



HAL
open science

Etude expérimentale et modélisation de la dispersion en champ lointain suite à un rejet accidentel d'un polluant miscible dans un cours d'eau. Application à la gestion de crise.

Daas Jabbour

► To cite this version:

Daas Jabbour. Etude expérimentale et modélisation de la dispersion en champ lointain suite à un rejet accidentel d'un polluant miscible dans un cours d'eau. Application à la gestion de crise.. Ecologie, Environnement. Université de Provence - Aix-Marseille I, 2007. Français. NNT : . tel-00218245v2

HAL Id: tel-00218245

<https://theses.hal.science/tel-00218245v2>

Submitted on 31 Jan 2008

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

--- UNIVERSITES D'AIX-MARSEILLE I, II, III ---

Ecole Doctorale Sciences de l'Environnement

Année : 2006

N° attribué par la bibliothèque

|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|

THESE

pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE PROVENCE (AIX-MARSEILLE I)

Discipline : Biosciences de l'Environnement, Chimie et Santé

Présentée et soutenue publiquement par

Daas JABBOUR

Le 27 janvier 2006

Etude expérimentale et modélisation de la dispersion en champ lointain suite à un rejet accidentel d'un polluant miscible dans un cours d'eau. Application à la gestion de crise

Jury

C. MASSIANI	Professeur, Université de Provence - Présidente
F. COLETTI	Professeur, Université de la Méditerranée - Rapporteur
C.F. WOOLDRIDGE	Professeur, Université de Cardiff - Rapporteur
G. DUSSERRE	Chargé de Recherche, Ecole des Mines d'Alès - Directeur de thèse
A. DANDRIEUX	Ingénieur de Recherche, Ecole des Mines d'Alès
G. PEIGNÉ	Directeur adjoint du CEDRE – Invité
C. SCHUBERT	Ingénieur – Société Bas-Rhône Languedoc (BRL) - Invité

**Travaux réalisés au Laboratoire Génie de l'Environnement Industriel
Ecole Nationale Supérieure des Techniques Industrielles et des Mines d'Alès**

--- UNIVERSITES D'AIX-MARSEILLE I, II, III ---

Ecole Doctorale Sciences de l'Environnement

Année : 2006

N° attribué par la bibliothèque

|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|

THESE

pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE PROVENCE (AIX-MARSEILLE I)

Discipline : Biosciences de l'Environnement, Chimie et Santé

Présentée et soutenue publiquement par

Daas JABBOUR

Le 27 janvier 2006

Etude expérimentale et modélisation de la dispersion en champ lointain suite à un rejet accidentel d'un polluant miscible dans un cours d'eau. Application à la gestion de crise

Jury

C. MASSIANI	Professeur, Université de Provence - Présidente
F. COLETTI	Professeur, Université de la Méditerranée - Rapporteur
C.F. WOOLDRIDGE	Professeur, Université de Cardiff - Rapporteur
G. DUSSERRE	Chargé de Recherche, Ecole des Mines d'Alès - Directeur de thèse
A. DANDRIEUX	Ingénieur de Recherche, Ecole des Mines d'Alès
G. PEIGNÉ	Directeur adjoint du CEDRE – Invité
C. SCHUBERT	Ingénieur – Société Bas-Rhône Languedoc (BRL) - Invité

**Travaux réalisés au Laboratoire Génie de l'Environnement Industriel
Ecole Nationale Supérieure des Techniques Industrielles et des Mines d'Alès**

A ma mère *Samira*
A mon frère *Joseph*
A l'amour de ma vie *Carine*

Remerciements

Je remercie le Professeur Miguel Lopez-Ferber de m'avoir accueilli au Laboratoire Génie de l'Environnement Industriel pour réaliser cette thèse.

Je tiens à remercier les différents membres du jury qui m'ont fait l'honneur de juger ce travail.

Mes remerciements vont également à Gilles Dusserre qui m'a accueilli au sein de l'équipe Risques Industriels et Naturels, qui a fixé les orientations de cette thèse et facilité son déroulement.

J'exprime ma profonde gratitude à Aurélia Bony-Dandrieux pour sa disponibilité, son esprit scientifique, critique, objectif et enrichissant qui m'a poussé à donner le meilleur de moi-même pour réussir ce travail.

Je tiens aussi à remercier *The Dream Team* (Equipe Risques) : Sophie, Jérôme, Laurent, Fred, Pierre-Alain, Florian, Rosario, Carole, Cyrille, Nicolas, Samuel et Francis pour leur soutien permanent, leur bonne humeur, et pour tous les moments que nous avons passés ensemble.

Je remercie également tout le personnel du laboratoire (techniciens, secrétaires, enseignant-chercheurs, stagiaires...) avec qui j'ai passé des bons moments.

Je ne saurais oublier de remercier toutes les personnes que j'ai connues pendant mon parcours (Annie, André, Maciek, Elvire, Max, Alain, Yamina, Aurélie, Aziz, Loréna, Jean-Philippe, Yann, Sébastien, Karin...) pour leur sympathie et leur gentillesse.

Je remercie aussi ma famille pour son soutien permanent et son encouragement. Finalement, je tiens spécialement à remercier l'amour et la joie de ma vie *Carine*, qui m'a soutenu pendant ces longues années bien que plusieurs milliers de kilomètres nous séparaient physiquement.

Daas Jabbour

Table des matières

Table des matières	1
Liste des figures	7
Liste des tableaux	11
Liste des notations	14
Introduction générale	19
Chapitre 1 : Notions fondamentales de l'évolution de la pollution dans un cours d'eau	24
1.1. Phénomènes de transport dans les cours d'eau	24
1.1.1. Généralités	24
1.1.2. Diffusion	25
1.1.3. Advection	26
1.1.4. Dispersion	26
1.1.5. Influence des caractéristiques dynamiques sur les phénomènes de transport	27
1.2. Théorie de la dispersion dans un cours d'eau	29
1.2.1. Zone de mélange initial	29
1.2.2. Zone de mélange complet	29
1.2.3. Zone de champ lointain	30
1.3. Modélisation de la dispersion	31
1.3.1. Modèles tridimensionnels	32
1.3.2. Modèles bidimensionnels	34
1.3.2.1. Zone de mélange initial	34
1.3.2.2. Zone de mélange complet	35
1.3.3. Modèles unidimensionnels	36
1.3.4. Généralités sur l'Equation d'Advection-Dispersion (ADE)	38
1.4. Longueur de mélange	40
1.4.1. Observation directe	40
1.4.2. Méthode empirique	41
1.4.3. Méthode théorique	43
1.5. Coefficient de dispersion longitudinale	46
1.5.1. Détermination expérimentale	47
1.5.1.1. Méthode des <i>Moments</i>	47
1.5.1.2. Méthode de <i>Chatwin</i>	49
1.5.1.3. Méthode d'acheminement (Routing procedure)	49

1.5.2.	Détermination à l'aide des formules empiriques	50
1.6.	Conclusion	54
Chapitre 2 : Modélisation hydraulique		56
2.1.	Similitude	57
2.1.1.	Principe de base	57
2.1.2.	Similitude géométrique	58
2.1.3.	Similitude cinématique	60
2.1.4.	Similitude de frottement	61
2.1.5.	Procédure de réduction d'échelle	64
2.1.5.1.	Cas de la similitude normale	64
2.1.5.2.	Cas de la similitude déformée	65
2.2.	Application - Reproduction du canal Philippe Lamour	66
2.2.1.	Caractéristiques du canal Philippe Lamour	66
2.2.2.	Similitude normale	67
2.2.3.	Similitude déformée	68
2.3.	Construction de la maquette	69
2.3.1.	Matériau de construction	69
2.3.2.	Dimensions géométriques	70
2.3.3.	Dimensions cinématiques	70
2.3.4.	Combinaison des deux dimensions	71
2.4.	Etude hydrodynamique de la maquette	72
2.4.1.	Régime d'écoulement	72
2.4.2.	Longueur d'établissement du régime turbulent	72
2.4.3.	Facteur de friction ou coefficient de <i>Darcy</i>	73
2.4.4.	Perte de charge	74
2.4.5.	Stabilité de la vitesse du courant	75
2.4.6.	Vitesse de cisaillement	77
2.5.	Conclusion	78
Chapitre 3 : Méthodologie expérimentale		80
3.1.	Types de traceurs	80
3.1.1.	Traceurs fluorescents	80
3.1.2.	Traceurs radioactifs - Isotopes	81
3.1.3.	Solutions salines	81
3.1.4.	Gaz	82
3.1.5.	Choix du traceur	82
3.2.	Techniques d'analyse et optimisation de la détection	83

3.2.1.	Fluorescence moléculaire _____	83
3.2.2.	Spectrophotométrie UV-Visible _____	84
3.2.3.	Appareil d'analyse de la fluorescéine _____	85
3.2.4.	Optimisation de l'analyse de la fluorescéine _____	86
3.2.4.1.	Vitesse de balayage du spectre _____	86
3.2.4.2.	Limites de détection et de quantification _____	87
3.2.4.3.	Gamme d'étalonnage _____	88
3.2.5.	Couplage entre le spectrophotomètre et le passeur d'échantillons _____	89
3.2.5.1.	Optimisation du volume et du temps d'injection _____	90
3.2.5.2.	Optimisation du temps de rinçage _____	91
3.2.5.3.	Synthèse de l'optimisation du couplage Lambda 25-AS 93 _____	92
3.3.	Systèmes de prélèvements _____	94
3.3.1.	Unité de pompage _____	94
3.3.2.	Unité de fractionnement _____	95
3.3.3.	Fonctionnement du couplage _____	96
3.3.4.	Perte de masse due aux prélèvements _____	97
3.4.	Injection du traceur et influence sur la longueur du mélange _____	98
3.4.1.	Injection ponctuelle _____	99
3.4.2.	Injection linéaire _____	99
3.4.3.	Comparaison entre les deux systèmes d'injection _____	100
3.4.4.	Longueur de mélange expérimentale _____	101
3.4.5.	Longueur de mélange théorique _____	101
3.5.	Stratégie de recherche expérimentale _____	102
3.5.1.	Intervalles de variations _____	103
3.5.1.1.	Hauteur d'eau et vitesse du courant _____	103
3.5.1.2.	Quantité de traceur _____	104
3.5.2.	Plan d'expérimentation _____	105
3.5.3.	Déroulement des expérimentations _____	107
3.5.3.1.	Injection du traceur _____	107
3.5.3.2.	Prélèvements _____	107
3.5.3.3.	Analyse des échantillons _____	108
3.6.	Evaluation du modèle de dispersion _____	109
3.6.1.	Paramètres liés à la dispersion _____	109
3.6.1.1.	Profil temporel des concentrations _____	109
3.6.1.2.	Concentration maximale _____	110
3.6.1.3.	Temps d'arrivée du pic _____	110
3.6.1.4.	Temps d'arrivée de la pollution _____	110
3.6.1.5.	Temps de fin de la pollution _____	110
3.6.1.6.	Temps de passage de la pollution _____	111

3.6.2.	Test de validation – Indices statistiques	111
3.6.2.1.	Coefficient de divergence R	111
3.6.2.2.	Pourcentage d'erreur ponctuel et moyen E	112
3.6.2.3.	Factor-of-two Fa_2	112
3.6.2.4.	Facteur de dispersion $MRSE$	113
3.6.2.5.	Facteur de surestimation $FOEX$	113
3.7.	Conclusion	114
Chapitre 4 : Validation de l'Equation d'Advection-Dispersion		115
4.1.	Coefficient de dispersion longitudinale	115
4.1.1.	Détermination par des formules empiriques	115
4.1.2.	Détermination expérimentale	117
4.1.2.1.	Comparaison des différentes méthodes	117
4.1.2.2.	Nouvelle interprétation de la méthode des <i>Moments</i>	119
4.1.2.3.	Détermination du coefficient de dispersion par la nouvelle méthode	120
4.1.2.4.	Comparaison entre coefficients de dispersion observés et calculés	121
4.2.	Validation de l'ADE à petite échelle	124
4.2.1.	Tendance générale des profils de concentrations	124
4.2.2.	Concentrations maximales (Pics)	125
4.2.3.	Temps d'arrivée du pic	126
4.2.4.	Temps d'arrivée, de fin et de passage de la pollution	127
4.2.5.	Conclusion	129
4.3.	Validation de l'ADE à grande échelle	130
4.3.1.	Présentation des données expérimentales	130
4.3.2.	Longueur de mélange	132
4.3.3.	Coefficient de dispersion longitudinale	133
4.3.3.1.	Détermination expérimentale	133
4.3.3.2.	Détermination empirique	134
4.3.4.	Comparaison entre les observations et les estimations de l'ADE	135
4.3.4.1.	Concentrations maximales	137
4.3.4.2.	Temps d'arrivée des pics	138
4.3.4.3.	Temps d'arrivée, de fin et de passage de la pollution	139
4.3.4.4.	Conclusion	140
4.4.	Conclusion	141
Chapitre 5 : Modélisation de la dispersion		143
5.1.	Choix du modèle de dispersion	143
5.1.1.	Critères de choix et cadre d'application	143
5.1.2.	Choix de la modélisation	144

5.1.3.	Adaptation du modèle EMG à la dispersion dans un cours d'eau	145
5.2.	Méthodologie de modélisation	146
5.3.	Détermination des coefficients du modèle	148
5.3.1.	Modélisation du coefficient a	149
5.3.2.	Modélisation du coefficient b	150
5.3.3.	Modélisation du coefficient c	153
5.3.4.	Modélisation du coefficient d	154
5.3.5.	Modèle final	155
5.4.	Validation expérimentale du nouveau modèle de dispersion (EMG) à petite échelle	157
5.4.1.	Comparaison entre les simulations et les observations pour l'expérience V5H8M2	158
5.4.1.1.	Concentrations maximales (Pics)	159
5.4.1.2.	Temps d'arrivée des pics	160
5.4.1.3.	Temps d'arrivée, de fin et de passage de la pollution	161
5.4.2.	Tendance moyenne des prédictions du modèle EMG	163
5.5.	Comparaison des prédictions de l'ADE et de l'EMG à petite échelle	165
5.6.	Validation de l'EMG à l'échelle réelle et comparaison de ses prédictions avec celles de l'ADE	167
5.6.1.	Tendance générale des profils de concentrations	169
5.6.2.	Concentrations maximales	169
5.6.3.	Temps d'arrivée du pic	171
5.6.4.	Temps d'arrivée de la pollution	173
5.6.5.	Temps de fin de la pollution	174
5.6.6.	Temps de passage de la pollution	175
5.7.	Vers un modèle complet de dispersion en champ lointain	177
5.7.1.	Modèle complet	179
5.7.2.	Limites du modèle	181
5.8.	Conclusion	182
	<i>Conclusions et perspectives</i>	184
	<i>Références bibliographiques</i>	189
	<i>Annexe I : Accidents technologiques (BARPI)</i>	198
	<i>Annexe II : Historique des coefficients de dispersion longitudinale</i>	201
	<i>Annexe III : Nombres adimensionnels</i>	207
	<i>Annexe IV : Fiche signalétique de la fluorescéine</i>	208

Annexe V : Coefficient de dispersion longitudinale _____ 209

Annexe VI : Modélisation de la dispersion _____ 210

Liste des figures

Figure 1.1 : Influence du profil horizontal surfacique des champs de vitesses sur la dispersion d'un polluant dans une rivière. _____	25
Figure 1.2 : Coupe verticale d'une section de rivière pour montrer l'effet du profil vertical des champs de vitesse sur la dispersion d'un polluant (Rutherford 1994). _____	26
Figure 1.3 : Représentation tridimensionnelle des zones de mélange initial et complet à partir d'un rejet ponctuel dans une rivière (Rutherford 1994). _____	29
Figure 1.4: Représentation tridimensionnelle de l'évolution d'un polluant dans un cours d'eau suite à un rejet linéaire vertical. _____	30
Figure 1.5 : Représentation tridimensionnelle de l'évolution d'un polluant dans un cours d'eau suite à un rejet linéaire horizontal. _____	30
Figure 1.6 : Influence des prédictions de l'Equation Advection-Dispersion (ADE) sur la variance et l'asymétrie du profil des concentrations en fonction du temps et de la distance (Rutherford 1994). _____	37
Figure 1.7 : Etude du pourcentage d'erreur moyen entre les prédictions des formules et les observations issues des expériences effectuées à l'échelle réelle (Kashefipour and Falconer 2002). _____	52
Figure 2.1 : Photographie longitudinale du canal BRL _____	66
Figure 2.2 : Photographie de la section de la maquette construite avec des planches PVC. _____	68
Figure 2.3 : Photographie de la plaque PVC qui permet de modifier la hauteur d'eau et le volume mort de la maquette. Cette plaque est située au quatorzième mètre du point d'injection d'eau. _____	69
Figure 2.4 : Photographie de l'injection d'eau par les quatre tuyaux. _____	70
Figure 2.5 : Influence des plaques en nids d'abeilles sur la diminution des tourbillons engendrés par la pression de l'injection d'eau. _____	70
Figure 2.6 : Variation théorique de la longueur d'établissement du régime en fonction de la vitesse du courant et du diamètre hydraulique. _____	72
Figure 2.7 : Variation théorique du coefficient de Darcy en fonction de la vitesse du courant et du diamètre hydraulique. _____	73
Figure 2.8 : Pourcentage de variation théorique de la perte de charge en fonction de la vitesse du courant et du diamètre hydraulique. _____	74
Figure 2.9 : Stabilité de la vitesse du courant moyenne en fonction de la distance. _____	76
Figure 2.10 : Evaluation du pourcentage des contraintes de cisaillement en fonction de la vitesse du courant et du diamètre hydraulique de la maquette. _____	77
Figure 2.11 : photographie de la maquette de cours d'eau. _____	77
Figure 3.1 : Spectres d'excitation et d'émission de l'Uranine obtenus en étudiant sa fluorescence en fonction de la variation des longueurs d'onde d'excitation et d'émission. Ces spectres sont obtenus avec une solution de 2,5 mg/L. _____	83
Figure 3.2 : Spectre d'absorption de l'Uranine en fonction des longueurs d'ondes. Ce spectre est obtenu avec une solution de 15 mg/L. _____	84
Figure 3.3 : Influence de la vitesse de balayage sur l'absorbance de l'Uranine. Les barres verticales correspondent aux écart-types des neuf mesures effectuées pour chaque vitesse de balayage _____	86

Figure 3.4 : Optimisation du temps d'injection des différentes solutions de fluorescéine.	89
Figure 3.5 : Optimisation du temps de rinçage pour différentes concentrations par l'eau distillée et par une solution de fluorescéine. La légende « Rinçage avec Uranine » correspond au rinçage par une solution d'Uranine. Quant aux autres, le rinçage est effectué avec de l'eau distillée.	90
Figure 3.6 : Comparaison entre l'analyse manuelle (cellule normale) et l'analyse automatique (cellule à circulation).	92
Figure 3.7 : Comparaison entre deux gammes d'étalonnages effectuées avec l'eau distillée et l'eau du robinet	92
Figure 3.8 : Système de prélèvements.	94
Figure 3.9 : Profils de concentrations obtenus avec le système de prélèvements automatiques.	96
Figure 3.10 : Système de la triple injection ponctuelle de la fluorescéine.	98
Figure 3.11 : Système de prélèvement linéaire à compartiment variable.	98
Figure 3.12 : Schéma récapitulatif de la maquette incluant le système d'injection d'eau, les deux grilles en nids d'abeilles, le point du rejet ponctuel et les cinq points de prélèvement situés dans le champ lointain qui s'étend à partir de 7,5 m des points d'injection d'eau.	101
Figure 3.13 : Distribution cubique tridimensionnelle des expériences. Les axes x_1 , x_2 et x_3 correspondent respectivement à la vitesse, hauteur d'eau et quantité de traceur.	105
Figure 3.14 : Exemple de comparaison entre les profils prédits par l'ADE et ceux observés par l'expérience.	109
Figure 4.1 : Profils de concentrations générés par l'ADE pour déduire le coefficient de dispersion longitudinale par les différentes méthodes.	116
Figure 4.2 : Profil des concentrations pour les coefficients de dispersion évalués par les différentes méthodes en fonction du temps et à 6 m en aval de la source du rejet.	119
Figure 4.3 : Comparaison entre les profils de concentrations observés par l'expérience V5H8M2 et ceux calculés par l'ADE. Les cinq profils correspondent respectivement à 6 ; 7,5 ; 9 ; 10,5 et 12 m en aval de la source du rejet.	123
Figure 4.4 : Evolution du coefficient de divergence moyen en fonction de la distance en aval de la source du rejet pour les concentrations maximales et le temps d'arrivée du pic. Les barres verticales correspondent aux écart-types moyens sur les 15 expériences.	124
Figure 4.5 : Evolution du coefficient de divergence moyen en fonction de la distance en aval de la source du rejet pour les temps de début, de fin et de passage de la pollution (T_A , T_F et T_P). Les barres verticales correspondent aux écart-types moyens sur les 15 expériences.	126
Figure 4.6 : Présentation des profils de concentrations en fonction du temps et à différentes distances en aval de la source du rejet.	130
Figure 4.7 : Comparaison entre les observations obtenues dans la rivière Severn (UK) et les prédictions de l'Equation d'Advection-Dispersion.	135
Figure 4.8 : Coefficient de divergence des concentrations maximales et des temps correspondants en fonction de la distance en aval de la source du rejet.	136
Figure 4.9 : Coefficient de divergence des temps d'arrivée, de fin et de passage de la pollution en fonction de la distance en aval de la source du rejet (T_A , T_F et T_P).	138
Figure 5.1 : Etude des résidus centrés-réduits en fonction du logarithme des valeurs calculées du coefficient a .	149

<i>Figure 5.2 : Comparaison des valeurs observées et calculées du coefficient a.</i>	149
<i>Figure 5.3 : Etude des résidus centrés-réduits en fonction du logarithme des valeurs calculées du coefficient b.</i>	151
<i>Figure 5.4 : Comparaison des valeurs observées et calculées du coefficient b.</i>	151
<i>Figure 5.5 : Comparaison des valeurs observées et calculées du coefficient b après une correction avec un facteur égal à 0,86.</i>	151
<i>Figure 5.6 : Etude des résidus centrés-réduits en fonction du logarithme des valeurs calculées du coefficient c.</i>	153
<i>Figure 5.7 : Comparaison des valeurs observées et calculées du coefficient c.</i>	153
<i>Figure 5.8 : Etude des résidus centrés-réduits en fonction du logarithme des valeurs calculées du coefficient d.</i>	154
<i>Figure 5.9 : Comparaison des valeurs observées et calculées du coefficient d.</i>	154
<i>Figure 5.10 : Comparaison entre les prédictions du modèle EMG et les observations de l'expérience V5H8M2 sans la prise en compte du facteur de correction du coefficient b.</i>	158
<i>Figure 5.11 : Comparaison entre les prédictions du modèle EMG et les observations de l'expérience V5H8M2 avec la prise en compte du facteur de correction du coefficient b.</i>	158
<i>Figure 5.12 : Comparaison des temps d'arrivée des pics observés et calculés en fonction de la distance pour l'expérience V5H8M2.</i>	159
<i>Figure 5.13 : Profils de concentrations temporelles obtenus par l'expérience V5H8M2 et avec les modèles de dispersion EMG et ADE.</i>	164
<i>Figure 5.14 : Comparaison entre les observations obtenues dans la rivière Severn (UK) et les prédictions des trois modèles de dispersion ADE, EMG1 et EMG2. Ces deux derniers correspondent respectivement aux équations 5.16 et 5.17.</i>	167
<i>Figure 5.15 : Comparaison entre les concentrations maximales observées et calculées par les modèles de dispersion EMG et ADE.</i>	169
<i>Figure 5.16 : Comparaison entre les temps d'arrivée des pics observés et calculés par les modèles de dispersion EMG et ADE.</i>	171
<i>Figure 5.17 : Comparaison entre les temps d'arrivée de la pollution observés et calculés par les modèles de dispersion EMG et ADE.</i>	172
<i>Figure 5.18 : Comparaison entre les temps de fin de la pollution observés et calculés par les modèles de dispersion EMG et ADE.</i>	173
<i>Figure 5.19 : Comparaison entre les temps de passage de la pollution observés et calculés par les modèles de dispersion EMG et ADE.</i>	175
<i>Figure 5.20 : Zones de dispersion et domaines d'application des modèles.</i>	177

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Détermination de la longueur de mélange au moyen de formules empiriques. _____	41
Tableau 1.2 : Détermination de la longueur de mélange avec des formules théoriques. _____	43
Tableau 1.3 : Estimation du coefficient K_2 par différents auteurs en fonction du pourcentage de zones mortes dans les cours d'eau (Rutherford 1994). _____	45
Tableau 1.4 : Formules empiriques pour déterminer le coefficient de dispersion longitudinale. _____	50
Tableau 2.1 : Similitudes normale et déformée pour les forces de frottements. _____	60
Tableau 2.2 : Equations de similitudes pour déduire les dimensions de la maquette en fonction du prototype et des rapports d'échelles. _____	62
Tableau 2.3 : Principaux caractéristiques du canal Philippe Lamour. _____	66
Tableau 2.4 : Caractéristiques hydrodynamiques du prototype et de son modèle réduit obtenues avec une similitude normale. _____	66
Tableau 2.5 : Caractéristiques géométriques et cinématiques de la maquette ainsi que du paramètre de rugosité pour une similitude déformée. _____	67
Tableau 2.6 : Synthèse des caractéristiques de la maquette. _____	78
Tableau 3.1 : Gammes d'étalonnage et limites de détection et de quantification pour les quatre pics. _____	88
Tableau 3.2 : Degré de mélange en fonction des différents types d'injection de la fluorescéine pour une distance de 3 m en aval du la source du rejet. _____	99
Tableau 3.3 : Longueur de mélange calculée par l'intermédiaire des formules théoriques et empiriques. L_M étant la longueur de mélange en mètre. _____	101
Tableau 3.4 : Intervalles de variations de la vitesse du courant, de la hauteur d'eau et de la quantité relative du traceur par rapport à la hauteur d'eau. _____	103
Tableau 3.5 : Extrapolation des intervalles de variation à grande échelle en se basant sur les facteurs d'échelles de la similitude déformée développée dans le chapitre 2 ($X_r = 160$; $Z_r = 55$). _____	104
Tableau 3.6 : Plan d'expérimentation qui montre les différentes valeurs de la vitesse du courant, de la hauteur et de la masse. _____	106
Tableau 3.7 : Temps de remplissage des échantillons et débit de pompage en fonction de la vitesse du courant et de la distance de prélèvement en aval du point de rejet. _____	107
Tableau 4.1 : Détermination du coefficient de dispersion longitudinale de l'expérience V5H8M2 via sept formules empiriques. _____	115
Tableau 4.2 : Détermination du coefficient de dispersion longitudinale par les méthodes de Moments (classique et celle développée par Clarck J.) et Routing. Le pourcentage de déviation de chaque D_L par rapport à la valeur initiale est calculé. _____	117
Tableau 4.3 : Coefficients de dispersion longitudinale de chaque expérience, obtenus selon la nouvelle interprétation de la méthode des Moments. _____	120
Tableau 4.4 : Evaluation des estimations du coefficient de dispersion longitudinale par différents indices statistiques. L'écart-type sur les 15 expériences est calculé pour le coefficient de divergence R_{-} _____	121

Tableau 4.5 : Récapitulatif des indices statistiques pour l'évaluation des concentrations maximales en fonction de la distance. _____	125
Tableau 4.6 : Récapitulatif des indices statistiques pour l'évaluation des temps d'arrivée des concentrations maximales en fonction de la distance. _____	126
Tableau 4.7 : Récapitulatif des indices statistiques pour l'évaluation des temps d'arrivée de la pollution en fonction de la distance. _____	127
Tableau 4.8 : Récapitulatif des indices statistiques pour l'évaluation des temps d'arrivée de la pollution en fonction de la distance. _____	127
Tableau 4.9 : Récapitulatif des indices statistiques pour l'évaluation des temps de passage de la pollution en fonction de la distance. _____	128
Tableau 4.10 : Caractéristiques de la simulation expérimentale de dispersion dans la rivière Severn (UK). _	130
Tableau 4.11 : Longueur de mélange de la rivière Severn estimée par des formules théoriques et empiriques. L_M étant la longueur de mélange (m). _____	131
Tableau 4.12 : Détermination du coefficient de dispersion longitudinale par les méthodes de Moments et par la Routing procedure. _____	132
Tableau 4.13 : Comparaison entre coefficients de dispersion longitudinale calculé et observé dans la rivière Severn. _____	133
Tableau 4.14 : Récapitulatif des indices statistiques pour l'évaluation des concentrations maximales prédites par l'ADE et observées dans la rivière Severn en fonction de la distance. _____	136
Tableau 4.15 : Récapitulatif des indices statistiques pour l'évaluation des temps d'arrivée des pics prédits par l'ADE et observées dans la rivière Severn en fonction de la distance. _____	137
Tableau 4.16 : Récapitulatif des indices statistiques concernant les temps d'arrivée de la pollution prédits par l'ADE et observés dans la rivière Severn en fonction de la distance. _____	138
Tableau 4.17 : Récapitulatif des indices statistiques pour l'évaluation des temps de fin de la pollution prédits par l'ADE en fonction de la distance. _____	139
Tableau 5.1 : Evaluation statistique du modèle de prédiction du coefficient a. _____	149
Tableau 5.2 : Evaluation statistique du modèle de prédiction du coefficient b. _____	150
Tableau 5.3 : Evaluation statistique du modèle de prédiction du coefficient c. _____	152
Tableau 5.4 : Evaluation statistique du modèle de prédiction du coefficient d. _____	154
Tableau 5.5 : Comparaison des concentrations maximales observées et prédites par l'EMG. _____	158
Tableau 5.6 : Comparaison des temps d'arrivée des pics observés et prédits par l'EMG (EMG1 et EMG2 correspondent respectivement aux équations 5.16 et 5.17). _____	159
Tableau 5.7 : Comparaison des temps d'arrivée de la pollution observés et prédits par l'EMG (EMG1 et EMG2 correspondent respectivement aux équations 5.16 et 5.17). _____	160
Tableau 5.8 : Comparaison des temps de fin de la pollution observés et prédits par l'EMG (EMG1 et EMG2 correspondent respectivement aux équations 5.16 et 5.17). _____	160
Tableau 5.9 : Comparaison des temps de passage de la pollution observés et prédits par l'EMG. _____	161
Tableau 5.10 : Indices statistiques moyennés sur les six expériences à petite échelle (EMG1 et EMG2 correspondent respectivement aux équations 5.16 et 5.17). _____	162
Tableau 5.11 : Comparaison entre les prédictions moyennes de l'ADE et de l'EMG. _____	165

<i>Tableau 5.12 : Récapitulatif des indices statistiques pour les estimations des concentrations maximales par les trois modèles de dispersion en fonction de la distance.</i>	<i>169</i>
<i>Tableau 5.13 : Récapitulatif des indices statistiques pour les estimations des temps d'arrivée des pics par les trois modèles de dispersion en fonction de la distance.</i>	<i>170</i>
<i>Tableau 5.14 : Récapitulatif des indices statistiques pour les estimations des temps de début de la pollution par les trois modèles de dispersion en fonction de la distance.</i>	<i>172</i>
<i>Tableau 5.15 : Récapitulatif des indices statistiques pour les estimations des temps de fin de la pollution par les trois modèles de dispersion en fonction de la distance.</i>	<i>174</i>
<i>Tableau 5.16 : Comparaison des temps de passage de la pollution entre les trois modèles de dispersion et les observations en fonction de la distance.</i>	<i>175</i>

Liste des notations

A	; section du cours d'eau (m^2) ;
A_i	; aire sous la courbe des concentrations temporelles à un point donné (Kg) ;
A_c	; aire sous la courbe des concentrations temporelles à une distance donnée ; (mg.s/L) ;
ADE	; Equation d'Advection-Dispersion ;
\bar{A}_n	; moyenne des aires de toutes les courbes de concentrations temporelles ; (Kg) ;
$a, b, c \text{ et } d$; coefficient de la gaussienne modifié par une exponentielle ;
a_1	; coefficient égal à 150 pour une injection au centre et 600 pour une injection ; au bord ($s^{1/3}$) ;
a_2	; constante variant de 8 à 28 ($s^{1/3}/m$). Dans la plupart des cas, elle est égale à ; 10, et une valeur plus élevée peut être attribuée dans les cours d'eau turbulents à pente très forte ;
A'	; absorbance de la molécule mesurée par le spectrophotomètre (-) ;
B	; largeur moyenne à la ligne d'eau entre le point d'injection et le point ; d'échantillonnage (m) ;
$BARPI$; Bureau d'Analyse des Risques et des Pollutions Industrielles ;
\bar{C}, C	; concentration moyenne (Kg/ m^3) ;
C	; coefficient de <i>Chezy</i> (-) ;
$Calc$; calculé ;
D	; hauteur d'eau moyenne des cours d'eau entre le point d'injection et le ; point ; d'échantillonnage (m) ;
D_H	; diamètre hydraulique du cours d'eau équivalent au quadruple du rapport de ; la section et du périmètre mouillés (m). Souvent il est remplacé par la profondeur du cours d'eau ;
D_L	; coefficient de dispersion longitudinale (m^2/s) ;
$DDASS$; Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales ;
DDE	; Direction Départementale de l'Équipement ;
$DRIRE$; Direction Régionale de l'Industrie de la Recherche et de l'Environnement ;

E	; pourcentage d'erreur moyen (%);
E_i	; pourcentage d'erreur ponctuel (%);
E_z	; coefficient de dispersion latérale (m ² /s);
EMG	; Gaussienne Modifiée par une Exponentielle;
e	; résidu;
erf	; fonction d'erreur (-);
$erfc$; fonction d'erreur complémentaire (-);
F_{Calc}	; statistique de <i>Fischer</i> calculée (-);
F_{Obs}	; statistique de <i>Fischer</i> observée (-);
$FOEX$; Factor Of EXcedance, facteur de surestimation (-);
Fr	; nombre de <i>Froude</i> (-);
g	; accélération due à la pesanteur ($g = 9,807 \text{ m/s}^2$);
H	; hauteur d'eau (m);
b	; fonction de y ;
i	; point de prélèvement local;
K_1	; variable dépendant du degré de mélange et du lieu d'injection. Elle est déduite à partir d'abaques (-);
K_2	; constante qui dépend du nombre d'injections (n) du traceur ($K_2 = \frac{0,1}{n^2}$) (-);
L_M	; longueur de mélange (m);
L	; longueur (m);
l	; épaisseur du trajet optique ou de la cuve (cm);
LD	; limite de détection;
LQ	; limite de quantification;
m	; indice relatif au <i>modèle réduit</i> ou cours d'eau à l'échelle réduite;
M	; masse (Kg);
M^*	; coefficient qui caractérise la dispersion transversale (m ² /s);
M_D	; degré de mélange (%);
$MRSE$; Mean Relative Square Error, c'est le facteur de dispersion (-);
N	; nombre total de couples calculé/observé (-);
$N_{1/2 < R < 2}$; nombre de couples (calculé / observé) compris entre 1/2 et 2 (-);
n	; nombre de points de prélèvements (-);

$n_{manning}$; coefficient de <i>Gauckler-Manning</i> ($s/m^{1/3}$);
Obs	; observé;
p	; indice relatif au <i>prototype</i> ou cours d'eau à l'échelle réelle;
PM	; perte massique par système de prélèvement (g);
PVC	; polychlorures de vinyle;
Q	; débit du cours d'eau (m^3/s);
Q_p	; débit de prélèvement (mL/s);
R	; coefficient de divergence (-);
R^2	; coefficient de détermination (-)
R_A^2	; coefficient de détermination ajustée;
Re	; nombre de <i>Reynolds</i> (-);
R_H	; rayon hydraulique (m);
R_t	; diamètre des tuyaux circulaires (m);
r	; indice relatif au rapport d'échelle p/m ;
S	; pente (m/m);
SCM	; somme des carrés expliquée par le modèle;
SCR	; somme des carrés des résidus;
SCT	; somme des carrés totale;
STEP	; station d'épuration;
T_A	; temps d'arrivée de la pollution (s);
T_c	; temps inter-prélèvement (0,25 s);
T_F	; temps de fin de la pollution (s);
t_{Calc}	; statistique de <i>Student</i> calculée (-);
t_{Obs}	; statistique de <i>Student</i> observée (-);
T_P	; temps de passage de la pollution (s);
T_{Pic}	; temps d'arrivée des pics (s);
t	; temps (s);
t_g	; temps de rétention (s);
\bar{t}_i	; temps de transport du centre de gravité de la nappe à la distance x_i (s);
U	; vitesse moyenne du courant (m/s);

$\bar{U}_x, \bar{U}_y, \bar{U}_z$; vitesses moyennes du courant respectivement dans les directions horizontale, transversale et verticale (m/s) ;
$\bar{U}'_x, \bar{U}'_y, \bar{U}'_z$; fluctuations par rapport à la moyenne des vitesses du courant (m/s) ;
u'	; déviation par rapport à la vitesse moyenne (m/s) ;
U^*	; vitesse de cisaillement (m/s) ;
$\frac{UD^2}{\overline{uy^2}}$; rapport adimensionnel pouvant prendre n'importe quelle valeur entre 0,3 et 0,9. La valeur 0,6 étant retenue dans la majorité des cours d'eau (-) ;
V	; volume (L) ;
V_e	; volume de l'échantillon (3,5 mL) ;
W	; largeur du cours d'eau (m) ;
\bar{X}	; moyenne des dix mesures effectuées sur l'eau pure (qui ne contient pas la substance en question) et à une longueur d'onde spécifique de la molécule à analyser ;
X_r	; facteur d'échelle horizontale (-) ;
x	; distance (m) ;
Y_{Calc}	; réponse prédite ou calculée par le modèle ;
Y_{Obsc}	; valeur observée par l'expérience ;
y	; coordonnée cartésienne dans la direction latérale ;
Z_r	; facteur d'échelle verticale (-) ;
a, β, γ, θ et ν	; constantes (-) ;
α_x	; paramètre de distance en fonction du degré de mélange et du point d'injection. Il se déduit à partir d'abaques (-) ;
β_x	; coefficient qui varie de 0,2 à 0,3 dans les cours d'eau rectilignes et peut atteindre 0,6 dans les cours d'eau sinueux (-) ;
ε	; coefficient d'extinction molaire caractéristique de la substance étudiée à une longueur d'onde donnée en L/(mole. cm) ;
θ	; pente du cours d'eau (°) ;
ν	; viscosité cinématique (m ² /s) ;
σ	; écart type des dix mesures ;
σ_g	; écart-type de la fonction gaussienne ;

σ_x^2	; variance spatiale dans la direction longitudinale (sens du courant) (m ²) ;
τ	; écart-type de la fonction exponentielle ;
τ_c	; temps du premier profil de concentrations (s) ;
ΔH	; perte de charge (m) ;
f	; coefficient de <i>Darcy</i> (-) ;
Ψ	coefficient égal à l'unité pour des cours d'eau uniforme et droit, et égale à ; 15 pour des cours d'eau naturels.

Introduction générale

Les rejets de matières dangereuses dans l'environnement, dus aux accidents technologiques, sont en nette augmentation depuis plus d'une décennie en raison notamment, d'une utilisation grandissante de produits synthétiques ou naturels, qui peuvent se révéler toxiques ou polluants (produits alcalins ou acide, produits de blanchiments, adjuvants, papier-cartons, pesticides, produits alimentaires...). Ainsi, pendant la période de 1992 à 2004, 19 474 accidents ont été recensés en France (BARPI 2005) dont 46 % de rejets accidentels de matières dangereuses.

Quant aux conséquences, 23 % de ces accidents ou rejets intentionnels ont occasionné des pollutions des eaux de surface ou souterraines (certains exemples sont mentionnés en annexe I).

Dès lors que le polluant est émis dans la nature et plus particulièrement dans un cours d'eau, il est soumis à de nombreux phénomènes physiques ou chimiques, qui conditionnent son évolution et son devenir dans le milieu aquatique ou terrestre.

Aussitôt la pollution accidentelle décelée, surgissent une série d'interrogations relatives notamment à la gravité de la contamination, aux conséquences sur le milieu aquatique et terrestre, ainsi que des questions liées à l'usage du milieu naturel (bases nautiques,...) et de ses ressources (prises d'eau) (Girin 2001).

Ainsi, des captages d'alimentation en eau potable ont dû être interrompus plusieurs fois en France, Brésil, Russie, Chine, etc., pénalisant ainsi la consommation de milliers de personnes et parfois l'activité économique d'une région... (source BARPI – Annexe I, accidents N° : 1338, 1433, 24363, 14859). Ces mesures sont souvent prises par simple précaution notamment en raison de la difficulté à prévoir la dérive du polluant dans le cours d'eau qui peut s'étendre sur plusieurs kilomètres.

Parallèlement, des unités de lutte contre les pollutions (Sécurité Civile, prestataires spécialisés ou autres) interviennent pour stopper l'arrivée de la nappe polluante (Girin 2001). L'action engagée se base alors essentiellement sur l'utilisation des barrages flottants pour isoler et pomper la pollution. Cette procédure est efficace quand le produit est

flottant et non miscible à l'eau. Cependant, la lutte par confinement-récupération devient inappropriée lorsqu'il s'agit de rejets de produits miscibles à l'eau ou lorsque la vitesse du courant est importante.

Devant des problématiques d'une telle importance, il est primordial pour les décideurs de disposer d'informations fiables concernant les conséquences éventuelles, et permettant de mettre en place les dispositifs adaptés à la situation.

Certains modèles commerciaux ont été développés mais sont généralement peu adaptés à la problématique de la gestion de crise.

Les modélisations hydrodynamiques sur lesquelles ils sont fondés, sont souvent complexes afin de représenter l'environnement du cours d'eau avec précision. Dès lors, leur fonctionnement nécessite d'une part, des connaissances approfondies en mécanique des fluides pas toujours disponibles lors de l'accident, un nombre de données d'entrée important souvent difficiles d'accès, et d'autre part un temps de calcul inadapté (les simulations sont bien souvent lentes en raison de leur complexité).

Or, une pollution des eaux requiert une réponse rapide et efficace pour confiner la pollution ou protéger les consommateurs et les activités économiques liées à la ressource en eau, ce qui est en opposition directe avec ce type de modèles.

Par conséquent, l'objectif principal de cette thèse consiste à proposer un modèle de dispersion adapté à une situation d'urgence et permettant de prévoir l'évolution d'une pollution de produit chimique miscible à l'eau suite à un rejet accidentel instantané dans un cours d'eau.

Le temps écoulé entre l'alerte de pollution, l'arrivée des autorités concernées et l'installation des unités de dépollution est suffisant pour que la nappe atteigne le champ lointain, c'est-à-dire qu'elle soit homogène à travers la section et que la dispersion soit unidimensionnelle dans le sens longitudinal du courant.

Par ailleurs, et dans un premier temps, seuls les produits miscibles ayant une densité équivalente à celle de l'eau et n'ayant aucune réaction chimique violente avec l'eau, sont pris en compte.

Ces hypothèses permettent une réduction du nombre de phénomènes à modéliser, et par conséquent une réduction du nombre de variables d'entrée du modèle.

Dans ce but, une démarche a été conduite en cinq étapes retranscrites en cinq chapitres.

La première partie de ce manuscrit est consacrée aux notions fondamentales de l'évolution de la pollution dans un cours d'eau.

Dans un premier temps, les différents phénomènes régissant le transport de la matière sont étudiés afin de ne prendre en compte que ceux qui présentent une influence prédominante sur son évolution. Par la suite, les différentes zones de mélange qui caractérisent le comportement du polluant dans un cours d'eau sont exposées ainsi que leurs modélisations respectives.

Le contexte et la problématique de cette thèse ont orienté la modélisation vers l'utilisation d'équations unidimensionnelles qui décrivent le comportement de la matière dans le sens longitudinal du courant et dans le champ lointain. L'équation d'Advection-Dispersion semble notamment être adaptée à ce contexte.

Ce modèle est fonction des conditions du rejet et des caractéristiques hydrodynamiques du cours d'eau, notamment du coefficient de dispersion longitudinale qui caractérise le phénomène prédominant de la dispersion dans le champ lointain.

Dans le but de tester les performances des modèles à représenter les observations, une maquette d'un canal d'irrigation est conçue.

Cette deuxième partie expose donc dans un premier temps les principes de base de la similitude (géométrique, cinématique et de frottement) permettant ainsi de reproduire à petite échelle des cours d'eau réels.

Puis, dans un deuxième volet, cette méthodologie est appliquée sur un bief du canal Philippe Lamour (dans sa partie au sud de Nîmes), dans lequel des essais grandeur nature de dispersion ont été effectués, et la maquette construite de telle sorte qu'elle puisse représenter un grand nombre de cours d'eau réels. Une fois la maquette réalisée, il est alors possible de mettre en place des simulations de dispersion accidentelle.

Dans la troisième partie, la méthodologie expérimentale adoptée est détaillée. Dans un premier temps, le choix du traceur et de sa méthode d'analyse est effectué. Le système de prélèvement développé permettant de suivre l'évolution temporelle et spatiale de la nappe de pollution est exposé. Par la suite, le début de la zone du champ lointain est évalué en fonction des méthodes d'injection du traceur. Par ailleurs, une stratégie expérimentale basée sur la technique des plans d'expérience est développée dans le but d'optimiser le nombre d'expérimentations à réaliser. Après avoir décrit le déroulement des essais dans la maquette, l'évaluation des performances des modèles de dispersion est évoquée à travers des paramètres liés à la dispersion (concentration maximale, temps d'arrivée de la pollution...) et des indices statistiques.

Dans la quatrième partie, les résultats issus des expériences à petite échelle sont comparés à ceux fournis par l'Equation d'Advection-Dispersion. Cela requiert tout d'abord de caractériser efficacement le coefficient de dispersion longitudinale, ce qui se traduit entre autre par le développement d'une méthode d'évaluation expérimentale de ce coefficient. Lorsque les différents coefficients de dispersion sont injectés dans le modèle de dispersion, les résultats issus des simulations mettent clairement en évidence une inadaptation de ce modèle à représenter la dispersion d'un polluant dans la zone située immédiatement après la longueur de mélange. Ces constatations sont renforcées et complétées par les résultats obtenus pour un essai à grande échelle.

Les conclusions de la partie quatre conduisent à proposer un nouveau modèle de dispersion permettant de mieux simuler la dispersion dans la zone initiale du champ lointain. Le modèle est présenté dans la cinquième et dernière partie de ce manuscrit. Par la suite, les performances des deux modèles à représenter les essais à petite échelle et une expérience en rivière naturelle sont discutées.

Puis un modèle complet combinant l'ensemble des résultats obtenus est proposé, et doit permettre d'évaluer les conséquences d'une dispersion d'un polluant miscible dans le champ lointain.

Enfin, les conclusions de ce travail sont exposées ainsi que les perspectives qui en émanent.

Chapitre 1 : Notions fondamentales de l'évolution de la pollution dans un cours d'eau

La modélisation du comportement d'un polluant au sein d'un cours d'eau suite à un rejet accidentel requiert la connaissance de certaines notions fondamentales. Ainsi, dans un premier temps, les théories des différents phénomènes qui régissent le transport d'un produit dans un cours d'eau sont exposées brièvement. Dans un deuxième temps, la combinaison de ces phénomènes est étudiée pour définir les différentes zones de dispersion et les modélisations qui en résultent.

1.1. *Phénomènes de transport dans les cours d'eau*

1.1.1. Généralités

Les premières études de transport de la matière ont commencé dès l'année 1855 quand le physiologiste *Adolphe Fick* publiait dans un papier intitulé *Über diffusion* le processus de diffusion moléculaire. Ce travail s'inspirait de celui de *Fourrier* qui avait étudié en 1822 l'écoulement de la chaleur (Masson 1991).

Vingt deux ans plus tard, *Joseph Boussinesq* s'intéressait à l'étude de la diffusion turbulente des produits dans l'eau. Il fallut attendre 1921 pour que les premières études de *Sir Geoffrey Taylor* sur la dispersion de particules dans un écoulement laminaire apparaissent. Les études de *Taylor* furent une révolution en la matière dans ce domaine.

Trente huit ans plus tard, les travaux sur les écoulements à surface libre (cours d'eau) débutèrent en adaptant sur les cours d'eau l'analyse effectuée par *Taylor* sur les tuyaux (Elder 1959; Seo and Cheong 1998).

Les études d'*Elder* ont été reprises par *Fischer* (1966-1969) qui a approfondi les connaissances sur les phénomènes de dispersion et leur modélisation. Moins de quarante ans plus tard, il reste toujours une référence dans ce domaine (Fischer *et al.* 1979).

D'autres travaux ont été menés après *Fischer* et seront étudiés dans les paragraphes suivants.

Le transport de matières dans les cours d'eau (fleuves, rivières, ruisseaux, canaux d'irrigation...) est généré par différents phénomènes tels que la diffusion, l'advection, la

dispersion, l'adsorption, la désorption, la précipitation, la sédimentation, l'évaporation... (Shen *et al.* 1995; Hibbs *et al.* 1999). Ces phénomènes dépendent à la fois de la nature de la matière rejetée et des caractéristiques hydrodynamiques intrinsèques au cours d'eau.

Dans cette thèse, seuls les produits miscibles sont étudiés, cependant, le comportement des produits solubles ou pseudo-soluble est comparable.

1.1.2. Diffusion

La diffusion est une vibration intramoléculaire caractéristique de chaque produit soluble. Elle permet le mouvement des molécules d'un milieu où le potentiel chimique est élevé vers un milieu où le potentiel est inférieur. Le coefficient de diffusion d'une molécule est généralement de l'ordre de 10^{-9} m²/s (Rutherford 1994).

La diffusion moléculaire est modélisée par la loi de *Fick* qui énonce que *le flux de diffusion est proportionnel au gradient de concentration* (Taylor 1954).

Dans les lacs, où la vitesse du courant est nulle, la diffusion moléculaire devient le phénomène prédominant (Runkel and Benkala 1995).

Dans le cas où la vitesse de l'eau est faible et en présence d'un régime d'écoulement laminaire, le phénomène de diffusion sera associé à d'autres phénomènes (advection, dispersion...) qui font déplacer et diluer le produit rejeté.

Une fois que le régime d'écoulement du cours d'eau devient turbulent, l'effet combinatoire de la diffusion moléculaire et la fluctuation turbulente des vitesses du courant, donne naissance à la diffusion turbulente qui est aussi modélisée par la loi de *Fick*.

Les turbulences augmentent significativement la vibration moléculaire entraînant un accroissement du coefficient de diffusion. Le coefficient de diffusion turbulente est généralement de l'ordre de 10^{-3} m²/s (Rutherford 1994).

Cependant, la diffusion est souvent négligée dans les cours d'eau parce que les vitesses du courant sont conséquentes, dans ce cas, d'autres phénomènes telle l'advection l'emportent.

1.1.3. Advection

C'est un pur phénomène de translation de la matière (soluble ou en suspension) d'un point à un autre dans les sens vertical, transversal, ou longitudinal. Cette translation, imposée par le flux du courant (gradient hydraulique), n'affecte en aucun cas les concentrations du produit rejeté.

Le phénomène d'advection est parfois influencé par le vent qui accroît la translation surfacique de la nappe de pollution. Cet effet varie entre 1 et 6 % de la vitesse du vent (Yapa and Shen 1994), une valeur moyenne de 3 % est souvent adoptée.

L'action du vent sur l'advection est négligeable si la vitesse du courant est importante ou si le vent est considéré comme faible.

1.1.4. Dispersion

Le phénomène de dispersion est créé par la non uniformité des champs de vitesses horizontaux et verticaux. Cette non uniformité est due essentiellement à la rugosité du lit du cours d'eau qui réduit les amplitudes des champs de vitesse à proximité du fond et des bords. Par conséquent, un gradient de vitesse se crée entre le centre de la surface horizontale du cours d'eau où la vitesse est maximale (Figure 1.1), et les bords et le fond où la vitesse est minimale, voire nulle (Figure 1.2).

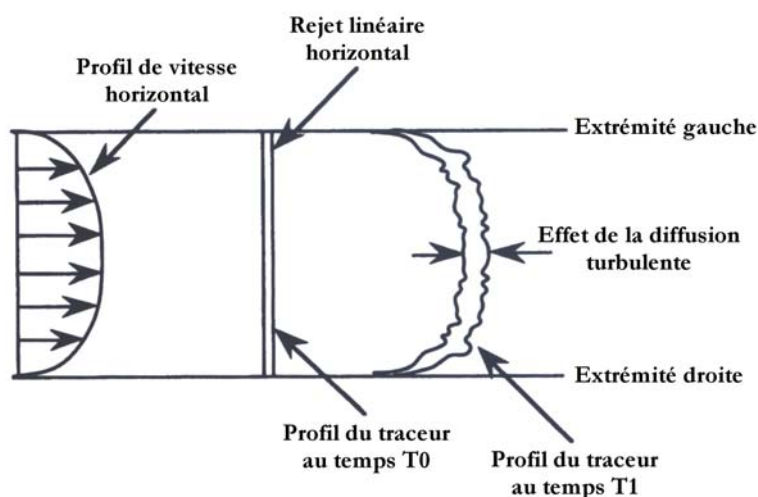


Figure 1.1 : Influence du profil horizontal surfacique des champs de vitesses sur la dispersion d'un polluant dans une rivière.

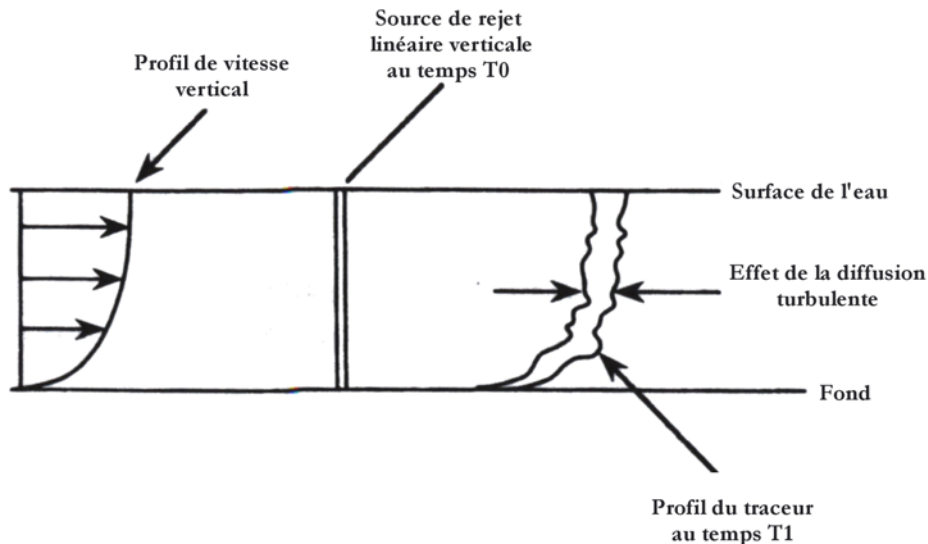


Figure 1.2 : Coupe verticale d'une section de rivière pour montrer l'effet du profil vertical des champs de vitesse sur la dispersion d'un polluant (Rutherford 1994).

Il convient de noter que la dispersion désigne l'action conjuguée de l'advection, du cisaillement et diffusion turbulente (en cas de régime turbulent).

Ces phénomènes constituent les principaux modes de transport quelle que soit la nature de la matière étudiée à l'exception de la diffusion qui ne concerne que les produits solubles ou miscibles dans l'eau.

Certains produits rejetés dans un cours d'eau peuvent également être soumis à d'autres phénomènes comme l'adsorption, la précipitation, la sédimentation, l'évaporation, la dégradation, etc., qui engendrent une certaine perte de masse. Cette perte peut être irréversible dans le cas de l'évaporation ou la dégradation, ou réversible en cas de désorption.

Ces aspects ne seront pas traités dans cette thèse qui s'appuie sur le principe de conservation de la masse au cours du transport du polluant.

1.1.5. Influence des caractéristiques dynamiques sur les phénomènes de transport

La géométrie, la cinématique et la rugosité caractérisent principalement les grandeurs physiques du phénomène de dispersion dans les cours d'eau.

En premier lieu, l'écoulement est dû à un phénomène gravitaire engendré par la pente du cours d'eau. Ceci provoque une certaine vitesse de déplacement de la masse d'eau dite vitesse du courant.

Ensuite, la combinaison de cette dernière avec la rugosité du lit crée des forces de frottements qui agissent dans le sens opposé à la vitesse du courant. Ce processus est nommé vitesse de cisaillement.

Ces paramètres varient en fonction de la géométrie du cours d'eau qui influence les profils des champs de vitesse ainsi que la turbulence.

La majorité de ces grandeurs s'exprime par l'intermédiaire des nombres adimensionnels comme celui de *Froude* ou de *Reynolds*. Ces nombres qui sont détaillés dans le chapitre 2, caractérisent les phénomènes de gravité et de turbulences.

Finalement, la vitesse du courant, la rugosité du lit, la vitesse de cisaillement, et la géométrie interviennent sur la dispersion comme suit :

- ✘ La vitesse d'écoulement agit directement sur le phénomène d'advection.
- ✘ La section du cours d'eau, sa rugosité, ses forces de frottement, la vitesse de cisaillement et la vitesse du courant influencent le phénomène de dispersion.
- ✘ La température de l'eau et la nature de la matière régissent la diffusion moléculaire qui s'amplifie en fonction de la vitesse du courant et de la rugosité pour former la diffusion turbulente.

Bien que ces grandes lignes soient simplificatrices et très générales, elles constituent la base du phénomène de dispersion.

Dans cette première partie, les principaux phénomènes de transport ainsi que les paramètres fondamentaux qui régissent la dispersion de la matière ont été succinctement exposés au sein d'un cours d'eau.

Cependant, l'objectif de cette thèse est d'étudier la dispersion de produits chimiques miscibles suite à un rejet accidentel instantané dans un cours d'eau. Ainsi, ce qui suit manuscrit est consacré uniquement à l'étude des rejets instantanés de produits chimiques miscibles.

1.2. Théorie de la dispersion dans un cours d'eau

Le processus de dispersion d'un produit miscible suite à un rejet instantané dans un cours d'eau est généralement considéré comme étant constitué de trois zones distinctes (Fischer 1967; Yotsukura and Sayre 1976; IAEA 1985; Jobson 1997) que sont la zone de mélange initial, la zone de mélange complet et la zone de champ lointain.

1.2.1. Zone de mélange initial

La dispersion d'un produit miscible rejeté ponctuellement au centre de la surface de l'eau s'effectue dans les trois dimensions de l'espace : verticalement dans le sens de la profondeur, latéralement vers les deux extrémités et longitudinalement dans le sens du courant. Le domaine situé entre la source du rejet et le point où le produit est homogène verticalement à travers la hauteur d'eau s'appelle *zone de mélange initial* (Figure 1.3).

La distance délimitant cette zone est atteinte relativement vite dans la mesure la dispersion verticale est prédominante dans cette zone de mélange et que par ailleurs, la hauteur d'eau est souvent inférieure à la largeur du cours d'eau. Certains chercheurs estiment que la distance nécessaire pour atteindre cette zone est comprise entre 50 à 200 fois la profondeur du cours d'eau (Yotsukura and Sayre 1976; Demetracopoulos and Stefan 1983a; Demetracopoulos and Stefan 1983b; Rutherford 1994; Sanchez Cabeza and Pujol 1999).

1.2.2. Zone de mélange complet

La zone de mélange complet débute à la limite de la zone de mélange initial. Elle prend fin lorsque le produit rejeté devient homogène à travers toute la section du cours d'eau, dans les directions verticale et latérale (Figure 1.3).

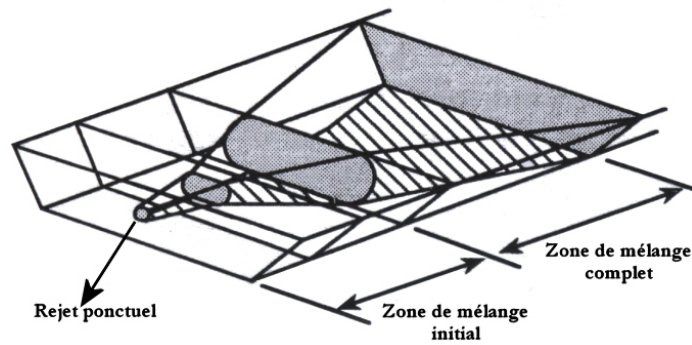


Figure 1.3 : Représentation tridimensionnelle des zones de mélange initial et complet à partir d'un rejet ponctuel dans une rivière (Rutherford 1994).

Rutherford (Rutherford 1994) estime que la longueur nécessaire pour obtenir un mélange homogène à travers la section est de 100 à 300 fois la largeur du cours d'eau. D'autres auteurs (Sanchez-Cabeza and Pujol 1999), l'évaluent entre 3 à 10 km en aval du point de rejet. Cette distance, appelée *longueur de mélange*, varie de façon importante, d'un site à l'autre, en fonction du débit, de la géométrie, des caractéristiques du rejet...

1.2.3. Zone de champ lointain

Cette étape de dispersion se prolonge de la zone de mélange complet jusqu'à l'infini. La dispersion est unidimensionnelle dans le sens du courant, par conséquent, les dispersivités verticale et latérale sont négligeables par rapport à la dispersivité longitudinale.

Les trois zones de dispersion citées ci-dessus sont définies pour une source de rejet ponctuelle. Cependant, l'injection peut aussi être linéaire, horizontale ou verticale, sur une partie ou sur la totalité de la largeur ou de la profondeur du cours d'eau.

Si l'injection du polluant est linéaire verticale, la zone de mélange initial ou vertical est considérée comme atteinte dès l'injection puisque cette dernière couvre toute la colonne d'eau. Dans ce cas, seule la zone de mélange complet existe (Figure 1.4).

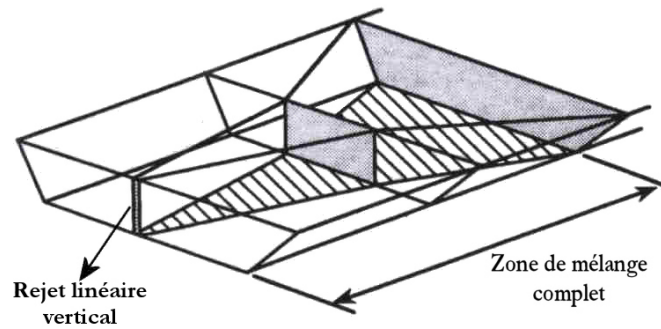


Figure 1.4: Représentation tridimensionnelle de l'évolution d'un polluant dans un cours d'eau suite à un rejet linéaire vertical.

Par ailleurs, si l'injection est linéaire horizontale sur toute la largeur du cours d'eau, le polluant est considéré comme homogène à travers la largeur uniquement. Dans ce cas, la zone de mélange initial est prise en compte (Figure 1.5).

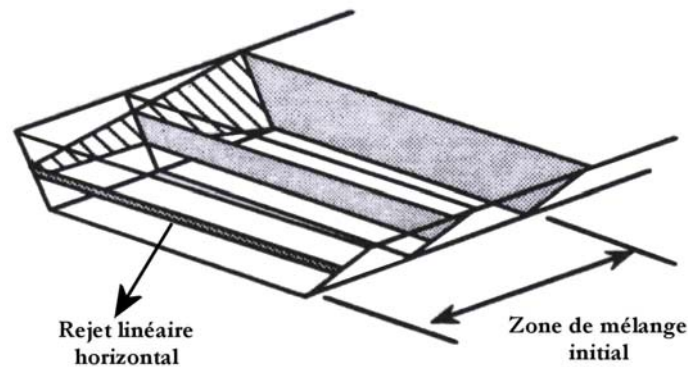


Figure 1.5 : Représentation tridimensionnelle de l'évolution d'un polluant dans un cours d'eau suite à un rejet linéaire horizontal.

Après avoir défini les trois zones de dispersion, il convient maintenant d'aborder les modèles qui décrivent mathématiquement l'évolution spatio-temporelle d'un polluant dans un cours d'eau.

1.3. Modélisation de la dispersion

Un modèle est élaboré à partir de connaissances préétablies, et est destiné à interpréter un ensemble systémique ou phénoménologique observable. Il reproduit artificiellement un comportement passé, et le cas échéant un comportement futur. Ainsi, un modèle peut constituer une représentation intégrale ou simplifiée des phénomènes qui régissent les comportements de la matière au sein du cours d'eau.

La modélisation des phénomènes de dispersion a commencé avec *Taylor* qui a focalisé ses travaux sur la dispersion de la matière dans les tuyaux (*Taylor* 1953 ; *Taylor* 1954). Par la suite, d'autres études ont été élaborées sur la base des recherches de *Taylor* en adaptant la théorie qu'il avait développé à la problématique des cours d'eau. *Aris, Elder, Fischer, Sayre and Chang, Sooky, Atesman et Miller and Richardson* (*Aris* 1956; *Elder* 1959; *Fischer* 1967; *Fischer* 1968; *Sayre and Chang* 1968; *Sooky* 1969; *Atesman* 1970; *Fischer* 1973; *Miller and Richardson* 1974) ont permis au fil des années d'approfondir la compréhension des phénomènes de dispersion.

En se basant sur les différentes zones de mélange abordées précédemment, il est possible de définir trois groupes de modèles distincts et spécifiques à chacune de ces zones : les modèles tridimensionnels qui évaluent le transport dans les trois directions verticale, latérale et longitudinale ; les modèles bidimensionnels qui négligent la dispersion verticale et finalement les modèles unidimensionnels qui ne prennent en compte que la dispersion longitudinale dans le sens du courant.

Les modèles bi et tridimensionnels sont étudiés brièvement parce qu'ils ne correspondent pas aux objectifs de cette thèse. En revanche, l'attention est portée sur les modèles unidimensionnels qui sont particulièrement bien adaptés parce qu'ils sont plus adaptés aux situations d'urgence pour lesquelles la simplicité et la rapidité des simulations sont primordiales.

1.3.1. Modèles tridimensionnels

Les modèles tridimensionnels de dispersion reflètent l'évolution de la matière dans les trois directions de l'espace : verticale dans le sens de la hauteur d'eau, transversale dans le sens des rives gauche ou droite, et horizontale dans le sens du courant. De fait, ils peuvent être utilisés dans les trois zones de dispersion : zone de mélange initial, zone de mélange complet et zone de champ lointain.

Cette approche tridimensionnelle qui représente les différents phénomènes cités précédemment (§1.1), prend en compte les différentes fluctuations de la vitesse du courant et de la concentration du polluant en fonction du temps et dans les trois directions. L'équation scalaire de la concentration s'écrit après avoir réalisé de la manière suivante une décomposition dite de *Reynolds* (Eq. 1.1) :

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{U}_x \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} + \bar{U}_y \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} + \bar{U}_z \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} - \overline{U'_x C} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} - \overline{U'_y C} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} - \overline{U'_z C} \right)$$

Avec :

\bar{C} : concentration moyenne (Kg/m³) ;

$\bar{U}_x, \bar{U}_y, \bar{U}_z$: vitesses moyennes du courant respectivement dans les directions horizontale, transversale et verticale (m/s) ;

$\overline{U'_x}, \overline{U'_y}, \overline{U'_z}$: fluctuations par rapport à la moyenne des vitesses du courant (m/s) ;

t : temps s) ;

D : coefficient de diffusion (m²/s).

L'équation 1.1, dans sa partie gauche, contient les termes de variations de la concentration au cours du temps, ainsi que dans les trois directions x, y et z . Les termes $\bar{U}_x \frac{\partial \bar{C}}{\partial x}$, $\bar{U}_y \frac{\partial \bar{C}}{\partial y}$ et $\bar{U}_z \frac{\partial \bar{C}}{\partial z}$ correspondent au phénomène d'advection dans les trois directions.

Quant à la partie droite de l'équation 1.1, les termes $\frac{\partial}{\partial x} \left(D \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} \right)$, $\frac{\partial}{\partial y} \left(D \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} \right)$ et $\frac{\partial}{\partial z} \left(D \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} \right)$ sont relatifs à la diffusion moléculaire dans les trois directions.

Finalement, la diffusion turbulente est prise en compte dans les termes $\frac{\partial}{\partial x} \left(\overline{U'_x C} \right)$, $\frac{\partial}{\partial y} \left(\overline{U'_y C} \right)$ et $\frac{\partial}{\partial z} \left(\overline{U'_z C} \right)$.

Cette équation différentielle 1.1 est parfois couplée à d'autres permettant alors d'évaluer le comportement de la matière lors de son transport en tenant compte des phénomènes secondaires tels que la dégradation, l'évaporation, la sédimentation, etc.

Ces modèles sont surtout utilisés pour étudier la qualité des eaux et l'étendue des rejets chroniques ou ponctuels des usines situées à proximité d'un cours d'eau (Lees *et al.* 1998; Rauch *et al.* 1998).

L'équation tridimensionnelle représente ainsi les différents phénomènes qui régissent le transport de la matière au sein d'un cours d'eau. Cependant, elle exige des données précises concernant les variations des vitesses du courant, les dimensions géométriques du cours d'eau, et des coefficients de dispersion et de diffusion dans les trois dimensions verticale, transversale et horizontale.

Les simulations numériques de l'équation 1.1 deviennent très complexes, nécessitant ainsi un utilisateur expérimenté dans le domaine de la mécanique des fluides pour pouvoir d'une part, choisir et justifier l'usage des méthodes de résolution de l'équation différentielle, et d'autre part, interpréter les résultats des simulations en fonction des objectifs de chaque étude.

Une autre limite, s'ajoutant à la complexité des modèles numériques tridimensionnelles, est le temps de simulation qui augmente en fonction du nombre de phénomènes ou de variables retenues. La difficulté de résolution de ces modèles, le nombre conséquent de données d'entrée nécessaires, et la lenteur des simulations (plusieurs heures) freinent souvent leur utilisation surtout en situation d'urgence où la rapidité des simulations est primordiale (Bansal 1971; Vreugdenhil 2002; Duan 2004).

Une simplification de l'Equation 1.1 peut être effectuée en fonction des spécificités de chaque zone de mélange, c'est-à-dire en ne tenant compte que des phénomènes prépondérants et en négligeant systématiquement les phénomènes dont l'influence est minimale (diffusion moléculaire...).

1.3.2. Modèles bidimensionnels

Ces modèles sont directement issus de l'équation tridimensionnelle 1.1, toutefois en les adaptant aux différentes zones de dispersion.

1.3.2.1. Zone de mélange initial

Suite à un rejet ponctuel d'un produit au centre d'un cours d'eau, la dispersion est majoritairement verticale et latérale. Ainsi, les termes relatifs à la composante longitudinale peuvent être négligés. De plus, les fluctuations verticales et transversales de la vitesse du courant sont aussi considérées comme étant négligeables par rapport aux fluctuations longitudinales.

L'équation 1.1 se résume alors à l'équation bidimensionnelle suivante :

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{U}_x \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} = D_Y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_Z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad \text{Eq. 1.2}$$

Avec :

D_Y : coefficient de dispersion latérale (m²/s) ;

D_Z : coefficient de dispersion verticale (m²/s).

Bien que cette dernière soit moins compliquée que l'équation tridimensionnelle, la résolution numérique dans le temps et l'espace reste complexe à effectuer à l'instar du modèle 3D.

Cette équation peut encore être simplifiée pour finalement aboutir à une solution analytique adaptée à des conditions aux limites bien particulières (Bujon 1983; De Vilhena and Sefidvash 1985; Reichert and Wannar 1991; Shen *et al.* 1995; Riha and Jandora 2002; Duan 2004).

Ces solutions analytiques varient selon les conditions aux limites adoptées, et permettent de déduire les concentrations du produit rejeté en fonction de la distance. Le lecteur peut se référer aux travaux de *Fischer* et de *Rutherford* (*Fischer et al.* 1979; *Rutherford* 1994) pour plus de précisions sur ce sujet qui n'est pas abordé en détail dans ce manuscrit.

1.3.2.2. Zone de mélange complet

Dans la plupart des cours d'eau pour lesquels la largeur est supérieure à la hauteur, l'homogénéité verticale du produit rejeté est atteinte rapidement en comparaison de l'homogénéité latérale. Par conséquent, dans la zone de mélange complet, le gradient vertical de concentrations peut être négligé ce qui conduit à l'équation bidimensionnelle de dispersion (*Rutherford* 1994):

$$H \frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} (H \bar{U}_x C) = \frac{\partial}{\partial x} \left(H \frac{\overline{D_L \partial C}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(H \frac{\overline{D_z \partial C}}{\partial z} \right) \quad \text{Eq. 1.3}$$

Avec H la hauteur d'eau du cours d'eau.

L'équation 1.3 peut encore être simplifiée en négligeant le terme de la dispersion longitudinale par rapport à celui de la dispersion transversale.

La résolution numérique de cette équation bidimensionnelle est aussi compliquée que celle de la zone de mélange vertical.

La résolution de l'équation différentielle 1.1 ou la réduction du nombre de dimensions doit être effectuée avec précaution pour ne pas induire des erreurs en particulier liées aux coefficients de dispersion. Ce problème n'est pas détaillé dans ce manuscrit parce qu'il ne correspond pas aux objectifs de la thèse. Le lecteur est renvoyé vers *Holly, Yotsukura et Rutherford* (Holley 1975; Yotsukura 1977; Rutherford 1994).

1.3.3. Modèles unidimensionnels

Les modèles unidimensionnels sont développés pour estimer le phénomène de dispersion dans la zone de champ lointain dans laquelle la concentration du produit rejeté est homogène à travers la section.

Sur la base d'hypothèses simplificatrices négligeant notamment les phénomènes de dispersions verticale et transversale, et ne tenant compte que de la dispersion longitudinale dans le sens du courant, l'équation tridimensionnelle 1.1 devient :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad \text{Eq. 1.4}$$

Les hypothèses permettant l'obtention de cette équation sont les suivantes :

- ✘ La vitesse du courant est constante et indépendante du temps.
- ✘ La densité du polluant est égale à celle de l'eau.
- ✘ Le coefficient de dispersion longitudinale est constant.
- ✘ Les concentrations du polluant ne dépendent que du temps et de la distance.
- ✘ La variance du profil de concentrations augmente linéairement en fonction du temps.

L'équation unidimensionnelle 1.4 peut être encore simplifiée pour donner lieu à une solution analytique simple qui prend en compte un nombre réduit de données d'entrée. L'obtention de cette solution analytique nécessite la connaissance des conditions initiales et des conditions aux limites.

La condition initiale considère que les concentrations sont nulles quelle que soit la distance en aval du point de rejet : $C(x,0) = 0$ pour $x > 0$.

Quant aux conditions aux bords, elles sont définies par :

- ✘ Le polluant est considéré comme conservatif ou passif, ainsi le principe de conservation de la masse est pris en compte :

$$\int_{-\infty}^{\infty} A(x)C(x,t)dx = M \text{ et ceci quel que soit } t.$$

- ✘ Les concentrations sont considérées nulles après une distance infinie en aval du rejet : $C(\infty, t) = 0$ pour $t \geq 0$.

- ✘ $\frac{\partial C}{\partial x} \rightarrow 0$ quand $t \rightarrow \infty$.

Avec :

- A : section du cours d'eau (m²) ;
- C : concentration moyenne (mg/L) ;
- M : masse du rejet (Kg).

En respectant ces conditions, la solution analytique nommée *Equation d'Advection-Dispersion (ADE)* s'écrit de la manière suivante :

$$C(x,t) = \frac{M}{A\sqrt{4\pi D_L t}} \exp\left[-\frac{(x-Ut)^2}{4D_L t}\right] \quad \text{Eq. 1.5}$$

Avec :

- C : concentration moyenne du polluant à travers la section (Kg/m³) ;
- M : masse du polluant (Kg) ;
- A : section du cours d'eau (m²) ;
- t : temps passé après le rejet (s) ;
- U : vitesse du courant (m/s) ;
- x : distance en aval du rejet (m) ;
- D_L : coefficient de dispersion longitudinale (m²/s).

L'équation 1.5 permet l'obtention des profils temporels de concentrations du produit rejeté à différentes distances en aval de la source de rejet.

Le choix d'utiliser les modèles unidimensionnels peut être pénalisant au regard de la précision des prédictions puisque plusieurs phénomènes ont été négligés. Cependant,

l'intérêt réside essentiellement dans le faible nombre de données requis qui en fait un outil en adéquation avec la problématique de la situation d'urgence.

1.3.4. Généralités sur l'Equation d'Advection-Dispersion (ADE)

L'ADE prévoit une évolution gaussienne des concentrations en fonction du temps et à une distance donnée. Or, expérimentalement, il est rare que la distribution des concentrations présente un profil gaussien.

En effet, il existe souvent une asymétrie dans le profil des concentrations qui se traduit par une montée importante des concentrations du front de la pollution, et une diminution lente en fonction du temps. Au fur et à mesure que la nappe se déplace, l'asymétrie décroît progressivement et atteint une distance à partir de laquelle le profil devient constamment gaussien. Ce phénomène n'est pas représenté par l'équation 1.5 mais il est mis en évidence dans la figure 1.6.

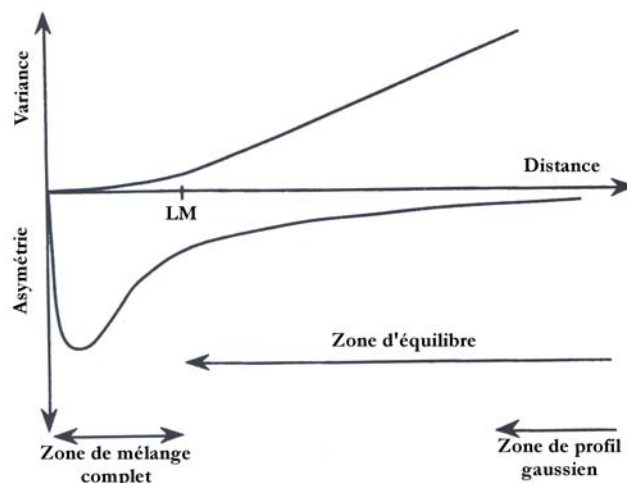


Figure 1.6 : Influence des prédictions de l'Equation Advection-Dispersion (ADE) sur la variance et l'asymétrie du profil des concentrations en fonction du temps et de la distance (Rutherford 1994).

La figure 1.6 montre que dans la zone du mélange complet, la variance et l'asymétrie varient en fonction de la distance. Une fois la zone de mélange complet atteint, la variance augmente linéairement en fonction de la distance. Quant à l'asymétrie, elle diminue progressivement après la zone de mélange complet jusqu'à atteindre une zone où le profil des concentrations est gaussien.

Pour s'assurer que le profil des concentrations est gaussien, certains auteurs définissent une longueur supérieure à la longueur de mélange. Cette dernière correspond à la distance nécessaire pour que les concentrations soient homogènes à travers la section. Ainsi, *Fisher* (*Fischer et al.* 1979) estime que le profil sera gaussien pour une longueur supérieure à 2,5 fois la longueur de mélange ($x \geq 2,5L_M$). *Denton* (*Denton* 1990), *Sayre* (*Rutherford* 1994) et *Liu & Cheng* (*Liu and Cheng* 1980) suggèrent respectivement que cette longueur doit être supérieure à 4-5 L_M , 10 L_M et 50 L_M .

L'asymétrie du profil des concentrations dans le champ lointain est due essentiellement à la rugosité des cours d'eau et à la présence des zones mortes.

En effet, la rugosité du lit du cours d'eau et ses zones mortes ; lorsqu'elles existent ; retiennent le polluant durant un certain laps de temps, et par la suite le libèrent lentement ce qui contribue à générer une traînée plus ou moins importante.

L'intégration de l'influence des zones mortes dans les modèles de dispersion a été étudiée par différents chercheurs pour améliorer les estimations de l'ADE (*Valentine and Wood* 1979 ; *Nordin and Troutman* 1980; *Denton* 1990; *Czernuszenko and Rowinski* 1997; *Czernuszenko et al.* 1998; *Davis and Atkinson* 2000; *Davis et al.* 2000).

Cependant, la prise en compte de ces phénomènes augmente le nombre de données d'entrée nécessaires qui sont caractéristiques de chaque cours d'eau et qui plus sont parfois difficiles à estimer (*Davis and Atkinson* 2000; *Seo* 2001; *Seo and Baek* 2004).

Par ailleurs, l'asymétrie des profils expérimentaux est aussi due à la nature des prélèvements qui sont souvent temporels (effectués pour différents temps et à une distance donnée) et non spatiaux (effectuées pour différentes distances et à un temps donné) pour des raisons pratiques.

L'Equation d'Advection-Dispersion est le modèle le plus utilisé pour étudier l'étendue d'une pollution radioactive, chimique, ou thermique dans le champ lointain (*Elder* 1959; *Fischer* 1967; *Raj and Kalelkar* 1974; *Day* 1975; *Beltaos* 1980; *De Vilhena and Sefidvash* 1985; *Neely and Lutz* 1985; *West and Mangat* 1986; *Clark et al.* 1996; *Vuksanovic et al.* 1996; *Sukhodolov et al.* 1997; *Adler et al.* 1999; *Pujol and Sanchez-Cabeza* 1999; *Sanchez-Cabeza and Pujol* 1999; *Swamee et al.* 2000).

En résumé, l'ADE permet d'estimer les concentrations en fonction du temps et de la distance suite à un rejet instantané de produits chimiques miscibles dans un cours d'eau. De plus, le nombre de paramètres d'entrée est réduit, son utilisation est simple et les résultats peuvent être obtenus et interprétés très rapidement. Ce qui en fait un outil adapté à la gestion de crise en cas d'une pollution accidentelle.

Toutefois, il faut noter que l'utilisation de l'ADE nécessite la connaissance du domaine du champ lointain et la détermination du coefficient de dispersion longitudinale pour que l'estimation des concentrations soit représentative de la réalité du cours d'eau et du rejet.

1.4. Longueur de mélange

La longueur de mélange est la distance nécessaire pour obtenir un mélange homogène de polluant à travers la section d'un cours d'eau. Elle délimite la zone de mélange complet et la zone du champ lointain.

Elle dépend essentiellement des paramètres hydrodynamiques du cours d'eau et de la position du rejet. Cependant, elle ne dépend pas de la nature du polluant parce qu'on considère que, d'une part, le produit est miscible à l'eau, et d'autre part, la quantité de mouvement du produit induite par le choc de l'accident n'influence pas sa dispersion au delà de la zone de mélange initial.

La longueur de mélange peut être estimée par trois méthodes, à savoir, l'observation directe, la méthode empirique et la méthode théorique.

1.4.1. Observation directe

La détermination expérimentale de la longueur de mélange s'appuie sur des mesures de concentrations à travers la section et à différentes longueurs en aval de la source du rejet. Cette méthode est la plus représentative et la plus fiable pour estimer le début de la zone du champ lointain puisqu'elle est basée sur des observations de la réalité.

La fin de la zone de mélange complet est obtenue quand le degré de mélange du produit rejeté dépasse les 95 % (Kilpatrick and Wilson 1989). Certains chercheurs préfèrent la définir en fonction d'un degré d'homogénéité atteint les 98 % (ISO 1993), afin de diminuer les erreurs de prélèvements. Or, la distance correspondant à ce degré est

44 % plus longue que celle obtenue pour un degré de 95 % (ISO 1993) parce que le degré de mélange augmente asymptotiquement en s'approchant des 100 % d'homogénéité.

Plusieurs méthodes ont été proposées pour définir le degré de mélange. Les plus connues sont le coefficient de variation (Barsby *et al.* 1967; Ward 1973), les formules de Rimmar (Barsby *et al.* 1967), Schuster (Barsby *et al.* 1967; White 1978), Cobb-Bailey (Yotsukura and Cobb 1972; Kilpatrick and Cobb 1985) et Rutherford (Rutherford 1994). La formule la plus adaptée pour calculer le degré de mélange suite à un rejet instantané est celle de Cobb-Bailey (ISO 1993), qui reflète au mieux la distribution des concentrations à travers la section.

Pour un rejet instantané, elle s'écrit :

$$M_D = 100 \left[1 - \frac{1}{2N} \sum_{i=1}^N \left(\frac{|A_i - \bar{A}_n|}{\bar{A}_n} \right) \right] \quad \text{Eq. 1.6}$$

Où :

- M_D : degré de mélange (%);
- n : nombre de points de prélèvements (-);
- A_i : aire sous la courbe des concentrations temporelles à un point donné (Kg);
- i : point de prélèvement local;
- \bar{A}_n : moyenne des aires de toutes les courbes de concentrations temporelles (Kg).

Cette méthode de détermination directe de la longueur de mélange a ses limites dans une situation d'urgence suite à une pollution accidentelle. En effet, les opérations de prélèvements, d'analyses et de calculs requièrent des moyens techniques et, surtout du temps souvent limité dans une telle situation. Il faudra donc bien souvent faire appel à d'autres méthodes.

1.4.2. Méthode empirique

Les formules empiriques de détermination de la longueur de mélange ont été développées sur la base d'un ajustement des données observées expérimentalement sur un nombre limité de cours d'eau. L'ajustement se fait par régression ou par d'autres techniques (tâtonnement,...). En règle générale, le nombre de variables est limité à la section (largeur et profondeur) et au débit du cours d'eau (ISO 1993).

Différents chercheurs comme *Hull*, *Day*, *Beltaos*, *André* et *Rutherford* ont effectué ce type de régression pour établir des formules estimant la longueur de mélange pour un degré d'homogénéité de 98 % à travers la section (Tableau 1.1). Malheureusement, rares sont les formules trouvées qui estiment cette longueur pour 95 % d'homogénéité. Les distances correspondantes à ce degré peuvent être déduites de celles calculées pour 98 % d'homogénéité en ôtant l'équivalent de 44 % de longueur.

Tableau 1.1 : Détermination de la longueur de mélange au moyen de formules empiriques.

Auteurs	Formules	
Hull (Hull 1962)	$L_M = a_1 Q^{1/3}$	Eq. 1.7
Day (Day 1977)	$L_M = 25B$	Eq. 1.8
Beltaos (Beltaos and Day 1978; Beltaos 1980)	$L_M = \frac{1,8W^2U}{HU^*}$	Eq. 1.9
André (ISO 1993)	$L_M = a_2 BQ^{1/3}$	Eq. 1.10
Rutherford (Rutherford 1994)	$100W \langle L_M \rangle 300W$	Eq. 1.11

Avec :

L_M : longueur de mélange (m) ;

a_1 : coefficient égal à 150 pour une injection au centre et 600 pour une injection au bord ($s^{1/3}$) ;

Q : débit du cours d'eau (m^3/s) ;

B : largeur moyenne à la ligne d'eau entre le point d'injection et le point d'échantillonnage (m) ;

W : largeur du cours d'eau (m) ;

U : vitesse du cours d'eau (m/s) ;

H : hauteur d'eau (m) ;

U^* : vitesse de cisaillement (m/s) ;

a_2 : constante variant de 8 à 28 ($s^{1/3}/m$). Dans la plupart des cas, elle est égale à 10, et une valeur plus élevée peut être attribuée dans les cours d'eau turbulents à pente très forte.

Comme le montrent les formules citées ci-dessus, la longueur de mélange inclut des coefficients ($a_1, a_2...$) qui dépendent des caractéristiques géométriques, hydrauliques, et

particulièrement du régime d'écoulement. Le fait que ces coefficients varient dans un intervalle assez large augmente l'erreur sur l'estimation de la longueur de mélange. Par exemple, d'après *Guizerix* et *Florkowski* (Guizerix and Florkowski 1983), la formule de *Hull* sous-estime d'une manière générale la longueur de mélange.

De la façon dont ces formules empiriques sont établies pour des milieux possédant des caractéristiques d'écoulements et de géométries bien particulières, il est difficile de conclure quant à la représentativité de ces formules surtout pour des applications particulières telles qu'un cours d'eau à petite échelle.

1.4.3. Méthode théorique

L'approche théorique d'évaluation de la longueur de mélange est généralement plus fastidieuse et tente de tenir compte d'une manière ou d'une autre, de toutes les caractéristiques significatives du cours d'eau et de l'écoulement qui peuvent influencer le mélange.

Les formules qui déterminent cette longueur sont généralement issues d'études théoriques comme l'analyse dimensionnelle. Cela nécessite néanmoins de déterminer certains coefficients dont dépendent ces formules, en s'appuyant sur des données expérimentales. Par conséquent, les formules finales sont constituées par une approche mixte théorique et empirique.

Nombreux sont les chercheurs qui ont travaillé sur ce type de relations tels *Elder*, *Yotsukura*, *Ward*, *Fisher* et *Rimmar*. Ils en ont alors déduit les formules présentées dans le tableau suivant (ISO 1993) :

Tableau 1.2 : Détermination de la longueur de mélange avec des formules théoriques.

Auteurs	Formules	Légendes
Elder (Elder 1959)	$L_M = \frac{UD}{U^*}$	Eq. 1.12
Yotsukura (Yotsukura and Cobb 1972)	$L_M = \frac{1}{2\alpha^2\beta} \frac{UD^2}{ny^2} \frac{U}{U^*} \frac{B^2}{D}$	Eq. 1.13
Ward (Ward 1973)	$L_M = K_1 \frac{B^2}{0,2D}$	Eq. 1.14
Fischer (Fischer 1967)	$L_M = K_2 \frac{UB^2}{E_y}$	Eq. 1.15
Rimmar (ISO 1993)	$L_M = 0,13B^2 \frac{C(0,7C + 2g^{1/2})}{gD}$	Eq. 1.16

Avec :

D : hauteur d'eau moyenne des cours d'eau entre le point d'injection et le point d'échantillonnage (m).

U : vitesse du courant (m/s) ;

U^* : vitesse de cisaillement (m/s) ;

α_x : paramètre de distance en fonction du degré de mélange et du point d'injection. Il se déduit à partir d'abaques ;

β_x : coefficient qui varie de 0,2 à 0,3 dans les cours d'eau rectilignes et peut atteindre 0,6 dans les cours d'eau sinueux ;

$\frac{UD^2}{ny^2}$: rapport adimensionnel pouvant prendre n'importe quelle valeur entre 0,3 et 0,9. La valeur 0,6 étant retenue pour la majorité des cours d'eau ;

B : largeur moyenne à la ligne d'eau entre le point d'injection et le point d'échantillonnage (m) ;

K_1 : variable dépendant du degré de mélange et du lieu d'injection. Elle est déduite à partir d'abaques ;

E_x : coefficient de dispersion latérale (m²/s) ;

K_2 : constante qui dépend du nombre d'injections (n) du traceur ($K_2 = \frac{0,1}{n^2}$) ;

C : coefficient de *Chezy* (-) ;

g : accélération due à la pesanteur ($g = 9,807 \text{ m/s}^2$).

Ces formules théoriques ont été pour la plupart définies dans le cas où le traceur est injecté à partir du centre ou des extrémités du cours d'eau. Elles donnent une valeur approchée de la distance nécessaire pour assurer un mélange satisfaisant.

Bien que ces formules aient été développées par une approche théorique, certains coefficients, dépendant des caractéristiques hydrodynamiques du cours d'eau, sont néanmoins obtenus empiriquement.

Ainsi, la précision de ces formules dépend, entre autres, de la bonne estimation de ces coefficients. Or, leur détermination varie d'un auteur à un autre en fonction de la méthode choisie, du type de cours d'eau et de l'échelle d'étude (petite ou grande échelle). Par exemple, différentes études ont été menées pour déterminer expérimentalement la valeur du coefficient K_2 .

Après avoir effectué des tests dans une maquette de canal droite et lisse, *Fischer* propose une valeur égale à 0,3 pour une injection linéaire latérale et instantanée (Fischer 1967). A partir des simulations numériques, il obtient une valeur de 0,6 pour une injection sur les extrémités (Fischer 1968).

D'autres simulations numériques suggèrent une valeur entre 0,4 et 0,5 (Sayre 1968; Sayre 1968a; Tsai and Holley 1978). Dans le même objectif, *Chatwin* effectue des analyses théoriques du coefficient K_2 et obtient une valeur égale à l'unité (Chatwin 1972). Toutes ces recherches ont été basées sur des canaux lisses.

Par ailleurs, d'autres auteurs ont effectué des simulations numériques (Denton 1990), des expériences dans des maquettes en laboratoire ou dans des canaux d'irrigation (Valentine and Wood 1979) en tenant compte des zones mortes où il peut y avoir accumulation du polluant pendant un certain laps de temps. Les valeurs de K_2 correspondantes sont présentées dans le tableau 1.3.

Tableau 1.3 : Estimation du coefficient K_2 par différents auteurs en fonction du pourcentage de zones mortes dans les cours d'eau (Rutherford 1994).

Référence	K_2	Conditions (% de zones mortes)
(Denton 1990)	1,4	5
(Valentine 1978)	1,6	4
(Valentine 1978)	2,8	25
(Valentine and Wood 1979)	>3	8-12
(Valentine and Wood 1979)	>10	27-38

La prise en compte des zones mortes dans le calcul de la longueur de mélange améliore certainement son estimation. Cependant, le coefficient K_2 dépend entre autres du pourcentage des zones mortes qui sont caractéristiques de chaque cours d'eau. Par conséquent, il ne peut être appliqué que dans le milieu dans lequel il est observé.

Néanmoins, l'estimation de la longueur de mélange par l'intermédiaire de modèles théoriques ou empiriques constitue un enjeu important pour délimiter le champ d'application de l'Equation d'Advection-Dispersion lors d'une gestion d'urgence suite à une pollution accidentelle.

Les phénomènes, les zones de dispersion et leurs distances correspondantes ayant été définis, il convient maintenant d'aborder la détermination du coefficient de dispersion longitudinale, paramètre essentiel pour pouvoir prédire avec précision l'évolution spatio-temporelle d'un polluant dans un cours d'eau au moyen de l'Equation d'Advection Dispersion.

1.5. Coefficient de dispersion longitudinale

La dispersion dans le champ lointain est essentiellement basée sur la dispersion longitudinale qui constitue le phénomène prépondérant dans cette zone. La dispersion formulée par l'Equation d'Advection-Dispersion (Eq. 1.5) dépend de plusieurs paramètres comme la quantité du traceur, la vitesse du courant, la section du cours d'eau et surtout du coefficient de dispersion longitudinale D_L . En général, la majorité de ces paramètres sont connus lors d'un rejet accidentel, à l'exception du D_L qui est estimé par l'intermédiaire des formules empiriques.

Une erreur d'un facteur 4 dans la détermination du coefficient de dispersion, entraîne une erreur d'un facteur $\frac{1}{2}$ sur les concentrations maximales puisque ces dernières sont

inversement proportionnelles à la racine carrée de D_L . Par conséquent, le coefficient de dispersion longitudinale doit être évalué le plus précisément possible pour estimer correctement l'évolution de la nappe de pollution par l'ADE.

La détermination de ce coefficient peut être effectuée par l'intermédiaire de deux méthodes, l'une expérimentale basée sur des mesures de concentrations, et l'autre empirique basée sur des modélisations qui intègrent les caractéristiques hydrauliques du cours d'eau.

1.5.1. Détermination expérimentale

La détermination expérimentale du coefficient de dispersion longitudinale est la meilleure solution pour obtenir une valeur qui reflète le vrai comportement d'un polluant dans un cours d'eau.

Trois méthodes existent pour évaluer expérimentalement ce coefficient : la méthode des *Moments*, la méthode de *Chatwin* et la méthode d'*acheminement* (*routing procedure*).

1.5.1.1. Méthode des *Moments*

Taylor (Taylor 1954) a montré que les variances spatiales de la nappe de traceur (la variance est la largeur du profil temporel des concentrations) augmentent linéairement en fonction du temps dans la zone du champ lointain :

$$D_L = \frac{1}{2} \frac{d\sigma_x^2}{dt} \quad \text{Eq. 1.17}$$

Avec :

σ_x^2 : variance spatiale dans la direction longitudinale (sens du courant) (m^2) ;

t : temps (s).

En prenant en compte les distributions temporelles et spatiales de la nappe de polluant, l'équation 1.17 s'écrit de la manière suivante (Fischer 1966; Ho *et al.* 2002) :

$$D_L = \frac{1}{2} \left[\frac{(x_2 - x_1)}{(t_2 - t_1)} \right]^2 \left[\frac{\sigma_t^2(x_2) - \sigma_t^2(x_1)}{t_2 - t_1} \right] \quad \text{Eq. 1.18}$$

Avec :

x_i : distance atteinte en aval du point de rejet (m) ;

\bar{t}_i : temps de transport du centre de gravité de la nappe à la distance x_i (s).

Le calcul de ce paramètre se fait selon l'équation 1.19 :

$$\bar{t}_i = \frac{\int_{-\infty}^{\infty} tC(x_i, t)dt}{\int_{-\infty}^{\infty} C(x_i, t)dt} \quad \text{Eq. 1.19}$$

$C(x_i, t)$ étant la concentration à une distance x_i et à un temps t en aval du point de rejet (mg/L).

$\sigma_i^2(x_i)$: variance spatiale de la nappe calculée de la manière suivante :

$$\sigma_i^2(x_i) = \frac{\int_{-\infty}^{\infty} (t - \bar{t}_i)^2 C(x_i, t)dt}{\int_{-\infty}^{\infty} C(x_i, t)dt} \quad (\text{s}^2) \quad \text{Eq. 1.20}$$

La méthode des Moments présente un inconvénient majeur lié à l'influence de la traînée du profil temporel des concentrations sur le coefficient de dispersion.

En effet, si le profil n'est pas complet, particulièrement dans la traînée (queue de la nappe), la variance correspondante est largement sous-estimée, entraînant un coefficient de dispersion négatif.

La détermination du coefficient de dispersion dans ce cas devient impossible.

Pour contourner l'effet de la traînée, *Clark* effectue une nouvelle interprétation de l'équation 1.17 (*Clark et al.* 1996). Elle réside dans l'approximation par une courbe gaussienne de chaque profil de concentrations temporelles et à différentes distances en aval du point de rejet. Par la suite, la demi-valeur de la pente de la droite de régression liant les différentes variances au temps de transport du centre de gravité, constitue le coefficient de dispersion longitudinale.

Cette méthode présente un triple avantage par rapport à la méthode des *Moments* traditionnelle :

- ✘ La traînée n'influence plus la variance du profil des concentrations.
- ✘ Le coefficient de dispersion obtenu est une valeur moyenne sur toute la portion dans laquelle l'analyse du polluant est effectuée. Ceci reflète une tendance moyenne de la dispersion longitudinale au sein du cours d'eau.

- ✘ Cette méthode permet de vérifier la linéarité des variances spatiales et ainsi de s'assurer que la zone du champ lointain est atteinte.

1.5.1.2. Méthode de *Chatwin*

La méthode de *Chatwin* permet de calculer le coefficient de dispersion à partir de l'Equation d'Advection-Dispersion transformée comme suit (Chatwin 1971; Chatwin 1980) :

$$\sqrt{tL_n \left[\frac{M}{AC(x_i, t) \sqrt{4\pi D_L t}} \right]} = \frac{x}{2\sqrt{D_L}} - \frac{U_c t}{2\sqrt{D_L}} \quad \text{Eq. 1.21}$$

La difficulté de cette méthode réside dans la connaissance du rapport $M/A\sqrt{4\pi D_L}$ (Rutherford 1994; Guymer 1998). Il est possible de s'en affranchir en estimant ce rapport par le terme suivant : $C_{max} \sqrt{t_{max}}$, où C_{max} est la concentration maximale à une distance donnée et à un temps t_{max} déterminé.

L'inconvénient de cette méthode est qu'elle se base sur l'Equation d'Advection-Dispersion qui suppose que le profil des concentrations est gaussien. Ainsi, si dans certaines circonstances, cette hypothèse n'est pas valide, le coefficient obtenu sera erroné. Cette méthode ne peut pas être utilisée dans cette thèse parce que l'objectif est de tester les prédictions de l'ADE. Ainsi, la validation de ce modèle de dispersion serait biaisée si le D_L est déduit par la même équation.

1.5.1.3. Méthode d'acheminement (*Routing procedure*)

Cette méthode développée par *Fisher*, permet de prévoir un profil temporel de concentrations à une certaine distance, à partir d'un autre profil obtenu à une distance située en amont (Fischer 1968) :

$$C(x_2, t) = \int_{-\infty}^{\infty} C(x_1, \tau_c) \frac{\exp \left\{ \frac{-[U(\bar{t}_2 - \bar{t}_1 - t + \tau_c)]^2}{4D_L(\bar{t}_2 - \bar{t}_1)} \right\}}{\sqrt{4\pi D_L(\bar{t}_2 - \bar{t}_1)}} U d\tau \quad \text{Eq. 1.22}$$

Où :

x_1 : distance du premier profil des concentrations temporelles connues (m) ;

- x_2 : distance du nouveau profil de concentrations temporelles qui est à déterminer (m) ;
- τ_i : temps du premier profil de concentrations (s) ;
- t : temps du deuxième profil de concentrations (s).

La résolution de l'équation 1.22 se fait par tâtonnement afin de trouver le coefficient de dispersion longitudinale qui prédit au mieux le second profil de concentrations. Cette méthode contourne les problèmes de celles existantes (Fischer 1973) et permet aussi de prédire les concentrations temporelles quand le coefficient de dispersion est connu.

La détermination expérimentale permet d'obtenir le coefficient de dispersion avec la meilleure précision possible. Cependant, elle ne peut pas être utilisée lors d'une situation d'urgence pendant laquelle les mesures des profils spatio-temporels de concentrations sont difficiles, voire impossibles à obtenir. L'utilisation de formules empiriques est alors une alternative souvent envisagée.

1.5.2. Détermination à l'aide des formules empiriques

L'importance d'une bonne estimation du coefficient de dispersion longitudinale a poussé pendant trois décennies de nombreux chercheurs à développer des formules analytiques adaptées à différentes caractéristiques hydrauliques des cours d'eau. Ces modèles sont tous basés sur les caractéristiques géométriques et dynamiques du cours d'eau telles que la hauteur, la largeur, la vitesse du courant, la vitesse du cisaillement... Quinze formules ont été recensées, elles sont présentées dans le tableau 1.4 en fonction de leurs domaines d'application, tandis qu'un historique détaillé de l'obtention de ces équations est donné en annexe II.

Tableau 1.4 : Formules empiriques pour déterminer le coefficient de dispersion longitudinale.

Auteurs	Formules	Domaine d'application	
(Taylor 1953; Taylor 1954)	$D_L = 10,1RU^*$	Tuyaux droits	Eq. 1.23
(Elder 1959)	$D_L = 5,93HU^*$	Canaux très larges	Eq. 1.24
(Parker 1961)	$D_L = 14,28R_H^{3/2}\sqrt{2gS}$	Canaux	Eq. 1.25
(Fischer 1966; Fischer 1968)	$D_L = -\frac{1}{A} \int_0^W \int_0^y hu' \int_0^y \frac{1}{Eb} \int_0^y hu' dy dy dy$	Canaux naturels larges	Eq. 1.26
(McQuivey and Keefner 1974)	$D_L = 0,058 \frac{HU}{S}$	Fr<0,5	Eq. 1.27
(Fischer 1975)	$0,011 \frac{U^2 W^2}{HU^*}$	Canaux naturels larges	Eq. 1.28
(Liu 1977)	$0,18 \left(\frac{U^*}{U}\right)^{1,5} \frac{U^2 W^2}{HU^*}$	Tous types de cours d'eau	Eq. 1.29
(Magazine <i>et al.</i> 1988)	$\left(0,4 \frac{U}{U^*}\right)^{-1,632} 75,86R_H U$	Cours d'eau naturels	Eq. 1.30
(Iwasa and Aya 1991)	$D_L = 2 \left(\frac{W}{H}\right)^{1,5} HU^*$	Canaux et cours d'eau naturels	Eq. 1.31
(Seo and Cheong 1998)	$5,915 \left(\frac{W}{H}\right)^{0,620} \left(\frac{U}{U^*}\right)^{1,428} HU^*$	Cours d'eau naturels	Eq. 1.32
(Koussis and Rodriguez-Mirasol 1998)	$0,6 \frac{U^* W^2}{H}$	Cours d'eau naturels	Eq. 1.33
(Deng <i>et al.</i> 2001)	$\frac{0,01\Psi}{8M_*} \left(\frac{W}{H}\right)^{\frac{5}{3}} \left(\frac{U}{U^*}\right)^2$	Cours d'eau naturels ou uniformes W/H>10	Eq. 1.34
(Deng <i>et al.</i> 2002)	$D_L = -\left(\frac{I}{M_*}\right) \left(\frac{U}{U^*}\right)^2 \left(\frac{W}{H}\right)^2 U^* H$	Canaux naturels W<200 m	Eq. 1.35
(Kashefipour and Falconer 2002)	$10,612HU \left(\frac{U}{U^*}\right)$	Canaux naturels W/H>50	Eq. 1.36
	$\left[7,428 + 1,775 \left(\frac{W}{H}\right)^{0,620} \left(\frac{U^*}{U}\right)^{0,572}\right] HU \left(\frac{U}{U^*}\right)$	Canaux naturels W/H<50	Eq. 1.37

Avec :

R_t : diamètre des tuyaux circulaires (m) ;

U : vitesse du cours d'eau (m/s) ;

U^* : vitesse de cisaillement (m/s) ;

W : largeur (m) ;

H : hauteur d'eau (m) ;

R_H : rayon hydraulique (m) ;

S : pente (m/m) ;

A : section (m²) ;

b : fonction de y ;

y : coordonnée cartésienne dans la direction latérale ;

u' : déviation par rapport à la vitesse moyenne ;

E_z : coefficient de dispersion latérale ($E_z = 0,15HU^*$) (m²/s) ;

Ψ : coefficient égal à l'unité pour des cours d'eau uniformes et droits, et égal à 15 pour des cours d'eau naturels ;

M_* : coefficient qui caractérise la dispersion transversale, il s'écrit :

$$M_* = 0,145 + \frac{1}{3520} \left(\frac{U}{U^*} \right) \left(\frac{W}{H} \right)^{1,38}$$

Certaines de ces formules sont plus adaptées que d'autres pour estimer le coefficient de dispersion longitudinale parce qu'elles prennent en compte les paramètres essentiels pour décrire le phénomène de dispersion dans le champ lointain. Le bon choix des variables à utiliser se reflète directement sur la précision des prédictions.

Par exemple, le modèle d'*Elder* est basé sur la prise en compte de la distribution verticale de la vitesse du courant. Cette hypothèse s'est avérée incorrecte parce que l'influence de la distribution verticale des vitesses est négligeable par rapport à la distribution transversale. Ceci a été confirmé par l'étude du rapport D_L/HU^* qui variait entre 3 et 7500, tandis qu'*Elder* lui a donné la valeur 5,93.

La distribution transversale des vitesses a été intégrée par *Fischer* dans l'équation 1.26 qui prédit le coefficient de dispersion dans les rivières naturelles avec un facteur moyen

équivalent à six fois la valeur observée par l'expérience. L'erreur est de 30% pour une estimation dans les rivières uniformes.

Cependant, cette équation est difficile à utiliser parce qu'elle nécessite la connaissance de la distribution des champs de vitesses souvent très difficile à obtenir.

Devant la difficulté d'utilisation de l'équation 1.26, *Fischer* développa une solution analytique basée sur des hypothèses simplificatrices de l'équation triple intégrale (Eq. 1.28). Selon une étude plus récente (French 1985), l'équation 1.28 donne une meilleure estimation du D_L que celles qui existaient auparavant.

Après les études effectuées par *Fischer*, différentes équations ont été développées dans le but d'améliorer la fiabilité des prédictions du coefficient de dispersion longitudinale. Elles sont basées soit sur une dérivation de l'équation 1.26 comme celle de *Liu*, *Koussis* et *Rodriguez-Mirasol*, et *Deng*, soit sur une étude de régression des données expérimentales telles que celles développées par *Magazine*, *Iwasa* et *Aya*, *Seo* et *Cheong*, et *Kashefipour* et *Falconer*.

Ces derniers ont effectué une comparaison entre des D_L observés par l'expérience et calculés avec différentes formules empiriques dans le but de démontrer la fiabilité de leurs équations (Figure 1.7).

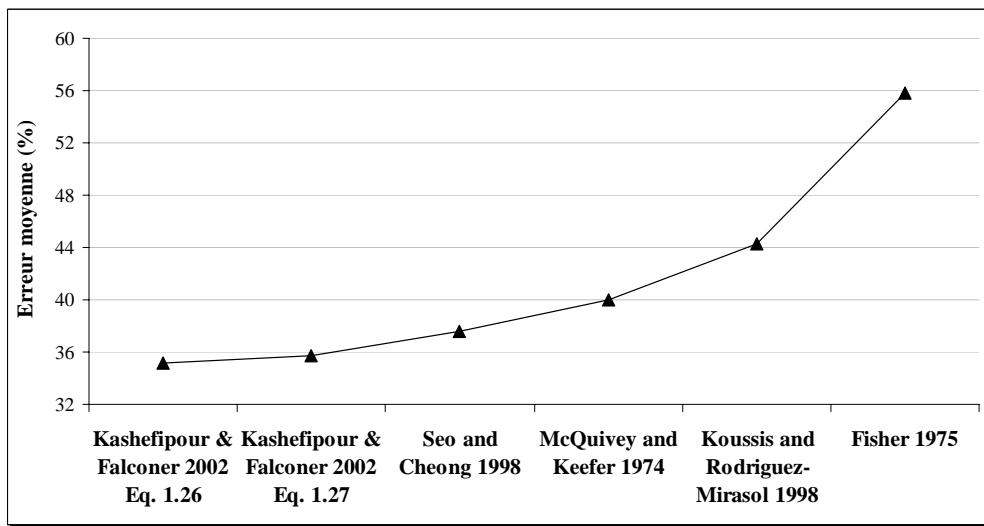


Figure 1.7 : Etude du pourcentage d'erreur moyen entre les prédictions des formules et les observations issues des expériences effectuées à l'échelle réelle (Kashefipour and Falconer 2002).

Les différentes formules de calcul du coefficient de dispersion longitudinale doivent être appliquées en fonction de leur domaine d'application.

Comme le montre le tableau 1.4, la majorité des équations sont développées pour des cours d'eau naturels à l'exception de celles de *Liu* et d'*Iwasa* et *Aya*. La première a été validée sur différents types de cours d'eau (naturels, canaux droit ou sinueux...) et la dernière a été conçue, entre autres, avec des données issues d'un canal au laboratoire.

Les cours d'eau naturels sont caractérisés par leurs sinuosités, par la présence des zones mortes, des expansions, des contractions, etc. qui amplifient la dispersion longitudinale. En général, le coefficient de dispersion longitudinale dans les cours d'eau naturels est 15 fois supérieur à celui des cours d'eau uniformes ou droits (*Deng et al.* 2001).

Ce facteur varie largement en fonction des aspects naturels cités ci-dessus parce qu'ils influencent la section du cours d'eau et la distribution transversale des profils de vitesse.

Ceci a incité les chercheurs à s'orienter vers l'intégration de ces aspects dans les formules de le coefficient de dispersion afin de diminuer l'erreur des estimations (*Czernuszenko and Rowinski* 1997; *Czernuszenko et al.* 1998; *Davis and Atkinson* 2000; *Seo* 2001). Malheureusement, les équations développées dépendent largement du milieu pour lequel elles ont été mises au point. De plus, il est très difficile de quantifier ces aspects naturels surtout lors d'une gestion de crise suite à une pollution accidentelle.

Finalement, le choix de la formule de calcul du coefficient de dispersion doit se baser essentiellement sur son domaine d'application et surtout sur la prise en compte des différents paramètres qui caractérisent la dispersion longitudinale.

Bien que les différents modèles soient très différents par leur conception et leur fiabilité, ils restent une alternative importante pour estimer le coefficient de dispersion longitudinale d'une manière rapide et simple lors d'une situation d'urgence.

1.6. Conclusion

Les principaux modes de transport de la matière dans les cours d'eau ont été développés afin de comprendre, d'une part, les notions fondamentales des différentes zones de dispersion et leurs longueurs correspondantes, et d'autre part, la modélisation de l'évolution de la matière dans le champ lointain.

Cette modélisation qui se traduit par l'Equation d'Advection-Dispersion, permet de prédire le comportement temporel d'un polluant à différentes distances en aval du point du rejet accidentel.

Par la suite, les différentes méthodes de détermination du coefficient de dispersion longitudinale ont été détaillées dans le but de choisir celles qui sont adaptées au mieux à l'objectif de cette thèse.

Une fois le coefficient de dispersion connu, il peut être injecté dans l'ADE pour permettre la comparaison entre les estimations qu'elle fournit et la réalité. Le but étant de conclure sur les performances de l'ADE à représenter le phénomène de dispersion dans le champ lointain d'un polluant miscible dans un cours d'eau.

Pour atteindre cet objectif, les différents paramètres hydrodynamiques du cours d'eau (vitesse du courant, section...) ainsi que la quantité de produit rejeté doivent être étudiés. Or, la variation des paramètres hydrodynamiques d'un cours d'eau à l'échelle réelle est très difficile voire irréalisable. Ce problème majeur s'ajoute aussi aux contraintes logistiques et économiques des campagnes de terrain.

Ainsi, il a été envisagé de valider l'Equation d'Advection-Dispersion dans un cours d'eau à petite échelle où les différents paramètres hydrodynamiques peuvent être contrôlés et modifiés facilement.

Le choix des dimensions de la maquette du cours d'eau ainsi que l'influence de certains paramètres hydrodynamiques sur cette réduction d'échelle sont détaillés dans le chapitre 2 intitulé *Modélisation hydraulique*.

Chapitre 2 : Modélisation hydraulique

La validation des modèles de dispersion se fait généralement à grande échelle dans des systèmes réels. Cette approche est contraignante parce qu'elle nécessite, entre autres, des appuis logistiques importants qui s'ajoutent ainsi à la complexité du contrôle des paramètres hydrodynamiques du cours d'eau. Ce contrôle des paramètres (vitesse du courant, section, rugosité...) est quasiment impossible, alors même que différentes configurations hydrodynamiques doivent être testées pour valider un modèle et en chercher les limites d'application.

Tous ces inconvénients peuvent être contournés en utilisant des maquettes (cours d'eau à petites échelles) dans lesquelles les phénomènes d'écoulement et de transport de la matière sont reproduits d'une manière quasi-identique au système réel.

Ainsi, les modèles réduits sont utilisés entre autres pour (Vassalos 1999) :

- ✘ Valider des concepts et comprendre certains problèmes physiques,
- ✘ Prédire le comportement d'un système à grande échelle,
- ✘ Déterminer les paramètres prédominants d'un phénomène,
- ✘ Etudier les solutions analytiques des phénomènes complexes sur lesquels il n'y a pas de retour d'expérience ou de méthodes empiriques qui les définissent,
- ✘ Calibrer un modèle théorique.

Différentes expérimentations de dispersions accidentelles de traceurs solubles ont été effectuées dans le canal Philippe Lamour (géré par la société Bas-Rhône Languedoc – BRL) dans le but de valider l'Equation d'Advection-Dispersion (Jabbour 2002). Ces essais effectués à l'échelle réelle n'ont pas permis d'atteindre l'objectif voulu en raison de phénomènes météorologiques et hydrodynamiques défavorables.

Devant la complexité de la mise en œuvre de ces expérimentations, il était nécessaire de s'orienter vers une nouvelle approche où la maîtrise des phénomènes météorologiques et hydrodynamiques est réalisable. D'où la construction d'une maquette du canal BRL pour pouvoir valider le modèle de dispersion après avoir simulé différentes conditions hydrodynamiques (vitesse du courant...) et différentes quantités de produit rejeté dans le cours d'eau.

La reproduction à petite échelle nécessite une étude approfondie de similitude et de l'hydrodynamisme afin de reproduire les mêmes grandeurs physiques qui régissent le comportement d'un polluant miscible au sein du canal.

Dans un premier temps, les principes de base de la similitude sont exposés puis appliqués au canal Philippe Lamour.

Finalement, une étude hydrodynamique de la maquette est réalisée pour étudier l'influence de certains paramètres sur la dispersion de polluant.

2.1. Similitude

2.1.1. Principe de base

La modélisation physique d'un système réel est une reproduction à une certaine échelle de tous les éléments qui caractérisent son fonctionnement. Les lois de similitude doivent être respectées afin de reproduire le prototype et d'extrapoler les phénomènes réels à petite échelle.

Les phénomènes physiques prépondérants qui caractérisent les écoulements dans les cours d'eau sont la gravité (ou gradient hydraulique) et le frottement. Ces deux phénomènes sont représentés respectivement par les nombres adimensionnels de *Froude* et de *Reynolds* (Annexe III). Ces derniers sont évalués suite à une analyse dimensionnelle (Buckingham 1915; Logan 1987) des paramètres (vitesse du courant, section, rugosité,...) qui régissent l'écoulement dans les cours d'eau à surface libre (Sinniger and Hager 1989).

Par conséquent, pour que les phénomènes de gravité et de frottement soient reproduits, il faut que leurs nombres adimensionnels respectifs soient identiques dans le cours d'eau à l'échelle réelle (prototype) et dans la maquette (modèle réduit). Ces égalités sont appelées respectivement similitude de *Froude* et similitude de *Reynolds* :

$$Fr_p = Fr_m \Rightarrow \frac{U_p}{U_m} = \left[\frac{(D_H)_p}{(D_H)_m} \right]^{1/2} \quad \text{Eq. 2.1 (similitude de Froude)}$$

$$Re_p = Re_m \Rightarrow \frac{U_p}{U_m} = \frac{(D_H)_m}{(D_H)_p} \quad \text{Eq. 2.2 (similitude de Reynolds)}$$

Avec :

Re : nombre de *Reynolds* (-) ;

Fr : nombre de *Froude* (-) ;

D_H : diamètre hydraulique du cours d'eau équivalent au quadruple du rapport de la section et du périmètre mouillés (m). Il est souvent remplacé par la profondeur du cours d'eau ;

p : indice relatif au *prototype* ou cours d'eau à l'échelle réelle ;

m : indice relatif au *modèle réduit* ou cours d'eau à l'échelle réduite.

Les équations 2.1 et 2.2 montrent que les deux similitudes ne peuvent pas être respectées simultanément pour un même fluide (eau), parce qu'elles nécessitent des conditions contradictoires.

En effet, la similitude de *Froude* implique que le rapport des vitesses du courant à grande et à petite échelle soit directement proportionnel au rapport des diamètres hydrauliques correspondants (Eq. 2.1). Tandis que celle de *Reynolds* requiert que le même rapport soit inversement proportionnel aux diamètres hydrauliques du prototype et de la maquette (Eq. 2.2). Une seule similitude (*Reynolds* ou *Froude*) peut donc être prise en compte pour représenter le système à l'échelle réduite.

Dans les cours d'eau à surface libre, le phénomène de gravité (gradient hydraulique) est prépondérant par rapport au phénomène de frottement. Par conséquent, la similitude de *Froude* doit être appliquée en réduisant simultanément les forces de frottement. L'influence de ces dernières est considérée comme négligeable dans le cas où le régime est turbulent avec un nombre de *Reynolds* supérieur à 5000 (Chanson 1999).

La reproduction d'un système réel nécessite la prise en compte des facteurs d'échelles issus de la similitude de *Froude* permettant la réduction d'une part, des dimensions géométriques et cinématiques, et d'autre part des forces de frottement.

2.1.2. Similitude géométrique

La similitude géométrique concerne les longueurs, les surfaces et les volumes. Elle exige que le rapport entre les différentes dimensions (longueur, largeur et hauteur) du prototype et de son modèle réduit, respecte un facteur d'échelle bien déterminé :

$$L_r = \frac{W_p}{W_m} = \frac{H_p}{H_m} = \frac{L_p}{L_m} \quad \text{Eq. 2.3}$$

Avec :

W : largeur du cours d'eau (m) ;

H : hauteur d'eau (m) ;

L : longueur (m) ;

L_r : facteur d'échelle (-) ;

Les indices p et m sont relatifs aux prototype et modèle réduit respectivement.

Tandis que l'indice r est relatif au rapport d'échelle p/m .

La similitude géométrique reflétée par l'équation 2.3 montre que les facteurs d'échelle des rapports des dimensions verticales (hauteur) et horizontales (largeur et longueur) sont identiques. Cette similitude, dite *normale*, est une solution souvent adaptée car elle reproduit correctement un écoulement donné.

Toutes les dimensions doivent respecter les lois de similitudes afin d'éviter un effet d'échelle qui fausse la reproduction des phénomènes étudiés.

Cependant, dans certains cas, l'utilisation de la similitude normale engendre de nombreuses difficultés. En effet, si le facteur d'échelle est trop important entre le prototype et son modèle réduit, il est très difficile de l'appliquer pour reproduire la hauteur d'eau.

Pour éviter ce problème, il est nécessaire de diminuer le ratio de similitude ou d'utiliser une méthode alternative qu'est la *similitude déformée*.

Une similitude est dite *déformée* quand les facteurs d'échelles horizontale et verticale sont différents :

$$X_r = \frac{W_p}{W_m} = \frac{L_p}{L_m} \quad \text{Eq. 2.4}$$

$$Z_r = \frac{H_p}{H_m} \quad \text{Eq. 2.5}$$

Avec :

X_r : facteur d'échelle horizontale (-) ;

Z_r : facteur d'échelle verticale (-).

La distorsion de l'échelle n'induit pas forcément une déformation dans la reproduction de l'écoulement ou des phénomènes de transport si les règles de similitude sont respectées.

En règle générale, la reproduction des cours d'eau est réalisée avec une échelle verticale inférieure à celle horizontale. Un exemple classique des modèles réduits déformés est celui du *Mississippi River*. Cette rivière a une longueur de 3800 Km et l'échelle horizontale choisie pour réaliser la maquette de la rivière est une réduction de 1 : 2000. Si ce même rapport est appliqué pour les dimensions verticales, la profondeur de la maquette serait de 3 mm, ce qui favoriserait alors les effets de frottement. Pour cette raison, la maquette du *Mississippi River* est conçue avec une similitude déformée à deux échelles : la première est verticale de 1 : 100 et l'autre est horizontale de 1 : 2000 (Chanson 1999).

La reproduction des dimensions géométriques n'est pas suffisante pour reproduire le flux d'eau et l'écoulement. Ainsi, il faut que la similitude géométrique soit combinée systématiquement à la similitude cinématique.

2.1.3. Similitude cinématique

Cette similitude concerne le flux d'eau et son comportement au sein de la section et sur la longueur du prototype et du modèle réduit. Elle se traduit par la relation suivante :

$$U_r = \frac{U_p}{U_m} \quad \text{Eq. 2.6}$$

Où U est la vitesse du cours d'eau (m/s).

Le calcul de la vitesse du courant relative U_r varie en fonction des similitudes normale ou déformée comme le montrent respectivement les équations 2.7 et 2.8.

$$U_r = L_r^{1/2} \quad \text{Eq. 2.7}$$

$$U_r = Z_r^{1/2} \quad \text{Eq. 2.8}$$

Ces deux équations sont déduites directement de la similitude de *Froude* traduite par l'équation 2.1.

La combinaison des similitudes géométrique et cinématique permet de reproduire indirectement la rugosité du lit du cours d'eau. Cependant, cela ne permet pas de reproduire correctement la rugosité du milieu, d'où la nécessité d'une similitude de frottement.

2.1.4. Similitude de frottement

Le phénomène de frottement résulte de la combinaison de la vitesse de l'eau et de la rugosité du milieu. Ainsi, sa reproduction nécessite un couplage des deux similitudes géométriques et cinématiques pour réduire à petite échelle respectivement la vitesse de l'eau et la rugosité (hauteur des aspérités...).

La non prise en compte de la similitude de frottement peut parfois déformer les champs de vitesse. Cette déformation est provoquée par une surface trop lisse ou trop rugueuse du modèle réduit.

De nouveau, les similitudes normale et déformée peuvent être utilisées pour définir la rugosité de la maquette. Chacune est exprimée par l'intermédiaire de deux paramètres analogues : le coefficient de friction de *Darcy* f et le coefficient de *Gauckler-Manning* n_{mannig} comme le montre le tableau 2.1.

Tableau 2.1 : Similitudes normale et déformée pour les forces de frottements.

Types de cours d'eau	Similitude normale	Similitude déformée
Cas général	$f_r = \frac{(D_H)_r \cdot (\sin \theta)_r}{L_r}$	$f_r = \frac{(D_H)_r \cdot (\sin \theta)_r}{Z_r}$
	$(n_{mannig})_r = \frac{(D_H)_r^{2/3} (\sin \theta)_r^{1/2}}{L_r^{1/2}}$	$(n_{mannig})_r = \frac{(D_H)_r^{2/3} (\sin \theta)_r^{1/2}}{Z_r^{1/2}}$
Cours d'eau larges et à pentes faibles	$f_r = 1$	$f_r = \frac{Z_r}{X_r}$
	$(n_{Manning})_r = L_r^{1/6}$	$(n_{Manning})_r = \frac{Z_r^{2/3}}{X_r^{1/2}}$

Avec :

f : coefficient de *Darcy* (-) ;

n_{mannig} : coefficient de *Gauckler-Manning* ($s/m^{1/3}$) ;

- L_r : facteur d'échelle de la similitude normale (-) ;
 X_r : facteur d'échelle horizontale de la similitude déformée (-) ;
 Z_r : facteur d'échelle verticale de la similitude déformée (-) ;
 D_H : diamètre hydraulique (m) ;
 θ : pente du cours d'eau (°) ;

L'indice r est relatif au rapport prototype-modèle ;

Pour un cours d'eau large, il est considéré que $(D_H)_r \approx Z_r$, et que pour une pente faible $(\sin\theta)_r \approx (\tan\theta)_r$.

En se basant sur les facteurs d'échelles issus des similitudes géométriques, cinématiques et de frottements, certains paramètres comme la hauteur d'eau, la largeur, la longueur, la vitesse du courant et la rugosité peuvent être déduits directement à partir des paramètres du prototype.

Par ailleurs, d'autres dimensions relatives comme celle du temps, du débit et de la masse du traceur rejeté peuvent aussi être déduits des facteurs d'échelles horizontaux et verticaux.

Les équations de similitudes (normale et déformée) qui permettent de déduire les dimensions d'un modèle réduit à partir de son prototype et des facteurs d'échelles sont présentées dans le tableau 2.2.

Tableau 2.2 : Equations de similitudes pour déduire les dimensions de la maquette en fonction du prototype et des rapports d'échelles.

Dimensions de la maquette	Similitude normale	Similitude déformée
H_m	H_p / L_r	H_p / Z_r
W_m	W_p / L_r	W_p / X_r
L_m	L_p / L_r	L_p / X_r
U_m	$U_p / \sqrt{L_r}$	$U_p / \sqrt{Z_r}$
Q_m	$Q_p / L_r^{5/2}$	$Q_p / X_r Z_r^{3/2}$
M_m	$M_p / \rho_r L_r^3$	$M_p / \rho_r X_r^2 Z_r$
T_m	$T_p / \sqrt{L_r}$	$T_p \sqrt{Z_r} / X_r$
$(n_{\text{Manning}})_m$	$\frac{(n_{\text{Manning}})_p L_r^{1/2}}{(D_H)_r^{2/3} (\sin \theta)_r^{1/2}}$	$\frac{(n_{\text{Manning}})_p Z_r^{1/2}}{(D_H)_r^{2/3} (\sin \theta)_r^{1/2}}$

Avec :

H : hauteur d'eau (m) ;

W : largeur (m) ;

L : longueur (m) ;

U : vitesse du courant (m/s) ;

Q : débit d'eau (m³/s) ;

M : masse du traceur rejeté (Kg) ;

T : temps (s) ;

n_{Manning} : coefficient de frottement de *Gauckler-Manning* (s/m^{1/3}).

En pratique, il est recommandé que la distorsion du modèle réduit (X_r/Z_r) soit inférieure à 10 afin de reproduire correctement les champs de vitesse. Une distorsion plus élevée pourrait déformer sérieusement l'écoulement et la maquette ne serait plus une vraie reproduction du prototype (Chanson 1999).

Dans certains cas, il est difficile de respecter cette règle qui impose des contraintes supplémentaires à la construction du modèle réduit comme ce fut le cas de la maquette du *Mississippi River*. Ce dernier a été reproduit avec un rapport d'échelle X_r/Z_r égal à 20.

Après avoir exposé les bases et les lois de la similitude, il est temps de s'orienter vers la coordination entre ces lois pour établir une méthodologie de réduction d'échelle.

2.1.5. Procédure de réduction d'échelle

Pour réaliser un modèle réduit, il est nécessaire de connaître d'une part les paramètres hydrodynamiques du cours d'eau à grande échelle que l'on souhaite reproduire, et d'autre part, les capacités hydrauliques et les disponibilités d'espace du lieu où la maquette sera construite.

Par ailleurs, il faut définir les phénomènes prépondérants conditionnant la dispersion du polluant dans la rivière. Dans ce cas, les phénomènes de gravité sont prépondérants et la similitude à appliquer est celle de *Froude*.

La procédure de réduction d'échelle est un processus itératif qui dépend du type de similitude utilisée : normale ou déformée. Néanmoins, dans les deux cas, la procédure est composée de cinq étapes complémentaires.

2.1.5.1. Cas de la similitude normale

Etape 1 : Choisir la plus petite échelle géométrique L_r en fonction de la disponibilité d'espace dans le lieu où la maquette va être construite.

Etape 2 : Vérifier, en se basant sur L_r , que le débit maximal du prototype $(Q_p)_{max}$ peut être reproduit à petite échelle. Si le débit maximal ne peut être reproduit, une autre échelle L_r doit être choisie.

Etape 3 : Vérifier que les forces de frottements peuvent être reproduites à petite échelle.

Etape 4 : Vérifier le nombre de *Reynolds* obtenu dans la maquette pour le plus faible débit d'eau. Le même type d'écoulement doit être reproduit à petite échelle quel que soit son régime : laminaire, transitoire ou turbulent. Si l'écoulement du prototype est turbulent, celui du modèle réduit doit l'être aussi. Ainsi le nombre de *Reynolds* doit être supérieur à 5000.

Etape 5 : Choisir l'échelle finale.

Ces étapes sont toutes dépendantes du choix de l'échelle L_r . C'est pour cette raison que toutes les conditions hydrodynamiques, concernant les forces de frottements, le débit et la turbulence, doivent être vérifiées pour chaque choix de L_r .

Il se peut qu'il y ait une impossibilité à reproduire tous les paramètres hydrodynamiques à petite échelle. L'utilisation de la similitude déformée s'avère être dans ce cas une alternative avantageuse.

2.1.5.2. Cas de la similitude déformée

La procédure de réduction d'échelles par l'intermédiaire de la similitude déformée nécessite le choix de deux échelles : longitudinale et verticale. Le choix de l'échelle verticale est dépendant de trois sous-échelles verticales différentes (Z_{r1} , Z_{r2} , et Z_{r3}) qui représentent respectivement le débit relatif maximal, le coefficient de frottement relatif et le débit relatif minimal.

Le processus est aussi itératif et toutes les étapes sont dépendantes et complémentaires.

Etape 1 : Choisir la plus petite échelle géométrique X_r en fonction de la disponibilité d'espace dans le lieu où la maquette va être construite.

Etape 2 : Déterminer les différentes valeurs possibles que Z_r peut prendre en fonction des contraintes suivantes :

- ✘ Calculer Z_{r1} en se basant sur le débit relatif maximal $(Q_r)_{max}$. Ce dernier correspond au rapport du débit maximal possible du prototype et du débit maximal réalisable dans la maquette.

$$Z_{r1} = [(Q_r)_{Max} / X_r]^{2/3}$$

- ✘ Calculer Z_{r2} en se basant sur la similitude de frottement dans le but d'obtenir une rugosité de la maquette facile à mettre en œuvre. En effet, ayant choisi l'échelle longitudinale X_r , il faut sélectionner la nature du lit de la maquette (verre, plastique, béton...) de manière à ce qu'il soit facilement réalisable.

$$Z_{r2} = [(n_{Manning})_r]^{3/2} X_r^{3/4}$$

- ✘ Vérifier que le rapport de distorsion est inférieur à 10 ($X_r/Z_r < 10$).

Etape 3 : Vérifier la valeur du nombre de *Reynolds* dans la maquette pour un débit minimal. Le régime d'écoulement dans le modèle réduit doit être identique à celui du prototype.

Ceci pourrait donner lieu à une troisième échelle Z_{r3} qui pourrait être supérieure aux autres Z_{ri}

$$Z_{r3} = [(Q_r)_{Min} / X_r]^{2/3}$$

Vérifier le coefficient de distorsion X_r/Z_r .

Etape 4 : Choisir une échelle verticale Z_r qui satisfait la condition suivante : $Z_{r1} < Z_r < \text{Min}(Z_{r2}, Z_{r3})$. Si cette condition n'est pas satisfaite, une autre échelle horizontale X_r plus petite que la précédente doit être choisie.

Vérifier le rapport de torsion X_r/Z_r .

Etape 5 : Choisir les échelles les mieux adaptées X_r et Z_r .

Cette méthode est certainement plus laborieuse mais elle présente un avantage indéniable dans certaines études, comme ce fut le cas dans la reproduction du *Mississippi River* à petite échelle.

Ces deux procédures ainsi que les différentes lois de similitudes seront appliquées sur un cas concret afin de reproduire à petite échelle un bief du canal d'irrigation Philippe Lamour.

2.2. Application - Reproduction du canal Philippe Lamour

Les lois de similitudes développées précédemment vont permettre dans un premier temps, de reproduire le canal d'irrigation BRL à petite échelle

La maquette est élaborée de telle sorte que ses principales caractéristiques puissent être légèrement modifiées (vitesse, débit...) de façon à étendre son domaine d'application lui permettant ainsi de représenter également certaines rivières à pleine échelle.

La méthodologie de réduction d'échelles est celle développée dans le paragraphe 2.1.5.

2.2.1. Caractéristiques du canal Philippe Lamour

Les principales caractéristiques du tronçon rectiligne du canal Philippe Lamour qui a été utilisé pour les expérimentations, sont présentées dans le tableau 2.3.

Tableau 2.3 : Principaux caractéristiques du canal Philippe Lamour.

Hauteur (m)	Largeur (m)	Vitesse du courant (m/s)	Longueur (m)	n_{Manning} (s/m ^{1/3})
4,5	54	0,2	2 200	0,012

Le canal prototype (Figure 2.1) présente une hauteur d'eau de 4,5 m, une largeur de 54 m, une vitesse du courant de 0,2 m/s et un coefficient de rugosité équivalent à un lit en béton.



Figure 2.1 : Photographie longitudinale du canal BRL

Ces caractéristiques qui ont été relevées sur le bief rectiligne ont été utilisées pour déterminer les dimensions de son modèle réduit par l'intermédiaire des deux types de similitudes, normale et déformée.

2.2.2. Similitude normale

En se basant sur les caractéristiques hydrodynamiques du prototype (échelle réelle) et sur les paramètres hydrauliques et géométriques qui peuvent être réalisés au laboratoire (lieu où la maquette sera construite), l'application de la similitude normale permet de définir les dimensions du modèle réduit présentées dans le tableau 2.4 en se basant sur une échelle de 1 :160. Ce dernier est obtenu en fonction des caractéristiques hydrauliques réalisables au laboratoire et surtout de l'emplacement de la maquette qui ne doit pas dépasser les 14 m de longueur.

Tableau 2.4 : Caractéristiques hydrodynamiques du prototype et de son modèle réduit obtenues avec une similitude normale.

Paramètres	H	W	L	U	M	T	$n_{Manning}$
Unités	m	m	m	m/s	g	s	s/m ^{1/3}
Prototype	45	54	2 200	0,2	4 10 ⁶	13	0,012
Maquette	0,03	0,34	14	0,016	1	1	0,005
Echelles relatives	L_r			V_r	M_r	T_r	$n_{(Manning)r}$
Prototype / Maquette	160			13	4 10 ⁶	13	0,23

Cette reproduction à petite échelle présente plusieurs avantages comme la réduction de l'échelle du temps et surtout celle de la masse. En effet, chaque gramme de polluant rejeté dans la maquette, représente un rejet accidentel de quatre tonnes de polluant dans le canal à l'échelle réelle.

Cependant, le facteur d'échelle 1:160 présente trois inconvénients qui empêchent l'utilisation de la similitude normale.

Le premier est celui de la hauteur d'eau qui est de l'ordre de 3 cm. Cette hauteur faible favorise les effets de frottement qui deviennent dominants par rapport aux phénomènes de gravité. Or, dans les cours d'eau à l'échelle réelle, le phénomène prépondérant est celui de la gravité et non celui de frottement.

Deuxièmement, le nombre de *Reynolds* de la maquette dans cette configuration est de l'ordre de 2000, ce qui correspond à un régime d'écoulement laminaire. Or, d'après les caractéristiques du prototype, le régime d'écoulement est turbulent ($Re_p = 3.10^6$).

Finalement, le coefficient de rugosité du modèle réduit est irréalisable puisqu'il est inférieur à la valeur minimale possible (0,009 s/m^{1/3}) qui correspond à un lit en verre.

Par conséquent, la similitude normale ne peut pas être utilisée pour reproduire le prototype à petite échelle.

2.2.3. Similitude déformée

L'application des lois de la similitude déformée montre que les différentes dimensions du modèle réduit sont réalisables (Tableau 2.5).

Tableau 2.5 : Caractéristiques géométriques et cinématiques de la maquette ainsi que du paramètre de rugosité pour une similitude déformée.

Paramètres de similitude	H	W	L	U	M	T	$n_{Manning}$
Unités	m	m	m	m/s	g	s	$s/m^{1/3}$
Prototype	45	54	2240	0,2	$1,4 \cdot 10^6$	22	0,012
Maquette	0,08	0,34	14	0,027	1	1	0,010
Echelles relatives	Z_r	X_r		V_r	M_r	T_r	$n_{(Manning)_r}$
Prototype / Maquette	55	160		7,4	$1,4 \cdot 10^6$	22	1,2

Pour une échelle horizontale de 1 : 160 et une échelle verticale de 1 : 55, l'ensemble des règles de la procédure de similitude déformée est respecté.

En effet, la hauteur d'eau est de l'ordre de 8 cm ce qui diminue l'influence des forces de frottement sur l'écoulement et facilite les opérations de prélèvement.

La vitesse du courant permet d'obtenir un régime d'écoulement turbulent puisque le nombre de *Reynolds* équivalent est de l'ordre de 6000. Par ailleurs, un coefficient de *Gauckler-Manning* de l'ordre de 0,01 est réalisable puisqu'il correspond à un lit de PVC.

Finalement, la réduction d'échelle reste importante ce qui signifie que les échelles relatives de temps et de masse sont significatives.

La pente du cours d'eau n'a pas été modélisée parce qu'il est considéré que la maquette est plate dans le but de conserver une vitesse constante du courant sur toute la longueur.

Cette étude de similitude a permis de poser les bases de la maquette notamment en termes de dimensions. Les caractéristiques obtenues seront élargies en respectant les lois de similitude afin d'étendre la représentativité de la maquette à d'autres cours d'eau réels présentant des caractéristiques hydrodynamiques différentes.

2.3. Construction de la maquette

2.3.1. Matériau de construction

La maquette est construite au moyen de planches PVC profilées qui s'emboîtent les unes dans les autres dans le but de faciliter le montage (Figure 2.2).



Figure 2.2 : Photographie de la section de la maquette construite avec des planches PVC.

La section est entourée par des cadres en bois sur toute la longueur de la maquette dans le but de la rigidifier et d'éviter un éclatement transversal dû à la pression de l'eau. Ce cadre permet en outre de garder les extrémités gauche et droite bien verticales pour obtenir une section constante. Finalement, l'étanchéité est assurée par des films de silicone.

2.3.2. Dimensions géométriques

La section du modèle réduit est rectangulaire et constante sur toute la longueur de la maquette, soit 14 m (longueur maximale possible au laboratoire).

La largeur est fixée à 34 cm, tandis que la hauteur d'eau est variable entre 5 et 22 cm. La figure 2.3 montre la position d'une plaque verticale qui permet de faire varier la hauteur d'eau.

La variation de la section est effectuée seulement par l'intermédiaire de la hauteur pour des raisons de facilité et de gain de temps. Le changement de la hauteur nécessite 4 heures de travail contre 6 semaines pour la modification de la largeur.

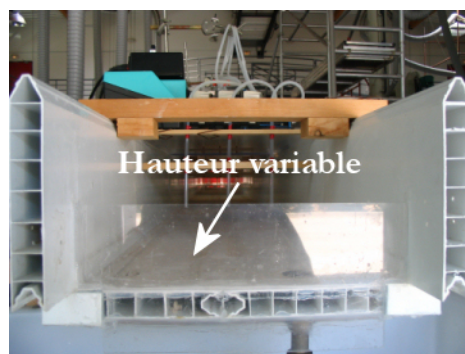


Figure 2.3 : Photographie de la plaque PVC qui permet de modifier la hauteur d'eau et le volume mort de la maquette. Cette plaque est située au quatorzième mètre du point d'injection d'eau.

2.3.3. Dimensions cinématiques

La maquette est posée sur des tréteaux de 1 m de hauteur, et elle est mise à niveau dans le but d'obtenir une pente nulle.

La circulation de l'eau se fait par l'intermédiaire d'une pompe pour obtenir une vitesse constante sur la longueur de la maquette. Cette pompe est couplée à un variateur de fréquence permettant de faire varier le débit jusqu'à 12,5 m³/h. La combinaison entre ce débit maximal et une hauteur d'eau minimale de 5 cm permet d'obtenir une vitesse d'eau maximale de 20 cm/s.

L'injection d'eau est effectuée au moyen de quatre tuyaux équidistants de diamètres identiques (Figure 2.4). La division du flux d'entrée d'eau par quatre permet de diminuer la pression d'entrée et les tourbillons occasionnés.



Figure 2.4 : Photographie de l'injection d'eau par les quatre tuyaux.

Dans un même objectif, quatre plaques en nids d'abeilles sont juxtaposées (2 x 2) et positionnées à deux distances différentes (30 et 60 cm) en aval des points d'injection d'eau (Figure 2.4). La juxtaposition d'une plaque contre l'autre est faite de manière à ce que les nids d'abeilles de la première plaque soient perpendiculaires à ceux de la deuxième dans le but d'augmenter leur efficacité, comme cela est mis en évidence dans la figure 2.5.



Figure 2.5 : Influence des plaques en nids d'abeilles sur la diminution des tourbillons engendrés par la pression de l'injection d'eau.

A noter que l'évacuation de l'eau se fait par débordement de la plaque située à la fin de la maquette.

2.3.4. Combinaison des deux dimensions

L'intervalle de variation du débit et de la section de la maquette doit être réduit pour que la vitesse du courant soit reproductible quelle que soit la hauteur d'eau adoptée. Ce compromis implique alors que la plage de variation de la hauteur d'eau soit comprise entre 5 et 11 cm. La vitesse du courant, peut quant à elle varier entre 3 et 9 cm/s.

Ces hypothèses sur les marges des dimensions de la maquette sont essentielles pour permettre d'étudier certains paramètres hydrodynamiques comme les forces de frottement, la perte de charge..., et surtout pour pouvoir étudier leur influence sur le phénomène de dispersion.

2.4. *Etude hydrodynamique de la maquette*

2.4.1. Régime d'écoulement

Deux conditions importantes imposées par les lois de la similitude conditionnent le type du régime d'écoulement. La première impose que la maquette et le prototype doivent avoir le même régime d'écoulement, et la deuxième exige que le nombre de *Reynolds* dans la maquette doit être égal ou supérieur à 5000 dans le but de minimiser les effets de

frottement. Par conséquent, comme la majorité des cours d'eau, le régime d'écoulement dans la maquette sera turbulent, avec un nombre de *Reynolds* supérieur à 5000, et fluvial avec un nombre de *Froude* inférieur à l'unité.

2.4.2. Longueur d'établissement du régime turbulent

Lorsqu'un fluide pénètre dans un bief rectiligne, le profil des vitesses évolue sur une certaine distance avant de se stabiliser dans une configuration particulière qui se conserve ensuite tant que la géométrie de la section ne change pas. Cette distance est appelée *longueur d'entrée* ou *longueur d'établissement* (L_e). Elle dépend essentiellement du nombre de *Reynolds* et du diamètre hydraulique. D'où la relation suivante :

$$L_e = 0,6 D_H Re^{0,25} \text{ (m)} \quad \text{Eq. 2.9}$$

En se basant sur les vitesses du courant et les diamètres hydrauliques (donc sur le nombre de *Reynolds*) qui peuvent être mis en œuvre dans la maquette, la longueur d'établissement du régime turbulent varie comme le montre la figure 2.6 :

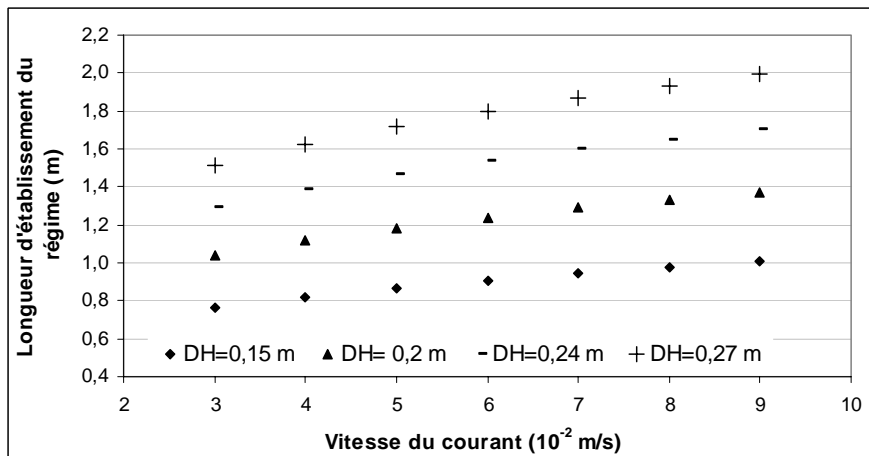


Figure 2.6 : Variation théorique de la longueur d'établissement du régime en fonction de la vitesse du courant et du diamètre hydraulique.

La valeur maximale de la longueur d'entrée est obtenue pour un diamètre hydraulique de 0,27 m (hauteur d'eau = 11 cm) et une vitesse maximale de 9 cm/s. La longueur d'entrée maximale est voisine de 2 m, et correspond à un débit maximal de 12,3 m³/h. Elle ne peut donc être qu'inférieure puisque le débit d'eau est réparti en quatre pour diminuer les turbulences et la pression de l'entrée d'eau (§2.3.3).

2.4.3. Facteur de friction ou coefficient de *Darcy*

Le facteur de friction ou le coefficient de *Darcy* f permet de quantifier les forces de frottement qui influencent le régime d'écoulement, la perte de charge et la vitesse de cisaillement de l'eau. Ce coefficient dépend des dimensions géométriques de la maquette, des conditions d'écoulement et de la nature du matériau (hauteur des aspérités).

Plusieurs formules mathématiques permettent de calculer le coefficient de *Darcy* comme la formule de *Blasius*, le diagramme de *Moody*, la formule de *Colebrook-White* etc. (Joulié 1998). Cette dernière est la plus utilisée dans les écoulements turbulents (Chanson 1999), elle s'écrit de la manière suivante :

$$\frac{1}{\sqrt{f}} = -2 \log_{10} \left(\frac{k_s}{3,71D_H} + \frac{2,51}{Re \sqrt{f}} \right) \quad \text{Eq. 2.10}$$

k_s étant la hauteur des aspérités (m). Pour le PVC, ce coefficient est de l'ordre de 0,015 mm.

La variation du coefficient de *Darcy* en fonction du diamètre hydraulique et de la vitesse du courant est présentée dans la figure 2.7 :

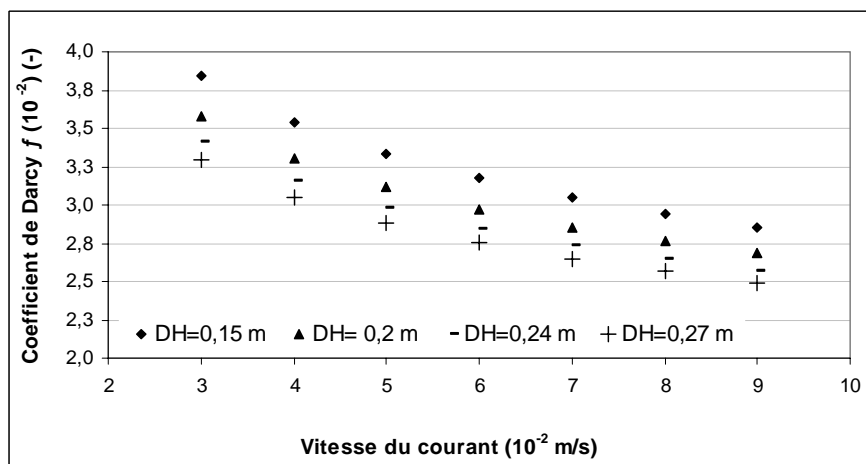


Figure 2.7 : Variation théorique du coefficient de *Darcy* en fonction de la vitesse du courant et du diamètre hydraulique.

Comme le montre la figure 2.7, le coefficient de *Darcy* diminue avec l'augmentation du diamètre hydraulique et de la vitesse du courant. Autrement dit, le facteur de friction diminue avec l'augmentation du nombre de *Reynolds*. Ceci confirme que la réduction du phénomène de frottement par rapport à celui de la gravité, nécessite un nombre de *Reynolds* élevé.

Les valeurs du coefficient de *Darcy* obtenues sont utilisées pour la détermination de la perte de charge sur les 14 m de longueur de la maquette.

2.4.4. Perte de charge

Le couplage du phénomène de gravité et de la rugosité du cours d'eau implique une perte de charge qui peut être plus ou moins importante selon les conditions. Par conséquent, il est important de pouvoir quantifier cette perte et en évaluer sur la vitesse du courant.

Pour un écoulement à surface libre, la perte de charge est définie sur une distance donnée par l'équation de *Darcy* (Joulié 1998; Viollet and Chabard 1998; Chanson 1999) :

$$\Delta H = f \frac{L}{D_H} \frac{U^2}{2g} \quad \text{Eq. 2.11}$$

Avec :

ΔH : perte de charge (m) ;

L : longueur de la maquette (14 m).

La variation de la perte de charge dans la maquette est présentée dans la figure 2.8 en fonction du diamètre hydraulique et de la vitesse du courant.

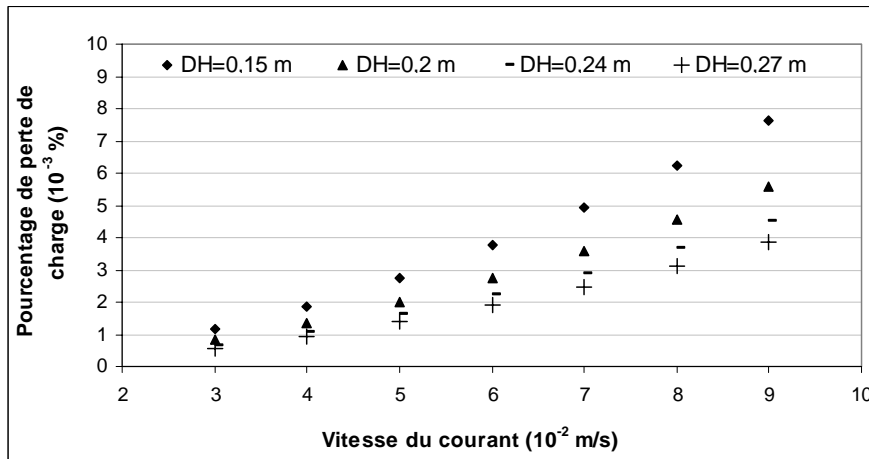


Figure 2.8 : Pourcentage de variation théorique de la perte de charge en fonction de la vitesse du courant et du diamètre hydraulique.

La figure 2.8 montre que la perte de charge augmente d'une part avec l'augmentation de la vitesse du courant, et d'autre part avec la diminution de la hauteur ou du diamètre

hydraulique. Cependant, cette augmentation est négligeable puisque pour une vitesse maximale de 9 cm/s et une hauteur minimale de 5 cm, le pourcentage maximal de perte de charge sur toute la longueur de la maquette est de l'ordre de 8.10^{-3} %. Cette valeur est très faible et elle n'aura aucune influence sur le débit ou la vitesse du courant.

Par conséquent, la perte de charge sera négligée.

2.4.5. Stabilité de la vitesse du courant

Dans certains cas où la pente est nulle, la vitesse du courant décroît en fonction de la distance en aval des points d'injection d'eau. Ainsi, il est important de vérifier que le dispositif hydraulique mis en place (pente nulle, pompage constant et section constante) permet l'obtention d'une vitesse constante sur les 14 m de longueur de la maquette.

Pour calculer la vitesse moyenne du courant à différentes distances, la méthode de dilution chimique est utilisée. Le principe de cette méthode consiste à injecter instantanément un certain volume de traceur dans l'écoulement et à mesurer les concentrations temporelles à une distance suffisante en aval du point d'injection du traceur pour que le mélange soit bon. La vitesse moyenne est alors obtenue par intégration des concentrations au cours du temps (Kilpatrick and Cobb 1985) comme le montre l'équation 2.12 :

$$U = \frac{M}{A.A_c} \quad \text{Eq. 2.12}$$

Avec :

U : vitesse moyenne du courant (cm/s) ;

M : masse du traceur rejeté instantanément (g) ;

A : section de la maquette (m²) ;

A_c : aire sous la courbe des concentrations temporelles à une distance donnée (mg.s/L). L'aire est obtenue par intégration des concentrations en fonction du temps.

Après avoir injecté une certaine quantité de traceur (fluorescéine) à 1,5 m en aval des points d'injection d'eau, les concentrations temporelles ont été mesurées à cinq

distances différentes en aval du point du rejet du traceur. Les résultats de ce traçage pour trois vitesses du courant différentes sont présentés dans la figure 2.9.

Cette dernière montre une stabilité de la vitesse du courant sur la longueur de la maquette, et ce quelle que soit la valeur de la vitesse moyenne. Les légères fluctuations observées sont très certainement liées aux incertitudes expérimentales.

La vitesse peut donc être considérée comme constante sur la longueur de la maquette.

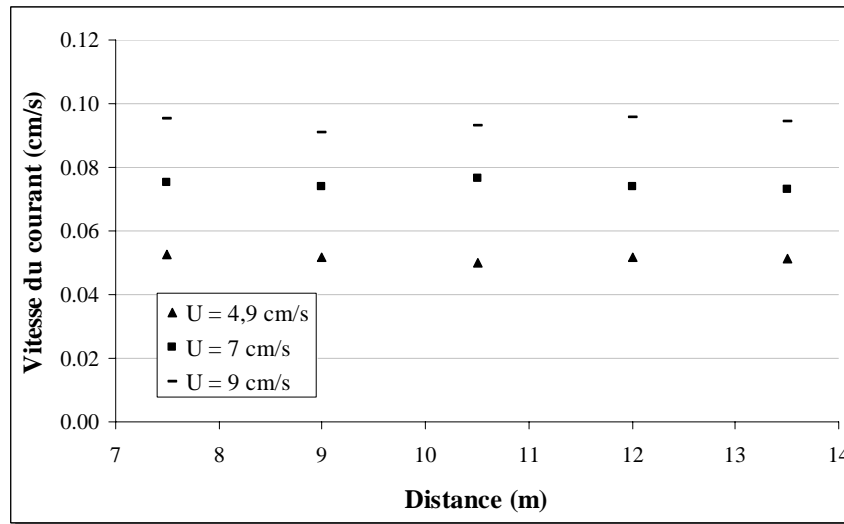


Figure 2.9 : Stabilité de la vitesse du courant moyen en fonction de la distance.

2.4.6. Vitesse de cisaillement

La vitesse de cisaillement est une mesure de la contrainte de frottement et du gradient de vitesse sur le lit du cours d'eau. Les contraintes de friction sont dues au couplage de la rugosité et de la vitesse du courant. Elles se traduisent par une vitesse de courant tangentielle au flux d'eau mais de sens opposé.

Cette vitesse de cisaillement qui a une influence directe sur le phénomène de dispersion s'écrit de la manière suivante :

$$\frac{U^*}{U} = \sqrt{\frac{f}{8}} \quad \text{Eq. 2.13}$$

U^* étant la vitesse de cisaillement (m/s).

L'influence de la vitesse et du diamètre hydraulique sur la contrainte de cisaillement est présentée dans la figure 2.9.

Les contraintes de cisaillement augmentent avec le diamètre hydraulique et diminuent avec l'augmentation de la vitesse du courant. Autrement dit, si le coefficient de *Darcy* augmente, les contraintes de cisaillement augmentent et réciproquement.

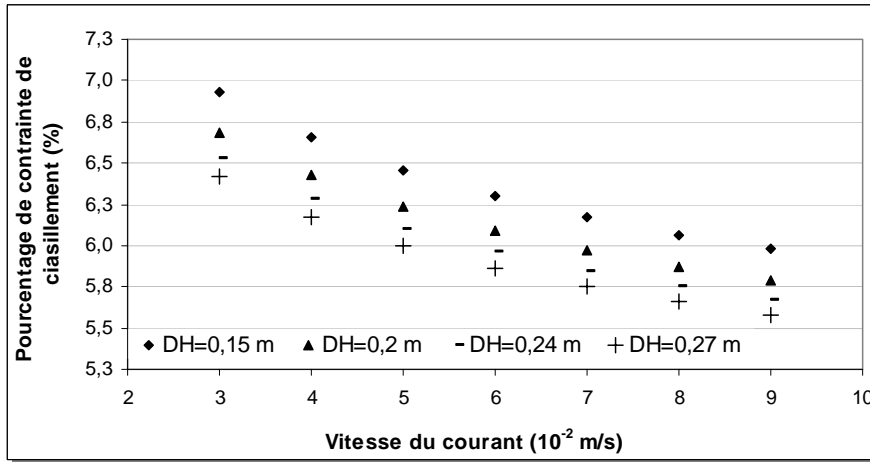


Figure 2.10 : Evaluation du pourcentage des contraintes de cisaillement en fonction de la vitesse du courant et du diamètre hydraulique de la maquette.

2.5. Conclusion

La modélisation hydraulique a permis la conception d'une maquette au laboratoire en reproduisant à petite échelle un bief d'un canal d'irrigation (Figure 2.11).

Cette reproduction s'est basée sur deux études complémentaires : la similitude et l'étude des paramètres hydrauliques. La première a permis de choisir les dimensions géométriques, cinématiques et de frottement correspondant à une seule configuration ou un seul cours d'eau. Ces dimensions sont par la suite élargies pour représenter d'autres types de cours d'eau en modifiant la vitesse du courant et la section.



Figure 2.11 : photographie de la maquette de cours d'eau.

Finalement, l'influence des dimensions géométriques et cinématiques sur les paramètres hydrodynamiques (facteur de friction, la perte de charge, la stabilité de la vitesse etc.) a aussi été étudiée.

Ainsi, la maquette construite se caractérise par les différents paramètres figurant dans le tableau 2.6.

Tableau 2.6 : Synthèse des caractéristiques de la maquette.

Paramètres	Valeurs
Pente	nulle
Longueur (m)	14
Largeur (m)	34
Hauteur (m)	5 – 11
Vitesse (cm/s)	3 – 9
Coefficient de <i>Darcy</i> (-)	$2,5 - 3,8 \cdot 10^{-2}$
Perte de charge (%)	négligeable
Pourcentage de cisaillement (%)	5 – 7
Régime d'écoulement	Turbulent et fluvial
Longueur d'établissement du régime (m)	0,8 – 2

Les dimensions étant choisies et la maquette construite, les simulations de pollutions accidentelles peuvent être entreprises en choisissant le type de traceur, les systèmes de prélèvements et d'analyse des échantillons, la méthodologie d'expérimentation... Ces éléments font l'objet du chapitre 3.

Chapitre 3 : Méthodologie expérimentale

La maquette de rivière ayant été élaborée, il convient d'aborder la mise au point des expérimentations qui simulent des scénarii de pollution accidentelle dans un cours d'eau. Ces derniers sont basés sur des rejets instantanés de produits chimiques miscibles ayant une densité équivalente à celle de l'eau.

Cette mise au point nécessite de choisir le traceur simulant le produit rejeté, et de définir ses dispositifs d'injection, de prélèvement et d'analyse.

Un plan d'expérimentation est établi en optimisant le nombre d'expériences permettant d'étudier le phénomène de dispersion dans différentes configurations (vitesse du courant, quantité traceur...).

Finalement, le choix des paramètres à étudier pour valider le modèle de dispersion est abordé (concentrations maximales, temps de passage de la pollution...) ainsi que les indices statistiques nécessaires à évaluer les performances des modèles de dispersion.

3.1. Types de traceurs

Les traceurs sont largement utilisés dans le domaine de l'hydrologie pour améliorer les connaissances sur le transport de la matière, la vitesse de transfert ou de circulation dans le sol (infiltration, ruissellement...) (Flury and Wai 2003).

Les grandes familles de traceurs existants sont les traceurs fluorescents, les isotopes, les sels, les gaz...

3.1.1. Traceurs fluorescents

Les traceurs fluorescents sont les plus répandus pour étudier la dispersion dans les cours d'eau. Le plus utilisé est la Rhodamine B et WT (Bujon 1983; Adler *et al.* 1999; Nishikawa *et al.* 1999; Atkinson and Davis 2000; Laenen and Bencala 2001; Riha and Jandora 2002; Duan 2004) puis la fluorescéine ou l'Uranine (Szpilowski *et al.* 1994), la lissamine rouge 4B (Fares 2000)...

Ces traceurs colorés offrent la possibilité de visualiser le comportement d'un produit au sein de l'eau, et surtout d'être détectés à l'état de traces par l'intermédiaire de la fluorescence moléculaire.

Cependant, ces traceurs présentent plusieurs inconvénients, d'une part la dégradation, estimée pour la Rhodamine entre 30 et 50 % pour des longues expositions (Graf 1986), générant des produits toxiques et nocifs pour l'environnement (Abidi 1982). D'autre part, cette molécule s'adsorbe sur les sédiments impliquant une diminution biaisée des concentrations observées (Graf 1995; Clark *et al.* 1996).

3.1.2. Traceurs radioactifs - Isotopes

Les traceurs radioactifs les plus couramment utilisés sont le tritium, le lithium et le brome (Filip 1971; De Vilhena and Sefidvash 1985; Morales-Juberias *et al.* 1994; Szpilowski *et al.* 1994; Hart *et al.* 1999; Pujol and Sanchez-Cabeza 1999; Sanchez-Cabeza and Pujol 1999; Pujol and Sanchez-Cabeza 2000).

Ces traceurs présentent plusieurs avantages ainsi ils possèdent une durée de vie des molécules assez longue permettant le stockage des échantillons pendant une longue durée. (la période du tritium est de l'ordre de 12,43 ans) (Guizerix and Florkowski 1983).

Généralement, les traceurs radioactifs sont incolores ce qui empêche de visualiser l'évolution de la nappe de pollution. Les procédures de prélèvement sont de fait plus complexes à réaliser, mais néanmoins possibles notamment grâce à l'utilisation de traceurs colorés.

3.1.3. Solutions salines

Les solutions salines ont été, dans la plupart des cas, utilisées pour réaliser des traçages hydrogéologiques. Les sels mis en oeuvre sont bien souvent le chlorure de sodium et de potassium, les dichromates... (Sukhodolov *et al.* 1997; Hart *et al.* 1999).

Certains rejets sont incolores ce qui ne permet pas de suivre visuellement la pollution. Or, leur mélange avec des traceurs fluorescents peut poser un problème d'analyse puisque les solutions salines sont détectées par conductimétrie, et le fait d'associer différents types de molécules pourrait déplacer l'équilibre des équations stœchiométriques et fausser les mesures.

Par ailleurs, les concentrations des rejets doivent être très élevées, ce qui augmente la densité des solutions injectées. Il faut néanmoins préciser que l'influence d'une densité

élevée sur la dispersion est importante dans la phase initiale du rejet, mais n'a que très peu d'influence dans la zone du champ lointain (Sukhodolov *et al.* 1997).

3.1.4. Gaz

Certains chercheurs s'orientent vers l'utilisation de produits gazeux dans le traçage comme l'hexafluorure de soufre (Clark *et al.* 1996; Ho *et al.* 2002; Caplow *et al.* 2004). Ce traceur présente les mêmes avantages que ceux des isotopes à la différence d'une perte de masse due à la surface d'échange entre l'eau et l'air. Cette perte peut être estimée et intégrée dans les analyses.

D'autres types de traçages existent tels l'utilisation de l'eau chaude, des particules, des micro-organismes, des anions organiques (Flury and Wai 2003), mais ils ne sont pas traités dans ce manuscrit.

3.1.5. Choix du traceur

Le choix d'un traceur dépend certes des objectifs de chaque étude, mais aussi des méthodes d'analyse associées.

La visualisation de l'évolution du polluant au sein de la maquette a été considérée comme prioritaire dans cette étude. De plus, la détection d'anomalies, dues par exemple à l'injection du traceur, ne peut être facilement décelée que si le traceur est visible.

Quant aux phénomènes d'adsorption sur les parois, ils sont minimaux voire négligeables puisque le lit de la maquette en PVC présente une rugosité et une capacité d'adsorption minimale. D'autre part, la dégradation est considérée comme négligeable puisque le cours d'eau à échelle réduite est situé à l'abri des rayons solaires. De plus, les expériences ont une durée courte, de l'ordre de cinq minutes, ce qui empêche la dégradation du traceur.

Par conséquent, le traceur fluorescent retenu pour les expérimentations est l'Uranine (ou fluorescéine de sodium), composant ne présentant pas de risque pour la santé (voir annexe IV).

En outre, ce choix permet de conserver la méthode de traçage qui a été utilisée à grande échelle lors de simulations de pollutions accidentelles de produits chimiques miscibles dans le canal d'irrigation de la société Bas-Rhône Languedoc (Jabbour 2002).

La solution concentrée d'Uranine présente une couleur rouge comme la poudre avant sa dissolution. Cette couleur devient verdâtre, puis jaunâtre au fur et à mesure de la dilution.

3.2. Techniques d'analyse et optimisation de la détection

L'Uranine est une molécule qui fait partie de la famille des traceurs fluorescents. Par conséquent, elle est généralement analysée avec la technique de fluorescence moléculaire (Gaspar and Oraseanu 1987). Par ailleurs, c'est aussi un traceur coloré qui peut être analysé avec d'autres techniques comme la spectrophotométrie Ultra-violet Visible (UV-Vis).

3.2.1. Fluorescence moléculaire

La fluorescence est une émission lumineuse provoquée par diverses formes d'excitation. Une molécule fluorescente possède la propriété d'absorber de l'énergie lumineuse (lumière d'excitation) et de la restituer rapidement sous forme de lumière fluorescente (lumière d'émission). Une fois l'énergie du photon absorbée, la molécule se trouve alors dans un état électroniquement excité. Le retour à l'état fondamental, peut alors se faire de différentes manières. L'une d'elle est l'émission d'un photon, c'est le phénomène de fluorescence.

Cette technique est sélective puisque chaque molécule possède ses propres longueurs d'excitation et d'émission. Cette propriété permet d'éviter les phénomènes d'interférences avec d'autres molécules présentes dans le milieu.

La fluorescéine de sodium est caractérisée par une longueur d'onde d'excitation de 484 nm et une longueur d'émission de 511 nm comme le montre la figure 3.1.

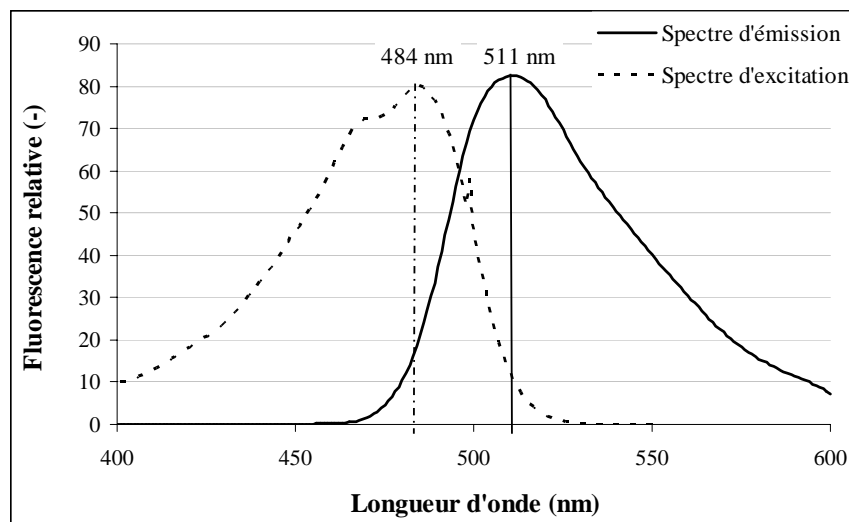


Figure 3.1 : Spectres d'excitation et d'émission de l'Uranine obtenus en étudiant sa fluorescence en fonction de la variation des longueurs d'onde d'excitation et d'émission. Ces spectres sont obtenus avec une solution de 2,5 mg/L.

Cette méthode, souvent utilisée pour analyser la fluorescéine de sodium, a été employée dans un premier temps pour analyser les échantillons obtenus. Cependant, la gamme de concentrations que peut couvrir cette technique est très restreinte. Elle s'étend de 0,3 à 2,5 mg/L. Pour toutes les concentrations supérieures à 2,5 mg/L, des dilutions successives sont nécessaires, augmentant considérablement le temps d'analyse *a fortiori* si le nombre d'échantillons est important.

Une technique alternative a été recherchée dans le but d'élargir la gamme de concentrations et de réduire ainsi les temps d'analyse.

3.2.2. Spectrophotométrie UV-Visible

L'analyse spectrophotométrique est basée sur l'étude du changement d'absorption de la lumière en fonction de la variation de la concentration d'un constituant. Cette absorption dépend de la nature et de la concentration de la molécule, ainsi que de l'épaisseur du trajet optique comme le montre la loi de *Beer-Lambert* :

$$A' = \epsilon l C \quad \text{Eq. 3.1}$$

Avec :

- A' : absorbance de la molécule mesurée par le spectrophotomètre (-) ;
- ϵ : coefficient d'extinction molaire caractéristique de la substance étudiée à une longueur d'onde donnée en L/(mole. cm) ;
- l : épaisseur du trajet optique ou de la cuve (cm) ;

C : concentration de la molécule dans la solution (mole/L).

Le spectre d'absorption de la fluorescéine (Figure 3.2) présente quatre pics distincts, dont trois situés dans le domaine UV (232, 272 et 317 nm) et un situé dans le visible (485 nm).

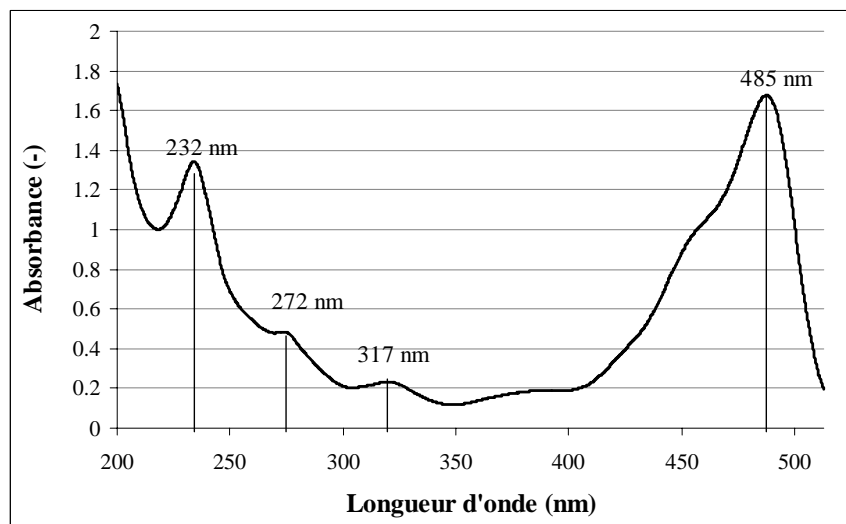


Figure 3.2 : Spectre d'absorption de l'Uranine en fonction des longueurs d'ondes. Ce spectre est obtenu avec une solution de 15 mg/L.

A l'inverse de la fluorescence moléculaire, cette technique n'est pas spécifique et le risque d'interférence avec d'autres molécules, surtout dans des cours d'eau à grande échelle, pourrait fausser les analyses. Il convient de noter que ce risque d'interférence est inexistant quand il s'agit d'utiliser l'eau du robinet comme fluide pour les expérimentations.

3.2.3. Appareil d'analyse de la fluorescéine

Le spectrophotomètre utilisé pour l'analyse de l'Uranine est le Lambda 25 commercialisé par la société Perkin Elmer. Cet appareil double faisceaux possède une fente fixe de 1 nm et une vitesse de balayage du spectre variant entre 7,5 et 2880 nm/min.

Le spectrophotomètre est couplé à un passeur d'échantillons (AS 93) qui prélève automatiquement les échantillons par l'intermédiaire d'une pompe péristaltique. Cette dernière déplace le liquide vers une cellule en quartz de 170 μ L de volume avec un débit de 125 μ L/s.

Le temps de pompage de la solution vers la cellule, le temps de rinçage et le temps d'analyse du spectrophotomètre sont tous gérés par le même logiciel UV Winlab 5.1.1.

Les paramètres du spectrophotomètre Lambda 25 et du passeur d'échantillons AS 93 sont étudiés et optimisés dans le but d'améliorer la précision des analyses et d'avoir une gamme de concentrations mesurables la plus large possible.

3.2.4. Optimisation de l'analyse de la fluorescéine

L'optimisation de l'analyse des échantillons d'Uranine par le spectrophotomètre Lambda 25 consiste à déterminer la vitesse de balayage du spectre ainsi que les limites de détection et de quantification, la gamme d'étalonnage et la précision de la mesure.

Les mesures sont effectuées manuellement en utilisant une cellule en quartz de 10 mm de largeur et de l'eau distillée comme matrice.

3.2.4.1. Vitesse de balayage du spectre

La vitesse de balayage du spectre est définie comme étant le nombre de nanomètres analysés par unité de temps. Les vitesses de balayage du Lambda 25 peuvent varier entre 7,5 et 2880 nm/min. La limite inférieure est trop lente pour réaliser une analyse correcte, et celle supérieure est trop rapide notamment si le spectre étudié est restreint à quelques dizaines de nanomètres. Par conséquent, l'intervalle de vitesse pris en compte est situé entre 30 et 1920 nm/min.

Pour déterminer la vitesse optimale de balayage, une solution d'Uranine de 5 mg/L est analysée aux différentes vitesses de balayage proposées par le logiciel UV Winlab. Chaque expérience est répétée trois fois et l'absorbance moyenne (sur les trois mesures effectuées à 480 nm) est présentée en fonction de la vitesse dans la figure 3.3.

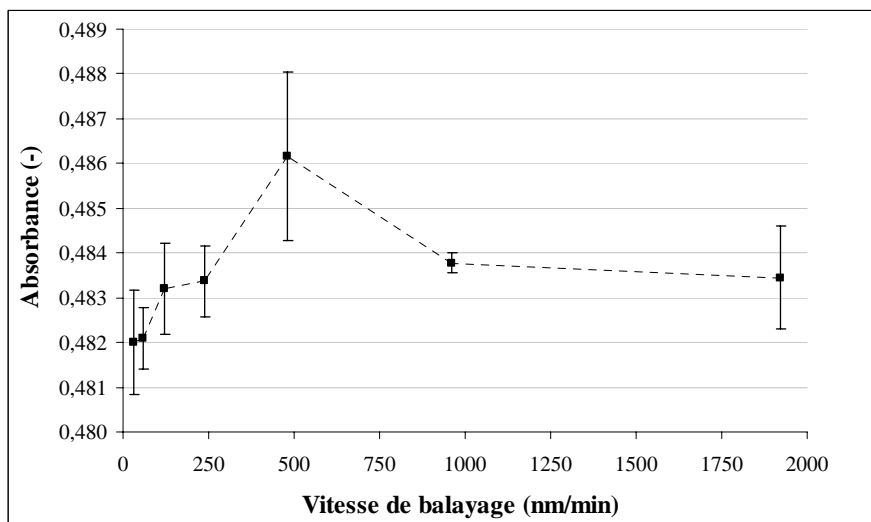


Figure 3.3 : Influence de la vitesse de balayage sur l'absorbance de l'Uranine. Les barres verticales correspondent aux écart-types des neuf mesures effectuées pour chaque vitesse de balayage

L'absorbance augmente avec la vitesse de balayage jusqu'à une vitesse de 480 nm/min puis elle diminue.

Quand la vitesse de balayage est faible, la solution subit sur une période de temps assez élevée les rayons lumineux. Ainsi, ces derniers provoquent une légère dégradation des molécules qui se reflète directement sur la diminution de l'absorbance.

A contrario, l'absorbance diminue quand la vitesse de balayage augmente au-delà de 480 nm/min. Ceci s'explique par le fait que si la vitesse de balayage est trop importante, la quantification des molécules devient moins efficace.

L'influence de la vitesse de balayage est minimale puisque l'écart entre la vitesse de balayage la plus faible (30 nm/min) et celle optimale (480 nm/min) est seulement de l'ordre de 0,9 %.

Néanmoins, une vitesse de 480 nm/min sera utilisée pour toutes les mesures des échantillons de fluorescéine afin de limiter les incertitudes liées à l'analyse.

3.2.4.2. Limites de détection et de quantification

La limite de détection correspond à la valeur à partir de laquelle la présence d'une substance donnée, en l'occurrence l'Uranine, peut être détectée mais non quantifiée. La limite à partir de laquelle la quantification du signal est possible est appelée *limite de quantification*. Ces deux limites se déterminent de la manière suivante (AFNOR 1999) :

$$LD = \bar{X} + 3.\sigma \quad \text{Eq. 3.2}$$

$$LQ = \bar{X} + 10.\sigma \quad \text{Eq. 3.3}$$

Avec :

LD : limite de détection ;

LQ : limite de quantification ;

\bar{X} : moyenne des dix mesures effectuées sur l'eau pure (qui ne contient pas la substance en question) et à une longueur d'onde spécifique de la molécule à analyser ;

σ : écart type des dix mesures.

Le tableau 3.1 montre les valeurs des limites de détection et de quantification en fonction du pic choisi. Les limites de quantification sont de l'ordre de 4,2 µg/L pour le pic situé à 232 nm, et de 5,7 µg/L pour le pic situé à 485 nm. Ces valeurs sont très basses et montrent que la spectrophotométrie UV-Vis peut détecter la fluorescéine à l'état de traces au même titre que la technique de fluorescence moléculaire.

Cependant, cela ne signifie pas pour autant que les faibles concentrations appartiennent au domaine linéaire de la gamme d'étalonnage pour laquelle la précision est la plus importante.

3.2.4.3. Gamme d'étalonnage

Pour que les quatre pics du spectre de l'Uranine soient exploitables, il faut déterminer la zone de linéarité située entre la limite de quantification et la limite de saturation qui correspond à la concentration maximale quantifiable correctement.

Pour cela, différentes concentrations du traceur variant entre 0,1 et 44 mg/L sont analysées pour déterminer les limites des gammes d'étalonnage. Les résultats sont résumés dans le tableau 3.1.

Tableau 3.1 : Gammes d'étalonnage et limites de détection et de quantification pour les quatre pics.

	232 nm	272 nm	317 nm	485 nm
Gamme d'étalonnage (mg/L)	0,2 - 32	0,2 – 88*	0,75 – 140*	0,1 - 14
LD (mg/L)	0.0017	0.0465	0.0326	0.0220
LQ (mg/L)	0.0042	0.1102	0.0743	0.0057

* : Les valeurs de 88 et 140 mg/L correspondant respectivement aux pics 272 et 317 nm, sont obtenues en extrapolant les droites d'étalonnage jusqu'à une absorbance de 2,5 unités.

Les différentes gammes d'étalonnage montrent que la zone de linéarité se situe loin des limites de quantification. Ainsi à 485 nm, cette zone s'étend de 0,1 à 14 mg/L. Cette gamme peut être élargie à 140 mg/L en utilisant notamment le pic à 317 nm.

La précision des analyses spectrophotométriques de la fluorescéine est très importante quelle que soit la position du pic. En effet, l'erreur sur les répétitions des analyses, est de 1,7 % pour les faibles concentrations (0,1 mg/L), 0,1 % pour une concentration de 12 mg/L et finalement, elle est de 0,2 % pour les plus fortes concentrations (32 mg/L).

Après avoir optimisé l'analyse de l'Uranine par spectrophotométrie ultraviolette-visible, il convient de s'intéresser au couplage entre le spectrophotomètre (Lambda 25) et le passeur d'échantillons (AS 93).

3.2.5. Couplage entre le spectrophotomètre et le passeur d'échantillons

Le passeur d'échantillons a pour rôle de véhiculer les échantillons de fluorescéine à partir des tubes de prélèvements jusqu'au spectrophotomètre. Une fois le pompage de la solution terminé, l'analyse de l'échantillon est effectuée selon les critères définis précédemment. Le processus d'analyse se termine par le rinçage de la cellule avec de l'eau distillée.

Les temps de pompage de l'échantillon et de rinçage de la cellule en quartz doivent être optimisés afin d'utiliser des volumes minimaux respectivement d'échantillon et d'eau distillée, sans entraîner une perte du signal.

3.2.5.1. Optimisation du volume et du temps d'injection

Le volume de l'échantillon nécessaire à l'analyse dépend de plusieurs paramètres tels que le volume de la cellule d'analyse, le diamètre et la longueur des tuyaux qui véhiculent le fluide, et le temps d'injection (le débit de la pompe qui achemine le fluide est fixe).

Il doit être limité au maximum pour réduire d'une part, la perte de masse liée aux prélèvements successifs, et d'autre part le temps d'analyse par échantillon.

Afin de diminuer le volume injecté, la cellule classique de 3 mL de contenance est remplacée par une cellule à circulation de 170 μ L de volume sans modification de la longueur du trajet optique qui est de 10 mm.

Les tuyaux qui ne sont pas en contact avec la pompe sont remplacés par des tuyaux capillaires en Téflon, et leur longueur est ajustée pour obtenir une distance minimale entre le passeur d'échantillons et le spectrophotomètre.

Quant au temps d'injection, il a été étudié pour différentes concentrations (0,25 ; 12,50 et 25,00 mg/L) et sur une durée allant de 10 à 60 s. Les résultats sont présentés dans la figure 3.4.

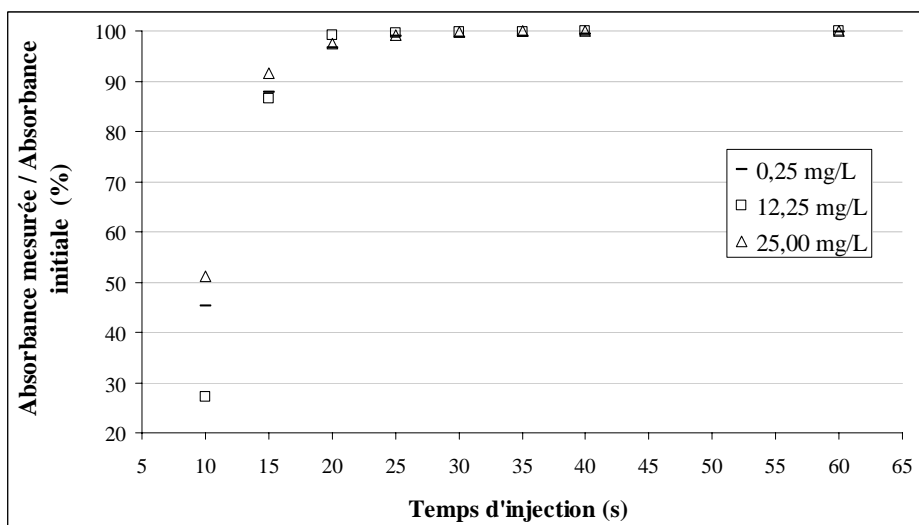


Figure 3.4 : Optimisation du temps d'injection des différentes solutions de fluorescéine.

Les absorbances mesurées pour les différentes concentrations augmentent avec le temps d'injection pour atteindre 99 % des valeurs initiales (mesurées manuellement) après 25 s d'injection. Ce pourcentage varie entre 97 et 99 % pour 20 s de pompage.

Par conséquent, le temps d'injection des échantillons de fluorescéine est fixé à 25 s, le volume correspondant est alors de 3,125 mL.

3.2.5.2. Optimisation du temps de rinçage

Le rinçage des tuyaux et de la cellule d'analyse peut être effectué selon deux modes opératoires. Le premier consiste à utiliser l'échantillon de fluorescéine qui suit celui analysé comme une solution de rinçage et d'injection simultanément. Cette procédure présente un gain de temps important.

La deuxième méthode consiste à utiliser l'eau distillée comme solution de rinçage avant d'injecter l'échantillon suivant.

Pour déterminer l'efficacité du rinçage par un échantillon de fluorescéine, une solution faiblement concentrée (0,25 mg/L) est utilisée pour rincer une solution fortement concentrée (25 mg/L) dont le rinçage nécessite un volume ou un temps important.

L'efficacité du temps de rinçage est évaluée en comparant le signal de l'échantillon rincé avec le signal de la solution avec laquelle le rinçage est effectué.

La figure 3.5 montre que seuls 94 % du signal initial sont atteints après 40 s de rinçage. Ce temps correspond à un volume injecté de 5 mL qui est largement supérieur au volume optimal d'injection obtenu dans le paragraphe précédent. De plus, les 100 % d'efficacité sont loin d'être atteints.

Par conséquent, cette méthode de rinçage est abandonnée.

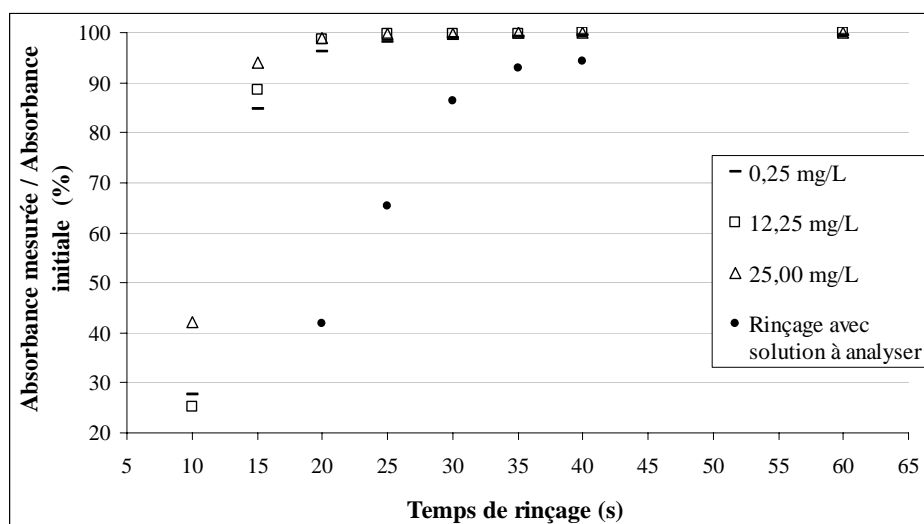


Figure 3.5 : Optimisation du temps de rinçage pour différentes concentrations par l'eau distillée et par une solution de fluorescéine. La légende « Rinçage avec Uranine » correspond au rinçage par une solution d'Uranine. Quant aux autres, le rinçage est effectué avec de l'eau distillée.

Le rinçage à l'eau distillée permet une meilleure efficacité puisqu'il s'effectue avec une matrice propre non polluée par l'Uranine.

En effet, il est extrêmement efficace puisque 98% du signal initial est atteint après 25 s de pompage pour une solution de 0,25 mg/L, et près de 100 % (99,7 %) pour les solutions 12,5 et 25 mg/L. Par conséquent, le temps de rinçage est fixé à 25 s.

3.2.5.3. Synthèse de l'optimisation du couplage Lambda 25-AS 93

En résumé, la spectrophotométrie ultraviolette-visible permet l'analyse de la fluorescéine sur une très large gamme de concentrations allant de 0,1 à 140 mg/L par l'intermédiaire de quatre pics distincts.

Selon la quantité de traceur rejetée dans la maquette et la concentration attendue, un de ces quatre pics peut être utilisé pour raccourcir le spectre à balayer, et par conséquent réduire le temps d'analyse.

L'analyse optimale est obtenue pour une vitesse de balayage de 480 nm/min, 25 s d'injection de l'échantillon et autant pour le rinçage à l'eau distillée. Ces temps de pompage correspondent chacun à un volume de 3,125 mL. Ainsi le temps total nécessaire pour effectuer une analyse sur un seul pic est de 70 s.

Une comparaison entre les concentrations analysées manuellement avec le spectrophotomètre et celles analysées par l'intermédiaire du couplage Lambda 25 – AS93 montre que tous les points se situent sur la première bissectrice avec un coefficient de corrélation égal à l'unité (Figure 3.6). Ceci confirme la bonne optimisation du couplage.

Par ailleurs, la précision de la méthode d'analyse sur trois répliques est de 99,2 % sur toute la gamme pour le premier et le troisième pic, et de 99,5 % pour les deux restants.

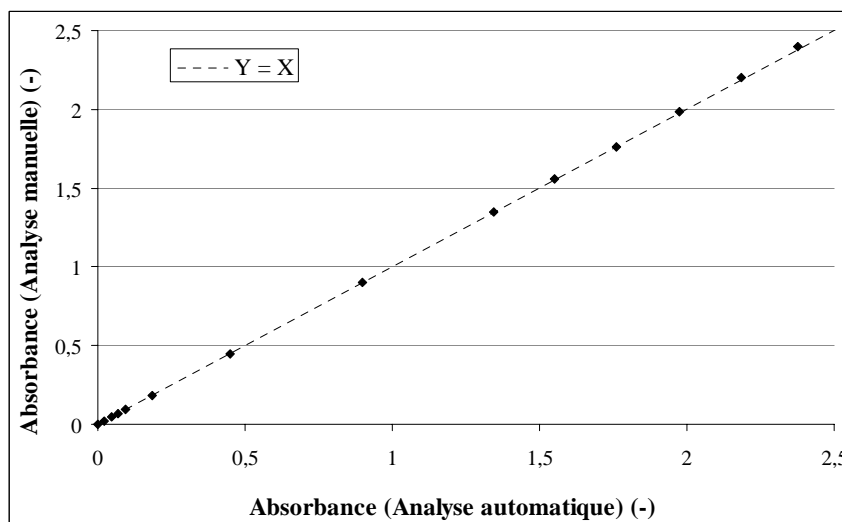


Figure 3.6 : Comparaison entre l'analyse manuelle (cellule normale) et l'analyse automatique (cellule à circulation).

Les solutions de fluorescéine ayant servi à la procédure d'optimisation ont été préparées avec l'eau distillée. Or, les échantillons issus des expérimentations auront comme matrice l'eau du robinet, d'où la nécessité de vérifier la validité de la procédure de couplage pour l'eau du robinet.

La comparaison, entre les analyses des échantillons préparées avec l'eau distillée et l'eau du robinet, montre qu'il n'y a aucune différence significative entre les deux matrices (Figure 3.7). Les absorbances obtenues avec l'eau du robinet sont quasiment identiques à celles obtenues avec l'eau distillée puisque le nuage de points correspondant se situe sur la droite $Y = X$ avec un coefficient de détermination proche de l'unité ($R^2 = 0,9995$).

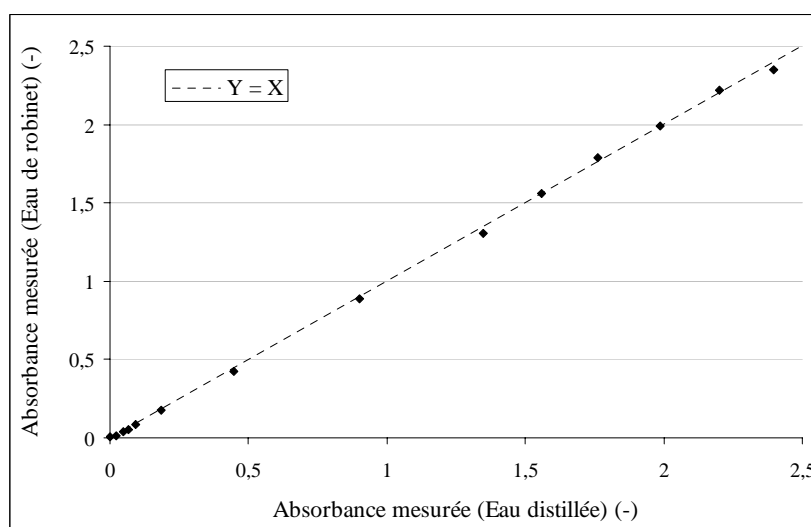


Figure 3.7 : Comparaison entre deux gammes d'étalonnages effectuées avec l'eau distillée et l'eau du robinet

A noter que l'eau distillée est utilisée seulement pour le rinçage à la place de l'eau du robinet dans le but d'éviter le dépôt de calcaire dans les tuyaux capillaires. En effet, un dépôt pourrait réduire la section des tuyaux, diminuer le volume pompé et augmenter la pression dans les tubes.

3.3. Systèmes de prélèvements

Les opérations d'échantillonnage dans la maquette doivent répondre à des critères essentiels dans le but de suivre l'évolution de la nappe de fluorescéine en fonction du temps et à différentes distances en aval de la source de rejet. Ces critères sont :

- ✘ Adaptabilité du débit et du temps de prélèvement en fonction de la vitesse du courant et de la distance en aval du rejet.
- ✘ Suivi temporel de la nappe de pollution dans les trois dimensions : verticale, transversale et longitudinale.
- ✘ Capacité d'échantillonnage importante.
- ✘ Modularité en fonction de la substance rejetée.

Par conséquent, le système de prélèvement doit être automatique afin de satisfaire les différents critères cités ci-dessus.

Différents matériels sont commercialisés par diverses sociétés spécialisées dans le commerce (Gilson, Bioblock...) pour réaliser des opérations de prélèvements en fonction du temps. Cependant, ils ne permettent pas d'effectuer plusieurs échantillonnages à travers la section, et ne répondent pas systématiquement aux exigences citées précédemment.

Par conséquent, il a fallu développer un nouveau système adapté à la maquette et au suivi spatial et temporel de la nappe de fluorescéine.

Le nouvel appareil développé est constitué de deux unités complémentaires permettant le pompage et le fractionnement.

3.3.1. Unité de pompage

L'unité de pompage doit permettre le prélèvement de plusieurs échantillons à travers la section et durant le temps de passage de la nappe de fluorescéine à une distance

donnée. Le débit de pompage doit être variable pour qu'il soit adapté à la vitesse du courant et à la longueur de la nappe.

La pompe péristaltique 323E/4D commercialisée par la société Watson-Marlow (Figure 3.8) a par conséquent été retenue.

Cette pompe se caractérise d'une part par un débit variable dont la valeur maximale atteint 1600 mL/min, et d'autre part par un nombre de prélèvements simultanés variant de 1 à 6. Finalement, la pompe a été modifiée pour permettre un couplage avec l'unité de fractionnement et une gestion à distance de son fonctionnement.

3.3.2. Unité de fractionnement

Cette unité permet le fractionnement du fluide véhiculé par la pompe en fonction du temps. Ce temps doit pouvoir être modifié pour l'adapter à la vitesse du courant et à la longueur de la nappe.

La conception de ce système est basée sur les critères cités dans l'introduction du §3.3 et sur le volume de l'échantillon optimisé qui est de 3,125 mL. La combinaison de ces exigences a conduit à concevoir le collecteur d'échantillons représenté dans la figure 3.8.

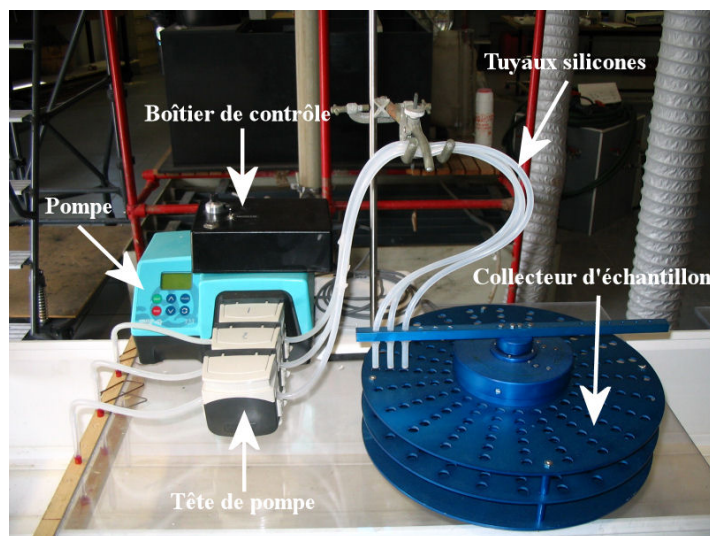


Figure 3.8 : Système de prélèvements.

Ce collecteur est composé de plusieurs parties :

- ✘ Un corps circulaire fixe contenant 144 échantillons répartis en 24 rangées de six prélèvements simultanés. L'angle entre deux rangées successives est de 15° , et le temps nécessaire pour une rotation est de 0,25 s.

- ✘ Un bras mobile qui permet le fractionnement des échantillons. Ce bras est fixé sur l'axe du moteur qui est dans la partie centrale cachée.
- ✘ Un motoréducteur qui permet la rotation du bras d'une rangée à une autre.
- ✘ Un détecteur de position de chaque rangée d'échantillons.
- ✘ Une carte de commande qui contient les instructions de fonctionnement de l'ensemble collecteur d'échantillons-pompe péristaltique.
- ✘ Un boîtier de contrôle qui donne les instructions à la pompe et au collecteur par l'intermédiaire de la carte de commande. Ce boîtier contient trois commandes principales : le bouton de contrôle de la pompe péristaltique, le temps de remplissage des tubes et le bouton de contrôle du collecteur.

Le bouton de contrôle de la pompe permet son amorçage à l'arrivée du front de la nappe mais aussi son arrêt.

Le temps de remplissage est le temps nécessaire pour remplir un échantillon de capacité maximale de 4 mL.

Le bouton de contrôle du collecteur permet la mise en marche du fractionnement en respectant le temps de remplissage. Il permet aussi d'arrêter, de reprendre ou d'initialiser le mouvement du bras. Il convient de préciser que la mise en marche ou l'arrêt du collecteur entraîne automatiquement le déclenchement ou l'arrêt du pompage.

Finalement, cinq systèmes de prélèvements sont utilisés dans le but d'étudier l'évolution de la nappe à cinq distances différentes en aval du rejet.

3.3.3. Fonctionnement du couplage

La procédure de prélèvement se déroule comme suit : à l'arrivée du front de la pollution, la pompe est amorcée. Une fois que le fluide véhiculé par les tuyaux en silicone atteint le collecteur, le bras mobile se déclenche pour fractionner les échantillons en fonction du temps de remplissage choisi. Ce processus continue automatiquement jusqu'à la dernière position du collecteur. L'arrêt du système est automatique une fois cette position atteinte. Finalement, le système doit être initialisé pour que le bras mobile retourne à sa position initiale.

Les profils temporels des concentrations obtenus avec ce système sont quasiment complets pour les cinq distances en aval de la source d'injection comme le montre la figure 3.9.

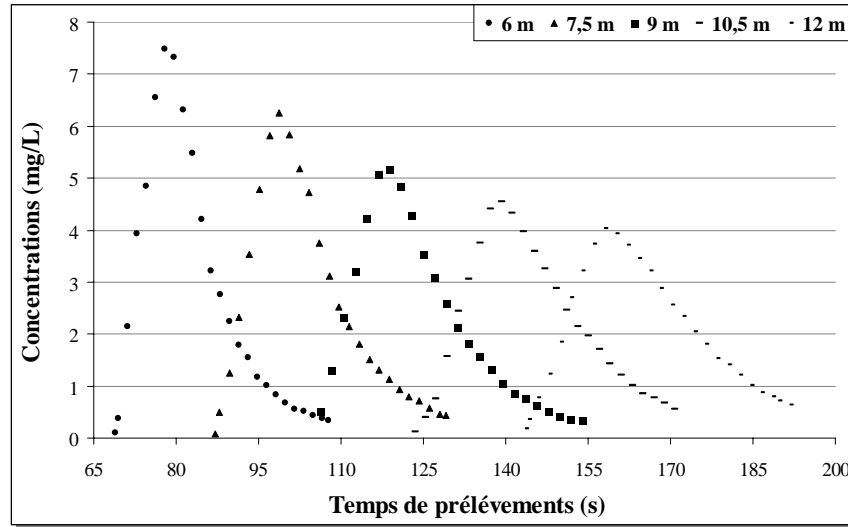


Figure 3.9 : Profils de concentrations obtenus avec le système de prélèvements automatiques.

Lors d'une simulation d'un rejet accidentel dans le canal, le pompage de la fluorescéine est effectué en continu, ce qui induit une perte de masse entre deux prélèvements consécutifs, s'ajoutant ainsi à la perte engendrée par le nombre important d'échantillons (360). Cette perte massique doit donc être évaluée pour quantifier son importance.

3.3.4. Perte de masse due aux prélèvements

La perte massique est liée d'une part à la somme de chaque masse contenue dans les tubes de prélèvement, et d'autre part au pompage qui perdure lorsque le bras du collecteur change de position pour fractionner les échantillons. Elle peut être évaluée pour chaque système de prélèvement au moyen de la formule suivante :

$$PM = \sum_{i=1}^{N-1} \left[\left(\frac{C_{i+1} + C_i}{2} \right) T_c Q_p \right] + \sum_{i=1}^{N-1} V_e C_i \quad \text{Eq. 3.4}$$

Avec :

- PM : perte massique par système de prélèvement (g) ;
- C_i : concentration mesurée pour l'échantillon i (mg/L) ;
- T_c : temps inter-prélèvement (0,25 s) ;
- Q_p : débit de prélèvement (mL/s) ;

V_e : volume de l'échantillon (3,5 mL) ;

N : nombre de prélèvements.

Le pourcentage moyen de perte massique est estimé à 0,4 % par distance de prélèvement, ce qui est négligeable.

Après la mise au point de la méthode d'analyse de la fluorescéine et le développement d'un système automatique de prélèvement, il est important de s'orienter vers l'optimisation de l'injection du traceur et son influence sur l'homogénéité à travers la section de la maquette.

3.4. Injection du traceur et influence sur la longueur du mélange

La manière dont le traceur est injecté dans la maquette est d'une importance majeure parce qu'il influence directement la longueur de mélange qui est une zone limite entre le champ proche et le champ lointain (voir chapitre 1). Il est très important que cette longueur de mélange soit minimale pour augmenter la zone de champ lointain qui est la zone d'étude de cette thèse. Pour cela, il convient d'étudier différents types d'injection.

La formule de la longueur de mélange établie par *Fischer* (Eq. 1.15) prend en compte le nombre d'injections. Quand ce dernier augmente, la distance de mélange diminue et inversement.

Ainsi, deux types d'injections sont étudiés : le premier est une injection ponctuelle et le second est une injection linéaire sur la largeur de la maquette. Pour chaque type d'injection, le degré de mélange à travers la section est calculé expérimentalement par l'équation 1.6 qui combine les aires sous les différents profils de concentrations.

Pour pouvoir déterminer l'influence du système d'injection sur la longueur de mélange, tous les paramètres sont fixés et seul le type d'injection varie. Ces paramètres sont les suivants :

- ✘ La masse rejetée est de 0,2 g dans un volume de 150 mL.
- ✘ La vitesse du courant est de 4,5 cm/s.
- ✘ La hauteur d'eau est de 5 cm.
- ✘ Le nombre de prélèvements est de 9 par section.

- ✘ La distance du rejet est à 1,5 m en aval des points d'injection d'eau.
- ✘ L'échantillonnage se situe à 3 m du point de rejet de la fluorescéine.
- ✘ Chaque expérience est répétée cinq fois dans le but de déterminer la longueur de mélange et l'incertitude associée à son évaluation. Pour chaque série de cinq expériences, le degré de mélange moyen est calculé ainsi que le coefficient de variation autour de la moyenne.

3.4.1. Injection ponctuelle

Deux types d'injections ponctuelles sont testés : la première est une injection unique effectuée au centre de la maquette (à 17 cm des rives) et la deuxième est constituée d'une triple injection simultanée à 8,5 ; 17 et 25,5 cm des rives. Le volume initial rejeté avec la triple injection est réparti en trois proportions identiques dans les trois compartiments du système d'injection (Figure 3.10).

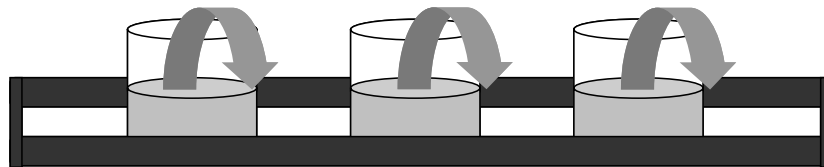


Figure 3.10 : Système de la triple injection ponctuelle de la fluorescéine.

3.4.2. Injection linéaire

L'injection linéaire sur la largeur de la maquette est effectuée par l'intermédiaire d'un compartiment rectangulaire de longueur variable (Figure 3.11). Trois longueurs différentes sont utilisées : 6 ; 12,5 et 23 cm.

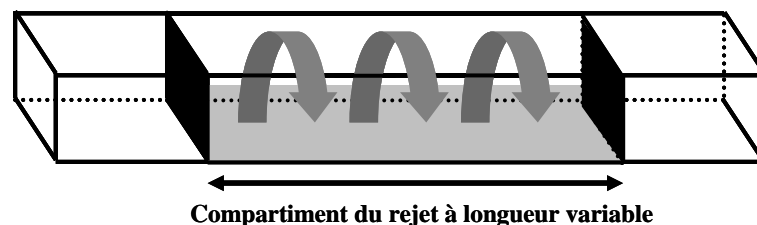


Figure 3.11 : Système de prélèvement linéaire à compartiment variable.

3.4.3. Comparaison entre les deux systèmes d'injection

L'influence du système d'injection ne peut être déterminée que par l'intermédiaire du degré du mélange. La comparaison de ce dernier pour les différentes injections à 3 m en aval de la source du rejet est montrée dans le tableau 3.2.

Tableau 3.2 : Degré de mélange en fonction des différents types d'injection de la fluorescéine pour une distance de 3 m en aval du la source du rejet.

Système d'injection		Degré de mélange (%)
Ponctuel	1 injection	93,9 ± 2,6
	3 injections	93,7 ± 1,4
Linéaire	6 cm	88,5 ± 2,6
	12,5 cm	92,2 ± 4,4
	23 cm	90,9 ± 4,2

Les degrés de mélange obtenus pour des injections ponctuelles avoisinent les 94 % et ils sont quasiment identiques. Or, d'après *Fischer* (voir chapitre 1), la longueur de mélange diminue et le degré de mélange augmente avec le nombre d'injections. Ce phénomène n'est pas observé dans la maquette parce que le volume injecté pourrait être important par rapport à la section transversale.

Quant aux rejets linéaires sur une partie de la largeur de la maquette, le degré de mélange atteint une valeur optimale de 92,2 % pour une injection de 12,5 cm de largeur. Ce degré décroît quand la largeur du rejet augmente. Ce retard d'homogénéisation est dû à la rugosité du milieu qui va retenir le traceur ou le polluant pour un certain laps de temps. Plus le rejet s'approche des extrémités, plus les forces de frottement sont importantes entraînant une diminution du degré de mélange.

En revanche, lorsque la largeur du rejet diminue, le temps nécessaire pour atteindre les extrémités augmente, induisant ainsi un léger retard de l'homogénéisation.

L'injection ponctuelle semble favoriser le mélange par rapport à l'injection linéaire, c'est donc ce principe qui est retenu pour les expériences conduites par la suite. Dans la mesure où l'influence du nombre d'injections sur le degré de mélange est faible, et pour des raisons pratiques la mono injection est adoptée.

3.4.4. Longueur de mélange expérimentale

Le degré de mélange maximal obtenu lors de ces expériences n'atteint pas le seuil requis de 95 % qui sépare les deux champs de dispersion proche et lointain et qui fixe la longueur de mélange. Dès lors, pour atteindre ce seuil, il est nécessaire d'éloigner davantage le premier point de prélèvement de la source du rejet. Provisoirement, ce dernier est déplacé de 3 m ce qui le positionne à 6 m en aval du point du rejet.

Pour déterminer le degré de mélange de cette nouvelle configuration, des expériences similaires à celles menées avec une injection au centre de la maquette, sont conduites en effectuant toutefois l'échantillonnage à 6 m en aval du point d'injection (au lieu de 3 m).

Le calcul montre ainsi qu'un pourcentage de 96 % est atteint à cette distance et pour cette nouvelle configuration.

Par ailleurs, afin de confirmer cette longueur de mélange, le degré d'homogénéité a été mesuré pour différentes configurations hydrodynamiques et différentes quantités de rejet. Les paramètres hydrodynamiques choisis formaient les extrémités des intervalles de variations de la hauteur d'eau et de la vitesse du courant, à savoir 5 et 11 cm pour la hauteur d'eau et 4,9 et 9 cm/s pour la vitesse du courant. Dans tous les cas, le degré d'homogénéité dépassait les 95 %.

Par conséquent, la longueur de mélange est fixée à 6 m en aval de la source du rejet, et à cette distance, la nappe du traceur évolue dans le champ lointain où l'homogénéité dépasse les 95 %.

3.4.5. Longueur de mélange théorique

Différentes formules présentées au chapitre 1 permettent de calculer la longueur de mélange à partir des caractéristiques hydrodynamiques d'un cours d'eau.

Appliquées à la configuration hydrodynamique la plus pessimiste (vitesse du courant et hauteur d'eau maximales), soit elles permettent d'obtenir les valeurs présentées dans le tableau 3.3.

Tableau 3.3 : Longueur de mélange calculée par l'intermédiaire des formules théoriques et empiriques. L_M étant la longueur de mélange en mètre.

Auteur	André	Day	Hull	Beltaos	Elder	Fischer	Rimmar	Ward	Yotsukura
L_M (m)	0,1	1,4	23	42	12,3	1,4	6,8	0,5	0,4

Le tableau ci-dessus montre une grande divergence entre les résultats issus des différentes formules. La longueur de mélange se rapprochant le plus de la valeur déterminée expérimentalement est obtenue à l'aide de la formule de *Rimmar*. Cette dernière surestime légèrement la longueur de mélange.

L'optimisation de l'injection de la fluorescéine a permis de minimiser la longueur de mélange qui est la limite entre le champ proche et le champ lointain. La zone de dispersion unidimensionnelle constitue ainsi une distance de 8 m de long où cinq systèmes de prélèvements automatiques, équidistants de 1,5 m, permettent de suivre l'évolution temporelle du traceur comme le montre la figure 3.12. Cette dernière synthétise les dispositifs développés pour un fonctionnement optimal de la maquette.

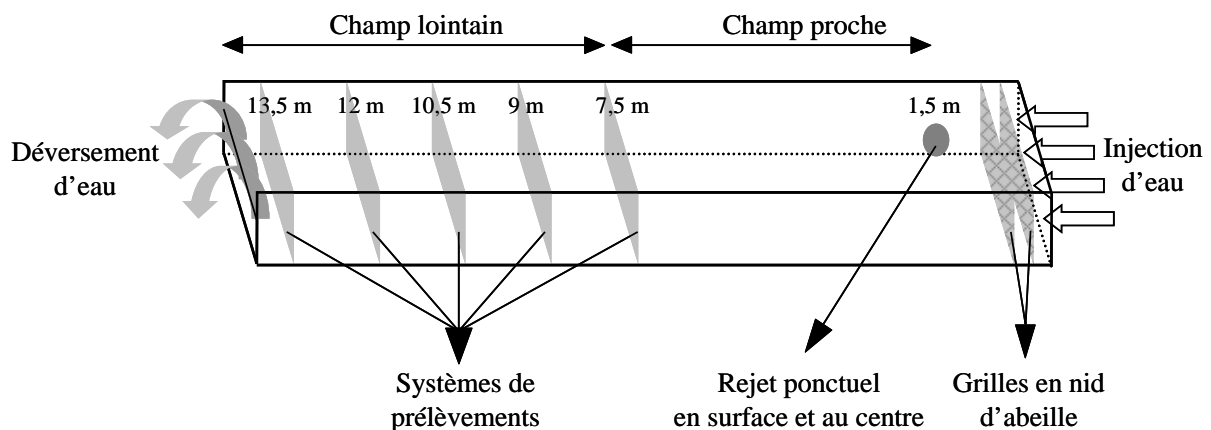


Figure 3.12 : Schéma récapitulatif de la maquette incluant le système d'injection d'eau, les deux grilles en nids d'abeilles, le point du rejet ponctuel et les cinq points de prélèvement situés dans le champ lointain qui s'étend à partir de 7,5 m des points d'injection d'eau.

3.5. Stratégie de recherche expérimentale

Le choix de la stratégie de recherche expérimentale à adopter dépend directement de l'objectif principal du travail de recherche qui est de vérifier l'adéquation des simulations de l'Equation d'Advection-Dispersion avec l'expérience, et si nécessaire d'améliorer ses performances.

Ainsi, la méthode adoptée doit permettre d'y répondre en réalisant un nombre d'expériences optimal et suffisant.

Avant d'expliciter le plan d'expérimentation adopté, il est nécessaire de déterminer les intervalles de variations des paramètres de la maquette qui interviennent dans l'ADE et qui influencent la dispersion de produits miscibles dans les cours d'eau.

3.5.1. Intervalles de variations

L'intervalle de variation de la vitesse du courant, de la hauteur d'eau et de la quantité du traceur dépend directement des caractéristiques de la maquette.

Les contraintes prises en compte pour déterminer les intervalles sont les suivantes :

- ✘ La vitesse du courant doit être reproduite à différentes hauteurs d'eau.
- ✘ Le nombre de *Reynolds* minimal doit être élevé dans le but de s'assurer que le régime est totalement turbulent. Dans notre cas il est fixé à 7500.
- ✘ La masse minimale du traceur doit permettre de mesurer tout le profil des concentrations jusqu'à la dernière distance de mesure.

3.5.1.1. Hauteur d'eau et vitesse du courant

La vitesse minimale absolue dans la maquette est déduite du nombre de *Reynolds* minimal (7500) et de la hauteur d'eau minimale (5 cm). Ceci correspond à une vitesse minimale absolue de 4,9 cm/s. Cette vitesse doit être reproduite quelle que soit la hauteur d'eau. Or, pour une hauteur de 22 cm, le débit nécessaire pour obtenir cette vitesse est de 13,2 m³/h, ce qui est irréalisable, le débit maximal de la pompe étant de 12,5 m³/h.

Ainsi, il est nécessaire de diminuer sensiblement la hauteur pour permettre d'une part, d'atteindre cette vitesse minimale absolue, et d'autre part, de pouvoir la faire varier et étudier son influence sur le phénomène de dispersion. La hauteur d'eau maximale est ainsi fixée à 11 cm permettant une variation d'un facteur 2,2 entre les valeurs minimale et maximale.

Les vitesses maximales pour les deux hauteurs d'eau (5 et 11 cm) peuvent être obtenues à partir du débit maximal absolu de la pompe (12,5 m³/h).

Par conséquent, la hauteur d'eau et la vitesse du courant peuvent être comprises respectivement entre 5 et 11 cm et entre 4,9 et 9,1 cm/s.

3.5.1.2. Quantité de traceur

La limite inférieure de la quantité du rejet dépend de la limite de quantification de la technique d'analyse. En effet, il faut que le dernier profil des concentrations temporelles situé à la dernière distance de prélèvement (13,5 m) soit complet. L'expérience montre que cette masse correspond à 82 mg pour une hauteur d'eau de 5 cm.

Quant à la limite supérieure, elle est fixée à 2,5 fois la limite inférieure (204 mg) de manière à ce que les concentrations obtenues soient incluses dans la gamme linéaire d'analyse sans avoir à diluer les échantillons.

Les quantités du traceur déterminées précédemment sont obtenues pour une hauteur d'eau de 5 cm. Or, si deux récipients 1 et 2 de volumes respectifs V1 et V2 contiennent la même concentration d'un traceur, alors le rapport de la masse et du volume est identique pour les deux récipients. Par conséquent, pour une hauteur d'eau de 11 cm, la limite inférieure doit être corrigée par le facteur 11/5.

Le facteur de correction doit être effectué à chaque changement de hauteur d'eau ou de section. Le tableau 3.4 résume les différents intervalles de variations.

Tableau 3.4 : Intervalles de variations de la vitesse du courant, de la hauteur d'eau et de la quantité relative du traceur par rapport à la hauteur d'eau.

	Limite inférieure	Limite supérieure
Vitesse (cm/s)	4,9	9,1
Hauteur (cm)	5	11
Masse pour H= 5 cm (mg)	82	204
Masse pour H= 11 cm (mg)	180	450

L'application des facteurs d'échelles de la similitude déformée (Chapitre 2) sur les paramètres cités ci-dessus, permet d'obtenir différentes configurations de cours d'eau et de scénarii de pollutions accidentelles (Tableau 3.5).

Tableau 3.5 : Extrapolation des intervalles de variation à grande échelle en se basant sur les facteurs d'échelles de la similitude déformée développée dans le chapitre 2 ($X_r = 160$; $Z_r = 55$).

	Limite inférieure	Limite supérieure
Vitesse (m/s)	0,36	0,67
Hauteur (m)	2,75	6,05
Masse pour H= 2,75 m (Kg)	115	286
Masse pour H= 6,05 m (Kg)	252	630

Après avoir exposé les intervalles de variations des différents paramètres impliqués dans le phénomène de dispersion, il convient de s'orienter vers la méthodologie pratiquée pour valider le modèle de dispersion avec un nombre optimal d'expériences.

3.5.2. Plan d'expérimentation

Le plan d'expérimentation retenu est basé sur la méthodologie des plans d'expérience et plus particulièrement sur la méthode des surfaces de réponses qui permet d'une part de hiérarchiser les effets des différentes variables (facteurs), et d'autre part de décrire le plus précisément possible le comportement de la réponse en fonction des variations des facteurs (Benoist *et al.* 1994; Baléo *et al.* 2003).

Cette technique est utilisée avec pour principal objectif de construire le plan d'expérimentations qui va servir à évaluer les performances de l'Equation d'Advection-Dispersion.

Le plan d'expérimentation adopté permet d'englober l'ensemble des paramètres cités dans le tableau 3.4. Il est constitué de deux parties : la première comporte d'une part une combinaison des valeurs extrêmes qui constituent les niveaux supérieurs et inférieurs des trois variables (vitesse, hauteur et masse) et d'autre part le point central du domaine correspondant au centre de chaque valeur extrême de chaque variable. La combinaison des deux niveaux de chacun des trois paramètres constitue les huit extrémités d'un cube représentant le domaine expérimental et dont le centre est formé par le point central (Figure 3.13).

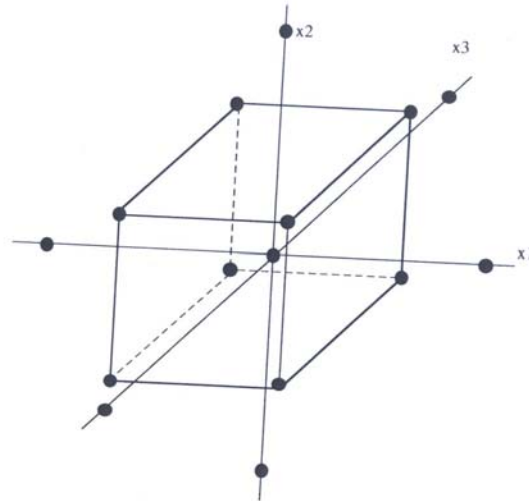


Figure 3.13 : Distribution cubique tridimensionnelle des expériences. Les axes x_1 , x_2 et x_3 correspondent respectivement à la vitesse, hauteur d'eau et quantité de traceur.

Cette distribution des expériences permet de couvrir l'intégralité du domaine située à l'intérieur des intervalles de variations des trois paramètres que sont la vitesse du courant, la hauteur d'eau et la quantité du traceur.

Ces neuf expériences, permettent à la fois de tester la validité d'un modèle mais aussi d'en construire un puisque tout le domaine expérimental est pris en compte.

Quant à la seconde partie, il est formé de six expériences distribuées sur les centres des six faces du cube (Figure 3.13). Cela permet la prise en compte des milieux des intervalles des variables.

Ce volet complète le premier et sera utilisé pour valider l'Equation d'Advection-Dispersion ou le modèle développé.

Le nombre de niveaux des facteurs est fixé à trois, ce qui est suffisant pour la validation d'un modèle. Cependant, il peut être augmenté si le nombre d'expériences est insuffisant pour la modélisation du comportement de la dispersion.

Le plan d'expérimentation obtenu contient ainsi 15 expériences (Tableau 3.6). Chacune d'entre elle est répétée trois fois. La moyenne des trois essais est effectuée et le coefficient de variation est calculé.

Tableau 3.6 : Plan d'expérimentation qui montre les différentes valeurs de la vitesse du courant, de la hauteur et de la masse.

N°	Sigle	Vitesse (cm/s)	Hauteur (cm)	Masse (mg)
1	V5H5M1	4,9	5	82
2	V9H5M1	9,1	5	82
3	V5H5M3	4,9	5	204
4	V9H5M3	9,1	5	204
5	V5H11M1	4,9	11	180
6	V9H11M1	9,1	11	180
7	V5H11M3	4,9	11	450
8	V9H11M3	9,1	11	450
9	V7H8M2	7	8	229
10	V7H8M1	7	8	131
11	V7H8M3	7	8	327
12	V5H8M2	4,9	8	229
13	V9H8M2	9,1	8	229
14	V7H5M2	7	5	159
15	V7H11M2	7	11	350

3.5.3. Déroulement des expérimentations

3.5.3.1. Injection du traceur

La quantité de fluorescéine rejetée pour chaque expérience est présentée dans le tableau 3.6. Le volume du rejet est fixé à 350 ml, et la solution est rejetée instantanément par l'intermédiaire d'un béccher qui constitue le point d'injection unique.

3.5.3.2. Prélèvements

Lors de l'étape d'optimisation du fonctionnement de la maquette, neuf prélèvements ont été effectués dans la section afin de vérifier l'homogénéité du traceur dans le plan transversal. Dans la mesure où la distance de mélange a été évaluée à 6 m, il n'est pas nécessaire au-delà de cette distance de prélever neuf échantillons par section. Par conséquent, le nombre de prélèvements est réduit à trois. Ils sont situés au milieu de la colonne d'eau et sur les trois positions latérales suivantes : 8,5 ; 17 et 25,5 cm des rives

gauche ou droite. La concentration obtenue correspond à la moyenne des trois prélèvements.

Ces trois prélèvements permettent de vérifier constamment l'homogénéité à travers la section et de détecter une éventuelle anomalie due à l'expérimentation.

Cinq systèmes de prélèvements sont placés à 6 ; 7,5 ; 9 ; 10,5 et 12 m en aval du point de rejet, et prélèvent 72 échantillons chacun, soit au total 360 échantillons.

Le temps de prélèvement de chaque système de prélèvements est adapté en fonction de la distance de prélèvement et de la vitesse du courant. En fait, le temps de passage de la nappe de pollution diminue avec l'augmentation de la vitesse (le temps est inversement proportionnel à la vitesse du courant), et augmente au fur et à mesure que la nappe s'éloigne du point de rejet.

L'influence d'une légère augmentation des temps d'échantillonnage et d'une diminution de la vitesse de prélèvement sur les concentrations mesurées est négligeable.

En effet, la nappe de pollution s'étire longitudinalement au fur et à mesure qu'elle se disperse en aval de la source du rejet. Les courbes correspondantes deviennent plus aplaties et les écarts entre les concentrations successives deviennent faibles.

Le tableau 3.7 résume les temps de remplissage ainsi que le débit de pompage en fonction de la vitesse du courant et de la distance d'échantillonnage en aval de la source du rejet.

Tableau 3.7 : Temps de remplissage des échantillons et débit de pompage en fonction de la vitesse du courant et de la distance de prélèvement en aval du point de rejet.

Distance (m)	U = 4,9 cm/s		U = 7 cm/s		U = 9,1 cm/s	
	T_R (s)	Q_P (mL/s)	T_R (s)	Q_P (mL/s)	T_R (s)	Q_P (mL/s)
6	1,75	2,01	1,43	2,46	0,79	4,46
7,5	1,95	1,8	1,57	2,23	0,88	4,01
9	2,05	1,71	1,64	2,13	0,92	3,91
10,5	2,15	1,63	1,72	2,05	0,97	3,64
12	2,25	1,56	1,79	1,96	1,01	3,48

3.5.3.3. Analyse des échantillons

Les tubes d'échantillonnage sont transférés des collecteurs au passeur d'échantillon. Ils sont ensuite analysés par spectrophotométrie UV-Vis. Un exemple des résultats est donné dans la figure 3.9.

Après avoir effectué la mise au point complète des expérimentations permettant d'étudier le phénomène de dispersion de produits solubles dans un cours d'eau, il convient maintenant de s'intéresser aux outils permettant d'évaluer les performances des modèles à reproduire les observations expérimentales.

3.6. *Evaluation du modèle de dispersion*

L'évaluation des prédictions de l'Equation d'Advection-Dispersion par rapport aux résultats expérimentaux nécessite la prise en compte des profils complets des concentrations. Cependant, d'autres paramètres liés à ce profil sont plus importants à étudier parce qu'ils sont plus déterminants lors d'une prise de décision dans une situation d'urgence suite à une pollution accidentelle. Ces paramètres sont la concentration maximale, le temps d'arrivée de la pollution, le temps pour atteindre le pic (concentration maximale), le temps de fin de la pollution et le temps de passage de la pollution à une distance donnée.

Finalement, la performance des estimations est évaluée par l'intermédiaire de certains indices statistiques.

3.6.1. Paramètres liés à la dispersion

3.6.1.1. Profil temporel des concentrations

La comparaison entre les profils temporels prédits par l'ADE et ceux observés, fournit des informations qualitatives sur l'allure générale de l'évolution de la pollution au sein du cours d'eau. Une sous ou surestimation peut aussi être déduite visuellement (Figure 3.14).

La quantification de l'écart entre la prédiction et l'observation peut se faire en considérant que le profil est constitué de trois points stratégiques, que sont le pic et les temps d'arrivée et de fin de la pollution.

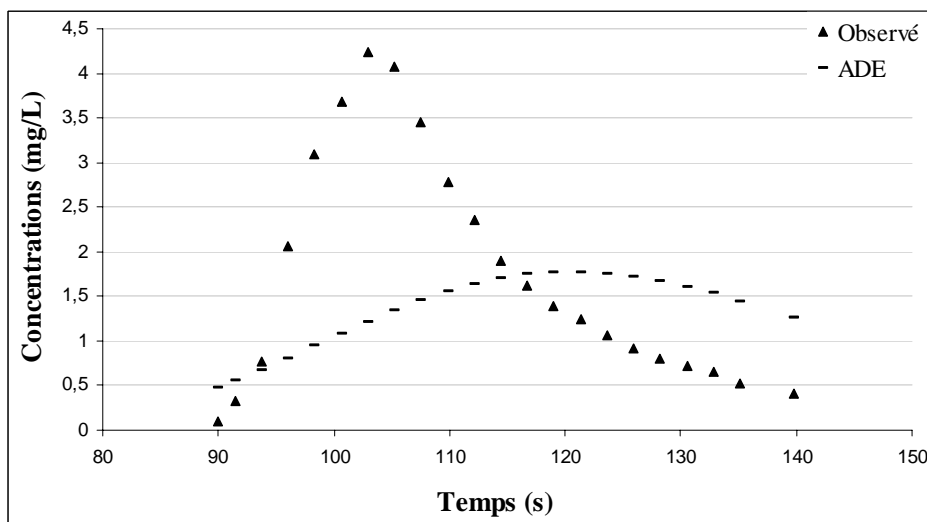


Figure 3.14 : Exemple de comparaison entre les profils prédits par l'ADE et ceux observés par l'expérience.

3.6.1.2. Concentration maximale

La concentration maximale atteinte à une distance donnée est une indication essentielle à partir de laquelle une décision est prise pour arrêter par exemple, l'alimentation d'eau potable d'une ville dans le cas d'un dépassement du seuil de toxicité de la substance rejetée dans le cours d'eau.

Un outil adapté, fournissant des informations claires et fiables, pourrait permettre d'éviter des coupures intempestives d'eau potable.

3.6.1.3. Temps d'arrivée du pic

Ce paramètre est complémentaire du précédent puisqu'il détermine le temps nécessaire à l'arrivée de la concentration maximale pour une distance donnée.

3.6.1.4. Temps d'arrivée de la pollution

Le temps d'arrivée de la nappe est défini, pour ce travail, comme étant le temps auquel la concentration est égale à 10 % de la concentration maximale (Jobson 1997; Waldon 1998).

3.6.1.5. Temps de fin de la pollution

Ce temps est calculé en se basant sur une concentration de la traînée de la nappe correspondant aussi à 10 % de la concentration maximale.

Le temps de fin de la pollution présente du point de vue opérationnel un moindre intérêt que les autres paramètres dans la mesure où le rétablissement par exemple du pompage d'eau potable est décidé en fonction des résultats d'analyse de prélèvements.

3.6.1.6. Temps de passage de la pollution

Le temps de passage de la pollution est obtenu par une simple soustraction mathématique entre les temps de fin et d'arrivée de la pollution. Il permet d'effectuer une estimation générale du temps de coupure des stations de pompage.

Après avoir exposé les paramètres importants à évaluer, il convient maintenant de s'intéresser à la quantification des performances des estimations.

3.6.2. Test de validation – Indices statistiques

La validation d'un modèle est le processus par lequel on détermine comment ce modèle réplique ou prédit le comportement du système réel qu'il représente, selon un critère lié à la précision attendue. Ainsi, la validation d'un modèle est intrinsèquement liée à l'objectif qui lui est assigné.

Cette procédure de validation est souvent expérimentale, ce qui revient à confronter les résultats du modèle à ceux de l'expérience. Il n'y a pas de critère universel permettant d'affirmer de façon univoque que le modèle est valide ou non. Cela dépend du modèle lui-même et surtout de l'objectif pour lequel il a été conçu et des hypothèses sur lesquelles il repose.

De très nombreux indices statistiques permettent d'évaluer les performances des prédictions des modèles par rapport à la réalité (Hanna *et al.* 1991; Mosca *et al.* 1998; Baléo *et al.* 2003). Parmi ces indices, nous retiendrons le coefficient de divergence R entre valeurs observées et prédites, le pourcentage d'erreur ponctuel et moyen E , le Fa_2 (Factor-of-two), le facteur de dispersion $MRSE$ et le pourcentage de surestimation $FOEX$.

3.6.2.1. Coefficient de divergence R

Le coefficient de divergence est le rapport des valeurs prédites sur celles observées. C'est l'indice de performance le plus simple (Duijm *et al.* 1996) :

$$R = \frac{Y_{Calc}}{Y_{Obs}} \quad \text{Eq. 3.5}$$

Cet indice, qui ne permet pas de tenir compte des valeurs prédites nulles, est toujours positif. Plus le rapport se rapproche de l'unité plus la divergence entre les réponses calculées et observées est faible.

En toute évidence, si $R > 1$ il y a surestimation des valeurs observées, et si $R < 1$ il y a sous-estimation.

3.6.2.2. Pourcentage d'erreur ponctuel et moyen E

Le pourcentage d'erreur permet d'évaluer la précision d'une prédiction ponctuelle ou générale.

Le pourcentage d'erreur ponctuel s'exprime de la façon suivante :

$$E_i = 100. \frac{|Y_{Calc} - Y_{Obs}|}{Y_{Obs}} \quad \text{Eq. 3.6}$$

Avec :

- E_i : pourcentage d'erreur ponctuel ;
- Y_{Calc} : réponse prédite ou calculée par le modèle ;
- Y_{Obs} : valeur observée par l'expérience.

Quant au pourcentage d'erreur moyen E , il permet d'évaluer la précision générale du modèle (Swamee *et al.* 2000; Kashefipour and Falconer 2002). Il s'écrit :

$$E = 100. \frac{\sum |Y_{Calc} - Y_{Obs}|}{\sum Y_{Obs}} \quad \text{Eq. 3.7}$$

Plus ces indices sont proches de zéro, plus l'erreur entre les valeurs prédites et celles observées est faible et plus le modèle est adapté.

Le pourcentage d'erreur est utilisé uniquement lorsque le coefficient de divergence R est proche de l'unité.

3.6.2.3. Factor-of-two Fa_2

Le Fa_2 représente la fraction des concentrations calculées pour lesquelles le coefficient de divergence R est compris entre 1/2 et 2 (Duijm *et al.* 1996) :

$$Fa_2 = 100. \frac{N_{1/2 < R < 2}}{N} \quad \text{Eq. 3.8}$$

Avec :

$N_{1/2 < R < 2}$: nombre de couples (calculé / observé) compris entre 1/2 et 2 ;

N : nombre total de couples calculé/observé.

Cet indice qui est souvent utilisé en dispersion atmosphérique (Hanna *et al.* 1991; Duijm *et al.* 1996) est particulièrement robuste et non affecté par des valeurs nulles ou proches de zéro.

Le modèle est dit fiable si le Fa_2 est proche de 100%.

3.6.2.4. Facteur de dispersion MRSE

Le Mean Relative Square Error est un paramètre permettant d'évaluer la dispersion des valeurs prédites autour de la valeur moyenne de la sous ou surestimation des valeurs observées.

$$MRSE = \left(\frac{C_{Calc} - C_{Obs}}{C_{Calc} + C_{Obs}} \right)^2 \quad \text{Eq. 3.9}$$

Plus la valeur du MRSE tend vers zéro, plus le modèle est performant (Duijm *et al.* 1996).

3.6.2.5. Facteur de surestimation FOEX

Le « Factor Of EXcedance » ou le facteur de surestimation permet d'évaluer la tendance générale du modèle à surestimer ou sous-estimer (Mosca *et al.* 1998).

Le *FOEX* se calcule de la manière suivante :

$$FOEX = 100. \frac{N_{R>1}}{N} \quad \text{Eq. 3.10}$$

Avec :

$N_{R>1}$: nombre de surestimations ($R > 1$) ;

N : nombre total de couples calculé/observé.

Un modèle qui surestime (sous-estime) toutes les valeurs présente un *FOEX* de 100% (0 %). Pour une tendance moyenne le *FOEX* est égal à 50%.

Les différents indices statistiques cités ci-dessus permettent d'évaluer la déviation des prédictions par rapport aux valeurs observées.

3.7. Conclusion

Après avoir choisi la fluorescéine de sodium comme traceur pour simuler une pollution accidentelle dans la maquette, une optimisation de la technique d'analyse ultraviolette-visible est réalisée pour pouvoir effectuer une analyse automatique des échantillons dans une gamme de concentrations allant de 0,1 à 140 mg/L.

Les opérations de prélèvement sont effectuées par l'intermédiaire d'un nouveau système d'échantillonnage automatique développé pour suivre l'évolution temporelle de la nappe à cinq distances différentes en aval du point de rejet.

Sur la base de la technique des plans d'expériences, quinze expériences sont retenues pour étudier la dispersion longitudinale des produits solubles dans le champ lointain.

L'analyse des profils temporels de la nappe de pollution permet d'isoler certains paramètres comme la concentration maximale, le temps de voyage du pic, le temps d'arrivée de la pollution, etc., que les modèles doivent être en mesure de prévoir.

Finalement, afin de juger de l'adéquation des modèles avec l'observation, des indices statistiques ont été proposés.

Chapitre 4 : Validation de l'Equation d'Advection-Dispersion

Les expérimentations réalisées dans la maquette à petite échelle sont utilisées, dans un premier temps, pour évaluer les performances des estimations de l'Equation d'Advection-Dispersion (ADE).

Rappelons que l'objectif principal de cette thèse est de proposer un modèle de dispersion adapté à une situation de crise, et permettant de prédire l'évolution d'une nappe de pollution dans le champ lointain suite à un rejet instantané de produits miscibles dans un cours d'eau.

En premier lieu, le coefficient de dispersion longitudinale est évalué par diverses méthodes dans le but de choisir celle qui l'estime avec la moindre erreur. Pour chaque expérience, il est calculé puis intégré dans l'ADE dont les prédictions sont comparées aux observations à petite échelle.

Finalement, et pour confirmer ou infirmer la tendance des estimations obtenue dans la maquette, les simulations du modèle de dispersion sont aussi évaluées par des expérimentations effectuées dans une rivière à l'échelle réelle.

4.1. Coefficient de dispersion longitudinale

Le coefficient de dispersion longitudinale est déterminé par des formules empiriques, et expérimentalement à partir des observations réalisées à petite échelle.

4.1.1. Détermination par des formules empiriques

Le coefficient de dispersion longitudinale est aisément accessible au moyen des formules empiriques définies au §1.5.2. Il est calculé *via* sept formules, jugées comme étant les plus pertinentes car basées sur toutes les dimensions hydrauliques du cours d'eau (formules de *Fischer*, *Koussis & Rodriguez-Mirasol* (K&RM), *Kashefpour & Falconer* (K&F), *Liu*, *Magazine*, *Iwasa & Aya* (I&A), et *Seo & Cheong* (S&C)). Certaines de ces formules comme celle de *Liu* ou *I&A* peuvent être spécifiquement adaptées dans le cadre de cette

étude parce qu'elles sont validées, entre autres par des données issues d'expériences à petite échelle.

Quant aux autres, elles sont souvent utilisées notamment pour des cours d'eau naturels, ainsi il est important d'évaluer leurs performances dans un canal droit à petite échelle.

Les estimations du coefficient de dispersion sont présentées dans le tableau 4.1 pour une seule expérience (V5H8M2), les coefficients de dispersion relatifs aux autres expériences figurent en annexe V.

Tableau 4.1 : Détermination du coefficient de dispersion longitudinale de l'expérience V5H8M2 via sept formules empiriques.

Coefficient de dispersion longitudinale (cm ² /s)						
<i>Fischer</i>	<i>K&RM</i>	<i>K&F</i>	<i>S&C</i>	<i>Magazine</i>	<i>I&A</i>	<i>Liu</i>
126,1	26,3	5277	1873	96,0	42	31,7

Les sigles *K&RM*, *K&F*, *S&C*, et *I&A* sont relatifs aux formules de *Kousis et Rodriguez-Mirasol*, *Kashefipour et Falconer*, *Seo et Cheong*, et *Imasa et Aya*.

Cet exemple est représentatif des résultats obtenus pour le coefficient de dispersion longitudinale dans le cas des autres expériences réalisées dans la maquette (Annexe V).

Les coefficients de dispersion longitudinale calculés montrent une disparité importante entre les résultats obtenus par les sept formules, puisqu'un facteur 200 existe entre les deux valeurs extrêmes calculées. Ceci induit entre autres une divergence des concentrations maximales calculées d'un facteur 14, et surtout des profils de concentrations plus ou moins aplatis selon les valeurs du coefficient de dispersion.

Cette disparité pourrait s'expliquer par les faibles dimensions de la maquette par rapport aux données de régression à partir desquelles ces formules empiriques ont été développées.

Néanmoins, deux de ces équations (*Liu* et *I&A*) ont été validées par des données issues des maquettes à petite échelle, ainsi, les valeurs qu'elles fournissent pourraient être plus proches du coefficient de dispersion spécifique de la maquette.

Ces résultats mettent en évidence la difficulté à estimer la valeur du coefficient de dispersion longitudinale au seul moyen des formules empiriques, et renforcent la nécessité

de déterminer ce coefficient avec une méthode expérimentale qui reflète davantage la dispersion dans la maquette.

4.1.2. Détermination expérimentale

Le coefficient de dispersion longitudinale est souvent déterminé expérimentalement par l'intermédiaire de la *Routing procedure* et par les méthodes des *Moments* (§1.5.1).

Pour évaluer ce coefficient avec la plus grande rigueur et précision, une comparaison entre les diverses méthodes est réalisée.

4.1.2.1. Comparaison des différentes méthodes

Pour ce faire, le calcul du coefficient de dispersion par les différentes méthodes citées au §1.5.1, est basé sur des profils temporels de concentrations générés par l'ADE à cinq distances en aval de la source du rejet (Figure 4.1).

En effet, l'ADE est le modèle dont les performances doivent être évaluées *in fine*.

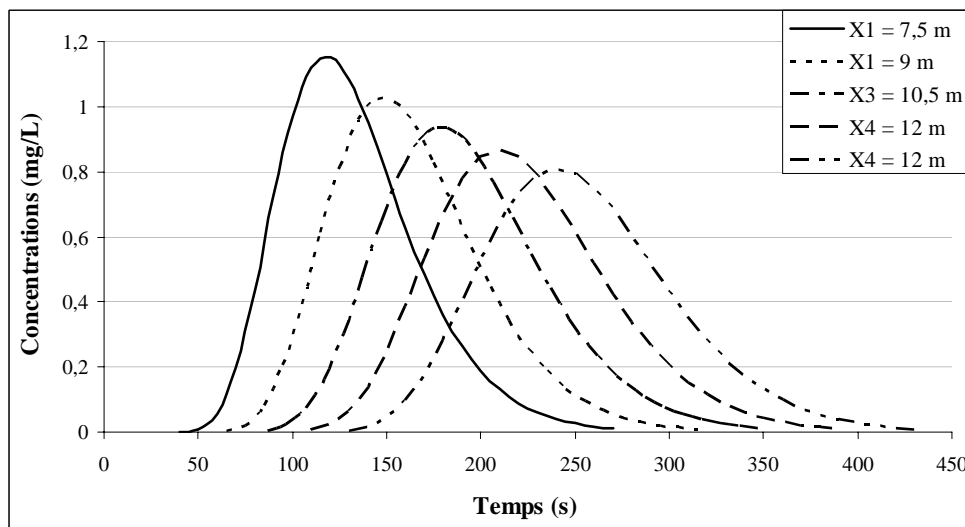


Figure 4.1 : Profils de concentrations générés par l'ADE pour déduire le coefficient de dispersion longitudinale par les différentes méthodes.

Les caractéristiques hydrodynamiques du cours d'eau sont celles de la maquette (34 cm de largeur, une vitesse du courant de 4,9 cm/s, une hauteur d'eau de 5 cm et une masse de traceur rejeté de 82 mg). Le coefficient de dispersion est estimé par la formule empirique de *Fischer* ($D_L = 115,5 \text{ cm}^2/\text{s}$). Ce dernier qui est utilisé pour générer par l'ADE les profils de concentrations, peut prendre n'importe quelle valeur. Son influence dans cette comparaison n'est que secondaire. L'objectif final étant de déduire le coefficient de

dispersion longitudinale à partir des profils de concentrations en utilisant la *Routing procedure* et les méthodes des *Moments*, pour finalement les comparer à la valeur initiale de $115,5 \text{ cm}^2/\text{s}$ (Tableau 4.2).

Tableau 4.2 : Détermination du coefficient de dispersion longitudinale par les méthodes de *Moments* (classique et celle développée par Clark J.) et *Routing*. Le pourcentage de déviation de chaque D_L par rapport à la valeur initiale est calculé.

Méthode de calcul du D_L	Valeur (cm^2/s)	Déviaton par rapport à D_L initial (%)
Valeur initiale	115,5	---
<i>Moment</i> classique	114,9	- 0,5
<i>Moment</i> Clark J.	159,5	38,1
<i>Routing procedure</i>	107	- 7,4

Comme le montre le tableau 4.2, la méthode des *Moments* classique permet de déterminer le D_L en le sous-estimant de 0,5 %. Cette sous-estimation est de 7,4 % pour la *Routing procedure*. Quant à la détermination par la méthode des *Moments* selon l'interprétation de Clark J., la déviation est plus importante puisque la valeur initiale est surestimée de 38,1 %.

Ces erreurs ont une influence directe sur les estimations des concentrations comme le montre la figure 4.2. Une surestimation élevée telle que celle obtenue par la méthode de Clark J., entraîne une sous-estimation conséquente des concentrations (15 %) et un aplatissement du profil des concentrations.

Il convient de noter que cette comparaison entre les différentes méthodes de détermination du coefficient de dispersion longitudinale est effectuée pour un cas particulier correspondant à la maquette et ne peut être généralisée à des conditions hydrodynamiques qui en seraient très éloignées.

La méthode des *Moments* classique ainsi que la *Routing procedure* permettent de déterminer le coefficient de dispersion longitudinale avec une erreur acceptable. Cependant, ceci n'est valable que lorsque le profil des concentrations est complet. En revanche, si ce dernier est incomplet ou s'il présente des irrégularités, l'erreur sur l'évaluation du coefficient de dispersion longitudinale s'amplifie quelle que soit la méthode retenue. Des valeurs négatives du coefficient de dispersion sont parfois obtenues

par la méthode des *Moments* à cause de données manquantes, ce qui est aberrant par rapport à la réalité.

Pour limiter les erreurs liées à des données expérimentales manquantes ou erronées, une nouvelle méthode basée sur celle des *Moments* est mise en œuvre, et doit permettre d'évaluer le coefficient de dispersion longitudinale de façon plus précise.

4.1.2.2. Nouvelle interprétation de la méthode des *Moments*

Pour résoudre le problème des données manquantes qui conditionnent notablement les résultats du coefficient de dispersion longitudinale, le profil des concentrations doit être complété. Ce qui peut être effectué en utilisant notamment une fonction mathématique symétrique ou asymétrique.

Au vu des profils expérimentaux, un profil asymétrique est retenu, et la Gaussienne Modifiée par une Exponentielle¹ constitue une bonne régression des courbes expérimentales puisque le coefficient de détermination moyen obtenue par approximation de tous les profils est environ de 0,99.

Le coefficient obtenu par cette nouvelle interprétation (exemple du paragraphe précédent) est de 118,7 cm²/s, soit une surestimation de 2,8 % par rapport à la valeur initiale. Cette erreur est relativement faible par rapport à la *Routing procedure* et surtout par rapport à la méthode de *Clark J.*, ce qui est très satisfaisant.

Quant au profil des concentrations, il est quasiment identique à celui obtenu avec le coefficient de dispersion initial (Figure 4.2).

¹ Le choix de cette solution et l'équation mathématique correspondante sont discutés au chapitre 5.

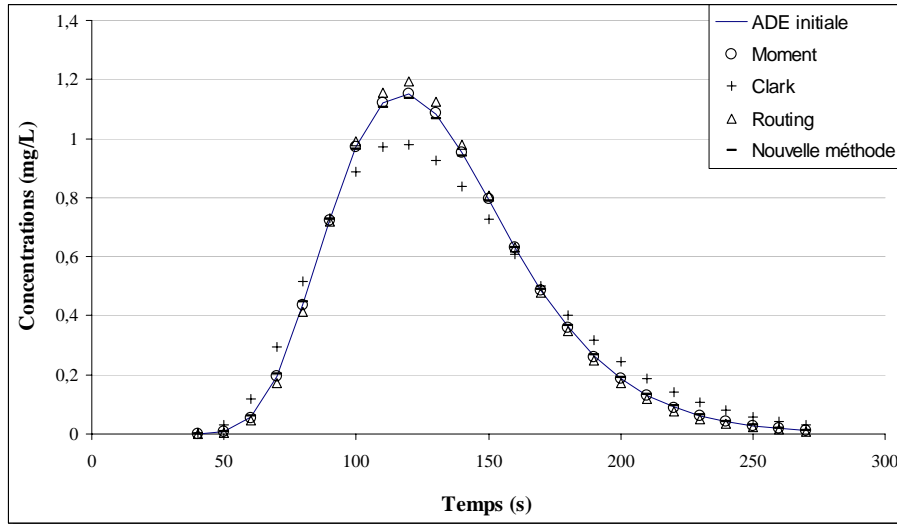


Figure 4.2 : Profil des concentrations pour les coefficients de dispersion évalués par les différentes méthodes en fonction du temps et à 6 m en aval de la source du rejet.

Il convient de noter que la nouvelle interprétation de la méthode des *Moments* a été appliquée sur le profil complet des concentrations, ce qui induit une erreur supérieure à celle obtenue par la méthode des *Moments* classique qui doit toujours être utilisée quand le profil des concentrations est complet. *A contrario*, la nouvelle méthode pourra être retenue préférentiellement dans le cas de profils incomplets.

Par conséquent, la nouvelle interprétation de la méthode des *Moments* sera utilisée pour calculer le coefficient de dispersion longitudinale pour toutes les expérimentations à petite échelle.

4.1.2.3. Détermination du coefficient de dispersion par la nouvelle méthode

Le coefficient de dispersion longitudinale est évalué pour chaque expérience selon la nouvelle interprétation de la méthode des *Moments* classique, en lui associant un coefficient de variation. En effet, chaque expérience étant réalisée trois fois, le coefficient de dispersion obtenu résulte de la moyenne des coefficients des trois expériences (Tableau 4.3).

Tableau 4.3 : Coefficients de dispersion longitudinale de chaque expérience, obtenus selon la nouvelle interprétation de la méthode des *Moments*.

N°	Sigle	Coefficient de dispersion (cm ² /s)	Coefficient de variation (%)
1	V5H5M1	48,2	14,4
2	V9H5M1	75,2	15,2
3	V5H5M3	38,0	34,8
4	V9H5M3	71,6	6,2
5	V5H11M1	34,0	14,1
6	V9H11M1	43,4	6,0
7	V5H11M3	32,4	20,7
8	V9H11M3	50,0	5,5
9	V7H8M2	39,8	13,5
10	V7H8M1	32,5	17,3
11	V7H8M3	45,3	12,0
12	V5H8M2	30,2	30,4
13	V9H8M2	37,8	19,6
14	V7H5M2	54,1	18,5
15	V7H11M2	43,4	2,4

Les coefficients de dispersion présentent des coefficients de variation élevés sur les trois répliques réalisés, qui en moyenne sur les quinze expériences avoisinent 15 %. Cette valeur est acceptable en comparaison des résultats obtenus à l'échelle réelle où un facteur deux peut exister entre deux coefficients de dispersion longitudinale issus de deux expériences effectuées dans les mêmes conditions hydrodynamiques (Kashefipour and Falconer 2002).

Cette déviation est due entre autres à la méthode des *Moments* elle-même qui présente une sensibilité importante aux fluctuations des concentrations.

Après avoir déterminé expérimentalement les coefficients de dispersion longitudinale, il est important de les comparer à ceux calculés au moyen des formules empiriques.

4.1.2.4. Comparaison entre coefficients de dispersion observés et calculés

La comparaison entre les coefficients de dispersion longitudinale calculés expérimentalement et ceux obtenus par les sept formules empiriques, est réalisée avec différents indices statistiques comme le coefficient de divergence R moyenné sur les quinze expériences, le *Factor of two* (Fa_2) et le *facteur de surestimation* ($FOEX$) (Tableau 4.4).

Tableau 4.4 : Evaluation des estimations du coefficient de dispersion longitudinale par différents indices statistiques. L'écart-type sur les 15 expériences est calculé pour le coefficient de divergence R .

	<i>Fischer</i>	<i>K&RM</i>	<i>K&F</i>	<i>S&C</i>	<i>Magazine</i>	<i>I&A</i>	<i>Liu</i>
$R (-)$	4,5±1,1	0,9±0,2	188±87	63±21	2,9±1,0	1,4±0,2	1,1±0,3
Fa_2 (%)	0	100	0	0	27	100	100
$FOEX$ (%)	100	40	100	100	100	100	67

Le tableau 4.4 montre une surestimation des coefficients de dispersion pour la majorité des formules à l'exception de celle de *K&RM* qui présente une légère sous-estimation ($FOEX < 50$ %).

En effet, la majorité des formules empiriques ont été développées pour des cours d'eau naturels, pour lesquels le coefficient de dispersion est plus élevé que dans un canal droit en raison des turbulences, des forces de frottement plus importantes et de la présence des zones mortes.

Néanmoins, ceci n'explique pas la grande disparité entre l'observation et les résultats obtenus par les formules de *K&F* et *S&C* qui nous conduit à les écarter pour le calcul du coefficient de dispersion dans un canal droit.

Quant aux prédictions des formules de *Fischer* et de *Magazine*, les coefficients de divergence s'élevant à 4,5 et 3 respectivement, ce qui représente mal le coefficient de dispersion observé.

En revanche, les formules de *Liu*, de *K&RM* et de *I&A* fournissent des coefficients de dispersion longitudinale proches de ceux observés. La formule de *K&RM* est plus particulièrement retenue parce qu'elle sous-estime légèrement le coefficient de dispersion entraînant ainsi une surévaluation des concentrations calculées par l'ADE.

En fait, une surestimation des observations est généralement préférable lors d'une gestion d'urgence suite à une pollution accidentelle.

Ainsi, force est de constater que, bien que les sept modèles présentés aient été mis au point pour des rivières naturelles, une grande disparité existe entre les résultats qu'ils fournissent. Ceci est dû d'une part, à la manière dont le modèle est conçu (par exemple la formulation de *I&A* est entre autres basée sur des expériences effectuées dans des

maquettes) et d'autre part, à la difficulté de représenter le phénomène de dispersion longitudinale qui varie continuellement.

Malgré cela, l'utilisation de ces formules pour estimer le coefficient de dispersion longitudinale, à défaut de valeur observée, est incontournable pour évaluer en situation d'urgence l'évolution de la pollution au moyen de l'Equation d'Advection-Dispersion.

On retiendra donc dans le canal la formule de *Koussis et Rodriguez-Mirasol* qui sous-estime légèrement le coefficient de dispersion induisant une légère surestimation des concentrations maximales et rendant l'ADE plus adaptée à une situation de crise.

Dans cette première partie, différentes méthodes de calcul du coefficient de dispersion longitudinale ont été évaluées.

Dans le cas où les profils de concentrations expérimentaux sont complets, il est conseillé d'appliquer la méthode des *Moments* classique dont les résultats sont similaires aux observations.

En revanche, lorsque les profils des concentrations sont incomplets, il est préférable de mettre en œuvre la nouvelle interprétation de la méthode des *Moments* qui réduit sensiblement l'influence des données manquantes sur le calcul du coefficient de dispersion.

Cependant, lors d'une dispersion accidentelle, les profils de concentrations ne sont bien souvent pas accessibles, et il faut alors utiliser des formules empiriques pour estimer le coefficient de dispersion longitudinale. Ainsi, il est conseillé d'utiliser la formule de *Koussis et Rodriguez-Mirasol* lorsque les caractéristiques du cours d'eau se rapprochent de celle de la maquette (rapport largeur hauteur inférieur à 50)

Après avoir étudié les différentes méthodes de calcul du coefficient de dispersion longitudinale, il convient maintenant de l'intégrer dans le modèle de dispersion et de comparer ses simulations aux observations à petite échelle.

4.2. Validation de l'ADE à petite échelle

L'évaluation des performances de l'Equation d'Advection Dispersion à petite échelle est effectuée sur la base de la comparaison entre les profils des concentrations observés par les expériences dans la maquette et ceux calculés par l'ADE en prenant le

coefficient de dispersion obtenu selon la nouvelle interprétation de la méthode des *Moments*.

4.2.1. Tendances générale des profils de concentrations

La figure 4.3 illustre au travers d'un exemple (expérience V5H8M2) l'allure des profils expérimentaux obtenus et celle donnée par l'Equation d'Advection-Dispersion (Figure 4.3).

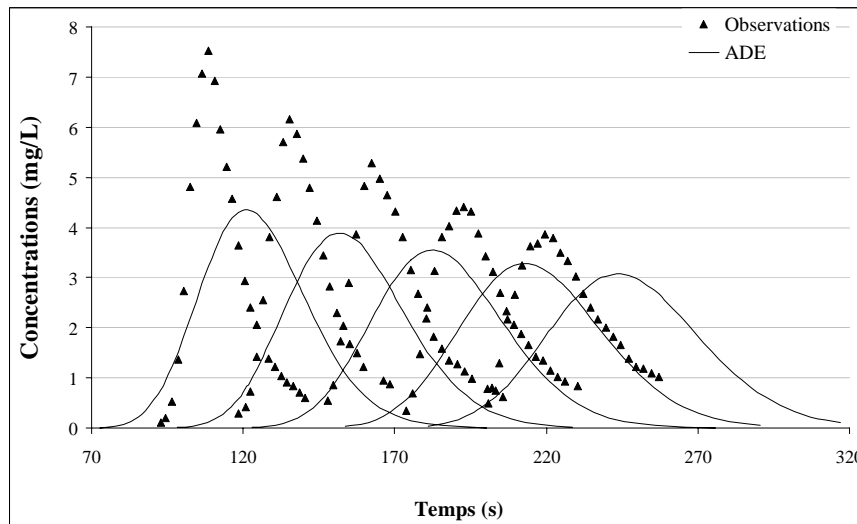


Figure 4.3 : Comparaison entre les profils de concentrations observés par l'expérience V5H8M2 et ceux calculés par l'ADE. Les cinq profils correspondent respectivement à 6 ; 7,5 ; 9 ; 10,5 et 12 m en aval de la source du rejet.

Les profils temporels de l'Equation d'Advection-Dispersion sont généralement en formes de cloches ou d'une gaussienne. Or, ceux observés par l'expérience sont asymétriques, caractérisés par une montée rapide quasi-linéaire des concentrations puis, par une descente lente selon l'allure d'une fonction exponentielle (Figure 4.3). De plus, les courbes estimées sont plus aplaties que celles issues de l'expérience.

Ceci est très probablement dû au domaine d'application de l'ADE. En effet, certains auteurs estiment que la forme gaussienne des profils ne serait satisfaite qu'après avoir atteint une distance maximale équivalente à cinquante fois la longueur de mélange (§1.3.4). Par conséquent, les allures des profils ne seraient gaussiennes qu'après 300 m de dispersion dans la maquette. Cette distance est 21 fois supérieure à sa distance totale actuelle.

Le fait que cette distance ne soit pas atteinte pourrait influencer l'adéquation des estimations de l'ADE avec les observations, notamment en ce qui concerne certains

paramètres comme les concentrations maximales, les temps d'obtention du pic, les temps d'arrivée, de fin et de passage de la pollution à une distance donnée.

4.2.2. Concentrations maximales (Pics)

La figure 4.3 montre que les concentrations maximales observées sont toutes largement sous-évaluées, mais que cette sous-estimation diminue au fur et à mesure que la nappe du traceur s'éloigne du point du rejet.

Cette tendance, obtenue avec le test V5H8M2, est comparable aux résultats de l'ensemble des autres expérimentations. Ainsi, la figure 4.4 présente, de façon récapitulative la moyenne, sur les quinze expériences en fonction de la distance, du coefficient de divergence R pour les concentrations maximales.

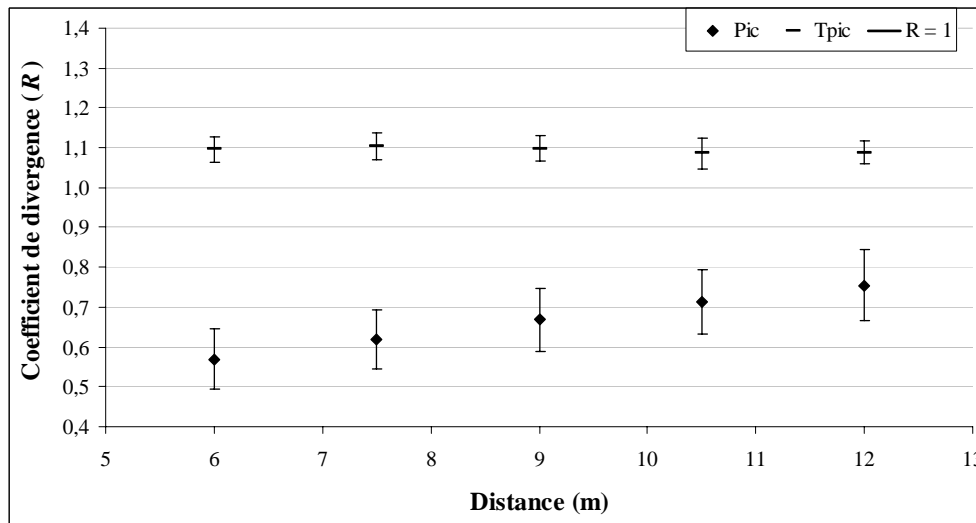


Figure 4.4 : Evolution du coefficient de divergence moyen en fonction de la distance en aval de la source du rejet pour les concentrations maximales et le temps d'arrivée du pic. Les barres verticales correspondent aux écart-types moyens sur les 15 expériences.

Ceci est aussi confirmé par le pourcentage d'erreur moyen E et par la dispersion des prédictions autour de la moyenne des observations ($MRSE$) qui diminuent sensiblement avec l'augmentation de la distance au point de rejet (Tableau 4.5).

Tableau 4.5 : Récapitulatif des indices statistiques pour l'évaluation des concentrations maximales en fonction de la distance.

	Distance (m)	<i>R</i> (-)	<i>E</i> (%)	<i>MRSE</i> (-)	<i>FOEX</i> (%)
Concentrations maximales	6	0,57	75,76	0,30	0
	7,5	0,62	61,83	0,22	0
	9	0,67	49,74	0,16	0
	10,5	0,71	40,07	0,11	0
	12	0,75	32,59	0,08	0

Il convient de noter que la sous-estimation générale des concentrations maximales ($FOEX = 0\%$) pourrait être due au domaine d'application de l'Equation d'Advection-Dispersion. Ceci est conforté par la diminution de l'asymétrie des profils et du *MRSE* lorsque la distance à la source de contamination augmente.

Par conséquent, l'Equation d'Advection-Dispersion pourrait être inadaptée dans le début de la zone du champ lointain où les profils des concentrations sont asymétriques.

Ces résultats sont obtenus en intégrant dans l'ADE le coefficient de dispersion longitudinale déterminé expérimentalement, c'est-à-dire en tentant de minimiser l'erreur sur les données d'entrée. Si le coefficient de dispersion est calculé par des formules empiriques, alors l'erreur engendrée par une mauvaise approximation, pourrait avoir un effet variable sur les prédictions du modèle de dispersion.

En effet, un coefficient de dispersion trop petit permettrait soit de diminuer la sous-estimation des observations, soit s'il est largement sous-estimé, de surévaluer les concentrations.

A l'inverse, une majoration du coefficient de dispersion, comme cela a été observé au § 4.1.1 pour la plupart des résultats issus des formules empiriques, contribuerait à diminuer davantage les concentrations maximales prédites, amplifiant ainsi la divergence par rapport aux observations.

4.2.3. Temps d'arrivée du pic

Les temps d'arrivée du pic sont généralement surestimés ($R > 1$) avec un coefficient de divergence quasi-constant en fonction de la distance (Figure 4.4). Cependant, cette surestimation est faible puisque le pourcentage d'erreur moyen est environ de 10 %, avec un facteur de dispersion *MRSE* qui se rapproche de la valeur nulle (Tableau 4.6).

Tableau 4.6 : Récapitulatif des indices statistiques pour l'évaluation des temps d'arrivée des concentrations maximales en fonction de la distance.

	Distance (m)	R (-)	E (%)	$MRSE$ (-)	$FOEX$ (%)
Temps d'arrivée du pic	6	1,10	9,6	0,01	100
	7,5	1,10	10,4	0,01	100
	9	1,10	9,8	0,01	100
	10,5	1,09	8,6	0,01	100
	12	1,09	8,8	0,01	100

La surestimation des temps d'arrivée du pic signifie que l'arrivée des concentrations maximales est tardive par rapport à l'observation, ce qui est pénalisant en situation d'urgence, néanmoins ce retard moyen reste faible.

4.2.4. Temps d'arrivée, de fin et de passage de la pollution

Le temps d'arrivée de la pollution est défini par le temps nécessaire pour atteindre une concentration équivalente à 10 % de la concentration maximale.

Puisque les concentrations maximales observées et calculées sont différentes, celles correspondantes à 10 % du pic le seront aussi. La comparaison des deux temps est donc effectuée sur la base de concentrations différentes (calculées et observées).

La comparaison des temps d'arrivée, observés et calculés, montre que le coefficient de divergence moyen se rapproche de l'unité au fur et à mesure que la nappe se disperse en aval de la source du rejet (Figure 4.5).

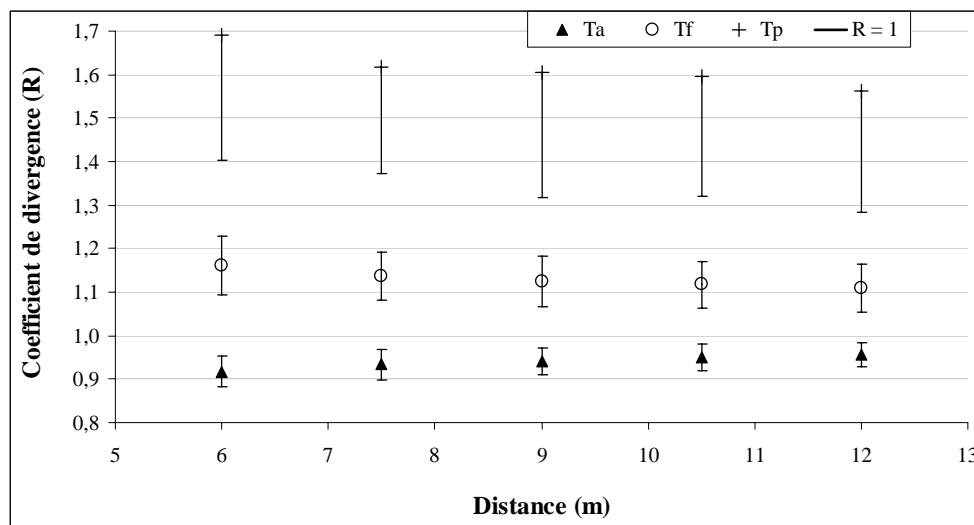


Figure 4.5 : Evolution du coefficient de divergence moyen en fonction de la distance en aval de la source du rejet pour les temps de début, de fin et de passage de la pollution (T_A , T_F et T_P). Les barres verticales correspondent aux écart-types moyens sur les 15 expériences.

La sous-estimation des temps d'arrivée est générale puisque les coefficients de divergence sont tous inférieurs à la droite $R = 1$ ($FOEX = 0 \%$). Le pourcentage d'erreur moyen E diminue d'un facteur 2 entre la première et la dernière distance de prélèvement pour laquelle l'erreur avoisine 4% (Tableau 4.7).

Tableau 4.7 : Récapitulatif des indices statistiques pour l'évaluation des temps d'arrivée de la pollution en fonction de la distance.

	Distance (m)	$R (-)$	$E (\%)$	$MRSE (-)$	$FOEX (\%)$
Temps d'arrivée de la pollution	6	0,92	8,2	0,01	0
	7,5	0,93	6,6	0,00	0
	9	0,94	5,9	0,00	0
	10,5	0,95	5,1	0,00	0
	12	0,96	4,3	0,00	0

Les temps d'arrivée de la pollution sont correctement prédits par l'ADE avec une dispersion des prédictions quasiment nulle autour des observations (MRSE très faible). Finalement, la faible sous-estimation des temps n'est pas importante et ne nuit pas à l'adéquation du modèle, puisqu'il est préférable de légèrement anticiper la pollution plutôt que de la prévoir avec retard.

Quant au temps de fin de la pollution, il est défini aussi par le temps nécessaire pour atteindre une concentration dans la traînée de la nappe équivalente à 10% de la concentration maximale.

La comparaison entre les temps observés par l'expérience et ceux calculés par l'Equation d'Advection Dispersion, montre que le coefficient de divergence diminue légèrement (de l'ordre de 5%) en fonction de la distance (Tableau 4.8 et Figure 4.5).

Tableau 4.8 : Récapitulatif des indices statistiques pour l'évaluation des temps d'arrivée de la pollution en fonction de la distance.

	Distance (m)	$R (-)$	$E (\%)$	$MRSE (-)$	$FOEX (\%)$
Temps de fin de la pollution	6	1,16	16,0	0,02	100
	7,5	1,14	13,7	0,02	100
	9	1,12	12,4	0,01	100
	10,5	1,12	11,7	0,01	100
	12	1,11	10,8	0,01	100

Par ailleurs, la surestimation est permanente ($FOEX = 100 \%$) signifiant que la fin de la pollution est annoncée tardivement par rapport à l'observation. Ceci se reflète par une traînée plus longue que dans la réalité comme le montre la figure 4.3.

Finalement, le temps de passage est déduit par simple soustraction des deux temps étudiés précédemment.

Mais malgré une évaluation acceptable des temps d'arrivée et de fin de la pollution, la surestimation et la sous-estimation respectives de ces temps amplifie l'erreur sur l'évaluation du temps de passage de la pollution, qui est alors largement surestimé ($FOEX = 100 \%$) (Figure 4.4 et Tableau 4.9).

Tableau 4.9 : Récapitulatif des indices statistiques pour l'évaluation des temps de passage de la pollution en fonction de la distance.

	Distance (m)	$R (-)$	$E (\%)$	$MRSE (-)$	$FOEX (\%)$
Temps de passage de la pollution	6	1,69	69,2	0,26	100
	7,5	1,62	61,8	0,22	100
	9	1,61	60,5	0,22	100
	10,5	1,60	59,6	0,21	100
	12	1,56	56,3	0,19	100

L'amélioration des estimations en fonction de la distance se traduit par une diminution du pourcentage d'erreur moyen de 13 % entre la première et la dernière distance de prélèvement.

Par ailleurs, la divergence des temps de passage par rapport aux observations est confirmée par une forte dispersion des prédictions autour des moyennes des observations comme le montre le facteur de dispersion $MRSE$.

4.2.5. Conclusion

La première étape de validation de l'Equation d'Advection-Dispersion à petite échelle et avec différentes configurations (hydrodynamiques et quantité du rejet), a montré que les concentrations maximales et les temps de passage de la pollution sont respectivement sous et surestimés avec un coefficient de divergence élevé.

Cependant, les temps d'arrivée du pic, et les temps de début et de fin de la pollution sont prédits avec une déviation acceptable.

Les concentrations estimées au moyen de l'ADE ou d'autres modèles devraient de préférence surestimer les concentrations et non l'inverse, et sous-évaluer les temps d'arrivée du pic et de début de pollution. Ce décalage entre l'observation et les simulations est certainement lié au fait que les profils de concentrations expérimentaux sont asymétriques, et ce, bien que la dispersion s'effectue dans le champ lointain au-delà de la longueur de mélange obtenue expérimentalement.

Il a donc semblé nécessaire de s'appuyer sur d'autres résultats expérimentaux notamment à grande échelle pour infirmer ou confirmer les résultats obtenus en maquette.

4.3. Validation de l'ADE à grande échelle

La littérature abonde de théories sur les phénomènes de dispersion mais elle manque cruellement de données empiriques complètes issues d'expérimentations à l'échelle réelle.

Une seule expérience suffisamment explicitée, a été trouvée pour valider l'ADE à grande échelle.

4.3.1. Présentation des données expérimentales

Les données complètes utilisées pour la validation du modèle ont été publiées par *Atkinson et Davis* (Atkinson and Davis 2000).

La simulation expérimentale de la dispersion est menée sur une portion de 14 Km environ, dans la rivière *Severn* en Angleterre.

Le traceur utilisé est la Rhodamine WT, il est injecté linéairement à travers la section, et les analyses sont effectuées par fluorescence moléculaire. Les prélèvements temporels sont effectués à sept distances différentes en aval de la source linéaire transversale entre 210 et 13 775 m.

La section de la rivière ainsi que la vitesse et le débit du courant sont mesurés en 86 points sur la portion étudiée. Une étude statistique de ces paramètres montre qu'ils sont relativement uniformes pendant la durée de l'expérience.

Les valeurs moyennes de ces paramètres ainsi que la quantité de traceur et les distances de prélèvements sont présentées dans le tableau 4.10.

Tableau 4.10 : Caractéristiques de la simulation expérimentale de dispersion dans la rivière *Severn* (UK).

Vitesse du courant U (m/s)	$0,687 \pm 0,031$						
Vitesse de cisaillement U^* (m/s)	$0,053 \pm 0,031$						
Section A (m ²)	$12,06 \pm 3,76$						
Quantité de traceur M (Kg)	1 000						
Distance de prélèvements X (m)	210	1 175	2 875	5 275	7 775	10 275	13 775

Il convient de noter que les vitesses du courant mesurées aux trois premières distances de prélèvements sont supérieures de 6 % environ par rapport à la moyenne. Ceci pourrait influencer les prédictions du modèle de dispersion qui lui est basé sur la vitesse moyenne du courant.

L'évolution des concentrations en fonction du temps et à différentes distances en aval de la source du rejet est présentée à la figure 4.6.

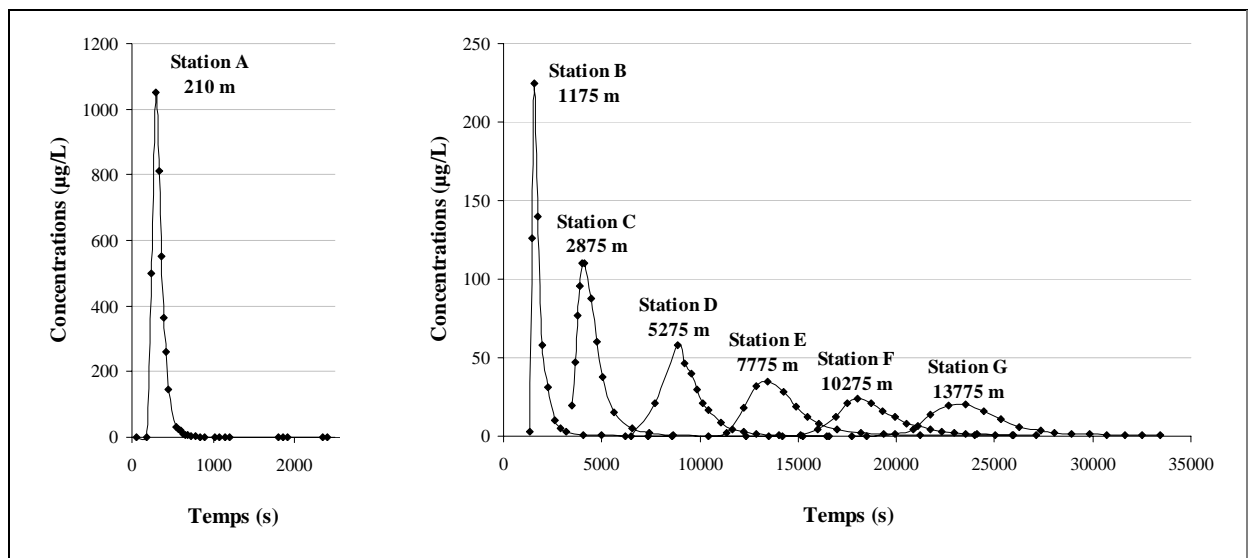


Figure 4.6 : Présentation des profils de concentrations en fonction du temps et à différentes distances en aval de la source du rejet.

Les conditions hydrodynamiques de la rivière *Severn* (Tableau 4.10) ainsi que les profils de concentrations expérimentaux (Figure 4.6) vont permettre de déterminer respectivement la longueur de mélange et le coefficient de dispersion longitudinale. L'objectif final consiste à comparer les estimations de l'Equation d'Advection-Dispersion aux observations.

4.3.2. Longueur de mélange

La longueur de mélange est calculée par l'intermédiaire des formules présentées dans le paragraphe 1.4 afin de déterminer le début de la zone du champ lointain, et déduire ainsi le domaine d'application de l'ADE.

Les valeurs obtenues par les différentes formules empiriques sont présentées dans le tableau 4.11.

Tableau 4.11 : Longueur de mélange de la rivière *Severn* estimée par des formules théoriques et empiriques. L_M étant la longueur de mélange (m).

Auteur	<i>André</i>	<i>Day</i>	<i>Hull</i>	<i>Beltaos</i>	<i>Elder</i>	<i>Fischer</i>	<i>Rimmar</i>	<i>Ward</i>	<i>Yotsukura</i>
L_M (m)	121	7	301	25 357	34	880	2 535	9 535	543

Comme le montre le tableau 4.11, la longueur de mélange varie entre 7 et 25 500 m environ.

Certainement, les longueurs de mélange estimées par *Day* et *Elder* sont trop faibles et ne peuvent pas représenter la réalité. Quant aux formules de *Beltaos*, *Rimmar* et *Ward*, les prédictions sont trop pessimistes et semblent irréalistes pour les prendre en compte.

Bien que les estimations des modèles restants soient très variées, les valeurs calculées semblent être plus logiques que les précédentes. Ainsi, en s'appuyant sur ces estimations, la valeur la plus pessimiste choisie est celle estimée par *Fischer*, soit une longueur de 880 m en aval de la source du rejet.

Malheureusement, aucune vérification expérimentale ne peut être proposée quant au choix de cette longueur de mélange qui ne peut pas être déduite des données publiées.

Le premier profil de concentration obtenu à 210 m de la source du rejet (à gauche de la figure 4.6) est situé probablement en amont de la zone du champ lointain. Devant cette incertitude qui pourrait influencer la comparaison entre les observations et les estimations du modèle, cette distance est exclue de cette étude.

Après avoir estimé la longueur de mélange et le début de la zone du champ lointain, il convient maintenant de déterminer le coefficient de dispersion longitudinale afin de l'intégrer dans le modèle de dispersion.

4.3.3. Coefficient de dispersion longitudinale

Le coefficient de dispersion longitudinale est déterminé expérimentalement et empiriquement.

4.3.3.1. Détermination expérimentale

Le coefficient de dispersion longitudinale est calculé par la *Routing procedure* et par les différentes méthodes des *Moments* (classique, *Clark J.* et la nouvelle interprétation). Les différents coefficients de dispersion, ainsi que le pourcentage d'erreur E par rapport à la valeur obtenue avec la méthode des *Moments* classique, sont présentés dans le tableau 4.12.

Tableau 4.12 : Détermination du coefficient de dispersion longitudinale par les méthodes de *Moments* et par la *Routing procedure*.

Méthode de calcul du D_L	D_L (m ² /s)	E (%)
<i>Moment</i> classique	23,2	---
<i>Moment Clark J.</i>	43,1	85,8
<i>Routing procedure</i>	17,4	-25,0
<i>Moment</i> nouvelle interprétation	22,4	-3,5

Le tableau 4.12 montre que les valeurs du coefficient de dispersion issues des différentes méthodes sont toutes comparables, à l'exception de celle calculée par la méthode de *Clark J.* pour laquelle le pourcentage d'erreur avoisine 86 %.

Quant à la *Routing procedure* et la nouvelle interprétation de la méthode des *Moments*, elles sous-estiment le coefficient de dispersion respectivement avec 25 et 3,5 % de déviation.

Ces résultats sont comparables à ceux obtenus dans le §4.1.2 confirmant les bons résultats issus de la nouvelle interprétation de la méthode des *Moments*.

Il est évident que la validation définitive de cette nouvelle méthode nécessite qu'elle soit appliquée à d'autres essais expérimentaux afin de confirmer ses performances et connaître ses limites.

Finalement, le coefficient de dispersion longitudinale obtenu par la méthode des *Moments* classique sera intégré dans l'ADE. Néanmoins, auparavant, il semble important de comparer cette valeur expérimentale à celles calculées par des formules empiriques qui souvent sont les seules méthodes disponibles en situation d'urgence.

4.3.3.2. Détermination empirique

La détermination empirique du coefficient de dispersion longitudinale est effectuée par l'intermédiaire des sept formules déjà utilisés pour le calcul de D_L dans la maquette.

Les estimations du coefficient de dispersion ainsi que le pourcentage d'erreur E et le coefficient de divergence par rapport à la valeur expérimentale, sont résumés dans le tableau 4.13.

Tableau 4.13 : Comparaison entre coefficients de dispersion longitudinale calculé et observé dans la rivière *Severn*.

	D_L observée (m^2/s)	D_L (m^2/s)	R (-)	E (%)
<i>Fischer</i>		106,5	4,6	359
<i>Koussis & Rodriguez-Mirasol</i>		34,6	1,5	49
<i>Kashefipour & Falconer</i>		55,6	2,4	140
<i>Seo & Cheong</i>	23,2	68,6	3,0	196
<i>Magazine</i>		1,8	0,1	1187
<i>Iwa & Aya</i>		17,1	0,7	36
<i>Liu</i>		37,3	1,6	61

La formule la moins adaptée aux conditions de la rivière *Severn* est celle de *Magazine* puisqu'elle sous-estime largement le coefficient de dispersion. La valeur calculée est 13 fois inférieure à celle observée par l'expérience.

Quant aux modèles de *Fischer*, de *K&F* et de *S&C*, ils surestiment respectivement avec les facteurs 4,5 ; 2,4 et 3.

Il est nécessaire de signaler que la divergence des estimations issues de la formule de *Fischer* est identique à celle obtenue à petite échelle (Tableau 4.4).

Quant aux prédictions de *K&F* et de *S&C*, elles présentent des estimations similaires parce que la première équation est basée sur une légère modification empirique de la seconde.

Par ailleurs, la valeur calculée par l'équation de *I&A* sous-estime le coefficient de dispersion avec une erreur de 36 %, et donc aura tendance à surestimer les concentrations. Ceci s'explique par le fait que cette formule a été développée en se basant notamment sur des données obtenues à petite échelle dans des maquettes de laboratoire. En effet, ces maquettes ne sont généralement pas représentatives des cours d'eau naturels en raison de l'absence des zones mortes, d'expansions ou de contractions.

Les estimations issues des formules de *Liu* et de *K&R* sont proches de la valeur observée. La surestimation est quantifiée à 61 et 49 % respectivement.

Il convient de noter que la déviation de estimations de ces deux formules empiriques par rapport à l'observation est relativement comparable à celle obtenue dans la maquette puisque les coefficients de divergence sont proches de l'unité (§4.1.2.4). Ceci confirme ainsi la fiabilité des prédictions de ces deux formules à grande et à petite échelle.

Finalement, les formules de *I&A*, *Liu* et de *K&R* peuvent donc être utilisées pour estimer le coefficient de dispersion longitudinale lors d'une situation de crise suite à une pollution accidentelle d'un cours d'eau, ayant un rapport largeur-hauteur faible (7 dans la maquette, 45 pour la rivière *Severn*) et présentant un faible taux de présence de zones mortes ou d'autres anomalies naturelles.

Cependant, lors d'une situation normale, comme la validation d'un modèle de dispersion par des essais à l'échelle réelle, il est conseillé de déterminer expérimentalement le coefficient de dispersion.

4.3.4. Comparaison entre les observations et les estimations de l'ADE

La comparaison entre les observations et les estimations de l'Equation d'Advection-Dispersion est présentée dans la figure 4.7.

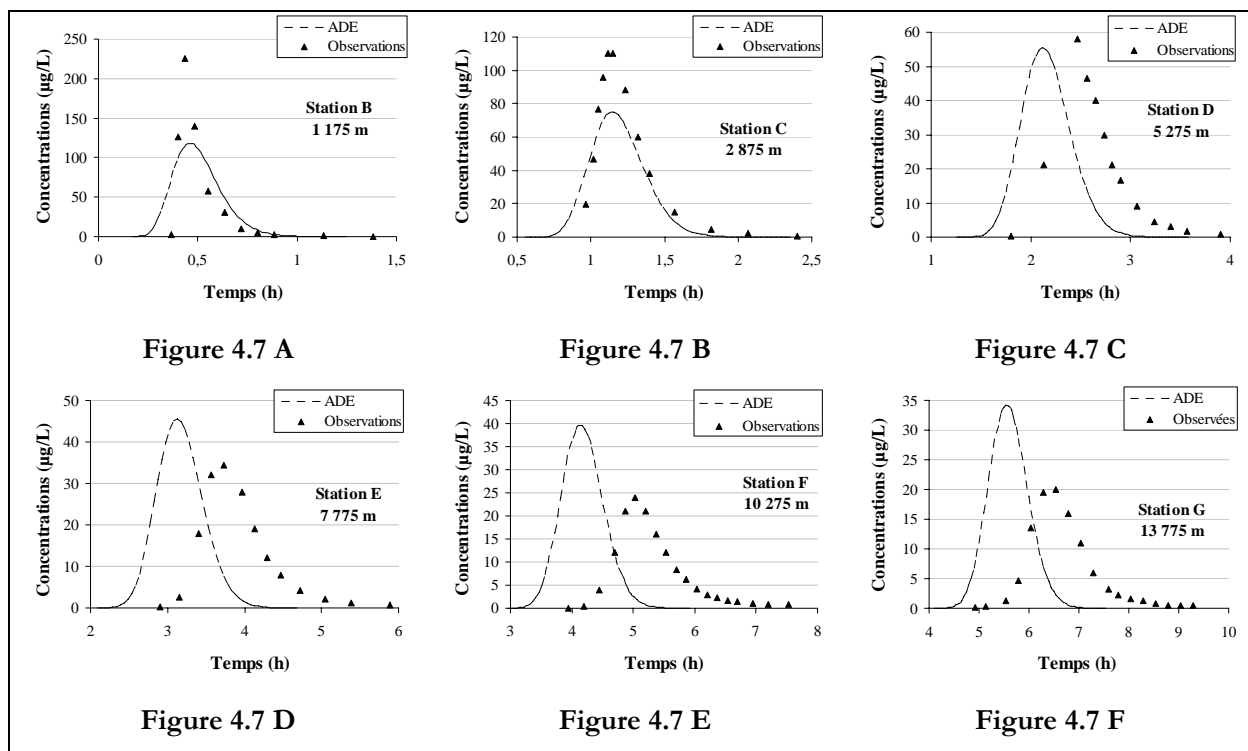


Figure 4.7: Comparaison entre les observations obtenues dans la rivière *Severn* (UK) et les prédictions de l'Equation d'Advection-Dispersion.

L'allure des profils observés est similaire à celle obtenue dans la maquette par son asymétrie caractérisée par une montée aigüe des concentrations et une décroissance plus lente.

Néanmoins, la dissymétrie est moins prononcée que la tendance observée dans la maquette. Ceci s'explique certainement par les forces de frottements qui sont plus importantes dans la rivière *Severn* que dans la maquette, entraînant un étirement longitudinal de la nappe de pollution, du front jusqu'à la traînée. Cet étirement s'accroît au fur et à mesure que la nappe se disperse en aval de la source du rejet.

Par ailleurs, une comparaison visuelle entre les observations et les estimations de l'ADE montre que les profils de concentrations sont mal évalués à l'exception de la troisième distance en aval de la source du rejet (Figure 4.7).

Les formes des courbes prédites se rapprochent de celles observées, du fait que l'allure des courbes expérimentales s'apparente de plus en plus à une gaussienne. Toutefois, le décalage temporel persiste à partir du troisième point de prélèvement.

4.3.4.1. Concentrations maximales

Les concentrations maximales calculées fluctuent entre sous et surestimation en fonction de la distance comme le montre la figure 4.8.

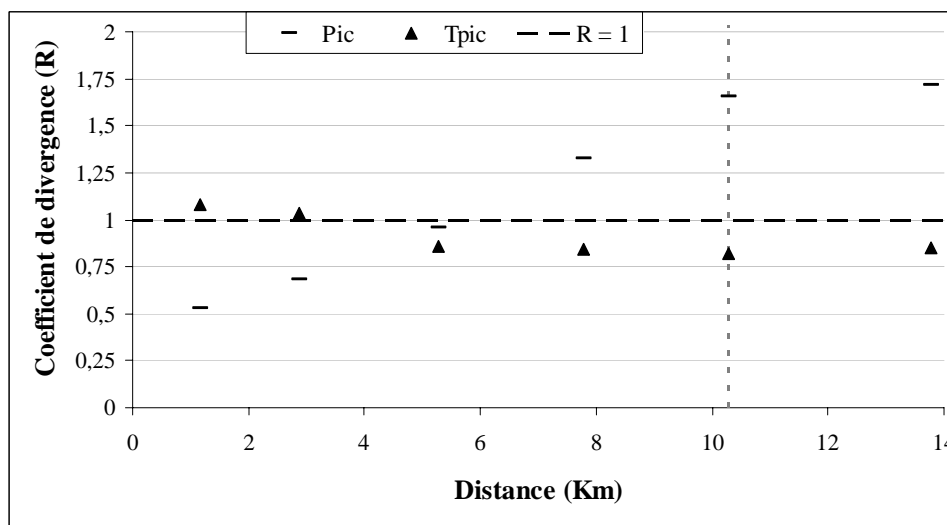


Figure 4.8 : Coefficient de divergence des concentrations maximales et des temps correspondants en fonction de la distance en aval de la source du rejet.

En effet, le premier pic (Station B) est sous-estimé d'un facteur deux. De plus, le rapport de divergence R semble suivre une tendance quasi linéaire jusqu'à 10 Km environ. Il est important de signaler qu'à la distance de 5 Km environ, le coefficient de divergence est légèrement inférieur à l'unité avec une erreur minimale de 4,5 %, et qu'après cette distance, il est en revanche supérieur à 1.

Cette évolution linéaire semble se stabiliser pour les deux derniers points de prélèvement pour atteindre une surestimation se traduisant par un pourcentage d'erreur moyen de 69 % environ (Tableau 4.14). Cette constatation s'appuie sur un faible nombre points de mesures expérimentales qui ne permet pas de conclure de façon catégorique.

Tableau 4.14: Récapitulatif des indices statistiques pour l'évaluation des concentrations maximales prédites par l'ADE et observées dans la rivière *Severn* en fonction de la distance.

	Distance (m)	$R (-)$	$E (%)$	$FOEX (%)$
Concentrations maximales	1 175	0,53	90,4	50
	2 875	0,68	46,2	
	5 275	0,96	4,5	
	7 775	1,32	32,5	
	10 275	1,66	65,8	
	13 775	1,72	71,5	

Les simulations de l'ADE qui oscillent entre sous et surestimation se traduisent finalement par un facteur de surévaluation acceptable (FOEX = 50 %).

Ceci renforce les observations issues des expérimentations en maquette concernant le domaine d'application de l'ADE dans le champ lointain, et permet de définir une distance à partir de laquelle cette équation pourrait être utilisée pour évaluer la dispersion. Ici, il semblerait que cette distance soit voisine (mais plus éloignée) de la station F.

4.3.4.2. Temps d'arrivée des pics

Les temps d'arrivée des pics sont relativement bien prédits par l'ADE surtout aux deux premières distances puisque les coefficients de divergence correspondants sont très proches de l'unité (Figure 4.8) avec des pourcentages d'erreur respectifs de 8 et 4 % environ (Tableau 4.15).

Tableau 4.15 : Récapitulatif des indices statistiques pour l'évaluation des temps d'arrivée des pics prédits par l'ADE et observées dans la rivière *Severn* en fonction de la distance.

	Distance (m)	R (-)	E (%)	FOEX (%)
Temps d'arrivée des pics	1 175	1,08	7,7	33
	2 875	1,03	3,5	
	5 275	0,86	16,5	
	7 775	0,84	19,1	
	10 275	0,82	21,8	
	13 775	0,85	17,8	

Pour les quatre dernières distances, les temps d'arrivée sont sous-estimés avec une déviation constante d'environ 19 %.

Ceci peut être dû au fait que l'Equation d'Advection-Dispersion néglige certains phénomènes entre autres les zones mortes et les phénomènes de frottement qui contribuent à la rétention d'une partie de la nappe de pollution, induisant un retard de sa progression longitudinale par rapport aux simulations.

Cependant, les deux premiers temps d'arrivée sont par contre surestimés probablement en raison d'une vitesse du courant local supérieure de 6 % environ à la vitesse moyenne et qui permettrait à la nappe de se déplacer plus vite que les estimations qui sont basées sur la vitesse moyenne.

4.3.4.3. Temps d'arrivée, de fin et de passage de la pollution

La totalité des temps d'arrivée de la pollution est sous-estimée par l'ADE comme le montre la figure 4.9.

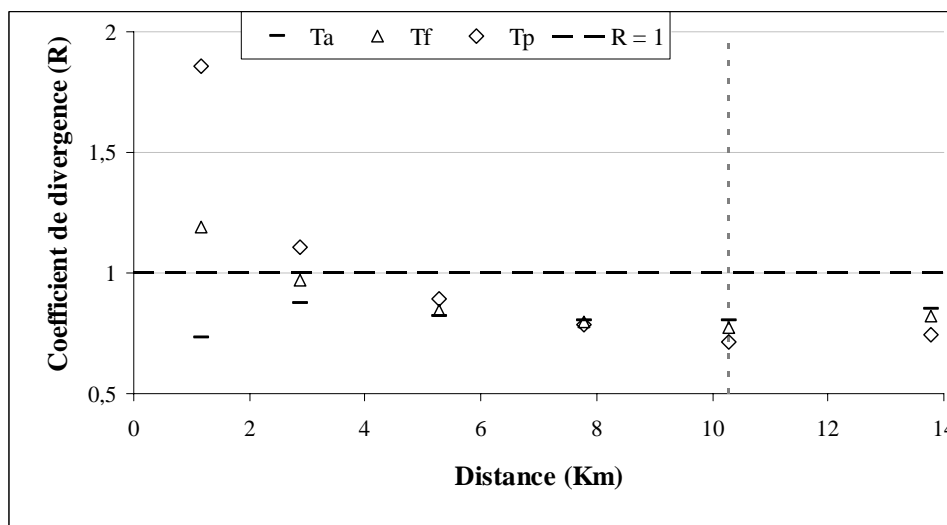


Figure 4.9 : Coefficient de divergence des temps d'arrivée, de fin et de passage de la pollution en fonction de la distance en aval de la source du rejet (T_A , T_F et T_P).

A l'exception des deux premières distances, la tendance des estimations des temps d'arrivée de la pollution est quasiment stable avec une déviation moyenne d'environ 22 % pour les quatre dernières distances (Tableau 4.16).

Tableau 4.16 : Récapitulatif des indices statistiques concernant les temps d'arrivée de la pollution prédits par l'ADE et observés dans la rivière *Severn* en fonction de la distance.

	Distance (m)	R (-)	E (%)	FOEX (%)
Temps d'arrivée de la pollution	1 175	0,73	36,9	0
	2 875	0,88	14,2	
	5 275	0,82	21,7	
	7 775	0,81	24,0	
	10 275	0,80	24,9	
	13 775	0,85	17,6	

D'autres temps d'arrivée relatifs à des distances de prélèvements supérieures à 14 Km seraient nécessaires pour confirmer la tendance du modèle ADE à sous estimer les temps réels d'arrivée de la nappe de pollution à partir du dixième kilomètre de la source du rejet.

Quant aux temps de fin de la pollution la tendance varie entre surestimation pour le premier temps et sous-évaluation pour les suivants (Figure 4.9). Cette dernière se stabilise

légèrement à partir de la quatrième distance sur une déviation moyenne de 25 % (Tableau 4.17).

Tableau 4.17 : Récapitulatif des indices statistiques pour l'évaluation des temps de fin de la pollution prédits par l'ADE en fonction de la distance.

	Distance (m)	R (-)	E (%)	FOEX (%)
Temps de fin de la pollution	1 175	1,19	19,3	17
	2 875	0,97	2,8	
	5 275	0,85	18,0	
	7 775	0,80	25,1	
	10 275	0,77	29,2	
	13 775	0,82	21,9	

Un coefficient de divergence inférieur à l'unité signifie que la traînée de la nappe de pollution est plus courte que celle observée expérimentalement. Par conséquent, l'ADE tend à prévoir une disparition précoce de la pollution à une distance donnée ($FOEX = 33\%$), ce qui n'a pas été observé dans des conditions plus idéales existant dans la maquette de laboratoire.

La combinaison des temps d'arrivée et de fin de la pollution permet de déduire le temps de passage de la nappe à une distance donnée. Ainsi, comme le montre la figure 4.9, le coefficient de divergence diminue progressivement en fonction de la distance pour probablement se stabiliser à partir du dixième kilomètre.

Ce résultat s'explique par les phénomènes cités précédemment (rugosité prononcée, zones mortes, expansions, rétention du produit...) qui contribuent à étaler davantage dans le sens longitudinal la nappe de polluant. L'absence de ces phénomènes dans l'ADE contribue ainsi à sous-estimer la longueur de la nappe à une distance donnée, et par conséquent sous-évaluer son temps de passage.

4.3.4.4. Conclusion

La comparaison entre les profils expérimentaux observés dans la rivière *Severn* et ceux prédits par l'Equation d'Advection-Dispersion a montré la présence de deux zones distinctes dans le champ lointain : la première est située entre le premier (Station B) et le quatrième profil de concentrations (Station E), et la seconde débiterait à partir de la cinquième distance en aval de la source du rejet, soit 10 275 m.

La première zone se caractérise par une faible adéquation de l'ADE à représenter le phénomène de dispersion, tant en ce qui concerne les caractéristiques du pic (concentrations maximales et temps d'arrivée du pic) que les temps d'arrivée et de fin de la nappe. Ceci est dû à une dissymétrie des profils de concentrations qui diminue progressivement au fur et à mesure que la nappe s'éloigne en aval de la source du rejet.

Bien qu'une légère asymétrie persiste dans l'allure des courbes des concentrations temporelles observées aux deux dernières distances, l'ADE semble mieux adaptée pour estimer les paramètres de dispersion dans la deuxième zone.

Cependant, d'autres profils de concentrations situés en aval de la dernière station auraient été souhaitables pour confirmer la tendance constatée dans cette seconde zone.

La distance correspondant au début de la seconde zone est équivalente à 12 fois la longueur de mélange prédite par *Fischer*. Cette longueur est largement supérieure aux estimations de *Fischer*, *Denton*, et *Sayre* qui proposent une longueur respectivement supérieure à 2,5 ; 4-5 et 10 fois la longueur de mélange (§1.3.4). Néanmoins, elle est aussi largement inférieure à la longueur proposée par *Liu* qui estime que le profil gaussien n'est obtenu qu'à une distance équivalente à 50 fois la longueur de mélange, soit 44 kilomètres.

4.4. Conclusion

Les estimations de l'Equation d'Advection-Dispersion étant fortement dépendantes du coefficient de dispersion longitudinale, nous nous sommes intéressés dans un premier temps aux différentes méthodes de détermination de ce coefficient.

A l'issue de cette comparaison, une nouvelle procédure a été développée pour permettre d'évaluer expérimentalement le coefficient de dispersion lorsque les profils de concentrations mesurés sont incomplets.

Après avoir calculé les coefficients de dispersion des expérimentations à l'échelle réduite, ils ont été intégrés dans l'ADE dans le but de tester ses performances à reproduire les essais expérimentaux.

La comparaison entre les observations et les simulations a montré d'une part, que les concentrations maximales et les temps de début de la pollution sont sous-estimés, et d'autre part, que les temps d'arrivée du pic, et les temps de fin et de passage de la

pollution sont surestimés. Ceci est dû au fait que l'ADE ne représente pas les phénomènes observés, notamment l'asymétrie de la courbe représentant la concentration en fonction du temps à une distance donnée.

Cette hypothèse est renforcée par les résultats obtenus sur des essais à grande échelle, permettant d'étudier la dispersion d'une nappe de polluant sur des échelles de distance et de temps élargies.

Les profils de concentrations sont clairement asymétriques dans la première zone du champ lointain avant de prendre progressivement une allure gaussienne (2^{ème} zone). Par conséquent, les simulations par l'ADE fluctuent entre sous et surestimation pour la majorité des paramètres. Ceci s'amenuise dans la deuxième zone pour finalement tendre vers une surestimation des concentrations maximales, une sous-estimation des temps d'arrivée du pic, et des temps d'arrivée, de fin et de passage de la pollution.

Ainsi, il semblerait que l'ADE ne devrait être appliquée que lorsque le champ lointain est bien *établi*.

La distance correspondante à l'amorce d'obtention des profils symétriques à l'échelle réelle est observée à une distance équivalente à 12 fois la longueur de mélange, soit une dizaine de kilomètres.

Or, suite à une pollution accidentelle des cours d'eau par des produits chimiques miscibles, rares sont les cas où la nappe de pollution dépasse plusieurs kilomètres (Annexe I). Par conséquent, il est important de développer un modèle spécifique de dispersion, dont le domaine d'application se situe entre le début du champ proche et le début du domaine d'application de l'Equation d'Advection-Dispersion.

Chapitre 5 : Modélisation de la dispersion

Après avoir démontré l'inadéquation de l'Equation d'Advection-Dispersion à prédire la dispersion longitudinale dans la zone initiale du champ lointain, où les profils de concentrations sont asymétriques, il était important de développer un nouveau modèle de dispersion adapté à cette zone et prenant en compte l'asymétrie de l'évolution temporelle et spatiale de la nappe.

Ainsi, dans cette dernière partie du manuscrit, la conception du modèle à partir des expériences réalisées à petite échelle est développée, et ses performances à prédire les observations à petite et à grande échelle sont évaluées.

5.1. *Choix du modèle de dispersion*

5.1.1. Critères de choix et cadre d'application

Le nouveau modèle de dispersion doit être basé en premier lieu sur les observations faites lors de la validation de l'ADE, notamment dans la zone initiale du champ lointain où le profil des concentrations est asymétrique. Il doit donc prendre en compte l'augmentation rapide des concentrations, qui s'apparente à une allure gaussienne, et leur décroissance plus lente qui se rapproche d'une exponentielle.

De plus, ces profils varient en fonction du milieu dans lequel la dispersion s'effectue (rugosité, section...) et de la distance parcourue en aval de la source du rejet, comme ceci a été mis en évidence pour les profils de concentrations observés dans la maquette et dans la rivière *Severn*.

Par conséquent, le modèle doit être conduit, tout comme l'Equation d'Advection-Dispersion, sur la base des caractéristiques hydrodynamiques du cours d'eau qui influencent le comportement de la nappe de pollution.

Par ailleurs, le modèle doit aussi être adapté à la gestion d'une situation de crise suite à une pollution accidentelle, pour laquelle la simplicité d'utilisation et la rapidité des simulations sont essentielles pour faciliter l'interprétation des résultats.

Le modèle ne sera adapté qu'aux produits chimiques solubles ayant la même densité que l'eau, et n'ayant aucune réaction chimique violente avec le milieu dans le lequel le rejet est effectué.

En outre, le domaine d'application du nouveau modèle est restreint à la zone initiale du champ lointain qui pourrait s'étendre jusqu'à une distance maximale équivalente à 50 fois la longueur de mélange, soit plusieurs dizaines de kilomètres en aval de la source du rejet.

5.1.2. Choix de la modélisation

Généralement, les pics asymétriques sont modélisés par différentes équations telles que les polynomiales, les bi-gaussiennes, les gaussiennes modifiées par des fonctions polynomiales ou exponentielles, les log-normales... (Lan and Jorgenson 2001).

Des études récentes ont montré que les équations polynomiales avec un degré supérieur à quatre, sont mieux adaptées pour représenter l'asymétrie des pics. Cependant, il est difficile d'adapter ces fonctions aux observations, de plus, elles ne présentent aucune signification physique (Howerton *et al.* 2003).

Ces mêmes études ont démontré par ailleurs, qu'une gaussienne modifiée par une exponentielle décrit correctement les pics dissymétriques et surtout, possède un sens physique.

Cette fonction est surtout utilisée dans le domaine des chromatographies liquide et gazeuse pour approximer les pics caractérisant les molécules étudiées (Le Vent 1995; Tamisier-Karolak *et al.* 1995; Kong *et al.* 2005). Elle est constituée par une convolution d'une gaussienne et d'une fonction exponentielle comme le montre l'équation suivante :

$$f_{EMG}(t) = \frac{A}{2\tau} \exp\left(\frac{\sigma^2}{2\tau^2} + \frac{t_g - t}{\tau}\right) \left[\operatorname{erfc}\left(\frac{\sigma}{\tau\sqrt{2}} - \frac{t - t_g}{\sigma}\right) \right] \quad \text{Eq. 5.1}$$

Avec :

- A : aire sous la courbe ;
- τ : écart-type de la courbe exponentielle ;
- σ_g : écart-type de la courbe gaussienne ;
- t_g : temps de rétention ;
- t : temps ;

$erfc$: fonction d'erreur complémentaire.

Cette convolution d'une gaussienne et d'une exponentielle correspond parfaitement à l'allure dissymétrique des profils observés dans la maquette et à l'échelle réelle. En effet, elle permet d'une part, de représenter la montée des concentrations qui présente une allure gaussienne, et d'autre part, d'approximer la décroissance qui se rapproche d'une allure exponentielle.

Par conséquent, cette équation nommée EMG, Gaussienne Modifiée par une Exponentielle, est choisie pour modéliser les profils asymétriques représentatifs de la dispersion longitudinale dans la zone initiale du champ lointain.

5.1.3. Adaptation du modèle EMG à la dispersion dans un cours d'eau

Les principaux paramètres qui caractérisent le modèle EMG sont au nombre de quatre :

- ✘ La masse du produit rejeté est représentée par l'aire sous le profil des concentrations.
- ✘ L'écart-type de la fonction gaussienne représente la pente ascendante des concentrations à partir du front de la nappe. Il dépend de la vitesse du courant, des forces de frottement et de la distance en aval de la source du rejet.
- ✘ Le temps de rétention est analogue au temps de déplacement de la nappe puisque la rétention dans le cours d'eau est nulle, et le produit rejeté subit majoritairement l'influence de la vitesse du courant ou le phénomène d'advection.
- ✘ L'écart-type de la fonction exponentielle représente l'allure de la décroissance des concentrations. Il dépend ainsi de la vitesse du courant, de la rugosité du milieu et de la distance.

Par conséquent, les paramètres qui caractérisent le pic (allure, hauteur, largeur...) à une distance donnée et en fonction du temps, sont équivalents à ceux de l'ADE tels que la quantité du rejet, les vitesses du courant et de cisaillement, et la section du cours d'eau.

Avant de corrélérer ces différents paramètres avec les caractéristiques hydrodynamiques du cours d'eau, il est nécessaire de vérifier que les profils correspondant aux expériences effectuées dans la maquette sont bien retranscrits par ce modèle.

Dans la majorité des cas, l'EMG est parfaitement adaptée aux courbes expérimentales, ce qui se matérialise par un coefficient de détermination élevé ($R^2= 0,99$).

L'équation utilisée par le logiciel d'approximation *Table Curve 2D*[®] est analogue à l'équation 5.1, elle s'écrit :

$$C = \frac{ac\sqrt{2\pi}}{2d} \exp\left(\frac{b-t}{d} + \frac{c^2}{2d^2}\right) \left[\frac{d}{|d|} - \operatorname{erf}\left(\frac{b-t}{c\sqrt{2}} + \frac{c}{d\sqrt{2}}\right) \right] \quad \text{Eq. 5.2}$$

Avec :

- C : concentration (Kg/m³) ;
- a : hauteur du pic (Kg/m³) ;
- c : écart-type de la fonction gaussienne (s)
- d : écart-type de la fonction exponentielle (s) ;
- b : temps de voyage de la nappe (s) ;
- t : temps (s) ;
- erf : fonction d'erreur.

Ces différents coefficients (a , b , c et d) doivent maintenant être corrélés aux caractéristiques hydrodynamiques du cours d'eau et à la quantité de polluant rejeté.

5.2. Méthodologie de modélisation

L'hypothèse de base consiste à considérer chaque coefficient (a , b , c et d) comme étant fonction de la masse du traceur rejeté, de la section du cours d'eau, des vitesses du courant et de cisaillement, et de la distance en aval de la source du rejet par la relation suivante :

$$a, b, c, d = M^\alpha A^\beta U^\gamma U^{*\theta} X^\nu \quad \text{Eq. 5.3}$$

Avec :

- M : quantité de traceur rejetée (Kg) ;
- A : section du cours d'eau (m²) ;
- U : vitesse du courant (m/s) ;
- U^* : vitesse de cisaillement (m/s) ;

- X : distance en aval de la source de rejet (m) ;
 a, β, γ, θ et ν : constantes déduites à partir des expérimentations (-).

Une analyse dimensionnelle basée sur l'équation 5.3 et sur les unités des coefficients a, b, c et d permet de caractériser précisément les grandeurs physiques qui sous-tendent ces coefficients.

En remplaçant chaque variable par sa dimension, l'équation 5.3 devient :

$$a, b, c, d = M^\alpha \cdot L^{2\beta} \cdot \left(\frac{L}{T}\right)^\gamma \cdot \left(\frac{L}{T}\right)^\theta \cdot L^\nu \quad \text{Eq. 5.4}$$

Les lettres M, L et T correspondent respectivement aux dimensions de la masse, de la longueur et du temps.

Le regroupement des dimensions de l'équation 5.4 permet de transformer l'égalité précédente sous la forme simplifiée suivante :

$$a, b, c, d = M^\alpha \cdot L^{2\beta+\gamma+\theta+\nu} \cdot T^{-\gamma-\theta} \quad \text{Eq. 5.5}$$

L'unité de la partie gauche de l'équation 5.5 doit être identique à celle de la partie droite. Par conséquent, les égalités suivantes sont déduites pour a (Eq. 5.6-5.8) et pour b, c et d (Eq. 5.9-5.11) :

$$\alpha = 1 \quad \text{Eq. 5.6} \quad ; \quad 2\beta + \nu = -3 \quad \text{Eq. 5.7} \quad ; \quad \gamma + \theta = 0 \quad \text{Eq. 5.8}$$

$$\alpha = 0 \quad \text{Eq. 5.9} \quad ; \quad 2\beta + \nu = 1 \quad \text{Eq. 5.10} \quad ; \quad \gamma + \theta = -1 \quad \text{Eq. 5.11}$$

Bien que les équations 5.9 à 5.11 soient identiques pour les trois coefficients, les valeurs prises par l'une ou les autres constantes diffèrent en fonction des valeurs expérimentales.

Ce système à cinq inconnues et à trois équations présente un très grand nombre de solutions qui par ailleurs ne sont pas toutes des solutions *physiques* au problème.

Toutefois, pour déterminer le jeu de valeurs satisfaisant ce système d'équations et représentatif du phénomène étudié, les coefficients a, β, γ, θ et ν sont évalués sur la base d'une régression à partir des valeurs expérimentales.

Ainsi pour calculer un des coefficients, la régression consiste à faire varier et à optimiser les valeurs des constantes a, β, γ, θ et ν en minimisant le carré des écarts entre le coefficient calculé et observé par l'expérience selon une procédure discutée ci-après.

Finalement, la validité des coefficients et la significativité des constantes des variables qui les constituent, sont étudiées par l'intermédiaire des tests statistiques comme l'analyse de la variance, les tests de *Fischer* et de *Student*, le coefficient de détermination ajustée, etc. dont les principes sont détaillés en annexe VI.

5.3. Détermination des coefficients du modèle

La détermination des coefficients du modèle EMG est réalisée en prenant en compte les neuf premières expériences du plan d'expérimentation. Les six essais restants serviront à valider le modèle EMG développé.

Pour chaque expérience, les coefficients a , b , c et d de chaque profil temporel des concentrations sont calculés par l'intermédiaire du logiciel *Table Curve 2D* en utilisant une équation gaussienne modifiée par une exponentielle. Ainsi, à chaque distance en aval de la source de rejet correspondent quatre valeurs différentes de a , b , c et d . Par conséquent, pour les cinq profils de chaque expérience et pour la totalité des expériences, le nombre de valeurs de chaque coefficient est de 45. Ces coefficients, dits *observés*, sont présentés en annexe VI en fonction des caractéristiques de chaque expérience.

Le calcul des coefficients nécessite une variation des constantes a , β , γ , θ et ν pour que les coefficients calculés par l'équation 5.3 soient les plus proches possibles de ceux observés par l'expérience.

L'algorithme développé est constitué des éléments essentiels suivants :

- ✘ La constante α est nulle ou égale à l'unité en fonction de la constante étudiée (a , b , c ou d).
- ✘ Les plages de variations des constantes β et γ sont définies par les valeurs -10 et 10 avec une incrémentation de 0,01. Ce large intervalle est choisi afin d'obtenir toutes les solutions physiquement possibles même si elles ne sont pas toutes valables.
- ✘ Pour chaque incrémentation, les constantes ν et θ sont déduites par l'intermédiaire des équations 5.7 et 5.8 pour optimiser le coefficient α , et des équations 5.10 et 5.11 pour optimiser les coefficients b , c ou d .
- ✘ A chaque incrémentation, les coefficients sont calculés en fonction des caractéristiques de l'expérience étudiée (distance, vitesse du courant...).

- ✘ Le meilleur quintuplé est choisi en minimisant le carré des écarts entre les coefficients calculés par l'algorithme et ceux observés par l'expérience.
- ✘ Cet algorithme développé sous Matlab® est réitéré pour les cinq profils de chacune des neuf expériences étudiées.

Par la suite, la dispersion autour de la moyenne de chaque série de coefficient est étudiée pour pouvoir détecter une éventuelle anomalie de la modélisation choisie.

Finalement, la moyenne des 45 valeurs de chaque coefficient est effectuée, et le modèle final ainsi que les coefficients obtenus sont analysés avec des tests statistiques pour vérifier leur significativité.

5.3.1. Modélisation du coefficient a

L'optimisation du calcul du coefficient a sur les 45 profils de concentrations a permis d'obtenir la relation suivante :

$$a = \frac{MU^{0,96}}{A^{0,96} X^{1,08} U^{*0,96}} \text{ (Kg/m}^3\text{)} \quad \text{Eq. 5.12}$$

Les constantes de l'équation 5.12 présentent des variations très faibles autour de leurs moyennes. En effet, la constante 0,96 des variables U , A et U^* présente un coefficient de variation de 1,5 %. Ce dernier s'élève à 2,8 % pour la constante 1,08 de la variable *distance*.

L'analyse de la variance de l'équation 5.12, montre que la dépendance entre le coefficient a et les différentes variables est très significative (Tableau 5.1) puisque la statistique F_{Obs} est largement supérieure à celle obtenue par les tables de *Fischer-Snedecor* (si $F_{Obs} > F_{Calc}$, l'hypothèse nulle, stipulant qu'il n'y a pas de dépendance entre la réponse et les variables, est rejetée).

Une analyse plus approfondie de chaque constante du coefficient a , permet de constater une forte significativité de toutes les variables.

En effet, la statistique de *Student* observée (t_{Obs}) pour chaque variable, montre que l'hypothèse de non significativité est rejetée parce que t_{Obs} est supérieure à la valeur déduite des tables de *Student* (Tableau 5.1).

Tableau 5.1 : Evaluation statistique du modèle de prédiction du coefficient a .

Paramètre	Constante	t de Student	t_{Calc}	F_{Obs}	F_{Calc}	R^2_A
M	1,00	22,9				
A	-0,96	14,3				
X	-1,08	10,6	2,0	83,3	2,5	0,90
U	0,96	11,3				
U*	-0,96	9,9				

L'analyse des résidus centrés-réduits en fonction des valeurs calculées du coefficient a montre qu'il n'y a pas de corrélation particulière entre eux (Figure 5.1). En plus, la majorité des résidus centrés réduits, à l'exception de trois valeurs, est incluse dans un intervalle de confiance équivalent à 95 % (-1,96 ; 1,96). L'excentricité de ces trois valeurs ne remet pas en cause la validité du modèle développé.

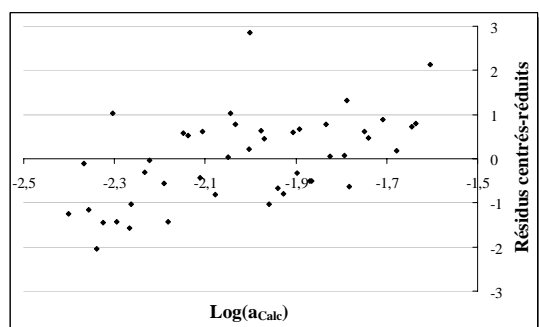


Figure 5.1 : Etude des résidus centrés-réduits en fonction du logarithme des valeurs calculées du coefficient a .

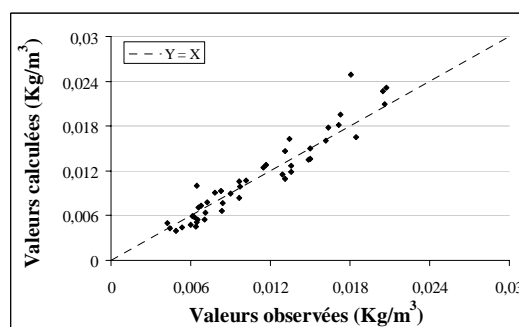


Figure 5.2 : Comparaison des valeurs observées et calculées du coefficient a .

Finalement, le nuage de points, constitué des valeurs observées et calculées, est concentré autour de la première bissectrice (Figure 5.2). Le coefficient de détermination est de 0,90, ce qui est acceptable.

La modélisation du coefficient a , en fonction des caractéristiques du cours d'eau et du rejet, est ainsi approuvée.

5.3.2. Modélisation du coefficient b

De la même façon, l'optimisation du coefficient b de la Gaussienne Modifiée par une Exponentielle permet d'obtenir le modèle mathématique suivant :

$$b = \frac{X}{U} \text{ (s)} \quad \text{Eq. 5.13}$$

Les constantes de puissance des variables X et U qui sont égales à l'unité, sont calculées avec une variation autour de la moyenne de 0,5 et 1 % respectivement. Ces faibles coefficients de variation montrent que la démarche de modélisation adoptée et les variables choisies sont adaptées à la détermination du coefficient b . Il reste à tester statistiquement la validité de cette équation de régression.

Le test de validité de l'équation 5.13 est effectué par l'intermédiaire de la statistique F de *Fischer* qui montre que la régression est très largement significative.

En effet, la statistique F_{Obs} est nettement supérieure à celle déduite des tables de *Fischer-Snedecor* de manière à ce que la probabilité de rejet de l'hypothèse de non dépendance entre b et les variables X et U soit très négligeable (Tableau 5.2).

Tableau 5.2 : Evaluation statistique du modèle de prédiction du coefficient b .

Paramètre	Constante	t de Student	t_{Calc}	F_{Obs}	F_{Calc}	R^2_A
X	1	13,1				
U	1	10,9	2,0	165,2	3,2	0,99
A	0,01	0,2				
U*	0,01	0,1				

Par ailleurs, l'étude de significativité des variables X et U , montre que les constantes correspondantes sont relativement différentes de zéro puisque les statistiques de *Student* observées sont largement supérieures à celles déduites des tables statistiques.

Cependant, les deux variables A et U^* ne sont pas intégrées dans le modèle du coefficient b parce que leurs constantes respectives sont négligeables. De plus, les t de *Student* observés sont inférieurs à ceux affichés dans les tables comme le montre le tableau 5.2. Par conséquent, les variables A et U n'ont pas d'influence sur le coefficient b .

L'analyse des résidus centrés-réduits en fonction du deuxième coefficient de l'EMG, montre qu'ils sont dispersés aléatoirement de part et d'autre de l'axe des abscisses comme indiqué sur la figure 5.3. De plus, une seule valeur est située en dehors de l'intervalle $[-1,96 ; 1,96]$ qui constitue l'intervalle de confiance avec un degré de 95 %. Cette valeur singulière n'a certainement aucune influence sur les prédictions du modèle.

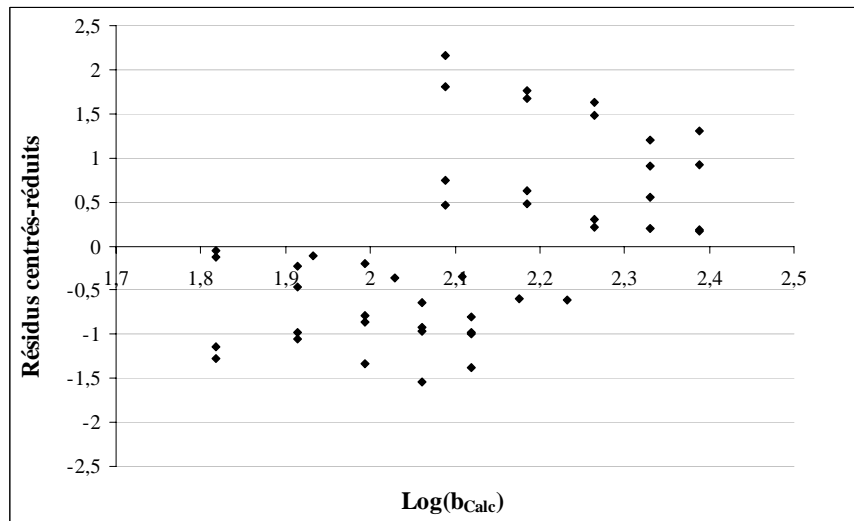


Figure 5.3 : Etude des résidus centrés-réduits en fonction du logarithme des valeurs calculées du coefficient b .

Quant à la dispersion du nuage de point autour de la droite $Y = X$, elle diverge linéairement (Figure 5.4) avec l'augmentation de la distance et, ou la diminution de la vitesse du courant.

Cette divergence linéaire peut être corrigée par un facteur égal à 0,86 comme le montre la figure 5.5 où la dispersion du nuage de point est proche de la première bissectrice.

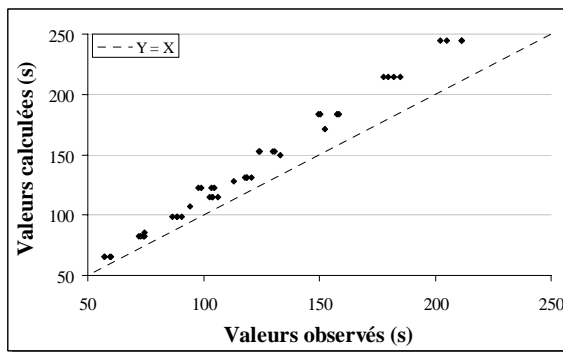


Figure 5.4 : Comparaison des valeurs observées et calculées du coefficient b .

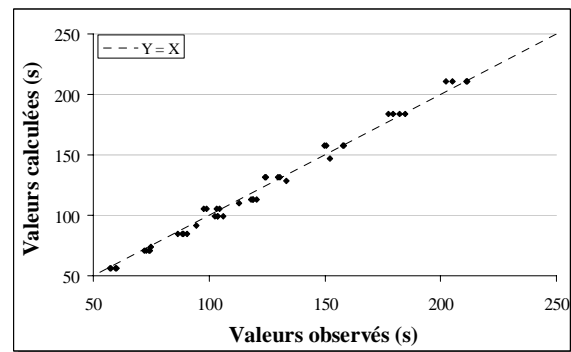


Figure 5.5 : Comparaison des valeurs observées et calculées du coefficient b après une correction avec un facteur égal à 0,86.

La modélisation du coefficient b a montré qu'il n'est dépendant que de la vitesse du courant et la distance en aval du rejet. En revanche, un facteur de correction doit être appliqué pour éviter une divergence linéaire des prédictions. Cette dernière pourrait être dépendante de la configuration de la maquette.

5.3.3. Modélisation du coefficient c

Le modèle correspondant au mieux aux observations s'écrit :

$$c = \frac{XU^{6/5}}{U^{11/5}} \quad \text{Eq. 5.14}$$

L'analyse de la variance effectuée sur ce modèle montre que la régression est significative puisque l'hypothèse, stipulant l'indépendance entre le coefficient c et les variables, est rejetée ($F_{Obs} > F_{Calc}$). Cette régression est aussi validée par un coefficient de détermination ajusté acceptable ($R^2_A = 0,89$).

L'étude de significativité de chaque variable montre que les coefficients obtenus sont largement différents de la valeur nulle.

En effet, les t de *Student* observés sont largement supérieurs aux statistiques déduites des tables comme le montre le tableau 5.3.

Tableau 5.3 : Evaluation statistique du modèle de prédiction du coefficient c .

Paramètre	Constante	t de Student	t_{Calc}	F_{Obs}	F_{Calc}	R^2_A
X	1	10,6				
U	11/5	28,1	2,0	111,0	2,8	0,89
U*	6/5	13,5				

L'analyse des résidus centrés-réduits en fonction du coefficient c montre qu'il n'y a aucune corrélation visible. Le nuage de point est dispersé de part de d'autre de l'axe des abscisses sans une tendance particulière. Ce qui confirme la validité du modèle développé (Figure 5.6).

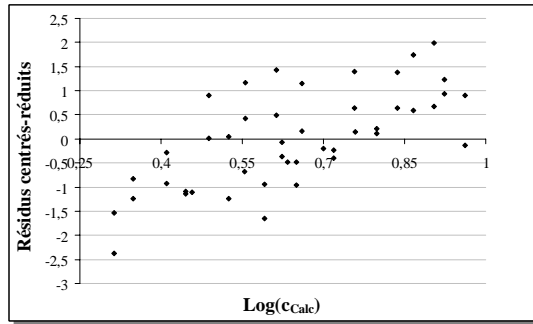


Figure 5.6 : Etude des résidus centrés-réduits en fonction du logarithme des valeurs calculées du coefficient c .

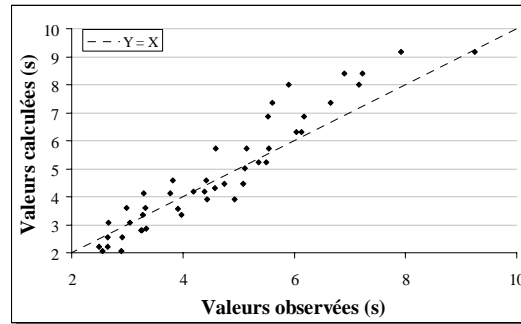


Figure 5.7 : Comparaison des valeurs observées et calculées du coefficient c .

Par ailleurs, deux valeurs sur les 45 résidus centrés-réduits dépassent l'intervalle de confiance de 95 % dont une située à la limite de l'intervalle. Ces deux valeurs ne discrétisent pas le modèle et ses prédictions.

Finalement, la dernière étape dans le processus de validation statistique du modèle de régression consiste à comparer les valeurs calculées et observées du coefficient c autour de la droite $Y = X$. Le nuage de point formé par ces deux entités montre une distribution homogène autour de la première bissectrice (Figure 5.7).

5.3.4. Modélisation du coefficient d

Comme les deux coefficients précédents, la meilleure régression obtenue est fonction de la vitesse du courant, vitesse de cisaillement et distance, l'unité finale étant toujours la seconde :

$$d = \frac{XU^{5/6}}{U^{11/6}} \text{ (s)} \quad \text{Eq. 5.15}$$

Ce modèle est validé par le test de *Fischer*. L'analyse de la variance entre les données observées et calculées montre que la régression est très significative. La statistique F_{Obs} est considérablement supérieure à celle déduite des tables de *Fischer-Snedecor* (Tableau 5.4).

Tableau 5.4 : Evaluation statistique du modèle de prédiction du coefficient d .

Paramètre	Constante	t de Student	t_{Calc}	F_{Obs}	F_{Calc}	R^2_A
X	1	14,4				
U	11/6	31,6	2,0	191,3	2,8	0,95
U*	5/6	12,7				

Quant aux variables du modèle de régression, elles sont aussi significativement différentes de la valeur nulle puisque les statistiques de *Student* calculées sont toutes négligeables par rapport à celles observées (Tableau 5.4).

L'analyse des résidus centrés-réduits en fonction du coefficient d montre qu'il n'y a pas de corrélation entre les différents points (Figure 5.8). Le nuage de point est éparpillé aléatoirement sans aucune tendance particulière.

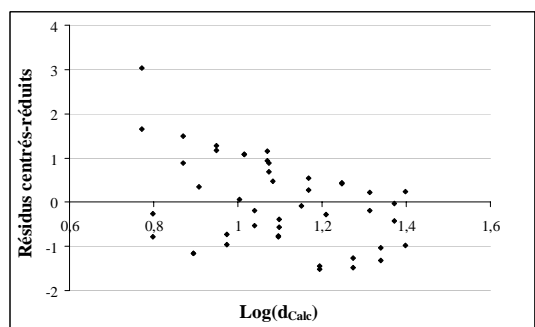


Figure 5.8 : Etude des résidus centrés-réduits en fonction du logarithme des valeurs calculées du coefficient d .

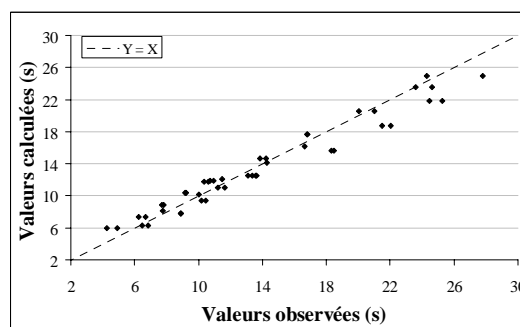


Figure 5.9 : Comparaison des valeurs observées et calculées du coefficient d .

Par ailleurs, une seule valeur excentrique est située en dehors de l'intervalle de confiance de 95%. Ce qui ne remet certainement pas en cause la régression développée.

Finalement, une forte corrélation existe entre les valeurs du coefficient d calculées et observées puisque le coefficient de détermination ajustée est largement acceptable ($R^2_A = 0,95$). De plus, ces données sont très faiblement dispersées autour de la droite $Y = X$ comme le montre la figure 5.9.

5.3.5. Modèle final

Bien que la régression ait été basée sur une hypothèse de combinaison des différentes variables (Eq. 5.3), le résultat final des modélisations rejoint les critères physiques de l'EMG présentés précédemment (§5.3.1.5).

En effet, la masse du produit rejeté est prise en compte par le coefficient a . Par ailleurs, l'écart-type de la fonction gaussienne qui dépend des vitesses du courant et de cisaillement, et de la distance correspond au coefficient c . Quant au temps de rétention devenu temps de voyage de la nappe, il est représenté par le coefficient b qui prend en compte les vitesses du courant et la distance. Finalement l'écart-type de la fonction exponentielle, représenté par d , est fonction de la vitesse du courant, de la distance et de la rugosité.

L'intégration des différents coefficients dans l'EMG (Eq 5.2) permet de définir le modèle de dispersion suivant :

$$C = \frac{\sqrt{2\pi}}{2} \frac{M}{A^{0,96} X^{1,08}} \left(\frac{U}{U^*}\right)^{\frac{3}{5}} \exp \left[\left(\frac{X-Ut}{X}\right) \left(\frac{U}{U^*}\right)^{\frac{5}{6}} + \frac{1}{2} \left(\frac{U}{U^*}\right)^{\frac{-11}{15}} \right] \times$$

$$\left\{ 1 - \operatorname{erf} \left[\left(\frac{X-Ut}{X\sqrt{2}}\right) \left(\frac{U}{U^*}\right)^{\frac{6}{5}} + \frac{1}{\sqrt{2}} \left(\frac{U}{U^*}\right)^{\frac{-11}{30}} \right] \right\} \quad (\text{Eq. 5.16})$$

Avec :

- C : concentration (Kg/m³) ;
- M : quantité de traceur rejetée (Kg) ;
- A : section du cours d'eau (m²) ;
- U : vitesse du courant (m/s) ;
- U^* : vitesse de cisaillement (m/s) ;
- X : distance en aval de la source de rejet (m) ;
- erf : fonction d'erreur.

L'équation 5.22 ne prend pas en compte le facteur de correction du coefficient b . Ce facteur pourrait dépendre uniquement de la maquette. Ainsi son intégration dans l'équation 5.16 doit être confirmée ou infirmée par des applications à l'échelle réelle.

L'intégration de ce facteur dans le modèle EMG permet d'obtenir l'équation suivante (Eq. 5.17) :

$$C = \frac{\sqrt{2\pi}}{2} \frac{M}{A^{0,96} X^{1,08}} \left(\frac{U}{U^*}\right)^{\frac{3}{5}} \exp \left[\left(\frac{0,86 X - Ut}{X} \right) \left(\frac{U}{U^*}\right)^{\frac{5}{6}} + \frac{1}{2} \left(\frac{U}{U^*}\right)^{\frac{-11}{15}} \right] \times$$

$$\left\{ 1 - \operatorname{erf} \left[\left(\frac{0,86 X - Ut}{X\sqrt{2}} \right) \left(\frac{U}{U^*}\right)^{\frac{6}{5}} + \frac{1}{\sqrt{2}} \left(\frac{U}{U^*}\right)^{\frac{-11}{30}} \right] \right\} \quad (\text{Eq. 5.17})$$

Le modèle général de dispersion prend en compte le phénomène d'advection et les forces de frottements par l'intermédiaire de la vitesse du courant et des rapports U/U^* respectivement. Elle permet de prédire le profil des concentrations temporelles en fonction des caractéristiques du cours d'eau, de la quantité du produit rejeté et de la distance en aval de la source du rejet.

L'utilisation de ce modèle nécessite la connaissance de quatre paramètres essentiels, la vitesse du courant, la section, la rugosité et la quantité du rejet, dont l'estimation est relativement simple, même en situation d'urgence.

Il convient de noter que le coefficient de dispersion n'a pas été intégré dans le modèle dans le but de diminuer le nombre de paramètres d'entrée et surtout de s'affranchir de son évaluation présentant souvent beaucoup d'incertitude.

Le modèle EMG proposé permet de calculer très rapidement les concentrations temporelles en polluant, à une distance donnée. Il reste néanmoins à évaluer ses performances à représenter les observations.

5.4. Validation expérimentale du nouveau modèle de dispersion (EMG) à petite échelle

L'évaluation des performances du modèle à petite échelle est effectuée avec les six expériences qui n'ont pas servi à sa conception. Ces expériences sont les six dernières du tableau 3.5.

Il convient de noter que les expériences réalisées dans la maquette ont été divisées en deux parties : neuf expériences qui ont permis de concevoir le modèle EMG, et les six restantes pour étudier ses performances à reproduire la réalité.

La validation est détaillée pour une seule expérience (V5H8M2), puis le résultat moyen sur les six différentes configurations est présenté.

Les performances du modèle sont étudiées au moyen des paramètres suivants : concentrations maximales et temps correspondants, temps d'arrivée, de fin et de passage de la pollution. La pertinence du modèle est estimée avec les indices statistiques suivants : coefficient de divergence (R), pourcentage moyen d'erreur (E), facteur de dispersion ($MRSE$) et facteur de surestimation ($FOEX$).

5.4.1. Comparaison entre les simulations et les observations pour l'expérience V5H8M2

La comparaison entre les simulations de l'EMG et les observations de l'expérience V5H8M2 est représentative de l'ensemble des expérimentations utilisées pour valider à petite échelle les performances de l'EMG. C'est ainsi que dans un premier temps, cette comparaison est étudiée en détail, et dans le paragraphe suivant (§5.4.2), sont abordés les commentaires généraux sur le modèle en se basant sur les six configurations de validation.

Une première comparaison des prédictions du modèle EMG (Eq. 5.16) et des observations, montre que les profils de concentrations sont décalés dans le temps comme l'illustre au travers d'un exemple (expérience V5H8M2) la figure 5.10. Le facteur de correction du coefficient b intégré dans l'équation 5.16 permet de corriger ce décalage de profils entre les résultats du modèle et les observations (Figure 5.11).

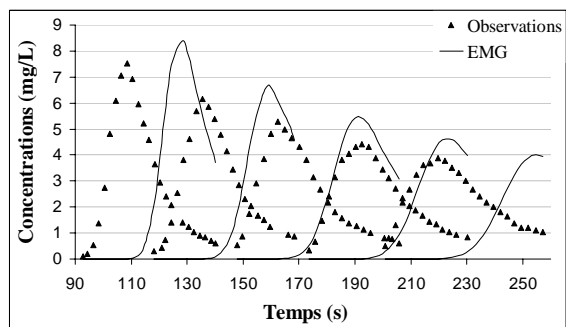


Figure 5.10 : Comparaison entre les prédictions du modèle EMG et les observations de l'expérience V5H8M2 sans la prise en compte du facteur de correction du coefficient b .

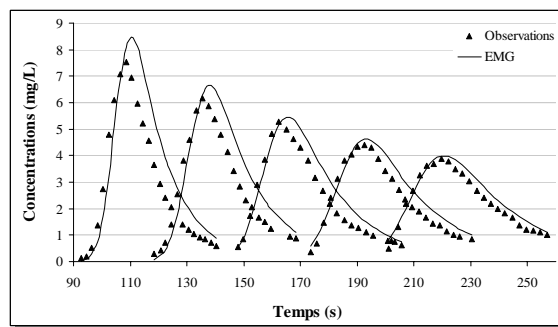


Figure 5.11 : Comparaison entre les prédictions du modèle EMG et les observations de l'expérience V5H8M2 avec la prise en compte du facteur de correction du coefficient b .

Il ressort également de ces courbes que les concentrations précédant l'arrivée du pic (montée de la courbe) de pollution sont de façon générale sous-estimées, alors que les concentrations suivant le pic (descente de la courbe) sont surestimées.

5.4.1.1. Concentrations maximales (Pics)

Les concentrations maximales obtenues avec le nouveau modèle de dispersion sont légèrement supérieures aux pics observés.

En effet, les coefficients de divergence (R) qui diminuent légèrement avec la distance, avoisinent l'unité à l'exception de la première mesure (Tableau 5.5).

Tableau 5.5 : Comparaison des concentrations maximales observées et prédites par l'EMG.

Distance (m)	Observations (mg/L)	Prédictions (mg/L)	R (-)	E (%)	$FOEX$ (%)
6	7,5	8,4	1,13		
7,5	6,2	6,7	1,08		
9	5,3	5,4	1,03	6,1	100
10,5	4,4	4,6	1,05		
12	3,9	4,0	1,03		

Ces coefficients sont tous supérieurs à l'unité, ce qui signifie que les valeurs prédites surestiment les observations ($FOEX = 100 \%$). En moyenne, les valeurs observées sont surestimées avec une déviation de 6 % sur les cinq distances.

5.4.1.2. Temps d'arrivée des pics

Le temps d'arrivée des pics à une distance donnée est étudié de deux manières différentes : la première en ne prenant pas en compte le facteur de correction dans le paramètre b , et la deuxième en intégrant ce facteur de 0,86 dans le modèle.

Dans le premier cas, les observations sont toutes surestimées puisque les coefficients de divergence avoisinent constamment 1,17 (Tableau 5.6). Le pourcentage d'erreur moyen équivalent est de 17 %.

Tableau 5.6 : Comparaison des temps d'arrivée des pics observés et prédits par l'EMG (EMG1 et EMG2 correspondent respectivement aux équations 5.16 et 5.17).

Distance (m)	Observations (s)	Prédictions (s)		R (-)		E (%)	
		EMG1	EMG2	EMG1	EMG2	EMG1	EMG2
6	108,5	128,5	110,5	1,18	1,02		
7,5	135,4	159,6	137,6	1,18	1,02		
9	162,5	190,	165,0	1,17	1,02	17,1	0,8
10,5	192,6	223,8	192,6	1,16	1,00		
12	219,6	254,6	219,6	1,16	1,00		

Bien que les coefficients de divergence diminuent, les estimations des temps d'arrivée des pics divergent linéairement et légèrement avec la distance comme le montre la figure 5.12.

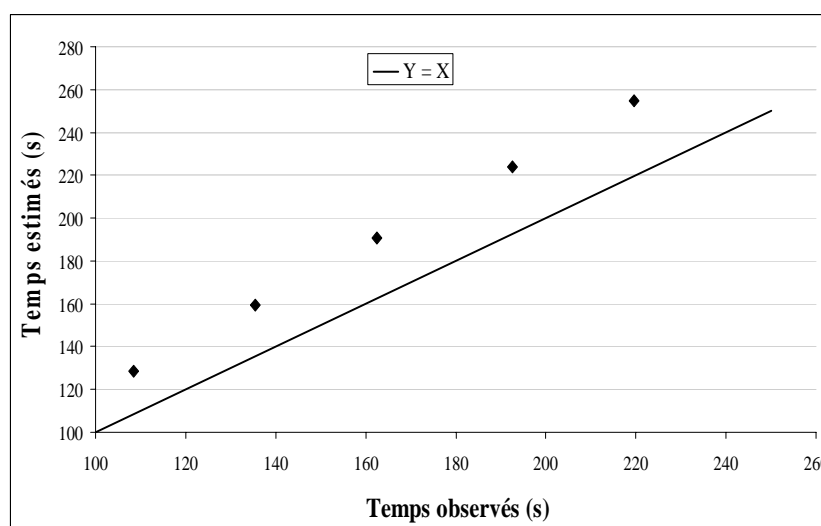


Figure 5.12 : Comparaison des temps d'arrivée des pics observés et calculés en fonction de la distance pour l'expérience V5H8M2.

Quand le coefficient de correction est pris en compte dans le coefficient b , les prédictions sont quasi-identiques aux observations avec des coefficients de divergence très proches de l'unité et surtout, une erreur moyenne de 0,8 % (Tableau 5.6).

5.4.1.3. Temps d'arrivée, de fin et de passage de la pollution

Les temps d'arrivée de la pollution qui sont équivalents aux temps nécessaires pour atteindre 10 % du pic, présentent des coefficients de divergence similaires à ceux obtenus pour les temps d'arrivée des pics (Tableau 5.7). La surestimation est aussi semblable avec un pourcentage d'erreur moyen d'environ 18 %, ce qui signifie que le modèle prévoit que la pollution arrive plus tard que ce que l'observation met en évidence.

Tableau 5.7 : Comparaison des temps d'arrivée de la pollution observés et prédits par l'EMG (EMG1 et EMG2 correspondent respectivement aux équations 5.16 et 5.17).

Distance (m)	Observations (s)	Prédictions (s)		R (-)		E (%)	
		EMG1	EMG2	EMG1	EMG2	EMG1	EMG2
6	96,0	115,8	98,7	1,18	1,03		
7,5	120,7	144,8	123,4	1,18	1,02		
9	147,6	173,8	148,1	1,17	1,00	17,8	1,3
10,5	173,7	202,7	172,7	1,16	0,99		
12	200,1	232,4	197,4	1,16	0,99		

L'intégration du facteur de correction du coefficient b (0,86) dans le modèle de dispersion permet comme précédemment d'améliorer très sensiblement les prédictions avec une erreur moyenne de 1,3 % qui est totalement acceptable.

Par ailleurs, la comparaison entre les estimations du modèle EMG et les observations de l'essai V5H8M2, montre que la fin de la pollution prédite est ultérieure à celle observée, ceci est, comme précédemment évoqué, lié au décalage des profils (Tableau 5.8).

Tableau 5.8 : Comparaison des temps de fin de la pollution observés et prédits par l'EMG (EMG1 et EMG2 correspondent respectivement aux équations 5.16 et 5.17).

Distance (m)	Observations (s)	Prédictions (s)		R (-)		E (%)	
		EMG1	EMG1	EMG1	EMG2	EMG1	EMG2
6	140,4	158,1	140,9	1,21	1,00		
7,5	173,2	197,4	176,3	1,20	1,02		
9	207,2	237,2	211,4	1,18	1,02	14,8	2,7
10,5	237,4	276,5	246,5	1,17	1,04		
12	271,4	313,0	282,0	1,16	1,04		

Toutefois, cette surestimation d'environ 15 % diminue largement pour atteindre les 3% lorsque le facteur de correction est intégré au modèle (Tableau 5.8).

L'influence du facteur de correction du coefficient b sur les prédictions du temps de passage est faible puisque ce dernier est obtenu par une soustraction des temps de fin et de début de pollution. Cependant, dans ce cas, la prise en compte du facteur de correction augmente légèrement le pourcentage (Tableau 5.9). Ceci est dû occasionnellement à une légère décroissance du temps de début de la pollution et à une croissance du temps de fin de nappe. L'effet combinatoire de ces évolutions amplifie légèrement l'erreur.

Tableau 5.9 : Comparaison des temps de passage de la pollution observés et prédits par l'EMG.

Distance (m)	Observations (s)	Prédictions (s)		R (-)		E (%)	
		EMG1	EMG2	EMG1	EMG2	EMG1	EMG2
6	44,4	44,4	42,2	0,95	0,95		
7,5	52,5	52,5	52,9	1,00	1,01		
9	59,6	59,6	63,3	1,06	1,06	8,7	10,2
10,5	63,7	63,7	73,8	1,16	1,16		
12	71,3	71,3	84,6	1,13	1,19		

La majorité des temps de passage sont surestimés, ce qui signifie que la longueur de la nappe de pollution à une distance donnée est plus importante que la réalité, cependant, l'erreur est faible et son impact sur les estimations n'est pas important.

Ces résultats illustrés au travers d'un exemple sont prometteurs. Ils mettent toutefois en évidence l'influence du coefficient b sur l'adéquation du modèle avec l'expérience.

Le nouveau modèle de dispersion développé semble restituer correctement les observations de l'essai V5H8M2.

Le coefficient de correction du paramètre b de l'équation de dispersion EMG, présente une influence importante sur la minimisation de l'erreur des prédictions des temps de voyage des profils des concentrations.

Son intégration définitive dans le modèle général ne sera effectuée qu'après avoir démontré son utilité dans la réduction de l'erreur sur les temps lors des prédictions à l'échelle réelle.

Entre temps, les résultats de la validation sur la totalité des essais (6 essais de validation) à petite échelle sont étudiés dans le but d’obtenir une tendance moyenne des prédictions du modèle.

5.4.2. Tendance moyenne des prédictions du modèle EMG

La tendance moyenne des prédictions du modèle de dispersion EMG est étudiée en moyennant les indices statistiques (R , E , $MRSE$ et $FOEX$) sur les cinq profils de chaque test, et sur les six expérimentations utilisées pour la validation à petite échelle. Cela est rendu possible du fait des résultats très similaires obtenus pour les 6 essais (Tableau 5.10).

Ce dernier illustre aussi les différents indices statistiques pour les différents paramètres (pics et temps correspondants, temps du début, de fin et de passage de la pollution).

A noter que ces derniers sont étudiés en fonction de l’absence et de la présence du facteur de correction du coefficient b dans le modèle EMG.

Tableau 5.10 : Indices statistiques moyennés sur les six expériences à petite échelle (EMG1 et EMG2 correspondent respectivement aux équations 5.16 et 5.17).

	$R_{\text{Moyen}} (-)$		$E (%)$		$MRSE (-)$		$FOEX (%)$	
	$EMG1$	$EMG2$	$EMG1$	$EMG2$	$EMG1$	$EMG2$	$EMG1$	$EMG2$
Pic (mg/L)	1,09±0,06	1,09±0,06	8,6	8,6	0,01	0,01	90	90
T_{Pic} (s)	1,15±0,04	1,00±0,06	15,0	0,5	0,02	0,00	100	43
T_A (s)	1,17±0,04	1,00±0,07	17,1	0,1	0,02	0,00	100	43
T_F (s)	1,12±0,05	1,00±0,07	12,2	0,1	0,01	0,00	100	66
T_P (s)	1,09±0,18	1,02±0,07	9,2	1,9	0,01	0,00	56	63

D’après le tableau 5.10, la tendance générale du modèle de dispersion constatée dans les paragraphes précédents est confirmée.

De façon générale, le modèle surestime les concentrations maximales ($FOEX = 90 \%$) avec une erreur moyenne de 9 %. Par ailleurs, ces concentrations prédites par le modèle sont indépendantes du coefficient b .

Les temps correspondants aux pics sont aussi surévalués ($FOEX = 100$), par conséquent, leur arrivée est prévue avec un retard moyen de 15%. La tendance est inversée par la prise en compte du facteur de correction qui permet au modèle EMG de restituer correctement les observations avec une erreur moyenne négligeable (0,5 %). De plus, le modèle prédit une arrivée précoce des pics puisque le facteur de surestimation est de 43 %.

Ces tendances sont similaires pour l'estimation des temps d'arrivée et de fin de la pollution avec une diminution du pourcentage d'erreur moyen respectivement de 17 et 12 % à 0,1 % après avoir intégré le facteur de correction. A l'inverse des temps d'arrivée, ceux de fin de la pollution sont surestimés puisque le *FOEX* est supérieur à 50 %.

Finalement, le modèle surestime la longueur de la nappe à une distance donnée, l'erreur moyenne sur son temps de passage décroît de 9 à 2 % lorsque le facteur de correction du facteur b est pris en compte.

Il convient de noter que la dispersion des estimations autour de la moyenne des observations est très faible pour tous les paramètres. Ainsi le facteur correspondant (*MRSE*) qui varie entre 1 et 2 centièmes, devient nul pour les différents temps lorsque le facteur de correction est inclus dans le modèle.

Pour conclure, le modèle mis au point semble, sur la base de la comparaison avec les essais réalisés, être parfaitement adapté pour simuler la dispersion d'un polluant miscible dans un canal.

Les performances générales du modèle se traduisent par des concentrations maximales et des temps (arrivée du pic, arrivée, fin et passage de la pollution) calculés très proches de ceux observés.

Par ailleurs, le modèle EMG surestime légèrement les concentrations maximales et les temps de fin et de passage de la pollution, et les temps d'arrivée sont prévus avec un léger retard, ce qui est requis pour l'utilisation du modèle en gestion de crise.

Il est nécessaire de signaler que les conditions expérimentales des essais utilisés pour la validation du modèle EMG sont très proches de celles qui ont servi à sa conception. Ceci explique en partie les bons résultats obtenus.

La constante de correction du coefficient b a permis, à l'échelle de la maquette, de diminuer sensiblement les écarts entre les temps prédits et observés. Ainsi, il sera judicieux de l'intégrer dans le modèle de dispersion (EMG) pour prédire correctement les profils temporels de concentrations à petite échelle. Il faudra néanmoins s'assurer de la

validité de ce coefficient en d'autres conditions de simulations, notamment hydrodynamiques. Cela est discuté ultérieurement.

5.5. Comparaison des prédictions de l'ADE et de l'EMG à petite échelle

Le modèle mis au point présente l'avantage de s'affranchir de l'utilisation du coefficient de dispersion longitudinale. Cependant, pour le rendre plus intéressant que l'Equation d'Advection-Dispersion, il faut également qu'il soit capable de représenter de façon plus adaptée le phénomène de dispersion.

Pour s'en assurer, une comparaison des résultats issus des deux modèles doit être réalisée, ce que présente la figure 5.13 au travers d'un exemple (V5H8M2).

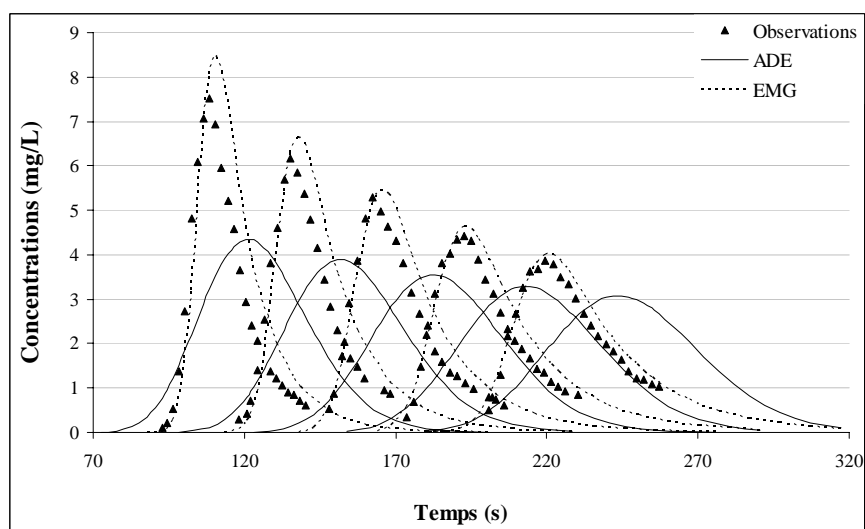


Figure 5.13 : Profils de concentrations temporelles obtenus par l'expérience V5H8M2 et avec les modèles de dispersion EMG et ADE.

Le profil des concentrations temporelles issu du modèle développé est globalement mieux adapté que celui obtenu par l'ADE. De plus, l'étalement de la pollution est mieux représenté et les concentrations maximales sont correctement estimées.

Par ailleurs, la décroissance des concentrations maximales en fonction de la distance est mieux prédite par le modèle développé que par l'ADE.

Les conclusions relatives à l'ensemble des six autres expériences choisies pour la validation, sont analogues à celles présentées pour l'essai V5H8M2.

La tendance moyenne est donc étudiée en moyennant les indices statistiques R , E , $FOEX$ et $MRSE$ sur les différentes expériences (Tableau 5.11).

Tableau 5.11 : Comparaison entre les prédictions moyennes de l'ADE et de l'EMG.

	$R_{\text{Moyen}} (-)$		E (%)		$MRSE$ (-)		$FOEX$ (%)	
	EMG	ADE	EMG	ADE	EMG	ADE	EMG	ADE
Pic (mg/L)	1,09	0,71	8,6	41,5	0,01	0,12	90	0
T_{Pic} (s)	1,00	1,10	0,5	10,1	0,00	0,01	43	100
T_A (s)	1,00	0,96	0,1	4,6	0,00	0,00	43	17
T_F (s)	1,00	1,12	0,1	11,6	0,00	0,01	66	100
T_P (s)	1,02	1,51	1,9	50,8	0,00	0,16	63	100

Une première vue générale de ces indices statistiques montre que les prédictions du modèle de dispersion proposé sont sensiblement meilleures que celles basées sur l'ADE. En effet, bien que les concentrations maximales soient régulièrement surestimées ($FOEX = 90$ %), l'erreur moyenne est d'environ 9 %. Cette valeur est nettement inférieure à celle relative à l'ADE (41 %), qui par ailleurs a tendance à systématiquement sous-estimer les concentrations maximales ($FOEX = 0$).

En revanche, si dans l'absolu l'EMG prévoit mieux les temps d'arrivée de la pollution et du pic que l'ADE (R très proche de l'unité), il n'en reste pas moins qu'elle a tendance à les prévoir avec un léger retard. Ceci se traduit concrètement pour le temps d'arrivée du pic et de la pollution, par des coefficients de divergence proches de l'unité, des coefficients de surestimation avoisinant les 50 %, et des erreurs moyennes de l'ordre de 0,5 et 0,1 % respectivement.

Quant aux performances de l'ADE à reproduire les temps d'arrivée du pic et de la pollution, le premier est prévu avec un retard de 10 % ($FOEX = 100$) et le second est prévu en avance ($FOEX = 17$ %) par rapport aux observations avec une erreur moyenne de 5 %.

Par ailleurs, la fin de la pollution est une fois encore mieux estimée par l'EMG comme le confirment les erreurs moyennes toujours plus faibles pour l'EMG que pour l'ADE (0,1 et 12 % respectivement). La surestimation du temps de fin de la pollution est partielle pour l'EMG ($FOEX = 66$ %), et totale pour l'ADE, ce qui signifie que la traînée de la nappe prévue est plus longue que celle observée.

Les deux modèles ont tendance à étirer la pollution de façon plus prononcée que cela n'a lieu en réalité. Cependant, force est de constater que l'EMG prévoit un écart moyen de 2 % par rapport à l'observation, ce qui est très acceptable, alors que l'ADE en dévie de 51 %.

Il est nécessaire de signaler que le coefficient de dispersion (*MRSE*) des estimations de l'EMG est quasiment nul par rapport aux observations de tous les paramètres. A l'inverse du modèle développé, la dispersion des concentrations maximales et du temps de passage de la pollution prédits par l'ADE, est importante puisque les valeurs *MRSE* atteignent respectivement 0,12 et 0,16.

En conclusion, la modélisation du phénomène de dispersion dans la zone initiale du champ lointain de la maquette, basée sur une Gaussienne Modifiée par une Exponentielle, semble très prometteuse. En effet, cette nouvelle équation de dispersion a été comparée avec succès aux résultats expérimentaux à petite échelle qui n'ont pas servi à sa conception. Les prédictions sont plus en adéquation dans cette zone initiale de champ lointain que celles de l'Equation d'Advection Dispersion, et les profils de concentrations temporelles reflètent mieux les observations. Cette adéquation du modèle développé avec les observations à petite échelle est attendue puisqu'il a été adapté par une régression sur des expérimentations issues de la maquette, et que les conditions expérimentales utilisées pour la validation se rapprochent de celles pour lesquelles le modèle EMG est conçu. Par conséquent, il convient de confirmer ces conclusions par une validation à l'échelle réelle.

5.6. Validation de l'EMG à l'échelle réelle et comparaison de ses prédictions avec celles de l'ADE

Les données d'entrée nécessaires pour réaliser la simulation avec le modèle développé et l'Equation d'Advection-Dispersion, n'ont été trouvées que pour une expérience seulement, celle ayant été présentée au chapitre 4 (§4.3.1). La comparaison entre les observations et les simulations des modèles de dispersion est présentée dans la figure 5.14.

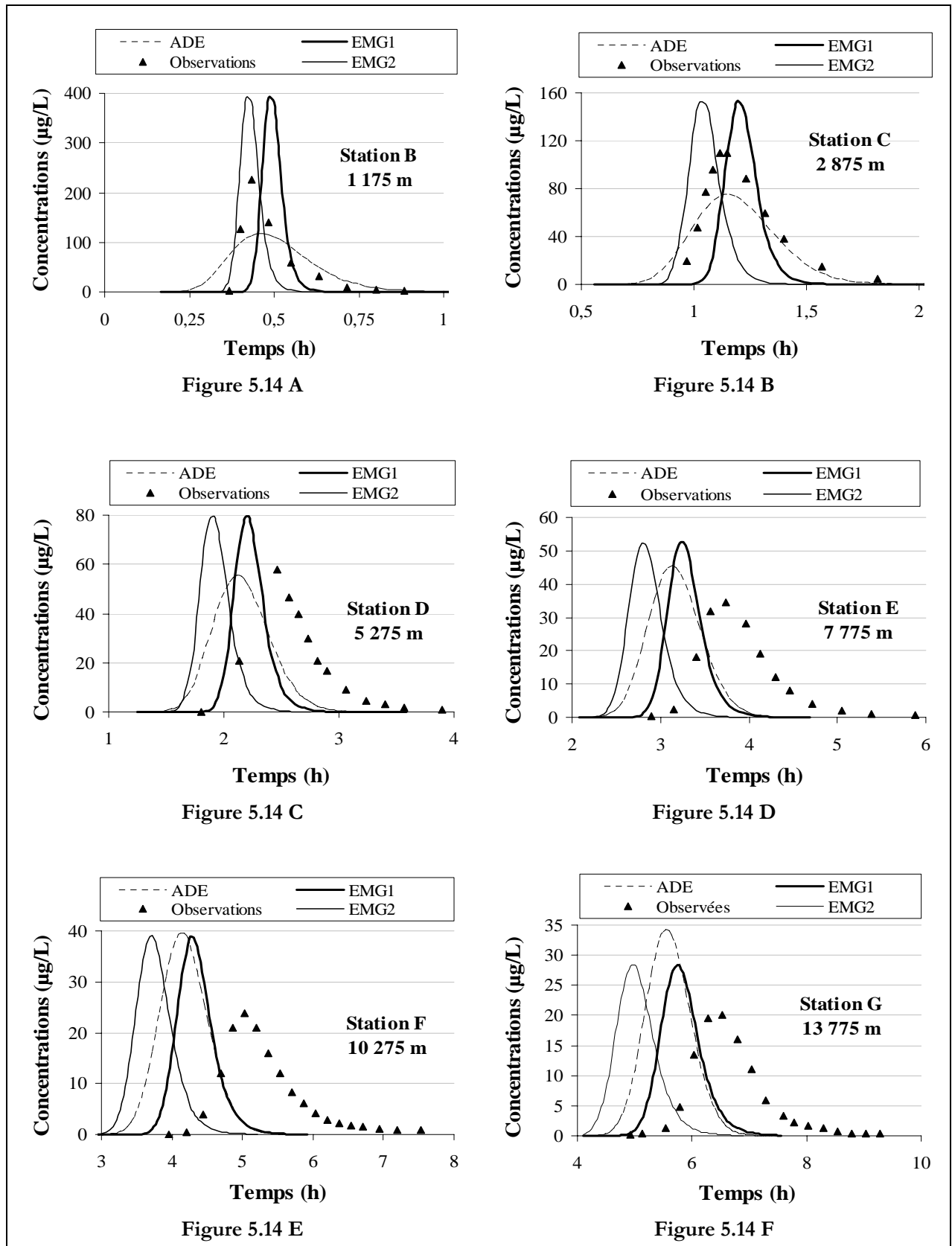


Figure 5.14 : Comparaison entre les observations obtenues dans la rivière *Severn* (UK) et les prédictions des trois modèles de dispersion ADE, EMG1 et EMG2. Ces deux derniers correspondent respectivement aux équations 5.16 et 5.17.

Les simulations effectuées par les trois modèles de dispersion sont comparées aux observations dans le but d'évaluer leur performance.

Ces modèles correspondent à l'Equation d'Advection-Dispersion (ADE), et les deux modèles développés dans cette thèse en se basant sur la Gaussienne Modifiée par une Exponentielle (EMG1, EMG2).

L'objectif de cette comparaison est triple : premièrement confirmer ou infirmer l'hypothèse stipulant que la constante $0,86$ est dépendante de la maquette et ne peut être généralisée pour des simulations à grande échelle, deuxièmement valider le modèle EMG par les observations effectuées à l'échelle réelle, et finalement comparer les simulations des deux modèles ADE et EMG.

Cette comparaison débute par une analyse générale des profils de concentrations, puis les différents paramètres (concentrations maximales...) sont détaillés en fonction de chaque modèle de dispersion.

5.6.1. Tendance générale des profils de concentrations

Une première analyse de la figure 5.14 permet de constater que les profils prédits par l'EMG (EMG1 et EMG2), à l'inverse de ceux calculés par l'ADE, sont moins étirés dans le temps que ceux observés par l'expérience.

Par ailleurs, un décalage progressif des pics dans le temps est observé pour les trois modèles de dispersion. Ce décalage est plus accentué pour les simulations de l'EMG2 et ceci pour toutes les distances d'étude en aval de la source du rejet.

Enfin, les deux EMG surestiment constamment les concentrations maximales, tandis que l'ADE montre des tendances qui varient entre sous et surévaluation en fonction de la distance.

Ces différents aspects sont détaillés en fonction de chaque paramètre dans ce qui suit.

5.6.2. Concentrations maximales

Les modèles de dispersion développés dans cette thèse surestiment systématiquement les observations, et ce quelle que soit la distance en aval de la source du rejet (Figure 5.14 A-F et Tableau 5.12). Ceci est dû aux hypothèses à partir desquelles le modèle est développé. En effet, l'EMG ne prend pas en compte certains phénomènes

(rugosité accrue, zones mortes...) qui pourraient se traduire par un étirement longitudinal de la nappe entraînant ainsi une diminution des concentrations maximales.

Tableau 5.12 : Récapitulatif des indices statistiques pour les estimations des concentrations maximales par les trois modèles de dispersion en fonction de la distance.

Distance (m)	Coefficient de divergence R (-)			Pourcentage d'erreur E (%)			Facteur de dispersion $MRSE$ (-)			Facteur de surestimation $FOEX$ (%)		
	$EMG1$	$EMG2$	ADE	$EMG1$	$EMG2$	ADE	$EMG1$	$EMG2$	ADE	$EMG1$	$EMG2$	ADE
1 175	1,74	1,74	0,52	74,0	74,0	90,8	0,170	0,170	0,188	100	100	50
2 875	1,38	1,38	0,68	38,4	38,4	46,5						
5 275	1,37	1,37	0,95	37,3	37,3	4,7						
7 775	1,53	1,53	1,32	52,6	52,6	32,2						
10 275	1,63	1,63	1,65	62,7	62,7	65,5						
13 775	1,42	1,42	1,71	42,3	42,3	71,2						
Moyenne	1,51	1,51	1,14	51,2	51,2	51,8						

Par ailleurs, à l'inverse de l'ADE, les rapports entre les concentrations maximales estimées et observées sont relativement constants, la fluctuation des coefficients de divergence qui est très faible, n'excède pas un facteur 2 puisque la totalité des points est située entre la droite $Y=X$ et $Y=2X$ (Figure 5.15). Ceci se confirme par un facteur de dispersion du modèle développé inférieur à celui de l'ADE.

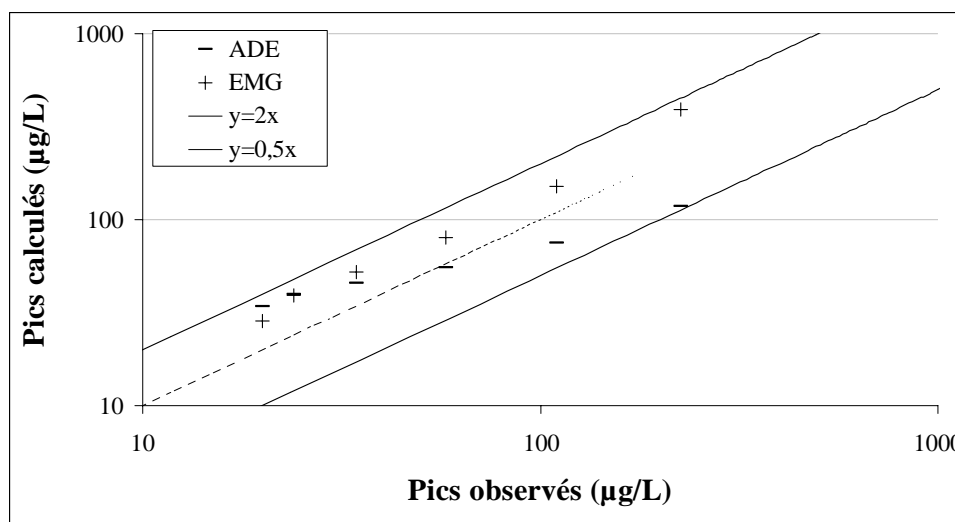


Figure 5.15 : Comparaison entre les concentrations maximales observées et calculées par les modèles de dispersion EMG et ADE.

Le pourcentage d'erreur moyen établi sur les six distances s'élève à 51,2 % confirmant ainsi une faible déviation des estimations par rapport à la réalité (Tableau 5.12).

Il est nécessaire de rappeler que le facteur de correction du coefficient b n'a aucune influence sur les concentrations maximales.

Quant aux coefficients de divergence liés aux simulations de l'Equation d'Advection-Dispersion, ils ne cessent d'augmenter linéairement avec la distance (Figure 5.15), à l'exception du dernier point de prélèvement où une certaine stabilité semble être atteinte, comme mentionné au §4.3.4.

De plus, cette tendance est variable entre une sous-évaluation dans les trois premières distances, et une surestimation dans les trois dernières (FOEX = 50 %).

Le pourcentage d'erreur moyen est équivalent à celui de l'EMG avec un coefficient de dispersion *MRSE* supérieur, indiquant une plus forte dispersion des prédictions.

5.6.3. Temps d'arrivée du pic

Les temps d'arrivée des concentrations maximales sont généralement prévus avec une légère avance pour les modèles EMG. Ceci est représenté par un FOEX de 33 et 0 % respectivement pour les modèles EMG1 et EMG2 (Tableau 5.13).

Tableau 5.13 : Récapitulatif des indices statistiques pour les estimations des temps d'arrivée des pics par les trois modèles de dispersion en fonction de la distance.

Distance (m)	Coefficient de divergence <i>R</i> (-)			Pourcentage d'erreur <i>E</i> (%)			Facteur de dispersion <i>MRSE</i> (-)			Facteur de surestimation <i>FOEX</i> (%)		
	<i>EMG1</i>	<i>EMG2</i>	<i>ADE</i>	<i>EMG1</i>	<i>EMG2</i>	<i>ADE</i>	<i>EMG1</i>	<i>EMG2</i>	<i>ADE</i>	<i>EMG1</i>	<i>EMG2</i>	<i>ADE</i>
1 175	1,12	0,96	1,08	11,5	4,0	7,7	0,015	0,054	0,021	33	0	33
2 875	1,06	0,92	1,03	6,5	9,2	3,5						
5 275	0,90	0,78	0,86	11,3	28,7	16,5						
7 775	0,87	0,75	0,84	15,5	34,1	19,1						
10 275	0,85	0,74	0,82	17,5	34,9	21,8						
13 775	0,88	0,76	0,85	13,7	32,1	17,8						
Moyenne	0,95	0,82	0,91	12,7	23,9	14,4						

Le facteur de surestimation de l'EMG1 est supérieur au second modèle développé parce les deux premières distances sont surestimées, ce qui signifie que l'arrivée des pics est prévue en retard par rapport aux observations (Figure 5.16). Ce décalage temporel concernant l'arrivée du pic pourrait être dû au fait que la vitesse du courant était plus rapide que la vitesse moyenne intégrée dans le modèle. Ceci expliquerait aussi la surestimation du même paramètre par l'Equation d'Advection-Dispersion.

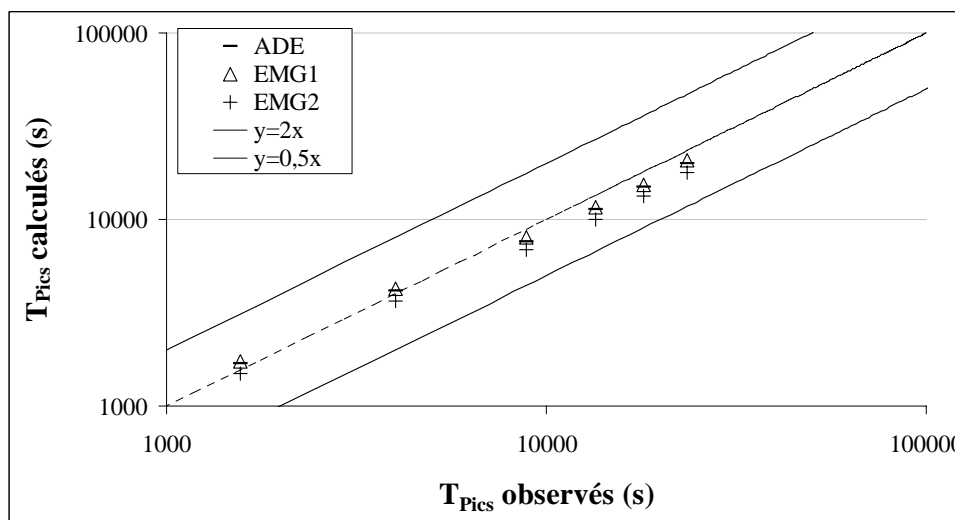


Figure 5.16 : Comparaison entre les temps d'arrivée des pics observés et calculés par les modèles de dispersion EMG et ADE.

Quant à la sous-estimation des derniers points de prélèvement, elle est probablement due à la présence des zones mortes et des zones rugueuses variables induisant des forces de cisaillement supérieures à celles représentées par le modèle.

Le pourcentage d'erreur moyenné sur les six distances est d'environ 13 % pour l'EMG1, et s'élève à 24 % pour l'EMG2 (Tableau 5.13). L'écart entre les deux modèles est dû au facteur de correction du coefficient b qui rend le modèle trop pessimiste par rapport aux observations. L'influence de ce facteur est confirmée par un *MRSE* du modèle EMG2 sensiblement supérieur à celui de l'EMG1.

Les estimations de l'ADE sont proches de celles du premier modèle de dispersion développé (EMG1).

En effet, les tendances de surestimation sont équivalentes pour les deux modèles (EMG1 et ADE) et ceci pour les raisons citées précédemment ($FOEX = 33\%$).

Quant aux pourcentages d'erreur moyens, ils s'élèvent à 13 et 14 % respectivement, et le facteur de dispersion de l'ADE est légèrement supérieur à celui de l'EMG confirmant ainsi les bonnes prédictions du modèle développé.

Finalement, les estimations de l'EMG2 sont moins bien adaptées aux observations que l'EMG1 puisque l'erreur moyenne atteint 24 %, soit deux fois plus que celle liée aux estimations de l'EMG1.

5.6.4. Temps d'arrivée de la pollution

D'après les figures 5.14 et 5.17, l'arrivée de la pollution est prévue par l'EMG1 aux deux premières distances avec retard par rapport aux observations.

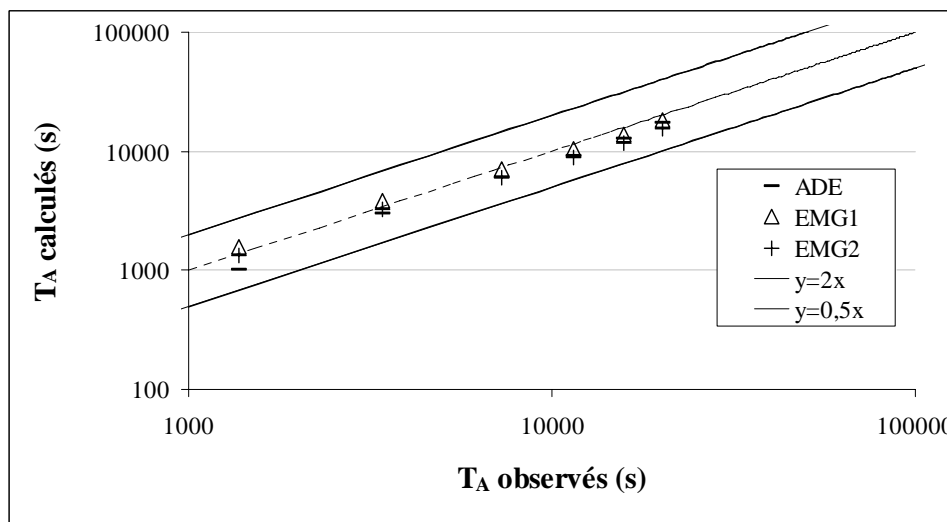


Figure 5.17 : Comparaison entre les temps d'arrivée de la pollution observés et calculés par les modèles de dispersion EMG et ADE.

Les raisons de ce retard s'expliquent comme pour les temps d'arrivée des pics, par une vitesse du courant supérieure à la vitesse moyenne intégrée dans le modèle. Pour le reste des distances, les temps d'arrivée sont légèrement sous-estimés. Ceci se traduit ainsi par un facteur de surestimation de 33 % (Tableau 5.14).

Tableau 5.14 : Récapitulatif des indices statistiques pour les estimations des temps de début de la pollution par les trois modèles de dispersion en fonction de la distance.

Distance (m)	Coefficient de divergence R (-)			Pourcentage d'erreur E (%)			Facteur de dispersion $MRSE$ (-)			Facteur de surestimation $FOEX$ (%)		
	EMG1	EMG2	ADE	EMG1	EMG2	ADE	EMG1	EMG2	ADE	EMG1	EMG2	ADE
1 175	1,15	0,98	0,73	15,0	2,5	36,9						
2 875	1,13	0,96	0,88	13,2	4,1	14,2						
5 275	0,97	0,82	0,82	2,9	21,4	21,7						
7 775	0,91	0,77	0,81	9,8	29,5	24,0	0,012	0,043	0,046	33	0	0
10 275	0,87	0,74	0,80	14,5	35,0	24,9						
13 775	0,91	0,77	0,85	9,6	29,2	17,6						
Moyenne	0,99	0,84	0,81	10,8	20,3	23,2						

Quant au deuxième modèle développé, la sous-estimation des deux premiers temps est corrigée par le facteur 0,86 induisant un facteur de surestimation nul (Tableau 5.14). La déviation des estimations engendrée par l'introduction de ce coefficient augmente l'erreur moyenne d'un facteur 2 et le $MRSE$ d'un facteur 4 environ.

Le modèle EMG1 est plus performant que l'ADE pour représenter les temps d'arrivée de la pollution. En effet, le coefficient de divergence moyen du modèle développé est très proche de l'unité, à l'inverse de celui de l'ADE. Les erreurs moyennes s'élèvent ainsi à 11 et 23 % respectivement. Les performances de l'EMG1 sont confirmées aussi par un facteur de dispersion quatre fois inférieur à celui de l'ADE et s'approchant de la valeur nulle.

5.6.5. Temps de fin de la pollution

Par contre, les performances de l'Equation d'Advection-Dispersion à estimer les temps de fin de la pollution sont généralement légèrement meilleures que celles des modèles développés (Figure 5.18).

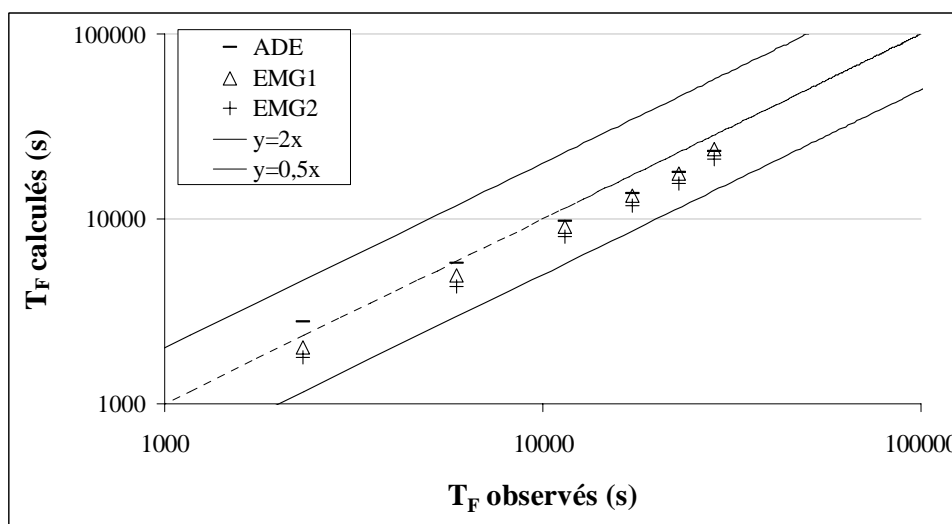


Figure 5.18 : Comparaison entre les temps de fin de la pollution observés et calculés par les modèles de dispersion EMG et ADE.

En effet, l'erreur moyenne des estimations de l'ADE est de 19 %, elle s'élève à 23 et 40 % pour les modèles développés EMG1 et EMG2 respectivement (Tableau 5.15).

Les coefficients de divergence de l'ADE sont en moyenne plus proches de l'unité que celles de l'EMG1 à l'exception des deux dernières distances pour lesquelles les estimations du modèle développé sont plus proches des observations (Tableau 5.15).

Tableau 5.15 : Récapitulatif des indices statistiques pour les estimations des temps de fin de la pollution par les trois modèles de dispersion en fonction de la distance.

Distance (m)	Coefficient de divergence R (-)			Pourcentage d'erreur E (%)			Facteur de dispersion $MRSE$ (-)			Facteur de surestimation $FOEX$ (%)		
	<i>EMG1</i>	<i>EMG2</i>	<i>ADE</i>	<i>EMG1</i>	<i>EMG2</i>	<i>ADE</i>	<i>EMG1</i>	<i>EMG2</i>	<i>ADE</i>	<i>EMG1</i>	<i>EMG2</i>	<i>ADE</i>
1 175	0,87	0,77	1,19	14,7	30,1	19,3	0,044	0,111	0,035	0	0	17
2 875	0,84	0,73	0,97	19,2	36,7	2,8						
5 275	0,79	0,70	0,85	26,3	43,2	18,0						
7 775	0,78	0,69	0,80	28,6	45,6	25,1						
10 275	0,77	0,68	0,77	29,5	46,9	29,2						
13 775	0,84	0,74	0,82	19,3	35,5	21,9						
Moyenne	0,82	0,72	0,90	22,9	39,7	19,4						

Ce faible avantage de l'Equation d'Advection-Dispersion à mieux prédire le temps de fin de pollution est confirmé par un facteur de dispersion légèrement inférieur à celui de l'EMG1.

Les trois modèles de dispersion sous-estiment généralement les temps de fin de la pollution, prévoyant ainsi une traînée plus courte que celle observée dans la réalité. Les facteurs de surestimation sont respectivement de 0 et 17 % pour l'EMG et l'ADE.

Ceci est dû à la présence des phénomènes de rugosité locaux et de zones mortes qui étirent longitudinalement la nappe de pollution et qui ne sont pas pris en compte par les différents modèles de dispersion. De plus, les estimations de l'ADE sont meilleures que celle de l'EMG parce que cette dernière est développée à partir d'une maquette à faible rugosité, et que les forces de frottements correspondants ont plus d'influence sur la traînée de la nappe et par conséquent sur le temps de fin de la pollution.

5.6.6. Temps de passage de la pollution

La combinaison des temps d'arrivée et de fin de la pollution permet de constater que les coefficients de divergence des estimations de l'EMG augmentent en se rapprochant progressivement de l'unité, au fur et à mesure que la nappe s'éloigne de la source du rejet (Figure 5.19).

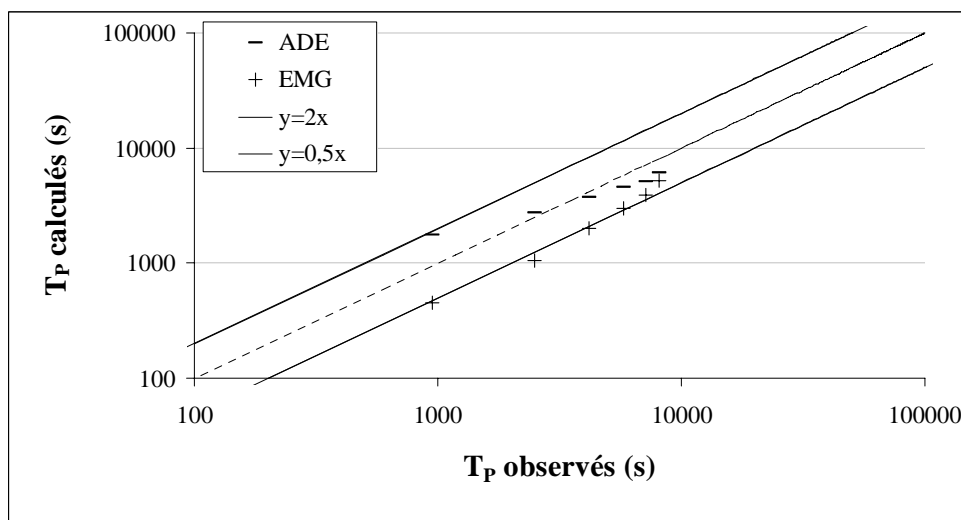


Figure 5.19 : Comparaison entre les temps de passage de la pollution observés et calculés par les modèles de dispersion EMG et ADE.

Les temps de passage de la pollution sont généralement sous-estimés par le modèle développé avec un facteur deux ($FOEX = 0\%$) (Tableau 5.16). L'erreur moyenne est ainsi établie à 96 %, avec une dispersion très forte des estimations autour de la moyenne des observations.

Par ailleurs, le facteur de correction du coefficient b n'a pas d'influence sur le temps de passage, les estimations d'EMG1 et d'EMG2 sont identiques d'où une représentation unique des estimations du nouveau modèle dans la figure 5.19.

Tableau 5.16 : Comparaison des temps de passage de la pollution entre les trois modèles de dispersion et les observations en fonction de la distance.

Distance (m)	Coefficient de divergence R (-)			Pourcentage d'erreur E (%)			Facteur de dispersion $MRSE$ (-)			Facteur de surestimation $FOEX$ (%)		
	EMG1	EMG2	ADE	EMG1	EMG2	ADE	EMG1	EMG2	ADE	EMG1	EMG2	ADE
1 175	0,47	0,47	1,86	111,8	111,8	85,7	0,424	0,434	0,106	0	0	33
2 875	0,44	0,42	1,11	127,3	138,1	10,6						
5 275	0,48	0,48	0,89	108,5	108,5	12,0						
7 775	0,51	0,52	0,79	94,7	93,4	27,2						
10 275	0,55	0,55	0,71	82,0	82,4	39,9						
13 775	0,65	0,65	0,75	53,4	54,3	34,2						
Moyenne	0,52	0,51	1,02	96,3	98,1	34,9						

Quant aux performances de l'ADE, elles sont meilleures que celles de l'EMG puisque le coefficient de divergence moyenné sur les six distances est proche de l'unité. La déviation des estimations s'élève à 35 % environ. La sous-estimation est aussi générale avec un facteur de surestimation de 33 %.

Bien que le facteur de dispersion soit quatre fois inférieur à celui de l'EMG, il reste néanmoins élevé montrant une forte dispersion des estimations.

Les performances du nouveau modèle de dispersion semblent être meilleures que celles de l'Equation d'Advection-Dispersion, du moins pour les trois paramètres essentiels lors d'une gestion de crise : concentrations maximales et temps d'arrivée du pic et de la pollution.

Les concentrations maximales du modèle EMG sont surestimées, à l'inverse de l'ADE, avec une erreur moyenne de 51 %. Quant aux temps d'arrivée du pic et de la pollution, ils sont sous-évalués avec une erreur moyenne de 13 et 11 % respectivement.

Cependant, les temps de fin et de passage de la pollution sont sous-estimés avec une erreur moyenne de 23 et 96 % respectivement. Il est nécessaire de signaler que l'utilité de ces deux paramètres n'est que secondaire lors d'une pollution accidentelle.

Par ailleurs, la comparaison, entre les estimations du modèle développé et les observations à grande échelle, a montré que le coefficient de correction du coefficient b augmente la divergence des simulations. Par conséquent, il ne sera pas inclus dans le modèle EMG pour simuler des pollutions accidentelles à l'échelle réelle.

D'autre part, le temps de voyage de la nappe est influencé (temps d'arrivée et de fin) certains phénomènes qui ne sont pas pris en compte dans le modèle développé notamment une rugosité importante et les zones mortes. Ces phénomènes influencent l'étirement longitudinal de la nappe ainsi que les concentrations maximales.

D'où la nécessité de les intégrer dans les coefficients (a , b , c et d) du modèle EMG.

Finalement, une étude de dispersion sur une distance supérieure à 14 Km (distance d'étude de l'exemple précédent) aurait été souhaitée pour pouvoir étudier le comportement et les performances des deux modèles EMG et ADE en fonction de la distance et particulièrement lorsque les courbes se rapprochent de l'allure gaussienne.

5.7. Vers un modèle complet de dispersion en champ lointain

Les pollutions accidentelles des cours d'eau par des produits solubles se propagent généralement sur plusieurs centaines de mètres voire plusieurs dizaines de kilomètres.

L'évolution du polluant est ainsi constituée de plusieurs phases qui s'étendent depuis la source du rejet jusqu'à une dilution totale du polluant (Figure 5.20).

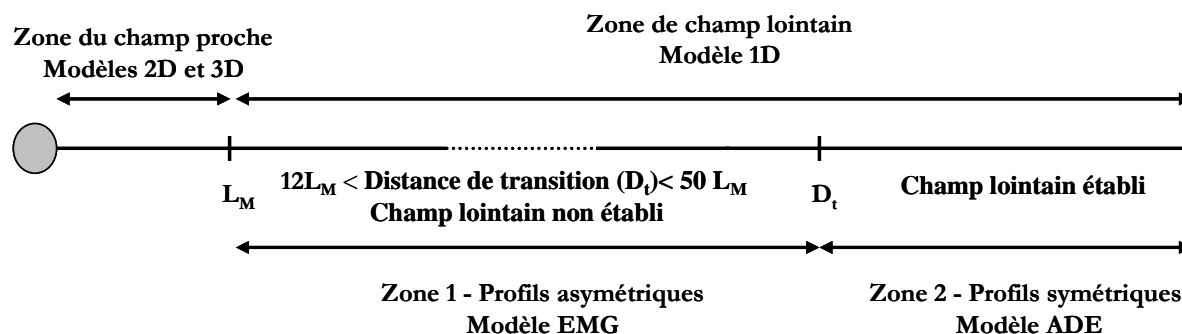


Figure 5.20 : Zones de dispersion et domaines d'application des modèles.

Après un rejet de polluant soluble dans le cours d'eau, la nappe se disperse dans les trois directions de l'espace (verticale, latérale et longitudinale) jusqu'à atteindre une distance dite *longueur de mélange* correspondant à une homogénéité minimale de 95 % à travers la section. La modélisation dans cette zone dite de champ proche se fait par des modèles tri et dimensionnels.

Passée cette distance, l'évolution du polluant est unidimensionnelle dans le sens du courant constituant ainsi le champ lointain qui est composé de deux zones en fonction de la symétrie des profils de concentrations.

Dans la première zone, les profils sont asymétriques se caractérisant par une montée rapide des concentrations et une décroissance lente. Cette zone pourrait s'étendre de 12 à 50 fois la longueur de mélange. Selon l'exemple traité dans cette thèse, l'allure des courbes présentaient toujours une allure asymétrique jusqu'à une distance équivalente à 12 fois la longueur de mélange.

Jusqu'à présent, la modélisation de la dispersion dans cette zone se faisait généralement par l'Equation d'Advection-Dispersion, ce qui est conduit dans cette thèse à développer un nouveau modèle plus adapté car élaboré sur la base d'une équation Gaussienne Modifiée par une Exponentielle (EMG).

La deuxième zone du champ lointain est atteinte lorsque l'asymétrie des courbes disparaît se rapprochant ainsi d'une allure gaussienne. Les profils de concentrations peuvent alors être modélisés par l'ADE jusqu'à la dilution totale de la nappe de polluant.

Par conséquent, pour concrétiser l'objectif de cette thèse, qui consiste à proposer un modèle de dispersion adapté à une situation d'urgence et permettant de prévoir l'évolution d'une pollution de produit chimique miscible à l'eau dans le champ lointain, un modèle complet est mis au point.

5.7.1. Modèle complet

Le modèle complet permet d'évaluer la dispersion de la nappe dans les deux zones du champ du lointain.

Il est constitué de deux équations complémentaires, la Gaussienne Modifiée par une Exponentielle et l'Equation d'Advection-Dispersion. L'EMG est applicable dans la première zone du champ lointain dans lequel les profils des concentrations sont asymétriques, et l'ADE est plus appropriée dans la seconde zone qui se caractérise par des courbes de concentrations symétriques.

Le modèle s'écrit alors :

$$L_M < X < 12-50L_M \quad C = \frac{\sqrt{2\pi}}{2} \frac{M}{A^{0,96} X^{1,08}} \left(\frac{U}{U^*}\right)^{\frac{3}{5}} \exp\left[\left(\frac{X-Ut}{X}\right)\left(\frac{U}{U^*}\right)^{\frac{5}{6}} + \frac{1}{2}\left(\frac{U}{U^*}\right)^{\frac{-11}{15}}\right] x$$

$$\left\{1 - \operatorname{erf}\left[\left(\frac{X-Ut}{X\sqrt{2}}\right)\left(\frac{U}{U^*}\right)^{\frac{6}{5}} + \frac{1}{\sqrt{2}}\left(\frac{U}{U^*}\right)^{\frac{-11}{30}}\right]\right\} \quad \text{Eq. 5.18}$$

$$X > 12-50L_M \quad C(x,t) = \frac{M}{A\sqrt{4\pi D_L t}} \exp\left[-\frac{(x-Ut)^2}{4D_L t}\right] \quad \text{Eq. 5.19}$$

Avec :

- C : concentration (Kg/m³) ;
- M : quantité de traceur rejetée (Kg) ;
- A : section du cours d'eau (m²) ;
- U : vitesse du courant (m/s) ;
- U^* : vitesse de cisaillement (m/s) ;
- X : distance en aval de la source de rejet (m) ;
- t : temps (s) ;
- erf : fonction d'erreur ;
- D_L : coefficient de dispersion longitudinale (m²/s).

Ce modèle est adaptée pour prédire l'évolution d'une pollution lors d'une situation d'urgence suite à un rejet accidentel. En effet, les paramètres d'entrée sont limités à la quantité du traceur rejeté, aux vitesses du courant et de cisaillement et à la section du cours d'eau dont la détermination est largement accessible dans une telle situation. A l'inverse de l'Equation d'Advection-Dispersion, l'EMG s'affranchit de l'utilisation du coefficient de dispersion longitudinale pour estimer le comportement de la pollution dans la première zone du champ lointain.

La connaissance de ce coefficient devient nécessaire si la nappe de pollution persiste au-delà d'une distance comprise entre 12 et 50 fois la longueur de mélange. En fait, passée cette distance, l'ADE devient plus adaptée pour étudier l'évolution des profils symétriques dans la seconde zone du champ lointain.

La longueur de mélange permettant d'estimer le début de la zone du champ lointain, peut être calculée expérimentalement en évaluant le degré d'homogénéité du polluant à travers la section (>95%) ou par l'intermédiaire de la formule empirique de *Fischer* lorsque les données expérimentales ne sont pas disponibles comme c'est le cas lors d'une pollution accidentelle.

Quant au coefficient de dispersion longitudinale, il peut être déterminé par trois méthodes différentes.

La première consiste à l'évaluer expérimentalement sur la base de deux profils de concentrations situés dans la deuxième zone du champ lointain (profils symétriques). Dans le cas où les profils sont complets, la méthode des *Moments* doit être utilisée. En revanche, si les courbes sont incomplètes, l'utilisation de la nouvelle interprétation de la méthode des *Moments* développée au cours de cette thèse pourrait être appliquée de préférence

Lorsque l'obtention de données expérimentales est inaccessible (situation d'urgence par exemple), deux solutions sont possibles : l'utilisation des formules empiriques ou la création de données expérimentales par l'intermédiaire de la Gaussienne Modifiée par une Exponentielle.

Les résultats obtenus montrent que les formules empiriques doivent être utilisées avec prudence. Deux formules, celles de *Liu* et de *Koussis et Rodriguez-Mirasol*, semblent relativement adaptées aux conditions hydrodynamiques se rapprochant de celles de la maquette ou de la rivière *Severn*, à savoir, un rapport largeur-hauteur inférieur à 50.

Finalement, le coefficient de dispersion longitudinale peut être déterminé par la méthode des *Moments* en générant les profils nécessaires par le modèle EMG.

Il convient de signaler que cette troisième méthode tend à sous-estimer le coefficient de dispersion parce que la largeur du pic (ou temps de passage) est systématiquement sous-estimé, induisant une surévaluation des concentrations maximales rendant l'Equation d'Advection-Dispersion encore plus pessimiste.

La détermination expérimentale du coefficient de dispersion par la méthode des *Moments* (1^{ère} méthode) procure des estimations assez fiables. Cependant, rares sont les situations qui permettent de procurer des données observées dans un cours d'eau, d'où l'utilité des autres méthodes.

5.7.2. Limites du modèle

Le modèle complet n'est spécifique qu'à la dispersion de produits chimiques solubles rejetés instantanément, se caractérisant par une densité équivalente à celle de l'eau, et n'ayant aucune réaction chimique violente avec le milieu dans le lequel le rejet est effectué.

Par ailleurs, la modélisation du phénomène de dispersion dans la zone initiale du champ lointain où les profils sont asymétriques, a été effectuée en se basant sur des expériences réalisées à petite échelle dans une maquette de canal.

Cette dernière se caractérise par une section régulière, une zone d'étude rectiligne et une rugosité bien définie, ceci correspond à un cas idéal.

Or, les cours d'eau naturels sont souvent caractérisés par une sinuosité, des zones mortes, d'expansion ou de contraction, des sections variables, une rugosité variable... qui influent sur le phénomène de dispersion.

Cependant, la prise en compte de la majorité des phénomènes qui régissent la dispersion dans les cours d'eau naturels, complique davantage les modélisations, augmente le nombre de données d'entrée et rend les simulations complexes, lentes et inadéquates pour une utilisation en situation de crise où la simplicité des modèles et la rapidité des simulations sont primordiales.

Pour pallier à une rugosité de la maquette trop lisse par rapport à celle des cours d'eau naturelle, il suffit d'augmenter la rugosité de son lit par des mèches..., et d'intégrer son influence dans les coefficients du modèle EMG (a , b , c et d) afin de corriger l'inadéquation des simulations des temps de fin et de passage de la pollution.

Par ailleurs, les différentes études menées dans cette thèse ont été effectuées par l'intermédiaire des données issues de la maquette et d'une rivière naturelle présentant des caractéristiques géométriques comparables, à savoir un rapport largeur-hauteur inférieur à 50 (7 pour la maquette et 45 pour la rivière naturelle). Par conséquent, une utilisation universelle du modèle développé ou de la nouvelle méthode de calcul du coefficient de dispersion ainsi que les hypothèses émises sur la longueur de mélange et sur les formules empiriques de *Liu* et *Koussis et Rodriguez-Mirasol*, nécessite une validation plus complète en utilisant des conditions hydrodynamiques variées, et surtout sur des distances de dispersion plus longues, soit plusieurs dizaines de kilomètres. Ces études supplémentaires permettront ainsi de confirmer ou d'infirmer les hypothèses émises et les modèles développés.

5.8. Conclusion

Un nouveau modèle de dispersion est développé pour prédire les profils de concentrations asymétriques dans la zone initiale du champ lointain. Il est basé d'une part sur une convolution de fonctions exponentielle et gaussienne, et d'autre part, sur une régression à partir des données issues de la maquette.

Les estimations du modèle développé sont par la suite comparées aux observations issues de la petite (maquette) et la grande échelle (rivière naturelle).

Les prédictions du modèle semblent être mieux adaptées à cette zone que l'Equation d'Advection-Dispersion, notamment pour l'estimation des concentrations maximales, et des temps d'arrivée du pic et de la pollution.

Par la suite, un modèle de dispersion complet est proposé pour évaluer la dispersion dans le champ lointain d'un cours d'eau suite à une pollution accidentelle. Il est composé d'une part, par le nouveau modèle développé EMG pour prédire les profils asymétriques dans la zone initiale du champ lointain qui s'étend jusqu'à une distance comprise entre 12 et 15 fois la longueur de mélange, et d'autre part, par l'Equation d'Advection-Dispersion pour estimer les profils symétriques après la zone initiale.

Finalement, les limites de la modélisation développée sont évoquées.

Conclusions et perspectives

L'objectif de cette thèse était de proposer un modèle de dispersion adapté à une situation de crise et permettant d'évaluer l'étendue d'une nappe de pollution dans le champ lointain d'un cours d'eau suite à un rejet accidentel de produits chimiques miscibles.

Une étude bibliographique concernant les différents modèles de dispersion a permis de sélectionner l'Equation d'Advection-Dispersion qui, par son faible nombre de données d'entrée et sa simplicité, permet de déterminer les profils temporels de concentrations à différentes distances en aval de la source du rejet. Ce modèle est fonction de la quantité rejetée et des caractéristiques hydrodynamiques du cours d'eau telles que les vitesses du courant et de cisaillement, la section du cours d'eau et le coefficient de dispersion longitudinale.

L'évaluation des performances de l'Equation d'Advection-Dispersion est effectuée dans un premier temps dans une maquette d'un cours d'eau à petite échelle. Cette dernière est conçue spécifiquement en ce sens, en se basant sur la théorie de similitude, et représente entre autres un bief d'un canal d'irrigation. La reproduction du canal est rendue possible grâce à l'utilisation d'une similitude déformée avec un facteur d'échelle horizontale de 1 : 160 et une échelle verticale de 1 : 55. La maquette en PVC se caractérise ainsi par une largeur de 34 cm, une hauteur variable de 5 à 22 cm, une vitesse atteignant 20 cm/s et finalement une pente nulle sur les 14 m de longueur.

Les expérimentations à petite échelle, destinées à évaluer les performances du modèle de dispersion, sont réalisées avec la fluorescéine qui est analysée par spectrophotométrie ultraviolette-visible.

Afin de déterminer la zone du champ lointain dans laquelle le modèle de dispersion est applicable, différents types d'injection du traceur sont testés (ponctuelles et linéaires

sur la largeur de la maquette). Ces expériences ont permis de déterminer une longueur de mélange, comme étant de l'ordre de 6 m en aval de la source du rejet.

Les longueurs de mélange déterminées au moyen de différents modèles empiriques proposés par la littérature, présentent de larges divergences avec la valeur expérimentale, mais aussi entre elles.

Seule la longueur de mélange prévue par la formule de *Rimmar* fournit une valeur comparable à l'expérience, prévoyant une zone de dispersion en champ lointain de l'ordre de 8 m.

Sur cette zone d'étude, cinq systèmes de prélèvements sont positionnés tous les 1,5 m.

Enfin, un plan d'expérimentations basé sur la technique des plans d'expérience, a conduit à la réalisation de 15 essais dans des conditions de rejet et d'hydrodynamisme variées.

Pour ces quinze expériences, le coefficient de dispersion longitudinale est évalué selon une nouvelle interprétation de la méthode des *Moments*, qui montre une nette amélioration des estimations du coefficient de dispersion lorsque les profils de concentrations sont incomplets, notamment si le manque de données concerne la traînée de la nappe. En effet, l'obtention du coefficient de dispersion à partir de données expérimentales est la méthode à utiliser préférentiellement.

Une comparaison entre les profils de concentrations observés dans la maquette et calculés par le modèle de dispersion gaussienne ADE, montre que l'allure des courbes observées est mal retranscrite, et ceci quelle que soit la distance en aval de la source du rejet.

En effet, bien que le champ lointain soit atteint, les profils observés présentent une dissymétrie flagrante à l'inverse des profils calculés. Ceci se traduit au final par une sous-estimation conséquente et permanente des concentrations, qui toutefois diminue au fur et à mesure que la nappe se disperse en aval de la source du rejet.

Afin de confirmer les tendances obtenues à petite échelle, une comparaison entre les simulations du modèle et des observations issues d'expérimentations à l'échelle réelle est effectuée. Elle met en évidence les mêmes tendances sur une distance minimale

équivalente à 12 fois la longueur de mélange. Passée cette distance, la dissymétrie des courbes expérimentales décroît, et l'allure se rapproche progressivement d'une gaussienne. Ce changement de profil, se reflète directement sur les estimations, d'une part sur les concentrations maximales et les temps correspondants, et d'autre part sur les temps d'arrivée, de fin et de passage de la pollution.

Devant l'inadéquation des prédictions de l'Equation d'Advection-Dispersion dans la zone initiale du champ lointain, il a semblé pertinent de développer un modèle plus adapté à cette zone d'étude, et permettant d'estimer correctement l'évolution spatio-temporelle de la nappe de pollution.

Ainsi, ce modèle se base d'une part sur une convolution entre une gaussienne et une exponentielle (EMG), et d'autre part sur une régression effectuée à partir des expérimentations à petite échelle.

L'évaluation des performances du modèle au moyen des données expérimentales obtenues dans la maquette et n'ayant pas servi à sa conception, a montré qu'il retranscrit correctement l'allure des profils de concentrations temporelles. Les concentrations maximales sont correctement estimées avec une déviation moyenne de 9 %. Quant aux temps d'arrivée du pic et de la pollution, les pourcentages sont respectivement de 0,5 et 0,1 %, ce qui est très satisfaisant.

Les temps de fin et de passage de la pollution sont aussi très proches des observations avec une déviation de 0,1 et 1,9 %.

Cette nouvelle modélisation semble plus en adéquation avec les observations que l'Equation d'Advection-Dispersion (ADE) ne l'est.

Afin de confirmer ces résultats, une comparaison entre des observations effectuées à l'échelle réelle et les résultats issus du modèle EMG est réalisée, et montre aussi une bonne représentation du phénomène de dispersion. Les concentrations maximales sont constamment surestimées avec une erreur moyenne de 51 %, valeur comparable aux résultats obtenus avec l'ADE, qui par contre est moins variable avec la distance.

Par ailleurs, les temps d'arrivée du pic et de la pollution sont sous-estimés avec une moyenne d'erreur de 13 et 11 % respectivement, contre 14 et 23 % pour l'ADE.

Cependant, les temps de fin et de passage de la pollution sont mieux estimés par l'Equation d'Advection-Dispersion que par le nouveau modèle EMG avec une erreur moyenne de 19 et 35 % respectivement. Ces valeurs s'élèvent à 23 et 96 % pour le modèle développé.

Il est nécessaire de noter que ces deux paramètres présentent moins d'intérêt pour les gestionnaires d'une pollution accidentelle, et que leur importance n'est que secondaire.

Mis à part les bonnes performances du modèle, son avantage majeur réside dans le fait qu'il s'affranchit de l'utilisation du coefficient de dispersion longitudinale dont la détermination est souvent problématique.

Finalement, pour atteindre l'objectif de cette thèse, un modèle complet de dispersion en champ lointain est proposé. Il est composé du nouveau modèle développé (EMG) pour prédire les concentrations temporelles dans la zone initiale du champ lointain et jusqu'à une distance comprise entre 12 et 50 fois la longueur de mélange, et par l'Equation d'Advection-Dispersion qui permet d'évaluer les concentrations dans la zone établie du champ lointain où les profils sont symétriques.

Le passage à l'ADE nécessite la connaissance du coefficient de dispersion longitudinale, qui selon les conditions pourra être évalué expérimentalement par la méthode des *Moments* (cas de profils complets) ou par la méthode proposée, basée sur l'interprétation de la méthode des *Moments* (cas de profils incomplets).

A défaut de données expérimentales, le coefficient de dispersion longitudinale pourra aussi être déterminé sur la base des derniers profils de concentrations temporelles issus du modèle développé (EMG) en leur appliquant la méthode des *Moments*, en gardant néanmoins en mémoire qu'il sera légèrement sous-estimé, le temps de passage de la pollution étant sous-évalué par le modèle.

Il convient de noter que le modèle a été conçu puis validé (à petite et à grande échelle) sur la base d'essais réalisés dans des cours d'eau caractérisés par un rapport largeur sur hauteur faible, inférieur à 50.

Ainsi il est important d'étendre la validation du modèle à des conditions hydrodynamiques et de rejets différents afin de confirmer les performances du modèle complet, l'utilisation

de la nouvelle méthode d'évaluation du coefficient de dispersion longitudinale, l'utilisation des formules empiriques de *Liu* et de *Koussis et Rodriguez-Mirasol* ainsi que de celles concernant la longueur de mélange.

Par ailleurs, il est nécessaire d'étudier l'effet d'une rugosité accrue de la maquette sur le modèle EMG afin de tenir compte de forces de frottement plus importantes caractérisant les cours d'eau naturels. Cette étude pourrait permettre d'améliorer les performances du modèle développé concernant les temps de fin et de passage de la pollution.

L'influence de la sinuosité doit aussi être étudiée dans la maquette et intégrée dans le modèle, sans toutefois augmenter de manière inconsidérée le nombre de variables d'entrée, et sans nuire à sa simplicité qui constitue un atout primordial pour les gestionnaires de pollutions accidentelles.

Finalement, la distance de transition, équivalente à l'établissement des profils gaussiens dans le champ lointain, doit être affinée afin de diminuer son intervalle de variation qui s'étend de 12 à 50 fois la longueur de mélange, et de mieux identifier les zones d'application des deux modèles ADE et EMG.

Références bibliographiques

Abd El-Hadi, N. D. and Daver, K. S. (1976). "Longitudinal dispersion for flow over rough beds." *Journal of hydraulic division, Asce*, 102(4): 483-498.

Abidi, S. L. (1982). "Detection of diethylnitrosamine in nitrite-rich water following treatment with rhodamine flow tracers." *Water Research*, 16(2): 199.

Adler, M. J.; Stancalie, G., et al. (1999). "Integrating tracer with remote sensing techniques for determining dispersion coefficients of the Dambovita River, Romania. Integrated methods in catchment hydrology - tracer, remote sensing and new hydrometric techniques Birmingham." *IAHS-AISH-publication*, 258: 75-81.

AFNOR (1999). *Protocole d'évaluation d'une méthode alternative d'analyse physico-chimique quantitative par rapport à une méthode de référence: XP T90-210.*

Aris, R. (1956). "On the dispersion of a solute in a fluid flowing through a tube." *Proceeding, royal society, London, U.K.*, A(235): 67-77.

Asai, K. and Fujisaki, K. (1991). "Effect of aspect ratio on longitudinal dispersion coefficient." *Proceeding, International symposium on environmental hydrology*, A.A. Balkema, Rotterdam, The Netherlands: 493-498.

Atesman, K. M. (1970). "The dispersion of matter in turbulent shear flows." *Ph.D. Thesis, Colorado state university, Fort Collins, Colo.*

Atkinson, T. C. and Davis, P. M. (2000). "Longitudinal dispersion in natural channels: 1. Experimental results from the River Severn, UK." *Hydrology and earth system sciences*, 4(3): 345-353.

Baléo, J. N.; Bourges, B., et al. (2003). *Méthodologie expérimentale - Méthodes et outils pour les expérimentations scientifiques*, Tec & Doc, 367p.

Bansal, M. H. (1971). "Dispersion in natural streams." *Journal of the hydraulics division*, HY11: 1867-1886.

BARPI (2005). "Bilan des accidents technologiques 1992-2004." *Bureau d'Analyse des Risques et Pollutions Industrielles*: 19p.

Barsby, A.; Delannay, C. and Watt, J. P. C. (1967). "River gauging by dilution techniques." *Water research association technical paper*, TP. 58: 34p.

Beltaos, S. (1980). "Longitudinal dispersion in rivers." *Journal of hydraulic engineering*, 106: 151-172.

Beltaos, S. and Day, T. J. (1978). "A field study of longitudinal dispersion." *Canadian journal of civil engineering*, 5: 572.

- Benoist, D.; Tourbier, Y. and Germain-Tourbier, S. (1994). Plans d'expériences - Construction et analyse, Tec & Doc, 700p.
- Buckingham, E. (1915). "Model experiments and the form of empirical equations." 37: 263-296.
- Bujon, G. (1983). "Modélisation de la dispersion des substances solubles ou pseudo solubles dans un cours d'eau. Application au cas de la seine à l'amont de Paris." La houille blanche, 1: 15-53.
- Caplow, T.; Schlosser, P. and Ho, D. T. (2004). "Tracer study of mixing and transport in the upper Hudson River with multiple dams." Journal of environmental engineering-Asce, 130(12): 1498-1506.
- Chanson, H. (1999). The hydraulics of open channel flow: An introduction, London: Arnold, 495p.
- Chatwin, P. C. (1971). "On the interpretation of some longitudinal dispersion experiments." Journal of fluid mechanics, 48(4): 689-702.
- Chatwin, P. C. (1972). "The cumulants of the distribution of concentration of a solute dispersing in solvent flowing through a tube." Journal of fluid mechanics, 51(part 1): 63-67.
- Chatwin, P. C. (1980). "Presentation of longitudinal dispersion data." American society of civil engineering, 106(HY1): 71-83.
- Chatwin, P. C. and Sullivan, P. J. (1982). "The effect of aspect ratio on longitudinal diffusivity in rectangular channels." Journal of fluid mechanics, 120: 347-358.
- Clark, J.; Schlosser, P.; Stute, M. and Simpson, H. (1996). "SF6-He-3 tracer release experiment: A new method of determining longitudinal dispersion coefficients in large rivers." Environmental science and technology, 30(5): 1527-1532.
- Czernuszenko, W. and Rowinski, P. M. (1997). "Properties of the dead-zone model of longitudinal dispersion in rivers." Journal of hydraulic research, 35(4): 491-504.
- Czernuszenko, W.; Rowinski, P. M. and Sukhodolov, A. (1998). "Experimental and numerical validation of the dead-zone model for longitudinal dispersion in rivers." Journal of hydraulic research, 36(2): 269-280.
- Davis, P. M. and Atkinson, T. C. (2000). "Longitudinal dispersion in natural channels: 3. An aggregated dead zone model applied to the River Severn, UK." Hydrology and earth system sciences, 4(3): 373-381.
- Day, T. J. (1975). "Longitudinal dispersion in natural channels." Water resources research, 11(6): 909.
- Day, T. J. (1977). "Observed mixing lengths in mountain streams." Journal of hydrology, 35(1-2): 125-136.

- De Vilhena, M. T. and Sefidvash, F. (1985). "Two-dimensional treatment of dispersion of pollutants in rivers." *Journal of applied radiation isotopes*, 36(7): 569-572.
- Demetracopoulos, A. C. and Stefan, H. G. (1983a). "Transverse mixing in wide and shallow river: case study." *Journal of environmental engineering*, 109(3): 685-699.
- Demetracopoulos, A. C. and Stefan, H. G. (1983b). "Model of Mississippi River pool: mass transport." *Journal of environmental engineering*, 109(5): 1006-1019.
- Deng, Z.; Bengtsson, L.; Singh, V. and Adrian, D. (2002). "Longitudinal dispersion coefficient in single-channel streams." *Journal of hydraulic engineering, Asce*, 128(10): 901-916.
- Deng, Z.; Singh, V. and Bengtsson, L. (2001). "Longitudinal dispersion coefficient in straight rivers." *Journal of hydraulic engineering - Asce*, 127(11): 919-927.
- Denton, R. A. (1990). "Analytical asymptotic solutions for longitudinal dispersion with dead zones." *Journal of hydraulic research*, 28: 309-329.
- Duan, J. G. (2004). "Simulation of flow and mass dispersion in meandering channels." *Journal of hydraulic engineering*, 130(10): 964-976.
- Duijm, N. J.; Ott, S. and Nielsen, M. (1996). "An evaluation of validation procedures and test parameters for dense gas dispersion models." *Journal of loss prevention in the process industries*, 9(5): 323-338.
- Elder, J. (1959). "The Dispersion of a marked fluid in a turbulent shear flow." *Journal of fluid mechanics*, 5: 544-560.
- Fares, Y. R. (2000). "Dispersion processes in reservoirs and natural streams." *Proceedings of the institution of mechanical engineers part C, Journal of mechanical engineering science*, 214 (6): 857-866.
- Filip, A. (1971). "Investigation of dispersion and dilution of suspended species in river flow by radio-tracer techniques." *The International Journal of Applied Radiation and Isotopes*, 22(6): 331-337.
- Fischer, B. H. (1966). "Longitudinal dispersion in laboratory and natural streams." Report KH-R-12, Keck laboratory of hydraulics and water resources, California institute of technology, Pasadena, California.
- Fischer, B. H. (1967). "The mechanics of dispersion in natural streams." *Journal of hydraulic division, Asce (HY6)*: 187-215.
- Fischer, B. H. (1968). "Dispersion predictions in natural streams." *American society of civil engineering, SA5*: 927-943.
- Fischer, B. H. (1973). "Longitudinal dispersion and turbulent mixing in open channel flow." *Annual review of fluid mechanics*, 5: 59-78.

Fischer, B. H. (1975). "Discussion of 'simple method for predicting dispersion in streams' by McQuivey and Keefer T.N." *Journal of environmental engineering division, Asce*, 101(3): 453-455.

Fischer, B. H.; List, J. E., et al. (1979). *Mixing in Inland and Coastal Waters*. New York, London, Toronto, Sydney, San Fransico, Academic Press, 483p.

Flury, M. and Wai, N. N. (2003). "Dyes as tracers for vadose zone hydrology." *Reviews of geophysics*, 41(1): 2:1 - 2:31.

French, R. H. (1985). *Open channel hydraulics*. New York, McGraw-Hill, 705p.

Gaspar, E. and Oraseanu, I. (1987). "Natural and artificial tracers in the study of the hydrodynamics of karst." *Theoretical and applied karsotology*, 3.

Girin, M. (2001). "Le décideur face à une pollution accidentelle des eaux - Guide opérationnel." *Centre de documentation, de recherche et d'expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux (CEDRE)*: 42p.

Girin, M. (2001). "Le suivi écologique d'une pollution accidentelle des eaux." *Centre de documentation, de recherche et d'expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux (CEDRE)*: 38p.

Godfrey, R. G. and Frederick, B. J. (1970). "Stream dispersion in selected sites." *U.S. geological survey professional paper 433-K*, Washington D.C.

Graf, J. B. (1986). "Travel time and longitudinal dispersion in Illinois streams." *U.S. geological survey - Water supply paper*, 2269: 69p.

Graf, J. B. (1995). "Measured and predicted velocity and longitudinal dispersion at steady and unsteady flow, Colorado river, Glen Canyon dam to Lake mead." *Water resources bulletin*, 31(2): 265-281.

Guizerix, J. and Florkowski, T. (1983). "Streamflow measurements." In *guidbook on nuclear techniques in hydrology.*, IAEA, Vienna: 65-79.

Guymer, I. (1998). "Longitudinal dispersion in sinuous channel with changes in shape." *Journal of hydraulic engineering*, 124(1): 33-40.

Hanna, S. R.; Strimaitis, D. G. and Chang, J. C. (1991). "Evaluation of fourteen hazardous gas models with ammonia and hydrogen fluoride data." *Journal of hazardous materials*, 26: 127-158.

Hart, D.; Mulholland, P., et al. (1999). "Relationships between hydraulic parameters in a small stream under varying flow and seasonal conditions." *Hydrological processes*, 13(10): 1497-1510.

Hibbs, D. E.; Gulliver, J. S.; Voller, V. R. and Chen, Y. F. (1999). "An aqueous concentration model for riverine spills." *Journal of hazardous materials*, A64: 37-53.

- Ho, D.; Schlosser, P. and Caplow, T. (2002). "Determination of longitudinal dispersion coefficient and net advection in the tidal Hudson River with a large-scale, high resolution SF6 tracer release experiment." *Environmental science & technology*, 36(15): 3234-3241.
- Holley, F. M. (1975). Two-dimensional mass dispersion in rivers. Hydrological paper N° 78, Colorado states university, Fort collins.
- Howerton, S. B.; Lee, C. and McGuffin, V. L. (2003). "Additivity of statistical moments in the exponentially modified Gaussian model of chromatography." *Analytica chimica acta*, 478(1): 99.
- Hull, D. E. (1962). "Dispersion and persistence of tracer in river flow measurements." *The international journal of applied radiation and isotopes*, 13(2): 63-73.
- IAEA (1985). "Hydrological dispersion of radioactive material in relation to nuclear power plant siting." Safety series, No. 50-SG-S6: IAEA, Vienna.
- ISO (1993). "Mesure de débit des liquides dans les canaux découverts. Longueur de bon mélange d'un traceur." TR 11656.
- Iwasa, Y. and Aya, S. (1991). "Predicting longitudinal dispersion coefficient in open channel flows." *Proceeding, International symposium on environmental hydrology*, Hong Kong: 505-510.
- Jabbour, D. (2002). Thèse professionnelle MSIE: Contribution au développement d'un outil de modélisation des pollutions des cours d'eau par un produit miscible, Ecole des Mines d'Alès - LGEI - Equipe risques industriels et naturels, 59 p.
- Jobson, H. E. (1997). "Predicting travel time and dispersion in rivers and streams." *Journal of hydraulic engineering - Asce*, 123(11): pp. 971-978.
- Joulié, R. (1998). *Mécaniques de fluides appliquée*. Paris, Ellipses, 338 p.
- Kashefipour, S. and Falconer, R. (2002). "Longitudinal dispersion coefficients in natural channels." *Water research*, 36(6): 1596-1608.
- Kilpatrick, F. A. and Cobb, E. D. (1985). "Measurement of discharge using tracers." *U.S. geological survey technics of water-resources investigations*, Book 3, Chapter A16: 52p.
- Kilpatrick, F. A. and Wilson, J. F. (1989). "Measurement of time of travel in streams by dye tracing." *USGS, Techniques of water-Resources Investigations of the United States Geological Survey - Book 3: Applications of hydraulics: Chapter A9*.
- Kong, H.; Ye, F., et al. (2005). "Deconvolution of overlapped peaks based on the exponentially modified Gaussian model in comprehensive two-dimensional gas chromatography." *Journal of chromatography A*, 1086(1-2): 160.
- Koussis, A. D. and Rodriguez-Mirasol, J. (1998). "Hydraulic estimation of dispersion coefficient for streams." *Journal of hydraulic engineering-Asce*, 124(3): 317-320.

- Laenen, A. and Bencala, K. (2001). "Transient storage assessments of dye-tracer injections in rivers of the Willamette Basin, Oregon." *Journal of the American Water Resources Association*, 37(2): 367-377.
- Lan, K. and Jorgenson, J. W. (2001). "A hybrid of exponential and gaussian functions as a simple model of asymmetric chromatographic peaks." *Journal of Chromatography A*, 915(1-2): 1.
- Le Vent, S. (1995). "Simulation of chromatographic peaks by simple functions." *Analytica Chimica Acta*, 312(3): 263.
- Lees, M. J.; Camacho, L. and Whitehead, P. (1998). "Extension of the QUASAR river water quality model to incorporate dead-zone mixing." *Hydrology and Earth System Sciences*, 2(2-3): 353-365.
- Li, S. G. and Zhou, X. Q. (1997). "Stochastic theory for irregular stream modeling. 2. Solute transport." *Journal of Hydraulic Engineering-Asce*, 123(7): 610-616.
- Liu, H. (1977). "Predicting dispersion coefficient of streams." *Journal of the Environmental Engineering Division*, 103: 59-69.
- Liu, H. and Cheng, H. D. (1980). "Modified Fickian model for predicting dispersion." *American Society of Civil Engineering*, 106(HY6): 1021-1040.
- Logan, J. D. (1987). *Applied Mathematics - a contemporary approach*. New York, John Wiley & Sons, 572p.
- Magazine, M. K.; Pathak, S. K. and Pande, P. K. (1988). "Effect of bed and side roughness on dispersion in open channel." *Journal of Hydraulic Engineering, Asce*, 114(7): 766-782.
- Masson, O. (1991). "Contribution à l'étude de la diffusion transversale dans les cours d'eau." *Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire - Centre d'étude de Cadarache, Rapport CEA-R-5568*: 173 p.
- McQuivey, R. S. and Keefer, T. N. (1974). "Simple method for predicting dispersion in streams." *Journal of Environmental Engineering Division*, 100(4): 997-1011.
- Miller, A. C. and Richardson, E. W. (1974). "Diffusion and dispersion of open channel flow." *Journal of Hydraulic Division, Asce*, 100: 159-171.
- Morales-Juberias, T.; Zafra, P., et al. (1994). "Modeling solute transport in river channels using dispersion theory." *Environmental Geology*, 24(4): 275-280.
- Mosca, S.; Graziani, G., et al. (1998). "A statistical methodology for the evaluation of long range dispersion models: an application to ETEX exercise." *Atmospheric Environment*, 32(24): 4307-4324.
- Neely, W. B. and Lutz, R. W. (1985). "Estimating exposure from a chemical spilled into a river." *Journal of Hazardous Materials*, 10: 33-41.

- Nishikawa, T.; Paybins, K. S.; Izbicki, J. A. and E.G., R. (1999). "Numerical model of a tracer test on the Santa Clara River, Ventura County, California." *Journal of American water resources association*, 35(1): 133-142.
- Parker, F. L. (1961). "Eddy diffusion in reservoirs and pipelines." *Journal of hydraulic division, Asce*, 87(3): 151-171.
- Pujol, L. and Sanchez-Cabeza, J. A. (1999). "Determination on longitudinal dispersion coefficient and velocity of the Ebro river waters (Northeast Spain) using tritium as a radiotracer." *Journal of environmental radioactivity*, 45: 39-57.
- Pujol, L. and Sanchez-Cabeza, J. A. (2000). "Use of tritium to predict soluble pollutants transport in Ebro River waters (Spain)." *Environmental pollution*, 108: 257-269.
- Raj, P. P. K. and Kalelkar, S. A. (1974). *Assessment model in support of the hazard assessment handbook*, Arthur D. Little, Incorporated,
- Rauch, W.; Henze, M., et al. (1998). "River water quality modelling: I. State of the art." *Water science and technology*, 38(11): 237-244.
- Reichert, P. and Wannar, O. (1991). "Enhanced one-dimensional modelling of transport in rivers." *Journal of hydraulic engineering*, 117(9): 1165-1183.
- Riha, J. and Jandora, J. (2002). "Stream water quality - Tracing experiments and their evaluation." *International conference on hydro-science and engineering (ICHE)*; Warsaw 2002.
- Runkel, R. L. and Benkala, K. E. (1995). *Environmental hydrology*. Dordrecht (Allemagne), V.P. Singh Edition, 1: 137-164.
- Rutherford, J. C. (1994). *River mixing*. New York, Wiley and Sons, 347p.
- Sanchez-Cabeza, J. A. and Pujol, L. (1999). "Study on the hydrodynamics of the Ebro River lower course using tritium as a radiotracer." *Water research*, 33(10): 2345-2356.
- Saporta, G. (1990). "Probabilités, analyse des données et statistique." *Technip*: 493p.
- Sayre, W. W. (1968). "Discussion of: the mechanics of dispersion in natural streams by H.B. Fisher." *American society of civil engineering*, 94(HY6): 1549-1556.
- Sayre, W. W. and Chang, F. M. (1968). "A laboratory investigation of the open channel dispersion process for dissolved, suspended, and floating dispersants." *U.S. geological survey professional paper*, 433-E.
- Seo, I. and Baek, K. (2004). "Estimation of the longitudinal dispersion coefficient using the velocity profile in natural streams." *Journal of hydraulic engineering - Asce*, 130(3): 227-236.
- Seo, I. and Cheong, T. (1998). "Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams." *Journal of hydraulic engineering, Asce*, 124(1): 25-32.

- Seo, I. W. (2001). "Moment-based calculation of parameters for the storage zone model for river dispersion." *Journal of hydraulic engineering*, 127(6): 453-465.
- Shen, H. T.; Yapa, P. D. and Zhang, B. Z. (1995). "A simulation model for chemical spills in the upper St Lawrence River." *Journal of great lakes research*, 21(4): 652-664.
- Sinniger, R. O. and Hager, W. H. (1989). *Constructions hydrauliques - Ecoulements stationnaires*. Lausanne, Presses polytechniques romandes, 439p.
- Sooky, A. A. (1969). "Longitudinal dispersion in open channels." *Journal of hydraulic division, Asce*, 95(4): 1327-1346.
- Sukhodolov, A.; Nikora, V.; Rowinski, P. and Czernuszenko, W. (1997). "A case study of longitudinal dispersion in small lowland rivers." *Water environment research*, 69(7): 1246-1253.
- Swamee, P.; Pathak, S. and Sohrab, M. (2000). "Empirical relations for longitudinal dispersion in streams." *Journal of environmental engineering, Asce*, 126(11): 1056-1062.
- Szpilowski, S.; Owczarczyk, A.; Wierzchnicki, R. and Strzelecki, M. (1994). "Application of tracer method for investigation of dilution and decay of petrochemical effluent discharged into big river." *Water, air and soil pollution*, 78: 199-213.
- Tamisier-Karolak, S. L.; Tod, M., et al. (1995). "Daily validation procedure of chromatographic assay using gaussoexponential modelling." *Journal of pharmaceutical and biomedical analysis*, 13(8): 959.
- Taylor, G. I. (1953). "Dispersion of solute matter in solvent flowing slowly through a tube." *Proceeding, Royal society, London, U.K.*, A(219): 186-203.
- Taylor, G. I. (1954). "The dispersion of matter in turbulent flow through a pipe." *Proceeding, Royal society, London, U.K.*, A(223): 446-468.
- Tsai, Y. H. and Holley, E. R. (1978). "Temporel moments for longitudinal dispersion." *American society of civil engineering*, 104(HY12): 1617-1634.
- Valentine, E. M. (1978). "The effects of channel boundary roughness on longitudinal dispersion." Ph.D. Thesis, University of canterbury, Christchurch.
- Valentine, E. M. and Wood, I. R. (1979). "Experiments in longitudinal dispersion with dead zones." *American society of civil engineering*, 105(HY8): 999-1016.
- Vassalos, D. (1999). "Physical modelling and similitude of marine structures." *Ocean Engineering*, 26: 111-123.
- Viollet, P. L. and Chabard, J. P. (1998). *Mécanique des fluides appliquée*. Paris, Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 365p.
- Vreugdenhil, C. B. (2002). "Accuracy and reliability of numerical river models." *Journal of the american water resources association*, 38 (4): 1083-1095.

- Vuksanovic, V.; DeSmedt, F. and VanMeerbeek, S. (1996). "Transport of polychlorinated biphenyls (PCB) in the Scheldt Estuary simulated with the water quality model WASP." *Journal of hydrology*, 174(1-2): 1-18.
- Waldon, M. G. (1998). "Time-of-travel in the lower Mississippi River: model development, calibration, and application." *Water environment research*, 70(6): 1132-1141.
- Ward, P. R. B. (1973). "Prediction of mixing lengths for river flow gaging." *American society of civil engineers journal*, HY7: 1069-1081.
- West, J. R. and Mangat, J. S. (1986). "The determination and prediction of longitudinal dispersion coefficients in a narrow, shallow estuary." *Estuarine coastal shelf science*, 22(2): 161-181.
- White, K. E. (1978). *Dilution methods in hydrometry: principles and practices*, Wiley, p. 111-148.
- Wonnacott, T. H. and Wonnacott, R. J. (1990). *Statistique: Economie - Gestion - Sciences - Médecine (4ème édition)*, Economica, 921 p.
- Yapa, D. P. and Shen, H. T. (1994). "Modelling river oil spill: a review." *Journal of hydraulic research*, 32(5): 765-752.
- Yotsukura, N. (1977). "Derivation of solute-transport equations for a turbulent natural-channel flow." *U.S. Geological survey*, 5: 277-284.
- Yotsukura, N. and Cobb, E. D. (1972). "Transverse diffusion of solutes in natural streams." *U.S. Geological survey professional paper*, 582-C: 19p.
- Yotsukura, N. and Sayre, W. W. (1976). "Transverse mixing in natural channels." *Water resources research*, 12: 695-704.

Annexe I : Accidents technologiques (BARPI)

Les numéros des accidents correspondent à la classification par le Bureau d'Analyse des Risques et des Pollutions Industrielles (BARPI). Les accidents sont classés par l'ordre chronologique suivant :

N° 1338 - 07/12/1989

FRANCE - 88 – DOCELLES

21.1C - Fabrication de papier et de carton

Une papeterie rejette des produits colorants qui polluent la Vologne et la Moselle. Une station de pompage des eaux est arrêtée.

N° 1433 - 13/09/1989

FRANCE - 72 - LE MANS

21.1C - Fabrication de papier et de carton

L'Huisne est pollué par du latex provenant du rejet d'une papeterie. Des captages d'eau sont arrêtés.

N° 1963 - 22/05/1990

FRANCE - 12 - LA SERRE

ZZ.0Z - Origine inconnue

De l'engrais azoté liquide est déversé accidentellement dans la Serre. La pollution s'étend sur 20 km entre Montcornet et Marle, détruisant 3 tonnes de poissons.

N° 6046 - 08/01/1995

FRANCE - 64 – ORTHEZ

YY.0Z - Activité indéterminée

Suite à une manœuvre accidentelle, 10 m³ de cybernéticienne diluée à 10 % (fongicide et insecticide pour le traitement du bois) s'écoulent dans un ruisseau se déversant dans un lac

de 700 m² puis dans le gave de Pau. Des barrages flottants sont mis en place par le secours.

N° 10914 - 05/04/1997

FRANCE - 40 – MIMIZAN

21.1C - Fabrication de papier et de carton

Une papeterie rejette 20 m³ d'hypochlorite de sodium à 50° chlorométrique dans le courant de Mimizan. La faune est totalement détruite sur 4 km de rivière (25 t de poissons). La fuite a pour origine la rupture partielle d'une manchette en PVC (diamètre 32 mm) située sur la conduite de refoulement d'une pompe alimentant en eau de javel l'atelier de blanchiment de la pâte à papier. L'accident, probablement lié à un fonctionnement anormal de l'installation de pompage, survient après des travaux de maintenance.

N° 14859 - 20/12/1998

RUSSIE - 00 – SIAS

21.1C - Fabrication de papier et de carton

Dans une fabrique de papier, utilisant du chlore pour blanchir la cellulose, plus de 700 000 m³ de déchets liquides se déversent sur le sol et dans la Sias qui se jette dans le lac Ladoga. Cet accident risque de provoquer la mort du lac et cause des pénuries d'eau pour près de 10 000 personnes. Une partie des déchets se trouvant sous la neige continue de représenter un danger, car ces eaux dégelées polluées se précipiteront dans la Sias.

N° 20547 - 19/06/2001

FRANCE - 09 - VILLENEUVE-D'OLMES

17.3Z - Ennoblement textile

Dans une teinturerie, sur une zone de stockage de produits chimiques, un employé crève accidentellement une cuve de détergent de 1 000 L avec la fourche d'un chariot élévateur. 900 L de produits se déversent dans la Touyre et provoquent une mortalité de poissons sur une distance de 5 km.

N° 24363 - 29/03/2003

BRESIL - 00 – CATAGUAZES

21.1A - Fabrication de pâte à papier

A la suite de la rupture de digue d'un bassin de stockage des eaux de rejets, une usine de recyclage de papier déverse accidentellement 1,2 millions de mètre cube de substances hautement toxiques (plomb, soude caustique...) dans deux fleuves. La nappe de produits chimiques s'étend sur 90 km de long et 50 km² vers la mer et menace une réserve écologique de tortues marines. Les plages du littoral nord de l'Etat de Rio sont recouvertes d'une mousse épaisse blanchâtre et nauséabonde. Ces substances chimiques toxiques et corrosives responsables de la mort de poissons, de bétail, causent des dommages aux moteurs des bateaux de pêche. Le risque d'intoxication des habitants n'est pas négligeable. L'approvisionnement en eau potable est interrompu dans la région : 600 000 personnes sont alors approvisionnées par des camions-citernes.

N° 28441 - 20/10/2004

FRANCE - 27 - SAINT-ANDRE-DE-L'EURE

51.8 - Commerce de gros d'équipements industriels

Une pollution accidentelle d'une station d'épuration communale est constatée lors de l'apparition d'une coloration verte dans tous les bassins de la STEP. Un rejet délictueux d'un mélange de fluorescéine et d'une substance fluorescente de révélation de fissures pour matériel chaudronné serait responsable de la pollution. Le rejet en milieu naturel de la station d'épuration est stoppé. La station de pompage d'eau potable est également arrêtée, l'alimentation en eau potable est assurée par un autre réseau d'approvisionnement. Les collectivités locales ainsi que les services de l'état (DDASS, DDE, DRIRE, Préfecture) sont alertés. La population est avertie de la restriction des usages de l'eau du robinet (alimentation, douches et brossage des dents). Une plate-forme d'approvisionnement en eau embouteillée est réquisitionnée pour l'alimentation des deux communes.

Annexe II : Historique des coefficients de dispersion longitudinale

L'importance du coefficient de dispersion longitudinale sur les concentrations calculées par l'Equation d'Advection-Dispersion a incité les chercheurs à développer des modèles afin d'améliorer l'adéquation des estimations avec la réalité.

Les principaux travaux sur le sujet sont présentés chronologiquement ci-après de façon non exhaustive.

Taylor

La dispersion longitudinale résulte essentiellement de l'effet de la vitesse de cisaillement, par conséquent le coefficient de dispersion longitudinale peut être obtenu à partir de la distribution des champs de vitesses. Cette approche a été développée par *Taylor* pour évaluer la dispersion longitudinale dans les tubes (Taylor 1953; Taylor 1954). La formule correspondante est obtenue en se basant sur un profil vertical des vitesses :

$$D_L = 10,1RU^*$$

Avec :

D_L : coefficient de dispersion longitudinale (m²/s) ;

R : rayon du tube (m) ;

U^* : vitesse de cisaillement (m/s).

D'autres chercheurs (Aris 1956) ont poursuivi la modélisation de D_L dans les tubes en se basant sur ces mêmes approches.

Il a fallu attendre Elder en 1959 pour avoir une formule adaptée aux cours d'eau, mais toujours basée sur le précédent principe (Elder 1959) :

$$D_L = 5,93HU^*$$

Où H est la hauteur d'eau (m).

Cette équation qui a été largement utilisée à l'époque est critiquée par *Fischer* parce qu'elle ignore certains paramètres hydrodynamiques et surtout elle se base sur une distribution verticale des champs de vitesse. De plus, une petite fluctuation des paramètres de l'équation précédente conduit à une variation non négligeable du coefficient 5,93. En

effet, *Sayre* mesure le rapport D_L/HU^* dans une maquette de laboratoire et obtient des valeurs qui varient entre 3 et 24 (*Sayre and Chang 1968*). D'autres chercheurs obtiennent un intervalle encore plus large, se traduisant par une plage de variation de 8,6 à 7500 (*Fischer et al. 1979*). *Fischer* a prouvé que la formule d'*Elder* sous estime largement la réalité et ceci en raison de la non prise en compte de la variation latérale de la vitesse qui est prépondérante par rapport à la variation verticale (*Fischer 1966; Fischer 1968*).

La formule de *Taylor* a aussi été adaptée pour les cours d'eau en remplaçant le rayon du tube par le rayon hydraulique du cours d'eau pour obtenir (*Parker 1961*) :

$$D_L = 14,28R_H^{3/2} \sqrt{2gS}$$

Avec :

- R_H : rayon hydraulique du cours d'eau (m) ;
- g : accélération due à la pesanteur (m/s²) ;
- S : pente du cours d'eau (m/m).

Il a fallu attendre 1966 pour que la première formule soit conçue à partir des caractéristiques des cours d'eau à surface libre.

Fischer

Après la mise en doute du principe de *Taylor* et de la formule d'*Elder*, la modélisation des coefficients de dispersion longitudinale s'est orientée vers la prise en compte du profil latéral des vitesses. *Fischer* développe ainsi une formule intégrale pour estimer D_L (*Fischer 1966; Fischer 1968*) :

$$D_L = -\frac{1}{A} \int_0^W bu' \int_0^y \frac{1}{Eb} \int_0^y bu' dy dy dy$$

Avec :

- A : surface de la section du cours d'eau (m²) ;
- W : largeur (m) ;
- b : fonction de y ;
- y : coordonnée cartésienne dans la direction latérale ;
- u' : déviation par rapport à la vitesse moyenne ;

E : coefficient de dispersion latérale ($E = 0,15HU^*$) (m^2/s).

Il a démontré que l'équation précédente prédit le coefficient de dispersion dans les rivières naturelles avec un facteur six par rapport à celui observé par l'expérience, tandis que l'erreur est de 30% pour une estimation dans les rivières uniformes.

Une étude plus récente menée par *French* (French 1985) démontre que cette équation donne une meilleure estimation du coefficient de dispersion longitudinale que celles qui existaient auparavant.

Devant les difficultés d'utilisation de son équation intégrale, *Fischer* (Fischer 1975) a développé une formule analytique plus simplifiée qui s'écrit:

$$D_L = 0,011 \frac{U^2 W^2}{HU^*}$$

Où U est la vitesse du cours d'eau (m/s).

La simplicité de cette formulation réside dans l'utilisation des valeurs moyennes sur toute la section du cours d'eau.

McQuivey et Keefer

D'autres études ont été effectuées pour examiner les effets de la forme de la section du cours d'eau sur le coefficient de dispersion longitudinale et étudier ainsi le ratio largeur-hauteur dans les canaux droits et uniformes (Sooky 1969; Godfrey and Frederick 1970).

Ces études ont été suivies et analysées par *McQuivey* et *Keefer* qui ont développé une nouvelle équation en combinant ainsi la similitude entre les équations unidimensionnelles hydrauliques et l'équation unidimensionnelle de dispersion (McQuivey and Keefer 1974) :

$$D_L = 0,058 \frac{HU}{S}$$

Cette équation est développée pour des régimes d'écoulements fluviaux et spécialement pour un nombre de *Froude* inférieur à 0,5. Cette équation est aussitôt critiquée par *Fischer* qui précise qu'elle ne s'appuie pas suffisamment sur les phénomènes de dispersion (rugosité, vitesse de cisaillement...) (Fischer 1975).

Abd El-Hadi et Daver

Abd El-Hadi et Daver ont étudié les effets de la rugosité pour les corrélés au coefficient de dispersion longitudinale (Abd El-Hadi and Daver 1976). Sur la base d'expériences effectuées dans un canal en laboratoire, ils ont mis en évidence que le coefficient de dispersion est fonction de la hauteur des aspérités et de l'espace inter-aspérités du lit du canal. Par ailleurs, ils ont démontré que le degré de non-linéarité entre D_L et HU^* augmente avec la densité des aspérités.

Liu

Liu dérive l'équation intégrale de Fischer en prenant en compte le gradient latéral des vitesses pour obtenir l'équation suivante (Liu 1977) :

$$D_L = 0,18 \left(\frac{U^*}{U} \right)^{1,5} \frac{U^2 W^2}{HU^*}$$

Cette formulation permettrait d'obtenir des coefficients de dispersion dans un facteur 6 par rapport à l'observation.

Chatwin et Sullivan

Pour une estimation correcte du D_L , *Chatwin et Sullivan* estiment que la connaissance des profils de vitesses latérales et verticales est nécessaire (Chatwin and Sullivan 1982). Ceci conduit alors à une formule très complexe qui devient alors difficile à appliquer correctement.

Magazine

En 1988, *Magazine* étudie les effets de la rugosité sur la dispersion. Il dérive une équation empirique de la dispersion en se basant sur le nombre de *Reynolds* et obtient la formule suivante (Magazine *et al.* 1988) :

$$D_L = \left(0,4 \frac{U}{U^*} \right)^{-1,632} 75,86 R_H U$$

Où $\left(0,4 \frac{U}{U^*} \right)^{-1,632}$ est le paramètre de rugosité générale.

Iwasa et Aya

Assai et *Fujisaki* ont corrélé le coefficient de dispersion au rapport largeur-hauteur (Asai and Fujisaki 1991). La corrélation a été reprise par *Iwasa* et *Aya* pour proposer le modèle suivant (Iwasa and Aya 1991) :

$$D_L = 2 \left(\frac{W}{H} \right)^{1,5} HU^*$$

Cette équation basée essentiellement sur des données issues d'expériences effectuées dans un canal au laboratoire, sous-estime généralement la dispersion dans les rivières naturelles où elle est plus importante.

Seo et Cheong

Pour résoudre le problème des rivières naturelles, *Seo* et *Cheong* développent une nouvelle formule basée sur une analyse dimensionnelle couplée à une régression sur quarante neuf expérimentations issues de la littérature (Seo and Cheong 1998). Le résultat obtenu s'écrit :

$$D_L = 5,915 \left(\frac{W}{H} \right)^{0,620} \left(\frac{U}{U^*} \right)^{1,428} HU^*$$

Selon ces deux auteurs, cette nouvelle équation prédit avec une meilleure précision que les autres formules le coefficient de dispersion longitudinale.

Koussis et Rodriguez-Mirasol

En utilisant la théorie de *Fischer* et une régression de seize données issues de la littérature, *Koussis* et *Rodriguez-Mirasol* obtiennent l'équation suivante (Koussis and Rodriguez-Mirasol 1998) :

$$D_L = 0,6 \frac{U^* W^2}{H}$$

Deng

Pour affiner encore l'estimation de D_L , *Deng* propose deux formules dont une issue de l'équation (triple intégrale) développée par *Fischer* et tenant compte de la sinuosité et de

la forme des rivières naturelles (Deng *et al.* 2001; Deng *et al.* 2002). Ces équations s'écrivent :

$$D_L = \frac{0,01\Psi}{8M_*} \left(\frac{W}{H}\right)^{\frac{5}{3}} \left(\frac{U}{U^*}\right)$$

$$D_L = -\left(\frac{I}{M_*}\right) \left(\frac{U}{U^*}\right)^2 \left(\frac{W}{H}\right)^2 U^* H$$

Où :

Ψ : coefficient égal à l'unité pour des cours d'eau uniformes et droits, et égal à 15 pour des cours d'eau naturels ;

I : facteur d'intégration qui dépend de la sinuosité du cours d'eau et du ratio largeur-hauteur ;

M_* : coefficient qui caractérise la dispersion transversale :

$$M_* = 0,145 + \frac{1}{3520} \left(\frac{U}{U^*}\right) \left(\frac{W}{H}\right)^{1,38}$$

Les deux équations sont valides pour des cours d'eau naturels se caractérisant respectivement par un ratio $W/H > 10$ et une largeur inférieure à 200 m.

Kashfipour et Falconer

Une nouvelle analyse de régression sur des données issues de la littérature est menée par *Kashfipour* et *Falconer* pour obtenir une nouvelle équation avec des prédictions plus fiables. Ces analyses mènent à deux nouvelles formules :

$$D_L = 10,612HU \left(\frac{U}{U^*}\right) \quad \text{pour } W/H > 50$$

$$D_L = \left[7,428 + 1,775 \left(\frac{W}{H}\right)^{0,620} \left(\frac{U^*}{U}\right)^{0,572} \right] HU \left(\frac{U}{U^*}\right) \quad \text{pour } W/H < 50$$

Des équations stochastiques (Li and Zhou 1997) ou des approches numériques dites *boîtes noires* (Sanchez-Cabeza and Pujol 1999) permettent aussi d'évaluer le coefficient de dispersion. Cependant, en raison de leur complexité qui les rend difficilement applicables en situation d'urgence, elles ne sont pas approfondies dans ce manuscrit.

Annexe III : Nombres adimensionnels

Nombre de Reynolds

Le nombre de *Reynolds* caractérise le régime d'un écoulement, en particulier s'il s'agit d'un régime laminaire ($Re < 2000$), transitoire ($2000 < Re < 4000$) ou turbulent ($Re > 4000$). Il représente le rapport entre les forces d'inertie et les forces visqueuses. Il est le plus important nombre sans dimension en dynamique des fluides.

Il s'énonce généralement de la façon suivante :

$$Re = \frac{UD_H}{\nu}$$

Avec :

- Re : nombre de *Reynolds* (-) ;
- U : vitesse du courant (m/s) ;
- D_H : diamètre hydraulique (m) ;
- ν : viscosité cinématique (m^2/s).

Nombre de Froude

Le nombre de *Froude* est un nombre adimensionnel qui caractérise, dans un fluide, l'importance relative des forces liées à la vitesse et à la force de pesanteur. Ce nombre apparaît essentiellement dans les phénomènes à surface libre, en particulier dans les études relatives aux cours d'eau.

Le nombre de Froude distingue les différents types d'écoulement fluvial ($Fr < 1$), transitoire ($Fr = 1$) et torrentiel ($Fr > 1$). C'est le ratio des forces d'inertie et de gravité, par conséquent :

$$Fr = \frac{U}{\sqrt{gD_H}}$$

g étant l'accélération terrestre ($g = 9,807 \text{ m}^2/s$).

Annexe IV : Fiche signalétique de la fluorescéine



Fiche Signalétique

5100 W. Henrietta Rd.
West Henrietta, NY 14586
TEL: (866) 260-0501

MSDS 9454502 9454604
Validé par: 21 novembre, 2002

SECTION I Identification

Produit	Fluorescéine, sel disodique
Synonymes	Uranine; Jaune acide 73; C.I. No. 45350
Formule	C ₂₀ H ₁₀ O ₂ Na ₂
# CAS	518-47-8

Telephone D'urgence

416-984-3000				
Niveau de risque				
Minime 0	Légère 1	Modéré 2	Sérieux 3	Extrême 4

SECTION II Ingrédients Dangereux

Nom	%	TWA
Fluorescéine, sel disodique	80%	Sans objet.

ATTENTION!

SECTION III Caractéristiques Physiques

Point de fusion (°C)	314-316°C se décompose.	Gravité spécifique (Eau = 1)	Sans objet.
Point d'ébullition (°C)	Se décompose.	Volatilité % par volume	Sans objet.
Tension de vapeur (mm Hg)	Négligeable.	Taux d'évaporation (-1)	Sans objet.
Densité de la vapeur (Air=1)	Sans objet.		
Solubilité	Soluble.		
Odeur et apparence	Poudre cristallin blanc; inodore.		

SECTION IV Risques D'incendie ou D'explosion

Point d'éclair	Ininflammable.	Limites d'inflammabilité % par volume	Sans objet.	Seuil minimal	Seuil maximal
----------------	----------------	---------------------------------------	-------------	---------------	---------------

Utiliser des poudres chimiques sèches, du CO₂, une mousse d'alcool ou de l'eau pulvérisée. En cas de feu, sapeur-pompier devra porter un masque adéquate ou un respirateur autonome.

Inflammabilité et risques d'explosion

Le feu ou la chaleur excessive peut produire les produits dangereux de décomposition à produire comme poussière ou vapeur.

TMD Substance non réglementée par le TMD.

Au meilleur de nos connaissances, l'information contenue dans ce document est exacte. Toutefois, ni le fournisseur ci-haut mentionné ni aucune de ses succursales ne peut assumer quelque responsabilité que ce soit en ce qui a trait à l'exactitude ou à l'état complet de l'information contenue dans ce document. La détermination finale de la convenance de tout matériel ou produit est la responsabilité exclusive de l'utilisateur. Tous les matériaux ou produits peuvent présenter certains risques et devraient être utilisés avec prudence. Bien que certains risques soient décrits dans ce document, nous ne pouvons garantir que ce sont les seuls risques qui existent.

SECTION V Données sur la Réactivité

FF0240

Chimique	oui	X	Si non, dans quelles conditions?
Stabilité	non		
Incompatibilité avec d'autres produits	oui	X	Comburente forte.
	non		

Produits de décomposition dangereux	Oxydes de carbone et d'azote.
-------------------------------------	-------------------------------

Conditions de Réactivité	Precipitera avec des acides.
--------------------------	------------------------------

SECTION VI Propriétés Toxicologiques

Voies d'absorption	Inhalation, Ingestion.
--------------------	------------------------

LMP	N'est pas à notre disposition.
-----	--------------------------------

Toxicité pour les animaux	Oral-rat: LD50: 6721 mg/kg.
---------------------------	-----------------------------

Effets chroniques sur les humains	Une exposition répété ou prolongé à la substance peut causer du dommage à certains organes de cibles. Les reins et les yeux sont des organes de cible.
-----------------------------------	--

Effets aigüé sur les humains	Nuisible en cas d'inhalation, si ingéré ou absorbé à travers la peau. Le contact peut causer une irritation de la peau et des yeux.
------------------------------	---

SECTION VII Mesures Préventives

Elimination des résidus	Consulter vos autorités locales ou régionales.
-------------------------	--

Entreposage	Conservé le récipient dans un endroit frais et bien aéré. Conservé à l'écart de la chaleur. Conservé à l'écart des matières incompatibles. Conservé à l'écart de toute source d'ignition et toute flamme nue.
-------------	---

Précautions	Éviter tout contact avec la peau et les yeux. Ne pas inhaler les poussières. Utilisez la ventilation adéquate. Ne pas ingérer. En cas d'ingestion il faut obtenir immédiatement de l'aide médicale.
-------------	---

Déversement ou fuite	Utiliser les instruments nécessaires pour mettre le solide répandu dans un contenant de récupération approprié. Bien laver la surface où le solide était répandu avec du savon et de l'eau.
----------------------	---

Vêtements de protection	Gants, lunettes de sécurité, blouse de laboratoire, respirateur anti-poussières.
-------------------------	--

SECTION VIII Premiers Soins

Premier Soins Particuliers à Administrer	Ingestion: Consulter une médecin ou le centre de poison commande immédiatement. Induisez le vomissement seulement s'informé par le personnel médical approprié. Contact oculaire: Vérifier si la victime porte des verres de contact et dans ce cas lui les enlever. Rincer les yeux immédiatement à l'eau courante pendant au moins 15 minutes en gardant les paupières ouvertes. Obtenir de l'aide médicale. Contact cutané: Laver doucement et entièrement la peau contaminée à l'eau courante avec un savon doux et non-abrasif.
--	--

	Inhalation: Sortir la victime à l'air frais. Si elle ne respire plus il faut lui donner de la respiration artificielle. Si la respiration est difficile, donnez l'oxygène. Assurez-vous que la victime se repose dans un endroit bien aéré. Obtenir immédiatement de l'aide médicale.
--	---

--	--

SECTION IX Renseignements sur la Préparation de la FS

# Rev.	1	Date	21 novembre, 2002	Vérifié par	Michael Raszeja
--------	---	------	-------------------	-------------	-----------------

Annexe V : Coefficient de dispersion longitudinale

La comparaison entre les coefficients de dispersion longitudinale observés par l'expérience et calculés par les formules empiriques est présentée dans le tableau V.1 :

N°	Sigle	Observé	Fischer	K&R-M	K&F	S&C	Magazine	I&A	Liu
1	V5H5M1	48,2	192,7	44,0	3275	1536	73,5	56,2	51,9
2	V9H5M1	75,2	389,4	75,6	6576	2963	119,9	96,6	92,8
3	V5H5M3	38,0	192,7	44,0	3275	1536	73,5	56,2	51,9
4	V9H5M3	71,6	389,4	75,6	6576	2963	119,9	96,6	92,8
5	V5H11M1	34,0	94,2	18,6	7301	2138	112,8	35,2	22,7
6	V9H11M1	43,4	189,5	32,1	14627	4117	185,5	60,9	40,8
7	V5H11M3	32,4	94,2	18,6	7301	2138	112,8	35,2	22,7
8	V9H11M3	50,0	189,5	32,1	14627	4117	185,5	60,9	40,8
9	V7H8M2	39,8	189,0	35,9	7887	2734	127,5	58,1	44,3
10	V7H8M1	32,5	189,0	35,9	7887	2734	127,5	58,1	44,3
11	V7H8M3	45,3	189,0	35,9	7887	2734	127,5	58,1	44,3
12	V5H8M2	30,2	126,1	26,3	5277	1873	96,0	42,5	31,7
13	V9H8M2	37,8	254,1	45,3	10581	3608	157,4	73,2	56,8
14	V7H5M2	54,1	289,3	60,1	4898	2244	97,3	76,8	72,5
15	V7H11M2	43,4	141,0	25,5	10906	3120	150,1	48,3	31,8

Annexe VI. Modélisation de la dispersion

VI.1. Tests statistiques

VI.1.1. Méthodes d'optimisation : Méthode des moindres carrés

Le critère des moindres carré est généralement utilisé pour calculer certains coefficients en minimisant la somme des carrés des écarts entre les valeurs calculées et celles observées par l'expérience (Eq. VI.1) (Wonnacott and Wonnacott 1990) :

$$\sum e^2 = \sum (Calc - Obs)^2 \quad \text{Eq. VI.1}$$

Avec :

Calc : valeur calculée par un modèle quelconque ;

Obs : valeur observée par l'expérience ;

e : résidu.

VI.1.2. Outils de modélisation – Régression Linéaire Multiple (RLM)

La régression linéaire multiple est une modélisation de la relation de dépendance entre les variables explicatives (les paramètres) et la variable expliquée (la réponse). Cette modélisation est une combinaison linéaire de tous les paramètres (Eq. VI.2).

$$Y = b_0 + b_1 X_1 + b_2 X_2 + \dots + b_m X_m \quad \text{Eq. VI.2}$$

Avec :

Y : valeur observée ;

X_i : variable dite explicative ;

i : numéro de la variable, *i* varie entre 1 et *m* ;

b_i : coefficient de régression.

VI.1.2.1. Calcul des coefficients de régression

Pour une régression linéaire simple où le nombre de variables explicatives est égal à 1, les coefficients de régression *b₀* et *b₁* s'obtiennent de la manière suivante :

$$b_0 = \bar{Y} - b_1 \bar{X} \quad \text{et} \quad b_1 = \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})(X_i - \bar{X})}{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2} \quad \text{Eq. VI.3}$$

$$\text{Avec : } \bar{Y} = \frac{\sum_{i=1}^n Y_i}{n} \quad \text{et} \quad \bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^n X_i}{n}$$

\bar{Y} et \bar{X} sont les moyennes respectives de Y et X.

Pour un nombre de variables explicatives supérieur à 2, le calcul des coefficients de régression se fait par l'intermédiaire de certains logiciels comme XLSTAT® ou Matlab®.

VI.1.2.2. Analyse de la variance de la régression

Le calcul des coefficients de régression ne donne pas d'indication sur la pertinence du modèle de régression. Par contre, l'analyse de la variance de la régression permet d'en tester la validité (Saporta 1990; Wonnacott and Wonnacott 1990).

Elle repose sur un partitionnement des carrés des écarts selon la relation :

$$SCT = SCM + SCR \quad \text{Eq. VI.4}$$

Avec :

SCT : somme des carrés totale ;

SCM : somme des carrés expliquée par le modèle ;

SCR : somme des carrés des résidus.

En remplaçant chaque terme par sa formule, l'équation VI.4 devient :

$$\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2 = \sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - \bar{Y})^2 + \sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2 \quad \text{Eq. VI.5}$$

Avec :

\hat{Y}_i : valeur prédite par le modèle de régression.

Ainsi, à partir des valeurs observées et prédites, les différentes sommes des carrés des écarts et des carrés moyens sont calculées pour aboutir finalement au tableau de l'analyse de la variance (Tableau VI.1) :

Tableau VI.1 : Tableau de l'analyse de la variance de la Régression Linéaire Multiple. CMM est le carré moyen du modèle, CMR le carré moyen des résidus et CMT le carré moyen total. « n » est le nombre d'expériences et « m » le nombre de variables explicatives.

Sources de variations	Sommes des carrés des écarts	Degré de liberté	Carrés moyens	Rapport de Fischer F_{Obs}
Modèle	SCM	m	$CMM = \frac{SCM}{m}$	$F_{Obs} = \frac{CMM}{CMR}$
Résiduelle	SCR	$n-m-1$	$CMR = \frac{SCR}{n-m-1}$	
Totale	SCT	$n-1$	$CMT = \frac{SCT}{n-1}$	

F_{Obs} est la statistique qui permet de juger si le modèle explique une part significative de la variabilité de Y.

Sous l'hypothèse nulle stipulant qu'il n'y a pas de relation linéaire entre X et Y, F est l'observation d'une variable aléatoire suivant une loi de Fischer ayant m degrés de liberté au numérateur et n-m-1 au dénominateur.

L'hypothèse nulle est rejetée lorsque F_{Obs} est plus grand qu'une valeur seuil (F_c) déduite des tables statistiques de Fischer. En d'autres termes, la dépendance entre les variables explicatives et la variable expliquée est significative. Elle est d'autant plus significative que le rapport F_{Obs}/F_{calc} est important.

Cette analyse est souvent couplée au coefficient de détermination qui valide le choix général du modèle de régression.

VI.1.2.3. Coefficient de détermination R^2

Le coefficient de détermination représente la proportion de variabilité expliquée par le modèle de régression par rapport à la variabilité totale. Ce coefficient qui permet de tester la validité du modèle s'écrit :

$$R^2 = \frac{SCM}{SCT} = 1 - \frac{SCR}{SCT} \quad \text{Eq. VI.6}$$

R^2 ne peut prendre qu'une valeur comprise entre 0 (pas de liaison linéaire entre X et Y) et 1 (proportionnalité exacte).

Le coefficient de détermination présente l'inconvénient de ne pas tenir compte du nombre de variables introduites dans le modèle. En effet, R^2 peut croître légèrement même lorsqu'on introduit un coefficient de régression non significatif (Wonnacott and Wonnacott 1990). C'est pourquoi, il est souhaitable de tenir compte de ce phénomène en réduisant R^2 de manière appropriée. D'où la définition du coefficient de détermination ajusté R^2_A qui ne présente pas ce défaut.

$$R^2_A = 1 - \frac{(1 - R^2)(n - 1)}{n - p} \text{ Eq. VI.7}$$

L'analyse de la variance et les coefficients de détermination permettent de valider la pertinence de la régression générale en comparant les valeurs prédites et observées. Cependant, ils ne peuvent pas affirmer la signification de chaque coefficient de régression au sein du modèle.

VI.1.2.4. Signification des coefficients de régression

Un modèle validé par la statistique « F » peut contenir des variables explicatives qui n'ont aucune influence sur sa validité. Par conséquent, la signification et le poids de chaque coefficient de régression doivent être testés.

Cette signification est déterminée en utilisant la statistique « t » (relative à Student) qui s'écrit de la manière suivante :

$$t_{b_i} = \frac{|b_i|}{\sigma_{b_i}} \text{ Eq. VI.8}$$

Avec :

T_{b_i} : statistique de Student ;

σ_{b_i} : écart type du coefficient b_i : $\sigma_{b_i} = \frac{s}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2}}$;

s : estimation de l'écart type résiduel : $s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{n - m - 1}}$.

Si la statistique t_{b_i} est inférieure à $t(n-m-1 ; \alpha)$ trouvée dans les tables statistiques de Student, alors l'hypothèse nulle qui stipule $b_i=0$ est acceptée. En d'autres termes, pour un seuil de probabilité α , le coefficient de régression b_i n'est pas significativement différent de zéro.

Ce coefficient doit être supprimé du modèle et la régression doit être refaite sans prendre en compte les coefficients non significativement différents de zéro.

Ces outils de modélisation permettent d'une part de déterminer les coefficients de régression et d'autre part de tester la signification de chaque paramètre du modèle et de la régression totale.

VI.2. Coefficients *a*, *b*, *c* et *d* observés

Ces coefficients varient en fonction de la distance et des caractéristiques hydrodynamiques.

VI.2.1. Profil situé à 6 m du point de rejet

Tableau VI.2 : Valeurs observées des coefficients *a*, *b*, *c* et *d* à 6 m en aval du point de rejet.

Sigle	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>
V5H5M1	9,6	97,7	3,8	13,6
V5H5M3	20,6	99,1	4,4	13,6
V5H11M1	8,3	103,3	4,4	10,6
V5H11M3	20,7	104,5	4,2	10,3
V9H5M1	7,8	57,2	2,6	6,4
V9H5M3	20,5	57,4	2,5	6,8
V9H11M1	6,4	60,1	2,9	4,2
V9H11M3	18,1	59,8	2,6	4,9
V7H8M2	13,4	74,7	3,3	7,8
V7H8M1	7,7	75,2	3,3	7,6
V7H8M3	21,3	75,3	2,8	8,3
V5H8M2	14,7	103,2	4,1	11,1
V9H8M2	11,4	56,7	2,9	5,6
V7H5M2	13,2	69,2	3,4	8,4
V7H11M2	18,5	72,2	2,3	8,5

VI.2.2. Profil situé à 7,5 du point de rejet

Tableau VI.3 : Valeurs observées des coefficients a, b, c et d à 7,5 m en aval du point de rejet.

Sigle	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>
V5H5M1	8,4	124,1	4,6	18,5
V5H5M3	18,4	124,5	5,2	18,3
V5H11M1	6,8	129,8	5,5	14,2
V5H11M3	17,2	130,6	5,4	13,8
V9H5M1	6,6	72,0	3,3	8,9
V9H5M3	16,4	72,7	3,2	8,9
V9H11M1	7,2	74,2	2,6	6,3
V9H11M3	17,3	74,5	2,9	6,7
V7H8M2	11,7	94,3	3,9	10,0
V7H8M1	5,4	95,0	4,3	8,9
V7H8M3	17,1	94,6	3,7	10,4
V5H8M2	11,1	129,8	5,3	12,8
V9H8M2	9,5	72,0	3,5	6,1
V7H5M2	10,6	87,4	4,2	10,3
V7H11M2	10,8	91,8	4,0	9,6

VI.2.3. Profil situé à 9 du point de rejet

Tableau VI.4 : Valeurs observées des coefficients a, b, c et d à 9 m en aval du point de rejet.

Sigle	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>
V5H5M1	7,0	149,7	5,5	22,0
V5H5M3	14,9	150,5	6,2	21,5
V5H11M1	6,1	157,7	6,0	16,8
V5H11M3	15,0	158,3	6,1	16,8
V9H5M1	6,2	86,4	3,3	10,4
V9H5M3	13,1	88,4	4,0	10,2
V9H11M1	7,1	88,7	2,7	7,7
V9H11M3	16,2	90,4	3,0	7,8
V7H8M2	9,7	113,1	4,6	11,5
V7H8M1	5,7	113,7	4,4	12,0
V7H8M3	14,3	113,9	4,4	12,7
V5H8M2	10,9	156,4	5,6	16,7
V9H8M2	9,3	86,0	4,0	8,9
V7H5M2	9,4	105,5	4,8	13,3
V7H11M2	9,6	110,2	4,1	10,1

VI.2.4. Profil situé à 10,5 du point de rejet

Tableau VI.5 : Valeurs observées des coefficients a, b, c et d à 10,5 m en aval du point de rejet.

Sigle	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>
V5H5M1	6,4	179,6	5,9	25,3
V5H5M3	12,9	177,5	7,2	24,5
V5H11M1	6,4	182,2	5,6	21,0
V5H11M3	13,5	184,8	6,7	20,1
V9H5M1	4,3	102,5	4,9	11,2
V9H5M3	11,4	103,7	4,4	11,6
V9H11M1	6,5	103,9	3,0	9,2
V9H11M3	15,0	106,3	3,3	9,2
V7H8M2	9,0	133,2	5,1	14,3
V7H8M1	4,8	133,3	5,2	13,9
V7H8M3	13,3	133,4	4,8	14,8
V5H8M2	9,6	183,0	6,4	19,9
V9H8M2	8,5	100,6	4,2	10,9
V7H5M2	8,5	124,0	5,2	15,2
V7H11M2	10,4	129,9	4,2	13,0

VI.2.5. Profil situé à 12 du point de rejet

Tableau VI.6 : Valeurs observées des coefficients a, b, c et d à 12 m en aval du point de rejet.

Sigle	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>
V5H5M1	4,9	202,1	7,9	27,8
V5H5M3	9,7	205,2	9,2	24,3
V5H11M1	5,3	211,3	6,9	23,6
V5H11M3	13,1	211,4	7,2	24,6
V9H5M1	4,4	118,0	4,7	13,3
V9H5M3	10,1	118,8	5,1	13,1
V9H11M1	6,0	118,8	3,3	11,0
V9H11M3	13,6	120,7	3,8	10,7
V7H8M2	8,4	152,3	5,5	16,7
V7H8M1	4,6	152,6	5,6	17,1
V7H8M3	11,9	152,9	5,5	17,3
V5H8M2	8,9	209,5	7,1	24,7
V9H8M2	8,5	115,7	4,3	13,1
V7H5M2	7,5	142,6	6,1	17,2
V7H11M2	10,2	148,2	4,5	16,2

Résumé

Les rejets de matières dangereuses dans l'environnement induisent souvent des pollutions accidentelles des cours d'eau qui s'étendent sur plusieurs kilomètres en aval de la source du rejet. Dans l'objectif de proposer un modèle qui prévoit l'étendue de la pollution, une maquette de cours d'eau est conçue spécifiquement en ce sens à partir d'une étude de similitude pour évaluer la dispersion de polluant en champ lointain et valider le modèle unidimensionnel adopté (Equation d'Advection-Dispersion). Les conclusions issues des études menées à petite et à grande échelle, nous ont amené à développer un modèle permettant de prédire les profils asymétriques dans la zone initiale du champ lointain. L'évaluation des performances du nouveau modèle, basé sur une Gaussienne Modifiée par une Exponentielle (EMG), montre une faible divergence des estimations par rapport aux observations. Lors de la validation à l'échelle réelle, les trois paramètres essentiels lors d'une gestion de crise (concentrations maximales, temps d'arrivée du pic et de la pollution) sont estimés respectivement avec un pourcentage d'erreur moyen de 51, 13 et 11 %, ce qui est semblable acceptable. Finalement, un modèle complet de dispersion est proposé pour évaluer l'étendue d'une dispersion accidentelle dans le champ lointain. Il est composé de l'EMG pour la zone initiale du champ lointain (profils asymétriques) et de l'ADE pour le champ lointain établi (profils symétriques). Le passage d'une équation à une autre se fait à partir d'une distance comprise entre 12 et 50 fois la longueur de mélange. En conclusion, le modèle proposé est adapté à la gestion d'une situation d'urgence par la simplicité de son utilisation et le faible nombre de variables d'entrée nécessaires aux simulations.

Mots clés : Pollution accidentelle – Produit miscible – Dispersion – Champ lointain - Cours d'eau - Similitude - Modélisation

Abstract

The dangerous material releases in the environment often induce accidental pollution in river which can extend on several kilometres downstream from the source release. A small scale channel is designed and built specifically in order to assess the pollutant dispersion in the far field and to validate the chosen one-dimensional model (Advection-Dispersion Equation - ADE). The conclusions resulting from small and full scale experiments, led to the development of a new model (EMG) in order to predict the asymmetrical profiles in the initial zone of the far field. This model, based on an Exponentially Modified Gaussian (EMG), performs quite well at representing the three essential parameters during a crisis management (maximum concentrations, arrival time of the peak and the pollution) in so far as they are estimated respectively with a mean percentage error of 51, 13 and 11 % for a full-scale experiment. Finally, a complete dispersion model is proposed to evaluate the extent of an accidental pollution in the far field. It is composed of the EMG for the initial zone of the far field (asymmetrical profiles) and of the ADE for the established far field (symmetrical profiles) which is defined at a distance ranging between 12 to 50 times the mixing length. In conclusion, the suggested model is adapted to emergency management thanks to its simplicity of use and the low number of variables necessary to simulations

Keywords : Accidental pollution – Miscible product – Dispersion – Far field - Rivers – Similarity – Modelling

Adresse du laboratoire : Laboratoire Génie de l'Environnement Industriel – Ecole des Mines d'Alès, 6 avenue de Clavières, 30319 Alès cedex.