HAL
open science

Ecological functioning of the Seine river downstream the wastewater treatment plant "Seine Aval": experimental datas and bidimensional modeling.

Laurent Martin

To cite this version:

Laurent Martin. Ecological functioning of the Seine river downstream the wastewater treatment plant "Seine Aval": experimental datas and bidimensional modeling.. Sciences of the Universe [physics]. École Nationale Supérieure des Mines de Paris, 2001. English. NNT : . pastel-00005463

HAL Id: pastel-00005463

https://pastel.hal.science/pastel-00005463v1

Submitted on 16 Sep 2009

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.

ECOLE DES MINES

THÈSE

présentée à

L'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris

par

Laurent Martin

pour l'obtention du titre de

Docteur

en

Hydrologie et Hydrogéologie Quantitatives

Sujet de la thèse :

Fonctionnement écologique de la Seine à l'aval de la station d'épuration d'Achères : données expérimentales et modélisation bidimensionnelle

Soutenance devant le jury composé de :

Rapporteurs :	F. BRISSAUD
	B. CAUSSADE
Autres membres :	J.M. HERVOUET
	E. LEDOUX
	J.M. MOUCHEL
	M. POULIN

Résumé

Fonctionnement écologique de la Seine à l'aval de la station d'épuration d'Achères :

Données expérimentales et modélisation bi-dimensionnelle.

Les travaux du PIREN-Seine, dans lesquels s'inscrit mon travail de thèse, se sont dès le début orientés vers la recherche d'une description du fonctionnement écologique du système aussi déterministe que possible. Dans ce but, l'approche adoptée consiste à décrire les organismes et constituants ainsi que les processus qui ont une influence sur la qualité de l'eau dans le réseau hydrographique. La modélisation a été l'un des outils utilisés pour améliorer notre connaissance des processus et ainsi aider les différents acteurs de l'eau à la prise de décision. Pour étudier l'impact des rejets urbains dans les zones fortement influencées par l'activité humaine, il a été décidé de mettre en oeuvre un modèle bi-dimensionnel plan capable de simuler de façon précise le devenir des différents polluants rejetés en Seine.

Grâce à la collaboration entre l'École des Mines et la Direction Études et Recherches d'Électricité de France, nous avons pu utiliser le code de calcul hydrodynamique aux éléments finis, TELEMAC 2D, d'E.D.F. Une première étape a consisté à mettre en oeuvre ce modèle dans le bief de Seine caractérisé par les rejets de la station d'épuration d'Achères pour estimer les vitesses de l'écoulement et les hauteurs d'eau à l'étiage et de connaître, entre autres, le temps de résidence de l'eau pour quelques situations permanentes de bas débit.

Les travaux antérieurs du PIREN-Seine ont largement montré que la pollution d'origine organique était étroitement liée aux particules. Bien que l'essentiel du flux de matériel particulaire soit transporté au cours des crues, l'étude du transport en période d'étiage ne doit pas être négligée. La dilution des rejets urbains par l'eau de Seine est plus faible en période d'étiage. Le dépôt est plus intense, le matériel qui le constitue est fortement pollué et les zones de stockage sont plus nombreuses. Il nous est donc apparu important de simuler convenablement le transport solide pour la Seine à l'étiage. Nous avons alors modifié le modèle de transport bi-dimensionnel d'EDF, SUBIEF 2D. La navigation, intense dans cette partie du fleuve, joue un rôle considérable sur les temps de résidence des particules et ainsi sur le devenir des produits contaminants peu ou non solubles. Nous avons donc développé un module de remise en suspension qui prend en compte de façon précise la circulation fluviale : la modélisation du courant de retour, du champ de vitesses généré sur le lit de la rivière par les jets d'hélice, l'utilisation d'une formulation énergétique des processus de dépôt/érosion basée sur la capacité de transport d'un écoulement, nous permet de reproduire les concentrations en MES mesurées dans la colonne d'eau sur l'ensemble du domaine lors des différentes campagnes organisées. Nous en tirons des informations sur la quantité de particules sédimentées dans le bief, la localisation des dépôts frais et le temps de transfert moyen des particules en périodes de basses eaux.

Nous appuyant sur le modèle hydraulique et de transport précédemment défini, nous avons mis en place un module biologique reprenant le schéma conceptuel du modèle RIVE utilisé dans le PIREN-Seine. Nous simulons le cycle de l'oxygène en relation avec celui du carbone. Les processus modélisés sont le développement phytoplanctonique, la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes et la production/consommation d'oxygène associée. Une ré-aération à l'interface air-eau est aussi prise en compte. Le modèle simule les évolutions de 24 variables d'état relatives à la colonne d'eau et à la vase non consolidée déposée sur le lit du fleuve. Les processus d'échange entre la colonne d'eau et les sédiments, qu'ils soient diffusifs ou contraints par le dépôt et l'érosion, ont été introduits explicitement dans le modèle. La couche de vase est également le siège de réactions biologiques.

Les résultats des simulations pour différents étiages sont confrontés aux données expérimentales dont nous disposons. Ces résultats montrent que la conceptualisation retenue pour le modèle de simulation de la qualité de l'eau est adaptée à la simulation des processus qui dominent dans ce secteur. Une comparaison entre le modèle ProSe, développé à l'École des Mines de Paris, dans ses versions mono-dimensionnelles et à tube de courant, et le modèle bi-dimensionnel TELEMAC-SUBIEF a été réalisée. Cette intercomparaison permet, d'une part, de valider les développements réalisés au sein de SUBIEF 2D, le modèle ProSe ayant été validé dans de nombreuses situations et, d'autre part, de montrer les différences de comportement des modèles mono et bi-dimensionnels dans le secteur d'étude.

Table des matières

Liste des figures ..... **I**

Liste des tableaux ..... **VII**

Chapitre 1. Introduction générale **1**

1.1 Le contexte 1

1.2 Le PIREN-Seine 2

1.3 Les objectifs de la thèse 3

1.4 Organisation du document 6

Chapitre 2. Impacts de rejets urbains et transport de sédiments : le cas de la Seine **9**

2.1 Le contexte 9

2.2 Dynamique du panache des rejets d'Achères en Seine 11

2.2.1 Dispersion transversale des effluents 11

2.2.2 Différences de comportement entre la phase dissoute et la phase particulaire 12

2.3 Caractérisation et dynamique des matières en suspension 13

2.3.1 Principales classes de matières 13

2.3.2 Séparation dissous/particulaire pour la modélisation 13

2.3.3 Granulométrie de la phase particulaire 13

2.3.4 Masses volumiques et teneur en eau 14

2.3.5 Vitesse de chute des particules 15

2.3.6 Dynamique des suspensions à l'étiage 15

2.3.7 Première caractérisation des sédiments en Seine et à l'aval d'Achères 17

2.4 Pollution organique et désoxygénations 20

2.4.1 La pollution organique 20

2.4.2 Désoxygénations 23

2.5 Autres pollutions 24

2.6 État de l'art de la modélisation en rivière 25

2.6.1 Hydraulique et transport de polluants 25

2.6.2 Modélisation du transport de sédiments cohésifs 28

2.6.3 Complexité fonctionnelle biologique 32

2.6.4 Synthèse 38

2.7 Choix de la structure du modèle pour le reste de l'étude 39

2.8 Conclusions du chapitre 2 41

Chapitre 3. Modélisation d'un cours d'eau : le système TELEMAC 2D 43

3.1 Introduction 43

3.2 Les pré et post processeurs 44

3.2.1 SINUSX : digitalisation de la bathymétrie 44

3.2.2 MATISSE ET IDEAS : les mailleurs 45

3.2.3 RUBENS : le traitement des fichiers résultats 48

3.3 Le code de calcul hydraulique TELEMAC 2D 48

3.3.1 Introduction 48

3.3.2 Des équations de Navier Stokes aux équations de Saint Venant 49

3.3.3 Termes sources et forces volumiques 53

3.3.4 Conditions aux limites 54

3.3.5 Modélisation de la turbulence 55

3.4 Les éléments finis et les méthodes de résolution numérique dans le système TELEMAC 57

3.5 Le code de calcul du transport SUBIEF 2D 57

3.5.1 Introduction 57

3.5.2 Aspects théoriques 58

3.5.3 Gestion des fonds dans la version 5.0 58

3.5.4 Paramétrage de la dispersion dans SUBIEF 2D 59

3.5.5 Paramétrages numériques 60

3.5.6 Remarques sur la conservation de la masse du traceur 61

3.6 Conclusions du chapitre 3 61

Chapitre 4. Développements dans SUBIEF 2D 65

4.1 Introduction 65

4.2 Modèle énergétique pour le transport en suspension implémenté dans SUBIEF 2D 66

4.3 Transport et navigation 68

4.3.1 Phénomènes hydrauliques liés aux passage des bateaux 69

4.3.2 Puissance dissipée par la navigation 76

4.3.3 Dispersion induite par la navigation 76

4.3.4 Données relatives à la navigation 77

4.3.5 Description du chenal de navigation en fonction du maillage 78

4.3.6 Résultats types sur un canal 81

4.4 Le modèle multi-classes 82

4.4.1 Notations utilisées ... 82
4.4.2 Équations programmées dans SUBIEF 2D ... 83
4.5 Traceurs radioactifs ... 85
4.6 Le module biologique ... 86
4.6.1 Introduction ... 86
4.6.2 Schéma conceptuel biologique ... 86
4.6.3 Les variables biologiques ... 90
4.6.4 Les paramètres biologiques externes ... 91
4.6.5 Les paramètres biologiques internes ... 92
4.6.6 Les fonctions de forçage ... 93
4.6.7 Les processus biologiques ... 93
4.7 Résolution par pas fractionnaires ... 100
4.8 Conclusions du chapitre 4 ... 102

Chapitre 5. Hydraulique et transport dissous à l'étiage dans le bief Seine-Aval Andrésy ... 105

5.1 Introduction ... 105
5.2 Calcul de l'écoulement permanent pour l'étiage de septembre 1991 ... 106
5.2.1 Les conditions aux limites ... 106
5.2.2 Calcul avec le maillage raffiné ... 107
5.2.3 Calcul avec le maillage simplifié ... 113
5.2.4 Discussion ... 115
5.3 Modélisation du transport dissous en Seine. Dimensions longitudinale et transversale ... 117
5.3.1 Les mesures disponibles ... 117
5.3.2 Détermination des coefficients de dispersion adimensionnels ... 119
5.3.3 Dispersion dans le secteur Achères-Andrésy ... 120
5.3.4 Déformation du panache de conductivité au passage des bateaux ... 124
5.3.5 Traçages de temps sec ... 128
5.4 Conclusions du chapitre 5 ... 129

Chapitre 6. Transport solide en Seine à l'étiage : Données expérimentales et modélisation ... 131

6.1 Introduction ... 131
6.2 Suivi tri-dimensionnel du panache d'Achères le 21 et 22 juillet 1999 ... 131
6.2.1 Méthodologie mise en place ... 131
6.2.2 Difficultés techniques et améliorations possibles ... 133
6.2.3 Isocourbes obtenues ... 134

6.2.4 Suivi du panache de conductivité : localisation précise du panache d'Achères en Seine 145
6.2.5 Suivi du panache de turbidité : processus d'érosion et de sédimentation en période de basses eaux ; influence de la navigation 146
6.2.6 Flux de MES pour les différents transects 147

6.3 Auscultation des fonds de Seine au sonar latéral 151
6.3.1 Objet de l'étude 151
6.3.2 Méthodologie du sonar latéral 152
6.3.3 Résultats des mesures 152
6.3.4 Commentaires 153

6.4 Simulation du transport des matières en suspension à l'aval d'Achères le 21 et 22 juillet 1999 159
6.4.1 Conditions aux limites 159
6.4.2 Conditions initiales pour l'épaisseur de dépôt 159
6.4.3 Résultats 159

6.5 Estimation de l'âge moyen des particules en transit et des dépôts en période d'étiage 167
6.5.1 estimation de l'age moyen des particules sortant du bief à l'aide d'un traçage théorique de MES 167
6.5.2 Deuxième méthode d'estimation de l'âge moyen des particules sorties du bief 171
6.5.3 Cartes des âges des dépôts en fonction des caractéristiques physiques des particules simulées 174

6.6 Simulation de deux classes de particules 180

6.7 Modélisation de différents scénarios concernant la navigation 181

6.8 Temps de transit des particules pour l'étiage de juin et juillet 2000 183
6.8.1 Conditions hydrauliques transitoires de l'été 2000 183
6.8.2 Temps de transit des particules 185

6.9 Conclusions du chapitre 6 191

Chapitre 7. Applications de SUBIEF 2D à la qualité d'eau de la Seine à l'étiage 193

7.1 Intercomparaison des modèles de qualité d'eau 193
7.1.1 Introduction 193
7.1.2 ProSe 1D et ProSe à tubes (Even, 1995 ; Even et Poulin, 2001) 193
7.1.3 Différences des schémas conceptuels adoptés dans SUBIEF et dans ProSe 194
7.1.4 Données d'entrées hydrauliques et conditions aux limites pour l'intercomparaison des modèles de qualité d'eau 195
7.1.5 Résultats 198

7.2 Suivi bidimensionnel de l'oxygène le 22 juillet 1999 et modélisation pour un régime d'étiage permanent 215

7.2.1 Campagne du 21 et 22 juillet 1999 215
7.2.2 Les données d'entrée du modèle pour le régime permanent 218
7.2.3 Comparaison mesures/simulation 219
7.3 Analyse de sensibilité 224
7.4 Conclusions du chapitre 7 227

Conclusions et perspectives 229

Bibliographie 233

Annexe A. Méthodes numériques pour résoudre l'équation de Barré de Saint-Venant dans sa formulation « hauteur-vitesse » 247

A.1 Convection de u et v par la méthode des caractéristiques 247
A.2 Propagation, diffusion, termes sources des équations de Barré de Saint Venant 248
A.2.1 Discrétisation en temps 248
A.2.2 Discrétisation en espace : résolution en éléments finis 249
A.2.3 Formulation variationnelle 250
A.2.4 Traitement des conditions aux limites 251
A.3 Formulation matricielle des équations obtenues 252
A.4 Résolution du système linéaire 252

Annexe B. Module d'évolution de traceurs radioactifs de faible période demi-vie implémenté dans SUBIEF 2D 253

B.1 Introduction 253
B.2 Choix des traceurs radioactifs 253
B.3 Échanges de radioactivité entre la phase dissoute et la phase particulaire 255
B.3.1 Notations utilisées 255
B.3.2 Le K_D : un coefficient de partage à l'équilibre 255
B.3.3 Les équations programmées 256
B.3.4 Les paramètres du modèle 257
B.3.5 Les hypothèses du modèle 257

Annexe C. Application du modèle SUBIEF 2D au calcul des hauteurs de dépôt. Mesures d'isotopes radioactifs *in situ* 259

C.1 Introduction 259
C.2 Échantillonnage 259
C.3 L'entrée du système (amont) 260

C.4 L'aval immédiat des rejets de la station d'Achères 262

C.5 L'aval du bras droit de l'île d'Herblay 264

C.6 L'entrée du bras gauche de l'île d'Herblay 265

C.7 Le bras gauche de l'île d'Herblay 265

C.8 Conclusions 266

Annexe D. Suivi tridimensionnel du panache des effluents d'Achères ; compléments 267

Liste des figures

Figure 2.1. La zone d'étude. Echelle 1 cm pour 800 m. 9

Figure 2.2. Spectre de taille des particules aquatiques. 13

Figure 2.3. Profil longitudinal du carbone organique dissous, de sa fraction biodégradable et du carbone organique particulaire dans la Seine (9 au 12 octobre 1989 ; débit de la Seine : 160 $m^3.s^{-1}$. Les rejets de la station d'Achères se trouvent au pk 708. D'après Servais et al. (1991) 21

Figure 2.4. schéma conceptuel du modèle RIVE. 36

Figure 3.1. Bathymétrie des fond visualisée à l'aide du post processeur Rubens. 44

Figure 3.2. Description du maillage raffiné réalisé à l'aide du mailleur Ideas. 46

Figure 3.3. Maillage simplifié réalisé avec Ideas. 47

Figure 3.4. Schéma de principe du code SUBIEF 2D. 59

Figure 4.1. Modifications hydrauliques liées au passage d'un bateau. 69

Figure 4.2. Mouvement d'un bateau et abaissement du plan d'eau. Les deux figures du dessus représentent l'état de la rivière dans le cas où le bateau est fixe. Les deux dessins du dessous montrent l'évolution de la surface libre le long du bateau. 70

Figure 4.3. Courant de retour (m s-1) et abaissement du plan d'eau (cm) en fonction de la vitesse du bateau et du rapport entre la section de la rivière et la section immergée du bateau. Cas de la Seine à l'étiage. 72

Figure 4.4. Tube de courant dans l'axe de l'hélice. 73

Figure 4.5. Modèle du jet diffusif. 75

Figure 4.6. Détermination géométrique des grandeurs *X* et *r* pour la formule du jet diffusif. 80

Figure 4.7. Indiçage des nœuds du maillage. Calcul de x et r. 80

Figure 4.8. Champ de vitesses générée par le jet d'hélice des trois types de péniches sur le fond plat d'un canal de profondeur 5 m. 81

Figure 4.9. Schéma conceptuel du modèle biogéochimique RIVE. 87

Figure 4.10. Modèle AQUAPHY de la dynamique de population phytoplanctonique et modèle simplifié mis en œuvre dans SUBIEF 2D. 89

Figure 4.11. Schéma conceptuel implémenté dans SUBIEF 2D pour traiter la qualité de l'eau à l'aval de la station d'épuration d'Achères. 100

Figure 5.1. Calcul de la convergence de la surface libre à Herblay. Atteinte du régime permanent 108

Figure 5.2. Champ des vitesses dans les zones sensibles de l'écoulement. 109

Figure 5.3. Différentiel des vitesses au niveau des rejets et de l'Oise. 110

Figure 5.4. Trajectoire des masses d'eau issues des émissaires et de l'Oise, telle que calculée par TELEMAC 2D. 110

Figure 5.5. Viscosité turbulente calculée par le modèle (k, ε) sur le maillage raffiné. 111

Figure 5.6. Comparaison du champ de vitesses au droit de chaque rejet, calculé avec le modèle (k,ε) (noir) et le modèle à viscosité turbulente constante (rouge), lorsque le régime permanent est atteint. Situation du 09 septembre 1991. 113

Figure 5.7. Champ des vitesses dans les zones sensibles de l'écoulement, calculé avec le maillage simplifié. 114

Figure 5.8. Profils de vitesses à différentes sections et pour différents débits amont. Le débit des rejets et de l'Oise est constant, respectivement égal à 25 et 40 $m^3 s^{-1}$. 116

Figure 5.9. Situation des profils transversaux échantillonnés en 1991 (T) et en 1999 (S). 118

Figure 5.10. Simulation du suivi de conductivité en aval de la station d'épuration d'Achères le 09 septembre 1991. Profils transversaux de conductivité mesurés (en noir, triangle) et simulés (en bleu). Valeur théorique de la conductivité après mélange complet : 643 µS cm^{-2}. 121

Figure 5.11. Simulation du suivi de conductivité en aval de la station d'épuration d'Achères pour la journée du 22 juillet 1999. Profils transversaux de conductivité mesurés (en noir, triangle) et simulés (bleu). Valeur théorique de la conductivité après mélange complet : 624 µS cm^{-2} en amont de la confluence avec l'Oise, 620 µS cm^{-2} en aval de la confluence avec l'Oise. 123

Figure 5.12. Profil 3D fuyante montrant l'impact de la navigation sur le profil de conductivité au PK 712. Résultat sur un temps de simulation compris entre 10 heures et 3 jours. 124

Figure 5.13. Profil de conductivité en amont de l'Oise, en l'absence de navigation et après 5 et 10 jours de trafic fluvial. 125

Figure 5.14. Valeurs du coefficient de dispersion transversale sur la Seine à l'étiage pour un débit de 150 $m^3 s^{-1}$. Influence de la navigation. 127

Figure 5.15. Évolution de la dispersion en fonction du débit sur quatre transects, 500 mètres en aval du dernier rejet d'Achères, bras gauche et bras droit de l'île d'Herblay et 50 mètres en amont de l'Oise. 128

Figure 6.1. Localisation par GPS des différents points de mesures (arrêt du bateau) sur la Seine pour les journées du 21 et 22 juillet 1999. 133

Figure 6.2. Stratégie d'échantillonnage des différentes sections du fleuve. 133

Figure 6.3. Isocourbes de turbidité, conductivité et température au PK 707.4, en amont des rejets, le 22 juillet 1999. Données expérimentales. 135

Figure 6.4. Isocourbes de turbidité, conductivité et température au PK 707.7, entre le premier et le deuxième rejet de la station d'épuration d'Achères, le 22 juillet 1999. Données expérimentales. 136

Figure 6.5. Isocourbes de turbidité, conductivité et température au PK 708.0, entre le deuxième et le troisième émissaire de la station d'Achères, le 22 juillet 1999. Données expérimentales. 137

Figure 6.6. Isocourbes de turbidité, conductivité et température au PK 708.3, 200 mètres à l'aval du dernier rejet d'Achères, le 22 juillet 1999. Données expérimentales. 138

Figure 6.7. Isocourbes de turbidité, conductivité et température juste en amont de l'île d'Herblay (S9) le 21 juillet 1999. Données expérimentales. 139

Figure 6.8. Isocourbes de turbidité, conductivité et température juste en amont de l'île d'Herblay (S9) le 22 juillet 1999. Données expérimentales. 140

Figure 6.9. Isocourbes de turbidité, conductivité et température juste en amont de la confluence avec l'Oise, le 22 juillet 1999. Données expérimentales. 141

Figure 6.10. Isocourbes de turbidité, conductivité et température dans l'Oise, le 22 juillet 1999. Données expérimentales. 142

Figure 6.11. Isocourbes de turbidité, conductivité et température juste en aval de la confluence avec l'Oise (S14), le 22 juillet 1999. Données expérimentales. 143

Figure 6.12. Isocourbes de turbidité, conductivité et température dans l'axe du bras gauche de l'île d'Herblay, d'amont en aval, le 22 juillet 1999. Données expérimentales. 144

Figure 6.13. Description des zones d'hétérogénéité pour la conductivité en Seine, en période de basses eaux, le 22 juillet 1999. 146

Figure 6.14. Flux de MES traversant les différentes sections de contrôle (courbe bleu pleine) mesuré le 22 juillet 1999 et flux théorique (courbe rouge en pointillé) si l'on considère que les MES transitent uniquement dans la colonne d'eau. 150

Figure 6.15. auscultation des fonds de Seine au niveau de la confluence avec l'Oise le 17 août 1999, correspondance avec les profils S13 et S14 relatifs à la campagne du 22 juillet 1999. 155

Figure 6.16. auscultation des fonds de Seine au niveau du rejet 1 et 2 de la station d'épuration Seine-Aval le 19 août 1999, correspondance avec les profils S1 à S4 relatifs à la campagne du 22 juillet 1999. 156

Figure 6.17. auscultation des fonds de Seine le 19 août 1999, correspondance avec les profils S5 et S6 relatifs à la campagne du 22 juillet 1999. 157

Figure 6.18. Auscultation des fonds de Seine le 19 août 1999, correspondance avec les profils S7 et S8 relatifs à la campagne du 22 juillet 1999. 158

Figure 6.19. Comparaison des MES mesurées et simulées le 22 juillet 1999 pour les sections S1 à S6. $\eta = 1.10^{-4}$; $\xi = 2.10^{-4}$. 160

Figure 6.20. Comparaison des MES mesurées et simulées le 22 juillet 1999 pour les sections S7 à S16. $\eta = 1.10^{-4}$; $\xi = 2.10^{-4}$. 161

Figure 6.21. Profils transversaux des MES mesurées et simulées pour la journée du 22 juillet 1999. Courbe rouge : érosion par la navigation et l'écoulement. Courbe pointillée bleu : érosion par la navigation seule. Courbe pointillée noire : érosion par l'écoulement seul. Profils S1 à S16. 163

Figure 6.22. Localisation des dépôts à l'étiage au bout de Trois jours de simulation. 164

Figure 6.23. Évolution temporelle des MES et des hauteurs de dépôt en 4 points du bief. Influence de la navigation. 165

Figure 6.24. Masse sortie et déposée en tonnes et en pourcentage de la masse totale entrée dans le domaine pour les journées du 21, 22 et 23 juillet 1999. Comparaison de simulations avec et sans navigation. 166

Figure 6.25. Rapport entre la masse déposée et la masse sortie, pourcentage des MES déposées et des MES sorties, pour différents flux d'entrée de MES à l'amont. La somme des pourcentages n'est pas égale à 100 % car il reste des particules dans le bief. 167

Figure 6.26. Conditions limites amont pour les deux variables simulées. 168

Figure 6.27. Réponse du modèle à un pic de pollution provenant de l'amont après 30 jours de simulation en régime permanent. Le diamètre des particules (D) est exprimé en µm. Signal à l'entrée et à la sortie du domaine. 169

Figure 6.28. Réponse du modèle à un pic de pollution provenant de l'amont après 30 jours de simulation en régime permanent. Le diamètre des particules (D) est exprimé en µm. Signal à la sortie du domaine, suite. 170

Figure 6.29. Masse sortie en pourcentage de la masse entrée et temps de résidence de cette masse lors de l'injection d'un pic de MES provenant de l'amont. 170

Figure 6.30. Schéma de principe pour calculer l'âge des MES dans la colonne d'eau et des dépôts récents. 172

Figure 6.31. Comparaison des différentes méthodes utilisées pour calculer l'âge moyen des MES sorties du bief après 4 mois de simulation d'étiage. 174

Figure 6.32. Hauteur et âge moyen simulés des dépôts après 4 mois d'étiage. Caractéristiques physiques des particules : Taille (D) = 70 µm ; Masse volumique sèche (Rho) = 1200 kg m^{-3} ; Vitesse de chute (Wc) = 0.4 mh^{-1}. 176

Figure 6.33. Hauteur et âge moyen simulés des dépôts après 4 mois d'étiage. Caractéristiques physiques des particules : Taille (D) = 100 µm ; Masse volumique sèche (Rho) = 1500 kg m^{-3} ; Vitesse de chute (Wc) = 1.6 mh^{-1}. 177

Figure 6.34. Hauteur et âge moyen simulés des dépôts après 4 mois d'étiage. Caractéristiques physiques des particules : Taille (D) = 200 µm ; Masse volumique sèche (Rho) = 1200 kg m^{-3} ; Vitesse de chute (Wc) = 1.7 mh^{-1}. 178

Figure 6.35. Hauteur et âge moyen simulés des dépôts après 4 mois d'étiage. Caractéristiques physiques des particules : Taille (D) = 150 µm ; Masse volumique sèche (Rho) = 2000 kg m^{-3} ; Vitesse de chute (Wc) = 5.7 mh^{-1}. 179

Figure 6.36. Comparaison de l'âge et du flux sortant des particules issues d'Achères ou de l'amont, en fonction de différents scénarios de navigation. 181

Figure 6.37. Simulation avec SUBIEF 2D d'un pic de pollution provenant de l'amont. Réponse à Andrésy en fonction de différents scénarios de navigation. 182

Figure 6.38. Simulation avec SUBIEF 2D. Temps de transit et masse des MES sorties en pourcentage de la masse entrée pour différents scénarios de navigation. 182

Figure 6.39. Débit de la Seine à Austerlitz pour les mois de juin et juillet 2000. Données Banque Hydro. 184

Figure 6.40. Débits des rejets d'Achères pour les mois de juin et juillet 2000. Données SIAAP. 184

Figure 6.41. Comparaison de la cote de la surface libre simulée et interpolée à l'amont du domaine d'étude. L'interpolation est linéaire en fonction des cotes d'eau mesurées à Andrésy et Chatou. La valeur du coefficient de Strikler calé est de 35. 185

Figure 6.42. Âge et flux des deux classes de MES simulées pour l'étiage de juin et juillet 2000. 186

Figure 6.43. Évolution temporelle du stock de vase constitué par les deux classes de particules et du débit pour les mois de juin et juillet 2000. 186

Figure 6.44. Âge et quantité des dépôts de particules issues principalement des rejets d'Achères au bout des deux mois d'étiage de juin et juillet 2000. 187

Figure 6.45. Âge et quantité des dépôts de particules issues principalement de l'amont au bout des deux mois d'étiage de juin et juillet 2000. 188

Figure 6.46. Quantité et hauteur de dépôt totales de la vase après l'étiage de juin et juillet 2000. 189

Figure 6.47. Quantité de particules dans la vase issues d'Achères ou de l'amont en pourcentage de la quantité totale, après les deux mois d'étiage de juin et juillet 2000. 190

Figure 7.1. Conditions aux limites pour les rejets (rouge), la Seine à Sartrouville (noir) et l'Oise à Conflans (bleu), pour la simulation de l'étiage de juin et juillet 2000. Données SIAAP et subdivision Bougival. 197

Figure 7.2. Simulation par les trois modèles des profils temporels de carbone organique dissous biodégradable pour l'étiage de juin et juillet 2000. Comparaison avec les données de la subdivision de lutte contre la pollution de Bougival (carré noir). 200

Figure 7.3. Simulation par les trois modèles des profils temporels de carbone organique particulaire pour l'étiage de juin et juillet 2000. Comparaison avec les données de la subdivision de lutte contre la pollution de Bougival (carré noir). 201

Figure 7.4. Simulation par les trois modèles des profils temporels d'oxygène dissous pour l'étiage de juin et juillet 2000. Comparaison avec les données de la subdivision de lutte contre la pollution de Bougival (carré noir). 202

Figure 7.5. Simulation par les trois modèles des profils temporels de phytoplancton pour l'étiage de juin et juillet 2000. Comparaison avec les données de la subdivision de lutte contre la pollution de Bougival (carré noir). 203

Figure 7.6. Simulation par les trois modèles des profils temporels des bactéries totales (< 1 µm et > 1 µm) pour l'étiage de juin et juillet 2000. 204

Figure 7.7. Simulation par les trois modèles des profils temporels de matières en suspension minérales pour l'étiage de juin et juillet 2000. Comparaison avec les données de la subdivision de lutte contre la pollution de Bougival (carré noir). 205

Figure 7.8. Évolution longitudinale du stock de vase après 10 jours de simulation tel que calculé par ProSe 1D et proSe à tubes de courant. 206

Figure 7.9. Évolution temporelle du COD, du rapport CODB/COD, des MES totales, du rapport COP/MES et du rapport COPB/COP, dans l'eau et dans la vase, en aval des rejets de Seine Aval, rive gauche, au cours de l'étiage de juin et juillet 2000. 209

Figure 7.10. Évolution temporelle du COD, du rapport CODB/COD, des MES totales, du rapport COP/MES et du rapport COPB/COP, dans l'eau et dans la vase, en aval des rejets de Seine Aval, rive droite, au cours de l'étiage de juin et juillet 2000. 210

Figure 7.11. Évolution temporelle du COD, du rapport CODB/COD, des MES totales, du rapport COP/MES et du rapport COPB/COP, dans l'eau et dans la vase, en amont de l'île d'Herblay, rive gauche, au cours de l'étiage de juin et juillet 2000. 211

Figure 7.12. Évolution temporelle du COD, du rapport CODB/COD, des MES totales, du rapport COP/MES et du rapport COPB/COP, dans l'eau et dans la vase, en amont de l'Oise, rive gauche, au cours de l'étiage de juin et juillet 2000. 212

Figure 7.13. Évolution temporelle du COD, du rapport CODB/COD, des MES totales, du rapport COP/MES et du rapport COPB/COP, dans l'eau et dans la vase, en amont de l'île de Dénouval, rive droite, au cours de l'étiage de juin et juillet 2000. 213

Figure 7.14. Bilan d'oxygène pour la période d'étiage de juin et juillet 2000. Résultat de la simulation effectuée avec SUBIEF 2D 214

Figure 7.15. Carte de l'oxygène dissous en mgl-1mesurée lors de la campagne du 22 juillet 1999 pour les profils S1 à S8. 216

Figure 7.16. Carte de l'oxygène dissous en mgl-1mesurée lors de la campagne du 22 juillet 1999 pour les profils S10 à S16. 217

Figure 7.17. Débit de la Seine à Austerlitz pour les mois de janvier à juillet 1999. 218

Figure 7.18. Comparaison des points de mesures du 22 juillet 1999 et des résultats issus de SUBIEF 2D après 3 mois de simulation en régime permanent de temps sec. 220

Figure 7.19. Comparaison des profils transversaux mesurés (22 juillet 1999) et simulés par SUBIEF 2D après 3 mois d'étiage en régime permanent de temps sec. Profils S1 à S8. 221

Figure 7.20. Comparaison des profils transversaux mesurés (22 juillet 1999) et simulés par SUBIEF 2D après 3 mois d'étiage en régime permanent de temps sec. Profils S10 à S16. 222

Figure 7.21. Bilan d'oxygène pour une période d'étiage de 3 mois, caractéristiques des conditions rencontrées en Seine à l'aval de Paris. Résultat de la simulation effectuée avec SUBIEF 2D. 223

Figure 7.22. Analyse de sensibilité sur le coefficient de diffusion à l'interface eau-vase en ce qui concerne l'évolution longitudinale de la teneur en oxygène dissous dans la colonne d'eau, au bout de 2, 20 et 60 jours de simulation. 225

Figure 7.23. Impact de la navigation sur les profils longitudinaux d'oxygène à différentes dates. Seules les valeurs moyennes dans le bras principal ont été représentées. 226

Figure 7.24. Comparaison des quantités d'oxygène dissous consommées ou produites au bout de trois mois d'étiage en régime permanent, avec et sans navigation. 227

Liste des tableaux

Tableau 2.1. Dispersion des rejets d'Achères pour la campagne de septembre 1991 et de juillet 1999. 11

Tableau 2.2. Vitesses de chute estimées des flocs à partir de la formule de Stokes. D'après Maldiney (1994). 15

Tableau 2.3. Caractérisation des sédiments au niveau du bac d'Herblay à 6 périodes différentes. La perte au feu représente le contenu en matière organique. Les rapport C/N obtenus sont caractéristiques d'un matériau facilement dégradable. Les flux échangés sont comptés positifs dans le sens de l'eau vers les sédiments. ss =sédiment sec ; sb = sédiment brut. Tiré de Even (1995) et Chesterikoff et al. (1992). 19

Tableau 2.4. Teneurs et flux en matières organiques en entrée et en sorties des principales stations d'épuration de l'agglomération parisienne pour l'année 1995. Données SIAAP. Tiré de Servais et al. (1998). 20

Tableau 2.5. Bilan de la pollution particulaire en carbone de l'amont de la station d'Achères à Méricourt. Flux moyens pour de faibles débits voisins de 165 $m^3.s^{-1}$ avant l'Oise. (apport « S. aval » = apport des effluents de la station « Seine aval »). Flux attendu = flux conservatif. Tiré de Chestérikoff et al. (1998). 23

Tableau 2.6. Notation matricielle des processus biochimiques et physiques dans le modèle de qualité d'eau QUAL 2. Tiré de Rauch et al. (submitted). 34

Tableau 2.7. Processus biochimiques et physiques implémentés dans le modèle de qualité d'eau MIKE 11. Il existe des compartiments additionnels pour le phosphore, l'eutrophisation, les métaux lourds et le sédiment. Tiré de Rauch et al. (submitted). 35

Tableau 2.8. Variables d'état et processus d'échange du modèle RIVE. Tiré de Garnier et Billen (1998). 37

Tableau 2.9. Synthèse des logiciels simulant la qualité d'eau en rivière. 39

Tableau 4.1. Valeurs de la vitesse limite du bateau en fonction de la profondeur moyenne. Tiré de (S.C.T, Ministère de L'équipement, 1976). 71

Tableau 4.2. Données des constructeurs concernant les caractéristiques des péniches circulant en Seine et calcul selon (4.15) et (4.26) de la vitesse de l'eau en sortie d'hélice. 78

Tableau 4.3. Valeurs des paramètres pour les diatomées et les chlorophycées. 94

Tableau 4.4. Valeurs des paramètres relatifs à la matière organique particulaire. 96

Tableau 4.5. Valeurs des paramètres relatifs à la matière organique dissoute. 96

Tableau 4.6. Valeurs des paramètres relatifs à l'activité bactérienne. 97

Tableau 5.1. Conditions aux limites utilisées pour le calcul de l'hydraulique du 09 septembre 1991..... 107

Tableau 5.2. Valeurs des vitesses de cisaillement minimales et maximales en fonction du débit amont. ... 112

Tableau 5.3. Temps de résidence moyen de l'eau en fonction du débit amont entre Herblay et Andrésy. 112

Tableau 5.4. Répartition des débits pour le bras non navigable des îles d'Herblay et de Dénouval. 115

Tableau 5.5. Débits, cotes et conductivités imposés pour simuler les campagnes de 1991 et 1999. 117

Tableau 5.6. Valeurs de référence du coefficient adimensionnel αt pour des secteurs en Seine droits ou avec des méandres. Valeurs de la littérature pour des rivières naturelles : 0.1-0.75 pour des secteurs droits, 0.4-4 pour des secteurs avec méandres. 119

Tableau 5.7. Références pour les valeurs de Kt. 126

Tableau 5.8. Taux de mélange et valeurs de la concentration en rive droite pour différents débits amonts. 129

Tableau 6.1. Débit et conductivité mesurés le 22 juillet 1999. 145

Tableau 6.2. Distance et temps de parcours moyen entre les différents profils mesurés le 22 juillet 1999. 148

Tableau 6.3. Heure de passage et heure de mesure de la masse d'eau issue de S2 aux différents profils. En rouge sont repérés les profils qui suivent approximativement la même masse d'eau. 148

Tableau 6.4.Heure de passage et heure de mesure de la masse d'eau issue de S9 aux différents profils..... 149

Tableau 6.5.Heure de passage et heure de mesure de la masse d'eau issue de S10 aux différents profils. 149

Tableau 6.6. Heure de passage et heure de mesure de la masse d'eau issue de S11 aux différents profils. 149

Tableau 6.7. Heure de passage et heure de mesure de la masse d'eau issue de S12 aux différents profils. 149

Tableau 6.8. Heure de passage et heure de mesure de la masse d'eau issue de S13 aux différents profils. 149

Tableau 6.9. Heure de passage et heure de mesure de la masse d'eau issue de S15 aux différents profils. 149

Tableau 6.10. Comparaison des teneurs en MES dans les rejets calculées par l'équation 7.1 et fournies par la station d'épuration. 150

Tableau 6.11. Résultats de la cartographie des fonds de Seine à l'aide d'un échosondage latéral. 153

Tableau 6.12. Vitesses de chutes estimées des flocs. Les valeurs soulignées correspondent aux différents flocs simulés. 169

Tableau 6.13. Conditions aux limites pour la modélisation de deux classes de particules. 180

Tableau 7.1. Conditions aux limites pour la simulation d'un régime permanent caractéristique des conditions de temps sec rencontrées en Seine à l'aval de Paris. 219

Chapitre 1. Introduction générale

1.1 Le contexte

L'eau, source de vie, a toujours été un facteur important dans l'établissement des sociétés humaines. Depuis les civilisations les plus anciennes jusqu'à nos jours, les cités et villes importantes se sont quasiment toutes développées le long d'une rivière ou d'une côte. Au cours des siècles, l'évolution démographique des grandes villes ainsi que le mode de vie des sociétés a fait que le besoin en eau n'a cessé d'augmenter, que ce soit pour la consommation, l'irrigation, le commerce, la production d'énergie et l'industrie. L'impact de l'activité humaine se fait de plus en plus important et influe de nos jours fortement sur la qualité de l'écosystème aquatique, surtout lorsque la taille du fleuve n'est pas à la mesure du développement démographique et industriel qu'il facilite.

Dans l'agglomération parisienne, les nombreux usages de l'eau donnent lieu à des prélèvements et à des rejets dans le milieu récepteur. De nos jours, les volumes d'eau prélevés dans le bassin de la Seine (78 900 km^2 pour 17 millions d'habitants), en amont de l'estuaire, dépassent 2,5 milliards de m^3 par an, dont plus de la moitié est destinée à l'alimentation des villes. Les prélèvements totaux, équivalent à 85 $m^3.s^{-1}$, sont comparables au débit d'étiage de la Seine à Paris. La comparaison de ces débits illustre l'ampleur de l'impact de l'agglomération parisienne sur le fleuve, les eaux prélevées étant restituées au milieu avec une qualité très souvent dégradée.

La nature des rejets dans le milieu naturel dépend au premier abord du type de réseau d'assainissement utilisé. Dans le cas de réseaux séparatifs, eaux pluviales et eaux usées transitent dans des conduits différents. Seules les eaux usées sont traitées dans les stations d'épuration. Les eaux pluviales sont déversées directement dans le milieu récepteur après avoir éventuellement décanté dans des bassins de rétention. Pour les réseaux unitaires, les eaux usées et pluviales sont mélangées. L'ensemble est alors dirigé vers les stations d'épuration. Lorsque le volume total est supérieur à la capacité de traitement ou que le réseau est hydrauliquement saturé, le mélange des eaux est directement évacué vers le milieu récepteur. Dans ce dernier cas, des volumes d'eau importants, très chargés en divers polluants organiques ou non, sont rejetés sans traitement dans le fleuve. Chebbo et al. (1995) montrent que le rapport entre la masse annuelle de pollution rejetée par temps de pluie par les réseaux d'assainissement urbains et celle rejetée par les stations d'épuration, varie entre 0,6 et 10 pour les MES (Matières En Suspension), entre 0,2 et 7 pour la DCO (Demande Chimique en Oxygène) et entre 0,2 et 3,5 pour la DBO_5 (Demande Biologique en Oxygène au bout de 5 jours). De plus, le rapport des masses rejetées au cours d'évènements pluvieux assez importants (période de retour de 6 mois à 1 an) aux quantités rejetées en 1 jour par une station d'épuration, est plus impressionnant. Il varie entre 5 et 156 pour les MES, entre 2 et 250 pour la DCO et entre 1,5 et 63 pour la DBO_5.

Dans Paris et son agglomération, le système d'assainissement est mixte. Il était entièrement unitaire au début du vingtième siècle mais les problèmes de pollution engendrés par les surverses de réseaux unitaires ont amené les ingénieurs en assainissement à concevoir de nouveaux réseaux de type séparatif. De nos jours, les conduits mis en place dans Paris *intra muros* par Belgrand au dix-neuvième siècle existent toujours mais les banlieues les plus récentes sont presque toutes assainies en séparatif. Dans beaucoup d'agglomérations, le domaine séparatif, plus récent, se trouve dans les banlieues nouvelles, très externes, le domaine unitaire est confiné aux secteurs plus anciens.

Les premières préoccupations pour améliorer la qualité des eaux rejetées dans le milieu ont conduit à la construction de stations d'épuration à partir des années 1915. De nombreux efforts ont été accomplis depuis. La directive européenne du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires prescrit la généralisation du traitement des eaux usées urbaines avant leur rejet dans le milieu naturel sur tout le territoire européen. Ces textes prévoient une obligation générale de dépollution sur tout le territoire avant le 31 décembre 2005 et un rendement épuratoire devant atteindre 65 % en 2006. De même, les rejets des eaux des installations classées sont réglementés en application de la législation sur les installations classées. Cette réglementation fixe des obligations de résultats quant aux eaux rejetées. Ainsi, aujourd'hui, on compte plus de 1500 stations d'épurations, de capacité de traitement différente. La plus grande partie de la pollution urbaine dans le territoire de l'Agence de l'Eau Seine Normandie est traitée par des stations à forte charge,

dont les ¾ par la seule station Seine-Aval (anciennement station d'épuration d'Achères), soit l'équivalent de 7 millions d'habitants. Viennent ensuite les stations de petite taille qui traitent en cumulé plus de 4 millions d'équivalents habitants. Puis les stations de moyenne charge et celles capables de traiter l'azote qui représentent ensemble 4 millions d'équivalents habitants.

Une fois maîtrisés les rejets de temps sec, la principale source de pollution restante correspond aux rejets de temps de pluie. On dénombre dans l'agglomération parisienne plusieurs centaines de points de rejet de temps de pluie, d'importance très variable. Certains Rejets Urbains de Temps de Pluie (RUTP) sont des points de surverses de réseaux spécifiquement pluviaux, mais la majorité permet la surverse des égouts unitaires lors des fortes averses. Le RUTP le plus important en amont de Paris est le « Fresnes Choisy », situé en rive gauche de la Seine. A l'aval, en rive droite, le rejet de Clichy représente à lui seul plus de 10 % des volumes d'eaux déversés en Seine par temps de pluie. Au niveau de la boucle de Gennevilliers, en rive droite, se situe le rejet de la Briche par lequel transite plus du tiers du volume total déversé par temps de pluie. Encore plus en aval, le déversoir d'orage du réseau d'Enghien et des communes avoisinantes est un point de rejet unitaire significatif.

Du fait du peu de souplesse de fonctionnement des stations d'épuration de l'agglomération, dimensionnées pour des débits nominaux de temps secs, le volume d'eau rejeté sans traitement dans le milieu récepteur sera pratiquement équivalent au volume d'eau ruisselé. On estime à 200 millions de m^3 par an le volume des eaux brutes rejeté directement dans le milieu naturel, représentant une charge moyenne de 60000 à 100000 tonnes de MES par an, de 20000 tonnes de DBO_5 et de 70000 tonnes de DCO. Fortement pollués, les volumes d'eau déversés par les rejets urbains de temps de pluie sont en particulier responsables d'anoxies temporaires parfois totales en période estivale, lorsque le débit de la Seine est faible et les températures élevées. Plusieurs évènements de mortalités piscicoles ont pu être observés au cours des années 1990 (Boët et al., 1994 ; Boët, 2000).

1.2 Le PIREN-Seine

Au début des années 1980, le Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS) a crée le Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement (PIREN, devenu aujourd'hui Programme Environnement, Vie et Société). Au sein de ce programme, un thème « Grands Fleuves » voit le jour, et s'y lance des actions sur le Rhône, la Garonne, la Durance, le Rhin. La Seine n'est hélas pas un grand fleuve, c'est justement un tout petit fleuve au long duquel s'est développé une mégapole. Jean Brachet, Délégué de Bassin Seine Normandie, soucieux de voir des équipes de scientifiques s'impliquer, au coté de l'ensemble des acteurs de la gestion des eaux du bassin, pour analyser le fonctionnement du « système Seine », convainc les responsables du PIREN qu'il faut lancer un programme de recherche sur la Seine. Le lancement effectif du programme est réalisé le 1er janvier 1989. Ce programme permet depuis de répondre aux questions des gestionnaires qui désirent mieux comprendre les différentes formes de pollution, quantifier leurs impacts sur le milieu et disposer de moyens pour estimer l'effet réel d'aménagements, souvent très coûteux.

De nombreux acteurs du fleuve se sont impliqués dans le programme depuis sa création. On peut citer les institutions publiques, comme l'Agence de l'Eau Seine Normandie, le Syndicat Intercommunal de l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne, le Service de la Navigation de la Seine, le Conseil Régional d'Ile de France, la ville de Paris, et privées, comme la Compagnie Générale des Eaux, la Lyonnaise des Eaux, Électricité De France… Pour répondre aux problématiques soulevées par les gestionnaires, une douzaine d'équipes de recherche travaillent en collaboration pour tenter d'évaluer l'impact des activités humaines et d'aménagements sur le milieu naturel. De nombreux laboratoires de l'Université Pierre et Marie Curie, le Laboratoires d'Écologie des Systèmes Aquatiques de l'Université Libre de Bruxelles, divers centres de recherche du Centre National de la Recherche Scientifique, de l'École des Ponts et Chaussées, de l'École des Mines de Paris, du Génie Rural des Eaux et Forêts et d'Électricité De France se sont attelés à la tâche.

Depuis plus de 11 ans, de nombreuses études ont été menées à des échelles spatio-temporelles très différentes, depuis l'étude du panache des rejets urbains à l'échelle de quelques kilomètres sur quelques heures, jusqu'aux variations saisonnières sur l'ensemble du bassin versant.

La mise au point et l'utilisation de modèles mathématiques traitant de ces diverses échelles sont apparues nécessaires dès le début du programme, les modèles constituant d'excellents outils de synthèse et de connaissance et pouvant, à terme, être utilisés par les gestionnaires. Dans un même temps, des campagnes de terrain ont permis de récolter un grand nombre de données, indispensable à une meilleure compréhension du système. Un travail d'intégration et de synthèse de l'ensemble des phénomènes étudiés est possible par l'intermédiaire des outils informatiques. On peut, grâce à eux, tester les hypothèses relatives aux processus élémentaires et ainsi faire le point sur l'état des connaissances. Lorsqu'ils sont suffisamment développés, les modèles sont finalement utilisés en tant qu'outil de gestion pour évaluer l'impact d'aménagements futurs.

1.3 Les objectifs de la thèse

Les rejets urbains constituent à eux seuls une problématique importante qu'il est intéressant d'étudier en vue de minimiser l'impact de l'agglomération parisienne sur la Seine. De façon générale, les rejets de stations d'épuration engendrent des modifications dans le milieu récepteur et bouleversent l'équilibre biologique de l'écosystème. Les perturbations sont de différents ordres :

- purement physiques et mécaniques : l'apport de particules, l'augmentation du débit plus ou moins important en fonction de la taille du rejet et de celle de la rivière.
- physico-chimiques : la variation de température, du pH, de la conductivité, de la teneur en oxygène dissous, l'apport de composés carbonés, azotés et phosphorés, l'apport d'éléments susceptibles de se révéler toxiques pour les organismes aquatiques.
- biologiques : la perturbation des biocénoses découlant des modifications précédentes, l'apport de micro-organismes.

L'amplitude de ces perturbations et la distance nécessaire pour la restauration du milieu et le retour au niveau de qualité amont dépendent de l'état de dégradation du rejet ainsi que de son facteur de dilution.

L'objectif fixé pour le présent travail de thèse est de continuer les recherches déjà entreprises depuis quelques années au sein du PIREN-Seine concernant l'importance de la pollution en aval de rejets majeurs, en période estivale, quand les problèmes de qualité d'eau sont particulièrement cruciaux (faibles débits, températures élevées).

Dès le début du PIREN, des chercheurs se sont intéressés au suivi du panache des rejets d'Achères. On peut citer en exemple les travaux de Chesterikoff et al (1990 ;1991 ;1992 ;1993) qui ont permis de décrire notamment le comportement des MES, du phosphore, de l'azote et du COP (Carbone Organique Particulaire) à l'aval de la station d'épuration, afin de mieux comprendre le transfert de ces pollutions. Les travaux de Maldiney (1994) sur les caractéristiques physiques des particules, notamment à l'aval de la station d'épuration, ainsi que ceux de Mouchel (1996) sur le transport particulaire à l'aval des RUTP, ont abouti à une meilleure connaissance du comportement, de la taille et de l'origine des matières en suspension transitant dans le fleuve. Plusieurs mesures concernant l'effet du passage des bateaux sur les remises en suspension ont été entreprises au niveau de Maisons Laffitte (Sakiz et al., 1996) et permettent d'avoir des estimations sur les variations des contraintes de cisaillement au niveau du lit du fleuve.

Le comportement de la matière organique a aussi été étudié par Servais et al. (1994 ; 1997a) et Barriller (1992). La composition de la matière organique en terme de COTB (Carbone Organique Total Biodégradable), CODB (Carbone Organique Dissous Biodégradable) et de biomasse bactérienne d'une eau usée urbaine a été déterminée. Des relations avec la DBO5, variable mesurée en routine, ont également été recherchées. Les rejets des principales stations de l'agglomération parisienne ont été analysés au cours de quelques campagnes (Servais et al., 1999a et b). D'autres stations d'épuration situées en amont de l'agglomération parisienne sont en cours d'étude depuis 1999 (Le Réveillé, 1999). Par ailleurs, les développements méthodologiques visant à caractériser la fraction très rapidement biodégradable de la matière organique des effluents ont été poursuivis (Tusseau et al., 2000). Servais et al. (1991) ont quantifié les flux de matières organiques allochtones déversés dans le milieu naturel en temps sec par la station d'épuration d'Achères, alors que Servais et Garnier (1990), Garnier et al. (1992b) Servais et al. (1993) se sont intéressés aux caractéristiques et à l'abondance des bactéries issues des rejets. Ces travaux ont abouti à

la constitution de bilans de matière et à la représentation quantitative des différents processus qui agissent dans la Seine depuis l'aval de l'agglomération parisienne jusqu'à Poses, limite amont de l'estuaire.

Des mesures concernant la qualification et la quantification de la matière organique, le transport des particules et la toxicité des rejets vis à vis de l'activité phytoplanctonique ont aussi été réalisées à l'aval du rejet de Clichy par Seidl et al. (1996a et b ; 1998a et b).

En ce qui concerne le devenir de l'azote, la dynamique de croissance et l'activité des bactéries nitrifiantes ont été étudiées jusque dans l'estuaire (Brion, 1998 ; Billen et al., 1998).

A partir de ces mesures préalables, l'impact de la station d'épuration d'Achères ainsi que celui des plus gros rejets urbains de temps de pluie ont pu être modélisé afin de faire le lien entre les quantités estimées dans les rejets et la qualité de l'eau observée dans le milieu récepteur. On peut citer les travaux d'Even et Poulin (1993 ; 2001), d'Even (1995), d'Even et al (1996 ; 1998 ; 2000) ainsi que ceux de Simon et Mouchel (1993), Simon et al. (1994), Simon (1995) relatifs à l'étude de la dispersion des effluents du rejet de Clichy. La modélisation a permis en outre d'établir une hiérarchisation des processus dans différents contextes, que ce soit dans le temps (situation de temps sec ou de temps de pluie) ou dans l'espace.

Nous reviendrons plus en détail sur les résultats de ces études dans le chapitre 2.

Ces différentes approches ont montré notamment la difficulté d'échantillonner directement dans les RUTP et une certaine similitude des types de pollution dans les panaches des RUTP, d'une part, et dans les rejets quasi permanents des stations d'épuration d'autre part (caractéristiques des bactéries, de la matière organique, désoxygénation, comportement des MES…). Compte tenu de la difficulté d'échantillonner dans les panaches de RUTP, imprévisibles, la proposition de continuer à travailler en aval du rejet de la station Seine Aval a donc été adoptée pour l'avenir.

L'aval de la station d'épuration a été choisi comme site de référence pour plusieurs raisons :

- l'ampleur du rejet dégrade fortement le milieu en terme de pollutions organiques et azotées et constitue un impact particulièrement visible en terme d'oxygénation. La pollution métallique est également importante.
- de nombreuses études ont été réalisées par le passé et font que le site est bien documenté.
- le rejet est quasi permanent et son étude *in situ* est plus simple à mettre en œuvre que celle d'un RUTP.

Les différents travaux du PIREN-Seine ont montré que la pollution des rejets urbains en général est étroitement liée à la phase solide (Chesterikoff et al., 1998 ; Maldiney, 1994). De nombreux polluants et micro polluants, qu'ils soient d'origine métallique ou organique, sont fixés sur les particules fines, souvent agrégées, et transitent donc dans le milieu récepteur au gré de leur sédimentation et de leur remise en suspension (Thévenot et al., 1998). Or, les travaux d'aménagements des rivières pour les besoins de la navigation notamment, ont conduit à des transformations importantes de la morphologie du lit et des caractéristiques hydrodynamiques. Depuis l'amont de paris jusqu'à Rouen, le débit et la hauteur d'eau sont régulés grâce aux barrages écluses. Ils fragmentent le cours d'eau en une succession de biefs profonds, dans lesquels les vitesses d'écoulement sont très faibles et varient peu. Ainsi, le temps de transit des particules est augmenté et les matières solides se déposent pour l'essentiel en aval immédiat des rejets et contribuent à la dégradation de la qualité du milieu pendant plusieurs mois. Il devient alors important de cerner avec précision les processus entrant en jeu dans le transport solide des masses d'eau polluées afin d'aboutir à une estimation du temps de résidence des particules dans un bief donné, temps de résidence qui a une importance cruciale sur le développement ou non des processus de transformation de différents éléments et donc de l'impact des sédiments dans le milieu. Compte tenu des travaux précédents ayant permis de caractériser les MES *in situ* (Maldiney, 1994), ainsi qu'un certain nombre de paramètres déterminants dans le transport particulaire, et de travaux en cours relatifs à l'estimation des stocks et de leur âge (Bonté et al., 1999 ; 2000 ; 2001), un des objectifs du présent travail est de chercher à caractériser l'ensemble des processus participant au transport solide, d'établir leurs rôles respectifs et de valider notre approche à l'aide des mesures menées conjointement.

Outre le transport des particules fines à l'aval d'un rejet urbain, nous nous intéressons également à préciser les processus biologiques dominants à l'aval d'Achères, à savoir la dégradation bactérienne de la matière organique. Il a en effet été montré que les désoxygénations dans le champ proche (une dizaine de kilomètres) d'un rejet étaient essentiellement dues à la dégradation de la matière organique, tandis que les effets de la nitrification n'étaient visibles qu'à partir de plusieurs dizaines de kilomètres, soit, dans le cas de la Seine, dans l'estuaire (Chesterikoff et al., 1997). Lors de déversements suite à des orages, en période de bas débit, la dégradation de la matière organique peut même conduire à des anoxies responsables de mortalités piscicoles. En effet, dans la mesure où les bactéries et une fraction non négligeable de la matière organique se trouvent liées aux particules, au sein d'agrégats complexes, l'impact des processus biologiques est directement lié à la dynamique des MES. C'est cet effet couplé entre les processus biologiques et le transport de sédiment que nous allons chercher à préciser.

La forte hétérogénéité transversale de la masse d'eau à l'aval direct des rejets, ainsi que l'épaisseur très fine des dépôts sédimentaires frais, rendent les mesures délicates. L'application d'un modèle bidimensionnel capable de simuler les différentes classes de particules, de matière organique et de bactéries, à la fois dans la colonne d'eau et dans les sédiments récents, permet d'apporter des informations sur les flux échangés à l'interface eau-sédiment.

Pour répondre à ces questions, des données complémentaires ont été récoltées sur le site. La modélisation permet de synthétiser l'ensemble des connaissances acquises au cours des campagnes de terrain, de valider les concepts développés pour représenter les phénomènes et de nous mettre sur la piste des modifications à apporter pour améliorer notre compréhension de l'écosystème. Pour cela, une étape nécessaire est la confrontation des résultats du modèle avec les observations réelles.

Dans la mise en œuvre du modèle de qualité d'eau, nous avons poursuivi la démarche adoptée dans le cadre du PIREN-Seine et ayant jusqu'à présent donnée des résultats satisfaisants : les nombreux processus élémentaires intervenant dans le milieu récepteur sont décrits de façon détaillés. La cinétique des processus est estimée par l'expérimentation, puis ajustée dans les modèles lors d'une phase de calage consistant à accorder les résultats du modèle à un jeu de données. Le travail de validation consiste alors à vérifier la cohérence des résultats sur d'autres jeux de données. Enfin, lorsque le modèle est opérationnel, il peut être utilisé comme outil de gestion afin d'apporter des solutions cohérentes et envisageables pour réduire l'impact des rejets urbains sur le milieu naturel.

Ainsi, en fonction des considérations décrites ci dessus, trois aspects, étroitement liés, ont été traités lors de ce travail. Il s'agit d'étudier l'influence des rejets sur, d'une part, l'hydrodynamique du système, d'autre part, le transport des matières dissoutes et particulaires et, enfin, la dégradation de la qualité d'eau du milieu.

Concernant l'hydrodynamique, nous chercherons à estimer la variation spatiale du champ des vitesses induite par l'arrivée d'eau des émissaires, dont la vitesse est bien supérieure à celle de l'écoulement propre. Par la modélisation, nous avons accès à l'évaluation des grandeurs turbulentes propres au domaine : cisaillement au fond, énergie cinétique turbulente et taux de dissipation. Cette approche nous a permis de préciser l'ordre de grandeur de ces processus et leur hétérogénéité sur le secteur. Compte tenu de ces informations, nous avons pu réfléchir à des simplifications à adopter.

Une fois l'hydrodynamique correctement simulée, nous nous sommes intéressés aux processus de transport des matières dissoutes et particulaires. L'étude du transport par convection au fil de l'eau, de la dispersion longitudinale et transversale, de la déposition des matières en suspension et de leur remise en suspension à l'étiage a été considérée. Nous avons cherché à estimer le rôle de la navigation vis à vis du transport. Nous nous sommes intéressés également à quantifier les masses sédimentées, les zones de dépôt privilégiées et le temps de transit des matières en suspension dans le bief étudié en période d'étiage, à l'aide de différentes méthodes. Nous pourrons alors estimer l'âge moyen des sédiments déposés pendant un étiage.

Enfin, nous avons intégré ces connaissances nouvelles pour traiter la qualité de l'eau à l'aval des effluents. Quelle est le déficit en oxygène dissous induit par les rejets dans les dix kilomètres en aval de ceux ci, pour une période caractéristique des conditions d'étiage rencontrées en Seine à l'aval de Paris ? quels sont les processus dominant vis à vis de la concentration en oxygène dissous de la colonne d'eau ? Nous avons répondu à ces questions en quantifiant les flux d'oxygène produits ou consommés pendant

l'étiage par les divers compartiments responsables de ces flux. Des analyses de sensibilité ont été menées afin de montrer l'importance de certains paramètres sur la qualité de l'eau en période de bas débit.

Pour faire ce travail, compte tenu du temps nécessaire au développement d'un modèle et sachant que de nombreux outils existent actuellement sur le marché, nous avons choisi de prendre comme base de départ, un modèle performant du point de vue de la résolution des équations hydrodynamiques et du transport, et de nous consacrer à y apporter les modifications nécessaires pour le traitement du transport solide et de la qualité de l'eau, ce qui correspond aux objectifs que nous nous sommes fixés.

1.4 Organisation du document

Le document s'articule autour de trois parties :

La première partie est consacrée aux travaux antérieurs menés en matière d'étude de l'impact des rejets urbains. Le chapitre 2 porte sur la description de la zone d'étude et sur les principaux résultats obtenus dans le cadre du PIREN-Seine sur les rejets urbains de temps sec et de temps de pluie. Dans ce chapitre, nous fournissons aussi un aperçu de l'ensemble des modèles de rivière existant à l'heure actuelle traitant des problèmes de qualité d'eau. Nous expliquons alors pourquoi nous avons choisi le système de modélisation TELEMAC 2D d'Électricité de France pour mener à bien le reste de l'étude. Le chapitre 3 est consacré au système de modélisation TELEMAC 2D. On y développe le principe de résolution des équations de Barré de Saint Venant à deux dimensions et de l'équation de transport d'un traceur par la méthode des éléments finis. On s'attache à décrire les processus physiques simulés par le modèle de transport des particules cohésives d'Électricité De France, SUBIEF 2D, et comment ils sont traités. Puis, nous exposons les limites du modèle et décrivons les développements que nous avons effectué afin de pouvoir traiter les problèmes identifiés.

La deuxième partie expose le travail de développement réalisé. Le chapitre 4 est consacré à la mise en place d'un modèle multi-classes pour le sédiment superficiel et d'un module d'érosion utilisant une formulation énergétique et prenant en compte les effets de la navigation. Nous explicitons ensuite, dans ce même chapitre, les équations de qualité d'eau implémentées dans le modèle et traitant du cycle de l'oxygène associé à celui du carbone. Ce modèle de qualité est une version simplifié du modèle RIVE, adapté à notre secteur d'étude.

La troisième partie propose les résultats obtenus dans cette étude. On fournit dans le chapitre 5 les résultats concernant l'hydraulique et le transport dissous pour les régimes d'étiages permanents de septembre 1991 et juillet 1999. Le chapitre 6 concerne l'étude du transport particulaire à l'étiage. Le suivi tri-dimensionnel du panache réalisé pendant la campagne de terrain du 21 et 22 juillet 1999 nous a servi à caler le nouveau module d'érosion et à estimer les masses sédimentées sur les différentes portions du bief étudié. Les campagnes de carottages et le suivi des isotopes radioactifs de faible période de demi vie ont permis de valider notre approche. Nous avons aussi comparé les résultas du modèle concernant la localisation des dépôts avec ceux obtenus sur le site grâce à un échosondage latéral réalisé par une équipe des Ponts et chaussées de Blois. Nous avons ensuite utilisé deux méthodes distinctes pour évaluer le temps de résidence des particules : l'une basé sur le traçage d'un pic de pollution injecté en entrée du domaine et l'autre sur l'estimation directe du temps de résidence des particules transitant dans le bief et de celles déposées au fond par l'intermédiaire d'une variable « virtuelle », appelée Age, et reliée au transport des matières en suspension. Enfin, dans le chapitre 7, nous avons comparé les résultats du modèle de qualité d'eau développé dans le système TELEMAC avec ceux de ProSe 1D et à tubes de courant pour le régime transitoire des mois de juin et juillet 2000. Cela nous a fourni des informations importantes sur la validité des résultats issus de la modélisation, concernant les teneurs en oxygène du milieu et sur l'influence des hétérogénéités transversales des différents constituants du milieu sur la qualité de ce milieu. Ensuite, un régime permanent caractéristique des conditions de temps sec de la Seine à l'aval d'Achères a été modélisé pour permettre de quantifier, en terme de flux, l'importance des quatre processus qui contrôlent la teneur en oxygène dissous d'un écosystème aquatique (production par photosynthèse, consommation par activité hétérotrophe, échange avec l'atmosphère, échange avec les sédiments). Enfin, des analyses de sensibilité portant sur quelques paramètres cruciaux de la qualité ont été effectuées.

Partie I

Étude de l'impact des rejets urbains et système de modélisation TELEMAC 2D

Chapitre 2. Impacts de rejets urbains et transport de sédiments : le cas de la Seine

2.1 Le contexte

La zone d'étude se situe au nord-ouest de Paris et fait partie de la boucle du fleuve entourant la forêt domaniale de Saint-Germain-en-Laye, entre Maisons-Laffitte et Andrésy (CARTE IGN, 1991). C'est un tronçon de 11 km de long, débutant 1 km en amont des rejets de la station d'épuration d'Achères au point kilométrique 62[1] et se terminant par les barrages d'Andrésy et l'écluse de Dénouval au point kilométrique 72.4. Il inclue deux îles : l'île d'Herblay et l'île de Nancy (ou de Dénouval) (figure 2.1).

Figure 2.1. La zone d'étude. Echelle 1 cm pour 800 m.

Dans ce secteur, la Seine reçoit les déversements des trois canaux de fuite de la station d'épuration d'Achères ainsi que l'eau de l'Oise à Conflans.

La première tranche d'Achères, destinée à traiter une grande partie des eaux usées de l'agglomération parisienne, a été construite en 1938. Mais il fallut attendre 1954 pour que la nouvelle station soit correctement alimentée avec la mise en eau du collecteur Sèvres-Achères. Par la suite, le rythme de construction des tranches de la station s'est fortement accéléré ainsi que celui de la mise en eau des émissaires qui alimentent la station.

De nos jours, la station d'épuration traite près de 85% des eaux usées raccordées de l'agglomération parisienne. Sa capacité nominale est de 2.100.000 m^3 j^{-1} et son système de gestion (SCORE) permet maintenant de réguler les débits journaliers à l'entrée de la station, rendant ainsi possible d'atteindre la capacité de traitement annoncée. Les débits rejetés en Seine par temps sec varient faiblement, de 25 à 35 m^3 s^{-1}. Son rendement est d'environ 75% pour les matières organiques carbonées (80% pour la DBO5, 70% pour la DCO), et de 85 à 90% pour les matières en suspension (données SIAAP). Le traitement secondaire utilise le principe des boues activées (suivi d'un passage sur biolfiltre de nitrification pour une tranche pilote).

Chaque jour, en moyenne 90 tonnes de DBO_5, 250 tonnes de DCO et 75 tonnes de matières en suspension sont déversées en rive gauche, provoquant une forte dégradation du milieu, surtout à l'étiage, lorsque le débit des rejets avoisine le cinquième du débit du fleuve.

---

[1] Le pk 62 correspond à la convention du SNS.

Conversion Agence de l'Eau-SNS : $pk_{agence} = pk_{SNS} + 645$

Pour les métaux, le rendement de la station est moindre puisque ces derniers ne sont pas biodégradables. Le calcul d'un rendement, à partir des moyennes de concentrations totales sur eau brute à l'entrée et à la sortie de la station, est délicat du fait de l'existence de pics occasionnels 10 à 100 fois supérieurs aux valeurs médianes, en particulier à l'entrée de la station (Chesterikoff et al., 1998). Ces calculs de rendement aboutissent souvent à des valeurs supérieures au rendement d'épuration des matières en suspension. Or, les métaux étant particulièrement adsorbés sur les MES, la fraction métallique éliminée en cours d'épuration correspond grossièrement à celle qui est liée aux MES décantées. On peut ainsi donner un ordre de grandeur de la fraction métallique éliminée par la décantation des MES. Pour Pereira-Ramos et Carru (1989) cités dans Chesterikoff et al. (1998), les rendements pour le cuivre, le chrome et le plomb sont respectivement de 43, 52 et 58 % (données de 1989). Des chiffres voisins ont été donnés par l'exploitation détaillée des données du SIAAP (concentrations entrée/sortie des eaux brutes). Les rendements valent respectivement 50, 52 et 61 %.

Pour les micropolluants organiques, le rendement est très variable et dépend avant tout de la dégradabilité des produits. Ainsi, les polychlorobiphényles (PCB), peu biodégradables, subissent, comme les métaux, un abattement analogue à celui des MES. La fraction dissoute des PCB traverse la filière de traitement. Par contre, les hydrocarbures aromatiques polycycliques, biodégradables pour les plus légers, sont pratiquement éliminés en cours de traitement.

Enfin, l'élimination de la pollution azotée, rejetée au milieu récepteur sous forme d'azote ammoniacal et secondairement d'azote organique, est faible.

Depuis peu de temps, le Conseil Général d'Ile de France s'est engagé à réduire la taille de la station et à en diminuer les nuisances. Une politique de traitement de proximité des eaux usées a été engagée afin de réduire les transferts vers la station d'Achères : Valenton II, l'extension de Marne Aval et la station de Colombes en sont les premières réalisations. Les rendements concernant la pollution azotée et phosphorée sont améliorés.

Une étude de restructuration de la station a donc été menée par l'Agence de l'Eau en concertation avec la région et le SIAAP, qui a débouché sur les décisions suivantes :

- l'objectif 2015, accepté par tous, est désormais la refonte complète de la station avec la destruction des bassins d'épuration et l'adoption d'un système de biofiltres compacts, inodores et performants ;
- les volumes traités par Achères seront ramenés, dès 2004, à 1.700.000 $m^3 j^{-1}$, soit 400.000 m^3 de moins ;
- les bassins d'Achères III, source des plus fortes nuisances de la station, seront démolis à cette date (dès la mise en service de Valenton II) ;
- des travaux seront entrepris sur la station pour qu'à l'échéance 2005, les rejets de matières en suspension et de pollution carbonée soient diminués de moitié. Les rejets d'azote seront réduits d'au moins 2/3 et ceux de phosphore de 80 % ;
- enfin, le SIAAP étudiera des solutions alternatives au traitement des boues, recherche qui passera par la construction d'unités pilotes ;

Actuellement, le fonctionnement de Seine Aval en temps de pluie est limité. La station a la capacité de traiter, mais de façon dégradé, un débit de 70 $m^3 s^{-1}$ (30 $m^3 s^{-1}$ traités correctement, 40 $m^3 s^{-1}$ en traitement primaire seulement).

Les études antérieures réalisées sur la Seine à l'aval de la station d'épuration ont montré qu'en période de basses eaux, l'influence négative de la station d'épuration sur le milieu récepteur était non seulement très importante mais aussi très complexe. L'évolution du flux liquide, de la dynamique des suspensions, de la flore bactérienne et des sédiments est extrêmement rapide dans les premiers kilomètres après les rejets (Chesterikoff et al., 1991a).

2.2 Dynamique du panache des rejets d'Achères en Seine

2.2.1 Dispersion transversale des effluents

Une étude détaillée de la dispersion du flux liquide provenant des rejets a été menée dès septembre 1991 sur 15 km entre Maisons-Laffite et Poissy, sur 9 profils transversaux. Les conditions hydrauliques étaient les suivantes : 82 m^3 s^{-1} pour la Seine à l'amont de la station (étiage), 25 m^3 s^{-1} pour les rejets de la station. Pour chaque transversale étudiée, Chesterikoff et al. (1991a) ont prélevé des échantillons d'eau en continu et à vitesse constante d'une rive à l'autre, simultanément à 0.5, 2 et 4 m au dessous de la surface libre (les prélèvements ont été réalisés au moyen de trois pompes immergées, fixées à des perches montées sur le bateau. une sonde de conductivité y a également été fixée)

Les effluents d'Achères se caractérisent par une forte conductivité électrique au moment de l'étude (1070 $\mu S\ cm^{-1}$), en regard de la conductivité de la Seine en amont des rejets (518 $\mu S\ cm^{-1}$).

L'étude montre que, dans des conditions d'étiage, le mélange vertical des eaux est quasiment total 2 km en aval des rejets. Avant cette homogénéisation, la conductivité est toujours plus forte au fond qu'en surface, signe que les masses d'eaux issues d'Achères « plongent » à leur arrivée en Seine. Le mélange transversal ne s'opère que 13 km en aval, au niveau de Poissy, après réception de l'Oise et action du barrage d'Andrésy.

Un suivi du panache des effluents dans ce secteur, pour un débit d'étiage de 135 m^3 s^{-1} pour la Seine à l'amont des rejets, a également été réalisé dans le cadre de cette thèse (Martin et al., 1999). Nous présenterons les résultats détaillés de cette campagne dans le chapitre 6. Les résultats obtenus concernant la dispersion de la phase liquide peuvent être comparés à ceux de septembre 1991, la conductivité dans les rejets et en Seine étant quasiment identiques pour les deux périodes (respectivement 1150 et 550 $\mu S\ cm^{-1}$ pour juillet 1999) : l'homogénéisation verticale est atteinte 1.5 km en aval des rejets. Avant cette distance, la conductivité est la aussi plus forte au fond qu'en surface. L'homogénéité transversale est atteinte 7 km en aval des effluents. Le tableau 2.1 résume les résultats obtenus.

	Campagne du 09 sept 1991	Campagne du 22 juil 1999
Débit des rejets ($m^3.s^{-1}$)	25	24.5
Débit de la Seine amont ($m^3.s^{-1}$)	82	135
Conductivité des rejets ($\mu S\ cm^{-1}$)	1070	1100
Conductivité Seine amont ($\mu S\ cm^{-1}$)	518	550
Homogénéisation verticale (km)	2	1.5
Homogénéisation transversale (km)	13	7

Tableau 2.1. Dispersion des rejets d'Achères pour la campagne de septembre 1991 et de juillet 1999.

Ces résultats sont très importants car ils mettent en lumière plusieurs éléments, valables pour une période d'étiage :

- la dispersion des flux liquides issus des effluents a un caractère tri-dimensionnel quelques kilomètres seulement après leur arrivée en Seine ;
- la dispersion des flux liquides issus des effluents a un caractère bi-dimensionnel de 2 km jusqu'à une dizaine de kilomètres en aval du rejet. La longueur de mélange pour atteindre l'homogénéité transversale dépendra des conditions hydrauliques de la Seine à l'amont des rejets ;
- l'homogénéité totale n'est atteinte au mieux qu'à 1 km à l'amont du barrage d'Andrésy ;

2.2.2 Différences de comportement entre la phase dissoute et la phase particulaire

Le transit des masses d'eau polluées a été soigneusement étudié dans l'agglomération parisienne par l'expérimentation *in situ* et la modélisation. Simon et al. (1994) montrent notamment que la prédiction du comportement des matières dissoutes issues du déversement de Clichy nécessite l'utilisation d'un modèle hydraulique résolvant les équations de Barré de St Venant bidimensionnelles complètes, du fait de la forte hétérogénéité transversale des éléments dissous dans le bief étudié. Concernant le transport particulaire, on devra s'attacher à connaître de façon rigoureuse, d'une part les caractéristiques physiques des matières en suspension et, d'autre part, les contraintes de cisaillement au fond et la diffusion verticale, afin d'avoir une estimation correcte des flux de dépôt et de remise en suspension.

Il apparaît que la vitesse de chute des particules issues des rejets de temps de pluie est supérieure à celle des particules circulant en Seine habituellement. Les travaux de Tangerino (1994) ont permis notamment de faire cette distinction. Les vitesses de chute médianes sont de l'ordre de 1 m h^{-1} dans la Marne par temps sec alors qu'elles atteignent 2 m h^{-1} après un déversement d'orage. Le carbone organique est entraîné avec les particules dans leur chute (Mouchel, 1996).

Les métaux caractéristiques des RUTP (Cd, Cu, Pb, Zn) ont permis de démontrer que la pollution particulaire d'origine pluviale se dépose rapidement après les rejets (Seidl et al., 1996a) et contribue aux flux de pollution de temps sec, en étant progressivement resuspendue. Estebe et al. (1998) ont mesuré les concentrations métalliques contenues dans les suspensions de Chatou à l'aide de trappes et établissent que 90 % des MES issues du déversement par temps de pluie de Clichy ne sont pas passées à Chatou au moment du passage des masses d'eau issues de Clichy. La plupart des MES provenant du rejet a très rapidement sédimentée avant d'atteindre Chatou (situé 24 km en aval du déversement).

Bussy et al. (1994) montrent, à l'aide d'un bilan de ^{7}Be à la traversée de l'agglomération parisienne, que la perte apparente du radioélément au cours de son transit était trop forte compte tenu de sa période de demie-vie et du temps de séjour de l'eau. Ainsi, un stock complémentaire de ^{7}Be était nécessaire pour expliquer un temps de séjour dans le système supérieur au simple temps de résidence de l'eau. L'hypothèse a été émise qu'il s'agissait du ^{7}Be fixé sur des sédiments frais en constant remaniement.

Cette hypothèse a été vérifiée par les travaux de Bonté et al. (1999 ; 2000) concernant le suivi de radio-isotopes comme le ^{7}Be ou le $^{234}Th_{XS}$ en Seine, entre Andrésy et Poses sur une période de 15 mois (juillet 1999-septembre 2000). Les auteurs montrent que le stock de particules chimiquement « réactives », c'est à dire la somme des MES traditionnelles et des particules facilement remobilisables (PFM) est supérieur d'un à deux ordres de grandeur à la masse de MES qui sert communément de base aux études d'accumulation et de transport des polluants à forte affinité particulaire. Il est alors apparu que le stock sédimentaire total présent entre Andrésy et Poses et pour la période d'échantillonnage possédait un temps de résidence de 2 à 12 mois pour des débits moyens ou d'étiage (temps de résidence de l'eau compris entre 8 jours à l'étiage et 1.5 jours au maximum de la crue d'hiver). Ce constat a des implications vis à vis des flux de polluants sortants : le temps de résidence est long par rapport aux cinétiques de dégradation de certains polluants et le tronçon Andrésy-Poses pourrait se comporter comme un réacteur « biogéochimique » capable de modifier les fractions anthropiques labiles des éléments traces ou de certains composés artificiels.

Les différences de comportement entre les pollutions d'origine dissoute et particulaire sont très nettes. La pollution dissoute transite avec la masse d'eau. Plus l'écoulement est rapide et plus on retrouve cette pollution dans les secteurs avals du point de rejet. Pour la phase particulaire, les données sont différentes : les particules issues des rejets ont des vitesses de sédimentation très fortes et entraînent dans leur chute les matières en suspension provenant de l'amont par des processus de floculation. La pollution associé à ces particules se retrouve dans un premier temps à l'aval direct du point de rejet et occasionne par la suite, dans le milieu récepteur, des troubles importants, que ce soit par des phénomènes de consommation benthique ou par des remises en suspension. Les bactéries hétérotrophes, associées à la phase particulaire, se retrouvent dans les dépôts, qui sont un milieu propice à leur développement, et contribuent à l'appauvrissement de l'oxygène dissous de la colonne d'eau. L'estimation de flux de MES, de leur stockage et de la dynamique de leur transport (c'est à dire leur âge) dans les biefs avals des grands rejets urbains est indispensable si l'on cherche à évaluer l'impact de ces rejets sur le milieu naturel.

2.3 Caractérisation et dynamique des matières en suspension

2.3.1 Principales classes de matières

La granulométrie des particules rencontrées dans le milieu naturel est très variable. La figure 2.2 (Stumm, 1992) donne l'étendue de cette variabilité. La limite entre la phase dissoute et particulaire est fixée arbitrairement à 0.45 μm. Tout ce qui passe à travers un filtre à 0.45 μm fait partie de la phase dissoute. Cependant, l'étude de la répartition des éléments entre dissous et particulaire se complique par l'existence d'une fraction de solides très fins appelés colloïdes, qui passent à travers les filtres et sont difficilement séparables par centrifugation (Maldiney, 1994).

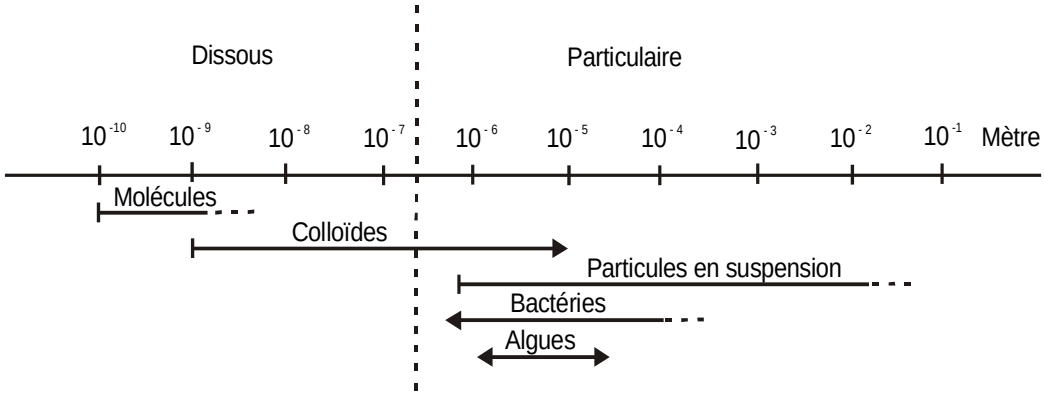


Figure 2.2. Spectre de taille des particules aquatiques.

2.3.2 Séparation dissous/particulaire pour la modélisation

Lorsque l'on cherche à évaluer le transport dissous et particulaire ayant lieu dans un cours d'eau, il faut choisir une limite de séparation pour ces deux états. Puisque les modèles utilisent les mesures comme données de référence, le même critère de séparation (0.45 μm) est adopté. On appellera donc dans la suite de ce document variables dissoutes, les variables dont la granulométrie est inférieure à cette limite. Ces composés n'auront donc pas de vitesse de chute et seront transportés par convection-dispersion. Les autres variables, appelées particulaires, seront elles aussi transportées par le courant mais auront en plus une vitesse de chute fonction de leur taille, de leur agrégation et de leur densité.

2.3.3 Granulométrie de la phase particulaire

L'évaluation de la granulométrie d'une population de particules naturelles dans l'eau est en réalité une mesure des plus complexes. Plusieurs techniques de mesure de la taille des particules existent (principe Coulter, diffraction laser, mesure directe au microscope). Ces techniques, ne mesurant pas la même donnée physique, peuvent donner des résultats différents lorsque les particules ont des formes très peu sphériques ou des distributions de taille multimodales (Meybeck et al., 1998).

A ces problèmes techniques s'ajoutent les problèmes de mesures rencontrés dans le milieu naturel : d'une part, puisqu'il existe plusieurs plages de tailles de particules (10^{-9} m pour les colloïdes jusqu'à 10^{-1} m pour les flocs), il faut échantillonner un très grand volume d'eau pour obtenir une évaluation statistiquement correcte de leur taille. D'autre part, les particules sont susceptibles de s'agréger ou de se désagréger rapidement en fonction des contraintes hydrodynamiques. Ainsi, pour mesurer la granulométrie *in situ*, on cherchera à éviter toute perturbation de l'échantillon. Au contraire, pour évaluer la granulométrie élémentaire, on cherchera à désagréger les particules au maximum.

Lorsque la granulométrie est effectuée au laboratoire à l'aide d'un Coulter Counter, on mesure en général le diamètre médian volumique des particules élémentaires (le diamètre médian volumique correspond au volume tel que les particules de diamètre inférieur à ce diamètre représente la moitié du volume total des particules). Maldiney (1994) constate que ce diamètre médian diminue d'amont en aval de la Seine. Les différences de diamètre entre les sites étudiés ne sont visibles que dans la partie amont du bassin de la Seine (jusqu'à la confluence avec l'Yonne, 100 km en amont de Paris). Au delà, toutes les

mesures donnent un diamètre médian de l'ordre de 13 μm. Les particules élémentaires apportées par les rejets d'Achères sont fines (augmentation du nombre total de particules mais diminution du volume total de la phase solide).

Lorsque la granulométrie est effectuée par filtration *in situ*, on mesure les diamètres bruts trouvés sur les filtres, qui ne prennent pas en compte le volume d'eau contenu dans les flocs, ni l'effet de la filtration (Maldiney, 1994). Ces diamètres sont inférieurs à la vraie taille des agrégats dans l'eau mais ils permettent de mettre en évidence d'éventuels processus d'agrégation. On observe alors que, dans la partie aval, les rejets de la station d'épuration d'Achères ont pour effet d'augmenter de façon très nette le diamètre médian (brut) qui passe de 200 à 350 μm entre la Frette et Conflans. Maldiney (1994) explique que la matière organique apportée par Achères sert de liant, voire de support, aux flocs qui se développent à l'aval. Un processus de floculation est donc présent à l'aval de la station Seine Aval.

Les résultats ci dessus sont confirmés par Meybeck et al. (1998) qui constatent qu'à l'aval d'Achères, le diamètre médian volumique des particules élémentaires est d'une dizaine de microns alors que celui des agrégats se situe entre 200 et 400 μm.

Dans le cadre du programme PIREN-Seine, Le CEREVE a développé un dispositif d'étude de flocs *in situ*, le MEFS (Module d'Exploration du Fond de la Seine), en collaboration avec l'École des Mines de Paris (O'Riordan et al., 1996a). Le MEFS est équipé d'un vélocimètre acoustique tri-dimensionnel (Sontek ADV), d'un système de pompage (pour les mesures de température, des paramètres chimiques et des matières en suspension) et d'une caméra équipée d'un endoscope pour l'évaluation de la taille des agrégats. Fixés sur le cadre mobile d'une structure métallique, les appareils permettent de recueillir des données dans la colonne d'eau, à proximité immédiate du fond. Ce type d'appareillage a permis de déterminer, entre autre, la taille des macroflocs présents en Seine et proches du fond sur différents sites (mesures quasi impossible en laboratoire de part la grande fragilité des macroflocs) en relation avec une estimation de la turbulence (mesures de vitesses). Dans le cadre du programme Seine-Aval, les chercheurs ont trouvé dans la partie amont de l'estuaire des diamètres médians volumiques compris entre 200 et 300 μm (Seine aval, 1996). Pour la Seine à l'aval immédiat de Paris, O'Riordan et al. (1996b) trouvent des diamètres médians de l'ordre de 200 μm.

2.3.4 Masses volumiques et teneur en eau

D'après Chebbo & Bachoc, (1992), la masse volumique sèche des suspensions (mesurée directement au pycnomètre à air) varie entre 1.7 (particules supérieures à 100 μm) et 2 $g\,cm^{-3}$ (particules plus petites) dans les rejets urbains de temps de pluie avec un minimum de 1.3 $g\,cm^{-3}$ pour les suspensions d'un collecteur à Marseille. Les valeurs de masse volumique sèche estimées par Maldiney (1994) sont très variables et peuvent descendre jusqu'à 1.2 $g\,cm^{-3}$.

Les masses volumiques des différents composants de la matière organique sont variées, pouvant aller de 1.3 $g\,cm^{-3}$ (protéines) à 1.7 $g\,cm^{-3}$ (pour les acides nucléiques).

A l'aval de Paris, Bussy & Estèbe (1993) ont trouvé des valeurs de masse volumique sèche de 2.1 et 2.6 $g\,cm^{-3}$ pour les sédiments du fond de la Seine. Des valeurs plus faibles, de l'ordre de 1.3 à 1.6 $g\,cm^{-3}$, ont été déterminées pour la couche superficielle des sédiments à l'aval de la station d'épuration d'Achères lors de la campagne de mesures du 5 juillet 2000 (Martin & Sogon, 2000), avec des teneurs en eau variant de 80 à 95 %.

Par des techniques de mesures par filtration *in situ*, Maldiney (1994) relie le diamètre des flocs à la teneur en eau volumique. Pour des flocs de diamètre égal à 300 μm, la teneur en eau estimée est de l'ordre de 90 %. Estebe et al. (1993) donnent des teneurs en eau massique de l'ordre de 70 à 80 % pour les suspensions dans les trappes installées en Seine à Suresnes et Chatou. La masse volumique d'un floc de teneur en eau égale à 85 % est comprise entre 1.03 (densité sèche de 1.2) et 1.15 $g\,cm^{-3}$ (densité sèche de 2).

Toutes ces mesures et estimations de masse volumique et de teneur en eau vont nous permettre de définir, dans le modèle, les caractéristiques physiques des éléments qui constituent le milieu.

2.3.5 Vitesse de chute des particules

La vitesse de chute est un paramètre important du transport des particules car elle permet d'estimer un flux de dépôt dans un bief considéré.

Il existe une différence importante entre la vitesse de disparition apparente des MES dans la colonne d'eau et la vitesse de chute théorique de ces MES qui peut être calculée en fonction de la taille et de la densité des particules (formule de Stokes ou de Newton par exemple). Par temps sec, en aval des rejets d'Achères, Maldiney (1994) a observé une vitesse de chute apparente des MES de 0.1 m h^{-1}, alors que la vitesse de chute théorique calculée à partir de la granulométrie est de l'ordre de 0.8 à 1.3 m h^{-1}. Maldiney (1994) constate de plus que, plus le débit est grand, plus la différence entre la vitesse de sédimentation apparente et la vitesse de chute théorique est grande.

Puisque dans le modèle nous allons intégrer de façon explicite les processus de remise en suspension, il est indispensable de choisir des vitesses de chute pour les variables particulaires calculées à partir de la granulométrie des matières en suspension et non une vitesse de disparition apparente des MES dans la colonne d'eau.

Maldiney (1994) a estimé une vitesse de chute moyenne, toutes classes de particules confondues : en aval de Paris et pour une masse volumique sèche de l'ordre de 1.1 g cm^{-3}. Elle trouve une valeur de 1.1 m h^{-1} en utilisant la formule d'Oseen. Cette estimation est cohérente avec les vitesses de chute médianes de temps sec de 1 m h^{-1} obtenues par Tangérino (1994). Le tableau 2.1 montre les résultats obtenus pour les vitesses de chute théoriques qui découlent du calcul de la vitesse de Stokes pour laquelle la teneur en eau des flocs a été prise en compte.

Masse volumique sèche ($g\ cm^{-3}$)	Diamètres (μm)			
	70	100	150	200
1.2	0.41	0.66	1.15	1.69
1.5	1.02	1.65	2.86	4.23
2.0	2.03	3.30	5.72	8.47

Tableau 2.2. Vitesses de chute estimées des flocs à partir de la formule de Stokes. D'après Maldiney (1994).

A partir de ces expériences et des estimations par le calcul des vitesses de chute moyennes des particules présentes en Seine à l'aval de la station d'épuration, on pourra attribuer aux différentes classes de particules du modèle de qualité d'eau (algues, matières organiques, bactéries, matières en suspension minérales) des masses volumiques sèches et des vitesses de chute moyennes appropriées. L'objectif est de représenter correctement les différents flux de sédimentation.

2.3.6 Dynamique des suspensions à l'étiage

Les MES transportées à l'étiage dans le milieu naturel ne sont pas de même nature que celles transportées à haut débit. Les teneurs en COP exprimées en % des MES décroissent d'un facteur 3 environ lorsque les MES augmentent avec le débit de 5 à 50 mg l^{-1}. Ceci a été observé sur 5 stations de part et d'autre de l'agglomération parisienne pendant l'année hydrologique 1994-1995 (Idlafkih et al., 1996). Cette décroissance du COP avec les MES a aussi été montrée par Meybeck (1982). Elle est expliquée par la plus forte participation de particules peu ou pas organique lors des épisodes de crues les plus érosifs alors qu'en basses eaux, la quantité de matières organiques est plus importante et à pour origine les algues et les macrophytes ou encore les rejets urbains (Servais et al., 1998).

Au cours de la campagne du 23 avril 1992, à l'aide d'une méthode par filtration *in situ* et de l'utilisation d'une sonde multi-paramètres, Maldiney (1994) montre qu'entre la Frette et Conflans (amont-

aval des rejets), la teneur en MES diminue fortement en surface mais augmente significativement au fond. Les particules en suspension issues d'Achères sédimentent mais elles provoquent aussi le dépôt des particules provenant de l'amont. Les particules qui sédimentent sont légèrement plus grosses que celles qui restent en surface et sont surtout plus denses (masse volumique apparente de 1.8 g cm^{-3} au fond à Conflans contre 1.1 g cm^{-3} en surface). Deux processus semblent se développer à l'aval des rejets : d'une part un processus de sédimentation des particules les plus décantables et d'autre part le développement de flocs très peu dense en surface.

Maldiney (1994) montre de plus que la vitesse de chute calculée à partir de la granulométrie des matières en suspension est très supérieure à la vitesse de disparition des MES dans la colonne d'eau. Il semble alors que ce soit la diffusion turbulente et/ou des processus d'érosion simultanés aux processus de dépôt qui expliquent cette différence observée. Chesterikoff et al. (1991) proposent des explications similaires : d'abord localisées en rive gauche, juste à l'aval des rejets, les matières en suspensions sédimentent du fait du brusque freinage des effluents dans la Seine. Puis, la dispersion transversale s'effectue lentement par les couches relativement profondes et les particules atteignent petit à petit le centre du chenal, puis la rive droite, en se déposant en une couche très fine et facilement remobilisable. L'intense trafic fluvial vient alors perturber cette sédimentation en générant au niveau du lit des turbulences locales très intenses. Les MES transitent alors dans le bief, au gré de phases de dépôt et de remises en suspension.

Pour vérifier ces hypothèses, plusieurs mesures de l'effet du passage des bateaux ont été entreprises au niveau de Maisons Laffitte (Sakiz et al., 1996) et dans l'estuaire de la Seine (Andrier, 1999 ; Seine aval, 1996) à l'aide du MEFS, décrit au § 2.3.3. Cet appareil permet de mesurer les fluctuations des profils de vitesses proche du fond dans les trois directions et les fluctuations de la concentrations en MES. Il apparaît au travers de ces mesures que le passage des bateaux, en période de bas débit, engendre des érosions locales très intenses du matériel particulaire récemment déposé. Les vitesses au fond sont modifiés dans les trois directions (principalement les deux directions horizontales) et les contraintes de cisaillement au fond sont alors augmentées. Andrier (1999) montre que, lorsqu'il existe du matériel particulaire facilement remobilisable, une relation quasi-linéaire semble relier l'intensité de l'érosion à la quantité de frottement dissipée au fond. La navigation semble être responsable de l'apparition des phénomènes de fort cisaillement et le moteur principal de l'érosion en période d'étiage. Sakiz et al. (1996) ont pu mesurer dans le secteur de Maisons Laffitte de très nettes variations du frottement turbulent de Reynolds (corrélation des fluctuations de la vitesse verticale et horizontale : $-\overline{u'w'}$) lors du passage des plus gros bateaux les plus chargés. On atteint dans le chenal de navigation et en rive gauche des tensions de Reynolds respectivement de 10 N m^{-2} et 6 N m^{-2} alors qu'elles ne valent que 1 N m^{-2} en l'absence de bateaux. Les plus forts cisaillements turbulents au voisinage du fond donnent également lieu à une très forte augmentation des concentrations en MES. L'ensemble des valeurs mesurées montre que cette resuspension est très nette à partir de frottements au voisinage du fond de l'ordre de 3 N m^{-2}, soit environ pour un bateau sur quatre. Pour de tels évènements, les excédents de concentration en MES mesurés à 10 cm au dessus du fond varient de 50 à 100 mg l^{-1}. Une évaluation encore grossière montre que le flux d'érosion est de l'ordre de grandeur du flux de sédimentation évalué en Seine à partir des mesures de vitesses de chute en eau calme.

Les résultats de ces différentes études montrent que le principal moteur de remobilisation des sédiments frais est, à l'étiage, la navigation. Un des objectifs de ce travail de thèse est alors de modéliser finement ce processus, afin de quantifier les stocks érodés et de comprendre leurs implications dans le fonctionnement de l'écosystème.

Chesterikoff et al. (1993) estiment le flux de MES apporté par les rejets à 1.125 kg s^{-1}. Ils observent alors, à l'aide de trappes à sédiments, un flux de sédimentation entre la Frette et Conflans de l'ordre de 1.5 kg s^{-1} pour un débit à la Frette de 120 m^3 s^{-1}. Avec les mêmes moyens de mesures, Maldiney (1994) trouve un flux de sédimentation de l'ordre de 0.5 kg s^{-1} dans le même bief pour un débit plus important de 200 m^3 s^{-1}.

La campagne du suivi tridimensionnel du panache d'Achères, réalisée en juillet 1999 confirme une sédimentation nette des suspensions dans le domaine d'étude. Nous en discuterons plus en détail dans le chapitre 6.

2.3.7 Première caractérisation des sédiments en Seine et à l'aval d'Achères

On appelle vase ou crème de vase la fine pellicule qui recouvre le sédiment tassé et plus ancien et qui provient de la déposition récente des particules fines et des flocs issus de la colonne d'eau. La hauteur de cette pellicule peut varier, en fonction des conditions hydrodynamiques, de quelques millimètres à quelques dizaines de centimètres. Sa teneur en eau est très importante : rarement plus faible que 80 %, elle peut atteindre 98 %.

Dans le milieu benthique, on s'intéresse avant tout à caractériser la dégradation de la matière organique et à estimer les flux échangés avec la colonne d'eau en terme d'oxygène, d'azote et de phosphore. La forte concentration particulaire favorise la fixation des bactéries et leur développement (Daumas, 1989). Les sédiments interviennent donc dans la reminéralisation de la matière organique et dans le cycle de l'azote à travers les processus de nitrification (zone oxygénée) et dénitrification (zone anoxique). Les processus de nitrification et de dégradation bactérienne sont importants pour la consommation d'oxygène.

Chesterikoff et al. (1992) ont réalisé en 1992 une cartographie des sédiments de Seine. Les prélèvements ont été réalisés à la benne sur 75 transversales du pont d'Ivry à Mantes la Jolie (112 km), avec un espace moyen d'environ 1.5 km. Chaque échantillon a permis de caractériser les sédiments d'un point de vue granulométrique et minéralogique. Les chercheurs ont aussi procédé à la détermination des matières organiques, de l'azote ammoniacal et du phosphore total. Concernant l'aval immédiat des rejets d'Achères (jusqu'au barrage d'Andrésy), les caractéristiques des sédiments sont les suivantes :

- 34 % des échantillons sont constitués à plus de 90 % de particules fines de taille inférieure à 100 μm. A l'inverse 29 % des échantillons ne possèdent aucune particule inférieure à 1000 μm. Pour le reste des échantillons, les particules fines de taille inférieure à 100 μm représentent entre 15 et 80 % de la granulométrie de l'échantillon ;
- la weddelite, qui est un des constituants majeurs des calculs rénaux, se retrouve dans les échantillons prélevés à l'aval immédiat des rejets (Achères et Valenton) ce qui montre que les particules issues de ces rejets sédimentent dans cette zone ;
- après les rejets, le COP, rapporté à la fraction inférieure à 100 μm, passe à plus de 14 % alors qu'il était à 6.5 % à l'amont des rejets. Les chercheurs ont constaté que le pourcentage de COP dans les sédiments diminuait très rapidement pour atteindre 8 % à Conflans. La dégradation bactérienne de la matière organique semble donc se poursuivre de façon intense dans les couches superficielles du fond de la rivière ;
- l'eau interstitielle des sédiments, dans le secteur considéré, est 100 fois plus concentrée en azote ammoniacal que l'eau de la rivière à l'étiage (Chesterikoff et al., 1990). Environ 50 % de l'azote ammoniacal du sédiment se trouve dans l'eau interstitielle, et cette proportion est nettement supérieure à 50 % à l'aval immédiat des rejets.

Toutes ces informations permettent de dresser un premier tableau concernant la dynamique des sédiments dans notre zone d'étude à l'étiage : les huit kilomètres qui séparent les effluents d'Achères de Conflans sont le siège d'une intense sédimentation des MES. Pour la période échantillonnée (octobre 1991), près de 50 % du flux entrant au niveau des effluents manque à Conflans, soit 137 $t\ j^{-1}$. Chesterikoff et al. (1991) calculent que, si l'on considère une densité des MES de 2 et une teneur en eau interstitielle de 75 %, un dépôt de 480 m^3 se forme par jour dans les huit kilomètres considérés. Pour une sédimentation homogène, cela représenterait un dépôt de 0.37 $mm\ j^{-1}$. Cette très faible épaisseur de dépôt rend difficile son analyse *in situ* mais a un rôle important sur la qualité de la colonne d'eau. Nous allons évidemment chercher, dans la suite de ce travail, à comparer ces résultats avec ceux obtenus par le modèle pour une période d'étiage quasi identique (chapitre 6).

Les couches superficielles possèdent une activité importante (activité bactérienne, bioturbation) (Wetzel, 1983 cité dans Even, 1995). En Seine, différentes techniques ont été utilisées afin d'estimer les échanges de cette couche superficielle avec la colonne d'eau.

Une estimation des flux échangés à l'interface eau-sédiment a été réalisée à l'aide de cloches à sédiments entre 1990 et 1992 sur trois sites (Maisons Laffitte, bac d'Herblay à l'aval des rejets de Seine Aval et Porcheville) et à des périodes différentes (Chesterikoff et al., 1990 ; Chesterikoff et al., 1991 ; Garban et al., 1992). En corrélation avec ces mesures, des sondes à dialyse et des carottages ont été effectués (Garban et al., 1992) permettant de déterminer la granulométrie, l'humidité et la composition des particules et de l'eau interstitielle.

Au niveau du bac d'Herblay, la répartition granulométrique en septembre 91 est équitable entre les particules de diamètre inférieur à 50 μm, celles de diamètre compris entre 100 et 200 μm et celles de diamètre compris entre 200 et 500 μm (pour une hauteur de dépôt prélevés de 25 cm). Pour l'eau interstitielle, la concentration en ammonium, augmentant avec la profondeur, est 2.5 à 10 fois supérieure à celle obtenues à Maisons Laffitte et Porcheville avec des teneurs moyennes de 440 à 500 mg l^{-1}. Le même rapport est observé pour les orthophosphates avec des concentrations de l'ordre de 20 à 25 mg l^{-1}. Le flux d'oxygène de la colonne d'eau vers les sédiments a été estimé à 3500 $mgO2.m^{-1}.j^{-1}$ avec une valeur exceptionnelle autour de 7000 $mgO2.m^{-1}.j^{-1}$ en septembre 1991. Une valeur moyenne de 2500 à 4000 $mgNH4\text{-}N.m^{-2}.j^{-1}$ a été estimée pour le flux d'ammonium produit par les sédiments. Concernant le phosphore, le flux relargué par les sédiments a été évalué à 250- 500 $mgPO4\text{-}P.m^{-2}.j^{-1}$. L'ensemble de ces résultats est exposé dans le tableau 2.5 et a permis d'estimer et de caler certains paramètres du module de sédiment VENICE couplé au modèle biogéochimique de la colonne d'eau, RIVE (Even, 1995). Mais il faut noter que ces prélèvements ponctuels ne sont pas forcément représentatifs du bief étudié. Entre Maisons-Laffitte et Andrésy, les caractéristiques des sédiments varient en fonction des caractéristiques des particules qui les composent et de leur répartition spatiale : il est fort probable qu'une couche de vase située en rive gauche, à l'aval immédiat des rejets n'ait pas du tout la même composition qu'un banc de sédiments fins placé en rive droite. Toutefois, ces études permettent de caractériser les sédiments composés en majeure partie des suspensions provenant des effluents (le bac d'Herblay se situant en rive gauche à quelques centaines de mètres du dernier canal de déversement).

Ce type d'expérimentation n'apporte pas de précision sur le temps de séjour des suspensions au fond, ni sur les hauteurs de dépôt des zones à forte sédimentation. Le recours à la modélisation est un moyen de répondre à ces questions en utilisant les séries d'observations *in situ* pour caler et valider les approches faites quand aux processus simulés.

Date	Juin 90	Mars 91	Mai 91	Sept 91	Mars 92	Sept 92
Granulométrie moyenne						26% (200 < d_{50} < 500 μm)
						29% (100 < d_{50} < 200 μm)
						33% (d_{50} < 50 μm)
Porosité						
0-5 cm					69.2	68.8
5-25 cm					60.5	61.8
Perte au feu (525 °C)					13	11
PO4-P (mg g^{-1} ss)					3.4	3.15
Ptot (mg g^{-1} ss)					3.7	3.4
NH4 part (mg g^{-1} sb)						
0-5 cm						0.123
5-25 cm						0.411
moyenne					0.305	0.251
C/N (mgC/mgN)						
0-5 cm					8.5	9.8
5-25 cm					10.9	9.7
moyenne					9.7	9.7
Flux échangés						
O2 (gO_2 m^{-2} j^{-1})	3.3	3.3/2.3	2.1	7.7/3.0	1.9	3.3/2.2
PO4 (gP m^{-2} j^{-1})		-1.5/-0.2	-1.1/-0.5	-2.8/-1.1	-0.5	-0.3
NH4 (gN m^{-2} j^{-1})		-2.5	-9.5/-9.2	-2.3/-1.1	-4.7	-0.5
NO3 (mgNO3-N m^{-2} j^{-1})		0.3	0.2	0.8/0.1	1.2	2.5/8.7

Tableau 2.3. Caractérisation des sédiments au niveau du bac d'Herblay à 6 périodes différentes. La perte au feu représente le contenu en matière organique. Les rapport C/N obtenus sont caractéristiques d'un matériau facilement dégradable. Les flux échangés sont comptés positifs dans le sens de l'eau vers les sédiments. ss =sédiment sec ; sb = sédiment brut. Tiré de Even (1995) et Chesterikoff et al. (1992).

2.4 Pollution organique et désoxygénations

2.4.1 La pollution organique

Les apports de matière organique par les rejets urbains constituent la source principale de carbone organique dans les secteurs de fleuve soumis à une forte pression humaine. Le tableau 2.4 donne les teneurs moyennes en matière organique dans les eaux en entrée et en sortie après traitement, des trois principales stations d'épuration parisiennes ainsi que les flux en fonction du débit moyen annuel de ces stations.

	entrée							sortie					
	Débit	MES	MES	DCO	DCO	DBO	DBO	MES	MES	DCO	DCO	DBO	DBO
	$m^3 j^{-1}$	$mg\ l^{-1}$	$t\ j^{-1}$	$mg\ l^{-1}$	$t\ j^{-1}$	$mg\ l^{-1}$	$t\ j^{-1}$	$mg\ l^{-1}$	$t\ j^{-1}$	$mg\ l^{-1}$	$t\ j^{-1}$	$mg\ l^{-1}$	$t\ j^{-1}$
Valenton	313000	300	94	511	160	202	63	42	13	72	23	12	4
Achères	2100000	273	573	378	794	175	367	35	73	130	273	38	80
Noisy Le Grand	31300	346	10	553	17	279	9	70	2	169	5	78	2

Tableau 2.4. Teneurs et flux en matières organiques en entrée et en sorties des principales stations d'épuration de l'agglomération parisienne pour l'année 1995. Données SIAAP. Tiré de Servais et al. (1998).

La construction des filières de traitement a permis de réduire, à partir des années 1970, les flux de matière organique déversés dans le milieu récepteur. Cependant, les rejets des eaux usées domestiques continuent d'avoir un impact observable sur la qualité des eaux des rivières, notamment en Seine, de part la petitesse du fleuve comparée à l'importance de l'agglomération parisienne.

Des études antérieures (Servais et al., 1994) ont permis d'établir des relations permettant d'estimer au moins grossièrement la composition de la matière organique en terme de COTB (carbone organique total biodégradable), CODB (carbone organique dissous biodégradable), COPB (carbone organique particulaire biodégradable) et de biomasse bactérienne d'une eau usée urbaine, à partir de la connaissance des quelques variables mesurées par les traiteurs de l'eau. Ainsi, une bonne corrélation a été obtenue entre le COTB et la DBO_5 avec un rapport moyen COTB/DBO_5 de 0.35. Une bonne corrélation a aussi été établie entre le COPB et le COTB.

Pour les rejets urbains de temps sec, la fraction particulaire de la matière organique biodégradable est en moyenne de 42 % dans les eaux traitées contre 62 % dans les eaux brutes, traduisant une élimination préférentielle du COP dans la filière de traitement. Le CODB peut alors être obtenu par différence, il vaut donc 58 % pour les eaux traitées (contre 38 % pour les eaux brutes). En moyenne, dans les eaux brutes et traitées, la biomasse bactérienne représente 7 % du COTB pour les bactéries de taille supérieure à 1 μm et 1 % du COTB pour les bactéries de taille inférieure (Garnier et al., 1992a). On distinguera aussi à l'intérieur de la matière organique biodégradable, différentes classes de dégradabilité : fortement labile et moyennement labile. Des détails à ce sujet seront donnés dans le chapitre 4.

Une étude des rejets de temps sec et de temps de pluie a été menée en diverses stations sur le réseau d'assainissement de Boulogne en 1994 et 1995 (Seidl et al., 1996a ; 1998b ; Servais et al., 1999b). Boulogne est situé sur la rive droite de la Seine, juste en aval de Paris, et sa densité de population est comparable à celle de Paris. Le bassin étudié, de 43 ha, est constitué d'un collecteur ovoïde de faible pente, qui draine plusieurs sous bassins pour lequel des échantillons d'eau ont été réalisés. L'ensemble du réseau d'assainissement de Boulogne (environ 4 km²) a, de plus, été échantillonné. Plusieurs évènements de pluie et de périodes de temps sec ont été étudiés. La biodégradabilité des effluents de temps de pluie et de temps sec a été comparée. Les résultats obtenus vont dans le sens d'une dégradabilité de la matière organique plus faible en temps de pluie qu'en temps sec. Un exemple de spéciation de la matière organique réalisé sur le bassin, pour une pluie du soir assez forte, montre que la contribution de la fraction dissoute est légèrement plus élevée en temps sec qu'en temps de pluie, avec la moitié dégradée en 5 jours en temps sec contre un tiers par temps de pluie.

Mais la différence de biodégradabilité entre temps sec et temps de pluie n'est pas particulièrement marquée lorsque l'on compare le rapport COTB/COT de l'ensemble des mesures effectuées à Boulogne. Ce

rapport vaut en moyenne 0,74 ± 0,10. Le pourcentage de matière biodégradable n'est pas non plus significativement différent pour la fraction dissoute (75 ± 16 %) et la fraction particulaire (72 ± 10 %).

La biomasse bactérienne hétérotrophe a également été caractérisée dans les rejets à Boulogne. La variabilité des résultats est assez élevée (valeurs comprises entre 0.1 et 6 mgC l^{-1}) et ceux ci ne permettent pas de distinguer de différence significative entre le temps sec et le temps de pluie dans le bassin. Par contre, en comparant les résultats obtenus à Boulogne et à Clichy à ceux obtenus antérieurement à Achères (Servais et al., 1995b ; 1999a et b), des différences très notables ont été observées à l'échelle du réseau d'assainissement. La biomasse constituait 1.8 % du COTB à la sortie du réseau d'assainissement de Boulogne, 4.5 % à Clichy et presque 6 % à l'arrivée sur la station Seine Aval. La quantité de biomasse présente, par unité de carbone organique biodégradable présent, augmente donc avec l'accroissement du temps de séjour dans le réseau. Ceci peut être interprété comme une croissance bactérienne au détriment de la matière organique biodégradable durant le transit de l'eau dans le réseau. La contribution des bactéries de taille supérieure à 1 µm va également croissante dans le réseau. Ces résultats semble montrer que la biomasse bactérienne est une caractéristique du réseau plutôt que des eaux usées (Servais et al., 1998).

Les flux les plus importants de matière organique allochtone déversés dans le milieu naturel en temps sec proviennent de la station d'épuration d'Achères. Pour l'étiage d'Octobre 1989, Servais et al. (1991) montrent que le COD passe de 3 mgC l^{-1} à l'amont des rejets à 5.5 mgC l^{-1} juste en aval (figure 2.3). La fraction biodégradable augmente encore plus en passant de 0.5 à près de 2 mgC l^{-1}. On observe une diminution rapide du COD au barrage d'Andrésy qui perd près de 1 mgC l^{-1}. Cette disparition résulte à la fois de la dégradation bactérienne et de la dilution par l'Oise. L'évolution du COP montre également une brusque augmentation à l'aval d'Achères en passant de 3 à 5 mgC l^{-1} (figure 2.3). Sa décroissance, dix kilomètres après Achères, est encore plus grande que pour le COD. Aux processus de biodégradation et de dilution par l'Oise, il faut ajouter la sédimentation qui, à bas débit, est un processus majeur d'élimination de la matière organique particulaire dans la colonne d'eau.

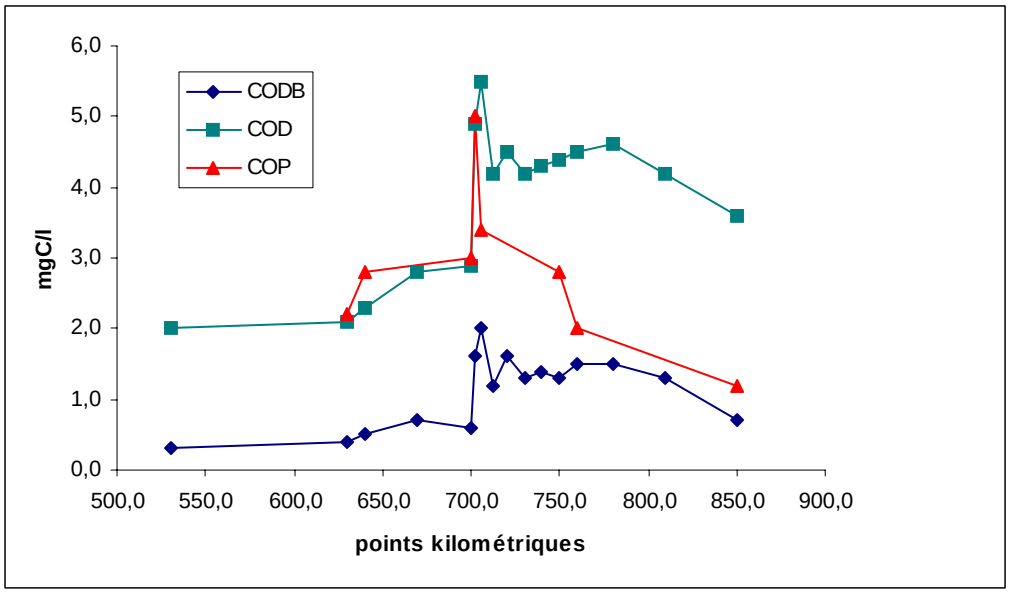


Figure 2.3. Profil longitudinal du carbone organique dissous, de sa fraction biodégradable et du carbone organique particulaire dans la Seine (9 au 12 octobre 1989 ; débit de la Seine : 160 $m^3.s^{-1}$. Les rejets de la station d'Achères se trouvent au pk 708. D'après Servais et al. (1991)

Dans les eaux traités de la station d'épuration, Garnier et al. (1992a) ont dénombré une quantité importante de bactéries, de l'ordre de 5 10^{10} à 1 10^{11} l^{-1} alors que dans la Seine en amont de Paris, ils ont compté 2 à 4 10^9 bactéries par litre, par une technique de microscopie à épifluorescence. Ainsi, les profils longitudinaux de biomasse bactérienne effectués à différentes périodes de l'année se caractérisent systématiquement par une augmentation très importante de la biomasse à l'aval immédiat de la station d'épuration. Servais et al. (1993) montrent qu'à l'amont d'Achères, les petites bactéries (< 1 μm) forment la quasi totalité de la biomasse, alors qu'à l'aval immédiat des effluents de la station, 75 % de la biomasse se trouve sous forme de grosses bactéries. Les rejets apportent donc à la rivière un grand nombre de

bactéries allochtones, qui ont un biovolume moyen trois fois plus élevé que celui observé à l'amont et à l'aval du secteur étudié.

Entre le 09 et le 12 octobre 1989 par exemple, Servais & Garnier (1990) mettent en évidence un accroissement spectaculaire de l'abondance bactérienne dans le tronçon situé à l'aval de Paris et plus précisément après le mélange avec les effluents de la station d'épuration d'Achères. A cette période, le débit des rejets d'Achères représentait 36 % du débit de la rivière (estimé à 84 $m^3.s^{-1}$). La diminution de l'abondance bactérienne est rapide et se produit sur une distance d'à peine 40 à 50 km.

Dans les conditions hydrologiques d'octobre 1989, la disparition des grosses bactéries provenant d'Achères est très rapide. Cette population est soumise à des processus de disparition plus intenses que les populations de plus petite taille. Ces grosses bactéries sont accessibles à un nombre plus étendu de prédateurs et sédimentent plus facilement (Servais & Garnier, 1990).

Les mesures d'activité par classe de taille effectuées par Garnier et al. (1992b), Servais & Garnier (1993) montrent que c'est principalement l'activité des grosses bactéries qui est responsable de l'accroissement d'activité observé à Achères. L'augmentation de l'activité est plus marquée que celle de la biomasse car le taux de croissance des grosses bactéries (rapport entre l'activité et la biomasse bactérienne) est supérieur d'un facteur trois environ à celui des petites bactéries autochtones.

Or, l'utilisation de la matière organique par les micro-organismes hétérotrophes, les bactéries en particulier, est un processus majeur conditionnant le fonctionnement des écosystèmes. Il permet l'élimination, par reminéralisation, sous forme de CO_2, de la matière organique provenant à la fois de la production autotrophe et des apports extérieurs. Mais par ailleurs, l'oxydation de la matière organique en aérobiose consomme de l'oxygène. La teneur en oxygène des écosystèmes aquatiques est alors régie par l'équilibre entre quatre processus : la production par photosynthèse, la consommation par l'activité hétérotrophe dans la colonne d'eau et dan les sédiments et les échanges avec l'atmosphère.

C'est à l'étiage, lorsque les conditions hydrauliques et de température sont les plus favorables, que l'on observe les maximas de production bactérienne (on peut atteindre des valeurs de 60 $\mu gC\, l^{-1}\, h^{-1}$). En tenant compte d'un rendement de croissance bactérien de 30 % (rapport entre la biomasse bactérienne produite et le prélèvement de matière organique) et d'un rapport molaire oxygène/carbone unitaire lors de la respiration bactérienne, Barillier & Garnier (1993) estiment une consommation d'oxygène de 0.5 mg l^{-1} h^{-1}. A débit moyen, l'augmentation de l'activité en aval d'Achères est moins marquée, mais des activités bactériennes importantes s'observent sur une longue distance en raison du transport plus rapide des bactéries au fil de l'eau.

La dégradation bactérienne de la matière organique ne se situe pas uniquement dans la colonne d'eau. En période d'étiage, le flux de sédimentation des matières en suspension et de la pollution organique associée est important. Les processus de dégradation se poursuivent alors au fond, entraînant une consommation d'oxygène de la colonne d'eau par diffusion. En 1990, sept campagnes réparties entre avril et décembre (débit variant de 160 à 350 $m^3.s^{-1}$) ont permis de faire le bilan des flux de MES et de la pollution associée dans la colonne d'eau pour le secteur Maisons-Laffitte / Méricourt (tableau 2.5). La différence obtenue entre le flux escompté (conservativité des flux) et le flux observé est une estimation du flux sédimenté net et du flux dégradé par l'activité bactérienne dans chaque bief. On constate que c'est entre Maisons-Laffitte et Conflans que la disparition est la plus forte, zone dans laquelle la pollution organique des suspensions est aussi la plus grande.

Flux ($t\ j^{-1}$)		Seine M-Laff. Pk 706	Apport "S.aval" Pk 708	Seine Conflans Pk 716	Oise Conflans Pk 716	Seine Poissy Pk 721	Seine Porchev. Pk 749	Seine Mericourt Pk 765
MES	Mesuré	176	100	139	76	237	169	186
	Attendu			276		215	237	169
	Différence			- 50 %		+ 10 %	-29 %	+ 10 %
COP	Mesuré	20.8	34.0	26.5	9.0	35.6	27.9	29.6
	Attendu			54.8		35.5	35.6	27.9
	Différence			- 52 %		0 %	-22 %	+ 6 %

Tableau 2.5. Bilan de la pollution particulaire en carbone de l'amont de la station d'Achères à Méricourt. Flux moyens pour de faibles débits voisins de 165 $m^3.s^{-1}$ avant l'Oise. (apport « S. aval » = apport des effluents de la station « Seine aval »). Flux attendu = flux conservatif. Tiré de Chestérikoff et al. (1998).

2.4.2 Désoxygénations

Les plus fortes diminutions de la concentration en oxygène dissous de la rivière apparaissent à l'aval des rejets urbains de temps de pluie, lors de gros orages estivaux, pour des débits de la Seine faibles et des températures de l'eau élevées. L'impact des rejets urbains de temps de pluie est en général beaucoup plus complexe à évaluer que ne l'est celui des rejets permanents de temps sec car on assiste à des phénomènes fortement transitoires, à la fois d'un point de vue hydraulique que d'un point de vue de la qualité de l'eau (Mouchel, 1996). Le débit déversé lors d'un gros orage peut, dans les cas extrêmes, atteindre le débit propre du fleuve et les mouvements d'eau sont alors difficilement prévisibles. Depuis les années 1970, ces rejets sont étudiés avec soin car ils occasionnent dans le milieu récepteur des troubles importants, que ce soit en terme de désoxygénation ou de teneur en polluants métalliques apportés au milieu. Ainsi, on observe régulièrement dans la Seine, tous les deux ans en moyenne, des anoxies temporaires qui entraînent une mortalité piscicole importante. La pollution occasionnée par ce type de rejet fait officiellement partie du programme d'action des Agences de l'Eau. Chebbo et al. (1995) montrent qu'il est important d'adapter le traitement et la politique de réduction des rejets aux caractéristiques du milieu récepteur. Cela suppose une connaissance des principaux processus et de leur importance relative.

L'effet des RUTP sur le niveau d'oxygène dans les rivières doit être décrit selon deux échelles de temps. Mouchel et al. (1994) montrent, à l'aide d'une série de mesures de bonne qualité sur d'assez grandes périodes à Chatou, que l'effet des déversements d'orage de Clichy et de la Briche, situés 20 kilomètres en amont, est multiple : en plus du choc occasionné sur l'oxygène par le passage des masses d'eau polluées 8 à 10 heures après leur déversement, l'oxygène ne retrouve son niveau initial que 4 à 5 jours après l'événement. Les auteurs démontrent, d'une part, que le déficit d'oxygène n'est pas en rapport direct avec la quantité de matériel biodégradable rejeté et que, d'autre part, il existe un effet conjugué entre le type de déversement et la qualité globale de la rivière au moment du rejet. Ainsi, les conditions de moindre ensoleillement qui sont simultanées aux rejets urbains de temps de pluie provoquent sur l'ensemble de la rivière une diminution globale des teneurs en oxygène dissous par affaiblissement de la photosynthèse. Cette dernière peut être aussi directement diminuée par l'éventuelle toxicité des rejets (Seidl et al., 1998c).

Pour expliquer le double effet des RUTP sur les niveaux d'oxygène, Hvived-Jacobsen (1982) insiste sur le fait qu'il est aussi très important de distinguer entre la dégradation de la matière organique dissoute directement issue du rejet et la sédimentation rapide du matériel organique particulaire qui va continuer à être dégradé mais dans un délai plus grand. Sur une petite rivière du Danemark, l'auteur montre que seulement 4 % de la matière organique est dégradée pendant le passage de la masse d'eau polluée alors que 35 % de cette matière organique sédimente au fond. Harremoës (1980) avait déjà souligné qu'il était important de distinguer les deux processus et qu'il était fortement conseillé de quantifier la part des deux dans la consommation d'oxygène si on voulait étudier correctement l'impact des rejets urbains de temps de pluie.

Toutes ces connaissances déduites de l'expérimentation permettent alors d'alimenter le schéma conceptuel des modèles utilisés dans le PIREN-Seine. La simulation avec le modèle ProSe (Even, 1995) de la concentration en oxygène dissous en amont du barrage de Chatou a été effectuée pour certains évènements pluvieux (Even et al., 2000a). Des modifications concernant le transport des particules ont permis d'améliorer sensiblement les prédictions du modèle (Even et al., 1996). Notamment, un module d'érosion basé sur la capacité de transport d'un écoulement et considérant la simultanéité du dépôt et de l'érosion a été programmé. Différentes classes de particules sont définies en fonction de leur fonctionnalité biologiques et des vitesses de chute moyennes qui leur sont attribuées.

Des simulations ont été effectuées pour la période du 10 juillet au 29 août 1991 (Even et al., 2000b). Pendant cette période, à la suite de pluies d'orages intenses, des déversements ont eu lieu à Clichy et à la Briche. La validation du modèle est appréhendée par les mesures en continu de l'oxygène dissous à l'amont du barrage de Chatou. Ainsi, la synthèse des processus, faite à l'aide du modèle, a permis de dégager les conclusions suivantes :

- le déficit d'oxygène en Seine suite à des déversements de temps de pluie est imputable à la dégradation de la matière organique, particulaire fine, colloïdale et dissoute ;
- une grande partie de cette matière organique est facilement et rapidement biodégradable par les bactéries issues des réseaux et présentes dans la rivière ;
- l'impact des déversements d'orages est également modulé par la présence d'une biomasse phytoplanctonique provenant des secteurs amont de la Seine et de la Marne. Or, les surverses d'orages se produisent par temps couvert et la production primaire s'en trouve affectée. En phase de déclin, le phytoplancton abaisse la concentration d'oxygène dissous initiale par respiration. Une fois mort ce phytoplancton constitue une source supplémentaire de matière organique facilement biogégradable et contribue à une désoxygénation supplémentaire ;
- des dépôts importants se forment qui contribuent, d'une part, à une consommation benthique prolongée dans le temps (effet différé) et, d'autre part, à des effets directs sur la colonne d'eau via les processus de remise en suspension ;
- enfin, notons que le rejet lui même contribue à l'augmentation de la mortalité phytoplanctonique de part la toxicité de ses eaux. Ce résultat a été mis en évidence par Seidl (1998c) et montre que jusqu'à des dilutions au cinquième, les rejets parviennent à limiter significativement la photosynthèse. Ce processus est particulièrement sensible dans les systèmes eutrophes.

2.5 Autres pollutions

Nous résumons brièvement dans ce paragraphe les autres impacts de la station d'épuration d'Achères sur le milieu récepteur. Ils n'ont pas fait l'objet d'une étude particulière dans notre travail.

Diverses études ont été menées dans le cadre du PIREN-Seine concernant la pollution par l'azote ammoniacal, le phosphore et les micropolluants métalliques.

Concernant l'azote ammoniacal, en période de basses eaux, les apports de la station multiplient par 6 la concentration dans le fleuve alors qu'ils diluent légèrement la concentration en azote nitrique, absent des effluents. En effet, l'azote nitrique, qui représente 60 % de l'azote total avant la station, en représente à peine 30 % après. On observe aussi que la nitrification de l'ion ammonium ne commence à se manifester que 70 km en aval de la station, au niveau de Bonnières (Chesterikoff et al., 1990). Pour de plus amples détails à ce sujet, le lecteur pourra se référer à la synthèse de Billen et al. (1998). Ces résultats justifient que l'on ne s'intéresse pas à la pollution azotée qui se manifeste bien en aval de notre secteur d'étude.

Concernant les micropolluants métalliques comme le Chrome, le Plomb et le Cuivre, l'influence de la station d'épuration d'Achères n'est pas évidente. En regardant les moyennes des concentrations des différents micropolluants sur 13 prélèvements hors crue d'Octobre 1989 à Mars 1991, on constate que pour le chrome, la pollution semble augmenter à l'aval d'Achères, ce qui n'est pas le cas pour le plomb et surtout le cuivre. L'Oise à Conflans est surtout plus polluée que la Seine à toutes les stations étudiées.

Comme pour le COP, l'azote particulaire et le phosphore particulaire, l'impact polluant de la station d'épuration sur la Seine pour les micropolluants métalliques est masqué par l'importante et rapide sédimentation des suspensions sur lesquelles une part importante des métaux se trouve fixée.

2.6 État de l'art de la modélisation en rivière

Les modèles de qualité d'eau sont destinés à décrire les variations spatiales et temporelles des différents constituants d'un système aquatique. Ces constituants sont intégrés dans le modèle en tant que variables d'état et leur nombre a évolué dans les modèles en fonction des problèmes de qualité d'eau que l'on désire résoudre et de la compréhension des différents processus en jeu. Ainsi, la complexité des schémas conceptuels a évolué depuis le modèle simple de Streeter-Phelps (Streeter & Phelps, 1925) qui considère deux variables d'état (oxygène et DBO_5) jusqu'aux modèles qui décrivent les cycles de l'oxygène, du carbone, de l'azote et du phosphore comme QUAL II (Brown & Barnwell, 1987) et ceux représentant les variables comme les matières en suspension, plusieurs classes d'algues, le zooplancton comme RIVE (Billen & Servais, 1989 ; Billen et al., 1995b ; Billen et al., 1994) et les invertébrés (Boling et al., 1975 ; Wlosinski and Minshall, 1983).

Le choix du modèle dépend des objectifs de l'analyse, mais aussi de la connaissance par la mesure des différents paramètres et variables introduits dans le schéma conceptuel. Les objectifs de l'analyse peuvent être séparés en deux grandes catégories : utilisation des modèles dans un but de recherche et de synthèse des connaissances ou alors, utilisation des modèles dans un but pratique de gestion d'un écosystème (Rauch et al., submitted).

Pour estimer les variations spatiales et temporelles des variables biologiques, il faut décrire d'une part les processus d'échanges entre ces variables et, d'autre part, les processus physiques qui les gouvernent. Trois grands axes doivent être étudiés:

- L'hydrodynamique, qui permet de connaître le champ de vitesse et les coefficients de diffusion turbulente ;
- le transport de polluants, qui utilise alors ces résultats pour décrire la convection-diffusion des variables biologiques ;
- la qualité d'eau, pour laquelle le modèle propose un ensemble d'équations susceptible d'estimer les processus d'échange entre les variables biologiques.

Concernant ce dernier point, des méthodologies telles que le calibrage, la validation, les analyses de sensibilité sont indispensables pour tester le modèle et contrôler sa robustesse vis à vis du milieu (Beck, 1987).

2.6.1 Hydraulique et transport de polluants

Les écoulements en rivière sont décrits par les équations de continuité de masse et de quantité de mouvement. Cette dernière équation est connue sous le nom d'équation de Navier-Stokes ou équation de Reynolds. Une des différences entre les modèles à une ou plusieurs dimensions concerne les hypothèses émises pour traiter les termes de turbulence (Rauch et al., 1997, submitted). Pour des modèles de type bidimensionnel horizontal par exemple, différentes méthodes peuvent être employées, comme supposer une viscosité turbulente constante dans tout le domaine (Sauvaget, 1990) ou utiliser un modèle de turbulence du type (k, ε) qui calcule, en chaque nœud du maillage, l'énergie cinétique turbulente et le taux de dissipation et fournit ainsi des valeurs spatiales de la viscosité turbulente (Bedford et al., 1988 ; Rodi, 1980 ; Hervouet & Van-Haren, 1995). Ce type de modèle est à l'heure actuelle opérationnel bien que basé sur un nombre d'hypothèses assez restrictives (Hervouet et Van-Haren, 1995).

Pour étudier le fonctionnement d'un écosystème fluvial à grande échelle (plusieurs dizaines, voire centaines de kilomètres), les équations de Navier Stokes sont intégrées sur la transversale et la verticale pour aboutir à une modélisation monodimensionnelle dans le sens de l'écoulement. On suppose alors que :

- chaque bief considéré possède un axe privilégié d'écoulement, les vitesses étant toujours supposées parallèles à cet axe ;
- les écoulements sont à faible courbure dans le plan horizontal ; les accélérations verticales sont négligeables et la répartition des pressions est quasi hydrostatique ;
- la pente moyenne des écoulements est faible ;
- les contraintes de viscosité sur le fond et les berges sont prises en compte à l'aide des lois empiriques de frottement (loi de Chezy, de Strickler).

Pour exemple, on peut citer les modèles ProSe 1D (Even, 1995), MIKE 11 (DHI, 1992), LIDO 2.0 (Lebosse et Ladreyt, 2000) développé par le LNHE et le CETMEF, ainsi que SAM 1D, le modèle monodimensionnel d'IFREMER (Cugier, 1999). L'échelle de temps est fonction des processus simulés et peut aller jusqu'à l'année.

Notons qu'il existe différentes classes de modèles 1D définies en fonction des hypothèses faites sur la nature de l'écoulement (régime permanent, transitoire). QUAL II par exemple simule l'évolution des variables biologiques au sein d'un écoulement permanent alors que MIKE 11, ProSe ou encore MAGE (CEMAGREF, équipe de mécanique des fluides et hydroinformatique) permettent de prendre en compte les écoulements transitoires.

Le transport de matière au sein d'un écoulement est gouverné par la convection, différents processus ayant pour effet une homogénéisation des concentrations, le dépôt et l'érosion si l'on s'intéresse aux variables particulaires. Dans le cas des modèles monodimensionnels, la dispersion longitudinale représente l'ensemble des processus de mélange tels que la diffusion moléculaire, la diffusion turbulente et la dispersion par convection différentielle. La longueur de mélange, distance à partir de laquelle les concentrations sont homogènes sur la transversale et à partir de laquelle, seules les hétérogénéités longitudinales subsistent, définit le domaine de validité du modèle (les équations de mélange 1D sont valables au delà de la longueur de mélange). Le flux dispersif est supposé suivre une loi de Fick (Fisher et al., 1979) introduisant un coefficient de dispersion longitudinale. Sa valeur dépend fortement de la pente, de la morphologie et de la rugosité du fond et est souvent déterminée de façon empirique (Fischer et al., 1979) ou par des traçages *in situ*.

Lorsque les processus que l'on cherche à représenter ont un caractère fortement hétérogène sur la transversale (méandres, zones sèches, impact de la construction d'ouvrages, rejet ponctuel…), la modélisation monodimensionnelle s'avère insuffisante. Le modélisateur a alors recours à la modélisation bidimensionnelle horizontale de l'écoulement qui permet de caractériser les profils de vitesses sur les différentes sections du domaine. Les équations de Navier Stokes sont alors simplement intégrés sur la verticale. De nombreux modèles bidimensionnels existent à l'heure actuelle. On peut citer en exemple TELEMAC 2D d'Électricité De France, Mike 2.1 du Danish Hydraulic Institute, DELFT2D de Delft Hydraulics, ou encore REFLUX 2D développé par l'Université Technologique de Compiègne et SAM 2D, le modèle bidimensionnel d'IFREMER. La différence principale entre ces modèles réside dans leur façon de résoudre numériquement les équations aux dérivées partielles (différences finies, éléments finis). Les hypothèses physiques émises pour résoudre les équations de continuité et de quantité de mouvement sont très semblables pour tous ces modèles :

- la pression est supposée hydrostatique ;
- les vitesses verticales sont négligées (hypothèse hydrostatique qui suppose que l'accélération verticale n'est pas significative ;
- la surface libre et le fond sont supposés imperméables.

En ce qui concerne le transport de polluants, ce type de modèle ne peut être utilisé que lorsque les concentrations sont supposées homogènes sur la verticale.

Rappelons ici ce que l'on désigne par champ proche, champ moyen et champ lointain d'un rejet en rivière :

- le champ proche d'un rejet est caractérisé par une hétérogénéité totale de la concentration d'un traceur dans les trois directions. Il se termine lorsque l'homogénéité verticale de la concentration d'un traceur est atteinte (en effet, dans le cas d'une rivière peu profonde, c'est d'abord sur la verticale que s'opère l'homogénéité). Ce champ se situe en général sur les premiers cents mètres à l'aval d'un rejet, lorsque les eaux n'ont pas des températures et des densités trop différentes ;
- le champ moyen débute à la fin du champ proche et se termine lorsque l'homogénéité transversale s'est opérée. Cela peut prendre de quelques kilomètres à quelques dizaines de kilomètres selon la morphologie de la rivière et les conditions hydrodynamiques ;
- enfin, lorsque les homogénéités verticale et transversale sont atteintes, on dit que l'on se situe dans le champ lointain. L'aspect longitudinal reste alors à étudier.

Dans le champ moyen, la dispersion a donc un caractère bidimensionnel et on définit alors deux coefficients de dispersion, longitudinal et transversal. On suppose que le flux dispersif suit une loi de Fick et que les coefficients qui le définissent sont proportionnels au produit de la vitesse de cisaillement au fond et de la hauteur d'eau (Fisher et al., 1979).

Enfin, lorsque les mouvements d'eau sont hétérogènes selon les trois directions, comme c'est le cas dans le champ proche d'un rejet ou dans une zone soumise à des différences de densité importantes (eau salée-eau douce), ou lorsque l'on cherche à décrire de façon très précise un processus éminemment 3D, comme le transport des matières en suspension, on a recours à une modélisation tridimensionnelle de l'écoulement. Certains modèles font alors appel à l'hypothèse du champ de pression hydrostatique et réduisent alors l'équation de quantité de mouvement verticale à un simple équilibre entre la force de gravité et la pression. Parmi ces modèles figure le célèbre code numérique aux éléments finis TELEMAC 3D du Laboratoire National d'Hydraulique d'EDF (Janin et al., 1992) qui est utilisé pour étudier le mélange d'eaux douces et salées, la dilution thermique, la dispersion d'agents polluants ou le transport de sédiments en estuaire ou en milieu marin. Ce type de modèle est applicable aux grands domaines, pour lesquels les échelles horizontales du mouvement sont d'un ordre de grandeur beaucoup plus important que les échelles verticales, ce qui autorise à effectuer l'hypothèse sur la pression.

La seconde classe de codes tridimensionnels s'emploie à décrire les écoulements en cours d'eau pour des applications diverses. Les équations de Navier-Stokes sans hypothèse de pression hydrostatique sont résolues mais sous certaines conditions qui, encore une fois, diminuent le champ d'étude du code en question. Nous pouvons citer le modèle aux différences finies de Casulli et Stelling (1998) qui s'attache à modéliser l'écoulement et la dispersion de quantités polluantes dans des géométries complexes, où l'approximation de pression hydrostatique n'est pas acceptable. Cependant, ce modèle se limite à des applications où le champ de pression ne s'éloigne pas exagérément d'une répartition hydrostatique (Buil, 1999). Dans cette catégorie de modèles, nous trouvons également toute une série de codes numériques tridimensionnels aux volumes finis qui utilisent les équations complètes de Navier-Stokes mais qui considèrent la surface libre comme un toit rigide. C'est le cas du code SSIIM de Olsen (1991), cité dans Buil (1999), qui s'applique aujourd'hui à simuler les écoulements en rivière autour de grosses rugosités ou encore du modèle de Demuren et Rodi (1983) qui simule, dans un canal ouvert, l'écoulement au voisinage d'un rejet polluant.

La difficulté d'application d'un modèle tridimensionnel à un cas réel réside, d'une part, dans la durée des calculs, encore très importante malgré l'augmentation de la puissance des calculateurs et, d'autre part, à la validation d'un tel modèle par des séries de mesures délicates à réaliser et très coûteuses.

2.6.2 Modélisation du transport de sédiments cohésifs

Le matériel sédimentaire transporté dans les secteurs aval des rivières est principalement constitué d'agrégats (Droppo et al., 1998, Maldiney, 1994). En effet, on observe un enrichissement en particules fines (Cushing et al., 1993) dont les propriétés sont modifiées par la présence de matière organique et de microorganismes (Paterson, 1997). Dans notre cas, nous nous intéresserons donc particulièrement aux modèles de transport de particules cohésives.

On parle de sédiment cohésif quand il existe des forces d'origine physico-chimique qui lient les particules entre elles. Ces forces sont importantes lorsque le rapport surface sur volume est important, c'est à dire quand les particules sont fines (Maldiney, 1994). Classiquement, on considère que les effets des forces d'origine physico-chimique se font sentir quand la taille des particules est inférieure à 60 μm. A cause de ces forces, les particules déposées ont également une certaine adhésion avec le fond. Support privilégié des pollutions, les particules fines ont autant été étudiées que les sables et graviers. Pour chaque type de particules, des critères d'érodabilité et de déposition ont été recherchés.

Dans le domaine du transport en suspension de particules cohésives, les concepts développés par Parthéniades (1965, 1984) sont aujourd'hui classiquement utilisés. Il a étudié les propriétés de transport des sédiments cohésifs dans un dispositif expérimental original constitué d'un anneau circulaire qui simule les conditions hydrodynamiques d'un écoulement en canal de longueur illimitée, sans que des phénomènes de recirculation ne brisent les éventuels flocs formés. Deux propriétés remarquables des sédiments cohésifs ont pu être mises en évidence :

- les sédiments cohésifs ne se déposent qu'en dessous d'un seuil critique de cisaillement ;
- ils ne sont érodés qu'au dessus d'un seuil critique de cisaillement.

La plupart des expérimentations de laboratoires réalisées avec des dépôts vaseux (cohésifs) a permis d'évaluer des seuils critiques d'érosion et les flux érodés en fonction du cisaillement appliqué et des caractéristiques du dépôt, de son tassement ou de son âge (Parchure et Metha, 1985), de sa composition bien sûr, mais aussi de l'activité de micro-organismes (Paterson, 1997). La formule à seuil suivante est classiquement utilisée pour estimer le flux érodé Q_e d'une classe de particules :

$$\begin{cases} Q_e = M \left(\left(\dfrac{u^*}{u_e^*} \right)^2 - 1 \right) & si \quad \left(u^* > u_e^* \right) \\ Q_e = 0 & si \quad \left(u^* < u_e^* \right) \end{cases} \tag{2.1}$$

u^* est la vitesse de cisaillement au fond, calculée par la formule suivante :

$$u^* = \frac{\sqrt{g}}{K\, h^{1/6}} u \tag{2.2}$$

où K est le coefficient de Strickler traduisant le frottement sur le fond.

La vitesse de cisaillement critique u_e^* traduit l'existence d'un seuil qu'il faut dépasser pour vaincre la cohésion des sédiments et les éroder. M est la constante de Parthéniades, équivalente à un flux fixe de particules érodables. Des valeurs comprises entre 2 et 4 $10^{-3}\ kg\, m^{-2}\, s^{-1}$ sont donnés pour M par Odd (1988). Bouchard et al. (1989) indiquent que ce coefficient d'érodabilité varie en fonction de la concentration de la boue et donnent des valeurs plus élevées, comprises entre 50 et 300 $10^{-3}\ kg\, m^{-2}\, s^{-1}$ pour des concentrations de boues variant entre 300 et 850 $kg\, m^{-3}$. Enfin, Le Hir et al. (1993) utilisent la valeur de 7 $10^{-5}\ kg\, m^{-2}\, s^{-1}$ pour la modélisation du transport de sédiments cohésifs dans la baie de Morlaix.

Migniot (1989) relie la contrainte critique de cisaillement $\tau_e = \rho u_e^{*2}$ à la rigidité du lit τ_y, elle même reliée à la concentration superficielle du lit $\left(C_S \right)$ par une loi du type $a C_S^b$:

$$\begin{aligned} u_e^* &= 0.013\,\tau_y^{0.25} \quad pour \quad \tau_y \leq 3 \\ u_e^* &= 0.009\,\tau_y^{0.5} \quad pour \quad \tau_y > 3 \end{aligned} \tag{2.3}$$

$$\begin{aligned} \tau_y &= 4.27\,10^{-11}\, C_S^{3.8} \quad pour \quad C_S \leq 715 \\ \tau_y &= 6.2\,10^{-26}\, C_S^{9} \quad pour \quad C_S > 715 \end{aligned} \tag{2.4}$$

avec C_S exprimé en mg l^{-1} (Lorin (1987) dans Bouchard et al. (1989)).

Migniot (1989) donne la formule générale :

$$\tau_y = k\, C_S^6 \tag{2.5}$$

où l'ordre de grandeur de k est donné par : $5.10^{-15}/d^2$, où d est en µm et représente le diamètre des grains.

Le Hir et al. (1993) utilisent pour la modélisation de la baie de Morlaix $\tau_e = 0.16\,10^{-5}\,\rho$, avec ρ la masse volumique sèche des sédiments de surface en kg m^{-3}.

Les conditions d'érosion formulées ainsi sont alors largement dépendante de la rhéologie des vases dont les caractéristiques sont plutôt difficiles à acquérir dans la réalité.

Concernant le dépôt des particules cohésives, les expériences en laboratoire de Krone (1962), Parthéniades (1965) ou encore Lau et Krishnappan (1992) ont montré qu'en fonction de la nature granulométrique des matières transportées, il existe une tension critique de cisaillement au niveau de la paroi en dessous de laquelle les particules en suspensions peuvent se déposer. Les contraintes au fond sont liées au frottement sur le fond, lui même largement conditionné par la vitesse de l'écoulement. Ce sera donc dans les zones calmes que les dépôts de particules fines seront les plus importants.

Ces travaux ont donné lieu à une formulation de la sédimentation, classiquement utilisée dans SUBIEF 2D mais aussi dans les modèles de l'estuaire d'IFREMER, SAM 1D et 2D :

$$\begin{cases} Q_d = W_c\, c \left(1 - \left(\dfrac{u^*}{u_d^*} \right)^2 \right) & si \quad \left(u^* < u_d^* \right) \\ Q_d = 0 & si \quad \left(u^* > u_d^* \right) \end{cases} \tag{2.6}$$

Q_d est le flux de dépôt exprimé en $kg\,.\,m^{-2}\,s^{-1}$, c est la concentration près du fond du traceur en $kg\ m^{-3}$, W_c est sa vitesse de chute en $m s^{-1}$.

u_d^* définit une vitesse critique de cisaillement au dessus de laquelle le dépôt n'est pas possible en raison des turbulences. En pratique, cette vitesse est calée par l'utilisateur et détermine donc la quantité et la spatialisation des dépôts dans le bief considéré.

Les contraintes critiques de dépôt des sédiments cohésifs $\tau_d = \rho u_d^{*2}$, données dans la littérature, varient entre 0.06 et 2 N m^{-2} (Odd, 1988). Le Hir et al. (1993) utilisent 1.6 N m^{-2} pour la modélisation de la baie de Morlaix.

La quantité $1 - \frac{u^*}{u_d^*}$ peut être vue comme la probabilité p pour qu'une particule qui sédimente se dépose. Cette probabilité dépend des conditions hydrodynamiques (turbulence) proche du fond. Dans les modèles de transport de sédiment non cohésif, cette probabilité est égale à 1 (Celik et Rodi, 1988). Une interprétation de la probabilité de dépôt est que les flocs trop fragiles ne supportent pas le cisaillement trop fort au voisinage du fond dès qu'ils s'en approchent et sont brisés en particules plus fines dispersées à nouveau dans la colonne d'eau (Van Leussen, 1988). Toutefois, Eisma et al. (1991a) notent que dans les estuaires du Rhin, de l'Ems et de la Gironde, les tailles des flocs au fond sont en général supérieures à celles des flocs en surface. Entre la Frette et Conflans (amont-aval de Seine Aval), Maldiney (1994) montre que les particules qui sédimentent sont légèrement plus grosses que celles qui restent en surface et sont surtout plus denses (masse volumique apparente de 1.8 g cm^{-3} au fond à Conflans contre 1.1 en surface).

Pratiquement, la contrainte critique de dépôt est toujours inférieure à la contrainte critique d'érosion. Ce qui est exprimé au travers des deux formulations (2.1) et (2.6), c'est que le dépôt et l'érosion ne sont jamais simultanés. Trois cas sont envisageables :

- $u^* < u_d^*$: les particules sédimentent.
- $u_d^* < u^* < u_e^*$: il n'y a ni dépôt, ni érosion.
- $u_e^* < u^*$: seule l'érosion est possible.

Les valeurs des vitesses critiques de dépôt et d'érosion sont très variables en fonction du site d'étude et sont donc difficilement transposables d'un site à l'autre. La grande variabilité des valeurs des contraintes critiques de dépôt et d'érosion en milieu naturel est dû en partie à la présence de matière organique ou de particules non cohésives qui modifient le comportement du lit (Odd, 1988). Par ailleurs, Krishnappan et Engel (1997) émettent l'idée que , en laboratoire, les fonds qui se développent sont relativement lisses et conduisent à une couche visqueuse très développée et à de forts gradients de vitesse au fond. Dans ces conditions, la prise en compte d'une contrainte de cisaillement moyenne est représentative des conditions générales du milieu. En rivière, l'irrégularité des fonds tend à réduire, voire à faire disparaître la couche visqueuse. La variabilité des contraintes de cisaillement au fond par rapport à la valeur moyenne est supérieure en milieu naturel qu'en laboratoire. Or, ce sont les valeurs extrêmes, d'avantage que la valeur moyenne, qui déterminent l'érosion et le dépôt (Gust et Miller, 1997). Dans ce cas, considérer les conditions de dépôt ou d'érosion par rapport à une caractéristique moyenne s'avère erroné. Compte tenu des échelles spatio-temporelles auxquelles sont effectuées les mesures ou les modélisations, on doit être à même de pouvoir considérer des érosions et des dépôts simultanés dans des secteurs suffisamment grands. Ce phénomène a d'ailleurs été vérifié pour la Seine à l'étiage par le lien existant entre la variation du tenseur de Reynolds (mesure du produit des fluctuations des vitesses) et les concentrations en suspension proches du fond (Andrier, 1999 ; Sakiz et al., 1996). Ainsi, pour un endroit donné et une très petite variation temporelle (de l'ordre de la seconde), les particules peuvent être arrachées de la vase ou se déposer sur le lit. Les formulations à seuils ne peuvent décrire ce phénomène de déposition et d'érosion quasi simultanés.

Dans ces conditions, une deuxième approche a été développée dans le cadre du PIREN-Seine depuis quelques années, pour modéliser le transport des sédiments cohésifs en rivière (Maldiney, 1994 ; Even et al., 1996, 2000a).

Cette approche, de type énergétique, est basée sur la capacité de transport d'un écoulement (Bagnold, 1966). Cette théorie suppose qu'une fraction η, sensiblement constante, de la puissance hydraulique de l'écoulement est utilisée pour maintenir les suspensions dans la colonne d'eau et définit la capacité de transport de l'écoulement par la relation $P_{susp} = \eta P_{hyd}$. La puissance produite par l'écoulement par unité de volume peut être calculée à partir de la loi de Strickler $P_{hyd} = \rho g J U = \rho g \frac{U^3}{K^2 R_H^{4/3}}$, et la puissance dissipée pour maintenir la suspension doit compenser le travail du poids relatif des particules dans l'eau,

$P_{susp} = C_S W_S g \frac{\rho_S - \rho}{\rho_S}$, où l'indice S renvoie à des particules en suspension, éventuellement sous forme d'agrégats. Dans ce dernier cas, la masse volumique de la suspension inclue l'eau qu'elle renferme. Lorsque plusieurs classes de particules coexistent, la puissance totale dissipée pour maintenir les suspensions dans la colonne d'eau est la somme des puissances dissipées pour chaque classe. Nous reviendrons plus en détail sur cette formulation dans le chapitre 4.

Celik et Rodi (1991) ont confronté des données de terrain issues de la littérature à des valeurs de concentration totale de suspensions telles que calculées par la relation de la capacité de transport. Il apparaît que les canaux et rivières avec des rugosités élevées ont une capacité de transport plus faible que dans le cas de lits relativement lisses. Ainsi, η peut varier en fonction de la rugosité du milieu ainsi que du débit.

La théorie de la capacité de transport s'adapte bien à la modélisation mono et bi dimensionnelle parce que les variables qu'elle utilise sont effectivement celles qu'un modèle mono ou bi-dimensionnel saura donner directement (Even et al., soumis). Son plus gros défaut est de ne pas tenir compte des caractéristiques des dépôts qui peuvent s'indurer (dépôts cohésifs) et devenir plus difficiles à éroder à puissance dissipée constante (Even et al., soumis). Dans le cas de rivières naviguées, il faut de plus ajouter à la puissance hydraulique propre de l'écoulement, d'autres sources d'énergie mécanique, telles que les courants de retour ou les jets d'hélices qui perturbent localement mais intensément le système. La théorie de la capacité de transport ne dit rien, à priori, sur les conditions de dépôt et d'érosion, pour ne s'intéresser qu'aux concentrations de particules transportées dans la colonne d'eau. Ce type de « modèle » a essentiellement été appliqué au transport de sédiment non cohésif. Celik et Rodi (1991) proposent un calcul du flux d'érosion basé sur la condition d'équilibre définie par l'égalité des flux de sédimentation et d'érosion.

Le modèle de transport SUBIEF 2D d'Électricité de France, ainsi que le modèle d'IFREMER SAM 2D proposent le traitement des flux de dépôt et d'érosion par les formulations à seuils. Le modèle ProSe du PIREN-Seine (Even, 1995) possède quand à lui une formulation énergétique des processus d'échange entre la colonne d'eau et les sédiments et a permis de simuler correctement les différents processus d'impact des déversoirs d'orage (Even et al., soumis).

Dans notre étude du transport solide de la Seine à l'étiage, nous allons tenir compte explicitement de l'influence de la navigation sur les remises en suspension. Or, une façon relativement simple de caractériser cette influence est de calculer la puissance érosive engendrée par les jets d'hélices sur le fond de la rivière. D'autre part, il est en général extrêmement difficile d'approcher, par la mesure, les propriétés physiques des vases, leur épaisseur variant le plus souvent de quelques millimètres à quelques centimètres au plus.

Enfin, trois arguments justifient le choix d'utiliser un modèle capable de simuler différentes classes de particules, aussi bien dans la colonne d'eau que dans la vase :

- la pollution se répartit différemment en fonction des classes de vitesse de chute. Si on envisage, par la suite, d'inclure des modules de floculation et de défloculation entre particules, il est indispensable de prendre en compte différentes classes granulométriques ;
- le devenir des particules rejetées par les rejets urbains doit pouvoir être distingué de celui des particules naturelles provenant de l'amont, à la fois dans le dépôt et dans la colonne d'eau. Il est donc nécessaire de distinguer au moins deux types de particules (Maldiney, 1994) ;
- Différentes classes de particules doivent être distinguées en fonction de leur rôle biologique.

Compte tenu des difficultés à représenter les phénomènes naturels, fortement hétérogènes, par des formulations à seuils (Sanford et Halka, 1993) et étant donné qu'une formulation énergétique permet, à priori, de représenter relativement simplement les conditions de dépôt et d'érosion simultanées, nous avons, par la suite, préférentiellement opté pour l'approche énergétique. Nous restons, ce faisant, cohérent avec la démarche adoptée dans le PIREN-Seine par d'autres auteurs (Maldiney, 1994 ; Even et al., 1996). Le modèle multi-classes, tel que proposée par Maldiney (1994) a alors été appliqué à notre secteur d'étude.

2.6.3 Complexité fonctionnelle biologique

Les processus de transformation physique, chimique et biologique impliquent des variations de concentration des constituants du milieu naturel. La complexité des modèles a été développée étape par étape de la façon suivante :

- le point de départ a été le modèle pionnier de Streeter et Phelps (Streeter & Phelps, 1925) qui décrit le déficit en oxygène dissous, à l'aval d'une source de matière organique, en fonction de la DBO_5 ;
- ce premier type de modèle a, plus tard, été étendu en introduisant les variations des composés azotés par nitrification et dénitrification. QUAL 1 de l'Agence pour la Protection de l'Environnement américaine (EPA) est l'un de ces modèles, développé par Orlob (1982), ainsi que KALITO, modèle de l'Agence de l'Eau Seine Normandie (Lesouef & André, 1982) ;
- pour répondre à l'une des grandes problématiques des années 1970-1980, le cycle du phosphore et la production primaire ont été intégrés dans QUAL 1 pour donner naissance à une nouvelle génération de modèles du type QUAL 2 (Brown & Barnwell, 1987).
- le modèle RIVE du PIREN-Seine intègre des processus supplémentaires, comme la dégradation de la matière organique par différentes classes de bactéries, l'action des bactéries nitrifiantes, le grazing phytoplanctonique...

On peut définir aujourd'hui trois grandes catégories de modèles biologiques qui diffèrent dans la manière de prendre en compte les processus régissant la qualité d'un milieu naturel.

2.6.3.1 Modèles de type agrégés

Ce sont les modèles qui décrivent de manière agrégée les phénomènes de consommation d'oxygène dissous et de ré-aération des cours d'eau. La variable couramment mesurée et jugée représentative de l'ensemble des processus consommateur d'oxygène est la DBO_5. Les deux variables du modèle sont alors la demande biochimique en oxygène L et le déficit en oxygène dissous D.

$$\frac{dD}{dt} = k_1 L - k_2 D \tag{2.7}$$

Les paramètres k_1 et k_2 sont les coefficients de désoxygénation et de ré-aération. Cette équation différentielle admet une solution analytique :

$$D(t) = \frac{k_1 L_0}{k_2 - k_1}\left[e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}\right] + D_0 e^{-k_2 t} \tag{2.8}$$

$D(t)$ est le déficit en oxygène à l'instant t, L_0 est la demande ultime en oxygène , D_0 est le déficit en oxygène à l'origine.

Le coefficient de désoxygénation traduit alors la cinétique d'un ensemble de réactions biochimiques. Ce paramètre n'a pas de signification simple du point de vue biologique. Il ne peut pas être déterminé expérimentalement. Le coefficient de réoxygénation traduit la dissolution dans l'eau de l'oxygène provenant de l'atmosphère. Ces paramètres sont ajustés afin que la solution de l'équation reproduise aussi fidèlement que possible la situation observée (Poulin et al., 1998). Bien souvent, le calage pour une situation donnée n'est pas valable dans un autre contexte.

KALITO,développé par l'Agence de Bassin Seine Normandie, fait partie de cette classe de modèles. Il a été conçu pour répondre à des objectifs de qualité définis sur la Seine entre Montereau et Poses. Les paramètres de qualité pris en compte sont l'oxygène dissous, la DBO_5, l'ammonium et les nitrates. La disparition de l'ammonium y a été introduite sous la forme d'une cinétique du premier ordre. Un tel modèle, pour simuler des concentrations en oxygène dissous conformes aux mesures, comporte, pour un même

débit, trois jeux de paramètres définies par zone (Billen et al., 1995b), entre Montereau et Poses (300 km de rivière).

Pour plus de précision concernant les équations de bilan de ce modèle, le lecteur pourra se reporter à Lesouef & André (1982). La capacité de prédiction de ces modèles ne semble pas acquise.

2.6.3.2 Modèles à niveaux trophiques condensés

Ce sont les modèles qui tentent de décrire le fonctionnement d'un écosystème en prenant en compte un grand nombre de processus biologiques représentatif du système étudié. Pour décrire le réseau trophique d'un écosystème lacustre ou fluvial, les variables du modèles pourront être agrégées pour correspondre chacune à un niveau trophique. Les compartiments phytoplanctoniques, zooplanctoniques constitueront les variables du modèle.

Le module biologique de QUAL 2 ainsi que celui de MIKE 11 font partie de cette classe de codes numériques. Les processus traités sont relativement similaires pour ces deux modèles avec, toutefois, des différences concernant la matière organique. Alors que QUAL 2 considère comme variable unique la Demande Biologique en Oxygène (DBO), MIKE 11 divise le compartiment organique en plusieurs fractions : dissoute, particulaire en suspension et particulaires dans le sédiment. Cela permet ainsi de distinguer, par l'intermédiaire de coefficients différents, la demande en oxygène provenant de la dégradation des différentes classes de matière organique (Rauch et al., submitted).

Cependant, ni QUAL 2, ni MIKE 11 ne représentent les diverses populations bactériennes responsables de la dégradation de la matière organique et de la nitrification. Or, les cinétiques de dégradation de la matière organique ou de transformation de l'azote sont fonction de ces biomasses. L'utilisation de ces modèles se limite donc normalement aux domaines dans lesquels la biomasse bactérienne peut être considérée comme constante.

Les tableaux 2.6 et 2.7 représentent les processus physiques et biochimiques implémentés respectivement dans QUAL 2 et MIKE 11.

Pour ces deux modèles, la dépendance de certains facteurs à la température de l'eau n'a pas été explicitée dans les tableaux mais existe dans le schéma conceptuel. Un module se basant sur les radiations atmosphériques et les flux de chaleur calcule la température moyenne de l'eau en se basant sur l'équation de la chaleur.

2.6.3.3 Modèles à niveaux trophiques subdivisés

Cette dernière classe de modèles, la plus complexe, se propose de décomposer les processus biologiques en un ensemble de processus élémentaires (Chahuneau et al., 1980). Les variables considérées sont différentes dans la mesure où l'on va chercher à représenter les constituants déterminants pour un processus (biomasses bactériennes hétérotrophes, matière organique fractionnée en différentes classes de biodégradabilité, etc…). La biomasse algale est décomposée en différentes espèces, diatomées, chlorophycées (Garnier et al., 1995), présentant chacune des physiologies différentes. Le comportement de la biomasse phytoplanctonique est considéré au travers de constituants cellulaires aux fonctionnalités particulières : macromolécules fonctionnelles et produits de réserves (Lancelot et al., 1986). Ce raffinement du modèle peut, dans certains cas être indispensable mais il nécessite alors des connaissances approfondies des processus modélisés, connaissances obtenues par l'expérience.

Le modèle RIVE, développé par les chercheurs de l'Université libre de Bruxelles et de l'UMR Sisyphe de PARIS VI (Billen et al., 1994 ; Garnier et al., 1995) fait partie de cette classe de modèle. Il est basé sur les concepts développés depuis une vingtaine d'années en écologie microbienne et formule mathématiquement la circulation de matière entre les différents compartiments des microorganismes. Les processus de synthèse de la matière organique et de la dégradation par les bactéries y sont finement représentés.

Le modèle des processus RIVE comprend un module décrivant l'activité du phytoplancton AQUAPHY (Lancelot et al., 1991) et un module de contrôle par le zooplancton, ZOLA. Le module HSB (Billen et Servais, 1989 ; Servais, 1989b) représente la dynamique de deux populations de bactéries hétérotrophes (autochtones et allochtones) et la dégradation de la matière organique caractérisée en fonction

de sa dégradabilité (très labile, moyennement labile et réfractaire). Les formes dissoute et particulaire sont également distinguées. Le modèle tient compte des échanges à l'interface eau-sédiment, de l'activité nitrifiante, de l'adsorption des phosphates et des échanges d'oxygène (modèle VENICE avec hypothèse stationnaire).

La conception modulaire a permis une interaction forte avec le travail expérimental et est ouvert à tout nouveau développement en matière d'analyse des processus. Le tableau 2.8 et la figure 2.4 résument l'ensemble des processus pris en compte dans le modèle. Pour plus de détails concernant les équations de bilan des différentes variables, le lecteur pourra se référer à Poulin et al. (1998).

	Composant	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Cinétique des processus
	Processus	DO	DBO	BAM	N-ORG	NH4	NO2	NO3	P-ORG	P-DIS	$\lfloor M\,L^{-3}\,T^{-1} \rfloor$
1	Ré-aération	1									$k_2 \left(DO_{sat} - DO \right)$
2	Biodégradation	-1	-1								$k_1\ DBO$
3	Sédimentation BOD		-1								$k_3 DBO$
4	Demande de DO par le sédiment	-1									k_4 / d
5	Photosynthèse	$a3$		1		-0.07 F_{NH4}		-0.07 (1-F_{NH4})		-0.01	$\mu_{\max} BAM$ $f\left(L, N, P \right)$
6	Respiration	$-a4$		-1	0.07				0.01		ρBAM
7	Sédimentation algale			-1							$(\sigma_1 / d)\, BAM$
8	Hydrolyse de N				-1	1					$\beta_3\ N - ORG$
9	Nitrification étape 1	-3.43				-1	1				$\beta_1\ NH4\ f\left(nitr \right)$
10	Nitrification étape 2	-1.14					-1	1			$\beta_2\ NO2\ f\left(nitr \right)$
11	Sédimentation de N				-1						$\sigma_4\ NH4$
12	Relargage de N par sédiment					1					(σ_3 / d)
13	Hydrolyse de P								-1	1	$\beta_4\ P - ORG$
14	Sédimentation de P								-1		$\sigma_5\ P - ORG$
15	Relargage de P par sédiment									1	(σ_2 / d)

Tableau 2.6. Notation matricielle des processus biochimiques et physiques dans le modèle de qualité d'eau QUAL 2. Tiré de Rauch et al. (submitted).

Avec : DO = oxygène dissous ; DOsat = oxygène dissous à saturation ; DBO = demande biologique en oxygène pour le matériel organique ; BAM = biomasse algale ; N-ORG = azote organique ; NH4 = ammonium ; NO2 = nitrite ; NO3 = nitrate ; P-ORG = phosphore organique ; P-DIS = phosphore dissous ; k_2 = coefficient de ré-aération ; k_1 = coefficient de désoxygénation ; k_3 = taux de sédimentation de BOD ; k_4 = taux de prélèvement de l'oxygène par le sédiment ; d = profondeur moyenne ; $\mu_{\max}$ = taux de croissance maximum des algues ; ρ = taux de respiration algale ; σ_1 = vitesse de chute des algues ; σ_2 = taux de production benthique pour P ; σ_3 = taux de production benthique pour N ; σ_4 = taux de sédimentation de N ; σ_5 = taux de sédimentation de P ; β_1 = taux d'oxydation de NH4 ; β_2 = taux d'oxydation des nitrites ; β_3 = taux d'hydrolyse de N-ORG ; β_4 = taux d'hydrolyse de P-ORG ; a3 = coefficient stœchiométrique O/BAM ; f (L,N,P) = fonction de limitation de la croissance algale ; f (nitr) = fonction de limitation de la nitrification ; F_{NH4} = facteur de préférence pour NH4.

	Variables	1	2	3	4	5	6	Cinétique des processus
	Processus	DO	DBOd	DBOs	DBOb	NH3	NO3	$\lfloor M\ L^{-3}\ T^{-1} \rfloor$
1	Ré-aération	1						$k_2 \left(DO_{sat} - DO \right)$
2a	Dégradation de BODd	-1	-1					Kd3.DBOb
2b	Dégradation de BODs	-1		-1				Ks3.DBOs
2c	Dégradation de BODb	-1			-1			Kb3.DBOb
3	Sédimentation de BOD			-1	1			(K5.DBOs)/d
4	Resuspension de BOD			1	-1			(S1.DBOb)/d
5	Demande de DO par le sédiment	-1						B1
6	Nitrification	-Y1				-1	1	$K4.NH3^{e4}$
7	Dénitrification						-1	$K6.NO3^{e6}$
8	Photosynthèse	1				-0.066		$P_{\max} \cos\left(2\Pi \left(\tau / \alpha \right) \right)$
9	respiration	-1				0.066		R

Tableau 2.7. Processus biochimiques et physiques implémentés dans le modèle de qualité d'eau MIKE 11. Il existe des compartiments additionnels pour le phosphore, l'eutrophisation, les métaux lourds et le sédiment. Tiré de Rauch et al. (submitted).

Avec : DBOd = DBO dissous ; DBOs = DBO en suspension ; DBOb = DBO sédimentée ; Kd3 = taux constant de dégradation de la DBOd ; Ks3 = taux constant de dégradation de la DBOs ; Kb3 = taux constant de dégradation de la DBOb ; K5 = vitesse de sédimentation de la DBOs ; d = hauteur d'eau moyenne ; S1 = taux de resuspension pour la DBOb (zéro si la vitesse de l'écoulement ou la concentration en DBOb est en dessous d'une valeur critique) ; B1 = valeur constante de la demande en DO par le sédiment ; Y1 = rendement pour la consommation d'oxygène par nitrification ; K4 = taux constant de nitrification ; e4 = coefficient caractérisant la dépendance de la dénitrification à la concentration en NH3 (0.5 ou 1) ; K6 = taux constant de dénitrification ; e6 = coefficient caractérisant la dépendance de la dénitrification à la concentration en NO3 ; Pmax = production maximale à midi ; τ = temps actuel relatif avec origine à 12h00 ; α = longueur relative de la journée ; R = taux de respiration phytoplanctonique.

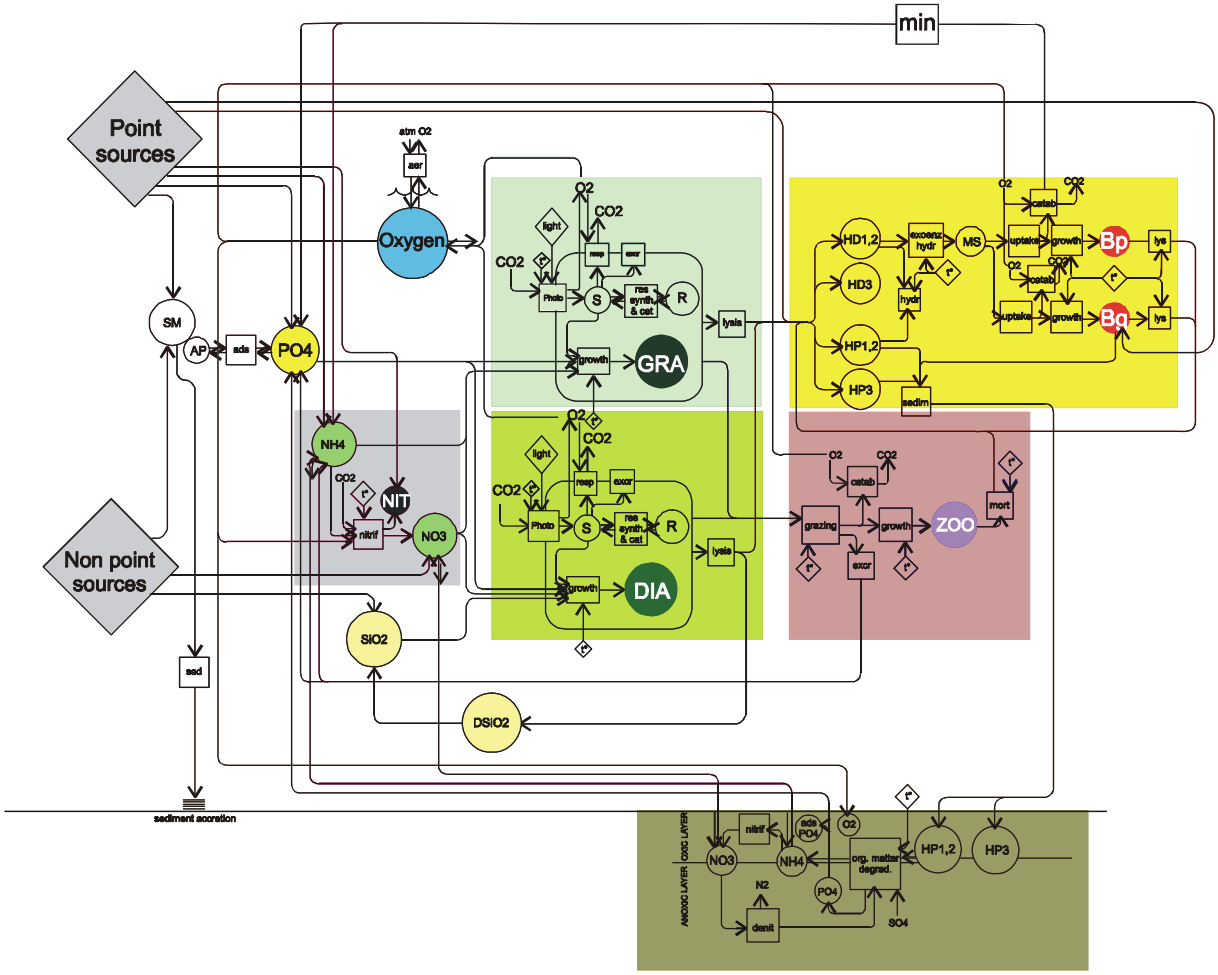


Figure 2.4. schéma conceptuel du modèle RIVE.

Variables d'état du modèle			Processus d'échanges
OXI	Oxygène dissous		assimilation photosynthétique de carbone
DIA	Diatomées		respiration algale
GRA	chlorophycées	S petits métabolites carbonés	synthèse et catabolisme des réserves algales
		R macromolécules de réserve	croissance algale (synthèse de molécules fonctionnelles
		GRA et DIA ne réfèrent qu'aux	excrétion algale
ZOO	Zooplancton		lyse algale
H1D	Matière organique dissoute rapidement hydrolysable		grazing zooplanctonique
H2D	Matière organique dissoute lentement hydrolysable		croissance et respiration zooplanctonique
H3D	Matière organique dissoute réfractaire		excrétion zooplanctonique
H1P	Matière organique particulaire rapidement hydrolysable		mortalité zooplanctonique
H2P	Matière organique particulaire lentement hydrolysable		hydrolyse de la matière organique polymère
H3P	Matière organique particulaire réfractaire		croissance et respiration bactériennes
DS	Substrats organiques directement assimilables		excrétion bactérienne d'azote et de phosphore inorganique
Bp	Bactéries hétérotrophes autochtones		mortalité bactérienne
Bg	Bactéries hétérotrophes allochtones		sédimentation de la matière particulaire minérale
NH4	Ammonium		sédimentation de la matière particulaire organique
NO3	Nitrate		minéralisation benthique et recyclage de la matière organique
NI	Bactéries nitrifiantes		nitrification dans la colonne d'eau
SIO	Silice dissoute		adsorption-désorption de phosphates sur les matières en suspension
DSI	Silice détritique particulaire		
PO4	Ortho-phosphate		
AP	Phosphates adsorbés		
SM	Matières en suspension minérales		

Tableau 2.8. Variables d'état et processus d'échange du modèle RIVE. Tiré de Garnier et Billen (1998).

Le modèle RIVE est actuellement le modèle utilisé dans le programme de recherche du PIREN-Seine. Il est couplé aux différents codes de calcul qui décrivent l'écoulement, qu'ils soient hydrologiques, basés sur la notion d'ordre de Strahler (HYDROSTRAHLER) ou hydrodynamique (ProSe 1D). Le choix du modèle d'écoulement dépend de l'étude que l'on souhaite réaliser. Pour modéliser l'ensemble d'un bassin versant, on utilisera le modèle pluie-débit simple, HYDROSTRAHLER, qui a pour objectif de simuler les évolutions hydrologiques saisonnières au pas de temps décadaire. Ses variables d'état (débit, temps de résidence de l'eau, profondeur, pénétration lumineuse) constitueront alors les contraintes physiques pour les variables biologiques de RIVE. Par contre, si l'on cherche à modéliser des tronçons de rivière et leurs affluents, l'impact d'un rejet urbain de temps de pluie ou encore des situations de bas débit, les contraintes hydrodynamiques (vitesse de l'eau, hauteur d'eau) seront calculées précisément par le modèle ProSe qui résout les équations de Barré de Saint-Venant monodimensionnelles.

L'idée de base qui sous-tend la démarche de modélisation développée dans le programme PIREN-Seine est l'unicité des cinétiques de processus élémentaires à travers toute la diversité des systèmes aquatiques qui se succèdent dans le continuum fluvial. Les différences de fonctionnement qui caractérisent ces divers systèmes sont dues à la diversité des contraintes physiques (hydrologiques, morphologiques…) auxquels ils sont soumis, plutôt qu'à des différences dans la nature même des processus microscopiques impliqués dans ce fonctionnement (Poulin et al., 1998).

2.6.4 Synthèse

Le tableau 2.9 résume l'ensemble des logiciels les plus importants qui traitent de qualité d'eau ou qui peuvent accueillir au sein de leur structure un module de qualité d'eau. On s'attache ici à regarder les modèles pouvant décrire un axe fluvial, c'est à dire résolvant les équations de Saint-Venant à une, deux ou trois dimensions. Ce tableau est tiré de Ambrose et al. (1996) et étendu aux codes de calcul non cités ou plus récents.

	Programme	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Dimension		**1**	**1**	**3**	**1**	**1**	**1**	**1**	**1**	**1**	**1**	**1**	**1**	**2**	**2**	**2**	**2**	**2**	**2-3**	**3**	**3**
Hydro dynamique	Entrée externe	**O**	**O**	**N**	**N**	**O**	**N**	**N**	**N**	**N**	**O**	**N**	**O**	**O**	**N**	**N**	**O**	**O**	**N**	**O**	**O**
	Simulée	**N**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**N**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**
Transport	Convection	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**
	Dispersion	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**
Sédiment	Biologie	**N**	**O**	**O**	**N**	**O**	**O**	**N**	**N**		**O**	**O**			**N**	**O**	**O**	**O**	**O**		
Qualité d'eau	Température	**O**	**N**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**			**N**	**O**			**O**	**O**	**O**	**O**	**O**		
	Bactéries	**N**	**N**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**			**N**	**O**				**O**	**O**	**O**	**O**		
	Oxygène	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**			**O**	**O**				**O**	**O**	**O**	**O**		
	DBO / Matières organiques	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**			**O**	**O**				**O**	**O**	**O**	**O**		
	Azote	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**			**O**	**O**				**O**	**O**	**O**	**O**		
	Phosphore	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**			**O**	**O**				**O**	**O**	**O**	**O**		
	Silice	**N**	**N**	**O**	**N**	**O**	**O**	**O**			**N**	**O**				**O**	**O**	**O**	**O**		
	Phyto plancton	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**	**O**			**O**	**O**				**O**	**O**	**O**	**O**		
	Zooplancton	**N**	**N**	**O**	**N**	**O**	**O**	**N**			**N**	**O**				**O**	**O**	**O**	**O**		

Les numéros correspondent aux modèles suivants :

numéro	modèle	Référence
1	QUAL2	US EPA (Brown & Barnwell, 1987)
2	WASP5	US EPA (Ambrose et al., 1988) cité dans [1]
3	CE-QUAL-ICM	US Army Engineer Waterways Experiment Station (Cerco & Cole, 1995) cité dans [1]
4	HEC5Q	US Army Engineer Hydrologic Engineering Center (HEC, 1986) cité dans [1]
5	MIKE 11	Danish Hydraulic Institute (DHI, 1992)
6	ATV Model	ATV, Germany (ATV, 1996) cité dans [1]
7	Salmon-Q	HR Wallingford, UK (Wallingford Software, 1994)
8	DUFLOW	University of Wageningen, The Netherlands (Aalderink et al., 1995) cité dans [1]
9	AQUASIM	EAWAG, Switzerland (Reichert, 1994)
10	DESERT	IIASA (Ivanov et al., 1996), cité dans [1]
11	Prose + RIVE	ENSMP, ULB, France (even, 1995; Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995)
12	LIDO + TRACER	CETMEF, LNHE, France (Lebosse et Ladreyt, 2000)
13	TELEMAC2D-SUBIEF2D	EDF, LNHE, France (Hervouet & Van Haren, 1995 ; Guesmia, 2000a)
14	REFLUX 2D	UTC, Groupe d'Hydraulique Numérique, CETMEF, Compiègne (Tanguy et al., 1995a)
15	Fluidyn-Flowcoast	Transoft International.
16	MIKE 21	Danish Hydraulic Institute, Denmark. (MIKE21, 1996)
17	SAM 2D + RIVE	IFREMER, France (Cugier, 1999) + ENSMP
18	DELFT3D-WAQ	Delft Hydraulics, the Netherlands (Delft3D, 2000)
19	SAM 3D	IFREMER, France (Cugier, 1999)
20	TELEMAC3D-SUBIEF3D 3D	EDF, LNHE, France. (Janin et al., 1992 ; Guesmia., 2000b)

Tableau 2.9. Synthèse des logiciels simulant la qualité d'eau en rivière.

Les modèles pour lesquels les cases concernant la qualité d'eau sont grisées, n'ont pas encore de module de qualité, mais possèdent une structure ouverte dans laquelle il est possible d'implémenter des équations biologiques.

2.7 Choix de la structure du modèle pour le reste de l'étude

Les rejets de temps sec et les rejets pluviaux induisent des perturbations hydrauliques très importantes en Seine. Compte tenu de la configuration des rejets et de la faible profondeur de la Seine, on peut estimer que l'homogénéisation des panaches sur la verticale, concernant les variables dissoutes, est rapide. Par contre, la distance pour l'homogénéité transversale dans la rivière est, selon différentes expériences de traçage, de l'ordre de 5 à 10 km (Simon, 1995). Le caractère transitoire de l'écoulement (somme toute parfois quasi permanent dans le cas de rejets de temps sec), la proximité des rejets induisant des hétérogénéités transversales dans le champ moyen et l'épaisseur très mince de la couche superficielle du sédiment rendent difficilement interprétables les mesures de qualité d'eau effectuées pour suivre le panache de ces rejets. La quantification des phénomènes biogéochimiques exige une évaluation correcte des phénomènes de transport et de dilution. Le transport solide est quant à lui éminemment tridimensionnel, de part l'hétérogénéité verticale des profils de concentration ainsi que des paramètres de la turbulence. Cependant, caler et valider un modèle tridimensionnel nécessitent des jeux de données expérimentales très fins et relativement coûteux. Dans la mesure où nous souhaitions aborder l'ensemble de la problématique concernant les rejets urbains (hydraulique, transport dissous et particulaire, qualité de l'eau) et étudier, dans

[1] (Rauch et al., submitted)

un premier temps, les aspects transversaux, nous avons opté pour une modélisation bidimensionnelle horizontale, plus simple à mettre en œuvre et plus facilement confrontable à des données expérimentales. Le travail réalisé n'est qu'une première étape vers une modélisation tridimensionnelle, si l'on veut notamment étudier plus finement le transport solide.

Compte tenu de la taille du bief que l'on souhaite modéliser (une dizaine de kilomètres) et du nombre de variables du modèle de qualité d'eau, l'adoption d'un maillage très fin n'est pas souhaitable car le temps de calcul est alors trop élevé. Dans ces conditions, il semble assez illusoire d'appliquer un modèle comprenant une description détaillée de la turbulence. On se contentera donc de choisir comme base de notre modèle d'écoulement les équations bidimensionnelles de St-Venant. Le transport sera décrit par l'équation bidimensionnelle d'advection-diffusion.

Un modèle basé sur la méthode des éléments finis a aussi conditionné notre choix car il est alors possible de décrire très finement la géométrie des rives, des îles et des canaux de déversement de la station d'épuration d'Achères. D'autre part, nous avons besoin d'utiliser un modèle de transport qui offre la possibilité, de part sa structure ouverte, d'implémenter les équations d'un modèle de qualité d'eau. Pour ce dernier, nous avons choisi d'utiliser le modèle RIVE du PIREN-Seine. Le schéma conceptuel de RIVE nous est apparu bien adapté à la description des processus biogéochimiques présents dans le secteur d'étude, notamment celui représentant la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes. C'est ce processus, couplé à la production primaire, qui régule le niveau d'oxygène à l'aval de la station d'épuration. Il est alors indispensable de choisir un modèle de qualité qui prenne en compte plusieurs types de bactéries et plusieurs classes de dégradabilité de la matière organique, ainsi que la photosynthèse et la production primaire. D'autre part, ce modèle de qualité est implémenté dans les différents codes de calcul du PIREN-Seine, notamment dans ProSe 1D. Partir de la même description des processus biologiques dans le modèle bidimensionnel est intéressant car cela permet, en comparant les différences de résultats avec le modèle 1D, de valider nos développements d'une part et, d'autre part, de quantifier l'effet des hétérogénéités transversales sur la qualité globale du milieu.

Le système de modélisation TELEMAC 2D, composé du logiciel hydrodynamique TELEMAC 2D et du code de transport de particules cohésives SUBIEF 2D nous a semblé être un choix judicieux.

En effet, TELEMAC 2D a fait sa réputation depuis déjà de nombreuses années en terme de calcul bidimensionnel des écoulements à surface libre et le code SUBIEF 2D, qui récupère l'hydrodynamique calculée par TELEMAC 2D, possède un répertoire de qualité d'eau qui permet de construire le modèle de qualité que l'on souhaite.

De plus, ces deux codes font partie d'une chaîne de traitement complète regroupant des pré-processeurs (mailleur, digitalisation des fonds) et des post-processeurs (visualisation des résultats) très performants.

Enfin, la possibilité de passer en 3D avec les codes TELEMAC 3D et SUBIEF 3D est un avantage que nous n'avons pas négligé.

C'est pourquoi, une licence de recherche a été demandée et acceptée par le Laboratoire National d'Hydraulique et d'Environnement d'EDF, afin que nous puissions récupérer les sources des deux codes et développer le modèle de qualité d'eau (ainsi que d'autres processus que nous verrons après) au sein du logiciel SUBIEF 2D.

2.8 Conclusions du chapitre 2

L'impact des rejets urbains de temps sec et de temps de pluie reste une préoccupation majeure des Agences de l'Eau. Les rejets induisent des déficits en oxygène parfois fatals pour les peuplements piscicoles, des flux de métaux lourds et de micropolluants organiques importants et contribuent à dégrader de façon visible la qualité d'eau globale de la rivière. Différents axes de recherche ont été mis en place dans le PIREN-Seine. Ils ont montré l'importance de la phase solide dans le transport des différents polluants et l'influence de la qualité globale de la rivière sur l'impact des différents rejets. Beaucoup de questions restent cependant en suspens concernant notamment le rôle et la dynamique des sédiments frais sur la qualité du milieu. C'est ce point particulier que nous nous sommes proposés d'approfondir. Une modélisation bidimensionnelle de l'hydraulique, du transport et de la qualité d'eau s'avère indispensable pour étudier dans un premier temps les différents processus dans le champ moyen des rejets. Le site d'Achères a été choisi car il offre un impact des plus évident sur le milieu récepteur et parce qu'il est beaucoup plus simple à étudier qu'une zone sujette à des rejets urbains de temps de pluie. Le système TELEMAC 2D d'Électricité De France a été retenu pour le travail de modélisation. Le modèle hydraulique est performant, la méthode des éléments finis permet une discrétisation spatiale fine de la morphologie du fleuve et le modèle de transport SUBIEF 2D offre la possibilité d'y implémenter le module biogéochimique RIVE du PIREN-Seine, décrivant finement les processus majeurs qui régulent les niveaux d'oxygène dans une portion du fleuve soumise aux rejets urbains.

SUBIEF 2D prend déjà en compte le transport sédimentaire. Il utilise les formulations à seuils, aussi bien pour l'érosion que pour la sédimentation. Il est mono-classe pour la vase, dans laquelle les processus biologiques ne peuvent être poursuivis. Les considérations sur les conditions de transport sédimentaire en milieu naturel, la volonté d'utiliser des concepts simples et adaptés aux échelles de temps et d'espace considérées, nous ont conduit à envisager une réécriture complète du modèle de transport sédimentaire dans SUBIEF 2D. Le modèle devra être multi-classes dans la colonne d'eau et dans la vase. La navigation, comme facteur essentiel d'érosion à l'étiage, devra être introduite.

Chapitre 3. Modélisation d'un cours d'eau : le système TELEMAC 2D

3.1 Introduction

Le système TELEMAC propose une chaîne de traitement complète pour le calcul des mouvements d'eau, de substances dissoutes et particulaires dans les domaines fluviaux, estuariens et lacustres. Le système est composé d'éléments qui vont des pré-processeurs aux post-processeurs en passant par les logiciels de simulation numérique.

Dans la suite de ce chapitre, nous présenterons les logiciels de simulation qui ont été utilisés pour le présent travail, à savoir le code de calcul hydrodynamique TELEMAC 2D et le logiciel de transport des sédiments cohésifs SUBIEF 2D. Certains développements, correspondant à des améliorations du code SUBIEF 2D ont été effectués et seront présentés au chapitre suivant.

Le système a été programmé et développé au sein du Laboratoire National d'Hydraulique et d'Environnement de la Direction Études et Recherches d'Électricité De France (EDF-DER). Tous les logiciels de simulation numérique qui le composent respectent la procédure d'Assurance Qualité des logiciels scientifiques et techniques d'EDF. Il s'agit d'une démarche de construction et de vérification de la qualité du produit dans les différentes phases de son existence.

Les différents codes de calcul du système TELEMAC 2D sont basés sur des méthodes d'éléments finis, ce qui leur confèrent une grande souplesse pour la définition du domaine d'écoulement et les raffinements locaux du maillage. La compatibilité des différents logiciels de simulation est assurée par une architecture et des librairies communes.

Le système, distribué depuis 1993, a déjà été utilisé sur des centaines d'études et sur des domaines d'application très variés comme l'étude des zones inondables à la confluence Dordogne-Isles, l'étude de la dynamique hydrosédimentaire de l'estuaire de la Rance, le transfert des polluants entre l'estuaire de la Loire et la presqu'île de Noirmoutier ou encore la modélisation de l'inondation des zones urbaines après une rupture de barrage. Son club des utilisateurs est aujourd'hui constitué d'une cinquantaine de membres, chercheurs et ingénieurs venant de B.A.W Karlsruhe, l'Université de Bristol, l'Université de Hanovre, le SHOM, la SOGREAH, Wallingford Software, grâce auxquels les différents codes numériques sont développés et testés. Cela permet une évolution rapide du système.

Le choix d'utiliser TELEMAC 2D ayant été fait (chapitre 2) et EDF étant intéressé par une collaboration pour trouver de nouveaux champs d'applications du système de modélisation (qualité d'eau en rivière, MES…), une licence de recherche nous a été fourni pour permettre l'utilisation du code hydrodynamique et le développement du logiciel de transport. Une première partie du travail de recherche a été effectuée au sein du LNHE (pendant une année), qui a permis de construire le modèle numérique de terrain sur les dix kilomètres de rivière et d'apprendre le fonctionnement interne des différents outils de simulation. Ensuite, les sources et les librairies des éléments finis nous ont été compilées à l'École des Mines afin de poursuivre le travail de développement et l'analyse des différents résultats obtenus.

Nous présentons dans ce chapitre les équations, les hypothèses et les domaines de validité du modèle hydraulique et du modèle de transport bidimensionnels. Une brève description est faite concernant la méthode des éléments finis utilisée dans le système ainsi que les différents schémas numériques employés pour résoudre le système d'équations linéarisées. Nous nous limiterons dans ce chapitre à ne présenter que les équations et les schémas numériques du code que nous avons utilisé et à justifier certains choix de modélisation faits dans le cadre de cette thèse. En effet, différentes formulations mathématiques et schémas de résolution ont été implémentés dans les modèles du système TELEMAC afin de répondre à la grande variété des phénomènes que l'on peut rencontrer en hydraulique fluviale. Pour plus de détails sur ce sujet, le lecteur pourra se référer à Hervouet & Van Haren (1995).

3.2 Les pré et post processeurs

3.2.1 SINUSX : digitalisation de la bathymétrie

3.2.1.1 Principes

Ce logiciel, développé au L.N.H.E, permet, à l'aide d'une table à digitaliser, de saisir le contour et la bathymétrie du domaine d'étude. Le résultat est contrôlé et éventuellement corrigé sur un écran de station de travail. Les fichiers sont directement lisibles par le modèle TELEMAC 2D et le post-processeur RUBENS.

3.2.1.2 Saisie du contour et de la bathymétrie

Par l'intermédiaire du logiciel de digitalisation, nous avons saisi les contours de la Seine et de l'Oise à partir des planches au 1/2000ème du Service de la Navigation de la Seine (SNS). Le contour de la zone est à la cote 20.35 m NGF et correspond à l'intersection des berges et de la surface libre au niveau dit de retenue normale. Les émissaires d'Achères ont été digitalisés à l'aide de plans d'architecte au 1/200ème, fournis par les services techniques de la station d'épuration.

Les relevés bathymétriques de la Seine, provenant du SNS, ont permis de matérialiser les fonds. Les profils sont espacés de 18 mètres. Chacun d'eux est constitué en moyenne d'une vingtaine de points. 560 profils ont ainsi été pris en compte. Le système de repère géographique est le système de coordonnées Lambert zone II étendue. Ne possédant pas de données sur la bathymétrie des bras non navigués de l'île d'Herblay et de l'île de Nancy, ceux-ci ont été assimilés à des canaux trapézoïdaux, de pente de berge à 45° et conformes au tirants d'eau fournis par le Guide de la Navigation Fluviale (SANDRIN, 1986).

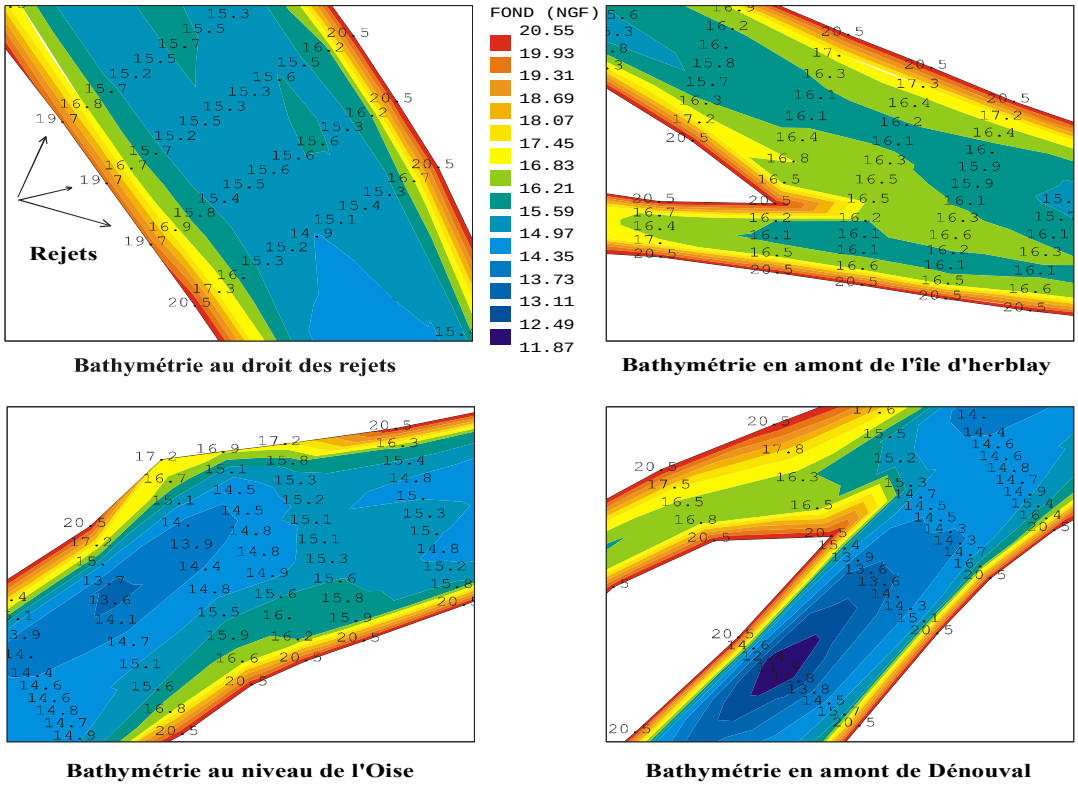


Figure 3.1. Bathymétrie des fond visualisée à l'aide du post processeur Rubens.

La figure 3.1 représente un exemple de l'évolution des fonds en fonction de la bathymétrie assignée au domaine.

3.2.2 MATISSE ET IDEAS : les mailleurs

3.2.2.1 Introduction

MATISSE (Quiquempoix et al.,1998 ; Quiquempoix et Boulet, 1998) génère des maillages libres bi-dimensionnels adaptés aux études faites avec TELEMAC. Un modèle numérique de terrain est défini par une triangulation de Delaunay contrainte par les données bathymétriques et géométriques. Il permet de définir le contour extérieur du domaine d'étude, d'indiquer les éléments géométriques à prendre en compte, de choisir les lignes de contrainte sur lesquelles s'appuiera le maillage. Il est aussi possible d'associer automatiquement les raffinements des mailles à certains critères comme la pente du fond, le champ de vitesse ou la profondeur. On définit de façon graphique les conditions aux limites du système.

IDEAS, autre mailleur, possède quant à lui deux modes de maillage : libre (les mailles se rapprochent le plus possible de triangles équilatéraux) ou réglé (triangles pouvant s'allonger suivant une direction donnée). Il est associé au logiciel STBTEL qui permet de définir la bathymétrie sur les nœuds du maillage.

La difficulté principale lors de la construction d'un maillage est d'assurer, à l'aide d'un nombre de mailles optimisé, la meilleure représentation possible de l'ensemble de la zone. En effet, si le nombre de mailles est trop élevé, les calculs à effectuer seront trop longs, et s'il n'y en a pas assez, le calcul ne sera pas suffisamment précis pour pouvoir en tirer des conclusions pertinentes. Le propre des méthodes aux éléments finis est d'offrir la possibilité de maillages facilement adaptatifs. Le maillage pourra donc décrire finement des zones complexes (rejets, confluence avec l'Oise, amont des îles) et être plus lâche dans d'autres secteurs plus réguliers. Cette souplesse permet une bonne description du domaine sans que le nombre de mailles soit prohibitif.

Deux maillages ont été réalisés, avec IDEAS, car il permet de définir des mailles étirées dans le sens de l'écoulement. Le premier, très raffiné, a été utilisé pour décrire de façon précise la modification du champ de vitesses en Seine induite par les rejets et l'Oise. Mais le nombre d'éléments de ce maillage est trop important pour simuler ensuite le transport des variables du modèle de qualité d'eau sur quelques mois. Un second maillage, beaucoup plus lâche, a donc été réalisé avec des mailles entièrement réglées afin de faciliter la description du chenal de navigation, nécessaire pour faire circuler les péniches dans le bief. Les résultats obtenus avec le premier maillage nous ont permis d'optimiser et de valider les résultats du maillage plus grossier.

3.2.2.2 Le maillage raffiné avec IDEAS

Le maillage réglé, qui donne la possibilité d'allonger les mailles dans le sens de l'écoulement et donc de diminuer le nombre de mailles d'un facteur 2 ou 3, a été utilisé pour décrire le fleuve dans les zones d'écoulement non perturbées. Au niveau de la station d'épuration, de la confluence avec l'Oise et des îles, nous avons utilisé un maillage libre (maille en triangle équilatéral) qui ne privilégie plus aucune direction et qui permet une description plus fine des zones sensibles (voir figure 3.2).

Le maillage ainsi construit possède 8200 nœuds et 15200 éléments. Les simulations hydrauliques avec le modèle TELEMAC 2D sur ce maillage nous ont permis de caractériser finement le champ des vitesses, notamment dans les zones perturbées de l'écoulement. Les résultats sont présentés au chapitre 5. Mais les temps de calcul relativement importants nous ont conduit à simplifier le maillage tout en conservant des raffinements aux endroits les plus perturbés.

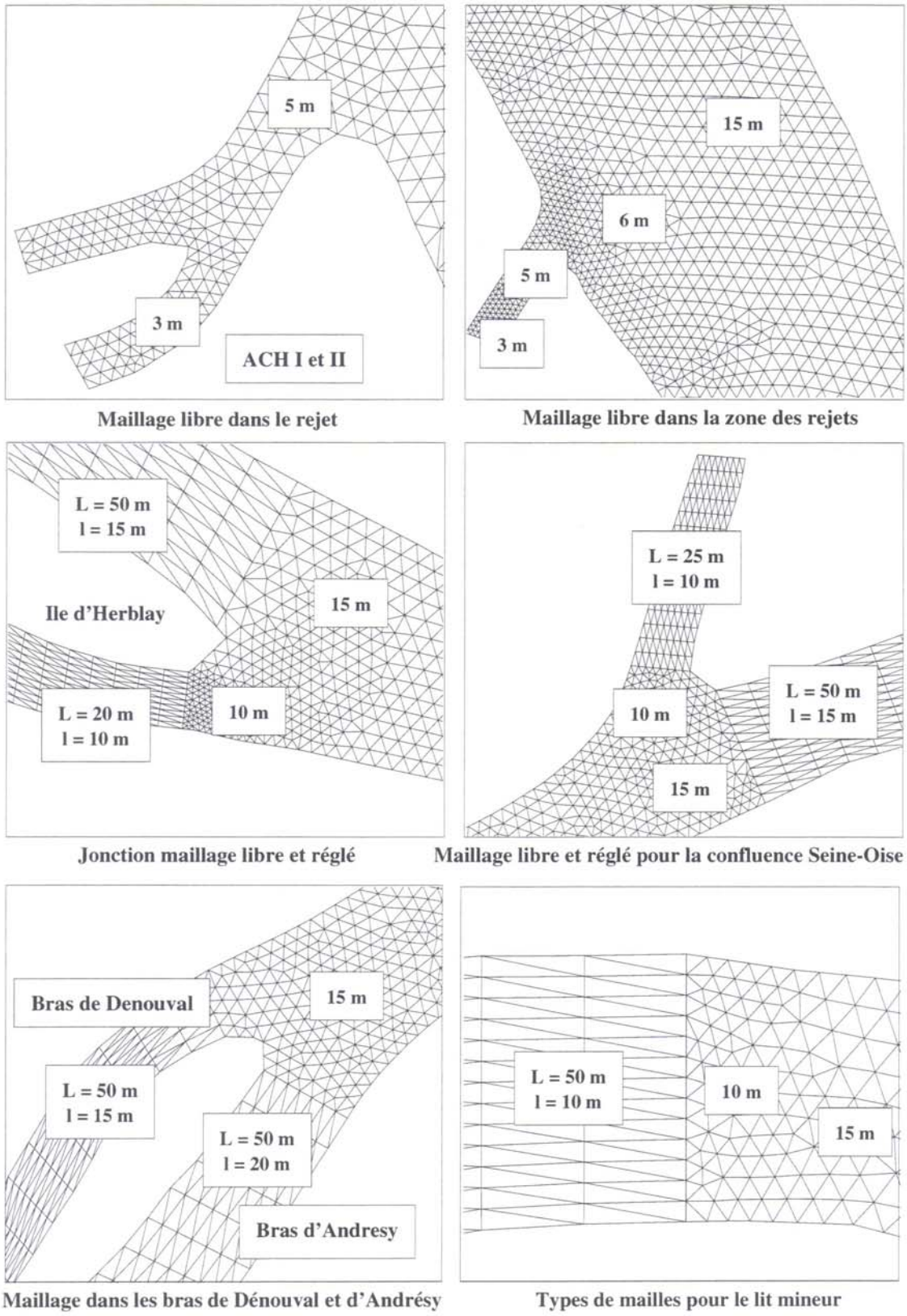
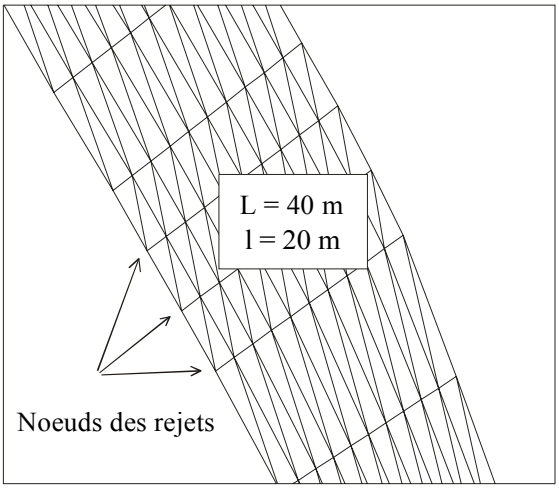


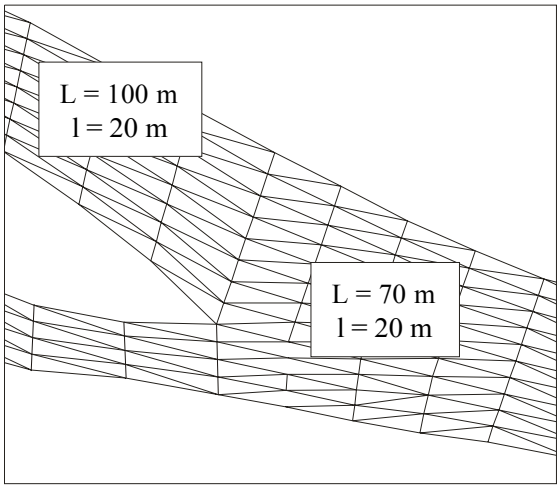
Figure 3.2. Description du maillage raffiné réalisé à l'aide du mailleur Ideas.

3.2.2.3 Le maillage simplifié avec IDEAS

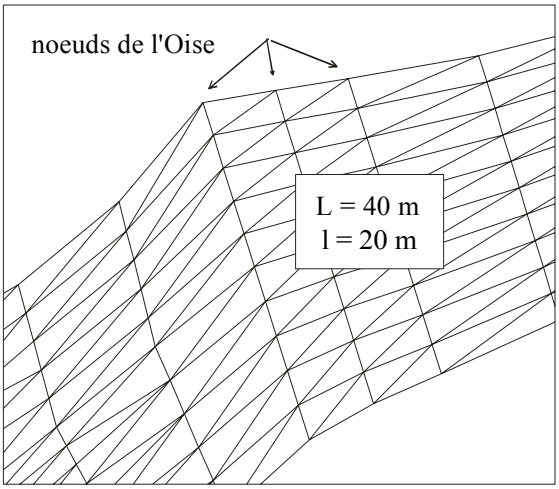
Les résultats obtenus à partir du maillage raffiné ont servi de référence pour définir un maillage simplifié. Les trois rejets d'Achères ont été assimilés à un seul rejet . Le maillage a alors été adapté pour que le champ de vitesses (intensité et direction) de ce pseudo rejet soit identique au premier maillage. Nous avons dû notamment modifier la bathymétrie au droit du rejet pour que la section mouillée soit identique pour les deux configurations. La figure 3.3 montre les caractéristiques du maillage simplifié. La simplification des rejets nous a permis d'utiliser un maillage réglé pour toute la zone d'étude. La longueur des mailles varie entre 25 et 100 mètres, en fonction des zones perturbées ou non de l'écoulement. Leur largeur est quasi constante, égale à 20 mètres. Les profils transversaux sont alors discrétisés en une dizaine de nœuds.



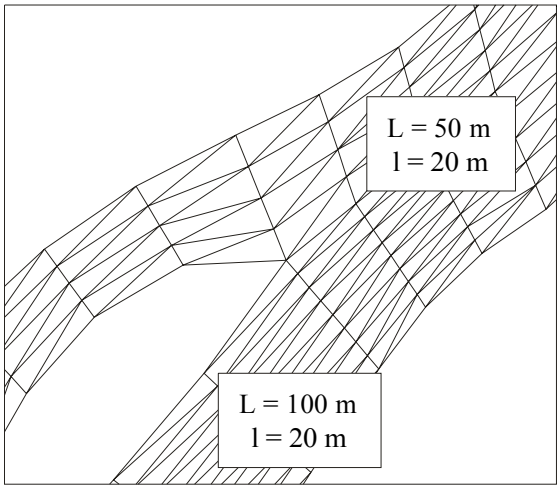
Maillage resséré pour l'arrivée des rejets



Maillage resséré au niveau de l'île d'Herblay



Maillage resséré pour l'arrivée de l'Oise



Maillage resséré au niveau du bras de Dénouval

Figure 3.3. Maillage simplifié réalisé avec Ideas.

Le nombre d'éléments obtenu avec le maillage simplifié est de 2500 et le nombre de nœuds de 1400, soit un facteur 1/6 par rapport au maillage raffiné.

3.2.2.4 Choix du maillage pour le reste de l'étude

La simplification du maillage nous a permis de réduire sensiblement les temps de calcul d'un facteur six sans que la précision des résultats ne soit affectée. De plus, comme nous le verrons par la suite, la modélisation des processus d'érosion est plus aisée avec un maillage réglé car il permet de décrire simplement le chenal de navigation emprunté par les péniches.

La comparaison des résultats de simulation d'hydrodynamique obtenus avec les deux types de maillage montre que l'on ne perd pas d'information sur les hauteurs d'eau et le champ des vitesses dans le domaine, hormis dans le secteur immédiat des rejets pour lequel le champ de vitesse calculé avec le maillage simplifié est moins précis qu'avec le maillage raffiné (chapitre 5). Dès que l'on s'écarte de quelques dizaines de mètres des points de rejets, les deux champs de vitesses redeviennent identiques. Les masses d'eau sont conservées. Il faut noter que la simplification du maillage a été possible car le fleuve est fortement canalisé dans cette zone, avec des fonds relativement homogènes et des berges régulières. Il n'y a pas d'obstacles tels que des seuils hydrauliques et les éventuelles piles de pont n'ont pas été représentées.

Toutes les études concernant le transport particulaire et la qualité de l'eau, qui nécessitent l'utilisation d'un nombre de variables ont été réalisées avec le maillage simplifié.

3.2.3 RUBENS : le traitement des fichiers résultats

RUBENS est un logiciel de représentation graphique de données sur des maillages monodimensionnels et bidimensionnels. Le logiciel intègre de nombreux types de représentation graphique.

Les maillages générés par RUBENS sont quelconques (structurés ou non) et sont constitués d'éléments triangulaires ou quadrangulaires.

Le logiciel permet aussi de visualiser les résultats de mesures expérimentales connus sur un ensemble de points discrets d'un espace à une dimension ($z_i = f(x_i)$) ou à deux dimensions ($z_i = f(x_i, x_j)$) (Quiquempoix, 1997).

3.3 Le code de calcul hydraulique TELEMAC 2D

3.3.1 Introduction

TELEMAC-2D calcule les écoulements non permanents à surface libre, en milieu peu profond, supposés homogènes sur la verticale. Il permet d'étudier aussi bien des domaines côtiers que fluviaux , estuariens ou lacustres. Concernant les systèmes fluviaux, le code permet de prendre en compte les crues, les apports de débits par un cours d'eau , le frottement sur le fond, la turbulence et les sources et puits de fluide et de quantité de mouvement à l'intérieur du domaine. Les zones sèches et les plaines inondables peuvent aussi être représentées.

Les domaines d'application du logiciel sont nombreux. On peut étudier par exemple l'impact de la construction d'ouvrages, les ruptures de barrage, les études d'inondations (Hervouet, 1996). Nous avons décidé d'utiliser dans un premier temps ce code plutôt que le code TELEMAC 3D. Bien que le champ proche des rejets d'Achères soit hétérogène dans les trois dimensions, l'homogénéité verticale, du point de vue des espèces dissoutes, est très vite atteinte comme en témoignent les campagnes de mesures effectuées par des équipes du PIREN-Seine (Chesterikoff et al., 1991 ; Martin et al., 1999). De plus, nous n'avons pas observé sur le site de stratification induite par la différence de densité ou de température entre la masse d'eau des rejets et celle de la Seine. En effet, à l'étiage, la température des deux masses d'eau est sensiblement la même (à 0.5 °C près sur une centaine de mètres) et les concentrations en MES dans les rejets sont dans un rapport 2 avec celles présentes en Seine (35 mg l^{-1} pour les rejets en moyenne contre 15 à 20 mg l^{-1} pour la Seine).

Cependant, nous sommes conscient que le champ de vitesses dans le champ proche des rejets ne sera pas correctement représenté. Notre démarche peut être considérée comme une première étape dans l'étude de l'impact d'un gros rejet urbain sur la qualité du milieu récepteur.

TELEMAC 2D résout, par une méthode aux éléments finis sur des maillages non structurés constitués de triangles, les équations de Barré de Saint-Venant à deux dimensions horizontales. Ces équations expriment en tout point du domaine de calcul, la conservation de la masse d'eau (équation de continuité) et la conservation de la quantité de mouvement dans les deux directions d'espaces horizontales (équations dynamiques). Les équations de Barré de Saint Venant résultent de l'intégration des équations de Navier Stokes sur la verticale. Les hypothèses et approximations que nécessitent la résolution des termes non linéaires forment les limites du domaine de validité des équations.

3.3.2 Des équations de Navier Stokes aux équations de Saint Venant

3.3.2.1 Équations de Navier-Stokes

Les écoulements de fluides incompressibles sont gouvernés par les équations de Navier-Stokes. Ces équations, qui expriment des lois physiques de conservation, se déduisent des lois newtoniennes du mouvement. Elles relient la vitesse et la pression en chaque point de l'écoulement. Quatre fonctions inconnues doivent être déterminées : les trois composantes du vecteur vitesse et la pression. Les équations de Navier-Stokes sont des équations non linéaires, pour lesquelles une solution analytique n'est pas connue. De plus, la théorie mathématique de ces équations est encore incomplète : si en deux dimensions d'espace (écoulement plan) des résultats d'existence, d'unicité et de régularité des solutions sont connus, il n'en est pas de même en trois dimensions. Deux termes interviennent dans les équations de Navier-Stokes. Le terme de diffusion, qui est linéaire, traduit l'effet physique de la viscosité du fluide sur l'écoulement et a pour effet de contrôler tout développement d'instabilité. Son rôle est d'autant plus important que la viscosité est plus grande. Le deuxième terme, appelé terme inertiel, est non linéaire, et est à l'origine des interactions qui peuvent générer des phénomènes à des échelles spatiales très différentes. Plus la vitesse de l'écoulement est grande, plus l'influence du terme inertiel dans les équations de Navier-Stokes est forte. Le comportement d'un écoulement dépend donc du rapport vitesse/viscosité. L'état désordonné survient en réalité lorsque la vitesse du fluide devient supérieure à une limite au delà de laquelle la viscosité ne suffit plus à réguler les mouvements. Il est donc courant de caractériser le régime d'un écoulement par un nombre adimensionnel, le nombre de Reynolds, qui correspond au rapport entre les forces d'inertie et les forces visqueuses :

$$\mathrm{Re} = \frac{\rho U D}{\mu} \tag{3.1}$$

où U et D sont la vitesse et la distance caractéristiques de l'écoulement. Si le nombre de Reynolds est petit, l'écoulement est régulier ou laminaire. S'il est grand - c'est-à-dire supérieur à une certaine valeur, appelée Reynolds critique - l'écoulement est turbulent. Les écoulements turbulents sont les plus nombreux, aussi bien dans l'atmosphère qu'à la surface de la terre.

Dans un écoulement, la transition entre un régime laminaire et un régime turbulent s'effectue généralement pour un nombre de Reynolds critique égal à 2400. Un écoulement est considéré comme pleinement turbulent lorsque le nombre de Reynolds est supérieur à 5000 (Hinze, 1975).

Les équations de Navier Stokes expriment la conservation de la masse, de la quantité de mouvement et d'une quantité scalaire (en considérant la notation d'Einstein) :

Conservation de la masse :

$$\frac{\partial \widetilde{U}_i}{\partial x_i} = 0 \tag{3.2}$$

Conservation de la quantité de mouvement :

$$\frac{\partial \widetilde{U}_i}{\partial t} + \widetilde{U}_j \frac{\partial \widetilde{U}_i}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho}\frac{\partial \widetilde{P}}{\partial x_i} + \nu \frac{\partial^2 \widetilde{U}_i}{\partial x_j^2} + g_i \frac{\rho - \rho_r}{\rho_r} \tag{3.3}$$

Conservation d'une quantité scalaire (température, concentration d'un traceur) :

$$\frac{\partial \widetilde{\phi}}{\partial t} + \widetilde{U}_j \frac{\partial \widetilde{\phi}}{\partial x_j} = -\lambda \frac{\partial^2 \widetilde{\phi}}{\partial x_j^2} + S_\phi \tag{3.4}$$

$\widetilde{U}_i$ représente la composante de la vitesse instantanée selon la direction i, $\widetilde{P}$ est la pression statique et $\widetilde{\phi}$ une quantité scalaire. ν et λ sont respectivement la viscosité moléculaire du fluide et la diffusivité moléculaire. S_ϕ est un terme volumique représentant une source ou un puit pour la quantité scalaire $\widetilde{\phi}$.

Le dernier terme de l'équation de la quantité de mouvement représente l'effet d'une variation de densité. L'approximation de Boussinesq consiste à ne tenir compte de cette variation que dans les termes de gravité appelé communément g_i. ρ_r est une densité de référence. En considérant une équation d'état gouvernant l'évolution de la densité ρ, on aboutit à un système fermé. Les termes de flottabilité peuvent introduire une relation entre l'équation de la quantité de mouvement et l'équation de la quantité scalaire puisque ρ peut être affectée par la température ou des concentrations d'espèces chimiques (comme la salinité). Cependant, le terme de flottabilité est négligeable dans les milieux non sujet à de forts gradients de température ou de concentration d'une espèce.

3.3.2.2 Équations de Reynolds tridimensionnelles

Les écoulements en rivières sont toujours turbulents. D'ailleurs, la prise en compte de cette turbulence est essentielle pour expliquer le transport de polluants dans le cours d'eau. En effet, le déplacement d'un polluant est gouverné presque entièrement par le brassage turbulent de l'écoulement qui le transporte.

Quand l'écoulement est turbulent, les grandeurs physiques macroscopiques (vitesse, pression) varient de façon rapide et aléatoire. Un écoulement turbulent est nécessairement rotationnel. La turbulence se caractérise aussi par une diffusivité et un nombre de Reynolds élevé (Ravier et Rigaud, 2000).

Un écoulement turbulent est donc composé de « filets fluides » qui, au lieu de conserver leur individualité en glissant uniquement les uns sur les autres, échangent entre eux des particules fluides. Ainsi, le fluide zigzague, s'enroule sur lui même et semble se déplacer de façon aléatoire autour de la direction générale de l'écoulement (Tritton, 1988).

D'un point de vue pratique, on ne s'intéresse pas en détail au mouvement turbulent. Une approche statistique suggérée par Reynolds est adoptée pour traiter la turbulence. Des quantités moyennes sont définies par :

$$F = \frac{1}{t_2 - t_1} \int_{t_1}^{t_2} \widetilde{F}\, dt \tag{3.5}$$

où $\widetilde{F}$ représente la valeur instantanée des composantes de la vitesse, de la pression, de la température ou des espèces chimiques. Cette valeur est décomposée en une valeur moyenne F et une composante fluctuante f :

$$\widetilde{F} = F + f \tag{3.6}$$

La moyenne temporelle décrite ci dessus appliquée aux équations (3.2) à (3.4) aboutit aux équations suivantes :

$$\frac{\partial U_i}{\partial x_i} = 0 \tag{3.7}$$

$$\frac{\partial U_i}{\partial t} + U_j \frac{\partial U_i}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho}\frac{\partial P}{\partial x_i} + \frac{1}{\rho}\frac{\partial}{\partial x_j}\left(\mu \left(\frac{\partial U_i}{\partial x_j} + \frac{\partial U_j}{\partial x_i} \right) - \rho \overline{u_i u_j} \right) + g_i \frac{\rho - \rho_r}{\rho_r} \tag{3.8}$$

$$\frac{\partial \phi}{\partial t} + U_j \frac{\partial \phi}{\partial x_j} = +\lambda \frac{\partial}{\partial x_j}\left(\frac{\partial \phi}{\partial x_j} - \frac{1}{\lambda} \overline{\varphi u_j} \right) \tag{3.9}$$

La moyenne temporelle permet d'éliminer des équations les fluctuations des différentes grandeurs. Par contre, la non linéarité des termes advectifs introduit dans les équations de nouvelles corrélations inconnues du type $\overline{u_i u_j}$ et $\overline{\varphi u_j}$. Ces termes correspondent aux produits croisés entre, respectivement, les fluctuations des vitesses et les fluctuations des vitesses et des grandeurs scalaires.

$-\rho \overline{u_i u_j}$ définit le tenseur turbulent de Reynolds. Physiquement, cette expression représente la dissipation d'énergie lié à la turbulence. Dans la suite du document, on notera par R_{ij} cette grandeur et par J_i la grandeur $-\rho \overline{\varphi u_j}$.

Les termes $\mu\left(\frac{\partial U_i}{\partial x_j} + \frac{\partial U_j}{\partial x_i} \right)$ représentent la dissipation de l'énergie liée à la viscosité du fluide. Ils sont notés τ_{ij}. Ces termes sont en général négligeables devant ceux représentant la dissipation de l'énergie par la turbulence.

Dans l'équation (3.8), nous ne tenons pas compte explicitement de l'effet de la force de Coriolis car cet effet est, d'une part, perceptible uniquement pour de très grands domaines, et d'autre part, parce que la force de Coriolis est exprimée comme une fonction linéaire des vitesses et n'introduit donc pas de terme inconnu lors de l'intégration temporelle ou sur la hauteur (Simon, 1995).

Dans TELEMAC 2D, la modélisation de la turbulence repose sur le concept de viscosité turbulente : les contraintes de Reynolds sont alors exprimées en fonction des gradients du champ des vitesses, si bien que les termes turbulents sont représentés par un opérateur de dispersion dont l'importance est contrôlée par la viscosité turbulente ν_t (hypothèse de Boussinesq). Cette dernière est une propriété locale de l'écoulement, contrairement à la viscosité moléculaire qui est une propriété intrinsèque du fluide. La viscosité turbulente est supposée proportionnelle au produit d'une échelle de longueur et d'une échelle de vitesse caractéristiques de l'écoulement. C'est la façon d'exprimer ces deux échelles qui différencie les différents modèles basés sur le concept de viscosité turbulente.

L'expression du tenseur de Reynolds est donnée par :

$$-\rho \overline{u_i u_j} = \nu_t \left(\frac{\partial U_i}{\partial x_j} + \frac{\partial U_j}{\partial x_i} \right) - \frac{2}{3} \rho k \delta_{ij} \tag{3.10}$$

où k est l'énergie cinétique turbulente et δ_{ij} le symbole de Kronecker. Hervouet & Van Haren (1995) négligent le dernier terme de l'équation (3.10), si bien que les termes $\frac{1}{\rho}\frac{\partial}{\partial x_j}(\tau_{ij}+R_{ij})$ sont écrits $\frac{\partial}{\partial x_j}\left((\nu+\nu_t)\left(\frac{\partial U_i}{\partial x_j}+\frac{\partial U_j}{\partial x_i}\right)\right)$.

L'équation (3.8) devient :

$$\frac{\partial U_i}{\partial t}+U_j\frac{\partial U_i}{\partial x_j}=-\frac{1}{\rho}\frac{\partial P}{\partial x_i}+\frac{\partial}{\partial x_j}\left((\nu+\nu_t)\left(\frac{\partial U_i}{\partial x_j}+\frac{\partial U_j}{\partial x_i}\right)\right)+g_i\frac{\rho-\rho_r}{\rho_r} \tag{3.11}$$

3.3.2.3 Équations moyennées sur la hauteur

Dans la plupart des écoulements à surface libre, peu profond, les caractéristiques de l'écoulement varient peu dans la direction verticale. Il devient alors possible de décrire simplement la distribution des vitesses dans le plan horizontal. On émet alors plusieurs hypothèses simplificatrices :

La pression est supposée hydrostatique :

L'approximation de pression hydrostatique (simple équilibre entre la pression et le champ de pesanteur) peut être vérifiée dans certaines géométries simples mais devient très erronée dans des configurations plus complexes rencontrées assez régulièrement dans les cours d'eau : écoulement autour d'ouvrages, approfondissements brusques, forte courbure, écoulements à très faible tirant d'eau (Herouin, 1991). Dans notre étude, nous ne sommes pas dans ces conditions et l'hypothèse hydrostatique est justifiée :

$$-\frac{1}{\rho}\frac{\partial P}{\partial z}-g=0 \quad \text{soit } P(x,y,z)=-\rho g z+cste \tag{3.12}$$

La constante est choisie pour que $P(x,y,Z)=0$ où Z est la cote de la surface libre. Nous supposons de plus que la pression atmosphérique est nulle (ou une constante proche de zéro). Mais nous pouvons, si nous le souhaitons, la prendre en compte en ajoutons simplement le terme $-\frac{1}{\rho}\overrightarrow{grad}(P_a)$ dans la partie droite de l'équation de la quantité de mouvement.

L'hypothèse hydrostatique suppose une accélération verticale insignifiante. Les équations de St-Venant ne propose donc pas d'équation pour les vitesses verticales.

La surface libre et le fond sont supposés imperméables

Hervouet & Van Haren (1995) supposent qu'il n'y a pas de transfert d'eau aux interfaces sol-eau et eau-air. Une particule d'eau située à ces interfaces restera dans la colonne d'eau.

Les termes dispersifs sont considérés comme une diffusion additionnelle.

L'intégration sur la verticale des termes advectifs $U_j\frac{\partial U_i}{\partial x_j}$ produit des non linéarités qui ne sont pas nulles s'il existe une hétérogénéité des vitesses dans cette direction. Ces termes, appelés termes de dispersion, sont interprétés dans TELEMAC 2D comme une diffusion additionnelle. En fait, ils prennent en compte les fluctuations des vitesses autour de la moyenne (sur la verticale) et sont analogues aux contraintes turbulentes de Reynolds. En réalité, ils résultent du fait que le mouvement de la masse d'eau est dû à un courant réel et non à un courant moyenné sur la verticale. Les auteurs ont choisi de traiter ces termes selon une approche diffusive, qui considère que l'on peut additionner ces termes dispersifs au tenseur de Reynolds.

Par conséquent, la viscosité effective ν_e considérée dans TELEMAC 2D inclut la viscosité moléculaire, turbulente et la dispersion.

En utilisant la règle de Leibnitz, l'intégration sur la verticale des équations (3.7) à (3.9) aboutit aux équations suivantes, que l'on écrit dans leur formulation hauteur-vitesses :

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \vec{u}\,.\,\overrightarrow{grad}\left(h\right) + h\,div\left(\vec{u}\right) = Sce \tag{3.13}$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u\frac{\partial u}{\partial x} + v\frac{\partial u}{\partial y} = -g\frac{\partial Z}{\partial x} + F_x + \frac{1}{h}div\left(h\,\nu_e\,\overrightarrow{grad}\,u\right) + \frac{Sce}{h}\left(u_{Sce} - u\right) \tag{3.14}$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u\frac{\partial v}{\partial x} + v\frac{\partial v}{\partial y} = -g\frac{\partial Z}{\partial y} + F_y + \frac{1}{h}div\left(h\,\nu_e\,\overrightarrow{grad}\,v\right) + \frac{Sce}{h}\left(v_{Sce} - v\right) \tag{3.15}$$

$$\frac{\partial \phi}{\partial t} + u\frac{\partial \phi}{\partial x} + v\frac{\partial \phi}{\partial y} - \frac{1}{h}div\left(h\,\nu_T\,\overrightarrow{grad}\,\phi\right) = \frac{Sce}{h}\left(\phi_{Sce} - \phi\right) \tag{3.16}$$

où :

Z est la cote du fond, h la hauteur d'eau, u et v la première et la deuxième composante de la vitesse moyenne de l'écoulement. F_x et F_y représentent les termes sources et les forces volumiques dans lesquelles on intègre les contraintes turbulentes au fond et en surface.

Sce représente un apport d'eau, u_{Sce}, v_{Sce} et ϕ_{Sce} sont respectivement la première et la deuxième composante de la vitesse à la source et la valeur de la grandeur scalaire à la source.

ν_T est le coefficient de diffusion du traceur qui tient compte de la dispersion. Nous n'avons pas utilisé le code de calcul TELEMAC 2D pour résoudre le transport des variables biologiques que nous modélisons. En effet, nous avons préféré traiter ces processus au sein du modèle de transport SUBIEF 2D qui permet, outre le transport par convection et diffusion, d'introduire tous les processus biogéochimiques qui conditionnent l'évolution de variables comme l'oxygène ou la matière organique. De plus, TELEMAC 2D traite des traceurs dissous et non particulaires. Il n'y a ni dépôt, ni érosion et l'évolution du fond n'est pas représentée.

Cependant, en terme de résolution numérique, SUBIEF 2D fait appel aux même schémas que TELEMAC 2D et la bibliothèque des éléments finis, BIEF, est identique pour les deux codes de calcul.

Le code de calcul SUBIEF 2D sera décrit au paragraphe 3.5.

3.3.3 Termes sources et forces volumiques

Le modèle permet de prendre en compte divers termes sources et forces volumiques autres que la pression et le poids : l'influence du vent, le frottement au fond, la force de Coriolis, la pression atmosphérique et différentes sources de quantité de mouvement. Dans notre cas, seule la force engendrée par le frottement au fond a été traitée car le domaine est restreint et non sujet à des variations de pression atmosphérique et de vent intenses.

3.3.3.1 Traitement du frottement au fond

La contrainte induite par le frottement de la masse d'eau sur un fond plat est parallèle à l'écoulement et peut être exprimée de la manière suivante :

$$\vec{\tau} = \frac{1}{2}\rho C_f \left| u \right| \vec{u} \tag{3.17}$$

où u est la vitesse du fluide. Cette contrainte a pour direction celle du courant.

Le coefficient de traînée C_f est rarement utilisé. Il est traditionnellement remplacé par d'autres coefficients dont les plus courants sont le coefficient de Chézy et le coefficient de Strickler, notés respectivement C et K. C et C_f sont liés par la relation :

$$C = \sqrt{\frac{2g}{C_f}} \tag{3.18}$$

La force de frottement au fond, prise en compte dans les équations de Saint-Venant s'exprime par $-\frac{1}{\rho h}\vec{\tau}.\vec{n}_{fond}$, où $\vec{n}_{fond}$ est le vecteur normal au fond dirigé vers l'extérieur. En notant α, l'angle entre la surface libre et le fond, on peut écrire la formule de Chézy pour la force de frottement :

$$\vec{F} = -\frac{1}{\cos(\alpha)}\frac{g}{hC^2}|u|\vec{u} \tag{3.19}$$

La loi empirique de Manning-Strickler définit les valeurs du coefficient de Chézy en fonction de la rugosité du fond :

$$C = K\, R_H^{1/6} \tag{3.20}$$

où R_H est le rayon hydraulique assimilé dans TELEMAC à la hauteur d'eau. Cette approximation n'est en principe applicable qu'à des chenaux ou rivières très larges.

La loi de Strickler, utilisée dans notre étude, permet donc de définir les composantes des forces volumiques induites par le frottement au fond :

$$F_x = -\frac{1}{\cos(\alpha)}\frac{g}{h^{4/3}K^2}u\sqrt{u^2+v^2} \tag{3.21}$$

$$F_y = -\frac{1}{\cos(\alpha)}\frac{g}{h^{4/3}K^2}v\sqrt{u^2+v^2} \tag{3.22}$$

3.3.4 Conditions aux limites

Physiquement, nous pouvons distinguer deux types de conditions aux limites appliqués au domaine de calcul : les limites solides et les limites liquides.

3.3.4.1 Limites solides

Pour ce type de limite, une condition d'imperméabilité est donnée : aucun débit ne peut traverser une limite solide. Il existe cependant du frottement. Le coefficient de frottement au bord, a, est soit déterminé par l'utilisateur, soit calculé par le modèle de turbulence. Il sert à imposer les conditions au bord suivantes :

$$\frac{\partial u}{\partial n} = a\,u \;; \qquad \frac{\partial v}{\partial n} = a\,v \tag{3.23}$$

Nous verrons, dans l'annexe A, que la formulation variationnelle en éléments finis comporte les deux conditions d'imperméabilité et de frottement. Ceci implique en particulier qu'il n'est pas nécessaire d'imposer une condition sur la hauteur d'eau dans le cas d'une limite solide.

3.3.4.2 Limites liquides

Ces limites sont plus délicates à traiter parce qu'elles supposent l'existence d'une masse d'eau sur une frontière qui ne fait pas partie du domaine de calcul mais qui néanmoins l'influence fortement. Pour introduire correctement ces limites liquides dans le système de calcul, il est demandé à l'utilisateur de préciser quel type de limite liquide il veut introduire aux frontières de son domaine. Pour un régime fluvial, on détermine les débits entrants et sortants respectivement par :

- vitesses imposées et hauteur d'eau libre (conditions de débit entrant)
- hauteur imposée et vitesse libre (conditions de débit sortant)
- les vitesses peuvent être imposées directement par leur profil ou bien par l'intermédiaire d'un débit.

3.3.5 Modélisation de la turbulence

3.3.5.1 Théorie de la turbulence homogène et isotrope

La turbulence est un mouvement tourbillonnaire. Dans un écoulement turbulent, on trouve de nombreux tourbillons de tailles fort différentes. Les plus gros tourbillons peuvent être à l'échelle de l'écoulement, les plus petits tourbillons de la taille du millimètre.

Bien qu'ils soient différenciés les uns des autres, les tourbillons sont liés par un processus de transmission de l'énergie appelé couramment « cascade d'énergie ».

Les grands tourbillons interagissent dans un premier temps avec l'écoulement moyen, leurs échelles de longueur étant similaires. La présence de gradients de vitesses dans l'écoulement provoque la distorsion de ces tourbillons. Lors de ce processus d'étirement, de l'énergie cinétique est extraite de l'écoulement moyen pour alimenter les mouvements turbulents de grande échelle. La plus grande part de l'énergie cinétique étant contenue dans les tourbillons de plus grande taille, cela permet de maintenir la turbulence.

A force d'être étirés, les gros tourbillons sont scindés en tourbillons de plus en plus petits, jusqu'à ce que les forces visqueuses deviennent actives, dissipent cette énergie en détruisant les petits tourbillons et la convertissent en énergie thermique interne.

Le taux d'énergie dissipée est déterminé par les mouvements turbulents de grande échelle même si les forces visqueuses interviennent aux niveaux des tourbillons les plus petits. En effet, c'est l'énergie extraite de l'écoulement moyen et transmise aux gros tourbillons qui est ensuite apportée aux petits tourbillons et finalement dissipée (Rodi, 1980).

Malgré les récents progrès réalisés en terme de moyens de calcul, les équations exactes de Navier-Stokes, permettant de décrire les écoulements turbulents, ne peuvent être résolues numériquement. En effet, les tourbillons pouvant être de l'ordre du millimètre, ils ne sont pas du tout à l'échelle du domaine. Une grille permettant une description précise de toutes les échelles de la turbulence exigerait un nombre considérable d'éléments. Or, la capacité de stockage et la vitesse des ordinateurs demeurent à l'heure actuelle insuffisantes.

Afin de passer outre ce genre de difficultés, la solution couramment utilisée est de s'intéresser uniquement aux valeurs moyennes sans se préoccuper des fluctuations temporelles dont la connaissance précise est extrêmement délicate. Toutefois, le passage à la moyenne temporelle crée un nouveau problème : les équations comportent des termes inconnus supplémentaires qu'il est nécessaire d'expliciter (tenseur de Reynolds).

Le problème est résolu par l'introduction de modèles de turbulence constitués d'équations différentielles et de constantes qui permettent de fermer le système (Buil, 1999).

3.3.5.2 Modèles de turbulence dans TELEMAC 2D

Il existe un nombre important de modèles de fermeture plus ou moins complexes. Deux de ces modèles sont disponibles dans le code TELEMAC 2D. Ils reposent tous les deux sur le concept de viscosité turbulente.

Le premier de ces modèles consiste à utiliser un coefficient de viscosité constant. Dans ce cas, celui ci représente à la fois la viscosité moléculaire, la viscosité turbulente et la dispersion. Sa valeur est fourni par l'utilisateur et a une importance certaine sur la taille et la forme des recirculations. Une valeur faible aura tendance à ne dissiper que les tourbillons de petite taille, une valeur importante aura tendance à dissiper les recirculations de grande taille. L'utilisateur doit donc choisir cette valeur avec soin, notamment en fonction de la taille des recirculations qu'il souhaite dissiper et de la vitesse moyenne de retournement de ces

recirculations. Il faut noter par ailleurs qu'une valeur conduisant à la dissipation de recirculations de taille inférieure à deux mailles n'a pratiquement aucune influence sur le calcul. TELEMAC 2D offre la possibilité d'un coefficient variable en espace et en temps. Il est alors nécessaire de programmer ces variations dans une subroutine appropriée.

Dans le cas où une viscosité constante n'est pas suffisante, TELEMAC 2D offre la possibilité d'utiliser un modèle à deux équations permettant de calculer en tout point du maillage le coefficient de viscosité turbulente. C'est le modèle (k, ε), qui résout directement les équations de transport de l'énergie cinétique turbulente k et de son taux de dissipation ε.

L'énergie cinétique et la dissipation turbulente moyennées sur la verticale sont définies de la façon suivante :

$$k = \frac{1}{h} \int_{Z_f}^{Z} \frac{1}{2} \overline{u_i' u_i'} \, dZ \qquad \left(i = 1,3 \right) \tag{3.24}$$

$$\varepsilon = \frac{1}{h} \int_{Z_f}^{Z} \nu_t \, \overline{\frac{\partial u_i'}{\partial x_j} \frac{\partial u_i'}{\partial x_j}} \, dZ \qquad \left(i = 1,3 ; j = 1,3 \right) \tag{3.25}$$

L'énergie cinétique turbulente constitue, compte tenu de sa définition, une mesure directe de l'intensité des fluctuations turbulentes dans les trois directions. Cette valeur correspond bien à l'échelle de vitesse des plus grands tourbillons dans la mesure où ce sont eux qui détiennent la plus grande part de l'énergie cinétique turbulente (Binder, 1993).

La viscosité turbulente est alors donnée par la relation semi-empirique suivante donnée par Kolmogorov :

$$\nu_t = c_\mu \frac{k^2}{\varepsilon} \tag{3.26}$$

c_μ est un coefficient empirique qui vaut 0.09.

Les deux grandeurs transportées dans un modèle $\left(k, \varepsilon \right)$ sont donc l'énergie cinétique turbulente et son taux de dissipation. Le modèle de turbulence utilisé dans TELEMAC 2D est une extension du modèle classique développé par Rastogi et Rodi (1978), que nous ne détaillerons pas ici. Simplement, les termes des équations de k et de ε correspondent à leur transport par convection par l'écoulement moyen, à leur diffusion par le mouvement turbulent, et à leur taux de production ou de destruction. La production et la destruction de l'énergie cinétique turbulente sont étroitement liées. Le taux de dissipation de l'énergie cinétique turbulente, ε, est grand quand la production d'énergie cinétique est grande. En effet, les termes de production et de destruction de ε sont proportionnels à ceux de k.

Le modèle $\left(k, \varepsilon \right)$ nécessite la détermination de cinq coefficients empiriques. La sensibilité des résultats à la variation de ces coefficients a été largement étudiée dans la littérature. Il s'avère que les valeurs généralement proposées s'accordent bien avec la plupart des écoulements rencontrés. Dans TELEMAC 2D elles sont toutes empruntées à Launder & Spalding (1974).

Malgré sa grande généralité, le modèle $\left(k, \varepsilon \right)$ est, dans certains cas, sujet à caution du fait de la présence dans l'écoulement d'une anisotropie importante de la viscosité turbulente (comme par exemple au niveau d'écoulement secondaire ou d'écoulement instable thermiquement). Pour cette catégorie d'applications (qui ne rentre pas dans le cadre de cette thèse), il faut se tourner vers les modèles de fermeture du second ordre.

Pour une revue plus complète de l'ensemble des modèles de turbulence, on peut se reporter à la revue de l'état de l'art de Rodi (1980).

3.4 Les éléments finis et les méthodes de résolution numérique dans le système TELEMAC

La dynamique des fluides est décrite par un jeu d'équations aux dérivées partielles (EDP) spatiales et temporelles ne disposant pas, généralement, de solution analytique. La première étape des méthodes numériques est de les approximer, aussi fidèlement que possible, par un ensemble d'équations dont les inconnues sont les valeurs des variables hydrauliques et chimiques en un nombre fini de points (nœuds) du domaine étudié et en un nombre fini d'instants durant l'événement hydraulique considéré. La qualité des résultats est en particulier fonction de la localisation des nœuds, du choix des instants de calcul, c'est à dire de la discrétisation spatiale et temporelle du domaine.

Alors que les méthodes aux différences finies approchent les dérivés partielles par des différences faisant intervenir la valeur des variables au nœud de calcul et en ses voisins, et ce en différents instants, les méthodes aux éléments finis substituent aux solutions exactes des équations aux dérivées partielles, des solutions approchées, appartenant à un sous-espace de dimension finie, et annulant partiellement l'opérateur différentiel. On recherche donc des solutions approchées dont la transformée par l'opérateur correspondant à l'équation (dit le « résidu » de l'équation) ait un produit scalaire nul avec un ensemble pertinent de « fonctions tests ».

L'espace est discrétisé à l'aide d'éléments géométriques simples (triangles ou quadrangles en général). Ensuite, la formulation « forte » des équations est remplacée par une forme intégrale, appelée aussi forme variationnelle, dans laquelle les inconnues sont approchées par une combinaison linéaire de fonctions, appelées « fonctions de base », dont le support est un des éléments. Le choix des fonctions de base et des fonctions tests détermine la méthode aux éléments finis. La plus populaire de ces méthodes, utilisée dans le système TELEMAC, est celle de Galerkin. Elle consiste à choisir comme fonctions test les fonctions de base, ces dernières formant une base orthogonale.

Quelques éléments de compréhension sur les méthodes numériques utilisées pour résoudre l'équation de Saint Venant dans sa formulation « hauteur-vitesses » sont données en annexe A.

Les méthodes aux éléments finis pures sont peu adaptées à la résolution des problèmes d'advection, car elles sont sources d'instabilité. Hervouet et Van Haren (1995) propose une résolution mixte à pas fractionnaires qui a pour objet de simplifier la résolution du système d'équations algébriques en le décomposant en systèmes plus simples ou présentant de meilleures propriétés de convergence : l'advection des variables u et v est résolue avec une méthode aux caractéristiques. On préfèrera utiliser un schéma conservatif avec un décentrement de type S.U.P.G (Streamline Upwind Petrov Galerkin) pour traiter la convection de h. Les équations de propagation, diffusion et termes sources sont ensuite traitées avec une méthode aux éléments finis de type Galerkin. Le système matriciel linéaire est ensuite résolue par une méthode itérative du gradient conjugué (Hervouet & Van-Haren, 1995 ; Pironneau, 1989).

3.5 Le code de calcul du transport SUBIEF 2D

3.5.1 Introduction

SUBIEF 2D, dans sa version 4.0, permet de réaliser le transport et la dispersion au sein d'un écoulement bidimensionnel à surface libre de plusieurs éléments, appelés de façon générale « variables d'état ». Il peut s'agir de particules en suspension, de composés chimiques ou organiques, de traceurs simples au fil de l'eau. Ces variables d'état peuvent interagir ou évoluer en fonction de termes sources traduisant des réactions chimiques, des dégradations, l'action de forces extérieures. L'ensemble de ces variables d'état et de ces termes sources éventuellement paramétrés, forme un modèle de qualité de l'eau (Guesmia, 2000). Dans le cas de traceurs particulaires, SUBIEF peut calculer leur dépôt sur le fond et leur remise en suspension.

SUBIEF 2D a été réalisé à partir de la structure aux éléments finis de TELEMAC 2D. Il s'agit d'un code bidimensionnel : la concentration de chacune des variables transportées est supposée homogène sur la verticale.

SUBIEF 2D est un code découplé de l'hydrodynamique. Le calcul hydrodynamique est dans un premier temps effectué par TELEMAC 2D. SUBIEF 2D utilise le fichier des résultats du modèle hydrodynamique pour construire le champ convecteur utilisé pour résoudre une ou plusieurs équations de transport.

Néanmoins, la compatibilité entre le calcul hydrodynamique et le calcul de transport est primordiale. Ceci est vrai en particulier pour la conservation de la masse des traceurs, qui est liée à la conservation de la masse d'eau. La qualité des résultats issus de SUBIEF 2D dépend donc fortement de la qualité du calcul hydrodynamique effectué auparavant.

SUBIEF 2D est disponible sur des stations de travail de type HP ou SUN, qui fonctionnent avec le système d'exploitation UNIX, et sur PC sous Windows.

3.5.2 Aspects théoriques

La modélisation du transport particulaire dans SUBIEF 2D concerne les sédiments cohésifs. Le modèle résout, dans sa forme non conservative, l'équation de transport par convection-dispersion, dépôt et érosion suivante :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{u}.\overrightarrow{grad}\, C = div(\vec{K}.\overrightarrow{grad}\, C) + \frac{Q_e - Q_d}{h} + \sum_{point\,sr}^{sources} (C_s - C)\frac{Q_L(r)}{\int_\Omega h\,\Psi_r\, d\Omega} + S \qquad (3.27)$$

C : concentration en suspension du traceur	*(g l^{-1})*
$\vec{K}$: coefficient de dispersion	*(m^2 s^{-1})*
$\vec{u}$: vitesse de l'écoulement	*(m s^{-1})*
h : hauteur d'eau	*(m)*
Q_e : flux d'érosion	(kg m^{-2} s^{-1})
Q_d : flux de dépôt	(kg m^{-2} s^{-1})
C_s : concentration du traceur au point source r	*(g l^{-1})*
Q_L : débit liquide de la source r	*(m^3 s^{-1})*
S : termes sources quelconques à définir	*(g l^{-1} s^{-1})*

3.5.3 Gestion des fonds dans la version 5.0

Le modèle prévoit le calcul des échanges de matières particulaires entre le fond et la colonne d'eau par l'intermédiaire des flux de dépôt et d'érosion. Le schéma de principe du modèle est présenté sur la figure 3.4. SUBIEF 2D considère dans le lit de la rivière deux parties distinctes : un fond non érodable dont la cote est en général issue de la bathymétrie rentrée dans le modèle et un fond érodable qui est alimenté ou qui alimente la colonne d'eau en matières particulaires selon que l'on se situe dans une zone de dépôt ou d'érosion.

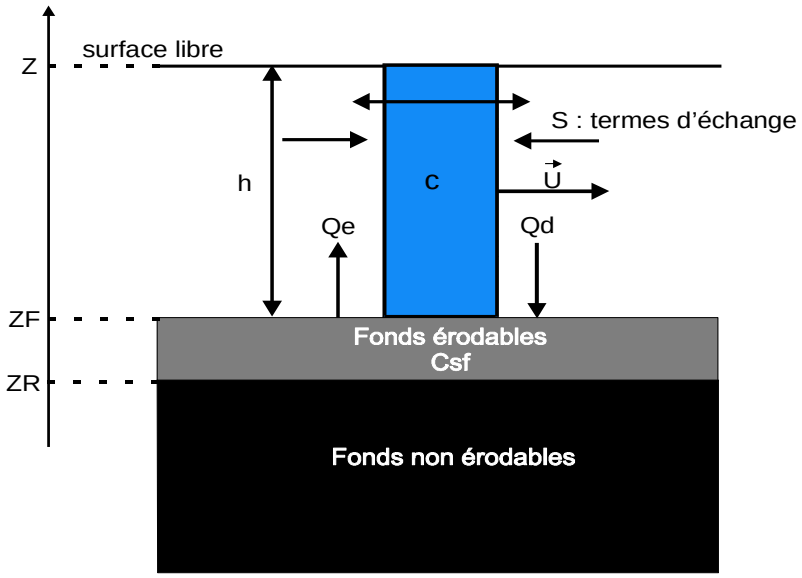


Figure 3.4. Schéma de principe du code SUBIEF 2D.

Les flux de dépôt et d'érosion sont calculés par l'intermédiaire des formulations à seuil décrites au chapitre 2. La constante de Parthéniades utilisée dans le modèle est égale à 2 10^{-5} kg $m^{-2}.s^{-1}$.

3.5.4 Paramétrage de la dispersion dans SUBIEF 2D

3.5.4.1 Rappels théoriques

Le transport en suspension et la dispersion d'un polluant par les courants naturels met en jeu des phénomènes aussi variés que complexes. Il existe actuellement une abondante littérature à ce sujet, rendant compte d'études aussi bien théoriques qu'expérimentales, *in situ* ou en canal de laboratoire. Le précurseur dans ce domaine fut G. Taylor (Taylor, 1953 ; Taylor, 1954).

L'approche utilisée dans SUBIEF 2D, ainsi que dans la plupart des modèle bi-dimensionnels (MIKE 21, REFLUX, FLUIDYN-FLOWCOAST) est d'intégrer l'ensemble des processus dispersifs par l'intermédiaire de coefficients de dispersion horizontale et transversale qui reprennent l'ensemble des principaux facteurs de la dispersion :

- la diffusion moléculaire qui correspond aux mouvements aléatoires des molécules et qui est régie par une loi de Fick du type $F_m = -D_m \overrightarrow{grad}(C)$, dans laquelle le coefficient de diffusion moléculaire D_m est de l'ordre de 10^{-9} $m^2 s^{-1}$;
- la diffusion turbulente qui est générée par le mouvement aléatoire des particules, fonction des variations spatio-temporelles du champ des vitesses. Les transferts turbulents de matière tendent à rétablir l'équilibre des concentrations dans le milieu. Ils sont bien plus importants que ceux dus à la diffusion moléculaire. Fortier (1969) montre que l'on peut relier les produits des fluctuations de la concentration et des vitesses de l'écoulement par une loi de flux du type : $F_T = -\overline{\overline{D}}_T \overrightarrow{grad}(C)$. $\overline{\overline{D}}_T$ est un tenseur du second ordre qu'on appelle la diffusivité turbulente de matière. L'emploi de ce tenseur a été justifié par Taylor (1954) dans le cas d'un écoulement turbulent unidirectionnel, homogène et stationnaire. Des déterminations empiriques conduisent à une expression de la diffusivité turbulente, en fonction de la hauteur d'eau h et de la vitesse de cisaillement au fond u^* (Fisher et al., 1979) :

$$D_l = a_l h u^*$$
$$D_t = a_t h u^* \tag{3.28}$$

- enfin, la convection différentielle qui correspond au fait que les vitesses ne sont pas réparties uniformément sur une section donnée (sur la verticale et la transversale). Les différentiels de vitesses se traduisent par des gradients de concentration verticaux et transversaux. Taylor (1954) montre que la dispersion par convection différentielle est proportionnelle au produit de la hauteur d'eau et de la vitesse de cisaillement au fond. Dans un modèle bi-dimensionnel, ce processus sur la verticale n'est pas pris en compte directement et intervient simplement dans le calage des coefficients de dispersion.

3.5.4.2 Choix de la paramétrisation de la dispersion dans SUBIEF 2D

Le modèle offre à l'utilisateur trois options pour la modélisation de la dispersion, en distinguant la dispersion longitudinale de la dispersion transversale.

La première consiste à affecter des valeurs constantes dans l'espace pour la dispersion longitudinale et transversale. En leur donnant la même valeur, on retrouve une dispersion isotrope. Ce mode de paramétrage n'est pas adapté à l'écoulement en rivière car il ne tient absolument pas compte de la variation transversale et longitudinale des vitesses de cisaillement au fond, ni de la présence de méandres.

La deuxième option permet de distinguer la dispersion longitudinale et la dispersion transversale par l'intermédiaire de coefficients adimensionnels et en tenant compte de la vitesse de frottement et de la hauteur d'eau. Cette formulation tend à intégrer l'ensemble des processus dispersifs et se rapproche le plus de la réalité des écoulements en rivière :

$$K_l = \alpha_l u^* h$$
$$K_l = \alpha_t u^* h \tag{3.29}$$

où α_l et α_t sont les coefficients adimensionnels à caler.

Simon (1995) a développé un modèle hydraulique bidimensionnel basé sur une description détaillée de la topographie de la rivière. Elle montre que ce type de formulation est applicable à la Seine. Dans le cas de méandres, les structures d'écoulement hélicoïdales ne pouvant être simulées par un modèle bidimensionnel, il est nécessaire d'augmenter la dispersion latérale dans ces zones.

Enfin, pour la troisième option, la dispersion peut être fournie par TELEMAC 2D. Ce peut être la diffusion turbulente calculée par le modèle (k, ε). Aucun calage n'est alors possible. Dans le cas où le modèle hydraulique sur ou sous estime cette diffusion, la dispersion du traceur ne sera pas correcte.

3.5.5 Paramétrages numériques

3.5.5.1 Schémas numériques

En ce qui concerne le schéma numérique utilisé, la seule possibilité donné à l'utilisateur est de choisir un schéma pour la résolution de l'étape de convection. La méthode des caractéristiques, un schéma semi-implicite centré avec un décentrement SUPG ou un schéma de type « multi upwind residual distribution » (schéma PSI) sont les trois options possibles.

Le schéma utilisé par défaut dans le logiciel est le schéma semi-implicite centré. Lors de son utilisation, l'utilisateur doit fixer le type de décentrement souhaité pour le SUPG. La valeur de ce décentrement peut être égale à 1 ou alors au nombre de courant. En principe, un décentrement égal à 1 est plus stable lorsque le nombre de courant est inférieur à 1. Le décentrement égal au nombre de courant est plus stable dans le cas contraire (Guesmia, 2000). L'utilisateur peut aussi fixer la valeur du coefficient d'implicitation de ce schéma qui est prise égale à 0.6 par défaut. La valeur de ce coefficient peut influencer la qualité des résultats quand à la stabilité et à la conservation de masse du traceur.

Le schéma PSI est purement explicite (le coefficient d'implicitation est forcé à 0). Sa stabilité est conditionnée par un nombre de courant inférieur à 1.

En règle générale, le schéma S.U.P.G est le moins diffusif, il est conservatif mais n'est pas rigoureusement monotone. On peut avoir, aux endroits de forte hétérogénéité pour des éléments situés cote à cote, des concentrations négatives ou supérieures au résultat attendu. Le schéma P.S.I est quand à lui monotone et conservatif mais ne pourra pas être utilisé pour des grands pas de temps.

Le schéma de type SUPG est largement utilisé dans la littérature pour résoudre les problèmes de convection (Hughes & Brooks, 1983). Nous avons choisi de l'utiliser en priorité pour le calcul des variables transportées.

Concernant le terme de diffusion, l'utilisateur peut choisir de traiter ce terme sous la forme $div\left(\vec{K}.\overrightarrow{grad}\,C\right)$ ou $\frac{1}{h}div\left(h\vec{K}.\overrightarrow{grad}\,C\right)$. La deuxième méthode est meilleure du point de vue de la conservation de la masse mais est difficilement applicable dans le cas où la hauteur d'eau s'annule (bancs découvrants).

3.5.5.2 Résolution du système linéaire

Il existe différents solveurs dans la librairie de TELEMAC 2D (gradient conjugué, résidu conjugué, gradient conjugué sur équation normale, erreur minimale, GMRES). La méthode GMRES (Generalized Minimal RESidual method) est employée la plupart du temps. Un algorithme de cette méthode est donné dans Pironneau (1989).

La méthode est itérative. Il est important de fixer, d'une part, la précision que l'on souhaite obtenir lors de la résolution et, d'autre part, un nombre d'itérations admissible de façon à éviter que le calcul ne boucle si la précision demandée n'est pas atteinte.

Si l'on désire résoudre le système par une méthode de gradient conjugué, la convergence peut souvent être accélérée en appliquant un préconditionnement afin de rendre la matrice de masse diagonale.

3.5.6 Remarques sur la conservation de la masse du traceur

Vérifier la conservation de masse pour le traceur n'est pas aussi évident que pour la conservation de la masse d'eau et cela a des conséquences quand au choix du coefficient d'implicitation pour le traceur (Hervouet & Van-Haren, 1995).

En effet, différents tests ont établi que le traceur était conservatif (la variation de masse du traceur sur le domaine est égale à la somme des flux entrant et sortant) pour des valeurs de θ_h (paramètre de décentrement pour la hauteur) et θ_T (paramètre de décentrement pour le traceur) telles que leur somme est égale à 1. Une démonstration de cette propriété est donnée par Hervouet et Van-Haren (1995).

Cette hypothèse sur l'implicitation du traceur ou de la hauteur est fondamentale pour préserver une bonne qualité des résultats du transport, surtout lorsque le régime est transitoire et que la hauteur d'eau varie à chaque pas de temps. C'est pourquoi nous avons fait en sorte que, dans les différentes simulations, la condition $\theta_h + \theta_T = 1$ soit vérifiée.

3.6 Conclusions du chapitre 3

Le modèle hydrodynamique TELEMAC 2D est un outil performant pour les simulations que l'on souhaite effectuer. La zone d'étude et le type d'écoulement à l'étiage (et même en crues) se situe dans le domaine de validité des équations résolues (hormis dans le champ proche des rejets). Les écoulements transitoires peuvent être simulés. Plusieurs choix sont possibles concernant la modélisation de la turbulence (viscosité constante, modèle $\left(k,\varepsilon\right)$). Le modèle $\left(k,\varepsilon\right)$ a été utilisé avec le maillage raffiné pour déterminer si une modélisation à viscosité constante était satisfaisante. On verra dans le chapitre 5 que c'est le cas. Un coefficient de diffusion des vitesses constant pourra être introduit dans le modèle de transport

SUBIEF 2D et les calculs seront effectués sur le maillage simplifié. Les coefficients de dispersion pour le traceur seront calés.

Les éléments finis permettent une grande souplesse dans la déterminations des conditions aux limites et dans la définition du maillage, les schémas de résolution sont robustes, performants et complètement d'actualité car une mise à jour régulière est faite grâce au suivi du développement et aux universités associées (User's club).

Le modèle SUBIEF profite des librairies TELEMAC pour résoudre le transport par convection et diffusion. Les avantages du modèle sont certains : tout d'abord, il récupère des fichiers hydrodynamiques issus de TELEMAC aussi bien en régime permanent que transitoire. Ensuite, il permet de simuler plusieurs traceurs, particulaires ou dissous. Enfin, il offre la possibilité de générer facilement des répertoires de qualité d'eau traitant aussi bien de la biologie que du transport de radioélément.

Lors de l'utilisation de SUBIEF 2D, il faut faire attention à la conservation de masse. Des hétérogénéités trop fortes aux conditions limites peuvent induire des erreurs de calcul dans le domaine. De plus, la qualité des résultats sur le traceur dépend de la qualité de l'hydrodynamique. Les erreurs sur la masse d'eau se répercutent dans le calcul des bilans du traceur.

Compte tenu des objectifs fixés pour la modélisation de la qualité de l'eau, des améliorations doivent être apportées au modèle.

Concernant le module benthique, il convient d'implémenter un modèle multi-classes afin de calculer la dégradation de la matière organique dans les sédiments et de connaître les flux de chaque variable à l'interface eau-sédiment.

L'approche de Krone et Parthéniades pour le transport des sédiments cohésifs n'est pas adapté au site d'étude pour lequel le dépôt et l'érosion semblent être simultanés. Une formulation énergétique plus adéquate, basée sur la capacité de transport d'un écoulement (Bagnold, 1966) devra être implémentée et testée. Nous devrons alors, dans cette formulation, prendre en compte de façon la plus précise possible l'effet de la navigation sur l'érosion des sédiments frais. En effet, à l'étiage, c'est principalement la navigation qui gouverne la remise en suspension des sédiments non consolidés.

Enfin, un module de qualité d'eau complet vis à vis des processus majeurs dominant dans le secteur (cycle de l'oxygène associé à celui du carbone et notamment dégradation bactérienne de la matière organique) devra être implémenté dans SUBIEF si l'on veut évaluer l'importance des différents compartiments qui contrôlent l'oxygénation de la rivière (activité phytoplanctonique, ré-aération, dégradation bactérienne et échanges diffusifs à l'interface eau/sédiment).

Le prochain chapitre présente les développements effectués, qui ont permis, par la suite, d'étudier l'évolution des sédiments récents et la dynamique des matières en suspension à l'aval d'Achères (localisation des zones de dépôt, quantités déposées, temps de séjour des particules dans le bief) et les particularités du fonctionnement écologique de la rivière dans ce secteur.

Partie II

Modifications du modèle de transport SUBIEF 2D

Chapitre 4. Développements dans SUBIEF 2D

4.1 Introduction

Avec le système TELEMAC 2D, nous cherchons à simuler les processus hydrobiologiques sur des échelles de temps et d'espace petites. Notre objectif est de modéliser le plus précisément possible le comportement, sur une dizaine de kilomètres, du panache polluant des rejets de la station d'épuration d'Achères. Nous voulons estimer correctement le temps de séjour des particules dans le domaine en identifiant les processus majeurs qui régissent ce temps de séjour à l'étiage. Nous nous intéressons également à connaître la quantité de particules sortant du domaine ainsi que la localisation des dépôts récents. Il est en effet fort probable que les épisodes de crues hivernales et printanières remobilisent une grande partie de ce stock. Nous cherchons aussi à déterminer les origines chimiques, les modes de transfert et les variations temporelles et spatiales de la composition des eaux en période de basses eaux.

Pour mener à bien ce travail, et dans la continuité des travaux déjà effectués dans le cadre du PIREN-Seine, nous avons décidé d'introduire, dans le modèle SUBIEF 2D, les équations du modèle RIVE, simplifiées, pour ne prendre en compte que les processus majeurs dans les dix kilomètres en aval des rejets. Pour cela, trois points ont été modifiés dans le schéma conceptuel de SUBIEF, schéma qui n'était pas, à la base, destiné à représenter des processus biogéochimiques mais plutôt à estimer la localisation et la hauteur d'un dépôt sédimentaire en rivière ou d'un bouchon vaseux en estuaire :

- La navigation

Dans la version initiale du modèle, la variation du cisaillement au fond de la rivière dépend de la variation du champ de vitesse et de la hauteur d'eau calculée par TELEMAC 2D. En régime hydraulique permanent, les vitesses de cisaillement moyennes sont constantes dans le temps pour chaque nœud du maillage. Une fois les contraintes critiques de dépôt et d'érosion calées, on obtiendra à l'aval du domaine un flux de MES constant si le flux imposé à l'amont est constant. Les zones de dépôt modélisées correspondront aux zones où les vitesses de l'écoulement sont les plus faibles. Il ne sera pas possible d'obtenir, en un nœud donné, un dépôt au temps *t* suivi d'une érosion au pas de temps suivant. Le dépôt et l'érosion ne peuvent être simultanés. Or, dans le cas de la seine à l'étiage, la non simultanéité des processus de dépôt et d'érosion ne semble pas être vérifiée.

Un des facteurs privilégiés de la remise en suspension de sédiments est liée aux passages des péniches dans le chenal de navigation. En effet, lors du passage d'une péniche, l'écoulement est modifié localement (Andrier, 1999 ; Sakiz et al., 1996). Cela implique une variation des contraintes de cisaillement au fond qui engendre une érosion locale et intense. Une zone de déposition non perturbée (pas de péniche) peut devenir une zone de forte érosion juste après le passage d'un bateau. Afin d'apprécier plus finement la dynamique des suspensions dans le fleuve à l'étiage et d'avoir une vision plus réaliste des zones de dépôt et de l'âge des sédiments, il faut tenir compte de la navigation. Comme nous l'avons vu au chapitre 2, une approche énergétique des processus de dépôt/érosion est appropriée à notre problématique et permet de nous affranchir d'une connaissance précise de la rhéologie des vases. Les équations du modèle énergétique sont présentées dans ce chapitre.

- Homogénéité de la couche de dépôt

Dans le modèle SUBIEF 2D, la couche de dépôt est supposée être homogène à la concentration C_{sf} valant 500 $kg\,m^{-3}$. Les traceurs transportées et déposées alimentent la couche de dépôt en fonction de leur vitesse de chute et des contraintes critiques de dépôt et d'érosion qu'on leur appliquent. Par contre, une fois déposés, il n'est plus possible de savoir quelle est la fraction massique de chaque traceur dans la vase. Cette simplification est valide tant que l'on ne cherche pas à modéliser de réactions biogéochimiques ; dans le cas contraire, il devient nécessaire de simuler les réactions également dans la vase et de distinguer les différents stocks remis en suspension.

A l'aval d'un rejet de station d'épuration par exemple, les matières sédimentées sont très organiques et riches en bactéries. Les processus de dégradation de la matière organique se poursuivent dans la zone benthique. Les échanges continus avec la colonne d'eau, impliquant non seulement la sédimentation et

l'érosion, mais également les échanges diffusifs d'espèces dissoutes, contribuent à modifier sensiblement le fonctionnement écologique de la rivière dans de tels secteurs (Even, 1995). Le rôle des microorganismes dans ces échanges peut être considéré comme primordial, à cause des modifications chimiques et structurales qu'ils sont susceptibles d'apporter à la couche superficielle du sédiment (Daumas, 1989).

Il a donc fallu modifier le compartiment benthique du modèle SUBIEF 2D pour simuler l'évolution de la qualité d'eau à l'aval d'un grand rejet urbain. Un modèle multi-classes a été mis en place. Les flux de chaque type de particules échangés entre l'eau et la vase pourront être estimés.

- La diffusion à l'interface eau/sédiment n'est pas représentée

Dans la version initiale du modèle, il n'existe pas d'interaction entre l'eau interstitielle des sédiments et la colonne d'eau. Aucun flux diffusif n'est modélisé. Ainsi, bien que la couche de dépôt ait une porosité de l'ordre de 80 % (on considère dans SUBIEF la concentration de la vase égale à 500 $kg\,m^{-3}$ et la masse volumique sèche des particules à 2600 $kg\,m^{-3}$), aucun élément dissous n'est représenté dans la vase. L'eau interstitielle est alors considérée comme « pure ». Or, dans le cas d'un modèle de qualité, on a besoin de connaître la composition de l'eau interstitielle en un certain nombre d'éléments essentiels dont dépendent les réactions biologiques. Si l'on souhaite modéliser l'évolution de variables dissoutes comme la matière organique dissoute ou encore l'oxygène, il est souhaitable de modifier le schéma conceptuel du modèle. En effet, le rôle de véhicule joué par l'eau interstitielle, pour les échanges entre la colonne d'eau et le sédiment, va avoir une influence directe sur l'activité bactérienne dans ce sédiment et sur le niveau d'oxygène dans la colonne d'eau (Daumas, 1989). Harremoës (1980) montre qu'il est important de faire la distinction entre les processus de dégradation de la matière organique dans la colonne d'eau qui amène une consommation immédiate d'oxygène et les processus de dégradation dans le compartiment benthique pour lesquels la consommation d'oxygène sera retardée. Dans la mesure où ils peuvent être échangés avec la colonne d'eau, la représentation de ces éléments dans la vase doit également être prise en compte.

4.2 Modèle énergétique pour le transport en suspension implémenté dans SUBIEF 2D

Le modèle de transport en suspension est basé sur un concept global d'équilibre entre une fraction de l'énergie apportée et dissipée par l'écoulement et l'énergie utilisée pour transporter les particules en suspension. C'est l'hypothèse de base des modèles de transport en suspension dits énergétiques (Bagnold, 1966 ; Yalin, 1977 ; Celik & Rodi, 1991). L'hypothèse est que l'on peut considérer qu'une fraction de la puissance dissipée par l'écoulement est utilisée pour maintenir en suspension des particules qui ont tendance à chuter du fait de leur masse volumique supérieure à celle de l'eau. Ainsi, à chaque puissance d'écoulement, on peut attribuer une quantité de particules « transportables », qui correspond à une situation optimale et qui définit une concentration d'équilibre. Cette concentration d'équilibre n'est pas unique, elle dépend aussi du poids relatif des particules. L'écoulement pourra transporter d'avantage de particules « légères » (comme du phytoplancton ou de la matière organique) que de particules lourdes (tel que le sable). Les modèles énergétiques ne s'intéressent, à priori, qu'à la concentration de particules dans la colonne d'eau et ont souvent été mis en œuvre pour des sédiments non cohésifs, en supposant un stock de sédiments au fond suffisant pour alimenter la colonne d'eau. Différentes formulations sont alors possibles pour exprimer les flux de dépôt et les flux d'érosion. Un certain type de représentation calcule des flux nets de dépôt ou d'érosion, évalués par rapport à l'écart à l'équilibre $W_c\left(C - C_{équilibre}\right)$. Si C est supérieur à $C_{équilibre}$, dans la colonne d'eau, on calcule alors un flux de dépôt. Si C est inférieur à $C_{équilibre}$, on calcule un flux d'érosion (Hahn et al., 1980). Hahn et al. (1980) utilisent le modèle énergétique couplé à des modèles d'agrégation. Une autre approche suppose la coexistence de flux de dépôt et d'érosion moyens (Celik et Rodi, 1991), considérés comme simultanés aux échelles de temps envisagées. Dans ce cas, la condition d'équilibre est définie par l'égalité des flux de sédimentation et d'érosion. C'est cette deuxième approche que nous avons privilégiée comte tenu des conclusions auxquelles nous a conduit la réflexion sur le fonctionnement des milieux naturels.

Dans le cas d'un modèle multi-classes, si on considère que la situation d'équilibre est stable pour chaque classe de particules, le flux d'érosion équilibre le flux de sédimentation pour chacune des classes i :

$$F_{éro,i} = F_{sed,i} \tag{4.1}$$

Le flux de sédimentation $F_{sed,i}$ est exprimé à l'aide d'une formulation classique dans laquelle on considère que toute particule qui sédimente va jusqu'au fond :

$$F_{sed,i} = V_{sed,i}\, C_i \tag{4.2}$$

$V_{sed,i}$ et C_i représentent respectivement la vitesse de chute et la concentration des particules de la classe i.

La relation permettant de calculer la capacité de transport s'exprime de la façon suivante : le travail de la force de poids des particules dans l'eau est égal à la fraction de la puissance hydraulique nécessaire à maintenir les particules en suspension :

$$\sum_i V_{sed,i}\, C_i\, g\, \frac{\rho_i - \rho_{eau}}{\rho_i} = \eta P_{hyd} \tag{4.3}$$

L'équation du bilan énergétique turbulent exprime que l'énergie turbulente produite dans l'écoulement est égale à l'énergie dissipée, dont une faible fraction sert pour maintenir les particules en suspension.

L'énergie hydraulique totale dissipée, P_{hyd}, est alors égale à l'énergie turbulente produite :

$$P_{hyd} = \frac{\tau_{hyd}\, U_m}{H} \tag{4.4}$$

Dans cette expression, la contrainte de cisaillement moyennée sur la hauteur d'eau s'écrit :

$$\tau_{hyd} = \rho\, g\, \frac{U_m^2}{K^2\, H^{1/3}} \tag{4.5}$$

On en déduit la formulation adoptée pour exprimer la puissance hydraulique moyenne dissipée :

$$P_{hyd} = \rho\, g\, \frac{U_m^3}{K^2\, H^{4/3}} \tag{4.6}$$

Dans ces équations, le rayon hydraulique a été remplacé par la hauteur d'eau H, hypothèse valide dans le cas d'une rivière assez large.

Le calcul de P_{hyd} ne fait intervenir que des paramètres et variables hydrauliques connus : U, vitesse moyenne sur la hauteur d'eau, K, coefficient de Strickler et H, hauteur d'eau.

η représente la part de l'énergie hydraulique totale dissipée qui sert à remettre en suspension les particules.

Après substitution dans l'équation (4.3) du terme $V_{sed,i}\, C_i$ par le flux d'érosion $F_{éro,i}$ pour une situation d'équilibre, on obtient la relation suivante :

$$\sum_i F_{ero,i}\, g\, \frac{\rho_i - \rho_{eau}}{\rho_i} = \eta P_{hyd} \tag{4.7}$$

On considère ensuite que le flux d'érosion de chaque classe de particules i est proportionnel au flux total érodé F_{ero}, en fonction de la fraction massique de cette classe dans le dépôt, χ_i :

$$F_{ero,i} = \chi_i F_{ero} \tag{4.8}$$

Le flux d'érosion pour chaque classe de particules est alors calculé dans le modèle par la formule :

$$F_{ero,i} = \chi_i \frac{1}{\sum_i \chi_i \frac{\rho_i - \rho_{eau}}{\rho_i}} \eta P_{hyd} \tag{4.9}$$

Ce flux d'érosion dépend donc des conditions hydrauliques, de la fraction massique de la variable i dans la vase et de sa densité relative dans l'eau.

Une dernière hypothèse est émise concernant le calcul du flux d'érosion : l'expression (4.8) reste valable en situation transitoire. Ainsi, partant d'une situation d'équilibre, si on apporte un excès de matières en suspension, le bilan des flux de sédimentation et d'érosion tendra à ramener le système vers la situation d'équilibre définie par les conditions hydrauliques. De même, un déficit de matières en suspension conduira à une érosion supérieure à la sédimentation dans la limite du stock de vase disponible (Even, 2000).

Dans une rivière naviguée, les conditions de l'écoulement sont modifiées localement lors du passage d'un bateau. Un calcul simple permet en première approximation de montrer que la puissance dissipée par la navigation en 24 h est supérieure à la puissance hydraulique de la rivière à l'étiage : en considérant un trafic de 50 péniches par jour se déplaçant à une vitesse de 10 km h^{-1} et développant une puissance de 300 kW, on calcule que la puissance dissipée par m^3 sur les dix kilomètres de rivière est égale à 0.1 $W.m^{-3}$ (on suppose pour cela un volume d'eau dans le bief de 5.10^6 m^3). Or, à l'étiage, la puissance hydraulique propre de la rivière peut être estimée à 5.10^{-3} $W.m^{-3}$ (vitesse moyenne de l'eau égale à 0.1 m s^{-1} et dénivelée de 5 cm pour les dix kilomètres du tronçon). Par conséquent, le rapport entre la puissance dissipée par la navigation et la puissance hydraulique vaut environ 25. Ce calcul, même très simpliste montre tout de même qu'il ne faut pas négliger la circulation fluviale dans le calcul énergétique du flux d'érosion.

L'objet du paragraphe suivant est donc d'identifier les processus dominants qui entraînent l'érosion des fonds suite au passage d'une péniche dans le chenal de navigation. Nous allons chercher à estimer les modifications de l'écoulement qui entraînent des modifications locales de la contrainte de cisaillement au fond et ainsi de l'érosion des particules facilement mobilisables.

4.3 Transport et navigation

Les évolutions longitudinales des matières en suspension dans la partie aval de la Seine sont très faibles (Chesterikoff et al., 1998). Cependant, à l'étiage, le flux de MES entrant dans un bief est en général plus grand que le flux sortant du même bief. Mais, en comparant les vitesses de chute des particules calculées de façon théoriques avec la disparition nette des MES mesurée expérimentalement (flux sortant – flux entrant), on constate une différence notable qui tend à prouver que des processus d'érosion sont responsables du maintien des particules dans la colonne d'eau. Puisque les vitesses relativement faibles de l'écoulement ne peuvent expliquer ce maintien des particules dans la colonne d'eau, un processus à identifier doit contribuer à remettre en suspension les particules qui se déposent.

Bien des campagnes de terrain ont été effectuées depuis de nombreuses années et mettent en évidence que les turbulences générées par le passage des bateaux dans le chenal de navigation sont très intenses et que ces turbulences sont susceptibles d'éroder des quantités importantes de matériel particulaire facilement remobilisables (c'est à dire encore très peu compacté du fait de leur sédimentation récente). On peut citer les études de Mazumder et al. (1993), Sakiz et al. (1996), O'Riordan et al. (1995) et Andrier (1999). Nous avons choisi d'interpréter ces premiers résultats en modélisant de façon précise les effets érosifs conjugués générés par la circulation fluviale.

Courant de retour, tirants d'eau des péniches en fonction de leur tonnage et jets d'hélices ont été introduits dans le modèle SUBIEF 2D d'Électricité de France afin de quantifier la part de la navigation dans la remise en suspension des particules.

4.3.1 Phénomènes hydrauliques liés aux passage des bateaux

Lors de la progression d'un bateau sur un plan d'eau, on peut distinguer trois formes d'actions érosives induites par les modifications de l'écoulement et agissant simultanément (figure 4.1) :

- le courant de retour, qui résulte de l'écoulement, vers l'arrière, du volume d'eau chassé à l'avant par la progression du bateau Le courant de retour est d'une amplitude bien supérieure au courant naturel d'une rivière à l'étiage. Il est orienté dans le sens du courant pour des péniches montantes, et dans le sens inverse pour des péniches avalantes. Il peut alors inverser localement la direction des vitesses. Il provoque des turbulences particulièrement importantes ;
- le courant de retour est opposé à la direction du navire et augmente le frottement au fond. Pour compenser ce frottement « artificiel », le niveau de l'eau le long du bateau est plus faible que le niveau en avant du bateau (Kolkman, 1978). Cet abaissement du plan d'eau se répercute sur la berge par une succession d'ondes de batillage susceptibles d'éroder localement les berges, principalement au voisinage de la surface libre ;
- le troisième mode d'érosion est lié au jet du système propulsif du bateau qui agit principalement sur le fond de la rivière.

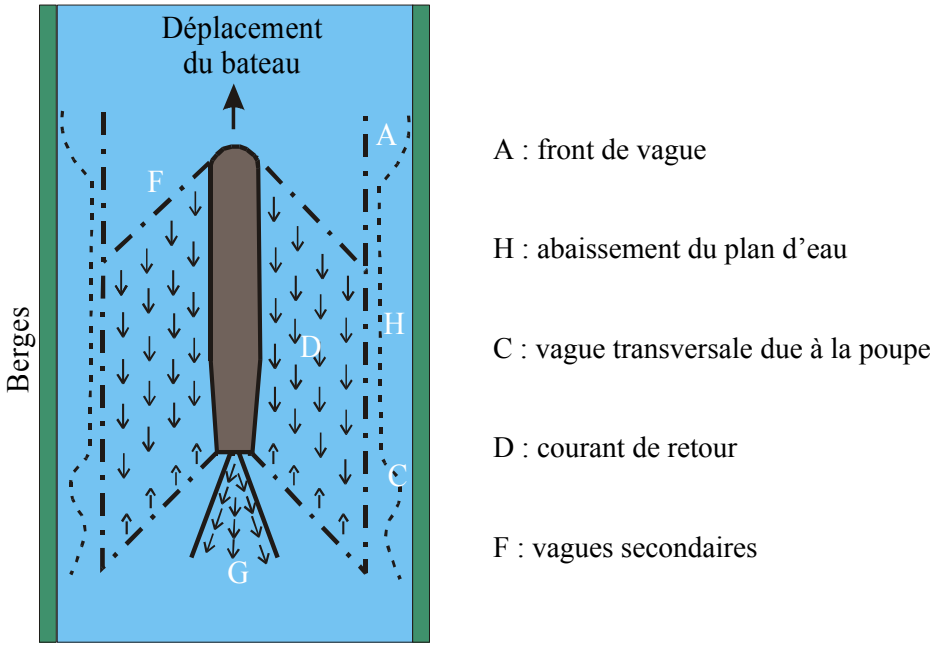


Figure 4.1. Modifications hydrauliques liées au passage d'un bateau.

4.3.1.1 Le courant de retour

Historiquement, les caractéristiques du courant de retour ont été étudiées pour voir l'influence de ce dernier sur les performances des navires.

La référence majeure dans ce domaine est celle de Schijf (1949) et Schijf & Jansen (1953). Ces auteurs ont établi, moyennant certaines hypothèses, les équations donnant la vitesse du courant de retour et l'abaissement du plan d'eau en fonction de la vitesse du bateau et des caractéristiques géométriques de la rivière. Le courant de retour se fait sentir sur toute la longueur du bateau : il est maximum au milieu du bateau et à mi-distance entre le bateau et la berge. Toutefois, si la largeur du plan d'eau est assez grande, on constate une certaine uniformisation, d'où la prise en compte possible d'une vitesse moyenne (S.C.T. Ministère de l'Equipement, 1976).

Dénivelé du plan d'eau et vitesse moyenne du courant de retour

Les calculs peuvent être effectués classiquement à partir des hypothèses de Schijf :

- le bateau se déplace à vitesse constante le long d'un canal rectangulaire de profondeur et de largeur constantes ;
- le canal est supposé rectiligne de longueur infinie ;
- la section immergée du bateau est uniforme sur toute sa longueur et les effets de bord sont ignorés ;
- la vitesse de l'eau est supposée uniforme dans toute la section ;
- les effets des vagues secondaires sont ignorés ;
- le bateau s'abaisse avec le plan d'eau ;
- le courant de retour est distribué uniformément sur la section de la rivière ;
- on néglige le frottement le long des talus du canal et sur la coque ;
- on néglige la turbulence autour de la proue du bateau.

Considérant comme valides ces hypothèses, on examine le mouvement d'un bateau se déplaçant dans le chenal à la vitesse V. Cette vitesse est supposée être bien supérieure à la vitesse de l'écoulement. On suppose que le bateau est stationnaire et l'on compare le champ de vitesse dans deux sections, l'une à l'amont immédiat du bateau , l'autre au droit du bateau (figure 4.2).

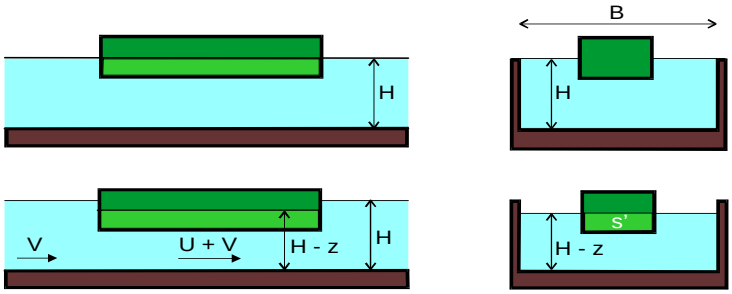


Figure 4.2. Mouvement d'un bateau et abaissement du plan d'eau. Les deux figures du dessus représentent l'état de la rivière dans le cas où le bateau est fixe. Les deux dessins du dessous montrent l'évolution de la surface libre le long du bateau.

En utilisant le théorème de Bernouilli et le concept simple de continuité du débit entre deux sections, on peut calculer le courant de retour moyen et l'abaissement du plan d'eau lorsqu'un bateau se déplace dans un canal (Tothill, 1967 ; S.C.T. Ministère de l'Equipement, 1976).

Les deux équations fondamentales de l'hydrodynamique s'écrivent :

Équation de continuité :

$$V S = (V+U)(S - s' - B z) \tag{4.10}$$

Équation dynamique (Bernouilli) :

$$\frac{V^2}{2g} = \frac{(V+U)^2}{2g} - z \tag{4.11}$$

avec :

V	vitesse moyenne de l'écoulement à l'amont du bateau supposé fixe.	(m s^{-1})
U	vitesse moyenne du courant de retour.	(m s^{-1})
S	section propre de la rivière à l'aval du bateau.	(m²)
s'	section immergée du bateau.	(m²)
z	abaissement du plan d'eau.	(m)

Ce système se résout, si on connaît V, en posant par exemple $X = 1 + \frac{U}{V}$ et en éliminant z entre (4.9) et (4.10). On obtient alors une équation du 3ème degré en X, qui s'écrit :

$$X^3 - \left[1 + 2\,g\,\frac{H}{V^2}\left(1 - \frac{1}{n}\right)\right] X + 2\,g\,\frac{H}{V^2} = 0 \qquad (4.12)$$

où H = S/B est la profondeur moyenne de la section et n le rapport S/s.

L'équation (4.10) donne alors la hauteur d'abaissement du plan d'eau, z :

$$z = \frac{V^2}{g}\left\{ \frac{U}{V} + \frac{1}{2}\left(\frac{U}{V}\right)^2 \right\} \qquad (4.13)$$

Calcul de la vitesse critique du bateau

En remplaçant U dans (4.10) par son expression issue de (4.9), on obtient une équation du type $V = f(z)$ fonction des paramètres H et n. Cette équation met en évidence l'existence d'une vitesse limite du navire telle que $\frac{\partial V}{\partial z} = 0$. L'équation est résolue numériquement.

Le calcul de la vitesse limite a souvent été démontré dans la littérature et son existence a été corroborée par des expériences sur modèles réduits (Schijf et al., 1953 ;Mc Nown, 1976).

Le tableau 4.1 donne la valeur de cette vitesse en fonction de n :

n	2	3	4	5	7	10	∞
$\frac{V_{lim}}{\sqrt{g.H}}$	0.20	0.33	0.42	0.47	0.55	0.62	1

Tableau 4.1. Valeurs de la vitesse limite du bateau en fonction de la profondeur moyenne. Tiré de (S.C.T, Ministère de L'équipement, 1976).

Pour une hauteur d'eau moyenne dans le chenal de navigation de 5 mètres et n supérieur ou égal à 10 (cas des péniches sur la Seine), la vitesse limite estimée pour la navigation est comprise entre 4.4 m s^{-1} (15.8 km h^{-1}) et 7.0 m s^{-1} (25.2 km h^{-1}).

Tothill (1967) a comparé le calcul théorique de l'abaissement du plan d'eau et du courant de retour moyen avec des essais sur modèles réduits au 1/48ième , pour deux types de bateaux, l'un de 219 mètres de long et l'autre de 180 mètres, naviguant dans un canal à fond plat de largeur 70 mètres et de section 570 m². En utilisant les dimensions principales des bateaux et la section du canal, il montre que la théorie fournit une approximation adéquate des valeurs mesurées sur modèle réduit.

Nous avons donc cherché à évaluer la valeur moyenne du courant de retour dans le cas de la Seine afin de pouvoir la comparer, tout d'abord à la vitesse moyenne de l'écoulement à l'étiage et ensuite aux valeurs des vitesses de jet d'hélices des différentes péniches naviguant dans le secteur. Ce calcul de la vitesse *U* et de l'abaissement du plan d'eau *z* a été réalisé à l'aide du logiciel MATHEMATICA pour différentes valeurs de n et de V. Les résultats sont donnés dans la figure 4.3.

Dans notre zone d'étude, la section moyenne de la rivière est évaluée à 500 m² et la section mouillée de la plus grosse des péniches pleines circulant dans le chenal est de l'ordre de 50 m² (convoi moderne constitué d'un pousseur et de barges de 11,40 m de large pour une hauteur d'enfoncement de 4 m). Si on considère une hauteur d'eau de 5 mètres et une vitesse moyenne des bateaux de 10 $km\,h^{-1}$, nous constatons que le courant de retour moyen sur la section est de 0.35 $m\,s^{-1}$ (figure 4.3), c'est à dire 1,75 fois la valeur moyenne de l'écoulement (estimée à 0,2 $m\,s^{-1}$ à l'étiage). Mazumder et al. (1993) ont montré qu'au centre du chenal, mais aussi dans les zones bordant le chenal et près des berges, les variations de vitesse peuvent atteindre des valeurs de 3 à 10 fois les vitesses moyennes normales, et elles peuvent durer jusqu'à une dizaine de minutes au niveau des berges, avant de revenir à des conditions normales.

Nous verrons dans la suite de ce chapitre que la valeur calculée ici est plus que les vitesses générées au fond de la Seine par les jets d'hélices.

Afin de modéliser correctement les remises en suspension des vases liquides générées par le passage des bateaux dans le bief, nous prendrons en compte ce courant de retour pour calculer la part de l'énergie cinétique turbulente qui sert à remettre en suspension le matériel particulaire.

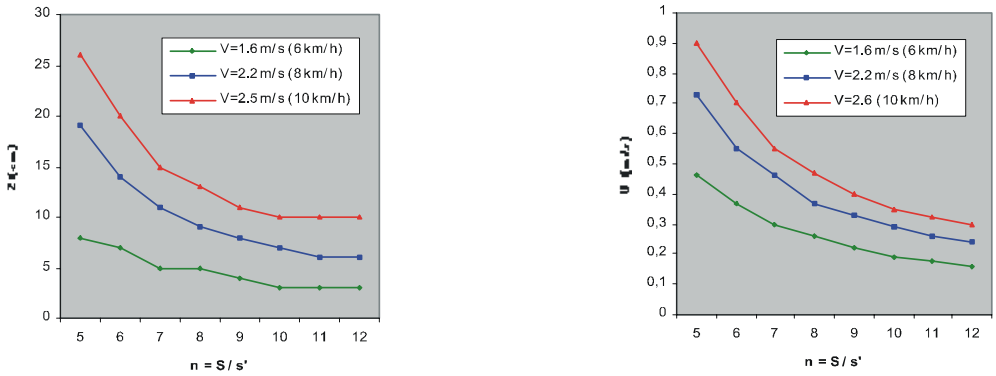


Figure 4.3. Courant de retour (m s-1) et abaissement du plan d'eau (cm) en fonction de la vitesse du bateau et du rapport entre la section de la rivière et la section immergée du bateau. Cas de la Seine à l'étiage.

4.3.1.2 Le batillage

L'abaissement du plan d'eau le long du bateau est suivi d'un relèvement, à l'arrière, soit par vagues déferlantes si la vitesse du navire est très élevée, soit par une sorte de ressaut ondulé se déplaçant avec le bateau dans le cas contraire. Mais le phénomène le plus agressif pour les berges est l'abaissement du niveau de l'eau, car il se produit dans un délai très court et crée un courant déstabilisant pour celles ci. Le batillage est ainsi responsable de l'essentiel des dégradations des berges, principalement au niveau de la surface libre.

Dans notre modèle, nous ne prenons pas en compte les effets du batillage car leurs actions érosives sont principalement localisées sur les berges. Le maillage que nous avons réalisé nous permet de calculer les caractéristiques de l'écoulement jusqu'à une dizaine de mètres au plus près des berges. L'action des vagues déferlantes à ce niveau est négligeable. De plus, les ondes de batillage génèrent un flux d'érosion vertical et, en l'absence de vitesse longitudinale (près du bord), les particules ont tendance à se redéposer à l'endroit où elles ont été soulevées.

4.3.1.3 Effets érosifs des jets d'hélices de bateaux sur le fond et les berges

Courant de retour et batillage demeurent les phénomènes dimensionnants pour les tronçons des voies navigables. Néanmoins, l'augmentation de la puissance des navires et le développement de nouveaux modes de propulsion, permettant une plus grande manœuvrabilité, ont entraîné l'apparition d'érosions localisées, mais parfois très intenses. En exemple, on peut citer la rupture d'un pont autoroutier en Belgique imputée au déchaussement d'une pile sous l'action des jets d'hélices des bateaux manœuvrant à son voisinage. L'action des jets d'hélices a une influence déterminante sur la remise en suspension des particules fines très légères.

Présentation du problème

Les jets d'hélices ont leur intensité maximale lorsque le bateau est à l'arrêt et qu'il utilise toute sa puissance pour démarrer ou manœuvrer ; l'érosion des matériaux les plus grossiers se rencontrera donc à proximité des écluses (notamment au raccordement du radier de l'écluse avec le fond), le long des quais ou d'appontement et dans les courbes. Cependant, concernant la remise en suspension des particules fines récemment déposées, la circulation des péniches dans le chenal de navigation peut avoir un effet non négligeable.

La description de l'effet des jets d'hélices sur le fond fait intervenir un nombre de paramètres important (hauteur d'eau, enfoncement, diamètre et nombre des hélices, vitesse de rotation, puissance développée etc…) auxquelles s'ajoutent les caractéristiques des matériaux érodables. Face à un tel nombre de paramètres, les études antérieures se sont orientées dans deux directions : d'une part, des simulations sur modèles réduits, représentant le site d'étude et un bateau donné ; d'autre part, des tentatives de modélisation des phénomènes s'appuyant sur des mesures expérimentales ayant une portée plus générales mais restant forcément plus schématiques.

Dans ce dernier type de démarche, on distingue trois champs de modélisation :

- la modélisation du système propulsif, qui permet de passer des caractéristiques de fonctionnement (poussée, vitesse de rotation d'hélice) à la vitesse de l'eau éjectée en sortie d'hélice ;
- la modélisation du champ de vitesses qui permet de passer de la vitesse derrière l'hélice à la vitesse au voisinage du fond ou des berges ;
- la modélisation du phénomène d'érosion qui permet de passer de la vitesse érosive au flux d'érosion engendré.

Notre démarche a été de suivre ces trois étapes en s'appuyant sur des études théoriques et expérimentales afin de dégager une méthodologie applicable, d'une part, à notre zone d'étude et, d'autre part, au modèle mathématique que nous utilisons pour décrire les processus de transport des particules cohésives.

Modélisation du système propulsif

La modélisation la plus simple suppose une répartition uniforme de la vitesse à peu de distance de l'hélice. Un calcul est présenté par Blaauw et al. (1978) : on utilise le théorème de la quantité de mouvement sur un tube de courant soumis à l'action de l'hélice pour calculer la poussée totale sur le système propulsif. Puis on utilise la relation de Bernouilli, successivement entre les sections C et B et B' et A pour calculer la différence de pression de part et d'autre de l'hélice (figure 4.4).

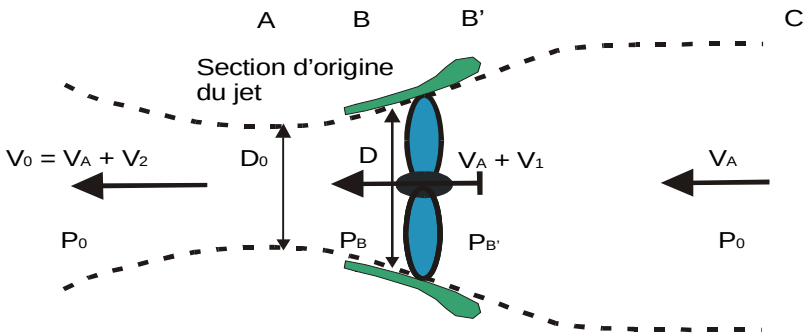


Figure 4.4. Tube de courant dans l'axe de l'hélice.

On en déduit une vitesse V_2 à la sortie du système propulsif dépendant du diamètre de l'hélice D, du nombre de tour n, de la vitesse d'avancée du bateau V_A, du supplément de vitesse au niveau de l'hélice V_1 et des coefficients de poussée déterminés par le constructeur K_h et K_t :

$$V_2 = 1.6\, n\, D \sqrt{K_h} \left(1 + \frac{2\, V_A}{V_2}\right)^{-\frac{1}{2}} \tag{4.14}$$

avec :

$$V_A + V_1 = \frac{4}{\pi} \frac{K_t\, n^2 D^2}{V_2} \tag{4.15}$$

D	Diamètre de l'hélice	(m)
D_0	Diamètre à l'origine du jet	(m)
K_h, K_t	Coefficients de poussée	( )
V_0	Vitesse à l'origine du jet	(m s^{-1})
V_1	Supplément de vitesse au niveau de l'hélice	(m s^{-1})
V_2	Supplément de vitesse à l'origine du jet	(m s^{-1})
V_A	Vitesse d'avancée du bateau	(m s^{-1})
n	Vitesse de rotation de l'hélice	(tours.s^{-1})

Lorsque les coefficients de poussée ne sont pas connus, la formule suivante est proposée par Fuehrer et al. (1977) qui relient la vitesse en sortie d'hélice au diamètre de cette dernière et à son nombre de rotation par seconde :

$$V_0 = 0.95\, n\, D \tag{4.16}$$

Balanin et al. (1981) développent un modèle plus complexe partant d'une répartition parabolique des vitesses en sortie de la tuyère, la répartition étant définie par une vitesse nulle au centre (au niveau du moyeu) et une vitesse moyenne V définie par (4.15). En fait, la difficulté de réaliser des mesures de vitesses sur modèle réduit ou en nature dans la zone proche de l'hélice permet difficilement de justifier une telle répartition (Bouchard, 1982).

Nous avons utilisé l'équation (4.16) pour calculer les vitesses en sortie d'hélice des différents types de bateaux qui circulent dans notre bief, les coefficients de poussée ne nous ayant pas été fournis par les constructeurs.

Modélisation du jet diffusif

Toutes les analyses rencontrées dans les différentes études utilisent le modèle du jet diffusif.

Nous estimons à partir de cette théorie (Hug., 1975) les vitesses produites en tout point du maillage par une hélice de diamètre et de vitesse de rotation données. Nous distinguons une zone d'établissement où la vitesse dans l'axe du jet ne change pas et une zone de jet établi, diffusif, dans laquelle la vitesse décroît. Dans la zone établie, on suppose l'autosimilitude des profils de vitesses et une variation radiale de la vitesse suivant une loi de Gauss (figure 4.5).

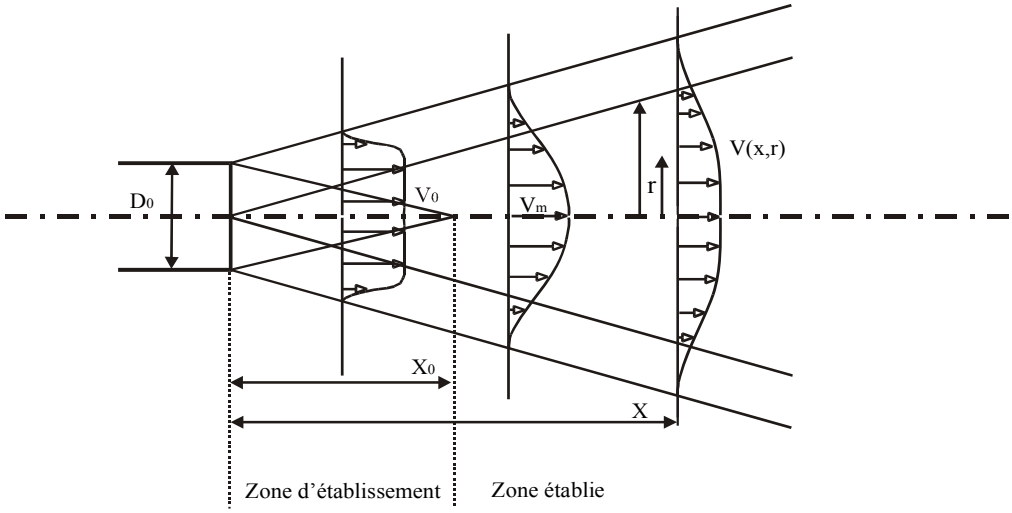


Figure 4.5. Modèle du jet diffusif.

Moyennant ces hypothèses, on démontre que la vitesse s'exprime selon les expressions suivantes où le paramètre c (coefficient de contraction) est le seul inconnu et doit être déterminé expérimentalement :

Zone d'établissement, $X < X_0$:

$$V(r,x) = V_0 \quad pour \quad \left(r < \frac{D_0}{2} - c\,x \right) \tag{4.17}$$

$$V(r,x) = V_0 \exp\left(\frac{\left(r + c\,x - D_0/2 \right)^2}{2\,c^2\,x^2} \right) \quad pour \quad \left(r > \frac{D_0}{2} - c\,x \right) \tag{4.18}$$

Zone établie, $X > X_0$:

$$V(r,x) = V_m \exp\left(-\frac{r^2}{2\,c^2\,x^2} \right) \tag{4.19}$$

$$\frac{V_m}{V_0} = \frac{1}{2\,c}\frac{D_0}{x} \tag{4.20}$$

Pour un jet d'orifice, donc sans torsion, on retient une valeur de 0.08 pour *c*, ce qui donne une longueur d'établissement du jet $X_0 \cong 6.2\ D_0$. Mais le jet d'hélice comporte une torsion et des hétérogénéités des vitesses qui lui donne un comportement différent ; la turbulence y est plus intense que dans le jet classique et de ce fait, il diffuse plus rapidement. Les valeurs du paramètre c déterminées derrière l'hélice diffèrent donc sensiblement du jet sans torsion. Blaauw et al. (1978) ont obtenu sur des modèles de bateau au 1/80ème et au 1/25ème un coefficient c de 0.18 et une longueur d'établissement $X_0 = 2.8\ D_0$.

Influence du confinement

La prise en compte de limites à l'extension du jet (surface de l'eau, fond ou talus) nécessite l'intervention de nombreux paramètres. Blaauw et al. (1978), constatant sur les mesures de vitesse que le confinement du jet induit par le fond et la surface libre n'introduit pas un écart important avec la vitesse calculée par la formule du jet libre, néglige cet effet.

4.3.2 Puissance dissipée par la navigation

Pour intégrer dans le modèle SUBIEF 2D les processus de remises en suspensions locaux générés par la navigation, nous avons introduit dans la formulation énergétique un terme exprimant la puissance moyenne générée par le jet d'hélice et le courant de retour :

$$P_{nav} = \frac{\tau_{nav} \overline{U}_{nav}}{H} \tag{4.21}$$

$\overline{U}_{nav}$ est la vitesse moyennée sur la hauteur d'eau du jet et du courant de retour.

τ_{nav} représente la contrainte de cisaillement au fond générée par le jet d'hélice et le courant de retour et exprime le travail de la force de frottement engendrée par les différents courants de navigation. Nous n'exprimons pas cette contrainte de la même façon que la contrainte de cisaillement propre à l'écoulement, τ_{hyd}, car cette dernière fait intervenir un coefficient de Strickler. Or ce coefficient dépend fortement du champ de vitesses de la masse d'eau. Les vitesses de jet étant bien supérieures à celle de l'écoulement, nous sommes revenu à une formulation classique de la contrainte de cisaillement faisant intervenir un coefficient de traînée C_f (Hervouet & Van Haren, 1994) :

$$\tau_{nav} = \frac{1}{2} \rho_{eau} C_f U_{nav,\,fond}^2 \tag{4.22}$$

Dans cette expression, $U_{nav,\,fond}$ représente la vitesse au fond générée par l'hélice et le courant de retour. On la détermine en fonction du tirant d'eau de chaque péniche et de la bathymétrie de la rivière (voir 4.3.5).

Le flux d'érosion d'une variable *i* dans la vase est alors calculé en chaque nœud et à chaque pas de temps avec l'équation (4.9) à laquelle on rajoute la puissance dissipée par la navigation :

$$F_{ero,i} = \chi_i \frac{1}{\sum_i \chi_i \frac{\rho_i - \rho_{eau}}{\rho_i}} \left(\eta P_{hyd} + \xi P_{nav} \right) \tag{4.23}$$

Le coefficient de traînée C_f peut varier fortement d'un milieu à l'autre et d'un régime à un autre (laminaire, turbulent). Ne connaissant pas sa valeur pour la Seine à l'étiage, ce coefficient rentre dans la procédure de calage de la fraction d'énergie dissipée pour maintenir les suspensions dans la colonne d'eau.

4.3.3 Dispersion induite par la navigation

Le passage des péniches dans le chenal de navigation n'a pas que pour effet de provoquer la remise en suspension des particules fraîchement déposées. Les courants secondaires générés par le jet d'hélice et les ondes de batillage sont susceptibles d'augmenter la dispersion des éléments chimiques particulaires ou dissous qui transitent dans la colonne d'eau. Pour représenter ce processus, Even (2001) rajoute au coefficient adimensionnel de la dispersion transversale (α_t), le rapport entre la puissance totale $\left(P_{hyd} + P_{nav} \right)$ et la puissance de l'écoulement seul, pour laquelle aurait été déterminé le coefficient α_t :

$$K_t = \alpha_t \left(1 + \frac{P_{nav}}{P_{hyd}} \right) H u^* \tag{4.24}$$

Le processus de dispersion longitudinale par turbulence naturelle n'est *à priori* pas le processus dominant. En effet, une valeur estimée de α_l est de l'ordre de $3\alpha_t \approx 1.8$, tandis que le coefficient de dispersion longitudinale intégrant la convection différentielle est estimé à $6 H u^*$ (Fischer et al., 1979).

La formulation de K_t appliquée dans le modèle ProSe pour prendre en compte la navigation vient du fait que la puissance de navigation est introduite sous la forme d'un coefficient constant traduisant un effet moyen et continu de la navigation (Even et al., 2000a).

Dans notre étude, nous avons accès à une estimation de la contrainte de cisaillement au fond lors du passage d'une péniche. Nous introduisons alors l'influence de la navigation dans le calcul de la dispersion longitudinale et transversale par l'intermédiaire de la variation de la vitesse de cisaillement u^* :

$$K_t = \alpha_t H \left(\sqrt{\frac{\tau_{nav}}{\rho}} + \sqrt{\frac{\tau_{hyd}}{\rho}} \right) \tag{4.25}$$

$$K_l = \alpha_l H \left(\sqrt{\frac{\tau_{nav}}{\rho}} + \sqrt{\frac{\tau_{hyd}}{\rho}} \right) \tag{4.26}$$

Lorsqu'il n'y a pas de navigation, on retrouve une dispersion engendrée par l'écoulement propre de la rivière. Aux nœuds du maillage touchés par le passage d'un bateau, on ajoute à la dispersion naturelle l'influence de ce bateau en modifiant localement la vitesse de cisaillement au fond.

4.3.4 Données relatives à la navigation

Les développements réalisés dans SUBIEF 2D permettent de calculer les trajectoires des péniches. Pour les périodes considérées, nous avons récolté toutes les informations utiles à la modélisation et concernant les caractéristiques des bateaux.

4.3.4.1 Vitesse de circulation et heures d'entrée dans le bief

Le domaine simulé est limité par deux écluses : Andrésy en aval du domaine et Pontoise sur l'Oise. Nous avons recueilli les heures de passage des différentes péniches à ces écluses afin de connaître leur heure d'entrée dans le bief. Nous distinguons les péniches avalantes (Herblay → Andrésy) et les péniches montantes (Andrésy → Herblay). Nous supposons que tous les bateaux circulent à la vitesse moyenne de 10 km h^{-1}. Grâce à ces données, nous avons accès aux vitesses générées au fond de la rivière par le passage des bateaux, pour chaque nœud du maillage.

4.3.4.2 Classification des péniches

Pour ce dernier point, nous avons décidé, en accord avec des chercheurs du CETMEF (Centre d'Études Techniques Maritimes Et Fluviales), de considérer trois catégories de péniches en fonction de leurs caractéristiques (tableau 4.2). Pour chaque catégorie, nous calculons la vitesse V_0 de l'eau au voisinage de l'hélice à partir de (4.16). Les valeurs obtenues sont confrontées à un calcul prenant en compte non plus le diamètre de l'hélice, mais le pas moyen fourni par les constructeurs :

$$V_0^{'} = p\,n \tag{4.27}$$

avec :

p	pas moyen de l'hélice	(m)
n	nombre de tours d'hélice	(tours.s^{-1})

Le tableau (4.2) résume l'ensemble des données fournies par les constructeurs de péniches et d'hélices et le Service de la Navigation de la Seine.

Type	Dénomination	Tonnage moyen (tonnes)	Longueur moyenne (m)	Tirant d'eau moyen en charge (m)	Diamètre de l'hélice (m)	Pas de l'hélice (m)	Nombre de tours (tours/s)	V_0 selon (4.16) (m/s)	V_0 selon (4.27) (m/s)
A	Freycinet	350	38.50	2.0	0.9	0.8	10.0	8.5	8.0
B	Auto-moteurs et Chalands de Seine	1500	75	3.0	1.5	1.3	8.3	11.8	10.8
C	Convoi moderne : Pousseur + barges	3500	170	4.0	2.2	2.0	6.6	14.0	13.2

Tableau 4.2. Données des constructeurs concernant les caractéristiques des péniches circulant en Seine et calcul selon (4.15) et (4.26) de la vitesse de l'eau en sortie d'hélice.

Connaissant désormais, pour chaque type de péniches, la vitesse de l'eau au voisinage de l'hélice, nous pouvons calculer les vitesses générées en chaque nœud du maillage en appliquant le modèle du jet diffusif. La vitesse au fond de la rivière nous intéresse car c'est elle qui engendre les turbulences susceptibles de remettre en suspension les particules fraîchement déposées. Le champ de vitesses sur le lit de la rivière est alors celui se trouvant à l'intersection du cône diffusif et de la bathymétrie de la zone étudiée (figure 4.6).

4.3.5 Description du chenal de navigation en fonction du maillage

Grâce à la carte du Service de la navigation de la Seine, nous avons repéré la largeur du chenal de navigation. Dans notre domaine, cette largeur varie de 60 à 100 mètres. Nous faisons alors circuler les péniches sur les nœuds du maillage inclus dans le chenal. Cependant, nous ne connaissons pas les trajectoires précises de chaque péniche au sein du chenal. Nous émettons donc l'hypothèse que les bateaux du type C (pousseur + barges) circulent toujours au centre du chenal, leur tirant d'eau ne leur permettant pas de s'en éloigner. Pour les autres catégories, nous les faisons circuler, en fonction de leur heure d'entrée dans le bief, d'un bord à l'autre du chenal.

L'indiçage des nœuds du maillage est réalisé en début de simulation, avant le premier pas de temps de calcul (figure 4.7). On suppose pour cela que la trajectoire des péniches est parallèle à la trajectoire des vitesses de l'écoulement dans le chenal de navigation. On repère alors, en partant d'un point de départ situé sur une limite du domaine, le nœud suivant atteint par une particule d'eau circulant à la vitesse de l'écoulement (cette méthode s'apparente à la méthode des caractéristiques). On stocke le nœud trouvé ainsi que ses coordonnées Lambert dans un fichier de paramètres. Et ainsi de suite jusqu'à atteindre la limite aval du domaine. On réitère cette opération pour tous les nœuds de départ se situant dans le chenal. Dans notre exemple et pour le maillage considéré, le chenal est décrit par 5 nœuds transversaux. On obtient donc un fichier contenant tous les nœuds d'une trajectoire, et cela pour les 5 trajectoires possibles.

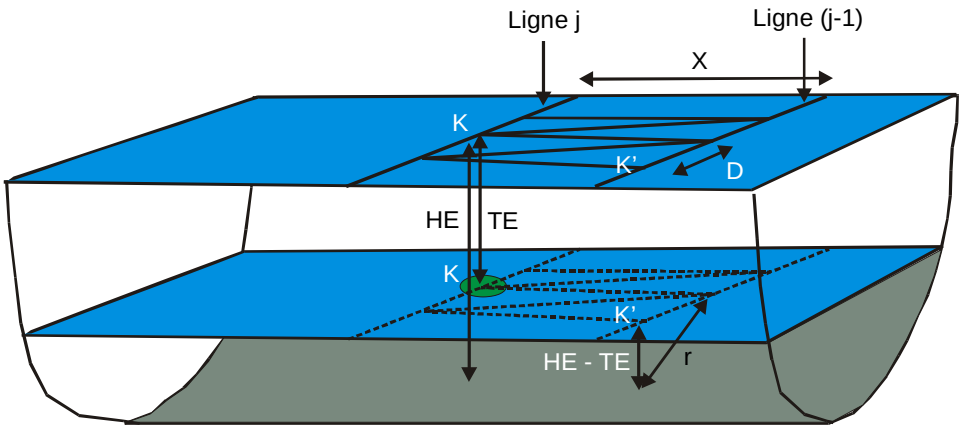
Pour chaque nœud de la trajectoire d'un bateau, on cherche alors les nœuds se situant sur une même transversale. Pour cela, on utilise le fait que les mailles sont étirées dans le sens du courant : en partant d'un nœud d'une trajectoire, on boucle sur tous les points du maillage pour récupérer le nœud le plus proche par un simple calcul de distance. On réitère l'opération jusqu'à ce que l'on atteigne un nœud frontière. On attribue alors à tous les nœuds d'une même section transversale un indice identique. Dans le fichier de paramètres, on récupère ainsi tous les nœuds des trajectoires, indicés en fonction de la trajectoire à laquelle ils appartiennent $\left(i=\left(1,5\right)\right)$ et de la section transversale dont ils font partie $\left(j=\left(1,nombre\ de\ \sec tions\right)\right)$.

Cette opération prend quelques secondes pour le maillage simplifié de 1400 nœuds.

Il faut noter que cet algorithme n'est valable que pour les maillages réglés. En effet, avec un maillage libre, il n'existe pas de section transversale à proprement parler. La récupération des nœuds situés sur une même transversale (ou dans une bande de largeur définie, perpendiculaire à l'écoulement et passant par le nœud de la trajectoire considérée) est beaucoup plus délicate.

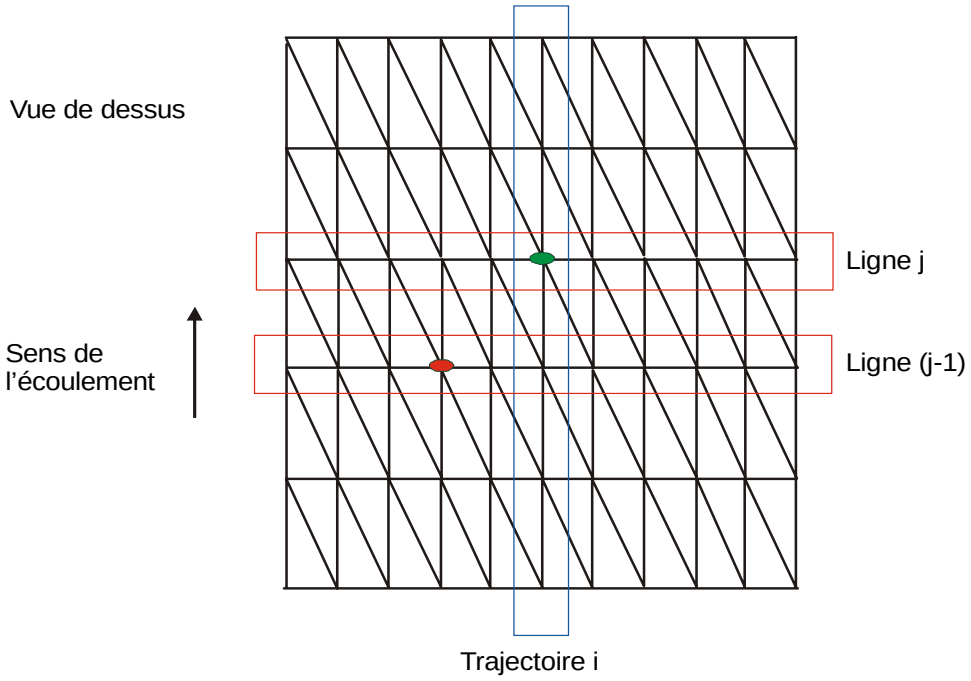
Le fait d'avoir indicé tous les nœuds du maillage de cette façon permet alors de calculer les vitesses générées par le jet d'hélice car on a maintenant accès au valeur de x et de r des formules (4.18) à (4.19) du jet diffusif. On procède de la façon suivante :

- chaque péniche possède un temps d'entrée dans le bief correspondant au temps où elle est effectivement arrivée à l'écluse. Lorsque le temps courant de la simulation dépasse ce temps d'entrée dans le bief, on calcule la distance que la péniche parcourt pendant le pas de temps courant. On cherche alors le nœud i de la trajectoire qui se situe à cette distance du nœud de départ. On positionne ainsi la péniche à ce nœud. Il reste ensuite à calculer la valeur de x et de r pour chaque nœud se trouvant sur une transversale située à l'amont de la position de la péniche. On détermine ainsi les vitesses générées au fond par le jet de l'hélice positionné au nœud i ;
- en fonction du pas de temps de calcul imposé, on adapte le pas de temps à l'intérieur de la subroutine du calcul des vitesses de jet de manière à ce que les péniches ne parcourent pas plus d'une longueur de maille à chaque étape de calcul. On cumule alors les vitesses de jet calculées pour chaque sous pas de temps.



= Position de l'hélice
HE = Hauteur d'Eau
TE = Tirant d'Eau
K = noeud où se trouve l'hélice
K' = noeud où l'on calcule la vitesse au fond générée par le jet d'hélice
X = distance entre la ligne j et la ligne (j-1)
D = distance(noeud(ligne(j-1),trajectoire i), K')

Figure 4.6. Détermination géométrique des grandeurs *X* et *r* pour la formule du jet diffusif.



Position de la péniche à T : noeud k, trajectoire i, ligne j

Calcul de la vitesse générée par le jet au noeud k', ligne (j-1) :

x = dist (k, noeud(ligne (j-1), trajectoire i))

r^2 = (hauteur d'eau - tirant d'eau)^2 + dist (noeud (ligne(j-1), trajectoire i), k')^2

Figure 4.7. Indiçage des nœuds du maillage. Calcul de x et r.

4.3.6 Résultats types sur un canal

Nous avons tout d'abord testé notre module d'érosion sur un canal à fond plat afin de visualiser les vitesses générées au fond par le jet d'hélice. Nous nous plaçons dans des conditions hydrauliques proches de celles de la Seine à l'étiage : hauteur d'eau de 5 m, débit de 100 $m^3.s^{-1}$, ce qui nous permet d'avoir des vitesses d'écoulement de l'ordre de 0.2 m s^{-1}. Dans ces conditions nous faisons circuler successivement les péniches de différente catégorie (A, B et C) et nous observons les vitesses longitudinales générées au fond par le jet d'hélice (figure 4.8). Ces vitesses varient fortement en fonction du type de bateau. Elles peuvent atteindre 0.4 m s^{-1} pour un bateau de type A et 1.7 m s^{-1} pour un bateau de type C. Elles sont bien supérieures à la vitesse moyenne de l'écoulement.

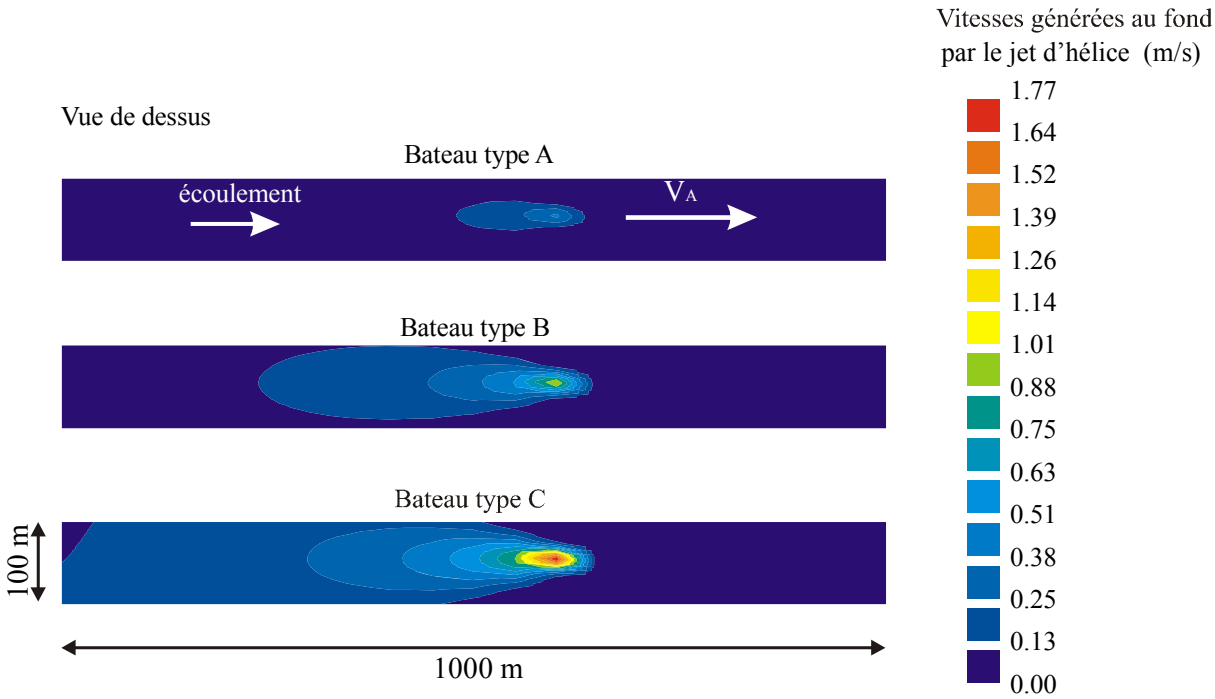


Figure 4.8. Champ de vitesses générée par le jet d'hélice des trois types de péniches sur le fond plat d'un canal de profondeur 5 m.

Dans ce modèle, nous ne simulons que les modifications longitudinales de la vitesse au fond. C'est en effet l'impact le plus évident du passage d'un bateau. Sazik et al. (1996) ont systématiquement observé une augmentation de la vitesse dans le cas du passage des bateaux montants, et une diminution pouvant aller jusqu'à une inversion dans le cas des bateaux avalants. Au cours de leurs mesures, à l'aide du mini-MEFS (Module d'Exploration des Fonds de Seine), de l'effet du passage des bateaux, ils ont enregistré des variations maximales de vitesse de l'ordre de 0.3 m s^{-1}. Pour les bateaux de type A et B, nous obtenons des vitesses au fond du même ordre de grandeur. Par contre, pour les gros convois chargés, qui circulent d'ailleurs généralement la nuit, nous atteignons des vitesses beaucoup plus grandes au centre du chenal.

4.4 Le modèle multi-classes

4.4.1 Notations utilisées

C_i^p	Concentration de la variable particulaire *i* dans la colonne d'eau.	$(M L^{-3})$
$m_i^{'p}$	Masse par m² de la variable particulaire *i* dans la vase.	$(M L^{-2})$
C_i^d	Concentration de la variable dissoute i dans la colonne d'eau.	$(M L^{-3})$
$C_i^{'d}$	Concentration de la variable dissoute i dans la vase.	$(M L^{-3})$
H	Hauteur d'eau.	(L)
h	Hauteur de la crème de vase.	(L)
β	Coefficient de transfert de masse	$(L T^{-1})$
$V_{sed,i}$	vitesse de chute de la variable particulaire *i*	$(L T^{-1})$
F_i^{sed}	Flux de sédimentation de la variable particulaire *i* dans la colonne d'eau.	$(M L^{-2} T^{-1})$
F_{Tot}^{sed}	Flux de sédimentation total des particules de la colonne d'eau. $F_{Tot}^{sed} = \sum_i F_i^{sed}$	$(M L^{-2} T^{-1})$
$F_i^{'ero}$	Flux d'érosion de la variable particulaire *i* dans la vase.	$(M L^{-2} T^{-1})$
$F_{Tot}^{'ero}$	Flux d'érosion total des particules de la vase. $F_{Tot}^{'ero} = \sum_i F_i^{ero}$	$(M L^{-2} T^{-1})$
ρ_i^p	Masse volumique de la classe de grain *i*.	$(M L^{-3})$
$\overline{\rho}_p$	Masse volumique moyenne des grains dans la colonne d'eau. $\overline{\rho_p} = \frac{\sum_i C_i^p \rho_i^p}{\sum_i C_i^p}$	$(M L^{-3})$
$\overline{\rho}_p^{'}$	Masse volumique moyenne des grains dans la vase. $\overline{\rho}_p^{'} = \frac{\sum_i m_i^p \rho_i^p}{\sum_i m_i^p}$	$(M L^{-3})$
Φ	Porosité de la vase.	(sans dimension)
S_i	Équation biologique de la variable *i* dans la colonne d'eau.	
S'_i	Équation biologique de la variable *i* dans la vase.	

4.4.2 Équations programmées dans SUBIEF 2D

Nous distinguons dorénavant quatre équations qui correspondent aux quatre états potentiels des variables que nous simulons, à savoir particulaire dans l'eau, particulaire dans la vase, dissous dans l'eau et dissous dans la vase.

4.4.2.1 Variables particulaires dans l'eau

$$\frac{\partial C_i^p}{\partial t} + \vec{u}.\vec{grad}\,C_i^p = div\left(\vec{K}.\vec{grad}\,C_i^p\right) + \frac{1}{H}\left(F_i^{'ero} - F_i^{sed}\right) + S_i \qquad (4.28)$$

Cette équation rend compte du processus de transport par convection et diffusion ainsi que des flux échangés entre la colonne d'eau et la vase.

La quantité de particules qui sédimente est fonction de la concentration dans l'eau et de la vitesse de chute $V_{sed\,,i}$ de ces particules. On suppose que toutes les particules qui sédimentent atteignent le fond. Le flux d'érosion est quand à lui calculé à l'aide de la formule (4.23).

4.4.2.2 Variables particulaires dans la vase

$$\frac{\partial m_i^p}{\partial t} = \left(F_i^{sed} - F_i^{'ero}\right) + S_i^{'} \qquad (4.29)$$

Cette équation traduit l'évolution de la crème de vase au niveau du lit de la rivière. Elle nous permet de calculer en chaque nœud du maillage, la masse par m² de la variable particulaire *i* dans la crème de vase, en fonction de son érosion, des apports de la colonne d'eau et de son évolution biologique.

Lorsqu'elles se déposent, les matières cohésives forment des couches qui se tassent les unes sur les autres. En modifiant la rigidité initiale de ces différentes couches, ce tassement transforme leurs propriétés d'érosion. Ainsi, on distingue couramment dans la littérature trois grands types de sédiments : les vases liquides fraîchement déposées qui se comportent comme un fluide dense (présence d'eau interstitielle), les vases plastiques qui commencent à se consolider et les vases solides qui, après un tassement prolongé, présentent une très grande résistance à l'érosion (faible présence d'eau) (Parthéniades, 1965).

Dans notre schéma conceptuel, nous ne prenons pas en compte les transformations de la vase pour lesquelles il faudrait introduire des lois de tassement qui donne l'évolution au cours du temps de la concentration des sédiments de fond et qui sont assez peu connues. En effet, les échanges que l'on représente entre la colonne d'eau et la crème de vase sont rapides, en particulier à cause de la navigation. Cependant, il existe des zones très peu perturbées par le trafic fluvial (rives, bras d'île) pour lesquelles la vase a le temps de se consolider. Nous ne prenons pas en considération ce processus. Nous considérons simplement, et cela aussi parce que nous travaillons à des échelles de temps très petites, que la vase a une structure très lâche, caractéristique des particules récemment déposées.

4.4.2.3 Variables dissoutes dans l'eau

$$\frac{\partial C_i^d}{\partial t} + \vec{u}.\vec{grad}\,C_i^d = div\left(\vec{K}.\vec{grad}\,C_i^d\right) + \frac{\Phi}{(1-\Phi)H}\left(\frac{F_{Tot}^{'ero}}{\overline{\rho}_p^{'}}C_i^{'d} - \frac{F_{Tot}^{sed}}{\overline{\rho}_p}C_i^d\right) + \frac{\beta}{H}\left(C_i^{'d} - C_i^d\right) + S_i \qquad (4.30)$$

L'évolution de la variable dissoute *i* dans la colonne d'eau dépend donc :

- de la convection par le courant ;
- de la dispersion appréhendée par le coefficient de dispersion longitudinale et transversale ;
- de la diffusion moléculaire à l'interface eau/vase : $\beta\left(C_i^{'d} - C_i^d\right)$. Ce terme est explicité au paragraphe 4.4.2.5 ;

- d'un flux d'échange lié à la quantité d'eau (à la concentration C_i^d) que contiennent les flocs de particules lorsqu'ils sédimentent : $\frac{\Phi}{(1-\Phi)}\left(\frac{F_{Tot}^{sed}}{\overline{\rho}_p} C_i^d\right)$;
- d'un flux d'échange lié à la quantité d'eau (à la concentration $C_i^{'d}$)extraite de la vase et remise dans la colonne d'eau par l'érosion de l'ensemble des variables particulaires : $\frac{\Phi}{(1-\Phi)}\left(\frac{F_{Tot}^{'ero}}{\overline{\rho}_p^{'}} C_i^{'d}\right)$

4.4.2.4 Variables dissoutes dans la vase

Hormis la convection et la diffusion que nous ne représentons pas dans la vase, les différents termes de cette équation sont les mêmes, au signe près, que ceux explicités dans l'équation des variables dissoutes dans la colonne d'eau.

$$\frac{\partial C_i^{'d}}{\partial t} = \frac{\Phi}{(1-\Phi)\,h}\left(\frac{F_{Tot}^{sed}}{\overline{\rho}_p} C_i^d - \frac{F_{Tot}^{'ero}}{\overline{\rho}_p^{'}} C_i^{'d}\right) + \frac{\beta}{h}\left(C_i^d - C_i^{'d}\right) + S_i^{'} \qquad (4.31)$$

4.4.2.5 Échanges dissous à l'interface eau-vase

Outre les échanges par les processus de dépôt-érosion entre les variables de la vase et celles de la colonne d'eau, les échanges diffusifs à l'interface eau-vase des variables dissoutes sont également représentés :

Le flux diffusif F_d est proportionnel au gradient de concentration entre l'eau interstitielle dans la couche déposée et l'eau surnageante (Even, 2000) :

$F_d = \beta\left(C_i^{'d} - C_i^d\right)$ exprimée en $kg\, m^{-2}\, s^{-1}$.

Cette théorie exprime le fait que la diffusion dans la couche limite est limitante. Le paramètre β , égal au rapport entre la diffusion moléculaire et l'épaisseur de la couche limite, est exprimé par des considérations théoriques (Boudreau, 1997) en fonction du nombre de Schmidt $Sc = \frac{\nu}{D}$ et de la vitesse de cisaillement moyenne $u^* = \sqrt{g}\,\frac{U}{kH^{1/6}}$:

$$\beta = A\, u^*\, Sc^n$$

ν est la viscosité cinématique de l'eau et D le coefficient de diffusion moléculaire. Christy et Thibodeaux (1982) et Boudreau (1997) donnent des valeurs allant de 0.0889 à 0.114 pour A, 0.67 à 0.71 pour l'exposant n.

Comme pour les termes de dispersion transversale et longitudinale, on modifie la vitesse de cisaillement aux nœuds du maillage affectés par la circulation fluviale.

4.5 Traceurs radioactifs

Les développements du module benthique réalisés dans le cadre de cette thèse ont pour but de fournir notamment des informations concernant le transfert des particules dans le bief considéré. Le transport des MES est un des phénomènes physiques de base qu'il convient de connaître pour comprendre et prédire le transport de nombreux polluants (Mouchel & Bonté, 1998).

Le module d'érosion original, prenant en compte la navigation fluviale, a été utilisé pour simuler correctement les concentrations en MES observées lors de campagnes de mesures (chapitre 6). Pour obtenir ces résultats, une étape de calage a été nécessaire. Ce calage a consisté à déterminer le paramètre représentatif de la navigation dans le processus de remise en suspension des sédiments récents (calage du coefficient ξ, équation 4.23). En effet, la mesure du flux d'érosion *in situ* est très difficile à réaliser et n'apporte que des résultats ponctuels. Pour valider le module de transport, il est nécessaire de vérifier deux points importants :

- pour une situation d'étiage différente de celle du calage, les concentrations particulaires mesurées et simulées doivent être du même ordre de grandeur, sans que l'on ai besoin de réajuster le coefficient ξ.
- on doit vérifier que le stock de particules fraîchement déposées est du même ordre de grandeur que le stock réel dans le bief considéré.

Le premier point a été vérifié par la modélisation de la situation d'étiage de juin et juillet 2000 (chapitre 7). L'intercomparaison des modèles SUBIEF 2D et ProSe 1D et à tubes de courant permet de valider la conceptualisation du transport sédimentaire adopté dans SUBIEF 2D.

Nous n'avons évidemment pas accès, directement par la mesure, au stock de vase récemment constitué en période d'étiage. En effet, le secteur d'étude étant fortement hétérogène sur la tranversale (du fait des rejets mais aussi de l'impact des péniches prépondérant dans le chenal de navigation), il faudrait un dispositif expérimental très important pour mesurer les flux particulaires entrant et sortant du bief et ainsi déterminer convenablement la quantité de MES qui a sédimenté dans la zone d'étude. Une approche qualitative a été menée grâce à une campagne de carottage *in situ* relative aux radioéléments de faible période de demi-vie (Martin et Sogon, 2000). Des renseignements sur la hauteur des dépôts en Seine sont fournis par cette étude et mettent en évidence le bon comportement du modèle vis à vis du stock sédimentaire simulé. Les résultats de cette campagne ainsi que la comparaison avec les simulations des hauteurs de dépôts présentes dans le bief à l'étiage sont données en annexe C.

Un module de qualité relatif à l'évolution des traceurs radioactifs de faible période demi-vie que sont le ^{7}Be et l'^{131}I, et prenant en considération les phénomènes d'échange de radioactivité entre la phase dissoute et la phase particulaire, a été implémenté dans SUBIEF 2D. Le peu de données dans notre secteur, l'incertitude sur le coefficient de partage particulaire/dissous de l'^{131}I, ainsi que le manque de temps, ne nous ont pas permis de mener à terme les simulations de l'évolution de ce traceur radioactif dans notre bief.

Nous présentons tout de même en annexe B le schéma conceptuel adopté dans SUBIEF, relatif à l'évolution des traceurs radioactifs de faible période de demi-vie.

4.6 Le module biologique

4.6.1 Introduction

L'eau traitée qui se déverse en Seine par les trois canaux de fuite de la station d'épuration d'Achères est riche en matière organique particulaire et dissoute et pauvre en oxygène. Barillier (1992) indique que la concentration de carbone organique particulaire est de l'ordre de 1 $mgC\,l^{-1}$ à l'amont de Paris et atteint 2 à 3 $mgC\,l^{-1}$ à l'aval des effluents de la station d'épuration en période d'étiage. De plus, les rejets constituent une source importante de grosses bactéries (> 1 µm) plus actives car leurs eaux sont éventuellement accompagnées de boues non décantées provenant des décanteurs secondaires. Les rejets multiplient ainsi la quantité de biomasse bactérienne par 5 à la fin du printemps, par 3 à 6 d'octobre à décembre (Maldiney, 1994).

Ainsi, le mélange des eaux naturelles et des eaux anoxiques des rejets d'une part, et la consommation d'oxygène lors de la dégradation de la matière organique rejetée dans le milieu d'autre part, font généralement chuter les niveaux d'oxygène à l'aval des rejets et perturbent l'écosystème de façon très brutale.

De plus, la présence des rejets, des îles d'Herblay et de Nancy et de l'Oise, contribue à des distributions transversales des constituants fortement hétérogènes. Le temps de résidence des particules n'est pas le même selon que leur parcours est situé dans le chenal de navigation ou pas. Ainsi, les processus biologique ne se développeront pas de la même manière dans les différents secteurs du domaine. Le modèle bi-dimensionnel permettra de rendre compte de ces différences et de montrer leur impact sur la qualité d'eau.

Le modèle mis en œuvre comporte 24 variables d'état, 12 dans la colonne d'eau et les 12 variables associées dans la vase. Nous considérons la matière organique de différentes classes de dégradabilité, les bactéries hétérotrophes, le phytoplancton qui connaît des développements importants en Seine, surtout en période d'étiage estival, les matières en suspension minérales et enfin l'oxygène dissous.

4.6.2 Schéma conceptuel biologique

Le schéma conceptuel du modèle biogéochimique RIVE est présenté sur la figure (4.9). Il décrit de façon déterministe les processus biologiques de croissance et de mortalité bactérienne hétérotrophe et autotrophe, phytoplanctonique et zooplanctonique. Il simule l'impact de ces processus sur les teneurs en carbone, azote, phosphore et oxygène (Billen et al., 1994 ; Garnier et al., 1995). Le schéma conceptuel se fonde sur la description de processus appréhendés par l'expérience et décomposés en étapes élémentaires dont le moteur est la croissance de microorganismes. Les variables de la colonne d'eau sont également présentes dans les sédiments (sédimentation des variables particulaires, échanges des espèces dissoutes par diffusion à l'interface). Les mêmes processus biologiques que dans la colonne d'eau continuent de s'y dérouler.

Nous avons décidé de simplifier le module biologique RIVE pour permettre de réduire le temps de calcul et ne considérer que les processus dominants en fonction de notre domaine et des échelles de temps et d'espace que nous modélisons.

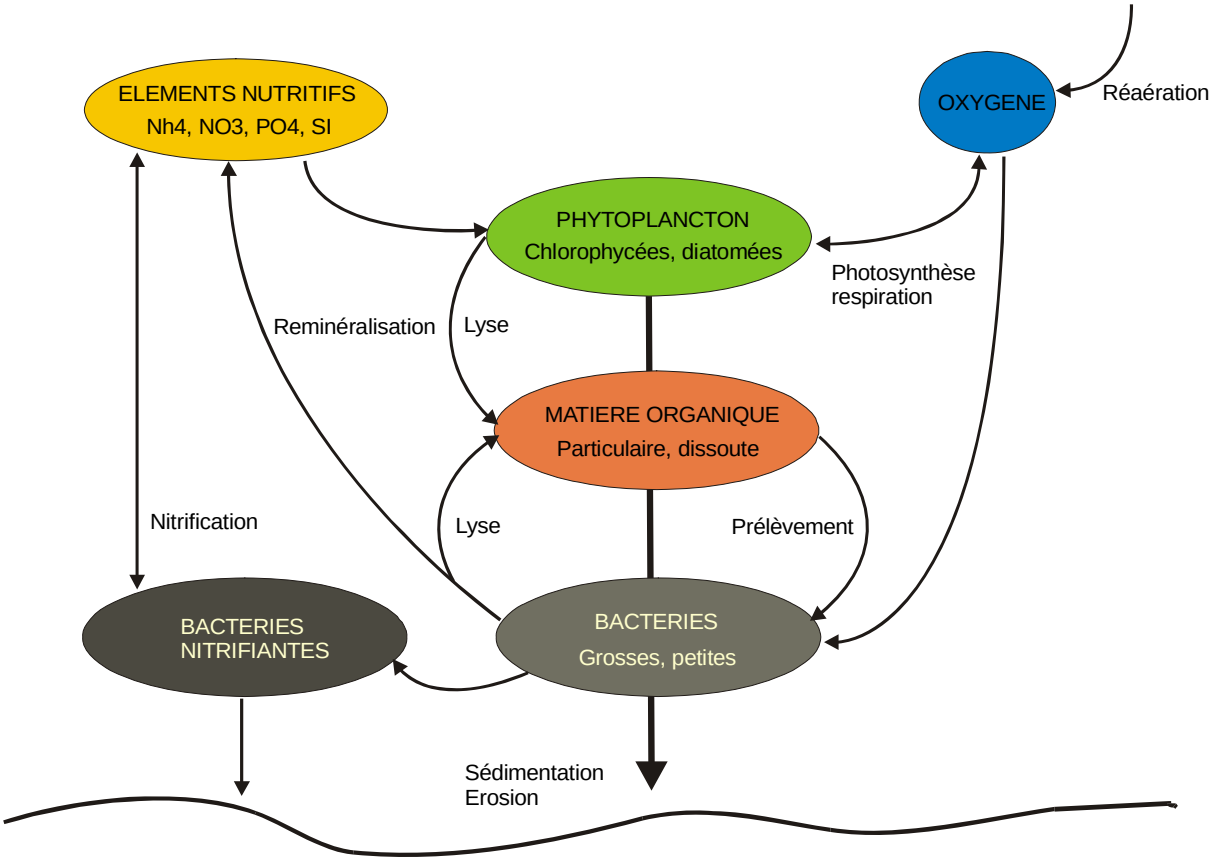


Figure 4.9. Schéma conceptuel du modèle biogéochimique RIVE.

Les éléments nutritifs ne sont pas des variables d'état

L'ammoniaque, les nitrates et les orthophosphates sont des éléments de base constitutifs de la matière organique. Ils sont assimilés directement par le phytoplancton et restitués dans le milieu, principalement par les processus d'excrétion zooplanctonique (Capblancq, 1990).

Nous ne modélisons pas ces éléments pour des raisons propres à notre secteur d'étude :

- en période d'étiage et pour l'aval immédiat des rejets d'Achères (10 km), ils ne sont pas limitants pour le phytoplancton car ils sont en quantité suffisante dans la colonne d'eau ;
- le prélèvement bactérien d'ammoniaque et de phosphore est réduit dans les milieux eutrophes où la matière carbonée est suffisamment riche pour pourvoir aux besoins de croissance (Hoch & Kirchman, 1995) ;
- l'impact des concentrations des éléments nutritifs sur l'oxygène dissous, via les processus de nitrification/dénitrification est secondaire à l'aval immédiat des rejets. Ce n'est qu'à l'aval de Méricourt que la nitrification devient un processus majeur consommateur de l'oxygène dissous de la colonne d'eau (Even, 1995). En ce qui concerne les sédiments, les termes de production d'ammoniaque et de consommation des nitrates sont surtout visibles dans le bief Andrésy-Méricourt (Even, 1995). Les bactéries nitrifiantes se développent à partir d'Achères mais ne deviennent efficaces qu'au delà de Méricourt.

Ces processus ne sont pas pris en compte car nous cherchons à modéliser la qualité de l'eau sur les dix kilomètres à l'aval de la station d'épuration d'Achères, en période d'étiage. Une modélisation à des échelles d'espace ou de temps plus importants ne serait possible qu'en intégrant ces phénomènes dans le modèle de qualité d'eau.

Les processus pour le phytoplancton

Il est important de conserver un compartiment phytoplanctonique dans le schéma conceptuel adopté du fait de sa participation au contrôle du niveau d'oxygénation de la rivière. Les biomasses sont importantes, surtout en période estivale et la production d'oxygène par photosynthèse contrebalance les déficit induits par la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes. Par contre, en période nocturne, la biomasse phytoplanctonique consomme l'oxygène de la colonne d'eau et accentue son déficit.

Dans RIVE, plusieurs espèces (en réalité groupes) phytoplanctoniques peuvent être modélisées (Garnier et al., 1995). La concentration de chacune d'elle est exprimée en carbone. Le schéma conceptuel utilisé pour le modèle de dynamique de population phytoplanctonique, appelé AQUAPHY, a été développé par Lancelot et al. (1986) et se fonde sur l'interprétation d'expériences d'incorporation de carbone marqué dans les différents constituants cellulaires : les petits métabolites M (petites molécules précurseurs), les produites de réserve R (principalement glucides et lipides) et les macromolécules fonctionnelles F (principalement protéines, acides nucléiques et pigments). Pour une espèce donnée, la concentration de la biomasse $[PHY]$ est égale à la somme des concentrations des constituants :

$$[PHY] = [M] + [R] + [F] \tag{4.32}$$

Les petits métabolites M sont incorporés dans la cellule algale lors de la photosynthèse. La croissance, la respiration et l'excrétion sont des processus liés au fonctionnement de la cellule. Ils sont fonction des constituants cellulaires F. Des échanges continus entre les stocks de métabolites et de produits de réserve (synthèse/catabolyse) permettent de gérer les réserves internes à la cellule : stockage de produits de réserve en cas d'excédent de petits métabolites (jour) et utilisation de produits de réserve pour la croissance en cas de déficit en petits métabolites (nuit, obscurité). La respiration permet la production d'énergie pour la cellule algale, pour assurer la maintenance de la cellule mais également la croissance. La sédimentation et la mortalité du phytoplancton affectent de manière identique tous les constituants de la cellule.

La fonction principale de la cellule est d'assurer sa croissance. La synthèse de nouvelles macromolécules fonctionnelles F utilise les métabolites M (carbone) et les éléments nutritifs (figure 4.10).

Pour une description plus détaillée des équations des différents constituants du phytoplancton et du rôle joué par la température dans la détermination des paramètres phytoplanctoniques, le lecteur pourra se référer à Lancelot et al (1986) et Poulin et al (1998).

Dans le souci de limiter le nombre de variables d'état du modèle sans pour autant dénaturer les processus modélisés, nous avons opté pour la mise en œuvre d'un schéma simplifié du phytoplancton qui relie directement la croissance à la lumière et considère la biomasse algale comme un stock de carbone indifférencié. Le processus de photosynthèse reste quant à lui inchangé. Cette formulation relie la respiration au taux de photosynthèse maximal ou à la biomasse totale en tenant éventuellement compte d'un terme constant. Les processus pris en compte essaient au maximum d'exploiter les paramètres déjà validés par AQUAPHY (Lancelot et al., 1986). La figure 4.10 compare les différents processus pris en compte dans le modèle AQUAPHY et le modèle AQUAPHY simplifié.

.Dans les prochains paragraphes, nous décrivons plus précisément le schéma conceptuel adopté et les différents paramètres et fonctions de forçage qui l'accompagnent.

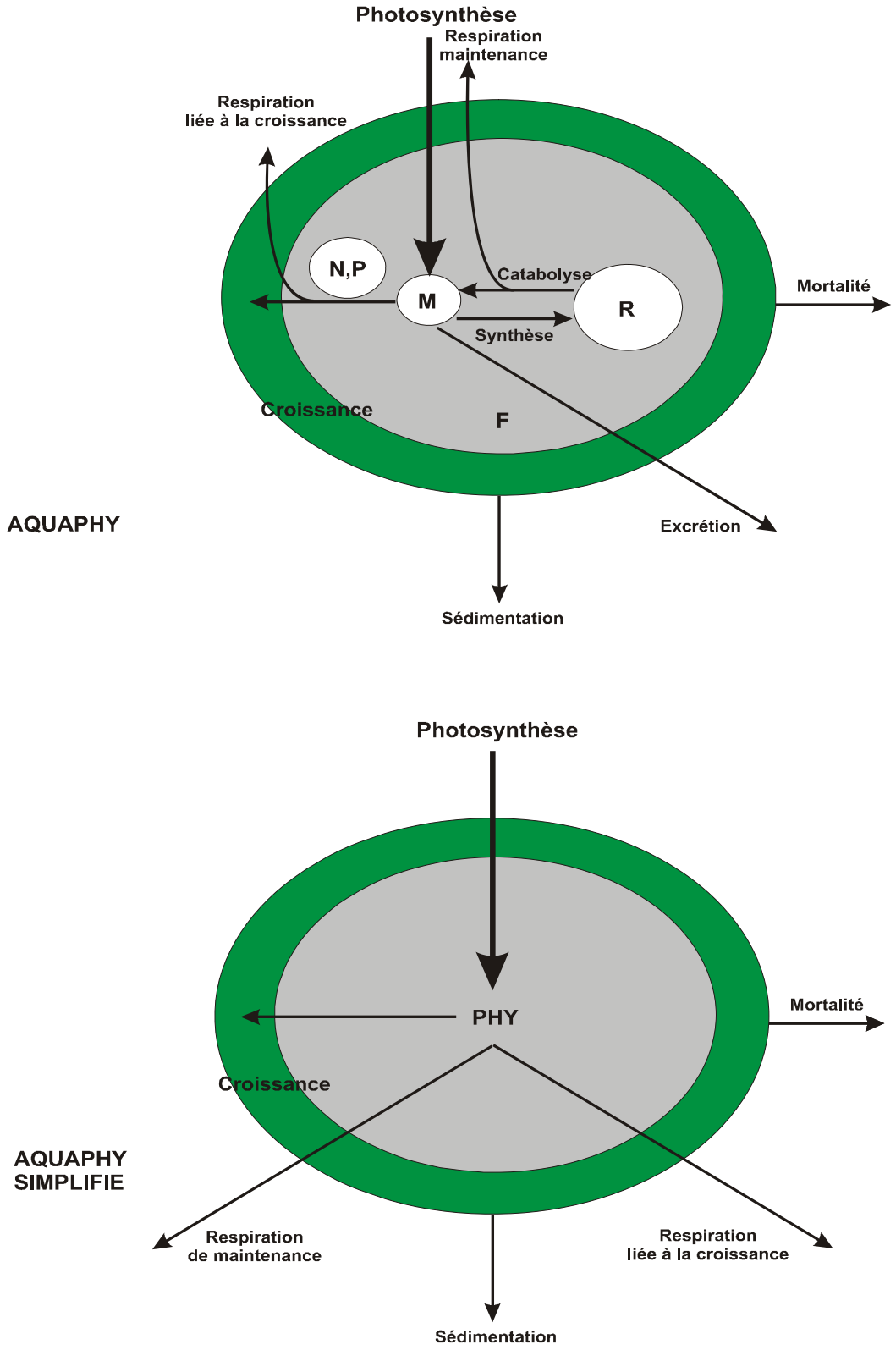


Figure 4.10. Modèle AQUAPHY de la dynamique de population phytoplanctonique et modèle simplifié mis en œuvre dans SUBIEF 2D.

4.6.3 Les variables biologiques

Les variables biologiques sont considérées dans la colonne d'eau et dans la vase.

Dans la colonne d'eau :

PHY	Biomasse phytoplanctonique	(ML^{-3})
O_2	Oxygène dissous	(ML^{-3})
$MOP_{b,1}$	Matière organique particulaire très labile	(ML^{-3})
$MOP_{b,2}$	Matière organique particulaire moyennement labile	(ML^{-3})
MOP_r	Matière organique particulaire réfractaire	(ML^{-3})
$MOD_{b,1}$	Matière organique dissoute très labile	(ML^{-3})
$MOD_{b,2}$	Matière organique dissoute moyennement labile	(ML^{-3})
S	Substrats monomères directement assimilés par les bactéries	(ML^{-3})
MOD_r	Matière organique dissoute réfractaire	(ML^{-3})
$MES_{\min}$	Matières en suspension minérale	(ML^{-3})
$GBACT$	Grosses bactéries ($> 1\mu m$)	(ML^{-3})
$PBACT$	Petites bactéries ($< 1\mu m$)	(ML^{-3})

Dans la vase :

Nous considérons les même variables biologiques dans la vase et dans l'eau. Par exemple, la variable PHY dans l'eau devient, dans la crème de vase, PHY_V et son évolution dépend des équations biologiques propres au sédiment.

4.6.4 Les paramètres biologiques externes

a	Capacité photosynthétique	$(L^2(\mu E)^{-1})$
$PHOT_{\max}$	Taux de production photosynthétique maximal	(T^{-1})
η_0	Coefficient de l'extinction lumineuse de base	(L^{-1})
η_1	Coefficient de l'extinction lumineuse fonction des matières en suspension	(L^2M^{-1})
η_2	Coefficient de l'extinction lumineuse fonction de la biomasse phytoplanctonique	(L^2M^{-1})
$RESP_m$	Taux de respiration lié à la survie de la cellule phytoplanctonique	(T^{-1})
$RESP_{CR}$	Constante de respiration liée à la photosynthèse	(sans dimension)
CHL_a / C	Rapport chlorophylle a sur carbone	(sans dimension)
$MORT_{PHY}$	Taux de mortalité de la biomasse phytoplanctonique	(T^{-1})
V_{sedPHY}	Taux de sédimentation de la biomasse phytoplanctonique	(LT^{-1})
dbo	Coefficient stœchiométrique de consommation/production d'oxygène par respiration/photosynthèse	(sans dimension)
V_{sedMO}	Taux de sédimentation de la matière organique particulaire	(LT^{-1})
K_c	Taux d'hydrolyse de la matière organique particulaire en matière organique dissoute	(T^{-1})
K_H	Constante de demi saturation pour l'hydrolyse de la matière organique dissoute par les bactéries	(ML^{-3})
K_S	Constante de demi saturation pour le prélèvement de S par les bactéries	(ML^{-3})
H_s	Taux de prélèvement de S par les bactéries	(T^{-1})
$MORT_{GBACT}$	Taux de mortalité des grosses bactéries	(T^{-1})
$MORT_{PBACT}$	Taux de mortalité des petites bactéries	(T^{-1})
μ_{GBACT}	Taux de croissance maximal des grosses bactéries	(T^{-1})
μ_{PBACT}	Taux de croissance maximal des petites bactéries	(T^{-1})
Y_{BACT}	Rendement de croissance des bactéries	(sans dimension)
D	Coefficient de diffusion moléculaire	(L^2T^{-1})

4.6.5 Les paramètres biologiques internes

Ce sont des paramètres qui ont une expression analytique.

K_{rea}	Coefficient de ré-aération à l'interface air-eau	(T^{-1})
$PHOT$	Taux de photosynthèse moyen sur la colonne d'eau	(T^{-1})

Parmi les nombreuses relations représentant la relation photosynthèse-lumière, celle établie par Platt et al. (1980) et reprise par Lancelot et Mathot (1987) est retenue :

$$PHOT\,(z) = PHOT_{\max}(1 - e^{(\frac{-a\,I\,(z)}{PHOT_{\max}})})\; e^{(\frac{-\beta\,I\,(z)}{PHOT_{\max}})}$$

Aucune corrélation entre le paramètre α et la température n'a été mis en évidence (Platt et Jassby, 1976). Compte tenu des variations observées, une valeur moyenne de 0.0014 h^{-1} $(\mu Em^{-2}\ s^{-1})^{-1}$ est retenue. Dans le cas de la Seine, aucune photoinhibition n'a été mise en évidence.

Le rayonnement photosynthétiquement actif à une certaine profondeur est calculé en utilisant la loi de Beer-Lambert :

$$I\,(z) = I_0\, e^{-\eta z}$$

Le rayonnement photosynthétique actif à la surface, I_0, est considéré comme une fonction de forçage du modèle (données météo, fonction reconstituée)

Le coefficient d'extinction lumineuse, η, dépend de la turbidité (matières en suspension et biomasse algale exprimée en chlorophylle a) et d'un terme de base traduisant les facteurs non pris en compte explicitement (Garnier et al., 1995) :

$$\eta = \eta_0 + \eta_1([MOP_b] + [MOP_r] + [MES_{\min}]) + \eta_2(Chl_a / C)[PHY] \qquad (4.33)$$

Le taux de photosynthèse est calculé à chaque pas de temps à partir des valeurs horaires de rayonnement calculées et intégrées dans SUBIEF 2D par l'intermédiaire d'une fonction de forçage. L'intégration de $PHOT(z)$ est moyennée sur la hauteur d'eau.

$$PHOT = \frac{\sum_0^H PHOT\,(z)\,dz}{H} \qquad (4.34)$$

Le coefficient K_{rea} résulte de deux mécanismes (Thibodeaux et al., 1994) :

- la diffusion turbulente. Elle est fonction des caractéristiques de l'écoulement (vitesse, profondeur). Compte tenu des caractéristiques de la Seine, la formulation de O'Connor et Dobbins a été retenue (Thibodeaux et al., 1994) :

$$K_{rea}^{D} = \frac{(Dv)^{\frac{1}{2}}}{H^{\frac{3}{2}}} \qquad (4.35)$$

où v est la vitesse de l'eau en ms^{-1}.

- l'action du vent. La formule établie par Lunney et collaborateurs citée dans Thibodeaux et al. (1994) fournit une expression du type :

$$K_{rea}^{V} = A\frac{D^{\frac{2}{3}}V^{2.23}}{H} \qquad (4.36)$$

où A est un coefficient valant 7.510^{-7} pour K_{rea} exprimé en s^{-1}.

4.6.6 Les fonctions de forçage

Ce sont des variables non calculées par le modèle et influençant les processus. Il s'agit de la température, du rayonnement et du vent. Ces variables sont des données fournies au modèle par l'utilisateur.

T	Température de l'eau	$(°C)$
V	Vitesse du vent mesurée à 10 mètres au dessus du sol	(LT^{-1})
I_0	Rayonnement photosynthétique actif à la surface	$(\mu E\, L^{-2}\, T^{-1})$

Le vent intervient dans la ré-aération à l'interface air-eau. Les données peuvent être obtenues auprès du Service de la Météorologie Nationale de Trappes.

La température intervient dans le calcul du taux de croissance du phytoplancton (Dauta, 1983) et des bactéries (Garnier et al., 1992b). L'expression de ce taux de croissance est donnée par la relation :

$$\mu\left(T\right) = \mu_{\max}\, e^{-\frac{\left(T - T_{opt}\right)^2}{\omega^2}} \tag{4.37}$$

T_{opt} représente la température optimale pour la croissance du phytoplancton et des bactéries et σ est l'écart type de la fonction.

I_0 est considéré constant pendant les heures ensoleillées et nul la nuit. Un coefficient d'atténuation par les nuages est introduit qui peut diminuer le rayonnement de 20 ou 50 % selon les conditions d'ennuagement.

4.6.7 Les processus biologiques

4.6.7.1 Le phytoplancton

Deux groupes phytoplanconiques dominent en Seine : les diatomées et les chlorophycées. Les blooms printaniers apparaissent vers le mois d'avril et ce sont les diatomées de grosse taille qui apparaissent principalement pendant cette période (Garnier et al., 1995 ; Even, 1995).

La période estivale voit la prédominance des chlorophycées de petite taille.

A l'automne, un bloom phytoplanctonique est généralement observé. Les diatomées centriques de plus petite taille semblent alors dominer.

Pour modéliser le fonctionnement écologique de la Seine en période d'étiage (été et début d'automne), ces deux types d'algues ont été définies dans le modèle RIVE et sont reprises ici. L'équation définissant leur évolution est la même, seuls les paramètres changent.

De façon générale, Reynolds (1990) donne des valeurs de masse volumique pour les algues comprises entre 0.99 et 1.25 $g\, cm^{-3}$.

Le principal terme de production de la biomasse est la fixation de carbone organique par photosynthèse. Les termes de disparition sont la respiration de maintenance, la respiration liée à la croissance et la mortalité. A chaque pas de temps, la production nette de biomasse correspond au bilan suivant auquel il faut rajouter l'érosion et la sédimentation :

$$\frac{d\,[PHY]}{dt} = \left(PHOT - (RESP_m + \mu\, RESP_{cr}) - MORT_{PHY} - \frac{V_{sed\ PHY}}{H} \right) [PHY] \tag{4.38}$$

μ est le taux de croissance de la cellule phytoplanctonique, approximée dans le modèle simplifié par $\left(PHOT - RESP_m \right)$.

Paramètres	Diatomées	Chlorophycées	Unités
$PHOT_{\max}$	0.25	0.5	h^{-1}
$MORT$	0.003	0.02	h^{-1}
$RESP_m$	0.01	0.01	h^{-1}
$RESP_{cr}$	0.5	0.5	sans dimension
V_{sed}	0.004	0.0005	mh^{-1}

Tableau 4.3. Valeurs des paramètres pour les diatomées et les chlorophycées.

4.6.7.2 La matière organique et les bactéries hétérotrophes

Les bactéries hétérotrophes sont les principales responsables des processus de décomposition de la matière organique, particulièrement importants dans les milieux recevant une forte charge de matière. Le modèle utilisé est le modèle HSB (Servais, 1989b).

Résultats d'expérience en laboratoire ou *in situ*

La matière organique est essentiellement produite (par la lyse ou l'excrétion d'organismes) ou apportée (par les rejets d'origine continentale) sous forme de macromolécules. Seules peuvent être directement utilisées pour la croissance bactérienne un certain nombre de petites molécules organiques (acides aminés libres, mono- et oligosaccharides, acides organiques). Ces petites molécules appelées substrats directs S forment le stock de matière organique directement utilisable qui contrôle effectivement la croissance bactérienne. Ils sont produits par l'hydrolyse exoenzymatique des composés organiques de haut poids moléculaire (Billen et Servais, 1989 ; Billen et al., 1988a ; Servais, 1989b).

La matière organique est classée en fonction de sa résistance à l'activité bactérienne (Servais et al., 1987) et trois classes de dégradabilité sont alors définies : fortement labile, moyennement labile et réfractaire.

Servais et al. (1998) montrent que 75 % du COD en Seine est biodégradable. Seidl et al. (1998a) constatent que 40 % du COD de la rivière est biodégradable contre 80 % pour celui provenant des RUTP. Enfin, Mouchel et al. (1997) cité dans Seidl et al. (1998a) ont montré en laboratoire que 60 à 80 % du CODB était dégradé entièrement pendant les premières 24 heures. Ce sont toutes ces estimations qui vont permettre de définir pour le modèle les proportions de matière organique facilement et moyennement labile ainsi que la partie réfractaire, les différentes classes de dégradabilité de la MOD ne faisant pas partie des variables de qualité d'eau mesurées en routine.

Modélisation des processus de dégradation

L'intérêt pour la modélisation du processus de biodégradation n'est pas récent : Streeter et Phelps (1925) proposent un modèle simple de dégradation de la matière organique basé sur le fait que la vitesse de dégradation de la charge organique (exprimée en DBO) est supposée être du premier ordre.

Les plus récents des modèles basés sur les travaux de Sreeter et Phelps, qu'ils s'appliquent à la matière organique dissoute (Ogura, 1975) ou aux détritus d'origine phytoplanctonique (Otsuki et Hanya, 1972, Westrich, 1983), postulent l'existence de plusieurs fractions de matière organique, dégradées chacune selon une cinétique du premier ordre. Ce type d'approche a le désavantage de ne pas tenir compte explicitement de l'action des microorganismes organotrophes responsable du processus de dégradation et considère que la dégradation de la matière organique est une propriété chimique de la matière organique elle même (Servais et al., 1998). Cette approche serait valable dans le cas où la biomasse bactérienne resterait sensiblement constante dans le domaine étudié. En Seine, à l'aval de rejets urbains, ce n'est pas le cas et la modélisation des différentes biomasses bactériennes est alors indispensable.

La démarche utilisée dans le cadre du PIREN-Seine pour modéliser la dégradation de la matière organique par les bactéries permet de relier directement les flux de matière à la cinétique des actions

enzymatiques qui les engendrent, et permet donc d'appliquer directement les connaissances et les techniques acquises sur la physiologie des micro-organismes à l'étude du fonctionnement d'ensemble des milieux naturels. Cette démarche se distingue radicalement de l'approche « boite noire » adoptée dans de nombreux travaux de modélisation écologique. La physiologie des microorganismes est prise en compte de manière simplifiée mais réaliste. En cela, le développement des modèles est étroitement lié à la mise au point de méthodes de mesures fines du métabolisme des micro-organismes dans les conditions naturelles (Billen et Servais, 1989).

La transformation de la matière organique particulaire est exprimée sous la forme d'une cinétique du premier ordre. On suppose que les matières organiques particulaires fortement et moyennement labiles sont hydrolysées respectivement en matière organique dissoute fortement et moyennement labile.

Tous les termes de la classe particulaire sont soumis à la sédimentation et à l'érosion. En plus des apports allochtones, introduits ponctuellement, il existe un terme de production autochtone correspondant à la mortalité des bactéries et du phytoplancton :

$$\frac{d[MOP_{b,1}]}{dt} = \varepsilon_{b,1}\left(MORT_{PHY}[PHY] + MORT_{GBACT}[GBACT] + MORT_{PBACT}[PBACT]\right) - \left(K_{C1} + \frac{V_{sed\ MOP}}{H}\right)[MOP_{b,1}] \tag{4.39}$$

$$\frac{d[MOP_r]}{dt} = \varepsilon_r\left(MORT_{PHY}[PHY] + MORT_{GBACT}[GBACT] + MORT_{PBACT}[PBACT]\right) - \frac{V_{sed\ MOP}}{H}[MOP_r] \tag{4.40}$$

L'hydrolyse exoenzymatique de la matière organique dissoute est liée à la biomasse bactérienne (Somville et Billen, 1983) et peut être considérée comme constante dans les eaux naturelles (Billen et Servais, 1989). Elle représente l'étape limitante de l'utilisation de la matière organique par les bactéries. Une cinétique de type Michaelis-Menten est utilisée. Il faut rajouter aux équations (4.49) à (4.52) la diffusion à l'interface eau sédiment (§ 4.4.2.5).

$$\frac{d[MOD_{b,1}]}{dt} = \varepsilon_{b,3}\left(MORT_{PHY}[PHY] + MORT_{GBACT}[GBACT] + MORT_{PBACT}[PBACT]\right) + K_{C1}[MOP_{b,1}] - HY_1\frac{MOD_{b,1}}{MOD_{b,1} + K_{H1}}\left([GBACT] + [PBACT]\right) \tag{4.41}$$

$$\frac{d[MOD_{b,2}]}{dt} = \varepsilon_{b,3}\left(MORT_{PHY}[PHY] + MORT_{GBACT}[GBACT] + MORT_{PBACT}[PBACT]\right) + K_{C2}[MOP_{b,2}] - HY_2\frac{MOD_{b,2}}{MOD_{b,2} + K_{H2}}\left([GBACT] + [PBACT]\right) \tag{4.42}$$

Les substrats directs produits par l'hydrolyse exoenzymatique sont prélevés par les bactéries hétérotrophes. Ils sont en partie catabolisés (oxydation en CO2 et minéralisation de la matière organique), en partie anabolisés (production bactérienne). La part de la production de biomasse bactérienne dans l'utilisation totale de la matière organique définit le rendement de croissance.

Dans les années 70, certains auteurs, se basant sur des mesures d'incorporation et de respiration de substrats directs, marqués au ^{14}C, ont rapporté des valeurs de 0.6 à 0.9 pour le rendement de croissance (Hobbie et Crawford, 1969 ; Williams, 1970). Billen et al. (1980) ont cependant montré que ces valeurs très élevées proviennent d'un artefact, lié au temps relativement long nécessaire pour atteindre l'équilibre isotopique des métabolites intracellulaires impliqués dans la respiration. Servais et al (1987) estiment que le rendement de croissance obtenu en rivière dans des conditions de grande richesse en nutriments vaut 0.3.

Il a été reconnu depuis longtemps que la vitesse d'utilisation d'un substrat direct par les communautés naturelles de micro-organismes peut être considérée comme obéissant à une simple cinétique Michaëlienne (Wright et Hobbie, 1966). Un certain nombre de cas de non-validité de ce type d'approche ont été rapportés mais ils concernent généralement des milieux très oligotrophes, où la diversité des souches bactériennes est considérable (Billen et Servais, 1989). Dans tous les autres cas, la validité de l'approche Michaëlienne

montre que, soit une seule souche bactérienne domine les autres dans l'utilisation du substrat, soit toutes les souches utilisant le substrat ont des affinités fort semblables.

Les valeurs de la constante de demi-saturation (K_S) les plus élevées sont généralement mesurées dans les milieux les plus eutrophes. L'équation de prélèvement des substrats monomères par les bactéries s'écrit alors :

$$\frac{d[S]}{dt} = \left(HY_1 \frac{MOD_{b,1}}{MOD_{b,1} + K_{H1}} + HY_2 \frac{MOD_{b,2}}{MOD_{b,2} + K_{H2}} \right) ([GBACT] + [PBACT]) - \frac{[S]}{[S] + K_S} \left(\frac{\mu_{GBACT}}{Y_{BACT}} [GBACT] + \frac{\mu_{PBACT}}{Y_{BACT}} [PBACT] \right) \quad (4.43)$$

La matière organique dissoute réfractaire ne subit pas de dégradation par les bactéries :

$$\frac{d[MOD_r]}{dt} = \varepsilon_r \left(MORT_{PHY} [PHY] + MORT_{GBACT} [GBACT] + MORT_{PBACT} [PBACT] \right) \quad (4.44)$$

On considère que le phytoplancton et les bactéries sont constitués pour moitié de matière organique dissoute (cytoplasme des cellules, espaces intercellulaires..) et pour moitié de matière organique particulaire (membrane cellulaires ou intracellulaires). Lorsqu'ils meurent, le phytoplancton et les bactéries alimentent donc à 50% le compartiment de matière organique dissoute et à 50% celui des matières organiques particulaires. La répartition entre biodégradable et réfractaire est estimée par Otsuki et Hania (1972) respectivement à 70% et 30%, d'où la valeur de 0.35 pour ε_b et 0.15 pour ε_r, valeurs qui ont été validées pour la Seine par Even (1995).

paramètres	$MOP_{b,1}$	$MOP_{b,2}$	unités
K_C	0.005	0.000225	h^{-1}
$V_{sed\,MOP}$	1.0	1.0	mh^{-1}

Tableau 4.4. Valeurs des paramètres relatifs à la matière organique particulaire.

paramètres	$MOD_{b,1}$	$MOD_{b,2}$	S	unités
K_H	0.25	2.5		$mgC\,l^{-1}$
K_S			0.1	$mgCl^{-1}$
HY	0.25	0.25		h^{-1}
Y_{bact}			0.3	Sans dimension

Tableau 4.5. Valeurs des paramètres relatifs à la matière organique dissoute.

La biomasse bactérienne

L'utilisation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes permet l'élimination, par reminéralisation sous forme de CO_2, de la matière organique provenant à la fois de la production autotrophe et des apports extérieurs. Il participe ainsi à l'autoépuration de la rivière. (Servais et Garnier, 1990)

L'évolution de la biomasse bactérienne résulte d'un terme de croissance, de mortalité (lyse et broutage) et de sédimentation. Dans le cas de milieux riches, le contrôle de la biomasse bactérienne est surtout lié aux substrats (Gasol et Vaqué, 1993) et au temps de résidence des bactéries dans le bief considéré (Seidl et al., 1998a).

Concernant la mortalité des petites et des grosses bactéries, Billen & Servais (1989) montrent que l'addition de substrats de croissance, en début ou en cours d'expérience sur des cultures bactériennes, ne

modifie en rien la constante de mortalité, suggérant que la mortalité, en milieu naturel, n'est pas liée au manque de nourriture pour les bactéries. Ceci est confirmé par le fait que le taux de mortalité, mesuré à différents stades d'une culture batch de bactéries mixtes, conduite bien au delà de l'épuisement des substrats organiques utilisables, ne montre pas de changement significatif.

Les dénombrements bactériens effectués à partir des prélèvements réalisés entre le 9 et le 12 Octobre 1989 en Seine mettent en évidence un accroissement spectaculaire de l'abondance bactérienne dans le tronçon situé à l'aval de Paris et plus précisément après le mélange avec les effluents de la station d'épuration d'Achères. Dans les effluents, on peut dénombrer entre 0.5 et 1.10^{10} bactéries par litre. Des différences de taille et de caractéristiques physiologiques entre les bactéries autochtones (majorité de petites bactéries < $1\mu m$) et celles principalement issues des rejets de station d'épuration (majorité de grosses bactéries > $1\mu m$) ont été mis en évidence (Garnier et al., 1992a). Les rejets apportent donc à la rivière un grand nombre de bactéries allochtones, qui ont un biovolume moyen trois fois plus élevé que celui observé à l'amont et à l'aval du secteur étudié.

A cette période, le débit des rejets d'Achères représentait 36 % du débit de la rivière (84 $m^3.s^{-1}$). La diminution de l'abondance des grosses bactéries est très rapide et se produit sur une distance d'à peine 40 à 50 km. En effet, cette population est soumise à des processus de disparition plus intenses que les populations de plus petite taille. Ces grosses bactéries sont accessibles à un nombre plus étendu de prédateurs (Menon et al., 1996) et peuvent être soumises à un processus de sédimentation plus intense (Servais & Garnier, 1990) en formant des flocs avec le carbone organique particulaire (Barillier, 1992).

Des expériences menées en conditions contrôlées ont montré que les grosses bactéries avaient un taux de croissance 2.5 fois plus élevé que les petites (Garnier et al., 1992a). Les recherches complémentaires sur les caractéristiques physiologiques des deux populations, menées dans les conditions naturelles, sont venues confirmer les premiers résultats obtenus sur des cultures, conduisant à des taux de croissance 3.7 fois plus élevés pour les grosses que pour les petites bactéries (Servais & Garnier, 1993 ; Garnier et al., 1992b).

Mais, alors que le taux de croissance est supérieur pour les grosses bactéries d'un facteur 3.7, les constantes de demi saturation de l'utilisation de substrats sont similaires pour les deux populations (Garnier et al., 1992b).

Tous ces résultats sont synthétisés dans le modèle et aboutissent aux équations et paramètres suivants pour les deux biomasses bactériennes :

$$\frac{d\,[GBACT]}{dt} = \left(\mu_{GBACT} \frac{[S]}{[S] + K_S} - MORT_{GBACT} - \frac{V_{sed\,BACT}}{H} \right) [GBACT] \tag{4.45}$$

$$\frac{d\,[PBACT]}{dt} = \left(\mu_{PBACT} \frac{[S]}{[S] + K_S} - MORT_{PBACT} - \frac{V_{sed\,PBACT}}{H} \right) [PBACT] \tag{4.46}$$

paramètres	*GBACT*	*PBACT*	unités
MORT	0.05	0.02	h^{-1}
μ	0.15	0.04	h^{-1}
V_{sed}	1.0	0.005	mh^{-1}

Tableau 4.6. Valeurs des paramètres relatifs à l'activité bactérienne.

4.6.7.3 Les matières en suspension minérales

Nous appelons matières en suspension minérales tout ce qui est particulaire mais non organique. Cette variable d'état n'intervient pas directement dans le bilan d'oxygène. Son terme de disparition dans la colonne d'eau dépend uniquement de sa vitesse de chute, mesurée en seine à $1.0\,mh^{-1}$ (Maldiney, 1994). Les matières en suspension minérales influencent cependant la turbidité, et jouent un rôle vis à vis de l'activité photosynthétique. Leur présence influe les conditions de transport des autres variables particulaires organiques (MOP, $BACT$, PHY).

$$\frac{d[MES_{\min}]}{dt} = -\frac{V_{sed\,MES}}{H}[MES_{\min}] \tag{4.47}$$

4.6.7.4 L'oxygène

L'oxygène est la variable clé du fonctionnement de l'écosystème. La teneur en oxygène dans le secteur étudié est régie par l'équilibre entre quatre processus : la production par photosynthèse, la consommation par l'activité hétérotrophe, dans l'eau et dans les sédiments, et les échanges avec l'atmosphère (Servais et Garnier, 1990).

Les activités de croissance (bactérienne ou phytoplanctonique) sont liées à des processus respiratoires. Cette réaction correspond à l'oxydation d'un substrat qui, en étant respiré, libère de l'énergie lors de son changement d'état. Cette énergie sert pour la synthèse de nouveau matériel organique. Dans le cas des bactéries hétérotrophes et du phytoplancton, le substrat respiré est le carbone organique. L'oxygène est l'oxydant le plus puissant et est d'abord utilisé quand il est présent en quantité suffisante dans le milieu. Lorsque l'on considère un rendement de croissance des bactéries de 0.3, cela veut dire que 2.33 g de carbone sont oxydés en CO2 pour chaque gramme de carbone produit par la biomasse bactérienne. En utilisant un rapport O/C de 2.67, on obtient une consommation de 7 g d'O2 dissous pour 1g de carbone produit par la biomasse. Si l'on considère en plus la consommation d'oxygène respiré par les prédateurs pour brouter les bactéries, on arrive à une consommation de 10 g d'O2 pour 1g de carbone produit par la biomasse (Garnier, 1993 ; Barillier et Garnier, 1993).

Comme nous l'avons écrit dans les hypothèses faites dans le modèle biologique, la consommation d'oxygène nécessaire à la croissance des bactéries nitrifiantes est négligée.

L'oxygène intervient également dans la réaction de photosynthèse en étant cette fois un produit de la réaction. L'autre terme de production pris en compte dans le modèle est la ré-aération à l'interface air-eau.

$$\begin{aligned}\frac{d\,[O_2]}{dt} &= dbo\,\left[\,PHOT\left(1-RESP_{PHOT}\right)-RESP_m\,\right][PHY] \\ &- dbo\left(\frac{(1-Y)}{Y}\frac{[\,S\,]}{[\,S\,]+K_S}\right)\left(\mu_{GBACT}\,[\,GBACT\,]+\mu_{PBACT}\,[\,PBACT\,]\right)+ \\ &+K_{rea}\left([O_2^{sat}]-[O_2]\right)\end{aligned} \tag{4.48}$$

La concentration en oxygène dissous à saturation est fonction de la température :

$$[O_2^{sat}](T) = \frac{475}{33.5+T} \tag{4.49}$$

4.6.7.5 Les variables biologiques dans la vase

Les équations régissant l'évolution des variables biologiques dans la vase sont les mêmes que dans l'eau en négligeant toutefois l'absence de photosynthèse pour le phytoplancton et la ré-aération pour l'oxygène.

Harremoës (1980) montre, par une analyse théorique, que la dégradation de la matière organique sédimentée au fond peut être simulée avec la même cinétique que celle utilisée dans la colonne d'eau. Il est important de considérer cette dégradation car la consommation d'oxygène associée, même si elle est différée par rapport à celle survenant dans la colonne d'eau (du fait des processus de sédimentation et

d'érosion) n'est pas négligeable et contribue, par diffusion, à diminuer la concentration en oxygène dissous de la colonne d'eau. De même, Daumas (1989) montre que la couche superficielle du sédiment constitue, en raison de sa richesse en matériel organique et de la densité des organismes présents à ce niveau, la zone où s'effectuent des échanges trophiques d'une telle importance qu'ils vont avoir des effets sur la biologie du secteur étudié.

Bensoussan et Bianchi (1983), cités dans Daumas (1989), ont vérifié que les accumulations de bactéries dans la couche superficielle du sédiment coïncidaient avec des concentrations de matière organique élevés. La plus grande densité de particules dans la vase par rapport à la phase liquide va avoir comme conséquence directe de favoriser la fixation des bactéries sur ces particules et ainsi les mettre en contact avec la matière organique.

Daumas (1983) montre encore le rôle de véhicule joué par l'eau interstitielle des sédiments. Cette eau va avoir une influence directe sur l'activité bactérienne dans le sédiment. Comme pourvoyeur d'oxygène dissous et de COD, la diffusion règle les échanges eau/sédiment et assure aux bactéries fixées un milieu de composition relativement constante, favorable à leur activité métabolique.

Enfin, il apparaît que la couche ultra superficielle, d'une hauteur de quelques centaines de μm est le lieu d'une intense activité bactérienne, plutôt en raison du grand nombre de cellules actives que de l'augmentation de l'activité cellulaire. La proportion des bactéries fixées au niveau du sédiment peut être évaluée au minimum à 50 %, et peut atteindre 90 % de la population totale (Meyer-Reil et al. (1978), cité dans Daumas (1989)). La nature des particules semble avoir une influence directe sur le taux de fixation. Les particules minérales ne sont colonisées que par un petit nombre de bactéries, alors que les particules organiques peuvent servir de support à des amas très denses de bactéries (Hoppe (1984) cité dans Daumas (1989)).

Toutes ces raisons nous ont conduit à prendre en compte les processus de dégradation de la matière organique dans la crème de vase. Les différents paramètres biologiques considérés dans la colonne d'eau ont été conservés, aucune information n'étant disponible sur des valeurs spécifiques dans la vase. On considère que les bactéries dans les sédiments sont les mêmes que celles de la colonne d'eau.

Le schéma conceptuel adopté pour traiter des problèmes de qualité d'eau est synthétisé dans la figure 4.11 :

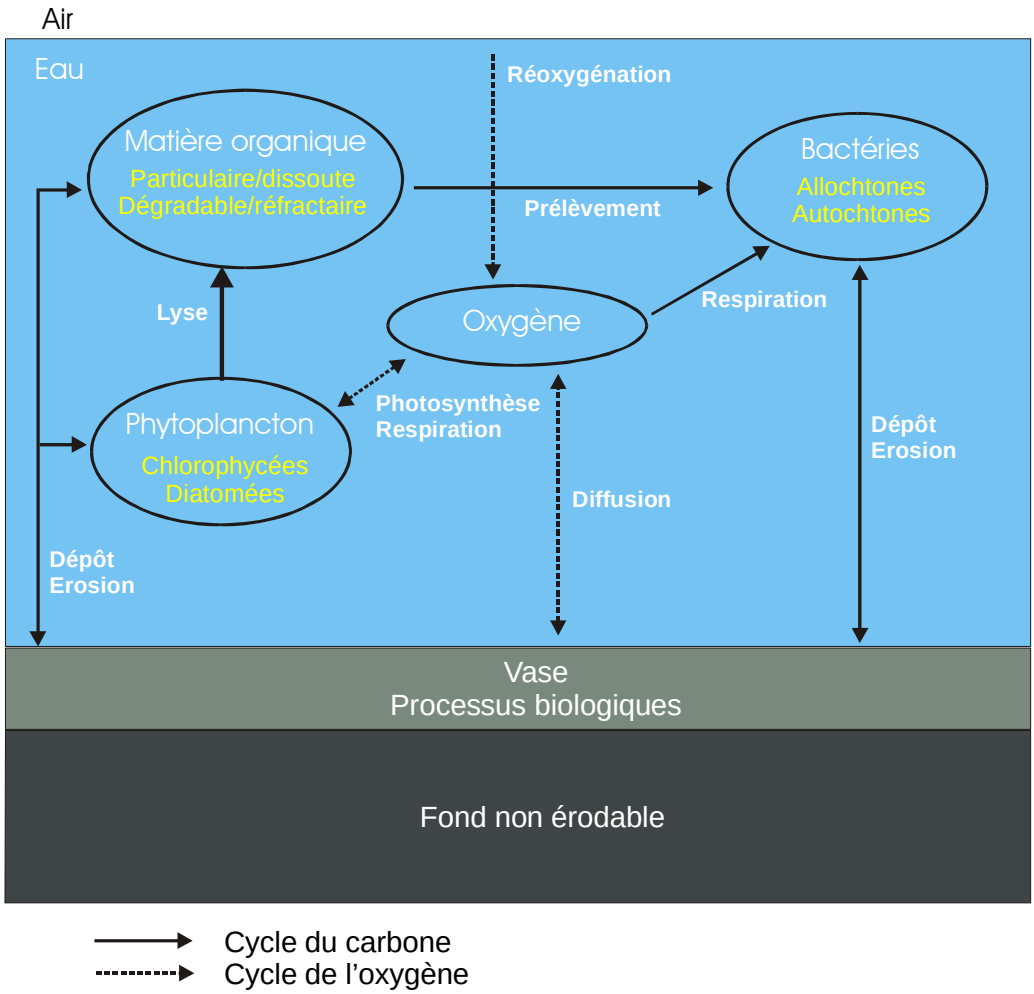


Figure 4.11. Schéma conceptuel implémenté dans SUBIEF 2D pour traiter la qualité de l'eau à l'aval de la station d'épuration d'Achères.

4.7 Résolution par pas fractionnaires

La résolution numérique se fait en plusieurs étapes. On calcule tout d'abord les processus de dépôt/érosion, convection/diffusion pour les variables dans l'eau. Le flux de dépôt est exprimé de façon implicite alors que le flux d'érosion est explicite. Après avoir calculé la concentration au temps t^{n+1} dans l'eau induite par ces processus, une subroutine de mise à jour est utilisée afin d'appliquer les bons flux aux variables associées dans la vase. Après avoir fait ces calculs pour les traceurs dans l'eau, on entre dans une nouvelle boucle qui calcule de façon explicite les variations des concentrations dans l'eau et dans la vase induites par les réactions biologiques et la diffusion.

Pour corriger les erreurs dues à des concentrations négatives dues à des pas de temps inadaptés, des termes de corrections rétablissant les bilans entre les variables concernées sont utilisés (si les substrats bactériens sont négatifs dans la vase après la biologie et la diffusion eau/vase, on diminue la croissance bactérienne d'autant etc…).

Le déroulement des calculs est brièvement décrit ci dessous :

- boucle en temps ;
- boucle sur les traceurs dans l'eau ;
  - calcul implicite du flux de dépôt ;
  - calcul explicite du flux d'érosion ;
  - calcul implicite de la convection/diffusion ;
  - résultats pour les variables dans l'eau ;
  - mise à jour du flux de dépôt recalculé en fonction de C^{n+1} ;
- fin de la boucle sur les traceurs dans l'eau ;
- boucle sur les traceurs dans l'eau et dans la vase ;
  - dans la vase, calcul des concentrations induites par le dépôt et l'érosion ;
  - appel du fichier de qualité d'eau et calcul des concentrations résultantes ;
  - appel de la diffusion. En fonction du pas de temps, découpage ou non en sous pas de temps ;
  - correction des bilans, s'il subsiste après diffusion des concentrations négatives ;
  - impression des résultats ;
- fin de la boucle sur les traceurs dans l'eau et dans la vase ;
- Fin de la boucle en temps.

Le pas de temps utilisé pour la biologie est choisi égal à 10 ou 30 secondes selon la longueur de la période simulée. Un pas de temps supérieur conduit à des erreurs de bilans importantes, notamment au droit des rejets et pour les variables dont la concentrations est très différente pour la condition limite amont et pour la condition limite du rejet. Le pas d'espace varie quand à lui de 25 à 100 mètres, en fonction de la complexité géométrique de la rivière, des confluences et de l'arrivée des effluents.

Nous avons testé les deux schémas préexistant dans SUBIEF 2D pour résoudre les équations de qualité d'eau : le schéma semi-implicite centré, additionné d'un décentrement de type SUPG et le schéma explicite PSI (Positive Streamline Invariant), décrits au chapitre 3. Le schéma PSI donne des résultats équivalents au schéma SUPG, voir légèrement meilleur en terme de conservation des traceurs lorsque le pas de temps est de 10 secondes (nombre de courant très faible, de l'ordre de 0.05 à 0.1, adéquat pour l'emploi d'un schéma purement explicite).

Le temps de calcul est très variable en fonction du nombre de traceurs simulés et de l'appel ou non à la biologie. Pour quatre traceurs (deux dans la colonne d'eau et deux dans la vase), simuler une période de 2 mois en régime transitoire prend une vingtaine d'heure. Il faut compter environ 72 heures pour effectuer la qualité d'eau (24 variables) pour la même période et en régime transitoire (pas de temps de 30 secondes).

Toutes les simulations présentées dans les chapitres suivants ont été réalisées sur un nœud du SP2 de l'Ecole des Mines de Fontainebleau.

4.8 Conclusions du chapitre 4

Les développements réalisés au sein du modèle SUBIEF 2D ont pour but de décrire avec précision le transport des composés biogéochimiques particulaires et dissous présents dans le fleuve. Au vu des résultats antérieurs expérimentaux et de modélisation, une formulation énergétique des processus de dépôt et de remise en suspension a été implémenté dans le modèle. Cette formulation, qui permet de considérer la simultanéité du dépôt et de l'érosion semble plus adéquate que les formulations classiques à seuils pour simuler le transport sédimentaire dans la portion de Seine étudiée.

Le modèle multi-classes nous permet dorénavant de calculer, à chaque pas de temps, la hauteur de vase fraîchement déposée, sa composition biochimique et l'interaction entre la couche de vase et la colonne d'eau. Plusieurs simplifications ont été apportées au schéma conceptuel concernant notamment la rhéologie des vases : le tassement et le déplacement par glissement de la fine pellicule déposée ne sont pas représentés. Cependant, le modèle bi-dimensionnel horizontal nous permet de localiser les dépôts frais sur toute la zone d'étude, notamment en période d'étiage, et de procéder à une simulation de leur remise en suspension au gré des modifications locales des conditions hydrauliques engendrées par la navigation.

La qualité de l'eau est fortement lié au transport de particules à bas débit car, d'une part, ces particules sont plus organiques que celles transportées en période de crues et, d'autre part, parce que la dilution des rejets est nettement moindre. Avoir pris le temps de décrire correctement le transport particulaire et dissous est une étape indispensable à l'étude de la qualité de l'eau.

Le modèle de qualité a été développé dans le but d'améliorer notre compréhension du fonctionnement écologique d'une portion de Seine soumise à des rejets polluants. Il s'appuie sur le schéma conceptuel adopté dans le cadre du PIREN-Seine, qui considère l'unicité des cinétiques des processus à travers toute la diversité des systèmes aquatiques qui se succèdent dans le continuum fluvial (Poulin et al., 1998). Il reprend les équations biologiques de RIVE en les adaptant au caractère particulier de l'écosystème que nous cherchons à étudier (étiage, éléments nutritifs non limitants, épaisseur des dépôts très petite). Ces simplifications permettent de limiter les temps de calcul qui peuvent être très importants pour un modèle bidimensionnel comportant une vingtaine de variables.

Partie III

données expérimentales et modélisation.

Chapitre 5. Hydraulique et transport dissous à l'étiage dans le bief Seine-Aval Andrésy

5.1 Introduction

De nombreux efforts ont été entrepris pour comprendre et résoudre les problèmes de pollution rencontrés dans les cours d'eau. La nécessité de prédire la qualité de l'eau d'une rivière a amené les chercheurs à élaborer des modèles de diffusion pour décrire l'évolution spatio-temporelle des panaches polluants issus de rejets ponctuels ou diffus. Plusieurs de ces modèles ont été développés à partir de l'équation de transport par convection-diffusion (Gharbi & Verrette, 1998).

Dans une rivière naturelle, l'allure des profils d'un panache polluant issu d'un rejet est liée à plusieurs facteurs :

- le débit, qui est certainement le paramètre le plus important puisqu'il englobe plusieurs aspects hydrodynamiques, comme la vitesse, la section d'écoulement et la turbulence (Gharbi & Verrette, 1994). Des études expérimentales ont montré que l'intensité de la dispersion transversale, qui contribue au mélange, croît avec une augmentation du débit dans les canaux courbes à fond fixe (Gharbi & Verrette, 1998). Par contre, un débit faible correspondra à un temps de séjour plus important dans le bief considéré ce qui favorise aussi le mélange. Le débit a donc un rôle antagoniste vis à vis de l'évolution de la dispersion ;
- la largeur moyenne de la section de l'écoulement est également un paramètre important à considérer lors de l'étude du mélange bidimensionnel. Plus une rivière est large, plus elle est susceptible de générer une turbulence et/ou une macroturbulence, qui affectent la valeur du coefficient de mélange (Fisher, 1979 ; Beltaos & Day, 1978).
- la profondeur moyenne de l'écoulement. Rutherford (1980) relie ce paramètre au taux de turbulence d'un cours d'eau. Ils concluent que le coefficient de mélange doit être proportionnel à la profondeur d'écoulement et à la vitesse de frottement.

Plusieurs autres facteurs contribuent à augmenter la dispersion longitudinale et transversale comme l'irrégularité des fonds et des rives, la présence de zones de rétention (Beltaos, 1980), le passage au dessus d'un seuil, la présence de méandres (Fischer et al., 1979) et, dans le cas de rivières naviguées, les turbulences engendrées par le passage des péniches.

Étant donné que la résolution de l'équation d'advection-diffusion en trois dimensions requiert beaucoup de données et que, dans les cours d'eau, le rapport entre la largeur et la profondeur de l'écoulement est généralement élevé, le mélange vertical est couramment négligé. Dans certains cas, une seule direction de mélange, longitudinale ou transversale, est considérée. Les modèles développés sont donc généralement uni ou bidimensionnels.

Les modèles de mélange unidimensionnels ne sont valables que lorsque le mélange transversal est réalisé. On peut citer les modèles de Fukuoka et Sayre (1973), Valentine et Wood (1977), Beltaos (1980), McBride et Rutherford (1984), Even, (1995) etc. L'application de ces modèles pour les cours d'eau est restreinte puisque la distance requise pour respecter leurs hypothèses peut dépasser la longueur du tronçon considéré (Ehladi et al., 1984 ; Reichert & Wanner, 1991).

D'autre part, Luck et al. (1990) ont présenté une synthèse des modèles de mélange bidimensionnels. Jusqu'à maintenant, la majorité des modèles proposés a été testée sur des tronçons limités de cours d'eau. Ils ne sont applicables à d'autres tronçons qu'en ajustant, et parfois de façon importante, la valeur des différents coefficients de mélange utilisés (Lefort, 1971 ; Majdoub, 1994).

L'évaluation des coefficients de mélange a fait l'objet de nombreuses mesures en laboratoire (Fischer, 1973 ; Lau et Krishnappan, 1977 ; Ehladi et Daver, 1976 etc.). Les coefficients ont pu être déterminés avec une bonne précision. Cependant, Beltaos (1978) précise que l'extrapolation de ces résultats aux cours d'eau est peu sûre. Holley (1987) souligne que le moyen le plus efficace pour l'évaluation des coefficients de mélange est d'entreprendre des campagnes de mesures *in situ*.

C'est ce que nous avons fait dans le cadre de cette thèse pour déterminer les coefficients de mélange applicables à la Seine en période d'étiage pour le bief considéré. Tout d'abord, une modélisation fine de l'hydraulique permet d'estimer les vitesses de cisaillement au fond et la hauteur d'eau, paramètres qui rentrent dans la formulation de la dispersion longitudinale et transversale (Fischer, 1979). Nous avons cherché à optimiser les temps de calculs sans pour autant nuire aux résultats. Pour cela, l'emploi de deux maillages a été fait. Le premier est un maillage raffiné et permet de connaître avec précision les caractéristiques hydrauliques du bief. Mais les temps de calculs sont prohibitifs. Le deuxième maillage, simplifié, s'appuie sur les résultats du premier afin de simuler correctement les champs de vitesses tout en réduisant de façon importante la durée des simulations. Ensuite, l'analyse des résultats concernant la conductivité pour les deux campagnes de mesures du 09 septembre 1991 et du 22 juillet 1999 nous a permis de déterminer les valeurs des coefficients de mélange pour lesquels le panache de conductivité est correctement représenté sur le tronçon d'une dizaine de kilomètres étudié. La navigation est prise en compte explicitement dans le calcul des coefficients de dispersion par l'intermédiaire d'une augmentation locale des contraintes de cisaillement au fond pour les nœuds du maillage touchés par le passage d'une péniche (paragraphe 4.3.3).

5.2 Calcul de l'écoulement permanent pour l'étiage de septembre 1991

Ce paragraphe a pour vocation de montrer les résultats obtenus pour le calcul hydraulique en fonction des deux maillages réalisés et des deux types de modèles de turbulence : le modèle à viscosité constante et le modèle (k, ε). Nous avons choisi pour cela de simuler un régime permanent caractéristique de l'étiage de septembre 1991. Cet étiage est bien documenté car il a été particulièrement bien étudié dans le cadre du PIREN-Seine : déplacement des masses d'eau, évolution en Seine des flux liquides et solides issus de la station, dynamique des suspensions et des sédiments (Chesterikoff et al., 1991 ; Chesterikoff et al., 1992).

Ensuite, en fonction de la qualité des résultats obtenus ainsi que du temps de calcul, nous opterons pour un des maillages et un des modèles de turbulence pour poursuivre l'étude du transport particulaire et dissous et la qualité d'eau.

5.2.1 Les conditions aux limites

Pour nos simulations, nous avons choisi de prendre les caractéristiques hydraulique du 09 septembre 1991. Ces dernières n'ont d'ailleurs pas évolué entre le 08 et le 11 septembre, sinon de façon minime. Cette période est caractérisée par un débit en Seine très faible, de l'ordre de 80 $m^3 s^{-1}$, alors que le débit cumulé des trois émissaires d'Achères atteint 25 $m^3 s^{-1}$, soit plus d'un quart du débit du fleuve. Le tableau 5.1 résume les conditions aux limites du modèle, débit en entrée et cote de l'eau au barrage d'Andrésy et à l'écluse de Dénouval. En guise de comparaison, le débit déversé par la S.T.E.P avoisine celui de l'Oise à Conflans.

	Débit de la Seine	Débit d'Achères	Débit de l'Oise	Cote de l'eau à l'aval. Cote de l'eau à l'amont
Sources	S.N.S[1]	S.T.E.P Achères[2]	S.N.S	Barragistes[3]
Mesures du 9/9/91	83 $m^3 s^{-1}$ à l'amont de la step d'Achères	Achères 1 : 3.1 $m^3 s^{-1}$ Achères 2 : 4.4 $m^3 s^{-1}$ Achères 3 : 9.9 $m^3 s^{-1}$ Achères 4 : 7.0 $m^3 s^{-1}$	27 $m^3 s^{-1}$ à la confluence avec la Seine	Andrésy : 20.36 m NGF Dénouval : 20.36 m NGF Chatou : 20.40 m NGF

Tableau 5.1. Conditions aux limites utilisées pour le calcul de l'hydraulique du 09 septembre 1991.

5.2.2 Calcul avec le maillage raffiné

Un premier calcul de l'hydrodynamique a été réalisé avec le maillage raffiné. Le seul calage à effectuer consiste en la détermination du coefficient de Strickler de la zone d'étude, qui permet de régler la perte de charge par frottement (dénivelé dz), entre deux barrages. On suppose le Strickler constant sur tout le bief. Une valeur correctement choisie permet de reproduire la cote de la surface libre, estimée au niveau d'Herblay à 20.38 NGF (interpolation linéaire en sachant que notre condition limite amont se situe environ à la moitié du bief Andrésy-Chatou). Pour les conditions de débit, un strickler de 35 permet d'arriver aux résultats escomptés. Pour mémoire, (Even, 1995) utilise un Strickler de 39 dans le bief Chatou-Andrésy pour un débit variant de 100 à 300 $m^3 s^{-1}$.

La méthode des caractéristiques est employée pour la convection de u et v (ainsi que pour celle de k et ε lorsqu'ils sont calculés). Le schéma S.U.P.G avec un décentrement de 1 est utilisé pour résoudre la convection de h. Le solveur utilisé pour l'étape de propagation est le GMRES (Generalised Minimum RESidual). La méthode utilisée s'apparente à celle du gradient conjugué.

Le pas de temps est égal à une seconde, quel que soit le modèle de turbulence utilisé.

5.2.2.1 Résultats avec le modèle (k, ε)

Comme condition initiale, on suppose une cote d'eau constante égale à 20.36 m NGF. On fait ensuite augmenter les débits introduits aux conditions limites de façon linéaire de T = 0 jusqu'à T = 10000 sec (afin d'éviter de propager une onde trop importante dès le premier pas de temps). Le régime permanent est atteint lorsque la cote de la surface libre à l'amont du domaine est stable. C'est le cas au bout de 50000 pas de temps comme le montre la figure 5.1. les coefficients empiriques du modèle (k, ε), utilisés dans cette simulation, sont ceux donnés par Launder & Spalding (1974) et programmés dans TELEMAC 2D.

[1] S.N.S : Service de la Navigation de la Seine, Bougival, Mr THOMAS

[2] S.T.E.P Achères : Station d'épuration, SIAAP, Mme LEROY

[3] Barragistes : Barrages d'Andrésy et écluse de Dénouval

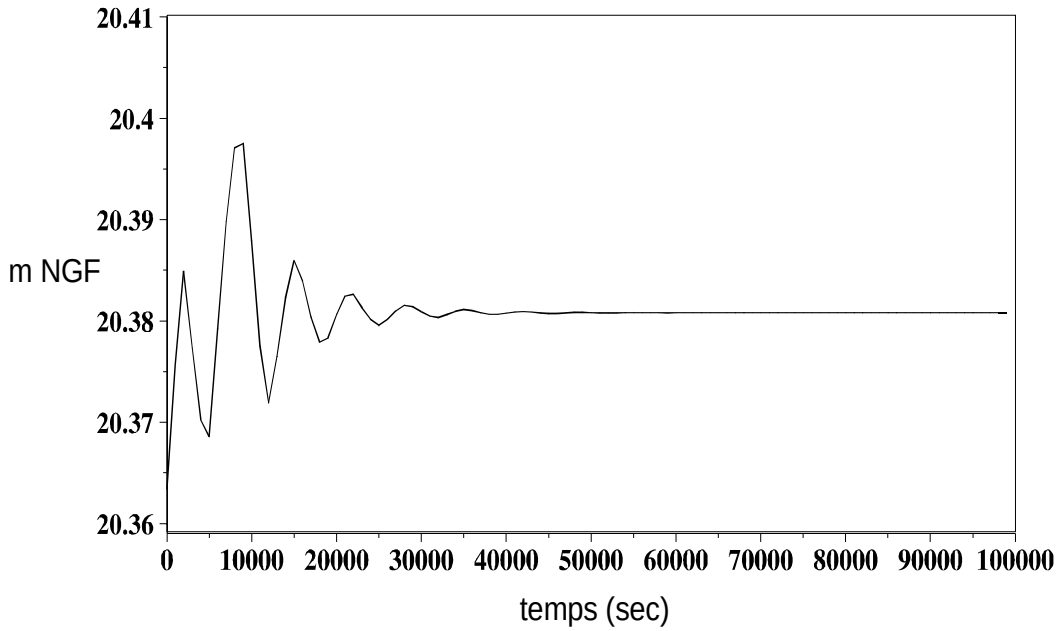


Figure 5.1. Calcul de la convergence de la surface libre à Herblay. Atteinte du régime permanent.

Champ de vitesses, lignes de courant et hauteur d'eau

Les résultats concernant le champ de vitesses calculé par le modèle sont synthétisés dans les figures 5.2 et 5.3. Les vitesses dans le chenal de navigation varient très peu. Le maximum (0.19 $m\,s^{-1}$) se situe au niveau du bras droit de l'île d'Herblay et du bras d'Andrésy, juste à l'amont du barrage, là où les sections de la rivière sont les plus faibles. Le minimum est observé dans les deux bras non navigables avec des vitesses de l'ordre de 0.1 $m\,s^{-1}$.

On n'observe aucune influence de l'arrivée de l'Oise sur les vitesses en Seine. A ces débits, l'eau de l'Oise se partage entre le bras droit et le bras gauche d'Andrésy comme le montre l'encadré de la figure 5.4, qui représente la trajectoire d'une particule fluide lâchée à un endroit donné.

Quand aux rejets, ils entraînent un léger différentiel du champ de vitesse en rive gauche sur quelques dizaines de mètres en aval. La figure 5.3 décrit le champ de vitesses scalaires dans cette zone et permet d'apprécier ce différentiel.

Il est intéressant de noter que la répartition des masses d'eau issues des trois émissaires, au niveau de l'île d'Herblay, ne se fait pas de façon identique (figure 5.4) :

- les eaux issues d'Achères I et II se retrouvent entièrement dans le bras droit de l'île d'Herblay. Il semble que ces eaux soient déviées vers le centre du chenal par l'arrivée des autres émissaires et notamment celui d'Achères III ;
- les eaux issues d'Achères III se répartissent équitablement entre le bras gauche et le bras droit de l'île ;
- les eaux issues d'Achères IV passent, quand à elle entièrement dans le bras gauche.

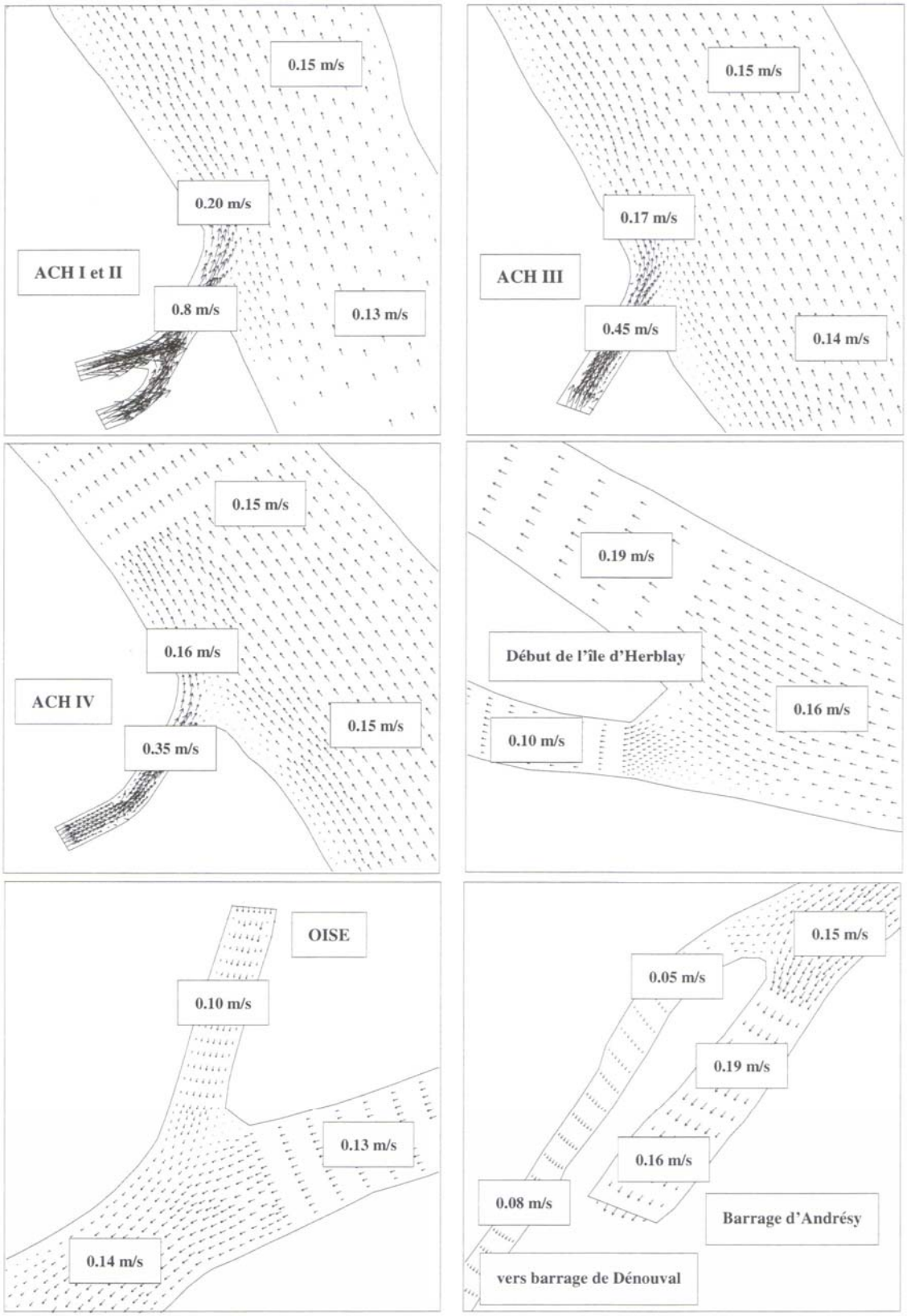


Figure 5.2. Champ des vitesses dans les zones sensibles de l'écoulement.

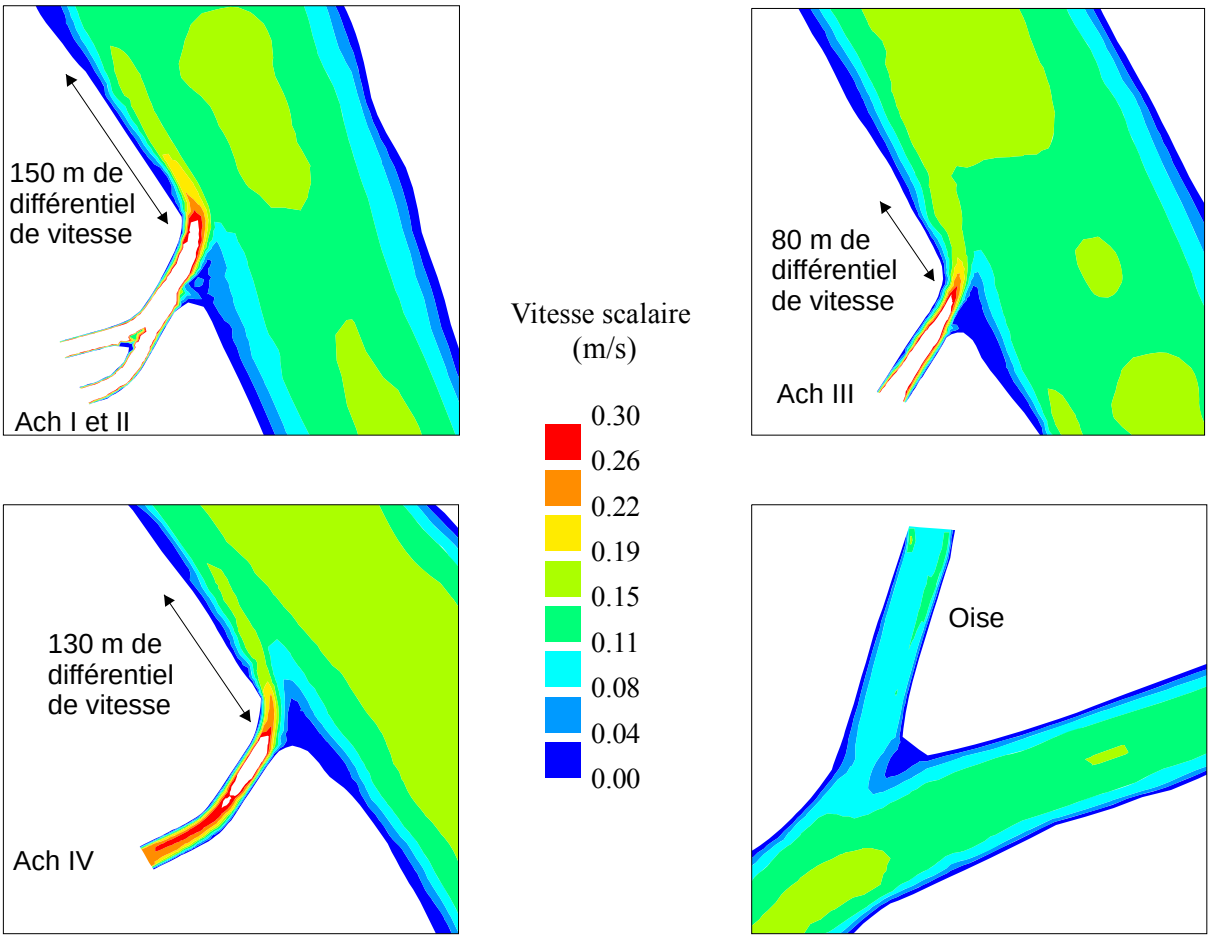


Figure 5.3. Différentiel des vitesses au niveau des rejets et de l'Oise.

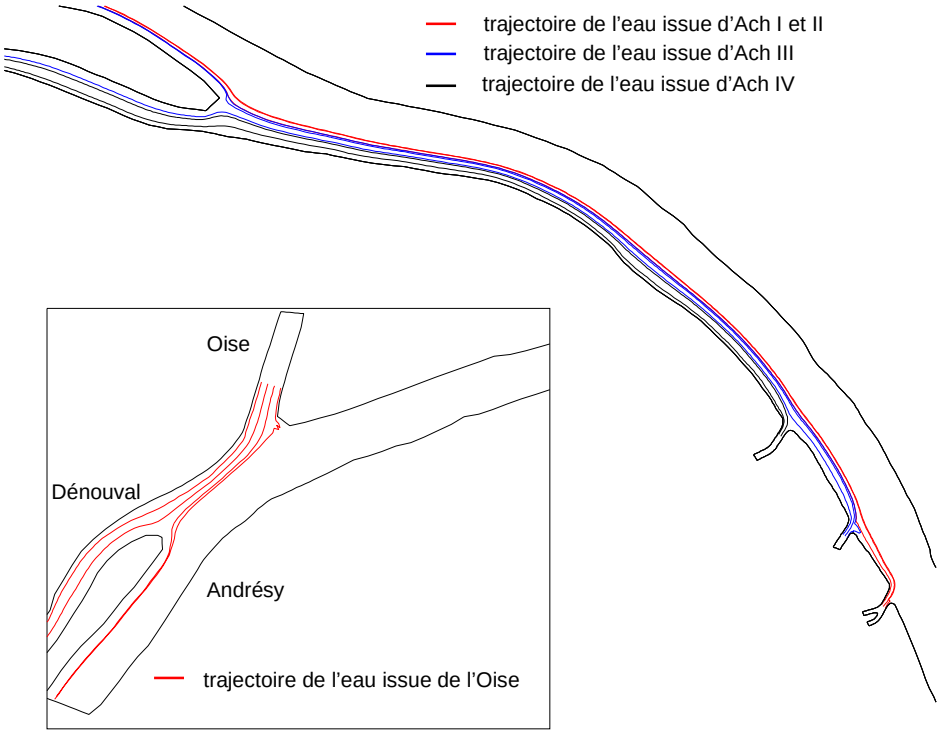


Figure 5.4. Trajectoire des masses d'eau issues des émissaires et de l'Oise, telle que calculée par TELEMAC 2D.

Les hauteurs d'eau varient dans le bief entre 2.5 et 8 mètres. Les valeurs les plus faibles se retrouvent dans les deux bras non navigués avec des valeurs comprises entre 2.5 à 4 mètres. La valeur la plus forte est

située juste en amont du barrage d'Andrésy. Dans le chenal de navigation, les hauteurs d'eau varient entre 4.5 et 8 mètres.

Viscosité turbulente

En ce qui concerne la viscosité turbulente, la figure 5.5 permet d'apprécier sa valeur calculée en chaque nœud du domaine. La valeur moyenne est de l'ordre de $5.10^{-3} m^2 s^{-1}$ et les variations autour de cette moyenne sont très faibles : les valeurs les plus fortes sont très localisées et se situent dans le voisinage immédiat des rejets. Elles varient entre $1.10^{-2}\ m^2\ s^{-1}$ et $4.10^{-2}\ m^2\ s^{-1}$. Les valeurs les plus faibles sont localisées au niveau des deux bras non navigables et sont de l'ordre de $1.10^{-3}\ m^2\ s^{-1}$.

On n'observe pas dans le domaine de zone de recirculation significative.

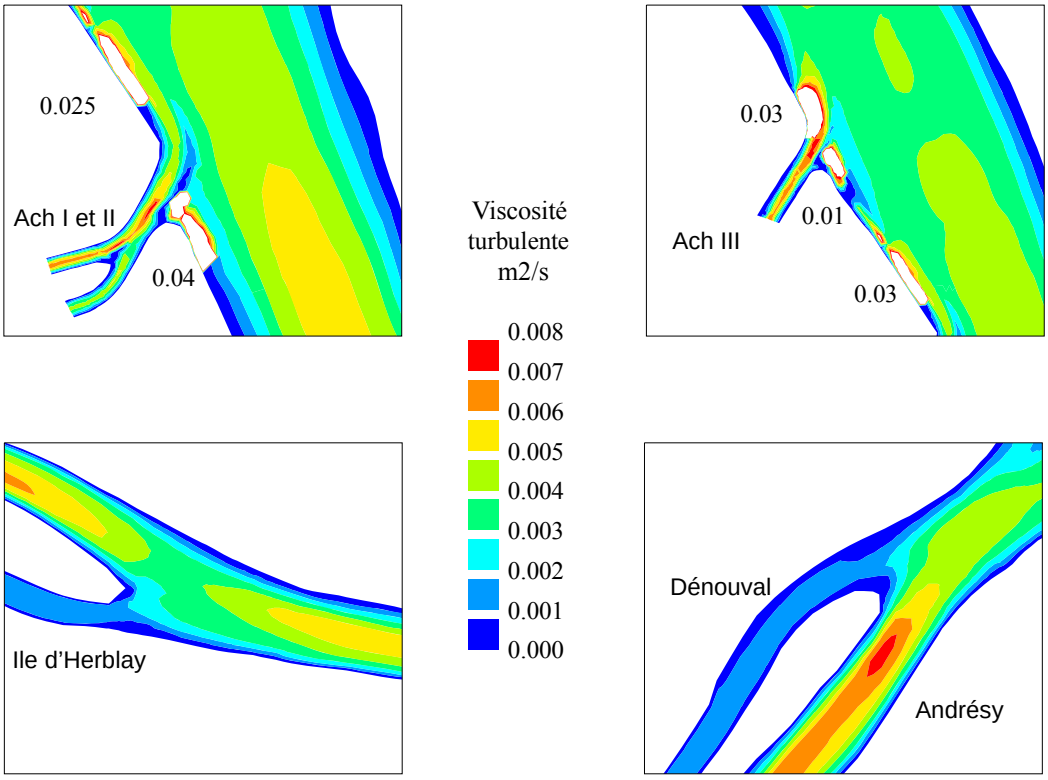


Figure 5.5. Viscosité turbulente calculée par le modèle (k, ε) sur le maillage raffiné.

Vitesses de cisaillement

Les vitesses de cisaillement au fond calculées par le modèle sont très faibles, à part dans le canal de déversement d'Achères I et II où elles atteignent $10\ cm\ s^{-1}$. Sinon, dans le reste du domaine, les vitesses de cisaillement varient de $0.5\ cm\ s^{-1}$ à $1.5\ cm\ s^{-1}$, ce qui correspond à des contraintes de cisaillement au fond de $0.06\ N\ m^{-2}$ et $0.2\ N\ m^{-2}$. Les valeurs les plus faibles se situent dans les bras non navigables et à l'entrée du bras gauche de l'île d'Herblay. Les valeurs les plus fortes se localisent au centre du chenal de navigation, en particulier dans le bras droit de l'île d'Herblay.

Pour la Seine à l'étiage, Simon & Mouchel (1993) avaient trouvé des vitesses de cisaillement comprises entre $0.6\ cm\ s^{-1}$ et $1.4\ cm\ s^{-1}$.

Le tableau 5.2 montre la variation des vitesses de cisaillement simulée par le modèle en fonction du débit amont. Le débit des rejets et de l'Oise est supposé constant égal à $25\ m^3\ s^{-1}$ et $40\ m^3\ s^{-1}$ respectivement.

Débit amont $\left(m^3 s^{-1}\right)$	$\min\left(u^*\right)$ $\left(cm\ s^{-1}\right)$	$\max\left(u^*\right)$ $\left(cm\ s^{-1}\right)$
100	0.5	1.5
200	0.8	3.0
300	1.0	4.3
400	1.5	5.6

Tableau 5.2. Valeurs des vitesses de cisaillement minimales et maximales en fonction du débit amont.

Temps de résidence de l'eau

Le tableau 5.3 donne la valeur simulée du temps de résidence moyen de l'eau dans le bief en fonction du débit amont. Ce temps est calculé en fonction de la vitesse moyenne de l'écoulement et de la longueur du bief égale à 10,4 km.

Débit amont $\left(m^3 s^{-1}\right)$	*U moyen* $\left(m\ s^{-1}\right)$	*Temps de résidence moyen* $\left(h\right)$
100	0.13	22.0
200	0.23	12.0
300	0.32	9.0
400	0.41	7.0

Tableau 5.3. Temps de résidence moyen de l'eau en fonction du débit amont entre Herblay et Andrésy.

5.2.2.2 Résultats avec une viscosité constante

Le tronçon de rivière étudié est fortement canalisé et l'écoulement ne comporte pas de zones de turbulences fortes, hormis au droit des émissaires de la station d'épuration. Les résultats obtenus avec le modèle $\left(k, \varepsilon\right)$ laisse supposer que l'on peut appliquer un coefficient de diffusion des vitesses constant dans tout le domaine. Nous avons pris la valeur moyenne de ce coefficient calculé avec le modèle $\left(k, \varepsilon\right)$ et nous avons réalisé une simulation hydraulique avec les mêmes conditions initiales et aux limites, en utilisant toujours le maillage raffiné.

Les résultats, concernant aussi bien la hauteur d'eau calculée à Herblay que le champ de vitesses dans le domaine, sont identiques pour les deux simulations. On observe cependant une légère modification des vitesses de l'écoulement au droit des trois émissaires, que l'on peut considérer comme négligeable (figure 5.6). Le temps de résidence moyen de l'eau n'est pas affecté par l'application d'une viscosité turbulente constante dans tout le domaine, que l'on considère un débit amont de 100 ou de 400 $m^3 s^{-1}$.

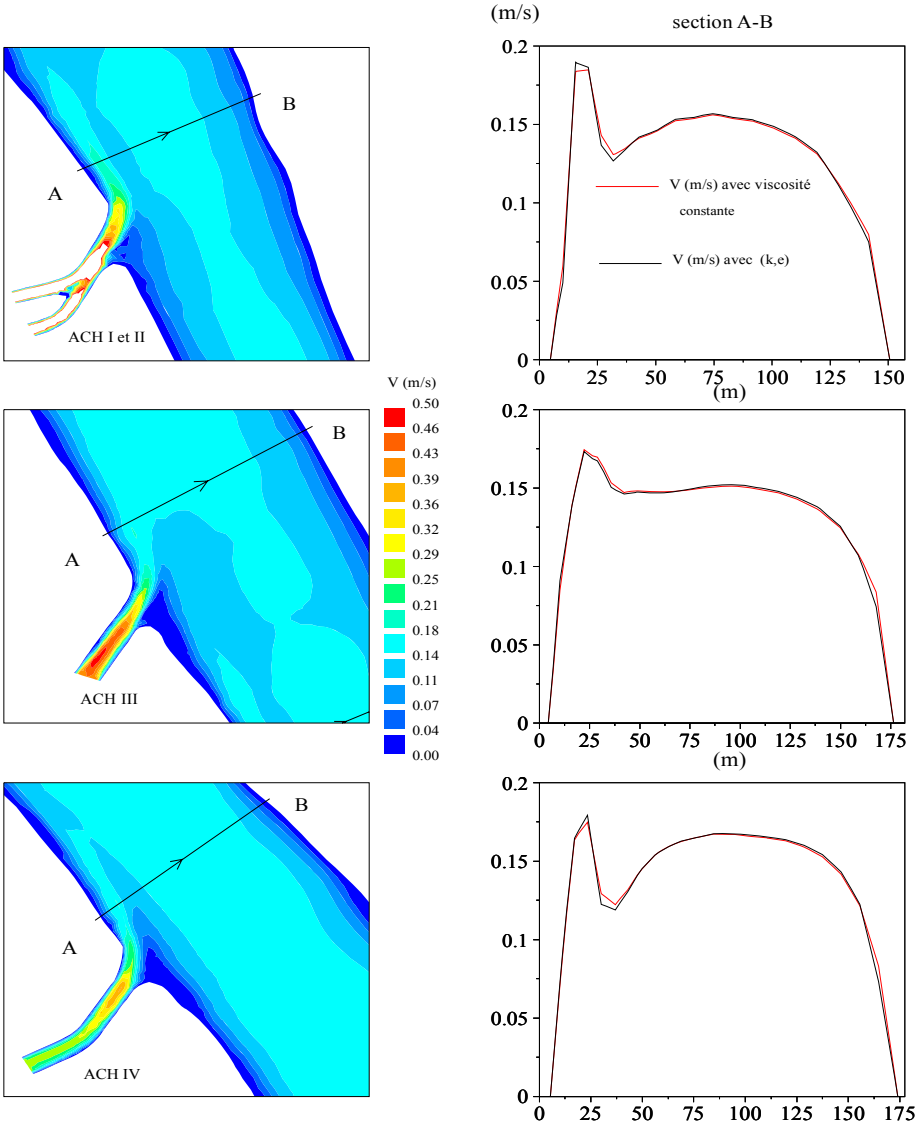


Figure 5.6. Comparaison du champ de vitesses au droit de chaque rejet, calculé avec le modèle (k,ε) (noir) et le modèle à viscosité turbulente constante (rouge), lorsque le régime permanent est atteint. Situation du 09 septembre 1991.

5.2.3 Calcul avec le maillage simplifié

L'emploi du maillage raffiné s'est avéré délicat concernant la modélisation du transport et de la qualité d'eau du fait de temps de calcul prohibitifs. Par exemple, pour simuler, à partir d'un fichier hydrodynamique permanent, le transport et l'évolution biologique des 24 variables d'état du schéma conceptuel sur 48 heures, il faut compter environ 15 heures de simulation. Si l'on souhaite simuler deux mois d'étiage en régime transitoire, le temps de calcul sera beaucoup trop grand. On souhaite en effet que le modèle développé puisse être opérationnel et adapté à une utilisation en bureau d'études. Il faut donc pour cela réduire les temps de calcul en optimisant à la fois les sources, le pas de temps et la discrétisation spatiale du domaine.

Cependant, la qualité des résultats dépend des pas d'espace et de temps que le modélisateur choisit. Une description trop grossière du bief ou un pas de temps trop important génèrent des erreurs en terme de bilan qui ne sont pas acceptables.

Le maillage simplifié, décrit au paragraphe 3.2.2.3, a été construit et testé aussi bien pour l'hydraulique que pour le transport des variables d'état. La qualité des résultats est bonne même si l'erreur relative obtenue lors de l'étape de convection/diffusion des traceurs est supérieure de 1 à 5 % à celle obtenue avec le

maillage raffiné. Concernant la conservation de la masse d'eau, les erreurs de bilans sont similaires avec les deux maillages : 2 % d'erreur avec le maillage raffiné contre 3 % avec le maillage simplifié.

La figure 5.7 décrit le champ de vitesses calculé avec le maillage simplifié dans les zones sensibles de l'écoulement pour la période du 09 septembre 1991. Le calcul a été réalisé avec une viscosité turbulente constante calculée à partir du maillage raffiné et prise égale à $5.10^{-3}\ m^2 s^{-1}$. Le modèle (k, ε) ne peut être utilisé dans ce cas car la taille des mailles est trop grande, comparée aux échelles de turbulence.

Le pas de temps a été fixé à 10 secondes, le nombre de courant ne dépassant jamais 0,1 pour ce pas de temps et cette discrétisation spatiale. Le régime permanent est atteint au bout de 4000 pas de temps et le temps de la simulation est d'environ 30 minutes.

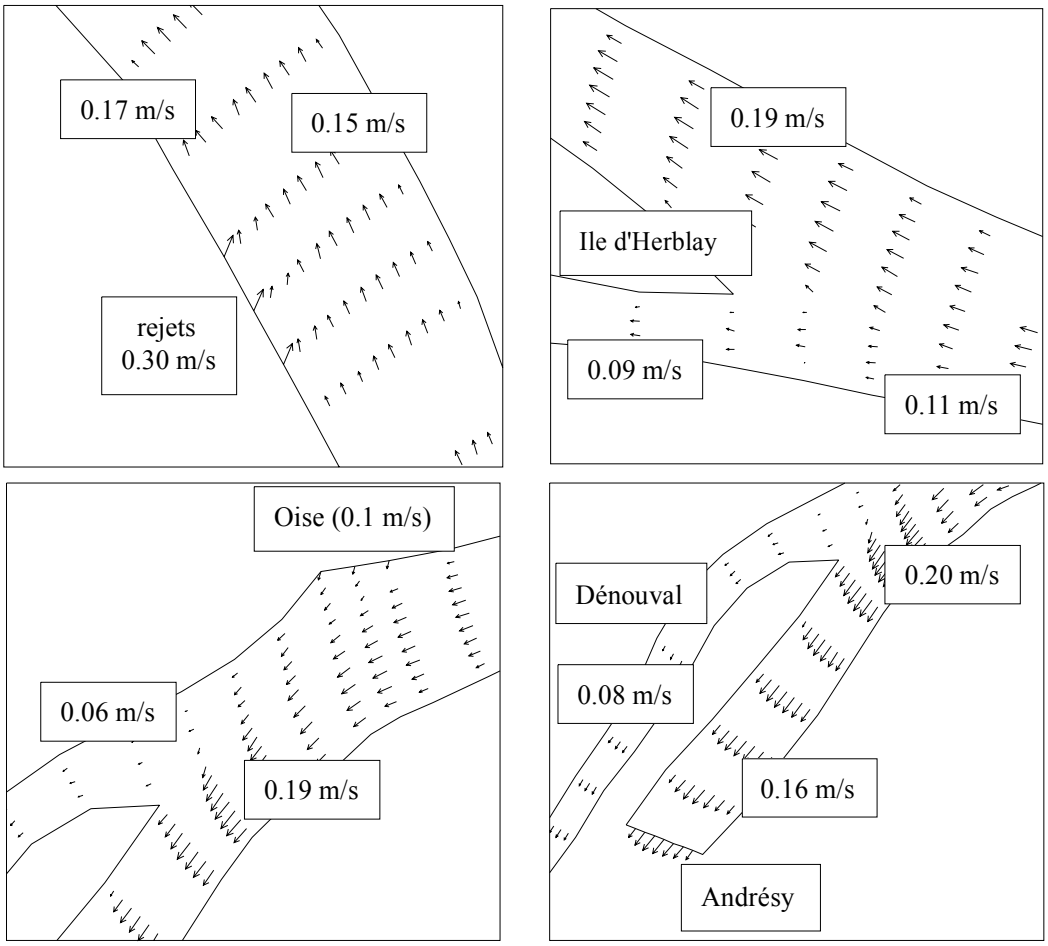


Figure 5.7. Champ des vitesses dans les zones sensibles de l'écoulement, calculé avec le maillage simplifié.

Le temps de résidence de l'eau calculé avec le maillage simplifié est le même que celui calculé avec le maillage raffiné.

Sur la figure 5.8, nous présentons les variations du profil des vitesses en fonction du débit amont en différentes sections du domaine. Nous faisons varier le débit amont de la Seine de 100 à 400 $m^3\ s^{-1}$ avec un pas de 100. Les rejets modifient les profils de vitesses, quel que soit le débit, sur une largeur d'environ 55 mètres. L'Oise influence aussi les profils de vitesses en aval sur une largeur de 75 mètres. On constate que l'écoulement dans le chenal de navigation est plus rapide lorsqu'une île est présente. Dans le tableau 5.4, on a chiffré la répartition des débits entre les bras des deux îles. En moyenne, 8,3 % du débit total amont passe dans le bras gauche de l'île d'Herblay. Nous obtenons à peu près la même valeur au niveau de l'île de Dénouval avec 8 % du débit total qui passe dans le bras droit, vers l'écluse de Dénouval.

Débit (amont+rejets)	Débit bras gauche Île d'Herblay	%	Débit (amont+rejet+Oise)	Débit bras droit Île de Dénouval	%
125	10	8	165	12	7.3
225	18	8	265	20	7.5
325	27	8.3	365	29	8
425	40	9	465	42	9

Tableau 5.4. Répartition des débits pour le bras non navigable des îles d'Herblay et de Dénouval.

5.2.4 Discussion

Les calculs effectués avec le maillage raffiné nous ont permis, d'une part, d'estimer un coefficient de diffusion moyen dans le bief étudié et , d'autre part, de vérifier l'hypothèse que l'application de ce coefficient constant dans le domaine ne modifiait pas les caractéristiques de l'écoulement, hormis dans le champ proche des rejets. Le passage à un maillage simplifié s'est alors avéré envisageable dans le souci de réduire les temps de calcul, notamment pour le transport des variables d'état. L'utilisation d'un tel maillage, avec notamment la prise en compte des trois rejets en un seul, ne modifie pas les caractéristiques globales de l'écoulement (vitesses plus faibles dans les bras non navigués, vitesses de cisaillement au fond, hauteur de la surface libre, temps de résidence de l'eau…). Les masses d'eau sont conservées. De plus, nous avons pu développé, à partir du caractère réglé des mailles, un module d'érosion qui simule la trajectoire des péniches dans le chenal de navigation et qui permet de calculer, en chaque nœuds touché par les turbulences générées par les péniches, les vitesses de jet au niveau du lit de la rivière et le courant de retour moyen dans les différentes sections concernées de la rivière.

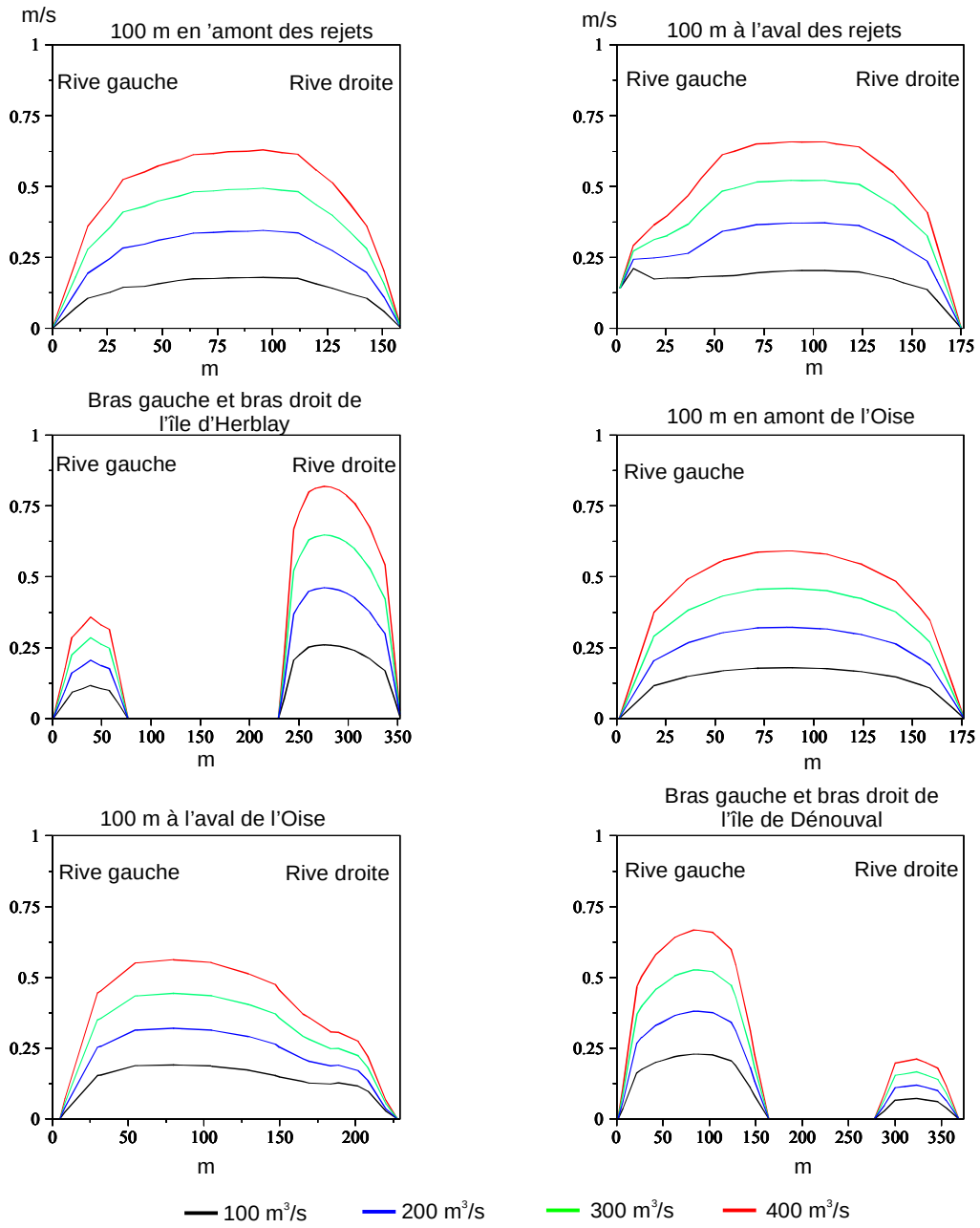


Figure 5.8. Profils de vitesses à différentes sections et pour différents débits amont. Le débit des rejets et de l'Oise est constant, respectivement égal à 25 et 40 $m^3 s^{-1}$.

5.3 Modélisation du transport dissous en Seine. Dimensions longitudinale et transversale

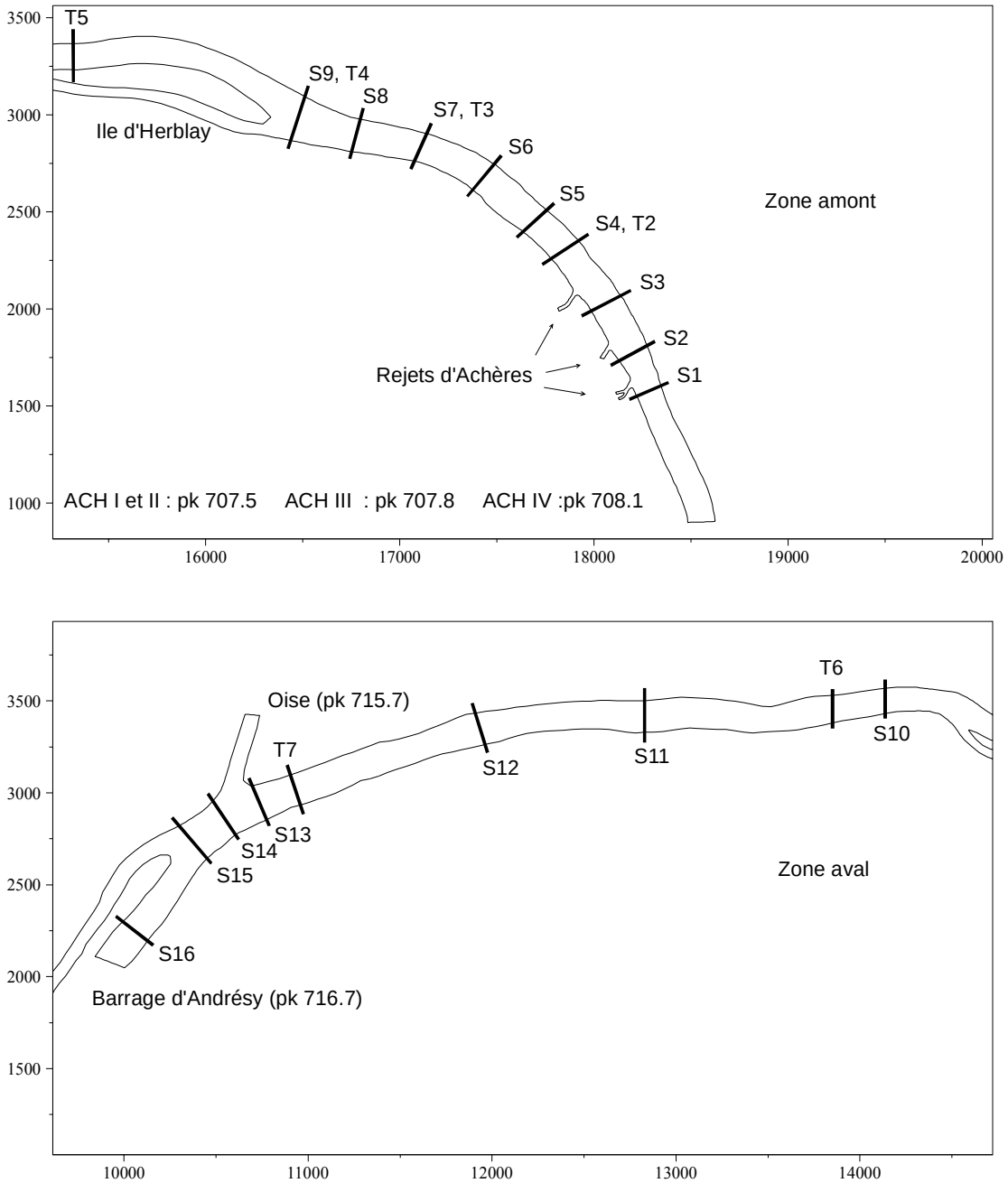
Nous nous intéressons dans ce paragraphe à la modélisation du transport diffusif et convectif des effluents d'Achères en aval de la station d'épuration. La démarche consiste à utiliser comme traceur la conductivité du milieu. Même si elle n'est pas un élément chimique à proprement parler (la conductivité mesure la charge électrique due aux ions dissous dans l'eau), elle se comporte comme un traceur passif et conservatif et permet ainsi d'appréhender les termes de diffusion turbulente et de dispersion par convection différentielle. Elle permet de suivre le panache des effluents d'Achères car sa valeur dans les rejets est bien supérieure à celle de la Seine en amont.

5.3.1 Les mesures disponibles

Deux séries de mesures de conductivité tridimensionnelles (mesures à plusieurs profondeurs sur plusieurs verticales) ont été collectées par des équipes du PIREN-Seine dans ce secteur et exploitées pour le calage du modèle dispersif : la première campagne est celle de septembre 1991 (Chesterikoff et al., 1992), la deuxième a eu lieu en juillet 1999 (Martin et al., 1990). Le contexte hydraulique et la localisation des profils transversaux sont représentés sur le tableau 5.5 et la figure 5.9 respectivement.

Campagne	Cote à Andrésy (m NGF)	Débits ($m^3.s^{-1}$)			Conductivités ($\mu S.cm^{-1}$)		
		Seine amont	Usine	Oise	Seine amont	Usine	Oise
Septembre 1991	20.36	83	24.4	27	518	1070	664
Juillet 1999	20.38	135	21	45	550	1100	610

Tableau 5.5. Débits, cotes et conductivités imposés pour simuler les campagnes de 1991 et 1999.



Profils septembre 1991	T2	T3	T4	T5	T6	T7
pk	708.3	709.4	710.1	711.4	712.8	715.9

Profils juillet 1999	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
pk	707.4	707.7	708.0	708.3	708.6	709.0	709.4	709.7

suite	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16
pk	710.1	712.6	713.9	714.8	716.1	716.3	716.5	717.1

Figure 5.9. Situation des profils transversaux échantillonnés en 1991 (T) et en 1999 (S).

5.3.2 Détermination des coefficients de dispersion adimensionnels

L'influence de la navigation est prise en compte explicitement par l'intermédiaire d'une contrainte de cisaillement supplémentaire affectée aux nœuds touchés par les jets d'hélices et les courants de retour (paragraphe 4.3.3). Nous faisons circuler les péniches dans le chenal de navigation en fonction de leur heure d'arrivée aux écluses de Pontoise et d'Andrésy. Nous n'avons pas pu récolter ces informations pour la journée du 09 septembre 1991. Nous avons alors supposé que le trafic était identique à la journée du 22 juillet 1999 (pour laquelle ces données nous ont été fournies par les personnes chargées de la gestion des barrages).

Nous rappelons, dans le tableau 5.6, quelques valeurs de référence du coefficient adimensionnel α_t qui ont été calées pour différentes études en Seine, avec différents modèles.

Logiciels	TULIPE (Tubes)		ACHAB-2DH	ProSe-2DH (Tubes)
Références	Théry (1993)		Simon (1995)	Even (2001)
Zone	Corbeil-Viry	Veneux-Fontaine	Clichy-Epinay	Achères-Andrésy
	Droit	Méandres	Méandres	Droit
	10 km	16 km	8 km	10 km
Débits				
50	6.0	3-3.5		
100-150	0.65	2.5-2.75	0.5-2.0	1.7-1.3
200-300	0.6	3.5		

Tableau 5.6. Valeurs de référence du coefficient adimensionnel αt pour des secteurs en Seine droits ou avec des méandres. Valeurs de la littérature pour des rivières naturelles : 0.1-0.75 pour des secteurs droits, 0.4-4 pour des secteurs avec méandres.

Tout comme pour le calcul de l'hydraulique, nous supposons le régime permanent pour la conductivité, à savoir un flux constant apporté au modèle pendant toute la simulation.

La comparaison des profils transversaux mesurés et simulés conduit à affecter une valeur de 1.6 à α_t. La plus grande importance doit être accordée au mélange transversal. La dimension longitudinale n'est à considérer que dans le cas d'une source de pollution instantanée ou parfois lorsque le rejet varie en fonction du temps (Gharbi et Verrette, 1998). De plus, Luck et al (1990) ont constaté qu'il est courant de négliger le mélange longitudinal dans les modèles utilisés pour les cours d'eau. Les résultats de Yotsukura et Sayre (1976) et de Harden et Shen (1979) démontrent que la contribution du mélange longitudinal dans le processus global de mélange dans les cours d'eau est négligeable. Pour ces raisons, une valeur classique de 6.0 pour α_l, obtenue en laboratoire par Fischer et al. (1979) a été retenue.

Les résultats de simulation des traçages pour les deux campagnes sont présentés sur les figures 5.10 et 5.11. Le calcul a été réalisé à l'aide du maillage simplifié avec un pas de temps de 10 secondes. Le temps de calcul pour simuler 4 jours de traçage avec deux traceurs s'élève à 60 minutes.

Les valeurs mesurées de conductivité ont été moyennées sur la verticale. Juste à l'aval du rejet, pour les deux campagnes de mesures, le panache pollué plonge en profondeur, en fonction du champ de vitesses, des températures et des densités relatives des eaux rejetées et des eaux de Seine.

En juillet 1999, il faut attendre 1.5 km environ pour que l'homogénéité verticale soit acquise. Pour septembre 1991, cette distance est portée à 2 km après les rejets.

5.3.3 Dispersion dans le secteur Achères-Andrésy

Les résultats concernant la modélisation sont satisfaisants en 1991, que ce soit 200 m en aval du rejet, où plus en aval. En amont de l'île d'Herblay, apparaît une augmentation de la conductivité dans la zone centrale du panache, non expliquée par les mesures. Cette déformation du panache explique notamment la différence des profils observés et simulés dans le bras droit de l'île (pK 711.4). Les deux derniers profils, T6 et T7, situés entre l'île d'Herblay et la confluence avec l'Oise, sont tout à fait concordants quand à l'allure du profil de conductivité. Compte tenu de l'augmentation anormale de conductivité, visible dès le pK 710.1, la valeur moyenne des mesures reste supérieure à la valeur moyenne que l'on devrait théoriquement observer (le mélange théorique des eaux de l'usine Seine-Aval et des eaux de Seine amont conduit à une conductivité de 643 $\mu S\, cm^{-2}$). Ainsi, au PK 712.8, l'ensemble des points de mesure est au dessus de la valeur théorique de mélange.

En 1999, les profils de conductivité dans le premier kilomètre en aval des rejet sont discordants. On observe un décollement du panache de la rive gauche qui se déplace vers le centre du chenal. Ce décollement n'est pas expliqué par les simulations bien que l'on prenne en compte la force d'injection du rejet par l'intermédiaire de vitesses d'écoulement plus fortes. Malgré tout, le champ de vitesses au droit des effluents n'est pas correctement simulé, la dimension verticale n'étant pas prise en compte dans la modélisation. Or, l'entrée d'un jet dans une masse d'eau relativement calme est un processus éminemment tri-dimensionnel. Il peut de plus exister un léger courant de densité (les eaux d'Achères étant plus chargées en MES que les eaux provenant de l'amont) agissant au niveau de la rive gauche et déplaçant le panache jusqu'à ce qu'il atteigne le fond plat du lit de la rivière. Si l'on cherche à étudier finement le premier kilomètre en aval des rejets, un modèle tridimensionnel est, dans ces conditions, indispensable pour rendre compte du décollement observé.

Les profils en aval, à partir du pK 714.8, sont quand à eux tout à fait concordants. Le modèle converge au PK 716.5 vers la valeur théorique de mélange égale à 620 µS cm^{-2}.

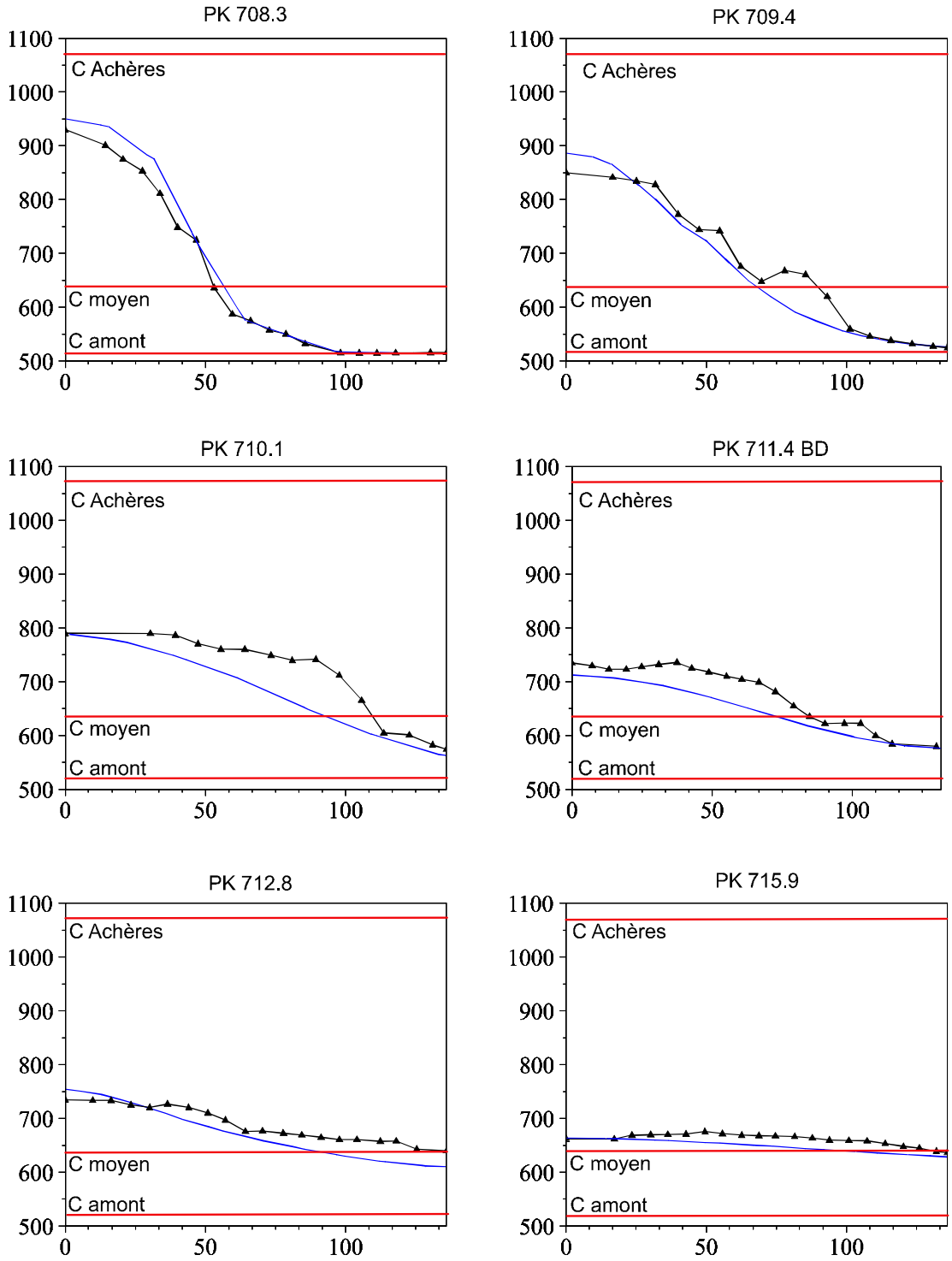
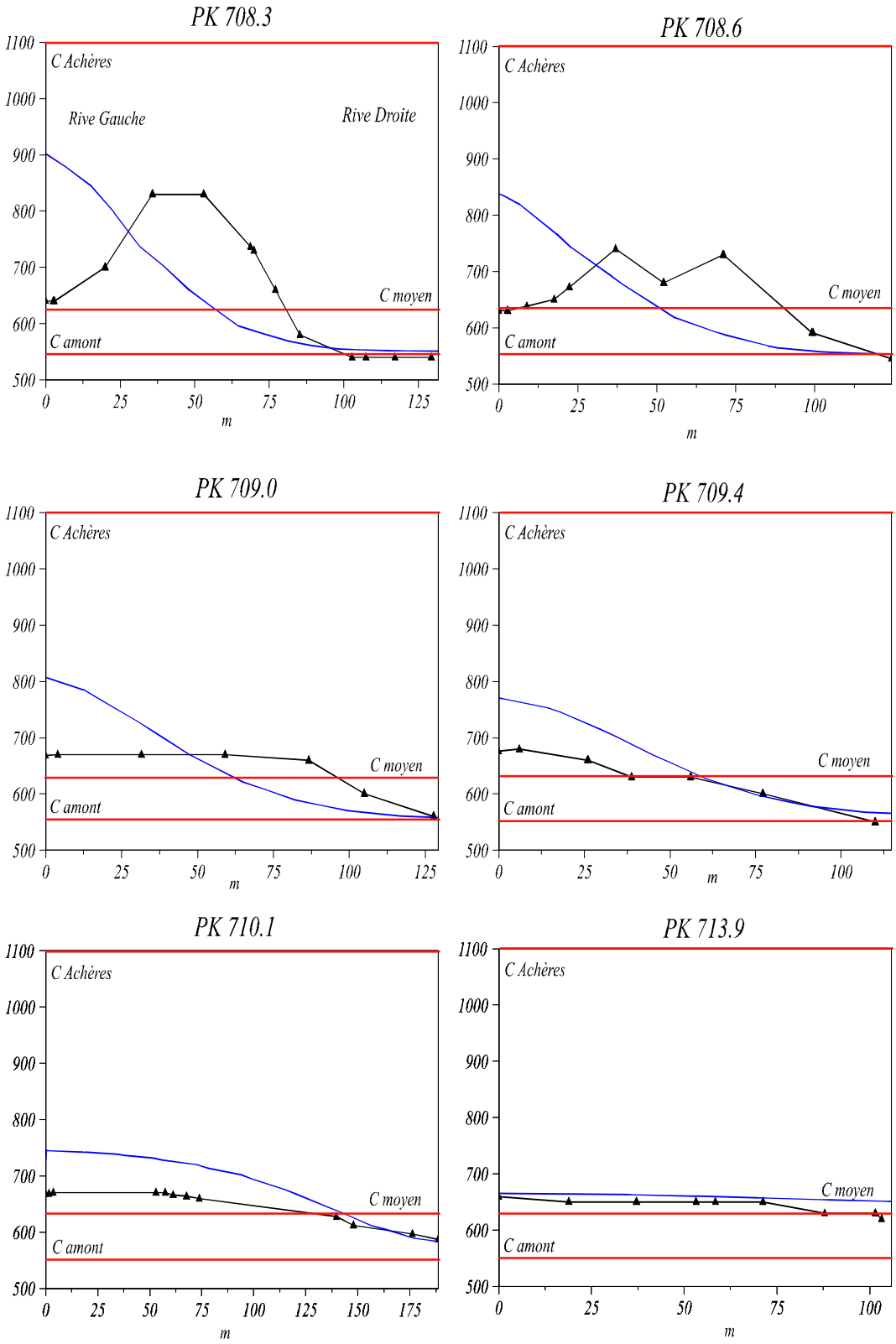


Figure 5.10. Simulation du suivi de conductivité en aval de la station d'épuration d'Achères le 09 septembre 1991. Profils transversaux de conductivité mesurés (en noir, triangle) et simulés (en bleu). Valeur théorique de la conductivité après mélange complet : 643 µS cm^{-2}.


PK 708.3
C Achères
Rive Gauche
Rive Droite
C moyen
C amont
m
PK 708.6
C Achères
C moyen
C amont
m
PK 709.0
C Achères
C moyen
C amont
m
PK 709.4
C Achères
C moyen
C amont
m
PK 710.1
C Achères
C moyen
C amont
m
PK 713.9
C Achères
C moyen
C amont
m

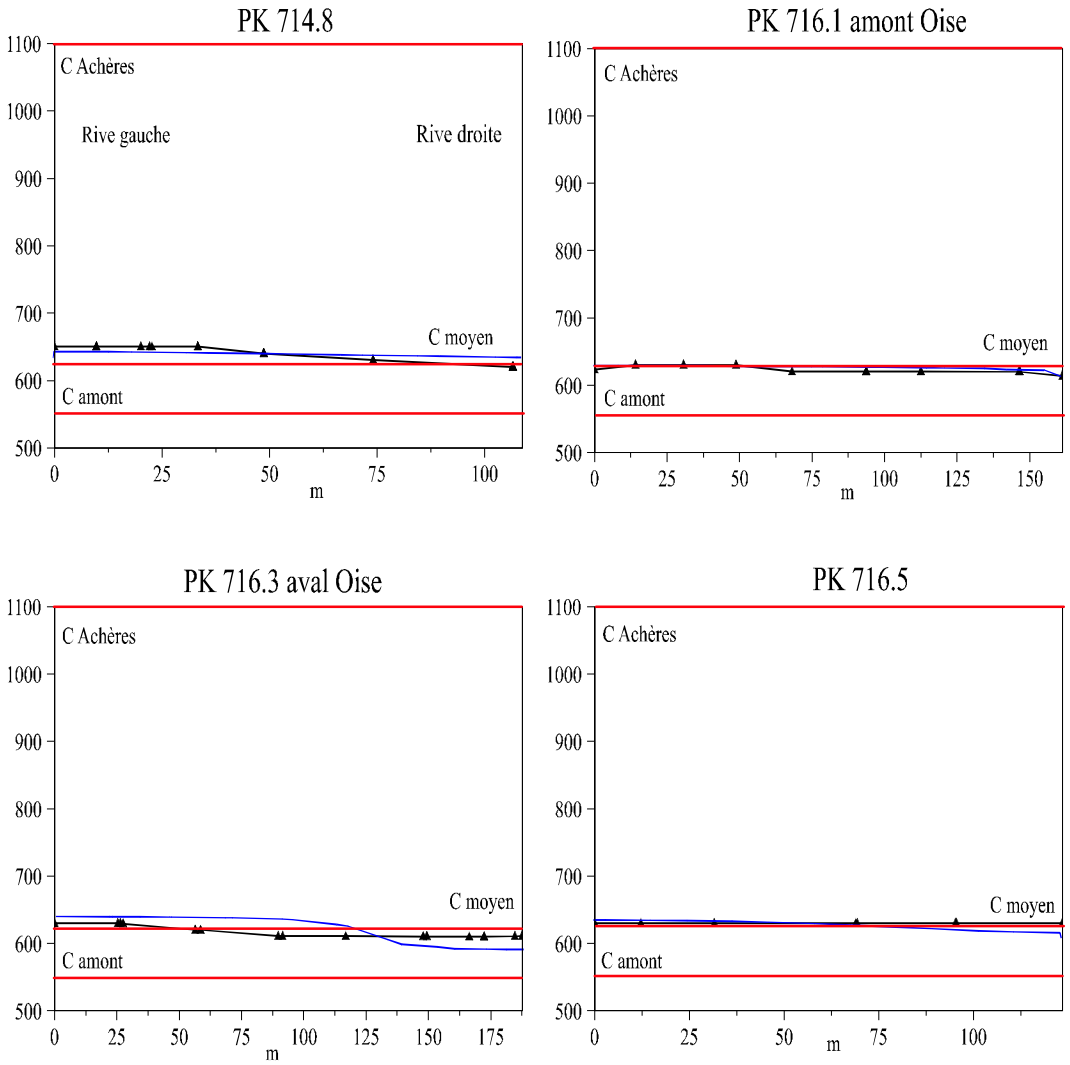


Figure 5.11. Simulation du suivi de conductivité en aval de la station d'épuration d'Achères pour la journée du 22 juillet 1999. Profils transversaux de conductivité mesurés (en noir, triangle) et simulés (bleu). Valeur théorique de la conductivité après mélange complet : 624 µS cm^{-2} en amont de la confluence avec l'Oise, 620 µS cm^{-2} en aval de la confluence avec l'Oise.

5.3.4 Déformation du panache de conductivité au passage des bateaux

Pour la campagne de juillet 1999, nous avons regardé l'influence de la navigation sur les profils de conductivité. Cette influence est mise en évidence sur la figure 5.12. Sur cette figure, nous représentons l'évolution temporelle de la conductivité au PK 712 en trois dimensions. Rive gauche et rive droite ont été inversées pour une meilleure visualisation des résultats.

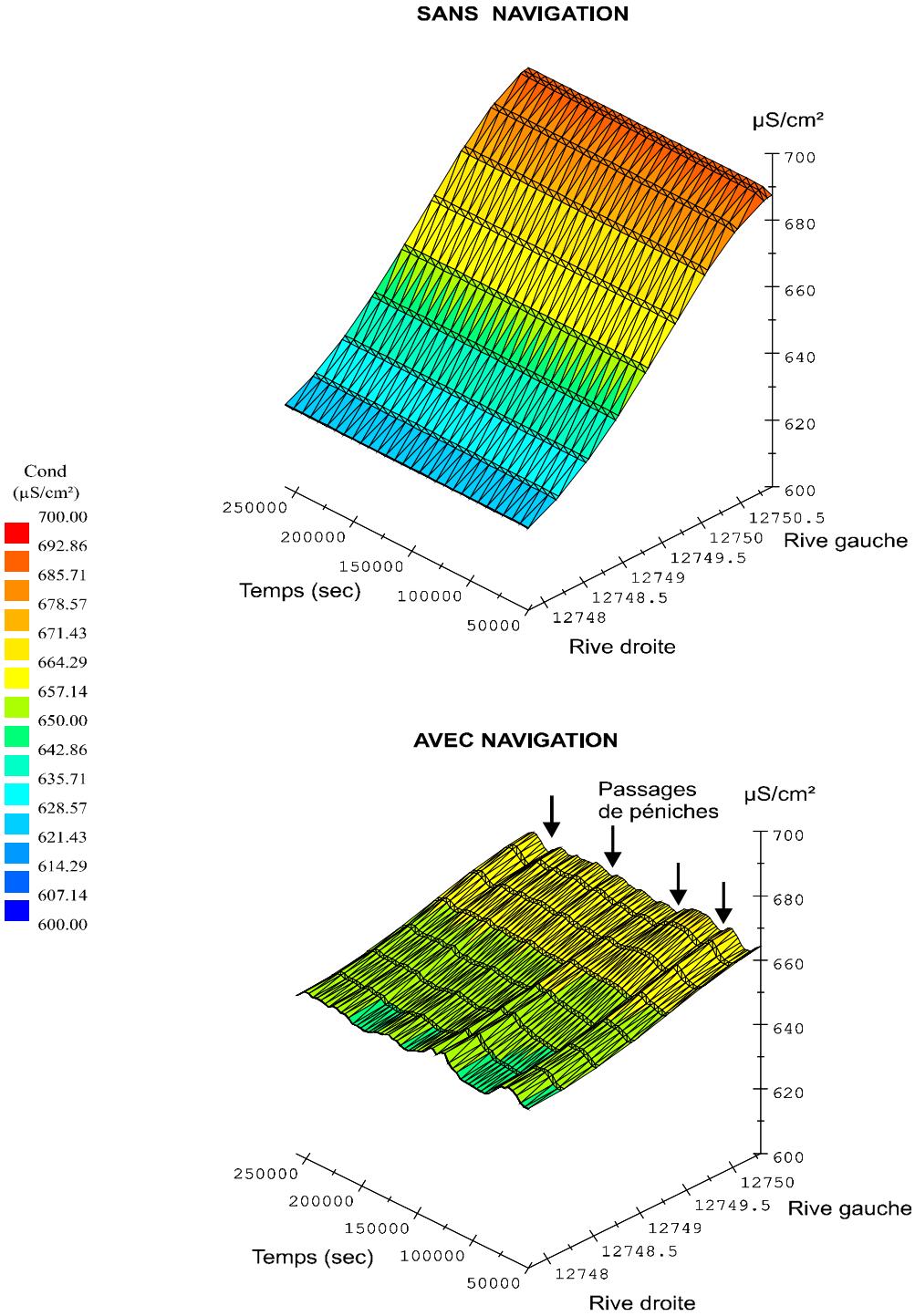


Figure 5.12. Profil 3D fuyante montrant l'impact de la navigation sur le profil de conductivité au PK 712. Résultat sur un temps de simulation compris entre 10 heures et 3 jours.

On constate que l'homogénéisation de la conductivité sur la transversale est atteinte beaucoup plus rapidement lorsque les péniches circulent dans le bief parce que la dispersion transversale est augmentée localement à chaque passage de péniches. Cet effet est cumulatif et se répercute à l'aval du domaine après dix jours de simulations (figure 5.13). La variation de conductivité reste modérée, ne dépassant pas 10 µS cm^{-2}.

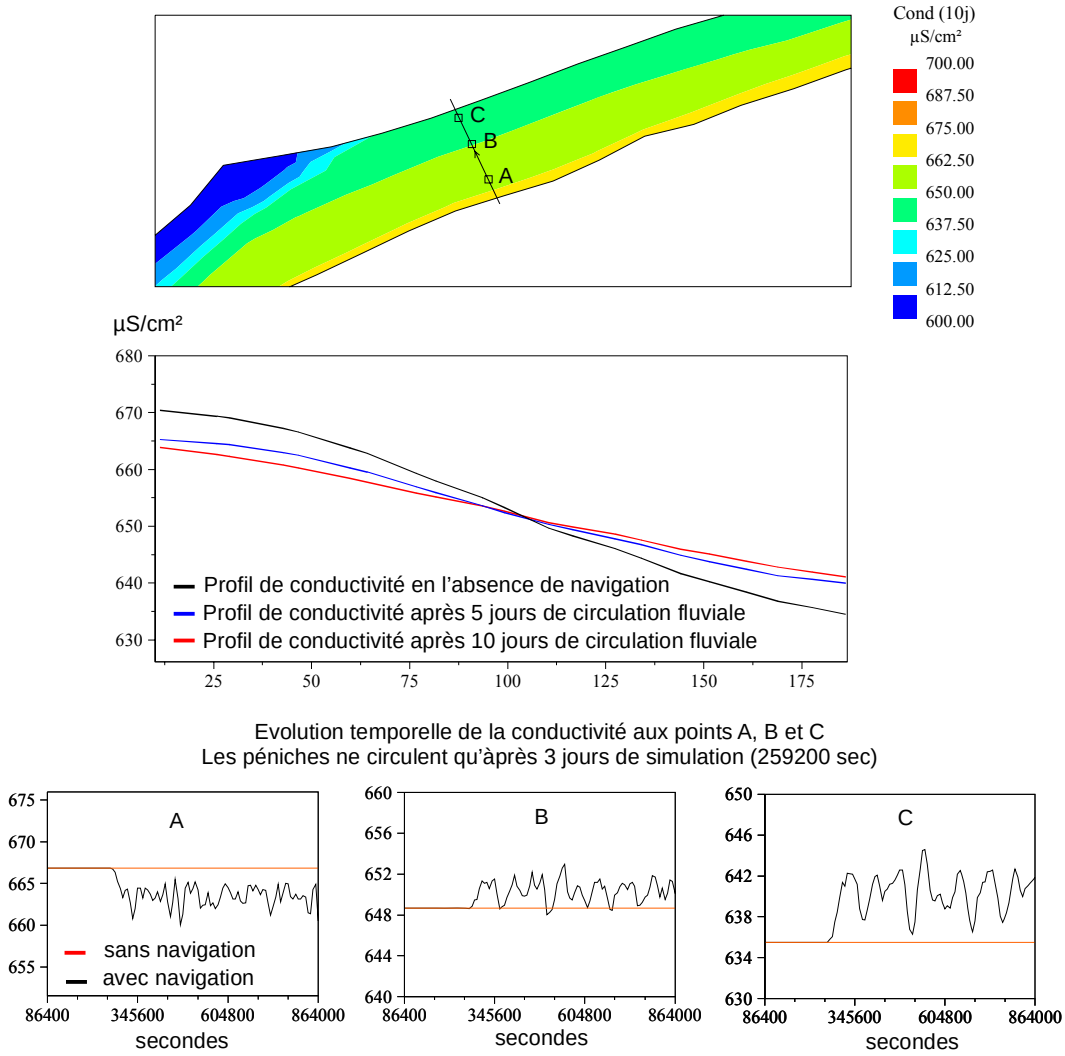


Figure 5.13. Profil de conductivité en amont de l'Oise, en l'absence de navigation et après 5 et 10 jours de trafic fluvial.

La figure 5.14 montre l'augmentation locale de la dispersion transversale au passage des trois types de bateaux (A, B ou C). En l'absence de péniche, le coefficient de dispersion transversale varie de 0.01 à 0.22 $m^2.s^{-1}$ pour un débit de 150 m^3 s^{-1}. La valeur moyenne pour l'ensemble du bief est de 0.09 m^2 s^{-1} avec un écart type de 0.05 m^2 s^{-1}. Lorsqu'une péniche de type A circule dans le bief, le coefficient de dispersion transversale augmente localement et peut atteindre des valeurs de l'ordre de 0.5 m^2 s^{-1}. Une péniche de type B va générer une dispersion transversale maximale de l'ordre de 0.6 m^2 s^{-1} alors qu'une péniche de type C pourra faire évoluer cette dispersion jusqu'à des valeurs de 1.2 m^2 s^{-1}. A titre de référence, des valeurs du coefficient de dispersion transversale obtenues sur la Seine pour différentes études sont données dans le tableau 5.7.

Logiciels	TULIPES (Tubes)		KALPLAN-(Tubes)	ProSe-2DH (Tubes)
Références	Théry (1993)		Dégardin et Bujon (1994)	Even (2001)
Zone	Corbeil-Viry	Veneux-Fontaine		Achères-Andrésy
	Droit	Méandres	Aval Paris	Droit
	10 km	16 km		10 km
Débits (m^3 s^{-1})				
50	0.150 m^2 s^{-1}	0.15 m^2 s^{-1}		
100			0.05 m^2 s^{-1}	0.08 m^2 s^{-1}
150	0.045 m^2 s^{-1}	0.20 m^2 s^{-1}	0.07 m^2 s^{-1}	0.97 m^2 s^{-1}
200-300	0.08 m^2 s^{-1}	0.30 m^2 s^{-1}		

Tableau 5.7. Références pour les valeurs de Kt.

Aucune mesure n'est à ce jour disponible pour valider les résultats obtenus. Ils ne sont donc pour l'instant qu'une estimation de l'influence de la navigation sur la dispersion d'un panache polluant en rivière. Cependant, on a montré ici que la modélisation de la dispersion engendrée par la navigation est dorénavant rendue possible dans le modèle SUBIEF 2D d'EDF.

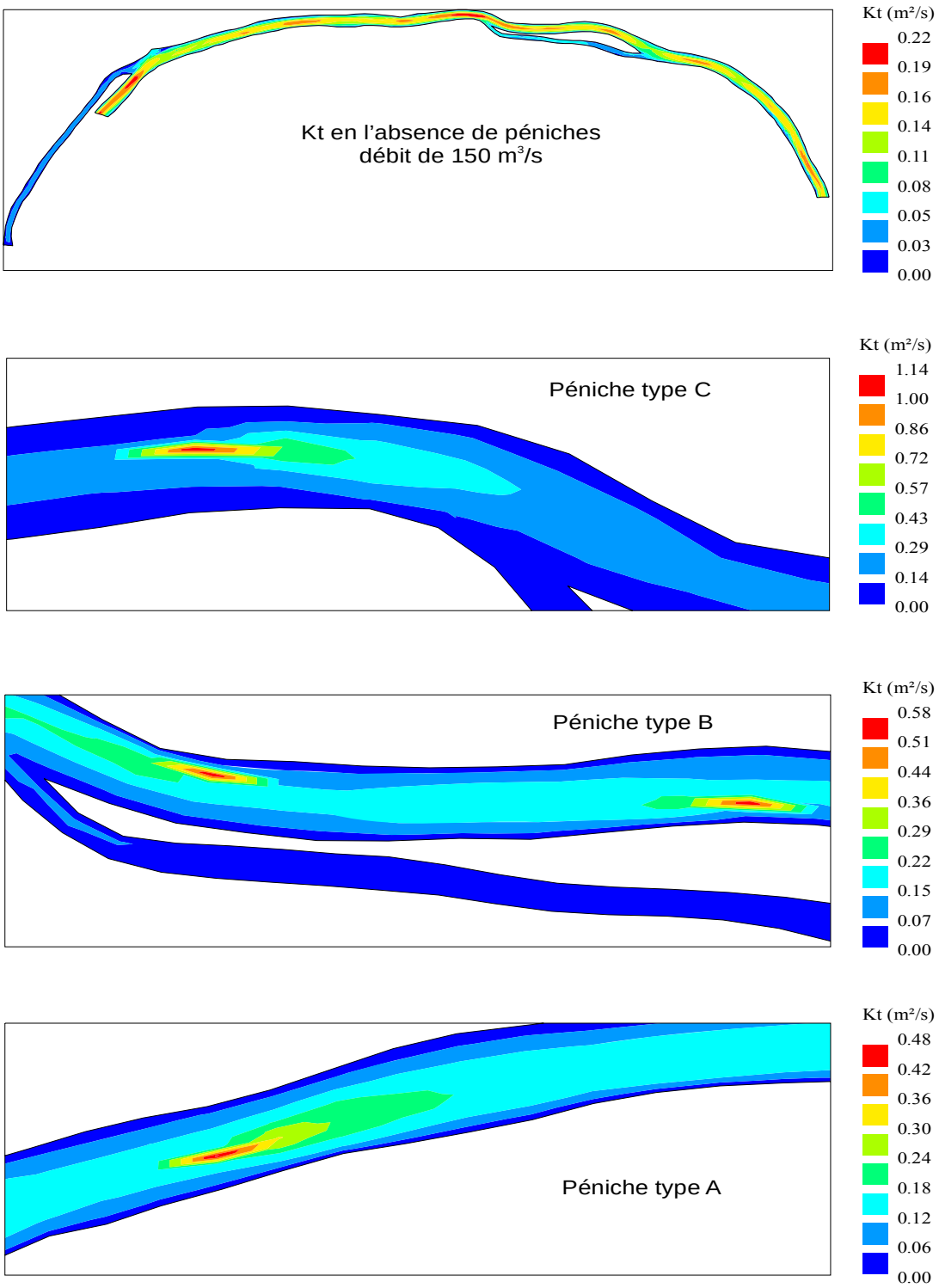


Figure 5.14. Valeurs du coefficient de dispersion transversale sur la Seine à l'étiage pour un débit de 150 $m^3 s^{-1}$. Influence de la navigation.

5.3.5 Traçages de temps sec

Une simulation théorique d'un rejet permanent à l'usine Seine aval (25 m^3 s^{-1}, traceur dissous conservatif à une concentration de 1 dans le rejet, 0 dans le milieu) illustre les effets conjugués des différents paramètres introduits dans le modèle pour simuler le transport par convection diffusion d'un tel type de traceur. Nous avons effectué ce traçage pour 4 débits en Seine : 100, 200, 300 et 400 m^3 s^{-1}.

Les résultats sont présentés sur la figure 5.15 et le tableau 5.8. Pour les quatre débits amont, on constate que l'homogénéisation transversale est réalisée dans le bras gauche de l'île d'Herblay alors que persiste au même point kilométrique mais dans le bras droit, une hétérogénéité transversale. Le mélange est réalisé à 95 % au niveau de la confluence avec l'Oise pour un débit amont de 100 m^3 s^{-1}. Pour les autres débits, le mélange n'est pas total à cet endroit. Ainsi, les temps de séjour plus faibles des masses d'eaux polluées pour des débits d'étiages croissants, supérieurs à 100 m^3 s^{-1}, ainsi que le moindre impact de la navigation à grand débit, de part des hauteurs d'eau plus importantes dans le chenal de navigation, réduisent la dispersion du panache et augmentent ainsi la longueur de mélange transversal.

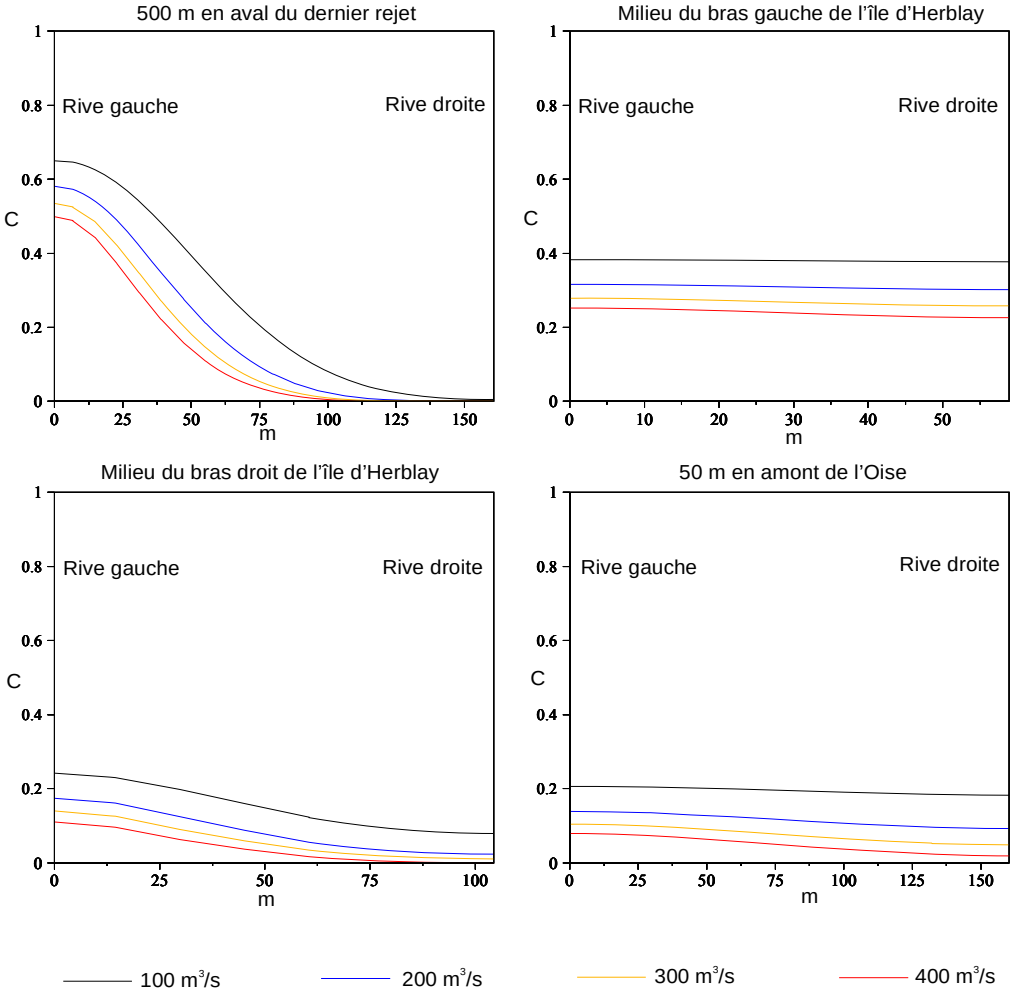


Figure 5.15. Évolution de la dispersion en fonction du débit sur quatre transects, 500 mètres en aval du dernier rejet d'Achères, bras gauche et bras droit de l'île d'Herblay et 50 mètres en amont de l'Oise.

On a reporté dans le tableau 5.8, le taux de mélange [1] (Even et Poulin, 2001) en rive droite pour les transects représentés sur la figure 5.15, ainsi que le mélange théorique total pour les quatre débits amonts.

Débit amont ($m^3 s^{-1}$)	Mélange théorique	500 mètres en aval des rejets		Bras droit de l'île d'Herblay		50 mètres en amont de l'Oise	
		C (RD)	%	C (RD)	%	C (RD)	%
100	0.2	0.004	2	0.08	40.0	0.190	95.0
200	0.111	0.0002	0.18	0.023	20.7	0.085	76.6
300	0.077	0	0	0.01	13.0	0.050	64.9
400	0.059	0	0	0.006	10.2	0.028	47.5

Tableau 5.8. Taux de mélange et valeurs de la concentration en rive droite pour différents débits amonts.

5.4 Conclusions du chapitre 5

Le modèle TELEMAC 2D a été mis en œuvre sur la portion de Seine étudié. Le calcul du champ de vitesses et des hauteurs d'eau a d'abord été réalisé avec un maillage raffiné comprenant 8200 nœuds, en utilisant le modèle (k, ε) pour des situations d'étiage permanent. L'exploitation des résultats montre que la viscosité turbulente n'est pas fortement hétérogène dans le domaine, sauf à l'aval immédiat des rejets. Une valeur moyenne sur l'ensemble du domaine a été estimée par le calcul à 5 10^{-3} m^2 s^{-1}. Le temps de résidence moyen de l'eau sur les dix kilomètres étudiés est de 22, 12, 9 et 7 heures pour un débit permanent en amont des rejets de 100, 200, 300 et 400 m^3 s^{-1} respectivement.

Le même maillage a été utilisé pour calculer le champ de vitesses avec un modèle à viscosité constante reprenant la valeur moyenne estimée par le calcul précédent. Les résultats sont sensiblement équivalents. Mais, avec ce maillage, le temps de calcul est déjà important et ne permet pas de simuler le transport et les processus biologiques des 24 variables du modèle de qualité d'eau. En s'appuyant sur les résultats précédents, nous avons opté pour l'utilisation d'un maillage simplifié, possédant 1200 nœuds et représentant les rejets par l'intermédiaire d'une seule condition limite. L'utilisation de ce maillage donne un champ de vitesse cohérent avec celui calculé précédemment et le temps de résidence moyen de l'eau n'est pas modifié.

Nous appuyant sur deux campagnes de mesures de conductivité, réalisée dans notre secteur d'étude, nous avons calé les coefficients de dispersion longitudinale et transversale afin de simuler correctement la dispersion du panache des effluents d'Achères. Les coefficients obtenus sont du même ordre de grandeur que ceux déterminés sur la Seine par d'autres modèles de transport bi dimensionnels. L'effet de la navigation a été prise en considération et montre que le brassage généré par les jets d'hélice et le courant de retour influence faiblement la dispersion transversale du panache polluant. Les résultats de simulation concernant la période d'étiage de juillet 1999 ne reproduisent cependant pas correctement l'évolution transversale de la conductivité dans le champ proche des rejets. En effet, au droit des rejets, l'hypothèse d'homogénéité des vitesses sur la verticale est erronée et une modélisation bi-dimensionnelle ne peut calculer correctement l'arrivée d'un jet au sein d'une masse d'eau s'écoulant beaucoup plus lentement. Une modélisation tridimensionnelle s'avère alors indispensable si l'on souhaite caractériser finement l'impact des effluents d'Achères sur la Seine, dans le champ proche.

[1] Le pourcentage indiqué représente le pourcentage de la concentration qui serait obtenue après mélange total. Un taux de mélange de 100 % correspond à la concentration après mélange complet.

Chapitre 6. Transport solide en Seine à l'étiage : Données expérimentales et modélisation

6.1 Introduction

Les eaux qui sortent d'une station d'épuration n'ont pas, en moyenne, les mêmes caractéristiques physiques que celles du milieu récepteur, et de surcroît, toutes ces caractéristiques sont susceptibles de variations journalières et saisonnières. Ainsi, le devenir du panache des eaux rejetées dans le milieu peut fortement varier, provoquant éventuellement des comportements différents du lit de la Seine à cause de la variabilité des flux de dépôt et d'érosion des particules rejetées par la station.

Afin de caractériser le panache des effluents d'Achères et de suivre son évolution et son impact sur les fonds de la Seine, deux campagnes de mesures ont été réalisées :

- la première, conduite les 2 et 3 septembre 1998 par une équipe du L.R.P.C de Blois (Laboratoire Régional des Ponts et Chaussées) a permis de dresser une cartographie des zones de dépôt dans le secteur étudié. La technique consiste à visualiser, au moyen d'un échosondage latéral, les fonds de Seine et d'y discerner des formes : des enrochements, des cailloutis, des sables et des zones de vase ;
- la deuxième, le 21 et 22 juillet 1999, a permis d'obtenir une image tridimensionnelle du panache pour une période d'étiage caractéristique à l'aide d'une sonde multi-paramètres et d'un GPS.

Couplées à des simulations réalisées avec le modèle SUBIEF 2D mis en œuvre pour la circonstance, ces campagnes de terrain doivent nous fournir des informations précieuses sur les processus majeurs qui gouvernent l'évolution du panache d'Achères, la localisation des dépôts fins et récents et l'intensité de la déposition dans ce secteur fortement navigué.

Une fois le modèle de transport validé pour une période d'étiage, il est possible d'estimer, par la modélisation, le temps de résidence des particules transitant dans le bief. Ce temps de résidence a été déterminé par deux méthodes. La première s'appuie sur la simulation d'un pic de MES entrant dans le domaine lorsque le système est à l'équilibre. On calcule alors la masse de particule qui sort du bief, associée à son temps de sortie et on en déduit un temps de transit moyen des particules effectivement sorties. Selon les caractéristiques physiques des MES (diamètre médian volumique, masse volumique sèche et vitesse de chute), le pourcentage de la masse sortie par rapport à la masse entrée va être différent. Le temps de transit calculé est celui des particules effectivement sorties et non de l'ensemble des MES entrées dans le domaine. Nous avons alors développé une deuxième méthode qui permet, cette fois ci, d'avoir accès à la fois au temps de résidence des particules sorties et à l'âge des dépôts dans le bief pour un étiage de 1, 2, 3 ou 4 mois. Les deux méthodes sont comparées. Des cartes de l'âge des particules piégées au fond, en fonction de leurs caractéristiques physiques sont alors proposées.

6.2 Suivi tri-dimensionnel du panache d'Achères le 21 et 22 juillet 1999

6.2.1 Méthodologie mise en place

Le panache des eaux rejetées est potentiellement très variable. Les principaux facteurs physiques qui vont influencer cette variabilité sont les vitesses d'écoulement dans la rivière et dans les canaux de rejet ainsi que les différences de densité entre les eaux rejetées et les eaux de la rivière. Sur ce dernier point, la température est le facteur physique dominant, les différences de densité dues aux MES portées par l'eau et à la composition ionique de l'eau sont d'un second ordre dans ce contexte.

Les mouvements du panache, après son rejet en Seine, s'accompagnent de la sédimentation naturelle des particules rejetées. Les diverses turbulences générées dans la rivière définissent le patron de déposition des sédiments dans le lit. Ces mouvements ont donc une influence directe sur le bilan de pollution résiduelle, rejetée par la station, après son arrivée en Seine.

Pour évaluer ces processus, nous avons organisé une campagne de mesures destinée à connaître le devenir du panache dans une situation donnée. La même méthodologie pourra être mise en œuvre dans d'autres situations pour mieux connaître l'influence des paramètres mentionnés plus haut.

Le panache évolue dans l'espace. Il s'étale progressivement de la rive gauche vers la rive droite. Il évolue également dans le temps parce que les rejets de la station fluctuent au cours de la journée, en quantité et en qualité, et parce que les débits de la rivière ne sont pas constants, même à l'échelle de la journée. Un cycle thermique journalier existe également dans la rivière.

Néanmoins, il n'est pas raisonnable de vouloir prendre une photographie complète du panache, à quatre dimensions (3 dans l'espace et une dans le temps). Il aurait été théoriquement intéressant d'éliminer une de ces variables en suivant une masse d'eau à sa vitesse moyenne ; mais cette stratégie posait néanmoins de nombreux problèmes :

- des problèmes d'interprétation. En effet, la vitesse moyenne de l'eau du panache n'est pas identique à celle de la Seine. Mais le différentiel de vitesses entre les deux masses d'eau n'existe que sur une centaine de mètres en aval des rejets (chapitre 6). Il y a néanmoins d'autres sources de variabilité telles que les débits, la navigation ou les cycles thermiques journaliers ;
- des problèmes pratiques d'identification des masses d'eau, qui peuvent éventuellement se séparer, donc d'évaluation en temps réel des temps de transfert, et des problèmes techniques posés par le travail de nuit ou la fiabilité du système GPS utilisé.

Nous avons donc réalisé une cartographie tridimensionnelle du panache en quelques heures au cours d'une journée, cartographie que nous avons complétée plus à l'aval le lendemain selon la même méthodologie.

Nous utilisons un GPS différentiel qui donne une position précise, de une dizaine de centimètres près à un mètre près, selon la configuration des satellites et l'intensité des signaux reçus. Ce GPS, fixé au bateau, nous fournit une position toutes les trois secondes (figure 6.1). Nous utilisons simultanément une sonde multiparamètre YSI-6920 qui donne la température, la conductivité, la turbidité par retro diffusion dans l'infrarouge, la profondeur (mesure de pression) et la teneur en oxygène dissous. La sonde fournit des valeurs à la fréquence maximale d'une par seconde.

Dans chaque profil de rivière, nous avons réalisé une dizaine de profils verticaux (figure 6.2). En règle générale, les profils ont été effectués en allant de la rive gauche vers la rive droite. Entre les profils, la sonde pouvait être émergée ou immergée. Nous pensions au départ que l'immersion de la sonde entre les profils permettrait d'atteindre une définition plus précise de l'étendue du panache en surface. En réalité, les mouvements que le bateau impose à la sonde quand il n'est pas arrêté génèrent de nombreuses bulles, voire des émersions partielles, qui ont fortement dégradé la qualité des données. Seuls les profils verticaux sont donc exploités ici. Le temps mis pour effectuer un profil transversal est de l'ordre de 10 minutes.

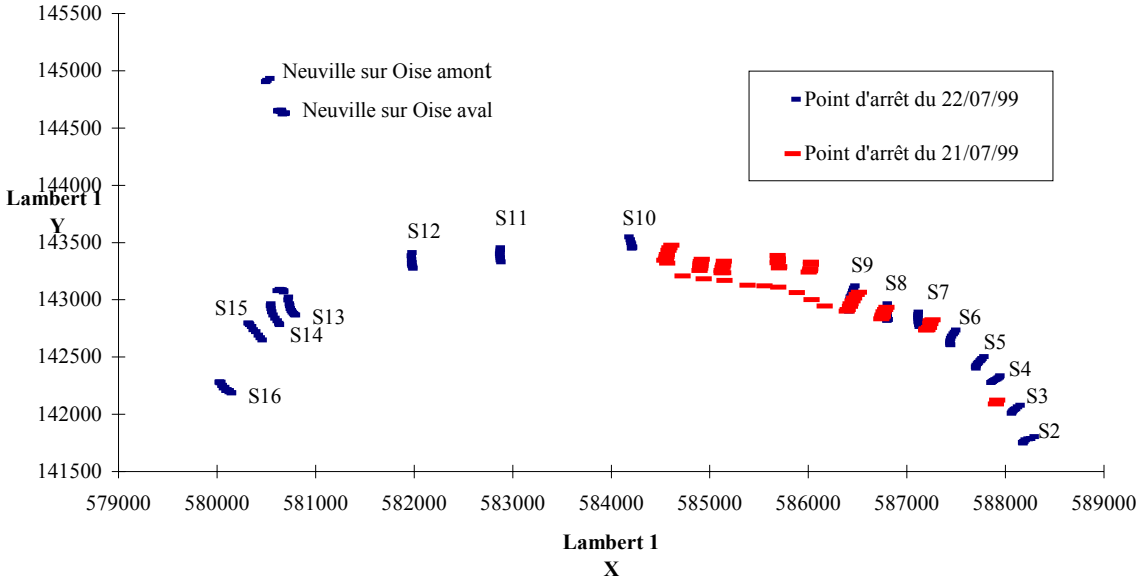


Figure 6.1. Localisation par GPS des différents points de mesures (arrêt du bateau) sur la Seine pour les journées du 21 et 22 juillet 1999.

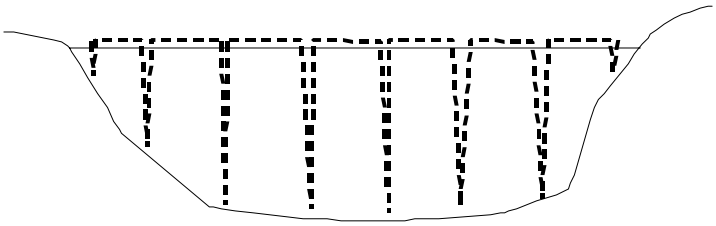


Figure 6.2. Stratégie d'échantillonnage des différentes sections du fleuve.

6.2.2 Difficultés techniques et améliorations possibles

Les principales difficultés techniques sont liées aux temps de réponse des capteurs et de la sonde. Ils résultent de plusieurs facteurs dont nous avons pu mesurer l'importance en traitant les données :

- le mauvais écoulement de l'eau autour de la sonde nuit au bon fonctionnement des capteurs. Une montée/descente par à-coups oscillants permettrait en partie de palier à cet inconvénient. Un meilleur « design » de la grille de protection des capteurs, similaire à celui des sondes océanographiques spécifiquement conçues pour réaliser des profils verticaux, serait également à imaginer pour cette application.
- la présence de sédiments sur la grille de protection lorsque la sonde touche le fond de la rivière peut causer des valeurs erronées à la remontée.
- les capteurs et la sonde ont une dynamique de réponse qui leur est propre. Alors que les capteurs de conductivité et de turbidité répondent presque instantanément, le capteur de température a une dynamique que nous avons approchée par une exponentielle dont la constante de temps est de 15 secondes. Le capteur d'oxygène a une constante de temps de réponse beaucoup plus grande, ce qui ne nous a pas permis d'accéder à une carte tridimensionnelle des teneurs en oxygène dissous de la rivière. En effet, le mouvement vertical que l'on a imposé à la sonde était beaucoup trop rapide pour que la sonde d'oxygène

ait le temps de se stabiliser pour une profondeur donnée. De même, il a fallu tenir compte des filtres numériques utilisés par la sonde pour corriger les données fournies par les capteurs.

Cet ensemble de contraintes dans l'exploitation des données nous a amené à développer une procédure de traitement sous R (Ihaka & Gentleman, 1996) qui consiste en une série de procédure de défiltrage des données, suivi d'un examen visuel, assisté par ordinateur, de tous les profils afin de sélectionner les données jugées valides. Ce n'est qu'au prix de ce travail de dépouillement que des profils cohérents ont pu être obtenus.

6.2.3 Isocourbes obtenues

Le logiciel R nous a permis de tracer les isocourbes des variables que nous souhaitons étudier. Nous avons cherché à visualiser le panache des effluents d'Achères en traçant les distributions de concentrations dans chacune des sections transversales disponibles. Les figures 6.3 à 6.11 montrent, par une gamme de couleur, les valeurs mesurées pour quelques sections transversales.

- en abscisse est reportée la distance entre le point le plus proche de la rive gauche et les autres points d'arrêt du bateau sur le même profil jusqu'à la rive droite.
- en ordonnées est reportée la profondeur en mètre.

Chaque profil vertical a été visualisé avant qu'il n'entre dans la construction des isocourbes. Cela nous a permis de vérifier la cohérence des valeurs données par la sonde. Par exemple, en ce qui concerne les mesures de turbidité, nous avons remarqué que les valeurs données par la sonde pendant sa remontée étaient quasiment toujours plus grandes que celles données pendant la descente. Nous avons alors compris que la grille de protection des capteurs, en touchant le fond du lit de la rivière, ramassait un peu de vase ce qui faussait les mesures de turbidité lors de la remontée. Lorsque cela s'est produit, nous avons décidé d'éliminer systématiquement les valeurs douteuses.

Pour chaque profil transversal, il est possible de représenter les isocourbes de conductivité, turbidité et température et ainsi de suivre l'évolution du panache. Nous donnons dans cette partie quelques exemples de graphes ainsi définis :

- le premier ensemble de graphes correspond au champ proche des rejets, pour les sections S1, S2, S3, et S4 (figures 6.3 à 6.6 respectivement). L'impact des rejets sur la conductivité et la turbidité est bien visible. A cette saison, l'impact thermique est faible, les rejets et la Seine ayant des températures voisines.
- les figures 6.7 et 6.8 décrivent les différentes isocourbes obtenues au même pK (710.1, section S9) le 21 et le 22 juillet respectivement.
- les figures 6.9, 6.10 et 6.11 se situent respectivement avant la confluence avec l'Oise, dans l'Oise et après la confluence pour le 22 juillet (S13, S13bis et S14).
- enfin, la figure 6.12 décrit l'évolution des différents paramètres d'amont en aval du bras gauche de l'île d'Herblay le 21 juillet 1999.

Le reste des graphes de cette campagne est regroupé en annexe D.

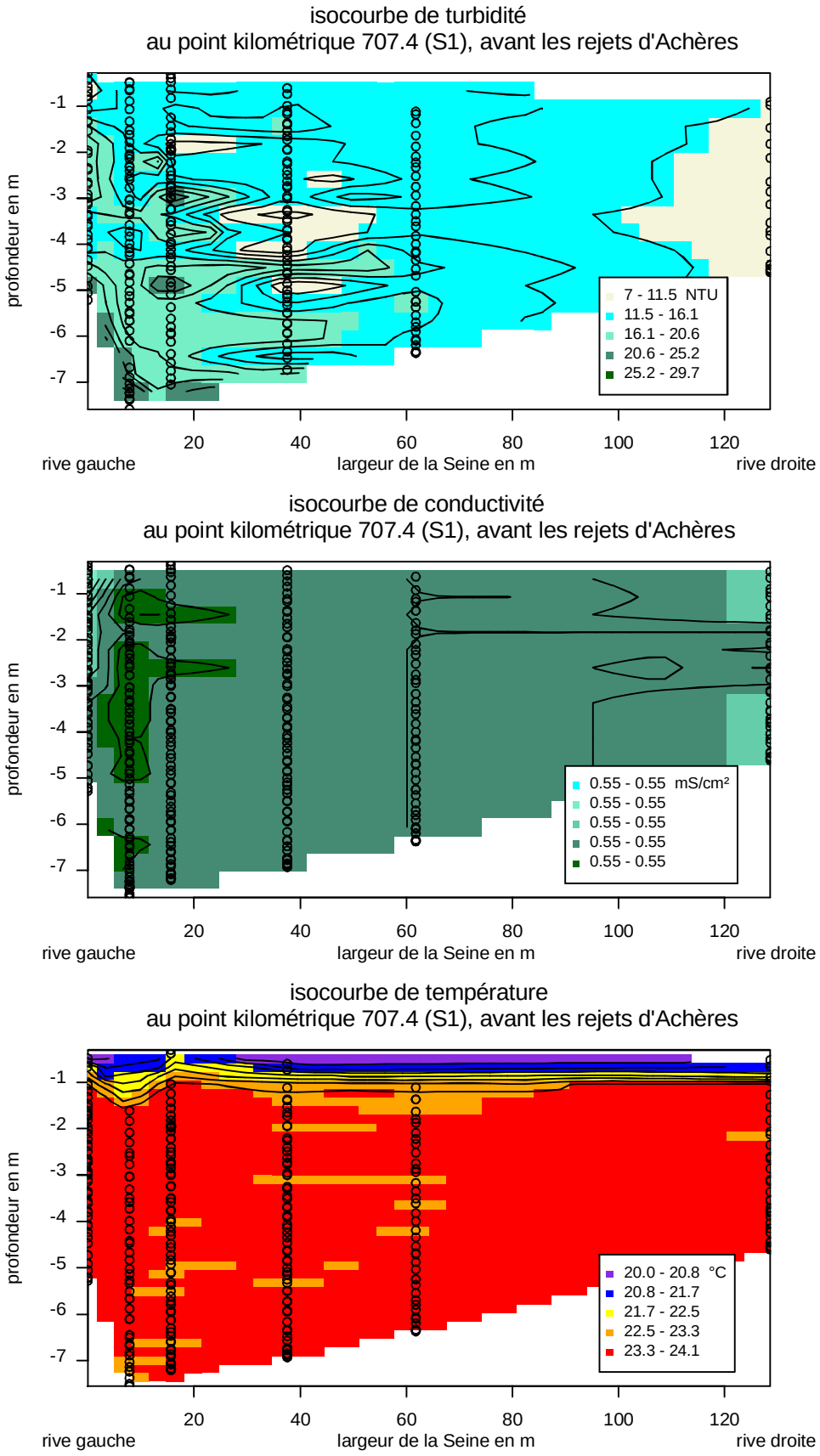


Figure 6.3. Isocourbes de turbidité, conductivité et température au PK 707.4, en amont des rejets, le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

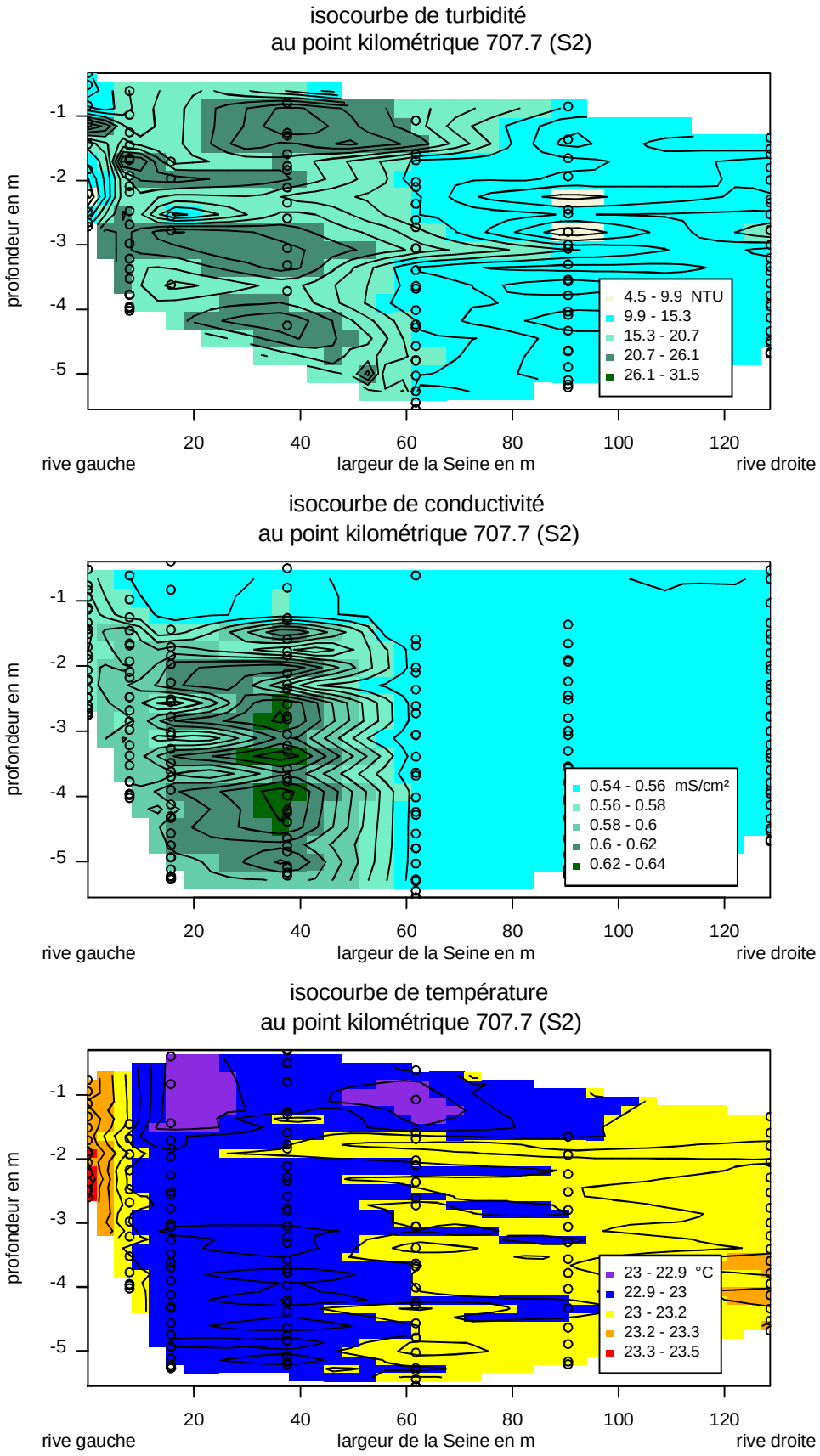


Figure 6.4. Isocourbes de turbidité, conductivité et température au PK 707.7, entre le premier et le deuxième rejet de la station d'épuration d'Achères, le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

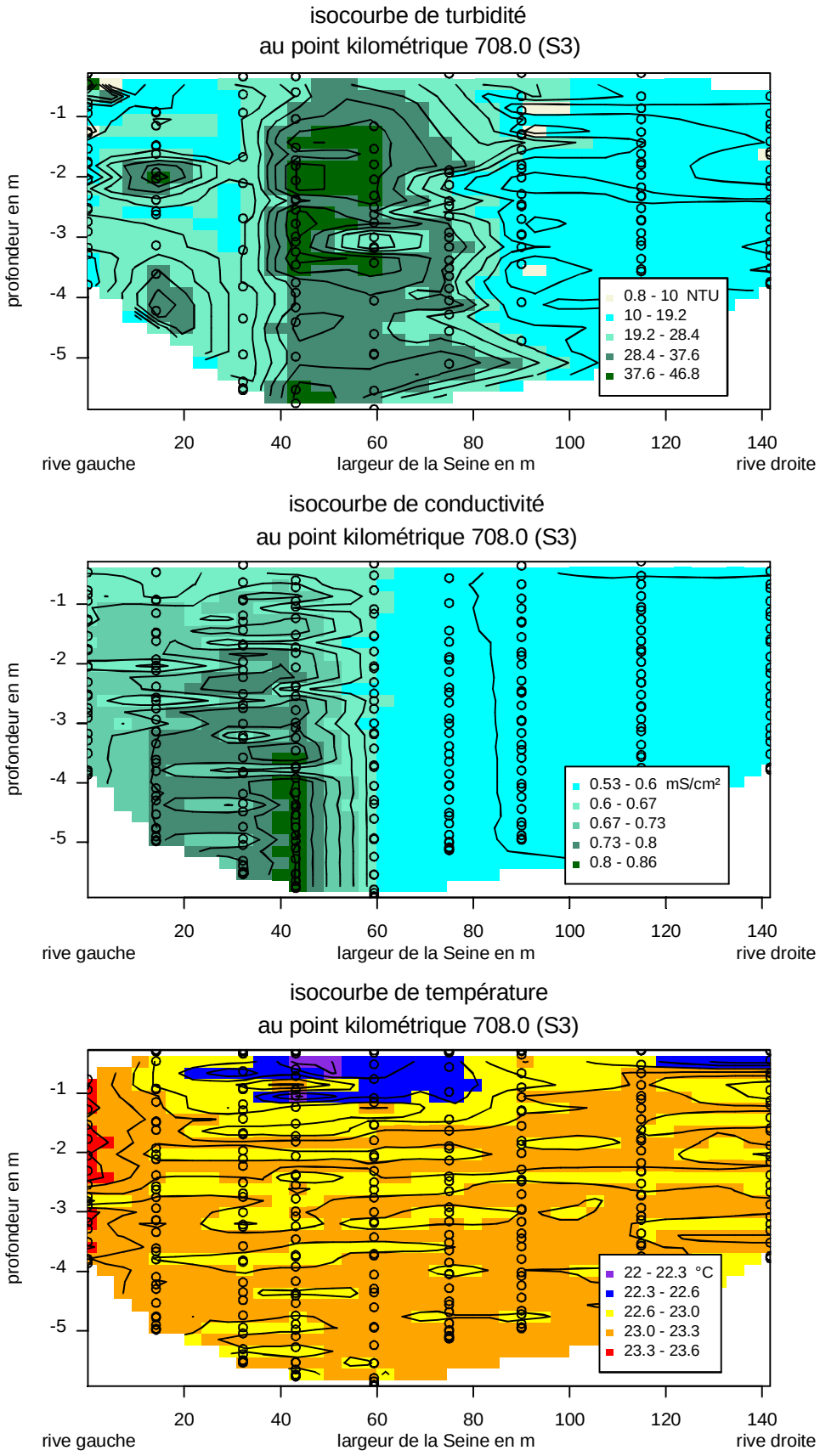


Figure 6.5. Isocourbes de turbidité, conductivité et température au PK 708.0, entre le deuxième et le troisième émissaire de la station d'Achères, le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

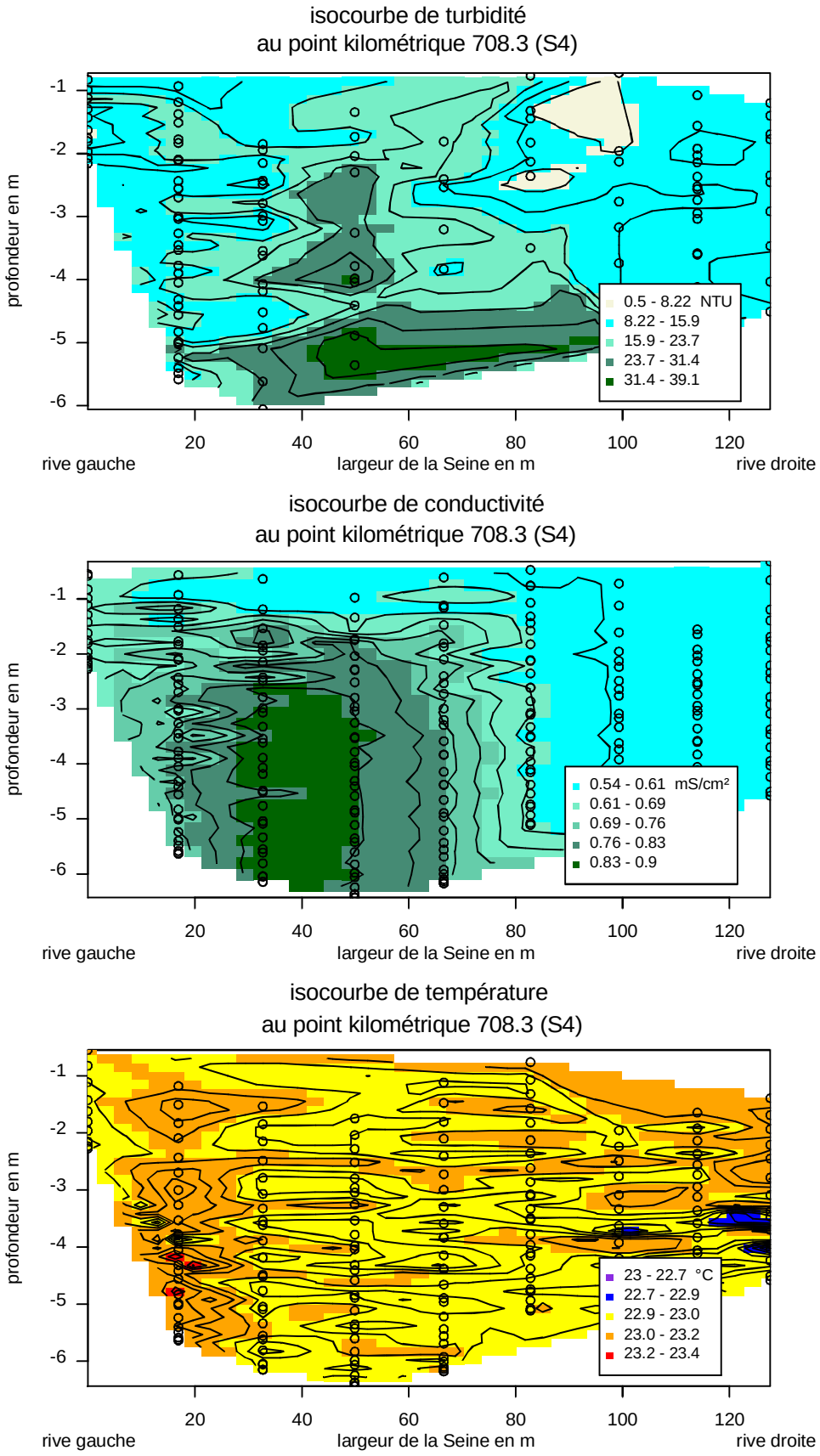


Figure 6.6. Isocourbes de turbidité, conductivité et température au PK 708.3, 200 mètres à l'aval du dernier rejet d'Achères, le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

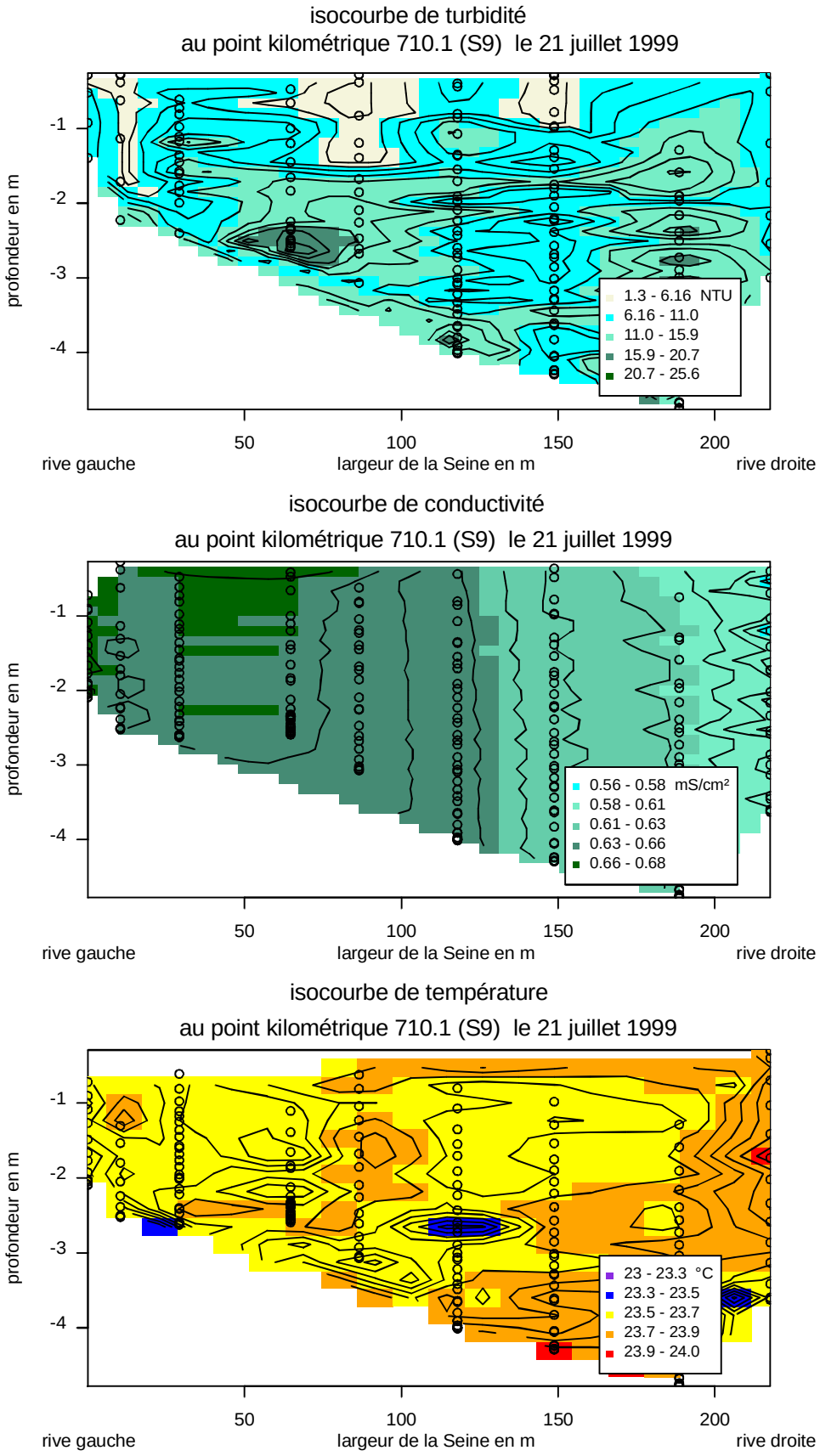


Figure 6.7. Isocourbes de turbidité, conductivité et température juste en amont de l'île d'Herblay (S9) le 21 juillet 1999. Données expérimentales.

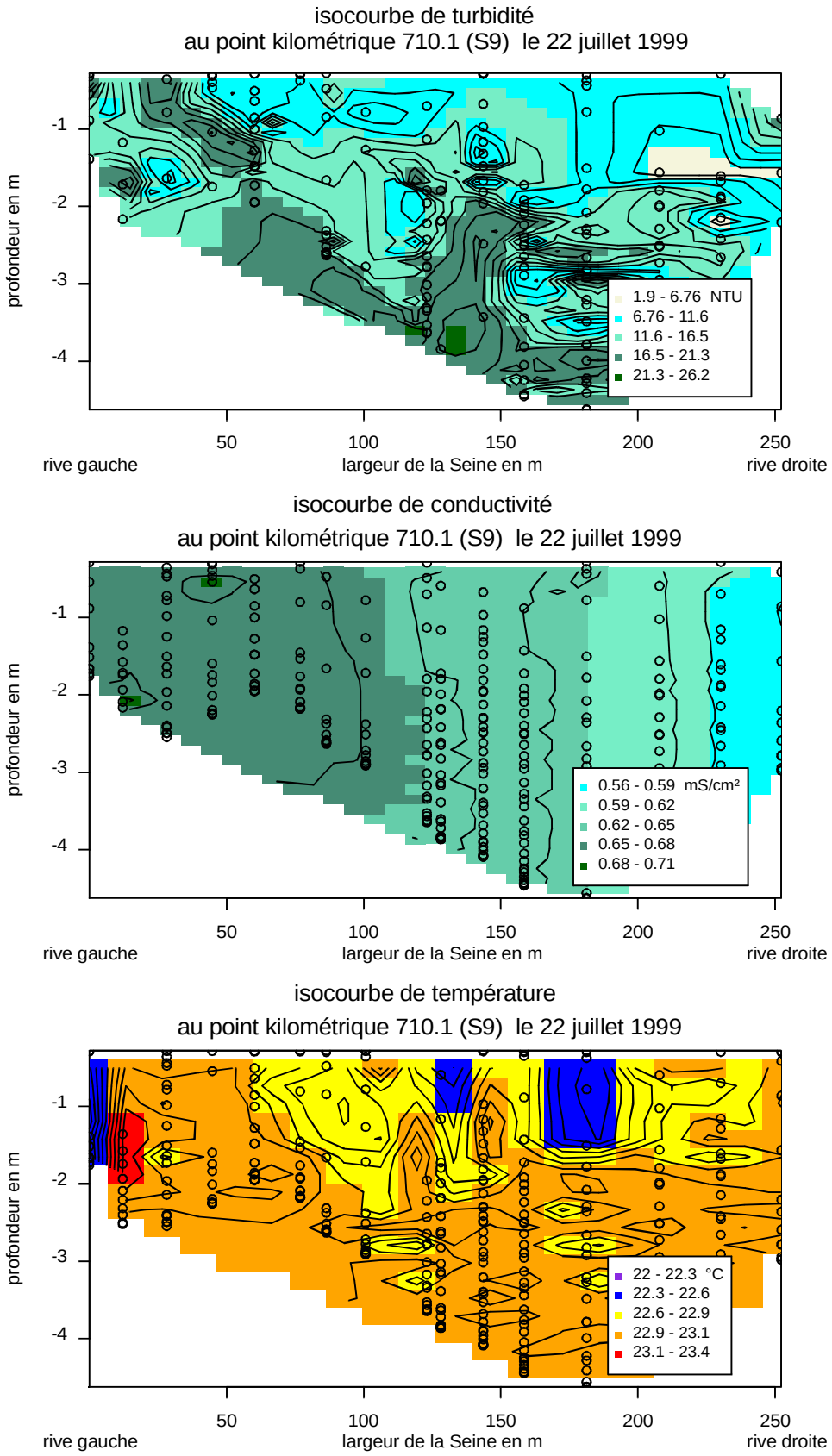


Figure 6.8. Isocourbes de turbidité, conductivité et température juste en amont de l'île d'Herblay (S9) le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

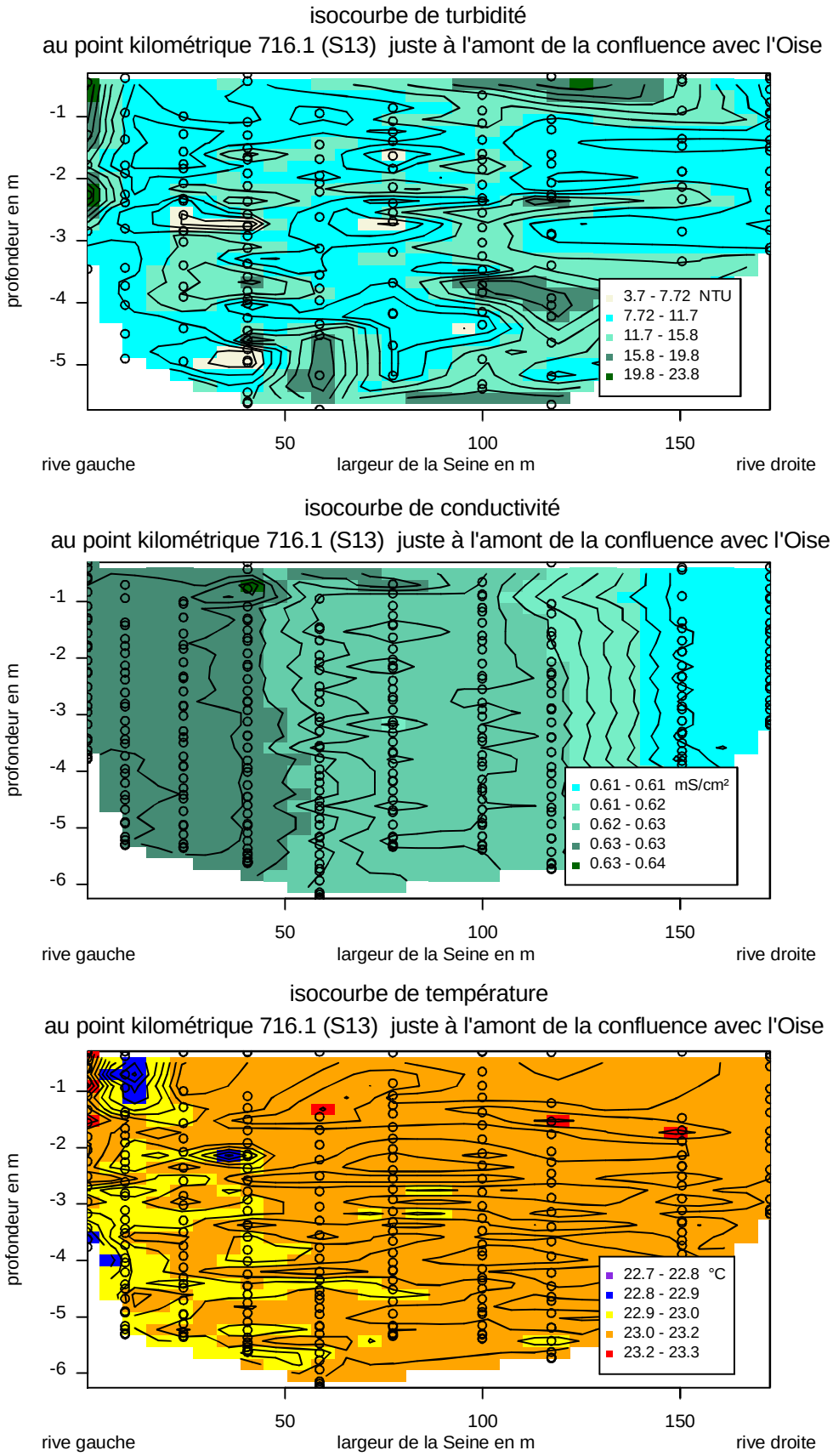


Figure 6.9. Isocourbes de turbidité, conductivité et température juste en amont de la confluence avec l'Oise, le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

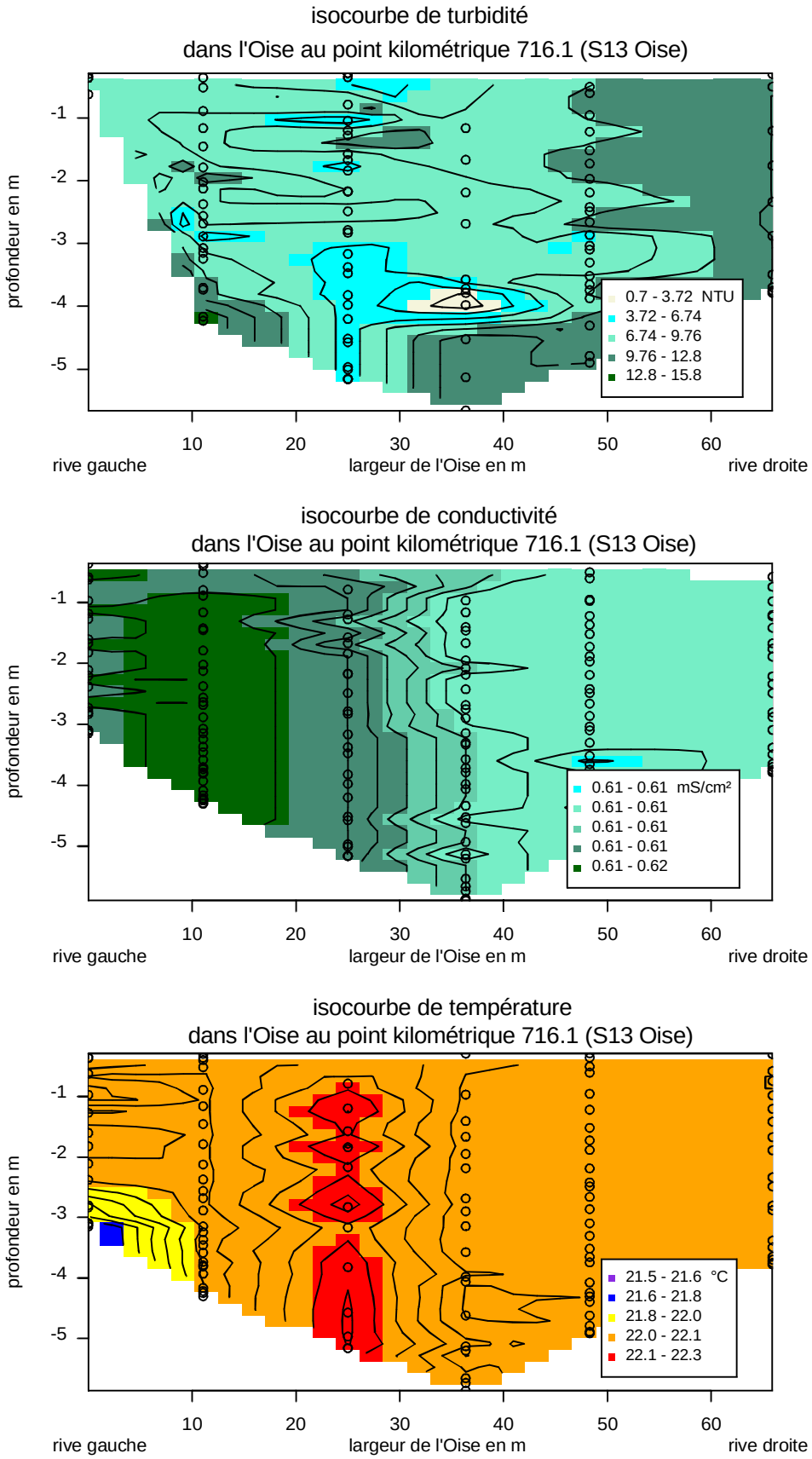


Figure 6.10. Isocourbes de turbidité, conductivité et température dans l'Oise, le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

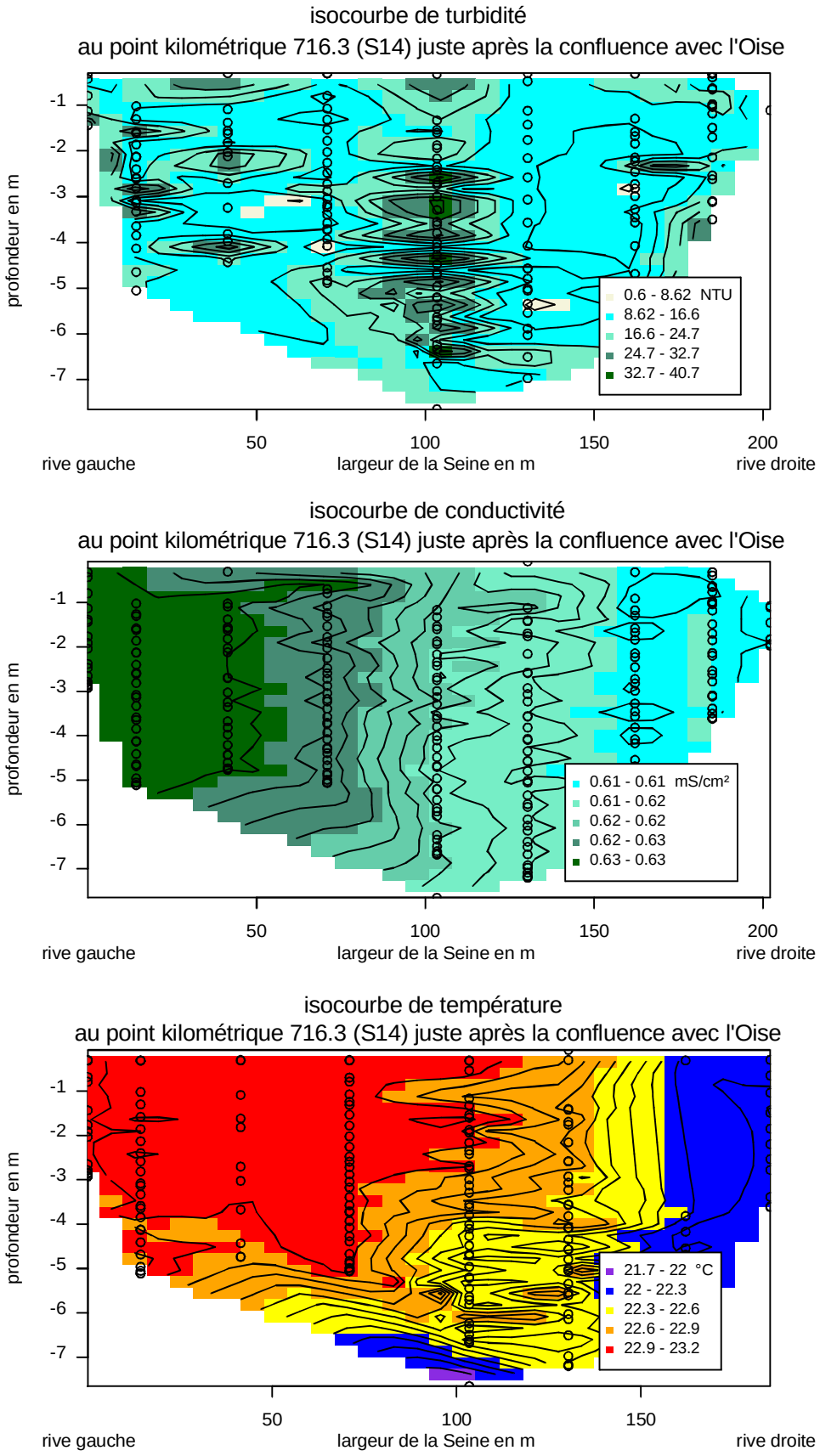


Figure 6.11. Isocourbes de turbidité, conductivité et température juste en aval de la confluence avec l'Oise (S14), le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

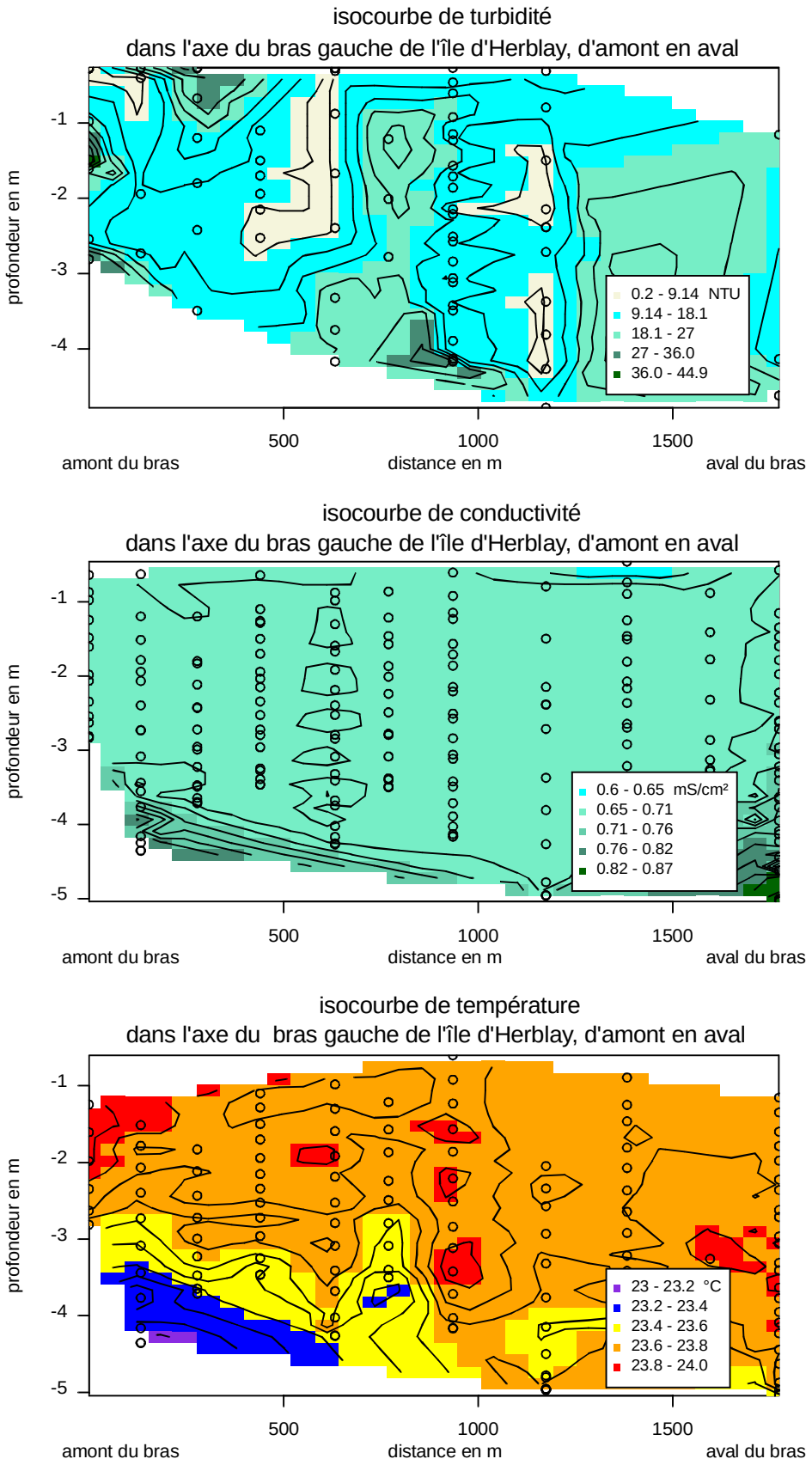


Figure 6.12. Isocourbes de turbidité, conductivité et température dans l'axe du bras gauche de l'île d'Herblay, d'amont en aval, le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

6.2.4 Suivi du panache de conductivité : localisation précise du panache d'Achères en Seine

Les effluents d'Achères, la Seine à l'amont de la station d'épuration et l'Oise ont des valeurs de conductivité sensiblement différentes. Cette conductivité dépend de la composition chimique de l'eau. Les valeurs mesurées le 22 juillet 1999 sont synthétisées dans le tableau 6.1.

22 juillet 1999	Débit ($m^3 s^{-1}$)	Conductivité ($mS cm^{-2}$)
Seine amont	135	0.55
ACH I et II	3.7	1.0
ACH III	9.9	1.2
ACH IV	6.10	1.4
Oise	35	0.61

Tableau 6.1. Débit et conductivité mesurés le 22 juillet 1999.

La conductivité dans l'Oise est homogène à la confluence avec la Seine, l'influence de la station d'épuration de Neuville sur Oise n'étant plus visible en terme d'hétérogénéité transversale et verticale. Les mesures expérimentales de conductivité permettent de suivre l'évolution de la dispersion transversale et verticale de l'eau de Seine dans ce secteur qui a servie à caler les coefficients de dispersion du modèle développé (chapitre 5).

Juste après l'arrivée en Seine des deux émissaires ACH I et ACH II, le panache de conductivité est très localisé mais s'étend déjà sur presque la moitié de la section. Il semble plonger car la conductivité en surface se confond avec celle de la Seine amont (figure 6.4), sur environ 1.50 m de profondeur. La faible valeur du mélange obtenu en rive gauche est due au débit anormalement faible provenant d'ACH I (0.4 $m^3 s^{-1}$ du 21 au 25 juillet 1999 pour un débit normalement égal à 1.6 $m^3 s^{-1}$, données SIAAP). En S3, le panache de conductivité est toujours très localisé en rive gauche et a gagné 2 à 3 mètres de plus vers le centre du chenal comparé à S2. Par contre, l'apport d'ACH III, avec un débit de 10 $m^3 s^{-1}$ fait augmenter la conductivité qui atteint 0.86 mS cm^{-2} au niveau du lit de la rivière. L'hétérogénéité verticale dans cette section est de l'ordre de 0.25 mS cm^{-2}.

200 mètres à l'aval du dernier effluent, le panache est déjà très étendu dans la largeur (figure 6.6), recouvrant 60 % de la section. Cette disposition peut s'expliquer par le fait que les eaux d'Achères parviennent dans la Seine avec une vitesse supérieure à celle du fleuve (respectivement 0.3 ms^{-1} et 0.1 ms^{-1}). Mais cette interprétation n'a pas été vérifiée par la modélisation (chapitre 5). Les rejets semblent plonger légèrement car l'eau de surface, sur une profondeur de 1,5 m, ne semble pas atteinte par le panache. L'écart de conductivité entre la surface et le fond atteint ici 0.35 mS cm^{-2}. Notons que la températures des rejets et de la Seine est peu différente et l'écart de densité qui en résulte ne peut expliquer cette plongée. Le différentiel de vitesses existant sur la verticale au droit des rejets ainsi qu'une concentration en particules plus importante dans les effluents que dans la Seine pourraient expliquer ce processus, avec l'apparition d'un courant de densité agissant sur la pente des berges.

600 mètres à l'aval des rejets, le panache occupe plus des deux tiers de la largeur du fleuve et toute la hauteur de la colonne d'eau, mais toujours de façon hétérogène, avec des conductivités plus forte au fond qu'en surface (respectivement 0.80 $mScm^{-2}$ et 0.65 $mScm^{-2}$).

Ce n'est que 1,5 kilomètres après les canaux de fuite que l'homogénéité verticale de conductivité est atteinte, 500 mètres en amont de l'île d'Herblay. Il est important de noter que ce n'est qu'à cette distance des rejets que l'hypothèse de la modélisation bi-dimensionnelle dans le plan horizontal du transport dissous est totalement justifiée. A l'amont de cette zone, une étude tridimensionnelle est plus appropriée pour étudier les processus de dispersion des effluents. Les hétérogénéités transversales sont encore très

importantes même si le panache s'étend, à ce niveau, sur toute la largeur du fleuve pour les mesures du 22 juillet. L'écart de conductivité entre la rive gauche et la rive droite est de l'ordre de 0.1 $mScm^{-2}$.

Au pK 710.1, les isocourbes de conductivité sont différentes pour les journées du 21 et du 22 juillet 1999. Le 21, la dispersion des effluents est plus importante que le 22 avec des valeurs de conductivité en rive gauche de 0.58 et 0.57 mS cm^{-2} respectivement (figures 6.7 et 6.8). Le débit de la Seine et des rejets pour ces deux journées est quasi identique (142 et 20.5 m^3 s^{-1} pour la Seine et les rejets le 21 contre 135 et 20.3 m^3 s^{-1} le 22 juillet). Par contre, en étudiant les données des éclusiers concernant le transit des péniches pour ces deux journées, on a constaté que le nombre de péniches chargées ayant circulé le 21 juillet s'élevait à 45 pour un tonnage transporté total d'environ 40000 tonnes alors qu'il n'était que de 34 le 22 juillet avec un tonnage total de 25000 tonnes. Cette différence peut expliquer que le panache soit plus dispersé le 21 que le 22 au même pK, comme nous l'avons montré dans le chapitre 5.

Le mélange transversal est réalisé au pK 716.1 juste à l'amont de l'Oise (figure 6.9). La conductivité vaut alors 0.62 $mScm^{-2}$. Les rejets ont multiplié par 1.15 la conductivité naturelle de l'eau de Seine. La conductivité dans l'Oise à la confluence est approximativement égale à celle de la Seine. Cette variable physique ne permet pas de tracer le mélange des eaux de l'Oise dans la Seine. Par contre, une différence de température de 1°C entre l'Oise et la Seine permet de suivre le panache de l'Oise après la confluence (23°C pour la Seine contre 22°C pour l'Oise). L'eau de l'Oise se retrouve en rive droite et occupe environ 1/3 de la section en Seine, 200 mètres après la confluence. La différence de température a tendance à faire plonger le panache de l'Oise dans l'eau de Seine.

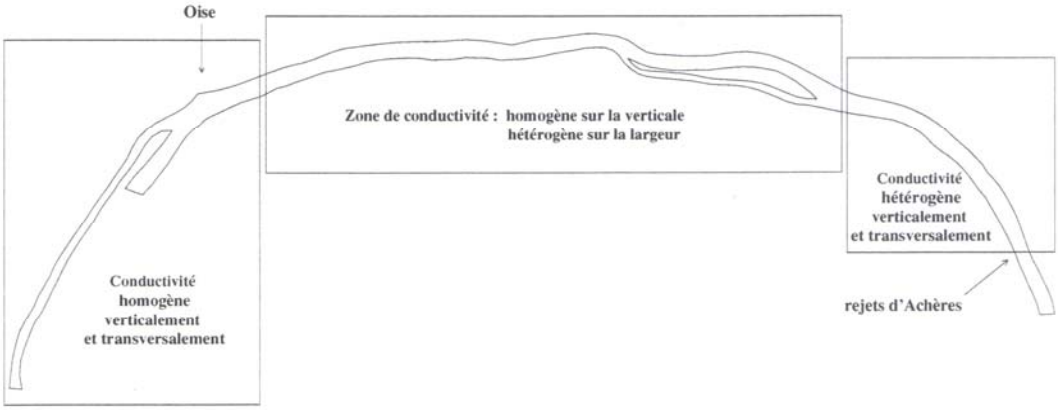


Figure 6.13. Description des zones d'hétérogénéité pour la conductivité en Seine, en période de basses eaux, le 22 juillet 1999.

6.2.5 Suivi du panache de turbidité : processus d'érosion et de sédimentation en période de basses eaux ; influence de la navigation

L'eau des rejets d'Achères est beaucoup plus turbide que celle de la Seine en période d'étiage, les effluents ayant des concentrations en matières en suspensions plus fortes. Le 21 juillet 1999, on a mesuré une turbidité de :

- 14 *NTU* pour Achères I ;
- 35 *NTU* pour Achères II ;
- 22 *NTU* pour Achères III.

Ces mesures ont été effectuées pendant 15 minutes dans chaque rejet. La turbidité était très peu variable. De même, on a mesuré des turbidités de :

- 11 à 16 *NTU* dans la Seine à l'amont du domaine, relativement homogène sur toute la section le 22 juillet ;
- 6 à 12 *NTU* dans l'Oise à l'amont de la confluence le 22 juillet.

Les matières en suspension issues des effluents arrivent en Seine avec une vitesse importante. Sur les deux cents premiers mètres, le panache est bien visible et ses limites sont nettes :

- en S2 (figure 6.4), le panache de turbidité occupe déjà près de la moitié de la largeur du fleuve. Les valeurs de turbidité les plus fortes se situent sur une verticale éloignée de 40 mètres de la rive gauche. C'est à cette distance de la rive gauche que la conductivité est aussi la plus élevée ;
- par contre, en S3, le panache de turbidité se décolle très nettement de la rive gauche et les valeurs enregistrées les plus fortes se situent entre 40 et 60 mètres de cette rive. Le panache de conductivité reste quand à lui près de la rive (figure 6.5). Sur les notes de terrain, il est stipulé qu'à 10 heures, un bateau pousseur est passé au droit du rejet ACH III ainsi qu'une péniche à 10h03. Or, le profil S3 (50 mètres en aval d'ACH III) a été effectué entre 10h05 et 10h14. Il est fort probable que l'image observée du panache de turbidité en S3 représente une addition du flux turbide provenant d'ACH III et d'un flux d'érosion engendré par le passage des deux péniches une dizaine de minutes avant les mesures. Nous reviendrons sur cette hypothèse dans le paragraphe suivant ;
- ce n'est que 200 mètres après le dernier rejet, pour le profil S4, que l'on commence à voir des signes évidents de dépôt des matières en suspension. Au fond du fleuve, on observe une couche de turbidité élevée (de l'ordre de 35 *NTU*) d'un mètre d'épaisseur (figure 6.6).

De manière générale, pour le reste de la zone d'étude (hormis les deux bras non navigables), les mesures de turbidité montrent la complexité des processus de dépôt et de remise en suspension des particules. On constate sur certaines sections que les particules se situent près du fond et qu'elles sont réparties sur une grande partie du lit de la rivière. Sur d'autres par contre, et notamment sur celles qui ont été mesurées pendant le passage d'une ou plusieurs péniches, elles sont distribuées en nuages de diverses tailles, sur toute la colonne d'eau (annexe D). le transit des particules semble s'effectuer, en période d'étiage, essentiellement au gré des remises en suspension provoquées par le passage des péniches dans le chenal de navigation.

Enfin, nous avons constaté des valeurs de turbidité plus faibles au niveau du barrage d'Andrésy (entre 8 et 12 *NTU*) qu'à l'amont des rejets de la station d'épuration (entre 11 et 20 *NTU*). Chesterikoff et al. (1991) avaient déjà observé ces différences de turbidité pour l'étiage de 1991. Nous pouvons en conclure qu'en période de basses eaux, malgré l'agitation générée par la navigation, le secteur aval des rejets d'Achères, jusqu'au barrage d'Andrésy, est un secteur de stockage des sédiments. Nous savons donc que la quantité de MES qui transite dans le bief Herblay-Andrésy décroît d'amont en aval en période d'étiage, que le débit de la Seine en amont des rejets soit de 80 ou de 150 $m^3.s^{-1}$. Nous allons chercher à déterminer, en comparant les flux traversant chaque section mesurée le 22 juillet, si cette décroissance est linéaire ou bien s'il existe des zones de fortes remises en suspensions suivies ou précédées de zones plus calmes, propices à une sédimentation importante.

6.2.6 Flux de MES pour les différents transects

Nous avons tout d'abord cherché à savoir si les différentes sections mesurées correspondaient approximativement au suivi d'une même masse d'eau. Pour cela, nous avons réalisé une modélisation hydrodynamique de la période considérée (22 juillet 1999) afin de déterminer les vitesses moyennes au centre du chenal entre chaque profil mesuré. Nous avons ensuite calculé, grâce aux données du GPS, la distance des points milieux des différents profils. Nous avons pu alors évaluer combien de temps met la masse d'eau mesurée en un profil pour atteindre les profils suivants (tableau 6.2). Nous avons ensuite comparé ces résultats avec les heures de mesures de ces différents transects. Nous avons commencé la manipulation pour le profil S2. Il s'avère que, jusqu'en S8, les heures de passage aux différents profils intermédiaires coïncident avec les heures de mesures (tableau 6.3). Le décalage en temps devient visible

pour le profil S9. Nous avons alors pris la masse d'eau mesurée en S9 et réitéré l'opération en comparant les heures de passage et les heures de mesures pour les profils avals de S9. Il n'apparaît aucune corrélation (tableau 6.4). De même pour la masse d'eau mesurée en S10, S11 et S12 (tableaux 6.5 à 6.7). Par contre, les profils S13 et S14 correspondent à la même masse d'eau (tableau 6.8). Bien évidemment, ces résultats ne sont qu'approximatifs car nous avons supposé que la vitesse de la masse d'eau issue des rejets était la même que celle de l'eau de Seine. Ceci n'est pas vrai pour les 100 premiers mètres à l'aval des émissaires (chapitre 5).

Sections	Distance (m)	Vitesse de l'eau (m s^{-1})	Temps de parcours (min)	Temps cumulé pour S2 (h-mm)	Heure des mesures le 22 juillet 1999
S2-S3	300	0.25	20	0h20	9h55-10h10
S3-S4	354	0.25	24	0h44	10h10-10h40
S4-S5	234	0.26	15	0h59	10h40-10h55
S5-S6	368	0.25	25	1h24	10h55-11h20
S6-S7	409	0.25	27	1h51	11h20-11h35
S7-S8	291	0.27	18	2h09	11h35-12h00
S8-S9	403	0.22	31	2h40	12h00-12h20
S9-S10	2500	0.25	167	5h27	12h20-14h50
S10-S11	1300	0.24	90	6h57	14h50-15h10
S11-S12	900	0.24	63	8h00	15h10-15h30
S12-S13	1312	0.21	104	9h44	15h30-15h50
S13-S14	235	0.20	20	10h04	15h50-16h10
S14-S15	229	0.18	21	10h25	16h10-17h10
S15-S16	569	0.26	36	11h01	17h10-17h20

Tableau 6.2. Distance et temps de parcours moyen entre les différents profils mesurés le 22 juillet 1999.

S2 mesurée à 9h55 passe en	Heure de passage	Heure de la mesure
S3 à	10h15	10h10
S4 à	10h39	10h40
S5 à	10h54	10h55
S6 à	11h19	11h20
S7 à	11h46	11h35
S8 à	12h04	12h00
S9 à	12h35	12h20
S10	15h25	14h50
S11	16h52	15h10
S12	17h55	15h30

Tableau 6.3. Heure de passage et heure de mesure de la masse d'eau issue de S2 aux différents profils. En rouge sont repérés les profils qui suivent approximativement la même masse d'eau.

S9 mesurée à 12h20 passe en	Heure de passage	Heure de la mesure
S10 à	15h07	14h50
S11 à	16h37	10h40
S12 à	17h40	10h55

Tableau 6.4.Heure de passage et heure de mesure de la masse d'eau issue de S9 aux différents profils.

S10 mesurée à 14h50 passe en	Heure de passage	Heure de la mesure
S11 à	16h20	15h10
S12 à	17h23	15h30

Tableau 6.5.Heure de passage et heure de mesure de la masse d'eau issue de S10 aux différents profils.

S11 mesurée à 9h55 passe en	Heure de passage	Heure de la mesure
S12 à	16h13	15h30
S13 à	17h57	15h50

Tableau 6.6. Heure de passage et heure de mesure de la masse d'eau issue de S11 aux différents profils.

S12 mesurée à 15h30 passe en	Heure de passage	Heure de la mesure
S13 à	17h14	15h50
S14 à	17h34	16h10

Tableau 6.7. Heure de passage et heure de mesure de la masse d'eau issue de S12 aux différents profils.

S13 mesurée à 15h50 passe en	Heure de passage	Heure de la mesure
S14 à	16h10	16h10
S15 à	16h31	17h10
S16 à	17h07	10h20

Tableau 6.8. Heure de passage et heure de mesure de la masse d'eau issue de S13 aux différents profils.

S15 mesurée à 17h10 passe en	Heure de passage	Heure de la mesure
S16 à	17h46	17h20

Tableau 6.9. Heure de passage et heure de mesure de la masse d'eau issue de S15 aux différents profils.

Après avoir déterminé quels profils correspondaient au suivi de la même masse d'eau, nous avons cherché à calculer, d'après les mesures, le flux de MES traversant les différentes sections le 22 juillet 1999. Pour passer de la turbidité en NTU à la concentration en mg l^{-1}, nous avons utilisé la relation donnée par Seidl et al. (1998a) et calculée pour des matières en suspension transitant dans le bief Suresnes-Chatou :

$$MES\,(mg\,l^{-1}) = 1.37\,NTU + 0.38 \quad \left(r^2 > 0.95\,,\, n = 80 \right) \qquad (6.1)$$

Nous avons comparé les concentrations en MES que donne cette relation avec les valeurs journalières fournies par Mr Cancé, chef de laboratoire de la station d'épuration. Les résultats montrent une bonne corrélation entre ces concentrations (tableau 6.10).

21/07/99	Turbidité mesurée (NTU)	MES calculées par l'équation 7.1 Mg l^{-1}	MES (données SIAAP) Mg l^{-1}
ACH I	14	19.6	20.0
ACH II	35	48.3	55.0
ACH III	22	30.5	32.0

Tableau 6.10. Comparaison des teneurs en MES dans les rejets calculées par l'équation 7.1 et fournies par la station d'épuration.

Sur la figure 6.14 est représenté le flux de MES traversant les différentes sections (courbe bleue) ainsi que le flux théorique, calculé à partir des concentrations et du débit de la Seine et des rejets, qui devrait normalement transiter au droit de ces profils, si on suppose que l'ensemble du matériel particulaire est transporté dans la colonne d'eau. Le flux de MES traversant chaque section de contrôle a été calculé en considérant le débit scalaire aux points de mesures simulé par TELEMAC 2D. Ainsi, les points de mesures proches des berges ont en général un poids plus faible que les points situés dans le centre du chenal (vitesses et hauteurs d'eau plus faibles).

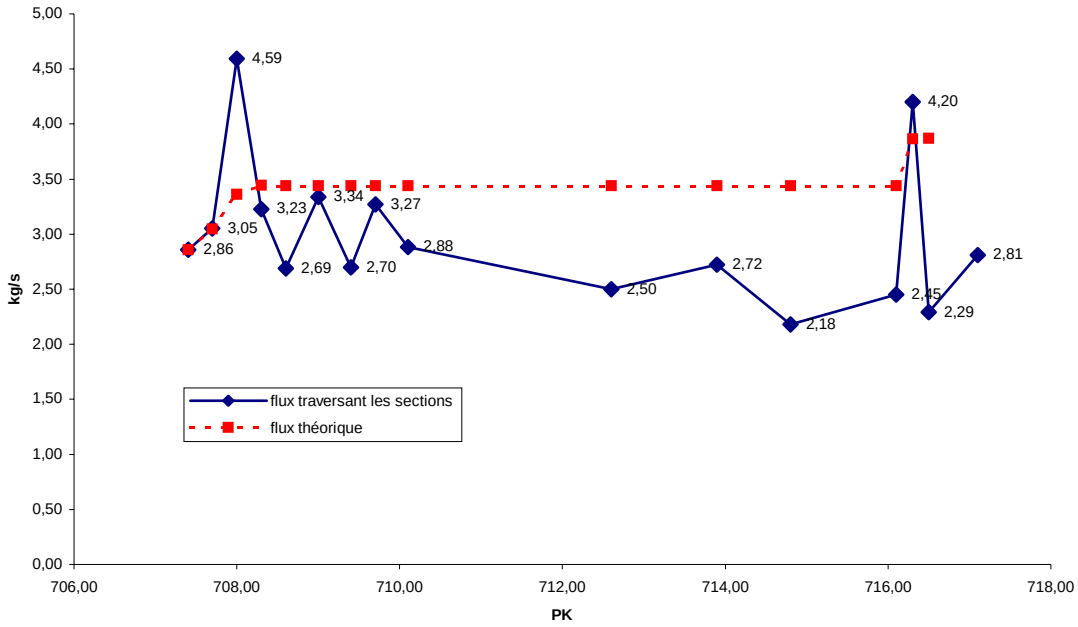


Figure 6.14. Flux de MES traversant les différentes sections de contrôle (courbe bleu pleine) mesuré le 22 juillet 1999 et flux théorique (courbe rouge en pointillé) si l'on considère que les MES transitent uniquement dans la colonne d'eau.

Cette figure est riche d'enseignements car elle permet de visualiser, à l'intérieur du domaine, les zones de déposition et les zones de forte érosion. De plus, comme les profils S1 à S8 représentent la même masse d'eau, si le flux en une section est supérieur au flux théorique, cela signifie qu'un apport supplémentaire de particule a été fourni à la masse d'eau. Cet apport ne peut provenir que du fond, ce qui nous permet de dire qu'entre deux profils ayant les caractéristiques précitées, existent des bancs de vase facilement remobilisables :

Entre S1 et S2, les deux courbes se suivent, le matériel particulaire issu d'ACH I et II s'additionne à celui de l'eau de Seine et ne semble pas se déposer jusqu'en S2.

Le flux de MES traversant S3 est bien supérieur au flux théorique. On peut donc dire que, d'une part, il existe certainement une bande de vase entre S2 et S3 et que, d'autre part, cette bande vaseuse a dû être

érodée par le passage d'une péniche entre les deux heures de mesures. Il semble que ce soit effectivement le cas : sur les notes de terrain, il est mentionné qu'un bateau pousseur avec barges est passé au droit du rejet ACH III à 10 heure, 5 minutes avant le début des mesures en S3.

S3 et S4 décrivent aussi la même masse d'eau. Entre ces deux profils, un flux net de sédimentation de 1.30 kg s^{-1} est observé, ce qui remet la concentration moyenne des MES à sa valeur théorique. Il ne semble pas qu'il y ait eu de perturbations turbulentes entre ces deux profils, ce qui est confirmé par les notes de terrain dans lesquelles aucun bateau n'a été signalé entre les heures de mesures de ces deux sections. Le matériel particulaire, en excès dans S3, semble s'être déposé de façon très rapide en 350 mètres. Si l'on regarde la répartition des MES dans le profil S3, on constate que le centre de gravité du panache turbide se situe environ à 3 mètres au dessus du fond. En S4 il n'est plus qu'à 1 mètre au dessus du fond et le flux de MES a diminué de 30 %. On peut estimer que 30 % du panache turbide issu de S3 s'est déposé avec une vitesse de chute de l'ordre de 10 m h^{-1} entre S3 et S4.

S4 et S5 représentent encore la même masse d'eau. Entre ces deux sections, on observe un flux net de dépôt de 0.3 kg s^{-1}. Sur les notes de terrain est stipulé qu'une péniche avalante est passée au droit de S5 pendant les mesures de ce profil. On va retrouver son action 370 mètres en aval de S5, au profil S6 pour lequel un flux de MES supérieur à celui de S5 est mesuré.

Entre S6 et S7, un flux net de dépôt peut être évalué à 0.5 kg s^{-1} ce qui permet à la masse d'eau de retrouver la concentration moyenne en MES qu'elle avait en S5. Aucune péniche n'est passée pendant les mesures à ces deux sections. Par contre, encore une fois, les notes de terrain précisent que deux péniches descendantes sont passées au droit de S7 à 11h39 et 11h41, c'est à dire à la fin des mesures du profil S7. Et nous observons corrélativement en S8, qui représente toujours la même masse d'eau, un flux de MES supérieur à S7, de l'ordre de 0.6 kg s^{-1}.

Nous ne pouvons pas faire les mêmes interprétations pour les profils suivants qui ne correspondent plus à l'image de la même masse d'eau. Cependant, une tendance à la déposition est observé jusqu'en S13. A ce profil, la différence entre le flux de MES observé et le flux entré dans le système s'élève à 1 kg s^{-1}. Un apport très important de particules provenant du fond est visible entre les profils S13 et S14 qui suivent la même masse d'eau. Cependant, entre ces deux profils, aucune péniche n'a été repérée.

Il existe une corrélation très nette entre la valeur mesurée des flux traversant les sections S1 à S8 et le passage des bateaux dans le chenal de navigation. Nous avons réussi à mettre en évidence, grâce à cette campagne de mesures, que les péniches sont le moteur principal des remises en suspension dans la Seine en période d'étiage. Pour le suivi d'une même masse d'eau, lorsqu'un secteur n'est pas sujet à la navigation, il y a dépôt ; dans le cas contraire, il y a érosion. Lorsqu'une érosion a lieu, cela veut aussi dire qu'il y a dans la zone étudiée un banc vaseux susceptible d'être remobilisé. Pour l'étiage de juillet 1999, c'est le cas entre les sections S1 et S3, S5 et S6 et S7 et S8. Il peut toutefois exister des bancs vaseux entre les autres sections, qui n'ont pu être observés par cette campagne, du fait de l'absence de navigation pendant les mesures.

Afin d'avoir une image réelle de ces bancs de vases, une autre campagne de mesures s'est déroulé le 17 et le 19 août 1999, à l'aide d'un échosondeur latéral. Les images des fonds obtenues lors de cette campagne peuvent permettre de confirmer ou d'infirmer les hypothèses tirées de la campagne précédente.

6.3 Auscultation des fonds de Seine au sonar latéral

6.3.1 Objet de l'étude

Le Laboratoire Régional des Ponts et Chaussées de Blois a effectué une auscultation du lit de la Seine au sonar latéral pour une zone comprise entre le rejet 1-2 de la station d'épuration et le barrage d'Andrésy. Il a aussi été effectué l'auscultation du petit bras de la Garenne (rive gauche de l'île d'Herblay) et du bras d'Oise (rive droite de l'île de Nancy) (Jouanneau, 1999).

6.3.2 Méthodologie du sonar latéral

L'auscultation a été réalisée à l'aide d'un sonar latéral Marimatech émettant des ondes ultrasonores sur une fréquence de 300 kHz. Cette émission est effectuée sur un plan vertical perpendiculaire à la direction de déplacement du bateau. L'enregistreur restitue les échos situés sur une distance de 100, 75 ou 50 mètres autour des transducteurs émetteur-récepteur. Sur les enregistrements, les repères continus représentent les distances obliques tous les 20, 15 ou 10 mètres à partir du transducteur.

Il a été réalisé les profils d'auscultation suivants :

- du barrage d'Andrésy au pont SNCF : 2 passages, rives gauche et droite de la Seine.
- du pont SNCF à l'amont de l'île d'Herblay : 1 passage dans l'axe de la Seine
- de l'amont de l'île d'Herblay au rejet 1-2 de la station Seine-Aval : 3 passages, rive droite, axe et rive gauche de la Seine.
- petit bras de la Garenne : 1 passage dans l'axe.
- bras d'Oise de l'écluse de Carrières-sous-Poissy : 1 passage dans l'axe.

L'auscultation s'effectue d'aval en amont afin de naviguer contre le courant, le cap du bateau étant ainsi plus régulier. Les enregistrements sont aussi exploités d'aval en amont pour conserver le déroulement de l'image.

Des points de repères (PR) ont été implantés d'abord en rive gauche, de l'écluse d'Andrésy au pont SNCF, puis en rive droite, en se repérant éventuellement au bâti, d'après l'agrandissement au 1/10000 de la carte IGN au 1/25000.

Ces points sont distants de 100 à 300 m au maximum. Ils ont ensuite été transposés sur les planches au 1/2000ème du SNS. Le topage de l'enregistrement du sonar latéral était fait par radio à partir d'un véhicule circulant sur les berges.

6.3.3 Résultats des mesures

La terminologie suivante a été employée pour décrire le lit du fleuve :

- vase peu épaisse (pointillé clair) : la structure des matériaux sous jacents transparaît ;
- vase épaisse (pointillé foncé) : la structure des matériaux sous jacents n'est pas visible ;
- vase très épaisse (pointillé noir) : des structures de dépôt sont présentes (amas, dunes, etc…) ;
- chenal : il s'agit des limites du chenal navigable d'après les cartes du SNS ;
- dragage : les zones de dragage visibles au sonar latéral n'ont été mentionnées que lorsqu'elles étaient à proximité ou à l'intérieur des zones de dépôt.

Quelques résultats de ce sondage sont présentés dans le tableau 6.11 pour le bras principal, le bras de Garenne et le bras d'Oise. Les points de repère (PR) sont indiqués sur les figures 6.15 à 6.18.

Les cartes d'interprétation de l'échosondage latéral sont regroupées dans le rapport technique de Jouanneau (1999). Seules quelques planches, relatives aux sections S2 à S8 et S13 et S14 sont présentées dans ce document (Figure 6.15 à 6.18). le tableau 6.11 reprend l'interprétation faite par Jouanneau (1999) concernant les sections ci-dessus.

	PR	Résultats
Bras principal	720 à 1080 :	Rive droite : zone de vase peu épaisse en amont et plus épaisse en aval entre les PR 720 et 830 (figure 6.15)
	1060 à 1140	Fond perturbé (dragage) (figure 6.15)
	1000 à 1260	Pont SNCF. Zone de vase devenant épaisse vers l'amont avec présence de dunes (probablement due au vortex en aval des piles (figure 6.15)
	7490 à 7750	Zone de vase peu épaisse dans le chenal et en rive droite (figure 6.18).
	7800 à 8200	Zone de vase peu épaisse dans le chenal (figure 6.18).
	8300 à 8430	Zone de vase peu épaisse dans le chenal (figure 6.17).
	8450 à 8970	Zone de sédiments très épais dans le chenal avec structure dunaire, il pourrait s'agir de sable ou de sable vasard (figure 6.17).
	9070 à 9190	Zone de sédiments dans le chenal sans doute identiques aux précédents mais sans structure de dépôt apparente (figure 6.16).
Bras gauche de l'île d'Herblay		Hormis le dépôt de vase cité entre le PR 4920 et 5100, un rejet avec dépôt limité en extension est présent en rive gauche à environ 400 m de l'entrée du bras, il a 60 m de long et environ 40 m de large. Le fond de ce bras présente de nombreux obstacles (épaves, objets divers de dimensions relativement importantes).
Bras d'Oise	0 à 1040	La hauteur d'eau est de 3 m environ.
	140 à 200	En rive droite, zone de vase peu épaisse d'environ 10 m de large
	590 à 610	En rive droite, zone de vase peu épaisse d'environ 5 m de large.
	940 à 1020	Dans le milieu du bras, zone de vase passant à un atterrissement qui peut être un matériau plus grossier.
	1020 à 1040	Zone de vase, principalement vers la rive gauche, avec présence d'atterrissement de matériaux plus grossiers et hauteur d'eau réduite à 2 m.
	En amont du PR 1040	La hauteur d'eau est de 5 à 7 m, la transition avec la zone précédente se fait par un atterrissement de matériaux plus grossiers.
	1800 à 1850	Faible épaisseur de vase sur une largeur d'environ 20 m en rive droite.

Tableau 6.11. Résultats de la cartographie des fonds de Seine à l'aide d'un échosondage latéral.

6.3.4 Commentaires

La méthode utilisée a permis de discerner des sédiments particulièrement grossiers et des vases dont l'épaisseur peut être approchée qualitativement par une évaluation de l'épaisseur du dôme qui les constitue éventuellement.

Les zones d'envasement ont surtout été notées au centre du lit, ce qui paraît à priori contradictoire avec les résultats de simulation obtenus avec SUBIEF 2D (voir paragraphe 6.4) et qui semble intuitivement étonnant, car on s'attendrait plutôt à avoir un dépôt proche des rives, là où les vitesses de l'écoulement et l'impact de la navigations sont faibles. Des zones de dragage ont également été discernées, ce qui témoigne d'envasements passés, ayant été résorbés. Enfin, on distingue très fréquemment sur les bords du lit des zones très perturbées, en bandes, qui pourraient témoigner d'effondrement. La méthodologie employée ne permet pas de distinguer d'éventuels dépôts plus localisés dans l'entrelacement des formes d'effondrement.

Des bandes de vase longitudinales sont observées dans le bras principal de l'île d'Herblay, où un banc s'étend sur 1,5 km de long. Un deuxième banc démarre quelques centaines de mètres plus bas et s'étend à nouveau sur 600 m de long. Ensuite, on observe quelques bancs épars à la traversée de Conflans-Ste-Honorine. Enfin, des bancs très importants se développent, avec des traces évidentes de dragage, au voisinage de la confluence Seine-Oise et du barrage d'Andrésy. Ces bancs sont susceptibles d'être remis en suspension partiellement lors du passage d'une péniche et permettraient d'expliquer la différence importante du flux de MES mesuré pour les profil S13 et S14 de la campagne du 22 juillet.

Dans la zone amont, on remarque la présence de bancs vaseux de faible épaisseur entre les profils S6 et S8, ainsi que des dépôts de sédiments grossiers au niveau des rejets dans le chenal de navigation. Ces différents sédiments peuvent donc bien être à l'origine des augmentations de flux de MES observées le 22 juillet 1999 aux sections S3, S6 et S8. L'interprétation faite au paragraphe précédent semble être validée par l'échosondage. Par contre, ce dernier ne relève aucune présence de bancs vaseux au niveau du bras gauche de l'île d'Herblay. Ce résultat est assez surprenant car cette zone est normalement sujette à une forte sédimentation accréditée par des vitesses d'écoulement très faibles, comme en témoignent les résultats de simulation donnés au paragraphe 6.4.

Ces travaux donnent pour la première fois une vision de l'état des fonds dans le bief de Seine situé à l'aval des rejets d'Achères. Elle met en évidence la présence de bancs importants d'une dizaine de mètres de large qui serpentent dans le lit de la rivière. Ces bancs sont constitués de sédiments anciens, sur lesquels reposent des sédiments plus récents. C'est ce que montrent les mesures d'isotopes radioactifs réalisés dans différentes carottes de sédiments en Seine (Martin et Sogon, 2001) et présentées en annexe C. La méthode d'échosondage latéral appliquée ici à la Seine met en évidence la présence de grandes structures dunaires anciennes et déjà consolidées mais ne permet pas de localiser la très fine pellicule de vase que nous cherchons à quantifier par la modélisation. Il ne faut donc pas chercher à confronter les résultats du modèle et ceux de l'échosondage en ce qui concerne la localisation des dépôts, les deux approches ne s'intéressant pas aux mêmes caractéristiques des fonds.

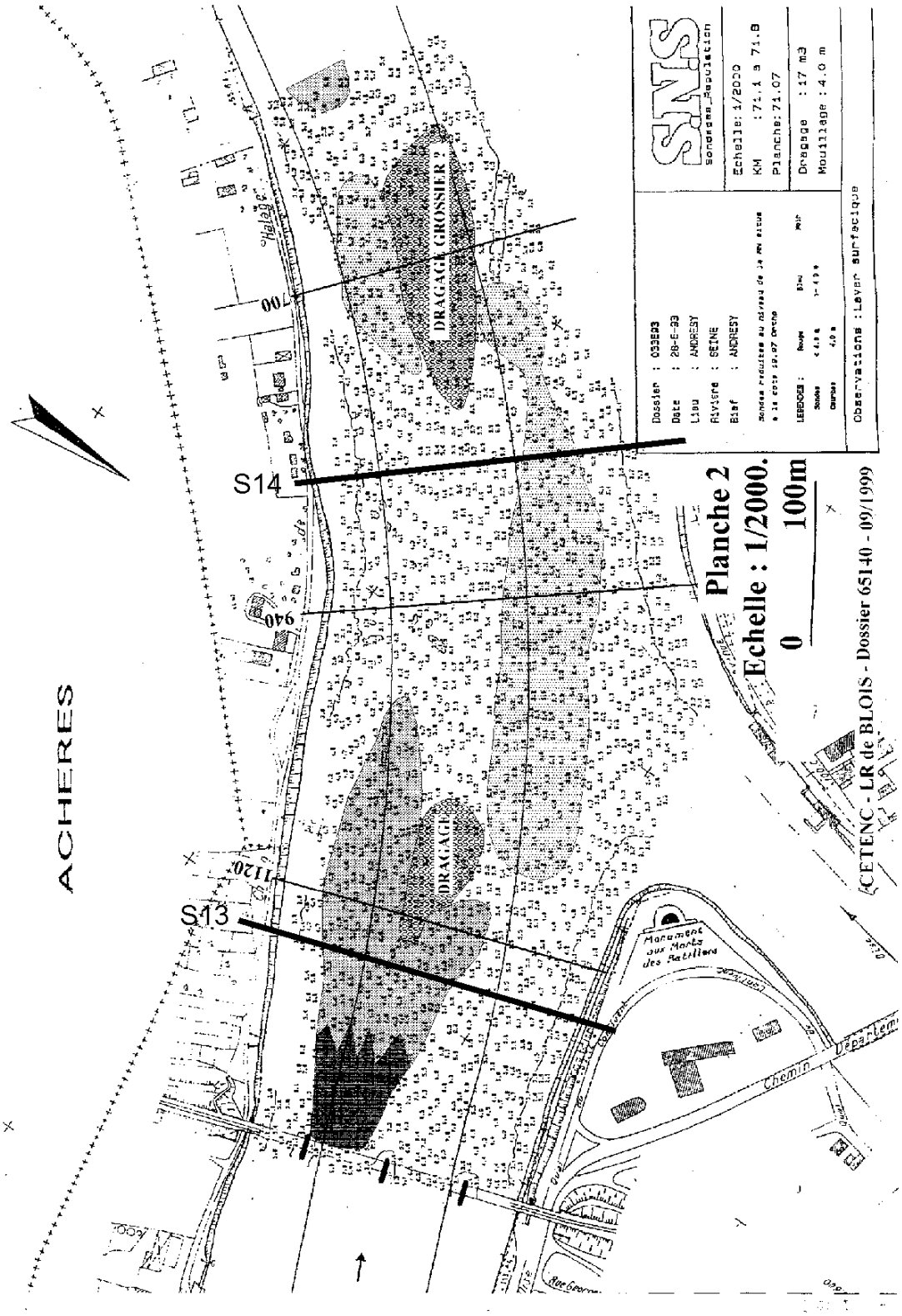


Figure 6.15. auscultation des fonds de Seine au niveau de la confluence avec l'Oise le 17 août 1999, correspondance avec les profils S13 et S14 relatifs à la campagne du 22 juillet 1999.

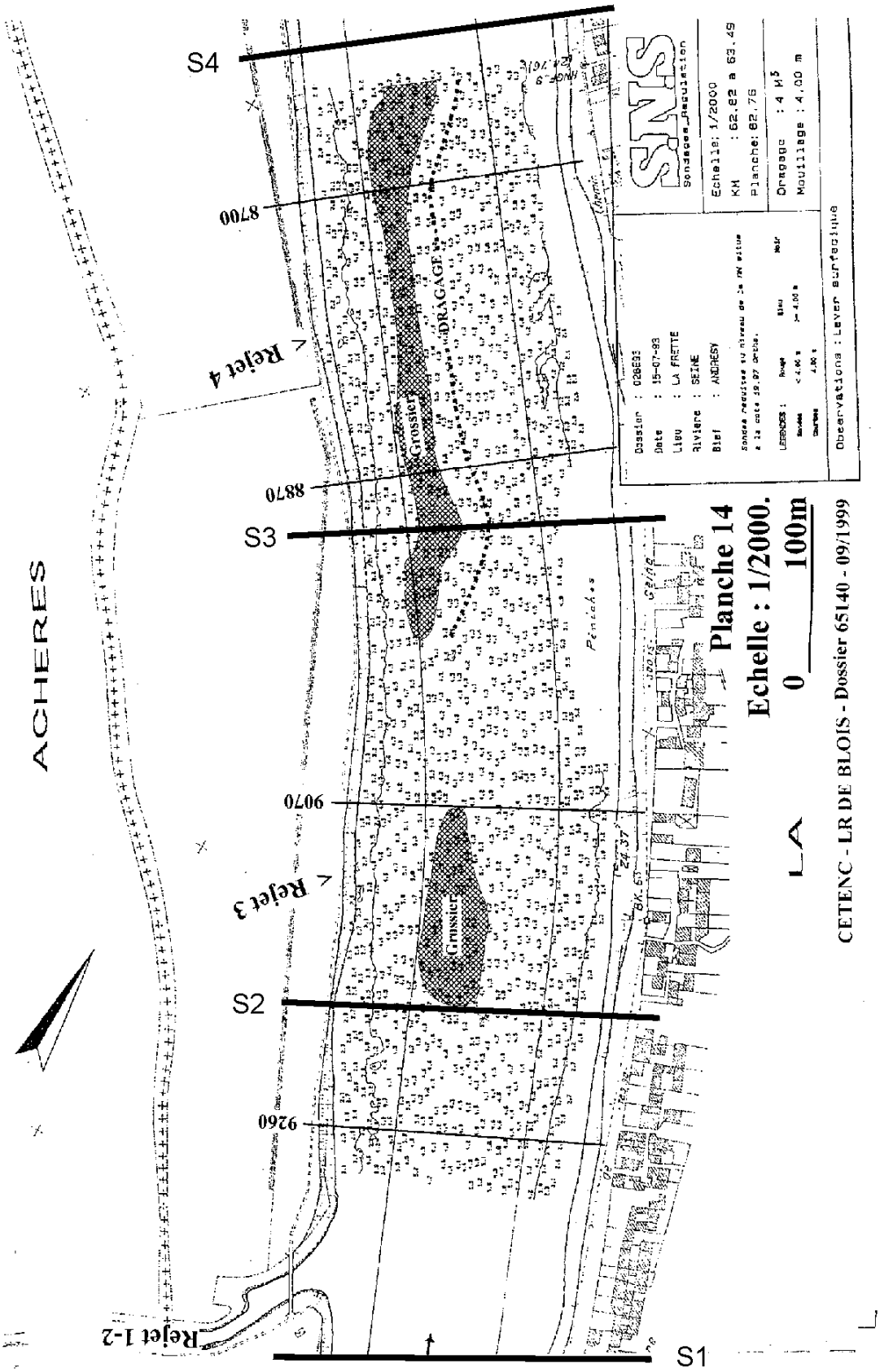


Figure 6.16. auscultation des fonds de Seine au niveau du rejet 1 et 2 de la station d'épuration Seine-Aval le 19 août 1999, correspondance avec les profils S1 à S4 relatifs à la campagne du 22 juillet 1999.

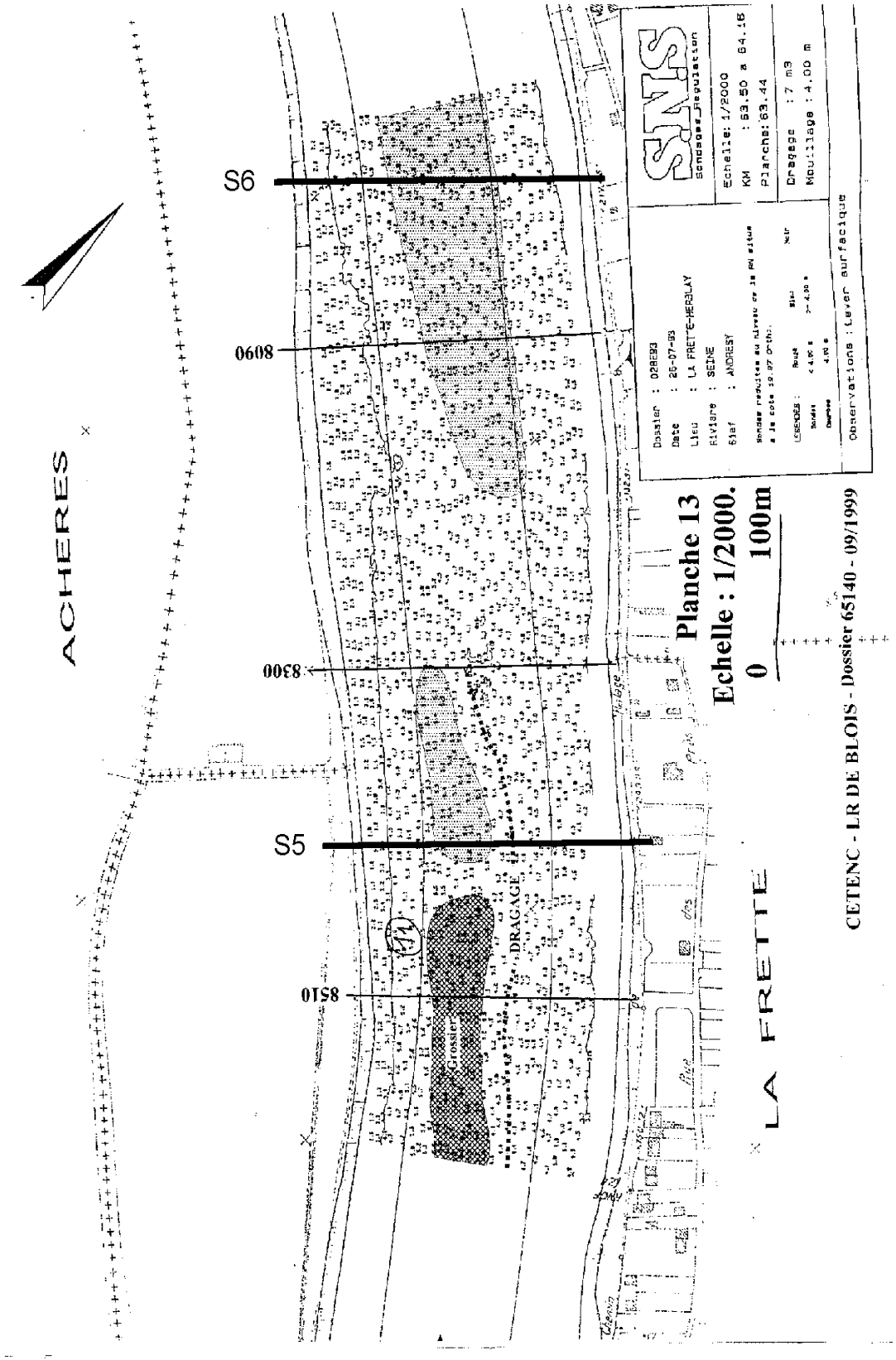


Figure 6.17. auscultation des fonds de Seine le 19 août 1999, correspondance avec les profils S5 et S6 relatifs à la campagne du 22 juillet 1999.

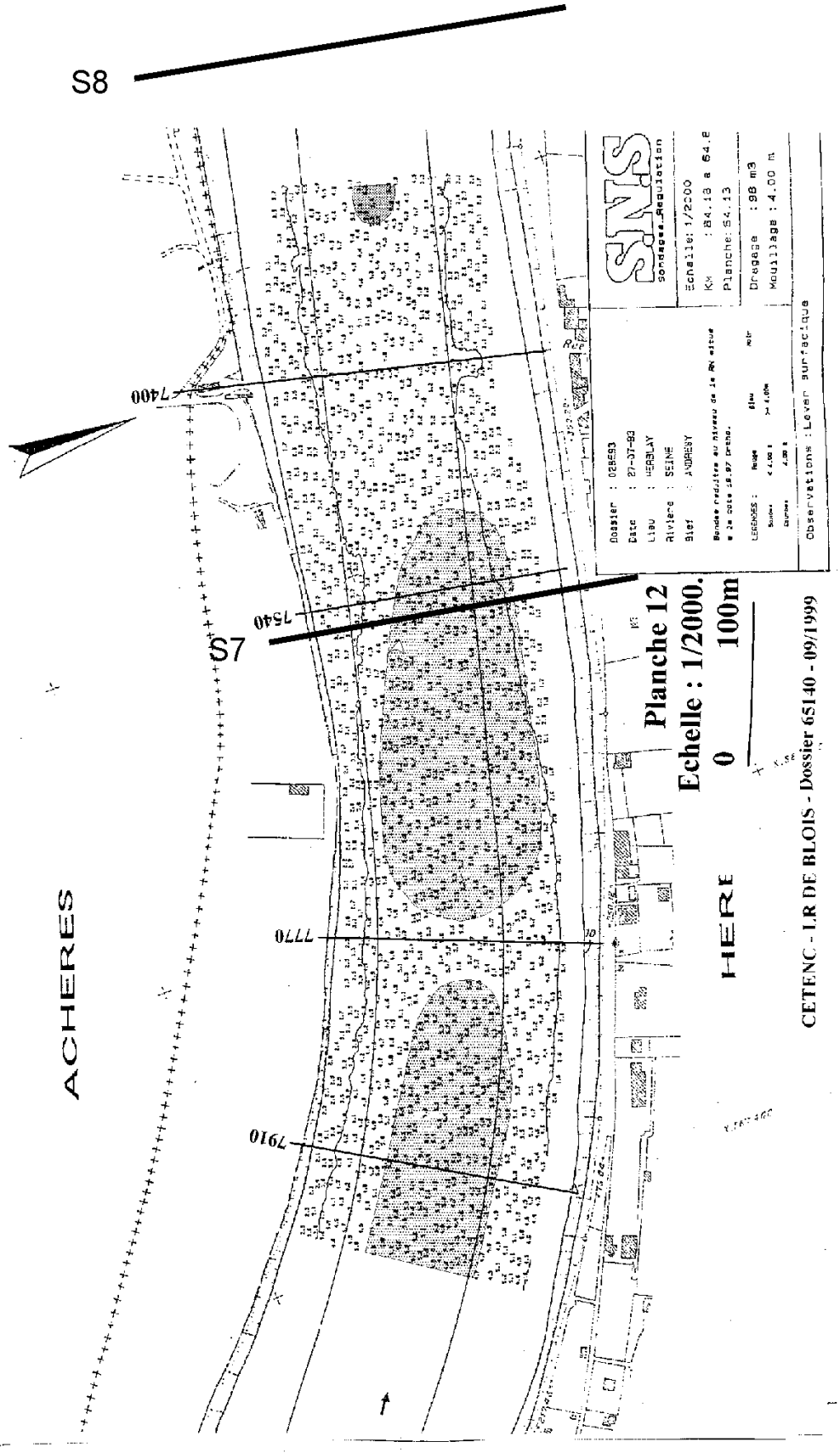


Figure 6.18. Auscultation des fonds de Seine le 19 août 1999, correspondance avec les profils S7 et S8 relatifs à la campagne du 22 juillet 1999.

6.4 Simulation du transport des matières en suspension à l'aval d'Achères le 21 et 22 juillet 1999

6.4.1 Conditions aux limites

Le service technique de la station d'épuration d'Achères nous a fourni les concentrations en matières en suspension dans les effluents en sortie. La subdivision pollution de Bougival nous a renseigné sur les concentrations en Seine à l'amont du domaine pour les jours précédents la simulation (le 19 et 20 juillet). La condition limite amont pour les MES le 21 et le 22 juillet 1999 est fournie par nos mesures.

Le débit de la Seine pour ces trois jours est de 135 $m^3.s^{-1}$, celui de l'Oise est de 35 $m^3.s^{-1}$ et celui des rejets de 20 $m^3.s^{-1}$. Les concentrations en MES varient de 21 à 25 mg l^{-1} à l'amont, de 20 à 55 mg l^{-1} pour les rejets et une valeur de 10 mg l^{-1} a été mesurée pour l'Oise.

Nous effectuons une simulation permanente de l'hydraulique et nous faisons varier les concentrations en MES dans le domaine pour les trois jours d'étiage.

6.4.2 Conditions initiales pour l'épaisseur de dépôt

Nous ne possédons aucune information concernant les hauteurs de dépôt sur le site pour la période considérée. Par contre, nous savons que, dans ce bief et en période d'étiage, il se dépose plus de matières en suspension qu'il ne s'en érode (Chesterikoff et al., 1991). Avant de réaliser la simulation pour les journées du 21 et 22 juillet 1999, nous avons fait tourner le modèle sur une période de 1 mois en prenant la même valeur pour les coefficients d'érosion (η et ξ) égale à 1,5 10^{-4}. Cette valeur est celle calée par Even et al (1996) pour reproduire les concentrations en MES observées en Seine pour l'année 1996. On suppose alors que la condition initiale concernant le patron des dépositions correspond aux résultats obtenus après 1 mois de simulation, lorsque l'équilibre est atteint.

6.4.3 Résultats

6.4.3.1 Calage des coefficients d'érosion η et ξ

Connaissant les heures pour lesquelles ont été mesurées les différents profils transversaux, nous regardons ce que donnent les résultats de la simulation dans un intervalle de 30 minutes autour de ces horaires. Les trajectoires précises des péniches n'étant pas connues, nous admettons une erreur de 30 minutes sur le passage d'un bateau à un endroit donné. Des simulations antérieures avec le modèle Prose (Even et al., 1996) ont permis d'évaluer le coefficient η à 1,5 10^{-4} pour la Seine à l'étiage. Cette valeur se trouve dans la gamme de celles estimées par Vélikanov dans le cas d'une approche énergétique de l'érosion (Maldiney, 1994). L'érosion alors engendrée remet en suspension une faible quantité de particules fraîchement déposées qui ne suffit pas à maintenir les concentrations en MES au niveau de celles mesurées pendant la campagne, si nous adoptons des vitesses de chute réaliste de l'ordre de 1m h^{-1} pour une masse volumique moyenne sèche des particules de 1500 kg m^{-3} (Tangérino, 1994 ; Maldiney, 1994). Nous ajustons donc le second paramètre ξ afin de reproduire les variations longitudinales et transversales des matières en suspension aux points de mesures et en particulier à l'aval du domaine. Les résultats de cette simulation sont présentés sur les figures 6.19 et 6.20. Un coefficient ξ de 2.10^{-4} permet d'obtenir une bonne adéquation entre mesures et simulation.

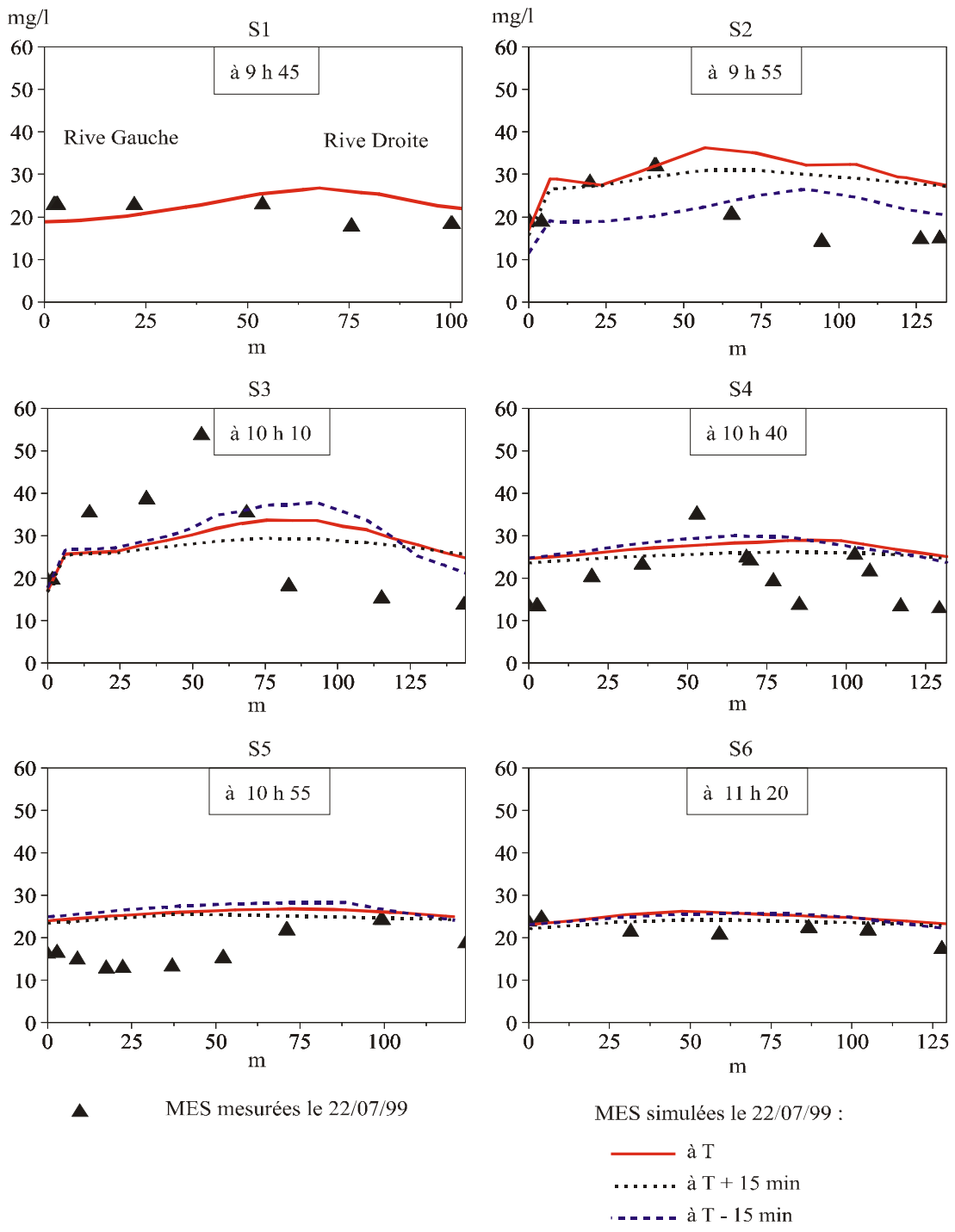


Figure 6.19. Comparaison des MES mesurées et simulées le 22 juillet 1999 pour les sections S1 à S6.
$\eta = 1.10^{-4}$; $\xi = 2.10^{-4}$.

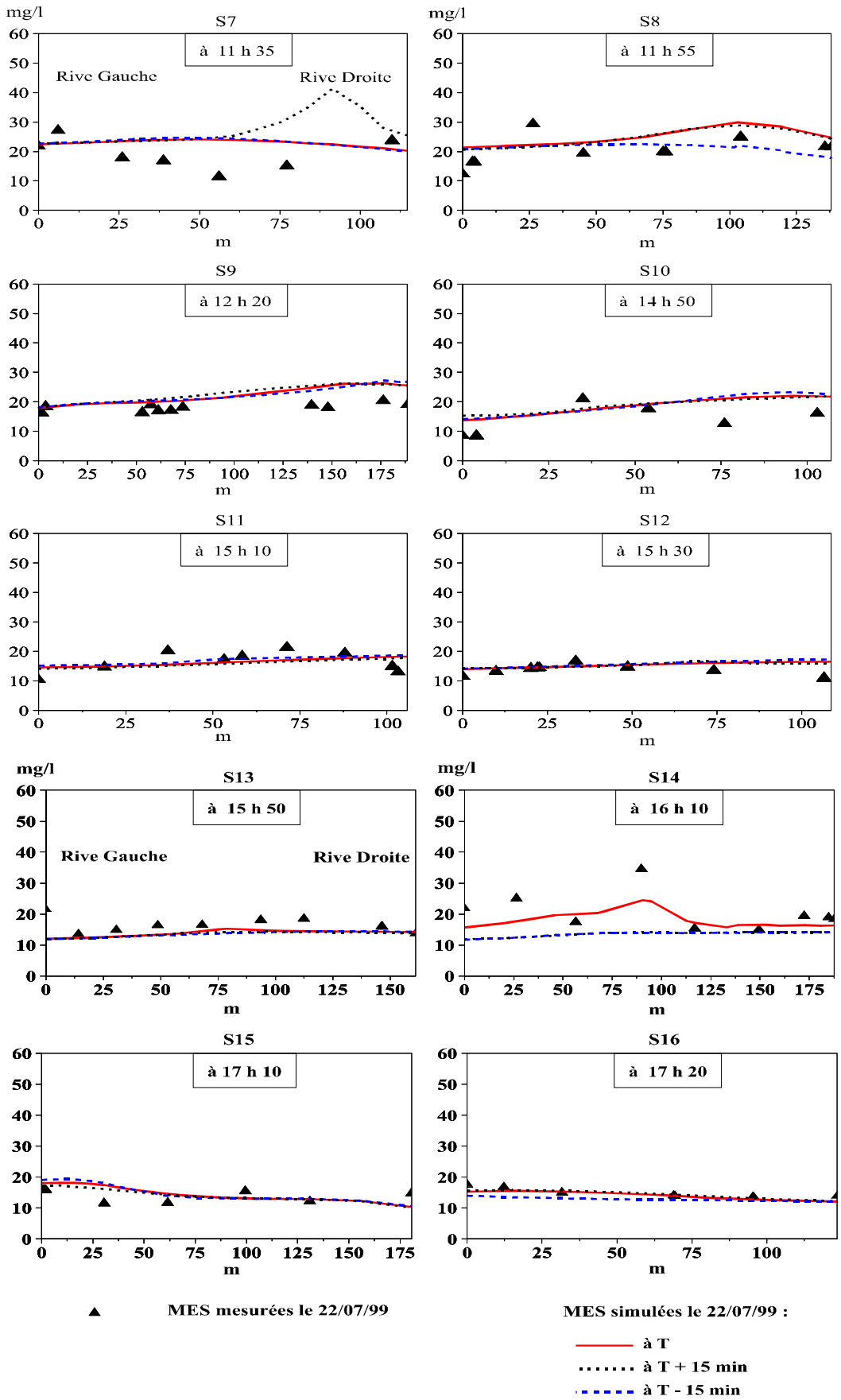
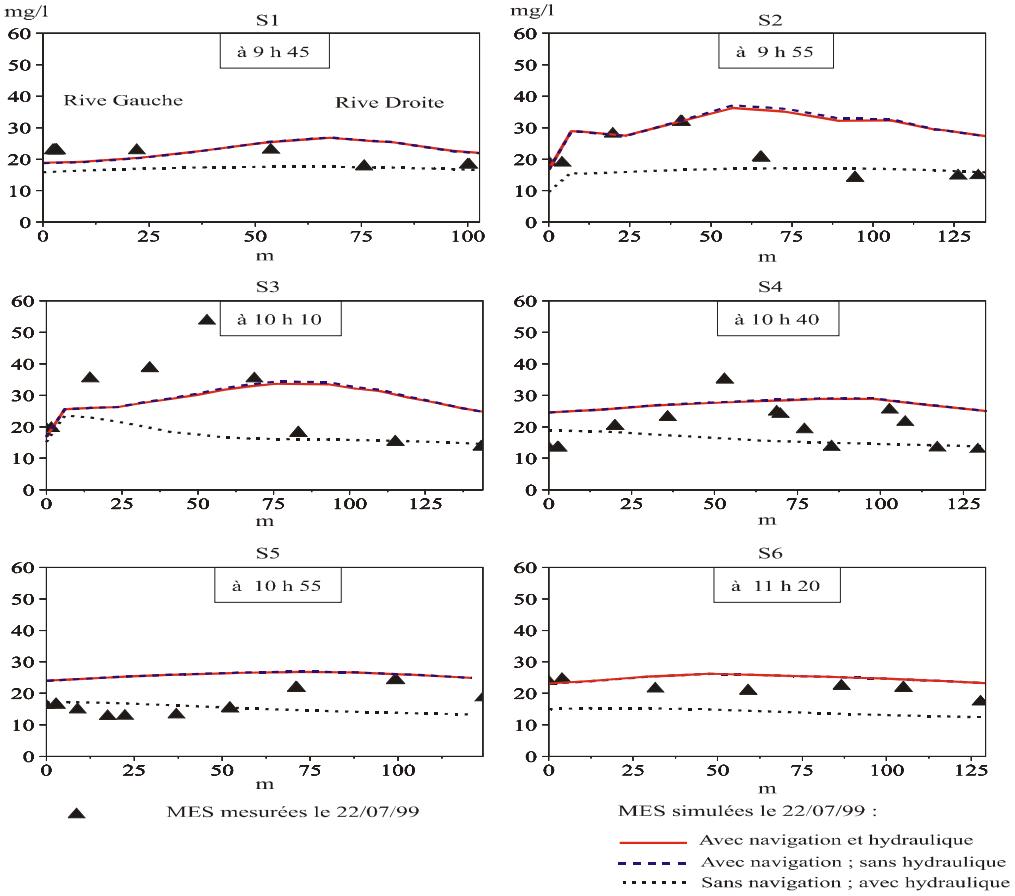


Figure 6.20. Comparaison des MES mesurées et simulées le 22 juillet 1999 pour les sections S7 à S16. $\eta = 1.10^{-4}$; $\xi = 2.10^{-4}$.

6.4.3.2 Simulations avec et sans navigation

Les résultats de cette étude confirment le rôle prépondérant joué par la navigation dans le transit des particules. En l'absence de péniches, les concentrations en MES atteignent des niveaux très bas à l'aval du domaine de l'ordre de 5 mg l^{-1}. La figure 6.21 regroupe les résultats de simulations dans lesquelles on a enlevé tour à tour un des processus érosifs. Deux enseignements peuvent être tirés de ces résultats :

- tout d'abord, en l'absence de navigation (pointillé noir) la concentration en MES dans la colonne d'eau chute très rapidement. Entre 20 et 15 mg l^{-1} de S1 à S6, elle passe à 10 mg l^{-1} au niveau de l'île d'Herblay malgré l'apport des rejets d'Achères, pour se stabiliser à 5 mg l^{-1} au niveau d'Andrésy. Les dépôts sont très intenses dans le premier tiers du domaine, notamment à l'aval immédiat des rejets. La simulation montre que les dépôts se situent aussi bien sur les bords qu'au centre du chenal. Même aux endroits où l'écoulement est le plus rapide, les particules s'accumulent sur le lit. La puissance hydraulique de la rivière ne parvient pas à remobiliser l'ensemble des MES qui sédimentent.
- les résultats correspondant aux traits pointillés bleus sont issus d'une simulation où l'on a supposé que seule la navigation influençait l'érosion (η = 0). Les résultats sont quasiment identiques à ceux calculés avec les deux processus d'érosion. A l'étiage, ce sont les remises en suspension locales et très intenses dues à la navigation qui contribuent à maintenir le niveau de MES mesuré dans la colonne d'eau.



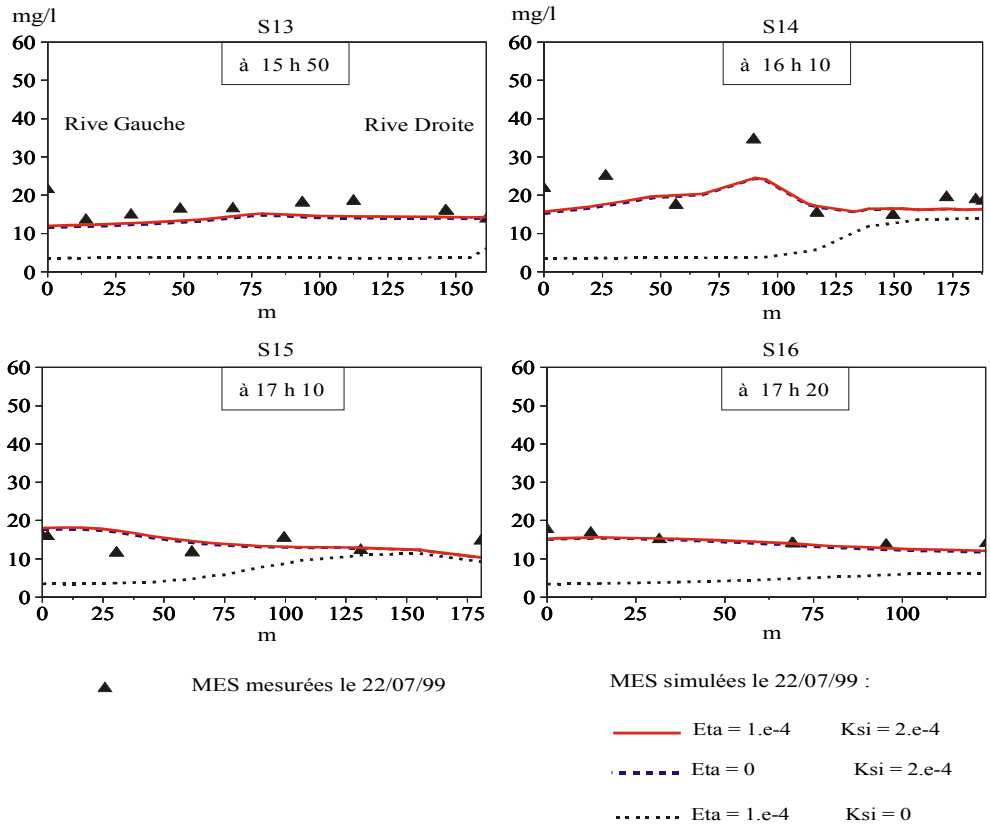


Figure 6.21. Profils transversaux des MES mesurées et simulées pour la journée du 22 juillet 1999. Courbe rouge : érosion par la navigation et l'écoulement. Courbe pointillée bleu : érosion par la navigation seule. Courbe pointillée noire : érosion par l'écoulement seul. Profils S1 à S16.

6.4.3.3 Localisation des dépôts

La figure 6.22 montre les zones de forte accumulation de particules dans le bief. Nous pouvons distinguer 3 zones de piégeage des particules :

- à l'aval immédiat des rejets. Même si l'écoulement dans ce secteur est perturbé par l'arrivée des eaux d'Achères avec une légère augmentation des vitesses sur une centaine de mètres en aval (Martin et al., 1998), il n'en reste pas moins que cet endroit est propice à la sédimentation. Une large bande de sédiments frais s'étend sur une centaine de mètres de long et est délimitée en largeur, d'une part, par le chenal de navigation et, d'autre part, par la dispersion du panache polluant des effluents. L'évolution de la hauteur de dépôt dans cette zone est estimée par le modèle à 2 mm j^{-1}. En 3 mois d'étiage, il peut donc se former un dépôt d'une vingtaine de centimètres. Lorsque nous avons effectué des carottages dans ce secteur avec l'équipe du LSCE, nous avons pu constater que la hauteur de vase non tassée atteignait pratiquement toujours ces valeurs (annexe C).

- dans le bras gauche de l'île d'Herblay. Cette zone, aux faibles vitesses d'écoulement et non sujette à la navigation, est elle aussi propice à la sédimentation. Les hauteurs de dépôts sont plus faibles, de l'ordre de 1 mm j^{-1}. En effet, le flux de particules en suspension arrivant à cet endroit est moins important qu'à l'aval immédiat des rejets car une partie des MES a déjà sédimentée et le panache est déjà beaucoup plus dispersé. Mais, alors que la navigation diminue la sédimentation dans le chenal, elle joue un rôle opposée dans ce secteur. En remettant en suspension les particules sédimentées à l'amont, elle augmente le flux de matières en suspension entrant dans le bras gauche et ainsi le dépôt dans ce bras. Ce résultat est montré sur la figure 6.23 pour le graphe D.

- dans le bras droit de Dénouval. Ici encore, les faibles vitesses de l'écoulement permettent une sédimentation importante qui n'est pas gênée par la navigation. Les sédiments ne sont pas les

mêmes que pour les autres zones : ils sont essentiellement des MES provenant de l'Oise. On peut estimer l'évolution de la hauteur de dépôt à 1 mm j^{-1} dans ce secteur.

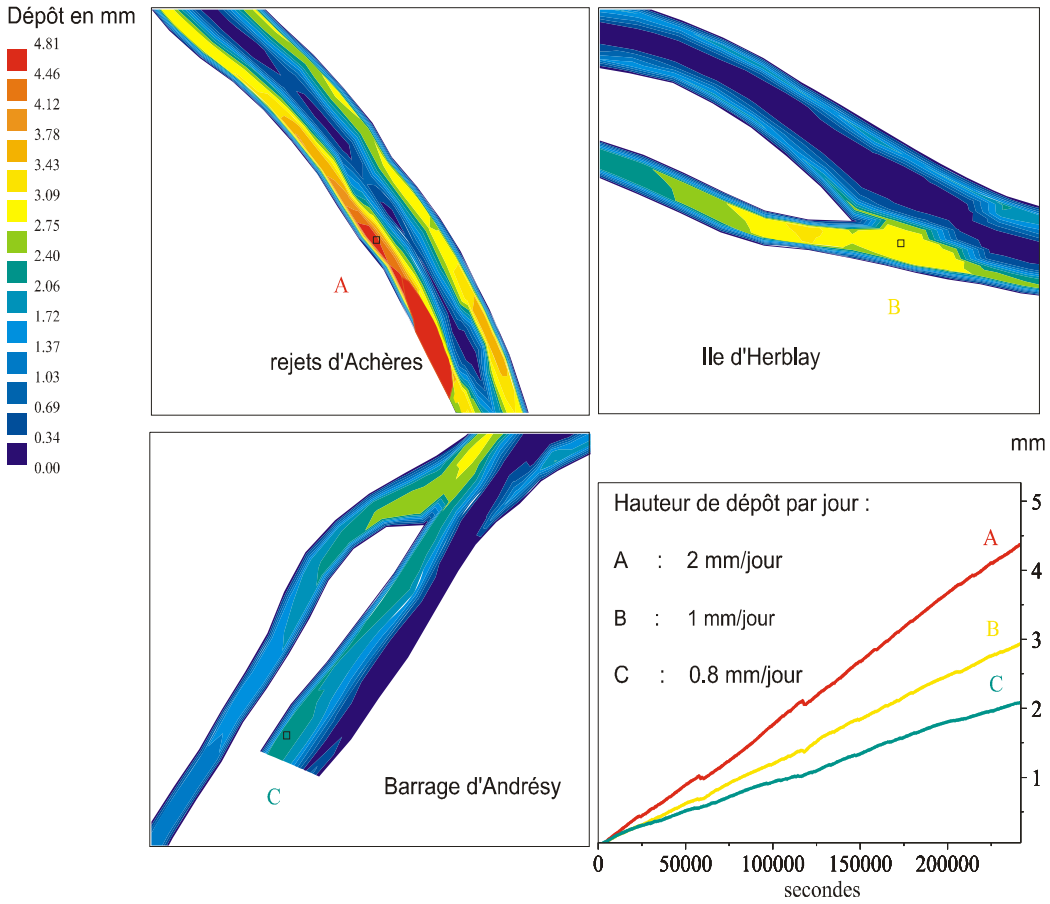


Figure 6.22. Localisation des dépôts à l'étiage au bout de Trois jours de simulation.

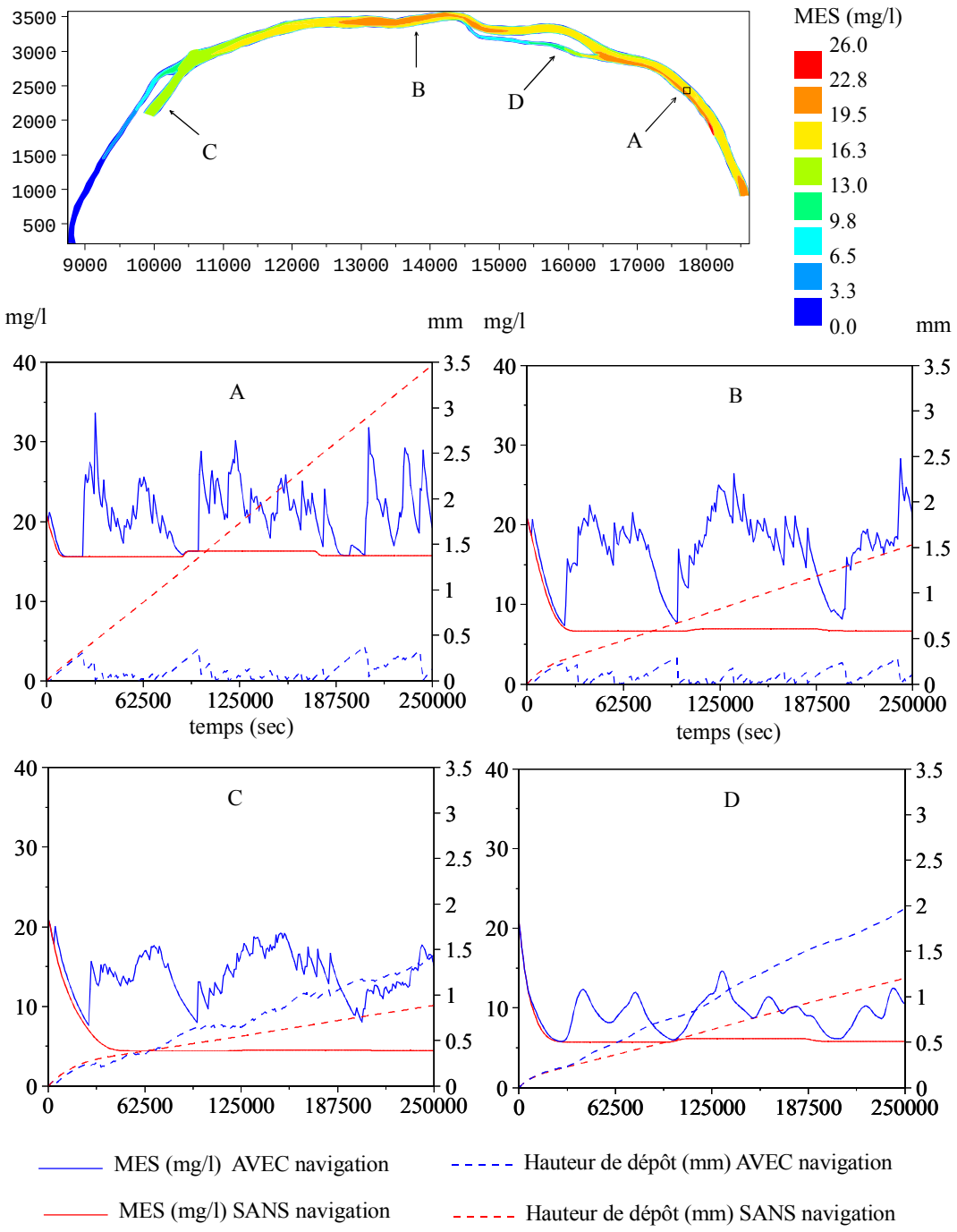


Figure 6.23. Évolution temporelle des MES et des hauteurs de dépôt en 4 points du bief. Influence de la navigation.

6.4.3.4 Fonctionnement particulier des bras non-navigables

Il est intéressant de constater que le bras gauche de l'île d'Herblay ainsi que le bras de Dénouval ont un comportement radicalement différent du reste de la zone d'étude. En n'étant pas soumis au passage des bateaux et du fait que les vitesses d'écoulement y sont deux fois plus faibles que dans le reste du domaine (0.1 m s^{-1} contre 0.2 m s^{-1}), ils se comportent comme des « pièges » à particules. Les particules qui entrent dans ces bras se déposent dans les premiers mètres et ne seront remises en suspension qu'à la crue suivante. Respectivement 15 % et 18 % des particules totales qui ont sédimentées pendant deux jours d'étiage se trouvent dans le bras gauche de l'île d'Herblay et dans le bras de Dénouval, qui ne représentent en superficie que 3 % et 8 % du domaine. De plus, les rejets d'Achères étant situés en rive gauche, l'essentiel des particules fortement polluées est piégé dans le bras gauche d'Herblay.

6.4.3.5 Bilan de MES pour une situation d'étiage : influence de la navigation et des flux entrés dans le domaine

Nous avons cherché à estimer la masse des particules qui sédimentent dans le bief, en fonction, d'une part, de la navigation et, d'autre part, du flux de MES entrant dans le domaine. La figure 6.24 indique le pourcentage de MES dans les différents compartiments (sédiments et colonne d'eau), selon que l'on prenne en compte ou non la navigation. Les résultats sont très différents. Pour une période de 3 jours, qui correspond aux conditions hydrosédimentaires des journées du 21, 22 et 23 juillet 1999, alors que 72 % de la masse totale se déposerait dans le domaine sans la navigation, 31 % seulement des particules sont piégées lorsque l'on en tient compte. Pour 1150 tonnes de MES ayant transitées dans le bief, 620 tonnes sortent du domaine au bout de trois jours et 350 se déposent, si l'on tient compte de la navigation. Sans son influence, 244 tonnes sortent et 830 se déposent. Ces chiffres ne valent que si le flux d'entrée des MES dans le bief est compris entre 2 et 2.5 kg s^{-1}. En effet, en faisant varier le flux de MES entrant à l'amont dans une gamme de 2 à 8 kg s^{-1} (qui correspond à des concentrations à l'amont comprises entre 15 à 60 mg l^{-1} pour un débit permanent de 140 m^3 s^{-1}), nous avons constaté que ces pourcentages variaient fortement. La figure 6.25 montre les résultats de ce test de sensibilité aux flux entrants : plus le flux est important, plus le pourcentage de particules déposées est grand avec un pourcentage limite de dépôt de l'ordre de 60 %. Ce résultat n'est pas trivial. On pourrait s'attendre en effet à ce que le rapport entre masse déposée et masse sortie reste sensiblement constant quel que soit les flux, et ce pour une situation de débit et de navigation donnée. Le résultat que nous obtenons peut être expliqué par le fait que la puissance érosive générée par les péniches permet de remettre en suspension une certaine quantité de particules fraîchement déposées. Lorsque cette quantité n'est pas atteinte (parce que les flux amonts sont trop faibles), seule une partie de la puissance érosive est utilisée pour remettre en suspension les particules, le stock au fond étant limitant. A l'inverse, dès que le flux de sédimentation est suffisant, le rapport entre masse déposée et masse dans la colonne d'eau atteint son équilibre. Pour la Seine à l'étiage, nous ne sommes pas dans cette dernière situation : avec des flux d'entrée pouvant varier de 2 à 4 kg s^{-1}, le pourcentage de sédiment déposé varie entre 25 et 40 % de la masse totale entrée dans le bief pour la période de simulation considérée (figure 6.24).

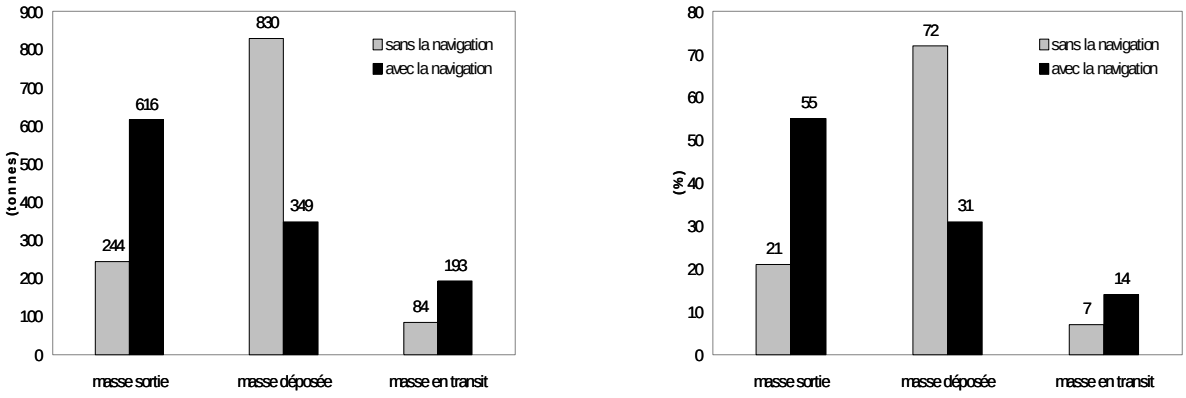
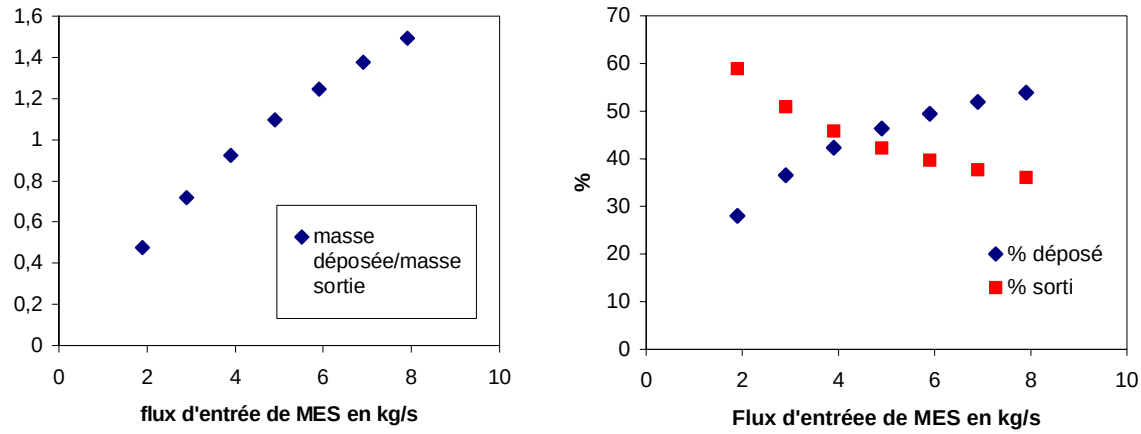


Figure 6.24. Masse sortie et déposée en tonnes et en pourcentage de la masse totale entrée dans le domaine pour les journées du 21, 22 et 23 juillet 1999. Comparaison de simulations avec et sans navigation.

Figure 6.25. Rapport entre la masse déposée et la masse sortie, pourcentage des MES déposées et des MES



sorties, pour différents flux d'entrée de MES à l'amont. La somme des pourcentages n'est pas égale à 100 % car il reste des particules dans le bief.

6.5 Estimation de l'âge moyen des particules en transit et des dépôts en période d'étiage

En période d'étiage, le temps de transit des particules en suspension dans les rivières est plus grand que celui de l'eau. En effet, leur transport résulte d'une alternance de sédimentations et de remises en suspension. Les particules en suspension tout au long du cours d'eau auront donc des âges différents, provenant du mélange des particules du stock facilement re-mobilisable et de celles en transit (Bonté et al., 1999).

La méthodologie développée dans le modèle SUBIEF 2D nous permet d'avoir accès à l'âge moyen des particules qui transitent dans le bief Herblay-Andrésy, notamment celles qui proviennent des rejets de la station d'épuration d'Achères. Nous pouvons distinguer deux catégories de particules, non pas par leur propriétés physico-chimiques, mais par le trajet qu'elles ont le long du tronçon. En effet, les particules qui se trouvent proches des berges, comme celles qui passent par les bras non navigables, vont sédimenter et s'accumuler au fond pendant toute la période d'étiage ; elles ne sont pas remises en suspension par les turbulences liées à la navigation qui se manifestent le plus intensément dans le chenal de navigation. A l'inverse, les autres vont être constamment érodées par le passage des bateaux. Ces deux catégories sont évidemment en relation. Une particule ou un floc sédimentant dans le chenal quand il n'y a pas de bateau peut se retrouver, lors de sa remise en suspension et par les phénomènes de dispersion, éloignée de ce chenal. Elle rentre ainsi dans la deuxième catégorie et alimente le stock de particules piégées au fond pendant la période d'étiage. Cette relation entre les deux catégories n'est pas symétrique : une particule sédimentée près des berges ne pourra que rarement réalimenter le stock de celles qui transitent au gré des dépôts et remises en suspension.

Pour estimer l'âge moyen des particules qui traversent le bief, deux méthodes sont proposées et comparées dans les deux paragraphes suivants.

6.5.1 estimation de l'age moyen des particules sortant du bief à l'aide d'un traçage théorique de MES

Cette première méthode consiste à simuler un pic de MES, de forme triangulaire et d'une durée totale de 4 heures avec un maximum à 30 mg l^{-1} entrant à l'amont du domaine (figure 6.26).

Afin de conserver des concentrations homogènes et réalistes dans la colonne d'eau, nous simulons aussi une deuxième variable (MES_2), qui est constante en concentration, sauf pendant le pic de la première variable où elle diminue de la même façon mais à l'inverse du pic triangulaire. Les caractéristiques physiques des deux classes de particules sont ici supposées identiques. Par contre, nous avons regardé l'influence de ces caractéristiques (variation de la vitesse de chute en fonction de la masse volumique sèche

et du diamètre médian des agrégats constitués). Le pic de pollution entre dans le domaine après un mois de simulation, afin que les dépôts soient représentatifs d'une situation réaliste d'étiage. La durée totale de l'étiage simulée est de 4 mois.

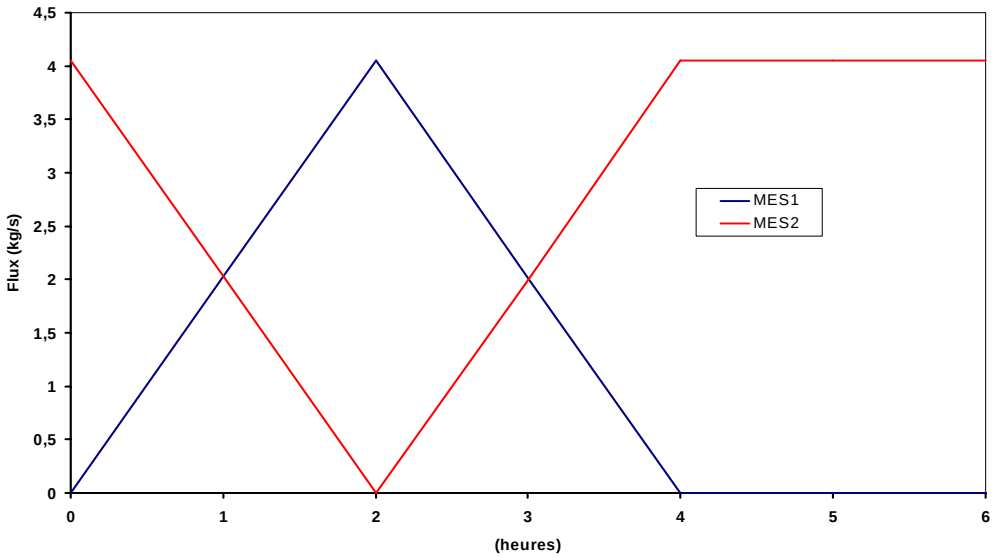


Figure 6.26. Conditions limites amont pour les deux variables simulées.

Nous cherchons à estimer l'âge moyen des particules MES_1 qui sont sorties du bief pendant la simulation. Cet âge moyen est calculé par la formule suivante :

$$\textit{âge moyen} = \frac{1}{M_{tot}^{sortie}} \int_{temps\, i} m_i^{sortie}\, t_i\, dt \qquad (6.2)$$

avec :

M_{tot}^{sortie}	masse totale de MES_1 sortie du bief	(kg)
M_i^{sortie}	masse de MES_1 sortie au temps t_i	(kg)

Le pas de temps de la simulation est de 10 secondes. Le tableau 6.12 résume les caractéristiques physiques des particules simulées. Les différents diamètres médians volumiques sont compatibles avec ceux rencontrés en Seine (Maldiney, 1994).La vitesse de chute est calculée en fonction de la taille et de la masse volumique sèche des particules par la formule de Stokes (maldiney, 1994). Pour ces valeurs de vitesses de chute, le nombre de Reynolds de la particule ($W_c d / \nu$) reste inférieur à 1, il atteint 0.47 pour une particule de 200 µm et de masse volumique sèche de 2000 kg m^{-3}. On peut donc considérer que la vitesse de Stokes est valide (W_c est la vitesse de chute en m s^{-1}, d est le diamètre médian en m et ν la viscosité cinématique de l'eau en m^2 s^{-1}).

Masse volumique sèche (g cm-3)	Diamètre (µm)			
	70	100	150	200
1.2	0.41	0.66	1.15	1.69
1.5	1.02	1.65	2.86	4.23
2.0	2.03	3.30	5.72	8.47

Tableau 6.12. Vitesses de chutes estimées des flocs. Les valeurs soulignées correspondent aux différents flocs simulés.

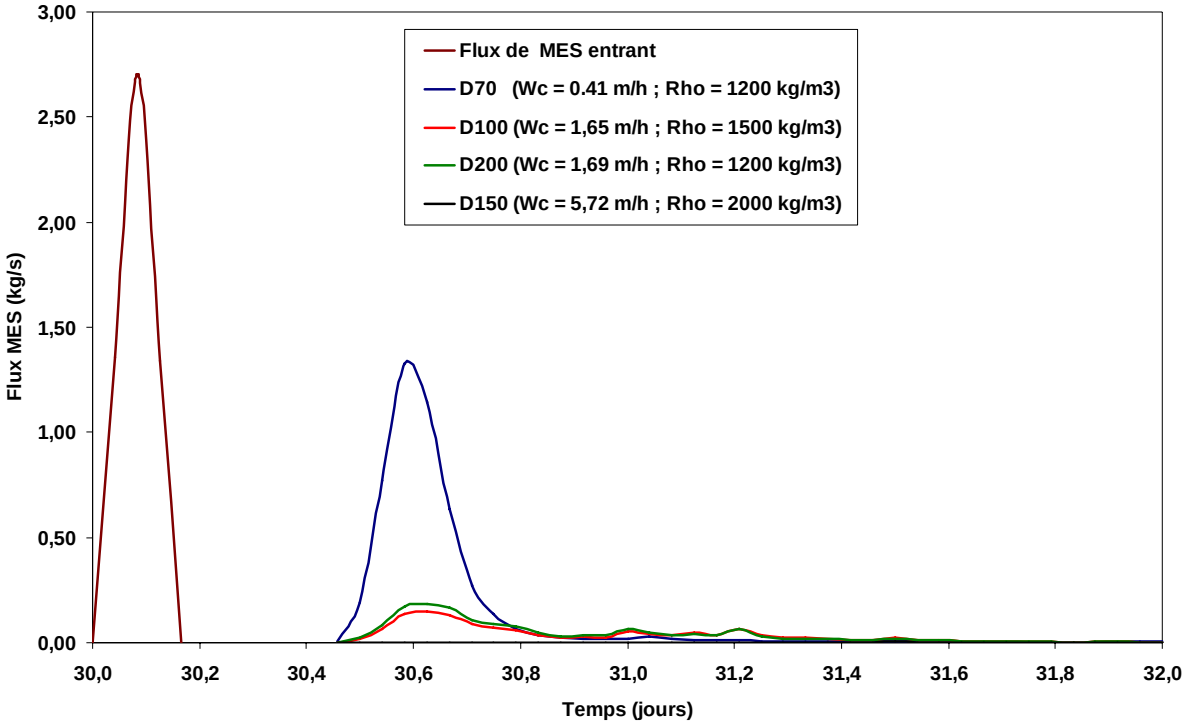


Figure 6.27. Réponse du modèle à un pic de pollution provenant de l'amont après 30 jours de simulation en régime permanent. Le diamètre des particules (D) est exprimé en µm. Signal à l'entrée et à la sortie du domaine.

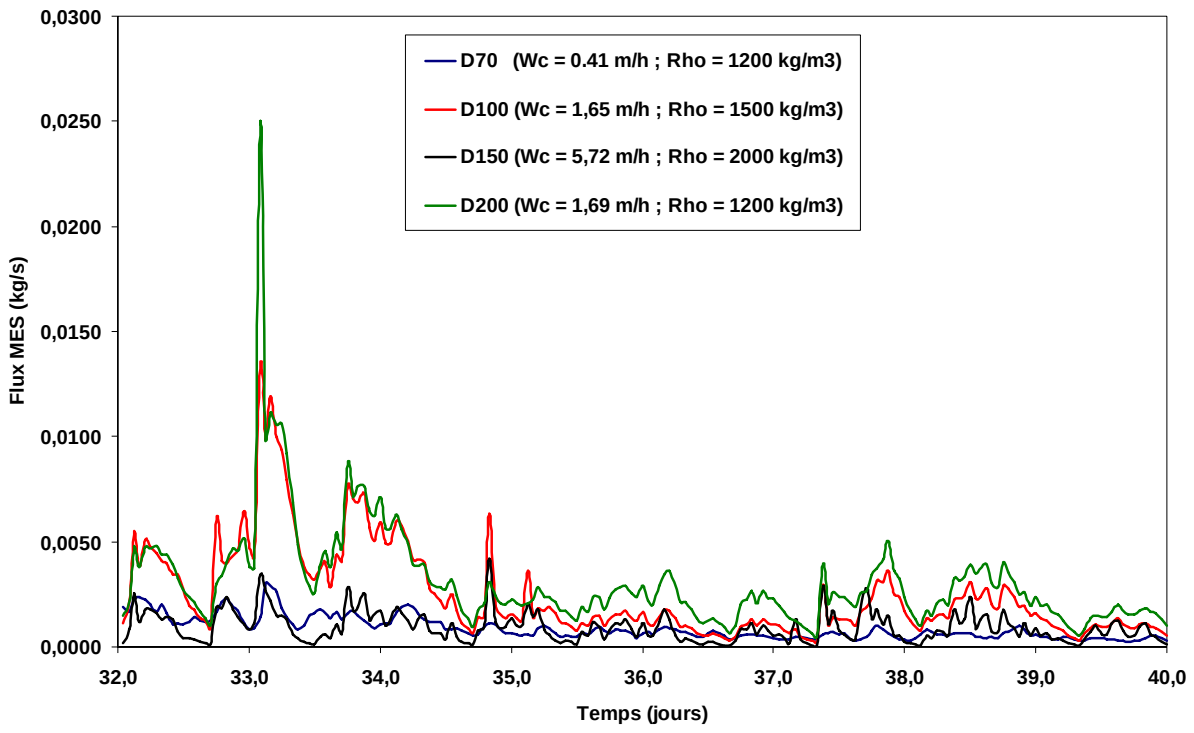


Figure 6.28. Réponse du modèle à un pic de pollution provenant de l'amont après 30 jours de simulation en régime permanent. Le diamètre des particules (D) est exprimé en µm. Signal à la sortie du domaine, suite.

Les figures 6.27 et 6.28 présentent les résultats des simulations effectuées.

La figure 6.29 expose, en fonction des caractéristiques physiques des MES simulées, le pourcentage de la masse sortie par rapport à la masse entrée et le temps de résidence des particules sorties.

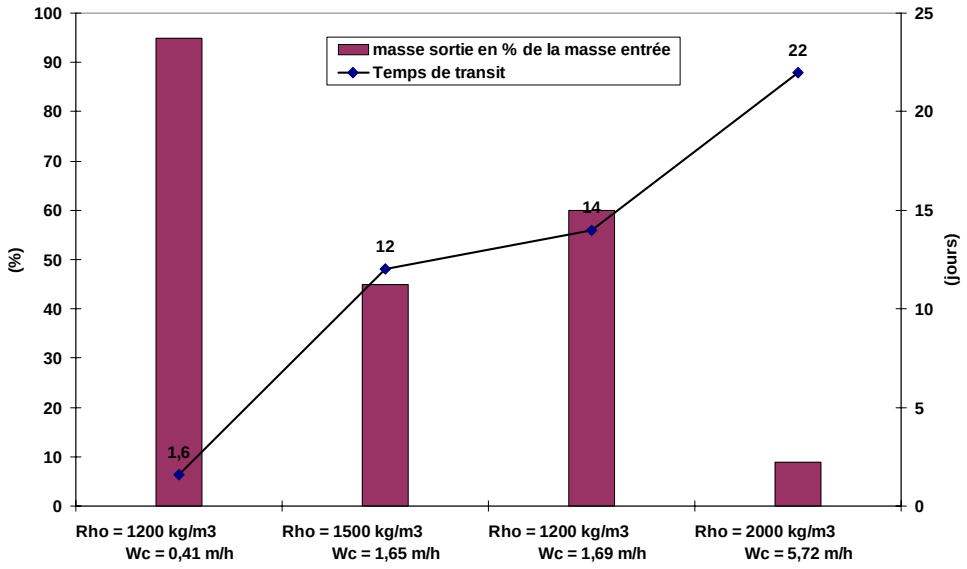


Figure 6.29. Masse sortie en pourcentage de la masse entrée et temps de résidence de cette masse lors de l'injection d'un pic de MES provenant de l'amont.

Nous constatons que le comportement des particules dans le bief est fortement lié à leurs caractéristiques physiques. Les MES les plus légères sortent quasiment toutes du bief avec un âge moyen de 2 jours. Les plus denses et les plus grosses sont piégées au fond de la rivière. Les 10 % sorties ont séjournées beaucoup plus longtemps au fond, ce qui a pour effet d'augmenter leur temps de transit qui passe à 23 jours. Au bout de 4 mois de simulation, 90 % des particules les plus denses sont encore dans le domaine (figure 6.29). Ces particules ne seront remises en suspension qu'à la montée des eaux.

De plus, les figures 6.27 et 6.28 montrent que l'essentiel de la masse sortie, quelque soient les caractéristiques des particules, sort très rapidement du bief, environ 14 heures après l'injection du pic.

On tire de ces résultats la conclusion suivante : bien que la navigation fasse diminuer le temps de résidence moyen des particules, elle ne permet pas de faire transiter rapidement la totalité de la masse entrée dans le bief. Plus la vitesse de chute et la masse volumique sont élevées, plus la masse sortie est faible associé à un temps de résidence important.

La méthode employée ici ne permet pas de connaître le temps de séjour des dépôts formés pendant les quatre mois de simulation. Or, comme on le constate, c'est ce temps qui détermine l'âge des MES qui sortent du bief, les particules dans la colonne d'eau et dans la crème de vase étant étroitement liées par les processus de dépôt et d'érosion. Il nous est apparu intéressant de développer une autre méthode qui permettrait d'estimer à la fois le temps de séjour des MES en transit et celui des dépôts récents.

6.5.2 Deuxième méthode d'estimation de l'âge moyen des particules sorties du bief

Cette méthode considère l'âge des particules comme une variable d'état du modèle. A chaque classe de particules correspondra une variable « âge » pour les MES de la colonne d'eau et une variable « âge-vase » pour les MES du compartiment benthique. Pour une classe de particules, le modèle possède donc 4 variables d'état : MES dans la colonne d'eau, dans le compartiment benthique et leur âge respectif.

La particularité des variables « âge » est qu'on les incrémente de la valeur du pas de temps à chaque pas de temps. Sinon, ces variables sont convectées et diffusées de la même façon que les autres traceurs dans la colonne d'eau. Associée à une variable dissoute pour laquelle il n'y a ni dépôt, ni érosion, la variable « âge » représente simplement le temps de résidence de l'eau. On initialise les variables « âge » à 0 en début de simulation. On suppose donc que les MES qui entrent dans le domaine (par l'amont, les rejets et l'Oise) ont un âge nul. Les variables « âge » décrivent donc l'âge des différents traceurs uniquement dans le bief considéré.

Pour calculer l'âge des MES dans l'eau et dans la vase, on regarde quelles sont les quantités échangées entre les deux compartiments pour chaque pas de temps par les processus de dépôt et d'érosion. L'âge moyen nouveau dans les deux compartiments est recalculé en fonction de l'âge des particules échangées entre ces deux compartiments pondéré par les quantités échangées. C'est la méthode 1 représentée par le système d'équation 6.3.

Mais, le fait que le module benthique soit mono-couche pose un problème d'estimation de l'âge des particules érodées. En effet, à chaque pas de temps, l'âge calculé des dépôts représente l'âge moyen sur la hauteur de dépôt. Or, dans la réalité, ce sont les couches les plus superficielles qui sont érodées les premières. Ces couches ont un âge plus jeune que les particules du fond. Dans le cas où le dépôt est plus grand que l'érosion, la hauteur du dépôt peut devenir telle que, même après le passage d'une péniche, on n'érode pas toutes les particules du fond. En considérant alors que l'âge des particules érodées est le même que l'âge moyen des particules dans la vase, on surestime le nouvel âge des particules dans la colonne d'eau. Au pas de temps suivant, les particules qui se déposent ont donc un âge trop grand ce qui entraîne que l'âge moyen dans la vase est lui aussi surestimé. Plus le flux de dépôt est grand par rapport au flux d'érosion (grosses particules de masse volumique et de vitesse de chute importantes), plus l'âge des particules dans la colonne d'eau est surestimé. C'est ce que nous avons constaté en comparant la méthode utilisant le pic de MES et cette deuxième méthode (méthode 1). Par exemple, pour une classe de particules de taille 200 µm, de masse volumique sèche de 2000 kg m^{-3} et de vitesse de chute de 8.47 m h^{-1}, le temps de séjour des particules sorties du bief, calculé avec la méthode du pic est de 22 jours alors qu'il passe à 29 jours avec la méthode 1.

Pour s'affranchir de ces problèmes, nous avons considéré une hypothèse sur les flux de dépôt et d'érosion. C'est la méthode 2 décrite par le système d'équation 6.4 :

- Si le flux de dépôt est supérieur au flux d'érosion, on suppose que l'âge des particules dans la colonne d'eau reste inchangé. Cela revient à considérer que l'âge de la quantité érodée est le même que l'âge des particules qui viennent de sédimenter, à savoir celui des MES dans la colonne d'eau. Par contre, comme le flux de dépôt est supérieur au flux d'érosion, on calcule un nouvel âge moyen des particules au fond en considérant deux couches de sédiments : une profonde et une superficielle (constituée par les particules qui viennent de sédimenter). La moyenne des âges des deux couches pondérée par leurs quantités donne le nouvel âge de l'ensemble des sédiments benthiques.
- Si le flux d'érosion est supérieur au flux de dépôt, on suppose cette fois ci que c'est l'âge des particules au fond qui reste inchangé. Cela revient à considérer que les particules qui viennent de sédimenter font partie de la quantité érodée. Dans ce cas, c'est l'âge moyen des particules dans l'eau qui est recalculé en fonction de la quantité présente dans la colonne d'eau et de la quantité érodée.

Le schéma de principe des deux méthodes est exposé figure 6.30 et correspond au système d'équations 6.3 ou 6.4.

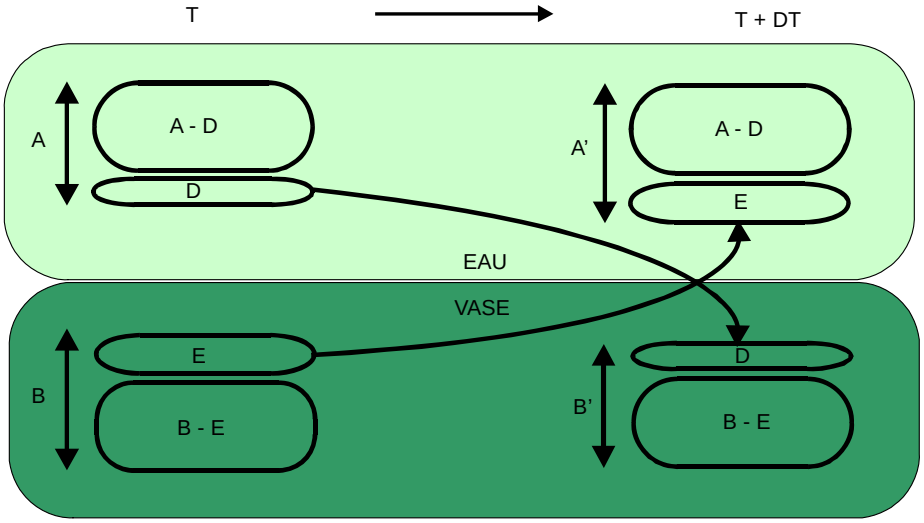


Figure 6.30. Schéma de principe pour calculer l'âge des MES dans la colonne d'eau et des dépôts récents.

A	Quantité de MES dans la colonne d'eau à T	$(kg\ m^{-2})$
A'	Quantité de MES dans la colonne d'eau à T + DT	$(kg\ m^{-2})$
B	Quantité de vase à T	$(kg\ m^{-2})$
B'	Quantité de vase à T + DT	$(kg\ m^{-2})$
D	Quantité de MES déposée au fond à T	$(kg\ m^{-2})$
E	Quantité de vase érodée à T	$(kg\ m^{-2})$

Méthode 1 : pas de test sur D et E :

$$\begin{cases} A'.Age(A') = A.Age(A) - D.Age(A) + E.Age(B) \\ B'.Age(B') = B.Age(B) + D.Age(A) - E.Age(B) \end{cases} \quad (6.3)$$

Méthode 2 : tests sur D et E :

$$\begin{aligned} &Si \quad D > E \\ &\quad \begin{cases} Age(A') = Age(A) \\ B'.Age(B') = B.Age(B) + D.Age(A) - E.Age(B) \end{cases} \\ &Si \quad D < E \\ &\quad \begin{cases} Age(B') = Age(B) \\ A'.Age(A') = A.Age(A) - D.Age(A) + E.Age(B) \end{cases} \\ &Si \quad D = E \\ &\quad \begin{cases} Age(A') = Age(A) \\ Age(B') = Age(B) \end{cases} \end{aligned} \quad (6.4)$$

Ce test sur les quantités érodées et déposées revient en fait à considérer que, d'une part, la couche la plus superficielle de la crème de vase (formée par les dépôts au pas de temps de calcul) a le même âge que les MES de la colonne d'eau et que, d'autre part, les processus de dépôt et d'érosion ne sont pas simultanés mais quasi-simultanés. Pour le calcul de l'âge des MES dans les deux compartiments, on suppose donc un flux de dépôt ou d'érosion apparent.

En appliquant ces tests au calcul des âges, on risque cette fois ci de sous estimer l'âge moyen des particules dans la colonne d'eau ainsi que celui dans la vase, lorsque les flux de dépôt et d'érosion sont très proches. En effet, si on suppose que le flux d'érosion est simplement deux fois plus grand que le flux de dépôt, la quantité érodée de la couche superficielle (d'âge égal aux MES de la colonne d'eau) et celle de la couche profonde (d'âge égal à l'âge moyen des particules du fond) est la même. Donc la contribution de ces deux couches à l'âge moyen des particules dans la colonne d'eau est aussi identique. Or, dans notre calcul, on considère que seule l'âge moyen de la couche profonde contribue à la variation de l'âge moyen des MES dans l'eau.

En utilisant la méthode 2, on constate effectivement que l'âge moyen des particules qui sortent du bief est inférieur à celui calculé par la méthode du pic. La figure 6.31 expose les résultats obtenus avec la méthode 1, la méthode 2 et l'utilisation d'un pic. Pour pouvoir comparer la méthode 1 et 2 avec la méthode utilisant le pic, on a besoin de connaître l'âge moyen des particules sorties du domaine, de 1 mois après le début de la simulation (parce que le pic est injecté au bout d'un mois) jusqu'à la fin. Pour cela, on calcule la moyenne de l'âge des particules, pondéré par le flux moyen de MES sorties, à partir d'1 mois jusqu'à la fin de la simulation.

On constate que l'âge des MES qui transitent dans le bief calculé par la méthode du pic est encadré par ceux calculés à partir des méthodes 1 et 2. L'intervalle augmente pour les particules les plus grosses et les plus lourdes.

Il faut donc rester prudent sur l'analyse des résultats obtenus. On ne peut finalement donner qu'un intervalle de valeur pour les âges des MES dans la colonne d'eau et au fond. Avec la méthode 1 on surestime l'âge moyen des particules de la colonne d'eau et des dépôts, avec la méthode 2, ces âges sont sous estimés.

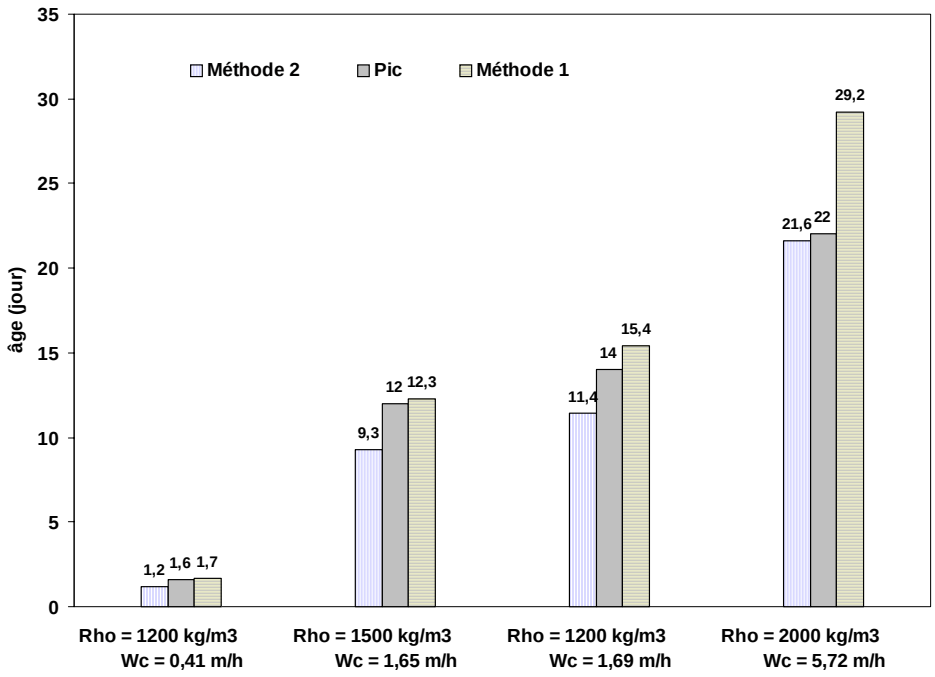


Figure 6.31. Comparaison des différentes méthodes utilisées pour calculer l'âge moyen des MES sorties du bief après 4 mois de simulation d'étiage.

6.5.3 Cartes des âges des dépôts en fonction des caractéristiques physiques des particules simulées

Nous présentons ici quelques cartes de l'âge et de la hauteur des dépôts obtenus en fonction des caractéristiques des particules simulées. Les résultats sont ceux obtenus avec la méthode 2 et correspondent alors à l'âge minimum des dépôts.

Taille 70 µm ; masse volumique 1200 kg m^{-3} ; vitesse de chute 0.41 m h^{-1} (figure 6.32) :

Un très faible dépôt s'est formé pendant les quatre mois de simulation. On retrouve les sédiments fins dans les deux bras non navigables et juste en aval des rejets d'Achères, sur les deux rives. Dans les deux bras, l'âge moyen des dépôts est de 60 jours environ pour une hauteur variant de 2 à 9 cm au maximum. En aval d'Achères, les bandes latérales de vase sont plus jeunes, de l'ordre de 30 jours.

Taille 100 µm ; masse volumique 1500 kg m^{-3} ; vitesse de chute 1.65 m h^{-1} (figure 6.33) :

Juste en aval des rejets et de l'Oise, la hauteur de dépôt simulée est de l'ordre de 30 cm. Les particules relativement lourdes restent piégées aux endroits où la navigation a peu d'influence. Des dépôts persistent proches des berges, aussi bien en rive droite qu'en rive gauche. On distingue très nettement deux catégories d'âge pour les sédiments :

- dans le chenal de navigation, le constant brassage du fond ne permet pas aux sédiments de rester en place. Ils sont en constant remaniement. L'âge augmente d'amont en aval pour atteindre une semaine au niveau du barrage d'Andrésy ;
- aux bords des berges et dans les bras non navigables, les sédiments restent en place. Le mélange de ces sédiments et des particules plus jeunes en transit font que leur âge moyen est compris entre 50 et 66 jours.

Taille 200 µm ; masse volumique 1200 kg m^{-3} ; vitesse de chute 1.69 m h^{-1} (figure 6.34) :

Les dépôts sont localisés aux mêmes endroits que pour les particules de taille 100 µm et de masse volumique 1500 kg m^{-3}. Les hauteurs de vase sont elles aussi quasi identiques ainsi que l'âge moyen de la vase à part aux bords des berges vers Conflans où les vases ont un âge plus jeune de l'ordre de 45 jours.

Taille 150 µm ; masse volumique 2000 kg m^{-3} ; vitesse de chute 5.72 m h^{-1} (figure 6.35) :

La très forte vitesse de chute de ces particules génère un dépôt intense juste en aval des rejets, de l'amont et de l'Oise. La majeure partie des MES, ayant sédimentée à ces endroits, il reste très peu de particules dans le domaine. Un âge élevé, de l'ordre de 4 mois est observé au niveau de l'écluse de Dénouval mais la hauteur de dépôt à cet endroit est très faible, de l'ordre de 5 cm. L'âge des dépôts est relativement homogène près des rives et vaut environ 65 jours. L'âge dans le chenal de navigation augmente d'amont en aval de 5 jours au niveau d'Achères à 30 jours au barrage d'Andrésy. Cette augmentation d'amont en aval est plus importante que pour les particules de taille 100 µm et de masse volumique 1500 kg m^{-3}. En effet, de part une vitesse de chute élevée, les particules transitant dans le bief mettent beaucoup plus de temps à atteindre l'aval du domaine.

De manière générale, pour les quatre classes de particules étudiées, lorsqu'il existe une zone de dépôt relativement stable, l'âge de ces dépôts est compris entre 50 et 70 jours pour quatre mois de simulation. Ces dépôts se situent aux bords des rives et dans les bras non navigables. Il n'y a quasiment pas de MES qui sédimente et reste en place dans le chenal de navigation. En fonction de leurs caractéristiques physiques, les MES mettront tout de même plus ou moins de temps pour traverser le bief. Les particules les plus légères mettront moins d'un jour, les particules les plus grosses et les plus denses, environ 8 à 10 jours.

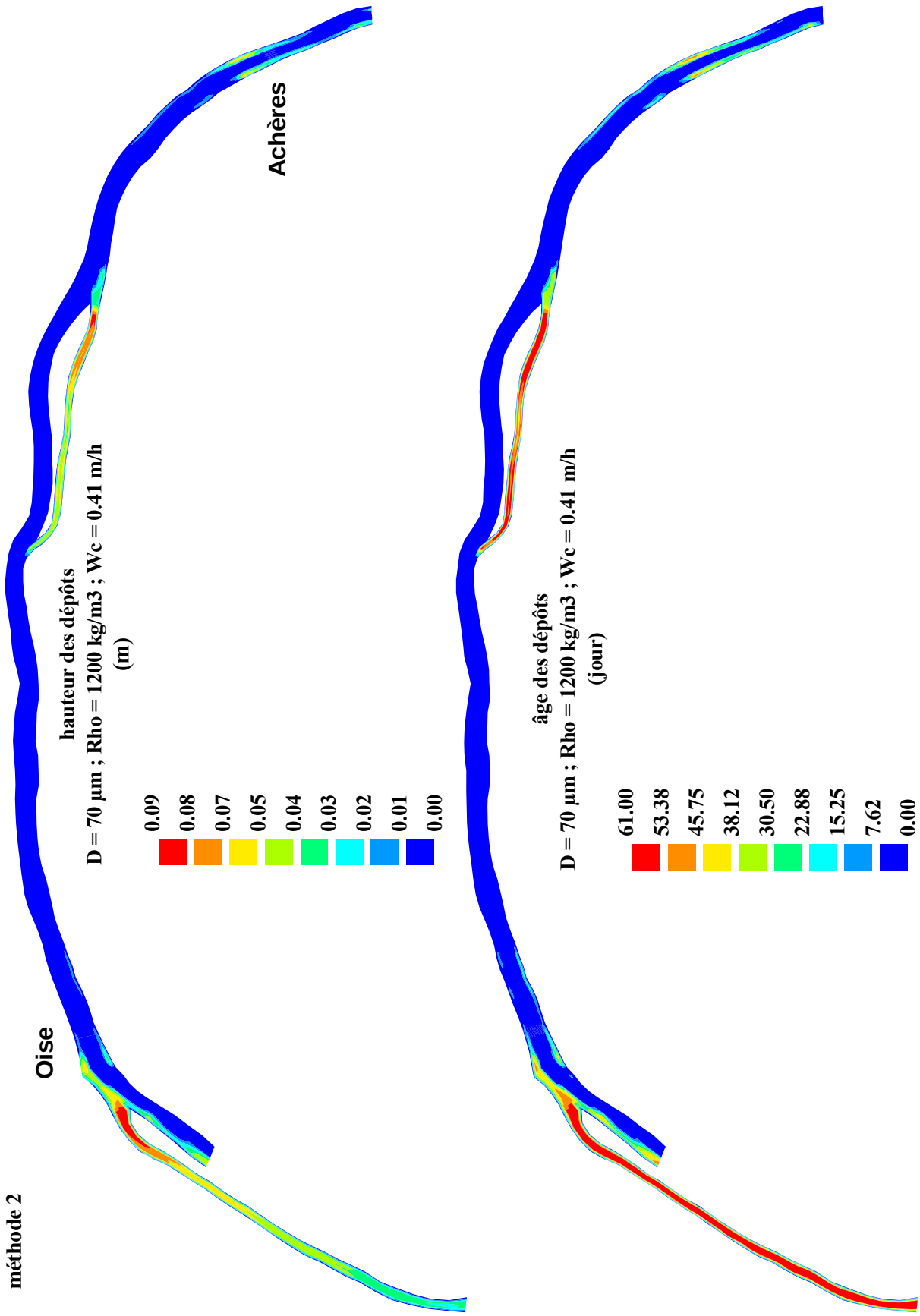


Figure 6.32. Hauteur et âge moyen simulés des dépôts après 4 mois d'étiage. Caractéristiques physiques des particules : Taille (D) = 70 µm ; Masse volumique sèche (Rho) = 1200 kg m^{-3} ; Vitesse de chute (Wc) = 0.4 mh^{-1}.

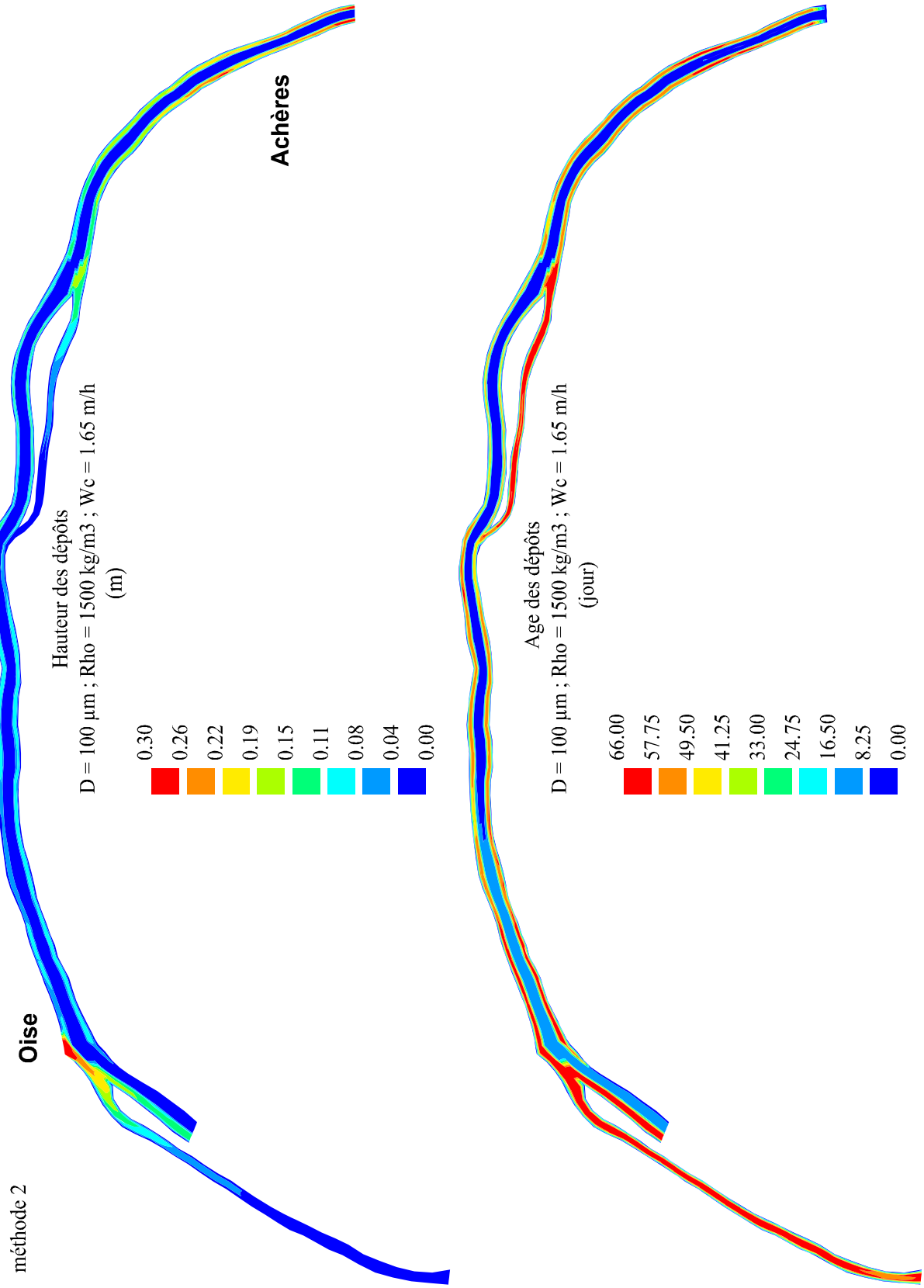


Figure 6.33. Hauteur et âge moyen simulés des dépôts après 4 mois d'étiage. Caractéristiques physiques des particules : Taille (D) = 100 µm ; Masse volumique sèche (Rho) = 1500 kg m^{-3} ; Vitesse de chute (Wc) = 1.6 mh^{-1}.

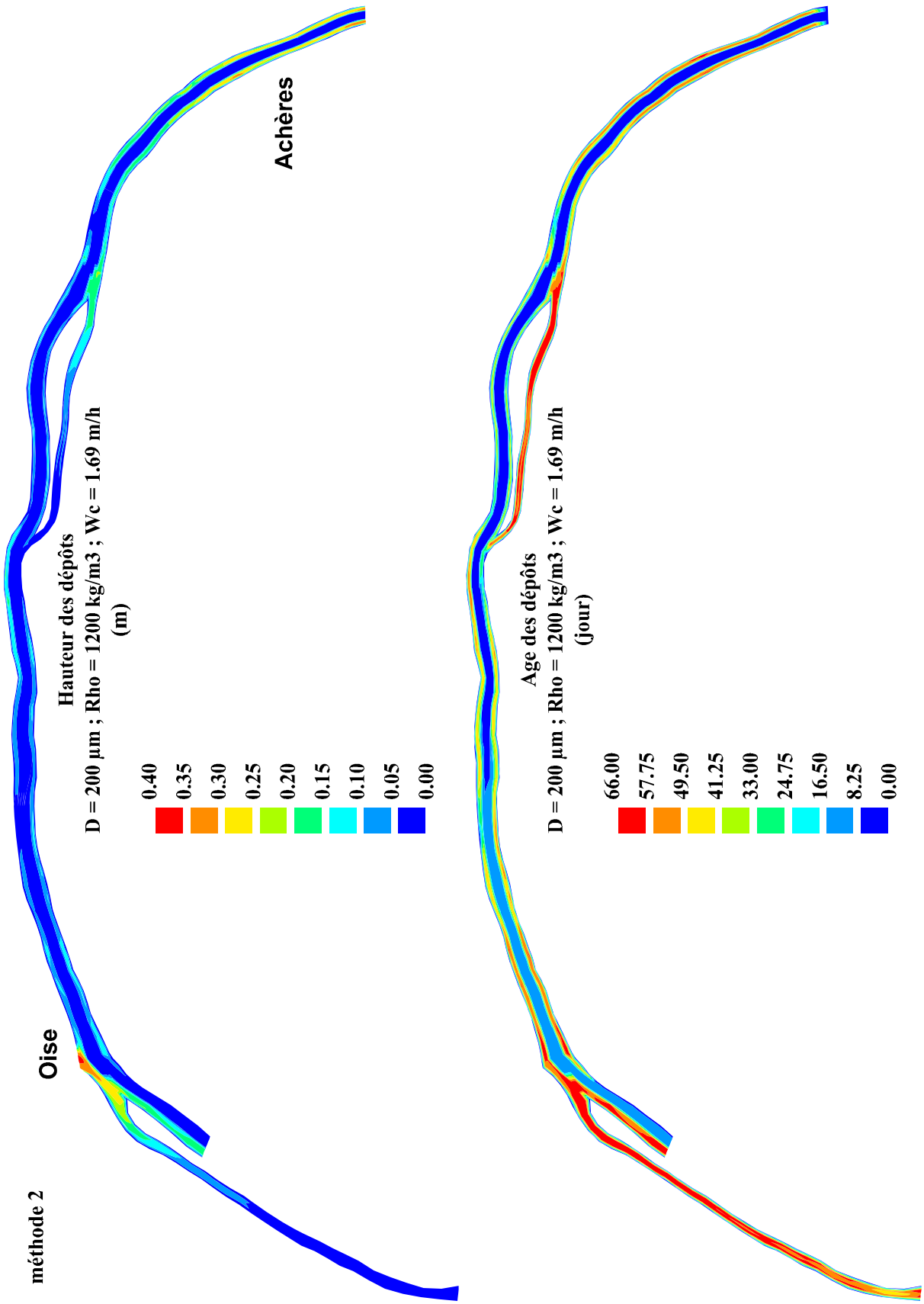


Figure 6.34. Hauteur et âge moyen simulés des dépôts après 4 mois d'étiage. Caractéristiques physiques des particules : Taille (D) = 200 µm ; Masse volumique sèche (Rho) = 1200 kg m^{-3} ; Vitesse de chute (Wc) = 1.7 mh^{-1}.

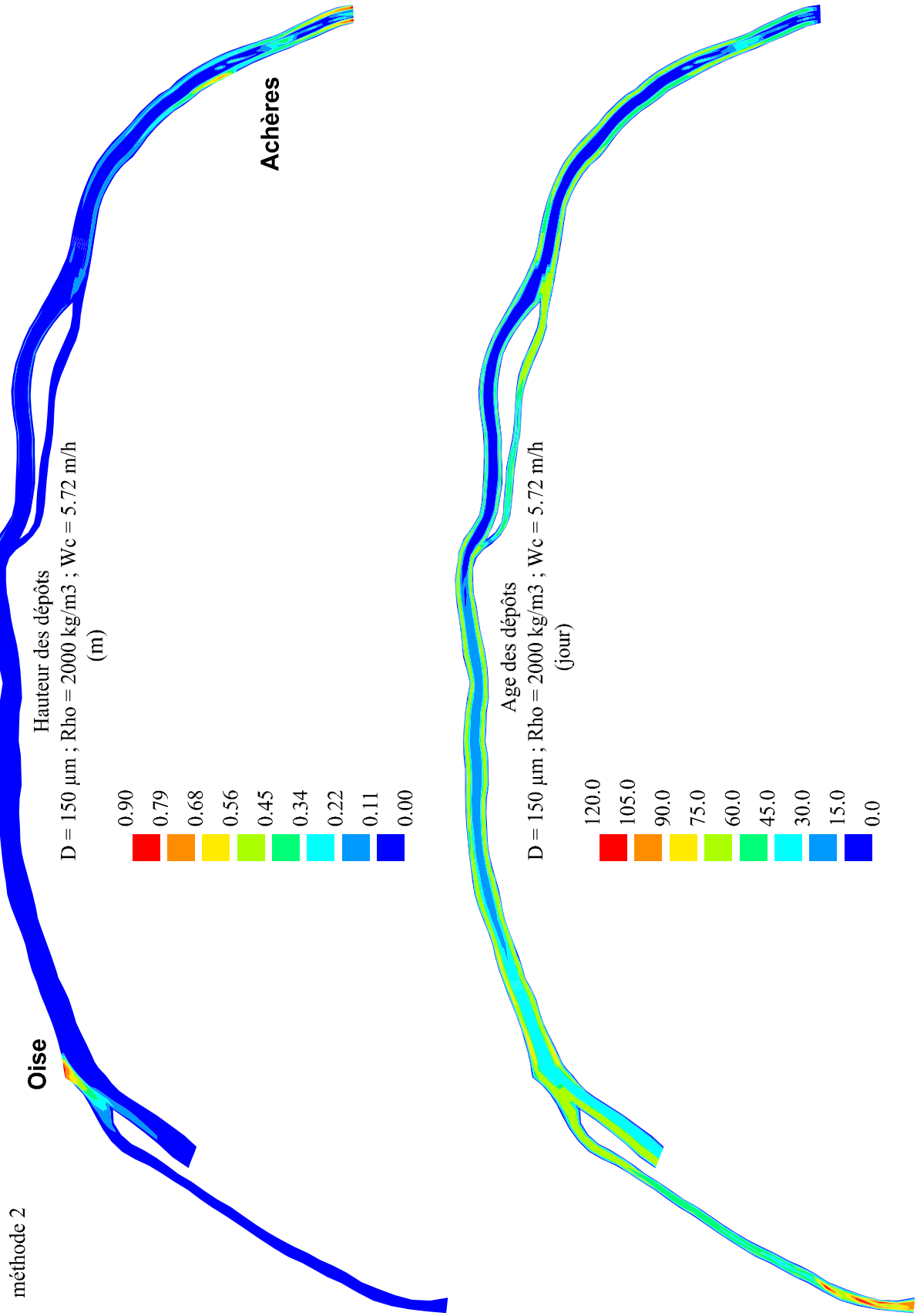


Figure 6.35. Hauteur et âge moyen simulés des dépôts après 4 mois d'étiage. Caractéristiques physiques des particules : Taille (D) = 150 µm ; Masse volumique sèche (Rho) = 2000 kg m^{-3} ; Vitesse de chute (Wc) = 5.7 mh^{-1}.

6.6 Simulation de deux classes de particules

Dans le but d'être plus réaliste vis à vis des conditions limites à l'amont et dans les rejets, nous avons effectué une simulation, toujours en régime permanent hydraulique, qui considère deux classes distinctes de MES. On suppose que l'essentiel des MES provenant de l'amont et de l'Oise est d'origine plutôt minérale, de masse volumique sèche 1500 kg m^{-3} et de vitesse de chute 1.65 m h^{-1} (MES1). Pour les rejets, nous considérons que l'essentiel des MES est fortement organique, de masse volumique sèche 1200 kg m^{-3} et de vitesse de chute 1.69 m h^{-1} (MES2). Le tableau 6.13 expose les concentrations injectées aux conditions aux limites. Les caractéristiques des particules correspondent à des MES de taille 100 µm pour l'amont et l'Oise, 200 µm pour les rejets. Nous avons utilisé ces tailles car dans le modèle, les processus de floculation/défloculation ne sont pas pris en compte. Or, on observe à l'aval d'Achères une forte agrégation des MES, induite par la présence de matière organique qui sert de liant entre les particules élémentaires.

Conditions aux limites	Amont	Rejets	Oise
Débit ($m^3.s^{-1}$)	135	20	35
MES1 (mg l^{-1})	15	5	10
MES2 (mg l^{-1})	5	25	5

Tableau 6.13. Conditions aux limites pour la modélisation de deux classes de particules.

La figure 6.36 montre l'évolution de l'âge des MES qui sortent du bief ainsi que le flux sortant, en fonction de leurs caractéristiques physiques. Nous avons étudié l'évolution de ces paramètres en fonction de différents scénarios de navigation : avec navigation, sans navigation et enfin, en considérant un arrêt de la navigation pendant quinze jours après le premier mois de simulation.

La navigation a une influence sur l'âge des particules en transit. En remettant en suspension une quantité importante de sédiments d'âge supérieur à l'âge des particules en transit, la quantité et l'âge des particules sorties du bief sont augmentés par rapport à une situation sans navigation. On observe une différence de comportement entre l'âge des MES 1 et celui des MES 2 dans le cas où on retire la navigation. Les MES 2, ayant une vitesse de chute et un flux entrant légèrement supérieurs au MES 1, ont une fraction massique moyenne dans les sédiments plus grande que celle des MES 1. Le flux d'érosion de ces particules sera donc plus important et la contribution des dépôts dans l'âge des particules de la colonne d'eau sera alors plus grande. L'âge des MES 2 en transit augmente donc de façon plus importante que l'âge des MES 1 en transit. Pour les MES 1, sans navigation, l'âge des particules sortantes est quasiment identique au temps de résidence de l'eau. Une faible proportion de sédiments est remise en suspension.

Lorsque l'on arrête la navigation, on constate, d'une part, que le flux de MES sortant descend au niveau de celui calculé sans navigation et que, d'autre part, l'âge des particules qui sortent pendant la période d'arrêt devient approximativement égal au temps de résidence de l'eau. Au moment où les péniches commencent à recirculer, une quantité importante de sédiment est érodée, et l'âge des MES en transit redevient très vite équivalent à la situation normale.

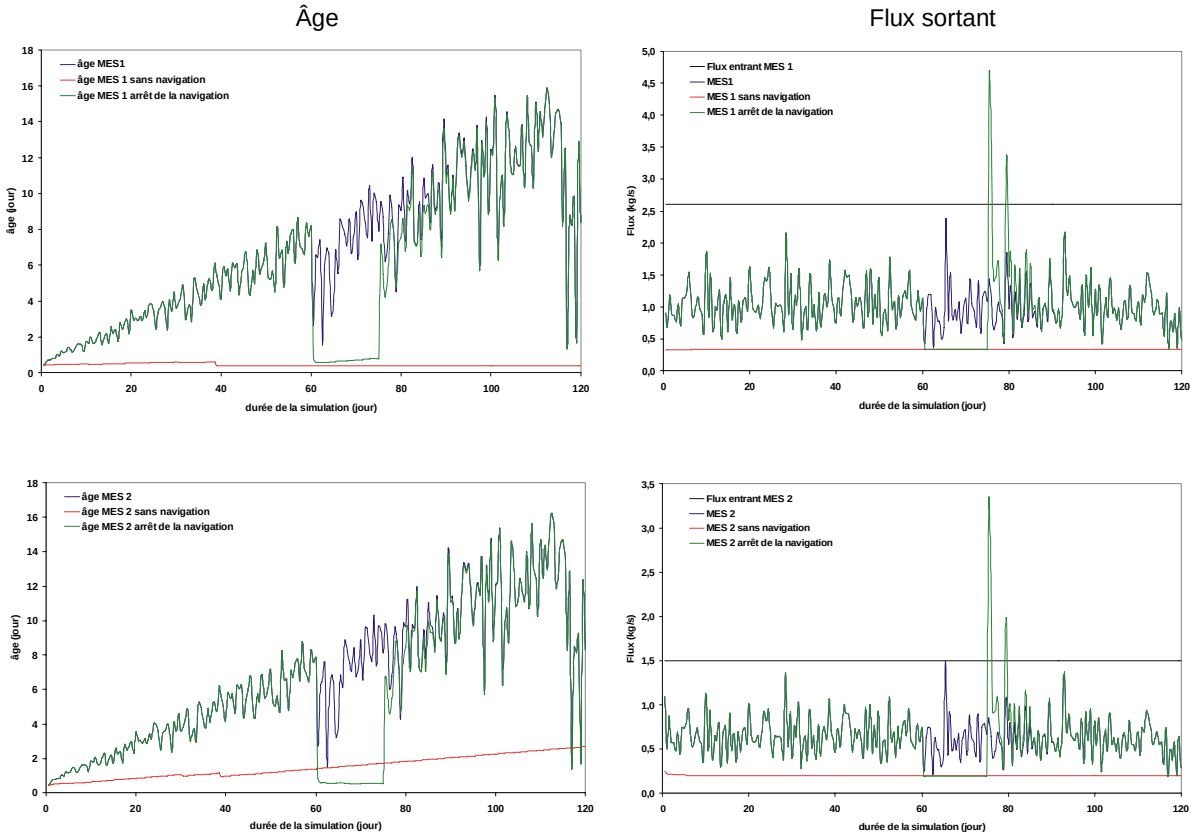


Figure 6.36. Comparaison de l'âge et du flux sortant des particules issues d'Achères ou de l'amont, en fonction de différents scénarios de navigation.

6.7 Modélisation de différents scénarios concernant la navigation

Dans ce paragraphe, nous avons cherché à connaître la réponse du modèle sur le temps de transit des particules et leur masse totale sortie du bief si on considère différents scénarii pour la navigation. Ces scénarii vont dans le sens d'une augmentation du trafic. Nous avons simulé un trafic double (scénario A) et triple (scénario B) par rapport au trafic actuel ainsi qu'un trafic pour lequel le tonnage des matériaux transportés par les péniches reste le même mais avec une fréquence de circulation diminuée (on suppose que les péniches de type Freycinet ou automoteur pousseur sont remplacées par des pousseurs et barges à tonnage équivalent donc moins nombreuses) (scénario C). Le calcul a été réalisé avec des conditions hydrauliques permanentes d'étiage. On propage un pic de pollution de forme triangulaire provenant de l'amont et ayant les mêmes caractéristiques qu'au paragraphe 6.5.1 (maximum à 30 mg l^{-1} pour un débit de 140 $m^3.s^{-1}$). La seule différence est que l'on propage ce pic en tout début de simulation, lorsque le stock de vase est vide. La figure 6.37 montre la réponse du modèle au niveau du barrage d'Andrésy en terme de flux sortant au bout de 4 mois de simulation. La figure 6.38 présente les quantités sorties et le temps de résidence moyen des particules selon le scénario de navigation choisi. L'augmentation du trafic augmente le flux sortant mais le pic maximal de réponse n'est pas décalé dans le temps. Au bout de 4 mois, respectivement 89 %, 93 % et 74 % de la masse entrée sort du bief pour le scénario A, B ou C. Le temps de résidence des particules est lui aussi modifié surtout pour les scénarii A et B, pour lesquels le temps de résidence passe respectivement à 4 et 2 jours alors qu'il était de 7 jours pour un trafic normal. Notons que pour le scénario C, quasiment la totalité des MES entrées est sortie au bout de 4 mois. Le temps de résidence calculé est donc représentatif de l'ensemble des particules entrées dans le domaine.

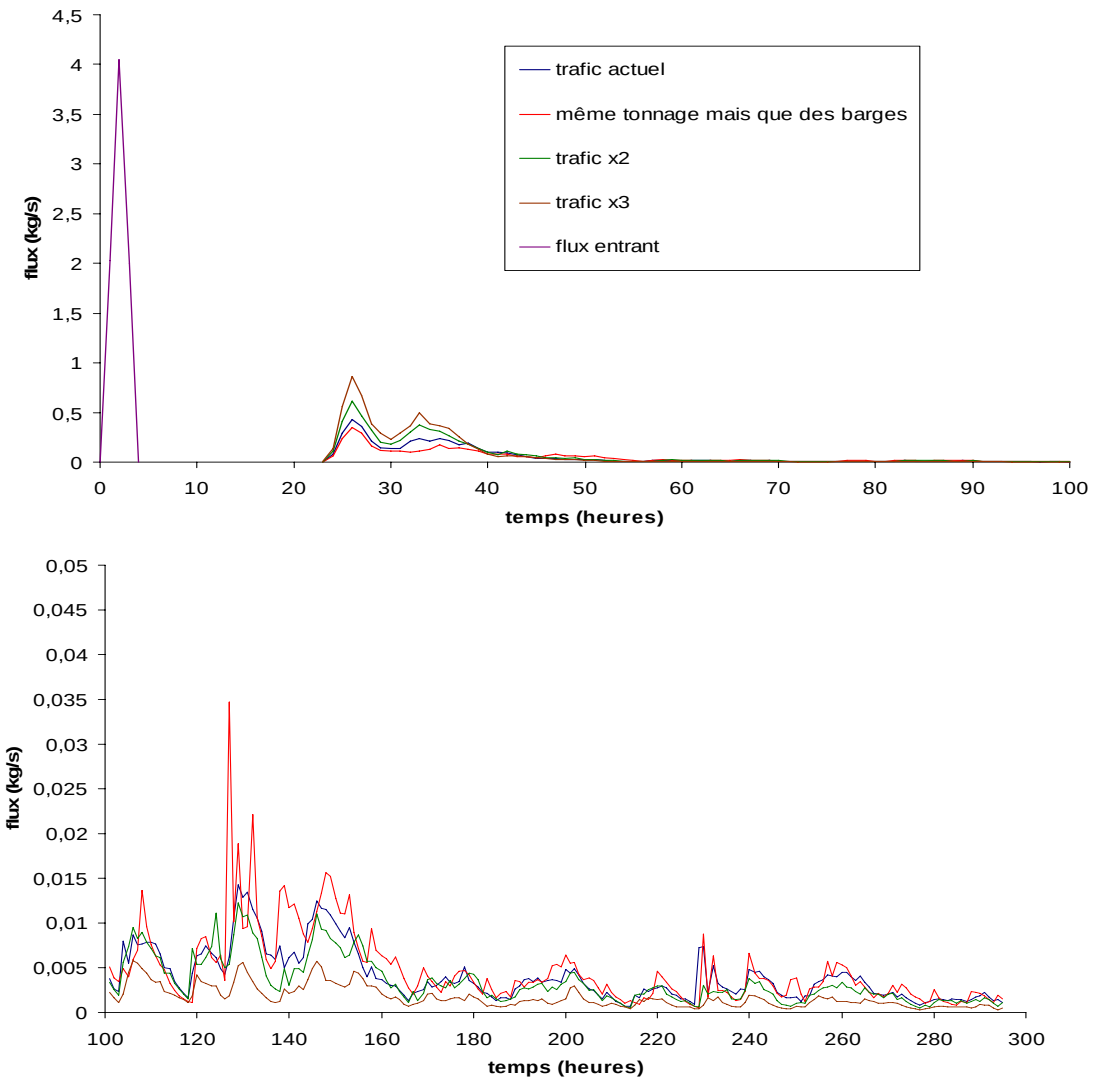


Figure 6.37. Simulation avec SUBIEF 2D d'un pic de pollution provenant de l'amont. Réponse à Andrésy en fonction de différents scénarios de navigation.

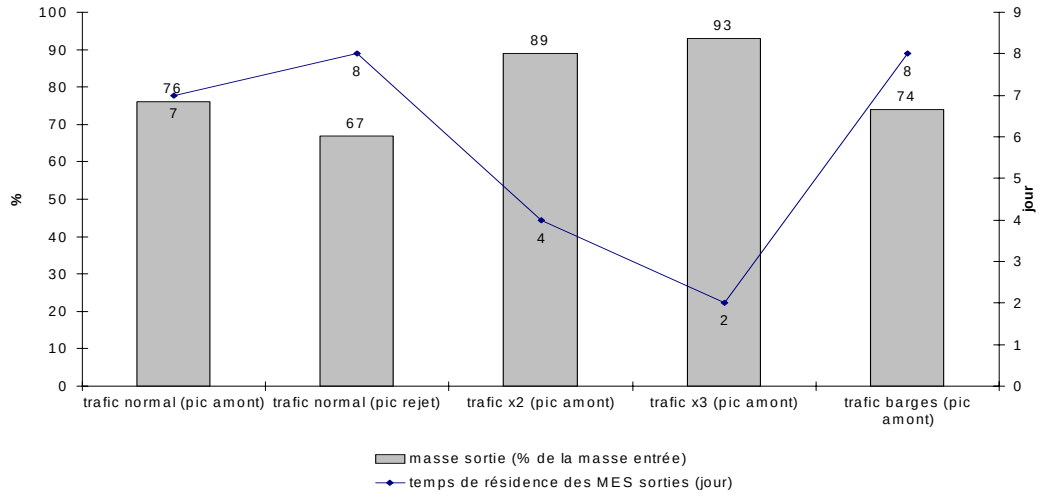


Figure 6.38. Simulation avec SUBIEF 2D. Temps de transit et masse des MES sorties en pourcentage de la masse entrée pour différents scénarios de navigation.

6.8 Temps de transit des particules pour l'étiage de juin et juillet 2000

Dans ce paragraphe, nous cherchons à estimer le temps de transit des particules soumises aux conditions hydrauliques des mois de juin et juillet 2000. Nous avons tout d'abord réalisé une simulation de l'hydrodynamique pour cette période, qui peut être considérée comme transitoire. Nous présentons les résultats de cette simulation dans le premier paragraphe. Ensuite, nous utilisons la méthode 2 du paragraphe 6.5.3 pour estimer l'âge des particules en transit.

6.8.1 Conditions hydrauliques transitoires de l'été 2000

Pour cette période, le débit de la Seine à Austerlitz a varié de 150 $m^3 s^{-1}$ entre le 20 juin et le 08 juillet à près de 400 $m^3 s^{-1}$ entre le 10 et le 15 juillet 2000 (figure 6.39). Les débits rejetés par la station d'épuration sont quand à eux quasi permanents pour cette période, compris entre 18 et 25 $m^3 s^{-1}$ (figure 6.40).

Connaissant la cote de la surface libre à Andrésy et Chatou, nous avons calé le coefficient de Strikler pour atteindre une cote de la surface libre à l'amont de notre domaine (pk 61), égale à celle obtenue par interpolation linéaire des cotes de Chatou et Andrésy. Un coefficient de Strikler de 35 permet de reproduire correctement la hauteur de la surface libre à l'amont du domaine (figure 6.41).

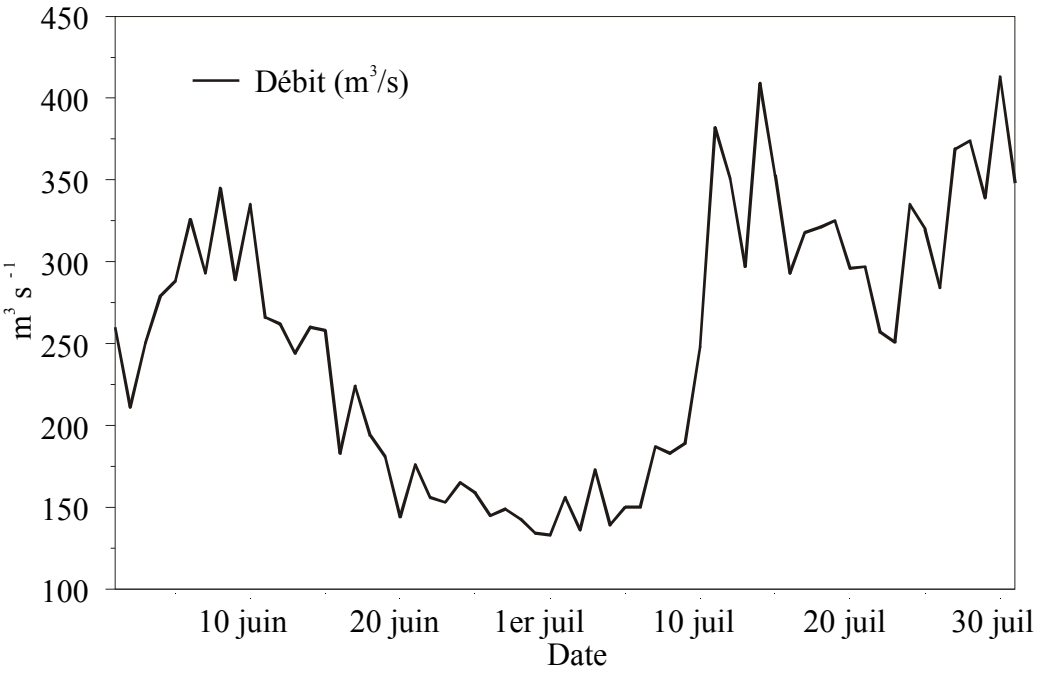


Figure 6.39. Débit de la Seine à Austerlitz pour les mois de juin et juillet 2000. Données Banque Hydro.

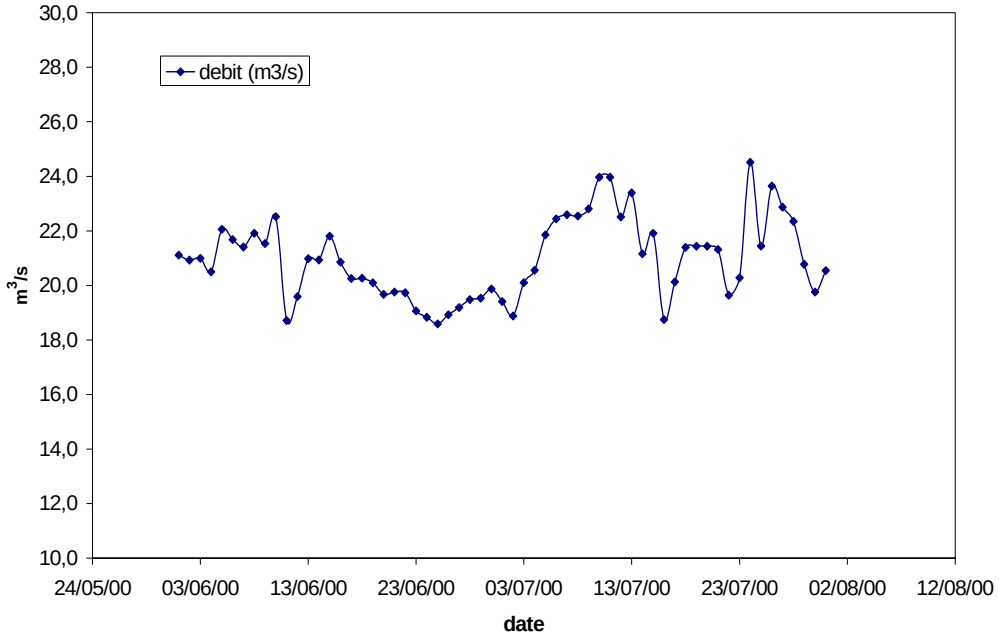


Figure 6.40. Débits des rejets d'Achères pour les mois de juin et juillet 2000. Données SIAAP.

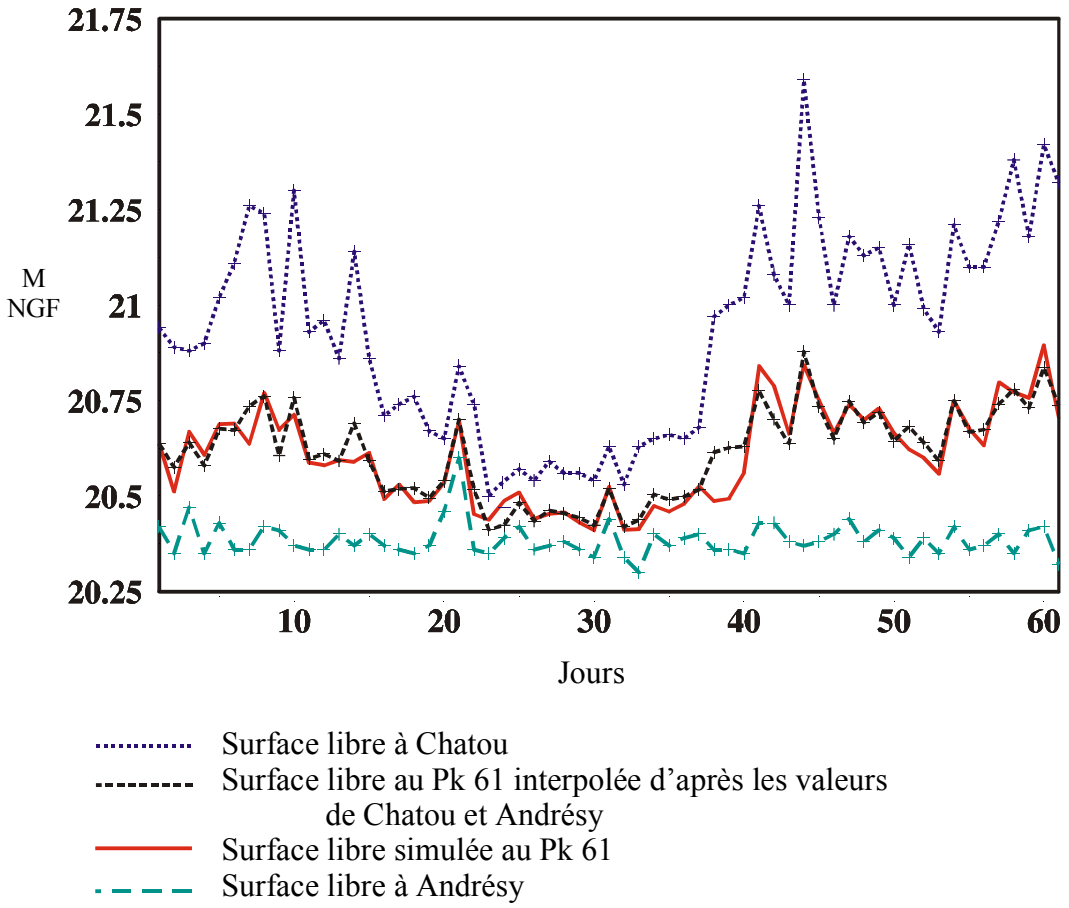


Figure 6.41. Comparaison de la cote de la surface libre simulée et interpolée à l'amont du domaine d'étude. L'interpolation est linéaire en fonction des cotes d'eau mesurées à Andrésy et Chatou. La valeur du coefficient de Strikler calé est de 35.

Les différences qui existent entre la cote de la surface libre interpolée et simulée au pK 61 peuvent être imputées aux mouvement des barragistes qui n'ont pas été représentés pour cette simulation.

Pour cette période, les vitesses moyennes de l'écoulement varient de 0.16 m s^{-1} pour les plus faibles débits à 0.44 m s^{-1} pour les plus forts. La puissance hydraulique de la rivière calculée à partir de la pente d'énergie amont aval et des vitesses de l'eau est elle aussi variable : pour des débits proches de 150 m^3 s^{-1}, sa valeur moyenne est estimée à 0.02 Watt m^{-3} alors qu'elle passe à 0.15 Watt m^{-3} pour des débits de l'ordre de 350 m^3 s^{-1}. A fort débit, l'érosion engendrée par l'écoulement propre est augmentée mais la puissance érosive générée par le passage des bateaux diminue, les hauteurs d'eau dans le bief étant plus grande qu'à faible débit.

6.8.2 Temps de transit des particules

Les concentrations imposées aux conditions aux limites pour les deux variables particulaires sont supposées constantes. On a repris les valeurs données dans le tableau 6.13 (§ 6.6). La figure 6.42 trace l'évolution temporelle de l'âge et des flux sortants des deux classes de particules au niveau du barrage d'Andrésy et de l'écluse de Dénouval. On constate que cet âge est sensiblement le même pour les deux classes. Il tend à diminuer lorsque le débit augmente, c'est à dire lorsque les flux en entrée augmentent. Le fait que l'âge des particules en transit diminue signifie que la contribution des sédiments provenant du fond dans l'âge des particules de la colonne d'eau est plus faible pour des débits de l'ordre de 400 m^3s^{-1} que pour des débits de 150 m^3s^{-1}. En d'autre terme, le rapport entre la quantité de particules jeunes qui entrent dans le bief et celles, plus âgées, qui sont remises en suspension augmente lorsque le débit augmente de 150 à 400 m^3s^{-1}. Sur la figure 6.43, on suit l'évolution temporelle du stock de vase et du débit. On constate qu'il y a toujours un dépôt net même pour les débits les plus élevés. Le bief Herblay/Andrésy est ainsi une zone de stockage des sédiments fins quelque soit le débit compris entre 100 et 400 m^3s^{-1}.

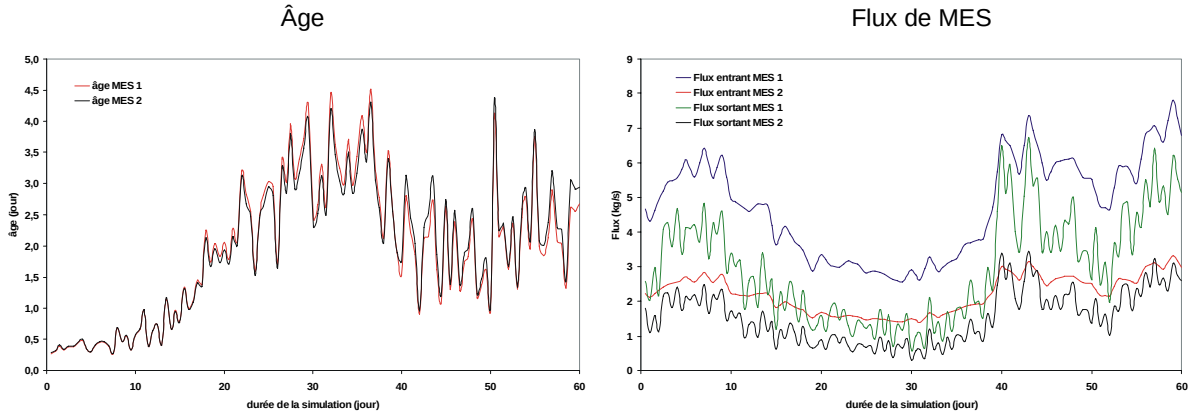


Figure 6.42. Âge et flux des deux classes de MES simulées pour l'étiage de juin et juillet 2000.

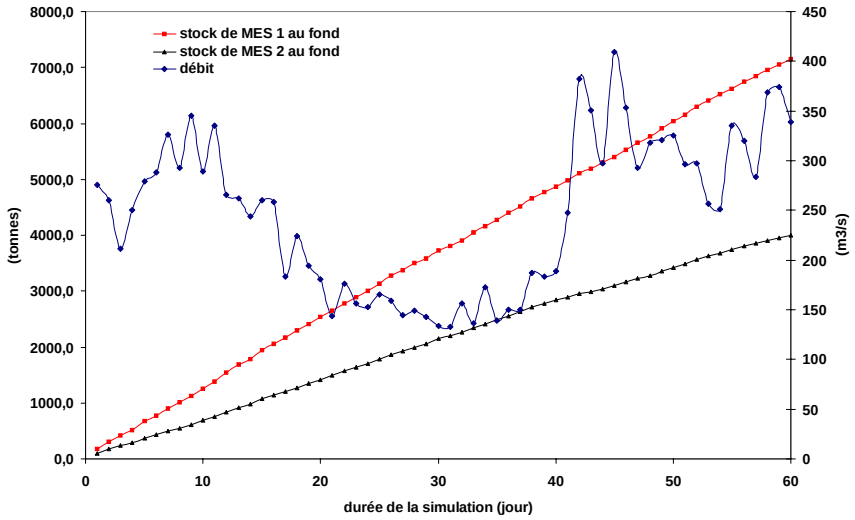


Figure 6.43. Évolution temporelle du stock de vase constitué par les deux classes de particules et du débit pour les mois de juin et juillet 2000.

Nous présentons sur les figures 6.44 à 6.47, les résultats concernant les dépôts vaseux après les deux mois d'étiage de juin et juillet 2000. On ne distingue pas de différence notable entre l'âge des dépôts formés par les MES 1 et ceux formés par les MES 2 (figures 6.44 et 6.45). Les dépôts les plus âgés ont environ 1 mois et se situent près des rives ainsi que dans les bras non navigables. Dans le chenal de navigation, les dépôts sont quasi inexistants et en constant remaniement. La composition de la vase diffère selon son positionnement. Dans le bras gauche de l'île d'Herblay, la crème de vase est composée à 60 % des particules issues de l'amont et à 40 % de celles issues des rejets. Entre la fin de l'île d'Herblay et l'aval du domaine, les MES issues d'Achères représentent environ 40 % du stock total (figure 6.47).

La hauteur de dépôt est elle aussi très variable (figure 6.46). Quasiment nulle dans le chenal de navigation, elle atteint 25 cm juste en aval des rejets, 10 cm juste à l'amont de l'île d'Herblay en rive gauche, et en aval de la confluence avec l'Oise. Il n'y a quasiment pas de dépôt dans le bras de Dénouval, malgré des vitesses de l'eau faibles. C'est le signe que la majeure partie des MES a sédimenté avant ou bien à l'entrée de ce bras.

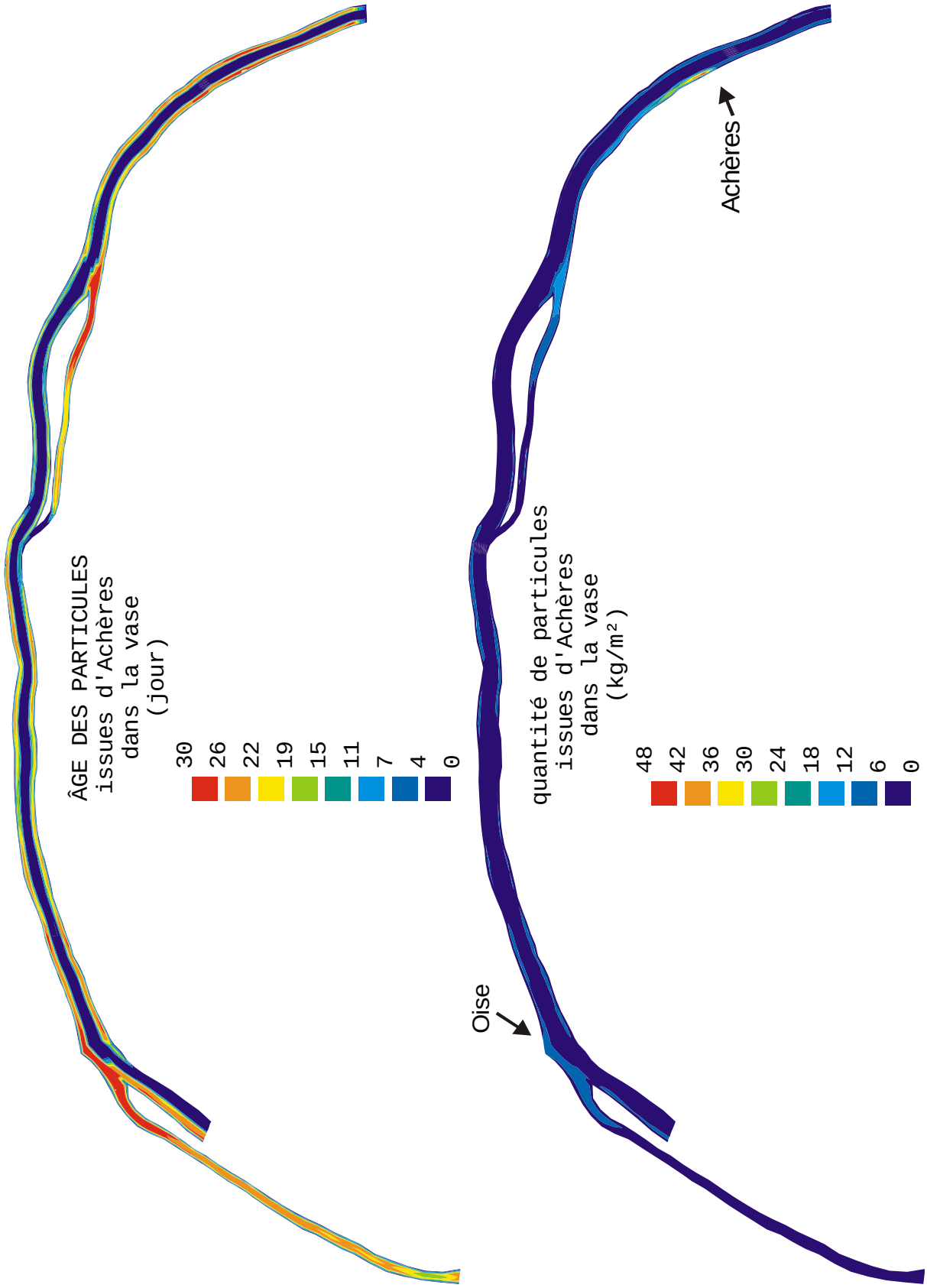


Figure 6.44. Âge et quantité des dépôts de particules issues principalement des rejets d'Achères au bout des deux mois d'étiage de juin et juillet 2000.

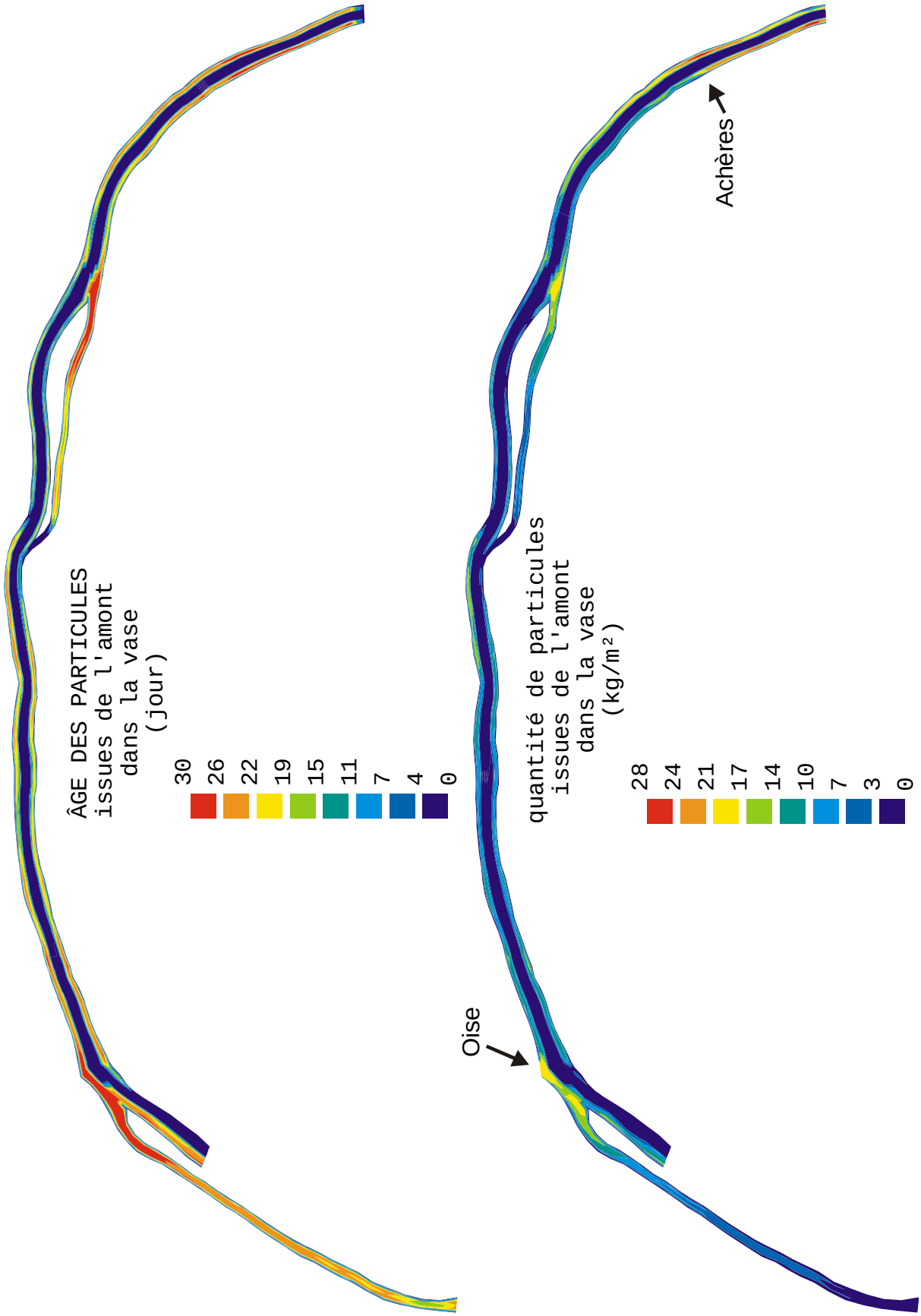


Figure 6.45. Âge et quantité des dépôts de particules issues principalement de l'amont au bout des deux mois d'étiage de juin et juillet 2000.

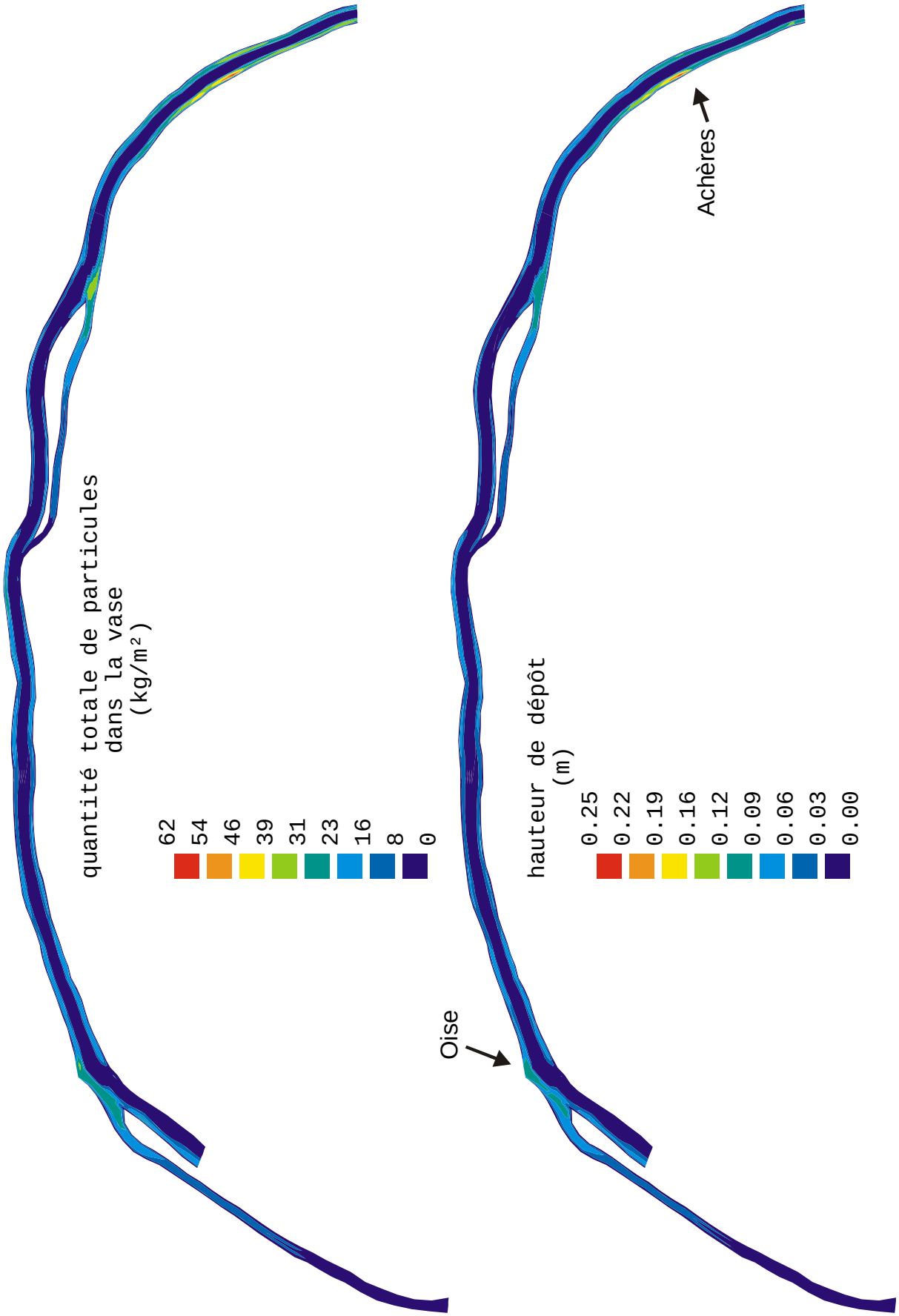


Figure 6.46. Quantité et hauteur de dépôt totales de la vase après l'étiage de juin et juillet 2000.

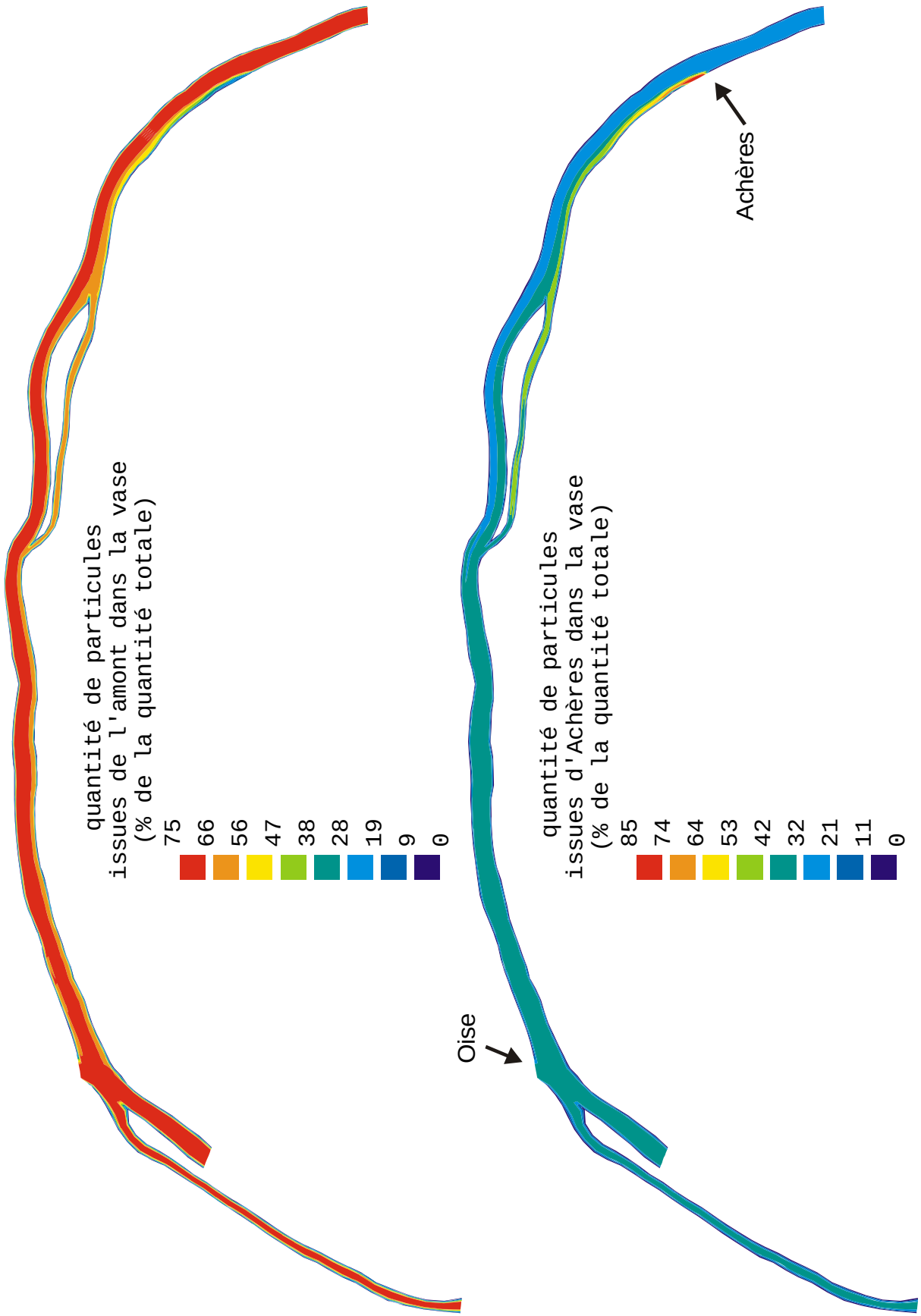


Figure 6.47. Quantité de particules dans la vase issues d'Achères ou de l'amont en pourcentage de la quantité totale, après les deux mois d'étiage de juin et juillet 2000.

6.9 Conclusions du chapitre 6

De nombreuses observations de terrain, mais également les résultats de modélisation, que ce soit avec ProSe ou avec Télémac-Subief 2D nous ont confirmé que le transport des particules dans la Seine à l'aval de Paris ne peut être bien rendu sans prendre en compte de façon simultanés les processus de déposition et de remise en suspension par la navigation à l'étiage. L'analyse comparée de simulations avec et sans navigation montre à quel point ce phénomène est prépondérant dans le transit des MES à l'étiage, aussi bien en terme de bilan que de temps de résidence dans le bief. La prise en compte de la navigation permet de maintenir un niveau réaliste de MES en utilisant des vitesses de chute cohérentes avec les mesures expérimentales. La localisation des dépôts récents dans le bief Herblay-Andrésy et l'âge de ces dépôts, estimé dans cette étude par différentes méthodes, sont très hétérogènes en fonction des classes de particules simulées et du champ de vitesses. Les hauteurs de dépôt sont quasi nulles dans le chenal de navigation, le trafic fluvial étant trop intense pour permettre une accumulation de sédiments, même pour les flocs les plus denses. Le fonctionnement hydrosédimentaire des bras non navigués est réellement très différent de celui du chenal principal. Le bras gauche de l'île d'Herblay notamment reçoit les particules polluées des rejets qui sédimentent et restent vraisemblablement dans ce secteur pendant toute la durée de l'étiage.

Le prochain chapitre a pour objectif d'estimer l'impact de ces dépôts, riches en matière organique et en bactéries, sur le déficit en oxygène observé à l'aval des rejets. La dégradation de la matière organique dans les vases, processus majeur dans le bilan d'oxygénation des rivières, tout particulièrement à l'aval de rejets urbains, va être étudiée finement. La connaissance acquise sur ce secteur pourra ensuite être utilisée pour l'étude de l'impact des rejets urbains de temps de pluie sur le milieu naturel.

Chapitre 7. Applications de SUBIEF 2D à la qualité d'eau de la Seine à l'étiage

7.1 Intercomparaison des modèles de qualité d'eau

7.1.1 Introduction

La validation d'un modèle bidimensionnel de qualité d'eau est délicate du fait de la difficulté de mesurer les différentes variables biologiques pour les deux dimensions d'espace horizontales. Aucune mesure du SIAAP ou du RNB n'est disponible à l'heure actuelle dans notre secteur d'étude. La campagne du 21 et 22 juillet 1999 avait cet objectif. Elle a permis de caractériser finement pour les trois dimensions d'espace, l'évolution de la température, de la conductivité et de la turbidité dans la Seine à l'aval de la station d'épuration d'Achères. Il n'en a pas été de même pour l'oxygène dissous, du fait d'un temps de réponse de la sonde à oxygène supérieur au temps d'immersion de cette sonde pour chaque verticale échantillonnée (paragraphe 7.2). Pour remédier à ce problème, nous avons alors décidé de comparer les résultats du modèle de qualité implémenté dans SUBIEF 2D avec ceux issus de ProSe 1D et à tubes de courant. La comparaison des deux modèles bidimensionnel permet d'évaluer la qualité et la robustesse de leurs résultats. Le modèle ProSe 1D, développé depuis une dizaine d'années, a, quand à lui, déjà été testé et validé dans de nombreuses situations (Even 1995 ; Even et al., 2000). Il va ainsi servir de référence dans l'intercomparaison des modèles présentée ci dessous.

7.1.2 ProSe 1D et ProSe à tubes (Even, 1995 ; Even et Poulin, 2001)

7.1.2.1 Généralités

ProSe est un modèle de simulation de la qualité de l'eau en rivière. Il a été appliqué à plusieurs rivières du bassin de la Seine (la Seine depuis Troyes jusqu'à Poses, la Marne depuis La Ferté Sous Jouarre, l'Oise depuis Compiègne, le Grand Morin, l'Orge, la Beuvronne). Il décrit le fonctionnement de l'écosystème fluvial en réponse à un certain nombre de contraintes (météorologie, morphologie) et de conditions aux limites (débits et qualité des principaux affluents, apports polluants).

Le modèle ProSe est composé :

- d'un modèle hydraulique monodimensionnel résolvant les équations monodimensionnelles de Barré de Saint-Venant complètes (Cunge et al., 1980). A partir de la description de la géomorphologie de la rivière (profils transversaux), de la connaissance des points singuliers (barrages, zone de diffluence, confluence) et de leur fonctionnement (lois d'écoulement au dessus des seuils), des débits amont et des apports latéraux, ce module permet de calculer les variables hydrauliques en chaque point du maillage monodimensionnel (hauteur d'eau, débit, vitesse, section mouillée). Il permet de représenter des situations permanentes et transitoires (variations du débit, mouvement de seuils) (Even et Poulin, 2001) ;
- d'un modèle de transport représentant d'une part, le transport à la vitesse de l'eau (advection) et le transport dispersif (incluant les différents processus de mélange). Dans la version monodimensionnelle, seule la dispersion longitudinale est représentée. Elle intègre alors un ensemble de processus (la turbulence, la convection différentielle). Les résultats du modèle ne sont alors valides que dans le champ lointain de points de rejets ponctuels, lorsque le mélange transversal est complet. Dans la version de ProSe à tubes de courant, les processus de dispersion longitudinale et transversale sont représentés. Le premier terme ne recouvre alors pas les mêmes réalités que dans le cas du modèle filaire (§1.1.2.2).
- d'un modèle de transport solide, une fraction très significative des constituants biochimiques étant contenue dans le compartiment particulaire. Le schéma conceptuel utilise les mêmes principes que ceux énoncés dans cette thèse. Les processus de sédimentation et de remise en suspension sont simultanés. A chaque instant, la colonne d'eau et la vase échangent des particules, dans la mesure des stocks disponibles au fond. Le calcul de l'érosion utilise le

concept de la capacité de transport (chapitre 2, § 2.6.2). la navigation est prise en compte comme un processus moyen continu (paramètre à caler) ;

- du module biogéochimique RIVE décrivant de façon déterministe les processus biologiques de croissance et de mortalité bactérienne hétérotrophe et autotrophe, phytoplanctonique et zooplanctonique. Il simule l'impact de ces processus sur les teneurs en carbone, azote, phosphore et oxygène (chapitre 2, § 2.6.3.3). Les variables de la colonne d'eau sont également présentes dans les sédiments (sédimentation des variables particulaires, échanges des espèces dissoutes par diffusion à l'interface). Les mêmes processus biologiques que dans la colonne d'eau continuent de s'y dérouler.

Pour plus de détails sur les modèles ProSe et RIVE, il est possible de consulter les références suivantes : (Even, 1995 ; Even et Poulin, 1998 ; Even et al., 1996 ; Even et al., 1998 ; Billen et al., 1994 ; Garnier et al., 1995).

7.1.2.2 ProSe peudo-bidimensionnel à tubes (Even et Poulin, 2001)

Une version de ProSe à tubes de courant a été développée récemment. Le calcul de l'hydraulique reste monodimensionnel (valeur moyenne sur la section), ce qui permet de réduire le temps de calcul par rapport à un modèle bidimensionnel complet. Le transport est bidimensionnel plan. L'approche à tubes de courant est valide dans le cas d'une hydraulique relativement homogène, en l'absence de courant de retour, par exemple, ce qui est le cas dans notre zone d'étude à l'étiage.

Brièvement, le calcul effectué est le suivant :

- calcul de l'hydraulique à chaque instant (si transitoire) ;
- calcul des limites de tubes, chaque tube transportant une même fraction de débit (si n est le nombre de tubes et Q le débit total dans une section, chaque tube transporte $\frac{Q}{n}$). Pour l'étape de transport, chaque tube se déverse alors simplement dans le tube suivant, ce qui permet ainsi de réduire la dispersion numérique (pas de mélange entre tubes). Pour plus de détails à ce sujet, le lecteur pourra se référer à Even et Poulin (2001).

Le nombre de tube est fixé par bief. ProSe permet de simuler des zones monodimensionnelles (1 tube) précédant ou succédant des secteurs bidimensionnels. Le passage entre biefs n'ayant pas le même nombre de tubes se fait par redistribution des tubes dans les tubes leur correspondant en aval, en fonction des débits respectifs.

Dans un modèle à tubes de courant, les échanges transversaux sont représentés sous la forme d'échanges par dispersion transversale entre les tubes. Le phénomène de mélange par convection différentielle est explicitement simulé, contrairement à un modèle monodimensionnel.

Pour l'intercomparaison des modèles, le nombre de tubes de ProSe a été fixé à 10. Selon la largeur de la section, chaque tube aura donc une dimension transversale comprise entre 10 et 20 mètres. La discrétisation transversale adoptée pour le maillage de SUBIEF 2D s'appuie sur des tailles de mailles de dimensions voisines.

7.1.3 Différences des schémas conceptuels adoptés dans SUBIEF et dans ProSe

Il existe tout d'abord une différence dans le calcul du champ de vitesses. Le modèle TELEMAC calcule directement les deux composantes horizontales de la vitesse (V_x *et* V_y) alors que ProSe à tubes de courant répartit simplement le débit dans les différents tubes et ne donne de valeur que pour la vitesse longitudinale.

Une deuxième différence réside dans le traitement des phénomènes induits par la navigation (dispersion transversale, érosion) :

Dans SUBIEF 2D, on calcule directement la variation du champ de vitesses moyen et des contraintes de cisaillement au passage d'une péniche, en fonction du tirant d'eau de cette péniche, de sa vitesse et des caractéristiques de l'hélice (diamètre, nombre de tours…). Les caractéristiques hydrauliques de l'écoulement sont donc modifiées localement, en fonction de la distance du nœud de calcul à l'axe du bateau. La puissance hydraulique de la rivière, somme de la puissance propre de l'écoulement et de celle générée par la navigation est donc variable en temps et en espace. Il en est de même pour la dispersion longitudinale et transversale ainsi que pour le flux d'érosion (chapitre 4, § 4.3.2 et 4.3.3).

Dans ProSe, la puissance hydraulique de la rivière est aussi la somme de la puissance propre de l'écoulement et de celle générée par la navigation, mais cette dernière est exprimée sous la forme d'un coefficient constant traduisant un effet moyen continu de la navigation (Even et al., 2000a). P_{nav} vaut entre 0.02 et 0.1 W m^{-3}, en fonction de la valeur de la pente d'énergie J, qui évolue en fonction du débit. Ces valeurs sont très comparables à une estimation directe correspondant à une circulation de 40 bateaux par jour, se déplaçant à une vitesse de 10 km h^{-1}, et développant une puissance de 300 kW (Hervé, comm. Pers.). la formulation suivante est alors adoptée pour le calcul du coefficient de dispersion transversale :

$$K_t = \alpha_t \left(1 + \frac{P_{nav}}{P_{hyd}} \right) H\, u^* \qquad (7.1)$$

où α_t est le coefficient de dispersion adimensionnel, H la hauteur d'eau et u^* la vitesse de cisaillement moyenne.

Pour faciliter l'interprétation des résultats obtenus pour l'intercomparaison, nous avons décidé d'utiliser le même module biologique dans les différents modèles. Le module simplifié, présenté au chapitre 4 (§ 4.6), a donc été implémenté dans ProSe. Les valeurs des paramètres sont identiques dans ProSe et dans SUBIEF 2D. L'intercomparaison des trois modèles a été réalisée sur une simulation de 2 mois, correspondant à l'étiage de juin et juillet 2000 pour lequel les débits en Seine ont varié de 140 à 400 m^3 s^{-1}. L'objectif de cette intercomparaison est de comparer les résultats fournis par les trois outils pour la Seine dans des conditions d'étiage de temps sec afin de préciser leurs domaines d'application respectifs, d'améliorer leur applicabilité et notamment leur prédictivité, en analysant les divergences éventuelles entre les résultats.

7.1.4 Données d'entrées hydrauliques et conditions aux limites pour l'intercomparaison des modèles de qualité d'eau

7.1.4.1 Hydraulique

Les débits simulés sont ceux des mois de juin et de juillet 2000. Les résultats acquis par TELEMAC 2D ont été présentés au chapitre 5. Le fichier hydrodynamique lu par SUBIEF 2D correspond au fichier de sortie de TELEMAC au pas de temps journalier (nous avons choisi d'avoir des sorties journalières car les données d'entrée sont elles aussi journalières). Si le pas de temps de SUBIEF pour simuler la qualité de l'eau est plus petit que la journée (ce qui est le cas puisque nous avons utilisé un pas de temps de 20 secondes pour simuler les processus de transport et de biologie), une interpolation linéaire est faite afin de récupérer la bonne valeur du débit au pas de temps de calcul.

7.1.4.2 Qualité d'eau

Les données de qualité d'eau utilisées proviennent du SIAAP en ce qui concerne les rejets de la station d'épuration d'Achères et de la subdivision de lutte contre la pollution de Bougival pour la Seine à Sartrouville et pour l'Oise.

Les données du SIAAP sont au pas de temps journalier et concernent les matières en suspension totales, la DBO5, la DCO et le COT. Les variables biologiques simulées n'étant pas toutes mesurées, des conversions en terme de matière organique et de biomasse bactérienne ont été effectuées : la relation entre DBO5 et variables organiques a été déterminée au niveau de rejets traités des principales stations

d'épuration de la Seine (Servais et al., 1999a). Les résultats de cette étude ont été repris pour exprimer les quantités de matière organique dissoute et particulaire de différentes classes de dégradabilité ainsi que les biomasses bactériennes apportées par les rejets. La matière organique dissoute réfractaire a été déterminée comme une charge fixe par habitant (Servais et al., 1999a).

Pour la Seine et l'Oise, nous disposons de séries de mesures ponctuelles effectuées par la subdivision de lutte contre la pollution de Bougival dans notre domaine. Trois campagnes ont été menées au cours des deux mois qui nous intéressent, à Sartrouville, point amont de notre zone d'étude, à Conflans dans la Seine (amont de la confluence avec l'Oise) et à Conflans dans l'Oise. Les mesures concernent l'oxygène dissous, les MES totales, la DBO5, la DCO, le COD et la chlorophylle A. Elles ont été effectuées le 23 mai, le 20 juin et le 18 juillet 2000. Pour l'Oise à Conflans, une autre série de mesures a été réalisée le 7 juillet 2000. La chlorophylle a est mesurée pour estimer la quantité de phytoplancton. La conversion en biomasse carbonée puis en différentes espèces simulées (diatomées et chlorophycées) est nécessaire. Le rapport $\frac{C}{chla}$ estimé pour les deux espèces à 0.035 par Hanset (1989) est utilisé. Selon la période de l'année, des proportions forfaitaires de chlorophycées et de diatomées sont employées, compte tenu des connaissances acquises précédemment en Seine (Even, 1995). Pour les mois de juin et juillet 2000, nous avons supposé que l'ensemble de la biomasse phytoplanctonique était composé de chlorophycées.

Nous ne disposons pas de mesures régulières de biomasse bactérienne pour la Seine. Compte tenu de valeurs de biomasse mesurées par les équipes du PIREN-Seine à différents moments de l'année, des évolutions en courbe de Gauss sur l'ensemble de l'année ont été adoptées par Even et al. (2000a) pour valider le modèle ProSe 2.0 sur la Seine depuis l'amont de Paris jusqu'à Poses pour l'année 1996. Nous avons repris les valeurs estimées pour les mois de juin et juillet 1996 pour définir la condition limite amont en terme de grosses bactéries (> 1 µm, valeur de 0.05 mgC l^{-1}) et petites bactéries (< 1 µm, valeur de 0.1 mgC l^{-1}).

La figure 7.1 décrit la variation temporelle des différents constituants introduits dans les trois modèles pour la condition limite amont, celle de l'Oise et celle des rejets.

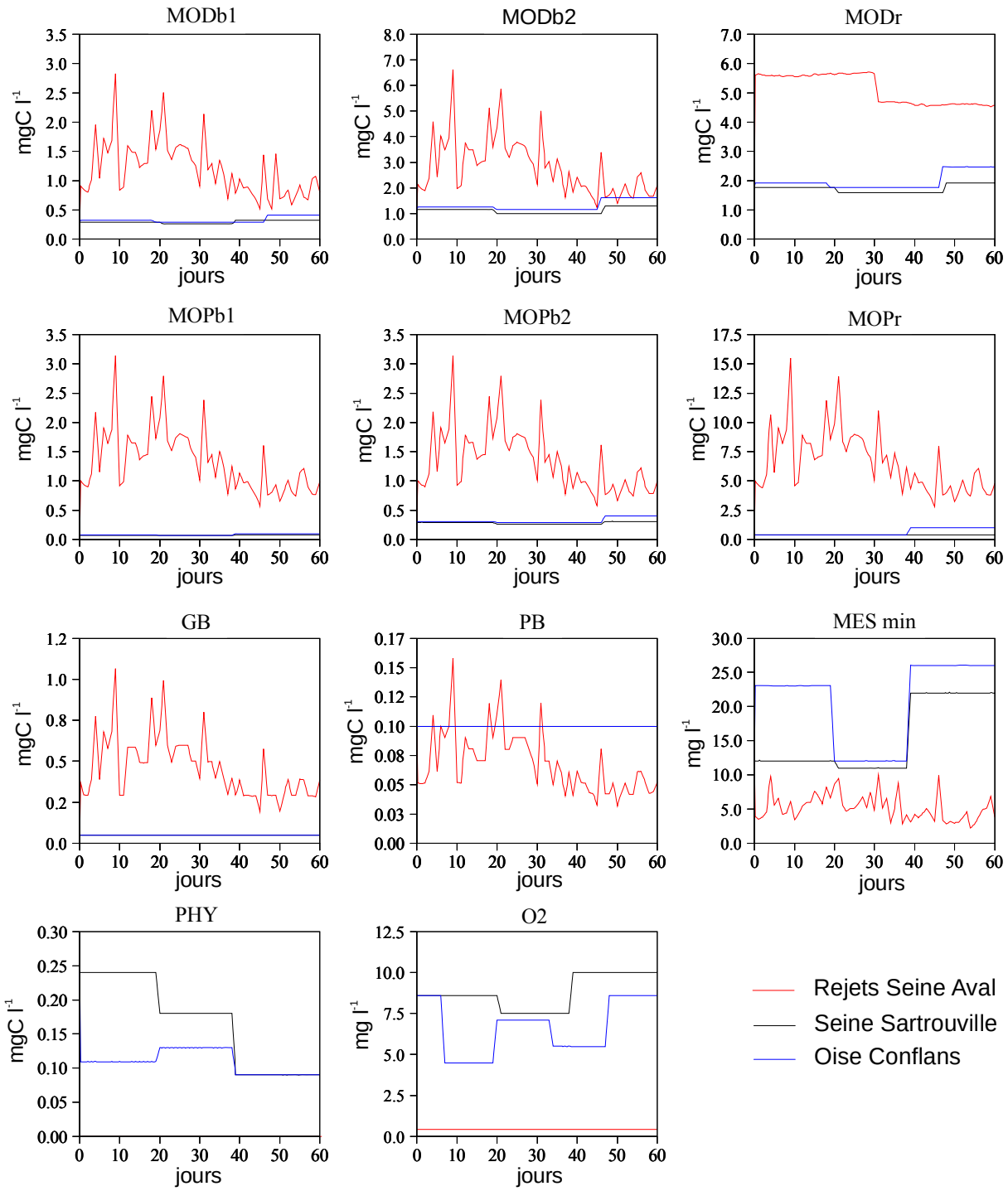


Figure 7.1. Conditions aux limites pour les rejets (rouge), la Seine à Sartrouville (noir) et l'Oise à Conflans (bleu), pour la simulation de l'étiage de juin et juillet 2000. Données SIAAP et subdivision Bougival.

7.1.5 Résultats

7.1.5.1 Suivi temporel des principales variables biologiques

Nous présentons ici les résultas de simulation obtenus pour les trois modèles sous la forme du suivi temporel des différentes variables biologiques en différents points kilométriques. Pour pouvoir comparer les résultats des modèles bidimensionnels et du modèle filaire, nous avons moyenné les résultats sur la transversale pour chaque section en ce qui concerne ProSe à tubes et SUBIEF 2D. Les figures 7.2 à 7.7 exposent les résultats obtenus pour ces simulations. Les carrés noirs représentent les valeurs acquises lors des différentes campagnes du R.N.B (Réseau National de Bassin).

Le premier constat qui s'impose est la relativement bonne adéquation entre les profils simulés par chacun des trois modèles et les mesures.

Toutefois, un certain nombre de différences, qui ne remettent pas en cause la validité des modèles respectifs, apparaissent dans les réponses des différents modèles.

Comparaison ProSe 1D/ProSe à tubes.

Compte tenu de différences existant entre ProSe et SUBIEf 2D, la comparaison entre ProSe 1D et ProSe à tubes, pour lesquels seul l'aspect transversal est dissemblable, permet de montrer les spécificités d'une modélisation 2D par rapport à une modélisation 1D.

Prose 1D simule des déficits en oxygène plus importants que ProSe à tubes, la différence entre les concentrations augmentant d'amont en aval et surtout pour la période de bas débit, entre le 20 juin et le 10 juillet (figure 7.4). L'écart en concentration atteint 0.8 mgl^{-1} pour cette période juste en amont de l'Oise. Cette différence peut s'expliquer par deux phénomènes :

- d'une part, les concentrations des bactéries dans la colonne d'eau dans ProSe 1D sont supérieures à celles simulées par le modèle à tubes, ce qui entraîne une consommation d'oxygène plus importante (figure 7.6). On retrouve un stock de vase moyen calculé au fond supérieur dans ProSe à tubes que dans le modèle filaire (figure 7.8). Par contre, la surface de dépôt simulée dans ProSe 1D est égale à 1.41 km^2. Elle est supérieure à celle calculée par le modèle à tubes, égale à 1.35 km^2. soit une différence de 60000 m^2. En effet, dés lors qu'une sédimentation nette est calculée dans une section, le modèle filaire considère, par définition, que c'est la superficie totale de la section qui est sujette au dépôt vaseux. Nous verrons dans le paragraphe 7.3 que la diffusion à l'interface eau-sédiment est limitante vis à vis de la consommation d'oxygène de la colonne d'eau dans nos conditions de simulation. Il suffit qu'une très fine pellicule de vase soit formée pour que la consommation d'oxygène dissous de la colonne d'eau par les sédiments atteigne son maximum. Ces constatations vont dans le sens d'une consommation d'oxygène dissous par le compartiment benthique plus importante dans ProSe 1D que dans ProSe à tubes ;
- d'autre part, le développement phytoplanctonique est plus important dans le modèle à tubes, aussi bien en valeurs moyennes journalières qu'en écart pour les cycles jour/nuit. Ces différences sont les plus marquées entre le 20 juin et le 10 juillet, période pour laquelle les écarts en oxygène dissous sont les plus forts (figure 7.5) et correspondant aux débits les plus faibles. Le développement phytoplanctonique est lié à l'activité photosynthétique dans la colonne d'eau. Dans un modèle filaire, cette activité correspond à une moyenne sur toute la section, dépendant de la hauteur d'eau moyenne. Par contre, le modèle à tubes permet de calculer des hauteurs d'eau à différents endroits de la section. Le développement phytoplanctonique ainsi calculé est alors plus important pour les tubes près des berges. La différence obtenue pour le phytoplancton peut s'expliquer par ce phénomène.

Concernant le transport solide, on observe une différence très faible entre les deux modèles pour la concentration en MES minérales alors que pour le carbone organique particulaire et les bactéries totales, la différence de concentration n'est pas négligeable (valeurs plus faibles dans la colonne d'eau pour le modèle à tubes et pour la période de bas débit) (figures 7.3, 7.6 et 7.7). Il semble donc que la sédimentation nette des variables provenant majoritairement des rejets (COP et bactéries) soit plus intense pour le modèle à

tubes alors que la sédimentation nette des variables provenant de l'amont (MES minérales) est identique pour les deux modèles. En effet, une des différences essentielle entre une modélisation monodimensionnelle et une modélisation bidimensionnelle horizontale est la description des caractéristiques hydrauliques (vitesse, hauteur d'eau). Dans un modèle 1D, le calcul du transport sédimentaire est effectué à partir de valeurs moyennes sur la section. Dans un modèle 2D, les vitesses de l'écoulement et la hauteur d'eau seront plus faibles près des rives que dans les zones centrales. Pour un rejet situé sur une des berges, un modèle bidimensionnel va représenter une sédimentation nette plus importante dans le panache du rejet, là où les vitesses sont plus faibles et où les concentrations restent plus élevées. Avec un modèle filaire, le calcul du flux de sédimentation est effectué par rapport à une vitesse moyenne dans la section, à priori plus élevée que dans le cas précédent, et pour une concentration moyenne du rejet tout de suite dilué sur la totalité de la section. Si les différences observées pour les particules organiques n'existent pas pour les particules minérales, c'est parce que la proportion de particules minérales dans les rejets est plus faible que celle provenant de l'amont pour lequel les MES minérales sont homogènes sur toute la section.

Comparaison ProSe à tubes/SUBIEF 2D

Cette intercomparaison permet, d'une part, de valider les développements effectués dans SUBIEF 2D, ProSe ayant été testé dans de nombreuses situations servant de référence et, d'autre part, de qualifier les effets de la navigation, intégrés différemment dans les deux modèles.

La différence du schéma conceptuel concernant la navigation est sensible sur les résultats des variables particulaires de la colonne d'eau. Les fluctuations de ces variables sont tout d'abord plus grandes avec SUBIEF 2D qu'avec ProSe à tubes à cause du passage plus ou moins irrégulier des péniches dans le chenal. De plus, SUBIEF tend à calculer en moyenne des concentrations dans la colonne d'eau plus fortes pour les particules organiques et des concentrations plus faibles pour les particules minérales (figures 7.3, 7.6 et 7.7). Il semble que ce soit la répartition des différents stocks constitués au fond, associée à la prise en compte de la navigation, différente dans les deux modèles, qui expliquent ce phénomène. L'hypothèse émise est que le stock de MES au fond est limitant dans SUBIEF 2D vis à vis de l'érosion imputable à la navigation. C'est d'ailleurs ce que nous avions remarqué au paragraphe 6.4.3.5. Le stock de COP, lui, n'est pas limitant vis à vis de l'érosion, car il provient en grande partie des effluents d'Achères et se situe préférentiellement en rive gauche, endroit non touché par les jets d'hélices mais uniquement par le courant de retour. On ne retrouve pas ces phénomènes dans ProSe à tubes de courant qui prend en compte la navigation par l'intermédiaire d'un coefficient constant, identique dans le chenal de navigation et près des berges. Pour justifier cette hypothèse, il faudra regarder les différences de répartition du stock de COP et de MES simulé dans la vase par les deux modèles.

Concernant, l'oxygène dissous, on observe une différence de concentration de l'ordre de 0.3 mg l^{-1} pour la période de bas débit à l'amont de l'Oise, les plus faibles concentrations étant simulées par SUBIEF. Par contre, les niveaux d'oxygène sont équivalents lorsque la concentration à l'amont du domaine est de 10 mg l^{-1} (figure 7.4). On peut attribuer les différences et similitudes observées, d'une part, à la dégradation bactérienne plus forte dans SUBIEF à cause d'une quantité de bactéries dans la colonne d'eau plus importante (figure 7.6) et, d'autre part, à l'activité phytoplanctonique plus faible pour SUBIEF surtout la nuit (figure 7.5).

Malgré ces quelques différences, les trois modèles se comportent correctement sur l'ensemble du domaine au regard des quelques points de mesures disponibles, qui ne sont malgré tout pas suffisants pour permettre de caractériser l'évolution de l'oxygène en aval de la station d'épuration et ainsi de valider ProSe à tubes et SUBIEF 2D. Il apparaît de plus que, dans des conditions de débit et de concentration des différents constituants biochimiques identiques pour les trois modèles, et pour des paramètres introduits dans le module biologique égaux, ProSe 1D calcule un déficit en oxygène plus important, 10 kilomètres en aval des rejets, que les modèles à tubes et bidimensionnel. Cette différence s'explique vraisemblablement par une répartition différente, simulée par les trois modèles, des sédiments riches en bactéries et en matière organique.

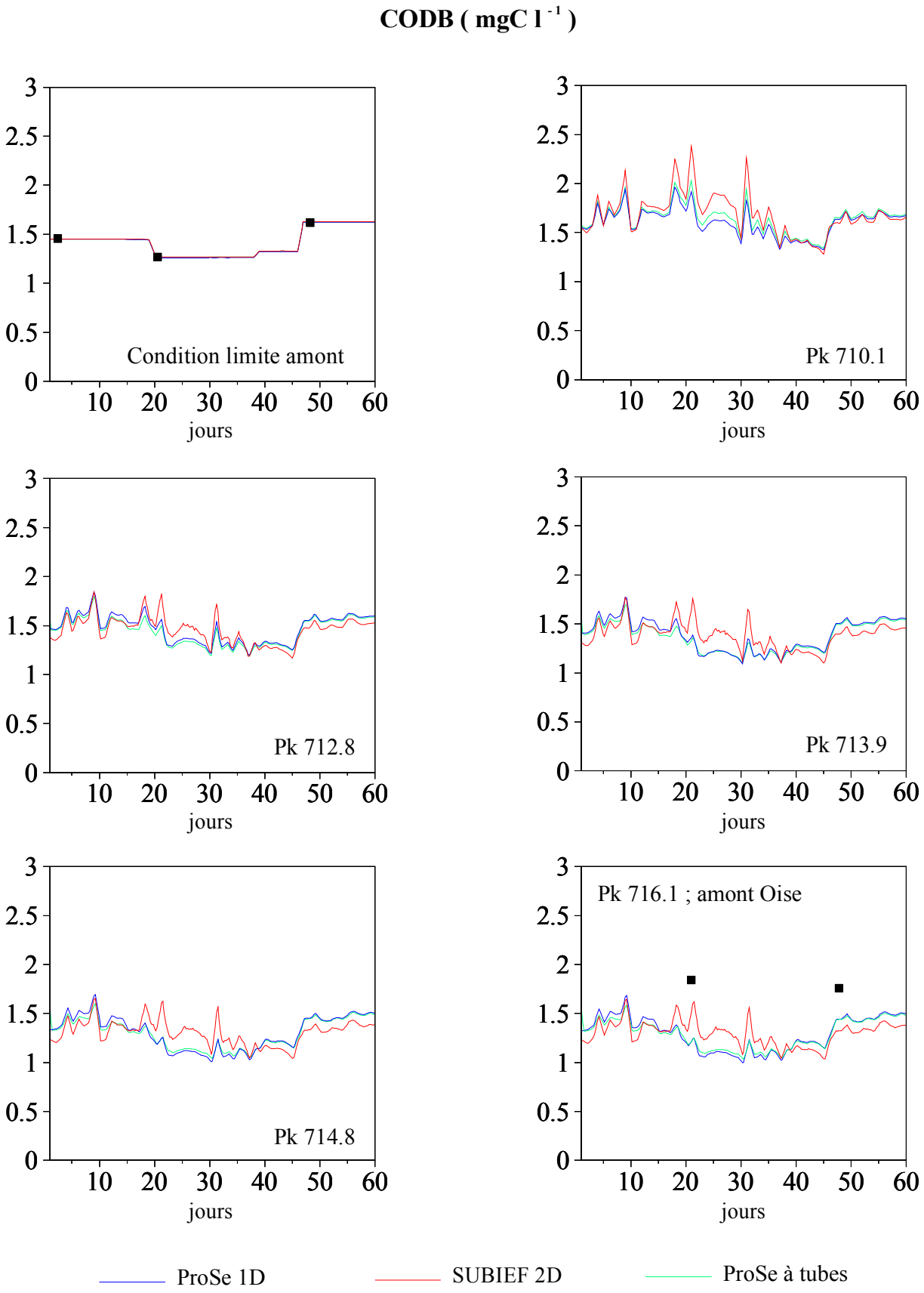


Figure 7.2. Simulation par les trois modèles des profils temporels de carbone organique dissous biodégradable pour l'étiage de juin et juillet 2000. Comparaison avec les données de la subdivision de lutte contre la pollution de Bougival (carré noir).

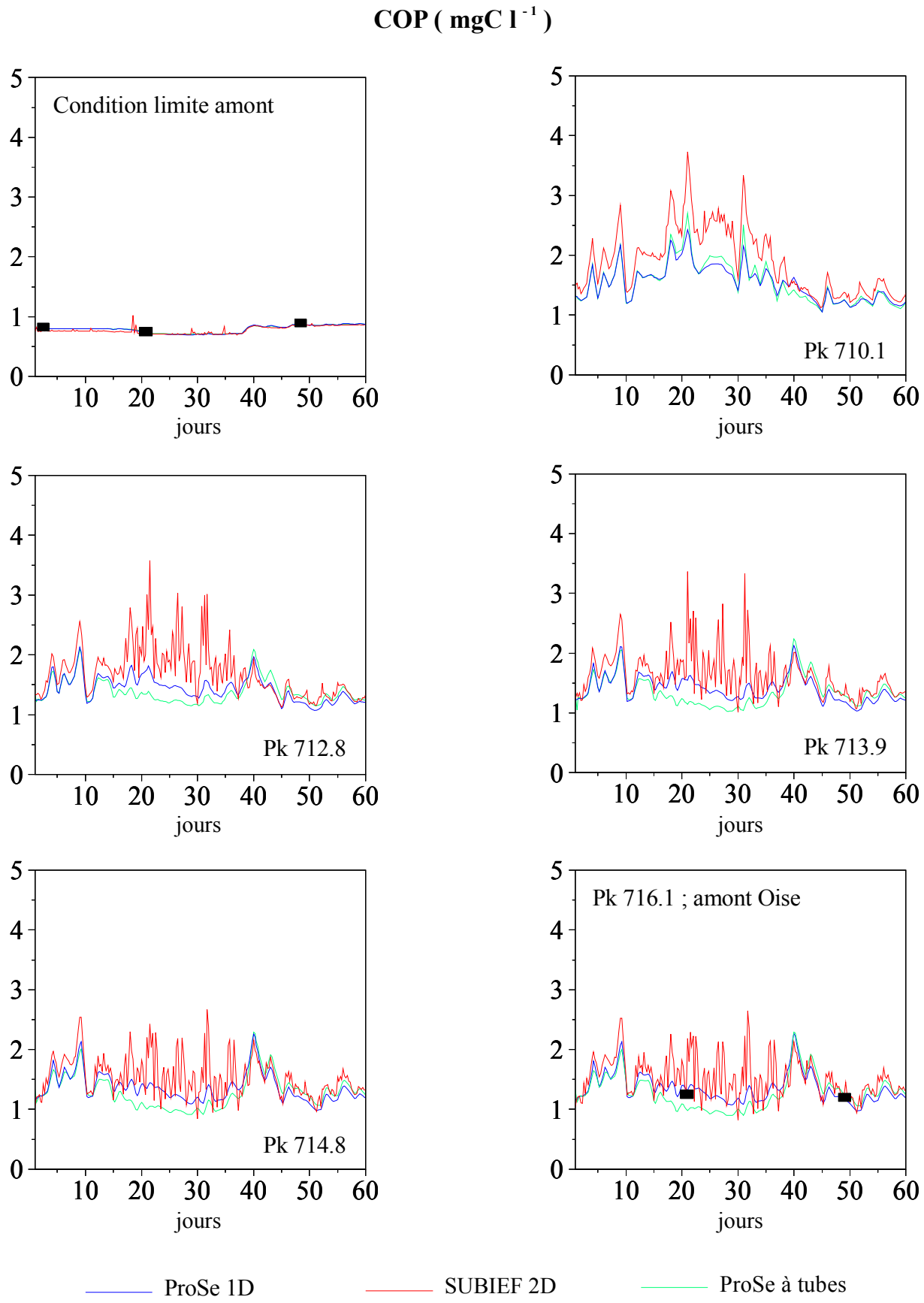


Figure 7.3. Simulation par les trois modèles des profils temporels de carbone organique particulaire pour l'étiage de juin et juillet 2000. Comparaison avec les données de la subdivision de lutte contre la pollution de Bougival (carré noir).

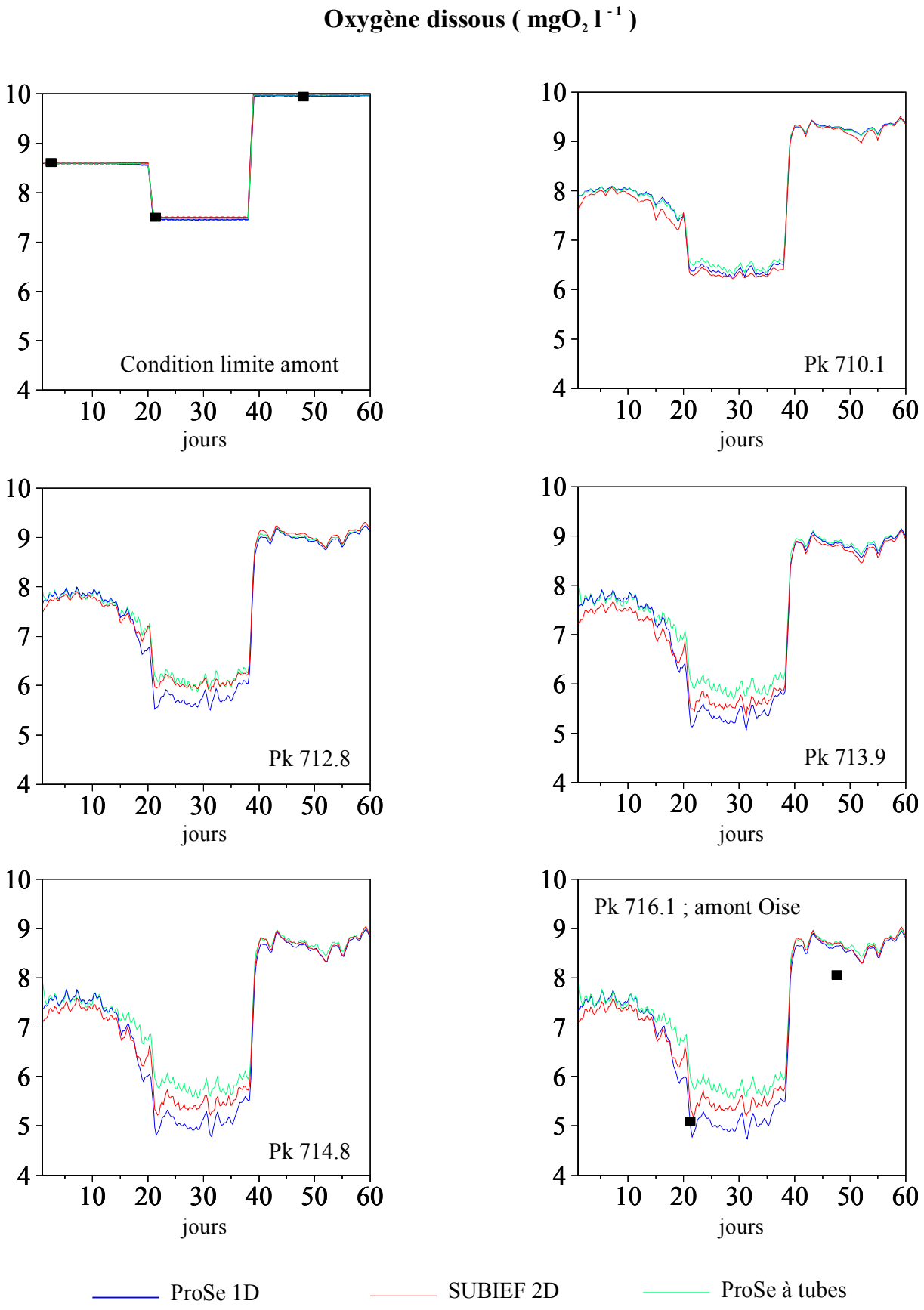


Figure 7.4. Simulation par les trois modèles des profils temporels d'oxygène dissous pour l'étiage de juin et juillet 2000. Comparaison avec les données de la subdivision de lutte contre la pollution de Bougival (carré noir).

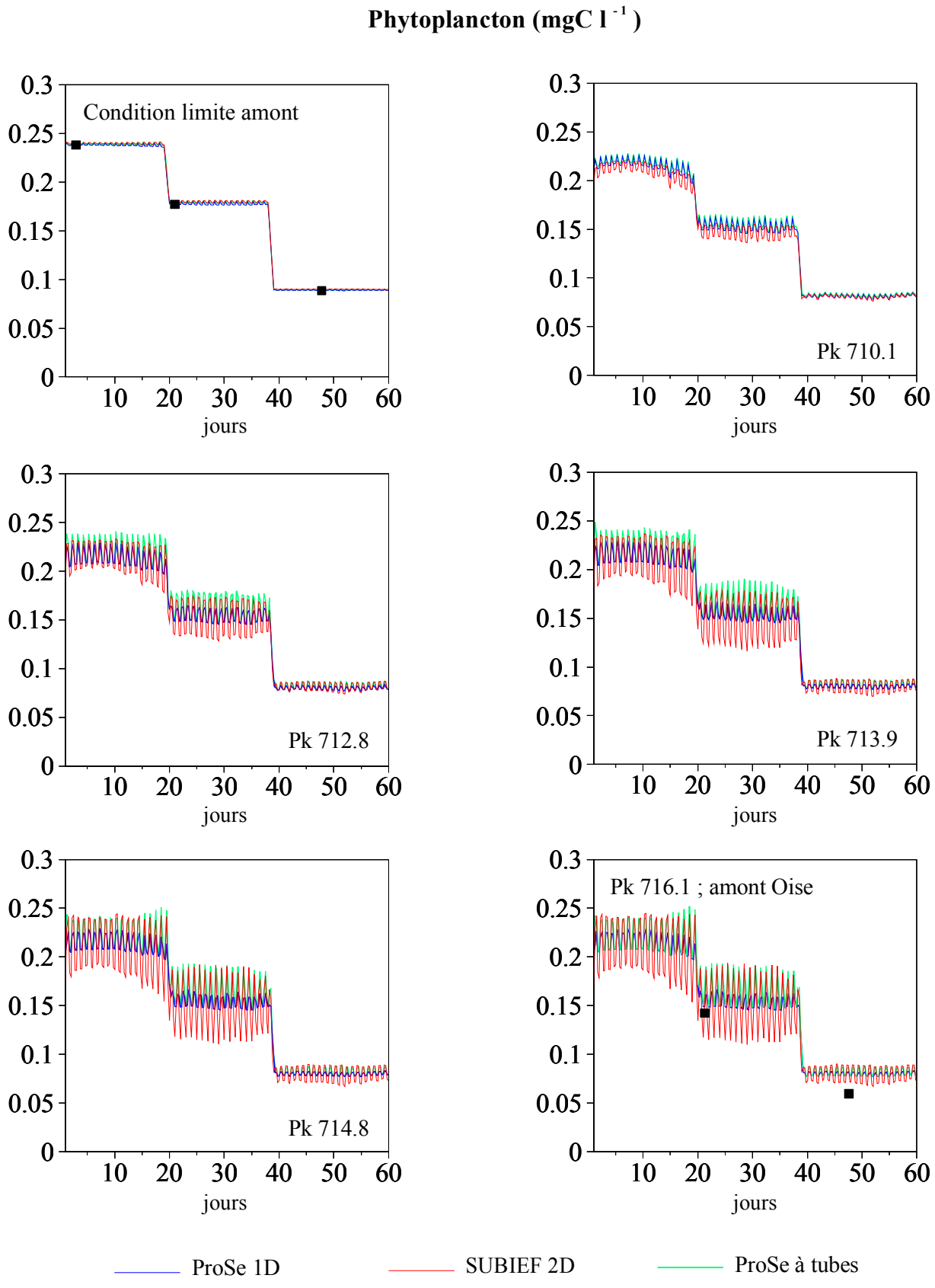


Figure 7.5. Simulation par les trois modèles des profils temporels de phytoplancton pour l'étiage de juin et juillet 2000. Comparaison avec les données de la subdivision de lutte contre la pollution de Bougival (carré noir).

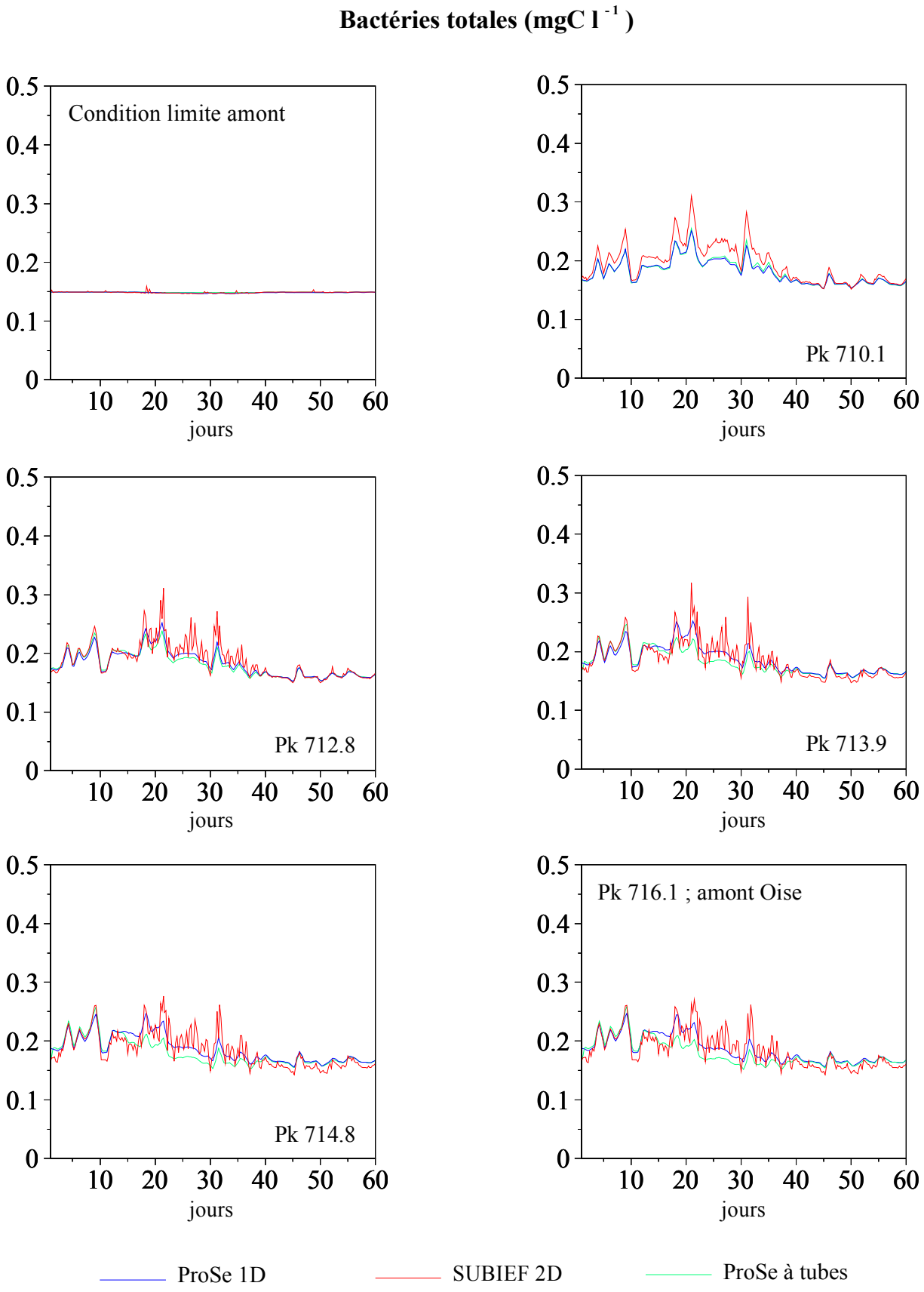


Figure 7.6. Simulation par les trois modèles des profils temporels des bactéries totales (< 1 µm et > 1 µm) pour l'étiage de juin et juillet 2000.

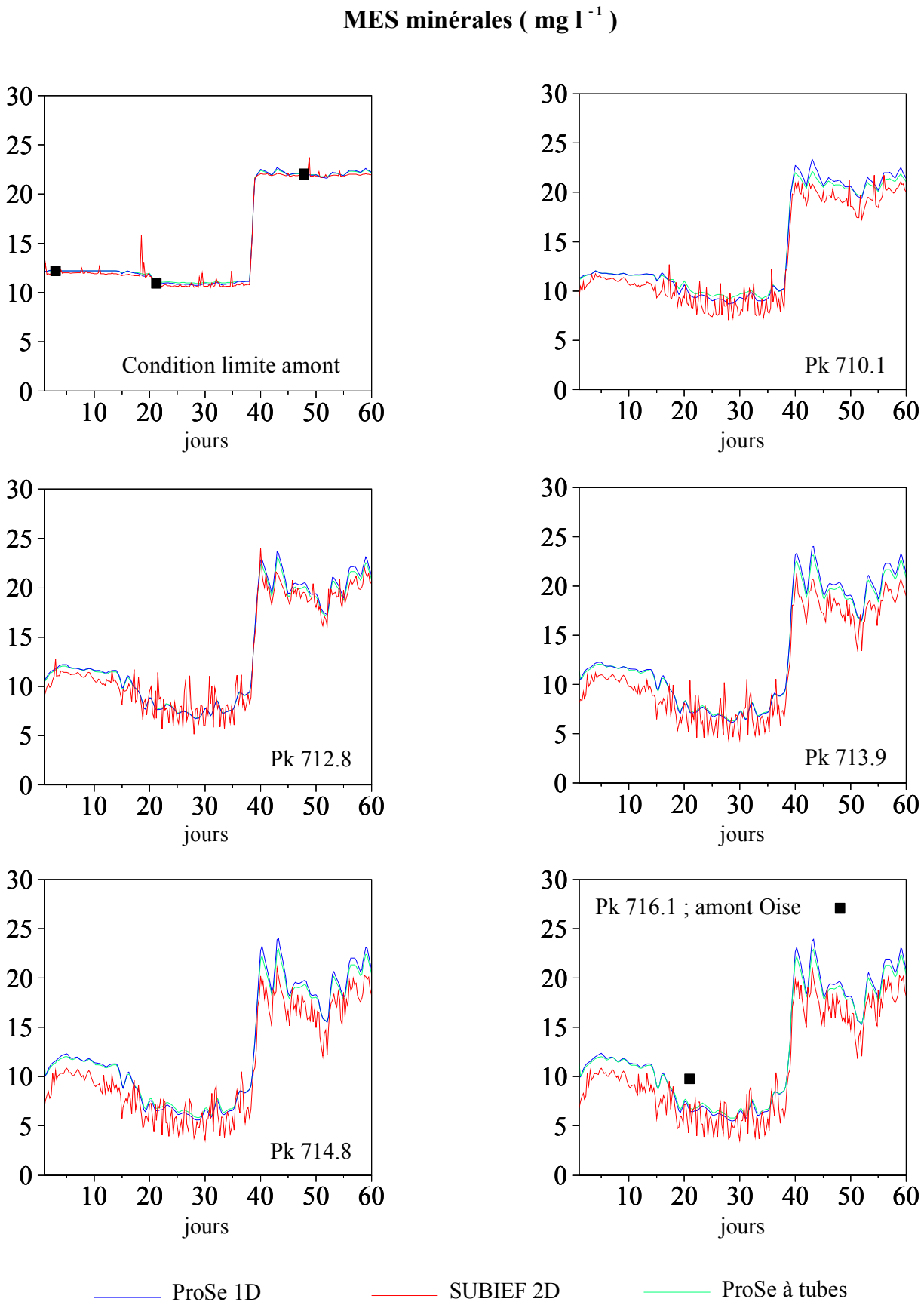


Figure 7.7. Simulation par les trois modèles des profils temporels de matières en suspension minérales pour l'étiage de juin et juillet 2000. Comparaison avec les données de la subdivision de lutte contre la pollution de Bougival (carré noir).

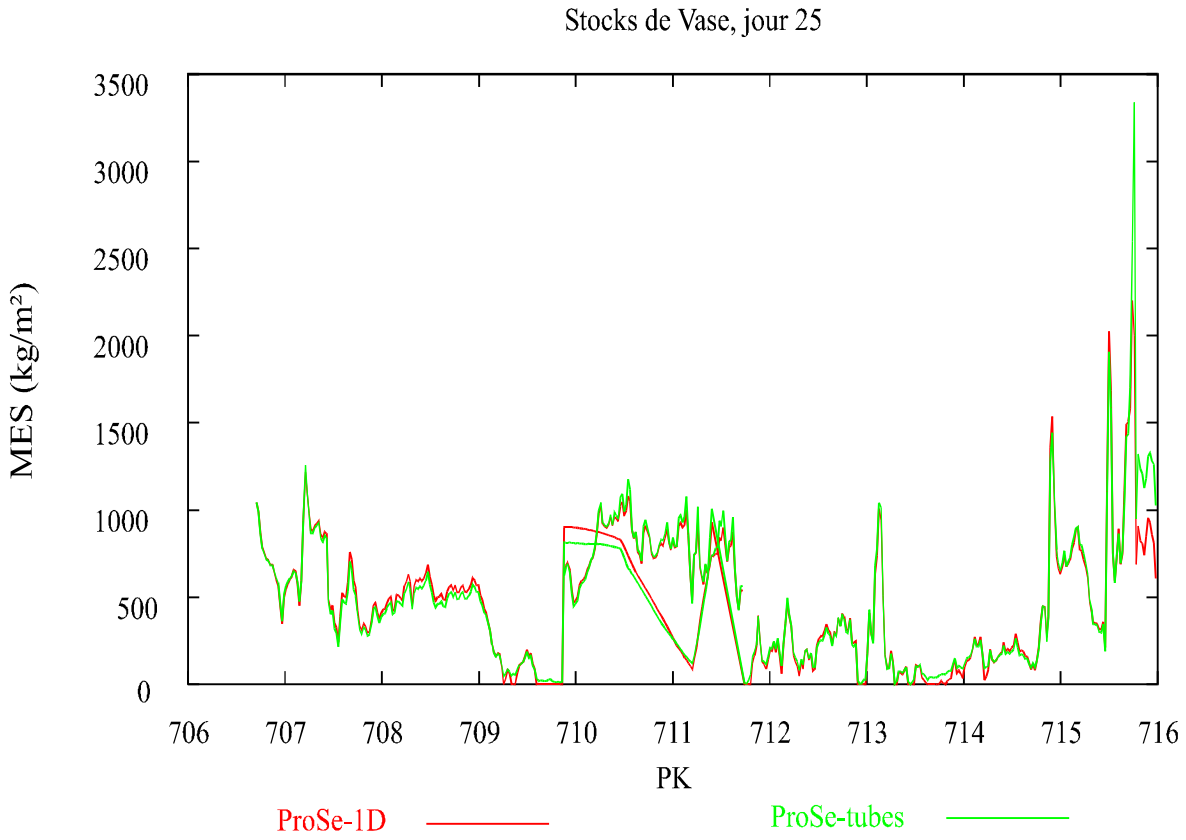


Figure 7.8. Évolution longitudinale du stock de vase après 10 jours de simulation tel que calculé par ProSe 1D et proSe à tubes de courant.

7.1.5.2 Composition de la crème de vase : données expérimentales et modélisation par SUBIEF 2D

Le développement des modules simulant le transport des particules et les réactions au fond de la rivière, aussi bien dans ProSe (Even et al., 1998) que dans SUBIEF 2D doit, pour être validé, s'appuyer sur des données caractéristiques de la fine pellicule de vase. Les résultats obtenus doivent être comparés à des observations *in situ*. Nous nous sommes appuyés sur les travaux de Delbec (1999). En effet, un certain nombre de campagnes de terrain ont été menées pour évaluer en terme de carbone, d'azote et de bactéries, la composition de cette couche de vase par rapport à la qualité habituelle de l'eau de Seine. Deux campagnes d'échantillonnage de ces matières déposées au fond de la Seine ont été réalisées au cours de l'été 1998 : le 21 et 23 juillet et le 1er et 4 septembre. Les conditions en Seine lors de ces deux campagnes étaient similaires. Le débit lors de la première d'entre elles était de 110 $m^3 s^{-1}$ et la température de l'eau de 22,3°C, tandis que pour la deuxième, ces valeurs étaient respectivement de 100 $m^3 s^{-1}$ et de 21°C (Delbec, 1999).

Les échantillonnages ont été réalisés en 5 endroits, de l'amont vers l'aval. Deux de ces points sont dans notre domaine : l'aval des rejets en rive gauche (figures 7.9 et 7.11) et juste en amont de l'Oise en rive droite (figure 7.13). Le point de prélèvement « aval d'Achères » est situé à deux kilomètres des rejets et correspond à une zone comprise entre les deux points pour lesquels nous observons les résultats de la simulation, présentés figures 7.9 et 7.11.

En chaque point de prélèvement, deux échantillons de dépôt ont été collectés en deux endroits différents, ainsi qu'un autre se situant dans l'eau, à un mètre au dessus du fond. Cela permet de comparer les caractéristiques des particules déposées par rapport à celles de la colonne d'eau. Les échantillons ont été collectés à partir d'un bateau (Delbec, 1999), à l'aide d'un dispositif de prélèvement expérimental composé d'un support, d'un entonnoir d'aspiration, d'un cylindre collecteur et d'un tuyau de chasse. Le dispositif était déposé au fond de la Seine avec précaution à l'aide d'une corde (le but était de provoquer le moins de remous possible afin de ne pas chasser les dépôts avant collecte). L'ouverture d'une vanne provoquait l'aspiration des particules de la fine pellicule de vase.

Même si la période d'échantillonnage ne correspond pas à la période de simulation, nous pouvons tout de même comparer les résultats de la modélisation et les mesures car, dans les deux cas, le débit et les températures en Seine étaient du même ordre de grandeur (sauf entre le 10 et le 30 juillet où le débit de la Seine en 2000 atteint 400 $m^3 s^{-1}$). La confrontation des résultats de simulation et des mesures permet de juger du bon fonctionnement du modèle et de montrer si les processus dominant dans le secteur d'étude sont bien représentés dans le modèle.

Les échantillonnages réalisés montrent que les dépôts sont 4 à 30 fois plus chargés en particules que la colonne d'eau. Delbec (1999) explique que ce résultat semble confirmer que le dispositif de prélèvement a permis de recueillir avec efficacité les matières déposées.

Les deux prélèvements juste en aval des rejets montrent une concentration en MES entre 100 et 600 mg l^{-1} dans les dépôts (Delbec, 1999). La simulation donne quant à elle une concentration en MES comprise entre 500 et 550 mg l^{-1}, constante pendant les deux mois simulés (figures 7.9 et 7.11). Les teneurs en COD mesurées aussi bien dans l'eau collectée au fond qu'à un mètre du fond sont similaires, de l'ordre de 4.5 mg l^{-1}. Les concentrations simulées sont elles aussi quasi identiques et varient de 5 à 12 mg l^{-1}. Le rapport CODB/COD simulé, dans l'eau et dans les dépôts, est lui aussi très proche des rapports trouvés pour les différents échantillons : le rapport calculé d'après les mesures est de 0.25 dans les dépôts, la simulation donne des valeurs comprises entre 0.1 et 0.2. Dans l'eau de surface, ce rapport vaut 0.4 d'après les mesures et entre 0.4 et 0.5 pour la simulation. Au vu de ces résultats, il semble que le modèle soit en adéquation avec les mesures pour les variables dissoutes, aussi bien dans les dépôts que dans la colonne d'eau.

Si l'on cherche à caractériser les particules par les rapports COPB/COP et COP/MES, on constate aussi une très bonne similitude entre mesures et simulation : Le rapport COP/MES mesuré varie entre 0.12 et 0.15 pour les eaux de surface et 0.08 et 0.12 pour les dépôts. La simulation donne des valeurs comprises entre 0.1 et 0.25 respectivement dans les deux compartiments. Le rapport mesuré COPB/COP varie entre 0.45 et 0.55 dans la colonne d'eau (valeur simulée de l'ordre de 0.35) et entre 0.3 et 0.5 dans les dépôts (valeur simulé entre 0.2 et 0.25). Il est intéressant de constater enfin que, aussi bien dans la modélisation que dans les mesures, il n'y a pas de différence importante en terme de dégradabilité entre les particules collectées dans la colonne d'eau d'une part et dans la couche de dépôt d'autre part. On met ainsi en évidence une sédimentation très rapide des effluents de Seine-Aval, bien reproduite par le modèle.

Pour les dépôts situés juste en amont de l'Oise (figure 7.12), on observe aussi une très bonne correspondance entre mesures et simulation : les mesures montrent une concentration moyenne en COD de 4 mgC l^{-1} aussi bien dans l'eau que dans les dépôts (valeur simulée entre 3 et 4 mgC l^{-1}), un rapport CODB/COD compris entre 0.08 et 0.4 dans l'eau (valeurs simulées de 0.4) et entre 0.2 et 0.35 dans les dépôts (valeurs simulées entre 0.05 et 0.25). Pour la qualité des particules à cet endroit, les mesures montrent un rapport COP/MES compris entre 0.12 et 0.15 (valeurs simulées entre 0.05 et 0.15) pour l'eau et entre 0.08 et 0.1 dans les dépôts (valeurs simulées entre 0.12 et 0.17) et un rapport COPB/COP compris entre 0.35 et 0.55 dans l'eau et dans les dépôts (valeurs simulées entre 0.25 et 0.4).

D'autres points intéressant peuvent être relevés si l'on regarde l'évolution temporelles des différents paramètres simulés : tout d'abord, le rapport CODB/COD est quasiment constant dans l'eau superficielle et dans les dépôts pour les deux mois de simulation. Les échanges à l'interface eau-sédiment simulés dans SUBIEF permettent donc une bonne réalimentation du compartiment benthique *via* la colonne d'eau qui permet d'alimenter la dégradation de la matière organique dissoute par les bactéries déposés au fond. Ensuite, en regardant les rapports COPB/COP et COP/MES, on constate qu'ils diminuent régulièrement dans les dépôts lorsque le temps de simulation augmente, et cela pour tous les points observés situés dans le panache des effluents. Cette constatation met en évidence un vieillissement des dépôts, qui deviennent de plus en plus minéraux par suite de l'activité bactérienne hétérotrophe. Cette activité est aussi plus intense dans les dépôts que dans la colonne d'eau, le rapport COPB/COP de la colonne d'eau restant quasi constant et supérieur à celui des dépôts. L'analyse de la dynamique des suspensions réalisée au chapitre précédent est vérifiée par cette simulation et la comparaison avec les mesures : les particules transitant dans la colonne d'eau et sortant du bief sont très jeunes, elles n'ont pas le temps de rester dans les dépôts en raison du brassage par les péniches. Par contre, les particules piégées près des rives restent en place, et vieillissent au fur et à mesure que l'étiage persiste.

On remarque aussi, comme on pouvait s'y attendre, une hétérogénéité transversale et longitudinale de la composition des dépôts. Ainsi, juste en aval d'Achères (figures 7.9 et 7.10), les dépôts en rive droite sont plus minéraux que ceux de la rive opposée (rapport COP/MES entre 0.1 et 0.13 en rive droite, entre 0.17 et 0.25 en rive gauche). Le rapport COPB/COP dans les dépôts non soumis au panache d'Achères (figure 7.10) est constant, de l'ordre de 0.45. Cette valeur correspond à la fraction biodégradable du carbone organique particulaire total introduit dans le modèle à la condition limite amont. Si l'on compare la composition des sédiments récents au point juste en aval des rejets en rive gauche (figure 7.9) et au point amont de l'île d'Herblay (figure 7.11), on constate une diminution sensible du rapport COP/MES ainsi que du rapport CODB/COD. Par contre le rapport COPB/COP reste inchangé. Les particules sont plus minérales au niveau d'Herblay qu'au niveau des rejets, la contribution des MES minérales provenant de l'amont étant plus importante à ce point. Les sédiments d'Herblay sont déjà moins riches en CODB que ne le sont ceux de l'aval des rejets. Enfin, les sédiments en aval de l'Oise en rive droite sont caractéristiques de la composition biochimique de l'eau de l'Oise (figure 7.13). La fraction organique des MES totales est faible, de l'ordre de 0.08. L'influence des particules provenant des effluents d'Achères est très faible, l'essentiel du matériel particulaire ayant sédimenté en amont de cette zone. Les sédiments présents dans le bras de Dénouval rendent bien compte de la qualité de l'eau et des particules de l'Oise.

Les différentes comparaisons montrent que le module benthique implémenté dans SUBIEF 2D permet d'obtenir une très bonne adéquation entre mesures et modélisation, que l'on se place juste en aval des rejets ou à la confluence avec l'Oise. Cette étude peut être considérée comme une première phase de validation du modèle, les différents paramètres du module biologique n'ayant pas été modifiés et correspondant à ceux implémentés dans ProSe, modèle validé par d'importantes séries de mesures (Even et al., 1996).

La station d'épuration d'Achères apparaît comme une source majeure et surtout continue de particules susceptibles de décanter très rapidement dans la colonne d'eau puis de se déposer. Ces particules de nature beaucoup plus organique que celles provenant de l'amont, en formant un stock fortement dégradable, consomment l'oxygène dissous de la rivière, soit au sein de la couche superficielle, soit dans la colonne d'eau en cas de remise en suspension. Voyons maintenant dans quelle mesure ce stock de particules influence le bilan d'oxygène calculé par le modèle en temps sec.

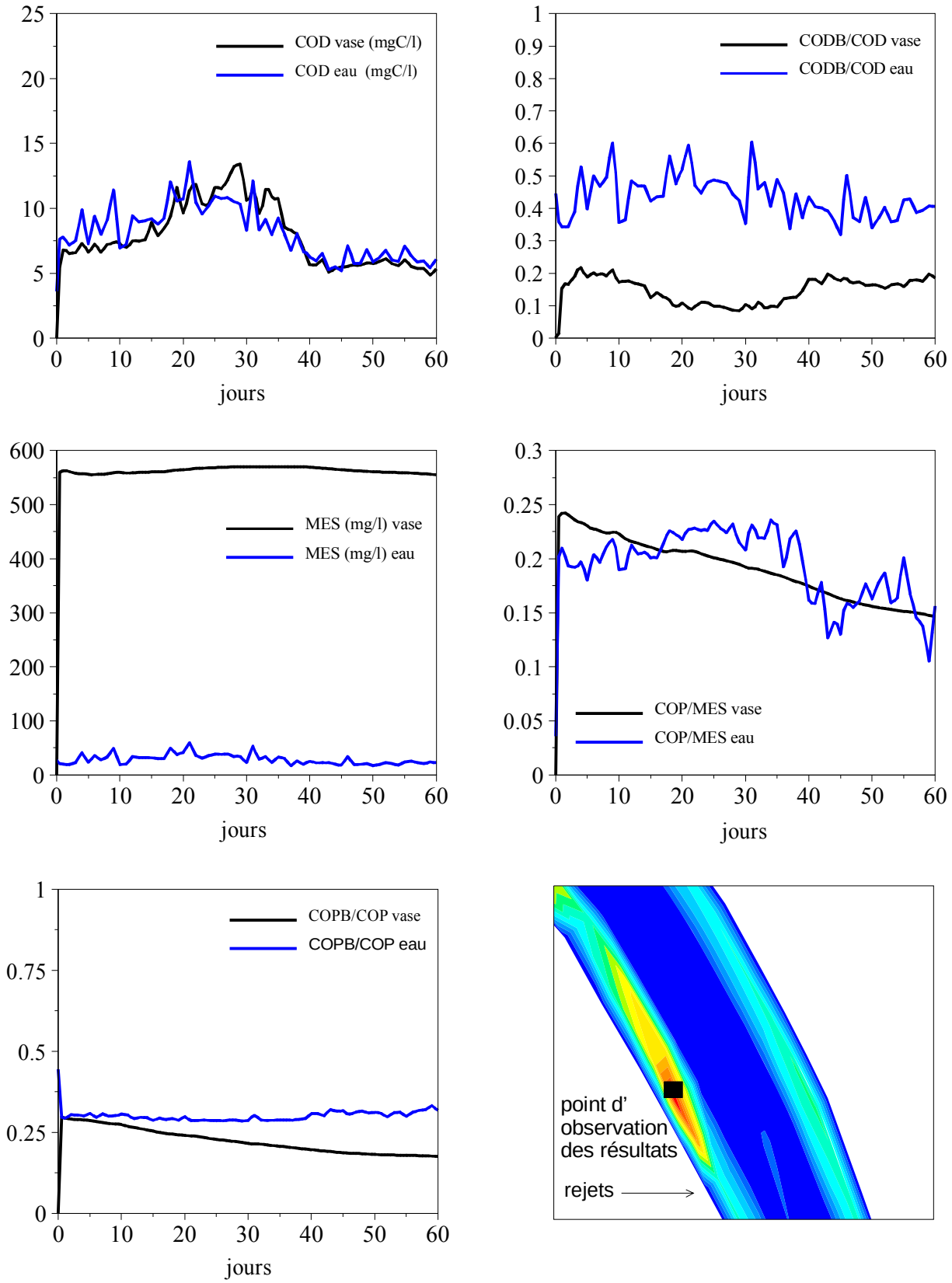


Figure 7.9. Évolution temporelle du COD, du rapport CODB/COD, des MES totales, du rapport COP/MES et du rapport COPB/COP, dans l'eau et dans la vase, en aval des rejets de Seine Aval, rive gauche, au cours de l'étiage de juin et juillet 2000.

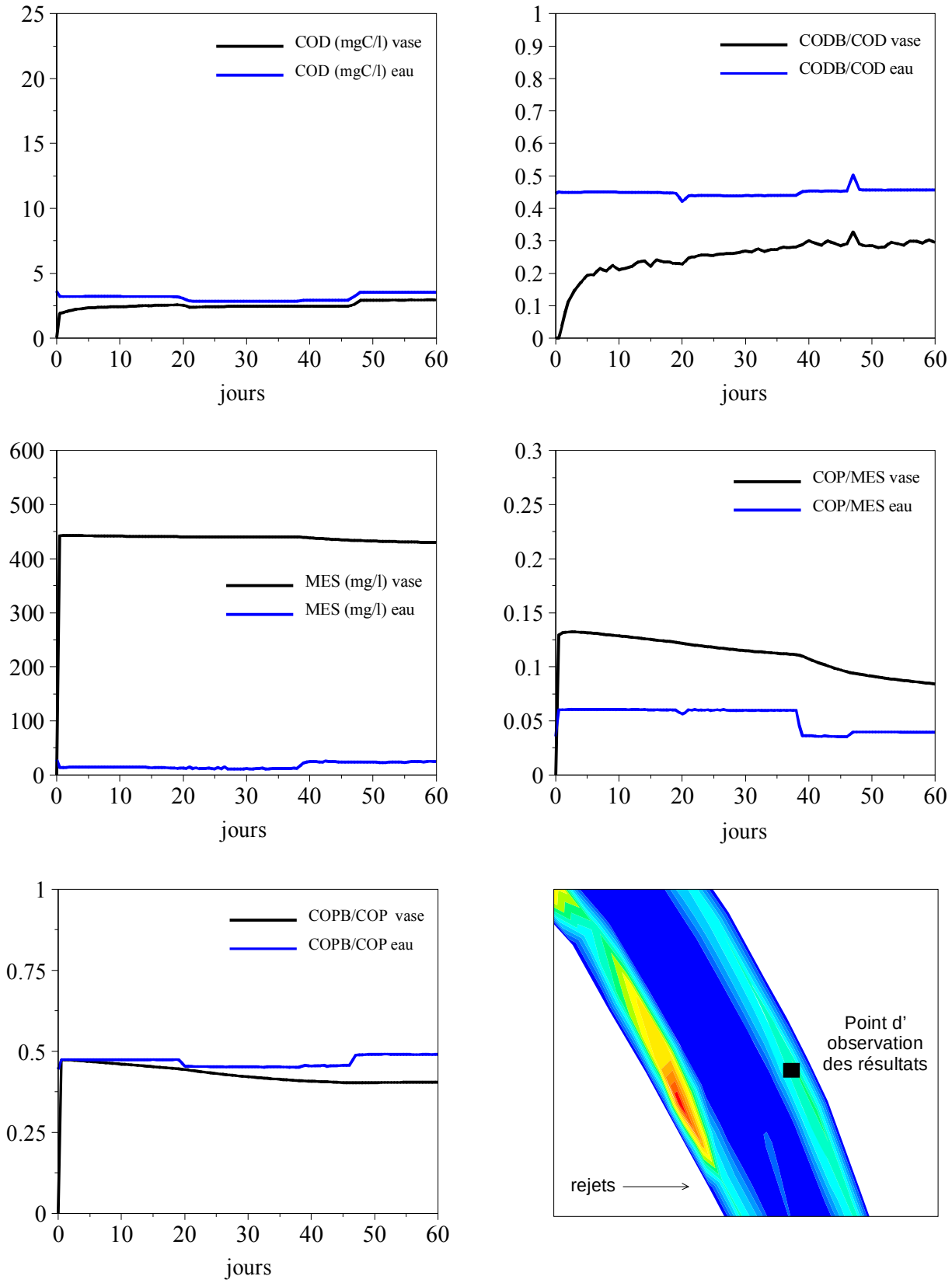


Figure 7.10. Évolution temporelle du COD, du rapport CODB/COD, des MES totales, du rapport COP/MES et du rapport COPB/COP, dans l'eau et dans la vase, en aval des rejets de Seine Aval, rive droite, au cours de l'étiage de juin et juillet 2000.

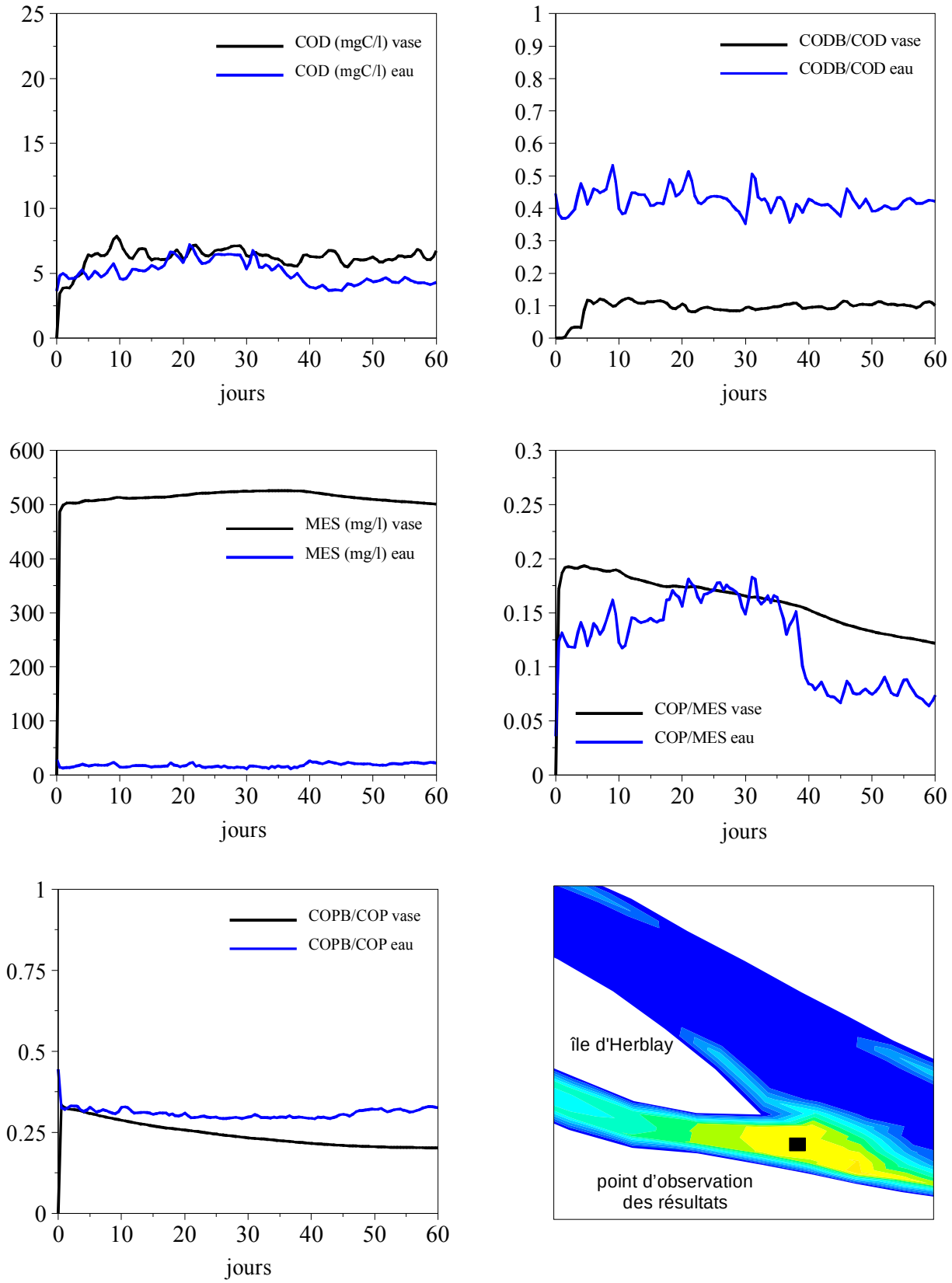


Figure 7.11. Évolution temporelle du COD, du rapport CODB/COD, des MES totales, du rapport COP/MES et du rapport COPB/COP, dans l'eau et dans la vase, en amont de l'île d'Herblay, rive gauche, au cours de l'étiage de juin et juillet 2000.

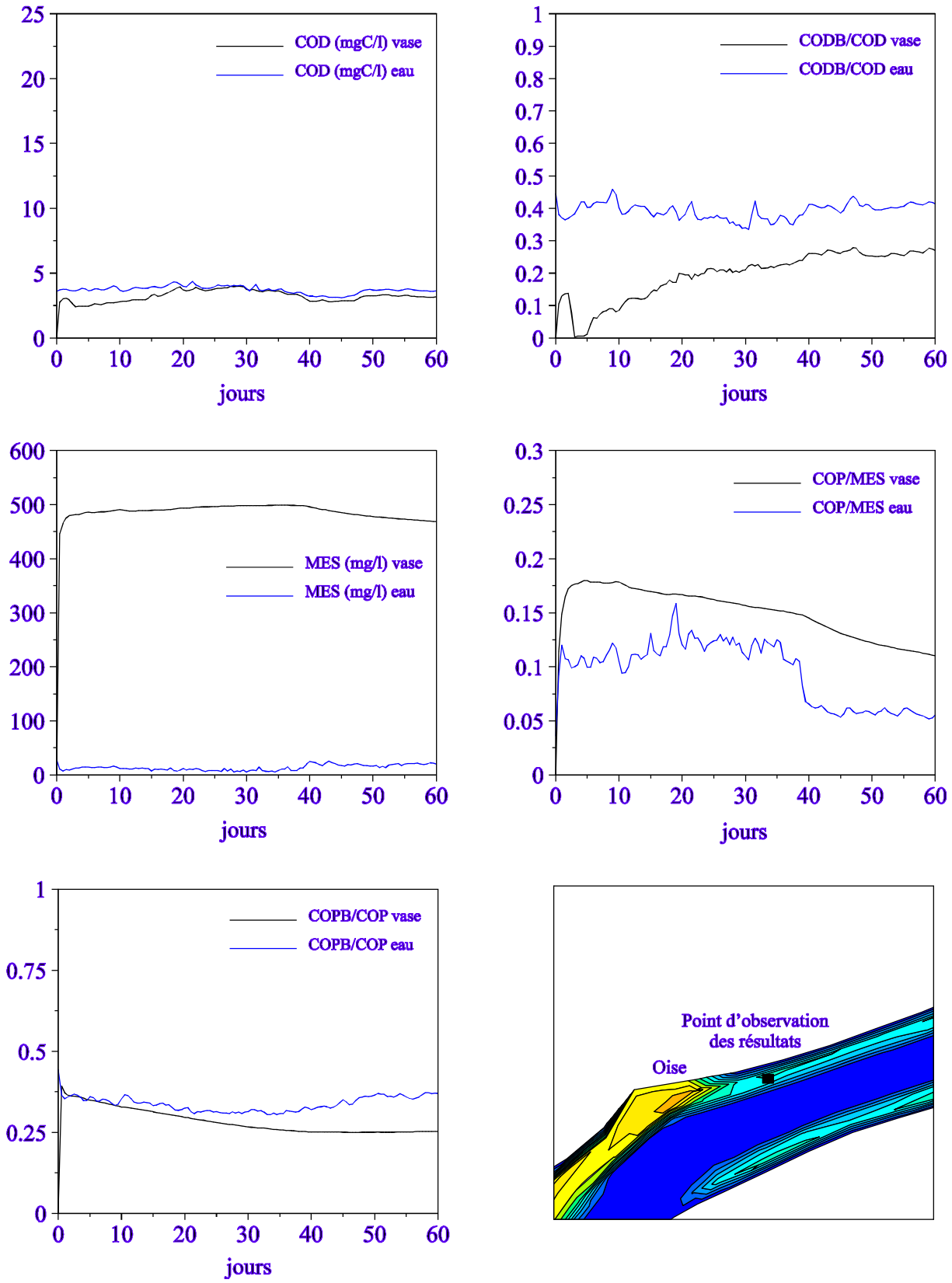


Figure 7.12. Évolution temporelle du COD, du rapport CODB/COD, des MES totales, du rapport COP/MES et du rapport COPB/COP, dans l'eau et dans la vase, en amont de l'Oise, rive gauche, au cours de l'étiage de juin et juillet 2000.

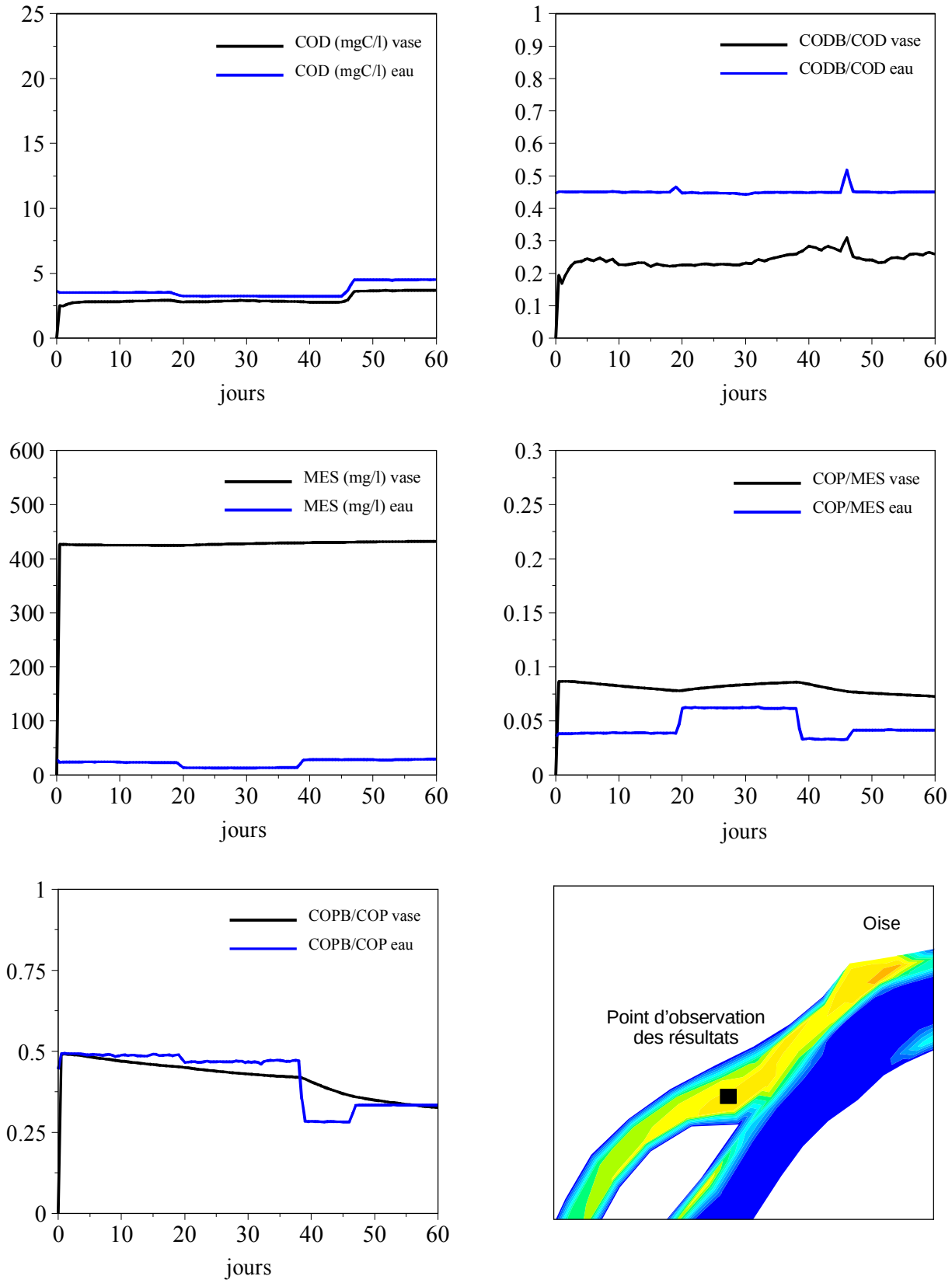


Figure 7.13. Évolution temporelle du COD, du rapport CODB/COD, des MES totales, du rapport COP/MES et du rapport COPB/COP, dans l'eau et dans la vase, en amont de l'île de Dénouval, rive droite, au cours de l'étiage de juin et juillet 2000.

7.1.5.3 Bilans des flux d'oxygène pour juin et juillet 2000

Le modèle SUBIEF 2D permet d'avoir accès aux quantités d'oxygène dissous produites ou consommées pendant la période simulée. Les processus régissant le niveau d'oxygène dans la colonne d'eau sont au nombre de quatre : la ré-aération à l'interface air-eau, la production par l'activité photosynthétique, la consommation par l'activité bactérienne dans la colonne d'eau et dans les sédiments *via* le processus de diffusion à l'interface eau-sédiment. Pour la période de juin et juillet 2000, nous présentons les résultats de simulation obtenus sous la forme d'un schéma qui représente les flux correspondant à ces différents processus sur les concentrations en oxygène dissous de la colonne d'eau (figure 7.14). Nous avons reporté sur ce graphe la quantité totale en tonne produite ou consommée pendant la période, ainsi que la consommation ou production en mg l^{-1} de chacun de ces compartiments. Pour cela, nous avons besoin de connaître le volume d'eau ayant traversé le bief pendant les deux mois de simulation. Il vaut 1.4 10^9 m^3.

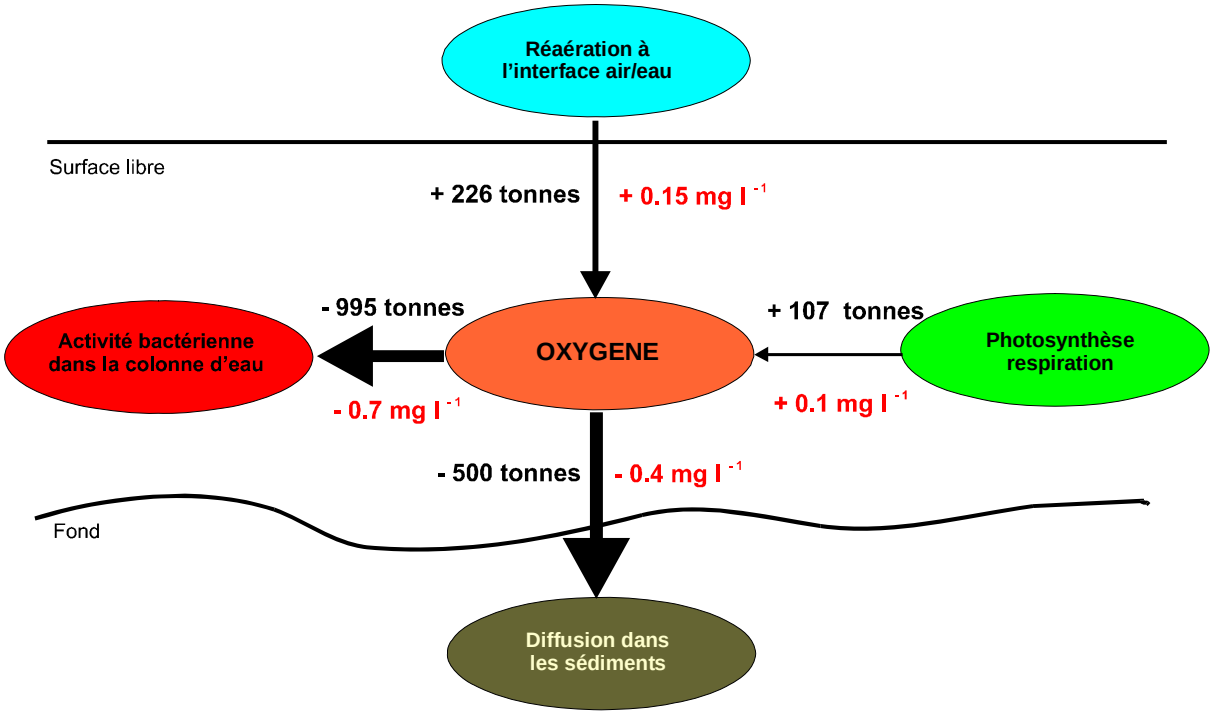


Figure 7.14. Bilan d'oxygène pour la période d'étiage de juin et juillet 2000. Résultat de la simulation effectuée avec SUBIEF 2D

On estime ainsi, par la modélisation, l'impact, du point de vue de l'oxygène dissous, d'un rejet urbain majeur de temps sec sur le fleuve à l'étiage. Pour ces deux mois, qui n'ont cependant pas été représentatifs d'un étiage sévère, la dégradation du matériel particulaire et dissous par les bactéries provenant essentiellement d'Achères fait chuter le niveau d'oxygène de 1.1 mg l^{-1} sur le bief Herblay/Andrésy, pour une situation amont très oxygénée. La faible teneur en chla à cette période ne parvient pas à réalimenter le stock d'oxygène. Associé à la ré-aération, ces deux compartiments apportent en moyenne à la Seine 0.25 mgO_2 l^{-1}. La dilution des effluents en Seine produit un déficit en oxygène de l'ordre de 0.6 mg l^{-1} (débit moyen de la Seine de 250 m^3s^{-1} à une concentration de 8 mgl^{-1}, débit des rejets de 20 m^3s^{-1} avec une concentration nulle d'oxygène). Le niveau d'oxygène baisse donc en moyenne dans le bief de 1.4 mgl^{-1} pour l'étiage de juin et juillet 2000.

Enfin, on remarque la forte influence du compartiment benthique qui abaisse la concentration de l'oxygène dissous de la colonne d'eau d'une valeur équivalente à celle qui résulte de la dégradation bactérienne dans la colonne d'eau. Par temps sec, le compartiment benthique est fortement consommateur de l'oxygène de la colonne d'eau. Il prend encore plus d'importance lorsque se déversent en Seine les eaux non traitées des RUTP, fortement chargées en particules organiques. Even (2001) trouve que, pour un débit en Seine de 56,5 m^3s^{-1}, à l'aval des panaches de Fresnes-Choisy et de Seine amont, la teneur en oxygène chute de 1.5, 2.3 et 2 mgl^{-1} pour des pluies de temps de retour valant 6 mois, 2 ans et 5 ans respectivement.

Nous avons de plus estimé le flux moyen journalier d'oxygène dissous puisé par les dépôts frais pendant les deux mois de simulation. Pour cela, nous divisons la quantité totale d'oxygène dissous consommée par le nombre de jours de simulation et par la superficie totale du bief. Cette superficie vaut 2 10^6 m² Nous obtenons une valeur moyenne de 4000 $mg0_2$ m^{-2} j^{-1}. Il est intéressant de constater que cette valeur est très proche de celles mesurées par Chesterikoff et al. (1990), Chesterikoff et al. (1991) et Garban et al. (1993) à l'aval d'Achères à l'aide de cloches à sédiments : au bac d'Herblay (500 m en aval des effluents, rive gauche), le flux d'oxygène consommée par la vase a été estimé entre 3300 et 3400 $mg0_2$ m^{-2} j^{-1} en temps sec (juin 1990, septembre 1992), avec une valeur exceptionnelle de 7600 $mg0_2$ m^{-2} j^{-1} en septembre 1991.

7.2 Suivi bidimensionnel de l'oxygène le 22 juillet 1999 et modélisation pour un régime d'étiage permanent

7.2.1 Campagne du 21 et 22 juillet 1999

La campagne du 21 et 22 juillet 1999 avait entre autre pour objectif de mesurer la distribution de l'oxygène dissous en trois dimensions. Cependant, en traitant les données, nous nous sommes aperçus que les résultats sur les différentes verticales n'étaient pas de bonne qualité, les concentrations étant en de nombreux points égales au fond et en surface (les écarts de valeurs ne dépassant pas 5 % de la valeur mesurée en surface). Or, la présence du panache au fond ainsi que la diminution photosynthétique iraient plutôt dans le sens d'une diminution de l'oxygène au fond. Nous nous sommes alors rendus compte que le temps d'immersion de la sonde multiparamètres sur une verticale n'était pas suffisamment grand par rapport au temps de réponse de la sonde à oxygène. Les valeurs mesurées sur une verticale correspondent alors plutôt à la valeur en surface, endroit où la sonde restait le plus longtemps (pendant le déplacement du bateau notamment). Nous avons décidé de ne garder que la valeur moyenne d'oxygène sur chaque verticale, les autres valeurs dans les directions horizontales nous paraissant être de bonne qualité. Les mesures obtenues surestiment donc le niveau d'oxygène dans le domaine d'étude.

Nous présentons la carte des concentrations d'oxygène obtenue lors de cette campagne entre les profils S1 et S8 (figure 7.15) et S10 et S16 (figure 7.16). Dans un souci de lisibilité, les échelles en *x* et en *y* n'ont pas été respectées. Malgré les problèmes rencontrés, cette carte est intéressante car c'est la première fois dans le PIREN-Seine que l'on a accès à une mesure bidimensionnelle de l'oxygène dissous en Seine.

Avant les rejets, avec les réserves énoncées ci dessus, le niveau d'oxygène est approximativement homogène sur la transversale avec une valeur de 8 mgl^{-1}. L'apport des rejets fait chuter la concentration de 2 mgl^{-1} au maximum, le niveau le plus bas se situant proche du centre du chenal et non en rive gauche. Ce niveau correspond aux plus fortes turbidités mesurées, qui se situaient elles aussi proches du centre du chenal (chapitre 6). Si on calcule la concentration théorique obtenue après dilution des trois rejets, en considérant une valeur d'oxygène nulle dans les effluents, on obtient une valeur de 6.5 mgl^{-1} (débits de la Seine et des rejets respectivement égal à 135 et 30 m^3s^{-1}). La valeur moyenne sur la transversale S4, calculée à partir des mesures, est de 7.2 mgl^{-1}. Cela tend à montrer qu'on surestime effectivement la concentration d'oxygène juste en aval des effluents. Au profil S6, l'oxygène est déjà plus faible en rive droite qu'à l'amont, atteignant 7.7 mgl^{-1}. la valeur la plus petite se situant au centre du chenal. (6.3 mgl^{-1}). Au profil S13, juste avant l'Oise, la concentration est quasiment homogène sur la transversale valant 6.8 mgl^{-1}. L'impact des rejets a produit un déficit de 1.2 mgl^{-1}. L'Oise, bien oxygénée fait remonter la concentration, surtout en rive droite. On atteint à Andrésy une concentration homogène de 7.1 mgl^{-1}. L'Oise permet de rehausser la concentration d'oxygène de 0.3 mgl^{-1} à cette période de l'année.

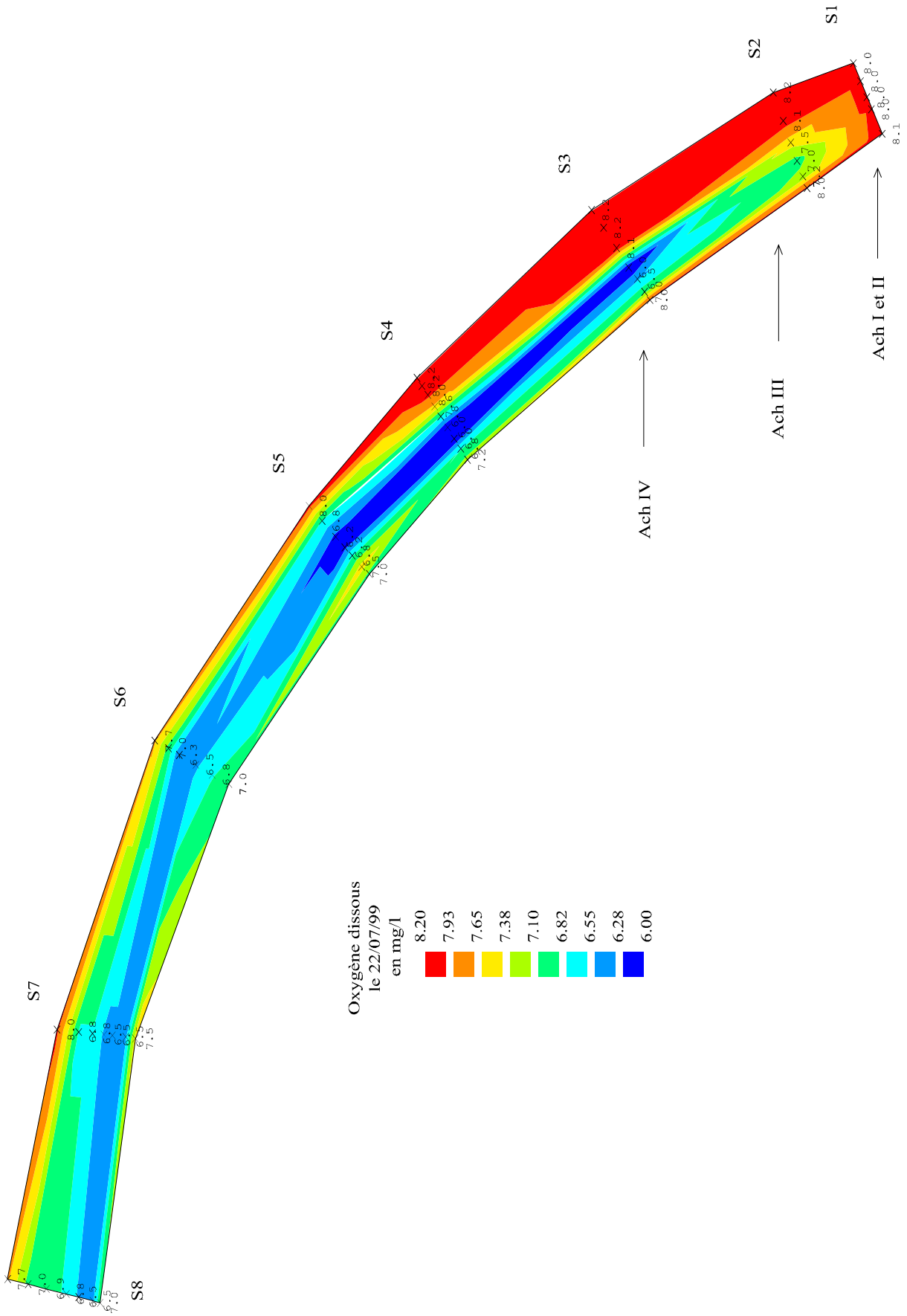


Figure 7.15. Carte de l'oxygène dissous en mgl-1mesurée lors de la campagne du 22 juillet 1999 pour les profils S1 à S8.

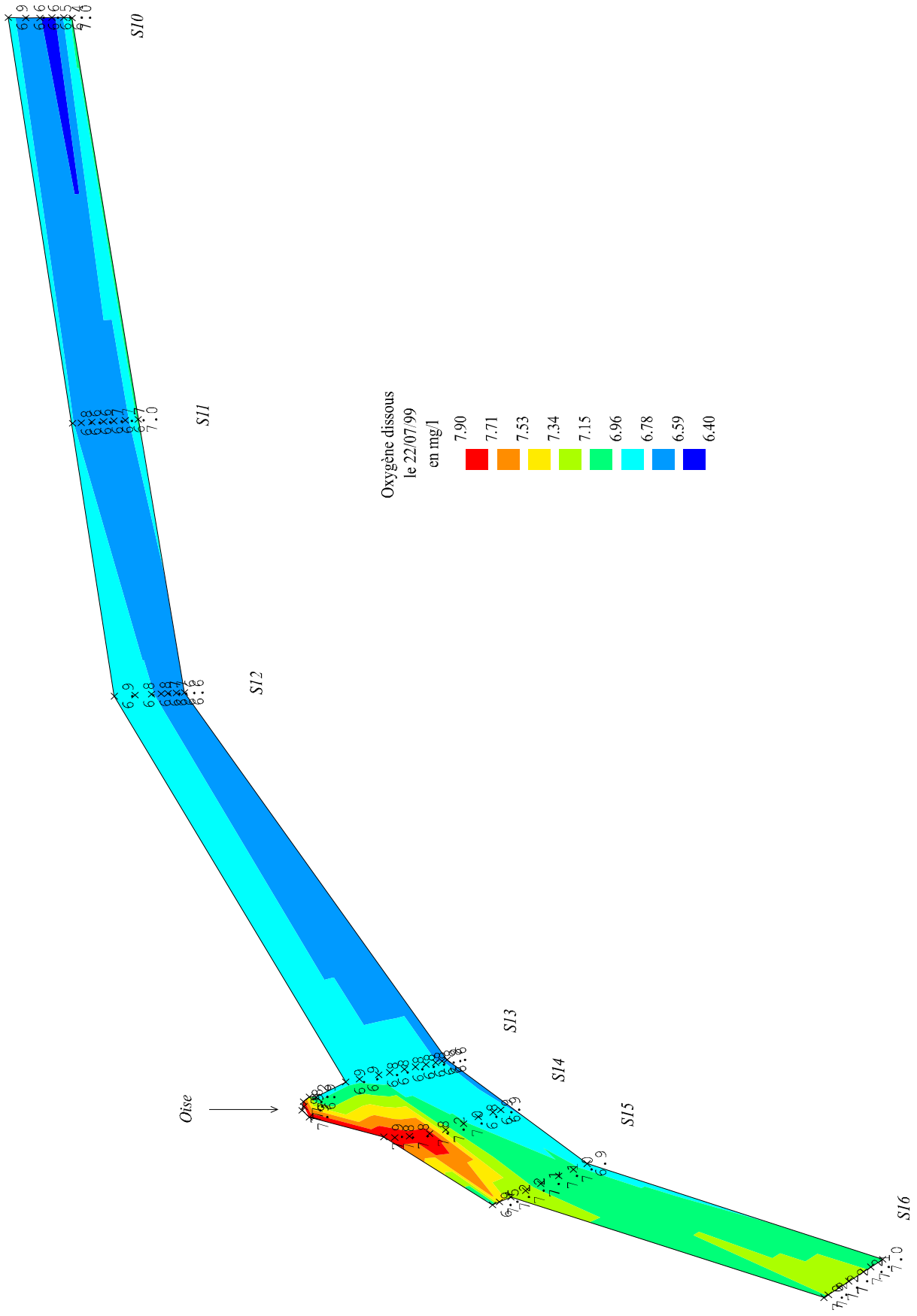


Figure 7.16. Carte de l'oxygène dissous en mgl-1mesurée lors de la campagne du 22 juillet 1999 pour les profils S10 à S16.

7.2.2 Les données d'entrée du modèle pour le régime permanent

Nous avons décidé de modéliser la qualité d'eau pour un régime d'étiage permanent caractéristique des conditions rencontrées en Seine pour le mois de juillet 1999. cela nous permet d'étudier la réponse du modèle vis à vis de l'oxygène à l'impact d'un grand rejet urbain quasi permanent. Le calage des coefficients de dispersion et d'érosion a été effectué au chapitre 6. Ces paramètres n'ont pas été modifiés. Pour avoir une estimation cohérente de la composition des vases en juillet 1999, il faut regarder la durée de la période d'étiage avant cette date. Le débit en Seine pour l'année 1999 est représenté sur la figure 7.17. La période pendant laquelle les matières en suspension sont susceptibles de se déposer débute après la deuxième pointe de crue, le 1er mai 1999. Le débit est alors de 300 m^3s^{-1}. Si l'on veut avoir une représentation réaliste de la quantité de vase présente dans le bief en juillet 1999, il faut donc simuler 3 mois d'étiage avec une condition initiale de dépôt nulle le 1er mai.

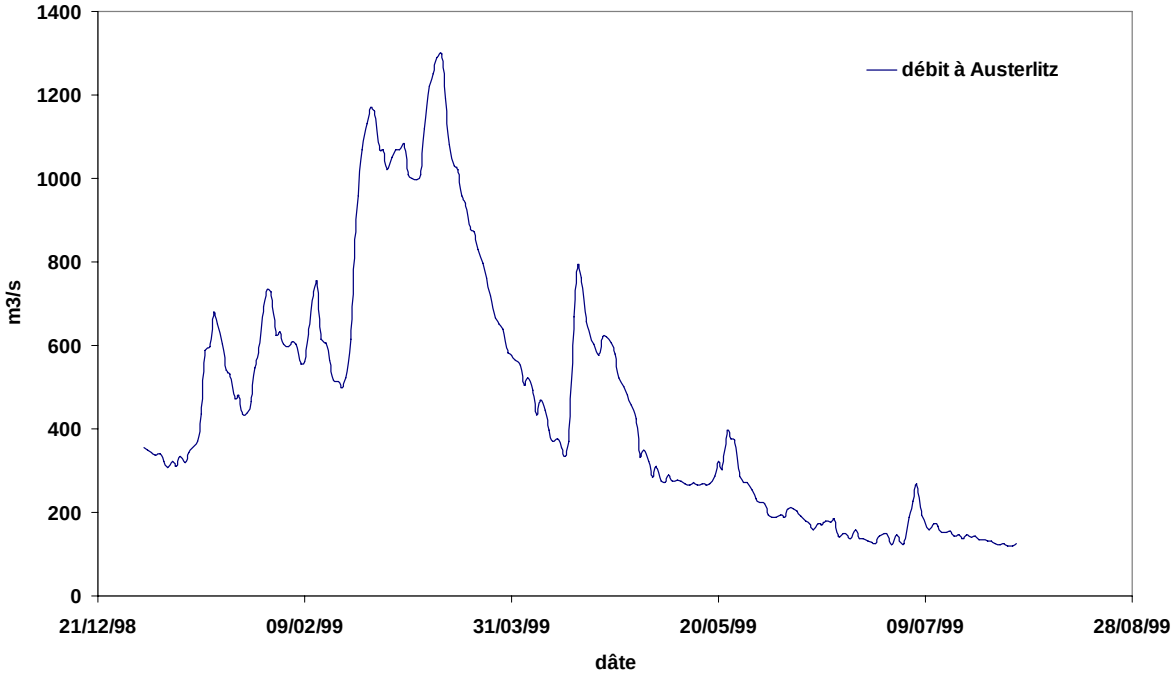


Figure 7.17. Débit de la Seine à Austerlitz pour les mois de janvier à juillet 1999.

Le débit moyen de la Seine pour les trois mois d'étiage simulés a été fixé à 135 m^3s^{-1}, valeur du débit le 22 juillet. Cette valeur est proche du débit moyen réel, estimé à 160 m^3s^{-1} entre le 1er mai et le 1er septembre. Les données du SIAAP fournissent les débits moyens journaliers déversés en Seine par les effluents. Pour les trois mois simulés, un rejet de 30 m^3s^{-1} a été pris en compte.

En ce qui concerne la qualité de l'eau, les suivis mensuels du RNB nous ont fourni les conditions limites pour la Seine à Herblay et pour l'Oise à Conflans. De ces mesures a été tirée une qualité moyenne en Seine représentative du mois de juillet 1999. Pour les rejets, les données du SIAAP ont été traitées et permettent d'estimer une qualité moyenne des effluents. L'ensemble de ces résultats est reporté dans le tableau 7.1 et fournit nos entrées pour le régime permanent simulé.

	Seine-Aval	Seine à l'amont des rejets	Oise à Conflans
Débit (m^3s^{-1})	30	135	35
Température (°C)	22	22	22
MOP_{b1} ($mgCl^{-1}$)	1.3	0.08	0.08
MOP_{b2} ($mgCl^{-1}$)	1.3	0.3	0.4
MOP_r ($mgCl^{-1}$)	8	0.4	0.6
MOD_{b1} ($mgCl^{-1}$)	1.2	0.3	0.4
MOD_{b2} ($mgCl^{-1}$)	2.8	1.3	1.6
MOD_r ($mgCl^{-1}$)	5.5	2.0	2.5
MES_{min} (mgl^{-1})	15	25	10.0
O_2 (mgl^{-1})	0.0	8.0	10.0
GB ($mgCl^{-1}$)	0.5	0.05	0.05
PB ($mgCl^{-1}$)	0.1	0.1	0.1
Phyto ($mgCl^{-1}$)	0.0	0.20	0.10

Tableau 7.1. Conditions aux limites pour la simulation d'un régime permanent caractéristique des conditions de temps sec rencontrées en Seine à l'aval de Paris.

7.2.3 Comparaison mesures/simulation

La figure 7.18 expose les résultats de la comparaison entre les mesures du 22 juillet 1999 et la simulation. Les niveaux d'oxygène simulés sont en dessous des niveaux mesurés, de l'ordre de 0.8 mgl^{-1} au maximum, l'écart le plus important se situant à l'aval du domaine, juste en amont de l'Oise. Cependant, rappelons que les concentrations en oxygène dissous sont mesurées par excès et que la simulation n'est pas entièrement représentative de la situation réelle mais plutôt de conditions moyennes de temps sec. Cependant, l'ordre de grandeur du niveau d'oxygène à l'aval des effluents d'Achères est respecté : différentes campagnes du Réseau National de Bassin montrent que le déficit d'oxygène entre Sartrouville et Conflans (Amont-aval des effluents) varie entre 1,5 et 2 mgl^{-1} en fonction de l'oxygénation amont, des conditions météorologiques et des concentrations phytoplanctoniques (Mesures RNB, Mai, juin, juillet 2000, juillet 1999, août, septembre 1998)

Les profils transversaux mesurés et simulés sont présentés sur les figures 7.19 et 7.20. Le modèle simule des hétérogénéités transversales plus fortes que les mesures, surtout à l'aval immédiat des rejets, vraisemblablement à cause du mauvais échantillonnage des concentrations proches du fond et du fait que nous ne sommes pas en mesure de prendre en compte la dimension verticale. Lorsque la concentration devient quasi homogène sur la transversale, un écart de 0.8 mgl^{-1} est observable entre mesures et simulation. On observe de plus une légère augmentation du niveau d'oxygène mesuré entre les profils S10 et S14 difficilement interprétable, sinon par le fait que ces profils ne suivent pas la même masse d'eau (chapitre 6) et qu'il existe des variations temporelles du niveau d'oxygène au cours de la journée, induite par la variation de la température de l'eau et du rayonnement photosynthétique (Mouchel et al., 1994 ; Moatar et al., 1999). On constate en général une augmentation des concentrations au cours de la journée (maximum vers 15 à 16 heures) et une diminution la nuit (minimum entre 5 et 6 heures). Ces observations sont vérifiées sur une grande partie des rivières françaises eutrophes (Moatar et al., 1999).

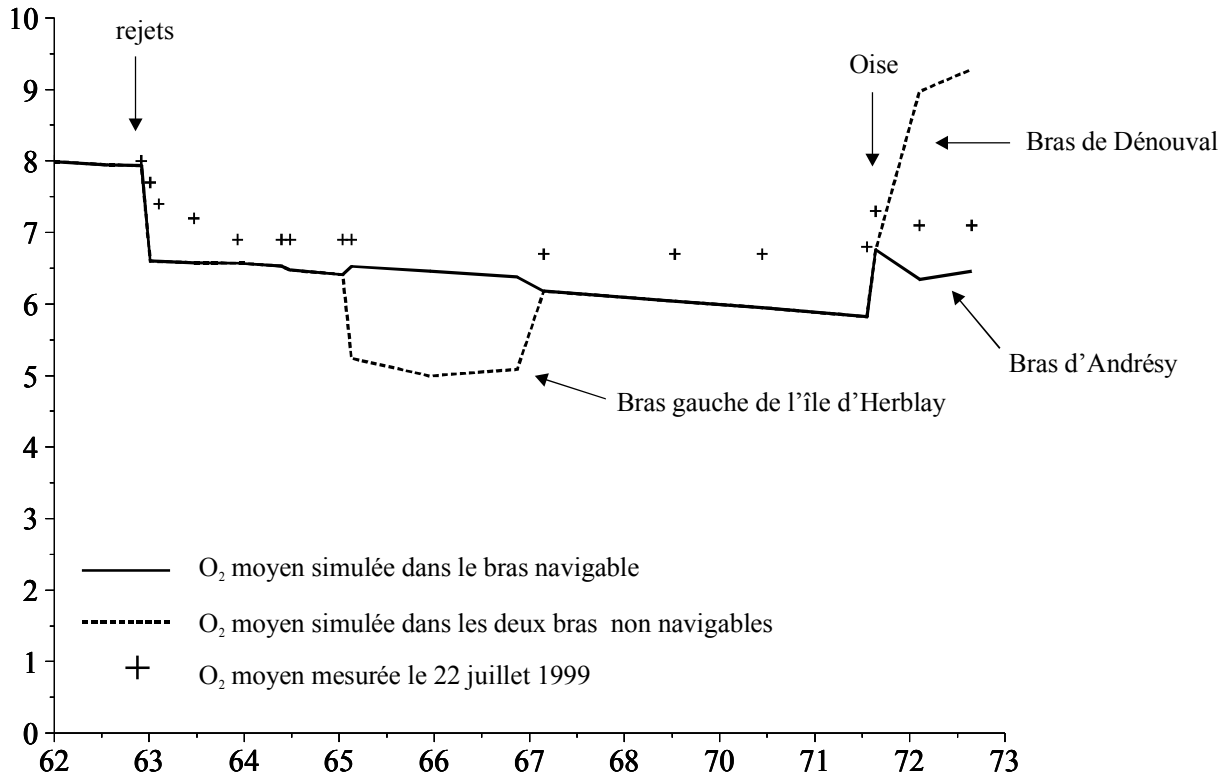


Figure 7.18. Comparaison des points de mesures du 22 juillet 1999 et des résultats issus de SUBIEF 2D après 3 mois de simulation en régime permanent de temps sec.

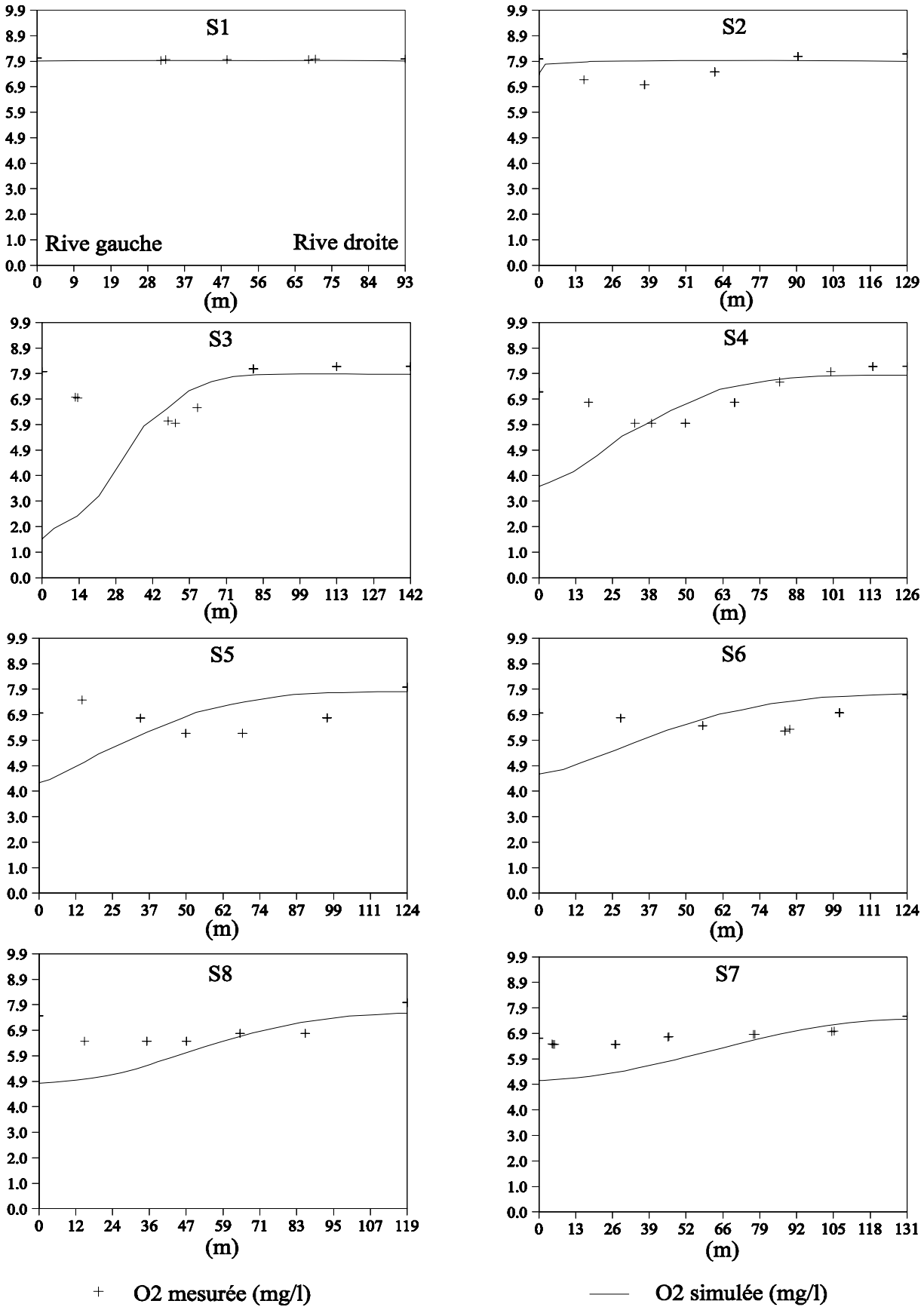


Figure 7.19. Comparaison des profils transversaux mesurés (22 juillet 1999) et simulés par SUBIEF 2D après 3 mois d'étiage en régime permanent de temps sec. Profils S1 à S8.

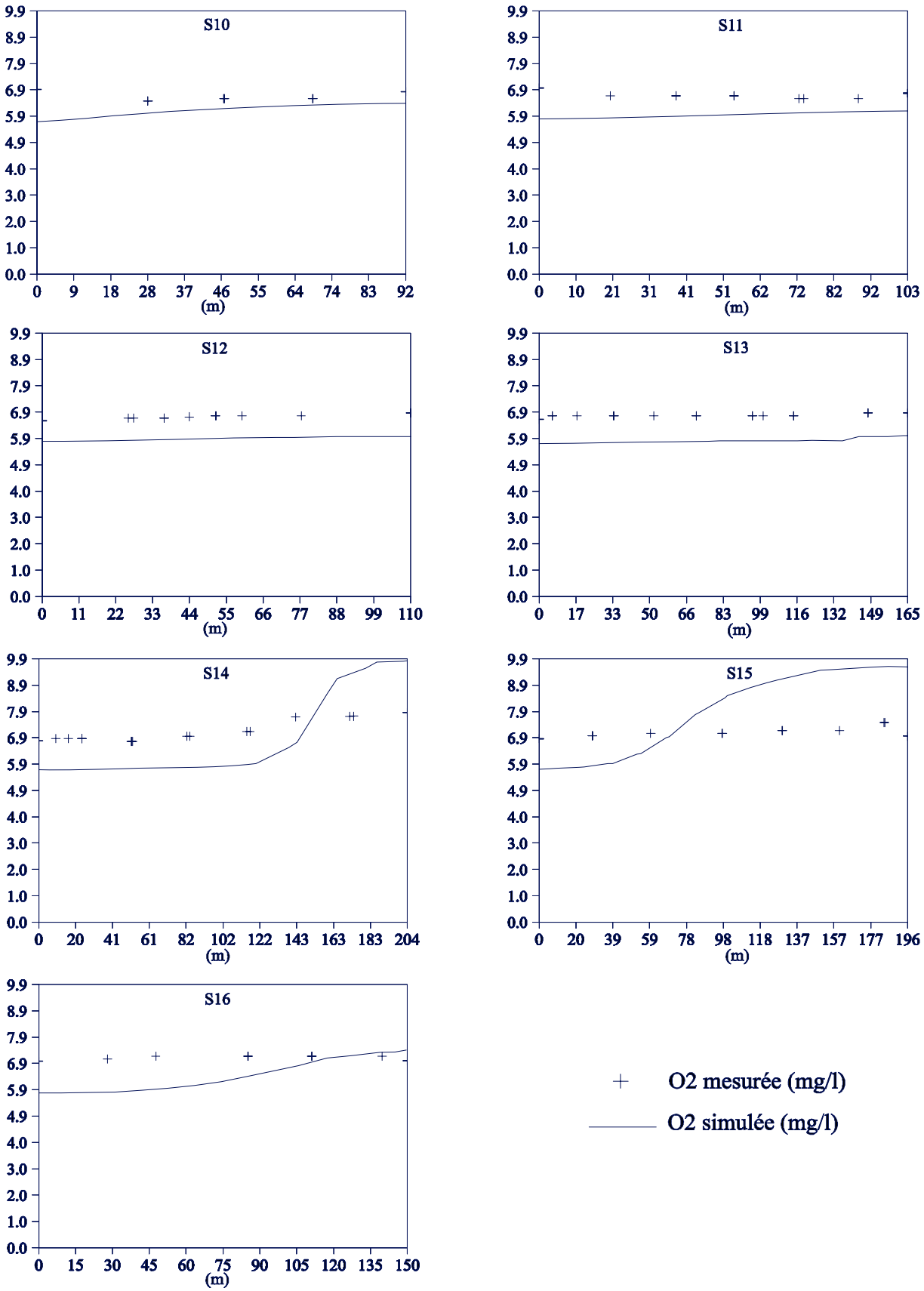


Figure 7.20. Comparaison des profils transversaux mesurés (22 juillet 1999) et simulés par SUBIEF 2D après 3 mois d'étiage en régime permanent de temps sec. Profils S10 à S16.

7.2.3.1 Bilans des flux d'oxygène pour une situation permanente caractéristique d'un étiage de 3 mois

Les mêmes calculs qu'au paragraphe 7.1.5.3 ont été effectués afin de connaître la contribution des différents compartiments biologiques sur le bilan d'oxygène dissous en Seine pour la situation de temps sec simulée ici. Pour les trois mois d'étiage, le volume d'eau ayant transité dans le bief s'élève à 1.3 10^9 m^3.

La figure 7.21 rassemble les résultats obtenus. Ils sont sensiblement équivalents à ceux de l'étiage de juin et juillet 2000 avec, cependant, une légère augmentation du flux d'oxygène dissous utilisé par les dépôts frais. Ce flux est estimé ici, en moyenne sur le bief, à 4200 $mg0_2$ m^{-2} j^{-1}. En effet, les quantités de carbone organique particulaire dégradable et de bactéries présentes dans le lit de la rivière au bout de 60 jours sont égales respectivement à 612 et 8 tonnes pour cette simulation alors qu'elles ne valaient que 360 et 5 tonnes pour la simulation de juin et juillet 2000. Le débit permanent d'étiage facilite la sédimentation du matériel particulaire biodégradable et des bactéries issues des effluents d'Achères.

De plus, l'augmentation du temps de résidence de l'eau en période de bas débit facilite le développement bactérien et phytoplanctonique dans la colonne d'eau. Si l'on rapporte la quantité d'oxygène consommée ou produite pour l'étiage étudié au volume d'eau ayant transité dans le bief en juin et juillet 2000, on observe une augmentation de la quantité d'oxygène consommée par les bactéries dans la colonne d'eau de 35 tonnes, et une production photosynthétique supplémentaire de 33 tonnes.

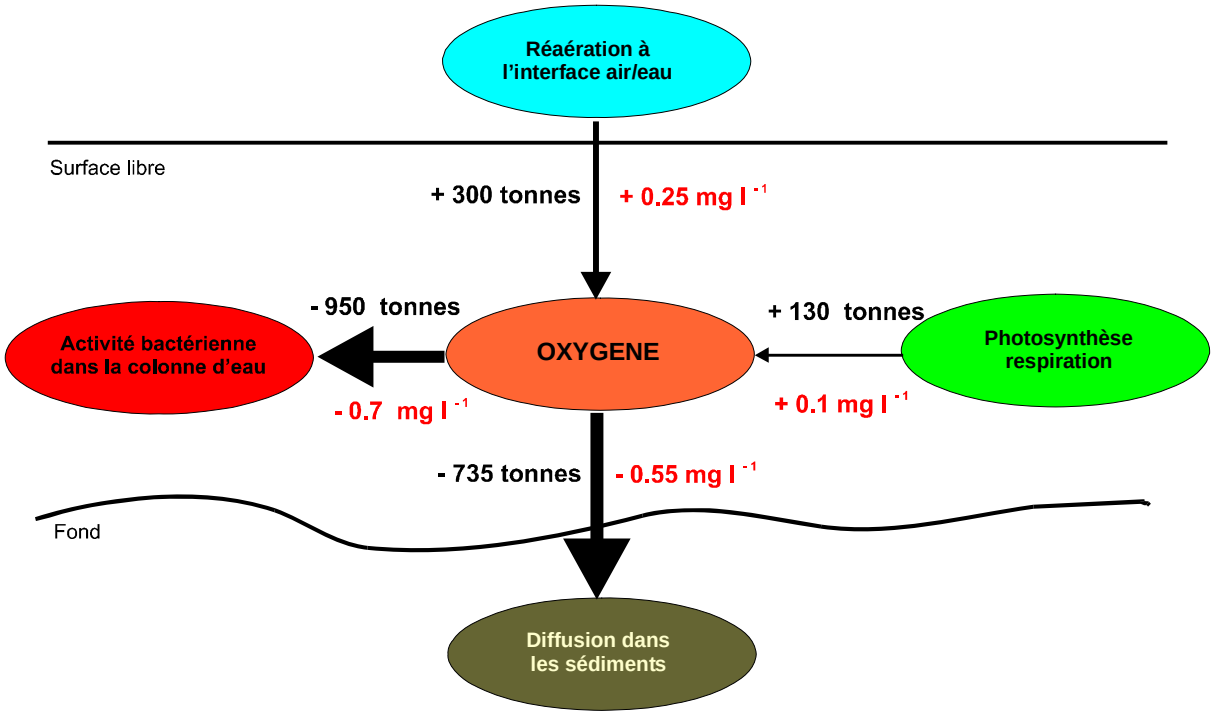


Figure 7.21. Bilan d'oxygène pour une période d'étiage de 3 mois, caractéristiques des conditions rencontrées en Seine à l'aval de Paris. Résultat de la simulation effectuée avec SUBIEF 2D.

7.3 Analyse de sensibilité

Nous appuyant sur une situation de régime permanent caractéristique de l'étiage de 1998, nous avons réalisé une analyse de sensibilité de la concentration en oxygène dissous calculée, au coefficient de diffusion à l'interface eau-sédiment et à la prise en compte de la navigation. Le coefficient de diffusion a été pris égal à $1{,}5\,10^{-3}\,u^{*}$ dans les différentes simulations présentées dans ce chapitre. La valeur de 1.5 10^{-3} a été choisie en fonction des résultats obtenus par Even (2000) dans le cadre de la validation du modèle ProSe sur l'année 1996. Mais, des différences importantes dans la détermination des zones de dépôts existent entre ProSe 1D et SUBIEF, à cause, d'une part, de la dimension transversale non représentée dans ProSe 1D et, d'autre part, du mode de représentation de l'impact de la navigation sur le transport solide.

Les calculs théoriques réalisés par Christy et Thibodeaux (1982) et Boudreau (1997) proposent une fourchette de valeurs pour ce coefficient comprise entre 6.6 10^{-4} et 1.1 10^{-3}. Des simulations ont été effectuées en prenant le coefficient de diffusion égal à 0, 6.6 10^{-4} et 3 10^{-3}. Les résultats sont exposés sur la figure 7.22 qui représente, pour le bras principal, l'évolution moyenne longitudinale de la concentration en oxygène dissous de la colonne d'eau à différentes dates (on observe une remontée du niveau d'oxygène entre le PK 65 et 67, la valeur moyenne de l'oxygène dans le bras gauche de l'île d'Herblay n'étant pas prise en compte).

On constate l'importance de ce coefficient dans l'évolution de la teneur en oxygène. Des écarts de l'ordre de 0.5 à 0.7 mgl-1 peuvent être observés, juste en amont de l'Oise entre les résultats obtenus avec un coefficient de diffusion nul et ceux obtenus avec un coefficient de diffusion de 1.5 10^{-3}. On remarque de plus que cet écart est sensiblement le même que l'on regarde les résultats au bout de deux jours ou au bout de 60 jours de simulation. Dès la constitution d'un faible stock de vase riche en bactéries hétérotrophes et en matière organique dégradable, la consommation d'oxygène de la colonne d'eau atteint son maximum. La diffusion est donc limitante par rapport à la dégradation bactérienne dans les sédiments.

L'écart entre les teneurs en oxygène dissous avec et sans diffusion s'accentue d'amont en aval, la superficie totale des sédiments récemment déposés augmentant elle aussi d'amont en aval.

Nous avons reporté sur la figure 7.22 les valeurs moyennes d'oxygène dissous mesurées pour la campagne du 22 juillet 1999. La simulation pour laquelle on ne représente aucun échange dissous se rapproche le plus des mesures effectuées. Rappelons que les mesures au voisinage du fond surestiment la valeur réelle de la concentration en oxygène.

Une deuxième analyse de sensibilité a été effectuée concernant l'impact de la navigation. Les profils longitudinaux d'oxygène dans la colonne d'eau après 3 mois de simulation sont présentés figure 7.23. On constate que la navigation n'a pas un effet important sur cette variable en terme de concentration moyenne dans la chaque section. On a vu cependant au chapitre 6 que la circulation des péniches augmentait la dispersion transversale des différents constituants de la colonne d'eau.

Si l'on s'intéresse à la quantité d'oxygène produite ou consommée par les différents compartiments influant sur cette quantité, on constate une différence importante entre les deux simulations. En effet, en l'absence de navigation, c'est le compartiment benthique qui devient prépondérant dans l'épuisement de l'oxygène dissous de la colonne d'eau car le matériel organique particulaire et les bactéries sédimentent et restent piégés au fond. La dégradation bactérienne dans la masse d'eau devient plus faible. Ce résultat est exprimé sur la figure 7.24 qui montre les quantités d'oxygène consommées ou produites pendant les trois mois de simulation par les quatre compartiments.

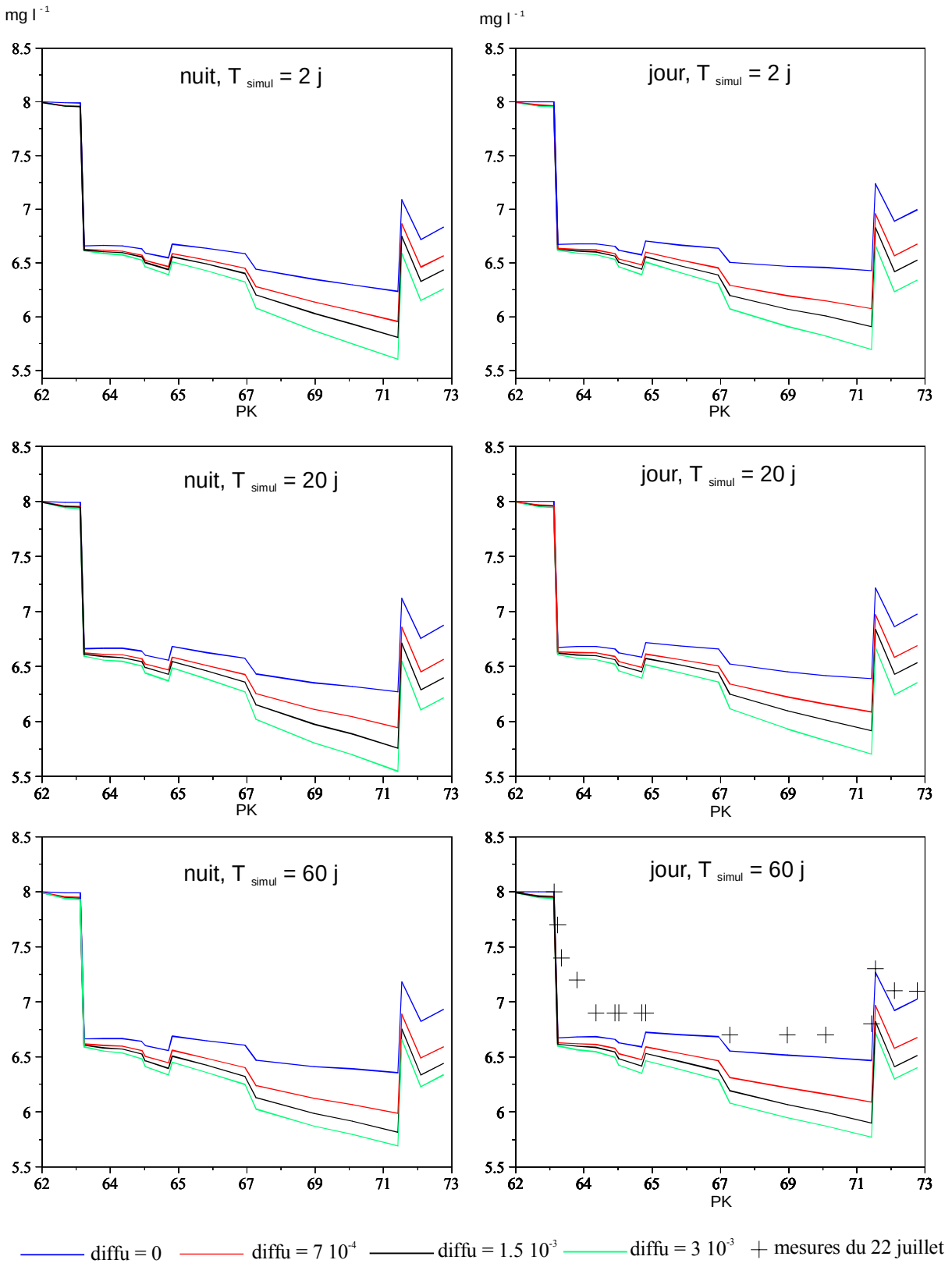


Figure 7.22. Analyse de sensibilité sur le coefficient de diffusion à l'interface eau-vase en ce qui concerne l'évolution longitudinale de la teneur en oxygène dissous dans la colonne d'eau, au bout de 2, 20 et 60 jours de simulation.

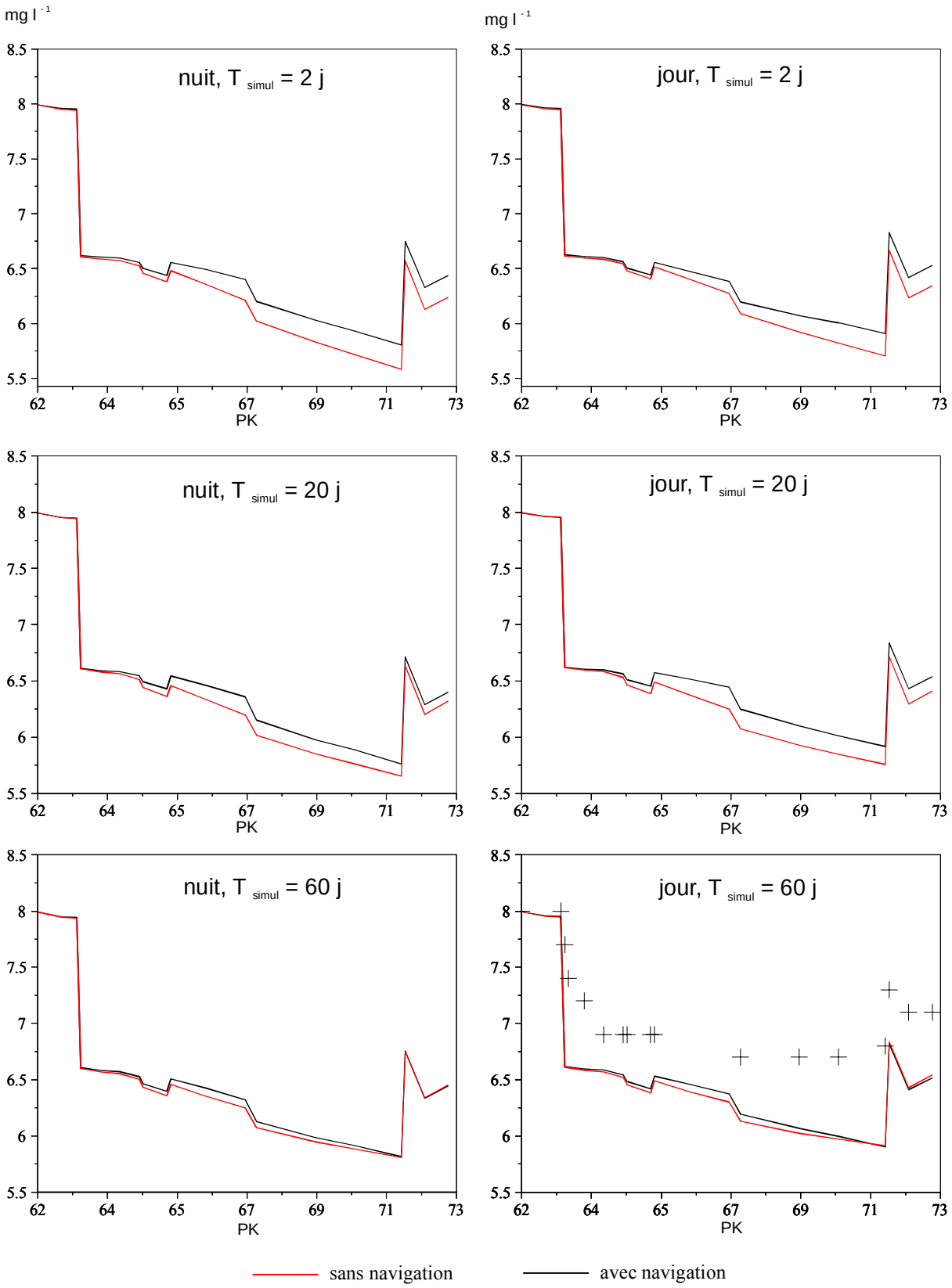


Figure 7.23. Impact de la navigation sur les profils longitudinaux d'oxygène à différentes dates. Seules les valeurs moyennes dans le bras principal ont été représentées.

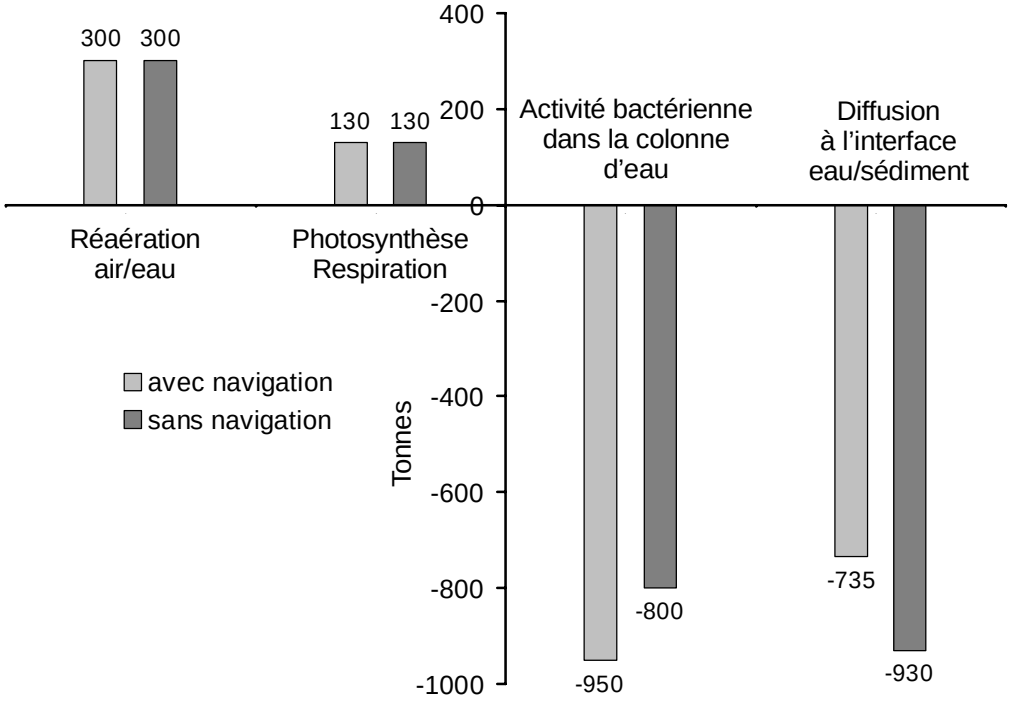


Figure 7.24. Comparaison des quantités d'oxygène dissous consommées ou produites au bout de trois mois d'étiage en régime permanent, avec et sans navigation.

7.4 Conclusions du chapitre 7

Le modèle de qualité implémenté dans SUBIEF 2D a été adapté pour représenter les processus majeurs régissant la qualité de l'eau à l'aval d'un grand rejet urbain de temps sec. Il a été mis en œuvre sur la Seine pour le bief Herblay-Andrésy.

L'intercomparaison des modèles ProSe 1D, ProSe à tubes de courant et SUBIEF 2D a été réalisée. L'objectif est, d'une part, de valider les développements réalisés dans SUBIEF 2D et, d'autre part, d'apprécier les particularités d'une modélisation bidimensionnelle par rapport à une modélisation monodimensionnelle. ProSe 1D ayant été testé et validé dans de nombreuses situations et sur de nombreuses rivière, il sert ici de référence pour la validation des deux modèles bidimensionnels. Le premier constat qui s'impose est la relative bonne adéquation entre les profils temporels des différentes variables biologiques simulés par les trois modèles et les quelques points de mesures disponibles dans le secteur. D'autre part, les quelques prélèvements de vase réalisés (Delbec 1999) permettent de montrer que la composition biologique de la vase dans le secteur étudié est correctement simulée par SUBIEF 2D.

Nous avons tout de même observé une différence de comportement des modèles mono et bidimensionnel vis à vis de la consommation de l'oxygène dissous de la colonne d'eau. La prise en compte de la dimension transversale conduit à simuler un déficit en oxygène moins important que celui calculé par ProSe 1D. Puisque les équations biologiques programmées dans les trois modèles et les paramètres utilisés sont les mêmes, il paraît probable que ce résultat soit imputable aux différences existant dans la répartition superficielle des dépôts calculée par les trois modèles. En effet, on a vu, à partir de l'analyse de sensibilité effectuée sur le coefficient de diffusion à l'interface eau-sédiment (paragraphe 7.3), que la diffusion est limitante vis à vis de la consommation d'oxygène dissous de la colonne d'eau. Ainsi, à quantité de vase équivalente dans les modèles 1D et 2D, on n'aura pas la même consommation d'oxygène si la surface des dépôts riches en bactéries et en matière organique est différente. Cette hypothèse reste à vérifier en examinant de façon plus précise les différences de répartition du stock de vase existant dans les trois modèles.

Dans un deuxième temps, nous avons simulé un régime permanent représentatif des conditions hydrauliques et biologiques de la Seine à l'aval de la station d'épuration d'Achères en période d'étiage.

Nous nous sommes appuyés pour cela sur les mesures du SIAAP concernant la qualité des rejets et sur les quelques campagnes du Réseau National de Bassin dans notre domaine. Une qualité moyenne de la Seine à Herblay et des effluents d'Achères a été tirée de ces mesures. Les résultats obtenus montrent un déficit d'oxygène de 2 mg l^{-1} entre l'amont et l'aval des effluents, valeur couramment observée dans les données mensuelles du RNB. Ce déficit est plus important que celui observé lors de la campagne du 22 juillet 1999, l'écart entre les mesures et la simulation s'élevant à 0.8 mgl^{-1} à Conflans. Mais les problèmes techniques rencontrés lors de la mesure de l'oxygène sur chaque verticale, ainsi que la modélisation d'un régime permanent moyen ne représentant pas fidèlement la situation réelle, ne nous permettent pas d'aller plus avant dans la confrontation des résultats du modèle et des mesures.

La modélisation montre l'importance du compartiment benthique sur le niveau d'oxygène dissous de la rivière. La dégradation bactérienne hétérotrophe se poursuit dans la fine pellicule de vase récente et contribue à faire chuter le niveau d'oxygène dans la colonne d'eau, *via* la diffusion à l'interface. Ce résultat vient appuyer ceux déjà commentés dans le cadre du PIREN-Seine par Even (1995 ; 2000 ;2001), Mouchel (1996), Chebbo et al. (1995) ou dans d'autres études (Harremoës, 1980 ; Hvitved-Jacobsen, 1982). A l'aval d'Achères, une consommation d'oxygène de 0.6 mg l^{-1} par les sédiments est observable. Elle est comparable à celle de l'activité bactérienne dans la colonne d'eau qui fait chuter la teneur en oxygène dissous du milieu de 0.7 mg l^{-1}.

La consommation de l'oxygène dissous de la colonne d'eau par les processus benthiques évolue en fonction du débit :

- à bas débit, la sédimentation nette des particules est importante et conduit à une consommation benthique élevée ;
- à débit plus élevé, l'érosion de la vase augmente et conduit à une quantité de bactéries plus faible dans les dépôts et plus forte dans la colonne d'eau. La consommation d'oxygène dissous par la dégradation de la matière organique dans la colonne d'eau est augmentée.

Ainsi, le couplage de l'hydraulique, du transport solide et des processus biologiques dans un modèle de qualité d'eau permet une bonne représentation des processus qui influent sur la consommation d'oxygène dissous. Ce couplage est aussi nécessaire si l'on cherche à caractériser l'impact d'un rejet urbain de temps de pluie, pour lequel les conditions de débit et les processus de dépôt et de remise en suspension sont fortement variables à des échelles de temps réduites.

Conclusions et perspectives

Le travail de thèse présenté dans ce document s'inscrit dans le cadre d'un programme de recherche pluridisciplinaire d'envergure, le PIREN-Seine, qui a été mis en place il y a 12 ans, afin de répondre aux questions des gestionnaires qui désiraient mieux comprendre les différentes formes de pollution et quantifier leurs impacts sur le milieu récepteur.

La construction de nombreuses stations d'épuration en amont et en aval de Paris a permis d'améliorer globalement la qualité de l'eau (élimination de matières en suspension et d'une partie de la DBO5, suppression des zones d'anoxies permanentes). Cependant, des dysfonctionnements subsistent encore : eutrophisation, débordement des réseaux d'assainissements entraînant des déficits temporaires en oxygène dissous en période estivale.

De nouveaux choix quant aux aménagements futurs en matière d'épuration, aussi bien en situation de temps sec que de temps de pluie, sont en cours de discussion. La nouvelle directive européenne prescrit l'amélioration du traitement des eaux usées urbaines avant leur rejet dans le milieu naturel sur tout le territoire européen. Mais avant de proposer des solutions de traitement, il est important de mieux connaître la nature des déversements des eaux issues des réseaux d'assainissement et de comprendre les mécanismes mis en jeu dans le milieu récepteur.

Les modèles écologiques peuvent alors être utilisés comme outil d'aide à la décision car ils permettent d'effectuer des simulations prévisionnelles en fonction de certaines hypothèses. L'un des objectifs du PIREN-Seine est donc de développer des modèles, qui intègrent la compréhension que l'on a de l'écosystème et qui sont utilisables pour aider à la prise de décision. Le travail de modélisation a été introduit dans la démarche scientifique du PIREN-Seine depuis le début du programme. Ce travail n'a été possible que grâce à la collaboration étroite de nombreuses équipes de chercheurs, seule une approche pluridisciplinaire étant envisageable pour appréhender des systèmes complexes dans leur ensemble. Des modèles globaux, à une échelle d'espace représentant le bassin versant dans son intégralité ont alors été mis en œuvre (Billen et al., 1993 ; 1995b). leurs sorties peuvent, par exemple, être utilisées comme conditions aux limtes du modèle mono-dimensionnel ProSe qui décrit le fonctionnement écologique de l'ensemble de l'axe fluvial Seine (Billen et al., 1995b ; Martin, 1997).

Un aspect qui restait en suspens était la caractérisation de l'impact d'un rejet en Seine dans le champ moyen (une dizaine de kilomètres). Jusqu'à présent, dans le PIREN-Seine, des modèles mono-dimensionnels avaient été mis en œuvre pour étudier la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant ou de l'axe fluvial en entier. Le seul modèle bidimensionnel existant (Simon, 1995) prenait en compte le seul transport par convection et dispersion de polluants dissous et ne comprenait pas de module biologique complet. Or, pour évaluer l'impact des rejets dans les zones sensibles, fortement hétérogènes, il était indispensable, dans un premier temps, de coupler dans un modèle bidimensionnel plan l'ensemble des processus régissant la qualité de l'eau (hydraulique, transport dissous et particulaire, biologie). Ce travail a été réalisé dans le cadre de cette thèse et constitue une étape préliminaire avant d'envisager éventuellement une modélisation tridimensionnelle des processus précités, modélisation qui permettrait de décrire avec plus de précision l'impact d'un rejet urbain dans le champ proche. En parallèle à ce travail, un modèle à tubes de courant a été développé (Even et Poulin, 2001) qui a permis de comparer et de quantifier les effets spécifiquement 1D et 2D. La prise en compte de la dimension transversale modifie essentiellement les processus de dépôt et de remise en suspension, modification imputable, d'une part, aux hétérogénéités transversales des concentrations des différents constituants du milieu (surtout en présence de rejets localisés sur les rives) et, d'autre part, au différentiel de vitesse au sein d'une même section, bien représentée par un modèle bi-dimensionnel.

Un des plus gros rejet urbain de temps sec, qui déverse en Seine les eaux traités de la station d'épuration d'Achères, se situe à une soixantaine de kilomètres en aval de Paris. Ce site a été choisi comme site atelier pour la présente étude, d'une part, à cause de l'ampleur des rejets qui dégradent fortement le milieu en terme de pollutions organiques et azotées et, d'autre part, parce que le rejet est quasi permanent et très bien documenté (Chesterikoff et al., 1990 ; 1991 ; 1992 ; Garban et al., 1992 ; Maldiney, 1994 ; Barillier, 1992 ; Servais et al., 1994 ; Garnier et al., 1992a ; 1992b ; Even, 1995).

Dans le cadre d'une collaboration entre l'École des Mines de Paris et la Direction Études et Recherches d'Électricité De France, le modèle hydrodynamique aux éléments finis, TELEMAC 2D, a été mis en œuvre sur la portion de Seine s'étendant de l'amont immédiat des rejets jusqu'au barrage d'Andrésy, dix kilomètres en aval.

Les résultats du modèle permettent de caractériser finement le champ de vitesse à l'aval des rejets et montrent qu'à l'étiage, la prise en compte d'une viscosité constante ne dégrade pas la qualité des résultats par rapport à l'utilisation d'un modèle (k, ε). Nous avons ainsi pu estimer le temps de résidence de l'eau, les hauteurs d'eau dans le bief et les valeurs moyennes de la contrainte de cisaillement au fond.

Les résultats du modèle hydraulique, données d'entrée du modèle de transport dissous et particulaire SUBIEF 2D d'Électricité De France, nous permettent de calculer le transport de constituants dans le système. Le temps de parcours depuis l'amont jusqu'en aval varie avec le débit, et le temps de séjour détermine le développement des processus biologiques et la qualité de l'eau. La hauteur d'eau et les vitesses de cisaillement au fond rentrent dans la formulation de la dispersion longitudinale et transversale. L'analyse des résultats concernant la conductivité pour les deux campagnes de mesures du 09 septembre 1991 (Chesterikoff et al., 1992) et du 22 juillet 1999 (Martin et al., 2000) nous a permis de déterminer les valeurs des coefficients de mélange pour lesquels le panache de conductivité est correctement représenté sur le tronçon étudié. Les résultats sont conformes aux quelques valeurs de référence obtenues pour différentes études en Seine, avec différents modèles (Théry, 1993 ; Simon, 1995 ; Even, 2001). Des traçages de temps sec ont été réalisés et illustrent les effets conjugués des différents paramètres introduits dans le modèle pour simuler le transport par convection et diffusion d'un traceur conservatif.

Les différents travaux du PIREN-Seine ont montré que la pollution des rejets urbains en général est étroitement liée à la phase solide (Chesterikoff et al., 1998 ; Maldiney, 1994 ; Mouchel, 1996 ; Seidl et al., 1996a ; 1996b ; 1998a ; 1998b). Or, les particules ont une dynamique particulière car, à la dimension horizontale de transport avec l'eau, se superpose une dimension verticale liée au processus de dépôt et de remise en suspension qui peuvent conduire, soit à un piégeage définitif des sédiments au fond, soit à leur transport par phases successives de dépôt et d'érosion, et donc à un transport différé par rapport à l'eau. L'étude des matières en suspension et de leurs conditions de transport dans le milieu est alors pleinement justifiée.

Ces travaux ont permis notamment de caractériser la composition des rejets urbains, tant en temps sec qu'en temps de pluie, grâce à l'analyse de variables pertinentes, afin de comprendre les processus influençant la qualité de l'eau. La dégradation de la matière organique peut ainsi être explicitée en fonction de sa répartition entre la phase dissoute et la phase particulaire, différentes classes de dégradabilité existant au sein de ces compartiments, mais également en fonction des bactéries hétérotrophes, principal moteur de la dégradation. Or, il est également montré que si les bactéries présentes dans le milieu sont essentiellement de petite taille, il n'en est pas de même pour les bactéries présentes dans les rejets urbains, où la majorité de l'activité bactérienne est observée dans la fraction supérieure à 1 µm. Ces bactéries ont des taux de croissance plus élevés mais également des taux de disparition plus importants. Leur décroissance plus rapide serait due à un broutage plus intense mais également à des sédimentations plus importantes.

Il a également été prouvé qu'une fraction importante des MES, y compris la fraction organique, présente dans les rejets urbains en quantité plus élevée que dans le milieu naturel, sédimente fortement en aval des rejets. Si la cinétique de dégradation de la matière organique particulaire (MOP) est faible et contribue peu aux déficits en oxygène tant que la MOP se trouve dans la colonne d'eau, son stockage dans le compartiment benthique, où les temps de séjour sont beaucoup plus longs et les concentrations plus élevées, peut induire un déficit d'oxygène dissous important dans la colonne d'eau.

Les travaux cités précédemment ont aussi permis de caractériser les particules présentes en Seine, grâce à des mesures *in situ* réalisées à l'aide d'un module d'exploration des fonds de Seine (O'Riordan et al., 1996a). Des mesures conjointes de vitesses ont permis d'estimer la turbulence, principal phénomène intervenant dans le transport sédimentaire. Des mesures de flux de sédimentation ont également été réalisées. Elles ont permis de mettre en évidence des écarts d'estimation importants entre un flux brut, estimé par ces mesures (V_{sed} moyen de 1 m h^{-1}), et des taux de disparition apparent (V_{sed} moyen de 0,1 à 0,01 m h^{-1}). D'autre part, le suivi et l'analyse de traceurs marquant les particules (micropolluants métalliques, radionucléides) ont permis de caractériser les conditions de sédimentation et d'érosion en Seine

à différentes périodes, le flux d'érosion étant difficilement accessible par la mesure directe. Ils ont également permis d'accéder à une première estimation des mouvements de sédiments et ainsi d'avoir accès à leur temps de séjour en Seine dans les secteurs étudiés. Ces travaux relatifs au transport sédimentaire ont permis d'émettre un certain nombre d'hypothèses quand au fonctionnement de l'écosystème Seine.

Une réflexion a alors été entamée sur le schéma conceptuel à adopter dans les modèles pour représenter les processus de sédimentation et de remise en suspension. Dans le domaine des sédiments cohésifs, qui nous intéresse particulièrement, des formules à seuils, issues des travaux originaux de Parthéniades (1965) et Parchure et Mehta (1985) notamment, sont classiquement utilisées. Or, ces formulations ont été établies à partir d'expériences en laboratoire où des conditions stables et relativement homogènes peuvent être reproduites. Dès 1984, Parthéniades lui même émet l'idée que les résultats obtenus sont difficilement transposables au milieu naturel, siège de fluctuations turbulentes intenses. On a donc été amené à considérer, dans le calcul des flux de dépôt et d'érosion, une hypothèse de simultanéité de ces processus. Les observations de traçage des MES en Seine confortent cette idée, montrant, en situation de temps sec, des situations de dépôt aussi bien que d'érosion (alimentation de la colonne d'eau en temps sec par des particules provenant des RUTP et ayant sédimentées dans un premier temps au moment du déversement).

Ces considérations ont conduit à envisager une autre conceptualisation des processus de transport sédimentaire que les lois classiques à seuil. Le concept de la capacité de transport, fondé sur des considérations énergétiques, a ainsi été implémenté et testé dans ProSe. Cette approche s'intéresse avant tout à la quantité de sédiment qu'un écoulement donné peut transporter, quantité variable selon les caractéristiques physiques des particules (poids relatif dans l'eau) et les conditions de l'écoulement (plus l'écoulement est turbulent, plus il y a de puissance pour maintenir les particules en suspension). Les flux de sédimentation et d'érosion sont supposés exister simultanément aux échelles de temps auxquelles on travaille. Un modèle multi-classes, reprenant les travaux de Maldiney (1994) a alors été développé. Ces avancées ont sensiblement amélioré la représentation des impacts de RUTP en Seine avec le modèle ProSe 1D (Even et al., soumis). Reprenant l'ensemble de ces réflexions en matière de transport sédimentaire et des processus biologiques associés, les développements nécessaires ont été réalisés dans SUBIEF 2D afin d'intégrer les concepts adoptés dans le cadre du PIREN-Seine. Les formulations à seuils ont été remplacées par les processus énergétiques, le compartiment benthique a été réécrit afin de pouvoir considérer les mêmes variables d'état dans la vase et dans la colonne d'eau.

En outre, les travaux du PIREN-Seine, ainsi que d'autres recherches, ont mis en avant l'influence que pouvait avoir la navigation sur les processus de remise en suspension, surtout en situation d'étiage, lorsque le passage des péniches devient le principal moteur de la turbulence (Sakiz et al., 1996 ; Andrier, 1999 ; Mazunder et al., 1993). Dans ProSe, cet effet a été intégré sous la forme d'un paramètre constant qui représente l'effet moyen de la navigation et qui doit être calé. Une description explicite et une quantification réelle de l'effet des péniches n'avaient alors pas été effectuées. Ce travail a été entrepris dans le cadre de la présente thèse. Le trafic fluvial a été conceptualisé et intégré dans le modèle SUBIEF 2D. Nous prenons désormais en considération les vitesses générées par les jets d'hélices au niveau du lit du fleuve et le courant de retour moyen pour chaque section traversée par les péniches. Les vitesses de cisaillement moyennes au fond sont alors calculées localement pour les nœuds du maillage influencés par la navigation. Ces développements nous permettent de reproduire les concentrations en MES, mesurées dans la colonne d'eau sur l'ensemble du domaine, lors des différentes campagnes organisées. Nous en tirons des informations sur la quantité de particules sédimentées dans le bief, la localisation des dépôts frais, le temps de transfert moyen des MES en période de basses eaux et l'âge des dépôts récents formés pendant l'étiage. Différents scénarii ont été testés vis-à-vis de la navigation qui montrent que son impact n'est pas seulement dû au tonnage transporté mais aussi à la fréquence de passage et aux types de bateaux circulant dans le bief. La dispersion des variables dissoutes est aussi augmentée localement lors du passage des péniches. Cet effet a aussi été pris en compte dans la formulation de la dispersion transversale et longitudinale et testé grâce à des campagnes de conductivité dans notre secteur d'étude (Chesterikoff et al., 1992 ; Martin et al., 1999).

Nous appuyant sur le modèle hydraulique et de transport précédemment défini, nous avons mis en place un module biologique reprenant le schéma conceptuel du modèle RIVE utilisé dans le PIREN-Seine. Nous simulons le cycle de l'oxygène associé à celui du carbone. Les processus modélisés sont le développement phytoplanctonique, la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes, la

production et la consommation d'oxygène associée. La ré-aération à l'interface air-eau est aussi prise en compte. Le modèle simule les évolutions de 24 variables d'état relatives à la colonne d'eau et à la vase non consolidée, déposée sur le lit du fleuve. Comme dans ProSe, la couche de vase fait non seulement l'objet d'échange avec la colonne d'eau (dépôt, érosion, diffusion à l'interface), mais est également le siège de réactions biologiques.

Les résultats des simulations pour différents étiages sont confrontés aux données expérimentales dont nous disposons et aux résultats des modèles ProSe 1D (Even, 1995) et à tubes de courant (Even, 2001). On montre ainsi que la conceptualisation retenue pour le modèle de qualité de l'eau est adaptée aux processus qui dominent dans ce secteur. La prépondérance du compartiment benthique dans la consommation de l'oxygène dissous de la colonne d'eau a été mis en évidence pour deux situations d'étiage.

Ce travail de thèse a permis de faire avancer la réflexion sur le transport sédimentaire à l'aval d'un rejet. On a cherché à quantifier son impact sur la qualité du milieu. Cette étude a permis aussi de valider certaines hypothèses simplificatrices à partir d'une modélisation plus fine (deux dimensions) qu'auparavant. Devant les résultats satisfaisants obtenus à l'issu de ce travail, plusieurs orientations futures se dessinent. Le champ d'application du modèle SUBIEF 2D est désormais ouvert à l'étude des problèmes de qualité de l'eau et de désoxygénation chronique (rejets de station d'épuration) ou accidentelle (débordement des réseaux d'assainissement par temps de pluie) d'un écosystème fluvial. Associé au modèle TELEMAC 2D, il est également apte à traiter, de façon plus précise, les problèmes de transport et de contamination des sédiments cohésifs en rivière ou en estuaire. Enfin, ce travail montre que le couplage des processus de transport sédimentaire et des processus biologiques est indispensable si l'on souhaite étudier finement la qualité d'eau d'un écosystème fluvial soumis à des pollutions d'origine anthropique.

Bibliographie

Aalderink, R.H., Klaver, N.J. and Noorman, R. (1995). DUFLOW V 2.0. Micro-computer package for the simulation of 1-dimensional flow and water quality in a network of open water courses. Modelling water quality and flow in river Vecht using DUFLOW. In *Water Quality Modelling, Proceedings of the International Conference on water Quality Modelling*. Ed. C. Heatwole. ASAE, Orlando, FL, USA., pp. 416-426.

ATV (1996). Allgemein verfuegbares Gewaesserguetemodell. Projektabsclussbericht 02 WA9104/4. ATV Hennef, Germany.

Ambrose, R.B. Jr., Wool, T.A., Connolly, J.P. and Schanz, R.W. (1988). WASP4, a hydrodynamic and water quality model. Model Theory, User's manual and Programmer's guide. *Report EPA/600/3-87/039, U.S*. EPA, Athens, GA, USA.

Ambrose, R.B., Barnwell, T.O., McCutcheon, S.C. and Williams, J.R. (1996). Computer models for water quality analysis. In *Water Resources Handbook.* Chap. 14. Ed. L.W. Mays, McGraw-Hill, New York.

Andrier, B. (1999). Navigation et transport des particules dans la Seine. *Mémoire de stage du Diplôme d'Études Approfondies de Sciences et Techniques de l'Environnement*. Université Paris XII-Val de Marne, École Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts, École Nationale des Ponts et Chaussées. 48p.

Bagnold, R. (1966). An approach to the sediment transport problem from general physics, physiographic and hydraulics studies of rivers. *Geological Survey Professional* paper 422-I.

Balanin, V., Bykov, L., Zernov, D., Metelytsina, G. and Natal-Chishin, G. (1981). "Means of protecting waterways slopes and beds from streams and waves including ship effect". Congrès AIPCN, Edimbourg 1981.

Barillier, A. (1992). *Caractérisation et dynamique de la matière organique d'un milieu fluvial anthropisé, la Seine*. Thèse de doctorat. Université Paris VI. 104 p.

Barillier, A. & Garnier, J. (1993). Influence of temperature and substrate concentration on bacterial growth yield in Seine River Water batch cultures. *Appl. Environ. Microbial*., 59 : 1678-1682.

Beck, M.B. (1987). Water quality modelling: a review of the analysis of uncertainty. *Wat. Resour. Res*., 23(8), pp. 1393-1442.

Bedford, K., Findikakis, A., Larock, B.E., Rodi, W. and Street, R.L. (1988). Turbulence modelling of surface water flow and transport. *J. Hyd. Eng*. 114(9), pp. 970-1073.

Beltaos, S. & Day, T.J. (1978). A field study of longitudinal dispersion. *Canadian Journal of Civil Engineering*, Vol. 5, 1978.

Beltaos, S. (1980). Longitudinal dispersion in rivers. *Journal of Hydraulic Division*, ASCE, vol. 106, n°1, 1980, pp.351-360.

Billen, G., DE Becker, E., Servais, P., Lancelot, C., Rousseau, V. Stainer, E. & Anzil, A. (1988a). *Modèle mathématique de l'estuaire de l'Escault. Rapport final*. Rapport Technique, Groupe de Microbiologie des Milieux Aquatiques. Université Libre de Bruxelles.

Billen, G., Lancelot, C. De Becker, E. & Servais, P. (1988b). Modelling microbial processes (phyto- and bacterioplankton) in the Schelde estuary. *Hydrobiological Bulletin*, 22(1): 43-55.

Billen, G. & Servais, P. (1989). Modélisation des processus de dégradation bactérienne de la matière organique en milieu aquatique. In *Micro-organismes dans les écosystèmes océaniques*. Masson. pp.219-245.

Billen, G., Garnier, J., Poulin, M. & Servais, P. (1993). Évaluation de l'impact sur la qualité de l'eau du traitement de l'azote et du phosphore dans les effluents urbains. In *La Seine et son bassin : de la recherche à la gestion* (Fustec, E. & De Marsily, G., eds). pp 319-347.

Billen, G., Garnier, J. & Hanset, P. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: The RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*. Pp 119-137.

Billen, G., Dégardin, P., Even, S. & Thomas, W. (1995b). *Intercomparaison des modèles KALITO, MONET et PROSE*. Rapport d'étude AESN.

Billen, G., Garnier, J., Brion, N. & Sanchez, N. (1998). Les transformations bactériennes de l'azote. Chap 14 dans *La Seine en son bassin*, M. Meybeck, G. De Marsily et E. Fustec Eds., Elsevier.

Binder, G. (1993). *La turbulence*. Cours de deuxième année, Ecole Nationale Supérieure d'Hydraulique et de Mécanique de Grenoble. Institut national Polytechnique de Grenoble.

Blaauw, H.G, Van de Kaa, E.J. (1978). *Erosion of bottom and sloping banks caused by the screw race of manoeuvring ships*. Delft Hydraulics Laboratory, N° 202. 1978.

Brown, L.C. & Barnwell, T.O. (1987). *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS*: documentation and user Manual, Report EPA/600/"-87/007. U.S. EPA, Athens, GA, USA

Boling, R.H., Petersen, R.C. and Cummins, K.W. (1975). Ecosystem modelling for small woodland streams. In *Systems Analysis and Simulation in Ecology*. Ed B.C. Patten, Vol. III, Academic Press, New York, pp 183-204.

Bonté, P., Sogon, S. & Meybeck, M. (1998). *Marqueurs radioactifs et matières en suspension*. Rapport d'activité 1998. Programme Piren-Seine. Thème 6. pp 37-50.

Bonté, P., Thomas, A., Mouchel, J.M., Sogon, S. et Tessier, L. (1999). *Temps de transit des particules dans le réseau hydrographique : l'apport des traceurs isotopiques naturels*. Rapport d'activité 1999. Programme Piren-Seine. Thème 6. pp 56-76.

Bonté, P., Thomas, A., Mouchel, J.M., Sogon, S. et Tessier, L. (2000). *Les stocks sédimentaires en Seine : de la région parisienne à l'estuaire*. Rapport d'activité 2000. Programme PIREN-Seine. Thème 6. pp 37-50.

Bonté, P., Mouchel, J.M., Thomas, A.J., Le Cloarec, M.-F., Dumoulin, J.P., Sogon, S. and Tessier, L. (2001) : Buffering of suspended sediment transport in lowland river during low water stages : quantification in river Seine using environmental radionucleides. In Press.

Bouchard, J.P. (1982). "*Effets érosifs des jets d'hélices de bateaux sur les fonds et les talus des voies navigables*. Étude bibliographique, Laboratoire National d'Hydraulique. ER.VN, N° 85.1. Novembre 1985.

Bouchard, J.P., Cordelle, M. & Lorin, J. (1989). Simulation numérique de l'érosion des vases de retenue par les crues. Application aux retenues de l'Escale et Saint-Lazare, sur la Durance. *La houille blanche*, (3) :287-291.

Buil, N. (1999). *Modélisation tridimensionnelle du transport de polluants dans les écoulements à surface libre*. Thèse de doctorat de l'Université Claude Bernard-Lyon 1. Spécialité Mécanique. (http://www.lyon.cemagref.fr/lyon/doc/these/thbuil/hpthbuil.html).

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*. No. 1, pp. 45-53.

Bussy, A.L. & Estebe, A. (1993). *Concentrations métalliques dans l'eau interstitielle des sédiments de la Seine dans la région très urbanisée*. Technical Report, Rapport final PIREN-Seine.

Bussy, A.L., Estebe, A., Mouchel, J.M. & Thévenot, D.R. (1994). *Évaluation du temps de transfert des MES dans la Seine à l'aide de traceurs naturels*. Rapport PIREN-Seine, Groupe Bassins Versants Urbains, 1993/III.

Capblancq, J. (1990). Nutrient dynamics and pelagic food web interactions in oligotrophic and eutrophic environments: an overview. *Hydrobiologia*, 207: 1-14.

Carte IGN, (1991). Carte IGN 1/25 000 2313 OT : Forêts de Montmorency, de l'Isle-Adam et de Carnelle, collection Top 25, Paris, 1991.

Casulli, V. & Stelling, G.S. (1998). Numerical simulation of 3D quasi-hydrostatic, free surface flow. *Journal of Hydraulic Engineering*-No. 7. pp. 678-686.

Celik, I. & Rodi, W. (1988). Modeling suspended sediment transport in nonequilibrium situations. *Journal of Hydraulix Engineering*, 114(10): 1157-1191.

Celik, I. & Rodi, W. (1991). "Suspended sediment-transport capacity for open-channel flow". *Journal of Hydraulic Engineering*, ASCE, 117 : 191-204.

Cerco, C.F. and Cole, T. (1995). User's guide to the CE-QUAL-ICM three dimensional eutrophication model, release version 1.0, Technical Report EL-95-15, US Army Eng. Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, USA.

Chahuneau, F., Clers, S.D. & Meyer, J.A. (1980). Les modèles de simulation en écologie lacustre. Présentation des différentes approches et analyse des modèles existants. *Acta Oecologica, Oecol. Gener*. 1(1), 27-50.

Chapman, B.M. (1982). Natural simulation of the transport and speciation of non-conservative chemical reactions in rivers. *Water Resources Research*, vol.18, n°1, 1982, pp. 155-167.

Chebbo, G. & Bachoc, A. (1992). Characterization of suspended solids in urban wet weather discharges. *Water Science and Technology*, 25(8) : 171-179.

Chebbo, G., Mouchel, J.M., Saget, A. & Gousailles, M. (1995). La pollution des rejets urbains par temps de pluie : flux nature et impacts. *Techniques, Sciences et Méthodes*, novembre, N°11, pp 796-806.

Chesterikoff, A., Garban, B. & Ollivon, D. & Chesterikoff, C. (1990). *Origine et dynamique de l'azote en Seine à l'aval de Paris. Comportement des MES, du phosphore et du COP : rôle de la station d'Achères dans cette problématique*. Rapport PIREN-Seine I/90/03.

Chesterikoff, A., Garban, B. & Ollivon, D. (1991). *Qualité et dynamique des matières en suspension et des sédiments en aval de Paris, en relation avec la station d'épuration d'Achères*. Rapport technique, PIREN-Seine, 1991.

Chesterikoff, A., Garban, B. & Ollivon, D., (1992). *Dynamique et bilan des suspensions et des sédiments en Seine à l'aval de Paris, leur rôle dans le transfert de la pollution carbonée, azotée et phosphorée (période de Basses Eaux).* Rapport technique du PIREN-SEINE.

Chesterikoff, A., Garban, B., Ollivon, D., Poulin, M., Rofes, G. & Billen, G. (1993). *Dynamique des suspensions et des sédiments dans la Seine en aval de l'agglomération parisienne en régime permanent de basses eaux*. Rapport de synthèse PIREN-SEINE, Groupe I.

Chesterikoff, A., Thévenot, D., Mouchel, J.M. & Poulin, M. (1998). Le fleuve dans la ville. Chap 7 dans *La Seine en son bassin*, M. Meybeck, G. De Marsily et E. Fustec Eds., Elsevier.

Christy, P. & Thibodeaux, L. (1982). Spill of soluble high-density immiscible chemicals on water. *Environmental Progress*, 1(2), 126-129.

Ciffroy, P. (1995). *Les échanges de radioéléments à l'interface eau-matières en suspension. Principe théorique et équations d'un modèle descriptif*. Bilan des expérimentations in situ. Rapport EDF/DER/SAEE, n° HE-31/95/21.

Cotner, J.B. & Wetzel, R.G. (1992). Uptake of dissolved inorganic and organic phosphorus compounds by phytoplankton and bacterioplankton. *Limnology Oceanography*, 37(2): 730-739.

Cugier, P. (1999). *Modélisation du devenir à moyen terme dans l'eau et le sediment des elements majeurs (N, P, Si) rejetés par la Seine*. Thèse de doctorat de l'Université de Caen, spécialité Terre Enveloppe Fluide. 249 pages.

Cunge, J.A. (1991). *Simulation des écoulements non permanents dans les rivières et canaux*. Cours de l'École Nationale Supérieure d'Hydraulique et de Mécanique de Grenoble. Institut National Polytechnique de Grenoble. 152p.

Cushing, E., Minshall, G. & Newbold, D. (1993). Transport dynamics of fine particulate organic matter in two Idaho streams. *Limnol. Oceanogr*., 38(6), 1993, 1101-1115.

Daumas, R. (1989). Les bactéries de la couche superficielle du sédiment. In : *Bianchi, M. et al*. (Eds.) : Micro-organismes dans les écosystèmes océaniques. 447 p. Masson, Paris.

Dauta, A. (1983). *Conditions de développement du phytoplancton. Étude comparative du comportement de 8 espèces en culture, cinétique d'assimilation et de croissance : étude expérimentale, modélisation appliquée aux cultures et à un milieu naturel : le Lot*. Thèse d'Etat, Université Paul Sabatier de Toulouse.

Dautray, R. & Lions, J.L. (1988a). *Analyse mathématique et calcul numérique pour les sciences et les techniques*. Vol. 8. INSTN. Collection Enseignement. Ed. Masson. pp. 347-857.

Dautray, R. & Lions, J.L. (1988b). *Analyse mathématique et calcul numérique pour les sciences et les techniques*. Vol. 9. INSTN. Collection Enseignement. Ed. Masson. pp. 858-1302.

Delft3D (2000). DELWAQ. Technical Reference Manual Processen. Delft Hydraulics.

Dégardin, P. & Bujon, G. (1994). Appréciation de l'impact des déversements de temps de pluie en région parisienne à l'aide du modèle mathématique KALPLAN. *La Houille Blanche*, (1) : pp. 148-152.

Demuren, A.O. & Rodi, W. (1983). Side discharges into open channels: Mathematical model. *Journal of Hydraulic Engineering*. Vol. 109, No. 12. pp. 1707-1722.

DHI. (1992). MIKE 11 User Manual. Danish Hydraulic Institute, Denmark.

Droppo, I., Walling, D. & Ongley, E. (1998). *Modelling soil erosion, Sediment transport and closely Related Hydrological Processes (Proceedings of a symposium held at Vienna, July 1998)*, Chap. Suspended sediment structure: implications for sediment and contaminant transport modelling, pp. 437-444. IAHS Publication.

El Ganaoui, O. (2000). *Transferts des effluents radioactifs dans les cours d'eau: Étude bibliographique pour la prise en compte de la dynamique sédimentaire dans les modèles de qualité radioécologique des eaux de surface*. Rapport IPSN/DPRE/SERLAB, n° 2000/09.

Ehladi, N., Harrigton, A., Hill, I., Lau, Y.L. & Krishnappan, B.G. (1984). River mixing-A state of the art report. *Canadian Journal of Cicil Engineering*, Vol. 11, n°3, 1984, pp. 585-609.

Esposito, P. (1981). *Résolution bidimensionnelle des équations de transport par la méthode des caractéristiques*. Rapport EDF HE-41/86.16.

Estebe, A., Mouchel, J.M. & Thévenot, D. (1993). *Impact des orages sur les concentrations métalliques dans les matières en suspension en Seine*. Technical report, Rapport Final PIREN-Seine.

Estèbe, A., Mouchel, J.M. & Thévenot, R. (1998). Urban runoff impacts on particulate metal concentration in river Seine. *Water, Air, and Soil Pollution* 108 : 83-105, 1998.

Euvrard, D. (1988). *Résolution numérique des équations aux dérivées partielles de la physique, de la mécanique et des sciences de l'ingénieur*. Différences finies, éléments finis. Ed. Masson. 286 p.

Even, S. & Poulin, M. (1990). *Modèle de simulation de l'écosystème Seine : schéma conceptuel adopté*. Rapport PIREN-Seine I/90/05. 72 p.

Even, S. & Poulin, M. (1993). Le modèle ProSe : hydrodynamique, transport et qualité de l'eau. In *La Seine et son bassin* : de la recherche à la gestion (Fustec, E. & De Marsily, G., eds).

Even, S. (1995). *Modélisation d'un écosystème fluvial : la Seine. Le modèle ProSe*. Thèse de Doctorat. École Nationale Supérieure des Mines de Paris, Centre d'Informatique Géologique. 361 p.

Even, S., Mouchel, J.M. et Poulin, M. (1996). *Améliorations apportées au modèle ProSe relatives au transport de particules*. Rapport Piren-Seine 96/IV, thème axe fluvial. Deuxième partie. pp 1-14.

Even, S., Mouchel, J.M., Delbec, M. et Poulin, M. (2000a). *Validation du modèle ProSe 2.0 sur la Seine depuis l'amont de Paris jusqu'à Poses*. Rapport technique du Centre d'Informatique Géologique de l'École des Mines de Paris. LHM/RD/6. 40 p.

Even, S., Mouchel, J.M., Servais, P., Le Hir, P., Thouvenin, B., Poulin, M. et Garnier, J. (2000b). *Suspended matter and ecological behavior of rivers and estuaries. Conceptual and numerical Modelling*. Verb. Intern. Verein. Limn., Vol. 27, pp. 238-241.

Even, S. & Poulin, M. (2001). *Transport convectif et dispersif dans la Seine de Choisy-le-Roi à Ivry-sur-Seine à l'aide du logiciel Prose. Mise en œuvre d'une version à tubes de courant*. CIG, ENSMP. Rapport Technique pour la SAGEP, LHM/RD/2001/05.

Even, S., Mouchel, J.M., Servais, P., Seidl, M. & Poulin, M. (soumis). Simulation des déficits d'oxygène dans la Seine en aval de rejets urbains de temps de pluie : importance du transport solide.

Fischer, H., List, E., Koh, R., Imberger, J., and Brooks, N. (1979). *Mixing in Inland and coastal Waters*. Academic press.

Fortier, A. (1969). Considérations théoriques sur l'emploi de la diffusivité turbulente. *La Houille Blanche*. Compte rendu du Comité Technique de la S.H.F. N° spécial 3.

Fuehrer, M., Römisch, K. (1977). *Effect of modern ship traffic on Inland and Ocean waterways and their structure*. Congrès AIPCN, Léningrad. 1977.

Fukuoka, S. & Sayre, W.W. (1973). Longitudinal dispersion in sinuous channels. *Journal of Hydraulic Division*, ASCE, Vol. 99, n°1, 1973, pp. 195-217.

Garban, B., Ollivon, D., Poulin, M., Rofes, G. & Chesterikoff, A. (1992). *Phénomènes d'échange à l'interface eau-sédiment en Seine à l'aval de Paris. Tentative de bilan*. Rapport I/92/04 Fonctionnement de l'Écosystème, PIREN-Seine, IHC, Lab. Géologie Appliquée, Univ. Paris VI, 56pp.

Garnier, J., Servais, P. & Billen, G. (1992a). Dynamics of bacterioplankton in the river Seine (France): impact of Parisian effluents. *Can. J. Microbiol*., 38 : 56-64.

Garnier, J., Billen, G. & Servais, S. (1992b). Physiological characteristics and ecological role of small and large sized bacteria in a polluted river (Seine River, France). *Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol*. 37: pp 83-94.

Garnier, J., Billen, G. & Coste, M. (1995). Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in the drainage network of the river Seine: observation and modelling. *Limnol. Oceanogr*. 40: pp. 750-765.

Garnier, J. & Billen, G. (1998). Développement algal et eutrophisation dans le réseau hydrographique de la Seine. Dans *La Seine en son bassin*. Chap. 13. Ed. M. Meybeck.

Gasol, J.M. & Vaqué, D. (1993). Lack of coupling between heterotrophic nanoflagellates and bacteria : A general phenomena across aquatic system ?. *Limnology Oceanography*. 38 (3), 657-665.

Gharbi, S. & Verrette, J.L. (1994). Proposition d'une nouvelle formule pour définir la relation entre les coefficients de mélange longitudinal et transversal. *Proceeding of the Annual Conference*, Quebec, juin 1994, Winnipeg, Canada, Vol. 1, pp. 335-344.

Gharbi, S. & Verrette, J.L. (1998). Relation entre les coefficients de mélange longitudinal et transversal dans des cours d'eau naturels. *Journal of Hydraulic Research*, Vol.36, 1998, n°1. pp 43-53.

Goutal, N. (1994). *Résolution des équations de Saint-Venant en régime transcritique par une méthode d'éléments finis*. Application aux bancs découvrants. Thèse de doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie.

Guarrigues, J. (2001). *La méthode des éléments finis*. Cours de l'École Supérieure de Mécanique de Marseille. 79 p. (http://esm2.imt-mrs.fr/gar/efhtml/index.html)

Guesmia, M. (2000). Système de modélisation TELEMAC-2D. Transport bidimensionnel. Logiciel SUBIEF-2D, version 5.0. Manuel de l'utilisateur. EDF, HP-72/2000/002/A. 37p.

Gust, G. & Müller, V. (1997). *Cohesive sediments*, Chap. Interfacial hydrodynamics and entrainment functions of currently used erosion devices, pp. 149-174. Wiley.

Hahn, H., Käser, F. & Klute, R. (1980). Modelling particulate transport in impounded rivers. *Particulates in water*, pp. 213-231.

Harden, T.O. & Shen, H.T. (1979). Numerical simulation of mixing in rivers. *Journal of Hydraulic Division*, ASCE, Vol. 110, n°4, 1979, pp. 393-408.

Harremoës, P. (1980). Immediate and delayed oxygen depletion in rivers. *Water Res*. Vol. 16. pp. 1093-1098.

Hawley, N., Robbins, J.A. & Eadie, B.J. (1986). The partitioning of 7Be in fresh water. *Geochimica at Cosmochimica Acta*, 50: 1127-1131.

HEC, (1986). HEC-5 Simulation of flood control and conservation Systems, Appendix on Water Quality Analysis. Report CPD-5Q, Hydrologic Engineering Center, U.S. Army Corps of Engineers. Davis, CA, USA.

Hérouin, E. (1991). *Modélisation des écoulements complexes à surface libre en milieu naturel*. Rapport CEMAGREF-LYON. 95 p.

Hervouet, J.M. (1986). CARAC*, module de convection en éléments finis, par la méthode des caractéristiques*. Rapport EDF HE41/86.21.

Hervouet, J.M. (1989). *Remarques sur les méthodes numériques du code TELEMAC*. Rapport EDF HE-43/89-30. 44p.

Hervouet, J.M. (1991). *Vectorisation et simplification des algorithmes en éléments finis*. EDF. Bulletin de la Direction des Études et Recherches. Série C, Mathématiques, Informatique n°1. pp 1-37.

Hervouet, J.M. & Moulin, C. (1993). *Nouveaux schémas de convection dans TELEMAC-2D version 2.3 : apport de la méthode SUPG*. Rapport EDF HE-43/93.27.

Hervouet, J.M., Van-Haren, L. (1995). TELEMAC-2D Version 3.0 Principle note, EDF DER, Chatou.

Hervouet, J.M. (1996). Présentation du système TELEMAC. EDF DER, Chatou.

Hinze, J.O. (1975). Turbulence. Second Edition. Mc Graw-Hill.

Hir, P. Le, Bassoullet, P. & L'Yavanc, J. (1993). Application of a multivariate transport model for understanding cohesive sediment dynamics. Vol. 42 of *Coastal and Estuarine Studies*. Ed. A. Mehta.

Hoch, M.P. & Kirchman, D.L. (1995). Ammonium uptake by heterotrophic bacteria in the Delaware estuary and adjacent coastal waters. *Limnology Oceanography*, 40(5): 886-897.

Holley, E.R. (1987). Transport of pollutants in Rivers. *Proceeding of the XXII Congress*, IAHR, Lausanne, Switzerland, 1987, pp. 19-41.

Hug., M. (1975). *Mécanique des fluides appliquée aux problèmes d'aménagement et d'énergétique*. Cours de l'École Nationale des Ponts et Chaussées, p. 267. Editions Eyrolles.

Hugues, T.J.R. & Brooks, A.N. (1983). Streamline Upwind Petrov Galerkin formulations for convection dominated flows with particular emphasis on the Navier-Stokes equations. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*. 32(1982).199-259.

Hvitved-Jacobsen, T. (1982). The impact of combined sewer overflows on the dissolved oxygen concentration of a river. *Water Res*. Vol. 16, pp. 1099-1105, 1982.

Idlafkih, Z., Meybeck, M. & Bourguignon, 0. (1996). *Comparaison de cinq stations amont-aval de Paris en 1994-95: nutriments, carbone organique et métaux en traces particulaires*. Rapport PIREN-Seine 1996/IV, Laboratoire de Géologie Appliquée, univ Paris VI, 57 p.

Ihaka et Gentleman (1996), "R: A Language for Data Analysis and Graphics", *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 5, 299-314.

Ivanov, P., Masliev, I., De Marchi, C. and Somlyodi, L. (1996). *DESERT. Decision Support System for Evaluating River Basin Strategies. User's Manual.* International Institute of applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria.

Janin, J.M., Lepeintre, F. & Pechon, P. (1992). *TELEMAC 3D: a finite element code to solve 3D free surface flow problem*. EDF-DER Report 93NV00001. 21 p.

Johnson, C. (1985). Streamline diffusion methods for problems in fluid mechanics. *Finite elements in fluids*, vol 6. R. Gallagher. Ed. Wiley.

Kolkman, P.A. (1978) : Ships meeting and generating currents. In Symposium vol. 1: "Aspects of navigability of constraint waterways, including harbour entrances". DELFT, the Netherlands, April 24-27, 1978.

Krishnappan, B. & Engel, P. (1997). *Cohesive Sediments*, Chap. Critical shear stresses for erosion and deposition of fine suspended sediments of the Fraser river, pp. 279-288. Wiley.

Krone, B.R. (1962). *Flume studies of the transport of sediment in estuarial shoaling processes, Final report.* Hydr. Engr. And San. Engr. Res. Lab. Univ.Calif. Berkeley.

Lafforgue, M. (1990). *Modélisation du fonctionnement d'un écosystème lacustre : le lac d'Aydat*. Thèse de doctorat, École Nationale Supérieure des Mines de Paris.

Lancelot, C., Mathot, S. et Owens, N.J.P. (1986). Modelling protein synthesis, a step to an accurate estimate of net primary production: Phaeocystis pouchetii colonies in belgian coastal waters. *Marine Ecology-Progress Series*, 32: pp.193-202.

Lancelot, C. & Mathot, S. (1987). Dynamics of a Phaeocystis-dominated spring bloom in Belgian coastal waters. I. Phytoplanctonic activities and related parameters. *Marine Ecology-Progress Series*, 37: 239-248.

Lancelot, C., Veth, C. & Mathot, S. (1991). Modelling ice-edge phytoplankton bloom in the Scotia-Weddel Sea sector of the southern ocean during spring 1988. *J. Mar. Syst*., 2: pp. 333-346.

Lau, L.Y. & Krishnappan, B.G. (1977). Transverse dispersion in rectangular channels. *Journal of Hydraulic Division*, Vol. 103, n° HY10, 1977, pp. 1173-1189.

Lau, L.Y. & Krishnappan, B.G. (1992). Size distribution and settling velocity of cohesive sediments during settling. *J. of Hydraulic Research*. 30, pp 673-684.

Lau, L.Y. & Krishnappan, B.G. (1994). Does reentrainment occur during cohesive sediment settling ?. *Journ. Of Hydr. Eng*., Vol. 120, N° 2, ASCE, pp. 236-244.

Launder, B.E. & Spalding, D.B. (1974). The numerical computation of turbulent flows. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*. Vol 3, p269-289.

Lebosse, A. & Ladreyt, S. (2000). LIDO 2.0. *Logiciel de modélisation filaire des écoulements à surface libre. Notice théorique*. Centre d'Études Techniques Maritimes et Fluviales, Laboratoire National d'Hydraulique et d'Environnement. 50 p.

Lefort, D. (1971). Modèles mathématiques de pollution de rivière. *La Houille Blanche*, n°8, 1971, pp. 699-721.

Lesouef, A. & André, A. (1982). *Mise au point d'un modèle de qualité de la Seine de Montereau à Poses.* Technical report, Société Hydrotechnique de France. XVII journées de l'hydraulique (Nantes).

Luck, G.K.Y., Lau, Y.L. & Watt, W.E. (1990). Two dimensional mixing in rivers with unsteady polluted source. *Journal of the Environmental Engineering Division*, Vol. 116, n° EE1, 1990, pp. 125-143.

Maldiney, M.A. (1994). *Caractéristiques physiques des particules en suspension dans un fleuve canalisé, exemple de la Seine.* Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse. 348 p.

Marchuk, G. (1975). Methods of Numerical Mathematics. Springer-Verlag, Berlin.

Martin, J.M., Mouchel, J.M. & Thomas, A.J. (1986). Times concepts in hydrodynamic systems with an application to ^{7}Be in the Gironde estuary. *Marine Chemistry*, 18, 369-392.

Martin, L. (1997). Modélisation du fonctionnement écologique de la Marne : couplage axe principal et bassins versants. *Mémoire de stage du Diplôme d'Études Approfondies « Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatistique et Géochimie »* de l'Université Pierre et Marie Curie. 52 pages.

Martin, L., Guesmia, M., Even, S., Poulin, M. et Péron, S. (1998). *La Seine à l'aval de la station d'épuration d'Achères : modélisation bi-dimensionnelle du comportement hydraulique et du transport par convection diffusion*. Rapport d'activité 1998, programme Piren-Seine. Thème 6. pp 21-36.

Martin, L., Even, S., Mouchel, J.M., Guesmia, M. et Poulin, M. (1999). *Dynamique des particules et qualité de l'eau à l'aval de la station d'épuration d'Achères : données expérimentales et modélisation*. Rapport d'activité 1999, programme Piren-Seine. Thème 6. pp 1-40.

Martin, L. & Sogon, S. (2000). *Une application du modèle SUBIEF 2D aux hauteurs de dépôt testée par les mesures d'isotopes radioactifs in situ*. Technical Report. Programme PIREN-Seine, Rapport d'activité 2000.

Martin, L., Even, S., Poulin, M. & Guesmia, M. (2000). *Modélisation des dépôts sédimentaires à l'aval de la station d'épuration d'Achères*. Rapport d'activité 2000, programme PIREN-Seine, thème 6. pp. 3-28.

Mazumder, B.S., Bhowmik, N.G., Soong, T.W. (1993). Turbulence in Rivers due to Navigation Traffic. *Journal of Hydraulic engineering*, 120: pp. 406-412.

McBride, G.B. & Rutherford, J.C. (1983). Accurate modelling of river pollutant transport. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, 1983, vol. 110, n°4, pp. 808-827.

Mc Nown, J.S., (1976). *Sinkage and Resistance for Ships in Channels*. Proc. ASCE, WW3, pp. 287-300.

Menon, P., Becquevort, S., Billen, G. & Servais, P. (1996). Kinetics of flagellates grazing in the presence of two types of bacterial prey. *Microbial Ecology*, 31 : 89-101.

Meybeck, M. (1982). Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Science*, 282, 401-450.

Meybeck, M., Mouchel, J.M., Idlafkih, Z., Andreassian, V. & Thibert, S. (1998). Transferts d'eau, de matière dissoute et particulaire dans le réseau fluvial. Chap. 8 dans *La Seine en son bassin*, M. Meybeck, G. De Marsily et E. Fustec Eds., Elsevier.

MIKE21 (1996). User Guide and Reference Manual, Danish Hydraulic Institute.

Moatar, F., Poirel, A. & Obled, C. (1999). Analyse de séries temporelles de measures de l'oxygène dissous et du pH sur la Loire au niveau du site de Dampierre (Loiret) : 1. Compréhension des variations temporelles des teneurs en oxygène dissous et du pH en relation avec des données hydrométéorologiques. *Hydroécol. Appl*. (1999), tome 1/2 Vol. 11, pp. 127-151.

Molinas, A. & Wu, B. (2001). Transport of sediment in large sand-bed rivers. *Journal of Hydraulic Research*, Vol. 39, n° 2, pp. 135-146.

Moulin, C. et Gailhard, J. (1996). SUBIEF Version 3.1 Manuel de l'utilisateur, EDF DER, Chatou.

Mouchel, J.M., Simon, L. & Maldiney, M.A. (1994). Impacts en Seine des rejets urbains de temps de pluie sur les concentrations d'oxygène dissous. *La Houille Blanche*/N°1/2-1994.

Mouchel, J.M. (1996). Impact en Seine des rejets des déversoirs d'orage. Résultats obtenus par le groupe « Bassins Versants Urbains » dans le cadre du programme PIREN-Seine. In *Guide de conception et de gestion des réseaux d'assainissement*, Valivon et Affholder, Tee & Doc Lavoisier, Paris 1996.

Mouchel, J.M., Seidl, M. & Servais, P. (1997). Measure of biodegradation of waste waters during rain events by means of micro respirometry (soumis)

Mouchel, J.M. & Bonté, P. (1998). *Transfert des MES à l'aval de Paris*. Rapport d'activité du PIREN-Seine 1998, thème 6 : transport, érosion et dépôt des particules. Pp 5-20.

Odd, N.V.M. (1988); Mathematical modelling of mud transport in estuaries. In Dronkers, J. & Leussen, W. Van, editors. *Physical Processes in estuaries*. Pp 503-531. Springer-Verlag.

Ogura, N. (1975). Further studies on decomposition of dissolved organic matter in coastal seawater. *Mar. Biol*., 31 : 101-111.

Olsen, C.R., Larsen, I.L., Lowry, P.D., Cutshall, N.H. & Nichols, M.M. (1986). Geochemistry and deposition of the ^{7}Be in river estuarine and coastal waters, *J. Geophys. Res*., 91, 896-908.

Olsen, N.R.B. (1991). *A three dimensional numerical model for simulation of sediment movements in water intakes*. Dr. Ing. Dissertation. The Norwegian Institute of Technology. Trondheim.

O'Riordan, C., Mouchel, J.M. & Poulin, M. (1996a). *Un nouveau dispositif d'analyse du transport de matière en suspension dans les rivières*. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, 322 : 285-292.

O'Riordan, C., Mouchel, J.M. & Poulin, M. (1996b). *Étude des contraintes hydrodynamiques et des caractéristiques des agrégats dans la Seine*. Rapport technique PIREN-Seine, thème Axe Fluvial, 1995/IV.

Orlob, G.T., ed. (1982). *Mathematical modelling of water quality*. Wiley, Chichester.

Otsuki, A. & Hanya, T. (1972). Production of dissolved organic matter from dead algal cells. I. Aerobic microbial decomposition. *Limnology Oceanography*, 17(2) : 248-257.

Parchure, T.M. & Mehta, A.J. (1985). Erosion of soft cohesive sediment deposits. *J. Hyd.Eng*. 10, 1308-1326.

Partheniades, E. (1965). Erosion and deposition of cohesive soils. *Journal of Hydraulics Division*, ASCE. Vol.91, HY 1.

Paterson, D. (1997). *Cohesive sediments*, Chap. Biological mediation of sediment erodability: ecology and physical dynamics, pp. 215-229. Wiley.

Platt, T. & Jassby, A.D. (1976). The relationship between photosynthesis and light for natural assemblages of coastal marine phytoplankton. *Journ. Phycology*, 12: 421-430.

Platt, T., Gallegos, C.L. & Harrison, W.G. (1980). Photoinhibition of photosynthesis in natural assemblages of marine phytoplankton. *Journal of Marine Research*, 38: 687-701.

Poulin, M., Even, S., Mouchel, J.M., Billen, G., Garnier, J., Levassor, A. et Levandier, T. (1998). Modèles. Dans *La Seine en son bassin*. Chap. 16, 34 p. Ed M. Meybeck.

Quiquempoix, O.,Boulet, T. (1998). MATISSE Version 1.1 Manuel de référence, EDF DER, Chatou.

Quiquempoix, O.,Boulet, T., Hervouet, J.M. (1998). MATISSE Version 1.0 Manuel de l'utilisateur, EDF DER, Chatou.

Quiquempoix, O. (1997). RUBENS Version 4.1 Manuel de l'utilisateur, EDF DER, Chatou.

Quiquempoix, O., Boulet, T. (1998). MATISSE Version 1.1 Manuel de référence, EDF DER, Chatou.

Pironneau, O. (1989). *Finite Element Methods for fluids*. Université Pierre et Marie Curie & INRIA, France. Edition Masson. 205p.

Rastogi, A.K. & Rodi, W. (1978). Predictions of heat and mass transfer in open channels. *Journal of the Hydraulics division*, ASCE, n°HY3, p.397-420.

Rauch, W., Henze, M., Koncsos, L., Reichert, P., Shanahan, P., Somlyody, L. & Vanrolleghem, P. (submitted). River Water Quality Modelling: I. State of the Art.

Ravier, S. et Rigaut, M. (2000). *Mécanique des Fluides*. Ecole Normale Supérieure de Lyon. Département des Sciences de la Matière. 65 p.

Reichert, P. & Wanner, O. (1991). Enhanced one-dimensional modelling of transport in rivers. *Journal of Hydraulic Engineering Division*, ASCE, Vol. 117, n°9, 1991, pp. 1165-1183.

Reichert, P. (1994). AQUASIM. A tool for simulation and data analysis of aquatic systems. *Wat. Sci. Tech*., 30(2), pp. 21-30.

Reynolds, R. S. (1990). *The Ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge studies in Ecology. E. Beck and H.J.B. Birks and E.F. Connor, third edition.

Rodi, W. (1980). *Turbulence models and their application in hydraulics. A state of the art review*. Institut für Hydromechanik and Sonderforschungsbereich 80. University of Karlsruhe. 104 p.

Rutherford, J.C. (1980). Waikato river pollutant flushing rates. *Journal of the Environmental Engineering Division*, Vol. 106, n°6, 1980, pp. 1131-1150.

Sandrin, M. (1986). *Carte guide de navigation fluviale : La Seine aval du Havre à Paris, navicarte 1*, éditions cartographiques maritimes, port autonome de Paris.

Sanford, L.P. & Halka, J.P. (1993). Assessing the paradigm of mutually exclusive erosion and deposition mud, with examples from upper gesapeake bay. *Marine Geology* 114, pp. 34-57.

Sauvaget, P., David, E., Demmerle, D. and Lefort, P. (1990). *Optimum design of large flood relief culverts under the A89 motorway in the Dordogne-Isle confluence plain..*

Sakiz, M., Naulet R., O'Riordan, C. et Mouchel, J.M. (1996). *Floculation, érosion et sédimentation des particules dans la Seine. Évaluation théorique de la floculation et expérimentations concernant l'érosion*. Rapport Piren-Seine 96/IV, thème axe fluvial. Troisième partie. pp 1-24.

Schijf, J.B. (1949). XVIIth International Navigation Congress, Lisbon 1949.

Schijf, J.B. and Jansen, P.P. (1953). Dutch paper of the 18th Int. Nav. Congres., Sect. I, paper 1, pp. 175-197.

Schofield, R.B. (1974). "Speed of Ships in Restricted Navigation Channels". *Proc. ASCE*, WW2, May 1974, paper 10539.

SCT, Ministère de l'équipement (1976). *Phénomènes hydrauliques liés au passage des bateaux*. Service Central Technique, Ministère de l'Équipement, Direction des Ports Maritimes et des Voies Navigables. Rapp. SI/V3/BR.

Seidl, M., Servais, P., Anzil, A. & Mouchel, J.M. (1996a). *Dégradation des matières organiques dans le milieu naturel après les rejets urbains. Étude et quantification des processus essentiels. Étude réalisée pour le compte des Agences de l'Eau (France)*. Rapport final PIREN-Seine 1996/III.

Seidl, M., Servais, P., Anzil, A. & Mouchel, J.M. (1996b). Suivi de masses d'eau issues du rejet de Clichy. Transport et dégradation des matières organiques.

Seidl, M., Servais, P. & Mouchel, J.M. (1998a) : Organic matter transport and degradation in the river Seine (France) after a combined sewer overflow. *Wat. Res.*, 32, No. 12, pp. 3569-3580.

Seidl, M., Servais, P., Martaud, M., Gandouin, C. & Mouchel, J.M. (1998b). Organic carbon biodegradability and heterotrophic bacteria along a combined sewer catchment during rain events. *Water Science and Technology* 37 (1) : 25-33.

Seidl, M., Huang, V. & Mouchel, J.M. (1998c). Toxicity of combined sewer overflows on river phytoplankton: the role of heavy metal. *Env. Pollution*, 101(1998): 107-116.

Seine aval, (1996). Exercice 1996. Rapport final par laboratoire. Thème Hydrodynamique et transport sédimentaire. Rapport 1996/Fin-1.

Servais, P., Billen, G. & Hascoët, M.C. (1987). Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Water Research*. 21 (4), 445-450.

Servais, P. (1989a). Bacteriplankton biomass and production in the river Meuse (Belgium). *Hydrobiologia*, 174: 99-110.

Servais, P. (1989b). Modélisation de la biomasse et de l'activité bactérienne dans la Meuse. *Revue des Sciences de l'Eau*, 2 : 543-563.

Servais, P., Garnier, J., Bariller, A. & Billen, G. (1990). *Dégradation de la matière organique et dynamique des bactéries hétérotrophes*. Rapport Technique PIREN-Seine.

Servais, P. & Garnier, J. (1990) : *Activité bactérienne hétérotrophe dans la Seine : profils d'incorporation de thymidine et de leucine tritiées*. C.R. Acad., Sci., Paris, 311 (III) : 353-360.

Servais, P., Garnier, J., Billen, G. & Barillier, A. (1991). Dégradation de la matière organique et dynamique des bactéries hétérotrophes dans la Seine. *Compte rendu CILEF* III, p 108-111.

Servais, P. & Garnier, J. (1993). Contribution of heterotrophic bacterial production to the carbon budget of the river Seine (France). *Microbial Ecology*, 25 : 19-33.

Servais, P., Garnier, J., Demarteau, N., Brion, N. & Billen, G. (1994). *Caractérisation des apports de matières organiques, nutriments et microorganismes par les rejets d'eaux usées*. Rapport PIREN-Seine, 1994/III. Groupe Bassins Versants Urbains. 25pp.

Servais, P., Huang, W.W., Seidl, M., Anzil, A. & Mouchel, J.M. (1995b). *Suivi en Seine d'une masse d'eau issue d'un déversoir d'orage*. Rapport PIREN-Seine 1995/III. Groupe Bassins Versants Urbains. 27 pp.

Servais, P., Idlafkih, Z., Billen, G., Garnier, J., Mouchel, J.M., Seidl, M ; & Meybeck, M. (1998). Le carbone organique. Chap. 8 dans *La Seine en son bassin*. M. Meybeck, G. De Marsily et E. Fustec Eds., Elsevier.

Simon, L. (1990). *Modèle hydraulique bidimensionnel*. PIREN-Seine, groupe 4, « Orages ». 58p.

Simon, L. (1992). Dispersion des rejets en Seine. 1ère phase d'exploitation des traçages du 7/7 et du 8/9/92. Rapport technique PIREN-Seine.

Simon, L. & Mouchel, J.M. (1993). Transfer of combined sewer overflows in the Seine river. In Marsalek, J. & Torno, H.C., editors, *Sixth International Conference on Urban Storm Drainage*, vol. I, p 342-347. Seapoint Publishing.

Simon, L., Maldiney, M.A. & Mouchel, J.M. (1994). Transfer of combined sewer overflows in the Seine River. *Wat. Sci. Tech*. Vol 29. N° 1-2. pp. 209-217.

Simon, L. (1995). *Contribution à la modélisation numérique du transport de polluants en rivière*. Mémoire de thèse présenté pour l'obtention du titre de Docteur de l'École Nationale des Ponts et Chaussées. Spécialité Sciences et Techniques de l'Environnement.

Somville, M. & Billen, G. (1983). A method for determining exoproteolytic activity in natural waters. *Limnology Oceanography*. 28 (1), 190-193.

Strang, G. & Fix, G.J. (1973). An analysis of the finite element method. Prentice-Hall, INC. *Series in Automatic Computation*. Ed. Englewood Cliffs, N.J. 303p.

Streeter, W.H. & Phelps, E.B. (1925). A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. *Public Health Bull*. 146, U.S. Public Health Service, Washington D.C.

Stumm, W. (1992). Chemistry of the solid-water interface. *John Wiley & Sons, Inc*.

Tangérino, C. (1994). *Mesure de vitesse de chute des matières en suspension, du carbone organique total et des bactéries en Seine*. Mémoire de DEA Sciences et Techniques de l'Environnement. École Nationale des ponts et Chaussées.

Tanguy, J.M., Zhang, B.N., Dhatt, G., Bouttes, F., Rouas, G. & Maine, J.J. (1995a). *Modélisation des écoulements marins, estuariens et fluviaux par la méthode des éléments finis. Partie I : Présentation du logiciels hydrodynamique bidimensionnel aux éléments finis REFLUX*. Rapport Technique JMC/035. Groupe d'Hydraulique Numérique. 22p.

Tanguy, J.M., Zhang, B.N., Dhatt, G., Bouttes, F., Rouas, G. & Maine, J.J. (1995b). *Modélisation des écoulements marins, estuariens et fluviaux par la méthode des éléments finis. Partie II : Utilisation*

du code REFLUX dans les études fluviales. Rapport Technique JMC/036. Groupe d'Hydraulique Numérique. 16p.

Taylor, G. (1953). Dispersion of soluble Matter in solvant flowing slowly through a tube. *Proc. Of the Royal Society of London*.

Taylor, G. (1954). The dispersion of matter in turbulent flow through a pipe. *Proc. Of the Royal Society of London*.

Thery, L., Simon, L. et Poulin, M. (1993). *Simulation numérique du transport de substances dissoutes en rivière à l'aide d'un modèle à tubes de courant*. Rapport final. Rapport technique, SEDIF-CGE-CERGRENE-CIG.

Thibodeaux, L., Poulin, M. & Even, S. (1994). A model for enhanced aeration of streams by motor vessels with application of the river Seine. *Journal of Hazardous Materials*. pp 459-473.

Thomas, A.J. (1988). *Géochimie des radioéléments naturels et artificiels: application à l'étude de l'interface continent-océan*. Thèse d'État, Université Pierre et Marie Curie, Paris, 409p..

Tola, F. (1988). *Étude de la dispersion d'un polluant liquide conservatif et de la dispersion et décantation d'une suspension de fines particules dans un canal à surface libre*. CEA, Service d'Application des Radioéléments. Rapport ORIS/SAR/S/88-115/T33.

Tothill, J.T. (1967) : *Ships in restricted channels. A correlation of model tests, field measurements, and theory*. Meeting of the Eastern Canadian Section of the Society of Naval Architects and Marine Engineers.

Tritton, D.J. (1988). Physical Fluid Dynamics, Second Edition. Oxford Science Publications.

Valentine, E.M. & Wood, I.R. (1977). Longitudinal dispersion with dead zones. *Journal of Hydraulic Division*, ASCE, vol. 103, n°9, 1977, pp. 975-990.

Wallbrink, P.J. & Murray, A.S. (1996). Distribution and variability of ^{7}Be in soils under different surface cover conditions and its potential for describing soil redistribution processes, *Water Resour. Res*., 32, 467-476.

Wallingford Software (1994). Salmon Q, User Documentation Version 1.01. Wallingford, Oxfordshire, UK.

Wetstrich, J.T. (1983). *The consequences and controls of bacterial sulfate reduction in marine sediments*. Ph.D. Thesis, Yale University, New Haven, Connecticut.

Wlosinski, J.H. and Minshall, G.W. (1983). Predictability of stream ecosystem models of various levels of resolution. In *Dynamics of Lotic Ecosystem*. Ed T.D. Fontaine and S.M. Bartell, Ann Arbor Science, Chelsea, MI, USA, pp. 69-86.

Wright, R.T. & Hobbie, J.E. (1966). Use of glucose and acetate by bacteria and algae in aquatic ecosystems. *Ecology* 47 : 447-464.

Yalin, M S. (1977). *Mechanics of sediment transport*. Pergamon Press.

Yotsukura, N. & Sayre, W.W. (1976). Transverse mixing in channels. *Water Resources Research*, Vol. 12, n°4, 1976, pp. 695-704.

Zug, M., Bellefleur, D., Phan, L. & Scrivener, O. (1998). Sediment transport model in sewer networks-A new utilisation of the Velikanov model. *Wat. Sci. Tech*. Vol. 37, N° 1, pp. 187-196.

Annexes

Annexe A. Méthodes numériques pour résoudre l'équation de Barré de Saint-Venant dans sa formulation « hauteur-vitesse »

A.1 Convection de u et v par la méthode des caractéristiques

La méthode des caractéristiques résulte de la théorie géométrique des équations différentielles quasi-linéaires. Elle fournit une interprétation physique de certains problèmes de mécanique des fluides et permet de résoudre l'équation suivante (Hervouet & Van-Haren, 1995 ; Cunge, 1991) :

$$\frac{\tilde{f} - f^n}{DT} + \vec{u} \,.\, \overrightarrow{grad}\left(f \right) = 0 \qquad \text{(A.1)}$$

$\tilde{f}$ est la valeur de la fonction après l'étape de convection, f^n est la valeur de f au temps courant t^n et DT est le pas de temps choisi.

Cette équation traduit le fait que la dérivée de la fonction f par rapport au temps est nulle le long des trajectoires connues sous le nom de caractéristiques. Ce qui signifie que la quantité transportée est constante le long de ces caractéristiques en coordonnées lagrangiennes.

La méthode appliquée aux termes de transport consiste à calculer la valeur de la fonction au temps t^{n+1} et en un nœud M, comme étant égale à la valeur de cette même fonction au point Q situé sur la même trajectoire au temps t^n. Le calcul effectué consiste :

- à reconstituer la trajectoire du point M entre les instants t^n et t^{n+1} ;
- à calculer la valeur de la fonction au point Q en fonction des valeurs connues aux nœuds voisins ;

Enfin, il reste à établir que $f_M = f_Q$. La précision de la méthode dépend de la précision des deux étapes ci-dessus, notamment de la méthode d'interpolation utilisée pour le calcul de f_Q.

Ainsi, la solution des équations dans le domaine $t > 0$ sera entièrement définie à partir de conditions initiales définies au temps $t = 0$. Pour que la solution existe pour $t > 0$, il faut également imposer la valeur des inconnues à chaque point des conditions aux limites (Cunge, 1991).

La vitesse requise pour le calcul de la trajectoire est :

$$\vec{u}\left(t \right) = \vec{u^n} + \frac{t - t^n}{DT} \overrightarrow{u^{n+1}} \qquad \text{(A.2)}$$

Le champ convectif n'étant pas connu au temps t^{n+1}, TELEMAC 2D offre deux possibilités :

- soit on fixe le champ convectif égal au champ déterminé au pas de temps précédent (hypothèse de champ fixe) ;
- soit on effectue des sous itérations qui permettent d'approcher le champ convectif au temps $\left(\frac{t^{n+1} + t^n}{2} \right)$. Cette option augmente alors le temps de calcul en fonction du nombre de sous-itérations que l'on impose.

Dans TELEMAC 2D, le calcul des caractéristiques est réalisé par une méthode de Runge-Kutta explicite d'ordre 1. Pour plus de précisions sur cette méthode, on pourra se référer par exemple à Dautray & Lions (1988b).

La méthode des caractéristiques programmée dans TELEMAC 2D est dérivé de celle du code CARAC (Hervouet, 1986). Le lecteur pourra trouver plus d'informations sur cette méthode dans Esposito (1981) ou Hervouet (1986).

A.2 Propagation, diffusion, termes sources des équations de Barré de Saint Venant

A.2.1 Discrétisation en temps

Lorsque l'étape de convection a été résolue par la méthode des caractéristiques (dans notre cas, nous avons utilisé cette méthode pour u, v, k et ε), il reste à résoudre le système suivant (nous ne considérons ici que u et v) :

$$\frac{u^{n+1}-\tilde{u}}{DT} = -g\frac{\partial Z}{\partial x} + F_x + \frac{1}{h}div\left(h\nu_e \overrightarrow{grad}\, u\right) \tag{A.3}$$

$$\frac{v^{n+1}-\tilde{v}}{DT} = -g\frac{\partial Z}{\partial y} + F_y + \frac{1}{h}div\left(h\nu_e \overrightarrow{grad}\, v\right) \tag{A.4}$$

où $\tilde{u}$ et $\tilde{v}$ sont les valeurs de u et v obtenues après l'étape de convection.

Pour l'équation de continuité, l'équation complète reste à résoudre :

$$\frac{h^{n+1}-h^n}{DT} + \vec{u}\,.\,\overrightarrow{grad}\left(h\right) + h\,div\left(\vec{u}\right) = Sce \tag{A.5}$$

Dans les équations (3.29) à (3.31), les variables h, u et v ne sont pas clairement définies comme correspondant au temps t^n ou t^{n+1}. En fait, elles sont calculées comme une combinaison linéaire de leurs valeurs au temps t^n et t^{n+1} (schéma semi implicite). Pour assurer des conditions de stabilité (Strang & Fix, 1973 ; Euvrard, 1988 ; Dautray & Lions, 1988b), le coefficient d'implicitation θ est pris supérieur à 0.5 :

$$u = \theta_u u^{n+1} + \left(1-\theta_u\right)u^n \tag{A.6}$$

$$v = \theta_u v^{n+1} + \left(1-\theta_u\right)v^n \tag{A.7}$$

$$h = \theta_h h^{n+1} + \left(1-\theta_h\right)h^n \tag{A.8}$$

Malgré cette semi implicitation, le terme $h\,div\left(\vec{u}\right)$ de l'équation (3.31) génère le produit des variables inconnues h^{n+1} et u^{n+1}. Par conséquent, pour traiter ce terme, les auteurs proposent la formulation suivante :

$$h\,div\left(\vec{u}\right) = h_{prop}\,div\left(\theta_u \vec{u}^{n+1} + \left(1-\theta_u\right)\vec{u}^n\right) \tag{A.9}$$

Dans l'équation (3.35), h_{prop} représente la hauteur de propagation, calculée à l'aide de sous itération :

$$h_{prop} = \theta_h h'^{n+1} + \left(1-\theta_h\right)h^n \tag{A.10}$$

h'^{n+1} est une estimation de h^{n+1}, égale à h^n si on n'exécute pas de sous-itération ou, égale à la valeur de h calculée à la sous-itération précédente.

Les termes de diffusion sont traités de façon entièrement implicite ; la résolution est alors plus simple à mettre en œuvre qu'en les traitant de façon semi-implicite et les résultats sont similaires :

$$div\left(\nu\,\overrightarrow{grad}\left(u\right)\right)=div\left(\nu\,\overrightarrow{grad}\left(u^{n+1}\right)\right) \tag{A.11}$$

Les termes de pression sont traités de façon semi-implicite. Les auteurs remplacent l'inconnu h^{n+1} par l'incrément $\delta h = h^{n+1} - h^n$:

$$-g\,\overrightarrow{grad}\left(Z\right)=-g\,\overrightarrow{grad}\left(\theta_h h^{n+1}+\left(1-\theta_h\right)h^n+Z_f\right) \tag{A.12}$$

soit, si l'on note $Z^n = h^n + Z_f$:

$$-g\,\overrightarrow{grad}\left(Z\right)=-g\,\theta_h\,\overrightarrow{grad}\left(h^{n+1}-h^n\right)-g\,\overrightarrow{grad}\left(Z^n\right) \tag{A.13}$$

Enfin, les termes de frottement non linéaires en $u\sqrt{u^2+v^2}$ et $v\sqrt{u^2+v^2}$ sont traités dans TELEMAC 2D de façon totalement implicite de la forme $u^{n+1}\sqrt{\left(u^n\right)^2+\left(v^n\right)^2}$ et $v^{n+1}\sqrt{\left(u^n\right)^2+\left(v^n\right)^2}$. Cela permet d'éviter les erreurs communes liées au schémas explicites : l'inversion de la vitesse pour de grandes valeurs de frottement ou de pas de temps (Hervouet & Van-Haren, 1995).

A.2.2 Discrétisation en espace : résolution en éléments finis

La méthode consiste à rechercher une solution approchée de la solution exacte sous la forme d'un champ $\widetilde{F}\left(M,t\right)$ défini par morceaux sur des sous-domaines du domaine total Ω. Les n sous domaines Ω_i doivent être tels que :

$$\bigcup_{i=1}^{n}\Omega_i=\Omega \text{ et } \widetilde{\Omega}_i\bigcap\widetilde{\Omega}_j=\varnothing \quad \forall i\neq j$$

où $\widetilde{\Omega}_i$ désigne l'intérieur de Ω_i.

Les champs $\widetilde{f}_i\left(M,t\right)$ définis sur chaque sous-domaine sont des champs choisis parmi une famille arbitraire de champs (généralement polynomiaux). La famille de champs locaux est appelée espace des fonctions d'interpolation de l'élément. La famille des champs globaux $\widetilde{F}\left(M,t\right)$, obtenus par juxtaposition des champs locaux est appelée espace des fonctions d'interpolation du domaine Ω.

Le champ dans chaque sous domaine Ω_i est déterminé par un nombre fini de valeurs du champ (ou de valeurs de ses dérivées) en des points choisis dans le sous-domaine, et appelés nœuds. Le champ local est une interpolation entre les valeurs aux nœuds. Le sous-domaine muni de son interpolation est appelé élément.

Chercher une solution par éléments finis consiste donc à déterminer quel champ local on attribue à chaque sous-domaine (c'est à dire, quelles valeurs il faut donner aux nœuds) pour que le champ global $\widetilde{F}\left(M,t\right)$ obtenu par juxtaposition de ces champs locaux soit proche de la solution du problème (Guarrigues, 2001).

Les fonctions seront donc évaluées seulement aux points de la discrétisation par décomposition des fonctions en combinaison linéaire de fonctions de base telles que :

$$f=\sum_{i=1}^{n} f_i\,\psi_i \tag{A.14}$$

n est le nombre de points discrétisés, f_i est la valeur de la fonction f au nœud i et ψ_i est la base associée à ce point.

L'élément de référence utilisé par le système TELEMAC 2D est le triangle formé par les points (0, 0), (1, 0) et (0, 1) dans le système de coordonnées lié au triangle $(0, \zeta, \eta)$.

Les fonctions de base de cet élément (figure A.1), appelées P_1, P_2, P_3 sont définies par :

$$P_1(\xi,\eta)=(1-\xi-\eta)$$

$$P_2(\xi,\eta)=(\xi)$$

$$P_1(\xi,\eta)=(\eta)$$

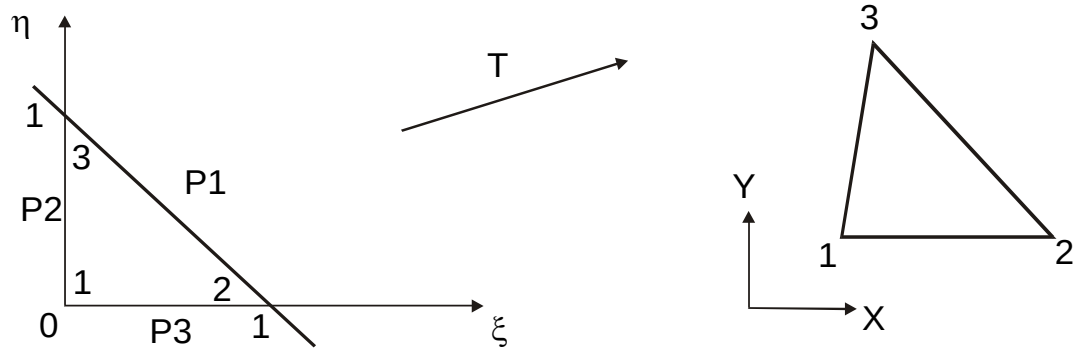


Figure A.1. Fonctions de base et transformation isoparamétrique T utilisées dans le système TELEMAC.

Les coordonnées des nœuds de l'élément réel sont différentes de celles de l'élément de référence. Il convient donc de construire des fonctions d'interpolation sur l'élément réel en utilisant les interpolations construites sur les éléments de référence. Pour cela, une transformation isoparamétrique T est utilisée dans TELEMAC. Elle donne les coordonnées des nœuds dans le système de coordonnées réel (0, x, y) en fonction de ξ et η par les formules :

$$x(\xi,\eta)=x_1+\xi(x_2-x_1)+\eta(x_3-x_1) \tag{A.15}$$

$$y(\xi,\eta)=y_1+\xi(y_2-y_1)+\eta(y_3-y_1) \tag{A.16}$$

A.2.3 Formulation variationnelle

On montre en analyse fonctionnelle (Strang & Fix, 1973 ; Pironneau, 1989) que l'on peut substituer à l'équation $f(x)=0 \quad \forall x \in \Omega$, l'équation $\int_\Omega f(x)\varphi(x)d\Omega = 0$, $\forall \varphi(x) \in \Omega$, où $\varphi(x)$ et Ω doivent satisfaire à certaines conditions de régularité qu'on n'explicitera pas ici. Il va de soi que ce problème n'a généralement pas de solution si on garde la condition « $\forall \varphi(x)$ » (sinon l'approximation de f serait une solution exacte). On ne vérifiera donc cette équation que pour certains $\varphi_i(x)$ seulement. A chaque $\varphi_i(x)$ correspondra une équation scalaire fonction des valeurs aux nœuds. Les fonctions $\varphi_i(x)$ sont appelées « fonctions test » ou encore « fonctions de pondération ».

L'étude des équations de Navier-Stokes linéarisées (stationnaire et d'évolution) confirme les qualités de l'approche variationnelle (Dautray & Lions, 1988a). A partir du moment où les espaces fonctionnels sont bien choisis, celle ci fournit de façon simple et constructive, des résultats d'existence et d'unicité (Garrigues, 2001). Une formulation variationnelle pour les variables u, v et h a été établie dans la thèse de Goutal (1994). La hauteur et les vitesses appartiennent respectivement à $H_0^1(\Omega)$ et $L^2(\Omega)$. $L^2(\Omega)$ est l'ensemble des fonctions dont le carré est intégrable sur le domaine et $H_0^1(\Omega)$ est le sous ensemble de $L^2(\Omega)$ des fonctions dont la dérivée appartient à $L^2(\Omega)$ et qui valent 0 sur le contour Γ. Ces conditions servent à établir l'existence et l'unicité des solutions (Hervouet & Van-Haren, 1995 ; Goutal, 1994).

Aux équations de départ (continuité et quantité de mouvement), on applique tout d'abord la discrétisation en temps, puis l'intégration sur le domaine en multipliant tous les termes par chaque fonction test et enfin la décomposition des fonctions inconnues par l'intermédiaire des fonctions de bases.

Dans le système TELEMAC, la méthode de Galerkin classique (c'est à dire centrée) est utilisée : on choisit les fonctions test égales au fonctions de base. Une variante de la méthode de Galerkin (décentrement SUPG) est employée pour résoudre le terme $\vec{u}\,.\,\overrightarrow{grad}\left(\,h\,\right)$ de l'équation de continuité :

Le schéma a été proposé par (Hughes & Brooks, 1982) et étudié par (Johnson., 1985). Le principe est l'utilisation de fonctions tests orienté dans la direction du courant. Avec la méthode classique de Galerkin, les fonctions tests sont obtenues à l'aide de fonctions quadratiques. La différence dans le schéma S.U.P.G est l'utilisation de fonctions linéaires mais discontinues. La fonction φ_i^h est donc remplacé par $\varphi_i^h + k\,\dfrac{\overrightarrow{u^n}}{\left\|\overrightarrow{u^n}\right\|}\,.\,\overrightarrow{grad}\left(\varphi_i^h\right)$. k un coefficient à préciser.

Les fonctions tests du type S.U.P.G ne peuvent pas être appliquées aux termes de propagation du type $h\;div\left(\vec{u}\right)$ car elles semblent donner des résultats aberrants (Hervouet & Van-Haren, 1995). La valeur de k retenue par Hughes est le résultat d'une analyse portant sur l'équation de la chaleur et n'est pas applicable dans le cas des équations de Navier-Stokes. Les auteurs proposent la valeur de k suivante : $k = \dfrac{\delta\;DX}{2}$

DX est la distance entre deux nœuds et δ le coefficient de décentrement. 3 possibilités sont offertes pour l'utilisateur :

- $\delta = 0$: Le schéma est alors centré mais généralement instable. On retombe sur la méthode classique de Galerkin.
- $\delta = 1$: permet d'avoir un décentrement proche de la méthode S.U.P.G classique.
- $\delta = Cr$: déduit de l'analyse de Fourier, assure une diffusion minimale et une plus grande stabilité pour le schéma lorsque le nombre de courant est supérieur à 1.

Hervouet & Moulin (1993) montrent que chaque terme d'une équation conservative peut être traité avec des fonctions tests de nature différente sans altérer la conservativité. Ce principe provient du fait que la somme des fonctions tests sur le domaine est égale à 1. Pour les fonctions test du type S.U.P.G, cette dernière propriété est assuré par le choix d'un coefficient de décentrement constant par élément.

A.2.4 Traitement des conditions aux limites

Les conditions aux limites apparaissent naturellement lors de l'intégration par parties du terme de propagation de l'équation de continuité et des termes diffusifs des équations de la quantité de mouvement :

$$\int_\Omega h_{prop}\,div\left(\vec{u}\right)\varphi_i^h\,d\Omega = \int_\Gamma h_{prop}\,\vec{u}\,.\,\vec{n}\;\varphi_i^h\,d\Gamma - \int_\Omega \vec{u}\,.\,\overrightarrow{grad}\left(h_{prop}\,\varphi_i^h\right)\;d\Omega \tag{A.17}$$

$$\int_\Omega div\left(\nu_e\;\overrightarrow{grad}\,u^{n+1}\right)\varphi_i^u\,d\Omega = \int_\Gamma \varphi_i^u\,\nu_e\,\overrightarrow{grad}\,u^{n+1}\,.\,\vec{n}\;d\Gamma - \int_\Omega \nu_e\,\overrightarrow{grad}\left(\varphi_i^u\right).\,\overrightarrow{grad}\left(u^{n+1}\right)d\Omega \tag{A.18}$$

$$\int_\Omega div\left(\nu_e\;\overrightarrow{grad}\,v^{n+1}\right)\varphi_i^u\,d\Omega = \int_\Gamma \varphi_i^u\,\nu_e\,\overrightarrow{grad}\,v^{n+1}\,.\,\vec{n}\;d\Gamma - \int_\Omega \nu_e\,\overrightarrow{grad}\left(\varphi_i^u\right).\,\overrightarrow{grad}\left(v^{n+1}\right)d\Omega \tag{A.19}$$

Γ désigne le contour du domaine. Les termes de bords représentent le flux d'eau traversant la limite. Si elle est définie imperméable, ces termes sont tout simplement nuls. Dans le cas d'une frontière

liquide, ils doivent être calculés. Dans ce cas, lors de l'implicitation de u, la variable inconnue $\vec{u}^{n+1}$ apparaît dans les termes de bord. Cette variable est alors explicité et remplacé par $\vec{u}^{n}$ excepté dans le cas où une condition de type Dirichlet est imposée ($\vec{u}^{n+1}$ est alors forcé à prendre une valeur fixe).

Les conditions aux limites apparaissant dans les équations (A.18) et (A.19) sont principalement liées au frottement. On calcule sur la surface du lit la quantité de mouvement dissipée par frottement. La valeur du coefficient de frottement aux limites est donné par l'utilisateur ou calculé par le modèle de turbulence.

A.3 Formulation matricielle des équations obtenues

Les équations obtenues après la discrétisation en temps et en espace et l'application d'une formulation variationnelle (ou formulation faible) ne contiennent que des combinaisons linéaires pour les inconnues u, v et h. Elles constituent donc un système linéaire qui peut être exprimé sous la forme :

$$AX = B \tag{A.20}$$

Dans ce système, les points de type Dirichlet sont considérés comme des inconnus. X est le vecteur représentant les inconnues formé par trois vecteurs de longueur nph, npu et npu qui représentent respectivement les variables δh, u et v. B est la matrice des vecteurs des termes explicites.

Pour de plus amples informations, le lecteur pourra se reporter à Hervouet & Van-Haren (1995) ou Hervouet (1989).

A.4 Résolution du système linéaire

La solution du système linéaire est calculée par l'intermédiaire de la librairie intitulée BIEF du système TELEMAC 2D. Quatre étapes sont nécessaires :

- prise en compte des conditions aux limites de type Dirichlet.
- Préconditionnement du système linéaire.
- Résolution par itérations successives du type gradient conjugué.
- Récupération des inconnues du système initial (le préconditionnement implique généralement une substitution de variables).

Notons que les points de type Dirichlet, au contraire des méthodes classiques utilisant les éléments finis, ne sont pas éliminés des équations. Ces points sont conservés dans le système linéaire et on leur assigne une valeur fixe. Pour plus de précision à ce sujet, on peut se reporter à Hervouet (1991).

Annexe B. Module d'évolution de traceurs radioactifs de faible période demi-vie implémenté dans SUBIEF 2D

B.1 Introduction

Pour appuyer notre approche du transport particulaire à l'étiage, le recours à la modélisation des radioéléments environnementaux de faible période de demi vie semble être une bonne approche. Elle permet de déterminer si le stock modélisé de sédiments récents est du même ordre de grandeur que celui effectivement en place dans le secteur pendant un étiage donné. En effet, l'appauvrissement de l'activité d'un marqueur radioactif entre les particules entrantes dans le système et celles qui en ressortent à l'aval est le résultat d'un échange continu entre les particules incidentes qui ont le temps de sédimenter et les remises en suspensions, dont le moteur principal est les effets turbulents provoqués par la navigation (Bonté et al., 1999). Pour une activité donnée dans les particules entrantes, un appauvrissement relatif dans les particules sortant du système correspond à une dilution par des particules plus anciennes, qui ont été érodées au fond.

Si l'échange entre les particules en suspensions et celles récemment déposées est correctement modélisé, alors la variation, entre l'amont et l'aval du système, des concentrations du marqueur radioactif simulé devrait être sensiblement la même que la variation mesurée expérimentalement. Cependant, il n'existe quasiment pas de mesures relatives à l'évolution amont-aval de l'activité de traceurs radioactifs dans le secteur Herblay-Andrésy. Les différentes campagnes menées dans le cadre du PIREN-Seine se sont déroulées dans un secteur plus aval, le tronçon Andrésy-Poses (Bonté et al., 2000).

Nous présentons dans cette annexe les aspects théoriques implémentés dans le modèle de transport SUBIEF 2D concernant l'évolution de deux traceurs radioactifs de faible période de demi-vie.

B.2 Choix des traceurs radioactifs

Le choix des traceurs radioactifs dépend de plusieurs facteurs qui sont liés à leur nature intrinsèque, au domaine que l'on veut à modéliser et au processus que l'on cherche à estimer :

- si l'on cherche à évaluer un temps de résidence des particules, il faut que le traceur radioactif est une période de demi vie du même ordre de grandeur, voire plus petite que ce temps de résidence ;
- le stock du traceur doit être suffisamment grand pour qu'il puisse être mesuré à la fois dans la colonne d'eau et dans les sédiments ;
- les flux d'entrée du traceur ainsi que le coefficient de partage dissous/particulaire (K_D) doivent être bien renseignés (Bonté et al., 2000) ;

Parmi les nombreux radionucléides se trouvant dans des concentrations mesurables en Seine, certains possèdent un intérêt potentiel pour estimer le temps de résidence des particules et le stock de sédiments facilement remobilisables.

Le ^{7}Be a déjà été employé dans de nombreuses études de transport sédimentaire (Olsen et al., 1986 ; Martin et al., 1986 ; Wallbrink and Murray, 1996). Il alimente la colonne d'eau soit directement par des flux atmosphériques (retombées sèches ou humides), soit par les entrées amont des rivières. Son taux de production montre un cycle de 11 ans dû aux variations de l'activité solaire. Il existe aussi un cycle saisonnier dans la couche basse de l'atmosphère avec un maximum au printemps dû au mélange de l'air stratosphérique et de la tropopause (Bonté et al., 2000)

Vu sa période de demi vie relativement courte (53 jours), on peut estimer que l'essentiel du ^{7}Be présent dans la colonne d'eau vient des pluies (le ^{7}Be tombant sur les sols perd quasiment toute son activité avant de rejoindre la rivière). Dans les rivières françaises, sa distribution entre les phases particulaire et soluble peut être caractérisée par un coefficient K_D de distribution moyenne (rapport de l'activité par kilo de particules sur l'activité par litre d'eau après filtration à 0.4 µm). Ce K_D est proche de 5.10^4, et correspond à la prédominance de l'activité dans la phase particulaire (Thomas, 1988). Cette estimation est cohérente avec

une synthèse plus ancienne principalement basée sur des données lacustres avec des teneurs en MES plus faibles (Hawley et al., 1986).

Le ^{7}Be est intéressant pour estimer la jeunesse des particules. Celles qui ont séjourné plusieurs semaines ou plusieurs mois au fond de la rivière ont perdu une bonne part de leur activité en ^{7}Be. Leur remise en suspension se traduit par une baisse de l'activité moyenne des MES en suspension.

Contrairement au ^{7}Be, l'^{131}I , radio-isotope artificiel de période de demi-vie égale à 8 jours, a une origine totalement indépendante de la pluviométrie. Sa source la plus probable dans notre société est à rechercher dans les rejets de patients traités par radiothérapie. Son comportement biogéochimique est différent de radionucléide naturel tels que le ^{7}Be, en particulier à cause de son K_D beaucoup plus faible. La campagne de mesures menée par les équipes du PIREN-Seine en 1999 sur le tronçon Andrésy-Poses (LSCE, CEREVE, LGA) a permis d'estimer le K_D de l'^{131}I à 640 ce qui suppose que près de 99% de l'^{131}I présent dans la rivière se trouve sous forme dissoute (Bonté et al., 2000). Cette estimation a été faite grâce à des concentrations mesurées en Seine dans l'eau et dans les sédiments. Les activités respectives y sont en moyenne de 0.105 $Bq.l^{-1}$ et 67 $Bq.kg^{-1}$.

Son apparition dans la Seine n'est pas récente. Il était déjà présent dans les échantillons de MES prélevés entre 1979 et 1985. Plusieurs évènements de retombée d'^{131}I ont été observés à cette période suite aux essais nucléaires dans l'atmosphère. Mais la persistance de son occurrence dans les effluents des rejets urbains comme la station d'épuration d'Achères, confirme son origine urbaine. En 1981-82, sa teneur dans les effluents de cette station a été estimée à 200-600 $GBq.an^{-1}$ (SCPRI).

Ce radionucléide est suivi de près par l'OPRI dans les eaux de Seine Aval. Des concentrations moyennes totales dans l'eau des effluents sont estimées à 1.2 $Bq.l^{-1}$ avec une variation temporelle très faible. Cependant, quelques valeurs peuvent atteindre 2 à 8 $Bq.l^{-1}$.

Les deux traceurs, ^{7}Be et ^{131}I, ont été utilisés pour estimer le temps de résidence des particules et le stock de vase facilement remobilisable. Leur durée de demi-vie est dans les échelles de temps des phénomènes que l'on cherche à appréhender. L'adsorption importante du ^{7}Be sur les particules et son K_D relativement bien connu en font un élément intéressant. L'^{131}I est un très bon traceur des effluents urbains et se retrouve en quantité suffisante dans la couche de dépôt frais située à l'interface eau-sédiment (campagne de carottage de juillet 2000, voir annexe C).

Nous avons donc décidé d'intégrer dans notre modèle ces deux radioéléments. Ils sont décrits par une même équation de décroissance radioactive, seuls les paramètres d'adsorption, de désorption et leur K_D changent.

B.3 Échanges de radioactivité entre la phase dissoute et la phase particulaire

Les processus d'échanges d'activité entre l'eau et les matières (en suspension ou sédiments de fond) englobent l'adsorption et la désorption. L'adsorption correspond à la fixation d'un radionucléide sur la surface d'un sédiment et la désorption à son relargage. Ces processus dépendent de la granulométrie des particules (d'une manière générale, la fixation des radionucléides sur les particules est d'autant plus importante que ces particules sont fines) et de la forme physico-chimique de l'élément.

B.3.1 Notations utilisées

$[R]$	Concentration des radionucléides dissous dans l'eau	$[Mol\,m^{-3}]$
$[X]$	Concentration des compétiteurs cationiques dissous dans l'eau	$[Mol\,m^{-3}]$
$[C_{dis}]$	Activité volumique dissoute dans l'eau	$[Bq\,m^{-3}]$
$[R-S]$	Concentration des radionucléides fixés sur les suspensions	$[Mol\,m^{-3}]$
$[X-S]$	Concentration des compétiteurs cationiques fixés sur les suspensions	$[Mol\,m^{-3}]$
$[X-S]^*$	Concentration massique des compétiteurs fixés sur les suspensions	$[Mol\,kg^{-1}]$
$[C_{SS}]$	Activité massique fixé sur les suspensions	$[Bq\,kg^{-1}]$
a_S	Activité spécifique du radioélément	$[Bq\,m^{-3}]$
$[SS]$	Concentration des matières en suspension	$[kg\,m^{-3}]$
k_1	Constante pour la cinétique d'adsorption	$[m^3\,Mol^{-1}\,s^{-1}]$
k_{-1}	Constante pour la cinétique de désorption	$[m^3\,Mol^{-1}\,s^{-1}]$
K_D	Coefficient de partage dissous/particulaire à l'équilibre	$[m^3\,kg^{-1}]$
V_{ads}	Vitesse d'adsorption	$[Mol\,m^{-3}\,s^{-1}]$
V_{des}	Vitesse de désorption	$[Mol\,m^{-3}\,s^{-1}]$
λ	Constante de décroissance radioactive	$[s^{-1}]$

B.3.2 Le K_D : un coefficient de partage à l'équilibre

Dans la pratique, les échanges entre la phase dissoute et particulaire sont caractérisés à partir d'un coefficient de distribution à l'équilibre, le K_D, supposant l'équilibre entre la phase dissoute et la phase particulaire d'un élément radioactif. Il traduit une loi linéaire réversible exprimée par la formule suivante (Ciffroy, 1995) :

$$K_D = \frac{[C_{SS_{équilibre}}]}{[C_{dis_{équilibre}}]} = \frac{k_1}{k_{-1}} \frac{[X-S]^*}{[X]} \qquad \text{(B.1)}$$

où les échanges entre chaque phase sont traduits par deux réactions chimiques d'échanges ioniques caractérisées par des cinétiques d'adsorption et de désorption de constante respective k_1 et k_{-1}:

$$[R]+[X-S] \xrightarrow[k_1]{} [R-S]+[X] \tag{B.2}$$

$$[R]+[X-S] \xleftarrow[k_{-1}]{} [R-S]+[X] \tag{B.3}$$

Les échanges étant réversibles, les deux réactions précédentes sont équivalentes à la réaction chimique suivante :

$$[R]+[X-S] \underset{k_{-1}}{\overset{k_1}{\Longleftrightarrow}} [R-S]+[X] \tag{B.4}$$

En fonction de la loi d'action des masses émise par Guldberg et Waage, les vitesses de réaction sont respectivement, pour l'adsorption et la désorption :

$$V_{ads} = k_1[R][X-S] \text{ et } V_{des} = k_{-1}[R-S][X] \tag{B.5}$$

Ces relations permettent de poser les deux équations de bilans suivantes, qui ont été utilisées pour représenter l'évolution des radionucléides :

$$\begin{aligned} \frac{d[R]}{dt} &= -k_1[R][X-S] + k_{-1}[R-S][X] \\ \frac{d[R-S]}{dt} &= k_1[R][X-S] - k_{-1}[R-S][X] \end{aligned} \tag{B.6}$$

B.3.3 Les équations programmées

Les deux variables d'état représentées dans le modèle sont les quantités $[C_{dis}]$ et $[C_{SS}]$ $[SS]$, grandeurs effectivement mesurées. Afin de nous affranchir des compétiteurs cationiques, nous considérons les deux constantes suivantes pour les cinétiques d'adsorption et de désorption :

$$\begin{aligned} k_1^{'} &= k_1[X-S]^* \\ k_{-1}^{'} &= k_{-1}[X] \end{aligned} \tag{B.7}$$

On exprime alors $K_D = \frac{k_1^{'}}{k_{-1}^{'}}$. Par définition, on peut exprimer $[C_{dis}]$ et $[C_{SS}]$ en fonction de l'activité spécifique du radioélément a_S :

$$\begin{aligned} [C_{dis}] &= a_S[R] \\ [C_{SS}] &= a_S\frac{[R-S]}{[SS]} \\ [X-S]^* &= \frac{[X-S]}{[SS]} \end{aligned} \tag{B.8}$$

Avec ces notations, nous pouvons écrire les deux équations de bilan sous la forme qui a été programmée dans le module de qualité de SUBIEF, en rajoutant aux termes d'adsorption/désorption, la décroissance radioactive des radionucléides considérés :

$$\begin{aligned} \frac{d[C_{dis}]}{dt} &= -k_1^{'}[SS]C_{dis} + k_{-1}^{'}[SS][C_{SS}] - \lambda[C_{dis}] \\ \frac{d\left([C_{SS}][SS]\right)}{dt} &= k_1^{'}[SS]C_{dis} - k_{-1}^{'}[SS][C_{SS}] - \lambda[SS][C_{SS}] \end{aligned} \tag{B.9}$$

Il faut remarquer que ces équations traduisent bien le fait que la disparition des radioéléments dissous par adsorption dépend de la quantité de particules présentes dans le milieu.

B.3.4 Les paramètres du modèle

Les deux paramètres qui déterminent l'évolution des traceurs radioactifs sont le coefficient de partage dissous/particulaire et la constante de décroissance radioactive. Pour cette dernière, les valeurs pour l'^{131}I et le ^{7}Be sont connues. Elles valent respectivement $\frac{Ln(2)}{8}\ j^{-1}$ et $\frac{Ln(2)}{53}\ j^{-1}$.

Le K_D du ^{7}Be a été estimé en Seine à environ 50.10^3 l kg^{-1}, à partir d'un ensemble de valeurs en milieu fluvial et si on suppose que la turbidité ne dépasse pas 100 mg l^{-1} (ce qui est le cas pour l'étiage).

Le K_D de l'^{131}I est par contre soumis à plus d'incertitude, étant notamment très peu documenté. Il a été estimé dans notre secteur par les équipes du PIREN-Seine à $950 \pm 550\, l.kg^{-1}$. Une valeur de 700 $l.kg^{-1}$ a été choisie pour étudier l'évolution de ce radioélément entre Andrésy et Poses dans (Bonté et al., 2001).

Il sera intéressant par la suite de faire une analyse de sensibilité sur ce paramètre.

B.3.5 Les hypothèses du modèle

La première hypothèse du modèle est que l'on suppose un équilibre très rapide entre les teneurs dissoutes et les teneurs particulaires, caractérisées par le K_D supposé constant. Cette hypothèse est généralement admise dans les différentes études (El Ganaoui, 2000).

Une autre hypothèse concerne l'échange à l'interface eau-vase. On suppose en effet dans notre modèle que la crème de vase est homogène sur la verticale. Ni la stratification, ni le tassement ne sont représentés. Il en résulte que l'on risque de sous estimer la quantité érodée d'un radioélément si celle ci est du même ordre de grandeur que la perte induite par la décroissance radioactive de ce radioélément. Il sera souhaitable d'estimer ces deux flux dans notre domaine afin de justifier cette hypothèse.

Annexe C. Application du modèle SUBIEF 2D au calcul des hauteurs de dépôt. Mesures d'isotopes radioactifs *in situ*

C.1 Introduction

Les MES transitant dans la Seine en aval de Paris sont marquées par des isotopes radioactifs qui ont permis d'estimer leur temps de transit sur le tronçon Andrésy – Poses entre 2 et 10 mois pour le stock particulaire total, à savoir les MES et les particules facilement remobilisables (PFM) (Bonté et al., 2000). Ces dernières sont en fait les particules généralement déposées en couche mince à la surface des dépôts, et qui échappent en général aux moyens de prélèvement et d'observation courants. Le marquage radioactif, qui varie avec le temps, peut être aussi utilisé pour évaluer localement les vitesses de sédimentation, rechercher les sites d'accumulation très récentes (quelques jours), récentes (un mois), anciennes (décennies) et/ou les ruptures dans la sédimentation (remise en suspension, érosion).

Nous avons étudié la sédimentation des MES en transit dans le tronçon de Seine depuis les rejets de la station d'épuration d'Achères jusqu'à l'extrémité aval de l'île d'Herblay. Un premier échantillonnage avait été effectué (Bonté et al., 1998), en septembre 1998, dans ce tronçon, afin d'estimer les vitesses de sédimentation à l'aide d'isotopes radioactifs (Be-7, Pb-210$_{xs}$, Cs-137). Un des résultats de cet échantillonnage est que les particules fines ne séjournent pas dans cette zone, même dans le bras gauche de l'île d'Herblay, où la vitesse de l'eau est pourtant assez faible (Bonté et al., 1998).

La campagne de mesure du 21 et 22 juillet 1999 a permis d'effectuer le calage d'un état du tronçon qui a débouché sur une estimation des hauteurs de dépôts à l'étiage après 3 jours de simulation (Martin et al., 2000). Un contexte similaire aux conditions d'échantillonnage de la présente étude a été simulé avec le modèle SUBIEF 2D. L'impact de la navigation sur le transit des MES peut ainsi être validé.

L'échantillonnage a été effectué pendant l'étiage d'été (05 juillet 2000), le débit de la Seine était de 150 m^3 s^{-1} à Austerlitz. La dernière crue importante de la Seine a eu lieu le 28 avril (550 m^3 s^{-1} à Austerlitz) et marque le début de la période de sédimentation dans l'axe fluvial.

C.2 Échantillonnage

Au total, 13 carottes de sédiment, d'une longueur allant de 8 à 55 cm, ont été prélevées à l'aide d'un carottier à clapet du C.I.G. de 5 cm de diamètre à partir d'un bac du SIAAP. Le positionnement a été fait à l'aide d'un GPS Garmin (figure C.1).

Immédiatement après leur prélèvement, les carottes sont sectionnées en tranches de 5 cm, dans la plupart des cas, par extraction à l'aide d'un piston, ce qui permet de ne rien perdre de la couche de sédiment la plus superficielle. Le prélèvement de l'intégralité du sédiment contenu dans chaque tranche permet d'obtenir le bilan surfacique (Bq m^{-2}) sur l'ensemble de la carotte de chacun des marqueurs étudiés.

Chaque incrément a été emballé dans un sachet plastique. Une fois séché, pesé, broyé et mis en boîtes standardisés, l'échantillon est mesuré par spectrométrie gamma au L.S.C.E. (Gif-sur-Yvette). Les comptages de l'horizon superficiel des carottes ont été effectués dans la quinzaine qui a suivi les prélèvements afin de mesurer l'I-131 (période radioactive : 8 jours).

On retrouve les marqueurs radioactifs observés dans les MES prélevées par les trappes à sédiment d'Andrésy et de Poses (Bonté et al., 2000). Le Cs-137, produit entre 1954 et 1963, provient des particules de sol érodées sur le bassin versant (période radioactive : 30 ans). Le Be-7 provient des retombées atmosphériques en relation avec les pluies. C'est aussi le cas pour l'essentiel du Pb-210$_{xs}$. Leurs périodes radioactives sont cependant très différentes (53 jours et 22 ans respectivement). L'I-131 est utilisé par les services hospitaliers pour traiter certaines affections de la thyroïde et arrive dans la rivière par les égouts. La période radioactive de l'élément et son mode d'entrée dans l'environnement nous fournissent des informations sur l'âge du sédiment et donc sur sa dynamique (érosion, accumulation, remise en suspension).

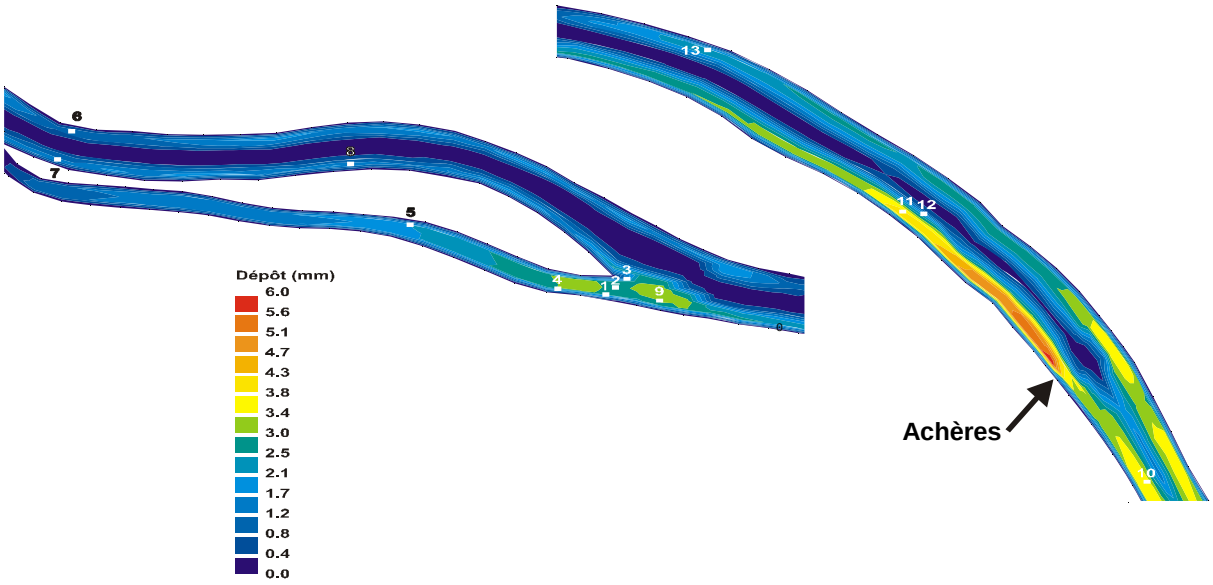


Figure C.1. Localisation et échantillonnage du bief Achères-Andrésy le 05/07/2000. Simulation des hauteurs de dépôt (mm) par le modèle SUBIEF 2D dans le bief Achères-Andrésy après 3 jours de simulation.

Les carottes peuvent être réunies suivant 4 zones (figure C.1) afin de faciliter les interprétations transversales en plusieurs points du tronçon :

- au niveau des rejets de la station d'Achères (n° 11, 12, 13) ou juste à l'amont (n° 10) ;
- dans le bras droit navigable de l'île d'Herblay (n° 6, 7, 8) ;
- à l'entrée du bras gauche de l'île d'Herblay (n° 1, 2, 3, 9) ;
- dans le bras gauche de l'île d'Herblay (n° 4, 5).

C.3 L'entrée du système (amont)

Les particules fraîchement sédimentées au point de la carotte n°10 sont représentatives de celles entrant dans le bief. Nous avons donc des informations sur les teneurs isotopiques présentes à l'amont du système étudié.

Le Be-7 est présent en grande quantité mais le fait le plus important est la présence d'I-131 qui va à l'encontre d'une source unique d'I-131, à savoir les rejets d'Achères. Cela a compliqué fortement nos interprétations.

La carotte n°10 en rive gauche, près du bord, est faiblement influencée par la navigation. Le modèle de transport sédimentaire calé à partir des mesures de MES du 22 juillet 1999 montre une sédimentation quasi linéaire avec une épaisseur de 2 mm en trois jours. Cette vitesse de sédimentation est en accord avec l'échantillonnage qui nous indique une épaisseur déposée récente (depuis la dernière crue d'avril) d'au maximum 5 cm correspondant au premier incrément riche en Be-7 et I-131 de courtes périodes radioactives. En effet, en dessous de ce niveau, les activités sont nulles même pour les isotopes de plus longues périodes radioactives comme le Cs-137 et le Pb-210$_{xs}$. Or, si l'on considère une période d'étiage de deux mois (dernière crue du 28 avril) pendant laquelle les particules fines sédimentent régulièrement, on obtient avec le modèle une épaisseur déposée de 4 cm en 2 mois.

Zones	Carottes	Épaisseur (cm)	**Pb-210xs**	**Cs-137**	**Be-7**	**I-131**
Entrée du bras gauche						
	1	**29**	1238	808	287	27
	2	**8**	388	199	350	39
	3	**47**	0	124	282	0
	9	**26**	785	236	582	43
Bras gauche						
	4	**28**	769	667	414	0
	5	**55**	4920	9729	577	0
Bras droit						
	6	**9**	221	20	218	73
	7	**25**	253	35	534	116
	8	**14**	0	19	274	16
Rejets d'Achères						
	10	**22**	944	77	2854	66
	11	**34**	2996	486	1206	144
	12	**35**	174	14	0	0
	13	**28**	483	85	1	0

Tableau C.1. Activités surfaciques en Pb-210xs, Cs-137, Be-7, I-131 (Bq m^{-2}) dans les carottes de sédiment du bief Achères-Andrésy

Zones	Carottes	Niveau	Pb-210xs	Cs-137	Be-7	I-131	K	U	Th
Entrée du bras gauche		(cm)							
	1	0-4	15	1,4	12	1,2	0,53	0,9	2,3
	2	0-3	16	1,1	15	1,7	0,76	1,1	2,8
	3	0-5	0	2,4	6	0,0	0,63	0,8	1,6
	9	0-5	9	1,1	15	1,1	0,59	0,8	1,9
Bras gauche									
	4	0-8	24	2,7	13	0,0	0,59	1,2	3,2
	5	0-5	29	18,9	27	0,0	0,84	2,9	6,4
Bras droit									
	6	0-5	7	0,6	7	2,3	0,58	1,5	4,9
	7	0-5	5	0,7	11	2,3	0,62	0,9	1,8
	8	0-5	0	0,3	4	0,3	1,36	0,8	1,9
Rejets d'Achères									
	10	0-5	63	5,2	176	4,4	0,68	1,4	4,1
	11	0-10	31	3,6	25	4,5	0,71	1,2	4,2
	12	0-5	0	0,3	0	0,0	0,66	0,8	2,0
	13	0-6	20	1,0	5	0,0	0,26	0,7	2,3

Tableau C.2. Activités spécifiques en Pb-210xs, Cs-137, Be-7, I-131 (Bq kg^{-1}) et teneurs en Potassium (% vu par le K-40), Uranium et Thorium (ppm) dans les carottes de sédiment du bief Achères-Andrésy.

Les mesures de potassium (en % vu par le K-40), d'uranium et de thorium (en ppm) (respectivement 0,7 % ; 1,4 et 4,1 ppm) confirment la présence d'une fine couche de sédiment (récente au vu des activités en I-131 et Be-7) posé sur un sédiment ancien (absence de Cs-137), homogène sur toute la profondeur et de composition sensiblement différente (respectivement 0,2 % ; 0,4 et 1,3 ppm).

C.4 L'aval immédiat des rejets de la station d'Achères

A l'aval immédiat des rejets, nous avons prélevé 3 carottes de sédiment réparties sur un profil transversal (n° 11 en rive gauche, 12 plus proche du chenal de navigation et 13 un peu plus à l'aval en rive droite).

La position des carottes n°10 et n°11 est sensiblement la même vis à vis du chenal de navigation et la hauteur d'eau à ces deux endroits est identique. En revanche, la hauteur de dépôt simulée pour la carotte n°10 est moins importante que celle de la carotte n°11 en raison de la localisation de cette dernière dans le panache des effluents d'Achères (figure C.1) à l'origine d'un flux de dépôt plus intense (concentration en MES plus grande grâce aux rejets : 30 contre 10 mg l^{-1}).

L'horizon superficiel de la carotte n°11 (exceptionnellement de 10 cm) présente des teneurs élevées en Be-7 et en I-131 (respectivement 25 et 4,5 Bq kg^{-1}), indiquant un dépôt frais de particules de la colonne d'eau provenant des effluents rejetés en Seine. Néanmoins, les niveaux de Be-7 et d'I-131 mesurés dans l'horizon superficiel de la carotte n°11 (outre les problèmes d'incréments) sont très différents de celles

mesurées dans la carotte n°10. Converti en activité par unité de surface (bilan), le Be-7 présente une activité 2,4 fois moins importante en aval des rejets qu'en amont (1206 contre 2854 Bq m^{-2}) alors que l'I-131 a une activité 2,2 fois supérieure (144 contre 66 Bq m^{-2}). Ces changements interviennent sur une courte distance (1 km). Le doublement de l'activité d'I-131 s'explique par la forte activité en iode dissous des rejets de la station d'épuration d'Achères (mesures OPRI : 1Bq l^{-1} dans les eaux traitées d'Achères contre 0,2 Bq l^{-1} à l'amont). La différence entre cette forte activité d'I-131 dissous dans les rejets et dans le sédiment déposé au fond de la Seine à l'aval des rejets (4,4 Bq kg^{-1}) s'explique par le très faible Kd de l'iode, estimé par Bonté et al. (2000) à 700 l kg^{-1} pour cette période. Enfin, l'apport par les rejets d'une importante masse de particules semble régulière dans le temps, comme l'indique la présence de Cs-137 sur les 34 cm du profil et la décroissance du Be-7 sur les 20 premiers centimètres.

La carotte n°12, localisée au voisinage du centre du chenal de navigation, présente une épaisseur de 35 cm. Pourtant, que ce soit dans les 5 premiers centimètres ou, *a fortiori,* dans le reste de la carotte, il n'y a d'activités significatives, ni en I-131, ni en Be-7. L'action érosive de la navigation semble donc avoir une influence primordiale dans le transit des particules, ce qui est validé par la modélisation des dépôts par SUBIEF 2D (figure C.1). Les MES fraîchement déposées sont constamment remises en suspension au gré de la circulation fluviale. L'absence de Cs-137 et Pb-210_{xs} le long du profil sédimentaire permet d'avancer que l'âge du sédiment prélevé est très ancien (supérieur à 50 ans) (figure C.2). Ce sédiment aurait donc résisté depuis des années à l'érosion engendrée par les épisodes de crues d'une part, et par la navigation en période d'étiage d'autre part. Cette conclusion va dans le sens de l'étude réalisée à l'échosondeur latéral (École des Ponts et Chaussées de Blois) qui montre à cet endroit des zones d'atterrissements de sédiments fins fréquemment draguées (Jouanneau, 1999).

La carotte n°13, d'une épaisseur de 28 cm, est située en rive droite à 1 km en aval des rejets d'Achères. Les simulations de la dispersion du panache réalisées par SUBIEF 2D et la campagne de mesure sur la conductivité effectuée le 22 juillet 1999 ont montré que cette zone n'est pas soumise à l'influence du panache en étiage (Martin et al., 1999). L'horizon superficiel de la carotte (6 premiers centimètres) contient de très faibles activités en Cs-137 et Be-7 (respectivement 1 et 5 Bq kg^{-1}). Si à cela, on ajoute l'absence d'I-131, il semblerait que localement (site de la carotte) la navigation remette en suspension le matériel sédimentaire récemment déposé, même si, globalement (à l'échelle de la maille du modèle : 100 m de long sur 20 m de large), les simulations réalisées proposent une langue de quelques centaines de mètres de légère sédimentation nette (1 mm en 3 jours d'étiage soit 2 cm depuis la dernière crue d'avril).

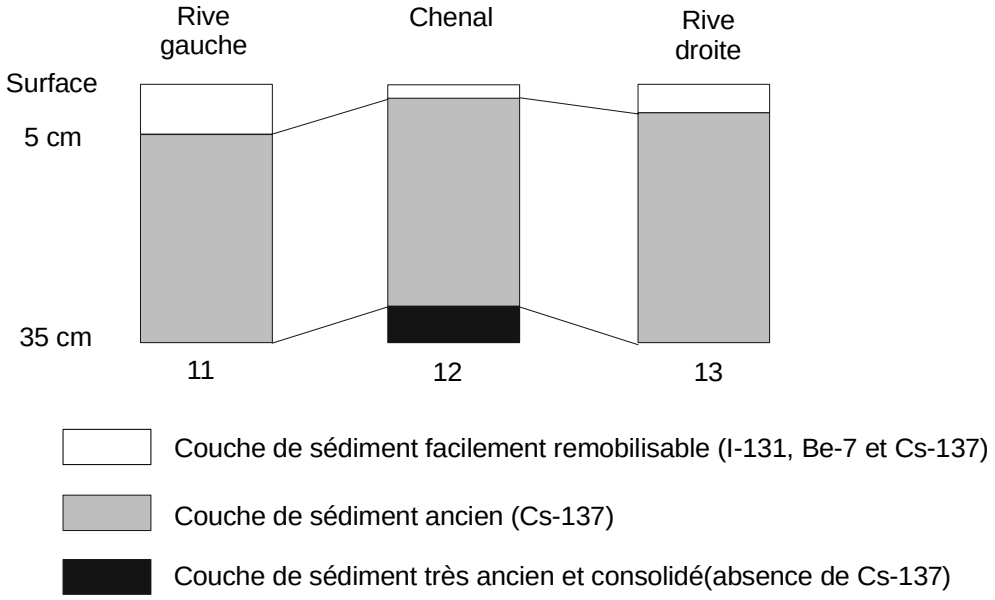


Figure C.2. Schéma de l'interprétation des activités radioactives de sédiment de fond dans le secteur des rejets de la station d'Achères.

Les informations tirées de l'analyse des activités isotopiques dans les sédiments fraîchement déposés en Seine au niveau des rejets de la station d'épuration d'Achères montrent que les processus de sédimentation sont complexes avec notamment une double hétérogénéité transversale :

- d'une part de la composition physico-chimique des particules transportées (apport des rejets d'Achères en rive gauche). Cette variabilité induit un comportement sédimentaire différent entre les particules provenant de la station d'épuration et celles du chenal en provenance de l'amont ;
- d'autre part de la remise en suspension par la navigation qui apparaît totale dans le chenal de navigation (pour les particules non tassées) alors que ses effets sont atténués aux abords des rives (carotte n°11, 10 et 13 qui possèdent de l'I-131 et du Be-7).

C.5 L'aval du bras droit de l'île d'Herblay

Trois carottes (n°8, 7 et 6) ont été échantillonnées dans le bras droit navigable de l'île d'Herblay en aval de la station d'épuration d'Achères.

La carotte n°8 (14 cm de long) se localise en rive gauche au niveau du milieu de l'île et en amont d'une fine langue de dépôt modélisé. Les profils d'isotopes radioactifs montrent une très faible activité en Cs-137, Be-7 et I-131 (respectivement 0,3, 4 et 0,3 Bq kg^{-1}) dans le premier incrément (0-5 cm). Ce résultat confirme celui de la simulation des épaisseurs de sédimentation à l'étiage qui indique une grande influence de la navigation empêchant un dépôt de sédiment consistant. Le comportement sédimentaire de ce secteur est donc à rapprocher avec celui amont représenté par la carotte n°12 (chenal). Les niveaux inférieurs du profil de la carotte (5–14 cm) sont dépourvus d'isotopes radioactifs ce qui signifie un âge ancien (> 50 ans).

Deux carottes, la n°6 en rive droite et la n°7 en rive gauche, se localisent à l'extrême aval du bras droit de l'île d'Herblay. Dans ce secteur, la simulation des épaisseurs de sédiment indique une très forte influence de la navigation empêchant un important dépôt de particules. Ceci est confirmé surtout en rive droite par la faible épaisseur de sédiment prélevée au niveau de la carotte n°6 (9 cm contre 25 cm pour la carotte n°7).

Les deux carottes présentent les mêmes caractéristiques isotopiques avec une activité significative de Be-7 et d'I-131 dans le premier incrément (7 et 11 Bq kg^{-1} respectivement pour les carottes 6 et 7 et 2,3 Bq kg^{-1} pour l'I-131) couplée à une très faible activité de Cs-137 (< 1 Bq kg^{-1}). On est donc en présence d'une fine couche de sédiment fraîchement déposée en provenance de la colonne d'eau et facilement remobilisable lors d'une montée d'eau ou du passage d'une péniche à forte propulsion. Dans la partie inférieure du profil des deux carottes, il n'y a plus de traces d'isotopes radioactifs aussi bien de courtes (Be-7) que de longues périodes (Cs-137 et Pb-210_{xs}) ce qui témoigne d'un âge ancien de ce sédiment (Cf. carottes n°8 et 12).

Par contre, en terme d'activité surfacique (Bq m^{-2}), le bilan en I-131, comme ceux en Be-7 et Cs-137, est supérieur d'un facteur 1,5 entre la carotte n°7 et la 6 certainement en relation avec le déplacement du chenal de navigation vers la rive droite à cet endroit (Pk 67 de Sandrin, (1986)).

Dans ce secteur, la navigation joue encore un rôle primordial dans le transit des particules qui sédimentent faiblement et temporairement. Pendant cette période d'étiage, la diminution de l'activité d'I-131 (période radioactive : 8 jours) entre l'aval immédiat des rejets (4,3 Bq kg^{-1}) et l'aval de l'île d'Herblay (2,3 Bq kg^{-1}) témoigne d'une part du transfert non linéaire des particules dans le lit mineur (les processus de dépôt-remise en suspension contribuent au vieillissement des particules et donc à la décroissance radioactive) et d'autre part du mélange de ces particules arrivées dans le secteur récemment (fortement marquées par l'I-131) avec celles déjà présentes dans le lit mineur c'est à dire sédimentées et remises en suspension plusieurs fois (dépourvues d'I-131).

C.6 L'entrée du bras gauche de l'île d'Herblay

Ce secteur, où quatre carottes ont été prélevées (n° 1, 2, 3 et 9), se localise à 2 km en aval des rejets de la station d'Achères, en rive gauche à l'entrée du bras gauche de l'île d'Herblay. La simulation des épaisseurs de sédimentation montre que ce secteur subit peu l'influence de la navigation dans le chenal principal avec un dépôt plus ou moins continu de particules en transit sur la durée de la simulation (3 jours).

La carotte n°9 (26 cm d'épaisseur), 300 mètres en amont de l'entrée du bras en rive gauche, ainsi que la carotte n°2 (8 cm d'épaisseur), juste à l'entrée du bras, contiennent des activités d'I-131 et de Be-7 proches en surface. On retrouve là les caractéristiques de particules très jeunes et facilement remobilisables déposées sur un sédiment plus ancien et stabilisé (absence d'I-131 et de Be-7 couplée à la présence de Cs-137 et de Pb-210_{xs}).

Les processus de dépôt/remise en suspension en période d'étiage semblent être bien cernés dans ce secteur. Une sédimentation nette est favorisée par des vitesses d'écoulement très faibles (0,08 à 0,1 m s^{-1} contre 0,2 m s^{-1} dans le chenal principal) et par l'action atténuée de la navigation (chenal en rive droite et élargissement de la section transversale).

Par contre, les résultats tirés de la carotte n°3, située à la pointe de l'île d'Herblay, indiquent que ce site subit des conditions hydrodynamiques particulières. En effet, la carotte présente une épaisseur très importante (47 cm) alors que son horizon de surface ne possède pas d'I-131 et très peu de Be-7 (6 Bq kg^{-1}). En revanche, en profondeur, au vu des profils isotopiques, on retrouve le schéma de sédimentation des carottes n°1, 2 et 9. Les sédiments n'ont donc pas été déposés dans les jours précédents l'échantillonnage (absence d'I-131). Il n'y a eu aucun dépôt dans ce secteur depuis au moins un mois (décroissance totale de l'I-131 accompagnant le dépôt de Be-7). Étant à une quinzaine de mètres de la pointe de l'île, en période de hautes eaux, le secteur se trouve dans un champ de vitesse normal, ce qui lui permet de recevoir un flux sédimentaire identique aux points voisins (apport d'I-131 et de Be-7). En revanche à l'étiage, cette zone est soumise à un courant quasi nul et la charge particulaire provenant de l'amont a sédimenté avant d'atteindre ce point (décroissance d'I-131 et de Be-7 sans nouveaux apports).

C.7 Le bras gauche de l'île d'Herblay

Deux carottes ont été prélevées dans le bras gauche de l'île d'Herblay. La carotte n°4 (28 cm de long) se localise à l'entrée du bras en rive gauche alors que la carotte n°5 (55 cm de long) se situe au milieu de l'île en rive droite.

Ce bras n'est pas navigable, seules quelques canots à moteur fréquentent ce chenal. Ainsi, la simulation des épaisseurs de sédimentation à l'étiage montre que ce bras est le siège d'une accumulation de particules (entre 2 et 3 mm en 3 jours de simulation). Il n'est donc pas étonnant d'avoir échantillonné des carottes d'une longueur importante. Par contre, l'absence d'I-131 dans le premier incrément des carottes indique qu'il n'y a pas d'accumulation de particules pendant l'étiage (depuis la dernière crue) (Cf. carotte n°3). L'ensemble des MES entrant dans le bras semble sédimenter quelques dizaines de mètres après. Ce résultat est en accord avec la modélisation du transport des MES qui montre une concentration particulaire très faible (entre 5 et 8 mg l^{-1}) dans le bras gauche.

La carotte n°5 est particulièrement intéressante en raison de sa longueur et de la présence de Cs-137 sur l'ensemble du profil. Les activités de Cs-137 sont élevées (autour de 20 Bq kg^{-1}) dans les niveaux supérieurs (jusqu'à 25cm) mais le pic d'activité se situe à 35 cm de profondeur (170 Bq kg^{-1}). Cela indique que l'on a un dépôt de sédiment récent continu qui n'a pas subi de remise en suspension importante même en période de crue. Le pic d'activité de Cs-137 localisé à 35 cm de profondeur peut être interprété soit comme étant des MES d'un épisode de crue (sélectivité granulométrique particulièrement forte), soit comme le pic de retombées du Cs-137 (1963-64). Le profil de Pb-210_{xs} nous oriente plutôt vers la première hypothèse.

Le bras gauche de l'île d'Herblay est donc un secteur d'accumulation important du bief étudié surtout en période de décrues. A l'étiage, la faiblesse du courant ne permet pas l'arrivée d'une charge sédimentaire conséquente.

C.8 Conclusions

L'étude des carottes de sédiments prélevées dans le chenal entre la station d'épuration d'Achères et l'aval de l'île d'Herblay couplée à la simulation des épaisseurs de sédimentation permet, dans un premier temps, d'avancer une typologie de la dynamique sédimentaire durant l'étiage :

- le chenal de navigation (carottes n°12, 6 et 8) caractérisé par une absence de sédimentation en relation avec le trafic fluvial. Le fond est soit constitué d'un sédiment ancien consolidé, soit d'enrochements ou de sédiments grossiers ;
- les bordures du chenal (carottes n°13, 11, 10 et 7) caractérisées par le dépôt d'une fine couche de particules provenant de la colonne d'eau qui demeure en transit de manière non linéaire en fonction du passage des péniches ;
- l'entrée du bras de l'île (carottes n°9, 1 et 2) caractérisée par la sédimentation continue d'une couche fine de particules (identique à celles des bords) mais qui n'est pas en transit ;
- le bras de l'île d'Herblay (carottes n°4 et 5) caractérisé par une importante sédimentation importante en période de décrue et plus modéré en étiage.

L'ensemble de cette couche fine déposée à la surface du fond (en transit ou non à l'étiage) est remis en suspension rapidement en période de crue laissant affleurer un sédiment plus ancien mais compact et résistant à des forces érosives plus importantes.

Annexe D. Suivi tridimensionnel du panache des effluents d'Achères ; compléments

Nous présentons dans cette annexe les isocourbes obtenues à partir des données relatives à la campagne de mesures tri-dimensionnelle du 21 et 22 juillet 1999, et qui n'ont pas été présentées dans le corps du document. Les données relatives au bras droit de l'île d'Herblay ont été effectuées le 21 juillet 1999. Le reste des isocourbes concerne les mesures du 22 juillet 1999. Nous rappelons sur la figure D.1 la localisation par GPS des différentes sections de mesures.

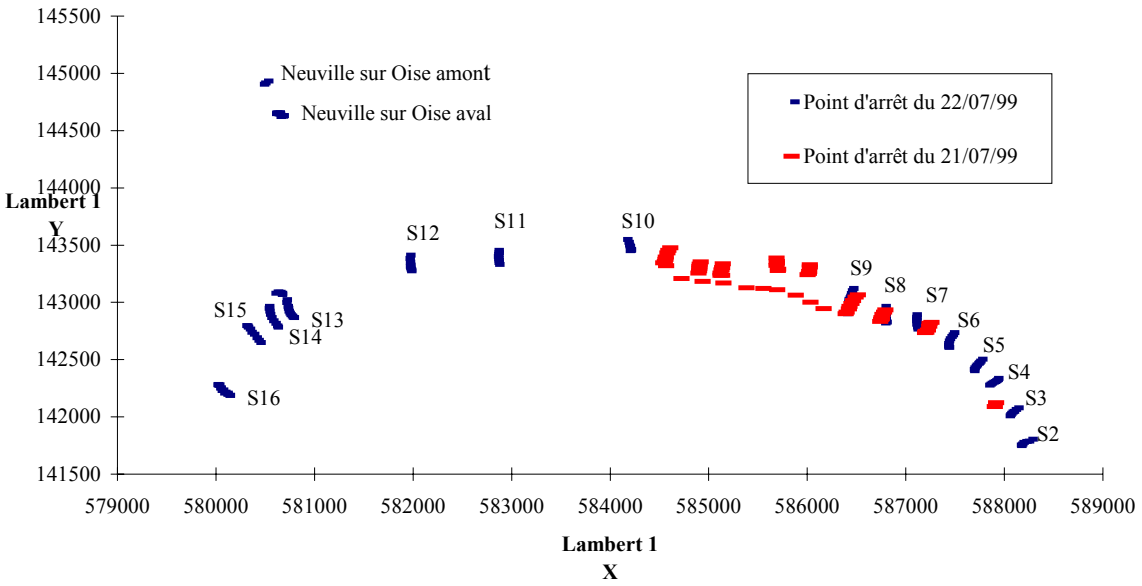


Figure D.1. Localisation par GPS des différents points de mesures (arrêt du bateau) sur la Seine pour les journées du 21 et 22 juillet 1999.

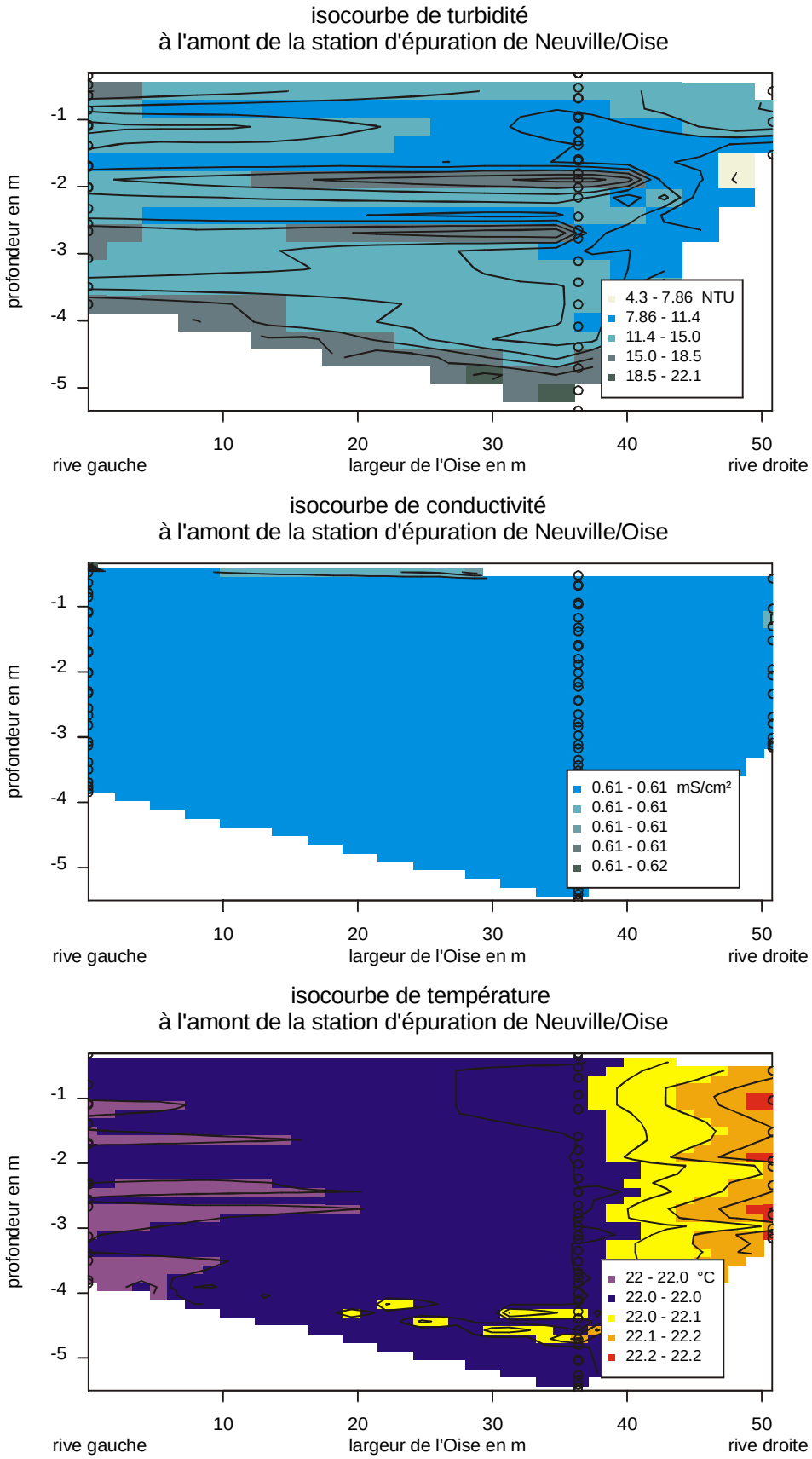


Figure D.2. Isocourbes de turbidité, conductivité et température dans l'Oise, juste en amont de la station de Neuville sur Oise, le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

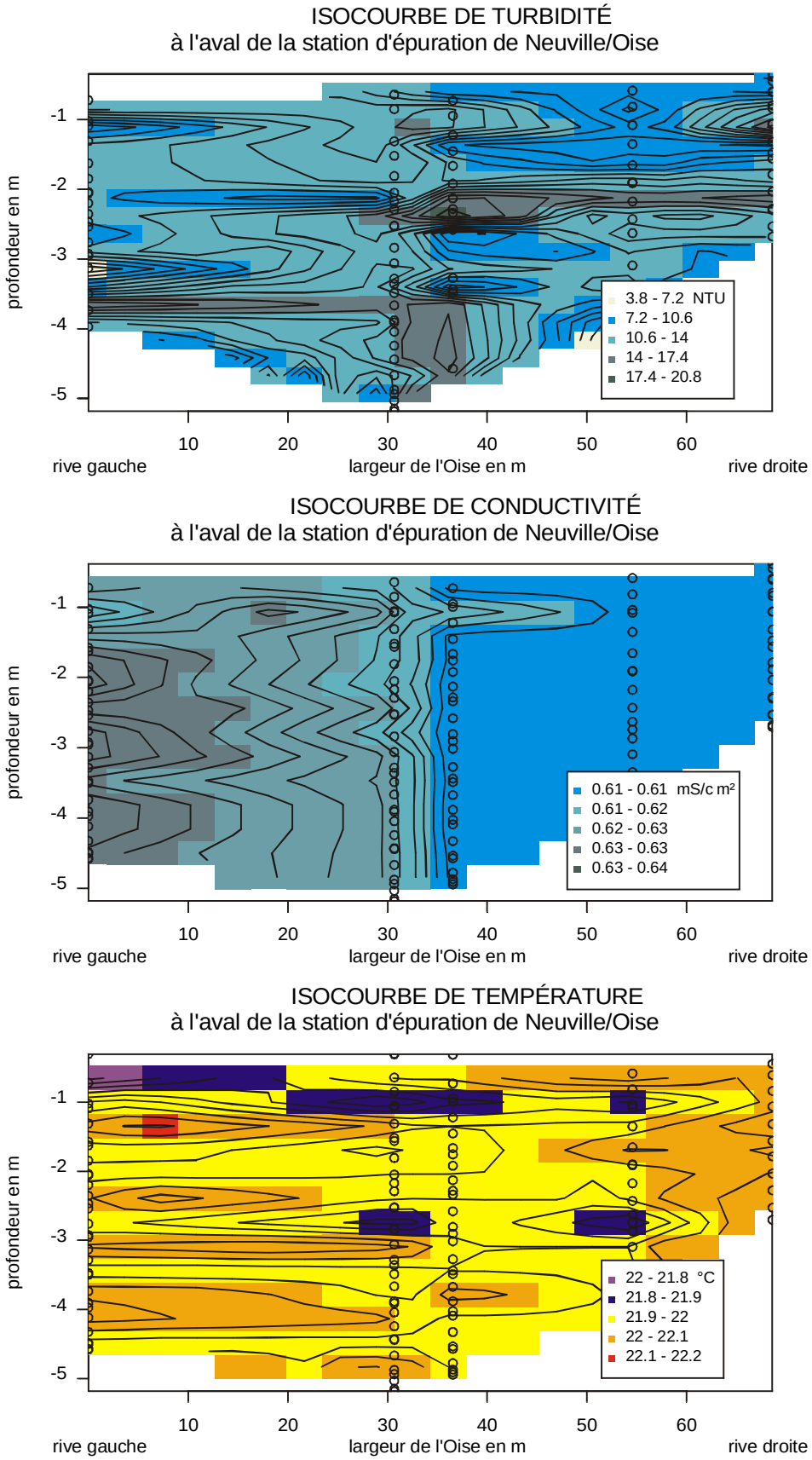


Figure D.3. Isocourbes de turbidité, conductivité et température dans l'Oise, juste en aval de la station de Neuville sur Oise, le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

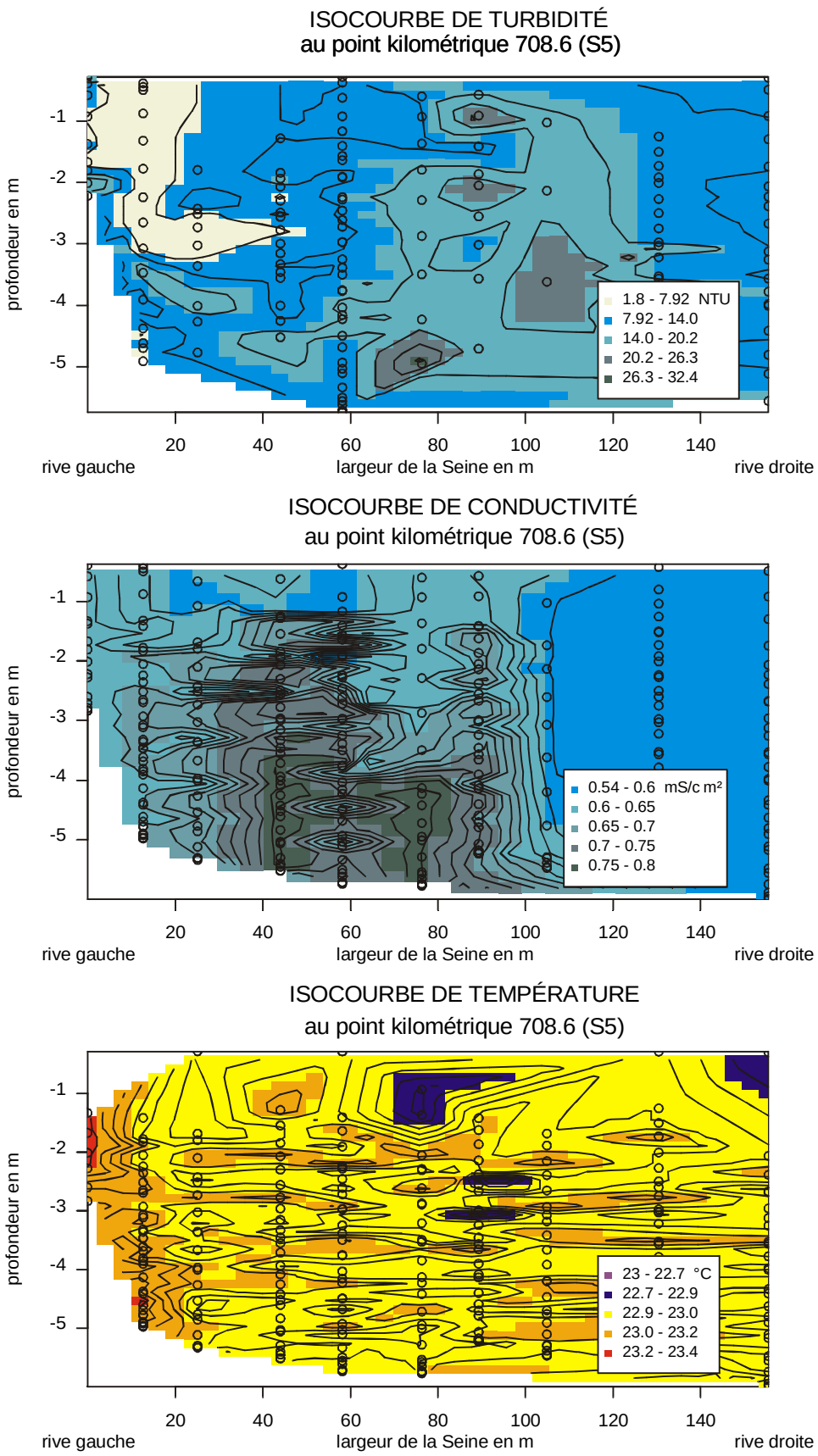


Figure D.4. Isocourbes de turbidité, conductivité et température dans la Seine, pour le profil S5 (pK 708.6), le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

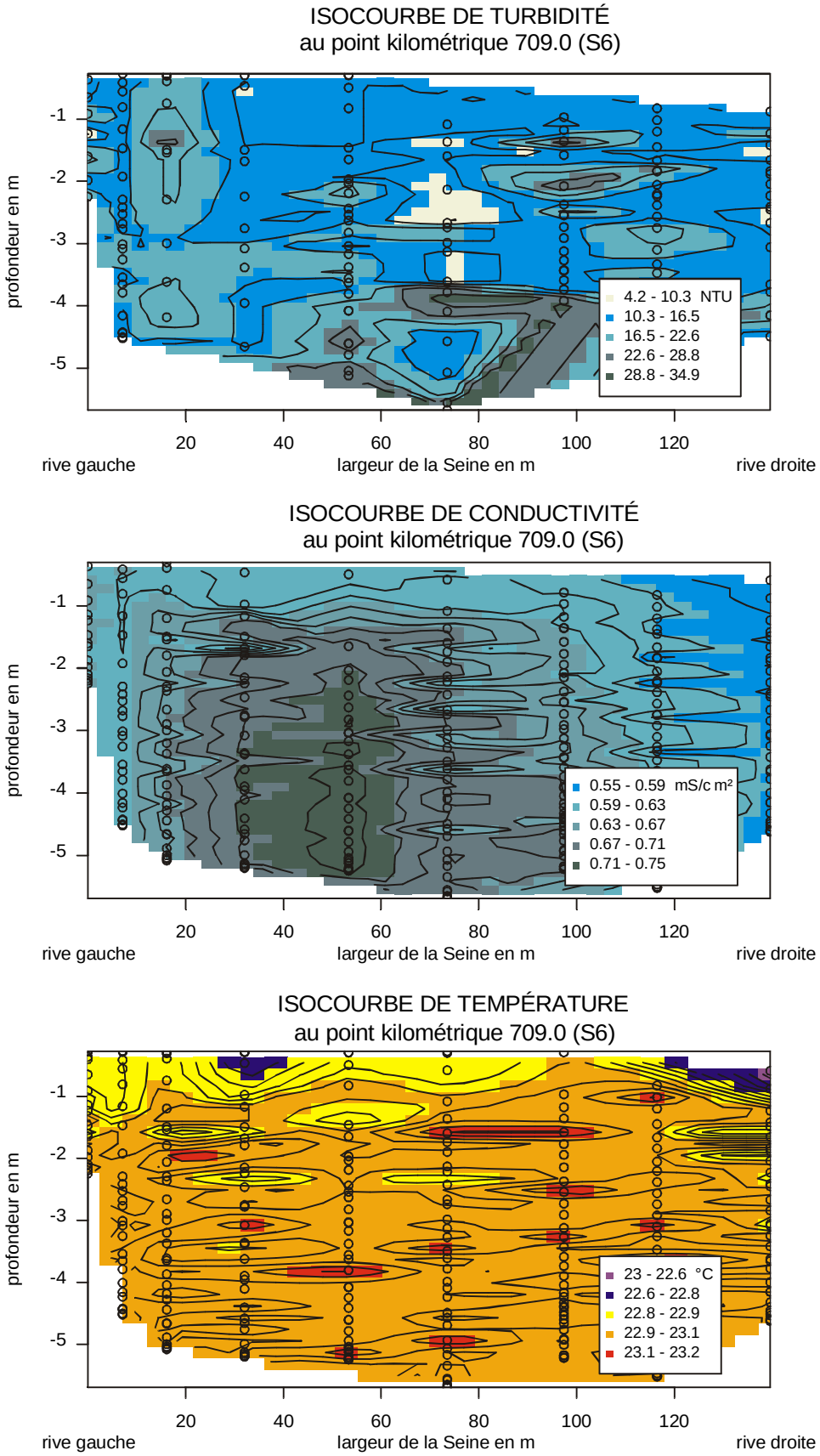


Figure D.5. Isocourbes de turbidité, conductivité et température dans la Seine, pour le profil S6 (pK 709), le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

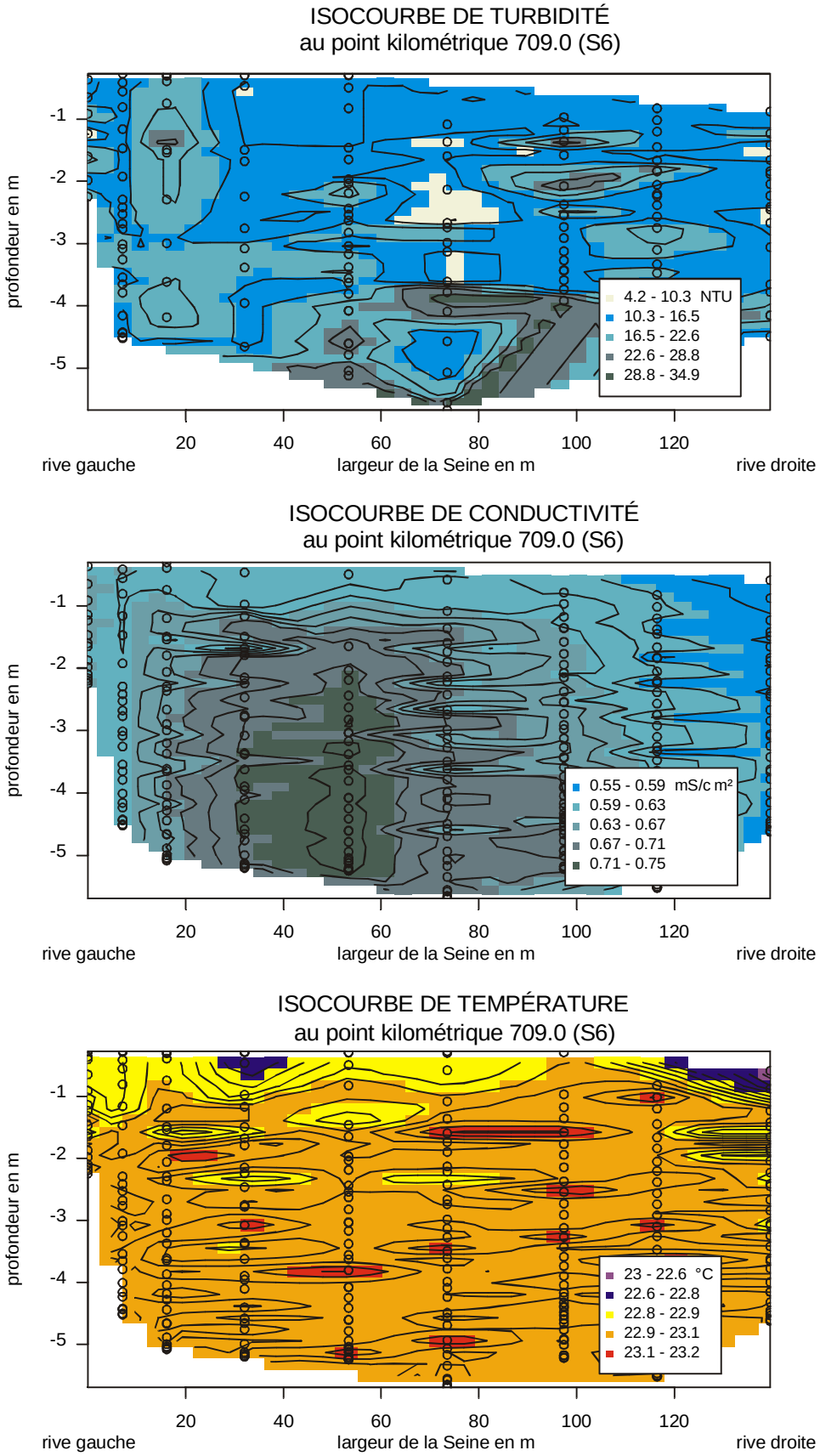


Figure D.6. Isocourbes de turbidité, conductivité et température dans la Seine, pour le profil S7 (pK 709.4), le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

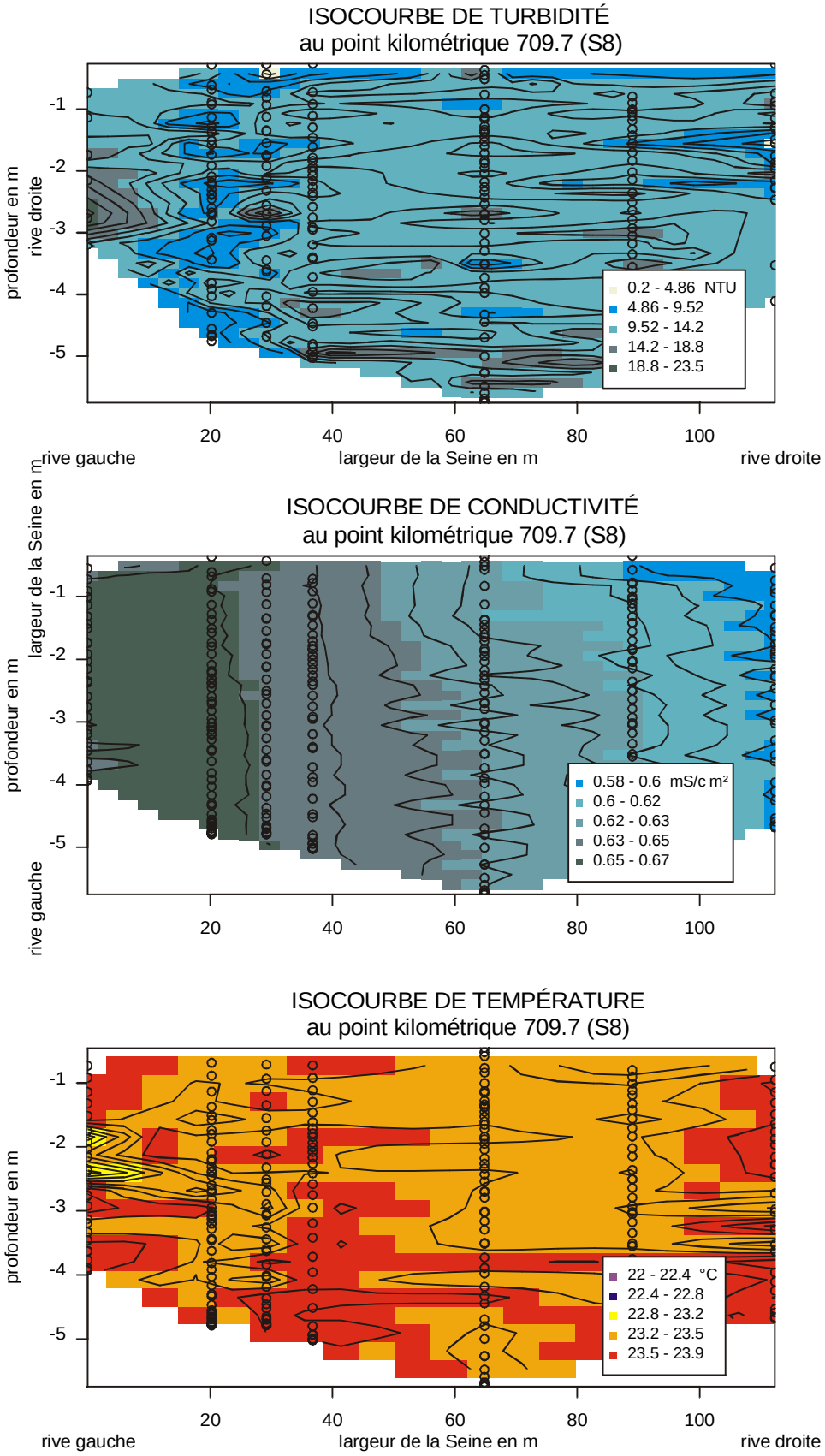


Figure D.7. Isocourbes de turbidité, conductivité et température dans la Seine, pour le profil S8 (pK 709.7), le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

BRAS DROIT DE L'ILE D'HERBLAY LE 21 JUILLET 1999

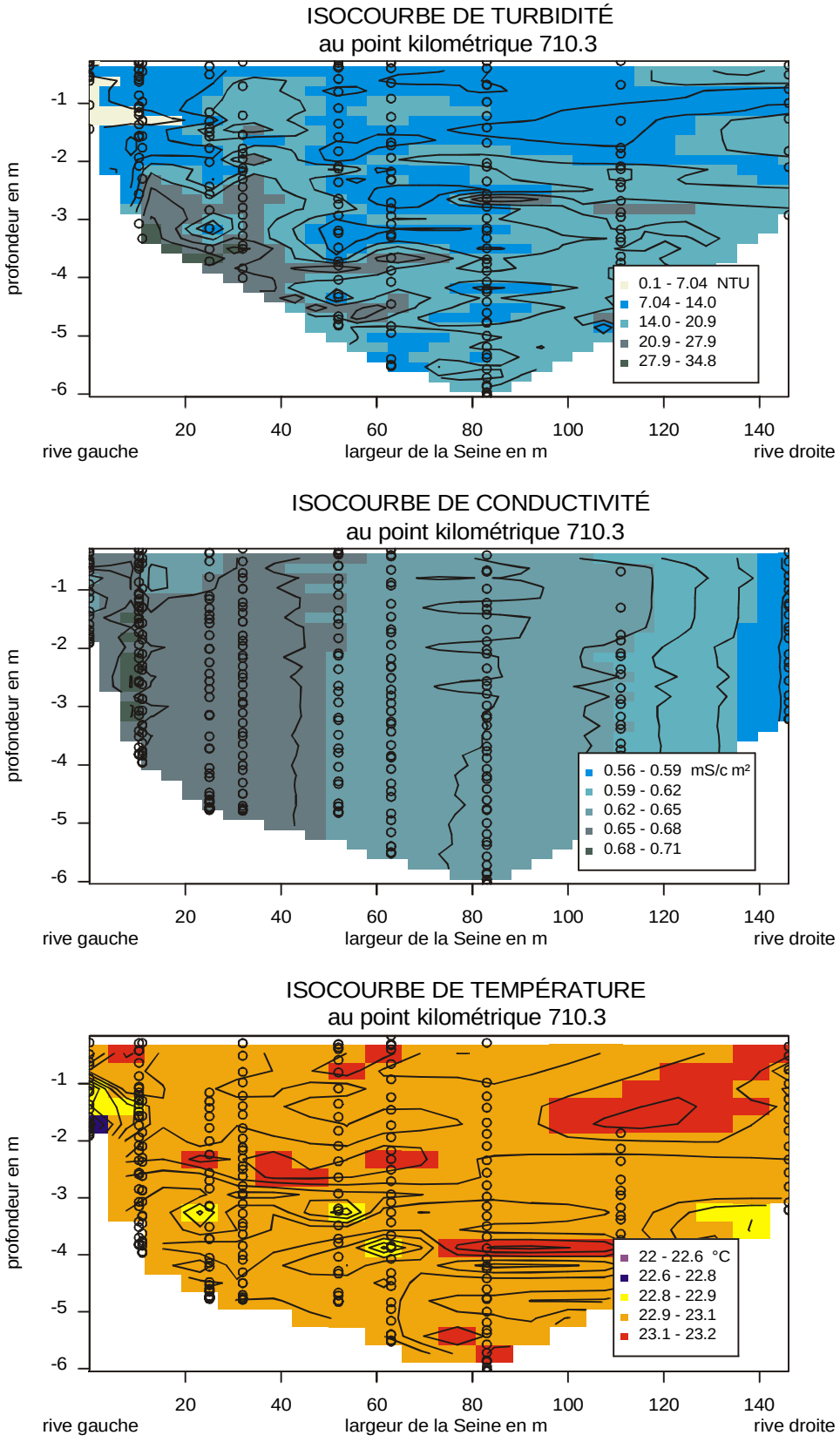


Figure D.8. Isocourbes de turbidité, conductivité et température dans le bras droit de l'île d'Herblay, au pK 710.3, le 21 juillet 1999. Données expérimentales.

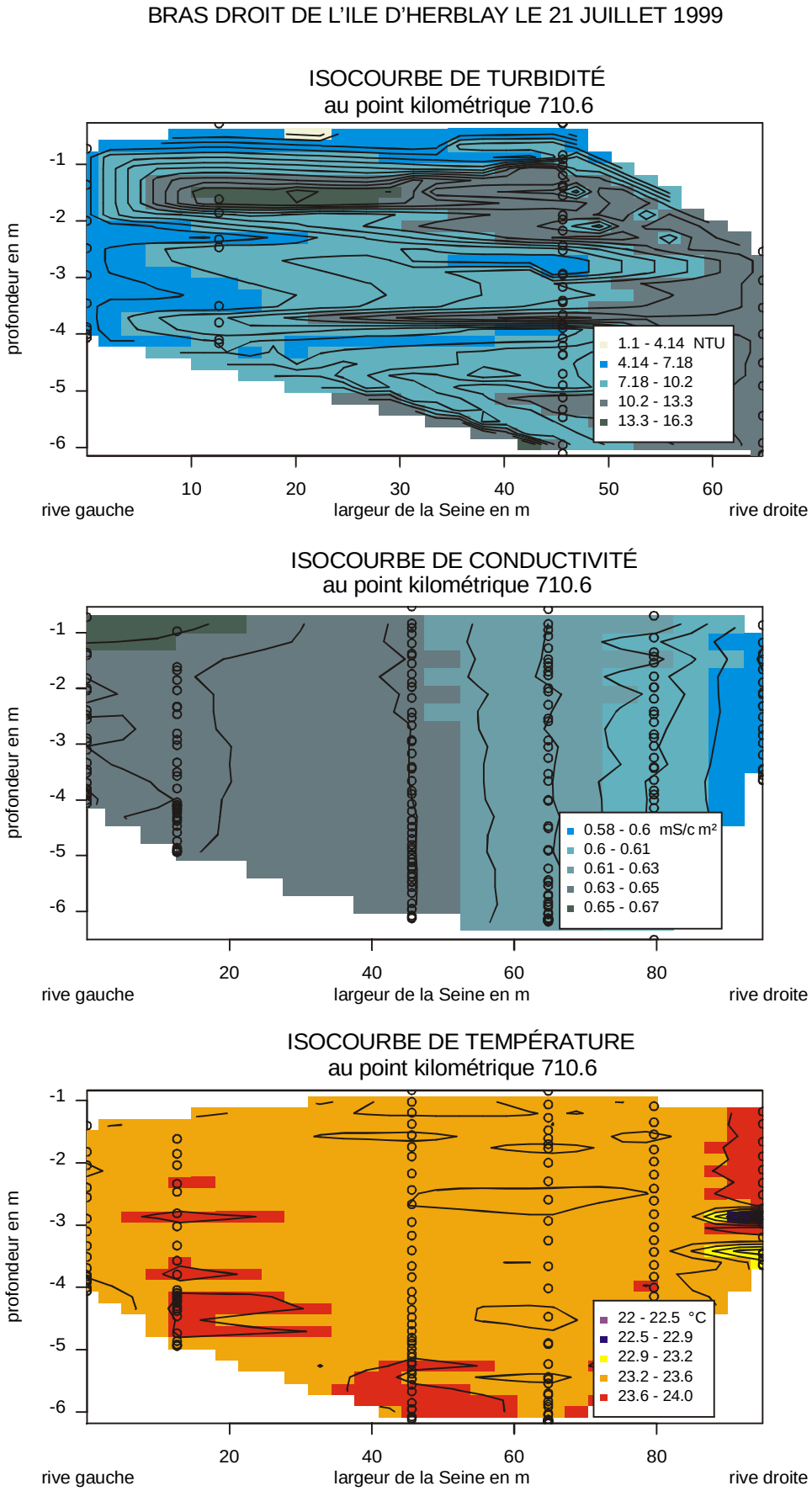


Figure D.9. Isocourbes de turbidité, conductivité et température dans le bras droit de l'île d'Herblay, au pK 710.6, le 21 juillet 1999. Données expérimentales.

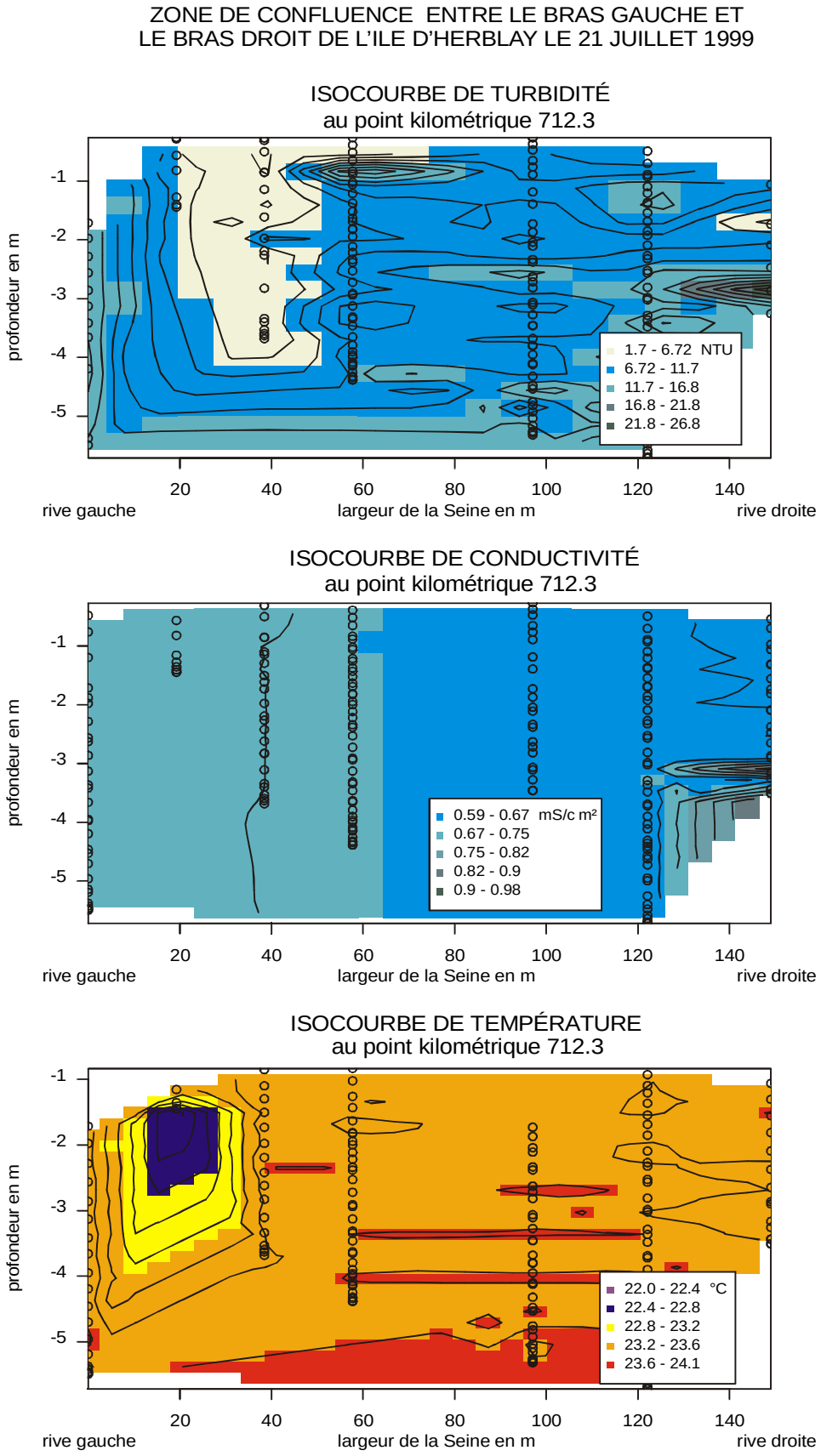


Figure D.10. Isocourbes de turbidité, conductivité et température au niveau de la confluence bras gauche-bras droit de l'île d'Herblay, au pK 712.3, le 21 juillet 1999. Données expérimentales.

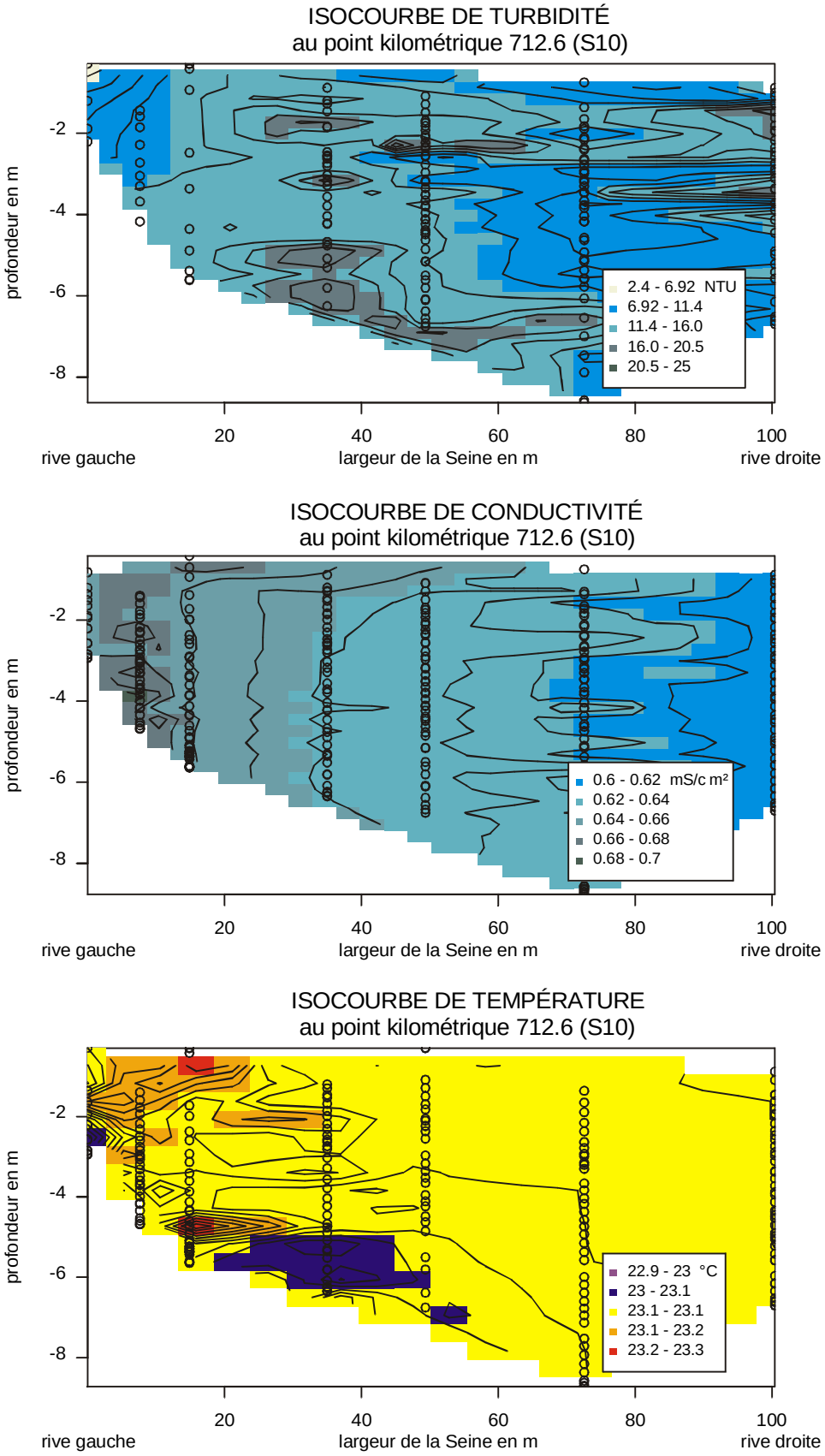


Figure D.11. Isocourbes de turbidité, conductivité et température dans la Seine, pour le profil S10 (pK 712.6), le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

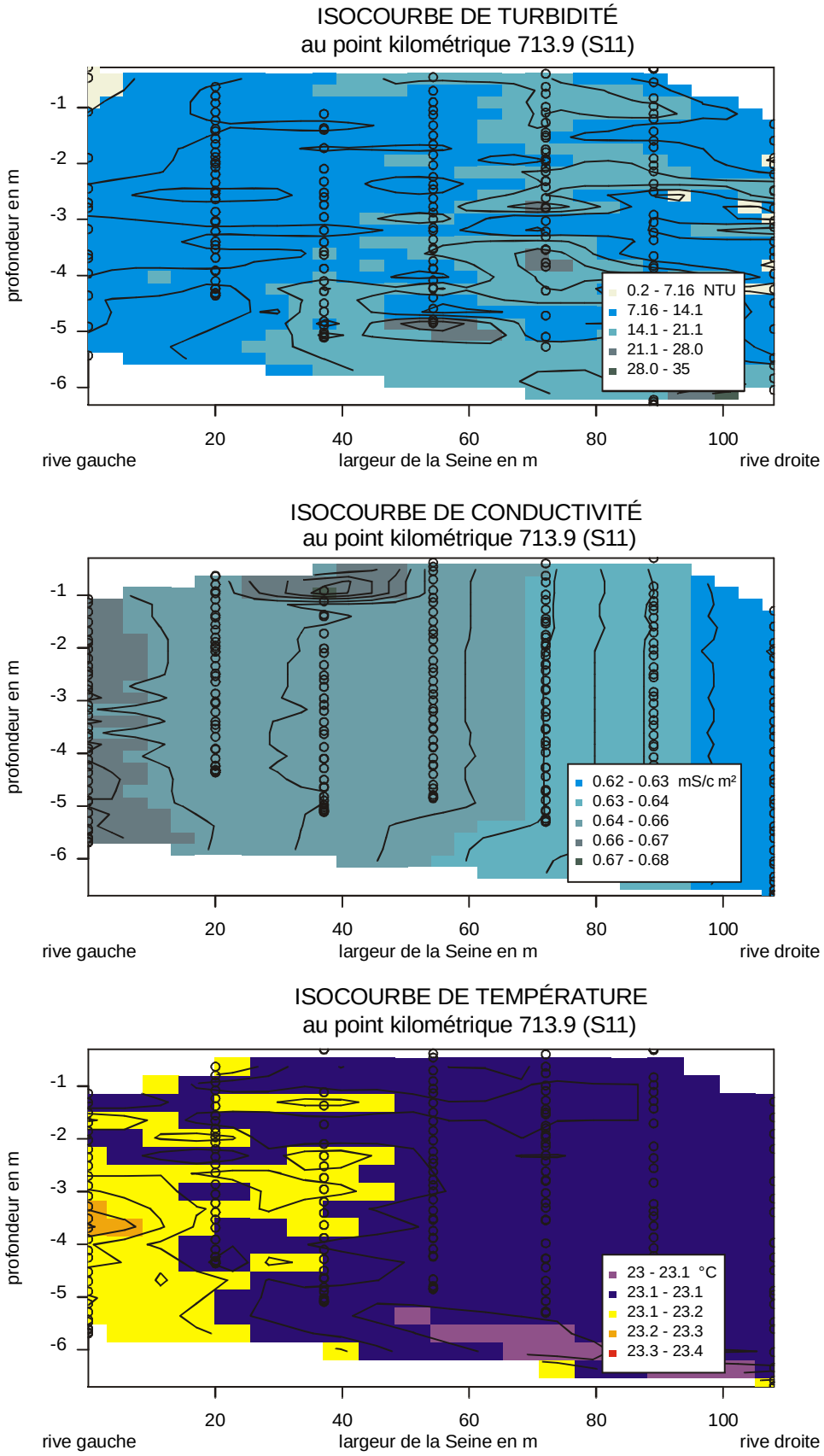


Figure D.12. Isocourbes de turbidité, conductivité et température dans la Seine, pour le profil S11 (pK 713.9), le 22 juillet 1999. Données expérimentales.

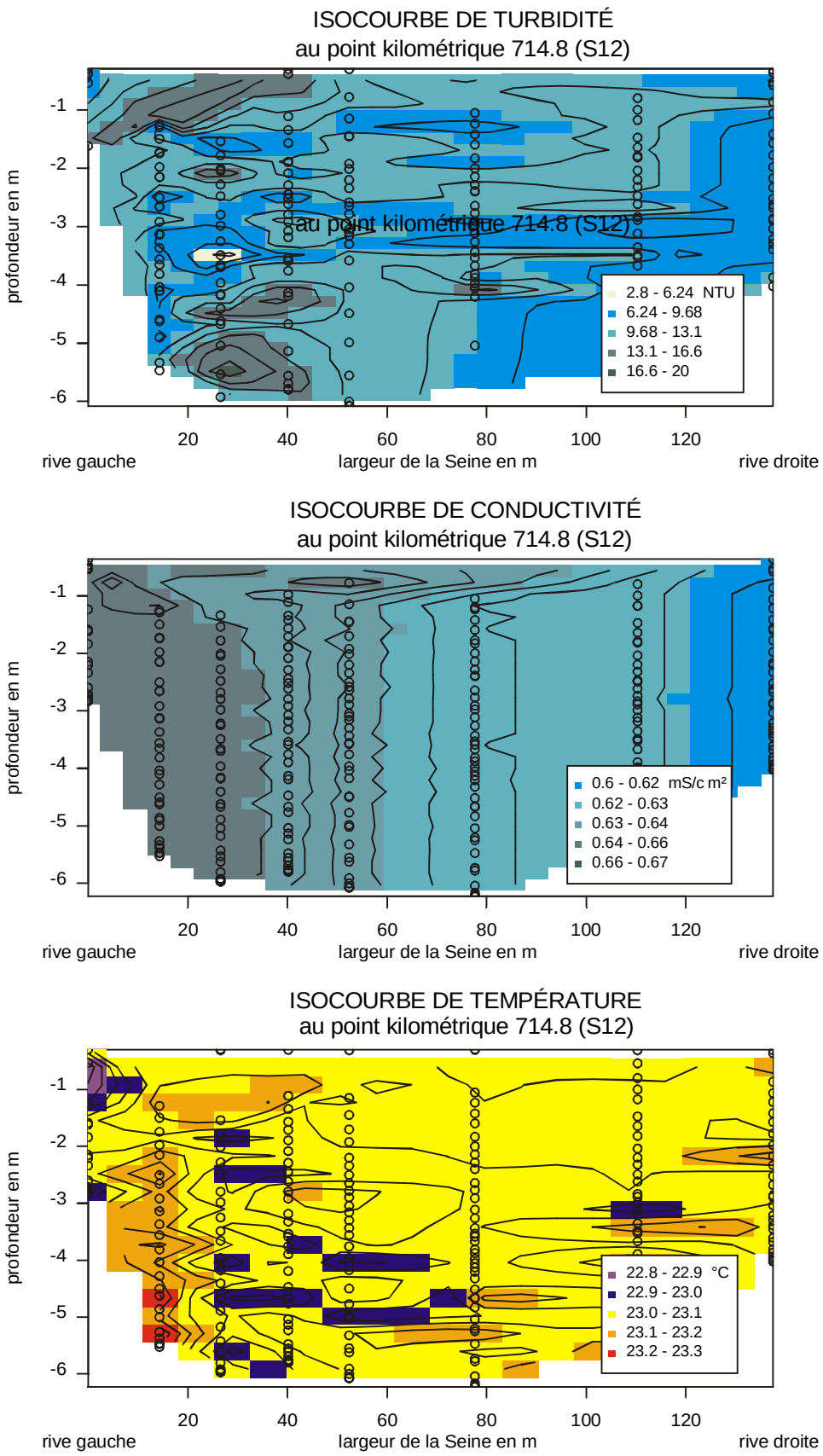


Figure D.13. Isocourbes de turbidité, conductivité et température dans la Seine, pour le profil S12 (pK 714.8), le 22 juillet 1999. Données expérimentales.