi, R., Champion, M., 2000. Modélisation et théorie des flammes. Editions TECHNIP.
- Bourguet, R., 2008. Analyse physique et modélisation d'écoulements turbulents instationnaires compressibles autour de surfaces portantes par approches statistiques haute-fidélité et de dimension réduite dans le contexte de l'interaction fluide-structure.
- Bouyer, J., 2000. Méthodes statistiques – Médecine – Biologie. De Boeck Secundair.
- Brahic, N., 2002. Mécanismes de remontée capillaire en nappe superficielle-Analyse des hypothèses du modèle de flux limite. Institut national agronomique paris-grignon-INA PG.
- Briant, J., 1989. Phénomènes d'interface. Agents de surface: principes et modes d'action. Editions TECHNIP.
- Bruand, I., Lebrun, L., Vasset, M.D., 2011. Physique-Chimie Exercices incontournables BCPST 1re année. Dunod.
- Bry, C., Hoflack, P., 2004. Le bassin versant de la Charente. *Courr. L'environnement L'INRA* 52, 81–96.
- Buil, N., 1999. Modélisation tridimensionnelle du transport de polluants dans les écoulements à surface libre.
- Bulat, M.P., Bulat, P.V., 2013. Comparison of Turbulence Models in the Calculation of Supersonic Separated Flows. *World Appl. Sci. J.* 27, 1263–1266.
- Burrows, R.E., Chenoweth, H.H., 1955. Evaluation of three types of fish rearing ponds. US Government Printing Office.
- Butler, J.L., 1963. Temperature relations in shallow turbid ponds, in: *Proceedings of the Oklahoma Academy of Science*. pp. 90–95.
- Cadavid, F., 2004. Simulation numérique de la réduction des émissions de NOx dans un four pilote de 4 MW et une chaudière tangentielle de 609 MW à charbon pulvérisé. Université de Valenciennes, Valenciennes.
- Calafell, J., Champin, B., Durand, B., Nogue, D., Rota, J.-B., Vivares, D., 2015. Exos Résolus - Prépas Chimie PCSI. Hachette Éducation.
- Calvet, R., 2005. Les pesticides dans le sol.
- Carballo, E., van Eer, A., Van Schie, T., Hilbrands, A., 2008. AD15E 2008 Small-scale freshwater fish farming. Agromisa Foundation.
- Carrillo, S.A., 2013. Cartesian Grid Generation.
- Carstensen, J., Henriksen, P., Heiskanen, A.-S., 2007. Summer algal blooms in shallow estuaries: definition, mechanisms, and link to eutrophication. *Limnol. Oceanogr.* 52, 370–384.
- Causon, D., Ingram, D., Mingham, C., Yang, G., Pearson, R., 2000. Calculation of shallow water flows using a Cartesian cut cell approach. *Adv. Water Resour.* 23, 545–562. doi:10.1016/S0309-1708(99)00036-6
- Chakroff, M., Druben, L., 1981. Freshwater Fish Pond Culture and Management. Appropriate Technologies for Development. Manual M-1B.

- Chang, Y.S., 2004. Modeling unsteady turbulent flows over ripples: Reynolds-averaged Navier-Stokes equations (RANS) versus large-eddy simulation (LES). *J. Geophys. Res.* 109. doi:10.1029/2003JC002208
- Chanson, H., 2008. Jean-Baptiste Charles Joseph Bélanger (1790-1874), the backwater equation and the Bélanger equation. University of Queensland, Division of Civil Engineering, St. Lucia, Qld.
- Chanson, H., 2004. *Hydraulics of Open Channel Flow*. Butterworth-Heinemann.
- Charpy, B., 1955. La pisciculture du tilapia. *Bull. Fr. Piscic.* 5–20. doi:10.1051/kmae:1955003
- Chen, C.-T.A., Millero, F.J., 1986. thermodynamic properties for natural waters covering only the limnological range. *Limnol. Oceanogr.* 31, 657–662.
- Chenaïfia, D., 2014. Effets de l'extraction des granulats sur la nappe Alluviale d'Oued El-Harrach (Mitidja amont)-Wilaya de Blida.
- Chung, M.-H., 2013. An adaptive Cartesian cut-cell/level-set method to simulate incompressible two-phase flows with embedded moving solid boundaries. *Comput. Fluids* 71, 469–486. doi:10.1016/j.compfluid.2012.11.002
- Ciuraru, R., Fine, L., Pinxteren, M., van, D'Anna, B., Herrmann, H., George, C., 2015a. Unravelling New Processes at Interfaces: Photochemical Isoprene Production at the Sea Surface. *Environ. Sci. Technol.* 49, 13199–13205. doi:10.1021/acs.est.5b02388
- Ciuraru, R., Fine, L., van Pinxteren, M., D'Anna, B., Herrmann, H., George, C., 2015b. Photosensitized production of functionalized and unsaturated organic compounds at the air-sea interface. *Sci. Rep.* 5, 12741. doi:10.1038/srep12741
- Coche, A.G., Muir, J.F., 1994. *Pisciculture continentale: Les étangs et leurs ouvrages. ouvrages et agencement des fermes piscicoles*. Food & Agriculture Org.
- Coche, A.G., Muir, J.F., Laughlin, T.L., 1995. *Pond Construction for Freshwater Fish Culture: Building Earthen Ponds*. Food & Agriculture Org.
- Craig, K.J., Nieuwoudt, M.N., Niemand, L.J., 2013. CFD simulation of anaerobic digester with variable sewage sludge rheology. *Water Res.* 47, 4485–4497. doi:10.1016/j.watres.2013.05.011
- Csanady, G.T., 1997. The “slip law” of the free surface. *J. Oceanogr.* 53, 67–80.
- Culberson, S.D., Piedrahita, R.H., 1996. Aquaculture pond ecosystem model: temperature and dissolved oxygen prediction — mechanism and application. *Ecol. Model.* 89, 231–258. doi:10.1016/0304-3800(95)00140-9
- Daily, J.W., Harleman, D.R., 1966. *Fluid dynamics*. Addison Wesley Pub CoMAUSA.
- Danaila, I., Joly, P., Kaber, S.M., Postel, M., 2005. *Introduction au calcul scientifique par la pratique - 12 projets résolus avec Matlab: 12 projets résolus avec Matlab*. Dunod.
- Danis, P., 2003. *Modélisation du fonctionnement thermique, hydrologique et isotopique de systèmes lacustres: sensibilité aux changements climatiques et amélioration des reconstructions paleoclimatiques*. Thèse de Doctorat à l'Université de Savoie.
- Daouda, M., 2010. *Méthodologie et résultats du diagnostic de l'eutrophisation du lac Nokoué (Benin)*. Thèse de doctorat, Université de Limoges.
- Davis, M.E., Davis, R.J., 2012. *Fundamentals of chemical reaction engineering*. Courier Corporation.
- Davis, P.L., Rinehimer, A.T., Uddin, M., 2012. A comparison of RANS-based turbulence modeling for flow over a wall-mounted square cylinder, in: *20th Annual Conference of the CFD Society of Canada*.
- De Bruin, P.W., Vos, F.M., Post, F.H., Frisken-Gibson, S.F., Vossepoel, A.M., 2000. Improving triangle mesh quality with surfacenets, in: *Medical Image Computing and Computer-Assisted Intervention—MICCAI 2000*. Springer, pp. 804–813.
- De Ridder, M., 1968. *Recherches sur les Rotifères des eaux saumâtres de la Lorraine orientale (France)*. *Hydrobiologia* 32, 340–383.

- De Schryver, P., Sinha, A.K., Kunwar, P.S., Baruah, K., Verstraete, W., Boon, N., De Boeck, G., Bossier, P., 2010. Poly- β -hydroxybutyrate (PHB) increases growth performance and intestinal bacterial range-weighted richness in juvenile European sea bass, *Dicentrarchus labrax*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 86, 1535–1541. doi:10.1007/s00253-009-2414-9
- Dehbi, A., 2008. A CFD model for particle dispersion in turbulent boundary layer flows. *Nucl. Eng. Des.* 238, 707–715.
- Delincé, G., 2013. *The Ecology of the Fish Pond Ecosystem: with special reference to Africa*. Springer Science & Business Media.
- Devaney, A.J., 2012. *Mathematical Foundations of Imaging, Tomography and Wavefield Inversion*. Cambridge University Press.
- DeZeeuw, D., Powell, K.G., 1993. An adaptively refined Cartesian mesh solver for the Euler equations. *Journal of Computational Physics*, 104(1), 56–68.
- Diomidis, N., Mischler, S., 2011. Third body effects on friction and wear during fretting of steel contacts. *Tribol. Int.* 44, 1452–1460. doi:10.1016/j.triboint.2011.02.013
- Dionne, F.-L., 2012. Conception d'une nouvelle génération de bassin d'élevage permettant la récupération rapide des rejets des poissons. École Polytechnique de Montréal.
- Dipierro, S., Ros-Oton, X., Valdinoci, E., 2014. Nonlocal problems with Neumann boundary conditions. *ArXiv Prepr. ArXiv14073313*.
- Dixon, J.C., 2007. *The shock absorber handbook*, 2nd ed. ed, Wiley-Professional engineering publishing series. John Wiley, Chichester, England.
- Douvi C. Eleni, 2012. Evaluation of the turbulence models for the simulation of the flow over a National Advisory Committee for Aeronautics (NACA) 0012 airfoil. *J. Mech. Eng. Res.* 4. doi:10.5897/JMER11.074
- Drews, C., 2013. Using wind setdown and storm surge on lake erie to calibrate the air-sea drag coefficient. *PloS One* 8, e72510.
- Drobinski, P., Coulais, C., Jourdir, B., 2015. Surface Wind-Speed Statistics Modelling: Alternatives to the Weibull Distribution and Performance Evaluation. *Bound.-Layer Meteorol.* 157, 97–123. doi:10.1007/s10546-015-0035-7
- du Produit, N., 2011. Fiche de données de sécurité. *Aurora* 51, 60504–7932.
- Durán, O., Claudin, P., Andreotti, B., 2011. On aeolian transport: Grain-scale interactions, dynamical mechanisms and scaling laws. *Aeolian Res.* 3, 243–270. doi:10.1016/j.aeolia.2011.07.006
- Durand, J.R., 1994. *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire: Les milieux lagunaires*. IRD Editions.
- Dybvig, R.K., 2003. *The Scheme Programming Language*. MIT Press.
- Ecke, R., 2005. *The Turbulence Problem. Exp. Perspect.* Los Alamos Sci. Number 29 2005.
- Egna, H.S., Boyd, C.E., 1997. *Dynamics of Pond Aquaculture*. CRC Press.
- Einhellig, F.A., Putnam, A.R., Tang, C.S., 1986. Mechanisms and modes of action of allelochemicals. *Sci. Allelopathy* 171–188.
- Emery, K.O., Aubrey, D.G., 2012. *Sea Levels, Land Levels, and Tide Gauges*. Springer Science & Business Media.
- Fares, E., Schröder, W., 2005. A general one-equation turbulence model for free shear and wall-bounded flows. *Flow Turbul. Combust.* 73, 187–215.
- Farrell, J.B., 2012. Duckweed uptake of phosphorus and five pharmaceuticals: microcosm and wastewater lagoon studies.
- Faurie, C., 2011. *Ecologie: Approche scientifique et pratique*. Lavoisier.
- Fausey, J.C., 2003. Controlling liverwort and moss now and in the future. *HortTechnology* 13, 35–38.

- Fazul, A., Rachiq, S., Mikou, K., Saidomar, S.H., 2015. Contribution à l'étude de la flore aquatique d'un lac de montagne: Lac Dayet Aoua (Maroc). *Afr. Sci. Rev. Int. Sci. Technol.* 9, 103–112.
- Fe, J., Navarrina, F., Puertas, J., Vellando, P., Ruiz, D., 2009. Experimental validation of two depth-averaged turbulence models. *Int. J. Numer. Methods Fluids* 60, 177.
- Ferrey, P., 2004. Modèles aux tensions de Reynolds avec prise en compte de l'intermittence de frontière. Université de Poitiers.
- Fisher, S., Bobrow, J., 2012. *CliffsNotes CSET: Multiple Subjects with CD-ROM*, 3rd Edition. Houghton Mifflin Harcourt.
- Fitzgerald, C.J., McIver, P., 2010. Passive trapped modes in the water-wave problem for a floating structure. *J. Fluid Mech.* 657, 456–477.
- Fontagné, S., Bazin, D., Brèque, J., Vachot, C., Bernarde, C., Rouault, T., Bergot, P., 2006. Effects of dietary oxidized lipid and vitamin A on the early development and antioxidant status of Siberian sturgeon (*Acipenser baeri*) larvae. *Aquaculture* 257, 400–411. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.01.025
- Frontier, S., Pichod-Viale, D., Leprêtre, A., Davoult, D., Luczak, C., 2008. *Écosystèmes - 4ème édition - Structure, Fonctionnement, Évolution: Structure, Fonctionnement, Évolution*. Dunod.
- Furbo, E., 2010. Evaluation of RANS turbulence models for flow problems with significant impact of boundary layers.
- Ghasemi, E., McEligot, D.M., Nolan, K.P., Crepeau, J., Tokuhito, A., Budwig, R.S., 2013. Entropy generation in a transitional boundary layer region under the influence of freestream turbulence using transitional RANS models and DNS. *Int. Commun. Heat Mass Transf.* 41, 10–16. doi:10.1016/j.icheatmasstransfer.2012.11.005
- Ghiotti, S., 2006. Les Territoires de l'eau et la décentralisation. La gouvernance de bassin versant ou les limites d'une évidence. *Dév. Durable Territ. Économie Géographie Polit. Droit Sociol.*
- Gibbs, R., 2013. *Transport Processes in Lakes and Oceans*. Springer Science & Business Media.
- Ginocchio, R., Viollet, P.-L., 2012. *L'énergie hydraulique*. Lavoisier.
- Giuliani, N., Mola, A., Heltai, L., Formaggia, L., 2015. FEM SUPG stabilisation of mixed isoparametric BEMs: application to linearised free surface flows. *Eng. Anal. Bound. Elem.* 59, 8–22.
- Glassman, I., Yetter, R.A., Glumac, N.G., 2014. *Combustion*. Academic Press.
- Godard, A., 2012. Nouveaux procédés verts d'oxydation de l'acide oléique.
- Golubitsky, M., Stewart, I., 2003. *The Symmetry Perspective: From Equilibrium to Chaos in Phase Space and Physical Space*. Springer Science & Business Media.
- Golzar, M., 2015. A brief review of pond residence time studies, in: *The Annual Postgraduate Research Student Conference-2015*.
- Goula, A.M., Kostoglou, M., Karapantsios, T.D., Zouboulis, A.I., 2008. A CFD methodology for the design of sedimentation tanks in potable water treatment. *Chem. Eng. J.* 140, 110–121. doi:10.1016/j.cej.2007.09.022
- Graf, W.H., 2000. *Hydraulique fluviale: écoulement et phénomènes de transport dans les canaux à géométrie simple*. PPUR presses polytechniques.
- Grare, L., 2009. Étude des interactions océan-atmosphère à proximité immédiate de l'interface: application aux vagues de vent et aux vagues extrêmes. Université de la Méditerranée-Aix-Marseille II.
- Grillas, P., Gauthier, P., Yavercovski, N., 2004. *Les mares temporaires méditerranéennes*. volume 2, volume 2,. Station biologique de la Tour du Valat, Arles.
- Guellouz, S., 1994. *Modélisation de la migration de colloïdes dans un milieu poreux*. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.

- Guessab, A., Aris, A., Bounif, A., 2014. Simulation of turbulent piloted methane non-premixed flame based on combination of finite-rate/eddy-dissipation model. *Mechanics* 19. doi:10.5755/j01.mech.19.6.6000
- Guo, J., Julien, P.Y., 2005. Shear Stress in Smooth Rectangular Open-Channel Flows. *J. Hydraul. Eng.* 131, 30–37. doi:10.1061/(ASCE)0733-9429(2005)131:1(30)
- Guy, C., Jean-Louis, G., Nicolas, H., 2014. *Initiation à la rhéologie (4^e Éd.) : Bases théoriques et applications expérimentales*. Lavoisier.
- Hadiyanto, H., Elmore, S., Van Gerven, T., Stankiewicz, A., 2013. Hydrodynamic evaluations in high rate algae pond (HRAP) design. *Chem. Eng. J.* 217, 231–239. doi:10.1016/j.cej.2012.12.015
- Hamre, K., Waagbø, R., Berge, R., Lie, Ø., 1997. Vitamins C and E interact in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Free Radic. Biol. Med.* 22, 137–149.
- Heggen, R.J., 1983. Thermal dependent properties of water. *J. Hydrol. Eng.* 109, 298–302.
- Heller, V., 2011. Scale effects in physical hydraulic engineering models. *J. Hydraul. Res.* 49, 293–306. doi:10.1080/00221686.2011.578914
- Hellsten, A., 2004. New two-equation turbulence model for aerodynamics applications. Helsinki University of Technology, Espoo.
- Hendricks, D.W., 2006. *Water Treatment Unit Processes: Physical and Chemical*. CRC Press.
- Hensen, J.L.M., Lamberts, R., 2012. *Building Performance Simulation for Design and Operation*. Routledge.
- Hingray, B., Picouet, C., Musy, A., 2009. *Hydrologie: Une science pour l'ingénieur*. PPUR presses polytechniques.
- Hipolito, A.F., 2010. Study of the external transport phenomena in a catalytic pilot single pellet string reactor. Thèse à l'Université Claude Bernard - Lyon I.
- Hostetler, S.W., Bartlein, P.J., 1990. Simulation of lake evaporation with application to modeling lake level variations of Harney-Malheur Lake, Oregon. *Water Resour. Res.* 26, 2603–2612.
- Hreiz, R., Sialve, B., Morchain, J., Escudié, R., Steyer, J.-P., Guiraud, P., 2014. Experimental and numerical investigation of hydrodynamics in raceway reactors used for algaculture. *Chem. Eng. J.* 250, 230–239. doi:10.1016/j.cej.2014.03.027
- Huet, M., 1959. Aperçu de la pisciculture dans les régions tropicales en Extrême-Orient et en Afrique Centrale. *Bull. Fr. Piscic.* 89–103. doi:10.1051/kmae:1959010
- Huggins, D.L., Piedrahita, R.H., Rumsey, T., 2005. Use of computational fluid dynamics (CFD) for aquaculture raceway design to increase settling effectiveness. *Aquac. Eng.* 33, 167–180. doi:10.1016/j.aquaeng.2005.01.008
- Hutter, K., Chubarenko, I.P., Wang, Y., 2014. *Physics of Lakes: Volume 3: Methods of Understanding Lakes as Components of the Geophysical Environment*. Springer Science & Business Media.
- Ikeda, M., Aniya, M., 2010. Bond Strength—Coordination Number Fluctuation Model of Viscosity: An Alternative Model for the Vogel-Fulcher-Tammann Equation and an Application to Bulk Metallic Glass Forming Liquids. *Materials* 3, 5246–5262. doi:10.3390/ma3125246
- Ingason, H., Li, Y.Z., Lönnemark, A., 2014. *Tunnel Fire Dynamics*. Springer.
- Iqbal, S., 1999. Duckweed aquaculture. Potentials Possibilities Limit. Comb. Wastewater Treat. Anim. Feed Prod. Dev. Ctries. Switz. SANDEC Rep.
- Iwahashi, M., Yamaguchi, Y., Ogura, Y., Suzuki, M., 1990. « Dynamical Structures of Normal Alkanes, Alcohols, and Fatty Acids in the Liquid State as Determined by Viscosity, Self-Diffusion Coefficient, Infrared Spectra, and ¹³CNMR Spin-Lattice Relaxation Time Measurements ». *Bull. Chem. Soc. Jpn.* 8, 2154–2158.

- Jacobs, C., Qin, Z., Bremhorst, K., 2006. Comparison of RANS modelling with DNS and experimental data for a converging-diverging nozzle and a rotating cylinder electrode, in: Fifth International Conference on CFD in the Process Industries. Citeseer, pp. 1–6.
- Jacques, W., 2014. Systèmes diphasiques : Éléments fondamentaux et applications industrielles (Coll. Science et ingénierie des matériaux). Lavoisier.
- Jäger, W., Rannacher, R., Warnatz, J., 2007. Reactive Flows, Diffusion and Transport: From Experiments via Mathematical Modeling to Numerical Simulation and Optimization. Springer Science & Business Media.
- Jambhekar, V.A., 2011. Forchheimer Porous-Media Flow Models-Numerical Investigation and Comparison with Experimental Data. Doctoral dissertation, University of Stuttgart. Stuttgart, Germany. Matrikelnummer 2550192.
- Jang, S., Takata, T., Yamguchi, A., 2015. Numerical analysis of self-wastage phenomena caused by sodium-water reaction in sodium-cooled fast reactor through simulant experiment. *J. Energy Power Eng.* 9. doi:10.17265/1934-8975/2015.06.004
- Jansons, K., Law, S., others, 2007. The hydraulic efficiency of simple stormwater ponds.
- Jeffrey, A., 2005. Complex Analysis and Applications, Second Edition. CRC Press.
- Ji, Z.-G., 2008. Hydrodynamics and Water Quality: Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries. John Wiley & Sons.
- Jiang, F., Drese, K.S., Hardt, S., Küpper, M., Schönfeld, F., 2004. Helical flows and chaotic mixing in curved micro channels. *AIChE J.* 50, 2297–2305. doi:10.1002/aic.10188
- Jiguet, F., Dehorter, O., Gonin, J., Latraube, F., Le Nevé, A., Provost, P., 2012. Connaissance de la migration du Phragmite aquatique en France: méthodologie de suivi scientifique et réglementation.
- Johnson, M.W., 2013. A novel Cartesian CFD cut cell approach. *Comput. Fluids* 79, 105–119. doi:10.1016/j.compfluid.2013.03.011
- Joly, F., 2007. Les eaux sauvages des régions arides. Notions de base sur l'hydrologie des déserts. *Géomorphologie Relief Process. Environ.* doi:10.4000/geomorphologie.93
- Jones, F.E., Harris, G.L., 1992. ITS-90 density of water formulation for volumetric standards calibration. *J. Res. Natl. Inst. Stand. Technol.* 97, 335–340.
- Julien, P.Y., 2002. River Mechanics. Cambridge University Press.
- Kabir, A., Hossain, M.A., Rahman, M.S., 2009. Use of duckweed as feed for fishes in polyculture. *J. Agric. Rural Dev.* 7, 157–160.
- Kadlec, R.H., 1990. Overland Flow in Wetlands: Vegetation Resistance. *J. Hydraul. Eng.* 116, 691–706.
- Kang, H., Choi, S.-U., 2006. Turbulence modeling of compound open-channel flows with and without vegetation on the floodplain using the Reynolds stress model. *Adv. Water Resour.* 29, 1650–1664. doi:10.1016/j.advwatres.2005.12.004
- Kara, A.B., Wallcraft, A.J., Metzger, E.J., Hurlburt, H.E., Fairall, C.W., 2007. Wind Stress Drag Coefficient over the Global Ocean*. *J. Clim.* 20, 5856–5864. doi:10.1175/2007JCLI1825.1
- Karcz, J., Kacperski, L., 2012. An effect of grid quality on the results of numerical simulations of the fluid flow field in an agitated vessel, in: 14th European Conference on mixing Warszawa.
- Karthik, T.S.D., Durst, F., 2011. Turbulence Models and Their Applications. Dep. Mech. Eng. Indian Inst. Technol. Madras India.
- Katul, G.G., Mahrt, L., Poggi, D., Sanz, C., 2004. One-and two-equation models for canopy turbulence. *Bound.-Layer Meteorol.* 113, 81–109.
- Kay, M., 2007. Practical Hydraulics. CRC Press.
- Khatiwala, S., Visbeck, M., Cane, M.A., 2005. Accelerated simulation of passive tracers in ocean circulation models. *Ocean Model.* 9, 51–69. doi:10.1016/j.ocemod.2004.04.002

- Kim, D., Kim, D.-I., Kim, J.-H., Stoesser, T., 2009. Large eddy simulation of flow and tracer transport in multichamber ozone contactors. *J. Environ. Eng.* 136, 22–31.
- Kim, J., Moin, P., Moser, R., 1987. Turbulence statistics in fully developed channel flow at low Reynolds number. *J. Fluid Mech.* 177, 133–166.
- Knupp, P.M., 2000. Achieving finite element mesh quality via optimization of the Jacobian matrix norm and associated quantities. Part I—a framework for surface mesh optimization. *Int. J. Numer. Methods Eng.* 48, 401–420.
- Koçyigit, M.B., Falconer, R.A., 2004. Three-dimensional numerical modelling of wind-driven circulation in a homogeneous lake. *Adv. Water Resour.* 27, 1167–1178. doi:10.1016/j.advwatres.2004.08.004
- Kovacs, Y., 1988. Modèles de simulation d'écoulement transitoire en réseau d'assainissement. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- Lallemand, A., 2000. Écoulement des fluides. Analyse dimensionnelle. Similitude. *Tech. Ing. Génie Énergétique* 2, BE8159–1.
- Lang, M., Lavabre, J., 2007. Estimation de la crue centennale pour les plans de prévention des risques d'inondations. Editions Quae.
- Large, W., Pond, S., 1981. Open ocean momentum flux measurements in moderate to strong winds. *J. Phys. Oceanogr.* 11, 324–336.
- Laue, P., Bähres, H., Chakrabarti, S., Steinberg, C.E.W., 2014. Natural xenobiotics to prevent cyanobacterial and algal growth in freshwater: Contrasting efficacy of tannic acid, gallic acid, and gramine. *Chemosphere* 104, 212–220. doi:10.1016/j.chemosphere.2013.11.029
- Launder, B.E., Reece, G.J., Rodi, W., 1975. Progress in the development of a Reynolds-stress turbulence closure. *J. Fluid Mech.* 68, 537–566.
- Laurent, J., Bois, P., Nuel, M., Wanko, A., 2015. Systemic models of full-scale Surface Flow Treatment Wetlands: Determination by application of fluorescent tracers. *Chem. Eng. J.* 264, 389–398. doi:10.1016/j.cej.2014.11.073
- Le Dantec, C., Suc, J.P., Suballyova, D., Vernet, J.L., Fauquette, S., Calleja, M., 1998. Evolution floristique des abords de la mare de Grammont (Montpellier, sud de la France) depuis un siècle : disparition d'Isoetes setacea Lam. *Ecologia Mediterranea* 24, 159–170.
- Le Hir, P., 1999. Courants, vagues et marées : les mouvements de l'eau. Editions Quae.
- Le Hir, P., Thouvenin, B., Guézennec, L., Bassoullet, p., Cugier, P.,, Romana, L.A., 2001. Courants, vagues et marées (Les mouvements de l'eau). Ifremer 32.
- Le Moullec, Y., 2008. Comparaison des approches systémique, mécanique des fluides numérique et compartimentale pour la modélisation des réacteurs : application à un réacteur canal à boues activées. Université de Lorraine.
- Le Moullec, Y., Potier, O., Gentric, C., Pierre Leclerc, J., 2008. Flow field and residence time distribution simulation of a cross-flow gas–liquid wastewater treatment reactor using CFD. *Chem. Eng. Sci.* 63, 2436–2449. doi:10.1016/j.ces.2008.01.029
- Leduc, R., Gervais, R., 1985. Connaître la météorologie. PUQ.
- Lee, J.H., Chu, V.H., 2003. Turbulent Jets and Plumes: A Lagrangian Approach. Springer Science & Business Media.
- Lefebvre, A., Guelorget, O., Perthuisot, J.P., Courties, C., Millet, B., 1997. L'organisation hydrobiologique d'un bassin paralique de type bahira: la baie de Kalloni (Lesbos, Grèce). *Oceanol. Acta* 20, 757–768.
- Lefebvre, D., La Quèrrière, P., Leboulanger, T., 1993. Nappe captive et sous-écoulements : le rôle des alluvions en Basse-Seine. *Quaternaire* 4, 103–110. doi:10.3406/quate.1993.1999
- Lekang, O.-I., 2013. Aquaculture Engineering. John Wiley & Sons.

- Lemasson, L., Dufour, P.H., others, 1979. Eléments nutritifs et production primaire dans les lagunes du Côte d'Ivoire: cycle annuel. *Arch. Sci. Cent. Rech. Oceanogr. Abidj.* 5, 1–64.
- Leonard, B.P., 1988. Simple high-accuracy resolution program for convective modelling of discontinuities. *Int. J. Numer. Methods Fluids* 8, 1291–1318.
- Lévêque, C., 1997. Introductions de nouvelles espèces de poissons dans les eaux douces tropicales: objectifs et conséquences. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 79–91. doi:10.1051/kmae:1997012
- Li, M., Zhang, H., Lemckert, C.J., Lu, Z., Lei, L.-M., Stratton, H.M., 2013. Three-dimensional Investigation of Retention Time Distribution of Waste Stabilisation Ponds.
- Loisel, V., 2013. Transition à la turbulence des écoulements de suspension: simulations numériques et analyse physique. Thèse de Doctorat. Université de Toulouse. 148.
- Longest, P.W., Xi, J., 2007. Effectiveness of Direct Lagrangian Tracking Models for Simulating Nanoparticle Deposition in the Upper Airways. *Aerosol Sci. Technol.* 41, 380–397. doi:10.1080/02786820701203223
- Luo, L., Qin, B., 2003. Numerical simulation based on a three-dimensional shallow-water hydrodynamic model in Lake Taihu-Current circulations in Lake Taihu with prevailing wind-forcing [J]. *J. Hydrodyn. Ser A* 18, 686–691.
- Makarieva, A.M., Gorshkov, V.G., Sheil, D., Nobre, A.D., Li, B.-L., 2013. Where do winds come from? A new theory on how water vapor condensation influences atmospheric pressure and dynamics. *Atmospheric Chem. Phys.* 13, 1039–1056. doi:10.5194/acp-13-1039-2013
- Malavoi, J.R., 1989. Typologie des faciès d'écoulement ou unités morphodynamiques des cours d'eau à haute énergie. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 189–210. doi:10.1051/kmae:1989003
- Malavoi, J.-R., Souchon, Y., 2002. Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière: clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 357–372.
- Mangelson, K.A., 1971. *Hydraulics of Waste Stabilization Ponds and its Influence on Treatment Efficiency.* All Graduate Theses and Dissertations. Utah State University. Paper 1632.
- Marin, G.B., 2006. *Advances in Chemical Engineering.* Academic Press.
- Martinat, G., 2007. Analyse physique et modélisation d'écoulements instationnaires turbulents autour de profils oscillants et d'éoliennes.
- Marusic, I., Joseph, D.D., Mahesh, K., 2007. Laminar and turbulent comparisons for channel flow and flow control. *J. Fluid Mech.* 570, 467. doi:10.1017/S0022112006003247
- Massuel, S., 2001. Modélisation hydrodynamique de la nappe phréatique quaternaire du bassin du lac Tchad. DEA Univ Montp. II Univ D'Avignon Pays Vaucluse.
- Mathez, E.A., 2013. *Climate Change: The Science of Global Warming and Our Energy Future.* Columbia University Press.
- Mazas, A.N., Fiorina, B., Lacoste, D.A., Schuller, T., 2011. Effects of water vapor addition on the laminar burning velocity of oxygen-enriched methane flames. *Combust. Flame* 158, 2428–2440. doi:10.1016/j.combustflame.2011.05.014
- Mechin, C., 2007. Une espèce jugée invasive dans l'espace français: le Grand Cormoran (*Phalacrocorax carbo* L.). *Anthropozoologica* 42, 105–120.
- Megnounif, A., Ghenim, A.N., 2013. Influence des fluctuations hydro-pluviométriques sur la production des sédiments: cas du bassin de la Haute Tafna. *Rev. Sci. Eau* 26, 53. doi:10.7202/1014919ar
- Mei, C., Zhou, J., Peng, X., Zhou, N., Zhou, P., 2010. *Simulation and Optimization of Furnaces and Kilns for Nonferrous Metallurgical Engineering.* Springer Science & Business Media.

- Mejni, F., 2008. Structures synchronisées dans les écoulements inhomogènes de convection mixte en milieu poreux. université des sciences et technologies de lille, lille1.
- Meng, P., Pei, H., Hu, W., Liu, Z., Li, X., Xu, H., 2015. Allelopathic effects of *Ailanthus altissima* extracts on *Microcystis aeruginosa* growth, physiological changes and microcystins release. *Chemosphere* 141, 219–226. doi:10.1016/j.chemosphere.2015.07.057
- Menon, E.S., 2014. Transmission Pipeline Calculations and Simulations Manual. Gulf Professional Publishing.
- Menter, F.R., Langtry, R.B., Likki, S.R., Suzen, Y.B., Huang, P.G., Völker, S., 2006. A Correlation-Based Transition Model Using Local Variables—Part I: Model Formulation. *J. Turbomach.* 128, 413. doi:10.1115/1.2184352
- Merci, B., Naud, B., Roekaerts, D., 2005. Flow and mixing fields for transported scalar PDF simulations of a piloted jet diffusion flame (“Delft Flame III”). *Flow Turbul. Combust.* 74, 239–272.
- Miller, M., 2006. Rainwater harvesting for enhanced groundwater recharge through capture of increased runoff from site development.
- Milroy, S.P., 2015. *Field Methods in Marine Science: From Measurements to Models*. Garland Science.
- Mimoun, D., 2004. Spatialisation de l’information : une aide à l’analyse hydraulique et paysagère développée lors de la réhabilitation des sites post-industriels - Cas des réaménagements des gravières en eau en milieu alluvionnaire. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint- Etienne.
- Mischke, C.C., 2012. *Aquaculture Pond Fertilization: Impacts of Nutrient Input on Production*. John Wiley & Sons.
- Morbideilli, M., Gavrilidis, A., Varma, A., 2005. *Catalyst design: optimal distribution of catalyst in pellets, reactors, and membranes*. Cambridge University Press.
- Moukalled, F., Mangani, L., Darwish, M., 2015. *The Finite Volume Method in Computational Fluid Dynamics: An Advanced Introduction with OpenFOAM® and Matlab*. Springer.
- Moussard, C., 2006. *Biochimie structurale et métabolique*. De Boeck Supérieur.
- Nakai, S., Yamada, S., Hosomi, M., 2005. Anti-cyanobacterial fatty acids released from *Myriophyllum spicatum*. *Hydrobiologia* 543, 71–78.
- Nascimento, M.L.F., Aparicio, C., 2007. Data classification with the Vogel–Fulcher–Tammann–Hesse viscosity equation using correspondence analysis. *Phys. B Condens. Matter* 398, 71–77. doi:10.1016/j.physb.2007.04.074
- Nations, F. and A.O. of the U., 1997. *Méthodes Simples Pour L’Aquaculture Pisciculture Continentale: La Gestion - Les Étangs Et Leur Eau*. Food & Agriculture Org.
- Ndongo, B., Mbouendeu, S.L., Tirmou, A.A., Njila, R.N., Dalle, J.D.M., 2015. Tendances pluviométriques et impact de la marée sur le drainage en zone d’estuaire: cas du Wouri au Cameroun. *Afr. Sci.* 11, 173–182.
- Ndungu, J.N., Chen, W., Augustijn, D.C.M., Hulscher, S.J.M.H., 2015. Analysis of the Driving Force of Hydrodynamics in Lake Naivasha, Kenya. *Open J. Mod. Hydrol.* 5, 95–104. doi:10.4236/ojmh.2015.54009
- Nekrasov, A., 2013. *Foundations for Innovative Application of Airborne Radars: Measuring the Water Surface Backscattering Signature and Wind*. Springer Science & Business Media.
- Nicollet, G., Labadie, G., de France, E., 1993. *Modèles hydrauliques fluviaux*. Électricité de France, Direction des études et recherches, Service applications de l’électricité et environnement, Département laboratoire national d’hydraulique.
- Nield, D.A., Kuznetsov, A.V., Xiong, M., 2003. Thermally developing forced convection in a porous medium: parallel plate channel with walls at uniform temperature, with axial

- conduction and viscous dissipation effects. *Int. J. Heat Mass Transf.* 46, 643–651. doi:10.1016/S0017-9310(02)00327-7
- Noor, M.M., Wandel, A.P., Yusaf, T., 2013. Detail guide for CFD on the simulation of biogas combustion in bluff-body mild burner, in: *Proceedings of the 2nd International Conference of Mechanical Engineering Research (ICMER 2013)*. Universiti Malaysia Pahang, pp. 1–25.
- Nørmark, K., 2003. *Functional Programming in Scheme*.
- Oca, J., Masalo, I., 2013. Flow pattern in aquaculture circular tanks: Influence of flow rate, water depth, and water inlet & outlet features. *Aquac. Eng.* 52, 65–72. doi:10.1016/j.aquaeng.2012.09.002
- Oca, J., Masaló, I., Reig, L., 2004a. Comparative analysis of flow patterns in aquaculture rectangular tanks with different water inlet characteristics. *Aquac. Eng.* 31, 221–236. doi:10.1016/j.aquaeng.2004.04.002
- Oca, J., Masaló, I., Reig, L., 2004b. Comparative analysis of flow patterns in aquaculture rectangular tanks with different water inlet characteristics. *Aquac. Eng.* 31, 221–236. doi:10.1016/j.aquaeng.2004.04.002
- Padet, J.P., Germain, P., 1991. *Fluides en écoulement: méthodes et modèles*. Masson.
- Palsberg, J. (Ed.), 2009. *Semantics and algebraic specification: essays dedicated to Peter D. Mosses on the occasion of his 60th birthday, Lecture notes in computer science*. Springer, Berlin ; New York.
- Pang, C., Wang, F., Wu, S., Lai, X., 2015. Impact of submerged herbaceous vegetation on wind-induced current in shallow water. *Ecol. Eng.* 81, 387–394. doi:10.1016/j.ecoleng.2015.04.021
- Pe, M.R.L., 2013. *Mechanical Engineering Reference Manual for the PE Exam*. www.ppi2pass.com.
- Peltre, M.C., Muller, S., Ollivier, M., Dutartre, A., Barbe, J., Haury, J., Tremolieres, M., 2002. Les proliférations végétales aquatiques en France: caractères biologiques et écologiques des principales espèces et milieux propices. i. bilan d'une synthèse bibliographique. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 237–258. doi:10.1051/kmae:2002034
- Peng, S., Li, Y., Xie, L., 2013. Adjusting the Wind Stress Drag Coefficient in Storm Surge Forecasting Using an Adjoint Technique. *J. Atmospheric Ocean. Technol.* 30, 590–608. doi:10.1175/JTECH-D-12-00034.1
- Perrin, A., Sari-Zizi, N.B., Demaison, J., 2007. *Remote Sensing of the Atmosphere for Environmental Security*. Springer Science & Business Media.
- Persson, J., 2000. The hydraulic performance of ponds of various layouts. *Urban Water* 2, 243–250. doi:10.1016/S1462-0758(00)00059-5
- Persson, J., Somes, N., Wong, T., 1999a. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Sci. Technol.* 40, 291–300. doi:10.1016/S0273-1223(99)00448-5
- Persson, J., Somes, N., Wong, T., 1999b. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Sci. Technol.* 40, 291–300. doi:10.1016/S0273-1223(99)00448-5
- Peterson, E.L., 2000. Observations of pond hydrodynamics. *Aquac. Eng.* 21, 247–269.
- Petit, L., Hulin, J.-P., Guyon, É., 2012. *Hydrodynamique physique 3e édition (2012)*. EDP Sciences.
- Peyret, R., Krause, E., 2014. *Advanced Turbulent Flow Computations*. Springer.
- Phillips, O.M., Hasselmann, K., 2012. *Wave Dynamics and Radio Probing of the Ocean Surface*. Springer Science & Business Media.
- Pinson, F., 2006a. Modélisation à l'échelle macroscopique d'un écoulement turbulent au sein d'un milieu poreux.
- Pinson, F., 2006b. Modélisation à l'échelle macroscopique d'un écoulement turbulent au sein d'un milieu poreux.

- Piolet, R., 2014. Synthèse hydrothermale de nanoparticules de ZnO au-delà du point critique: compréhension des étapes de germination et de croissance. Université de Bourgogne.
- Pond, S., Pickard, G.L., 2013. *Introductory Dynamical Oceanography*. Elsevier.
- Pradal, M.-A., Millet, B., 2006. Hétérogénéité spatiale du forçage du vent : fonctionnement des récifs artificiels et circulation des eaux dans la baie sud de Marseille. *C. R. Biol.* 329, 541–550. doi:10.1016/j.crv.2006.04.002
- Rappaz, M., Bellet, M., Deville, M., 1998. *Modélisation numérique en science et génie des matériaux*. PPUR presses polytechniques.
- Rauen, W., Lin, B., Falconer, R., Teixeira, E., 2008a. CFD and experimental model studies for water disinfection tanks with low Reynolds number flows. *Chem. Eng. J.* 137, 550–560. doi:10.1016/j.cej.2007.05.011
- Rauen, W., Lin, B., Falconer, R., Teixeira, E., 2008b. CFD and experimental model studies for water disinfection tanks with low Reynolds number flows. *Chem. Eng. J.* 137, 550–560. doi:10.1016/j.cej.2007.05.011
- Rey, A., 2011. *Dictionnaire Historique de la langue française*. NATHAN.
- Robert, A., 2014. *RIVER PROCESSES: An Introduction to Fluvial Dynamics*. Routledge.
- Robinson, B.A., Dash, Z.V., Srinivasan, G., 2010. A particle tracking transport method for the simulation of resident and flux-averaged concentration of solute plumes in groundwater models. *Comput. Geosci.* 14, 779–792. doi:10.1007/s10596-010-9190-6
- Roche, M., Bendounan, R., Prost, C., 1994. Modélisation de l'hydrodynamique d'un décanteur primaire de station d'épuration. *Rev. Sci. Eau* 7, 153. doi:10.7202/705194ar
- Rodi, W., Constantinescu, G., Stoesser, T., 2013. *Large-Eddy Simulation in Hydraulics*. CRC Press.
- Rohden, C. von, Boehrer, B., Ilmberger, J., 2010. Evidence for double diffusion in temperate meromictic lakes. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 14, 667–674.
- Roselli, R.J., Diller, K.R., 2011. *Biotransport: Principles and Applications*. Springer Science & Business Media.
- Rostami, F., Shahrokhi, M., Md Said, M.A., Abdullah, R., Syafalni, 2011. Numerical modeling on inlet aperture effects on flow pattern in primary settling tanks. *Appl. Math. Model.* 35, 3012–3020. doi:10.1016/j.apm.2010.12.007
- Roth, J.J., Hughes, W., 2015. *The Essential Burn Unit Handbook*, Second Edition. CRC Press.
- Sabia, P., SCHIEs sWOHL, E., De Joannon, M.R., Cavaliere, A., 2006. Numerical analysis of hydrogen mild combustion. *Turk J Eng Env. Sci* 30, 127–134.
- Sah, L., Rousseau, D.P.L., Hooijmans, C.M., Lens, P.N.L., 2011. 3D model for a secondary facultative pond. *Ecol. Model.* 222, 1592–1603. doi:10.1016/j.ecolmodel.2011.02.021
- Savy, B., Touchart, Laurent, 2003. Les lacs à déstratificateur thermique et le cas de Mas Chaban (Charente, France) / Lakes and air bubble system : the exemple of the Mas Chaban reservoir (Charente, France). *Rev. Géographie Alp. J. Alp. Res.* 91, 81.
- Sayana, V.B.M., Arunbabu, E., Kumar, L.M., Ravichandran, S., Karunakaran, K., 2010. Groundwater responses to artificial recharge of rainwater in Chennai, India: a case study in an educational institution campus. *Indian J. Sci. Technol.* 3, 124–130.
- Schäfer, M., 2006. *Computational Engineering - Introduction to Numerical Methods*. Springer Science & Business Media.
- Schetz, J.A., Fuhs, A.E., 1999. *Fundamentals of Fluid Mechanics*. John Wiley & Sons.
- Schiestel, R., 2010. *Modeling and Simulation of Turbulent Flows*. John Wiley & Sons.
- Schindler, D.W., 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnol. Oceanogr.* 51, 356–363.
- Schlumberger, O., 2002. *Mémento de pisciculture d'étang*. Editions Quae.
- Schlumberger, O., Elie, P., 2008. *Poissons des lacs naturels français : Ecologie et évolution des peuplements*, Quae. ed. Quae éditions, Versailles.

- Sébastien, C., 2013. Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain : performance en matière de piégeage des micropolluants. INSA de Lyon.
- Sebaugh, J.L., 2011. Guidelines for accurate EC50/IC50 estimation. *Pharm. Stat.* 10, 128–134. doi:10.1002/pst.426
- Séguret, F., 1998. Etude de l'hydrodynamique des procédés de traitement des eaux usées à biomasse fixée-application aux lits bactériens et aux biofiltres. Université Sciences et Technologies-Bordeaux I.
- Shao, J., He, Y., Li, F., Zhang, H., Chen, A., Luo, S., Gu, J.-D., 2015. Growth inhibition and possible mechanism of oleamide against the toxin-producing cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* NIES-843. *Ecotoxicology*. doi:10.1007/s10646-015-1582-x
- Shao, J., Li, R., Lepo, J.E., Gu, J.-D., 2013. Potential for control of harmful cyanobacterial blooms using biologically derived substances: Problems and prospects. *J. Environ. Manage.* 125, 149–155. doi:10.1016/j.jenvman.2013.04.001
- Shao, J.-H., Wu, X.-Q., Li, R.-H., 2009. Physiological responses of *Microcystis aeruginosa* PCC7806 to nonanoic acid stress. *Environ. Toxicol.* 24, 610–617. doi:DOI: 10.1002/tox.20462
- Sharma, M., Wanchoo, R.K., Toor, A.P., 2012. Adsorption and Kinetic Parameters for Synthesis of Methyl Nonanoate over Heterogeneous Catalysts. *Ind. Eng. Chem. Res.* 51, 14367–14375. doi:DOI: 10.1021/ie301661n
- Sharqawy, M.H., Lienhard, J.H., Zubair, S.M., 2010. Thermophysical properties of seawater: a review of existing correlations and data. *Desalination Water Treat.* 16, 354–380. doi:10.5004/dwt.2010.1079
- Shilton, A., 2005. Pond Treatment Technology. IWA Publishing.
- Shucksmith, J.D., Boxall, J.B., Guymer, I., 2010. Effects of emergent and submerged natural vegetation on longitudinal mixing in open channel flow. *Water Resour. Res.* 46. doi:10.1029/2008WR007657
- Song, K., Xenopoulos, M.A., Buttle, J.M., Marsalek, J., Wagner, N.D., Pick, F.R., Frost, P.C., 2013. Thermal stratification patterns in urban ponds and their relationships with vertical nutrient gradients. *J. Environ. Manage.* 127, 317–323. doi:10.1016/j.jenvman.2013.05.052
- Soutter, M., Mermoud, A., Musy, A., 2007. Ingénierie des eaux et du sol: processus et aménagements. PPUR presses polytechniques.
- Spafiu, F., Mischie, A., Ionita, P., Beteringhe, A., Constantinescu, T., Balaban, A.T., 2009. New alternatives for estimating the octanol/water partition coefficient and water solubility for volatile organic compounds using GLC data (Kovats retention indices). *Arkivoc* 2009, 174–194.
- Spalart, P., Allmaras, S., 1992. A one-equation turbulence model for aerodynamic flows. American Institute of Aeronautics and Astronautics. doi:10.2514/6.1992-439
- Speck, O., 2003. Field measurements of wind speed and reconfiguration in *Arundo donax* (Poaceae) with estimates of drag forces. *Am. J. Bot.* 90, 1253–1256.
- Spellman, F.R., Stoudt, M.L., 2013. Environmental Science: Principles and Practices. Scarecrow Press.
- Sportisse, B., 2008. Pollution atmosphérique: Des processus à la modélisation. Springer Science & Business Media.
- Stamou, A.I., 2008. Improving the hydraulic efficiency of water process tanks using CFD models. *Chem. Eng. Process. Process Intensif.* 47, 1179–1189. doi:10.1016/j.cep.2007.02.033
- Steck, B., Steck, J.-F., 2008. La France. Editions Bréal.
- Stoesser, T., 2010. Physically realistic roughness closure scheme to simulate turbulent channel flow over rough beds within the framework of LES. *J. Hydraul. Eng.* 136, 812–819.

- Storey, M.C., 2007. Preference and performance of the water lily aphid (*Rhopalosiphum nymphaeae*) among native and invasive duckweeds (*Lemnaceae*).
- Stovin, V.R., Grimm, J.P., Lau, S.-T.D., 2008. Solute Transport Modeling for Urban Drainage Structures. *J. Environ. Eng.* 134, 640–650.
- Sutton, D.C., Limbert, G., Stewart, D., Wood, R.J.K., 2013. The friction of diamond-like carbon coatings in a water environment. *Friction* 1, 210–221. doi:10.1007/s40544-013-0023-1
- Taithe, A., 2006. Partager l'eau: les enjeux de demain. Editions TECHNIP.
- Tarpagkou, R., Pantokratoras, A., 2013. CFD methodology for sedimentation tanks: The effect of secondary phase on fluid phase using DPM coupled calculations. *Appl. Math. Model.* 37, 3478–3494. doi:10.1016/j.apm.2012.08.011
- Techer, D., Milla, S., Fontaine, P., Viot, S., Thomas, M., 2015. Influence of waterborne gallic and pelargonic acid exposures on biochemical and reproductive parameters in the zebrafish (*Danio rerio*): Influence Of Gallic and Pelargonic Acid Exposure. *Environ. Toxicol.* n/a-n/a. doi:10.1002/tox.22228
- Tiev, V., 2011. Vegetation and discharge effects on the hydraulic residence time distribution within a natural pond. University of Warwick.
- Timmons, M.B., Summerfelt, S.T., Vinci, B.J., 1998. Review of circular tank technology and management. *Aquac. Eng.* 18, 51–69.
- Totten, G.E., 1999. Handbook of Hydraulic Fluid Technology. CRC Press.
- Touchart, L., 2007a. Géographie de l'étang: des théories globales aux pratiques locales. L'Harmattan.
- Touchart, L., 2007b. Géographie de l'étang: Des théories globales aux pratiques locales. Editions L'Harmattan.
- Touchart, L., 1996. Le Baïkal. *Ann. Géographie* 105, 235–256. doi:10.3406/geo.1996.20735
- Touchart, L., Bartout, P., Nedjai, R., 2014. La géographie limnologique en France: conjugaison de l'espace et du temps pour la compréhension des relations homme-milieu. BSGLG.
- Trottenberg, U., Oosterlee, C.W., Schüller, A., 2001. Multigrid. Academic Press.
- Tsavidaris, A., Mitchell, S., Williams, B.J., 2013. Use of CFD to model emergent vegetation in detention ponds. *ARPN J Eng Appl Sci* 8, 495–503.
- Tsavidaris, A., Mitchell, S., Williams, J.B., 2015a. Computational fluid dynamics modelling of different detention pond configurations in the interest of sustainable flow regimes and gravity sedimentation potential: Flow regime evaluation by computational fluid dynamics. *Water Environ. J.* 29, 129–139. doi:10.1111/wej.12086
- Tsavidaris, A., Mitchell, S., Williams, J.B., 2015b. Computational fluid dynamics modelling of different detention pond configurations in the interest of sustainable flow regimes and gravity sedimentation potential: Flow regime evaluation by computational fluid dynamics. *Water Environ. J.* 29, 129–139. doi:10.1111/wej.12086
- Tu, J., Yeoh, G.H., Liu, C., 2012. Computational Fluid Dynamics: A Practical Approach. Butterworth-Heinemann.
- Vankhede, G.N., 2002. Freshwater Fishculture. Sarup & Sons.
- Vaughn, S.F., Holser, R.A., 2007. Evaluation of biodiesels from several oilseed sources as environmental friendly contact herbicides. *Ind. Crops Prod.* 26, 63–68. doi:10.1016/j.indcrop.2007.01.005
- Verchier, Y., Delahaye, A.-L.V., Lemaître, F., 2011. Maxi fiches de Chimie générale - 2e édition - 83 fiches: 83 fiches. Dunod.
- Vestur, H., Guihal, D., BILLET, P., 2005. Eaux libres, eaux closes. Rapp. Groupe Trav. Au Minist. De.
- Viollet, P.-L., 1998. Mécanique des fluides appliquée: écoulements incompressibles dans les circuits, canaux et rivières autour de structures et dans l'environnement. Presses des Ponts et chaussées, Paris.

- Viollet, P.-L., Chabard, J.-P., Esposito, P., 2003. *Mécanique des fluides appliquée: écoulements incompressibles dans les circuits, canaux et rivières, autour des structures et dans l'environnement*. Presses des Ponts.
- Vissin, E., 2007. Impact de la variabilité climatique et de la dynamique des états de surface sur les écoulements du bassin béninois du fleuve Niger. Université de Bourgogne.
- Vreugdenhil, C.B., 2013. *Numerical Methods for Shallow-Water Flow*. Springer Science & Business Media.
- Walker, D.J., 1998. Modelling residence time in stormwater ponds. *Ecol. Eng.* 10, 247–262.
- Wang, H., Falconer, R.A., 1998. Numerical Modeling of Flow in Chlorine Disinfection Tanks. *J. Hydraul. Eng.* 124, 918–931. doi:10.1061/(ASCE)0733-9429(1998)124:9(918)
- Wang, H.-Q., Cheng, S.-P., Zhang, S.-H., He, F., Liang, W., Zhang, L.-P., Hu, C.-Y., Ge, F.-J., Wu, Z.-B., others, 2010. Chemical composition in aqueous extracts of *Potamogeton malaianus* and *Potamogeton maackianus* and their allelopathic effects on *Microcystis aeruginosa*. *Pol. J. Environ. Stud.* 19, 213–218.
- Watson, R.R., 2014. *Polyphenols in Plants: Isolation, Purification and Extract Preparation*. Academic Press.
- Weisberg, R.H., Zheng, L., 2006. Hurricane storm surge simulations for Tampa Bay. *Estuaries Coasts* 29, 899–913.
- White, F.M., 1986. *Fluid Mechanics Second (2nd) Edition*. 2nd Edition.
- Whitton, B.A., 2012. *Ecology of Cyanobacteria II: Their Diversity in Space and Time*. Springer Science & Business Media.
- Wörman, A., Kronnäs, V., 2005. Effect of pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands. *J. Hydrol.* 301, 123–138. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.06.038
- Wouters, J., 2014. *Concentré de CHIMIE*. Presses universitaires de Namur.
- Wright, N.G., Easom, G.J., 2003. Non-linear $k-\epsilon$ turbulence model results for flow over a building at full-scale. *Appl. Math. Model.* 27, 1013–1033. doi:10.1016/S0307-904X(03)00123-9
- Wu, B., 2011. CFD investigation of turbulence models for mechanical agitation of non-Newtonian fluids in anaerobic digesters. *Water Res.* 45, 2082–2094. doi:10.1016/j.watres.2010.12.020
- Wu, B., Chen, S., 2008. CFD simulation of non-Newtonian fluid flow in anaerobic digesters. *Biotechnol. Bioeng.* 99, 700–711. doi:10.1002/bit.21613
- Wu, B., Chen, Z., 2011. An integrated physical and biological model for anaerobic lagoons. *Bioresour. Technol.* 102, 5032–5038. doi:10.1016/j.biortech.2011.01.076
- Wu, J., 1969. Wind Stress and Surface Roughness at Sea Interface. *J. Geophys. Res.* 74, 444–453.
- Wu, W., 2008. *Computational River Dynamics*. CRC Press.
- Wu, W., Wang, P., Chiba, N., 2004. Comparison of five depth-averaged 2-D turbulence models for river flows. *Arch. Hydroengineering Environ. Mech.* 51, 183–200.
- Xie, L., 2015. *Advanced Engineering and Technology II: Proceedings of the 2nd Annual Congress on Advanced Engineering and Technology (CAET 2015)*, Hong Kong, 4-5 April 2015. CRC Press.
- Xu, D., Ding, S., Li, B., Bai, X., Fan, C., Zhang, C., Guo, X., Zhou, X., Chen, Q., Liu, J., others, 2013. ISSN 1001-0742 *Journal of Environmental Sciences* Vol. 25 No. 4 2013. *J. Environ. Sci.* 25.
- Yakhot, A., Orszag, S.A., Yakhot, V., Israeli, M., 1989. Renormalization group formulation of large-eddy simulations. *J. Sci. Comput.* 4, 139–158.

- Yamane, A., Nishimura, H., Mizutani, J., 1992. Allelopathy of yellow fieldcress (*Rorippa sylvestris*): identification and characterization of phytotoxic constituents. *J. Chem. Ecol.* 18, 683–691.
- Yan, R., Ji, H., Wu, Y., Kerr, P.G., Fang, Y., Yang, L., 2012. An Investigation into the Kinetics and Mechanism of the Removal of Cyanobacteria by Extract of *Ephedra equisetina* Root. *PLoS ONE* 7, e42285. doi:10.1371/journal.pone.0042285
- Yan, Y., Candreva, J., Shi, H., Ernst, E., Martienssen, R., Schwender, J., Shanklin, J., 2013. Survey of the total fatty acid and triacylglycerol composition and content of 30 duckweed species and cloning of a $\Delta 6$ -desaturase responsible for the production of γ -linolenic and stearidonic acids in *Lemna gibba*. *BMC Plant Biol.* 13, 201.
- Yoo, K.H., Boyd, C.E., 2012. *Hydrology and Water Supply for Pond Aquaculture*. Springer Science & Business Media.
- Yoxall, W.H., 1983. *Dynamic Models in Earth-Science Instruction*. Cambridge University Press.
- Zeng, J., Constantinescu, G., Weber, L., 2005. A fully 3d non-hydrostatic model for prediction of flow, sediment transport and bed morphology in open channels, in: *Proceedings of the 31st IAHR Congress*. pp. 1327–1338.
- Zhang, M.-L., Li, C.W., Shen, Y.-M., 2010. A 3D non-linear $k-\epsilon$ turbulent model for prediction of flow and mass transport in channel with vegetation. *Appl. Math. Model.* 34, 1021–1031. doi:10.1016/j.apm.2009.07.010
- Zhang, Z., Chen, Q., 2007. Comparison of the Eulerian and Lagrangian methods for predicting particle transport in enclosed spaces. *Atmos. Environ.* 41, 5236–5248.
- Zhang, Z., Chen, Q., 2006. Experimental measurements and numerical simulations of particle transport and distribution in ventilated rooms. *Atmos. Environ.* 40, 3396–3408.
- Zikanov, O., Slinn, D.N., Dhanak, M.R., 2003. Large-eddy simulations of the wind-induced turbulent Ekman layer. *J. Fluid Mech.* 495, 343–368. doi:10.1017/S0022112003006244

Annexes

8 Annexes

8.1 Modélisation de la DTS par la méthode « Particle tracking »

L'application de la méthode Lagrangienne « Particle tracking » a été mise en annexe afin de donner quelques suggestions à toutes personnes souhaitant l'utiliser pour de prochaines études. Il est possible d'appliquer « Particle tracking » pour simuler les DTS si et seulement si la diffusion moléculaire est négligeable (Le Moullec et al., 2008). Cette méthode a été appliquée pour évaluer l'influence de plusieurs paramètres pouvant impacter les résultats de DTS numérique au sein de la configuration d'étang présentée à la Figure 2-1 et à l'échelle du pilote. La Figure 8-1 rappelle les dimensions géométriques et les données hydrodynamiques de l'étang. Dans cet étang, l'écoulement est abondamment caractérisé par des zones stagnantes qui impliquent qu'on ne peut pas négliger la diffusion moléculaire d'un traceur dans la résolution des équations de transport. Néanmoins, nous présenterons les conditions limites à utiliser et l'influence de quelques paramètres à ne pas négliger lorsque cette méthode est choisie pour des écoulements fortement turbulents.

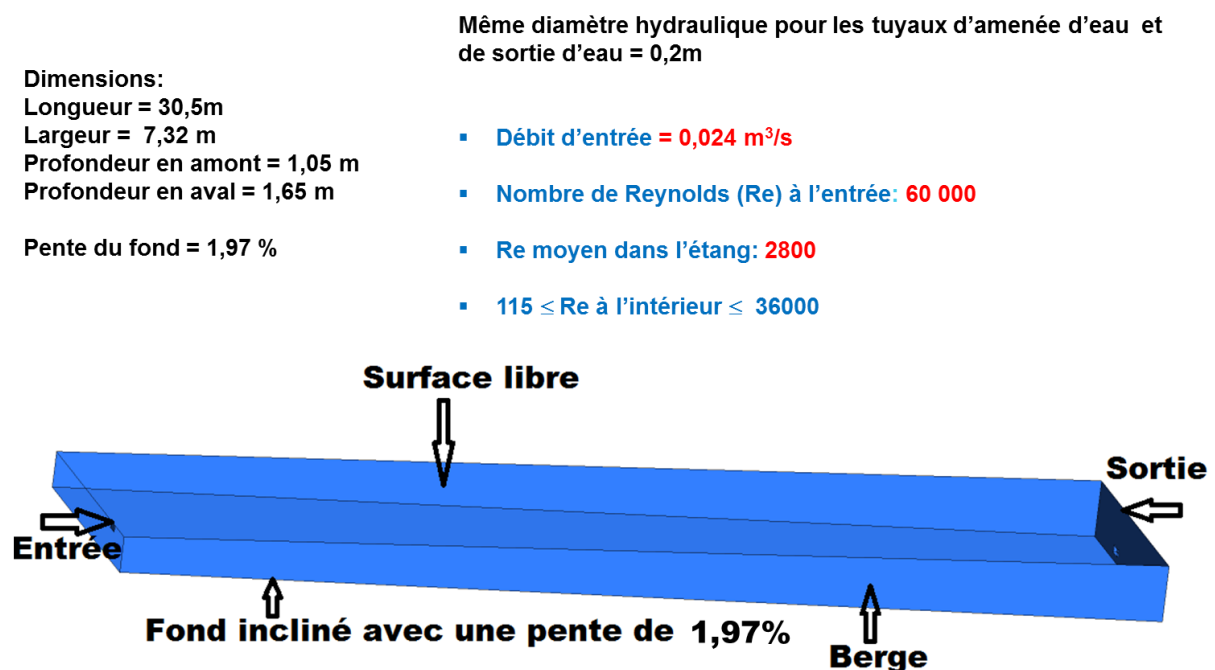


Figure 8-1: Configuration et données hydrodynamiques de l'étang

8.1.1 Les conditions limites

Le Tableau 8-1 présente les conditions limites utilisées pour la simulation de DTS par la méthode lagrangienne.

Tableau 8-1: Conditions limites pour particle tracking

Entré et sortie	Escape (échapper)
Paroi, surface libre et fond de l'étang	Reflect (réfléchir) : les particules rebondissent et changent d'élan lorsqu'il touche le fond ou les berges de l'étang.

8.1.2 Equation de la trajectoire des particules injectées

Toute particule injectée ou en mouvement dans un milieu aquatique est soumise principalement à deux forces dont son poids et la trainée due à son déplacement dans l'eau (Sportisse, 2008). La trajectoire de chaque particule est déterminée par un bilan de force comme suit (Zhang and Chen, 2007; Dehbi, 2008; Le Moullec et al., 2008; Dionne, 2012) :

$$\frac{du_p}{dt} = F_D(u - u_p) + \frac{g(\rho_p - \rho)}{\rho_p} + F_a \quad (8-1)$$

$\frac{du_p}{dt}$ représente la force d'inertie par unité de masse ($m.s^{-2}$). $F_D(u - u_p)$ est la force de trainée par unité de masse de particules où F_D désigne l'inverse du temps de relaxation (s^{-1}), u est la vitesse de l'eau et u_p est la vitesse de la particule. $\frac{g(\rho_p - \rho)}{\rho_p}$ représente les forces de gravité et de flottabilité où g est l'accélération de pesanteur, ρ_p est la masse volumique de la particule, et ρ est la masse volumique de l'eau. F_a représente une force additionnelle d'accélération (par unité de masse de particule).

L'inverse du temps de relaxation (F_D) est exprimé comme suit :

$$F_D = \frac{18\mu}{\rho_p d_p^2} \frac{C_D Re}{24} \quad (8-2)$$

μ est la viscosité moléculaire de l'eau ; d_p est le diamètre des particules, C_d est le coefficient de trainée, Re désigne le nombre de Reynolds relatif.

Le nombre de Reynolds relatif et le coefficient de trainée sont déterminés comme suit (Anandharamakrishnan et al., 2010) :

$$Re = \frac{\rho d_p |u - u_p|}{\mu} \quad (8-3)$$

$$C_d = a_1 + \frac{a_2}{Re} + \frac{a_3}{Re^2} \quad (8-4)$$

a_1 , a_2 et a_3 sont des constantes appliquées aux particules sphériques lisses sur plusieurs gammes de nombre de Reynolds données par les corrélations de Morsi et Alexander (Anandharamakrishnan et al., 2010).

Les particules utilisées sont supposées avoir la même masse volumique que l'eau et sont inertes. Dans ce cas, les forces de gravité et d'Archimède ont été négligées d'où l'on peut réécrire l'équation 8.1 comme suit (Le Moullec et al., 2008):

$$\frac{du_p}{dt} = \frac{3}{4} C_d \frac{\rho}{\rho_p d_p} |u_p - u| (u_p - u) \quad (8-5)$$

Les particules sont supposées être dispersées par la turbulence qui est simulée par une approche stochastique « Discrete random walk model ». L'application de cette approche implique une interaction des particules avec les tourbillons ou vortex générés par la turbulence. Les tourbillons sont caractérisés par des vitesses fluctuantes de manière aléatoire et un temps d'interaction tout en obéissant à une distribution gaussienne (Zhang et Chen, 2007; Le Moullec et al., 2008).

$$u = \bar{u} + u' \quad (8-6)$$

$$u' = \zeta \sqrt{\frac{2k}{3}} \quad (8-7)$$

u' est la vitesse fluctuante ; ζ est un nombre aléatoire gaussien, k est l'énergie cinétique turbulente.

L'espérance de vie des tourbillons (τ_e) est déterminé comme suit (Dionne, 2012) :

$$\tau_e = 2C_L \frac{k}{\epsilon} \quad (8-8)$$

L'espérance de vie minimale des tourbillons (τ'_e) est déterminée comme suit (Le Moullec et al., 2008) :

$$\tau'_e = -C_L \frac{k}{\epsilon} \log(\zeta) \quad (8-9)$$

ε est le taux de dissipation de la turbulence. C_L est une constante d'échelle de temps qui dépend des modèles. Les valeurs de C_L recommandées par défaut par Fluent sont par exemple 0,15 pour le modèle k- ε et 0,3 pour le modèle RSM.

Afin d'avoir une bonne estimation de la DTS numérique et le temps de séjours moyen, nous recommandons à l'utilisateur de tester l'influence de l'échelle de temps sur les résultats. Il y a une proportionnalité entre le taux de dispersion des particules et le temps d'intégration qui dépend de C_L . Un temps d'intégration voire une valeur de C_L élevé implique une grande turbulence (Dionne, 2012). Pour la simulation de la DTS dans l'étang où il y a une abondance de zones stagnantes, nous avons constaté que l'utilisation des valeurs recommandées par Fluent surestimaient le temps de séjour moyen. Par contre lorsqu'on divise C_L par 1000, nous avons une bonne estimation du temps de séjour moyen et la DTS simulée à l'échelle du pilote et dans la configuration de l'étang (voir Figure 8-1). Les valeurs de C_L recommandées par Fluent correspondraient mieux pour des écoulements assez turbulents.

8.1.3 Conversion des données de trajectoires des particules en distribution de concentration

La méthode lagrangienne est basée sur le suivi des trajectoires des particules introduites. Il a été développé une méthode statistique qui permet de transformer les informations des trajectoires suivies par des particules en un champ de concentration par la méthode « Particle Source In Cell (PSCI) ».

La corrélation entre les concentrations (C_j) et les trajectoires suivies par des particules à travers une cellule ou une maille est exprimée comme suit (Zhang and Chen, 2006, 2007; Mei et al., 2010; Robinson et al., 2010)

$$\bar{C}_j = \frac{\dot{M} \sum_{i=1}^n dt_{(i,j)}}{V_j} \quad (8-10)$$

$\dot{M}$ est le débit pour chaque trajectoire, V est le volume d'une cellule de calcul utilisé pour les calculs de concentration ; dt est le temps de séjour des particules ; les indices (i,j) représentent respectivement le $i^{\text{ème}}$ trajectoire et $j^{\text{ème}}$ cellule.

8.1.4 Influence du nombre de particules injectées sur la DTS numérique

La Figure 8-2 présenté l'influence des nombres de particules 2500, 5000, et 10000 sur la DTS simulée avec le modèle RNG k- ε dans la configuration d'étang présenté à la Figure 8-1. Les concentrations déterminées dépendent fortement du nombre de trajectoire ou du nombre de

particules injectés à cause des phénomènes stochastiques due à l'utilisation de la méthode « particle tracking »(Zhang and Chen, 2007).

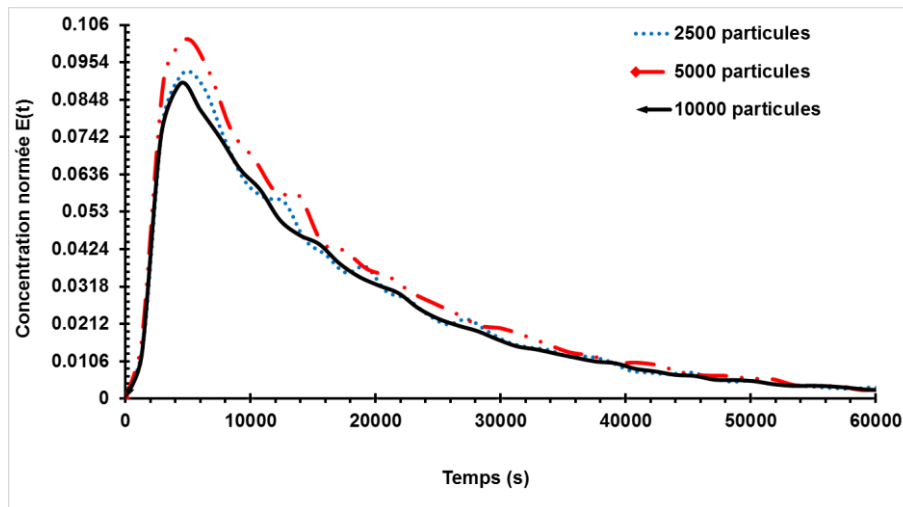


Figure 8-2 : Influence du nombre de particules sur la DTS

8.2 Simulation de la dispersion de particules injectées à l'intérieur

Une des problématiques du traitement optimal est d'éviter que la majorité de la concentration algicide injectée à l'intérieur ne soit pas transportée très vite à la sortie de l'étang.

A l'intérieur de l'étang, nous avons injecté 10 000 particules dans différentes positions de l'étang et les concentrations ont été détectées à la sortie afin d'évaluer leur maintien dans la zone ciblée au cours du traitement. Différentes particules de tailles allant du micromètre au nanomètre ont été testées afin d'évaluer leur influence sur l'estimation de la concentration.

8.2.1 Influence de la taille des particules sur la dispersion des particules

La Figure 8-3 présente l'influence de la taille des particules injectées sur la distribution de la concentration. Les particules ont été injectées au centre de la surface libre de l'étang et les simulations ont été faites dans les mêmes conditions pour les deux tailles de particules testées. En général, il est utilisé des particules de diamètre micrométrique (Le Moulec et al., 2008; Anandharamakrishnan et al., 2010). Mais nous constatons que l'utilisation des particules de diamètre nanométrique a un impact sur l'évaluation des concentrations.

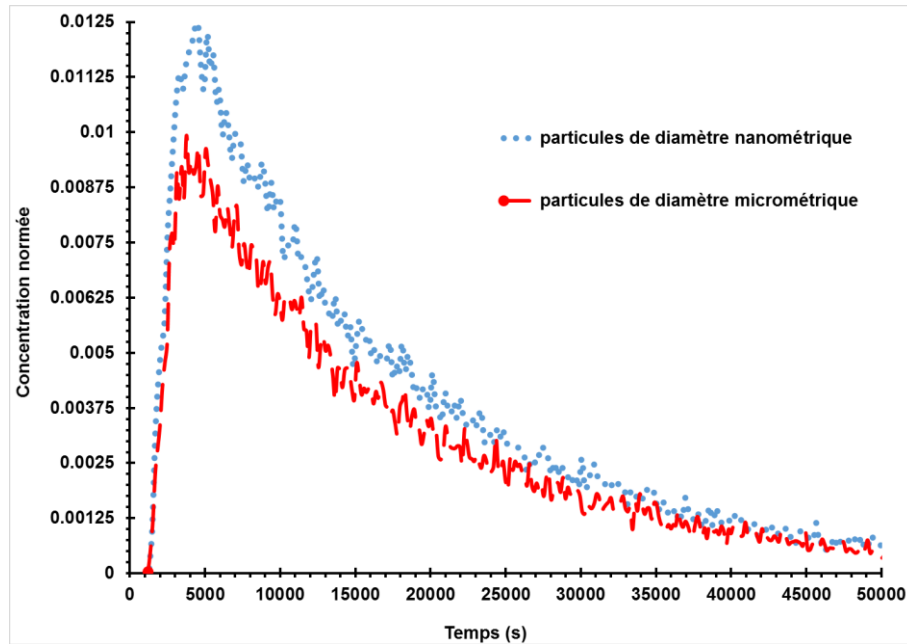


Figure 8-3: Influence de la taille des particules injectées sur la distribution de la concentration

8.2.2 Influence de la position d'injection sur la dispersion des particules

Les particules ont été injectées dans trois différentes positions du milieu de l'étang selon la longueur de l'étang dans l'alignement de l'entrée (s5), au centre de la surface libre (s0), dans l'alignement de la sortie (s6) et à mi-profondeur (s4). La Figure 8-4 présente l'influence des positions d'injection s0, s5 et s6 sur les concentrations en sortie de l'étang. Les particules injectées dans l'alignement de l'entrée ressortent très vite. Il n'est donc pas envisageable d'injecter les substances actives dans une position où l'écoulement est très fort.

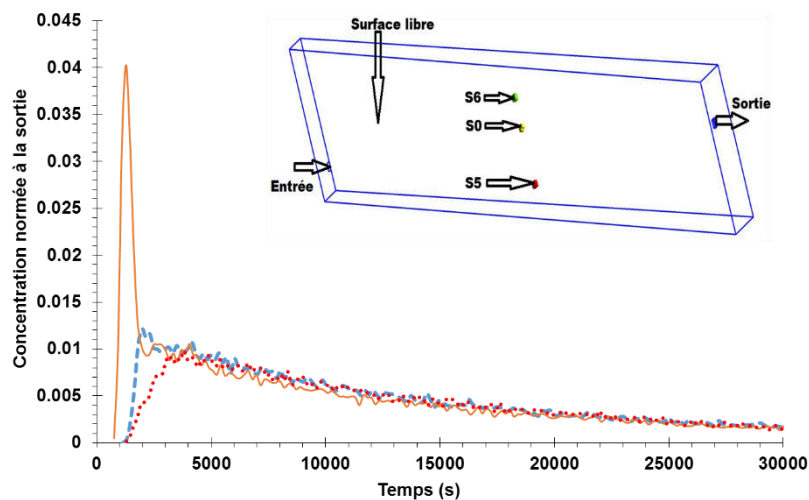


Figure 8-4: Impact de la zone d'injection sur la dispersion des particules

La Figure 8-5 présente l'influence de la position d'injection s_0 et s_4 sur les concentrations en sortie de l'étang. Les concentrations évaluées à la sortie coïncident pour l'injection de particules micrométriques dans l'alignement vertical du centre de la surface libre à cause des faibles vitesses d'écoulement et de similarité du comportement de l'écoulement dans la zone d'injection.

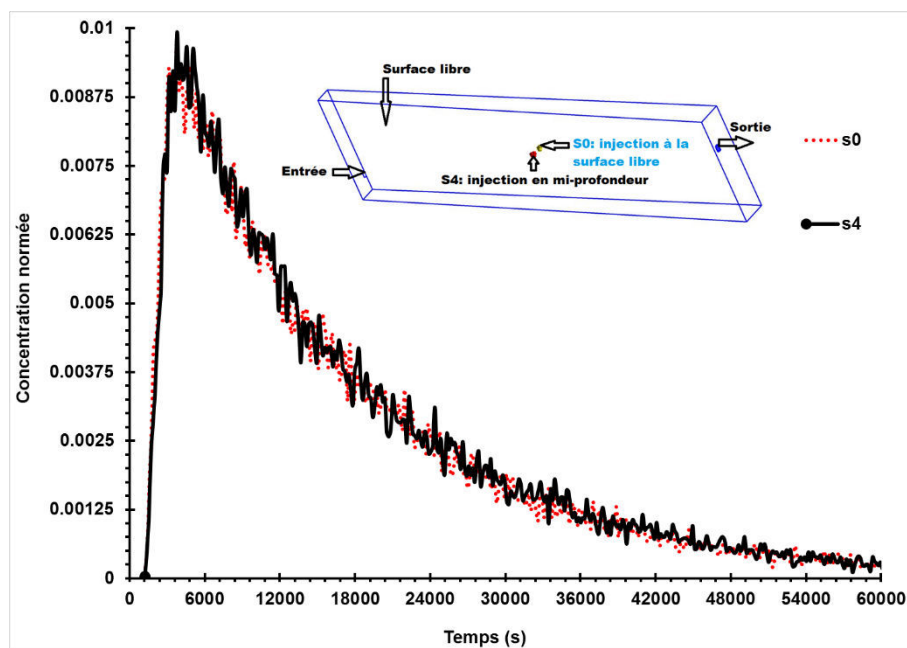


Figure 8-5: Impact de la position d'injection en surface libre et à mi-profondeur de l'étang

8.3 Programme développé pour l'injection de substance active en continu

Le Tableau 8-2 présente le programme développé en langage Scheme pour les cas d'injection de substance active en continue.

Tableau 8-2 : Programme développé pour une injection en continu

Programme développé pour une injection en continu
<pre> ; les premiers pas de temps, avec calcul du flow-time passé (tps_1ers_pasdetemps = t1 - t0). La variable "flow-time" retourne le temps de l'avancement des pas de temps. Faire un (display(rpgetvar 'flow-time)) dans Fluent pour le voir. (define t0 (rpgetvar 'flow-time)) /solve/dual-time-iterate 2 20 (define t1 (rpgetvar 'flow-time)) (define tps_1ers_pasdetemps (- t1 t0)) ; Boucle "do" sur le temps. jusqu'à ce que la somme des pas de temps soit supérieure à 172 800 s (do ((temps tps_1ers_pasdetemps (+ temps tps_pasdetemps))) ((> temps 172 800)) (define t2 (rpgetvar 'flow-time)) (ti-menu-load-string (format #f "/solve/patch (6) species-0 n 1")) (ti-menu-load-string (format #f "/solve/dual-time-iterate 2 20")) (define t3 (rpgetvar 'flow-time)) (define tps_pasdetemps (- t3 t2)) (define tps_total (+ temps tps_pasdetemps)) (format "\n\ntps_ecoule=~d secondes\n\n" tps_total)) </pre>

Voici les étapes à suivre :

- Faire d'abord une injection instantanée en faisant un « patch » sur le logiciel Fluent

- Faire le calcul pendant le premier pas de temps. Par exemple si la substance active est injectée chaque 10 secondes dans le milieu aquatique, il faut faire tourner la simulation et arrêter à 10 secondes.

- Mettre le programme écrit dans le dossier où est enregistré le premier calcul et interpréter le fichier journal dans Fluent. Ce fichier correspond à la boucle qui sera fait pendant le temps total de l'injection en continu. Par exemple, si l'on veut injecter pendant 48 heures, l'injection sera faite automatiquement chaque 5 secondes pendant 48 heures.

Donc dans le fichier journal, voici ce que l'utilisateur peut à mettre à jour :

- Ligne 5 : `/solve/dual-time-iterate 2 20`, en remplaçant « 2 » par le nombre de pas de temps correspondant à 10 secondes (temps de la première injection instantanée dans notre exemple), et « 20 » par le nombre maximum d'itérations par pas de temps que l'utilisateur souhaite.
- Ligne 11 : `((> temps 17 800))`, en remplaçant « 17 800 » par le nombre de secondes correspondant au temps total d'injection en continu.
- Ligne 13 : remplacer par le Patch voulu en ligne de commande TUI.

Par exemple : `(format #f "/solve/patch (6) species-0 n 1")` est expliqué comme suit :

(6) correspond au numéro d'identité du corps créée pour l'injection (ce numéro est retrouvable dans Fluent).

`species-0 n 1` veut dire que la fraction massique de l'espèce injectée à l'instant initial vaut 1.

- Ligne 14 : par la même expression qu'à la ligne 5 (correspondant à 5 secondes).

Simulation de l'écoulement par des approches de Mécanique des Fluides Numérique et évaluation de la dispersion de principes actifs utilisés pour traiter les plans d'eau eutrophisés.

Ce travail se situe dans le cadre d'un projet global visant à développer un procédé innovant pour un traitement ciblé de plantes aquatiques invasives dans une masse d'eau lenticque. L'un des enjeux est d'optimiser la concentration de substance active nécessaire pour éliminer les plantes ciblées sans créer de potentiels dommages écologiques. Une méthodologie basée sur une approche de modélisation ascendante a été appliquée en utilisant la Mécanique des Fluides Numérique (MFN) afin de pouvoir définir des conditions optimales pour un traitement efficace. Cette approche de modélisation a été appliquée pour la simulation de l'écoulement et la dispersion des substances actives de l'échelle d'un pilote de 1m³ à celle de plans d'eau alimentés en surface et par le fond. Cinq modèles de turbulence ont été présélectionnés afin d'évaluer leur influence sur les résultats de simulation. Le modèle RNG k-ε a été choisi définitivement après sa validation par des traçages expérimentaux à l'échelle du pilote mimant le fonctionnement hydrodynamique d'un plan d'eau réel.

Des mesures expérimentales sur pilote et des simulations numériques réalisées à l'échelle de celui-ci et sur quatre configurations de plans d'eau ont permis d'évaluer l'impact de plusieurs paramètres hydrodynamiques (débit, nombre d'entrées et sorties, type d'alimentation en eau, ...) et des forçages extérieurs (vent, température) sur le maintien de la concentration algicide au cours du traitement. Le vent joue principalement le rôle d'un diffuseur naturel provoquant 95% de la dilution de la concentration algicide. La prise en compte de la vitesse de réaction chimique de la substance active dans l'eau indique également une diminution de la concentration locale de substance active. Le traitement optimal ne serait donc pas seulement lié à la maîtrise de la concentration à injecter mais à une bonne compréhension de l'écoulement local.

Traitement des eaux, simulation, MFN, traçage, dispersion de substance, algues, eutrophisation

Applications of Computational Fluid Dynamics (CFD) for water flow simulation and evaluation of the dispersion of an active substance used for the treatment of eutrophicated water bodies.

This work is part of an overall project to develop an innovative process for targeted treatment of invasive aquatic plants in a lentic water body. One of the challenges is to optimize the concentration of active substance required to remove the target plants without creating potential ecological damage. A methodology based on a bottom-up modeling approach was applied using Computational Fluid Dynamics (CFD) in order to define optimal conditions for effective treatment. This modeling approach was used for the flow and the dispersion of active substance simulations from a 1 m³ pilot to lentic water bodies fed by surface water or groundwater. Five turbulence models were preselected in order to assess their influence on the simulation results. The RNG k-ε model was selected after final validation by tracer experiments at pilot scale mimicking the hydrodynamics of a real lentic water bodies.

Experimental measurements on pilot and numerical simulations carried out on scale thereof with four configurations of lentic water bodies have allowed to evaluate the impact of several hydrodynamic parameters (water flow, number of inlets and outlets, type of water supply, ...) and external forcing (wind, temperature) on maintaining of algicide concentration during the treatment. The wind mainly acts as a natural diffuser causing 95% of diluting the algicide concentration. Taking account of the rate of chemical reaction of the active substance in water also indicates a decrease of the local concentration of active substance. The optimal treatment is not only based to the control of injected concentration but it is also related to a good understanding of the local water flow.

Water treatment, simulation, CFD, tracer, dispersion of substance, algae, eutrophication