



**HAL**  
open science

# Gestion des développements d'algues benthiques en canaux : modèles pour des stratégies de régulation hydraulique

Ophélie Fovet

## ► To cite this version:

Ophélie Fovet. Gestion des développements d'algues benthiques en canaux : modèles pour des stratégies de régulation hydraulique. Sciences de l'environnement. Doctorat Systèmes intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences, Hydrosiences et Environnement, Eaux Continentales et Société, Montpellier SupAgro, 2010. Français. ⟨NNT : ⟩. ⟨tel-02594648⟩

**HAL Id: tel-02594648**

**<https://hal.inrae.fr/tel-02594648v1>**

Submitted on 15 May 2020

**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.



HAL Authorization

# THÈSE

pour obtenir le grade de

**Docteur de  
Systèmes intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences, Hydrosiences et  
Environnement**

**Spécialité : Eaux Continentales et Société (Montpellier SupAgro)**

*présentée et soutenue publiquement par*

**Ophélie FOVET**

**le 14 décembre 2010**

## Gestion des développements d'algues benthiques en canaux : modèles pour des stratégies de régulation hydraulique

Travail réalisé au Cemagref, UMR G-EAU, F-34000 Montpellier

Devant le jury :

Mme Myriam BORMANS	Directrice de recherche, CNRS	Rapporteur
M. Denis DARTUS	Professeur, IMFT	Rapporteur
M Roger MOUSSA	Directeur de Recherche, INRA	Examineur
M. Alain DAUTA	Chargé de Recherche, CNRS	Examineur
M. Xavier LITRICO	ICPEF, Cemagref	Directeur de thèse
M. Gilles BELAUD	Maître de conférences, Montpellier SupAgro	Co-encadrant



## Résumé

Les développements d'algues benthiques dans les canaux de transport d'eau induisent d'importantes contraintes pour la gestion des canaux de distribution d'eau. Les nuisances physiques et chimiques associées à ces développements nécessitent des stratégies de gestion alternatives. La thèse étudie des méthodes pour la gestion de ces populations algales basées sur le contrôle hydraulique du système : les chasses hydrauliques. Ces opérations consistent à détacher une partie de la biomasse algale fixée en augmentant les contraintes de cisaillement exercées par le courant sur ces algues fixées au substrat. Leur remise en suspension, entraînant un pic de turbidité, doit également être maîtrisée. L'approche proposée vise à caractériser et modéliser les processus de développement, de détachement et de transport des algues lors de ces chasses hydrauliques. Des suivis expérimentaux de la croissance sont réalisés en mésocosme (à l'échelle de canaux réduits). Les suivis de biomasse permettent de caler un modèle de croissance de la couverture algale intégrant l'effet de l'hydrodynamique et de la sensibilité des algues aux perturbations hydrodynamiques. Des stratégies de chasses sont ensuite expérimentées sur deux canaux de distribution d'eau en zone méditerranéenne. Un modèle de la dynamique des algues fixées et en dérive en réponse à une chasse hydraulique est ensuite élaboré sur la base de ces expérimentations, et calé sur les nuages de turbidité observés. Finalement, un cadre méthodologique basé sur un modèle linéaire est proposé pour des applications à la gestion en temps réel d'une variable de qualité : la turbidité. Deux approches de contrôle sont présentées : la commande boucle ouverte et la commande adaptative qui permet d'estimer les paramètres inconnus comme la biomasse initiale.

**Mots clés** : Modélisation, Hydraulique à surface libre, Hydrobiologie, Hydrodynamique, Périphyton, Contrainte de cisaillement, Turbidité, Commande adaptative.

## Abstract

Algae developments in open-channel networks induce strong constraints for the network management. The physical and chemical nuisances linked to these developments require alternative management strategies. The thesis proposes an original method for these algae management based on the hydraulic control of the system using flushing-flows. These flushes consist in detaching a part of the fixed algae by increasing the hydraulic shear stress exerted on the algae fixed on the substratum. The re-suspension of algae in the water column induces a turbidity peak which also has to be controlled. The proposed approach aims at characterizing and modelling the processes of algae development, detachment and transport during the flushes. Experimental monitoring of the growth phase is conducted in experimental flumes. The biomass samples are used to calibrate a model of the algal growth which integrates the hydrodynamic effect and the algae sensitivity to hydrodynamic perturbations. Flushing strategies are experimented on two real canals located in the Mediterranean region. A model of the fixed and drift algae dynamics in response to a flush is then developed and calibrated on the observed turbidity plumes. Finally, a control framework based on a linear model is proposed for the turbidity control during a flush. An open-loop control is first developed, then an adaptative feedback controller is tested to estimate unknown parameters such as initial biomass.

**Key words** : Modeling, Open-channel hydraulics, Hydrobiology, Hydrodynamics, Periphyton, Shear stress, Turbidity, Adaptative control.



# Remerciements

Ces trois années de thèse ont été pour moi une découverte de la recherche et ont finalement constitué une très belle aventure. Trois années passées au Cemagref où j'ai eu la chance d'être entourée d'une équipe réellement motivante, aussi chaleureuse que passionnée, et qui m'a convaincue de l'envie de poursuivre l'aventure.

Je remercie en particulier l'équipe GO, dont le nom change souvent, mais heureusement ni le dynamisme ni la bonne humeur qui règne dans son couloir. Merci pour les discussions scientifiques, et les autres. Merci à Pierre-Olivier Malaterre pour son oreille attentive, son humour, et l'énergie communicative qu'il consacre à son travail. Merci à Jean-Pierre Baume pour l'attention qu'il porte à chacun des membres de l'équipe et l'énergie qu'il consacre à la cohésion du groupe. Sa profonde expérience de l'hydraulique et son sens critique avisé ont été pour moi très formateur, comme pour tous ceux qui ont pu appartenir à cette équipe. Merci à José Ribot Bruno pour son aide sur le terrain et sa sérénité face aux aléas de l'expérimentation. Merci à Ludovic Cassan avec qui j'ai fait mes premiers pas vers l'enseignement avec grand plaisir. Merci à Jean Malle et David Dorchie pour leur bonne humeur et leur participation à l'animation du couloir. Merci à eux tous de permettre la valorisation de ces travaux de thèse en les intégrant dans le fabuleux logiciel SIC! Merci enfin à Simon Munier pour m'avoir en quelque sorte "tracé le chemin" pendant les deux premières années. Le partage de notre bureau a constitué un environnement privilégié, grâce à sa bonne humeur, sa constante disponibilité et ses conseils avisés.

Je remercie également toute l'équipe "étendue", et en particulier Marina Alazard pour son précieux soutien au cours de cette dernière année de thèse, et pour avoir largement partagé stress et émotions jusqu'à la soutenance.

Mes plus profonds et chaleureux remerciements vont à Xavier Litrico et Gilles Belaud pour avoir initié et dirigé cette thèse. Leur encadrement durant ces trois années a énormément contribué à ma motivation de chaque jour. Du point de vue scientifique, travailler à leurs côtés a été réellement formateur et toujours passionnant. Leur enthousiasme, leur disponibilité, leurs encouragements, leurs critiques et leur soutien m'ont offert un cadre de travail et de formation privilégié et ont fait de ces trois années une très belle expérience.

Je remercie aussi l'équipe de l'IMEP pour sa collaboration à travers le projet Algequeau et dont le travail a fourni de nombreuses données qui ont enrichi cette thèse, merci en particulier à Céline Bertrand. Je remercie aussi spécialement Stéphane Charpentier, avec qui nous avons partagé les joies du terrain dans nos phases d'expérimentations intensives, et à qui je souhaite une très bonne continuation pour la fin de sa thèse. Merci également à l'équipe de SupAgro, notamment à Hélène Fonta pour son aide lors des mesures au labo.

Merci aux membres du jury qui m'ont fait l'honneur d'évaluer ce travail. Merci à Myriam Bormans et Denis Dartus d'avoir accepté le rôle de rapporteur. Merci à Alain Dauta et Roger Moussa d'avoir examiné ces travaux.

Cette thèse comporte une grande part de travaux expérimentaux, sur des sites réels notamment, grâce à la précieuse collaboration des gestionnaires. Je tiens donc à remercier l'ASA du canal de Gignac et sa directrice : Céline Hugodot dont l'implication dans le projet Algequeau a constitué un atout majeur pour le bon déroulement du projet et de cette thèse. Merci aussi à Goeffroy Millot et l'ensemble des gardes pour leur aide et leur collaboration sur le terrain, et merci enfin à l'équipe technique sans qui la construction de notre dispositif expérimental n'aurait pu se faire. Je remercie également la Communauté de Communes de la Vallée de L'Hérault pour avoir autorisé

la construction de ce dispositif sur une partie de ses terrains. Je remercie également la Société du Canal de Provence pour sa participation à ce projet, notamment Pascal Dollet et Olivier Genthon qui ont été mes interlocuteurs privilégiés. Leur collaboration a été un atout précieux pour la conduite de cette thèse.

Je ne peux évidemment oublier de remercier mes proches qui ont été la clé d'un précieux équilibre au cours de ces trois années. Merci à mes parents pour leur soutien permanent et leur confiance. Merci aux amis qui ont toujours été attentifs et confiants pour moi. Merci notamment aux colocataires qui se sont succédés pour partager le quotidien, parfois stressant d'une doctorante, aux diverses phases de la thèse : Merci Marie, Lauréna et Solenn avec qui l'aventure a commencé, merci Pierre, Antoine et Bastien d'avoir écouté patiemment et toujours avec humour mes histoires de canal et d'algues, un grand merci enfin à Johanne et Rémi pour leur présence, leur patience et leur soutien crucial au cours de ces derniers mois.

A Michel



# Table des matières

<b>1</b>	<b>Introduction</b>	<b>15</b>
1.1	Contexte général et présentation du projet de recherche . . . . .	15
1.1.1	Les développements algaux dans les canaux de transport d'eau : une contrainte majeure pour la gestion . . . . .	15
1.1.2	Des méthodes de lutte non satisfaisantes : un besoin de développement de stratégies innovantes . . . . .	16
1.1.3	Objectifs de la thèse . . . . .	18
1.2	Présentation générale des systèmes d'étude . . . . .	19
1.2.1	Le canal de Gignac . . . . .	19
1.2.2	Le canal de Provence . . . . .	20
1.2.3	Expérimentations antérieures . . . . .	22
1.3	Problématique de recherche et méthodologie proposée . . . . .	25
1.3.1	La gestion hydraulique des systèmes artificiels et artificialisés : quelle place pour l'intégration de la qualité ? . . . . .	25
1.3.2	La gestion du compartiment écologique des eaux courantes et douces : quels outils pour cette préoccupation croissante ? . . . . .	25
1.3.3	Les processus étudiés : effets de l'hydrodynamique sur les développements algaux benthiques . . . . .	26
1.4	La modélisation des écosystèmes et de la qualité de l'eau : les outils existants . . . . .	27
1.5	Démarche scientifique proposée . . . . .	28
1.5.1	Caractérisation des développements d'algues benthiques sur les systèmes d'étude : Chapitre 2 . . . . .	28
1.5.2	Mises en place de chasses hydrauliques en grandeur réelle : Chapitre 3 . . . . .	28
1.5.3	Caractérisation des processus à l'échelle de canaux réduits en conditions semi-contrôlées : Chapitre 4 . . . . .	29
1.5.4	Simulation du détachement et de la dérive lors de chasses hydrauliques : Chapitre 5 . . . . .	29
1.5.5	Modèle linéaire pour le contrôle automatique des chasses hydrauliques : Chapitre 6 . . . . .	30
<b>2</b>	<b>Caractérisation des sites réels</b>	<b>31</b>
2.1	Etat de l'art et objectifs . . . . .	31

2.2	Localisation des tronçons d'étude et des stations de mesures . . . . .	33
2.3	Reconstitution des conditions hydrauliques . . . . .	34
2.4	Cartographies des développements algaux et macrophytiques . . . . .	41
2.5	Campagnes de suivis biologiques et physico-chimiques . . . . .	45
2.5.1	Protocoles de Mesures . . . . .	45
2.5.2	Des eaux oligotrophiques . . . . .	48
2.5.3	Variabilité spatiale et temporelle de la biomasse . . . . .	50
2.5.4	Variabilité spatiale et temporelle de la composition de l'épilithon . . . . .	51
2.6	Etude d'une rigole secondaire : adaptation des architectures de peuplements algaux aux conditions de vitesses . . . . .	51
2.7	Synthèse . . . . .	56
<b>3</b>	<b>Expérimentations de chasses sur sites réels</b>	<b>61</b>
3.1	Etat de l'art et objectifs . . . . .	61
3.2	Effets d'une chasse en rigole secondaire sur la longueur des filaments algaux . . . . .	62
3.3	Protocole des chasses sur la Branche Marseille Nord du canal de Provence . . . . .	64
3.3.1	Réalisation des chasses hydrauliques . . . . .	64
3.3.2	Monitoring en continu des chasses . . . . .	64
3.3.3	Suivi de la biomasse fixée et de la dérive . . . . .	65
3.4	Protocole des chasses sur La Branche Tronc Commun - Avencq du canal de Gignac . . . . .	65
3.4.1	Réalisation des chasses . . . . .	66
3.4.2	Monitoring et suivis biologiques de chasses expérimentales . . . . .	67
3.5	Impact des chasses sur la turbidité . . . . .	68
3.6	Impact des chasses sur la biomasse et les populations benthiques . . . . .	70
3.6.1	Effets de la chasse sur la biomasse . . . . .	70
3.6.2	Effets de la chasse sur la composition des peuplements . . . . .	75
3.6.3	Recolonisation post-chasse . . . . .	78
3.7	Synthèse . . . . .	79
<b>4</b>	<b>Expérimentations en conditions contrôlées et modélisation de la croissance</b>	<b>81</b>
4.1	Etat de l'art et objectifs . . . . .	81
4.2	Conception et équipements d'un dispositif expérimental en conditions semi-contrôlées . . . . .	82
4.2.1	Localisation et description du dispositif . . . . .	82
4.2.2	Analyse dimensionnelle . . . . .	83
4.2.3	Monitoring . . . . .	92
4.3	Croissance des algues benthiques dans un canal artificiel . . . . .	94
4.3.1	Suivi expérimental de la dynamique de colonisation en fonction du régime hydraulique . . . . .	94
4.3.2	Modélisation de la croissance algale benthique avec intégration du facteur hydrodynamique . . . . .	98

4.4	Expérimentations de chasses hydrauliques pour le détachement de la biomasse benthique . . . . .	112
4.4.1	Sensibilité des algues aux perturbations hydrodynamiques . . . . .	112
4.4.2	Expérimentation de chasses hydrauliques sur le dispositif expérimental . . . . .	113
4.4.3	Suivi de la recolonisation post-chasse . . . . .	114
4.4.4	Mise en évidence d'un détachement accidentel distinct du continu par la modélisation . . . . .	117
4.5	Synthèse . . . . .	118
<b>5</b>	<b>Modèle de chasse hydraulique</b>	<b>121</b>
5.1	Objectif . . . . .	121
5.2	Etat de l'art . . . . .	122
5.3	Modèles physiques proposés . . . . .	122
5.3.1	Modèle hydraulique . . . . .	122
5.3.2	Modèle de détachement algal en réponse à une chasse . . . . .	123
5.3.3	Modèle de transport des algues détachées et turbidité . . . . .	125
5.3.4	Résolution numérique . . . . .	126
5.4	Analyse du modèle sur un bief simplifié . . . . .	127
5.4.1	Analyse des temps caractéristiques . . . . .	128
5.4.2	Analyse de sensibilité aux paramètres . . . . .	130
5.5	Application à la BMN du canal de Provence . . . . .	133
5.5.1	Données . . . . .	133
5.5.2	Simulation hydraulique . . . . .	133
5.5.3	Conditions initiales des compartiments algaux . . . . .	134
5.5.4	Calibration sur la BMN . . . . .	134
5.5.5	Simulation d'autres évènements de chasses sur la BMN . . . . .	134
5.5.6	Analyse des biomasses obtenues par calage . . . . .	136
5.6	Application au tronçon Partiteur-Avençq du canal de Gignac . . . . .	136
5.6.1	Données . . . . .	136
5.6.2	Calibration . . . . .	138
5.7	Distribution de la biomasse . . . . .	138
5.7.1	Calibration à l'aide de stations intermédiaires : BMN . . . . .	141
5.7.2	Modèle de distribution fonction des conditions de cisaillement : Gignac . . . . .	141
5.7.3	Modélisation de la recolonisation après une chasse . . . . .	143
5.7.4	Perspectives d'application à la gestion . . . . .	147
5.8	Synthèse . . . . .	147
<b>6</b>	<b>Modèle quasi-linéaire : dimensionnement et contrôle des chasses</b>	<b>151</b>
6.1	Etat de l'art sur l'approche fréquentielle et intérêts pour la gestion . . . . .	151
6.2	Modèle quasi-linéaire distribué . . . . .	152
6.2.1	Linéarisation des équations de Saint-Venant . . . . .	152

6.2.2	Linéarisation du modèle de détachement . . . . .	155
6.2.3	Linéarisation du modèle de transport . . . . .	157
6.2.4	Simulation d'une chasse sur un bief simplifié . . . . .	160
6.3	Simplification du modèle linéaire à l'échelle d'un bief pour la commande en boucle ouverte . . . . .	160
6.4	Application au dimensionnement en boucle ouverte . . . . .	165
6.4.1	Calibration . . . . .	165
6.4.2	Abaques de dimensionnement . . . . .	166
6.4.3	Redimensionnement d'une chasse par la boucle ouverte . . . . .	168
6.4.4	Les limites de la boucle ouverte . . . . .	170
6.5	Application à la commande adaptative en temps réel . . . . .	172
6.5.1	Principes du contrôle adaptatif . . . . .	173
6.5.2	Synthèse d'un contrôleur adaptatif à l'aide du modèle linéarisé . . . . .	175
6.5.3	Résultats de simulation : application d'une boucle fermée . . . . .	175
6.6	Synthèse . . . . .	176
<b>7</b>	<b>Conclusions générales et perspectives</b>	<b>179</b>
7.1	Synthèse des différents chapitres . . . . .	179
7.1.1	Mise en évidence de l'effet du cisaillement sur la biomasse algale fixée dans les réseaux artificiels de transport d'eau . . . . .	179
7.1.2	Elaboration d'une stratégie de gestion hydraulique des développements d'algues benthiques . . . . .	180
7.1.3	Elaboration d'un cadre méthodologique pour la gestion opérationnelle des chasses . . . . .	181
7.2	Perspectives proposées . . . . .	182
7.2.1	Vers un modèle de qualité en continu . . . . .	182
7.2.2	Monitoring environnemental : besoins et perspectives . . . . .	183
7.2.3	Transfert des stratégies proposées à la gestion opérationnelle . . . . .	184
	<b>Bibliographie</b>	<b>189</b>
	<b>Annexe 1 : Fiche descriptives utilisées pour la cartographies des développements de végétaux dans les canaux</b>	<b>203</b>
	<b>Annexe 2 : Résultats complémentaires des analyses physico-chimiques réalisées sur les eaux du canal de Gignac et du canal de Provence</b>	<b>207</b>
	<b>Annexe 3 : Protocole de détermination de l'Ash Free Dry Mass et de la chlorophylle a</b>	<b>214</b>
	<b>Annexe 4 : Calendrier des chasses 2009 Canal de Gignac et Exemple de programme des opérations (chasse du 21/04/2009 sur le bief Tronc-commun-Avencq du canal de Gignac)</b>	<b>217</b>

---

<b>Annexe 5 : Variabilité longitudinale de la hauteur d'eau dans le dispositif expérimental et courbes de tarage</b>	<b>219</b>
<b>Annexe 6 : Expression de la contrainte de cisaillement moyenne à la paroi</b>	<b>221</b>
<b>Annexe 7 : Modélisation de la température de l'eau en canal</b>	<b>222</b>
<b>Annexe 8 : Linéarisation de la contrainte de cisaillement moyenne à la paroi</b>	<b>224</b>
<b>Annexe 9 : Développement limité en série de Taylor de la fonction concentration dans le modèle LDfo</b>	<b>225</b>



# Chapitre 1

## Introduction

### 1.1 Contexte général et présentation du projet de recherche

#### 1.1.1 Les développements algaux dans les canaux de transport d'eau : une contrainte majeure pour la gestion

Les canaux de transport d'eau brute constituent un enjeu important pour la production alimentaire par leur rôle d'approvisionnement en eau d'irrigation. Les surfaces irriguées représentent 20% des terres arables dans le monde et un tiers de la production alimentaire mondiale (FAO, 2002). Construits à l'origine afin d'assurer l'alimentation en eau pour l'irrigation, les canaux de transport d'eau voient aujourd'hui leurs usages se diversifier (FAO, 2004). Le transport d'eau potable ou potabilisable ainsi que les usages non agricoles (irrigation des jardins publics et privés, le remplissage des piscines, hydroélectricité, récupération des eaux pluviales,...) prennent une importance considérable dans l'utilisation de l'eau. En parallèle, les efforts du secteur agricole pour maximiser l'efficacité des techniques d'irrigation ont donné naissance à de nouvelles techniques (micro-irrigation) et induisent aussi des modifications dans la stratégie de gestion du réseau qui évolue vers un approvisionnement basé sur la demande plutôt que sur l'offre. Pour les canaux d'irrigation, qui sont pour la plupart gravitaires, ces évolutions imposent de nouvelles contraintes pour la gestion. Le passage à un service à la demande exige la transformation du tout-gravitaire vers des portions de réseaux en basse pression. Ponctuellement, le réseau à ciel ouvert est mis sous pression, créant ainsi des points fermés et étroits. L'évaluation de la consommation en eau afin de mieux estimer la demande implique aussi la mise en place de compteurs d'eau. Ces installations (passage sous pression, compteurs, micro-irrigations à la parcelle), et le transport d'eau destinée à la production d'eau potable rendent les systèmes plus sensibles à la qualité de l'eau transportée (MacArthur *et al.*, 2009). Les installations sont sensibles essentiellement aux risques de colmatage (Adin et Alon, 1986) puisque les matières plus ou moins grossières, présentes en suspension dans la colonne d'eau, peuvent boucher ou endommager ces structures et/ou les filtres mis en place pour les protéger (voir figs. 1.1). Les usages domestiques et la potabilisation imposent des exigences fortes sur la qualité physico-chimique en général (Ferreira *et al.*, 1999).

Dans ces systèmes à surface libre, donc exposés à la lumière, les développements d'algues peuvent être conséquents (jusqu'à plus d'1 kg de matière organique par m<sup>2</sup>) et induisent un certain nombre

de contraintes pour la gestion (Welch *et al.*, 1989) :

- Ces développements sont essentiellement benthiques : les algues croissent fixées au substrat et constituent le compartiment appelé "épilithon". Ils modifient ainsi la rugosité de ce substrat en accentuant l'effet du développement de macrophytes, ce qui entraîne une dérive saisonnière des courbes de tarage représentant la relation locale entre le débit et la hauteur d'eau. Ces courbes sont utilisées par le gestionnaire comme une mesure indirecte du débit, leur dérive étant fonction du développement végétal est difficile à prévoir. Ceci occasionne donc des erreurs de mesures et perturbe la connaissance des débits prélevés et donc l'évaluation de la performance du système de régulation hydraulique. Kosichenko (1993) mesure une augmentation du coefficient de rugosité par un facteur 2 à 3 en présence d'algues. Ces développements d'algues encombrant la section d'écoulement et éventuellement les ouvrages hydrauliques (comblement de bassins de décantation, développement sous les vannes et blocage à la fermeture). La débitance du canal s'en trouve réduite et la performance hydraulique du système altérée.
- Sous l'effet de la sénescence et/ou de perturbations environnementales (augmentation de mortalité ou détachement), ces colonies algales peuvent se fragmenter voire se détacher. Cette dislocation du matelas d'algues induit une augmentation de la quantité de matières en suspension, et ainsi de la turbidité, dont la conséquence principale est l'augmentation des risques de colmatage.
- Ces colonies algales sont constituées de nombreuses espèces, appartenant essentiellement aux trois grandes familles classiques des algues d'eau douce : Diatomées, Cyanophytes et Chlorophytes. Au sein des Cyanophytes, quelques espèces peuvent être associées à un risque de production de toxines (Gugger *et al.*, 2005; Carmichael, 1992). Si ces risques de toxicité ont surtout été mis en évidence dans les plans d'eau à faibles courants ou les milieux naturels plutôt en période d'étiage, Mohamed (2001) met en évidence les risques d'accumulation de cyanobactéries hépatotoxiques dans les canaux d'irrigation égyptiens. La présence de telles espèces, même à des densités bien inférieures au seuil de vigilance prescrit par l'Organisation Mondiale pour la Santé, imposent aussi au gestionnaire un suivi régulier de leur effectif.

### 1.1.2 Des méthodes de lutte non satisfaisantes : un besoin de développement de stratégies innovantes

Ces développements algaux en canal de transport d'eau sont aujourd'hui essentiellement gérés par des méthodes mécaniques (Fournier *et al.*, 2007). Les curages en profondeur nécessitent des mises en chômage, des curages ponctuels superficiels peuvent être à répéter de manière fréquente durant la haute saison de fonctionnement. Les forts besoins en eau correspondent en effet souvent aux conditions climatiques favorables aux développements algaux. Ces méthodes impliquent donc des opérations de maintenance manuelles ou plus ou moins mécanisées et coûteuses. Le traitement chimique est une méthode non satisfaisante notamment pour la préservation de la qualité de l'eau distribuée ou retournée au milieu naturel en cas de décharge. Les canaux sont en outre des systèmes ouverts au milieu naturel (exutoires, retour au sol de l'eau d'irrigation). Les algicides les plus utilisés sont à base de métaux comme le cuivre ( $CuSO_4$ ), leur utilisation pour de l'eau



(a) Filtre de compteur d'eau

(b) Grille d'une station de mise sous pression

FIGURE 1.1 – Photographies d'ouvrages colmatés par des algues en suspension sur des réseaux de canaux d'irrigation

d'irrigation pose plusieurs questions sur le devenir du cuivre dans les sols et dans le milieu naturel (Salam et El-Fadel, 2008; Drevnick *et al.*, 2009). Les discussions actuelles relatives à l'interdiction du sulfate de cuivre comme fongicide en agriculture biologique notamment laissent présager des restrictions renforcées de ce type de substances. Certains usages rendent par ailleurs cette méthode de lutte inenvisageable (potabilisation, usages domestiques des particuliers).

Face à la nécessité de développer des méthodes de gestion innovantes, l'UMR G-EAU (Gestion de l'Eau, Acteurs, Usages à Montpellier), l'UMR IMEP (Institut Méditerranéen d'Ecologie et Paléoécologie à Marseille), ainsi que les gestionnaires du canal de Gignac (Hérault) et du canal de Provence (Région Provence Alpes Côte d'Azur) se sont associés dans un projet de recherche pour développer des méthodes de gestion hydrauliques du développement algal. Ce projet intitulé "ALGEQUEAU" a été subventionné par l'Agence Nationale pour la Recherche pour la période 2007-2010 dans le cadre du programme "Ecotechnologies et développement durable". Le point de départ des recherches étant d'utiliser le facteur hydrodynamique, reconnu par les hydrobiologistes comme un facteur déterminant et structurant pour les populations algales benthiques (McCoy, 1982; Horner *et al.*, 1990; Jowett et Duncan, 1990; Jowett et Biggs, 1997), pour contrôler leur développement. Les systèmes étudiés disposent d'ouvrages de régulation hydraulique qui offrent un contrôle potentiel de ces conditions hydrodynamiques. Le projet étudie donc dans quelle mesure la régulation hydraulique peut être utilisée pour le contrôle du développement algal. La stratégie hydraulique développée au cours du projet, et plus particulièrement dans ce travail de thèse, consiste à réaliser des chasses hydrauliques afin de détacher de manière régulière et contrôlée les algues. Une chasse hydraulique est définie comme une augmentation brutale (de l'ordre de quelques heures) de la vitesse du courant, qui peut s'effectuer par un incrément de débit amont ou une réduction du niveau d'eau.

Dans le cadre du projet, une deuxième thèse débutée en 2009 (S. Charpentier) a pour objet l'étude hydrobiologique des populations algales dans ces systèmes artificiels. Les objectifs de cette

thèse sont d'identifier les peuplements présents et dominants d'un point de vue taxonomique, architectural et quantitatif (biomasses et densités) dans les systèmes artificiels étudiés, et de mettre en relation ces peuplements avec les facteurs environnementaux, notamment les conditions hydrodynamiques. Le doctorant étudie le fonctionnement des écosystèmes algaux présents et leur réponse structurale et fonctionnelle aux stratégies hydrauliques envisagées. Les deux thèses offrent donc un travail de recherche complémentaire sur la gestion des algues benthiques par des méthodes hydrauliques et ont donné lieu à une collaboration forte au cours du projet.

### 1.1.3 Objectifs de la thèse

L'amélioration de la performance des canaux s'est essentiellement basée sur des critères hydrauliques, peu de références associent régulation de la qualité et de la quantité de l'eau. La thèse développée vise donc à démontrer que la régulation hydraulique peut aider à l'intégration du compartiment biologique dans la stratégie de gestion d'un système de transport d'eau et ainsi contribuer à améliorer cette gestion ; non seulement du point de vue de la performance du système mais aussi en intégrant des critères relatifs à la qualité de l'eau gérée. En d'autres termes, la régulation hydraulique peut contribuer à élargir le spectre des contraintes de gestion et à progresser vers une gestion intégrée des canaux de transport d'eau.

En effet, nous étudierons comment la régulation hydraulique permet d'améliorer la gestion du système en diminuant les nuisances et les opérations de maintenance conséquentes aux proliférations d'algues benthiques, et d'envisager des stratégies alternatives aux traitements chimiques. La régulation hydraulique se place alors comme une stratégie de gestion qui intègre des critères de performance de la distribution (satisfaction de la demande en eau), d'efficacité (préservation quantitative de la ressource en eau), et de qualité (préservation de la qualité de la ressource et du milieu).

Les objectifs de ce travail de thèse s'articulent donc en plusieurs étapes relatives à différentes échelles de temps et d'espace :

- Le premier objectif est la définition d'une opération de chasse élémentaire. La littérature fait largement état de la sensibilité des algues benthiques au facteur hydrodynamique et de l'effet de "décapage" des crues sur les populations benthiques (Biggs et Close, 1989; Biggs et Thomsen, 1995; Ghosh et Gaur, 1998; Uehlinger *et al.*, 1996). L'objectif scientifique est donc d'identifier les relations entre une perturbation hydrodynamique et le détachement conséquent des algues benthiques dans les situations propres aux systèmes étudiés. Ceux-ci diffèrent des systèmes naturels où les écosystèmes algaux ont été plus largement étudiés par plusieurs aspects. La gestion des canaux doit répondre à un objectif de service d'eau, en ce sens leur caractère artificiel en fait une catégorie de masses d'eau à part, clairement isolée pour l'application de la Directive Cadre Européenne (Etats des lieux des masses d'eau artificielles, Agence de l'Eau RMC, 2006). Par exemple, beaucoup de ces réseaux sont revêtus, le substrat bétonné constitue un habitat très particulier pour les peuplements benthiques qui s'y développent. Le régime hydraulique d'un canal et sa variabilité sont davantage liés à la stratégie de régulation du réseau plutôt qu'au climat et à l'hydrologie du bassin versant local. Par ailleurs, on étudie

la réponse des peuplements à des chasses hydrauliques qui diffèrent aussi des perturbations naturelles dues aux événements climatiques. On cherche à définir une opération de gestion qui est contrôlée et effectuée régulièrement. L'opération de chasse se réalise à partir des moyens de contrôle hydraulique dont on dispose sur les canaux artificialisés (ouvrages de régulation). L'amplitude, la durée et la fréquence des perturbations constituent les modalités hydrauliques des chasses.

- Le deuxième objectif est d'ensuite intégrer la succession de ce type d'opérations pour définir une stratégie de gestion (mode et fréquence des interventions) cohérents avec les autres contraintes de gestion (par ex. minimiser les pertes d'eau). De plus, une fois détachées, ces algues restent dans le système sous forme de "dérive", *i.e.* en suspension dans la colonne d'eau. Ces algues en dérive ont donc un impact potentiel directement en rapport avec les nuisances algales : au niveau des risques de colmatage et de toxicité (cyanobactéries en dérive). Il s'agit donc de prendre aussi en compte ce compartiment dont le devenir fait l'objet de peu de références dans la littérature (Garnier *et al.*, 1995; Bertrand *et al.*, 2001). A l'échelle d'une saison, les opérations sont à mettre en relation avec la rapidité de croissance des algues. Leur dimensionnement doit être adapté à leur sensibilité aux variations des conditions hydrauliques.

## 1.2 Présentation générale des systèmes d'étude

Les sites d'étude privilégiés de ces travaux de thèse sont les canaux de Gignac et de Provence situés tous deux en zone méditerranéenne (voir Fig. 1.2.) et partenaires du projet "Algequeau".

### 1.2.1 Le canal de Gignac

Le canal de Gignac (Fig. 1.3 a), situé dans la vallée de l'Hérault, est un ouvrage de taille modeste comme beaucoup de réseaux du sud de la France, construit entre 1870 et 1880 pour approvisionner un territoire d'environ 3000 ha en eau d'irrigation, et à l'origine pour traiter le Phylloxera (ravageur de la vigne) par des inondations hivernales. Ce canal est géré par l'Association Syndicale Autorisée (ASA) du canal de Gignac qui dispose d'un droit d'eau de  $3.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  pour la période de mars à octobre, modulé aujourd'hui par le débit réservé de l'Hérault. Le chômage hivernal du canal permet les réparations et les travaux d'entretien et de maintenance comme le curage. Il est constitué de 50 km de canal principal, à ciel ouvert essentiellement. Le tronç commun est constitué de 4 km de galeries depuis la prise sur l'Hérault et de 4 km de canal ouvert, de section rectangulaire jusqu'à la sortie des Gorges de l'Hérault. Au sein de la plaine de l'Hérault, le canal se sépare en deux branches longeant les rives droite et gauche du fleuve, de respectivement 15 et 27 km. L'essentiel du linéaire des deux branches est de section trapézoïdale, à ciel ouvert. Il comporte quelques souterrains et siphons pour la traversée des communes et des cours d'eau. Le canal est bétonné sur toute sa longueur. Le canal principal alimente des rigoles secondaires, où l'eau est ensuite acheminée dans des rigoles tertiaires jusqu'aux parcelles. L'écoulement du réseau est majoritairement gravitaire, et approvisionnait historiquement les parcelles de vignes irriguées à la

raie. Depuis plus d'une dizaine d'années, le canal se modernise avec notamment la conversion des réseaux secondaires et/ou tertiaires en basse pression de manière à développer les techniques modernes d'irrigation à la parcelle permettant une meilleure utilisation de l'eau (micro-irrigation). Le passage en basse pression s'est avéré nécessaire également avec les changements de l'espace agricole et notamment la subdivision du parcellaire original en plusieurs petites parcelles devant chacune disposer d'une prise d'eau. La modernisation s'effectue également au niveau du canal principal avec la mise en place d'ouvrages automatiques et manœuvrables à distance (vannes), d'un système de mesure en continu (vitesse, hauteurs d'eau) et d'un système semi-automatisé de régulation. Ces aménagements se poursuivent aujourd'hui avec la mise en place d'un monitoring de la qualité de l'eau (turbidité, conductivité, saturation en oxygène, pH, température,...) et l'amélioration de la régulation hydraulique centralisée. Ceci s'effectue en partenariat avec l'UMR G-EAU puisque le canal de Gignac s'est aussi porté volontaire pour participer à plusieurs programmes de recherche en tant que plateforme expérimentale. Les usages de l'eau transportée par le canal de Gignac se sont également diversifiés. L'agriculture irriguée reste la part majoritaire des prélèvements pour les cultures viticoles, arboricoles et maraîchères (voir Fig. 1.3 c. et d.). Les usagers industriels (carrières) et domestiques (irrigation des jardins et remplissage des piscines) sont cependant de plus en plus nombreux. L'augmentation de ces usages domestiques tend à renforcer les contraintes sur la qualité de l'eau livrée. Le développement des réseaux en basse pression et de la micro-irrigation augmentent également la sensibilité du réseau aux problèmes de colmatage (conduites et goutte-à-goutte, figs. 1.4) (Cassard *et al.*, 2010). D'une manière générale, le contexte méditerranéen de l'Hérault, ainsi que les diverses activités liées au fleuve au printemps-été (tourisme avec sports et loisirs, augmentation de la densité de population, pêche, et irrigation pendant la saison sèche) renforcent chaque année davantage les pressions sur cette ressource en eau. La législation sur le débit réservé des cours d'eau (égal à un dixième du module du cours d'eau, article L 214-18 du Code de l'Environnement) impose également au gestionnaire du canal d'améliorer constamment l'efficacité du réseau. Le canal de Gignac bénéficie jusqu'à 2014 d'une dérogation fixant le débit réservé à un quarantième du module.

### 1.2.2 Le canal de Provence

Le canal de Provence est un réseau construit en 1955-1956 dont la gestion est confiée à la Société d'Aménagement Régional du Canal de Provence (SCP) afin de maîtriser la ressource en eau dans l'objectif de stimuler le développement socio-économique de la région provençale. Le droit de prélèvement du canal de Provence sur le Verdon est de 660 millions de  $\text{m}^3\text{an}^{-1}$ . Le réseau principal du canal de Provence est bétonné, et se compose de 68 km de canaux à ciel ouvert, généralement trapézoïdaux et parfois rectangulaires, de 140 km de galeries souterraines (en charge) et d'ouvrages d'art tels que les aqueducs et les siphons (enterrés ou suspendus) au niveau des vallées et des cours d'eau. Le réseau comporte également plusieurs gros ouvrages de stockage (250 millions de  $\text{m}^3$  au total). La gestion hydraulique du réseau est centralisée, automatisée, et définie par un système de régulation dynamique (Plantey et Molle, 2003) permettant une gestion par

la demande, assurée par le Centre de Gestion et de TéléContrôle (CGTC). Ce système s'appuie sur un monitoring en continu des conditions hydrauliques. Certifiée ISO 9001 et 14001, la SCP doit assurer un contrôle continu de la qualité de l'eau brute transportée, et est donc équipée également d'un système de monitoring de paramètres de qualité (température, turbidité, analyses d'eau régulières). L'eau transportée par le canal de Provence alimente en majeure partie des zones irriguées (25 000 ha). Les principales cultures sont pérennes (vignes, arboriculture, lavandins); on rencontre également des cultures céréalières et maraîchères. Les industries, notamment dans la zone de l'étang de Berre, sont également des clients importants de la SCP qui prélèvent environ un tiers des volumes annuels livrés. Parmi les usages domestiques, on compte environ 110 communes alimentées en eau brute par la SCP, 13 stations de potabilisation ont été conçues pour fournir à certaines de l'eau potable, renforçant les exigences sur la qualité de l'eau brute transportée. Notre étude du site se focalise sur trois parties de ce réseau.

Le prélèvement sur le Verdon est en réalité effectué au niveau du barrage de Gréoux-les-bains qui produit de l'électricité mais permet aussi l'alimentation d'un canal mixte EDF-SCP. A Boutre, ce canal mixte se divise en deux pour alimenter d'une part la centrale hydroélectrique de Vinon sur Verdon (EDF), et d'autre part le canal de Provence, qui peut prélever  $40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  dans le canal mixte.

La branche dite de Marseille Nord (BMN) est un linéaire de 31.8 km, qui assure l'alimentation en eau d'Aix-en-Provence et en partie de Marseille. A l'amont, l'alimentation est assurée par le barrage de Bimont, à l'aval la réserve du Vallon Dol stocke 3.15 millions de  $\text{m}^3$  d'eau pour sécuriser l'alimentation en eau de Marseille, et constitue une réserve de régulation pour le canal. La branche de Pourrières-Pourcieux (BPP) est une portion de 7 km à ciel ouvert du canal maître II alimentant le Var et/ou Marseille-Est. Elle assure donc la fourniture en eau potabilisable pour 39 communes ou communautés de communes (dont un secours pour la ville de Toulon). Elle alimente également en eau brute plusieurs industries (9 dans la plaine de Pourrières et 1 dans la région de Toulon), des golfs et les bornes à incendies. A ces usages s'ajoutent les usages d'irrigation habituels, voire aussi pour certains particuliers le remplissage des piscines. La branche est actuellement exploitée en-dessous de sa capacité mais présente d'importantes perspectives de développement avec le projet d'extension du réseau vers Fréjus (projet de liaison Verdon-Saint Cassien).

Les travaux et opérations de maintenance sont effectués sur des portions de réseaux lorsqu'il y a lieu, en mettant partiellement en chômage ces tronçons. La BPP n'est jamais mise en chômage, les opérations de curage sont effectuées sur des fenêtres d'une journée en hiver. Lorsque de grosses opérations sont nécessaires, le gestionnaire alimente la branche par l'aval via des pompes depuis le barrage de Bimont. Le canal de Provence assure donc un approvisionnement en eau continu tout au long de l'année. Les problèmes liés aux algues se manifestent lors des opérations de curage qui constituent de gros travaux (avec bennes et pelles mécaniques, plateforme de stockage des végétaux curés, voir Fig. 1.4 c). On peut également recenser ces nuisances par les cahiers de maintenance techniques témoignant des fréquentes interventions de nettoyage de filtres, ou les plaintes des usagers au service client qui sont potentiellement en relation avec des problèmes de

colmatage (Buisson *et al.*, 2010) ou d'odeurs nuisibles.



FIGURE 1.2 – Carte de localisation des réseaux du canal de Gignac, Hérault, et du canal de Provence, Région Provence Alpes Côte d'Azur

### 1.2.3 Expérimentations antérieures

Les premières expérimentations de chasses ayant donné lieu au projet Algequeau ont été réalisées sur la branche de Marseille Nord du canal de Provence de 2004 à 2005 par Galindo (2005). Différentes modalités de chasses y ont été testées de manière empirique et consistaient en une augmentation de débit amont de 0.5, 1 et 1.5  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ , maintenue pendant environ 6h de manière à être propagée jusqu'à l'aval. La quantité de biomasse algale détachée (comptabilisée à partir de la densité cellulaire épilithique) constituait le critère d'évaluation de l'efficacité de la chasse. L'augmentation de turbidité due au détachement de matière, et la quantité de Cyanobactéries remises en suspension (également comptabilisée en densité cellulaire) ont constitué les contraintes de la chasse. En effet, les stations de potabilisation et l'approvisionnement de certaines usines par des pompages sur cette branche constituent des points très sensibles aux augmentations de turbidité. Les filtres utilisés sont adaptés aux niveaux de turbidité habituels des eaux du Verdon qui sont très faibles (<1 à quelques NTU). Le gestionnaire se fixe donc le respect d'une turbidité maximale de 20 NTU sur le réseau. D'autre part, les densités de cyanobactéries présentes dans les eaux du canal de Provence sont inférieures au seuil de vigilance établi par l'Organisation Mondiale de la Santé (20000 cellules  $\text{ml}^{-1}$ ). Ces espèces constituant un risque sanitaire, le gestionnaire veille donc à maintenir les concentrations de cyanobactéries en-dessous de ce seuil de vigilance. Sur la base de ces critères, l'incrément de 1  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$  a été sélectionné comme préférable. Le détachement des algues induit par cet incrément est plus efficace que celui induit par un incrément de 0.5  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$  et agit plutôt en découpant une partie des filaments algaux qu'en arrachant toute la couverture algale. L'incrément de 1.5  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$  engendre en effet une trop importante remise en suspension de matières et cyanobactéries. Ces expérimentations constituent une base empirique



(a) Tronc commun, canal de Gignac



(b) Branche du Var, canal de Provence



(c) Irrigation d'Oliviers à la raie, canal de Gignac



(d) Irrigation par aspersion, canal de Provence

FIGURE 1.3 – Photographies des canaux d'études et irrigation de parcelles agricoles.



(a) Dégrilleur encombré, canal de Gignac



(b) Filaments algaux dans une prise latérale, canal de Gignac



(c) Rejet d'un dégrilleur automatique, canal de Provence



(d) Radier et berges recouverts de filamenteuses, canal de Gignac

FIGURE 1.4 – Photographies des divers encombrements liés aux algues sur les ouvrages des canaux d'études

pour les stratégies de gestion étudiées dans le cadre de la thèse.

### 1.3 Problématique de recherche et méthodologie proposée

#### 1.3.1 La gestion hydraulique des systèmes artificiels et artificialisés : quelle place pour l'intégration de la qualité ?

Les systèmes hydrauliques aménagés sont gérés grâce à des stratégies de régulation dont l'objectif est principalement de satisfaire une demande en eau en maximisant l'efficacité hydraulique du réseau (part d'eau utilisée à la parcelle sur l'eau délivrée). La régulation hydraulique s'est sophistiquée au cours des dernières décennies avec les progrès de l'automatique et des outils numériques : vannes automatisées, régulation centralisée, algorithmes de régulation... (Ruiz-Carmona *et al.*, 1998). Cependant, la gestion de ces systèmes artificialisés ne se résume pas seulement au contrôle des flux d'eau mais s'étend par exemple à la gestion des sédiments dans les réseaux d'assainissement et de drainage, avec le curage hydraulique (Dettmar et Staufer, 2005; Williams *et al.*, 2009). La re-création de la dynamique du transport solide est également une stratégie en exploration pour la restauration des habitats écologiques dans les cours d'eau naturels (Wilcock *et al.*, 1996; Robinson *et al.*, 2004). De telles stratégies sont aussi étudiées pour la gestion des végétaux aquatiques (Batalla et Vericat, 2009). De plus, l'impact structurant des conditions hydrauliques sur les communautés algales est avéré (Tornès et Sabater, 2010; Hancock et Boulton, 2005). L'intégration de considérations écologiques et relatives à la qualité de l'eau dans les stratégies de régulation hydraulique apparaît comme le prochain pas vers des méthodes de gestion de plus en plus intégrées. La gestion du compartiment écologique des hydrosystèmes a pris une importance considérable ces dernières années. D'une part sur la question spécifique de la ressource en eau, en raison du renforcement du cadre législatif au niveau européen (Directive Cadre Européenne) qui impose des objectifs ambitieux de "bon état écologique". D'autre part, la ressource en eau est liée aux enjeux environnementaux actuels associés à la biodiversité et au concept de développement durable. Pour les systèmes artificiels, ce contexte réglementaire s'associe aux enjeux directement liés aux usagers : ceux-ci concernent d'une part les préoccupations sanitaires (potabilisation), et d'autre part l'inscription dans une démarche d'amélioration en continu et de qualité (management et certifications environnementales). **L'intégration de la qualité dans les modes de gestion est maintenant en cours.**

#### 1.3.2 La gestion du compartiment écologique des eaux courantes et douces : quels outils pour cette préoccupation croissante ?

Face à ces enjeux, on assiste à une systématisation du monitoring de la qualité de l'eau (mesures physico-chimiques et diagnostics biologiques/ états des lieux) et à l'émergence de nouvelles méthodes de gestion, plus respectueuses de la qualité des ressources (diminution des pollutions et des impacts), ainsi qu'à la mise en place d'aménagements visant à restaurer ou/et compenser les effets négatifs des activités anthropiques sur la qualité des eaux (ex. : introduction des passes à poissons, respect des débits réservés, mise en place de mesures agro-environnementales et de

mesures anti-pollution). Le point critique est alors la complexité du fonctionnement hydro-bio-géo-chimique des cours d'eau qui rend difficile la prédiction des impacts d'un aménagement ou d'une modification de la stratégie de gestion du système (Kondolf *et al.*, 1987; Kondolf et Wilcock, 1996). Plusieurs outils émergent en parallèle : des indicateurs et des modèles, pour aider (i) à la compréhension du fonctionnement du système et (ii) à la prédiction des impacts de scénarios d'évolution potentiels. L'identification des processus dominants peut faire appel au diagnostic mettant à profit les mesures de terrain, mais aussi à des modèles explicatifs. La modélisation peut aussi permettre de simuler des scénarios afin de présélectionner ceux qui seront expérimentés à titre d'essais pilotes. En effet, la modélisation n'a pas pour objectif de remplacer l'expérimentation mais permet de réduire considérablement, de façon peu coûteuse et rapide, le nombre de scénarios à évaluer. Le cas des canaux ayant été peu étudié, la caractérisation du système par la mise en place d'un monitoring (capteurs et analyses) permettant un diagnostic est un premier travail de cette thèse, qui fait appel à l'expérimentation. Nous formaliserons ensuite les processus dans un modèle afin de généraliser la démarche et de pouvoir tester différents scénarios de gestion hydraulique du développement algal. **La méthodologie adoptée dans cette thèse fait donc appel à la modélisation et à l'expérimentation de manière complémentaire.**

### 1.3.3 Les processus étudiés : effets de l'hydrodynamique sur les développements algaux benthiques

Notre objectif est ici d'étudier la dynamique des communautés algales en relation avec les conditions hydrodynamiques qui caractérisent les réseaux de canaux. La croissance de ces communautés est un phénomène assez bien identifié notamment au niveau du rôle des nutriments, de la lumière et de la température. L'impact des conditions hydrodynamiques sur les peuplements algaux, est en revanche moins bien cerné. L'hydrodynamique peut influencer la dynamique algale à travers trois types d'impacts principalement. Le premier effet concerne la nutrition puisque les conditions hydrauliques influencent les dynamiques d'absorption des nutriments (McIntire, 1973; Stevenson *et al.*, 1996; Nikora, 2010). Le second type d'effet est le détachement continu, mis en évidence par Biggs et Hickey (1994); Biggs *et al.* (1998); Francoeur et Biggs (2006) et modélisé par Uehlinger *et al.* (1996); Abe *et al.* (2000) et Boulêtreau (2007). Il s'effectue en parallèle de la croissance. Sous l'effet du cisaillement dû à la dynamique du milieu, les matelas d'algues vieillissants se fragmentent de façon continue. Le régime hydraulique détermine l'intensité de ce détachement continu et donc ainsi la quantité de biomasse qui se développe. Enfin le dernier type d'impact est qualifié par opposition au précédent de détachement "accidentel". Il est aussi une conséquence de l'effet mécanique de cisaillement, mais induit par une perturbation du régime hydraulique. Le détachement continu est lié au type de régime hydraulique et à l'intensité de cisaillement qu'il implique, tandis que le détachement accidentel est lié à des fluctuations de ce régime hydraulique et donc à l'augmentation relative du cisaillement par rapport au régime de base. Le détachement accidentel est le phénomène ayant lieu en cas de crue en milieu naturel et visé au cours des chasses. Il représente une quantité de biomasse plus importante que le détachement continu. La quantité de biomasse remise en suspension suite à ce détachement

accidentel est donc considérable. Ainsi, on étudie également les phénomènes de transport des algues en dérive suite à ce détachement accidentel. Les phénomènes de transport de la dérive (algues en suspension) lors d'une perturbation hydraulique ont été peu étudiés (Ibelings *et al.*, 1998; Robson *et al.*, 2008) mais sont ici de première importance par rapport aux contraintes de gestion. Croissance, détachements continu et accidentel des algues fixées et transport de la dérive sont donc les principaux processus étudiés et modélisés dans ce travail de thèse.

## 1.4 La modélisation des écosystèmes et de la qualité de l'eau : les outils existants

Les modèles d'écosystèmes représentent en général le compartiment vivant du système par une ou plusieurs population(s) à travers le taux d'évolution d'une certaine mesure de cette population (biomasse, nombre d'individus). Les premiers modèles ont été développés pour expliquer la dynamique des communautés de microorganismes en milieu fermé, en se basant sur des équations différentielles ordinaires (Monod, 1949). Ces approches dites "logistiques" permettent notamment de rechercher analytiquement des états d'équilibre et d'en étudier la stabilité. Avec le développement des outils numériques, les modèles stochastiques, individus centrés, et de type automates cellulaires sont apparus. Ils sont parfois plus adaptés pour la représentation de la dynamique de petites populations. Les modèles de population se sont notamment développés en microbiologie sous l'impulsion d'enjeux industriels (médecine, industries agro-alimentaires, pharmacie) pour l'optimisation et le contrôle de la culture de microorganismes en bioréacteurs (Dochain, 2001). Ils sont adaptés à la représentation des communautés algales, également constituées d'unicellulaires. On peut citer leur application à la modélisation de bioréacteurs pour le traitement des eaux (Betancur *et al.*, 2008). Ils représentent donc l'évolution de la population en fonction des ressources limitantes du milieu et éventuellement d'effet de compétition, prédation, ou d'autres facteurs environnementaux. Ils sont classiquement utilisés en milieu ouvert également. Les études considérant les algues en eaux douces ont principalement été suscitées par des problématiques d'eutrophisation et sont plutôt consacrées au phytoplancton et aux flux de nutriments (Billen *et al.*, 1999; Walter *et al.*, 2001; Flipo *et al.*, 2004). Plusieurs modèles intègrent toutefois les communautés benthiques (fixées au substrat) également : McIntire (1973); Uehlinger *et al.* (1996); Saravia *et al.* (1998); Boulêtreau (2007). Il existe des modèles intégrés de simulation de la qualité des cours d'eau comme QUAL2K/QUAL2E (EPA, Chapra *et al.* (2004)), ISIS, PROSE, WASP, SOBEK-DelWAQ (Delft), CAEDYM (Hipsey *et al.*, 2006). Ceux-ci sont contruits de manière similaire avec une représentation de l'hydrologie/hydraulique (basée sur les équations de Saint-Venant ou fonction de transfert simplifiée), une représentation de la physico-chimie (cinétiques du cycle des nutriments et transport par advection), une représentation des compartiments algaux (phytoplancton et épilithon) qui participent activement au cycle de ces nutriments, et enfin éventuellement une représentation du compartiment sédimentaire également (modèle de transport solide). Ils n'intègrent pas l'effet de l'hydrodynamisme sur les algues benthiques car ont plutôt pour objet la représentation de la dynamique du carbone, de l'azote, de la pollution or-

ganique (DBO) ou la simulation des blooms algaux (eutrophisation) en réponse à une pollution azotée et/ou phosphorée.

Nous faisons l'hypothèse que la croissance des algues benthiques peut être représentée par un modèle de croissance exponentielle classique tenant compte des conditions lumineuses et trophiques. Pour moduler l'accumulation de biomasse algale en fonction des conditions hydrauliques, nous proposons de s'appuyer sur un couplage de ce modèle de croissance avec un terme de détachement continu. A l'échelle des chasses, la réduction de biomasse nécessite la prise en compte d'un terme de détachement accidentel distinct du premier. Nous supposons que ce détachement accidentel peut être représenté en s'inspirant des modèles d'érosion et des modèles existants pour représenter la réponse aux crues des algues benthiques. Le transport des algues remises en suspension est supposé analogue au transport de solutés.

## 1.5 Démarche scientifique proposée

La démarche scientifique adoptée se compose donc en 5 points faisant l'objet d'un chapitre chacun.

### 1.5.1 Caractérisation des développements d'algues benthiques sur les systèmes d'étude : Chapitre 2

Les canaux de transport d'eau sont caractérisés par un régime hydraulique dépendant de la stratégie de gestion. Globalement la variabilité de ce régime est atténuée par rapport à un cours d'eau naturel qui connaît, notamment en région méditerranéenne, des phases de crues et de rapides décrues, et des étiages importants. La géométrie des canaux artificiels présente également une certaine uniformité par rapport aux systèmes naturels. Les substrats bétonnés tendent à diminuer les microhabitats, ou la variabilité des niches écologiques, et à limiter l'évolution géomorphologique du lit. Nous avons conduit un certain nombre d'expérimentations afin de vérifier les hypothèses émises sur les processus dominant le développement des algues (croissance et détachement continu). Ce chapitre présente les expérimentations conduites in situ afin d'analyser les populations algales benthiques des systèmes étudiés, les facteurs déterminant leur fonctionnement, et notamment la place de l'hydrodynamique dans ce déterminisme, ainsi que leur variabilité spatiale et temporelle. Cette caractérisation des populations s'est appuyée sur des campagnes de mesures saisonnières et mensuelles.

### 1.5.2 Mises en place de chasses hydrauliques en grandeur réelle : Chapitre 3

Suite à la caractérisation des canaux de transport d'eau, la sensibilité des peuplements aux conditions hydrauliques, et notamment à la vitesse du courant, apparaît comme un facteur pertinent pour la gestion de ces peuplements. Les systèmes sont équipés d'ouvrages de régulation hydraulique offrant un contrôle possible de ce facteur, et les autres facteurs environnementaux sont plus difficilement contrôlables. La stratégie de gestion du développement algal proposée est donc d'effectuer des perturbations hydrauliques afin de détacher une partie de la biomasse

benthique. Des chasses expérimentales ont été mises en œuvre sur chacun des sites d'étude afin d'évaluer la faisabilité de ces opérations sur des canaux de distribution d'eau et leur potentiel en tant que méthode de gestion du développement d'algues benthiques (efficacité, contraintes subséquentes). Pour cela, on utilise un modèle hydraulique afin de déterminer les manœuvres d'ouvrages de régulation et leur coordination permettant de réaliser les chasses. Des suivis biologiques et physico-chimiques sont mis en place au cours des chasses afin de déterminer leurs impacts sur les populations algales fixées et en dérive (détachement accidentel de biomasse fixée et leur transport dans la colonne d'eau).

### 1.5.3 Caractérisation des processus à l'échelle de canaux réduits en conditions semi-contrôlées : Chapitre 4

Suite aux expérimentations *in situ*, l'effet mécanique de l'hydraulique sur les communautés algales apparaît prédominant dans les systèmes étudiés. Afin de formaliser et quantifier ces processus dominants, une étude est menée à l'échelle de canaux réduits. Un dispositif en conditions semi-contrôlées est réalisé à cet effet.

Notre hypothèse de départ est que dans nos systèmes d'étude, ce facteur impacte les communautés principalement par son effet mécanique : le détachement continu, qui limite la quantité de biomasse fixée. Des suivis de croissance sont alors effectués pour différents régimes hydrauliques, maintenus constants pendant cette phase de croissance, afin de tester un modèle de croissance standard auquel on propose d'ajouter un terme de détachement continu représentant cet effet négatif de l'hydrodynamique sur le développement de la biomasse benthique.

La sensibilité des peuplements benthiques aux perturbations hydrauliques dépend a priori des conditions dans lesquelles évoluent ces peuplements. Afin de vérifier cet effet de résistance, des expérimentations de chasses sont effectuées. Des suivis quantitatifs, biologiques et physico-chimiques, sont menés sur le dispositif expérimental afin de quantifier les effets de détachement d'une chasse en fonction du régime hydraulique de croissance.

### 1.5.4 Simulation du détachement et de la dérive lors de chasses hydrauliques : Chapitre 5

Les modèles intégrés, développés généralement pour les cours d'eau aménagés, sont applicables aux systèmes étudiés dans cette thèse (Cho et Ha, 2010; Quinn *et al.*, 2010). Cependant ils ne permettent pas de représenter l'effet d'une chasse sur le compartiment algal. Il est nécessaire de prendre en compte l'effet mécanique de l'hydraulique sur les algues notamment afin de représenter le détachement de biomasse. Dans la plupart des modèles existants, cet effet est l'élément manquant. De même, les phénomènes de transport ont plutôt été modélisés pour divers types de solutés mais rarement à notre connaissance pour le compartiment algal en dérive. On s'intéresse ici non plus au phénomène de croissance mais bien à l'évènement de chasse hydraulique. En se basant sur les expérimentations précédentes, on propose un modèle du comportement des algues lors d'une chasse hydraulique à l'échelle du canal réel. Il représente donc le détachement accidentel en réponse à la variation des conditions hydrodynamiques et le transport des algues

détachées, en dérive dans la colonne d'eau.

Les modèles hydrauliques de canaux permettent de simuler les événements de perturbation transitoires comme les chasses. Les phénomènes de transport et les interactions physico-chimiques des nutriments et des algues sont a priori les mêmes qu'en cours d'eau naturel. Ce modèle constitue un outil pour la gestion puisqu'il permet de prédire la dynamique temporelle du détachement algal et celle de variables de qualité comme la turbidité.

### 1.5.5 Modèle linéaire pour le contrôle automatique des chasses hydrauliques : Chapitre 6

L'intégration de la gestion de la qualité dans le système de régulation hydraulique du système passe par l'élaboration d'une stratégie de gestion (successions des chasses dans l'année et caractéristiques de chacune d'entre elles), cohérente avec les autres objectifs et contraintes du gestionnaire. Cette stratégie doit alors être évaluée comme le sont les stratégies de régulation hydraulique. La gestion des systèmes contrôlés a largement bénéficié des concepts développés pour le contrôle automatique avec par exemple la synthèse de contrôleurs et l'assimilation de données. Ces concepts ont fourni des méthodes robustes qui permettent d'augmenter la performance de la régulation hydraulique, en progressant vers une gestion par la demande de plus en plus efficace (Malaterre, 1995b; Rogers et Goussard, 1998). Ce sont pour les systèmes linéaires que l'on dispose du plus grand nombre de résultats théoriques (identifiabilité, stabilité,...). Les modèles linéaires ont l'avantage d'être facilement inversibles et sont donc intéressants pour la commande en boucle ouverte. Leur utilisation pour la synthèse de contrôleurs en boucle fermée profite aussi d'une large expérience (Ermolin, 1992; Malaterre, 1998; Litrico et Fromion, 2009a). Ainsi on se propose d'analyser dans quelle mesure ces outils peuvent être utilisés pour le contrôle de la qualité de l'eau du système. Ce domaine d'application a été en effet encore peu étudié relativement aux applications au contrôle hydraulique. On peut notamment citer Xu *et al.* (2010) qui étudient le cas de la gestion hydraulique de la salinité. On élabore un modèle simplifié basé sur la linéarisation du modèle de chasse précédemment développé, afin de l'appliquer au dimensionnement de chasses en boucle ouverte. Une application du modèle linéaire à la synthèse de régulateur en boucle fermée pour le contrôle de la turbidité au cours des chasses est ensuite proposée.

## Chapitre 2

# Caractérisation des peuplements d'algues benthiques dans deux canaux méditerranéens

Le développement de stratégies hydrauliques de gestion des algues benthiques présuppose un impact fort de l'hydraulique sur les communautés présentes dans les canaux qui présentent aussi a priori une certaine variabilité d'habitats pour les populations algales. On propose ici un état de l'art justifiant une telle hypothèse et faisant ressortir la nécessité d'une analyse des peuplements dans les systèmes de canaux artificiels. Ces derniers ont été peu étudiés en comparaison avec les milieux naturels vis-à-vis des développements algaux. Les différences entre systèmes artificiels et rivières requièrent une analyse des peuplements spécifiques de nos sites d'études. On s'intéresse notamment à la dépendance de ces peuplements aux facteurs environnementaux et au facteur hydraulique en particulier.

### 2.1 Etat de l'art et objectifs

Au sein des communautés benthiques, les algues fixées, appelées encore périphyton, cohabitent avec des bactéries, des bryophytes (mousses), et des micro-invertébrés et colonisent le substrat des milieux aquatiques. Ces populations algales constituent un compartiment majeur des écosystèmes primaires en eaux douces. De nombreuses études leur sont dédiées, concernant la taxonomie des espèces présentes, leurs morphologie et architecture (diagnostic écologique), mais aussi leur métabolisme (fonctionnement bio-géo-chimique des hydrosystèmes, photosynthèse et chaîne alimentaire). La dynamique de ces communautés benthiques varie dans le temps et dans l'espace en réponse aux facteurs environnementaux. En effet, ces populations composées d'organismes unicellulaires vivent en colonies et en interaction, et ont la particularité d'être très réactives aux modifications de leur environnement. Ainsi leur temps de réponse à une perturbation environnementale peut être très court (quelques heures). Les écosystèmes algaux d'eaux douces sont généralement marqués par une succession saisonnière des espèces dominantes appartenant aux grandes familles de Diatomées (entre 5000 et 10000 espèces), puis de Cyanophycées ou algues

bleues-vertes (au moins 2000 espèces recensées) et enfin de Chlorophycées ou algues vertes (environ 7000 espèces recensées) (Pourriot et Meybeck, 1995; Wetzel, 1983). Les cellules pionnières qui colonisent le milieu sont donc en général des Diatomées ayant la capacité de développer des mécanismes d'adhésion physiques et/ou chimiques au substrat. La rugosité du substrat offre également des microcavités favorables à l'installation de ces cellules pionnières. Les formes unicellulaires laissent peu à peu place aux formes coloniales (petits groupes de cellules mobiles) puis filamenteuses (colonies de cellules non mobiles) qui peuvent atteindre plusieurs mètres de long, conférant à la colonie un aspect macroscopique (Brunet, 2000). La multitude et la diversité des organismes présents associée à ce rythme de succession explique la très grande variabilité du comportement des communautés benthiques et leur forte sensibilité aux facteurs environnementaux. La photosynthèse est déterminée par les conditions d'ensoleillement, de température, et de concentrations en nutriments qui constituent les facteurs physico-chimiques ou métaboliques. Les facteurs biotiques de compétition et prédation peuvent également bouleverser la dynamique du périphyton, ainsi que les facteurs hydrodynamiques.

Les hydrobiologistes ont démontré dans une diversité de cas d'étude (naturels et artificiels) l'effet structurant de l'hydrodynamisme sur ces populations benthiques. Le régime hydrodynamique influe sur la composition du peuplement en déterminant les espèces qui vont coloniser le milieu (Ghosh et Gaur, 1998). Biggs *et al.* (1998) observent que la vitesse du courant détermine aussi l'architecture de la communauté. Les courants forts favorisent les formes denses et cohésives (matelas), les formes les moins résistantes (filamenteuses) se développent plutôt dans les courants lents (Abe *et al.*, 2000). Dans un même cours d'eau, les dominances spécifiques des peuplements peuvent rester inchangées mais adopter des physionomies très différentes en fonction des portions caractérisées par des conditions de vitesse, cisaillement et hauteur d'eau différentes (Biggs et Hickey, 1994; Biggs et Thomsen, 1995).

Ainsi l'hydrodynamisme est un facteur clef de la croissance algale benthique (Cazaubon et Giudicelli, 1999; Fayolle *et al.*, 1998). La sensibilité de ces algues aux variations du régime hydrodynamique apparaît très variable au travers des études hydrobiologiques en milieux naturels qui s'y sont intéressées. Par ailleurs, les canaux de distribution d'eau se distinguent des systèmes réels par leur relative uniformité géométrique, des régimes hydrauliques particuliers (distribution d'amont en aval, dépendance moindre aux facteurs climatiques et physiques) et le revêtement du substrat qui sont déterminants pour les peuplements benthiques (Stevenson *et al.*, 1996; Azim *et al.*, 2005). Cette variabilité justifie aussi la nécessité d'une étude spécifique aux systèmes étudiés dans cette thèse que sont les canaux artificiels. L'objectif est donc d'une part de caractériser les peuplements benthiques des canaux de transport d'eau à travers la variabilité spatiale et temporelle des peuplements, de leur architecture et de la biomasse qu'ils représentent. D'autre part, il s'agit aussi de déterminer quels facteurs environnementaux régissent ces peuplements et notamment quelle est l'importance relative des facteurs hydrauliques pour ces développements algaux.

Ainsi, nous avons mené une série de campagnes de mesures sur les sites réels, visant à caractériser les peuplements algaux spécifiques aux systèmes et leur dynamique en relation avec les divers facteurs environnementaux. Parmi ces facteurs on s'intéresse notamment à l'état hydraulique du

système et aux facteurs physico-chimiques qui déterminent la croissance algale. Ces campagnes de mesures ont été réalisées de manière saisonnière et mensuelle sur les canaux étudiés, au niveau de 6 stations sur le canal de Gignac, et 7 sur le canal de Provence. Ce travail a donné lieu à une forte collaboration avec S. Charpentier. Des prélèvements algaux in situ ont constitué la base de cette caractérisation pour effectuer des analyses d'algues (thèse de S. Charpentier), et pour être mis en relation avec l'état physico-chimique et hydraulique de la station.

## 2.2 Localisation des tronçons d'étude et des stations de mesures

La variabilité spatiale des peuplements benthiques est intégrée en ciblant des portions d'expérimentation sur chacun des réseaux d'étude. Les campagnes de mesures sur le canal de Gignac sont effectuées sur la portion Tronc Commun - Rive Droite (25 km, voir Fig. 2.1). La diminution du débit circulant de l'amont vers l'aval d'un canal, ainsi que l'effet d'épuisement des ressources nutritives laissent supposer une variabilité longitudinale des développements algaux, plusieurs stations sont donc sélectionnées de l'amont vers l'aval. Le canal de Provence présente un réseau plus étendu, deux portions sont donc sélectionnées pour le suivi : les branches de Marseille Nord (BMN) et de Pourrières-Pourcieux (BPP) (Figs. 2.2, 2.3 et 2.4). Sur ces tronçons, les stations sont sélectionnées pour analyser l'effet amont-aval, et en cohérence avec les points stratégiques de régulation, qui coïncident en général avec les points de mesure existants. Les prises d'eau de chacun des canaux (Prise sur l'Hérault pour Gignac et prise de Boutre pour le canal de Provence) font également l'objet d'une attention particulière car elles déterminent les entrées dans chacun des systèmes.

Pour connaître l'état hydraulique des canaux, nous nous appuyons sur les systèmes de mesure existants mis en place pour la gestion opérationnelle des réseaux. Le gestionnaire doit connaître les débits et hauteurs d'eau circulant dans le réseau de manière à satisfaire la demande en eau et éviter les débordements. Les variables hydrauliques directement mesurées sont les hauteurs d'eau (capteurs de pression), les ouvertures de vannes, et les vitesses (cordes de vitesse), qui permettent via des lois d'ouvrages ou les courbes de tarage de calculer les débits et autres variables utiles pour le gestionnaire (Fig. 2.5). Les systèmes d'acquisition en continu fonctionnent au pas de temps de 15 min sur les deux canaux. Sur le canal de Gignac, ces stations sont situées sur des points de contrôle hydraulique du canal principal (ouvrages). Les prélèvements sont donc inconnus entre chaque station intermédiaire. Les débits fluctuent au cours du temps et les débits prélevés également, en particulier sur le canal de Provence qui distribue des stations de pompage fonctionnant à la demande (Fig. 2.6 b). Sur le canal de Gignac, la distribution est majoritairement gravitaire et les possibilités de régulation sont plus limitées. Le débit d'alimentation est relativement stable par saison (Fig. 2.6 a). On peut reconstituer les débits prélevés sur le canal de Gignac à partir des informations du gestionnaire et des gardes-canal, qui gèrent manuellement eux-mêmes les ouvertures de vannes sur les réseaux secondaires. Sur le canal de Provence, les principaux prélèvements sont mesurés, plusieurs stations intermédiaires sont également situées à des points stratégiques. Les stations hydrauliques sur les branches étudiées sont localisées sur les figures 2.1, 2.2, 2.3 et 2.4, leurs caractéristiques résumées dans le tableau 2.1.

Les certifications ISO du canal de Provence lui imposent le monitoring en continu de la qualité de l'eau. Le réseau est donc équipé de capteurs de turbidité et température, parfois de pH ou Oxygène, sur différentes stations (localisées en Fig. 2.2, 2.3 et 2.4). Le canal de Gignac commence également à s'équiper de capteurs de qualité pour suivre les paramètres turbidité, température, chlorophylle a, cyanobactéries, conductivité, pH et éventuellement oxygène dissous (stations localisées en Fig. 2.1). Toutefois, la mise en place de ces capteurs sur le canal de Gignac s'accompagne de problèmes d'étalonnage qui ont retardé leur opérationnalité, ces données n'ont donc pas pu être exploitées dans la thèse. Les données de qualité sont acquises aux mêmes pas de temps que les données hydrauliques.

TABLEAU 2.1 – Caractéristiques hydrauliques des stations de prélèvements sur les deux canaux. CG : canal de Gignac, CP : canal de Provence.

station	débit ( $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ )	hauteur d'eau (m)	vitesse moyenne ( $\text{m s}^{-1}$ )
Belbezet (CG)	1-2.5	1.1-1.4	0.5-0.6
Partiteur (CG)	1.3-1.9	1-1.3	0.2-0.6
Avencq (CG)	0.3-0.6	1.2	0.13-0.2
La Garelle (CG)	0.2-0.4	1.0-1.1	0.1-0.2
Mas Rouvière (CG)	0.020-0.1	0.6-0.9	0.007-0.05
Boutre (CP)	2-8	3.6	0.05-0.250
Bimont (CP)	1-2	0.6-1.2	0.6-0.8
Figassons (CP)	0-7-1.6	1.6	0.2-0.5
Pourrières (CP)	1-4	4-6	0.02-0.06
PK 14.5 (CP)	0.7-1	1-3	0.1-1.2
Pourcieux (CP)	0.7-1.6	2.5-4	0.03-0.1

## 2.3 Reconstitution des conditions hydrauliques

Ces capteurs hydrauliques donnent ainsi une information ponctuelle sur les stations. Pour reconstituer les conditions hydrauliques en dehors de ces points, on utilise un modèle hydraulique. Les modèles hydrauliques sont maintenant largement utilisés pour le diagnostic hydraulique des canaux (ASCE, 1993; Clemmens *et al.*, 2005). Leur objectif est de reconstituer les débits et niveaux en tout point du canal et d'en prévoir l'évolution en fonction des manœuvres d'ouvrages (vannes, seuils mobiles). Ce type d'outil nous permet ici d'identifier en tout point du tronçon le(s) régime(s) hydraulique(s) de base et la variabilité temporelle associée.

La plupart des modèles de simulation hydraulique pour les canaux et rivières sont unidimensionnels (Holly et Merkley, 1993). Goussard (2000) propose un catalogue de 19 modèles utilisés par les gestionnaires de canaux dans le monde entier. Parmi ceux encore les plus utilisés, on peut citer MIKE 11, NEWFLUME, CANAL, CanalCAD, Sobek, SIC, HEC RAS. Les approches simplifiées permettent de représenter les phénomènes dominants en réduisant le nombre de paramètres. L'étude de certains ouvrages ou de certaines particularités hydrauliques peut faire appel



FIGURE 2.1 – Carte de du canal de Gignac, Hérault. Localisations des points de contrôle hydraulique et des stations de mesure



FIGURE 2.2 – Carte du canal de Provence, réseau complet. Localisations des points de contrôle hydraulique et des stations de mesure

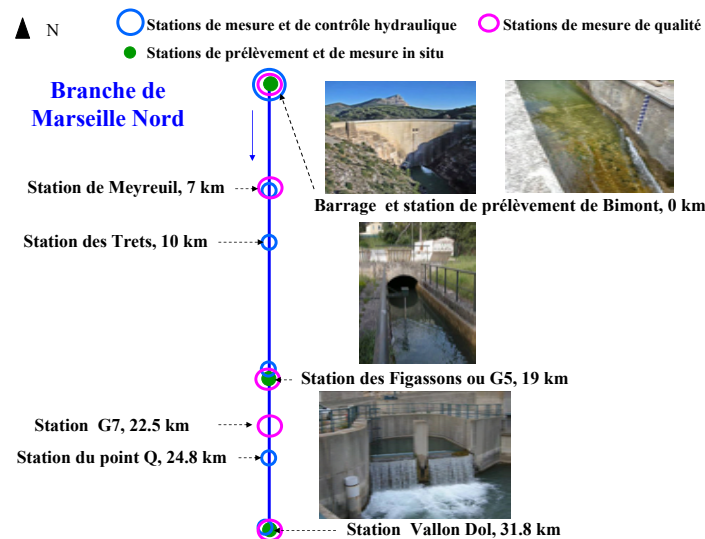


FIGURE 2.3 – Schéma de la Branche Marseille Nord du canal de Provence

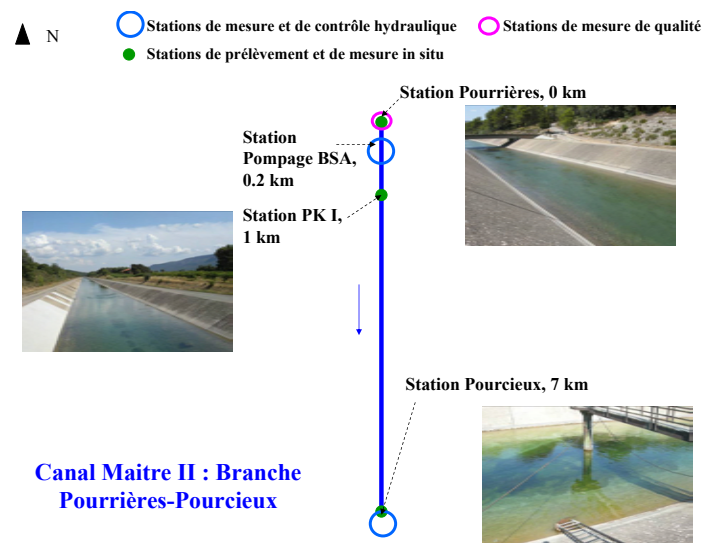


FIGURE 2.4 – Schéma de la Branche Pourrière-Pourcieux du canal de Provence



(a) Capteur hydraulique de niveau, canal de Provence, Pourcieux

(b) Capteur de turbidité, canal de Provence, Figassons

FIGURE 2.5 – Capteurs en continu utilisés pour le monitoring in situ des gestionnaires de canaux.

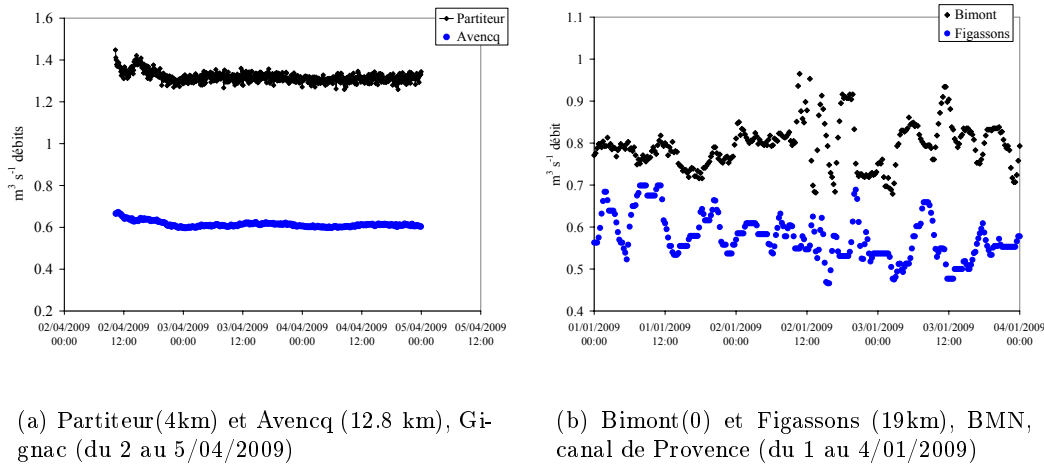


FIGURE 2.6 – Variabilité du débit au cours du temps sur différentes stations, et mis en évidence des prélèvements d'eau entre les stations sur les canaux étudiés.

à des approches bi ou tri-dimensionnelles basées sur la résolution des équations de Navier-Stokes. Toutefois, l'approche unidimensionnelle fournit les éléments nécessaires et suffisants ici pour caractériser le régime hydraulique. Ces modèles hydrauliques peuvent être utilisés en canal comme en milieu naturel, cependant ceux dédiés aux canaux permettent de représenter leurs spécificités : les ouvrages en travers (vannes et seuils) et les prises d'eau en intégrant des lois d'ouvrages. Ces modèles peuvent alors aider au dimensionnement, à l'aménagement, à l'élaboration des plannings de manœuvres, ou encore à la commande en temps réel (Clemmens *et al.*, 2005).

Le logiciel SIC (Simulation Irrigation Canals) développé au sein de l'équipe de recherche d'accueil au Cemagref simule les écoulements permanents et transitoires (Baume *et al.*, 2005). Il est utilisé entre autres par les deux gestionnaires des sites d'étude (ASA de Gignac et SCP) et constitue aussi un outil de recherche en développement. Un module de transport solide est également mobilisable (Belaud, 2000). A partir du calcul des débits  $Q(x, t)$  et hauteurs d'eau  $z(x, t)$  à chaque section de calcul et pour chaque pas de temps fourni par le modèle, et de la géométrie du canal, on peut calculer toutes les variables hydrauliques unidimensionnelles.

Les variations de  $Q$  et  $z$  sont données par les équations de Saint-Venant correspondant aux principes de conservation de la masse (équation de la continuité) et de la quantité de mouvement (équation de la dynamique) :

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q \quad (2.1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial(\beta Q^2/A)}{\partial x} + gA \frac{\partial h}{\partial x} + gA(S_f - S_b) - \epsilon q \frac{Q}{A} = 0 \quad (2.2)$$

où  $x$  est l'abscisse longitudinale (m),  $t$  le temps (s),  $A$  est la surface mouillée (m<sup>2</sup>),  $Q$  le débit (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>),  $\beta$  le coefficient de quantité de mouvement,  $g$  l'accélération de la pesanteur (m s<sup>-2</sup>),  $h$  le tirant d'eau (m),  $S_f$  le gradient hydraulique,  $S_b$  la pente du fond,  $q$  le débit latéral prélevé

par unité de longueur ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{m}^{-1}$ ).  $\epsilon$  vaut 0 si ce débit est positif (apport) et 1 s'il est négatif (prélèvement).  $A$ ,  $Q$ ,  $h$ , et  $S_f$  sont donc fonctions de  $x$  et de  $t$ . Dans le cas d'un réseau ramifié, on impose l'égalité des débits ou des cotes aux noeuds. Les débits prélevés sont fixés (lorsqu'ils sont mesurés par exemple) ou dépendent du niveau d'eau dans le canal, voire d'une condition aval (lorsqu'on connaît l'ouverture de la prise mais pas le débit par exemple). La résolution de ces équations requiert deux conditions limites et une condition initiale. Les conditions aux limites sont données par l'hydrogramme de débit à l'amont et aux prises, et une courbe de tarage à l'aval ou un limnigramme. La condition initiale correspondant à la ligne d'eau et au débit en tout point d'abscisse  $x$  est donnée par un calcul en régime permanent. Les singularités hydrauliques sont simulées en utilisant l'équation de continuité et la loi de l'ouvrage correspondant. Les équations de Saint-Venant n'ayant pas de solution analytique en géométrie réelle, elles sont résolues numériquement en utilisant un schéma implicite de Preissmann (Preissmann, 1961), inconditionnellement stable. Pour limiter la diffusion numérique, on choisit des pas de temps et d'espace tels que le nombre de Courant  $C_t = \frac{U\Delta t}{\Delta x}$  soit de l'ordre de 1 à 10 : soit  $\Delta t = 5$  à 15 minutes et  $\Delta x = 50$  à 200 m. Ce pas de temps correspond au temps de mesure minimal des hauteurs d'eau (Cunge *et al.*, 1980).

La condition initiale est donnée par la ligne d'eau calculée en régime permanent en utilisant l'équation intégrale de la ligne d'eau :

$$\frac{dH}{dx} = -S_f \quad (2.3)$$

où  $H = z_b + h + \frac{Q^2}{2gA^2}$  est la charge hydraulique ( $z_b$  est la cote du fond en m). Cette équation est combinée avec la formule de Manning-Strickler :

$$S_b = S_f = \frac{Q^2}{K^2 A^2 R_h^{4/3}} \quad (2.4)$$

où  $R_h$  est le rayon hydraulique en m, et  $K$  le coefficient de Strickler en  $\text{m}^{1/3} \text{s}^{-1}$  qui traduit la rugosité du substrat. Ce coefficient permet le calage du modèle hydraulique. Sa calibration pour les tronçons modélisés a été effectuée à l'occasion de précédentes études hydrauliques.

Les données archivées de la SCP fournissent les hydrogrammes imposés comme conditions aux limites (noeud amont et prises principales) via un module de régulation permettant de lire ces données.

Ce type de module est une des caractéristiques du logiciel SIC permettant soit d'utiliser des mesures comme conditions limites ici, soit de simuler des stratégies de régulation hydraulique sur le réseau. On définit des variables mesurées (débit, cotes en général) notées  $Y_m$  et des variables de commande sur lesquelles on peut effectuer une action (ouverture de vannes, cotes aval, débits apportés en général), notées  $u$ . La régulation consiste à appliquer la commande  $u$  afin d'atteindre une consigne  $Y_c$  sur la variable  $Y$ . En fonction de l'écart entre cette consigne  $Y_c$  et la mesure  $Y_m$ , la commande  $u$  peut être modifiée. On verra au chapitre 6 une extension de la régulation aux variables de qualité de l'eau.

On applique ce modèle sur les branches BMN et BPP du canal de Provence pour calculer toutes les variables hydrauliques unidimensionnelles aux stations de prélèvements ne disposant pas de capteurs. A la prise de Boutre, le débit est très important, les niveaux relativement constants (*cf.* Fig. 2.8). Les plus fortes variations enregistrées sur les portions du canal de Provence sont liées à des opérations de maintenance. On distingue cependant de façon assez nette la saisonnalité des conditions hydrauliques : les fluctuations annuelles du débit amont de chacune des branches d'étude montre une activité plus importante durant la saison estivale due à l'augmentation des besoins en eau (voir Fig. 2.7).

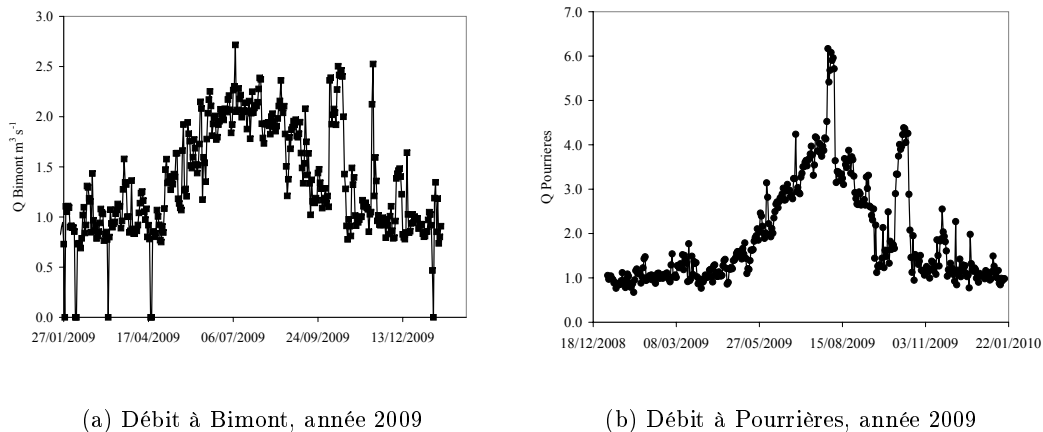


FIGURE 2.7 – Débit amont des branches Marseille Nord (Bimont) et du Var (Pourrières) pour l'année 2009

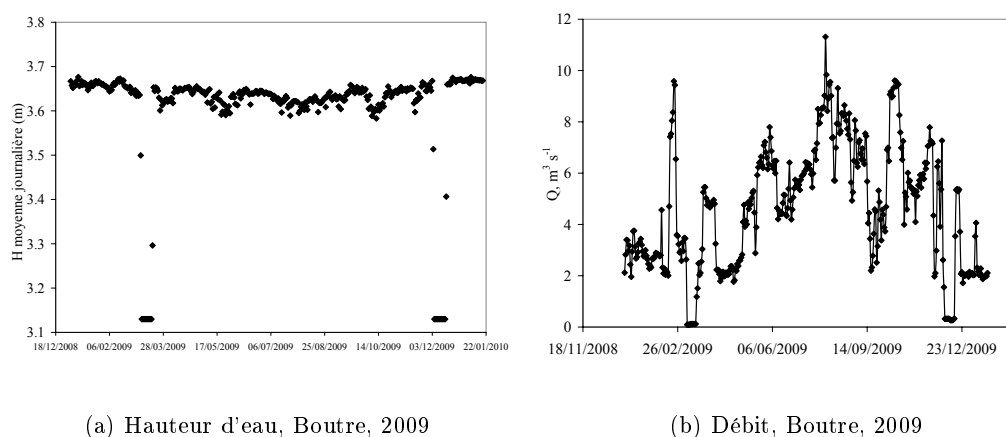


FIGURE 2.8 – Hauteur d'eau moyenne journalière et débit moyen journalier sur la prise de Boutre pour l'année 2009

L'application à la portion Tronc Commun-Rive Droite du canal de Gignac pose le problème

des prélèvements qui ne sont pas mesurés. Ces prélèvements sont importants car impliquent une différence de variabilité de l'amont à l'aval (Fig. 2.3). Nous ferons donc l'hypothèse (réaliste selon les gestionnaires), que les ouvertures de prises sont en moyenne constantes par saison. Le débit extrait à une prise de type orifice est calculé par des lois reliant la hauteur d'eau dans le canal au débit les traversant, de la forme suivante :

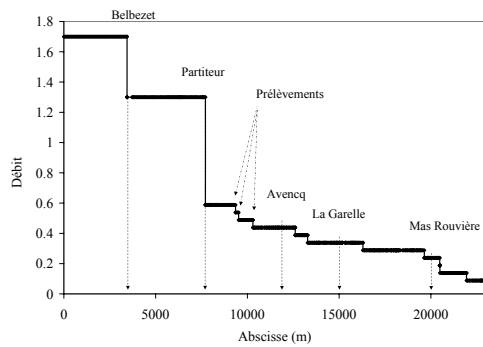
$$Q_p = C_d \sqrt{2g} A_0 h^{1/2} \quad (2.5)$$

avec  $Q_p$  le débit prélevé,  $C_d$  le coefficient de débit caractérisant l'ouvrage,  $A_0$  sa surface,  $h$  la charge à l'amont de l'orifice soit la hauteur au-dessus de la crête de l'ouvrage. Cette hypothèse apparaît en effet valide lorsqu'on compare les débits aval ou intermédiaire simulés et calculés par le modèle (voir Fig. 2.3). Nous faisons l'hypothèse que ces configurations varient peu au cours des saisons "types". Le modèle permet alors aussi de reconstituer l'état hydraulique du système en tout point, en particulier ceux où l'on ne dispose pas de mesures. On peut ainsi identifier des situations typiques de basse et haute saison pour le canal de Gignac. Le rapport entre capacité du canal et débit réel augmente de l'amont vers l'aval. On observe alors une diminution de l'amont vers l'aval de la vitesse du courant (voir Fig. 2.9), dû d'une part à la diminution du débit au fur et à mesure des prélèvements de l'amont vers l'aval (Fig. 2.9 a) et d'autre part aux ouvrages de contrôle des niveaux. Il existe une variabilité temporelle au cours des différentes saisons. L'importance des prélèvements en été augmente notamment la variabilité intrajournalière des conditions hydrauliques.

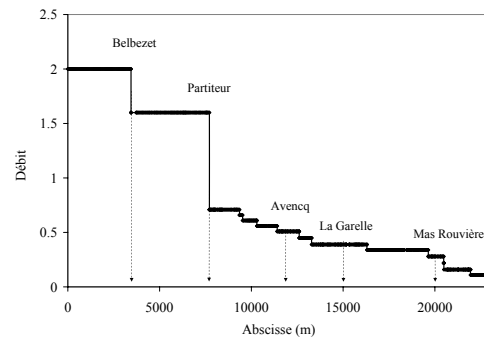
Les études hydrobiologiques ont mis en évidence une adaptation des peuplements benthiques aux vitesses du courant (Biggs *et al.*, 1998; Abe *et al.*, 2000; Battin *et al.*, 2003). L'analyse des régimes hydrauliques de vitesse dans les sites étudiés nous amène donc à supposer que le gradient de vitesse amont-aval se répercutera sur le peuplement d'algues épilithiques et que ces peuplements vont varier avec les saisons, non seulement en lien avec la saisonnalité climatique mais avec la typologie saisonnières de l'activité du canal. Par ailleurs, cette hypothèse relative à la variabilité amont-aval des peuplements est renforcée par les effets de compétition qui peuvent apparaître entre les espèces algales, ou avec d'autres espèces végétales (macrophytes). La quantité de substrat et de nutriments disponibles dans le canal est limitée, ceci est donc susceptible de susciter des effets de compétition (Welch *et al.*, 1989; Azim *et al.*, 2005). Ces hypothèses nous ont amené à caractériser les conditions trophiques (analyses physico-chimiques) et la diversité du peuplement végétal le long des canaux.

## 2.4 Cartographies des développements algaux et macrophytiques

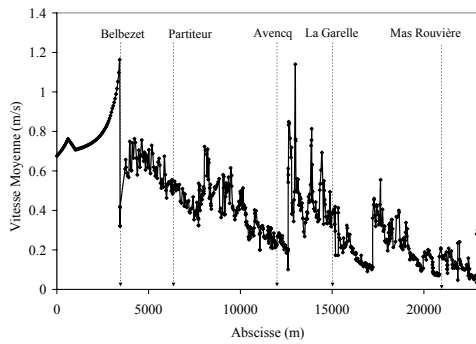
Nous avons donc mené des campagnes de cartographies pour décrire qualitativement et semi quantitativement la colonisation des branches étudiées. Des mesures quantitatives de biomasses ont été faites ponctuellement sur les stations de mesures des débits. Ce type de cartographie permet d'avoir une vision continue du développement de la couverture végétale. Elle permet aussi de décrire le développement des végétaux non algaux : les macrophytes. Ces végétaux supérieurs



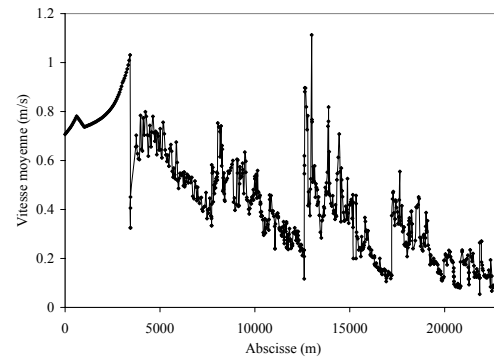
(a) Printemps, Débit



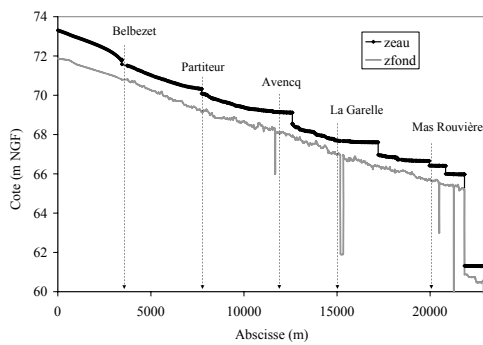
(b) Eté, Débit



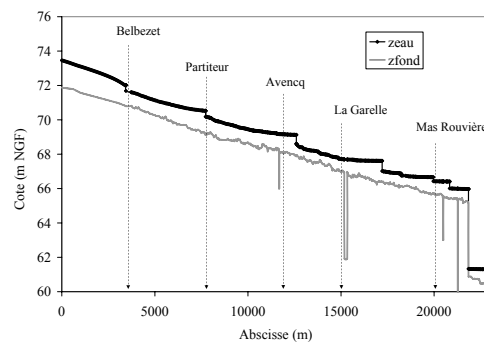
(c) Printemps, Vitesse



(d) Eté, Vitesse

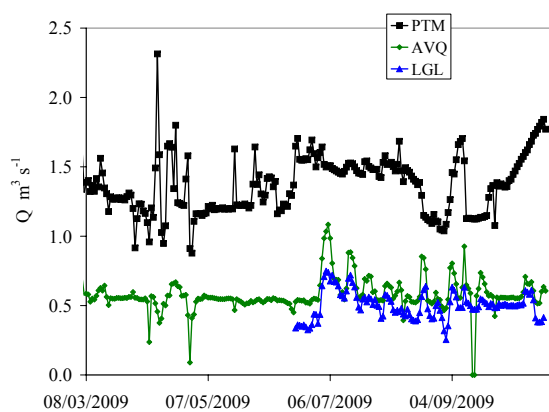


(e) Printemps, Cote

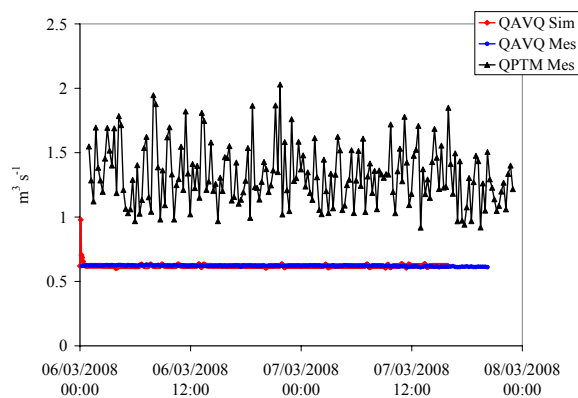


(f) Eté, Cote

FIGURE 2.9 – Profil en long des conditions hydrauliques sur le Tronc Commun et la Rive Droite du canal de Gignac, typologie saisonnière.



(a) Débits enregistrés sur l'année 2009 aux stations du Partiteur (PTM : 8km), de l'Avencq (AVQ : 12.8km) et de La Garelle (LGL : 18 km).



(b) Débits aval simulés avec le logiciel SIC et mesurés (station Avencq) sur plusieurs jours, reconstitution des prélèvements sous l'hypothèse de la constance des ouvertures de prises.

se caractérisent par un enracinement, et des tissus différenciés. Ils sont distincts des algues étudiées dans la thèse, qui sont formées d'individus unicellulaires microscopiques et indifférenciés. Toutefois, l'intérêt porté à ces développements végétaux se justifie par la compétition potentielle qu'ils représentent pour les algues du point de vue des nutriments disponibles et de l'ombrage qu'ils peuvent induire localement.

Sur le canal de Provence, ce type de reconnaissance est effectué régulièrement et chaque année dans le cadre du suivi de la qualité (Département Environnement, SCP). Les peuplements macrophytiques y apparaissent stables et essentiellement concentrés sur la branche Pourrières-Pourcieux en suivant un gradient positif de l'amont vers l'aval. Les espèces présentes sont des *Characées*, le *Potamogeton pectinatus*, le *Potamogeton fluitans* et le *Myriophyllum spicatum*. Ces développements de macrophytes sur la BPP ont un fort impact sur la performance du système car ils modifient considérablement la rugosité de la branche et gênent le passage de l'eau. Genthon (2007) montre en effet que le coefficient de Strickler, calé à  $75 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$  sur le canal neuf, chute à des valeurs comprises entre 40 et  $50 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$  en présence de ces végétaux.

Une première campagne similaire effectuée en 2007 par Wiedmer (2007) et Hong (2007), s'est concentrée sur des observations visuelles basées sur une grille de description qualitative. Dans la suite de ce travail, nous avons réalisé 2 campagnes en 2008 (mai et juillet) en collaboration avec S. Charpentier. Ces cartographies sont réalisées en longeant le canal et décrivant des stations repérées via un GPS. La description de la station s'effectue en identifiant tout d'abord les macrophytes présents et leur pourcentage de recouvrement du substrat. La station est aussi caractérisée par le pourcentage de recouvrement par des algues filamenteuses et la longueur moyenne des filaments, ainsi que le pourcentage de recouvrement par du biofilm et son épaisseur moyenne. On évalue enfin le pourcentage de recouvrement par des Bryophytes (mousses). Le modèle des fiches descriptives utilisées lors de cette cartographie est présenté en annexe 1.

Les espèces de macrophytes présentes sur le canal de Gignac sont proches de celles du canal de Provence : *Potamogeton pectinatus* et *fluitans*, des développements de *Myriophyllum sp.* apparaissent au fur et à mesure que l'on descend vers l'aval du canal. On observe également des Renoncules sur tout le réseau, et des Bryophytes essentiellement sur le tronc commun. Les algues se développent suivant un gradient positif de l'amont vers l'aval. On remarque aussi visuellement les successions algales habituelles : au mois de mai, les algues brunes sont dominantes, elles appartiennent en majorité au groupe des Diatomées, et forment de petites colonies filamenteuses (Fig. 2.12 a.). Au mois de Juillet, on note l'apparition des développements de Cyanobactéries de type Nostoc (voir Fig. 2.12 b.), et l'intensification de la part d'algues vertes, appartenant au groupe des Chlorophytes, et pouvant former des colonies de très longs filaments (jusqu'à plusieurs mètres pour la station de La Garelle au mois de juin : Fig. 2.12 c et d.). Les Macrophytes sont globalement présents sur la partie amont (Tronc commun), notamment les Renoncules (Fig. 2.11), leur densité de population diminue ensuite sur la rive droite et réaugmente à partir de la commune de Saint André de Sangonis, environ 18 km à l'aval de la prise. Le développement de toutes ces formes végétales augmente entre mai et juillet, en cohérence avec les modifications climatiques d'ensoleillement. L'annexe 1 présente les cartes obtenues suite à ces 2 campagnes. La figure 2.11 illustre les développements des diverses espèces de macrophytes citées précédemment.

La branche de Pourrières Pourcieux, la partie Tronc Commun et la partie aval du canal de Gignac sont les zones présentant les plus forts développements de macrophytes. Ceux-ci peuvent constituer un substrat pour certaines algues (épiphyton) mais aussi une compétition pour le développement d'algues (espace, nutriment et effet d'ombrage). Cette compétition se manifeste plutôt sur le canal de Gignac où on observe moins d'algues benthiques dans ces zones. Sur le canal de Provence, les herbiers de macrophytes, parfois de tailles très importantes, sont concentrés sur le radier, et étant donné la largeur de section du canal, on observe alors un développement important d'algues benthiques sur les berges de la BPP (voir Fig. 2.10). Les stations choisies apparaissent bien représentatives du canal du point de vue de la colonisation algale, notamment sur la canal de Gignac où l'espacement des stations permet de suivre la distribution amont-aval du développement algal.

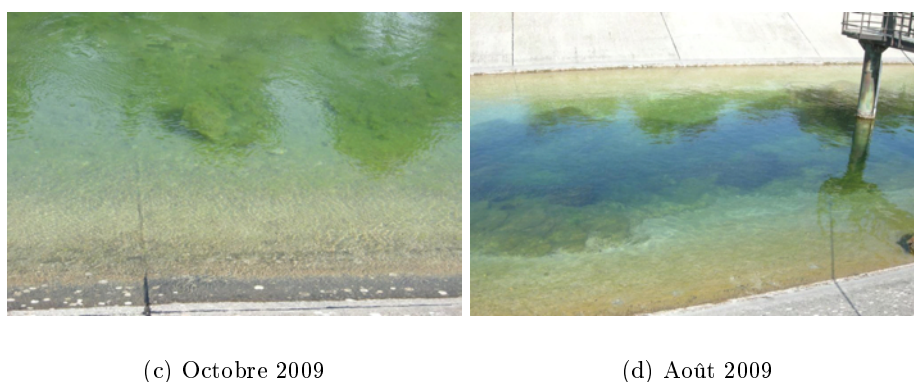


FIGURE 2.10 – Photographies de la colonisation sur la BPP : en octobre le radier est colonisé par des algues vertes, en août par des macrophytes, les algues vertes se concentrent alors plutôt sur les berges.

## 2.5 Campagnes de suivis biologiques et physico-chimiques

### 2.5.1 Protocoles de Mesures

Afin d'identifier et quantifier les développements algaux sur les sites, nous avons réalisé des campagnes de mesures in situ de manière saisonnière pour les années 2007 et 2008 et de manière mensuelle pour l'année 2009. Lors de ces campagnes, une série de mesures physico-chimiques est réalisée, ces facteurs étant déterminants pour le développements des algues. Les paramètres température, conductivité, concentration et saturation en oxygène dissous, pH sont mesurés in situ à l'aide d'une sonde multiparamètres (WTW Multiline P4) ainsi que la turbidité à l'aide d'un turbidimètre de terrain (Hach Lange 21000P ISO). Ces mesures sont complétées par des analyses en laboratoire effectuées sur 3L d'eau prélevée in situ, au centre du canal et en subsurface. Parmi ces analyses, sont notamment déterminées les concentrations en ammonium, nitrates, nitrites, phosphates, silicates, matières en suspension (MES); et chlorophylle a (à partir de 2008). Ces analyses sont normalisées (cf. annexe 2) et réalisées au Laboratoire d'Analyse des Terres et



(a) *Potamogeton pectinatus*, Gignac, Partiteur



(b) *Potamogeton pectinatus*, Gignac, Partiteur



(c) *Myriophyllum* sp., Gignac, Mas Rouvière



(d) Renoncule, Gignac, Partiteur

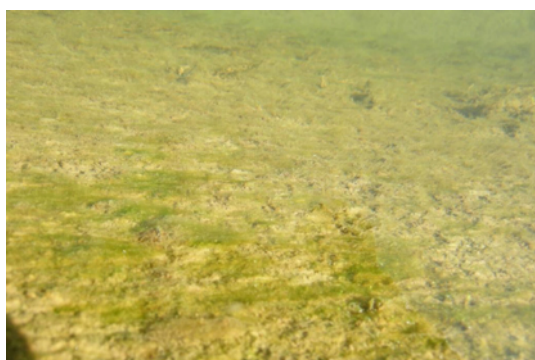
FIGURE 2.11 – Photographies des principaux macrophytes identifiés sur les canaux d'étude, cartographie du 21-23 juillet 2008, Gignac.



(a) Diatomées, Gignac, Avencq



(b) Cyanobactéries, Gignac, Avencq



(c) Chlorophytes, Gignac, Partiteur



(d) Chlorophytes, Gignac, La Garelle

FIGURE 2.12 – Photographies de substrats colonisés par des algues sur les canaux d'étude.

des Eaux (LATE). La chlorophylle a est déterminée par spectrophotométrie selon le protocole de Lorenzen (1967). Des prélèvements d'épilithon (algues fixées) ont été effectués par S. Charpentier sur les berges à environ 30 cm sous la surface de l'eau. Le préleveur conçu à cet effet (voir Fig. 2.13 a et b) permet de récolter la couverture fixée sur un carré de 10x10 cm (voir Fig. 2.13 c). Chaque prélèvement est tripliqué. Ces échantillons sont poolés et homogénéisés afin d'intégrer la variabilité spatiale locale de la station, puis sous échantillonnés pour trois types d'analyses : la quantification de la masse sèche sans cendre ou Ash Free Dry Mass (AFDM), la quantité de chlorophylle a (chl.a) et la détermination et le comptage des espèces cellulaires sous microscope Olympus 1X70. Un sous-échantillon est filtré sur fibre de verre GF/C puis séché à 100°C pendant 24h pour déterminer le poids sec (DM). Il est ensuite mis à l'étuve à 450°C pendant 4h puis pesé à nouveau pour déterminer le poids de cendres correspondant à la masse minérale (MM). L'AFDM est déterminée par différence entre le poids sec et le poids de cendres (AFDM=DM-MM). La chlorophylle a est déterminée après filtration (GF/C Wathman 0.45  $\mu\text{m}$ ) et extraction dans l'acétone (méthode de Lorenzen (1967)). Les densités optiques sont lues à 750 et 665 nm au spectrophotomètre (Shimadzu UV Pharma spec. 1700), avant et après acidification afin de calculer la quantité de chl.a active et le pourcentage de cellules sénéscentes (Phéopigments). Ces deux indicateurs combinés donnent une information quantitative sur la biomasse algale puisque l'AFDM est la quantité de matière organique (algues et hétérotrophes) alors que la chl.a donne une information sur la biomasse chlorophyllienne dans la communauté benthique. Les protocoles de détermination de la chlorophylle a et de l'AFDM sont détaillés en annexe 3. Un sous-échantillon d'eau prélevée est utilisé pour déterminer et dénombrer les espèces cellulaires algales en dérive dans la colonne d'eau. Les campagnes de mesures saisonnières sont effectuées sur 7 stations sur le canal de Provence et 6 sur le canal de Gignac. Pour les mesures mensuelles, 4 stations sont retenues sur la SCP et 4 sur le canal de Gignac. Ces campagnes intègrent la variabilité spatio-temporelle inter et intra-annuelle des peuplements et leur spécificité puisque les 2 canaux sont suivis en parallèle. Le calendrier des prélèvements est synthétisé en annexe 2.

### 2.5.2 Des eaux oligotrophiques

Les eaux de l'Hérault et du Verdon peuvent être qualifiées de très bonnes à bonnes au regard des paramètres étudiés ; l'eau du Verdon notamment se classe dans la catégorie A1 (Annexe II de l'arrêté du 11 Janvier 2007 relatif aux limites et aux références de qualité des eaux brutes et destinées à la consommation humaine). Leur composition est peu variable d'amont en aval et stable aux échelles inter et intra annuelles. Les caractéristiques de l'eau sont les mêmes entre les stations au niveau des prises d'eau (sur le fleuve) et celles situées au sein du canal. Quelques variations exceptionnelles apparaissent et s'expliquent finalement par des événements ponctuels exceptionnels. Par exemple, les niveaux de turbidité très bas (de l'ordre de quelques Nephelometric Turbidity Unit ou NTU) présentent quelques pics liés à des événements climatiques entraînant un ruissellement dans le canal. Les concentrations en ammonium, nitrates, nitrites, phosphates et silices sont en général en-dessous ou proches des limites de détection associées aux méthodes d'analyses normalisées. Le tableau 2.2 résume les gammes de valeurs des principaux



(a) Préleveur pour épilithon



(b) Préleveur pour épilithon (zoom)



(c) Prélèvements de l'épilithon par S. Charpentier



(d) Zone prélevée

FIGURE 2.13 – Photographies du matériel et déroulement d'un prélèvement d'épilithon in situ.

paramètres de qualité pour chacun des canaux. Les figures 2.14, 2.15, 2.16 et 2.17 résument les principaux résultats obtenus pour chacune des campagnes, les autres paramètres mesurés sont disponibles en annexe 2. Les eaux circulant dans les deux systèmes étudiés peuvent être qualifiées d'oligotrophiques et ne sont donc pas a priori favorables au développement d'algues. Les nutriments sont donc potentiellement limitants pour la croissance algale. Le paramètre le plus variable est la température de l'eau qui subit des variations intra-journalières et saisonnières liées directement au rythme d'ensoleillement. On observe également un réchauffement de l'eau de l'amont vers l'aval. Les eaux du canal de Provence sont plus froides que celles du canal de Gignac, ceci notamment en raison de l'approvisionnement du Verdon qui est pluvio-nival et de la plus forte fréquence des passages en galeries et souterrains. Les milieux étudiés sont de bonne qualité, tout comme les fleuves qui les alimentent. Les conditions nutritives et physico-chimiques sont donc oligotrophiques. Dans les cas d'eutrophisation, les stratégies de limitation du développement algal consistent en général à identifier la source de pollution et de la limiter afin de réduire la quantité de nutriments disponibles. Les situations problématiques pour la gestion se posent ici bien avant le stade d'eutrophisation et ne sont pas en relation avec un excès de nutriments. Les marges de manœuvres sur la réduction des nutriments pour limiter le développement algal sont ici limitées.

### 2.5.3 Variabilité spatiale et temporelle de la biomasse

Les prélèvements de biomasse montrent une variabilité quantitative de la couverture algale dans le temps et dans l'espace (*cf.* Figs. 2.18 et 2.19). L'hétérogénéité saisonnière semble plus marquée sur le réseau de Gignac où le chômage hivernal est susceptible de retarder et modifier les successions algales. Les campagnes du canal de Gignac montrent une légère tendance à l'augmentation de biomasse vers l'aval, qui peut s'expliquer par la diminution des vitesses du courant vers l'aval, en raison des faibles débits. On retrouve ce gradient amont-aval sur la BPP du canal de Provence, lors de la colonisation estivale. La station de Boutre ne présente pas de développements algaux importants, cette station située tout à l'amont du réseau présente en effet des débits très importants et peu de variabilité des niveaux d'eau, ce qui se traduit par des vitesses relativement importantes (autour de 0.1-0.2 m s<sup>-1</sup>). La BMN se caractérise également par des développements algaux assez modérés, cette modération pouvant être la conséquence des fluctuations hydrauliques assez fortes sur cette branche. Les facteurs physico-chimiques sont stables, la variabilité des développements algaux apparaît donc liée principalement au facteur hydrodynamique. Les conditions physico-chimiques influencent toutefois le rythme saisonnier des communautés algales, avec une diminution de biomasse à l'automne. Les algues en dérive suivent également un rythme saisonnier, avec un pic de densité (ici au sens de concentration) cellulaire à l'automne pour le canal de Provence et en été pour le canal de Gignac (données 2008). La couverture algale représente globalement une biomasse de l'ordre de quelques mg à 50-60 mg par m<sup>2</sup> pour la chl. a et quelques g à 40 g par m<sup>2</sup> pour l'AFDM (Figs. 2.18 et 2.19). Les déterminations d'espèces montrent qu'on retrouve une dominance des trois groupes Diatomées, Cyanobactéries et Chlorophytes. Les types architecturaux dominants sont soit les formes filamenteuses (Figassons,

SCP), soit des formes coloniales (Avencq, canal Gignac). Les unicellulaires sont généralement la deuxième forme architecturale la plus importante. Les stades de colonisation étant achevés au moment des prélèvements, on peut supposer que ces structures architecturales sont adaptées aux conditions hydrodynamiques et nutritives locales. Les morphologies adoptées sont un compromis entre l'exposition des colonies à la force du courant et l'extension de la surface de prélèvement des nutriments (Acs et Kiss, 1993; Biggs et Thomsen, 1995; Abe *et al.*, 2000; Battin *et al.*, 2003).

#### 2.5.4 Variabilité spatiale et temporelle de la composition de l'épilithon

Les peuplements algaux benthiques qui se développent dans les deux systèmes sont assez proches des peuplements rencontrés en milieu naturel et sont constitués d'un pool d'espèces relativement stable dans le temps (rapport intermédiaire du projet, Belaud *et al.* (2008)). On retrouve au sein des peuplements une base d'espèces commune à toutes les stations et en toutes saisons, parmi lesquelles de nombreuses espèces sont indicatrices d'un milieu de bonne qualité. La grande quantité des taxons rencontrés (entre 100 et 150) et la variabilité spatiale de leur distribution nous fait préférer des descripteurs globaux (AFDM et chl.a) pour la suite du travail. On suppose donc que dans une première approche, le compartiment benthique pourra être représenté par une unique population d'algues globale, celle-ci pouvant être subdivisée par la suite en sous-classes correspondant aux grands groupes algaux (Diatomées, Cyanobactéries, Chlorophytes).

TABLEAU 2.2 – Gammes de valeurs des principaux paramètres de qualité étudiés lors des campagnes de mesures sur les canaux de Gignac et de Provence, compilation des années 2007, 2008 et 2009.

Variable	Unité	Gignac	Gignac	SCP	SCP
		gamme moyenne	maximum	gamme moyenne	maximum
Ammonium	mg l <sup>-1</sup>	≤ 0.02-0.04	0.10	≤ 0.02-0.05	0.07
Nitrates	mg l <sup>-1</sup>	≤ 0.05-1.5	6.0	≤ 0.05-1.20	1.3
Nitrites	mg l <sup>-1</sup>	≤ 0.01-0.03	0.04	≤ 0.01-0.02	0.06
Ortho-phosphates	mg l <sup>-1</sup>	≤ 0.01-0.07	0.14	≤ 0.01-0.04	0.18
Silicates solubles	mg l <sup>-1</sup>	≤ 0.10-2.2	0.3	1.2-2.3	2.3
pH	unité pH	7.0-8.2	8.6	7.9-8.3	8.3
Température	° C	12.1-28.9	28.9	6.9-20.4	20.4
Turbidité	NTU	1.1-4	18	0.6-5	8.0
chlorophylle a totale	µg l <sup>-1</sup>	0.56-1.8	6.55	0.53-2.05	2.05

## 2.6 Etude d'une rigole secondaire : adaptation des architectures de peuplements algaux aux conditions de vitesses

Une étude est réalisée en avril 2008, sur une rigole secondaire située en tête de rive gauche, sur le canal de Gignac (juste à l'aval de la station Partiteur, Fig. 2.1). Cette rigole de 60 m de long présente 3 zones hydrauliques assez différentes, caractérisées par une couverture algale différente à l'œil nu (voir Fig. 2.20). Dans la zone amont, caractérisée par une forte pente, l'écoulement est torrentiel. Ce tronçon est plutôt peuplé de Bryophytes dont l'adhésion au substrat bétonné

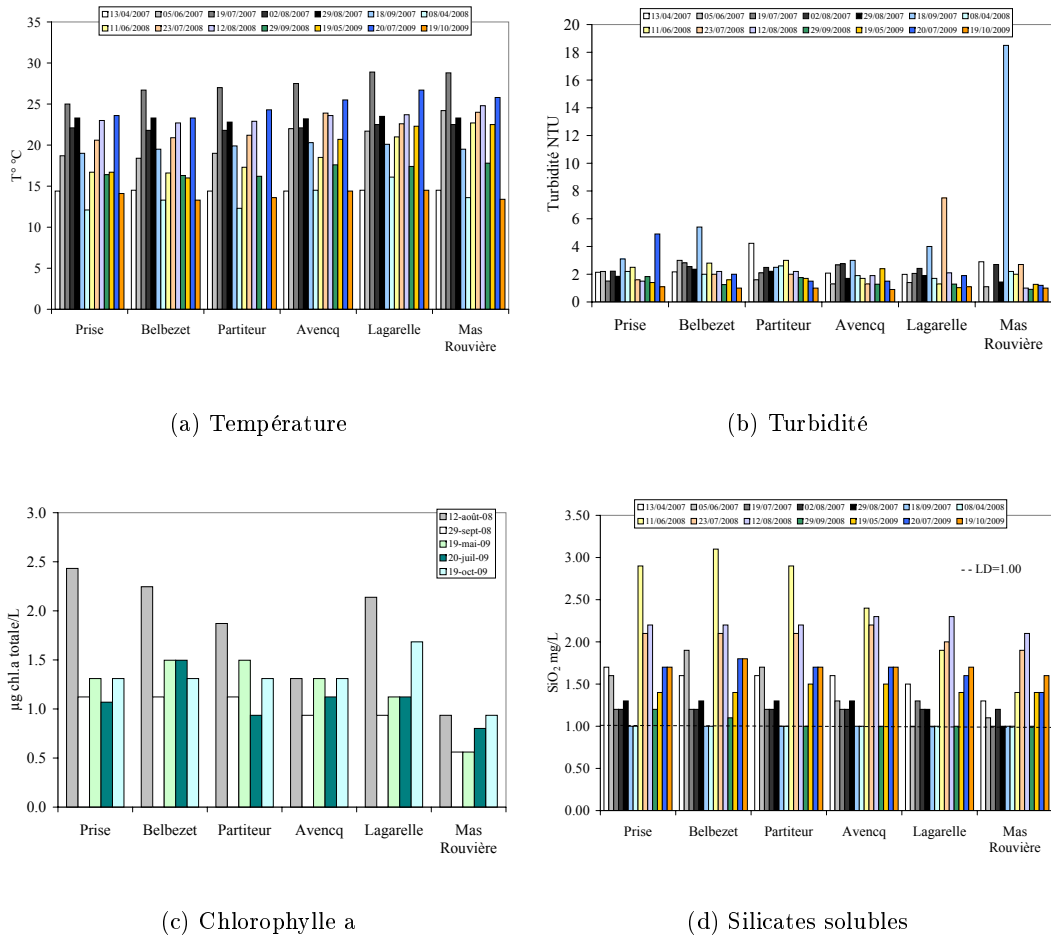


FIGURE 2.14 – Résultats des analyses physico-chimiques sur le canal de Gignac pour les différentes campagnes (1). La limite de détection est précisée par une droite.

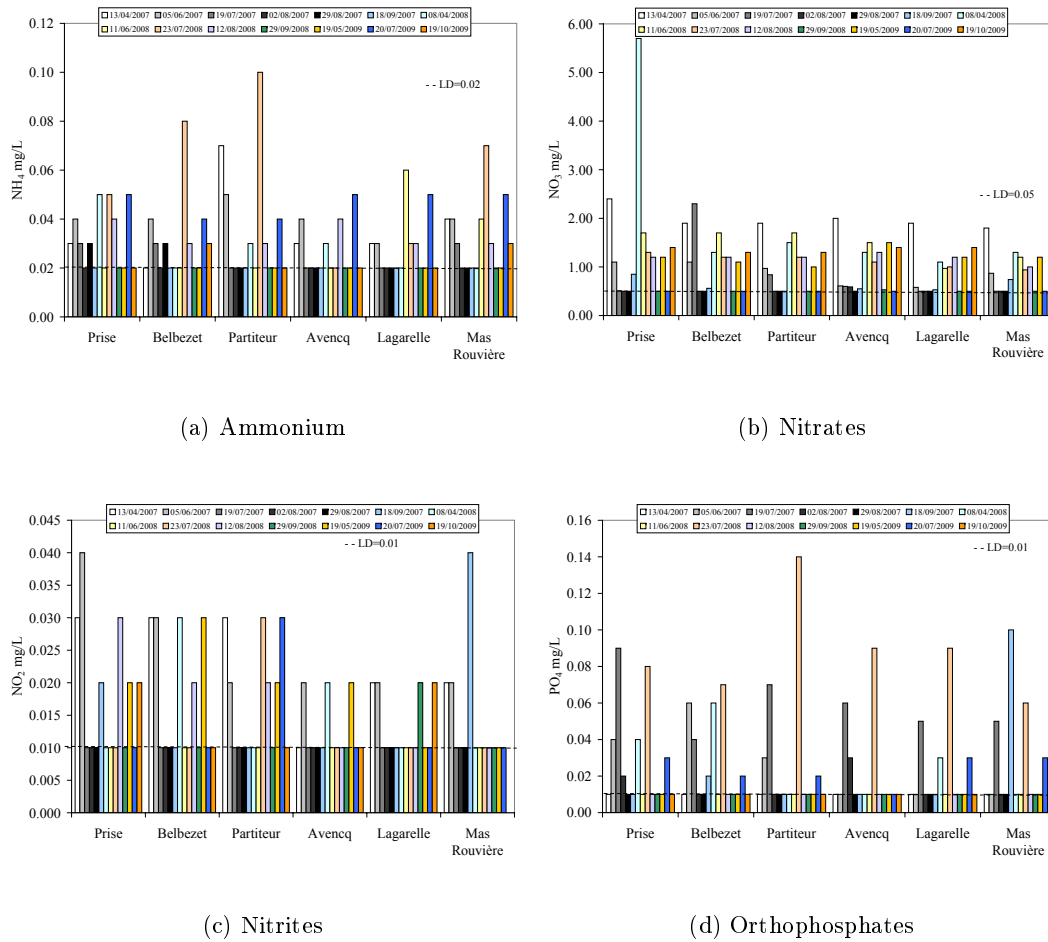


FIGURE 2.15 – Résultats des analyses physico-chimiques sur le canal de Gignac pour les différentes campagnes (2). La limite de détection est précisée par une droite.

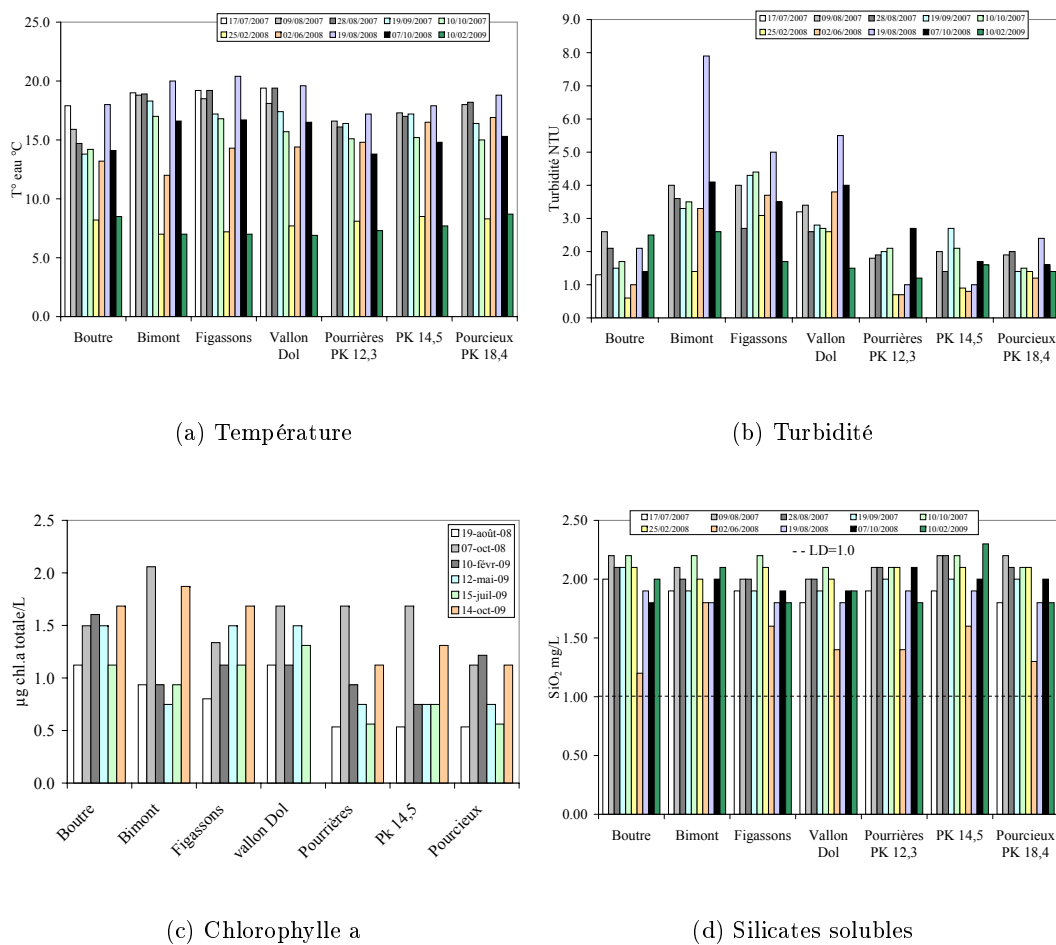


FIGURE 2.16 – Résultats des analyses physico-chimiques sur le canal de Provence pour les différentes campagnes (1). *La limite de détection est précisée par une droite.*

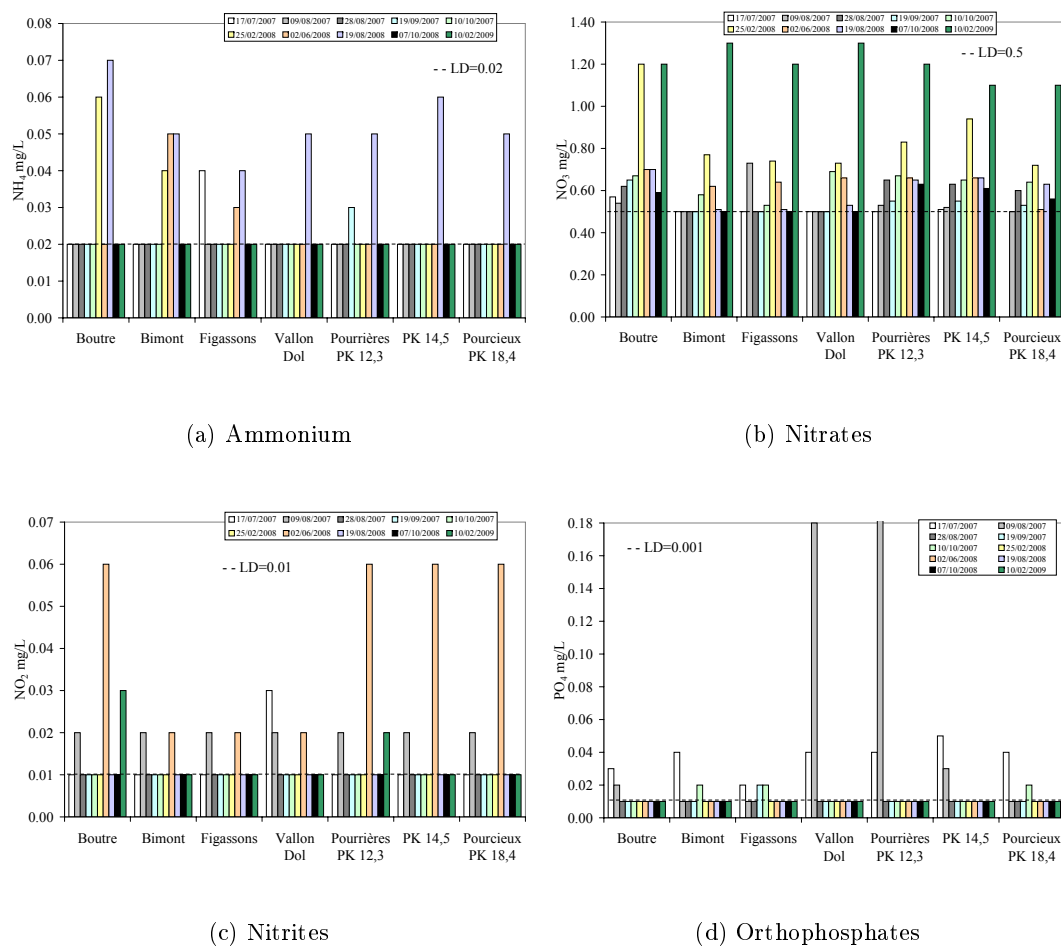


FIGURE 2.17 – Résultats des analyses physico-chimiques sur le canal de Provence pour les différentes campagnes (2). La limite de détection est précisée par une droite.

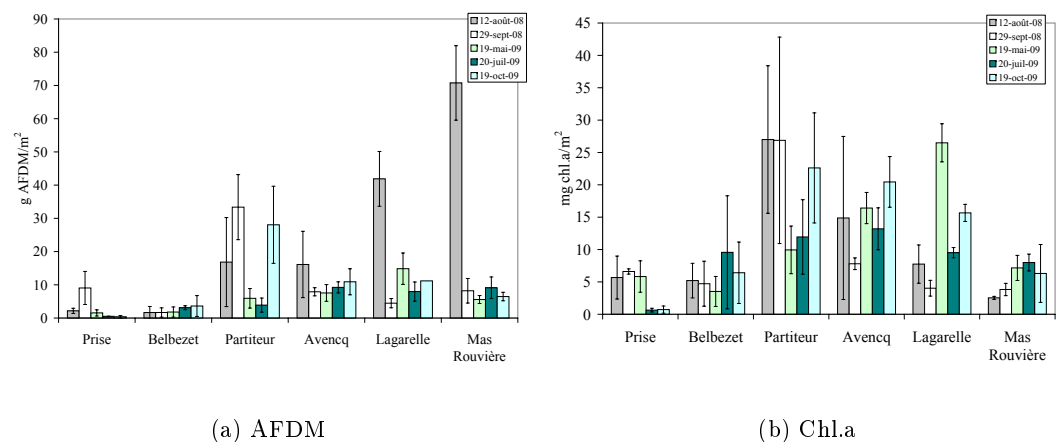


FIGURE 2.18 – Biomasses épilithiques pour différentes campagnes sur le canal de Gignac

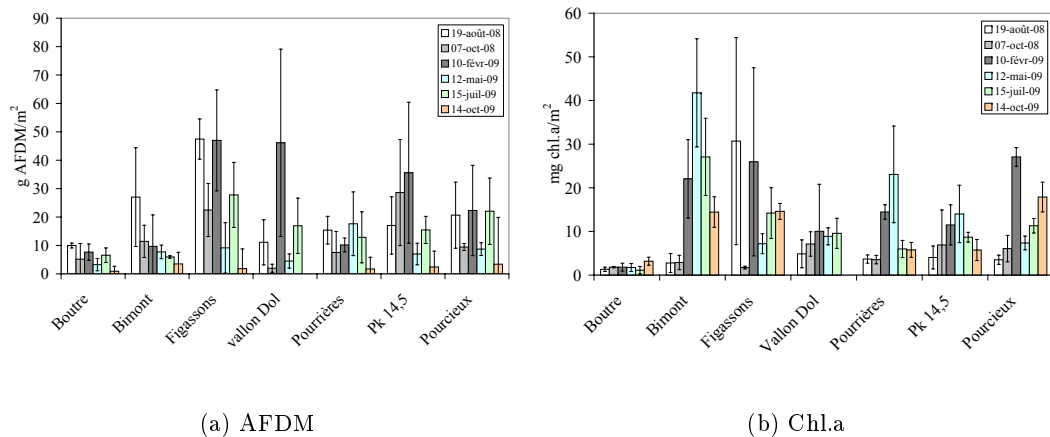


FIGURE 2.19 – Biomasses épilithiques pour différentes campagnes sur le canal de Provence

est forte. La zone intermédiaire, où l'écoulement est fluvial comme dans la plupart des canaux, présente un développement d'algues filamenteuses de petite longueur. La zone aval, également fluviale, est également colonisée par des filaments d'algues, de longueur plus importante. Le débit est mesuré par un jaugeage au courantomètre (OTT Nautilus C2000). La hauteur d'eau est mesurée au régllet en plusieurs abscisses le long de la rigole afin de déterminer les variables hydrauliques 1D sur toute la rigole (tableau 2.3) et de délimiter les 3 zones. La longueur des filaments est mesurée au régllet, afin de classifier les populations algales de chacune des zones. Les résultats de cette classification sont donnés en figure 3.1 a, et montrent en effet une augmentation de la longueur des filaments algaux lorsque la vitesse diminue de l'amont vers l'aval. Ces observations sont cohérentes avec des études hydrobiologiques sur d'autres milieux qui montrent une adéquation entre la structure morphologique de la colonie et les conditions hydrauliques moyennes du milieu (Ghosh et Gaur, 1998). La longueur des filaments des colonies algales qui se développent semble donc inversement liée à la vitesse moyenne du courant (Fig. 3.1 b).

TABLEAU 2.3 – Résultats des jaugeages effectués sur la rigole secondaire.  $X$  est la distance en m de la section jaugeée depuis l'amont de la rigole. Les mesures sont faites sur 5 verticales et 6 horizontales. Etat initial : débit  $Q_0 = 0.022 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$

variable	$X1 = 0m$	$X2 = 2m$	$X3 = 15m$	$X4 = 23m$	$X5 = 33m$	$X6 = 50m$	$X7 = 58m$
$h$ hauteur d'eau (mm)	89	94	78	94	149	169	150
$U$ vitesse ( $\text{cm s}^{-1}$ )	54	50	49	40	21	18	23

## 2.7 Synthèse

A travers les campagnes de mesures saisonnières et mensuelles, les principaux facteurs déterminant le développement des populations algales des deux systèmes étudiés ont été identifiées.

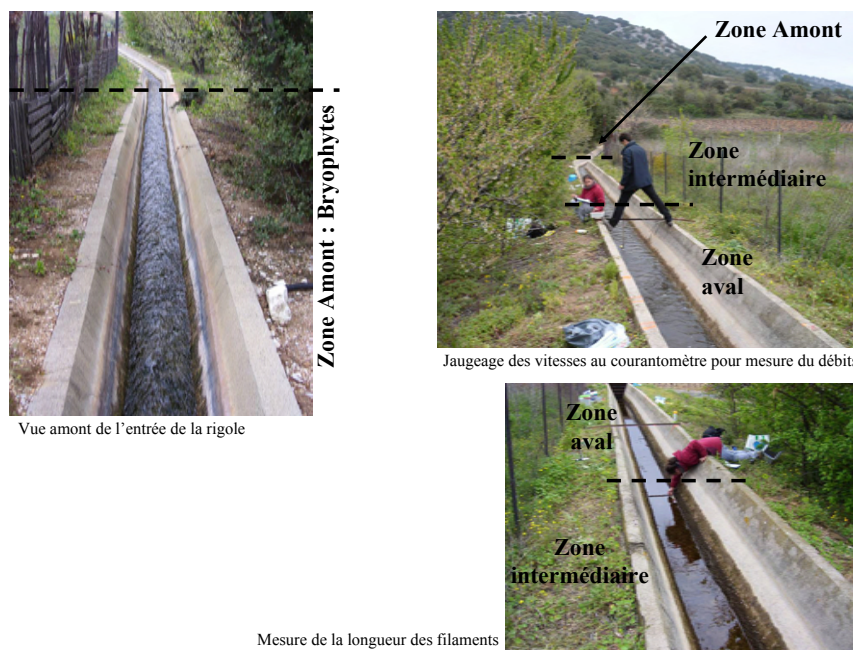
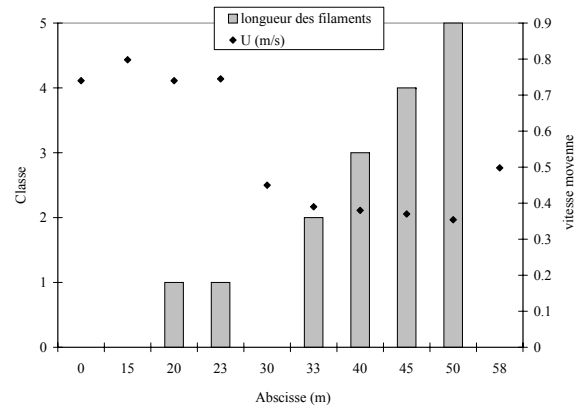


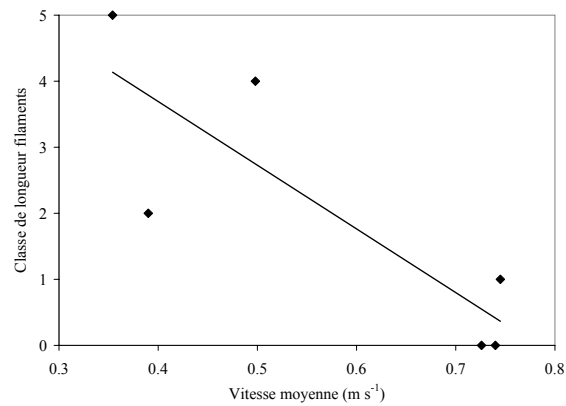
FIGURE 2.20 – Photographies de la rigole secondaire et des trois zones identifiées.

Les eaux du Verdon et de l'Hérault sont oligotrophes et de qualité stable dans le temps, **les nutriments constituent donc un facteur potentiellement limitant pour la croissance algale**. Les canaux alimentés par ces fleuves présentent donc une eau de composition similaire, et des cycles d'ensoleillement et de température classiques pour des systèmes en milieu méditerranéen (comparaison des stations sur les prises et sur le canal). Du point de vue des régimes hydrauliques, ces canaux méditerranéens sont marqués une saisonnalité liée à l'activité de service d'eau. L'amplitude de ces fluctuations est toutefois moins importante que dans les milieux naturels caractérisés par le même type de climat, où la brutalité des épisodes pluvieux et les fortes sécheresses induisent des perturbations très fortes pour les écosystèmes (Gasith et Resh, 1999; Tornès et Sabater, 2010). Quelques gradients physico-chimiques peuvent être observés de l'amont vers l'aval, notamment le réchauffement de la température de l'eau, voire parfois un épuisement des nitrates (BPP et Gignac au début de l'été). Les concentrations en nutriments azotés et phosphorés sont globalement très faibles sur les deux sites (à la limite de la détection) et ne permettent pas d'expliquer la distribution spatiale des développements algaux. Ces développements présentent en effet une variabilité saisonnière liée aux conditions climatiques, et **un gradient amont aval ou une hétérogénéité spatiale qui semble liée aux conditions hydrodynamiques**, comme l'ont montré d'autres travaux sur des milieux naturels (Ghosh et Gaur, 1998; Okada et Watanabe, 2002). L'accumulation de biomasse est d'autant plus importante que le régime hydraulique est stable et lent. Les communautés algales présentent **une base d'espèces communes aux différentes stations et stables dans le temps**.

Ce premier travail de caractérisation des peuplements algaux met en lumière la sensibilité des algues aux conditions hydrauliques et une faible marge de manœuvre sur les paramètres physico-chimiques du milieu. Les analyses montrent qu'il n'y a pas d'excès de la charge nutritive azotée



(a) Vitesse moyenne en  $\text{m s}^{-1}$  et Classes de longueur de filaments en fonction de l'amont de la rigole secondaire,  $Q = 0.022 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$



(b) Longueur des filaments en fonction de la vitesse moyenne

FIGURE 2.21 – Définition des Classes, 0 : biofilm de 0.5 cm d'épaisseur ; 1 : 1 à 2 cm de long ; 2 : 2 à 3 cm ; 3 : 3 à 4 cm ; 4 : 4 à 6 cm ; 5 : 6 à 7 cm.

et phosphorée qui pourrait être réduite pour limiter les développements algaux. De plus, les réseaux de canaux constituent en général un linéaire assez important (plusieurs dizaines de km), ce qui limite également les possibilités de réduire l'ensoleillement. Ainsi la piste que nous privilégions pour l'élaboration de stratégies de gestion est basée sur la réalisation de perturbations hydrauliques afin de fragiliser les colonies fixées et de détacher une partie de la couverture algale. Ces perturbations liées à l'augmentation des conditions de courant sont appelées "chasses hydrauliques". Le deuxième volet de cette phase expérimentale sur sites réels étudie la réponse des peuplements algaux à des telles perturbations hydrauliques. Des chasses expérimentales sont donc effectuées sur chacun des sites et à différentes périodes.



## Chapitre 3

# Expérimentations de chasses hydrauliques pour la gestion des développements algaux benthiques

La caractérisation des sites laisse supposer un lien entre conditions hydrauliques et la biomasse algale benthique, en particulier du fait du détachement algal. Dans les systèmes étudiés qui ont la particularité d'être régulés, ce facteur environnemental est celui sur lequel on dispose de la plus grande marge de manœuvre, la physico-chimie et les conditions climatiques étant peu contrôlables. On cherche donc à mettre au point une stratégie de contrôle hydraulique du développement de la couverture algale dans ces systèmes. La stratégie étudiée consiste à limiter la biomasse en en détachant régulièrement une partie. Ces méthodes de gestion ont été expérimentées sur le canal de Provence en 2004-2005 (voir chap.1 section 1.2.3) et généralisées au cours de la thèse.

### 3.1 Etat de l'art et objectifs

Les chasses hydrauliques constituent une méthode de gestion déjà largement éprouvée dans les réseaux de drainage et d'assainissement pour le curage des dépôts de sédiments (Pisano *et al.*, 2003; Yu et Tan, 2006; Creaco et Bertrand-Krajewski, 2009). Ces chasses peuvent aussi fournir des stratégies de lutte contre des problèmes d'eutrophisation en milieux stagnants ou lents (Maier *et al.*, 2001; Hancock et Boulton, 2005; Yin *et al.*, 2007; Chung *et al.*, 2008; Roelke *et al.*, 2010). Quelques études s'intéressent aussi à ce type de stratégies pour la gestion des développements de macrophytes ou de la zone riparienne (Downes *et al.*, 2003; Leu *et al.*, 2008; Batalla et Vericat, 2009). Les chasses peuvent aussi s'apparenter aux lâchures, étudiées en milieu naturel comme une stratégie pour recréer la dynamique naturelle du transport solide à l'aval des barrages hydroélectriques (Kondolf *et al.*, 1987; Wilcock *et al.*, 1996; Robinson *et al.*, 2004).

Ces lâchures s'apparentent fortement aux crues naturelles qui façonnent le cours d'eau et son écosystème et dont la propagation est stoppée par l'ouvrage hydraulique. Dans ce type d'application les chasses se rapprochent donc plus de perturbations dont l'intensité est considérable et dont les

impacts sur l'écosystème sont forts : l'arrachement des peuplements benthiques est presque total. Sur l'Hérault par exemple, le débit moyen mensuel est autour de  $80 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  de janvier à février, les plus fortes crues enregistrées atteignent des maxima autour de  $1320\text{-}1400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (à Agde, données banque Hydro). Le principe des chasses hydrauliques que l'on cherche à développer est de détacher partiellement la biomasse algale fixée, de manière à limiter la longueur des filaments. Ce détachement partiel doit permettre aussi de limiter la remise en suspension d'algues afin de respecter les niveaux de turbidité acceptables et ne pas induire un colmatage plus important par la chasse. Afin de tester la faisabilité des stratégies de gestion proposées, nous avons dimensionné et mis en œuvre une série de chasses expérimentales. Notre objectif est de proposer, affiner et formaliser un protocole en cohérence avec les contraintes de gestion, et d'en évaluer l'impact sur le compartiment algal en identifiant les processus impliqués lors de ces chasses hydrauliques.

### 3.2 Effets d'une chasse en rigole secondaire sur la longueur des filaments algaux

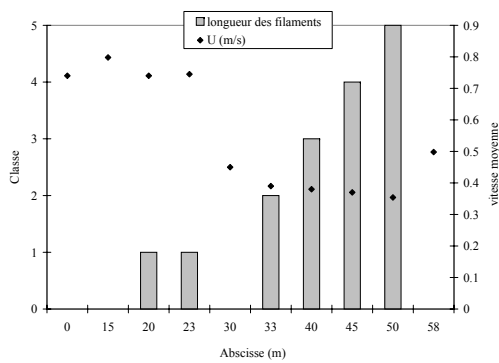
Une première chasse expérimentale a été réalisée sur la rigole secondaire présentée au chapitre 2 (voir section 2.6). L'observation de cette rigole avait mis en évidence des peuplements algaux dont la longueur de filaments évoluaient de manière inverse à la vitesse du courant. Trois zones hydrauliques différentes ont été identifiées et se caractérisent par trois types de peuplements algaux différenciables à l'œil nu. L'hypothèse de départ était donc que les peuplements adaptés à des conditions de vitesses différentes réagiraient de manière différente à une perturbation de ces conditions (Ghosh et Gaur, 1998, 1994; Abe *et al.*, 2000). Le débit initial était de  $22 \text{ l s}^{-1}$ . La chasse est réalisée par augmentation progressive de l'ouverture de la prise d'alimentation de la rigole, à  $57 \text{ l s}^{-1}$  pendant une heure, puis à  $84 \text{ l s}^{-1}$  pendant une heure également. Chaque augmentation de débit est mesurée par un nouveau jaugeage. Les hauteurs d'eau sont mesurées au réglet au niveau des 3 zones identifiées et pour chaque palier de débit. La longueur des filaments dans chaque zone est à nouveau mesurée au réglet. On associe les longueurs de filaments à des classes comme précédemment afin de suivre semi-quantitativement l'évolution de la longueur des filaments au cours de cette chasse. Les figures 3.1 montrent qu'en effet la longueur des filaments algaux diminue lorsque la vitesse augmente, et que les filaments semblent d'autant plus sensibles à la chasse qu'ils sont longs initialement.

Pour expliquer physiquement cette relation, il est intéressant de se rapporter aux processus élémentaires ayant lieu à l'échelle d'un filament algal. En considérant une population d'algues uniquement filamenteuses de longueur  $L_{fil}$ , le détachement d'une portion de filament apparaît lorsque la force exercée par le courant, notée  $F_{drag}$  est supérieure à la capacité de résistance du filament, notée  $F_{cr}$ . Asaeda et Son (2000) écrivent la force de trainée exercée sur un filament comme suit :

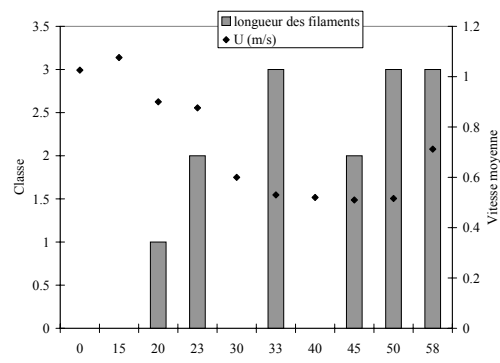
$$F_{drag} = \rho C_{drag} U^2 S_{fil}$$

avec  $S_{fil} = \pi d L_{fil}$ , la surface externe du filament et  $d$  son diamètre,  $\rho$  la masse volumique de l'eau,  $U$  la vitesse moyenne du courant au voisinage du filament et  $C_{drag}$  le coefficient de

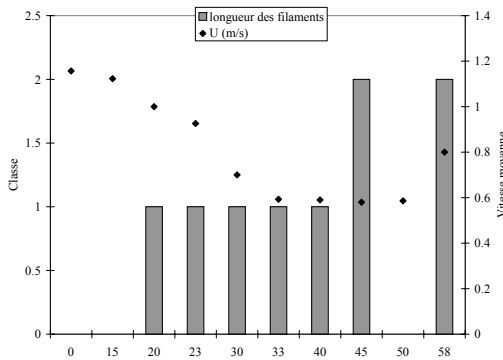
traînée. Le même type d'expression est proposé par Nikora *et al.* (1998a) dans leur analyse des interactions entre cette force de traînée et les filaments algaux. Ainsi le processus de détachement a lieu si  $F_{drag} = k_A U^2 L_{fil} \geq F_{cr}$  donc si  $L_{fil} \geq L_{max} = \frac{F_{cr}}{k_A U^2}$ . Cette relation semble vérifiée par l'évolution des classes de longueur en fonction de  $U^2$  (Fig. 3.1 d). Nous appliquons donc ensuite le même principe de réalisation des chasses sur les canaux principaux.



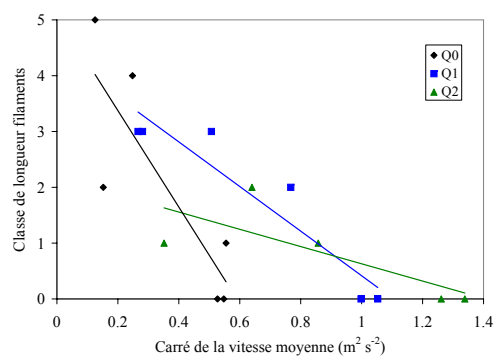
(a) Etat initial :  $Q_0 = 0.022 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$



(b) Après 1h à  $Q_1 = 0.057 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$



(c) Après 1h à  $Q_2 = 0.084 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$



(d) Longueur des filaments en fonction de la vitesse moyenne et approximations linéaires (droites)

FIGURE 3.1 – Evolution des classes de longueur de filaments et de la vitesse moyenne dans la rigole secondaire lors de la chasse du 07/04/2008. Définition des Classes, 0 : biofilm de 0.5 cm d'épaisseur ; 1 : 1 à 2 cm de long ; 2 : 2 à 3 cm ; 3 : 3 à 4 cm ; 4 : 4 à 6 cm ; 5 : 6 à 7 cm.

### 3.3 Protocole des chasses sur la Branche Marseille Nord du canal de Provence

#### 3.3.1 Réalisation des chasses hydrauliques

Nos expérimentations de chasses sur le canal de Provence sont menées exclusivement sur la BMN. Cette branche présente notamment l'intérêt d'éviter toute perte d'eau au cours d'une chasse, puisque la réserve de Vallon Dol à l'aval permet de stocker cette eau supplémentaire. De plus, la réserve de Bimont, à l'amont, contient toujours suffisamment d'eau pour réaliser une chasse. Les ouvrages de régulation permettent de maintenir un niveau quasi constant et de minimiser la perturbation du service d'eau sur la branche. Enfin, la portion est équipée de plusieurs stations de monitoring des conditions hydrauliques et de paramètres de qualité, notamment la turbidité qui s'avère un indicateur précieux pour le suivi des chasses. Les expérimentations préliminaires (section 1.2 chap. 1) prédéfinissent les modalités des chasses : elles sont effectuées par incrément du débit amont d' $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , pendant 6 heures de manière à propager la perturbation sur l'intégralité de la branche en prenant en compte l'atténuation du créneau de débit. Le principe des chasses réalisées sur cette branche est illustré en figure 3.2. Notons que cette manœuvre est réalisée simplement via le programme de régulation dynamique de la SCP en appliquant une consigne de débit au niveau de la station aval de Vallon Dol.

#### 3.3.2 Monitoring en continu des chasses

Les données archivées des capteurs en continu fournissent des données hydrauliques et de turbidité pour un suivi partiel de toutes les chasses réalisées sur cette branche par le gestionnaire (tous les 15-20 jours). La figure 3.3 illustre la dynamique hydraulique et la dynamique de la turbidité mesurées au cours d'une chasse. La figure a illustre le retard de propagation de la perturbation hydraulique de l'amont vers l'aval, tandis que la figure b montre que si la turbidité reste constante à l'amont (Bimont), la chasse induit un pic de turbidité bien lié donc à une remise en suspension de matière au sein du canal. Ce pic de turbidité contrairement au pic de débit ne s'atténue pas mais augmente de l'amont vers l'aval. Ceci suppose bien un enrichissement de l'eau en particules remises en suspension au fur et à mesure que la chasse se propage vers l'aval. Le tableau 3.1 reprend les retards caractéristiques des évolutions de débit et turbidité pour les différentes stations par rapport à l'initiation de la chasse. Le décalage des temps de la réponse au niveau de la turbidité est lié d'une part aux temps hydrauliques caractéristiques de :

- la propagation de l'onde de perturbation (retard du début de l'incrément de débit de l'amont à l'aval). L'augmentation de turbidité n'apparaît qu'après la propagation de cette onde.
- l'atténuation ou la diffusion hydraulique qui conduisent à retarder le pic de débit par rapport à la propagation des ondes.

D'autre part, à ces retards hydrauliques s'ajoute la dynamique des phénomènes liés au détachement d'algues : les variations de turbidité en chaque abscisse sont retardées par rapport aux variations hydrauliques du fait de la propagation de la matière qui se fait à la vitesse moyenne du courant et donc plus lentement que pour les ondes.

### 3.3.3 Suivi de la biomasse fixée et de la dérive

Afin de quantifier l'effet d'une chasse sur les compartiments algaux fixés et en dérive, nous avons participé en 2009 à deux opérations de chasses pour y associer un suivi expérimental approfondi au niveau de la station des Figassons (ou G5). La biomasse fixée y est prélevée avant et après la chasse, puis de manière hebdomadaire pendant les trois semaines qui suivent la chasse, selon le même protocole que pour les campagnes saisonnières. Un préleveur automatique est programmé pour prélever de petits volumes d'eau (200 ml) à petite fréquence durant la chasse (toutes les 10-15 min). Ces échantillons d'eau sont utilisés pour mesurer la dynamique de la turbidité et analyser la biomasse en dérive au cours de la chasse. Les échantillons prélevés sont poolés en se basant sur les mesures de turbidité afin d'avoir le volume minimal nécessaire à la quantification des autres paramètres. Sur les échantillons poolés on mesure : les MES, la chlorophylle a, et les concentrations en nutriments. Une partie des sous-échantillons sert également à la détermination et au dénombrement des cellules algales en dérive.

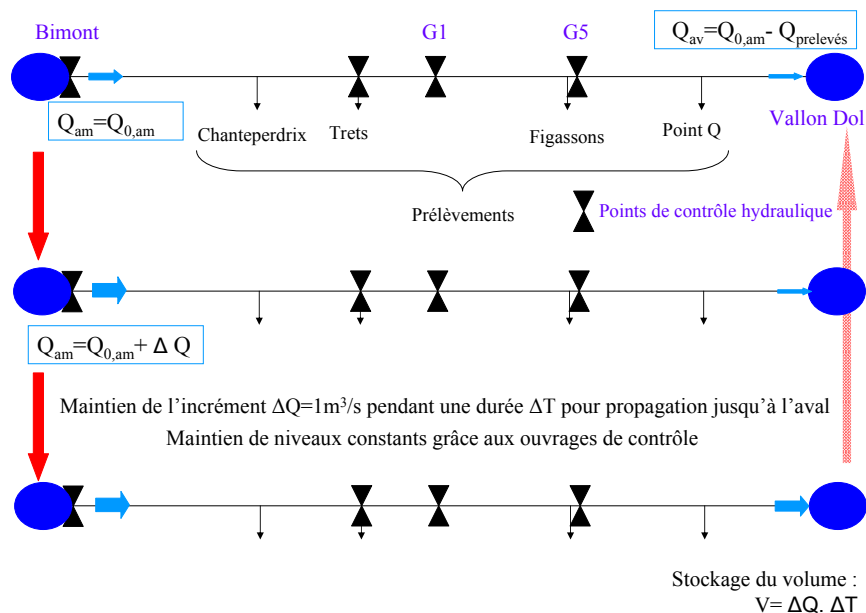


FIGURE 3.2 – Schéma du principe des chasses sur la BMN du canal de Provence

## 3.4 Protocole des chasses sur La Branche Tronc Commun - Avencq du canal de Gignac

La portion du canal de Gignac ciblée pour les expérimentations de chasse est celle située entre les stations de Belbezet et de l'Avencq. En 2007, un premier essai de chasse avait été effectué afin d'en évaluer la faisabilité technique et l'impact sur le service aux usagers (Hong, 2007). Dans le cadre de la thèse, nous avons affiné les protocoles de chasse en intégrant un ensemble de contraintes : une efficacité suffisante (maximisation de l'intensité de la chasse), l'évacuation des eaux turbides,

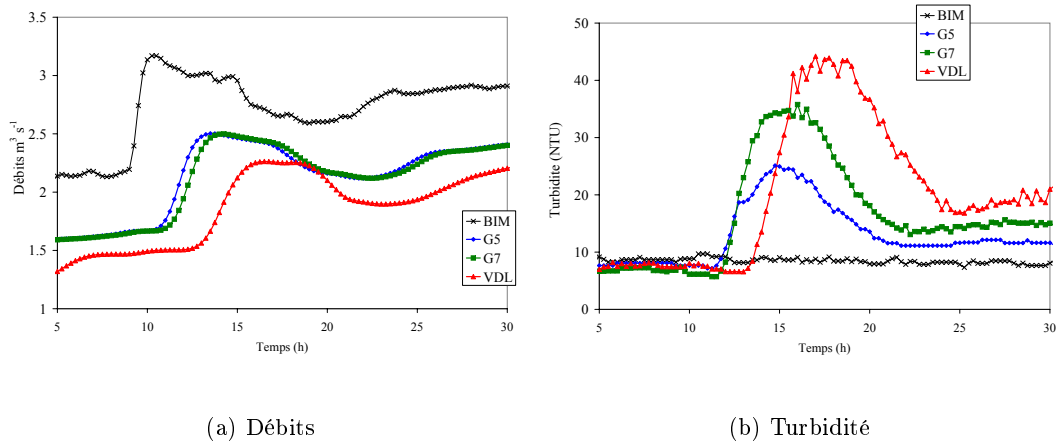


FIGURE 3.3 – Mesures de débits et de turbidité aux différentes stations de la BMN au cours d’une chasse hydraulique le 27/05/2007.

TABLEAU 3.1 – Temps caractéristiques des variations de débit et de turbidité aux différentes stations de la BMN, lors d’une chasse hydraulique le 27/05/2007.

	Unité	Bimont 0 km	G5 19 km	G7 22 km	Vallon Dol 32.5 km
$t$ incrément de débit	h	0	1.5	2	3.75
$t$ pic débit	h	1	4	4.5	7
$\Delta Q$ max	$m^3 s^{-1}$	0.97	0.84	0.84	0.75
$t$ augmentation turbidité	h		2.5	2.5	4.25
$t$ pic turbidité	h		5.75	6.25	8
$\Delta$ Turbidité max	NTU	0	17.1	28.5	37.6

la minimisation de la perturbation pour les usagers, la limitation des volumes utilisés. La première expérimentation a eu lieu en Juin 2008 et s’est avérée trop tardive par rapport à l’importance des développements algaux (pas d’effet notable par rapport à la nuisance déjà forte). En revanche, cette expérimentation a validé la pertinence du modèle hydraulique pour définir les principes de régulation de la chasse. En 2009, un des principaux travaux d’expérimentation de la thèse a donc été la mise en place de ces opérations de chasses sur le tronçon ciblé.

### 3.4.1 Réalisation des chasses

Sur le canal de Gignac, l’alimentation étant assurée par une prise directe et manuelle sur l’Hérault, la quantité d’eau disponible pour effectuer une chasse est limitée. Toutefois, en attendant la modernisation de la prise d’eau, le gestionnaire du canal utilise les ouvrages de régulation de la station de Belbezet (Fig. 3.5 a), qui eux sont manœuvrables à distance, pour ajuster le débit qu’il prélève dans le fleuve. Une décharge dans le fleuve à ce niveau permet d’y retourner le débit excédentaire, ou au contraire de pouvoir augmenter rapidement le débit dans le canal lorsque

la demande en eau augmente (par fermeture de cette décharge). Ainsi un surplus de débit de 400-500 l s<sup>-1</sup> est disponible au niveau de ce point de contrôle en dehors de la période d'étiage. La station du Partiteur (4 km à l'aval) présente également une décharge en tête de la rive droite, et la possibilité de contrôler à distance l'ouverture des vannes de régulation à l'entrée des deux rives. Ces deux stations délimitent un premier tronçon sur lequel la chasse a lieu. La station Avencq (située à 4.8 km du Partiteur) présente elle aussi une vanne de décharge et une vanne de régulation. En revanche aucun stockage n'est possible sur le canal de Gignac en raison de l'absence de réserve. Cette portion Partiteur-Avencq constitue le deuxième bief sur lequel la chasse est effectuée. Le débit amont est augmenté en fermant la décharge de Belbezet, et le niveau du bief est maintenu constant par action de la décharge du Partiteur, la vanne de tête de rive droite est un peu fermée de manière à constituer un stock dans le tronc commun pour relancer la chasse à partir du Partiteur vers l'Avencq dans un deuxième temps. Cette chasse en cascade permet également de décharger le nuage d'eau turbide au niveau du Partiteur, puis de l'Avencq, de manière à éviter le transfert des algues remises en suspension vers l'aval du réseau (voir Fig. 3.5 c).

Ce sont donc les actions sur les vannes et les consignes de régulation que l'on y applique qui permettent de créer la perturbation et de la propager. Le protocole de la chasse est défini par un programme d'ouvertures et fermetures de chasses espacées dans le temps. Ces manœuvres sont dimensionnées en intégrant en particulier l'impact des prélèvements sur la chasse (diminution de l'incrément de débit de l'amont vers l'aval) et les retards hydrauliques dans les diverses configurations (des débits initiaux aux maxima). Pour cela, nous basons ce dimensionnement sur des simulations préalables avec le logiciel hydraulique SIC (voir chap. 2 section 2.3). L'utilisation du modèle permet notamment de s'assurer de la propagation de la perturbation sur tout le tronçon cible, et de minimiser l'impact sur le service d'eau (calcul des temps de perturbations et de retour à la normale). Comme pour les campagnes de mesures, il est nécessaire d'évaluer l'ouverture des prises d'eau entre les stations de mesures hydrauliques. Ces ouvertures sont calculées par le modèle dans la configuration antérieure à la chasse, à partir des données de débits intermédiaires et des connaissances du gestionnaire. Elles sont constantes au cours de la chasse selon le protocole que nous avons établi. La figure 3.4 illustre le principe des chasses en cascade sur le canal de Gignac. Un exemple de calendrier des opérations est donné en annexe 4.

### 3.4.2 Monitoring et suivis biologiques de chasses expérimentales

Lors de ces chasses expérimentales, les capteurs hydrauliques (Fig. 3.5 b) mesurent la dynamique des conditions hydrauliques au cours de la chasse. Les capteurs de qualité installés n'étant pas encore opérationnels, un suivi approfondi similaire à celui mis en place sur la station des Figassons est effectué sur la station de l'Avencq. Le préleveur échantillonneur (Fig. 3.5 d) est placé sur cette station afin de déterminer les dynamiques de turbidité et de biomasse algale en dérive. Afin de quantifier l'effet de ces opérations sur les algues benthiques, des prélèvements de biomasses fixées avant et après chasses sont également effectués sur cette station et celle du Partiteur.

Les suivis biologiques réguliers (mensuels et ponctuels pour les chasses faisant l'objet d'un suivi

particulier) ont permis de suivre l'évolution de la biomasse de manière assez continue sur cette saison 2009. Nous avons basé le calendrier des chasses sur les temps de recolonisation observés et cohérents avec les temps de stabilisation des communautés benthiques référencés dans la littérature (Nofdianto, 2005; Pourriot et Meybeck, 1995). Une chasse est effectuée toutes les 2 semaines au printemps et au début de l'été. Pendant la phase estivale, la forte demande en eau limite les possibilités de chasse mais impose des fluctuations journalières similaires à des chasses de petite intensité (remplissage du canal la nuit et vidange au cours de la journée suite aux prélèvements successifs). A cette période, les niveaux fluctuent également de manière plus importante qu'en basse saison, imposant des assècs temporaires sur les parties supérieures des berges (notamment à l'aval du réseau).

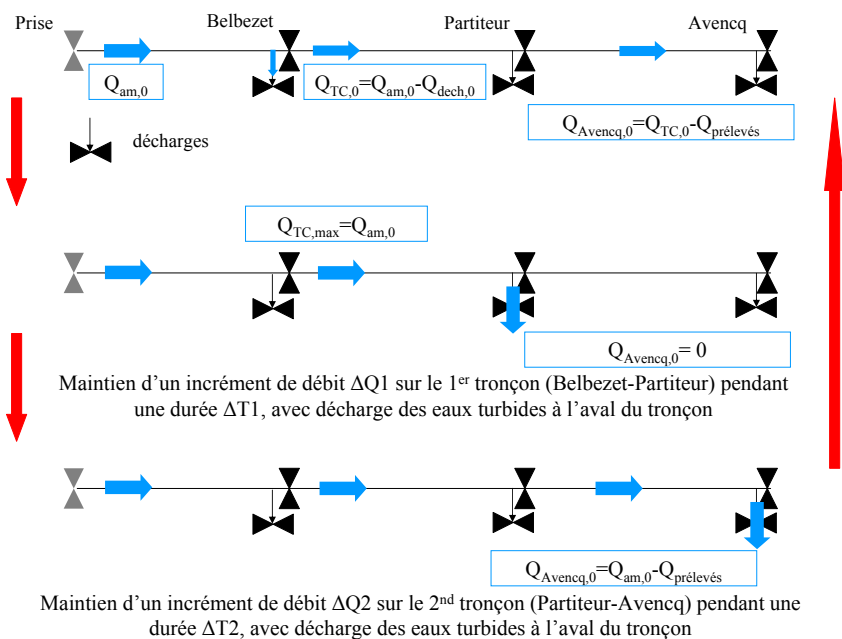
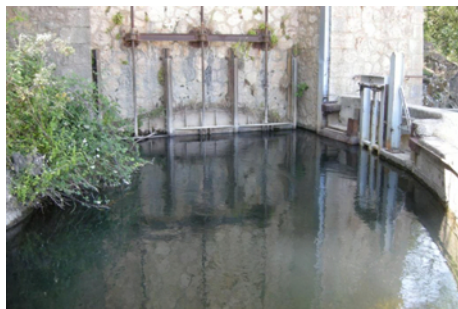


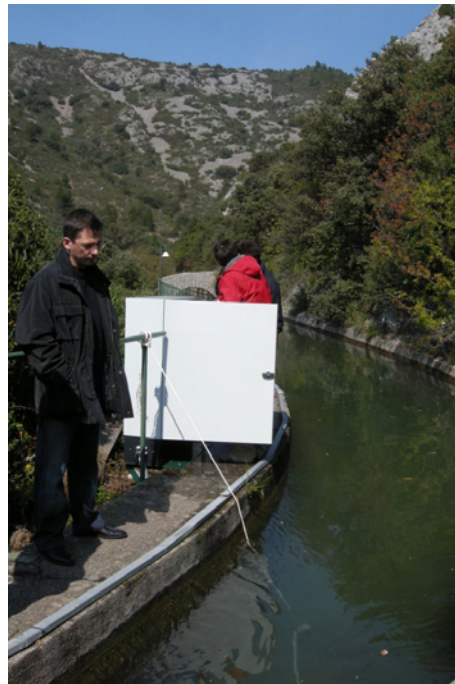
FIGURE 3.4 – Schéma du principe des chasses sur la portion Tronc Commun-Avenq du canal de Gignac

### 3.5 Impact des chasses sur la turbidité

La turbidité caractérise la quantité de particules en suspension qui troublent l'eau. Sa mesure est normalisée (NF EN ISO 7027), avec la formazine pour étalon. Elle s'effectue en mesurant la diffusion de la lumière sous un certain angle et pour certaines longueurs d'onde. Selon l'angle et la longueur d'onde, l'unité de mesure est le Nephelometric Formazin Unit (NFU), le Formazin Attenuation Unit (FAU) ou le Nephelometric Turbidity Unit (NTU). Les deux unités NFU et NTU sont quasi égales pour les faibles turbidités ( $<10-20$  NFU), et corrélées via un coefficient de 0.6 pour les fortes turbidités. L'utilisation de la turbidité comme un paramètre de qualité indirect pour le monitoring en continu a été étudiée dans les réseaux d'assainissement, en raison de sa corrélation à la quantité de matières en suspension (Ruban *et al.*, 2006; Maréchal *et al.*, 2001). Elle



(a) Vannes de régulation et décharge, station de Belbezet



(b) Capteurs en continu sur la station de Partiteur



(c) Décharge d'eau turbide sur la station du Partiteur



(d) Préleveur automatique sur la station de l'Avencq

FIGURE 3.5 – Photographie des stations de régulation et de suivis des chasses, canal de Gignac

est en effet liée à la fois aux particules minérales et organiques en suspension dans la colonne d'eau, et donc en particulier aux algues en dérive qui nous intéressent ici. Scheifhacker *et al.* (2010) utilisent les corrélations entre turbidité et densité cellulaire du phytoplancton pour suivre en continu la quantité de plancton dans un réservoir d'eau potable. Ils combinent les mesures turbidimétriques et de chlorophylle a par spectrophotométrie pour développer des systèmes de comptage cellulaires automatisés. Cette relation entre turbidité et quantité d'algues en dérive apparaît intéressante pour le suivi des chasses. Lors des expérimentations, les échantillons d'eau prélevés au cours des chasses ont été utilisés afin de mesurer l'évolution des deux variables. Ces mesures associées à celles des capteurs en continu ont mis en évidence l'impact des chasses hydrauliques sur la turbidité de l'eau avec l'apparition d'un pic (Fig. 3.3 b). Ce pic est interprété comme la conséquence du détachement de fragments algaux qui entraîne une remise en suspension de matières algales et sédimentaires et donc un nuage de turbidité. Ce nuage est alimenté de l'amont vers l'aval par le détachement progressif de l'épilithon, et qui est transporté par le flux d'eau (phénomène d'advection-dispersion). Les particules formant le matelas benthique ne sont qu'en partie algales, la part de matière minérale dans la couverture benthique varie de 70 à 95% de la matière sèche totale au cours des campagnes (Fig. 3.7). Notons qu'en terme de volume cependant, la part de matière organique est généralement plus importante. Toutefois au cours d'une chasse, la part non algale de cette couverture (invertébrés, bactéries et matières minérales) est également remise en suspension suite à la fragmentation des filaments algaux, et la quantité importante de cellules détachées devient significative devant le "bruit" à l'origine de la turbidité de base (Fig. 3.8). Les suivis expérimentaux nous ont permis de déterminer une relation linéaire entre turbidité de l'eau et quantité d'algues en dérive (voir Figs. 3.9 et 3.10). Cette relation linéaire se vérifie que l'on considère la quantité de chlorophylle a ou la densité cellulaire (concentration). Elle est toutefois différente selon le canal considéré. En effet, la nature, la taille et la forme des particules en suspension interviennent aussi dans cette relation. Cependant, ces critères paraissent suffisants pour considérer la turbidité comme un bon indicateur pour le suivi en continu des chasses. La turbidité témoigne donc de l'efficacité de la chasse, puisque son augmentation indique que le détachement de matière a bien lieu. La turbidité est à la fois une contrainte de gestion puisqu'elle doit être limitée (voir Fig. 3.6), mais également un paramètre de qualité facile à mesurer en continu via les capteurs. Elle constitue donc un indicateur indirect du détachement algal.

## 3.6 Impact des chasses sur la biomasse et les populations benthiques

### 3.6.1 Effets de la chasse sur la biomasse

Parmi les chasses expérimentales de 2009, 5 font l'objet d'un suivi biologique et physico-chimique sur une station (Figassons ou Avencq). Toutes ont un effet de réduction de la densité cellulaire de l'épilithon (voir Fig. 3.11). Une diminution de la quantité de matière organique (AFDM) est observée suite à 4 chasses sur les 5 (Fig. 3.12). Une diminution de la quantité de chlorophylle a

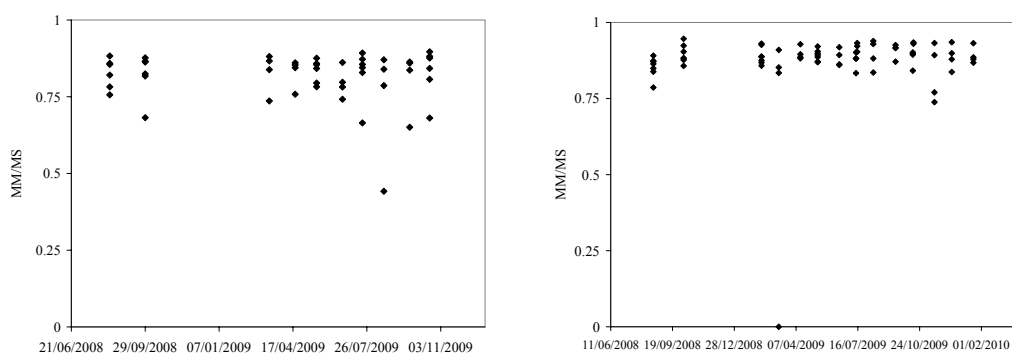
### 3.6. IMPACT DES CHASSES SUR LA BIOMASSE ET LES POPULATIONS BENTHIQUES



(a) Avant chasse

(b) Pendant chasse

FIGURE 3.6 – Augmentation de la turbidité suite à une chasse de forte intensité, Partiteur, canal de Gignac, le 07/04/2009



(a) Canal de Gignac

(b) Canal de Provence

FIGURE 3.7 – Rapport entre Matière Minérale (MM) et Matière Sèche (MS) dans l'épilithon (biomasse fixée) au cours des campagnes saisonnières et mensuelles

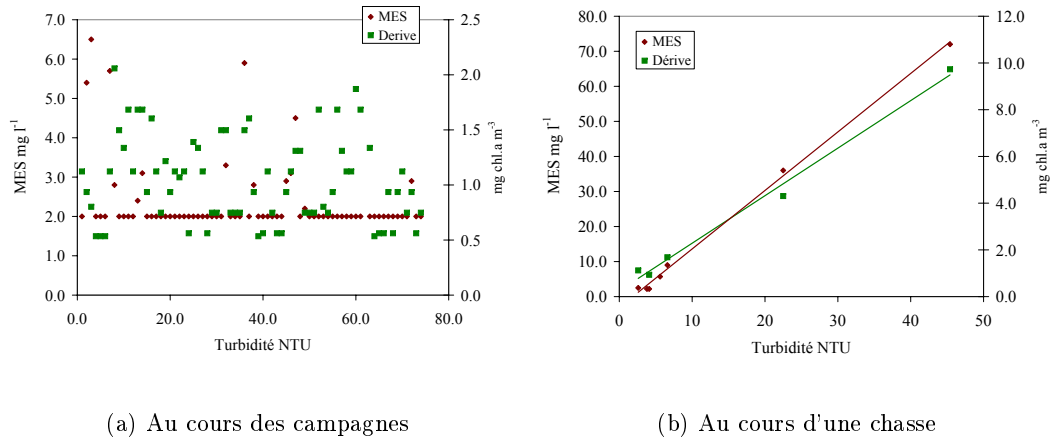


FIGURE 3.8 – Evolution des concentrations en MES et chl.a en fonction de la turbidité, canal de Provence

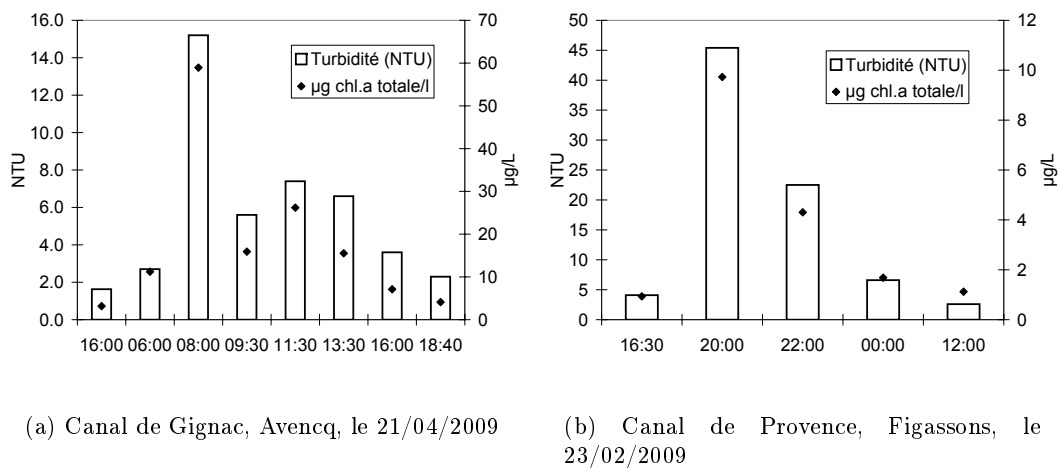
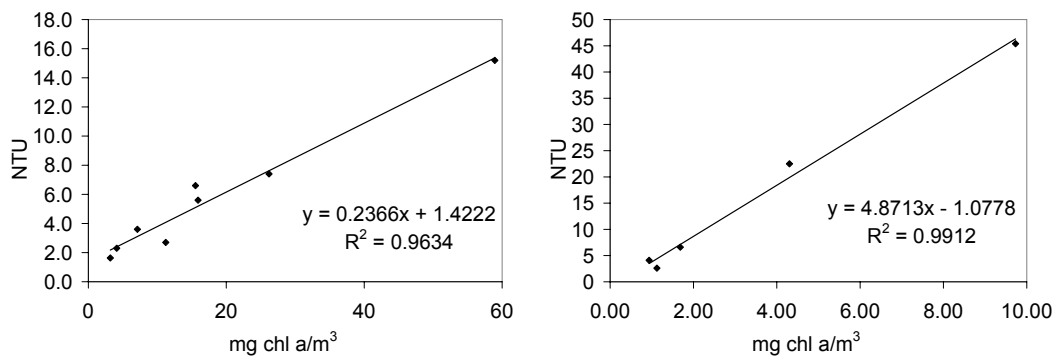


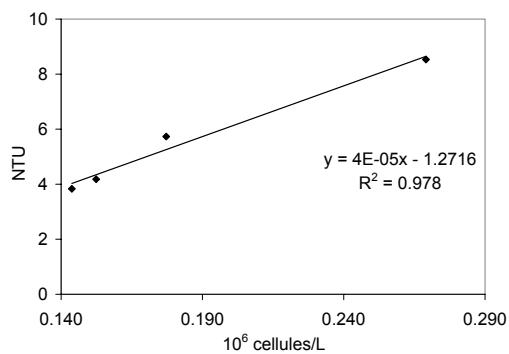
FIGURE 3.9 – Evolution de la turbidité et de la quantité de chl.a dans la dérive au cours des chasses

### 3.6. IMPACT DES CHASSES SUR LA BIOMASSE ET LES POPULATIONS BENTHIQUES



(a) Canal de Gignac, Avencq, le 21/04/2009

(b) Canal de Provence, Figassons, le 23/02/2009



(c) Canal de Provence, Figassons, le 16/11/2004

FIGURE 3.10 – Evolution de la turbidité en fonction de la quantité de chl.a ou d'algues dans la dérive au cours des chasses

est observée consécutivement à 3 chasses sur les 5 (Fig. 3.13).

La chasse d'août 2009 effectuée sur la station des Figassons ne semble pas modifier la quantité d'AFDM fixée au substrat ni de chl.a. Lorsqu'on observe la dynamique des conditions hydrauliques dans les jours précédant la chasse sur la BMN (voir Fig. 3.14 a), on remarque que le débit connaît des fluctuations quasi journalières de l'ordre de  $0.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , et atteint parfois le même débit que le maximum atteint au cours de la chasse suivie. Les opérations de gestion habituelles imposent déjà à cette période des petites chasses très régulières. On peut donc supposer que la chasse n'induit pas de détachement en raison de ce régime hydraulique particulier. Celui-ci a soit déjà occasionné le détachement de la biomasse détachable, soit induit la dominance de populations résistantes à ce type de stress environnemental puisque ces rythmes journaliers sont observés sur une période d'au moins 3 semaines. Il est donc possible d'avoir ici transitoirement des populations adaptées à des petites fluctuations de cisaillement, par exemple en s'organisant sur des styles architecturaux résistants au cisaillement. Ces hypothèses seront à confirmer à l'issue des observations microscopiques en cours. Les essais empiriques de 2004 et 2005 avaient déjà mis en évidence ce fonctionnement de type "estival", où les phases de stabilité suivant une forte variation de débit étaient caractérisées par un développement important d'épilithon, dans une période de 6 à 7 jours (Galindo, 2005). Ces résultats expérimentaux mettent bien en évidence l'adaptation des peuplements algaux estivaux au régime hydrodynamique sur la BMN.

La chasse de Février 2009 a un effet curatif sur les peuplements algaux puisqu'elle entraîne une diminution de près de 90% de la biomasse fixée. Cette chasse est donc plus intense que les chasses "types" envisagées, visant à détacher uniquement la biomasse "en excès". Cette chasse succède en effet à la mise en chômage d'une partie de la branche pour nécessité de maintenance (Fig. 3.14 b). Ce type de chasse avait été également testé lors des expérimentations préliminaires (mode  $+1.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) mais abandonné en raison de la trop forte remise en suspension d'algues en dérive qu'elle induit.

La chasse de Mars 2009 sur la station de l'Avencq est suivie d'une augmentation de la chlorophylle a épilithique et une diminution non significative de la quantité d'AFDM. La quantité de chlorophylle a est liée à la fois à la quantité d'algues présentes et à l'intensité de leur activité photosynthétique. L'utilisation des descripteurs globaux AFDM et chl.a s'effectue toujours de manière complémentaire pour cette raison. Ainsi l'augmentation de chl.a observée suite à la chasse de Mars 2009 sur l'Avencq pourrait être due à un phénomène de dépôt depuis l'amont, auquel cas la quantité d'AFDM aurait elle aussi augmenté. L'hypothèse plus vraisemblable est donc une intensification de l'activité photosynthétique de l'épilithon suite à la chasse. La remise en suspension des particules fines piégées dans les biofilms augmenteraient ainsi l'interception de la lumière et donc l'activité photosynthétique. L'efficacité de cette chasse semble modérée au niveau de la réduction de matière organique fixée (AFDM). On peut attribuer ceci d'une part à la faible intensité de la perturbation hydraulique (Fig. 3.15). En effet, la chasse réalisée à cette date était fortement limitée par le débit disponible en décharge à la station de Belbezet ( $350 \text{ l s}^{-1}$ ). D'autre part, cette efficacité limitée peut s'expliquer par la sensibilité des peuplements

en place. En effet, la mise en eau du canal ayant eu lieu le 3 Mars, la chasse du 16-17 Mars a lieu sur des peuplements a priori constitués d'une majorité d'espèces colonisatrices encore, qui sont naturellement plus adaptées aux conditions environnementales hostiles. Ces hypothèses sont également à vérifier au regard des déterminations spécifiques en cours.

Globalement la diminution des densités cellulaires confirme que les chasses ont un effet de détachement partiel sur la biomasse algale fixée sur les berges des 2 canaux. La significativité de ce détachement est dépendante de la chasse, *i.e.* de son amplitude et intensité, mais aussi du moment où elle a lieu, et donc de la quantité de biomasse initiale présente.

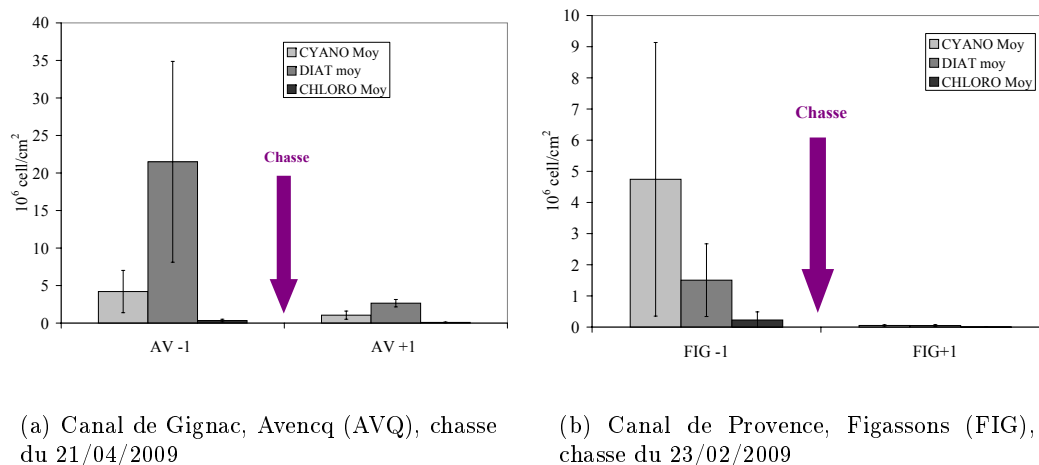


FIGURE 3.11 – Evolution de la densité cellulaire d'algues épilithiques avant (-1) et après (+1) chasse sur les canaux de Gignac et de Provence, pour les différents groupes taxonomiques. CYANO : cyanobactéries, DIAT : Diatomées, CHLORO : Chlorophytes.

### 3.6.2 Effets de la chasse sur la composition des peuplements

Le détachement de l'épilithon sous l'effet des chasses est observé pour tous les groupes (Diatomées, Cyanobactéries et Chlorophytes) et pour toutes les formes de colonies (filamenteuses, unicellulaires et coloniales) comme le montrent les figures 3.11 et 3.16. Aux Figassons, les Cyanobactéries dominent avant chasse et co-dominent avec les Diatomées après les 2 chasses (Février et Août). Sur l'Avencq, en avril, ce sont les Diatomées qui dominent avant et après la chasse, tandis qu'en Octobre, ce sont les Cyanobactéries. Finalement, la chasse ne semble pas avoir d'effet sur les dominances des peuplements dans la communauté épilithique. En revanche, elle réduit la variabilité spatiale interne à la station. Les analyses des algues en dérive montrent pour la chasse de Février que le premier pic de dérive aux Figassons est dominé par les Diatomées, puis le second par les Cyanobactéries (cf. Fig. 3.17 a.). Au niveau des styles architecturaux, on retrouve dans la dérive essentiellement des espèces filamenteuses, et ensuite des unicellulaires (cf. Fig. 3.17 b.), rapport intermédiaire du projet Algequeau, Belaud *et al.* (2008)). Ceci confirme donc que la chasse occasionne un décrochement des formes filamenteuses en priorité, en effet plus

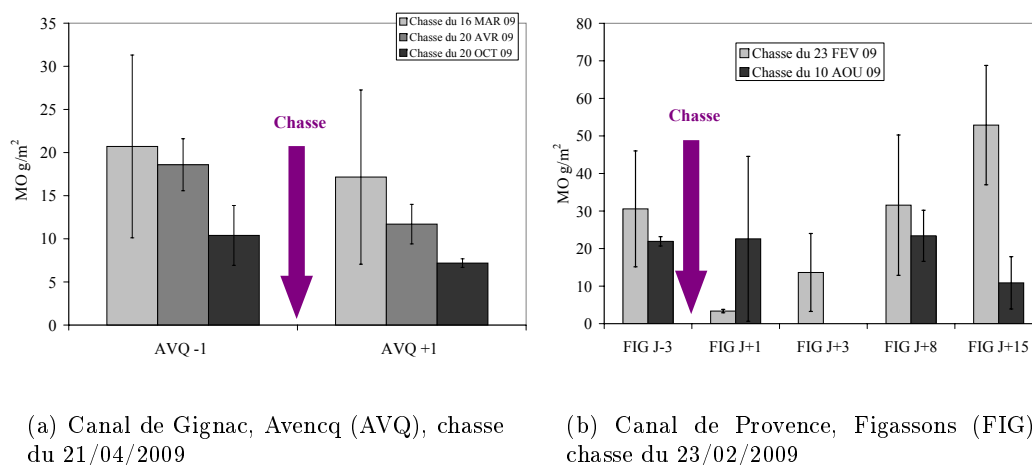


FIGURE 3.12 – Evolution de la quantité d'AFDM dans l'épithon avant (-1) et après chasse (+1), sur les canaux de Gignac et de Provence, et pendant la période de recolonisation pour le canal de Provence

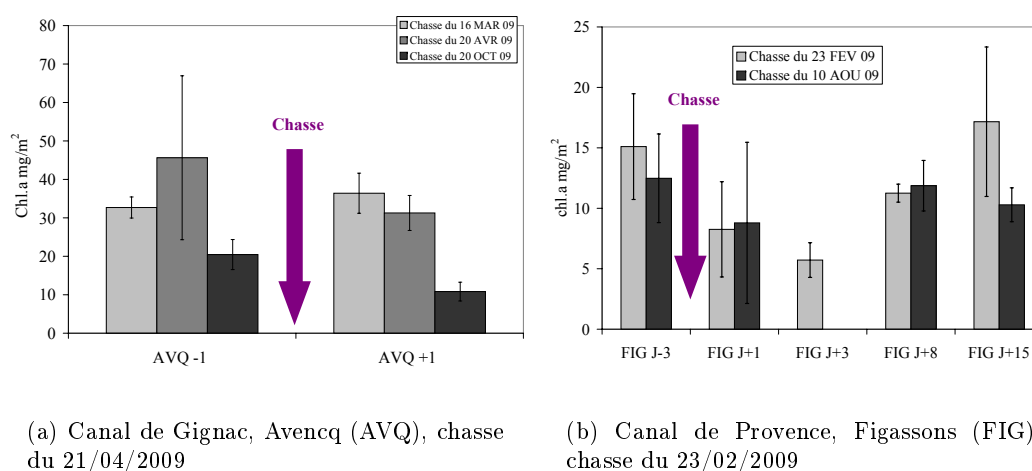


FIGURE 3.13 – Evolution de la quantité de chl.a dans l'épithon avant (-1) et après chasse (+1), sur les canaux de Gignac et de Provence ; et pendant la période de recolonisation pour le canal de Provence

### 3.6. IMPACT DES CHASSES SUR LA BIOMASSE ET LES POPULATIONS BENTHIQUES

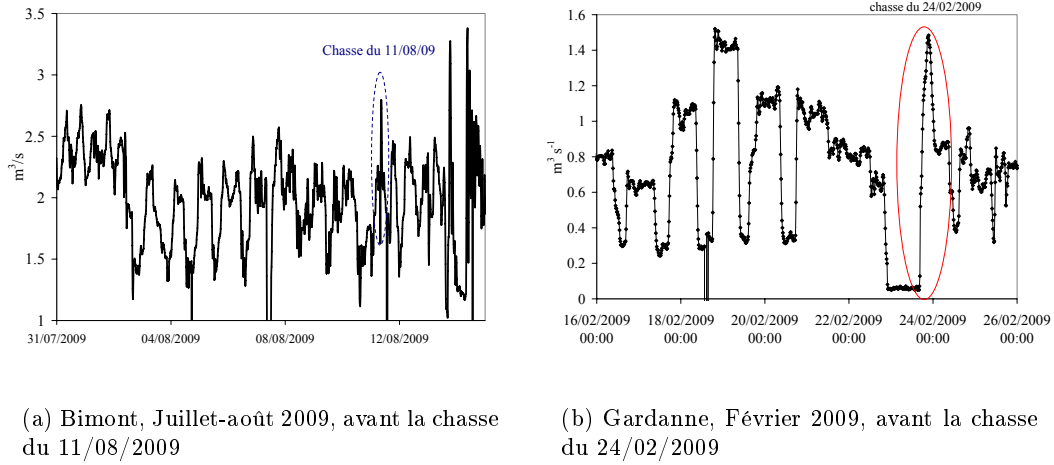


FIGURE 3.14 – Evolution du débit amont de la branche Marseille Nord avant les chasses suivies en 2009

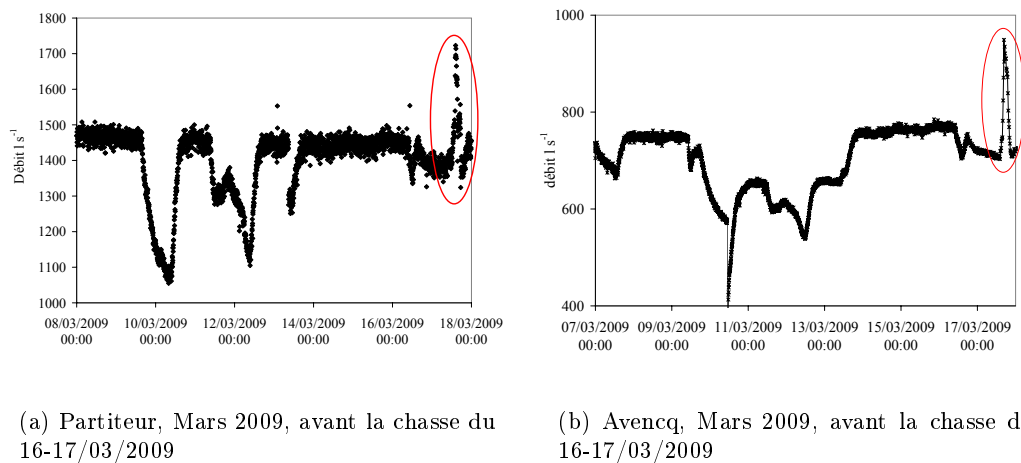


FIGURE 3.15 – Evolution du débit amont et aval de la branche Partiteur-Avencq du canal de Gignac avant la chasse du 16-17/03/2009

sensibles au cisaillement, et qui sont majoritairement représentées par le groupe des Diatomées. Sur l'Avencq, le pic de dérive lors de la chasse d'Avril est dominé par les Diatomées également.

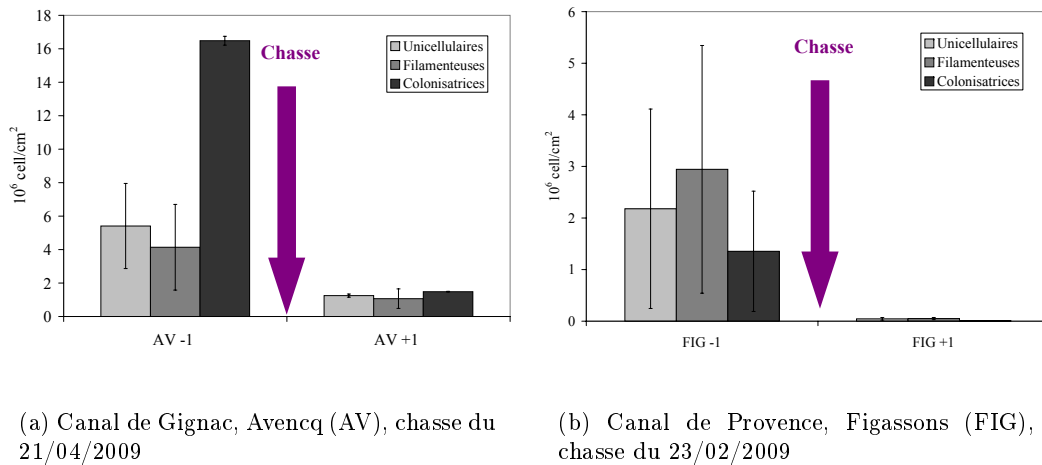


FIGURE 3.16 – Evolution de la densité cellulaire d'algues épilithiques avant et après chasse sur les canaux de Gignac et de Provence, pour les différentes formes architecturales

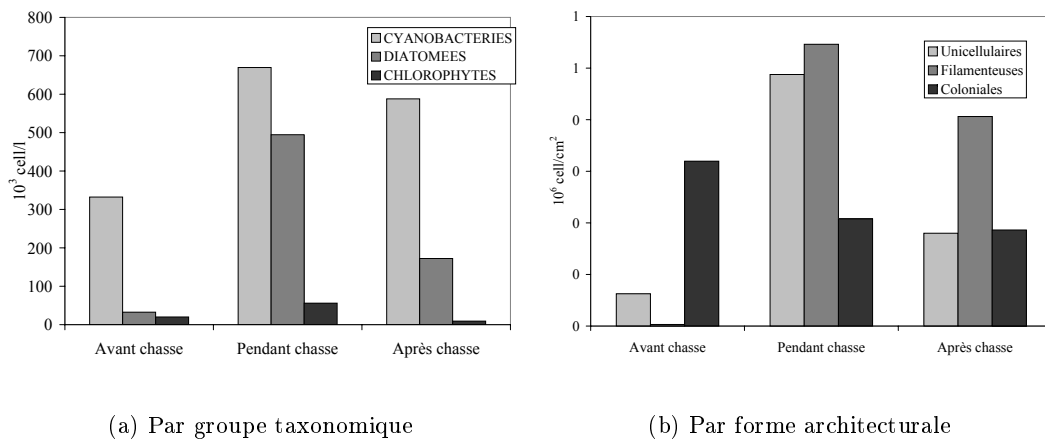


FIGURE 3.17 – Evolution de la densité cellulaire d'algues en dérive au cours d'une chasse sur le canal de Provence, Stations Figassons, le 23/02/2009

### 3.6.3 Recolonisation post-chasse

Le suivi hebdomadaire de la biomasse épilithique lors des semaines suivant la chasse montre que la quantité de biomasse initiale est recouverte après 15 jours pour la chasse de février aux Figassons (Fig. 3.12). Cette durée est cohérente avec les observations préalables faites au cours des expérimentations préliminaires (Galindo, 2005) et les durées de cette phase de recolonisation référencées de la littérature (Pourriot et Meybeck, 1995). Ce temps de recolonisation détermine

le calendrier des chasses à imposer qui est d'environ 2 semaines pour une chasse détachant 50% de la biomasse fixée (Figs. 3.12 b et 3.13 b).

D'autre part, la recolonisation amène également des questions sur la modification des peuplements dominants après chasse (Scrimgeour et Winterbourn, 1989). La capacité d'adaptation des systèmes vivants tend à supposer que le décapage total du substrat pourrait constituer un autre risque : celui de favoriser le développement d'autres colonies algales, plus résistantes au cisaillement du courant, et donc plus nuisibles. La régularité des chasses doit être adaptée pour déséquilibrer la communauté algale sans bouleverser ses peuplements, de manière à éviter le développement d'espèces ou d'architectures plus résistantes. Les expérimentations ont montré que pour les chasses "modérées" effectuées, la composition des peuplements n'était pas modifiée, ce qui correspond donc bien à notre objectif.

### 3.7 Synthèse

Les ouvrages de régulation présents sur les réseaux artificiels permettent d'effectuer ces opérations de chasses hydrauliques. La simulation hydraulique s'avère un outil précieux pour dimensionner et coordonner les manœuvres de ces ouvrages, et contrôler la perturbation hydraulique imposée. Les opérations de chasses expérimentales ont bien mis en évidence **un détachement de biomasse épilithique induit par ces perturbations. L'efficacité des chasses dépend de l'amplitude et la durée des perturbations, mais également de l'historique des conditions hydrauliques qui conditionne la sensibilité des peuplements algaux (effet mémoire)**. Les contraintes de dimensionnement de ces chasses sont donc la limitation de la **remise en suspension d'algues dans la dérive, et l'augmentation de turbidité conséquente**. Celle-ci est un indicateur indirect du détachement algal à l'échelle de la chasse. Les expérimentations in situ ont caractérisé le lien entre turbidité et algues en dérive au cours d'une chasse. Les suivis expérimentaux montrent également que ces chasses hydrauliques ne perturbent pas les dominances des peuplements, et qu'elles ont un effet a priori plus prononcé sur les populations filamenteuses, qui sont en général les plus nuisibles par rapport aux risques de colmatage. **La composition algale n'est donc globalement pas modifiée par les chasses.**

Le temps de recolonisation, confirmé par les expérimentations et les données de la littérature dépend de l'amplitude de la chasse, pour le type d'effet modéré ciblé, il est d'environ deux semaines. Le calendrier des chasses à l'échelle d'une saison d'activité doit être adapté à cette période qui conditionne également l'efficacité de la chasse (état de biomasse initiale). Et inversement cette efficacité conditionne la durée de recolonisation (voir en annexe 4 le calendrier des chasses 2009 pour le canal de Gignac).

Les chasses expérimentées sur le canal de Gignac pendant la saison 2009 ont été effectuées régulièrement. On peut noter une réduction du nombre d'alertes liées aux algues cette saison 2009 par rapport aux années précédentes. Au vu de la difficulté de quantifier les nuisances liées aux algues, et du besoin d'être relativement préventif dans le déclenchement des chasses hydrauliques, des passages réguliers le long du canal principal ont été effectués par les gardes-canal

pour déterminer si la colonisation impliquait ou non pour eux des interventions. Ce diagnostic fait appel à leur expertise vis-à-vis du réseau, acquise au cours de 15 à 40 années d'expérience. De plus, les campagnes mensuelles de 2009 permettaient également de suivre régulièrement l'état de colonisation du canal. Sur la base de ces critères, le calendrier des chasses a été ajusté tout au long de la saison et les nuisances liées aux algues limitées.

Les déterminants de la phase de croissance algale sont importants pour ajuster le calendrier des chasses au rythme de recolonisation de la biomasse benthique. La caractérisation des peuplements algaux dans les deux cas d'étude (au chap. 2) a permis d'établir un certain nombre d'hypothèses sur les processus déterminant le développement des algues benthiques dans les systèmes étudiés. Ces processus sont liés aux facteurs environnementaux et hydrauliques. Nous nous intéressons d'une part à ces processus de croissance, en conditions plus contrôlées, afin d'isoler l'impact de l'hydrodynamique et de confirmer nos hypothèses. Pour cela nous cherchons à paramétrer un modèle de développement algal intégrant les différents facteurs environnementaux (chap. 4). Un modèle de la dynamique algale lors d'une chasse (détachement et impact sur la turbidité) est ensuite proposé et appliqué sur les 2 sites d'étude (chap. 5).

## Chapitre 4

# Etude de l'impact du courant sur la dynamique algale en conditions semi-contrôlées

### 4.1 Etat de l'art et objectifs

Les campagnes de monitoring réalisées sur les deux sites d'étude nous ont permis d'identifier les processus déterminant la dynamique des communautés benthiques ainsi que leur réponse à des perturbations hydrodynamiques (voir chap. 3). Les hypothèses formulées suite aux expérimentations et aux suivis sur les stations concernent les effets de l'hydraulique sur le développement des algues et les effets d'une perturbation hydraulique sur les algues développées :

- Les canaux de transport d'eau sont des systèmes ouverts, ici situés en zone méditerranéenne, ils bénéficient d'un ensoleillement important. Les eaux de ces systèmes sont oligotrophiques, et les concentrations en nutriments potentiellement limitantes pour la croissance. Ces facteurs physico-chimiques ont donc un rôle important dans la dynamique de croissance des algues. Leur faible variabilité au sein du canal ne permet toutefois pas d'expliquer les gradients de biomasse observés. En revanche, les conditions hydrauliques ont également un rôle déterminant sur le développement de ces communautés algales.
- La fluctuation relativement brutale de ces conditions hydrauliques, dans le cas d'une chasse hydraulique, a un effet de réduction de la biomasse fixée. Ceci est dû au détachement de matière du substrat.

Les stations in situ présentent une variabilité locale et les campagnes réalisées sur 3 années intègrent les fluctuations de tous les paramètres environnementaux. La validation des hypothèses formulées ainsi que la quantification des processus requièrent une phase d'expérimentation en conditions plus contrôlées que sur les systèmes réels. Ainsi, nous avons mené une phase d'expérimentation à une échelle plus fine, avec notamment pour objectif d'isoler et de quantifier l'impact de l'hydrodynamique sur le compartiment algal benthique, au cours de la croissance et lors de perturbations hydrauliques.

L'impact structurant de l'hydrodynamique sur les communautés benthiques a été mis en évidence à travers un grand nombre d'études (Wetzel, 1983; Ghosh et Gaur, 1998; Biggs et Hickey, 1994; Biggs et Thomsen, 1995; Biggs *et al.*, 1998). Le facteur hydrodynamique peut avoir deux types d'impacts sur les algues benthiques (Nikora, 2010). Il modifie les processus de diffusion impliqués dans la nutrition des algues et induit un effet mécanique du courant sur les colonies. Le premier concerne la couche limite entourant les colonies, où diffusent les nutriments prélevés dans la colonne d'eau jusqu'aux cellules photosynthétiques. La vitesse de prélèvement des nutriments par les algues dépend de l'épaisseur de cette couche limite qui ralentit le processus car les solutés s'y déplacent par diffusion (Stevenson, 1983). La vitesse moyenne du courant dans la colonne d'eau va diminuer l'épaisseur de cette couche limite et ainsi favoriser la nutrition des algues (Chen et Huang, 1996). Ces interactions entre régime hydraulique et dynamique des nutriments ont été mises en évidence en canal artificiel par Mulholland *et al.* (1994). A l'inverse, l'effet mécanique du courant limite l'accroissement de la communauté algale, puisqu'il induit sous l'effet du cisaillement un détachement de matière. Biggs *et al.* (1998) proposent un cadre formalisé pour l'étude de ces interactions mécaniques en laboratoire (Nikora *et al.*, 1998b, 2002).

Afin d'isoler le facteur hydrodynamique tout en conservant des conditions environnementales identiques à celles du canal réel, nous avons conçu un dispositif de canaux miniatures (mésocosme) en conditions semi-contrôlées. Ce dispositif est alimenté par l'eau du canal de Gignac, de sorte à avoir des conditions physico-chimiques et climatiques identiques à celles des canaux. Les conditions hydrauliques (vitesse, hauteur d'eau...) y sont contrôlées et sont différentes dans chacun des canaux réduits. Les expérimentations qui y sont menées concernent dans un premier temps l'étude de la croissance algale en fonction du régime hydrodynamique, puis l'effet de détachement de la biomasse benthique en réponse à une chasse hydraulique.

## 4.2 Conception et équipements d'un dispositif expérimental en conditions semi-contrôlées

### 4.2.1 Localisation et description du dispositif

Le dispositif expérimental a été conçu afin d'étudier le développement des algues sous différents régimes hydrauliques, toutes conditions environnementales par ailleurs identiques et semblables à celles régnant dans les canaux réels. Il a été implanté sur le réseau du canal de Gignac, dans la partie amont, de manière à être alimenté par l'eau du canal. Notons que le dispositif expérimental est implanté en tête de rive gauche afin de le préserver des éventuelles perturbations liées aux expérimentations sur le canal principal (en rive droite). Il se situe en dérivation de la première rigole secondaire sur cette branche gauche où ont été réalisées les expérimentations précédentes (voir Fig. 4.1). Le débit maximal prélevé sur le canal principal est de  $0.140 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Le dispositif se compose de 4 canaux parallèles (Fig. 4.2 a.). Sa conception obéit à la fois à l'objectif de diversité des régimes hydrauliques, de représentativité du canal réel et aux contraintes de terrain. La construction du dispositif a été effectuée avec l'équipe technique de l'ASA avec les matériaux

utilisés habituellement sur le canal, de sorte à obtenir un revêtement bétonné identique à celui du canal. Les 4 canaux s'étendent sur une surface de 10m x 1.5m, ils sont donc soumis à la même exposition lumineuse. L'ensoleillement sur ces canaux est un peu plus important que sur le canal principal qui est plus profond. La géométrie des 4 canaux est identique et uniforme. Elle correspond à une section rectangulaire de 0.22 m de large, 0.30 m de profondeur, une longueur de 8 m et une pente de 0.005 m m<sup>-1</sup>. Le débit d'alimentation du dispositif est réglable à deux niveaux : sur la prise d'entrée de la rigole secondaire, et au niveau d'une vanne en travers située dans cette rigole et permettant de dévier l'eau vers le dispositif. Le débit d'entrée est réparti de manière inégale entre les 4 canaux grâce à des seuils épais amont de différentes largeurs (Fig. 4.2 b.). Des seuils minces de pelle variable situés à l'aval (Fig. 4.2 c.) permettent d'imposer la même hauteur d'eau dans les 4 canaux. Par la suite on utilisera la dénomination A, B, C et D pour chacun des canaux, avec la convention "canal A" pour la rigole la plus rapide et "canal D" pour la plus lente.

Ces caractéristiques permettent d'imposer des vitesses moyennes et des contraintes de cisaillement croissantes du canal D vers le canal A. Les expérimentations réalisées sur ce dispositif sont d'une part des suivis de croissance en conditions hydrauliques constantes, et des suivis de la réponse à une perturbation des conditions hydrauliques (chasses). Les conditions moyennes de débits, hauteurs d'eau et vitesses imposées dans les 4 canaux lors des suivis de croissance en conditions constantes sont détaillées dans le tableau 4.1. Une série de mesures a été réalisée pour s'assurer de la faible variabilité longitudinale des conditions hydrauliques dans les canaux. Les profils en long de hauteur d'eau sont disponibles en annexe 5 et montrent que la variation de hauteur d'eau entre l'amont du canal et l'aval est de 2 cm maximum.

Etant donné l'échelle du dispositif et la longueur des canaux, les caractéristiques physico-chimiques de l'eau les alimentant sont identiques, ce qui a été vérifié par analyses d'échantillons d'eau. Les figures 4.3 et 4.4 présentent les résultats de ces analyses physico-chimiques. Les caractéristiques de l'eau sont homogènes entre les 4 canaux, semblables à celles de l'eau directement prélevée dans le canal réel, et peu variables dans le temps sur la durée des suivis. Les concentrations mesurées en chlorophylle a (chl.a) sur ces échantillons donnent une indication sur la quantité de cellules algales en dérive dans cette eau. Les 4 canaux sont donc alimentés avec une eau chargée de manière identique en cellules potentiellement colonisatrices. Une grille a été placée à l'amont de la vanne d'alimentation du dispositif afin de retenir les fragments végétaux (algues et macrophytes) les plus grossiers.

#### 4.2.2 Analyse dimensionnelle

##### Similitude avec le canal réel : choix de la variable hydraulique

Le changement d'échelle impose de considérer la similitude des régimes hydrauliques du dispositif expérimental avec ceux du canal réel afin de s'assurer que les processus dominants sont les mêmes. Cette section propose plusieurs éléments de comparaison pour ce changement d'échelle.

La première difficulté pour comparer nos deux systèmes est de choisir la variable hydraulique

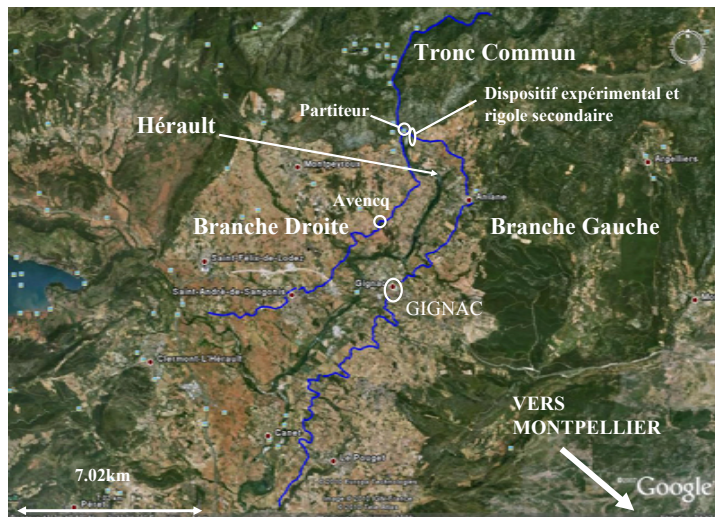
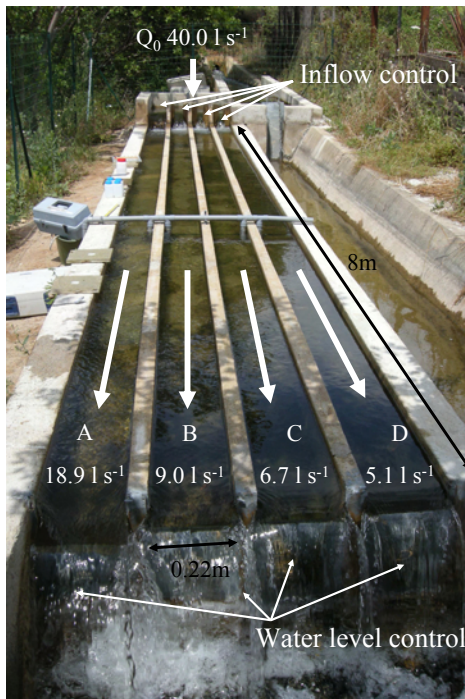


FIGURE 4.1 – Carte de localisation du réseau du canal de Gignac, Hérault, France, et localisation du dispositif expérimental sur ce réseau

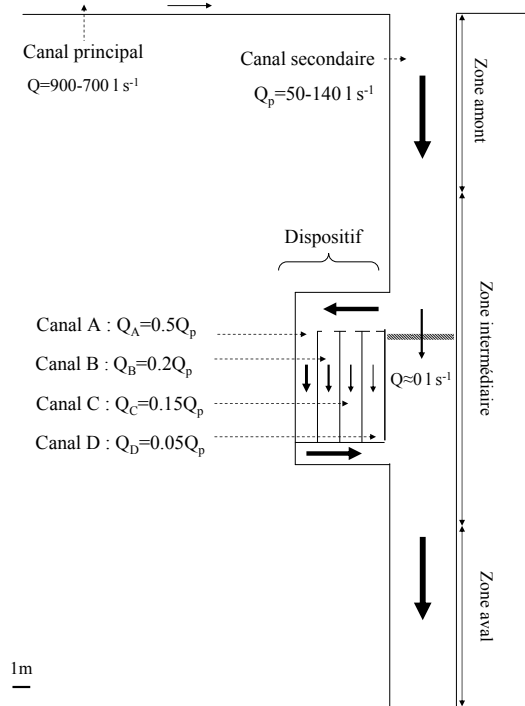
TABLEAU 4.1 – Valeurs moyennes de débits, hauteurs d'eau et vitesses imposées dans les 4 canaux du dispositif expérimental de Gignac, lors des périodes de croissance en conditions constantes

2008	A	B	C	D
$Q$ ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )	0.020	0.010	0.007	0.006
$h$ (m)	0.24	0.24	0.24	0.24
$U$ $\text{m s}^{-1}$	0.36	0.20	0.13	0.11
2009	A	B	C	D
$Q$ ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )	0.019	0.011	0.008	0.006
$h$ (m)	0.24	0.24	0.24	0.24
$U$ $\text{m s}^{-1}$	0.34	0.19	0.13	0.10

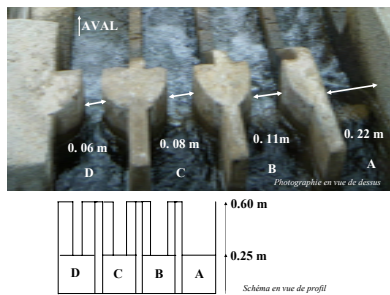
pertinente du point de vue des phénomènes qui nous intéressent, à savoir du point de vue des algues benthiques. Dans les approches hydrobiologiques, on trouve une diversité de variables hydrauliques utilisées pour caractériser le régime hydraulique. La plupart des études physiques étudient les effets de différentes vitesses moyennes sur les populations benthiques (Biggs *et al.*, 1998). Cette variable peut en effet être reliée à la fois directement à l'effet mécanique du courant et éventuellement aussi à l'effet du courant sur les transferts de masse dans les zones de transition (couches limites). La vitesse n'est pas homogène dans la section d'écoulement. Dans la couche limite, pour des écoulements fortement turbulents, les études sur paroi lisse ont permis d'identifier trois zones (Chassaing, 1993). On peut distinguer tout d'abord la zone de paroi ou sous couche visqueuse, où le processus principal est la diffusion moléculaire. Au fond, le cisaillement se définit



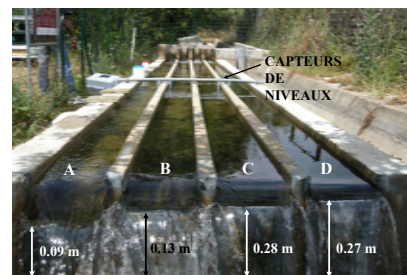
(a) Dispositif vue d'ensemble



(b) Schéma du dispositif



(c) Seuils amont



(d) Seuils aval

FIGURE 4.2 – Photographie et schématisation du dispositif expérimental, et ouvrages hydrauliques.

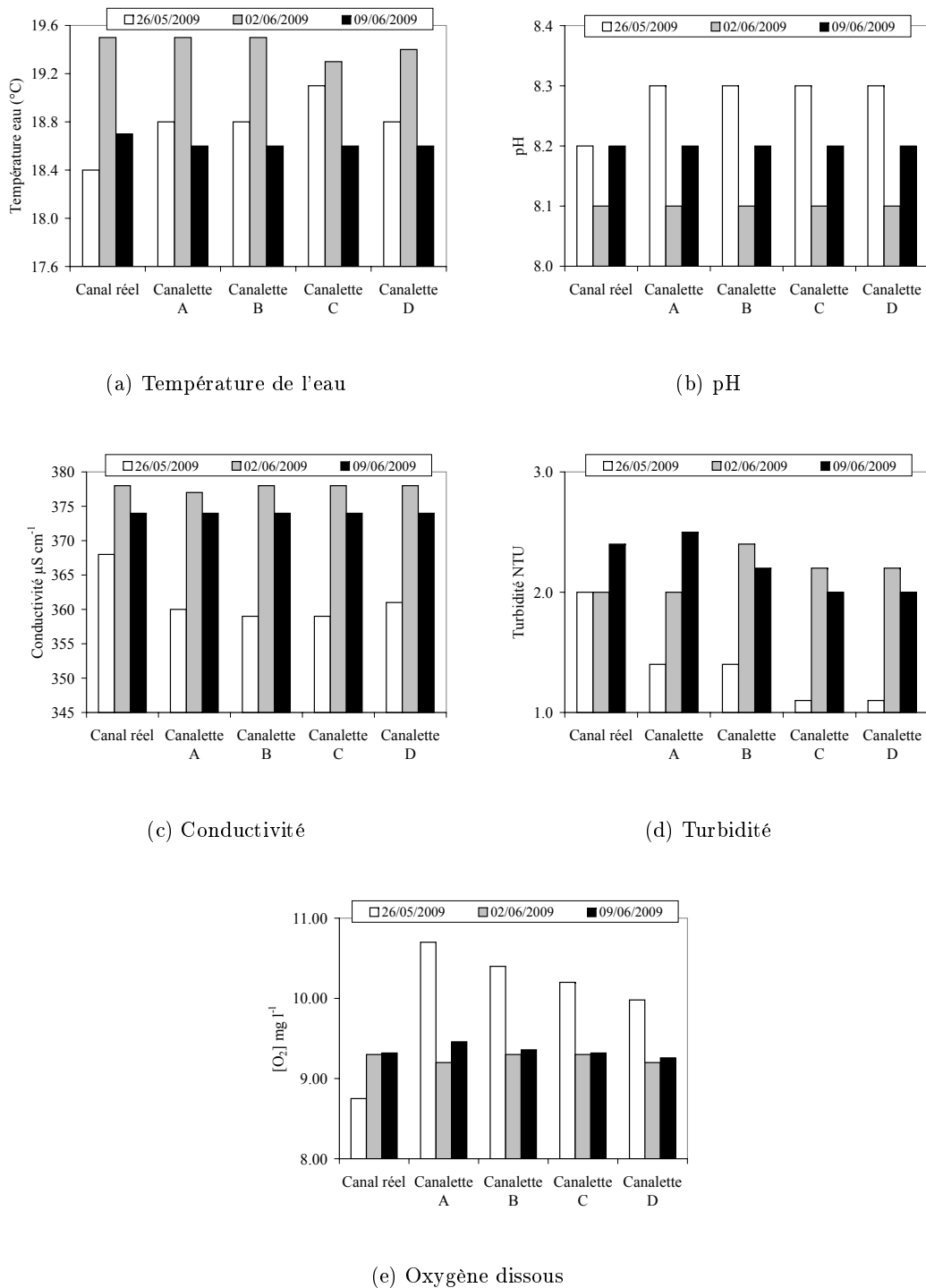


FIGURE 4.3 – Caractéristiques physico-chimiques de l'eau mesurées in situ dans chacun des canaux du dispositif expérimental et dans le canal principal, pour les prélèvements de 2009.

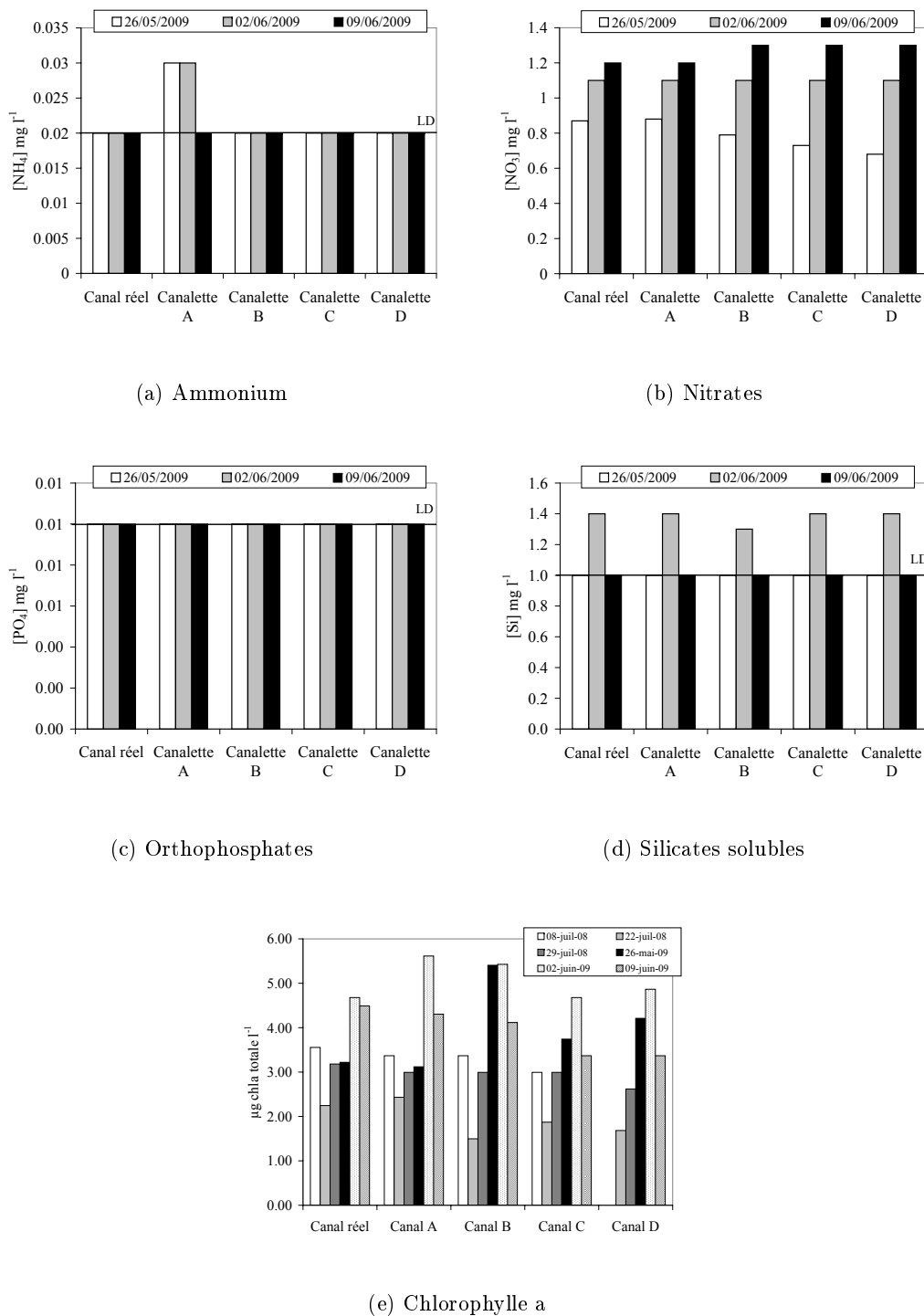


FIGURE 4.4 – Caractéristiques physico-chimiques de l'eau de chacun des canaux du dispositif expérimental et le canal principal, mesurés en laboratoire pour les prélèvements de 2009. La limite de détection est précisée par une droite.

comme la somme entre le cisaillement turbulent ( $\tau_t$ ) et laminaire ( $\tau_l$ ) :

$$\begin{aligned}\tau &= \tau_t + \tau_l \\ \tau_t &\approx 0 \\ \tau_l &= \nu\rho\frac{\partial u}{\partial z}\end{aligned}$$

avec  $\rho$  la masse volumique de l'eau en  $\text{kg m}^{-3}$  et  $\nu$  la viscosité cinématique en  $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ .  $\bar{u}$  est la vitesse moyenne sur le temps en  $z$  qui est la distance par rapport au radier. Au dessus de cette sous-couche visqueuse on distingue ensuite une région intermédiaire où la diffusion par agitation turbulente domine (sous-couche intertielle), puis la région externe où l'écoulement est dominé par l'advection. On peut décrire l'écoulement par un profil vertical de vitesse  $u(z)$  dont l'expression est linéaire dans cette sous-couche visqueuse puis qui évolue vers un profil logarithmique vers l'extérieur de cette couche limite. On définit la vitesse de frottement  $u^*$  comme une fonction de la contrainte de cisaillement à la paroi  $\tau_w$  :

$$u^* = \sqrt{\frac{\tau_w}{\rho}} \quad (4.1)$$

Les différentes lois de  $u(z)$ , validées sur des mesures expérimentales, font intervenir cette vitesse de cisaillement comme un paramètre. Les différentes zones sont représentées graphiquement en figure 4.5 ainsi que les zones de transition assurant la continuité entre les différentes lois. Au fur et à mesure de la croissance de la colonie et selon leur architecture plus ou moins filamenteuses, les algues qui constituent le biofilm vont traverser cette couche limite, il est donc délicat de définir quelle valeur de vitesse sera pertinente vis-à-vis de ces algues. En effet, la position  $z$  par rapport au substrat pertinente du point de point des colonies est variable pour chaque filament et évolue au cours de sa croissance. Cette position dépend aussi du courant et de la flexibilité des matelas d'algues. En outre, compte tenu des effets d'échelle, la vitesse moyenne est difficilement comparable entre le canal réel et les canaux du dispositif.

On recense plusieurs expérimentations réalisées en canal expérimental étudiant les interactions entre rugosité et turbulence et notamment, les effets du biofilm sur la rugosité du substrat. Beaucoup sont effectuées sur le canal expérimental de l'Institut de la Mécanique des Fluides à Toulouse (Godillot, 1998; Labiod *et al.*, 2007; Boulêtreau *et al.*, 2010) ainsi que sur le canal extérieur construit en dérivation de la Kaipoi River, à la Silverstream Research Station of the National Institute of Water and Atmospheric Research de Nouvelle Zélande (Nikora *et al.*, 1998b; Holomuzki et Biggs, 2000; Nikora *et al.*, 2002). Ces études de l'interaction périphyton-hydrodynamique utilisent des mesures par Acoustic/Laser Doppler Velocimeter (ADV/LDV) afin de calculer la vitesse de frottement. Ainsi les mesures de ce paramètre peuvent être assez difficiles à mettre en oeuvre en dehors du laboratoire, notamment au niveau du canal réel.

L'expression de la contrainte moyenne de cisaillement à la paroi  $\tau_0 = \overline{\tau_w}$  s'établit par un bilan de quantité de mouvement appliqué dans la direction de l'écoulement (voir annexe 6) :

$$\tau_0 = \rho g R_h S_f \quad (4.2)$$

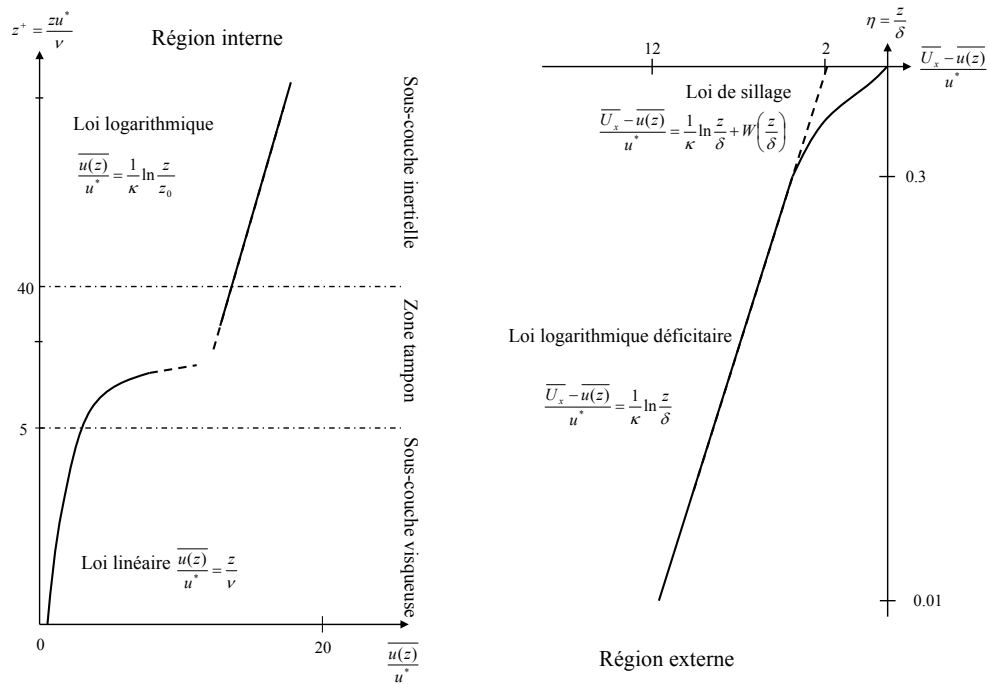


FIGURE 4.5 – Représentation des profils de vitesse dans les différentes zones de la couche limite turbulente, de Chassaing (1993) p.216.

avec  $g$  l'accélération de pesanteur en  $\text{m s}^{-2}$ ,  $R_h$  le rayon hydraulique en  $\text{m}$ ,  $S_f$  le gradient hydraulique en  $\text{m m}^{-1}$ . On peut donc calculer plus facilement cette variable, et en approchant le gradient hydraulique par la formule de Manning-Strickler, exprimer la contrainte de cisaillement à partir de la vitesse moyenne :

$$U^2 = S_f K^2 R_h^{4/3} \quad (4.3)$$

$$\tau_0 = \rho g \frac{U^2}{K^2 R_h^{1/3}} \quad (4.4)$$

Cette variable  $\tau_0$  représente la force exercée sur le substrat par unité de surface et apparaît être une variable pertinente pour caractériser l'effet du courant sur les algues. Elle est notamment utilisée pour étudier les effets du courant sur les substrats mobiles. Dans la configuration du dispositif expérimental, où la hauteur d'eau est faible et les parois verticales, on s'intéresse aux algues se développant sur le radier. Sur le canal réel, où la section est trapézoïdale sur la plupart du linéaire, et où les hauteurs d'eau sont plus importantes, les algues se développent plutôt sur les berges afin d'optimiser l'exposition à la lumière (cf. Fig. 4.6). Ainsi on compare les valeurs de contraintes de cisaillement au radier ( $\tau_{0,f}$ ) dans le dispositif expérimental aux contraintes de cisaillement aux parois ( $\tau_{0,p}$ ) dans le canal réel.

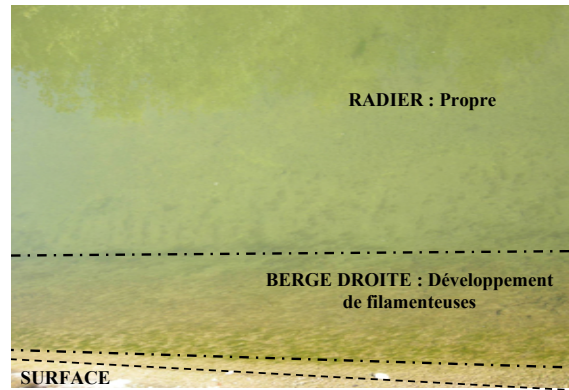


FIGURE 4.6 – Photographie de la colonisation sur la station du Partiteur, le 07/04/2009 montrant un développement algal localisé sur les parois des berges

### Méthode de distribution de la contrainte de cisaillement

Un certain nombre de travaux (Yang *et al.*, 2004; Yang et Lim, 2005; Zarrati *et al.*, 2008; Khodashenas *et al.*, 2008) proposent des méthodes pour reconstituer la distribution des contraintes de cisaillement sur le périmètre mouillé d’une section en travers. Zarrati *et al.* (2008) proposent une méthode analytique basée sur une équation simplifiée de la vorticité. Certaines méthodes (Guo et Julien, 2005) proposent une prévision des contraintes moyennes sur le radier et les parois ( $\bar{\tau}_r$  et  $\bar{\tau}_p$ ) sans passer le calcul de l’effort de cisaillement local. Les méthodes de distribution des contraintes locales prennent encore difficilement en compte l’effet des courants secondaires. Celles qui intègrent ces courants montrent néanmoins une faible hétérogénéité des contraintes, sauf au voisinage de l’angle entre les berges et le radier. En réalité, ces méthodes ne prennent pas en compte l’hétérogénéité de la rugosité sur le substrat due à la présence ou non de biofilm voire de dépôts solides. Il est donc illusoire de chercher à reconstituer précisement ce champ de contraintes locales qui, au-delà de la variabilité au sein de la section, présente une variabilité dans le sens de l’écoulement. La contrainte moyenne semble plus pertinente car elle traduit l’effet moyen exercé sur le substrat, et intègre donc la variabilité spatiale des rugosités locales. Néanmoins il est intéressant de distinguer les efforts exercés sur les parois et sur le fond. On utilisera donc une méthode globale développée par Khodashenas *et al.* (2008)  prouv e sur des canaux trap zoıdaux et rectangulaires, lisses et rugueux : la méthode des perpendiculaires confondues. Cette méthode géométrique utilise les bissectrices de l’angle des berges qui partagent la section en deux parties : un domaine au voisinage du fond, où la distribution des vitesses et contraintes (et donc la pente de charge) est liée au frottement au fond ; deux autres domaines, de chaque côté du canal où la pente de charge est liée au frottement sur les parois (voir Fig. 4.7). L’hypothèse est qu’il n’y a pas de transfert de quantité de mouvement entre les trois domaines identifiés. Cette méthode présente notamment l’intérêt d’être conservative ( $\tau_0 P = \sum \tau_{0,i} P_i$ ). On calcule

chacune des deux surfaces et l'on applique dans chacune la relation :

$$\tau_{0,i} = \rho g \frac{A_i}{P_i} S_f \quad (4.5)$$

où  $i = p$  ou  $r$  définissant  $X_{0,p}$  et  $X_{0,r}$  qui désignent les valeurs moyennes des variables  $X$  pour les parois et le radier. Pour chaque station, la géométrie est simplifiée par un trapèze dont le fruit  $f$  vérifie :  $A = (fh + L_r)h$ , avec  $L_r$  la largeur au radier. Nous utilisons cette méthode pour calculer les contraintes de cisaillement sur les parois de plusieurs stations du canal de Gignac et sur le radier des canaux du dispositif. Les conditions hydrauliques sont reconstituées à partir des données de mesures en continu au pas de temps du quart d'heure, pour les années 2008 et 2009 (voir chap. 3). Ces données hydrauliques sont ensuite moyennées sur une base journalière.

Le tableau 4.2 fournit ces valeurs de contraintes de cisaillement pour le dispositif expérimental et trois stations du canal réel localisées sur la figure 4.1. La diversité des régimes hydrauliques des différentes zones du canal réel est donc bien représentée au sein du dispositif expérimental.

TABLEAU 4.2 – Comparaison des valeurs de contrainte de cisaillement moyennes sur les parois pour trois stations du canal de Gignac, et moyennes sur le radier pour les canaux du dispositif expérimental

Canal de Gignac	Partiteur	Avencq	Mas Rouvière	
$Q \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$	1.50-2.00	0.50-0.90	0.07-0.10	
$\tau_{0,p} \text{ N m}^{-1}$	0.4-1.2	0.2-1.0	0.008	
Canaux du dispositif	Canal A	Canal B	Canal C	Canal D
$Q \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$	0.022	0.010	0.007	0.006
$\tau_{0,r} \text{ N m}^{-1}$	0.823	0.170	0.083	0.057

### Comparaison des nombres de Froude et Reynolds et discussion

Le nombre de Froude, représentant le rapport entre l'énergie cinétique et l'énergie potentielle d'un fluide en mouvement, est généralement utilisé pour le dimensionnement des modèles réduits, et se calcule comme suit :

$$Fr = \sqrt{\frac{Q^2 L_m}{g A^3}} \quad (4.6)$$

Le nombre de Reynolds représente le rapport entre les forces d'inertie qui tendent à augmenter la turbulence et les forces de viscosité qui lient les particules d'eau entre elles. Lorsqu'il est grand ( $>3000$ ), le nombre de Reynolds caractérise un écoulement turbulent, lorsqu'il est faible ( $<2000$ ), un écoulement laminaire. Pour un canal à surface libre, il s'exprime de la manière suivante :

$$Re = \frac{4UR_h}{\nu} \quad (4.7)$$

avec  $U$  : la vitesse moyenne en  $\text{m s}^{-1}$ ,  $R_h$  : le rayon hydraulique en m et  $\nu$  la viscosité cinématique. Ces nombres sont très largement utilisés par les hydrobiologistes pour caractériser les conditions

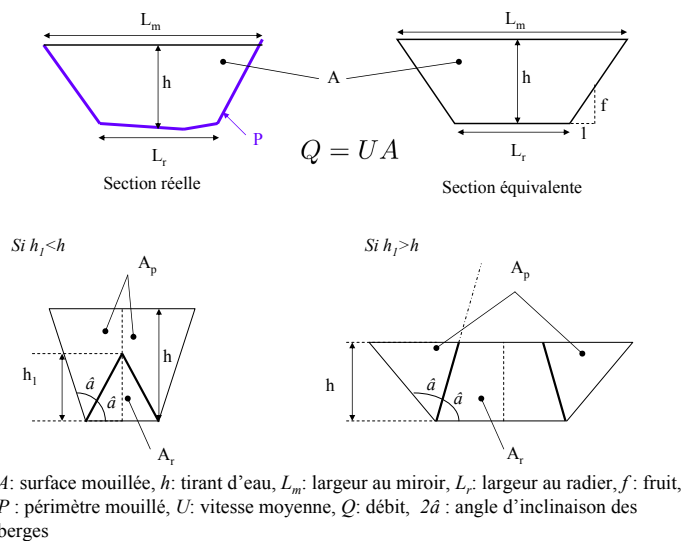


FIGURE 4.7 – Schéma de simplification de la section en travers et partage de la surface mouillée par la méthode des perpendiculaires confondues pour distribuer la contrainte de cisaillement le long du périmètre mouillé.

hydrodynamiques de tronçons de cours d'eau (Biggs et Hickey, 1994; Ortiz *et al.*, 2006; Chung *et al.*, 2008; Tornès et Sabater, 2010). Le tableau 4.3 récapitule les valeurs moyennes des variables hydrauliques usuelles et de ces deux nombres adimensionnels. Ces deux nombres vont en effet être statistiquement significatifs pour les communautés algales benthiques. D'un point de vue physique, en rivière, le nombre de Froude peut par exemple être lié à la granulométrie plus ou moins grossière du lit, et caractériser en effet un certain type d'habitat. On peut s'interroger sur leur pertinence dans le contexte particulier des canaux artificiels, où le substrat est souvent bétonné comme dans nos cas d'étude. Ils ne sont pas spécifiques aux conditions d'écoulement locales qui s'exercent à proximité du substrat et des algues benthiques, c'est pourquoi l'on a fait le choix de se référer plutôt aux conditions de cisaillement à la paroi, comme expliqué précédemment. Toutefois la diversité hydrodynamique du canal semble bien représentée à travers les quatre canaux, du point de vue de ces nombres comme des contraintes de cisaillement et vitesses.

### 4.2.3 Monitoring

Afin de déterminer précisément les effets de l'hydrodynamique sur la croissance des populations benthiques dans nos contextes environnementaux, on cherche à maintenir des conditions hydrauliques constantes au cours du suivi de croissance. Le dispositif est équipé d'un système de monitoring de ces divers facteurs environnementaux tandis qu'un suivi de la croissance est réalisé sur une durée d'un mois en conditions hydrodynamiques constantes.

Les conditions hydrauliques sont déterminées par 5 mesures de niveaux. En 2008, la constance des conditions hydrodynamiques est vérifiée par des mesures ponctuelles au réglét au minimum hebdomadaires; en 2009 des capteurs de pression fonctionnent en continu au pas de temps du

TABLEAU 4.3 – Conditions hydrauliques moyennes sur le canal de Gignac (stations Partiteur et Avencq, données 2008 et 2009) et sur le dispositif expérimental (A : écoulement le plus rapide et D : écoulement le plus lent, données 2009).

	Partiteur	Avencq	Canal A	Canal D
$L_m$ (m)	2.0	0.8	0.22	0.22
$Q$ ( $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ )	1.50-2.00	0.50-0.90	0.022	0.006
$f$ (1)	0	1	0	0
$h$ (m)	1.3-1.4	1.2	0.24	0.24
$U$ ( $\text{m s}^{-1}$ )	0.50-0.70	0.25-0.40	0.40	0.11
$Fr$ (1)	0.144	0.092	0.27	0.07
$Re$ (1)	1250000	572231	125714	33143

quart d'heure (cf. fig 4.2). La mesure de niveau amont (capteur de pression ALCYR<sup>®</sup>), donne la charge amont  $H_{am}$ , reliée au débit entrant dans chacun des canaux grâce à des courbes de tarage établies lors d'un jaugeage précédent les expériences (cf. annexe 5). Les 4 autres capteurs de pression (ALCYR<sup>®</sup> et Diver<sup>®</sup>) relèvent les niveaux dans chacun des canaux. A partir de ces deux variables (débit et hauteur), on peut calculer les vitesses, contraintes de cisaillement, etc., dans chacun des canaux. Les conditions hydrauliques sont donc bien maintenues stables pendant les périodes de suivis de croissance : la figure 4.10 illustre l'évolution des vitesses et débits dans les canaux pendant la période de suivi de 2009.

Le contrôle des conditions physico-chimiques ainsi que les prélèvements biologiques sont effectués de manière hebdomadaire. La concentration et la saturation en dioxygène dissous, le pH, la conductivité, la turbidité et la température sont mesurées in situ à l'aide de la sonde multiparamètres. Les concentrations en ammonium, nitrates, nitrites, orthophosphates, silice et matières en suspension sont dosées en laboratoire (LATE, SCP) sur un échantillon de 3l d'eau prélevé in situ. Les résultats de ces analyses (figs. 4.8, 4.9, 4.3 et 4.4) montrent que l'eau du dispositif est identique à celle de l'Hérault, et constitue un milieu oligotrophe et très peu turbide, où les concentrations en nutriments sont souvent en-dessous des limites de détection. La variation de ces caractéristiques au cours du temps confirme la constance des conditions nutritives et physico-chimiques pendant les phases de suivi.

Le suivi de la croissance des algues périphtiques est effectué de manière hebdomadaire grâce à des substrats artificiels posés sur le radier (cf. Fig. 4.11). Ces substrats réalisés en béton de manière à être homogènes au revêtement du canal, permettent le prélèvement d'une partie de la biomasse en impactant le moins possible la biomasse environnante. Les prélèvements sont tripliqués. Chaque triplicat correspondant à une surface de  $10\text{cm}^2$ , est prélevé au scalpel et à l'eau distillée (thèse de S. Charpentier en cours). Ces triplicats permettent d'intégrer la variabilité spatiale de la colonisation sur le substrat. Ils sont ensuite homogénéisés et séparés en trois sous-échantillons. Un sous-échantillon est utilisé pour déterminer les espèces algales présentes et les dénombrer sous microscope (Olympus 1X70). Le deuxième sous-échantillon est utilisé pour le dosage de la chlorophylle a au spectrophotomètre, et le dernier pour la quantification de l'AFDM

(voir protocoles au chap. 3). Le développement du périphyton est donc suivi sur une période d'un mois, ce qui correspond à la durée moyenne de stabilisation d'une communauté benthique (Boulétreau, 2007). Les suivis sont réalisés pour les 4 régimes hydrauliques, du 01/07/2008 au 29/07/2008 et du 26/05/2009 au 09/06/2009. Les données météorologiques sont fournies par la station météorologique de Montpellier Fréjorgues.

### 4.3 Croissance des algues benthiques dans un canal artificiel

Les eaux oligotrophes de l'Hérault rendent les conditions nutritives potentiellement limitantes pour la croissance algale dans le canal. Cependant, le système est renouvelé en continu, ainsi même si les apports sont faibles, la biomasse se développe. La variabilité de ces concentrations en nitrates, ammonium et phosphore, principales formes absorbées par les algues, est faible au cours de l'année, et en particulier sur les périodes que l'on a suivies. L'hypothèse testée à travers ces suivis de croissance en conditions semi-contrôlées est que l'effet mécanique du courant sur les algues périphytiques est dominant par rapport à l'effet sur les transferts de nutriments. Cet effet sur la nutrition est important plutôt dans les courants extrêmement lents, ou dans les lacs (Okada et Watanabe, 2002). Ce suivi de croissance nous permet donc de tester différents modèles explicatifs du développement du périphyton dans les canaux de transport d'eau.

#### 4.3.1 Suivi expérimental de la dynamique de colonisation en fonction du régime hydraulique

Au niveau quantitatif, on observe un gradient de biomasse inverse à la rapidité du courant (voir Fig. 4.12). Les deux expérimentations mettent en évidence une accumulation de matière au cours du temps, i.e. un phénomène de croissance qui est d'autant plus important que le courant est faible. Ce gradient est observé sur l'évolution de l'AFDM et de la chl.a par unité de surface (Fig. 4.13). Les biomasses mesurées sont plus importantes en 2009 où le suivi est réalisé sur une phase de recolonisation à partir d'une biomasse non nulle tandis qu'en 2008 le suivi est réalisé à partir d'un substrat vierge. De plus les conditions d'ensoleillement entre les deux années s'associent aussi à des conditions environnementales un peu différentes. Le dénombrement cellulaire des algues périphytiques confirme que la croissance algale est d'autant moins rapide que la vitesse du courant est forte (Fig. 4.15). Ainsi si les fortes vitesses ont un effet stimulant sur la nutrition des algues poussant dans ces canaux, celui-ci est masqué par l'effet limitant qu'elles ont sur l'accumulation de biomasse. On remarque en outre que les courants les plus faibles favorisent également l'accumulation de sédiments piégés dans le périphyton (Figs. 4.12 et 4.14).

La composition spécifique des communautés est marquée par la dominance de *Achnantheidium minutissimum* et *Cocconeis placentula* sous les régimes les plus rapides (canaux A et B) et de *Fragilaria pinnata* dans les courants les plus lents (canaux C et D). En 2008, se distinguent une codominance des Diatomées et des Cyanophycées dans les courants les plus forts et une dominance des Diatomées dans les plus lents. Au niveau des styles architecturaux, le courant le plus fort est dominé par des unicellulaires et plus la vitesse du courant diminue, plus les formes

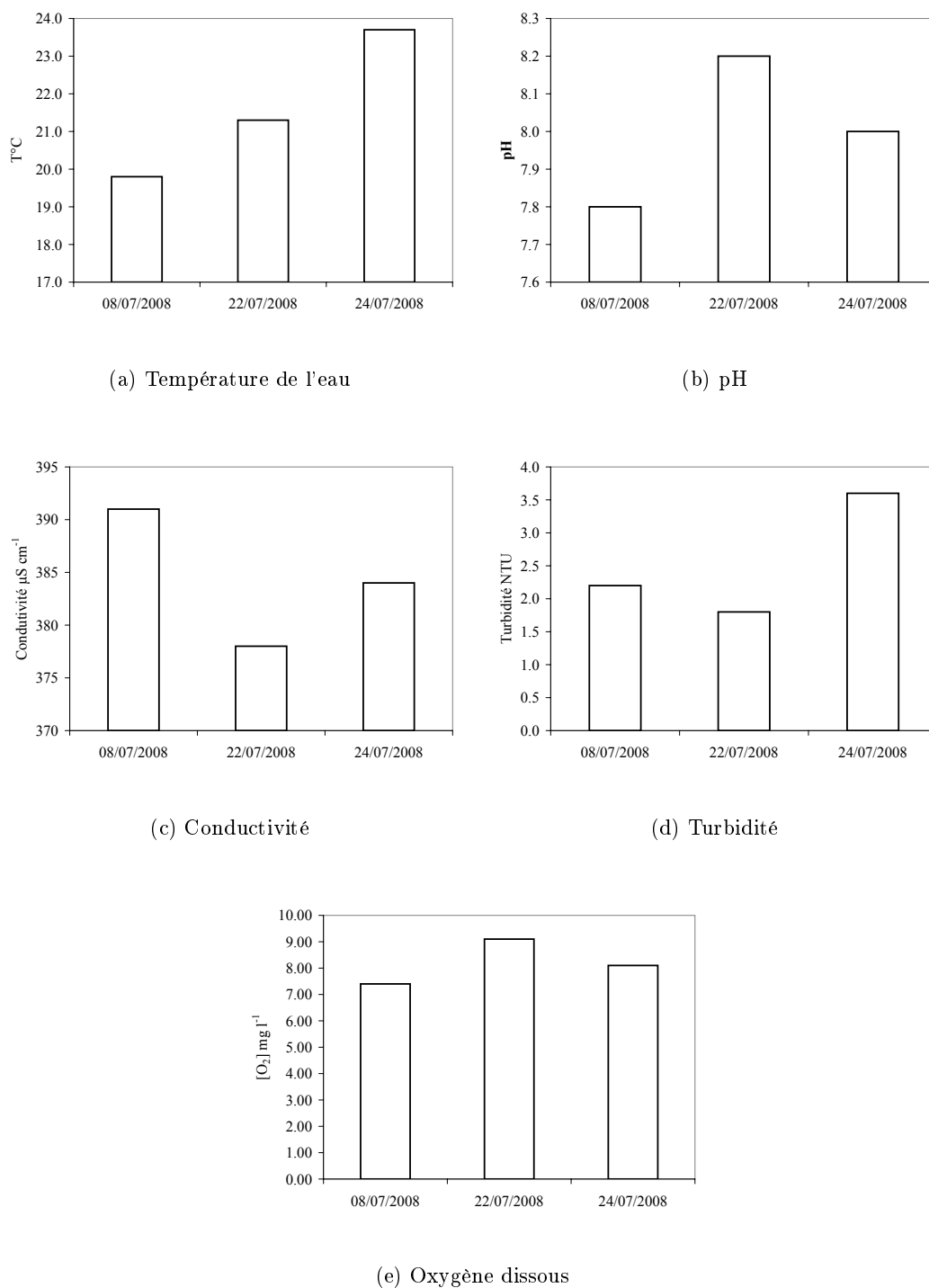


FIGURE 4.8 – Caractéristiques physico-chimiques de l'eau mesurées in situ dans le dispositif expérimental lors des prélèvements de 2008.

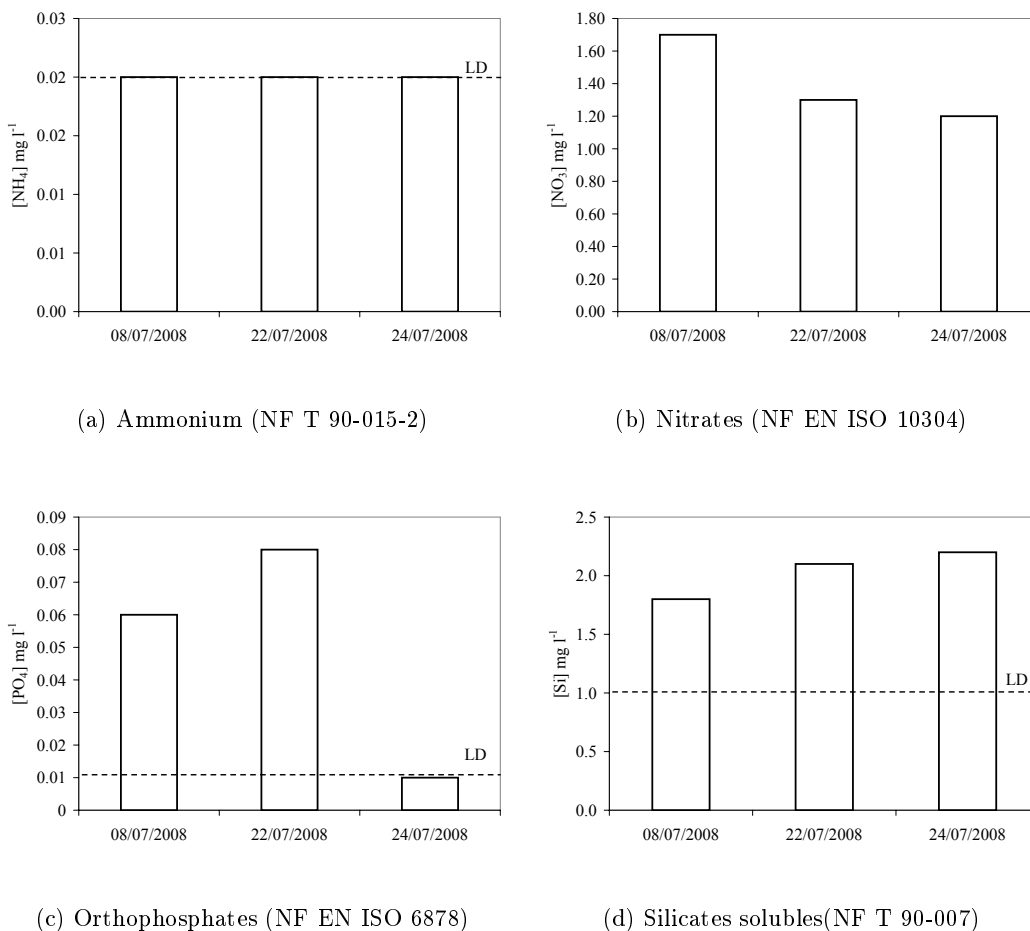


FIGURE 4.9 – Caractéristiques physico-chimiques de l'eau du dispositif expérimental lors des prélèvements de 2008 analysés en laboratoire. *La limite de détection est indiquée par la droite "LD".*

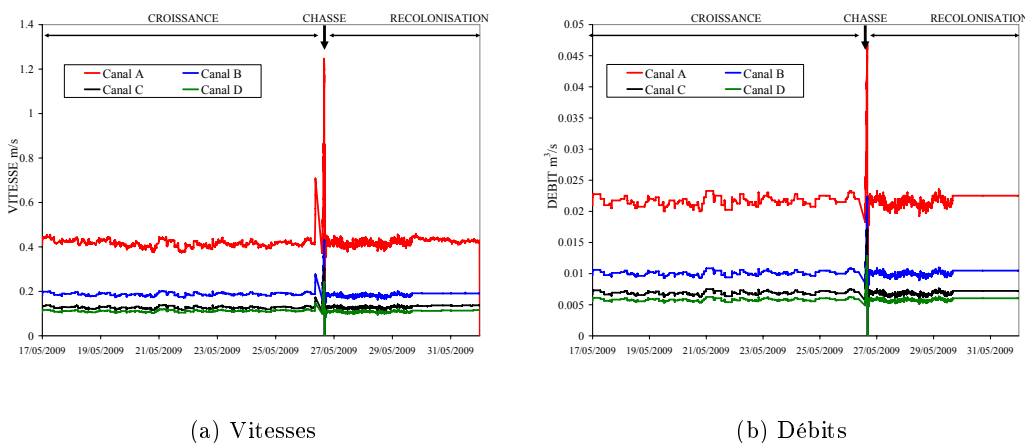


FIGURE 4.10 – Evolution de la vitesse moyenne et du débit dans les 4 canaux du dispositif expérimental, lors du suivi expérimental 2009.

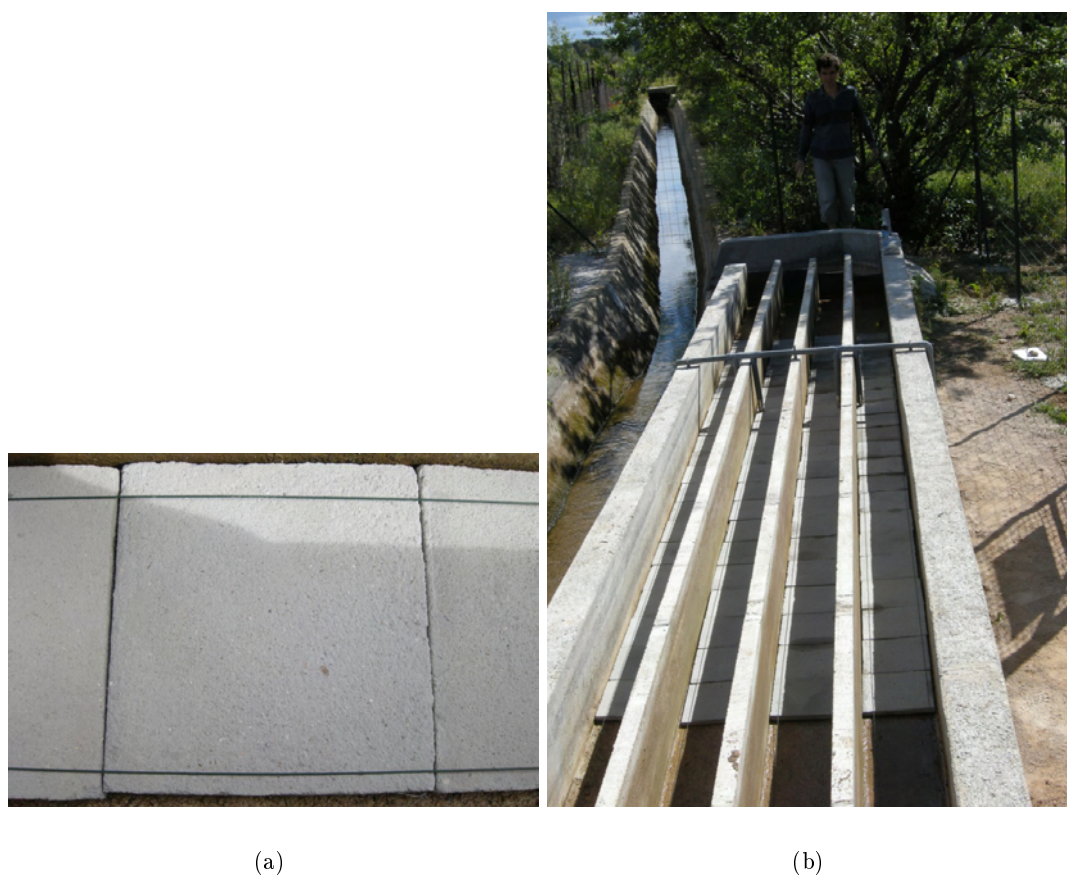


FIGURE 4.11 – Photographies de substrats artificiels utilisés pour les prélèvements de périphyton dans le dispositif expérimental (a), rugosité  $\approx 1$  mm ; et positionnement dans les canaux (b)

coloniales sont abondantes (Charpentier *et al.*, 2009). Les communautés algales benthiques de ces canaux sont donc marquées par une diversité spécifique assez importante. Leur variabilité dépend du régime hydraulique qui influence plutôt la morphologie de la communauté que les espèces présentes. Les régimes à faible vitesse favorisent le développement de formes coloniales qui présentent une moins bonne résistance au courant que les unicellulaires, mais une meilleure capacité de prélèvement des nutriments. En effet, le regroupement d'individus en filaments, par exemple, leur permet d'explorer l'espace proche environnant du substrat.

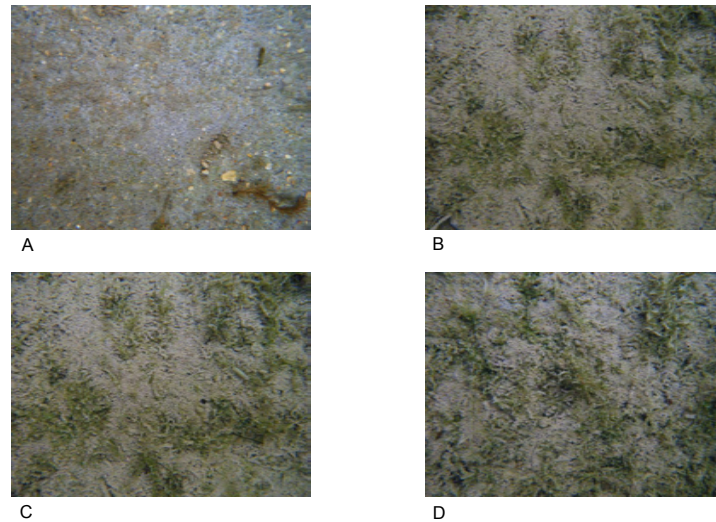


FIGURE 4.12 – Photographies des substrats artificiels colonisés dans les 4 canaux du dispositif expérimental, A : 0.36, B : 0.20, C : 0.13, D : 1.10  $\text{m s}^{-1}$ , après 26 jours de croissance, suivi 2009

### 4.3.2 Modélisation de la croissance algale benthique avec intégration du facteur hydrodynamique

#### Modèles existants

Les modèles de croissance algale sont nombreux et l'approche logistique développée par Monod (1949) est validée à travers un grand nombre de modèles dérivés et de leur application sur le terrain ou en laboratoire. Ces modèles sont applicables aux algues épilithiques bien que plutôt développés historiquement pour le phytoplancton. Ils permettent de représenter le phénomène de croissance en fonction des conditions de lumière, de température, et nutritives tout en intégrant des interactions comme la compétition entre individus ou la prédation. En revanche, l'intégration du facteur hydrodynamique n'est proposée que par peu de modèles. Certains modèles, développés pour représenter l'impact des crues sur le périphyton intègrent un facteur hydrologique mais ne sont pas adaptés pour représenter la phase de croissance en conditions hydrauliques quasi-constantes.

Quelques modèles intègrent l'effet de la vitesse sur la nutrition (Horner *et al.*, 1990; Saravia *et al.*,

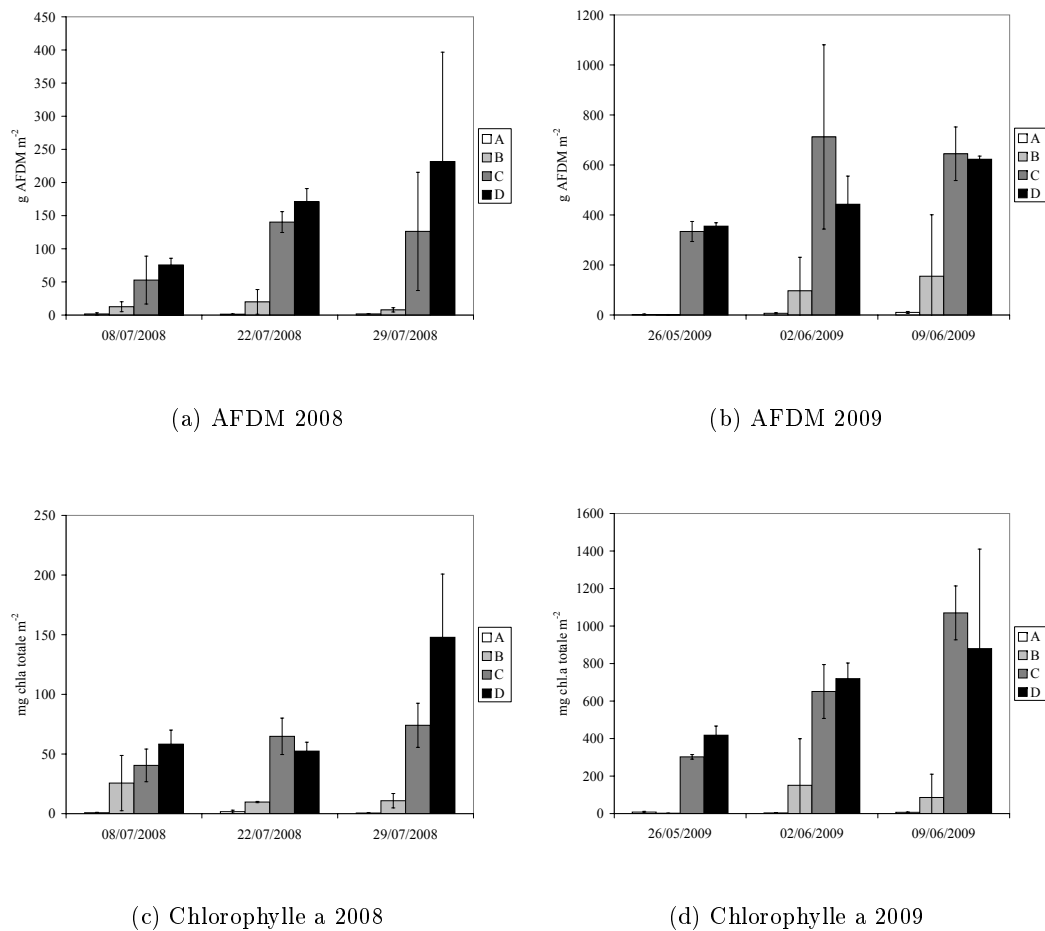


FIGURE 4.13 – Evolution de la biomasse périphytique (AFDM et Chl.a par unité de surface) dans les 4 canaux du dispositif, pour le suivi de 2008 avec A : 0.36, B : 0.20, C : 0.13, D : 0.11  $\text{m s}^{-1}$ , et de 2009 avec A : 0.34, B : 0.19, C : 0.13, D : 0.10  $\text{m s}^{-1}$

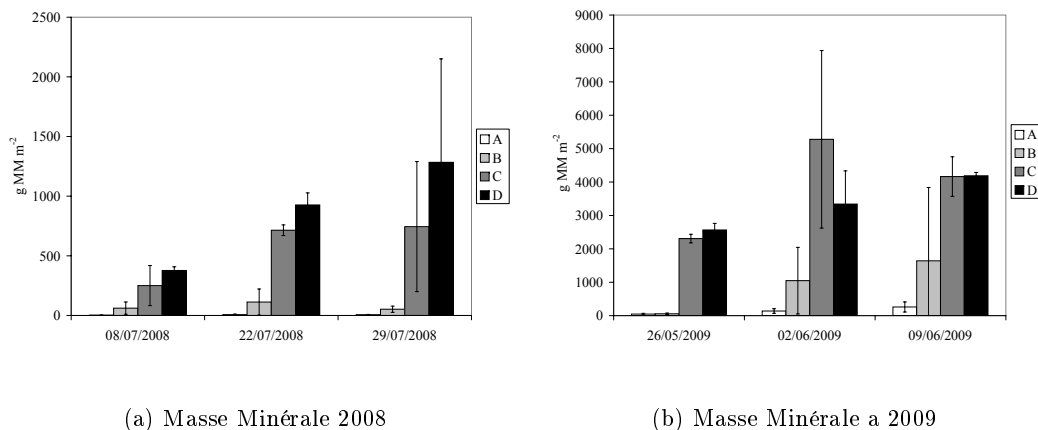


FIGURE 4.14 – Evolution de la masse minérale dans l'épilithon (en g par unité de surface) dans les 4 canaux du dispositif, pour le suivi de 2008 avec A : 0.36, B : 0.20, C : 0.13, D : 0.11  $\text{m s}^{-1}$ , et de 2009 avec A : 0.34, B : 0.19, C : 0.13, D : 0.10  $\text{m s}^{-1}$

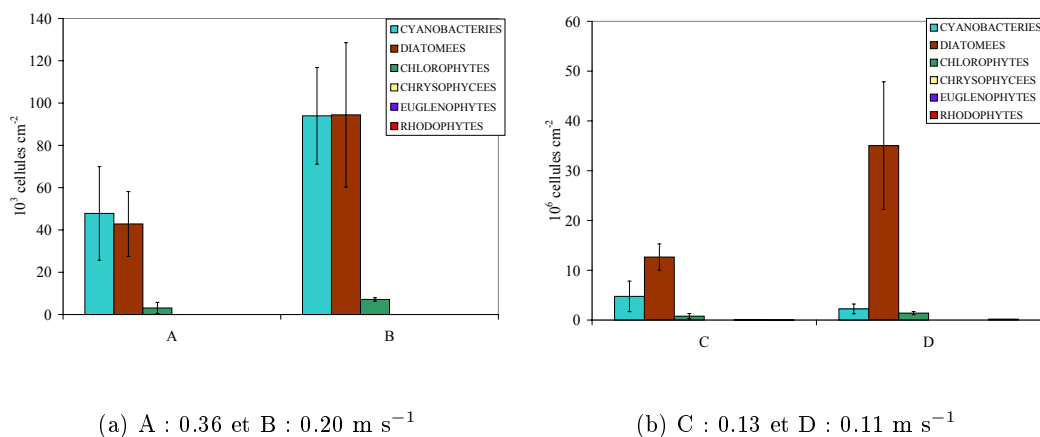


FIGURE 4.15 – Densité cellulaire après un mois de croissance en conditions hydrauliques constantes, dans les 4 canaux du dispositif expérimental.

1998; Tsujimoto et Tashiro, 2004) mais suite aux suivis de croissance, cet effet est supposé comme secondaire dans le système étudié. On s'intéresse donc plus particulièrement à la modélisation de l'effet mécanique du courant sur les algues benthiques, phénomènes exceptionnels (crues, étiages) mis à part. Cet effet, identifié comme un détachement "continu" par Boulêtreau *et al.* (2008), est encore appelé "autogenic sloughing". Ce détachement est dû à l'effet du courant combiné à la sénescence d'une partie de la colonie algale. Les premiers modèles intégrant ce détachement continu sont basés sur des analyses statistiques (Horner *et al.*, 1990; Biggs et Hickey, 1994) reliant la biomasse à une variable hydraulique (vitesse, débit, ou nombre de Froude). Certains modèles considèrent ce taux de détachement constant ou uniquement proportionnel à la biomasse en présence et ne font pas intervenir de lien avec les variables hydrodynamiques (Son et Fujino, 2003; Thomas, 2000; Nofdianto, 2005). Quelques modèles empiriques (Uehlinger *et al.*, 1996; Saravia *et al.*, 1998) sont basés sur des variables comme le débit ou la vitesse moyenne. Sur ces bases, Labiod *et al.* (2007) et Moulin *et al.* (2009) mettent en évidence l'effet du biofilm sur la déformation du champ de vitesse dans la couche limite turbulente et relie le détachement du biofilm à la vitesse de cisaillement  $u^*$ , évaluée à partir de la distribution des vitesses. Cette approche plus mécaniste est cependant plutôt adaptée à l'échelle du laboratoire, car elle nécessite des mesures de vitesses locales précises, par exemple par ADV (Acoustic Doppler Velocimetry). Le modèle de Asaeda et Son (2000) (Asaeda et Hong Son, 2001) considère ce phénomène de détachement continu à l'échelle des couches cellulaires filamenteuses ou non filamenteuses et cherche ainsi à représenter plutôt les processus élémentaires ayant lieu au sein de la colonie. Ces modèles de croissance algale intégrant un facteur hydrodynamique ont fait l'objet d'une revue détaillée de la littérature dans Fovet *et al.* (2010) et sont synthétisés dans le tableau 4.4.

### Modèle proposé

Sur la base des approches proposées par Uehlinger *et al.* (1996) et Labiod *et al.* (2007), une adaptation pour le cas des canaux de transport d'eau est proposée pour le terme de détachement continu des algues benthiques. Ce nouveau terme est exprimé en fonction de la contrainte de cisaillement moyenne à la paroi, par similitude avec les modèles d'érosion du substrat. L'évolution de la biomasse algale, modélisée en  $\text{kg d'AFDM m}^{-2}$ , est calculée à partir de la croissance à laquelle se retranche la part de biomasse détachée sous l'effet du courant :

$$\frac{dB}{dt} = \mu(t)B(t)F_{lim}(B) - \rho_{Det}(t)(B(t) - B_r) \quad (4.8)$$

où  $F_{lim}$  est une fonction de limitation de la croissance exprimée en général par :

$$F_{lim} = \left(1 - \frac{B(t)}{B_{Max}}\right) \quad (4.9)$$

avec  $B$  la biomasse algale,  $B_{Max}$  sa valeur maximale,  $B_r$  sa valeur résiduelle (i.e. la biomasse non détachable), en  $\text{kg m}^{-2}$ ;  $\mu$  le taux de croissance en  $\text{s}^{-1}$  et  $\rho_{Det}$  le taux de détachement en  $\text{s}^{-1}$ . Cette fonction  $F_{lim}$  exprime le ralentissement de la croissance au fur et à mesure que le nombre d'individus augmente : c'est le phénomène de compétition inter-individus, dû à l'encombrement

TABLEAU 4.4 – Synthèse des modèles de croissance algale en eaux douces intégrant le facteur hydrodynamique. Les milieux artificiels sur lesquels sont développés certains modèles sont tous des canaux de laboratoire d'échelle réduite.

Modèle	Variable Simulée	Processus	Entrées	Nombre de Paramètres	Application
McIntire (1973)	g of glucose/day	croissance, pertes, prédation	$I, T^\circ, U, [CO_2]$	> 19	Milieu artificiel
Horner <i>et al.</i> (1990)	mg chl.a m <sup>-2</sup>	croissance, détachement	$U, [PO_4]$	8	Milieu artificiel
Biggs et Hickey (1994)	mg chl.a m <sup>-2</sup>	distribution spatiale		2	Ohan river
Saravia <i>et al.</i> (1998)	mg chl.a m <sup>-2</sup>	colonisation, croissance, détachement	$U, [PO_4]$	10	Lujan river
Uehlinger <i>et al.</i> (1996)	mg chl.a m <sup>-2</sup>	croissance, détachement	$Q_{day}, I, T^\circ$	9	Necker River
Asaeda et Son (2000); Asaeda et Hong Son (2001)	mm <sup>3</sup> algae mm <sup>-2</sup>	colonisation, croissance, détachement	$U, I, T^\circ$	> 15	Milieu artificiel
Thomas (2000)	g AFDW m <sup>-2</sup>	croissance, détachement	$I, T^\circ$		Garonne River
Fothi (2003)	mg chl.a m <sup>-2</sup>	croissance, détachement	$u^*, I, T^\circ$	9	Milieu artificiel
Son et Fujino (2003)	cells density (cells mm <sup>-2</sup> )	croissance, détachement, prédation	$[PO_4], [NO_3], [NH_4], I$	13	Milieu artificiel
Tsujimoto et Tashiro (2004)	mg AFDW m <sup>-2</sup>	croissance, détachement	$u^*, U, I, h$	> 5	Yahagi River
Flipo <i>et al.</i> (2004)	g Cm <sup>-2</sup>	croissance, abrasion, pertes	$Q, [NH_4], I$	10	Morin River
Nofdianto (2005)	mg AFDW m <sup>-2</sup>	croissance, détachement	$I, T^\circ$		Garonne River
Labiod <i>et al.</i> (2007)	mg chl.a m <sup>-2</sup>	croissance, détachement	$u^*, I, T^\circ$	9	Milieu artificiel
Toda <i>et al.</i> (2009)	mg chl.a	croissance, détachement	$\tau_0, T^\circ, I, [PO_4], [NO_3], [NH_4]$	9	Yahagi River

spatial notamment. Certains auteurs expriment un peu différemment cette fonction de limitation, notamment Uehlinger *et al.* (1996) qui utilise une cinétique Mickaëlienne pour représenter cette saturation :

$$F'_{lim} = \frac{1}{1 + k_{inv}B} \quad (4.10)$$

où  $k_{inv}$  est l'inverse de la constante de demi-saturation.

Le taux de croissance est calculé de manière classique, suivant le modèle standard de Monod (1949), en fonction des facteurs physico-chimiques :

$$\mu(t) = \mu_0 \theta^{T(t)-T_0} \frac{I(t)}{I_{opt}} e^{1 - \frac{I(t)}{I_{opt}}} \min \left( \frac{N_i(t)}{N_i(t) + K_{N_i}} \right) \quad (4.11)$$

où  $\mu_0$  est le taux de croissance de référence (s<sup>-1</sup>),  $T$  est la température et  $T_0$  sa valeur de référence (° C),  $I$  l'intensité lumineuse et  $I_{opt}$  sa valeur optimale (W m<sup>-2</sup>),  $N_i$  la concentration en nutriments  $i$ , et  $K_{N_i}$  la valeur de sa constante de demi-saturation (kg m<sup>-3</sup>). L'intensité lumineuse peut être réduite en fonction de la profondeur pour les eaux turbides et/ou profondes :

$$I = I_s e^{-k_{ext}h} \quad (4.12)$$

où  $k_{ext}$  est un facteur d'extinction lié à la turbidité,  $h$  la hauteur d'eau et  $I_s$  l'intensité lumineuse reçue sous la surface. Ces fonctions illustrent toutes un effet de stimulation de la croissance

lorsque le facteur (lumière, température, nutriment) augmente, avec un effet de saturation pour les nutriments voire d'inhibition par la lumière si la valeur optimale est dépassée. La figure 4.16 montre la sensibilité de la fonction  $\mu$  en fonction des valeurs de température, d'intensité lumineuse et de concentration en nutriment limitant. Dans les sites étudiés, ces facteurs peuvent être limitants et réduire le taux de croissance.

Le taux de détachement est appliqué à la quantité  $(B(t) - B_r)$  comme dans le modèle proposé par Uehlinger *et al.* (1996) qui représente la biomasse détachable. La biomasse résiduelle permet d'intégrer les cellules algales incrustées le plus profondément dans les microrugosités du substrat où les conditions de cisaillement sont très localement différentes de celles exercées sur la totalité de la population algale. Uehlinger *et al.* (1996) expriment le terme de détachement continu comme une fonction proportionnelle au débit  $Q$  :

$$\rho_{Det,U} = C_{det}Q(t)(B(t) - B_r) \quad (4.13)$$

où  $C_{det}$  est le coefficient de détachement. Le débit est une variable de gestion importante dans les réseaux de canaux ou les rivières aménagées. Toutefois, il reflète mal les conditions de cisaillement imposées, car selon la géométrie des biefs et la hauteur d'eau, les vitesses et conditions de cisaillement associées à une même valeur de débit peuvent être très différentes. Labiod *et al.* (2007) puis Moulin *et al.* (2009) proposent donc une reformulation de ce terme de détachement par une approche plus mécaniste. Ils considèrent que ce taux est proportionnel à la vitesse de frottement ou vitesse de cisaillement  $u^*$  :

$$\rho_{Det,L} = C'_{det}u^*(t)(B(t) - B_r) \quad (4.14)$$

Ce paramètre est en effet directement lié à la contrainte de cisaillement (cf eq. 4.1), et est calculé à partir de profils de vitesse par ADV ou LDV. Ces profils sont réalisés sur un canal expérimental muni de fenêtres de mesure aux parois vitrées. Ces mesures de précision permettent de mettre en évidence les processus élémentaires impliqués dans les interactions locales entre biofilms et flux d'eau à l'échelle de la couche limite les séparant. Des applications en rivière sont actuellement en cours sur la Garonne (Graba *et al.*, 2010). Toutefois, étant donné la grande diversité de la couverture algale dans les systèmes réels (canaux et rivières) et le problème du changement d'échelle posé par les mesures locales, elles apparaissent moins appropriées dans une perspective de gestion.

Saravia *et al.* (1998) propose dans un modèle en temps discret, un terme de détachement proportionnel au carré de la vitesse moyenne. En prenant  $B_r = 0$ , ce terme de détachement en temps continu correspond à l'équation suivante :

$$\rho_{det,S} = C_{det}(U(t) - U_b)^2 \quad (4.15)$$

avec  $U_b$  la vitesse de base sous laquelle s'effectue la croissance. Ce terme est donc plutôt un terme de détachement occasionnel qui a lieu lorsque la vitesse  $U$  excède sa valeur de base. Dans notre

expérimentation, les conditions sont constantes. Ainsi, la vitesse de base a été considérée par la suite comme une vitesse "seuil" au-delà de laquelle le détachement continu commence à s'opérer. Sur la base de ces travaux, nous proposons une formulation construite par similitude avec les modèles de transport solide. Le phénomène de détachement des cellules algales sous l'effet du cisaillement peut être apparenté au phénomène d'érosion des particules de sédiments. Bien qu'il n'existe pas à ce jour de modèle reconnu comme universel pour l'érosion, le taux d'érosion est en général représenté comme une fonction croissante de la de contrainte de cisaillement, éventuellement à partir d'une valeur critique (Wu, 2008). La plupart des modèles d'érosion de sédiments non cohésifs utilisent la contrainte de cisaillement adimensionnelle ou nombre de Shields pour exprimer la capacité de transport de sédiments. Celle-ci s'exprime en fonction de la contrainte de cisaillement moyenne au fond  $\tau_f$ , du diamètre représentatif des sédiments  $d$  (en général le  $d_{50}$ ) et de leur masse volumique  $\rho_s$  :

$$\Phi = \frac{\tau_f}{(\rho_s - \rho)dg} \quad (4.16)$$

Par simplification, on peut exprimer la plupart des modèles de transports de sédiments non cohésifs à l'équilibre sous la forme (Belaud, 2000) :

$$q_b \sqrt{\frac{\rho}{g(\rho_s - \rho)d^3}} = a_1(\Phi - \Phi_{cr})^{a_2} \quad (4.17)$$

où  $a_1$  et  $a_2$  sont des coefficients sans dimension (avec par exemple  $a_2 = 1.5$  pour la formule de Meyer-Peter-Muller). Dans les modèles de sédiments cohésifs (Partheniades, 1986), le taux d'érodibilité  $\rho_{er}$  s'exprime directement en fonction de la contrainte de cisaillement :

$$\rho_{er} = C_e \left( \frac{\tau_0(t) - \tau_{0,c,er}}{\tau_{0,c,er}} \right)^{\beta_{er}} \quad (4.18)$$

où  $\tau_{0,c,er}$  est la valeur critique pour l'érosion de la contrainte de cisaillement, et  $\beta_{er}$  un exposant compris entre 0.5 et 2.5.  $C_e$  et  $\tau_{0,c,er}$  dépendent de la densité (ici masse volumique relative à celle de l'eau) des sédiments, de leur composition minérale, des matériaux organiques, de la salinité, température, du pH, du rapport d'absorption de sodium... (Wu, 2008; Yalin, 1977). Les colonies benthiques forment un matelas de filaments enchevêtrés les uns aux autres et se rapprochent par cette structure plutôt des sédiments cohésifs. De la même manière, on propose donc la formulation suivante pour le terme de détachement algal continu :

$$\rho_{Det} = C_d \left( \frac{\tau_0(t) - \tau_{0,s}}{\tau_{ref}} \right)^{\beta_d} \quad \text{si } \tau_0(t) > \tau_{0,s} \quad (4.19)$$

$$\rho_{Det} = 0 \quad \text{sinon} \quad (4.20)$$

où  $\tau_{0,s}$  est la valeur seuil de contrainte de cisaillement à partir de laquelle le détachement a lieu. Elle traduit la sensibilité des algues qui peut varier selon les espèces présentes et les architectures dominantes au sein de la colonie. En fixant  $\tau_{ref} = \tau_{0,s}$ , le terme est adimensionnalisé en considérant l'intensité du cisaillement par rapport à la valeur seuil. Une analyse de sensibilité au

paramètre  $\beta_d$  est conduite par la suite et montre qu'entre 1 et 1.5, sa valeur modifie peu le taux de détachement car l'ajustement du coefficient  $C_d$  compense les effets de l'exposant (voir section 4.3.2). Il est donc fixé à 1.5 comme dans bon nombre des modèles d'érosion. Ce modèle est donc appliqué aux données acquises au cours des expérimentations réalisées sur ce dispositif en 2008 (croissance du 01/07/2008 au 29/07/2008). Ces résultats de simulation sont comparés à ceux obtenus avec le modèle original proposé par Uehlinger *et al.* (1996) et le modèle de Saravia *et al.* (1998) adapté pour une simulation en temps continu, dans les 4 régimes hydrauliques constants.

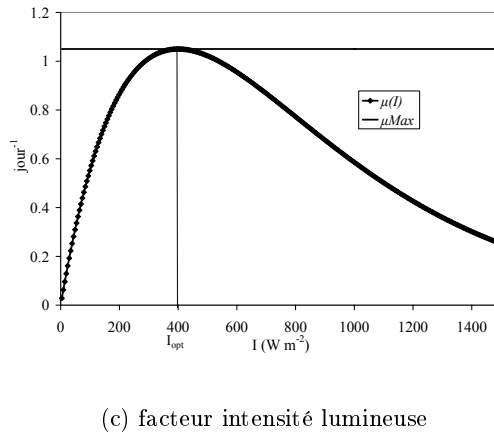
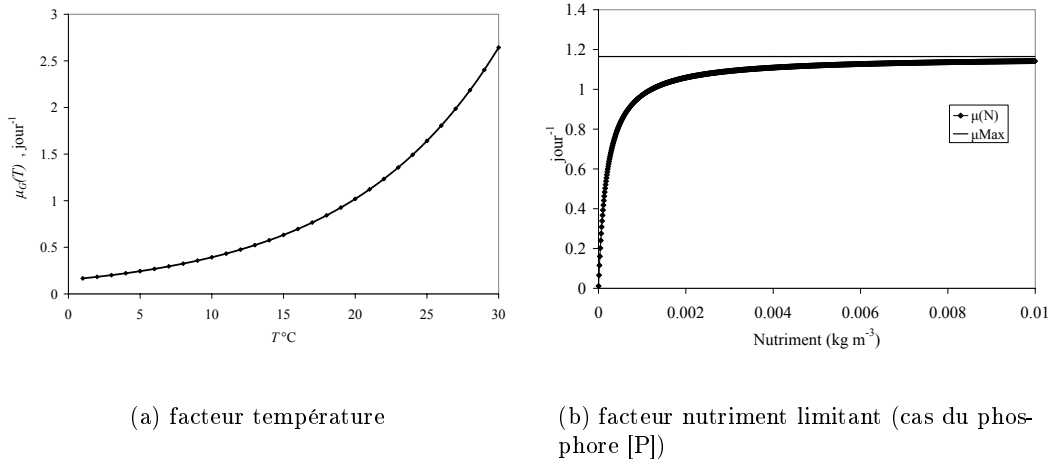


FIGURE 4.16 – Sensibilité du taux de croissance  $\mu$  en fonction des facteurs de croissance et taux maximal à 20 °C ( $\mu_0$ ).  $T_0 = 20$  °C,  $\mu_0 = 1.2 \text{ j}^{-1}$ ,  $\theta = 1, K_P = 10 \cdot 10^{-6} \text{ kg m}^{-3}$ ,  $I_{opt} = 400 \text{ W m}^{-2}$ .

### Application du modèle au dispositif expérimental : identification des processus dominants

**Calibration** La calibration est menée de manière à ajuster séparément les termes de croissance et de détachement. Afin de calibrer dans un premier temps les paramètres du terme de croissance (eq. 4.11), seules les données du canal D (courant le plus lent) sont considérées. Sur ce canal, les

contraintes de cisaillement sont suffisamment faibles pour que le terme de détachement continu puisse être négligé. La comparaison avec les conditions hydrauliques de quelques stations du canal réel (voir tableau 4.3) montre effectivement que les conditions de cisaillement sont très faibles dans ce canal. Les paramètres  $K_i$ ,  $I_{opt}$ ,  $\theta$  et  $T_0$  sont fixés égaux aux valeurs standard recensées dans la littérature (Boulétreau, 2007; Ding *et al.*, 2007), (tableau 4.6). Les paramètres  $\mu_0$ ,  $B_{max}$  sont optimisés en minimisant l'erreur quadratique entre biomasse simulée et biomasse mesurée à chaque prélèvement pour le canal D. Ce critère correspond à la somme des carrés des écarts normalisée par la moyenne du carré des mesures :

$$MSE_{norm} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (B_{mes,i} - B_{sim,i})^2}{\sum_i (B_{mes,i})^2}} \quad (4.21)$$

avec  $B_{mes,i}$  et  $B_{sim,i}$  les biomasses respectivement mesurée et simulée au jour  $i$ . L'optimisation de ces paramètres est faite en prenant des valeurs initiales égales aux valeurs standard de la littérature. Pour le modèle de Uehlinger *et al.* (1996) on procède de la même manière pour calibrer les paramètres  $\mu_0$  et  $k_{inv}$ . Le tableau 4.6 indique les valeurs obtenues pour chacun des paramètres de croissance, et fournit les valeurs de l'erreur quadratique moyenne normalisée pour les 2 types de formulations de la fonction de limitation de la croissance (cf. eqs. 4.9 et 4.10). Les deux expressions (cf. eqs. 4.9 et 4.10) de  $F_{lim}$  semblent donc équivalentes au regard du critère choisi.

Les variables hydrauliques considérées par chacun des modèles ( $Q$ ,  $U$  et  $\tau_0$ ) sont obtenues à partir des mesures in situ et récapitulées dans le tableau 4.5.

L'hypothèse d'un détachement nul dans le canal D implique une valeur minimale de la valeur seuil de  $\tau_0$  au moins égale à sa valeur dans le canal D. On fixe donc  $\tau_{0,s} = \tau_0(D)$ , pour tous les canaux. Dans le modèle de Uehlinger *et al.* (1996), la variable considérée est le débit et sa valeur seuil est nulle. Dans le modèle de Saravia *et al.* (1998), cette valeur seuil est prise par  $U_b$ , et est fixée égale à la vitesse moyenne dans le canal D. Ainsi le détachement dans le canal D est nul pour les deux modèles, celui que nous proposons et celui de Saravia *et al.* (1998) ; les biomasses simulées dans le canal D par chacun de ces modèles sont donc égales.

De la même manière, la valeur maximale de biomasse résiduelle est donnée par la biomasse minimale mesurée sur les canaux, on la fixe donc égale à cette valeur minimale pour tous les canaux également, pour le nouveau modèle proposé et celui de Uehlinger *et al.* (1996). Saravia *et al.* (1998) ne considèrent pas de biomasse résiduelle.

Le coefficient de détachement est donc le seul paramètre à calibrer pour le terme de détachement continu. L'objectif étant de représenter les 4 régimes hydrauliques, ce coefficient est calé pour les 3 modèles en minimisant le critère pour les prélèvements des 4 canaux simultanément. Pour le détachement le critère s'exprime comme :

$$MSE_{norm} = \sum_{j=1}^4 \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (B_{mes,i,j} - B_{sim,i,j})^2}{\sum_i (B_{mes,i,j})^2}} \quad (4.22)$$

où  $j = [1; 2; 3; 4]$  correspond respectivement aux mesures et simulations pour les canaux A, B, C et D. Les valeurs des paramètres et variables sont récapitulées dans le tableau 4.7 pour chacun des modèles testés. Notons que l'unité du coefficient de détachement n'est pas la même selon le modèle puisque la variable hydraulique n'est pas toujours adimensionalisée. Dans le modèle que nous proposons, il est homogène à l'inverse d'un temps. La valeur calibrée est donc de  $1/(28 \text{ jours})$ .

TABLEAU 4.5 – Valeur des variables hydrauliques dans chacun des 4 canaux, Données 2008.

Variable	Unité	canal A	canal B	canal C	canal D
$Q$	$\text{l s}^{-1}$	18.9	10.0	7.0	6.0
$h$	m	0.24	0.24	0.24	0.24
$U$	$\text{m s}^{-1}$	0.36	0.20	0.13	0.10
$\tau_0$	$\text{N m}^{-2}$	1.19	0.27	0.15	0.09

TABLEAU 4.6 – Valeur des paramètres du terme de croissance calibrés sur le canal D ( $0.10 \text{ m s}^{-1}$ ) et  $MSE_{norm}$ , données 2008.

Paramètre	Unité	Uehlinger <i>et al.</i> (1996)	Saravia <i>et al.</i> (1998)	Eqs. 4.19 et 4.20
$\Theta$	1	1	1	1
$T_0$	$^{\circ}\text{C}$	20	20	20
$I_{opt}$	$\text{W m}^{-2}$	400	400	400
$k_{ext}$	1	0	0	0
$K_N$	$\text{kg m}^3$	$0.2 \cdot 10^{-3}$	$0.2 \cdot 10^{-3}$	$0.2 \cdot 10^{-3}$
$K_P$	$\text{kg m}^3$	$10 \cdot 10^{-6}$	$10 \cdot 10^{-6}$	$10 \cdot 10^{-6}$
$\mu_0$	$\text{j}^{-1}$	1.2	1.2	1.2
$B_{Max}$	$\text{kg m}^{-2}$		0.3	0.3
$k_{inv}$	$\text{m}^2\text{kg}^{-1}$	0.508		
$MSE_{norm}$	1	0.031	0.031	0.031

**Résultats comparatifs sur les modèles existants et le modèle proposé** Les simulations de chaque modèle sont comparées aux mesures de biomasse pour chacun des canaux en figure 4.17. La valeur du critère est donnée dans le tableau 4.7. La dynamique est globalement bien représentée par le nouveau modèle proposé, notamment pour le canal le plus rapide (A) où il est le seul à représenter correctement l'évolution de la biomasse périphytique. Dans le modèle de Saravia *et al.* (1998), la biomasse résiduelle est nulle, la biomasse simulée tend donc vers 0 lorsque la vitesse augmente. Le modèle de Uehlinger *et al.* (1996) n'intègre pas d'effet de seuil sur la variable hydraulique, ainsi le coefficient de détachement est le seul paramètre qui agit sur l'accumulation de biomasse. Ce seul paramètre ne permet pas d'estimer correctement la dynamique dans les 4 canaux simultanément : ici la biomasse est sous-estimée dans les canaux les plus lents (C et D), un coefficient plus faible sur-estimerait la biomasse dans les canaux les plus rapides (A et B). Le nouveau modèle présente en outre la plus basse valeur de critère,

TABLEAU 4.7 – Valeur des variables et paramètres du terme de détachement pour chacun des modèles, calibrés pour les 4 canaux simultanément et  $MSE_{norm}$ , données 2008. \* si on fixe  $\tau_{ref} = 1$ , on obtient alors les mêmes résultats de critère avec un coefficient de détachement légèrement différent

Modèle	Uehlinger <i>et al.</i> (1996)	Saravia <i>et al.</i> (1998)	Eqs. 4.19 et 4.20
Variable hydraulique	$Q(t)$	$U(t)$	$\tau_0(t)$
Valeur seuil	0	$U_b = 0.010$	$\tau_{0,s} = 0.09^*$
Valeur de référence	1	1	$\tau_{0,s}$
Exposant	1	2	1.5
Coefficient de détachement	12.25	18.1	0.035
$B_r$	0.0014	0	0.0014
$MSE_{norm}$	2.04	1.64	0.76

toutefois cette valeur varie peu entre les 3 modèles, et les résultats sont souvent assez proches de ceux du modèle de Saravia *et al.* (1998). Sur le canal B, notons que les 3 modèles produisent des résultats similaires. Ainsi la calibration de trois paramètres permet de simuler la dynamique de la biomasse algale périphytique, sous différents régimes hydrauliques, de manière satisfaisante compte tenu des erreurs sur les mesures de biomasse.

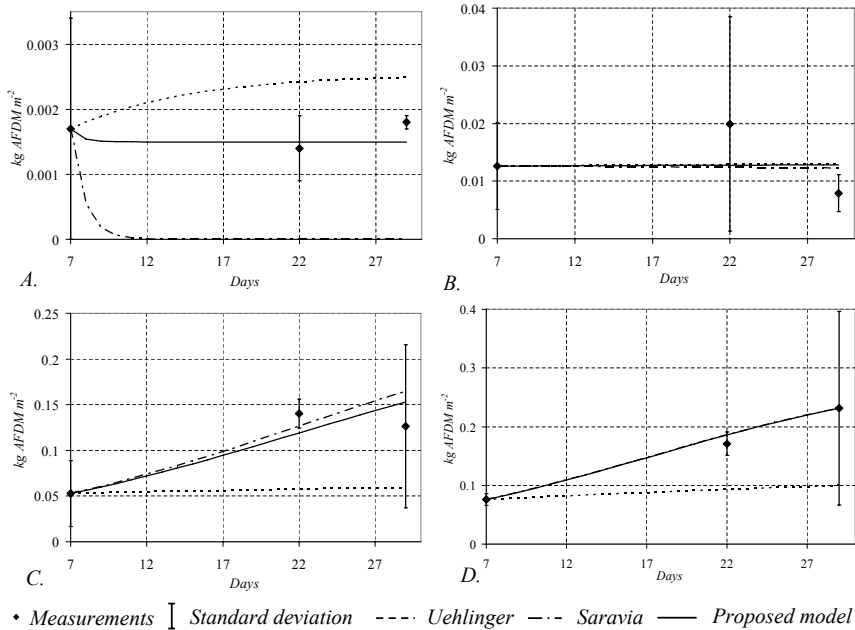


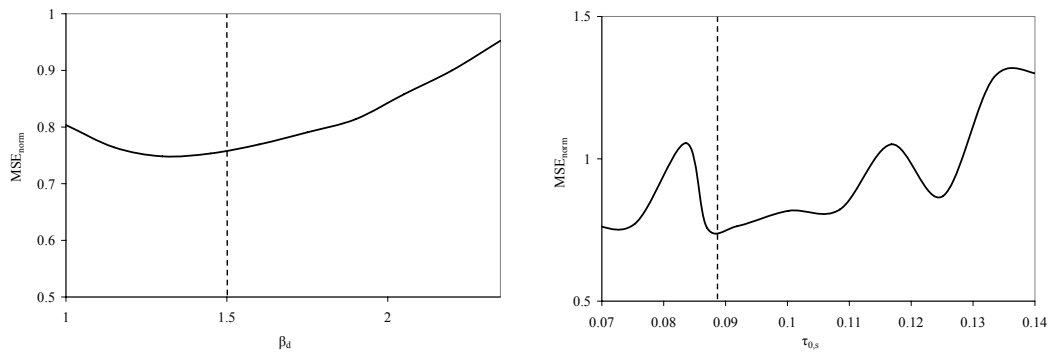
FIGURE 4.17 – Biomasses mesurées et simulées en kg d’AFDM m<sup>-2</sup>, avec les 3 modèles sur les 4 canaux où A : 0.36, B : 0.20, C : 0.13, D : 0.11 m s<sup>-1</sup>

**Analyse de sensibilité** Une analyse de la sensibilité du modèle à la valeur de l’exposant du terme de détachement  $\beta_d$  montre que les résultats sont peu sensibles, du point de vue du critère choisi, à la valeur de ce paramètre (Fig. 4.18 a). Les valeurs optimales sont comprises entre 1 et

1.5, ce qui est cohérent avec les valeurs utilisées dans les modèles de transport solide. L'optimum est très légèrement déplacé vers 1.35, vu la faible dégradation du critère, on arrondit à 1.5 cette valeur optimale.

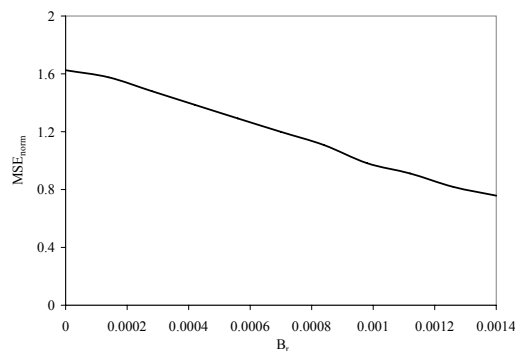
En considérant le détachement négligeable sur le canal D, la valeur de la contrainte seuil admet une borne inférieure :  $\tau_{0,s} \geq \tau_0(D)$ . Nous avons fait le choix de fixer  $\tau_{0,s}$  à cette valeur minimale. Une analyse de l'évolution du critère  $MSE_{norm}$  (voir Fig. 4.18 b) en fonction des valeurs de  $\tau_{0,s}$  montre qu'en effet, le choix de fixer la contrainte seuil au minimum permet de minimiser la valeur du critère.

De même, la biomasse résiduelle doit vérifier  $B_r \leq \min(B_{mes})$ . Elle a été fixée égale à sa borne supérieure donnée par les mesures de biomasses. L'analyse de l'évolution du critère pour des valeurs inférieures de  $B_r$  montre encore que la valeur fixée permet de minimiser le critère (Fig. 4.18 c). Ainsi les résultats sont peu sensibles au choix des valeurs de ces paramètres non calibrés.



(a) Exposant  $\beta_d$

(b) Contrainte seuil  $\tau_{0,s}$



(c) Biomasse résiduelle  $B_r$

FIGURE 4.18 – Evolution de la racine de l'erreur quadratique moyenne normalisée  $MSE_{norm}$  en fonction de la valeur des paramètres du terme de détachement continu : (a) l'exposant du terme de détachement continu, (b) la contrainte de cisaillement seuil et (c) la biomasse résiduelle.

**Etat d'équilibre** Le modèle admet des états d'équilibre si  $B(t = 0) \geq B_r$ , i.e. des états  $B^*$  qui vérifient  $\frac{dB^*}{dt} = 0$ . Le premier est l'état nul, où  $B(t = 0) = B_r = 0$ . Le second équilibre correspondant à une biomasse non nulle  $B^*$  est atteint lorsque croissance et détachement se compensent :

$$\frac{dB^*}{dt} = 0 = \mu B^* \left( 1 - \frac{B^*}{B_{max}} \right) - \rho_{Det} (B^* - B_r) \quad (4.23)$$

En conditions constantes, les taux de croissance et de détachement sont en effet constants :  $\mu(t) = \mu$  et  $\rho_{Det}(t) = \rho_{Det}$ . Notons que si  $\mu < \rho_{Det}$ , toute la biomasse est rapidement détachée, l'équilibre correspond alors à une biomasse nulle. L'équilibre peut finalement s'écrire analytiquement de la manière suivante :

$$B^* = B_{max} \frac{\mu - \rho_{Det} + \sqrt{(\mu - \rho_{Det})^2 + 4 \frac{\mu}{B_{max}} \rho_{Det} B_r}}{2\mu} \quad (4.24)$$

Dans les canaux A et B on tend rapidement vers cet équilibre car le détachement est important. Cet équilibre peut être calculé pour chacun des modèles ; ces valeurs sont comparées à la valeur de biomasse en fin de suivi sur chaque canal en figure 4.19. La biomasse à l'équilibre pour le canal A est un peu faible par rapport aux valeurs mesurées en fin de suivi. En revanche, les valeurs calculées pour les 3 autres canaux sont cohérentes avec les mesures. Des mesures sur les quelques semaines suivant la période de monitoring auraient été nécessaires dans les canaux A, B et D pour valider cette notion de biomasse à l'équilibre, en vérifiant que la biomasse se stabilise. Les études en milieux naturels montrent que la croissance d'une communauté algale atteint une phase de stabilisation, suivie en général d'une décroissance de la biomasse en raison d'une mortalité accrue par des facteurs externes (Nofdianto, 2005). Sans ces perturbations, la population se stabiliserait donc a priori autour de cet équilibre.

### Discussion sur la biomasse à l'équilibre et lien avec les conditions de cisaillement

L'expression de la biomasse à l'équilibre fait intervenir finalement une fonction de la contrainte de cisaillement puisque  $\rho_{Det}$  est une fonction du  $\tau_0$ .

Le sens physique de cette relation renvoie aux observations faites sur la rigole secondaire et la longueur des filaments qui s'y sont développés (chap. 3 section 3.2). Le raisonnement conduit à l'échelle d'un filament peut être ici rapporté à la biomasse à l'équilibre en considérant une population d'algues uniquement filamenteuses de longueur homogène. On peut alors écrire la biomasse comme proportionnelle à la longueur des filaments :

$$B = k \rho_{algues} L_{fil} \quad (4.25)$$

La biomasse à l'équilibre correspond ainsi à une biomasse algale dont la longueur de filaments est fonction de la contrainte de cisaillement. La force de traînée a été définie comme une fonction du carré de la vitesse moyenne (Asaeda et Son, 2000; Nikora *et al.*, 1998a), qui d'après l'approximation de la contrainte de cisaillement donnée en equation 4.4, est proportionnelle à cette contrainte  $\tau_0$ . En utilisant la relation proportionnelle entre la surface extérieure du filament (sur

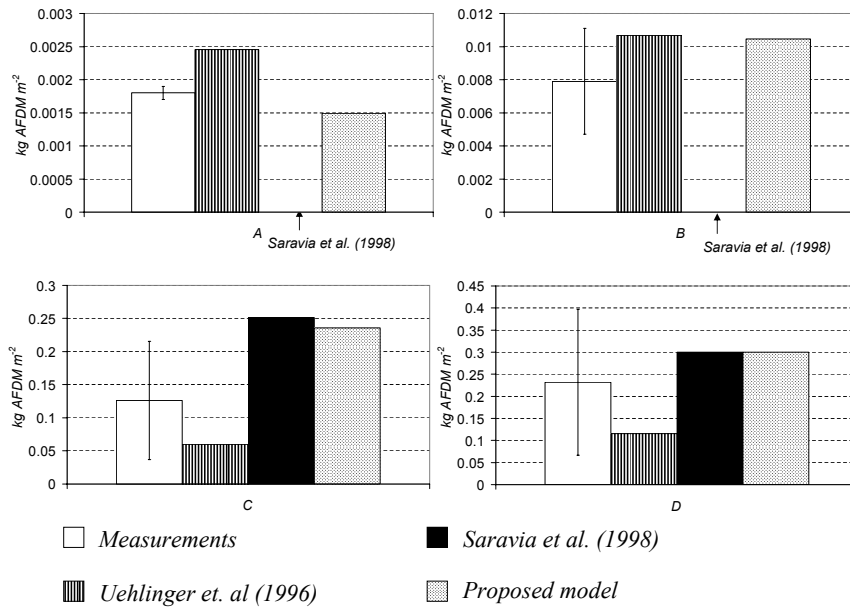


FIGURE 4.19 – Biomasses à l'équilibre en kg d'AFDM  $m^{-2}$  pour chacun des 3 modèles et biomasse mesurées après croissance pendant 30 jours pour chacun des canaux où A : 0.36, B : 0.20, C : 0.13, D : 0.11  $m s^{-1}$ , données 2008.

laquelle s'exerce la force du courant) et sa longueur, on peut réécrire la force  $F_{drag}$  en fonction du  $\tau_0$  et donc la longueur de filament non détachable :

$$F_{drag} = a\tau_0 L_{fil}$$

avec  $a$  un coefficient de proportionnalité. Ainsi le processus de détachement a lieu si  $L_{fil} \geq L_{max} = \frac{F_{cr}}{a\tau_0}$ . La longueur des filaments, et donc la biomasse correspondante à l'équilibre (eq. 4.25) va donc être d'autant plus importante que le  $\tau_0$  est faible.

Les valeurs de  $B^*$  calculées en fonction de la contrainte de cisaillement (eq. 4.24) sont comparées aux valeurs de biomasses mesurées en fin de période de croissance (1 mois) pour les années 2008 et 2009 (voir Fig. 4.20). La biomasse maximale  $B_{Max}$  est prise à 300  $g m^{-2}$  pour 2008 conformément à la valeur calibrée, et à 320  $g m^{-2}$  pour l'année 2009. Cette décroissance de la biomasse à l'équilibre en fonction du  $\tau_0$  semble cohérente avec les mesures de terrain. Pour l'année 2008, seul le canal A semble avoir atteint son état stable, tandis que pour l'année 2009 seul le canal B semble avoir encore une marge de croissance à la fin de la période de croissance en conditions constantes.

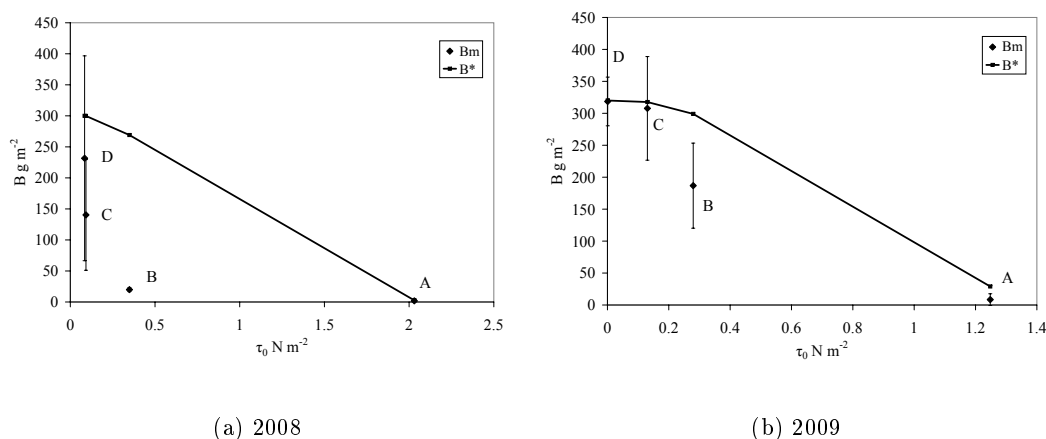


FIGURE 4.20 – Biomasses à l'équilibre  $B^*$  en fonction de la contrainte de cisaillement moyenne à la paroi  $\tau_0$  et biomasses mesurées en fin de période de croissance pour les années 2008 et 2009 dans le dispositif expérimental.

## 4.4 Expérimentations de chasses hydrauliques pour le détachement de la biomasse benthique

### 4.4.1 Sensibilité des algues aux perturbations hydrodynamiques

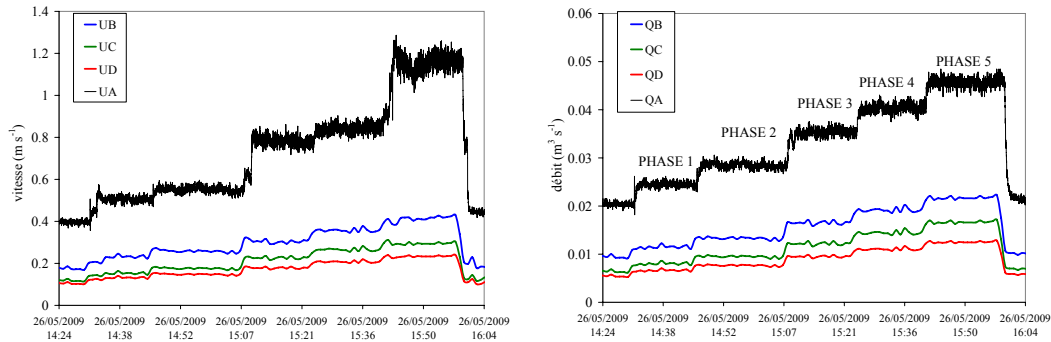
On s'intéresse maintenant à la réponse des algues à une perturbation hydraulique après une phase de croissance à régime constant. On sait en effet que les variations du régime hydrodynamique, qui correspondent aux crues dans les milieux naturels, ont un effet très structurant sur la communauté périphytique (Boulêtreau *et al.*, 2008; Flinders et Hart, 2009). Les études hydrobiologiques et les expérimentations in situ (voir chap. 3) montrent que la réponse principale de ces algues benthiques aux perturbations est une diminution de la biomasse correspondant à un détachement des algues, que l'on peut cette fois qualifier "d'accidentel" par opposition au détachement continu précédemment identifié ici en conditions hydrauliques constantes. Ce détachement accidentel est fonction de l'intensité et de la durée de la perturbation, et peut être beaucoup plus important voire total dans le cas de crues très importantes (Toda *et al.*, 2009). Dans ce phénomène sont impliquées les forces de cisaillement du substrat, mais également l'abrasion par des particules solides remises en suspension, et aussi dans le cas des milieux naturels la déstabilisation du substrat par le phénomène d'érosion (Biggs et Thomsen, 1995). Le détachement des algues est aussi fonction de leur sensibilité, qui est elle fonction des espèces présentes et de leur architecture (Abe *et al.*, 2000). En effet, la comparaison de la croissance algale dans les 4 régimes hydrauliques différents a bien mis en évidence une facilitation des architectures coloniales dans les courants les plus lents, alors que les régimes les plus rapides se caractérisent par des communautés d'unicellulaires résistant ainsi davantage à la force du courant. Comme présenté au chapitre précédent, les chasses hydrauliques, dans une perspective de gestion des développements algaux, n'ont pas pour objectif de détacher toute la biomasse comme dans le cas d'une crue importante. Ainsi on

s'intéresse à l'effet de perturbations "modérées", qui vont détacher uniquement une part de la biomasse benthique. Plusieurs expérimentations sont donc menées cette fois à petite échelle, afin de pouvoir comparer les réponses des peuplements benthiques ayant crû sous différents régimes hydrodynamiques, à une chasse hydraulique.

#### 4.4.2 Expérimentation de chasses hydrauliques sur le dispositif expérimental

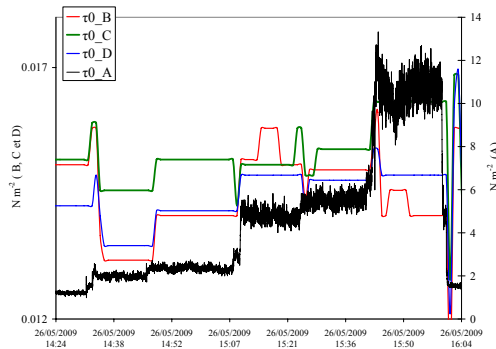
Suite à l'expérimentation qualitative effectuée sur la rigole secondaire, des essais de chasses sont réalisés dans le dispositif expérimental, avec un monitoring biologique et hydraulique afin de fournir des éléments quantitatifs sur l'effet des chasses. Les conditions hydrauliques sont donc maintenues constantes pendant un mois, (correspondant à la phase de croissance algale), dans les 4 canaux. Au bout de cette période, la chasse est réalisée en augmentant progressivement le débit d'alimentation jusqu'au maximum : le débit initial est multiplié par un facteur 2.1 à 2.4, les niveaux dans les canaux sont réglés en abaissant les seuils aval pour maintenir les niveaux quasi constants. La figure 4.21 fournit les variations du débit et de la vitesse moyenne dans chaque canal au cours des chasses 2008 et 2009. Des prélèvements d'eau pour les analyses physico-chimiques et la détermination qualitative (espèces) et quantitative (chl.a et densité cellulaire) des algues en dérive sont effectués dans chaque canal avant et après la chasse. Des prélèvements d'épilithon sont effectués avant et après la chasse également selon le même protocole que celui mis en œuvre pour suivre la croissance (AFDM, chl.a, densité cellulaire). Les résultats de ces analyses (voir Fig. 4.22) mettent en évidence la réduction de biomasse (AFDM) sous l'effet d'une chasse pour tous les canaux en 2008, et pour les canaux les plus rapides (A et B) en 2009. L'augmentation d'AFDM dans les canaux les plus lents (C et D) en 2009 peut s'expliquer par un entraînement de matière organique et de particules solides sédimentaires à l'amont de ces canaux et leur dépôt le long du canal où sont effectués les prélèvements. Cette hypothèse est étayée par l'observation macroscopique d'un fort dépôt sédimentaire dans ces deux canaux lents. En 2008, l'effet de réduction de la biomasse algale se traduit aussi par une diminution de la quantité de chl.a sur tous les canaux, bien qu'assez peu importante dans le canal D. En 2009, la quantité de chl.a après chasse est diminuée sur les canaux de vitesses intermédiaires (B et C) mais augmente dans les deux canaux où les conditions sont les plus extrêmes (A et D). Ceci peut s'expliquer soit par un dépôt d'algues provenant de l'amont, et donc une augmentation de la biomasse non vraiment fixée, mais déposée sur le radier (en cohérence avec l'augmentation d'AFDM sur le canal D), soit un phénomène de nettoyage du matelas d'algues sous l'effet de la chasse, qui en effet détache une partie de la biomasse mais entraîne aussi les sédiments déposés sur le radier. Le dépôt sédimentaire ayant tendance à encombrer l'espace et diminuer la pénétration de la lumière jusqu'aux algues, leur remise en mouvement par la chasse stimule l'activité photosynthétique des algues non détachées. L'augmentation de la quantité de chl.a dans le canal A serait alors due, non pas à une accumulation de matière plus importante après la chasse, mais à une activité photosynthétique des algues plus importante. S'il est difficile de réaliser des prélèvements de biomasse fixée au cours de la chasse, les observations visuelles ont permis de suivre qualitativement la dynamique du détachement au cours de la chasse. Le processus, par opposition au détachement

continu est brutal et assez rapide : il y a bien un effet de seuil au delà duquel la couverture algale ne résiste plus au cisaillement et commence à se fragmenter. La figure 4.23 propose une chronique photographique de l'évolution du substrat au cours de la chasse du 26/06/2009, dans le canal B, afin d'illustrer ce phénomène.



(a) Vitesse moyenne

(b) Débit



(c) Contrainte de cisaillement moyenne

FIGURE 4.21 – Evolution de la vitesse (a), du débit (b) et de la contrainte de cisaillement (c) dans les 4 canaux lors de la chasse du 26/06/2009.

#### 4.4.3 Suivi de la recolonisation post-chasse

Le suivi de croissance de 2009 est réalisé pendant le mois suivant la chasse du 26/06/2009. Les conditions hydrauliques sont à nouveau maintenues constantes dans chacun des canaux et égales aux conditions précédant la chasse (cf. Fig. 4.10). Ce suivi permet une étude de la phase de recolonisation à l'issue d'une chasse hydraulique ayant détaché une partie de la biomasse périphytique. Le protocole de ce suivi de recolonisation est identique à celui du suivi de croissance : l'évolution de l'AFDM et de la chl.a dans le périphyton est représentée en figure 4.13 b. et d. La biomasse initiale est donc reconstituée après environ deux à trois semaines, période identifiée comme la durée nécessaire à la stabilisation d'une communauté benthique dans les milieux

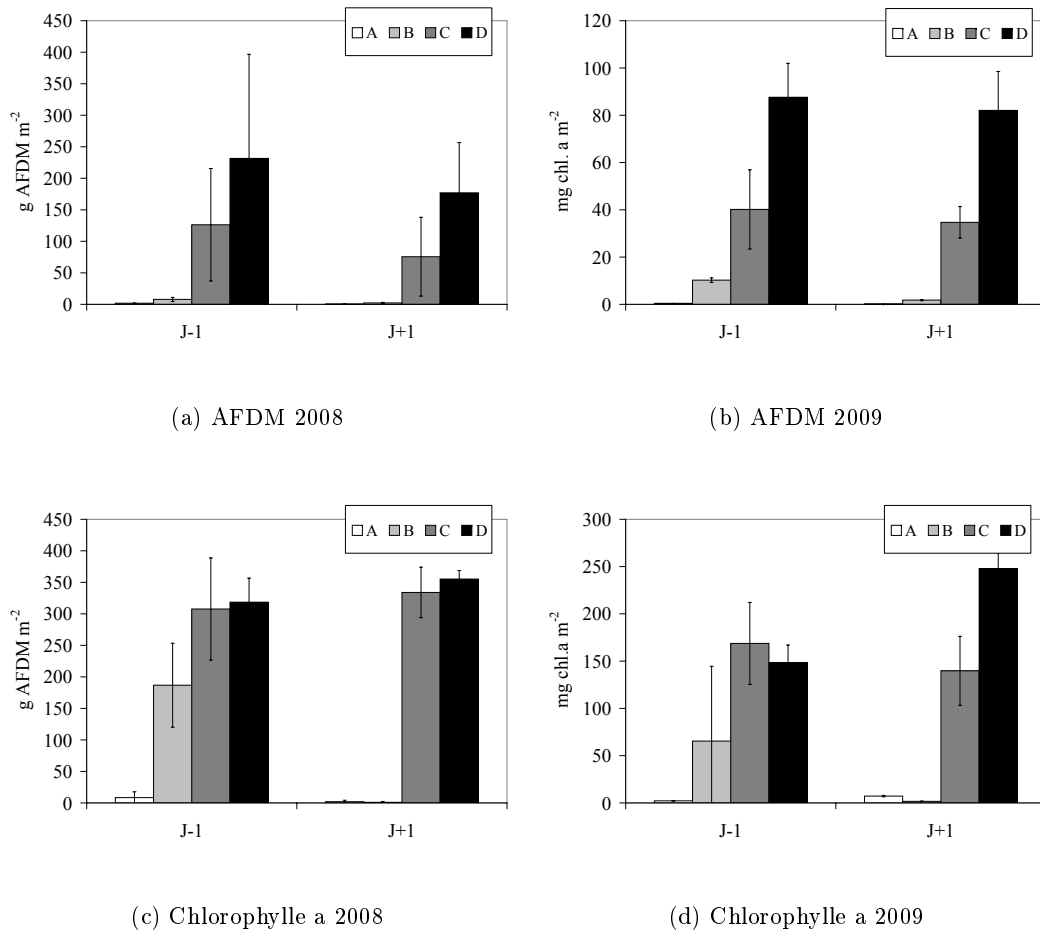


FIGURE 4.22 – Evolution de la biomasse (AFDM et chlorophylle a par unité de surface, dans les 4 canaux avant (J-1) et après (J+1) les chasses du 29/07/2008 et du 26/05/2009.

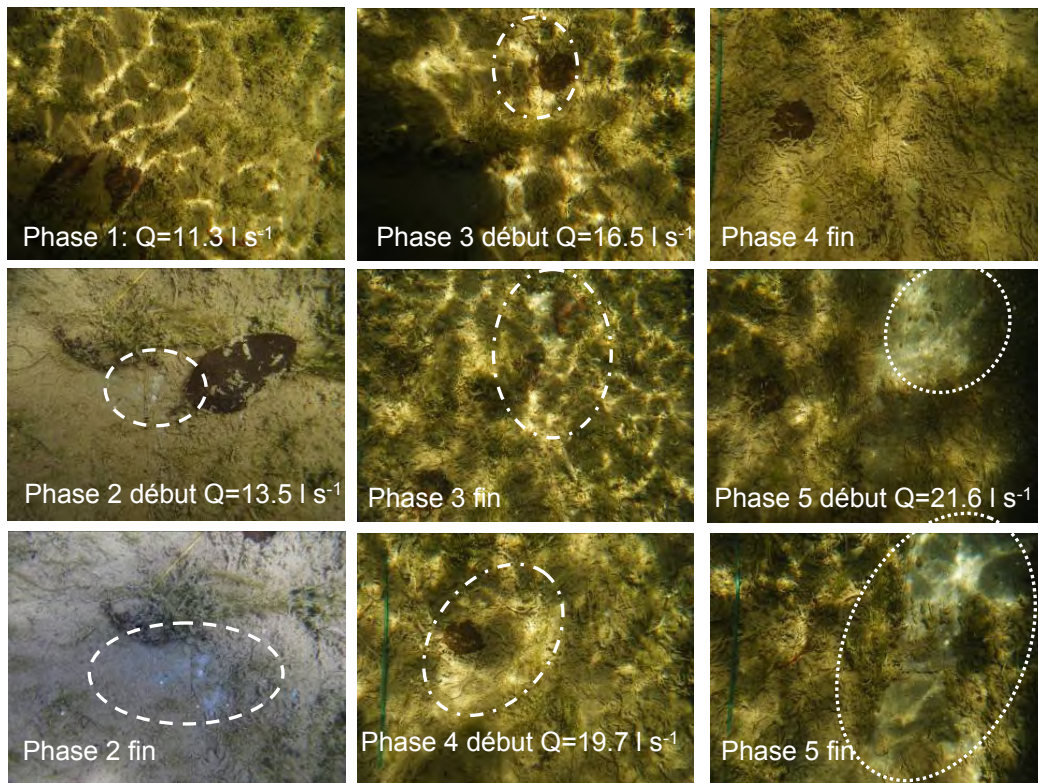


FIGURE 4.23 – Evolution visuelle de la colonisation d'un substrat du canal B :  $0.10 \text{ m s}^{-1}$  lors de la chasse du 26/06/2009. Les cercles dessinés montrent l'augmentation des zones où le substrat réapparaît suite au détachement de biomasse.

naturels également (Boulétreau, 2007). Ces résultats associés à la valeur du taux de croissance calibré sur le même dispositif expérimental ( $1.2 \text{ jour}^{-1}$ ) mettent en évidence un contraste entre les échelles de temps du phénomène de croissance algale, et du phénomène de détachement algal sous l'effet d'une chasse hydraulique.

#### 4.4.4 Mise en évidence d'un détachement accidentel distinct du continu par la modélisation

Le détachement de biomasse fixée induit par les chasses hydrauliques apparaît bien distinct des phénomènes de détachement continu modélisé au cours de la croissance (section 4.3.2). Ils diffèrent notamment du point de vue de leur dynamique puisque le détachement au cours d'une chasse est rapide et concerne une quantité de biomasse bien supérieure à celle du détachement continu. Pour mettre en évidence ce décalage et souligner la distinction entre ces deux phénomènes, le modèle de croissance-détachement continu développé et calibré sur le suivi de croissance 2008 est appliqué à la chasse qui a suivi cette phase de croissance. Les valeurs des paramètres de croissance et de détachement sont donc conservées, et le modèle de croissance - détachement continu est appliqué avec un pas de temps de 5 min sur la chasse 2008 qui a duré 1h. Les biomasses simulées sont largement surestimées car le détachement continu est beaucoup plus lent que le détachement accidentel qui caractérise la chasse (Fig. 4.24). La calibration du coefficient de détachement continu a en effet abouti à une valeur de  $0.035 \text{ j}^{-1} = 1/(28 \text{ j})$ .

On peut calculer le taux de détachement nécessaire pour atteindre la biomasse effectivement mesurée après une chasse. Cette estimation est faite en négligeant la croissance et en inversant le modèle à partir des valeurs maximales de contraintes de cisaillement au cours de la chasse :

$$C_{d,chasse} = \left( \frac{\tau_{0,max} - \tau_{0,s}}{\tau_{0,s}} \right)^{-3/2} \frac{1}{\Delta t} \ln \left( \frac{B_0 - B_r}{B_F - B_r} \right) \quad (4.26)$$

avec  $B_0$  et  $B_F$  les biomasses initiale et finale au cours de la chasse,  $\Delta t$  sa durée et  $\tau_{0,max}$  la contrainte cisaillement maximale durant la chasse. On obtient une dynamique de l'ordre de quelques heures donc bien plus rapide en effet que celle du détachement continu. De plus ces valeurs sont différentes selon le canal (tableau 4.8). Ceci traduit bien l'adaptation des populations benthiques au régime initial (avant chasse) qui a été maintenu constant pendant la période de croissance. La sensibilité des algues benthiques à une augmentation du cisaillement est donc variable selon le régime de cisaillement durant leur croissance.

TABLEAU 4.8 – Valeur des coefficients de détachement calculés (eq. 4.26) pour la chasse 2008 pour chacun des canaux du dispositif expérimental

Canal	A	B	C	D
$C_{d,chasse} \text{ j}^{-1}$	0.49	35.8	5.4	3.2
$1/C_{d,chasse}$	2 jours	56 min	6h18	10h43

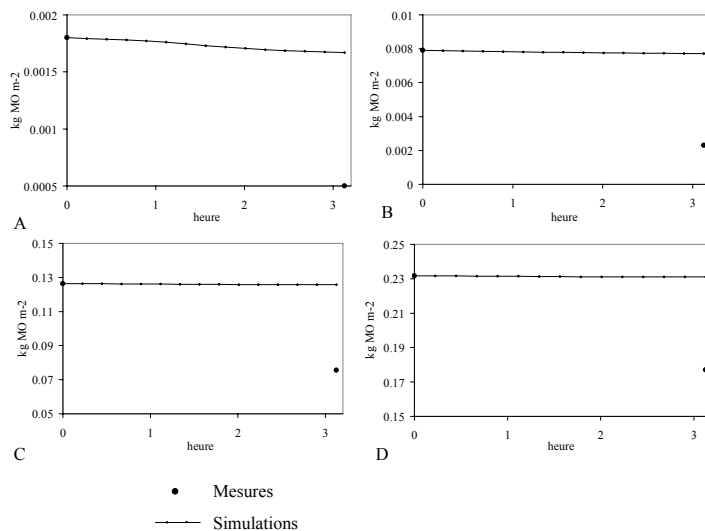


FIGURE 4.24 – Evolution de la biomasse au cours de la chasse 2008 et biomasses simulées par le modèle de croissance - détachement continu pour chacun des canaux.

## 4.5 Synthèse

Ces expérimentations menées à l'échelle réduite permettent d'isoler les effets du facteur hydrodynamique dans la dynamique algale, dans des conditions semi-réelles, et ainsi très proches des conditions régnant dans les canaux de transport d'eau étudiés. L'utilisation des modèles classiques de type logistique (Monod, 1949) expliquant la croissance à partir des facteurs environnementaux (lumière, température et nutriments) est donc pertinente pour représenter ce phénomène de croissance sur nos sites artificiels.

Dans ces canaux de transport d'eau, l'effet prépondérant de l'hydrodynamique sur les communautés d'algues benthiques est l'effet mécanique du courant (cisaillement) qui détache une partie de la biomasse fixée. Ce détachement sous l'effet du cisaillement est observé de manière continue, associé à la sénescence cellulaire, comme l'a montré Boulêtreau (2007). Un détachement accidentel peut avoir lieu, sur des dynamiques beaucoup plus rapides, lors de perturbations des conditions hydrodynamiques de type "chasses". Ainsi la quantité d'algues qui se développent dans un hydrosystème dépend du régime hydraulique moyen des zones où elles se développent. Les conditions de cisaillement influencent cette quantité et la morphologie des colonies qui seront d'autant plus résistantes que les conditions sont défavorables. Les formes filamenteuses, présentant une vulnérabilité plus importante au courant, sont plutôt présentes dans les milieux peu perturbés et lents. Les courants rapides (que l'on trouvera au niveau de passages torrentiels, dans les zones amont à fort débit ou les zones à faible hauteur d'eau) sont plutôt caractérisés par des colonies d'unicellulaires ou de petites formes coloniales réduisant ainsi leur exposition à la force de traînée du courant. L'architecture et la quantité de biomasse algale présente étant influencée par le régime hydrodynamique, la sensibilité des algues à des perturbations de ce régime est donc dépendante de l'historique hydrodynamique. Celui-ci détermine notamment les effets de seuil entre résistance des algues et détachement sous l'effet du cisaillement, lors d'une chasse

hydraulique par exemple. Ce deuxième type de détachement obéit à une dynamique beaucoup plus rapide que le détachement continu et la croissance.

Les résultats confirment la pertinence de l'utilisation de la contrainte de cisaillement pour modéliser l'action physique du courant sur ces populations benthiques. En particulier, nous avons établi un modèle de détachement continu des algues en se basant sur sa similitude avec les processus de transport solide. Ce terme de détachement continu associé au terme de croissance permet de représenter la dynamique des algues en fonction des conditions de cisaillement lorsque celles-ci varient peu ou pas.

Suite également aux résultats des expérimentations de chasses in situ (cf. chap. 3), les chasses hydrauliques apparaissent donc bien comme une stratégie potentielle de gestion de ces algues benthiques. Pour définir un protocole de gestion générique, nous proposons maintenant de passer à la modélisation des chasses à l'échelle réelle des canaux.



## Chapitre 5

# Modélisation des chasses hydrauliques pour la gestion des algues benthiques

### 5.1 Objectif

Les expérimentations aux échelles réelle et du laboratoire (chap. 3 et 4) ont permis de mettre en évidence plusieurs phénomènes au sein du compartiment algal suite à une chasse hydraulique. Le développement de biomasse qui détermine la quantité d'algues fixées au début de la chasse est la conséquence des phénomènes de croissance associés à un phénomène de détachement continu plus ou moins prononcé selon l'intensité des conditions de cisaillement (chap. 4). La chasse a alors un effet de détachement accidentel sur l'épilithon en réponse à l'augmentation des conditions de cisaillement, différent du détachement continu. A l'échelle d'une chasse, il apparaît que les phénomènes de croissance sont en effet négligeables : les taux de croissance sont de l'ordre de  $0.2-1.5 \text{ jour}^{-1}$  tandis que les chasses ont une durée de quelques heures et détachent entre 20 et 60% de la biomasse dans les expérimentations. Ce détachement accidentel induit la remise en suspension de la biomasse algale dans le compartiment en dérive qui est transporté et enrichi au fur et à mesure du détachement, de l'amont vers l'aval. Le phénomène hydraulique détermine les dynamiques et amplitudes du détachement et du transport puisque la perturbation se propage avec un certain retard hydraulique et peut s'atténuer vers l'aval du fait de la diffusion et des prélèvements d'eau le long du réseau. Les expérimentations à échelle réduite (en rigole secondaire et en dispositif) ont aussi montré que la sensibilité des espèces algales dépend bien du régime hydraulique durant leur croissance et de sa variabilité.

L'objectif est ici de formuler de manière générique cet effet des chasses sur la dynamique algale. Pour cela, nous élaborons un modèle afin d'évaluer et de dimensionner de telles chasses hydrauliques comme stratégie de gestion des développements algaux. L'efficacité des chasses expérimentales sur la biomasse s'avère dépendante du dimensionnement de la chasse mais aussi de l'état du peuplement algal sur lequel est effectué l'opération (quantité et sensibilité). Le modèle a pour finalité la simulation de différents scénarios de chasses afin d'améliorer le dimensionnement et le calendrier des chasses, et de pouvoir transposer de telles stratégies à d'autres réseaux que

les sites étudiés.

## 5.2 Etat de l'art

Les chasses hydrauliques sont utilisées comme stratégie de gestion dans les réseaux d'assainissement, notamment pour les opérations de curage (Yu et Tan, 2006; Creaco et Bertrand-Krajewski, 2009). Le dimensionnement de ces opérations s'est appuyé sur la modélisation hydraulique couplée à la modélisation du transport solide. L'application de ce type de chasses à la restauration des cours d'eau a également été étudié récemment (Robinson et Uehlinger, 2003; Luo *et al.*, 2009). Le principe est de reproduire, grâce à ces chasses, la dynamique naturelle du transport solide dans le cours d'eau, à l'aval d'ouvrages en général. Les processus impliqués étant nombreux, la modélisation peut s'avérer un outil utile pour appréhender la complexité des situations (Larsen *et al.*, 2009). On recense aussi quelques applications de chasses hydrauliques à la gestion des algues phytoplanctoniques (Roelke *et al.*, 2010) ou de la végétation riparienne (Leu *et al.*, 2008), où le modèle hydraulique vient soit en appui à la compréhension des processus (mise en évidence de l'effet de l'hydraulique), soit en appui à la gestion (simulation de différents scénarios). L'intérêt du modèle est de prédire l'efficacité de l'opération en fonction des manœuvres d'ouvrages que le gestionnaire peut réellement effectuer. Les modèles de qualité de l'eau développés pour venir en appui à la gestion sont souvent dédiés à la simulation du transport de polluants et des phénomènes d'eutrophisation (Wayland *et al.*, 2002; Even *et al.*, 2004; Cools *et al.*, 2011). Cependant, il n'existe pas à notre connaissance de modèle de la dynamique algale intégrant à la fois le détachement du compartiment benthique sous l'effet de l'hydrodynamique et le transport des algues détachées (dérive ou drift) suite au premier phénomène. Le détachement accidentel des algues benthiques a été étudié dans les situations de crues en milieu naturel (Uehlinger *et al.*, 1996). Le modèle que nous développons ici simule le couplage de ces deux phénomènes.

## 5.3 Modèles physiques proposés

### 5.3.1 Modèle hydraulique

Le modèle hydraulique utilisé pour représenter les canaux est le logiciel SIC présenté au chapitre 3 (section 2.3). Il simule en régimes permanent et transitoire les variables hydrauliques 1D, calculées à partir des équations de Saint-Venant (eqs. 2.1 et 2.2) et des lois d'ouvrages. Ce modèle calcule débits et hauteurs d'eau à chaque section de calcul et pour chaque pas de temps, et potentiellement toutes les autres variables hydrauliques 1D, notamment la contrainte de cisaillement moyenne à la paroi (eqs. 4.2, chap. 4), utilisée dans le calcul du détachement des algues benthiques. Le pas d'espace est pris à 50 m pour la portion du canal de Gignac Partiteur-Avençq (4880 m) et à 200 m pour la BMN du canal de Provence (31800 m), il correspond au pas d'espace des mesures de terrain. Le pas de temps est de 5 min pour des chasses simulées sur une à deux dizaines d'heures.

### 5.3.2 Modèle de détachement algal en réponse à une crue

#### Les modèles de détachement de périphyton en réponse à une crue

La littérature compte quelques modèles de détachement des communautés algales benthiques en réponse à une perturbation hydraulique, généralement destinés à simuler les effets d'une crue. Le modèle de Uehlinger *et al.* (1996) comporte notamment un terme de détachement "catastrophique" qui n'a lieu que lorsque le débit est supérieur à une valeur critique  $Q_{cr}$ . Cette valeur critique correspond à l'initialisation du transport solide. Lorsque cette condition est vérifiée le taux de détachement de la biomasse sous l'effet de la crue se calcule de la façon suivante :

$$\frac{dB}{dt} = -C_{flood}Q(t)(B(t) - B_r) \quad (5.1)$$

avec  $C_{flood}$  le coefficient de détachement catastrophique,  $B_r$  est la biomasse résiduelle non détachable, qui permet la recolonisation après la crue, mais très proche de zéro si la crue est assez intense.

Flipo *et al.* (2004) proposent un modèle bio-géo-chimique complet pour le phytoplancton et le périphyton, développé sur un cas d'étude. Ce modèle intègre un module de lessivage mécanique de la biomasse fixée pour modéliser l'effet des crues. Pour chaque évènement de crue, une magnitude critique (en  $m^3 s^{-2}$ ) est définie par l'expression :

$$p_c = 2 \frac{Q_{max} - Q_{base}}{T_c}$$

avec  $T_c$  la durée de l'évènement,  $Q_{base}$  le débit d'écoulement normal, et  $Q_{max}$  le débit maximal pendant l'évènement. Ils utilisent les valeurs de lessivage de Biggs et Close (1989) pour associer à chaque évènement de pente  $p_c$  une réduction de biomasse de  $A(p_c)$  exprimée en % :

$$\begin{aligned} 0 < p_c < 3 & A(p_c) = 0 \\ 3 < p_c < 7 & A(p_c) = 12.5p_c - 37.5 \\ 7 < p_c < 25 & A(p_c) = 2.5p_c - 32.5 \\ p_c > 25 & A(p_c) = 95 \end{aligned}$$

et une durée de lessivage effectif :  $T_a(p_c)$ . On retrouve bien dans cette formulation l'effet de seuil liée à des conditions hydrauliques critiques (ici la magnitude). Le taux maximal de lessivage  $a(p_c)$  est alors calculé et pondéré par un coefficient  $k_i$  pour chaque espèce  $i$ . Le taux de biomasse  $B_i$  détachée par lessivage est ainsi calculé pour chaque évènement :

$$\begin{aligned} a(p_c) &= \frac{A(p_c)}{T_a(p_c)} \\ \frac{dB_i}{dt} &= -k_i a(p_c) B_i \end{aligned}$$

Ces deux modèles expriment donc les perturbations en fonction des fluctuations du débit, qui

est en effet la variable utilisée en rivière pour caractériser les crues. Toutefois les conditions de cisaillement mécanique exercées pour un même débit peuvent être très différentes selon le tronçon de rivière étudié. De plus, notons que le modèle de Flipo *et al.* (2004) intègre bien l'importance de la durée de la perturbation, mais fait l'hypothèse de conditions hydrodynamiques stables avant la crue. La référence est prise égale à  $Q_{base}$ , ce qui est vraisemblablement le cas sur la plupart des systèmes naturels. Selon la saison, les fluctuations hydrauliques à l'échelle de la semaine ou de la journée peuvent être assez importantes sur un canal d'irrigation. Cette variabilité détermine aussi la sensibilité des algues à la perturbation puisque plus le régime est fluctuant, plus leur capacité de résistance est a priori élevée. Le choix de la valeur de  $Q_{base}$  doit donc tenir compte de cette variabilité préalable.

Tsujimoto et Tashiro (2004) proposent un modèle de détachement basé sur le phénomène d'érosion et d'abrasion par les sédiments fins pour les crues fréquentes (et peu intenses). Le taux de détachement s'écrit :

$$\frac{dB}{dt} = -\alpha W_x B$$

avec  $\alpha$  le coefficient de résistance des algues au détachement ( $m N^{-1}$ ), et  $W_x$  le travail de collision avec une particule de sable par unité de surface et de temps qui est estimé à partir des expressions suivantes :

$$\begin{aligned} W_x &= \gamma q_B d_s^{1/3} u_{e*}^{2/3} \\ q_B &= \left(1 - \frac{\delta_C}{d_C}\right) \Phi \end{aligned}$$

avec  $\gamma$  un coefficient relatif aux propriétés du substrat,  $d_s$  le diamètre des sables,  $u_{e*}$  la vitesse de friction effective sur le substrat sableux,  $\delta_C$  la hauteur d'exposition des galets et  $d_C$  leur diamètre,  $\Phi$  est le nombre adimensionnel de Shields (*cf.* section 4.3.2 chap.4).

Enfin, le modèle de Toda *et al.* (2009) fait lui aussi l'hypothèse d'un détachement lié au phénomène d'érosion, sur un substrat sableux. Le détachement de périphyton apparaît si et seulement si l'érosion a lieu. Toute la biomasse est alors détachée par désagrégation du substrat. Dans ce modèle, le phénomène d'érosion a lieu à partir d'une valeur critique de contrainte de cisaillement à la paroi  $\tau_0$  qui dépend des propriétés du sable, et égale à la contrainte critique d'érosion déterminée à partir des abaques de Shields (Yalin, 1977).

Dans nos deux sites d'étude, le substrat est bétonné, l'effet de détachement observé au cours d'une chasse est donc lié directement à la force du courant plutôt qu'au transport solide qui est très faible. En outre, l'objectif des chasses réalisées pour la gestion des algues benthiques est de détacher uniquement une part de la biomasse fixée et non de lessiver la couverture algale complète. L'adaptation d'un nouveau modèle de détachement du périphyton pour simuler les opérations de chasse testées apparaît donc nécessaire.

### Modèle proposé

Les expérimentations ont montré que les algues habituées à des régimes hydrauliques très fluctuants étaient en effet moins sensibles aux chasses. Comme détaillé au chapitre 4, on considère que le détachement est dû aux conditions de cisaillement, par similitude avec les phénomènes de transport solide entre les phénomènes d'arrachement du substrat et d'arrachement des algues fixées à ce substrat. On considère donc que les augmentations de cisaillement ayant potentiellement un effet de détachement sont les variations relatives au niveau de cisaillement initial. Toutefois en site réel, les conditions de cisaillement fluctuent plus ou moins autour de ce cisaillement initial ; ces fluctuations déterminent aussi les conditions critiques à partir desquelles les algues commencent à se détacher. Au cours des différentes expérimentations, la quantité d'algues détachées apparaît aussi logiquement dépendante de la quantité d'algues fixées au départ. Le taux de détachement des algues en réponse à une chasse est donc semblable au taux de détachement continu, et également construit sur la base des modèles d'érosion de sédiments cohésifs (chap. 4 section 4.3.2). A l'échelle d'une chasse, les phénomènes de croissance et de détachement continu étant négligés, l'évolution de biomasse fixée est calculée, en chaque section comme suit :

$$\frac{\partial B}{\partial t} = -E_B \quad (5.2)$$

où  $E_B$  est la variation de biomasse par unité de longueur et de temps ( $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$ ) correspondant au taux de détachement accidentel, donné par :

$$E_B = \frac{1}{\delta} \left( \frac{\tau_0 - \tau_{0,cr}}{\tau_{ref}} - s_B \right)^\eta B \quad \text{si} \quad \frac{\tau_0 - \tau_{0,cr}}{\tau_{ref}} > s_B \quad (5.3)$$

$$E_B = 0 \quad \text{sinon} \quad (5.4)$$

avec  $B$  la biomasse fixée en  $\text{kg m}^{-1}$  et  $\tau_0$  la contrainte de cisaillement à la paroi en  $\text{N m}^{-2}$  sont des fonctions de  $x$  et  $t$ .  $B$  représente donc une biomasse moyenne par mètre de canal sur le périmètre mouillé. La valeur critique de cisaillement  $\tau_{0,cr}$  intègre l'effet mémoire des algues dans leur capacité de résistance. Les conditions de cisaillement n'étant pas les mêmes de l'amont à l'aval,  $\tau_{0,cr}$  et la valeur de référence du cisaillement  $\tau_{ref}$  sont des fonctions de  $x$  et sont prises égales à la valeur de  $\tau_0$  à l'initial (avant chasse). On considère ainsi le détachement lié à la variation de cisaillement relative au niveau initial. Les fluctuations antérieures à la chasse sont prises en compte à travers le seuil de sensibilité  $s_B$ .  $\delta$  est une constante de temps en secondes et  $\eta$  un exposant adimensionnel. Une fois détachée, la biomasse alimente le stock d'algues en dérive, modélisées par leur concentration  $C$  transportée de l'amont vers l'aval.

#### 5.3.3 Modèle de transport des algues détachées et turbidité

Les algues en dérive sont des organismes microscopiques (quelques  $\mu\text{m}$  de diamètre). Leur masse volumique dépend des espèces, du biovolume des cellules, et de la taille des fragments en dérive (associant plusieurs cellules) mais reste faible relativement à celle de l'eau : ces fragments sont transportés en suspension dans la colonne d'eau. N'ayant pu établir un profil de concentrations

en fonction de la profondeur on suppose ici la concentration homogène dans la section. La densité des algues étant très proche de celle de l'eau, la vitesse de chute est très faible, a priori il n'y a donc pas de stratification. Le transport de cette concentration en algues est simulé comme celui de solutés, par un phénomène d'advection-dispersion et de diffusion. Ce processus est celui usuellement intégré dans les modèles de qualité qui simulent le transport de contaminants. Il est représenté par la loi de conservation de la masse et la loi de Fick :

$$\frac{\partial AC}{\partial t} + \frac{\partial QC}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left( DA \frac{\partial C}{\partial x} \right) + E_B \quad (5.5)$$

où la concentration des algues  $C$  est une fonction de  $x$  et de  $t$  également.  $D$  est le coefficient de diffusion-dispersion en  $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$  calculé à l'aide de la formule de Fischer (1975), (Seo et Baek, 2004) :

$$D = 0.011 \frac{U^2 L_m^2}{hu^*} = 0.011 \frac{U^2 L_m^2}{h} \sqrt{\frac{\rho}{\tau_0}} \quad (5.6)$$

Cette équation se résout à partir d'une condition initiale (concentration en chaque section) et de deux conditions aux limites. La première condition aux limites est donnée par les concentrations aux nœuds d'apport (amont, affluents éventuellement) et la seconde en négligeant la dispersion aux nœuds aval ( $\frac{\partial C}{\partial x} = 0$ ).

Ce modèle de simulation de la dynamique algale est appelé SICAlgues par la suite.

### 5.3.4 Résolution numérique

Le schéma de Preissmann utilisé pour le modèle hydraulique est un schéma implicite aux différences finies : les solutions sont approchées par les quotients correspondant aux pas de discrétisation (*cf.* Fig. 5.1 a). Les dérivées des fonctions continues comme la hauteur d'eau au point d'abscisse  $x + \phi \Delta x$  et à l'instant  $t + \theta \Delta t$  sont approchées par :

$$\frac{\partial h}{\partial t} \cong \frac{\phi(h_{i+1}^{j+1} - h_{i+1}^j) + (1 - \phi)(h_i^{j+1} - h_i^j)}{\Delta t} \quad (5.7)$$

$$\frac{\partial h}{\partial x} \cong \frac{\theta(h_{i+1}^{j+1} - h_i^{j+1}) + (1 - \theta)(h_{i+1}^j - h_i^j)}{\Delta x} \quad (5.8)$$

Ce schéma numérique est souvent utilisé pour la résolution des équations de Saint-Venant dès lors qu'il n'y a pas de choc. Il est robuste et permet des simulations sur de longues périodes avec des temps de calcul raisonnables.

Le schéma utilisé pour la résolution de l'advection est celui développé par Holly et Preissmann (1977). Ce schéma utilise la méthode des caractéristiques basée sur le suivi de la trajectoire d'une particule de fluide  $\frac{dX}{dt} = u(x, t)$ . Le long de cette caractéristique, la concentration est constante (convection pure), on déduit donc la concentration au point  $M(i + 1, j + 1)$  directement de celle au pied de la caractéristique  $P(x_p, j)$  à laquelle on ajoute, à chaque itération, les termes d'échange et de diffusion calculés sur chaque maille de calcul traversée. On calcule la concentration au point  $P$  ( $C(P)$ ) en utilisant la formule d'interpolation d'Akima sur l'espace, ou sur le temps si la caractéristique intercepte la section amont du bief (voir Fig. 5.1 b). Cette méthode de calcul

est classique pour la résolution de l'advection-dispersion (Simon, 1990), et induit peu de diffusion numérique. A chaque itération on ajoute à cette concentration le terme d'échange :  $C(P_{i-1}) = C(P) + \Delta C_i$ , calculé sur chaque maille traversée. Les paramètres entrant dans l'expression de  $\Delta C_i$  sont interpolés linéairement entre les points de calcul. Le terme de diffusion pose peu de problème numérique et est traité par le schéma numérique aux différences finies de Crank-Nicolson sur 3 points. Ce schéma est implicite sur le temps et inconditionnellement stable. L'étude des schémas numériques fait généralement appel à deux nombres adimensionnels, les nombres de Courant et de Péclet :

$$C_t = \frac{U\Delta t}{\Delta x} \quad (5.9)$$

$$P_e = \frac{U\Delta x}{D} \quad (5.10)$$

où  $\Delta x$  et  $\Delta t$  sont les pas de discrétisation de l'espace et du temps. Le nombre de courant caractérise le nombre de mailles de calcul parcouru par le fluide en un pas de temps de calcul, le schéma d'Holly-Preissmann est d'autant plus performant que l'origine de la caractéristique se trouve près des points du maillage (*i.e.* pour des nombres de Courant entiers lorsque les points du maillage sont équidistants). Le nombre de Péclet caractérise l'importance relative de l'advection et de la diffusion à l'échelle de la grille de calcul ; pour  $P_e \gg 2$  la diffusion peut être négligée devant l'advection.

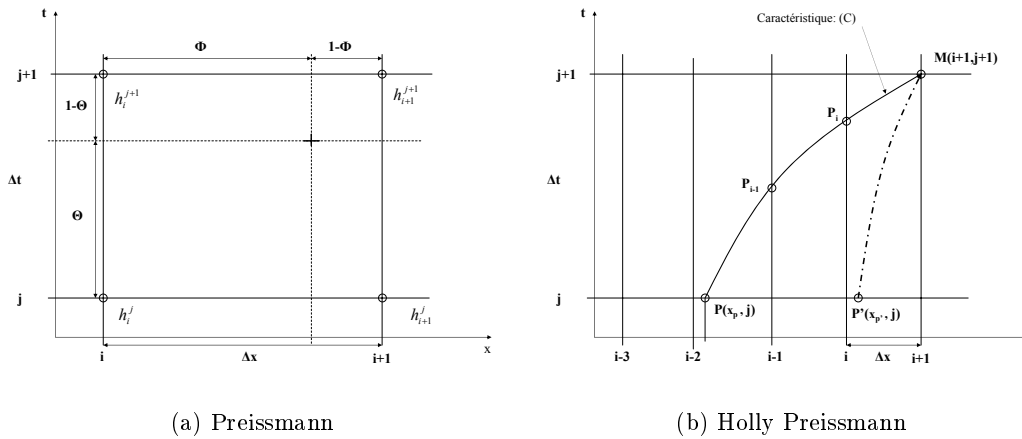


FIGURE 5.1 – Illustration du fonctionnement des schémas numériques de Preissmann et Holly Preissmann, utilisés dans le modèle pour la résolution des équations de Saint-Venant (Eqs. 2.1 et 2.2) et de l'advection-diffusion (Eq. 5.5)

## 5.4 Analyse du modèle sur un bief simplifié

Afin de présenter le fonctionnement du modèle, les sorties qu'il fournit et sa sensibilité aux divers paramètres, on réalise un certain nombre de simulations sur un bief uniforme rectangulaire. Ce

bief a une longueur de 32 km de long, une largeur de 2.6 m et une pente de 0.001. Le coefficient de Strickler est fixé à  $52 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$ . Dans un premier temps, on analyse les temps caractéristiques de chacun des processus (hydraulique, détachement et transport), puis la réponse du modèle en fonction des différents paramètres afin de définir une procédure de calibration adaptée à la sensibilité du modèle. On simule une chasse dont les caractéristiques sont données au tableau 6.1.

TABLEAU 5.1 – Caractéristiques du bief et de la chasse simulée

Bief	Unité	Valeur
$S_b$ : pente	$\text{m m}^{-1}$	0.001
$L_r$ : largeur radier	m	2.60
$f$ : fruit des berges	1	0
$X$ : longueur	m	35000
$K$ : rugosité	$\text{m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$	52
Chasse	Unité	Valeur
$Q_0$ : débit initial	$\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$	3.0
$Q_{Max}$ : débit maximal	$\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$	4.0
$\Delta t_1$ : temps de montée	s	3600
$\Delta t_2$ : durée du palier	s	5400

#### 5.4.1 Analyse des temps caractéristiques

La complexité des processus impliqués au cours d'une chasse est liée entre autres à la superposition de phénomènes désynchronisés. Les expérimentations de chasse avaient permis d'identifier un déphasage entre les différents processus (voir chap. 3, section 3.1). Nous allons voir ici comment l'étude de la dynamique hydraulique peut fournir des éléments d'appui pertinents sur la dynamique de la chasse, notamment en déterminant plusieurs temps caractéristiques. On distingue notamment :

- Le temps d'arrivée de la perturbation à l'aval, lié au temps de propagation des ondes depuis l'amont. En géométrie non uniforme et en régime permanent celui-ci peut s'écrire :  $t_{ondes} = \int_{x=0}^L \frac{dx}{U(x,t)+c(x,t)}$ , avec  $c = \sqrt{\frac{gS}{L_m}}$  la célérité des ondes. En régime transitoire, il faut suivre la caractéristique donnant la trajectoire de l'onde ( $X_{ondes}(t), t$ ). Sa réciproque ( $x, t_w(x)$ ), où  $t_w$  est le temps d'attente pour que l'onde atteigne le point  $x$ , permet d'écrire le temps d'arrivée à une distance  $L$  de l'amont comme :

$$t_{ondes} = \int_{x=0}^L \frac{dx}{U(x, t_w(x)) + c(x, t_w(x))} \quad (5.11)$$

Ce temps est appelé retard pur.

- Le temps de transfert de la matière depuis l'amont est lié lui uniquement à la vitesse des particules. En régime permanent et uniforme il est égal à  $t_{matiere} = \frac{V}{Q}$ , où  $V$  est le volume du

bief. En régime transitoire il se calcule en suivant la caractéristique des particules d'eau :

$$t_{matiere} = \int_{x=0}^L \frac{dx}{U(x, t_m(x))} \quad (5.12)$$

Ce temps est appelé retard global.

- Le temps correspondant au retard du pic de la perturbation fait intervenir le retard pur et l'atténuation due à la diffusion hydraulique. Munier *et al.* (2010) proposent une analyse critique de différentes méthodes de calcul de ces retards.
- Le détachement ne peut avoir lieu qu'une fois l'onde propagée : lorsque la perturbation des conditions de cisaillement se réalise localement (à une abscisse  $x$ ), le détachement de la biomasse épilithique s'effectue avec un retard dépendant du seuil de sensibilité des algues présentes à cette abscisse.
- Une fois détachée, la biomasse est transportée de l'amont vers l'aval, avec un retard également conformément au temps de retard de la matière. Les algues en dérive transportées se déplacent en moyenne à la vitesse moyenne du courant, le retard global donne donc un ordre de grandeur du début d'apparition du pic de turbidité.

Les résultats de simulation de la chasse réalisée sur un bief fictif sont utilisés pour illustrer ces différents phénomènes. Les retards pur et global peuvent être visualisés sur les dynamiques des variables hydrauliques à différentes abscisses (voir Fig. 5.2). Le retard du détachement par rapport aux variations de conditions de cisaillement met en évidence l'effet de seuil et peut être identifié en comparant pour chaque abscisse les évolutions de cisaillement et de turbidité (Fig. 5.3 a). Pour mettre en évidence le retard de la matière, on effectue une simulation où seuls les 2 premiers kilomètres du canal sont colonisés, tout l'aval étant couvert d'une biomasse initiale nulle. La dynamique des algues en dérive entre les abscisses 16 et 32 km (Fig. 5.3 b) nous permet donc de visualiser le phénomène de transport uniquement (sans détachement dans cette portion). L'amplitude du pic est conservée, la diffusion numérique est donc faible au niveau du pic de concentration, ce qui confirme la pertinence du schéma numérique choisi. Les temps caractéristiques  $t_{ondes}$  et  $t_{matiere}$  sont calculés selon les équations 5.11 et 5.12 pour toute abscisse  $L$  et à tout moment au cours de la chasse simulée (voir Fig. 5.4). Plus l'on se place à l'aval plus les temps de transfert sont longs, au cours de la chasse ; l'augmentation de débit réduit ces temps de transfert.

La modélisation est un outil utile ici pour déterminer le phasage du pic de turbidité. Il s'agit d'une caractéristique importante pour le gestionnaire afin de prendre les mesures en conséquence. Ces mesures peuvent être soit la programmation de la chasse dans une fenêtre horaire peu contraignante (la nuit par exemple), soit la prévention des problèmes de colmatage en fermant les prises sensibles (stations de pompage par ex.) au moment critique du passage du nuage de turbidité.

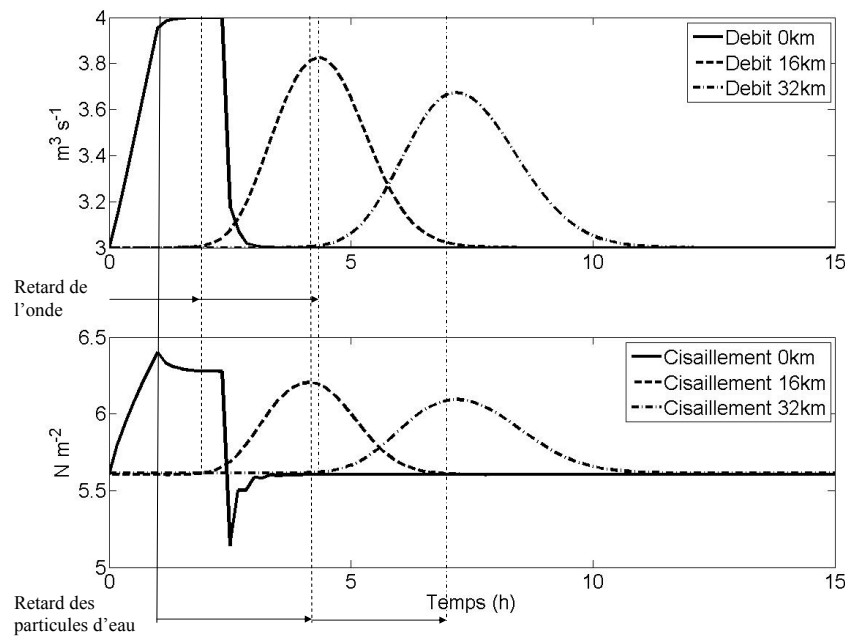
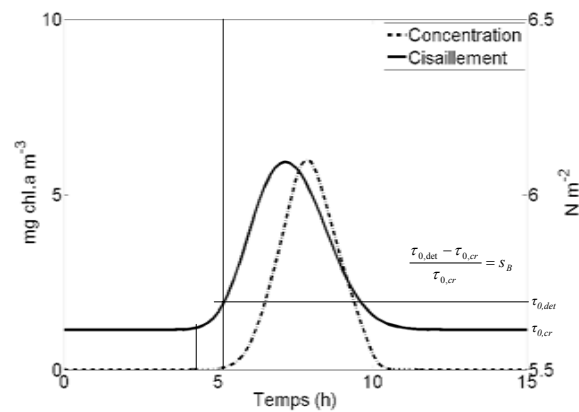


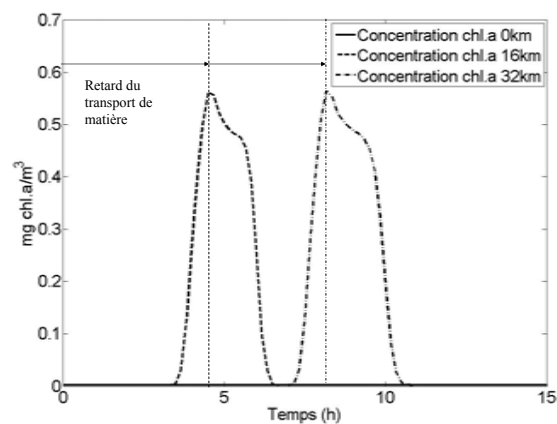
FIGURE 5.2 – Propagation de la perturbation hydraulique de l’amont vers l’aval sur le bief uniforme lors d’une chasse

#### 5.4.2 Analyse de sensibilité aux paramètres

Afin de caractériser la sensibilité du modèle aux valeurs des paramètres, on effectue des simulations sur le bief test en faisant varier la valeur des différents paramètres (Figs. 5.5). Le seuil de sensibilité  $s_B$ , la biomasse initiale  $B_0$ , l’exposant  $\eta$  et la constante de temps  $\delta$  influencent tous l’amplitude du pic de concentration. Lorsque les trois premiers paramètres augmentent, l’intensité du pic augmente également, tandis qu’elle diminue avec de fortes valeurs de  $\delta$ . Le seuil de sensibilité  $s_B$  influe également sur le phasage du pic de concentration car plus il est important, plus le pic de concentration est retardé par rapport à l’augmentation des conditions de cisaillement. En disposant d’une mesure de la concentration, il est possible de calculer ce seuil à partir de la dynamique des conditions hydrauliques (voir Fig.5.3 a). On utilise donc cette interprétation pour paramétrer la valeur de  $s_B$ . Les effets d’un exposant fort peuvent être compensés par une constante de temps forte également car ces deux paramètres influencent de manière inverse l’amplitude du pic de concentration. On fixe donc la valeur de l’exposant pour ne calibrer que la valeur de  $\delta$ . Dans les modèles d’érosion, cet exposant peut être compris entre 1 et 2.5, pour les sédiments non cohésifs (1.5 pour la plupart), et entre 1 à 3 pour les cohésifs. Le tableau 5.2 présente quelques modèles d’érosion pour les sédiments cohésifs (Wu, 2008). Les modèles d’érosion font globalement appel au calage de deux paramètres, cet exposant et le coefficient ( $\delta$  dans le modèle que nous proposons). Les valeurs de ce couple de paramètres sont variables d’un modèle à l’autre, les effets de l’un étant compensés par la valeur de l’autre comme montré dans l’analyse du modèle proposé pour le détachement algal. On fixe donc l’exposant égal à  $\frac{3}{2}$ , valeur la plus fréquemment rencontrée dans la littérature, pour ne calibrer que la constante de



(a) Effet de seuil du détachement



(b) Transport de biomasse détachée à l'amont

FIGURE 5.3 – a : Contrainte de cisaillement et concentration en algues mesurée au cours d'une chasse aux points kilométriques : 0km, 16 km et 32 km, sur un bief uniforme. b : Concentration en algues simulées aux points kilométriques 0, 16 et 32 km lors d'une chasse simulée en bief uniforme, où seul l'amont du bief est colonisé et donc susceptible d'impliquer du détachement de biomasse fixée. (Le détachement au sein de la portion entre 16km et 32km est donc nul).

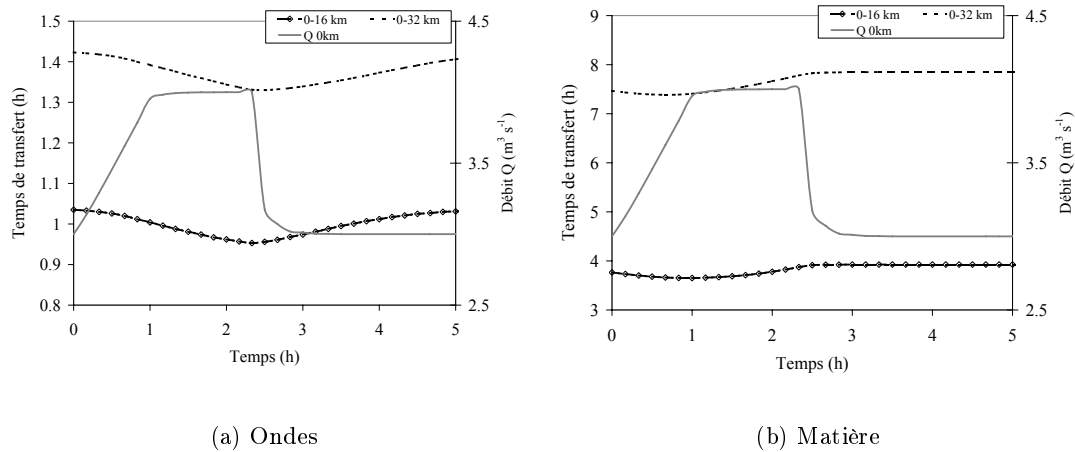


FIGURE 5.4 – Evolution du débit amont et du temps de transfert des ondes et de la matière au cours de la chasse simulée sur un bief uniforme

temps  $\delta$ . Cette constante de temps caractérise la dynamique du détachement dans le bief, elle est donc supposée constante pour toutes les chasses réalisées dans ce bief. En revanche, au vu de la variabilité temporelle de la biomasse fixée, la biomasse initiale est a priori différente pour chaque chasse. Les prélèvements d'épilithon sont des mesures ponctuelles, et difficiles à mettre en place systématiquement avant chaque chasse. On utilise donc la biomasse initiale comme un paramètre de calibration également. Cette biomasse est une biomasse moyenne sur le bief et intègre donc la variabilité spatiale du développement algal. On suppose dans un premier temps cette quantité uniforme sur la branche simulée, on note  $B(x, 0) = B_0, \forall x$ . Seules les sections couvertes (galeries et siphons) ne sont pas colonisées ( $B(x, 0) = 0$ ).

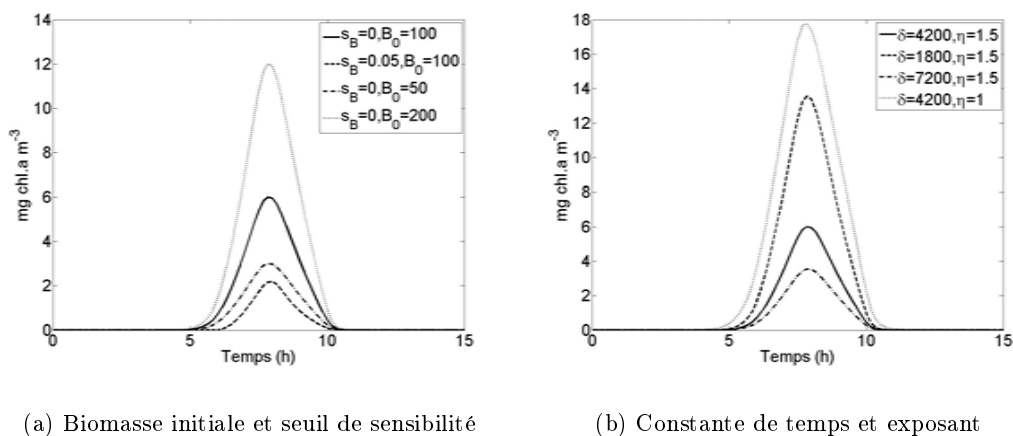


FIGURE 5.5 – Concentration en algues simulée en fonction des valeurs des paramètres du modèle de détachement.

TABLEAU 5.2 – Formulation du taux d'érosion pour les sédiments cohésifs.

Auteurs	Nom modèle	Taux d'érosion $E_b$	type de lit
Partheniades (1965)	linéaire	$M \frac{\tau_b - \tau_{cr}}{\tau_{cr}}$	partiellement consolidé
Raudkivi and Hutchinson (1974)	exponentiel	$E_0 a^{\alpha_0 (\tau_b - \tau_{cr}) / \tau_{cr}}$	complètement consolidé
Mehta (1982)		avec $E_0 = E_b(\tau_b = \tau_{cr})$	
Gailani (1991)	puissance	$\frac{a_0}{v_d^n} \left( \frac{\tau_b - \tau_{cr}}{\tau_{cr}} \right)^n$	
Ziegler and Nisbet (1995)		avec $n = [2; 3]$	

## 5.5 Application à la BMN du canal de Provence

### 5.5.1 Données

Pour suivre la dynamique des algues en dérive, on utilise les mesures en continu de turbidité. Cette variable reflète la quantité d'algues en suspension dans la colonne d'eau (Scheifhacker *et al.*, 2010) mais aussi de particules non algales. Les expérimentations ont permis d'établir une relation linéaire entre ce paramètre et la concentration d'algues en dérive au cours d'une chasse (*cf.* chap. 3). La turbidité est calculée à partir des concentrations simulées en utilisant cette relation linéaire en chaque section et à chaque pas de temps (5 min).

Les chasses réalisées toutes les 2-3 semaines depuis 2005 sur la branche Marseille Nord du canal de Provence sont suivies au niveau des quatre stations Bimont (0 km), G5 (ou Figassons, 19 km), G7 (22.5 km) et Vallon Dol (31.8 km), par des capteurs de turbidité (Fig. 2.3). Les capteurs hydrauliques sont situés sur les stations amont et d'autres stations intermédiaires, notamment au niveau des principaux prélèvements d'eau (Meyreuil, Trets, Figassons et point Q). Deux groupes d'événements de chasses sont sélectionnés. Le premier fournit les données afin de calibrer le modèle de la dynamique algale sur cette branche. Nous analysons ensuite sa validité sur le second groupe. Les chasses de chacun des groupes sont sélectionnées de manière à intégrer la variabilité annuelle et saisonnière.

La topographie des canaux ainsi que les caractéristiques géométriques des principaux ouvrages de régulation sont recensées dans le modèle de la BMN sous SIC que l'on a utilisé pour la reconstitution des conditions hydrauliques caractéristiques de cette branche (voir chap. 2).

### 5.5.2 Simulation hydraulique

Nous reconstituons l'hydraulique du système au cours des chasses à partir des hydrogrammes du débit amont, aux principaux pompages (prélèvements) et d'une condition limite aval (reliant le niveau d'eau au débit en ce point). Pour cela on utilise le même module de lecture de données que pour les reconstitutions de conditions hydrauliques au cours de l'année (chap. 2). Les paramètres du modèle hydraulique sont les coefficients de rugosité de Strickler  $K$ , et ainsi que les caractéristiques hydrauliques des ouvrages de régulation (coefficient de débit) calibrés pour des simulations antérieures. Le coefficient de Strickler vaut  $52 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$  sur la plupart de la BMN et

atteint  $70 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$  dans les galeries.

### 5.5.3 Conditions initiales des compartiments algaux

Conformément aux mesures de chl.a et aux dénombrements cellulaires, la concentration amont (entrante) sur une portion de réseau subissant une chasse ne varie pas au cours de la chasse (voir 3, Fig. 3.3 b). Les prélèvements saisonniers et mensuels ont montré l'homogénéité de cette concentration d'amont en aval sur la BMN (voir chap. 2). Au niveau des prises latérales, on suppose la concentration en dérive homogène dans la colonne d'eau et égale dans l'eau prélevée et dans l'eau circulant sur le canal principal. La concentration initiale d'algue en dérive  $C(x, 0)$  est fixée égale à la concentration aval donnée par les mesures de turbidités initiales.

### 5.5.4 Calibration sur la BMN

Le seuil de sensibilité peut être calculé pour chacune des chasses en comparant les temps de transfert hydraulique et le début de l'augmentation de turbidité pour chaque station aval (voir Fig.5.3 a) ; les valeurs calculées de ce seuil sont données pour chaque événement dans les tableaux 5.3 et 5.4. Les deux paramètres calibrés sont donc finalement la constante de temps  $\delta$  et la biomasse initiale  $B_0$  :  $\delta$  pour l'ensemble des événements du groupe 1, puis  $B_0$  pour chaque événement. Les caractéristiques des chasses simulées sont détaillées dans le tableau 5.3. La calibration est faite de manière à minimiser l'écart entre turbidité simulée et turbidité mesurée, mesuré par un critère. Nous avons utilisé comme critère l'écart quadratique moyen *RMSE*, exprimé en NTU, entre mesures et simulations, sur la station aval (Vallon Dol) au cours de la chasse :

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (T_{b,m,i} - T_{b,s,i})^2}{n}} \quad (5.13)$$

avec  $T_{b,m,i}$  la turbidité mesurée à l'instant  $i$  et  $T_{b,s,i}$  la turbidité simulée à l'instant  $i$ . On obtient une constante de temps optimale de 1h15 pour l'ensemble des 4 chasses et des biomasses initiales autour de 20 à 64 mg chl.a  $\text{m}^{-1}$ . Le tableau 5.3 récapitule les valeurs de chacun des paramètres, et les valeurs de *RMSE* correspondantes pour les chasses simulées du groupe 1. On calcule également le critère de *Nash*, fréquemment utilisé en modélisation hydrologique, qui représente les écarts des simulations aux mesures par rapport à la moyenne des mesures  $\overline{T_{b,m}}$  :

$$Nash = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (T_{b,m,i} - T_{b,s,i})^2}{\sum_{i=1}^n (T_{b,m,i} - \overline{T_{b,m}})^2} \quad (5.14)$$

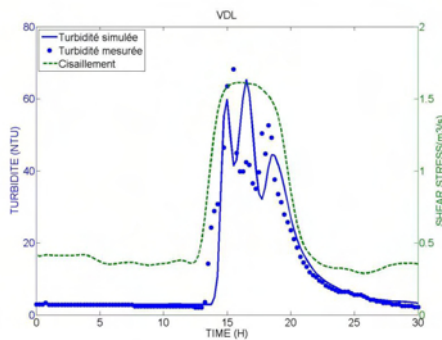
La valeur optimale de ce critère est de 1. Le modèle simule la dynamique de la turbidité au cours de la chasse ; les résultats de ces simulations sur la station de Vallon Dol sont comparés aux mesures en figure 5.6.

### 5.5.5 Simulation d'autres événements de chasses sur la BMN

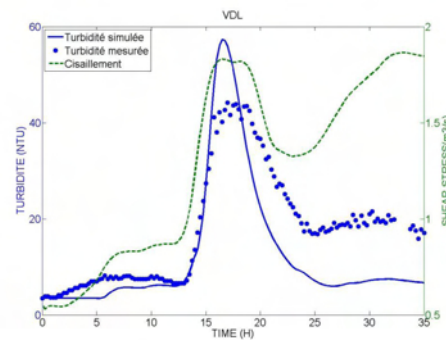
Le deuxième groupe de chasses sélectionnées est alors simulé, avec la même constante de temps, la biomasse initiale étant le seul paramètre recalibré pour chaque événement. Les caractéristiques

TABLEAU 5.3 – Caractéristiques et paramétrisation des événements de chasses utilisés pour la calibration, BMN, canal de Provence.  $Q_0$  et  $Q_{max}$  : débits initial et maximal amont,  $\Delta T$  : durée de la chasse.

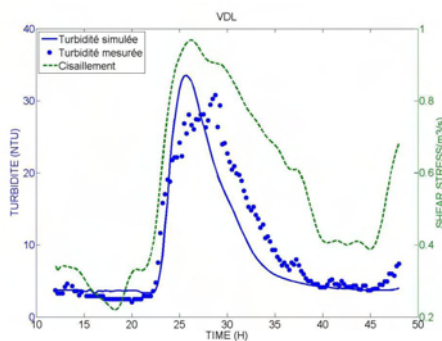
	Site	BMN	BMN	BMN	BMN	Gignac
	Date	2008	2007	2007	2007	2009
	unité	07-02	24-05	21-06	05-09	21-04
$Q_0$	$m^3s^{-1}$	1.1	2.0	1.2	1.5	0.66
$Q_{max}$	$m^3s^{-1}$	2.6	3.1	2.5	2.3	1.02
$\Delta T$	h	8	8	14	7	8.5
$s_B$	1	0.50	0.25	0.15	0.20	0.20
$C_0$	mg chl.a $m^{-3}$	0.600	0.710	0.762	0.785	2.443
$\eta$	1	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
$\delta$	s	4500	4500	4500	4500	4262.74
$B_0$	mg chl.a $m^{-1}$	63.59	59.13	20.29	25.03	153.50
<i>Nash</i>	1	0.95	0.56	0.89	0.98	0.55
<i>RMSE</i>	1	9.77	8.84	3.60	1.55	1.93



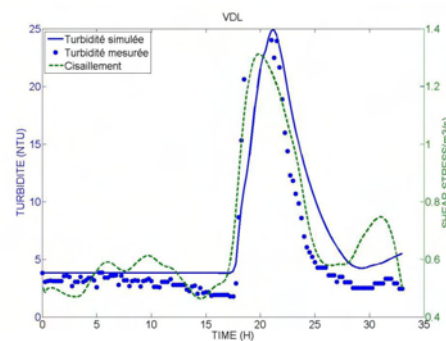
(a) 07/02/2008



(b) 24/05/2007



(c) 21/06/2007



(d) 05/09/2007

FIGURE 5.6 – Turbidités simulées et mesurées et contrainte de cisaillement à la paroi, pour les chasses de calibration, station de Vallon Dol, SCP.

de ces chasses simulées, les valeurs des paramètres et critères sont donnés dans le tableau 5.4. La valeur de  $B_0$  est à nouveau calibrée de manière à minimiser le critère  $RMSE$  sur la station de Vallon Dol. Les dynamiques de turbidité simulées et mesurées sur cette station pour ce deuxième groupe d'évènements sont bien représentées (Fig. 5.7) à la fois du point de vue notamment du phasage du pic de turbidité. Ce deuxième groupe permet de valider le calage de la constante de temps. Le pic de la chasse notée (b) (Fig. 5.6) est sous-estimé par le modèle. Ceci peut s'expliquer par une sur-estimation du détachement, et un épuisement du stock d'algues fixées. En effet, on observe une nouvelle augmentation des conditions de cisaillement vers 25h, qui n'est suivie que d'une très faible augmentation de la turbidité mesurée. On peut supposer que la chasse ayant détaché l'essentiel de la biomasse, le deuxième pic n'a plus d'effet de détachement. Cet effet d'épuisement serait alors un peu sur-estimé dans la simulation. Cet épuisement plus rapidement atteint dans les simulations que sur les mesures apparaît aussi pour les chasses notées a et b (Fig. 5.7), où le détachement semble plus lent dans la réalité que dans les simulations où le flux de dérive est donc sous-estimé.

Les valeurs de paramètres calées sur le précédent groupe d'évènements permettent de simuler correctement le phasage du pic de turbidité lors de ces autres chasses.

### 5.5.6 Analyse des biomasses obtenues par calage

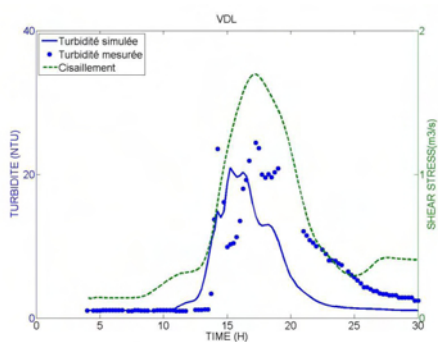
Les biomasses initiales ne sont pas mesurées pour chaque chasse. Cependant les campagnes de mesures in situ réalisées sur la BMN (voir chap. 2) permettent d'estimer les quantités de biomasse épilithiques qui se développent sur cette branche et sa variabilité temporelle intra et inter-annuelle. Les valeurs initiales de biomasse obtenues par le calage et qui représentent une biomasse moyenne dans le tronçon sont alors comparées aux valeurs mesurées lors des campagnes de 2007 à 2009, sur la station des Figassons saison par saison (Fig.5.10 a). Les biomasses moyennes en  $\text{mg chl.a m}^{-1}$  sont ramenées à des biomasses par unité de surface ( $\text{mg chl.a m}^{-2}$ ) en divisant par le périmètre mouillé. On compare les valeurs mesurées et calibrées moyennées par mois. Compte tenu de la variabilité spatio-temporelle de la biomasse et des intervalles de confiance des valeurs mesurées, les valeurs obtenues par calage sont cohérentes pour la plupart des évènements simulés.

## 5.6 Application au tronçon Partiteur-Avencq du canal de Gignac

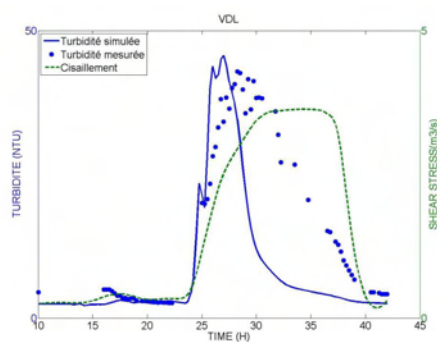
### 5.6.1 Données

Les données hydrauliques utilisées proviennent des mesures de débit en tête de rive droite (au niveau de Partiteur) et de niveau à l'amont de l'Avencq (ce niveau amont constituant la condition limite aval imposée). Le modèle de cette branche décrivant la géométrie et les différents ouvrages de régulation provient également d'un travail de calibration antérieur, ayant permis la paramétrisation des coefficients de Strickler et des coefficients de débit des ouvrages. Les coefficients de Strickler sont compris entre 53 (zone amont) et 62 (zone aval)  $\text{m}^{1/3} \text{s}^{-1}$ .

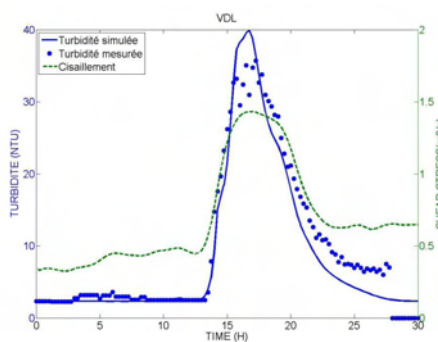
Les mesures hydrauliques disponibles sur ce tronçon sont situées au niveau des nœuds amont et



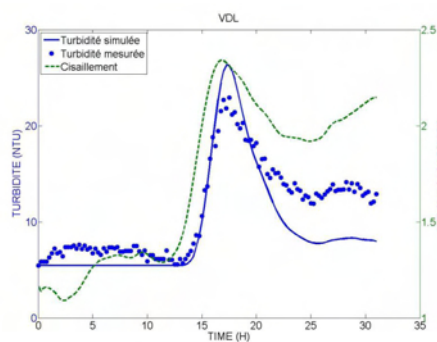
(a) 28/01/2006



(b) 01/04/2006



(c) 10/04/2006



(d) 10/09/2006

FIGURE 5.7 – Turbidités simulées et mesurées et contrainte de cisaillement à la paroi, pour les chasses de validation, station de Vallon Dol, SCP.

aval. Les débits prélevés entre le Partiteur et l’Avenq sont estimés par différence entre les débits mesurés aux deux stations. La période de début de saison correspond à une configuration où presque toutes les prises sont ouvertes (voir chap. 2, section 2.3) ; on répartit donc le débit total prélevé de manière égale entre les 5 prises intermédiaires modélisées. La relation entre turbidité et concentration est obtenue également grâce aux mesures de terrain. La turbidité est mesurée à l’amont avant et après la chasse, et à l’aval pendant toute la durée de la chasse grâce au préleveur automatique (voir suivis expérimentaux au chapitre 4, section 3.5).

### 5.6.2 Calibration

Le modèle est appliqué au tronçon Partiteur-Avenq du canal de Gignac (voir Fig. 4.1) pour simuler la chasse expérimentale du 21 Avril 2009. Le calage de la constante de temps  $\delta$  et de la biomasse initiale  $B_0$  est donc effectué de manière à minimiser la *RMSE* entre simulations et mesures de turbidité à l’aval, sur la station de l’Avenq. Les valeurs des caractéristiques de cette chasse, des paramètres et des 2 critères considérés sont également disponibles dans le tableau 5.3.

Le premier pic de turbidité (Fig. 5.9 a) est bien simulé. Il correspond à une augmentation de la contrainte de cisaillement moyenne due à la légère baisse du niveau d’eau lors de l’ouverture de la vanne de décharge de l’Avenq (à l’aval du tronçon).

Le second pic de turbidité simulé, de plus faible amplitude, n’apparaît pas sur les mesures. Une explication possible est la distribution non homogène de la biomasse. Suite à la première augmentation de turbidité, la biomasse moins importante à l’aval se détache complètement, il se produit un phénomène d’épuisement non simulé par le modèle en raison d’une surestimation de biomasse. Le second pic simulé correspond alors à l’arrivée de la lâchure amont provoquant une deuxième augmentation de la contrainte de cisaillement, et une deuxième phase de détachement. Le troisième pic correspondrait alors à l’arrivée du nuage détaché à l’amont et transporté jusqu’à l’aval. Cette hypothèse sur l’épuisement de biomasse et les causes de chacun des pics de turbidité simulées semblent confirmées par la dynamique de l’épilithon au cours de la chasse (voir Fig. 5.8).

Les valeurs de biomasses mesurées et calibrées sont cohérentes pour les deux stations Partiteur et Avenq (voir Fig. 5.10 b) mais sont ponctuelles et ne donnent pas d’information sur la distribution de biomasse interne au bief. La simulation de ce second pic peut donc s’expliquer par une sur-estimation de la biomasse initiale à l’aval du tronçon.

## 5.7 Distribution de la biomasse

La biomasse initiale influence largement l’intensité du pic de turbidité simulé. Suite aux hypothèses effectuées pour expliquer les sur-estimations ou sous-estimations d’amplitude du pic de turbidité par le modèle pour certains événements, l’étude de la distribution de la biomasse initiale semble donc une piste intéressante. Deux méthodes sont envisagées pour distribuer cette

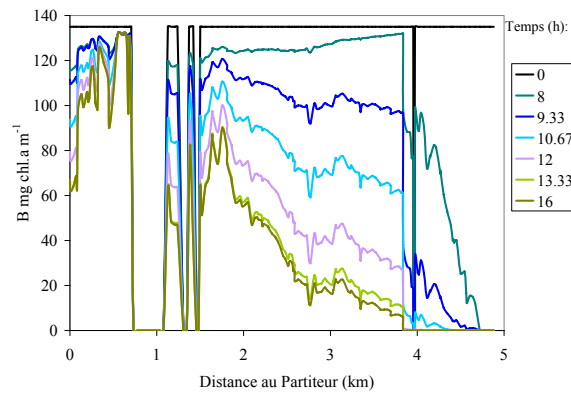
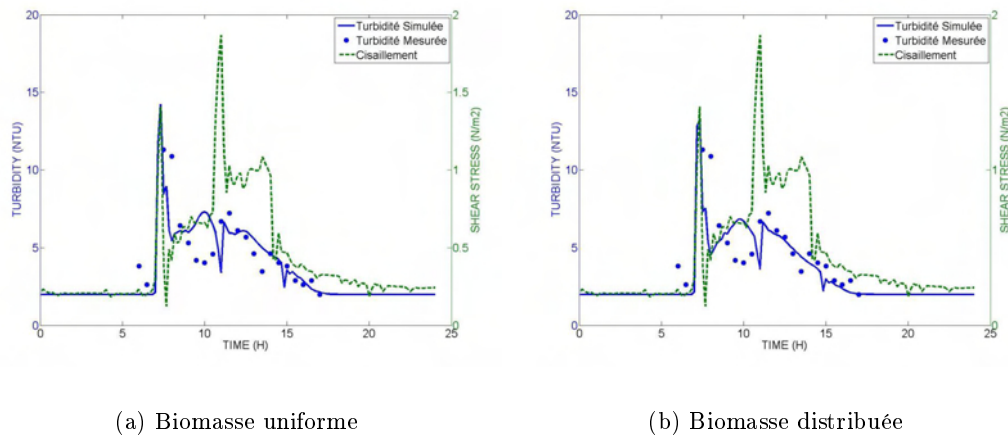


FIGURE 5.8 – Biomasse fixée simulée en fonction de l'abscisse pour différents instants au cours de la chasse du 21/04/2009, canal de Gignac.



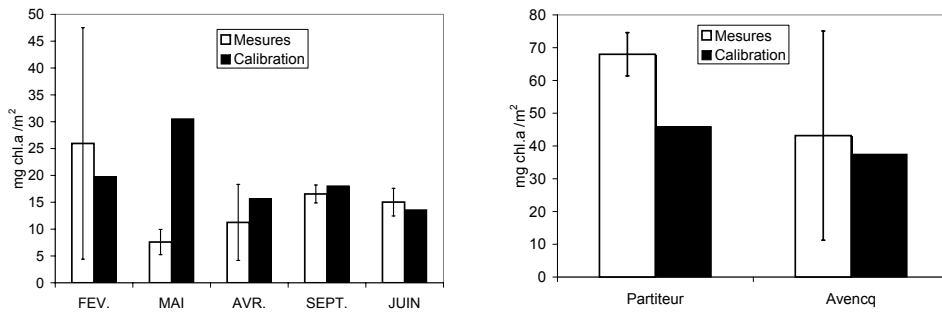
(a) Biomasse uniforme

(b) Biomasse distribuée

FIGURE 5.9 – Turbidités simulées et mesurées et contrainte de cisaillement à la paroi, pour la chasse du 21/04/2009, station de l'Avencq, canal de Gignac.

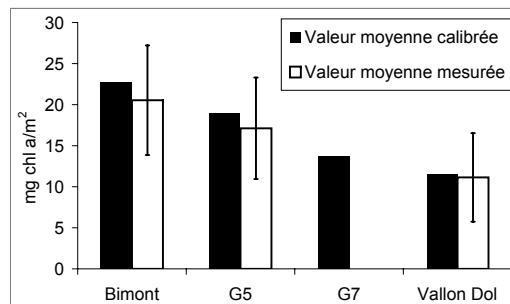
TABLEAU 5.4 – Caractéristiques des chasses non utilisées pour la calibration, valeurs des paramètres et des critères pour leur simulation.

	site	BMN	BMN	BMN	BMN
	date	2006	2006	2006	2006
	unité	28-01	04-01	04-10	09-10
$Q_0$	$m^3 s^{-1}$	1.0	0.8	1.3	2.2
$Q_{max}$	$m^3 s^{-1}$	3.5	2.5	2.5	3.0
$\Delta T$	h	15	8	10	10
$s_B$	1	0.4	0.4	0.25	0.2
$C_0$	$mg chl.a m^{-3}$	0.218	0.505	0.471	1.124
$\eta$	1	1.5	1.5	1.5	1.5
$\delta$	s	4500	4500	4500	4500
$B_0$	$mg chl.a m^{-1}$	14.08	25.88	25.22	37.56
$Nash$	1	0.51	0.74	0.96	0.71
$RMSE$	1	11.25	4.74	2.69	3.03



(a) Station G5-Figassons, SCP

(b) Stations Partiteur et Avencq, Gignac



(c) Stations de la BMN, SCP

FIGURE 5.10 – Comparaison des valeurs de biomasses épilithiques obtenues par calage et mesurées in situ.

biomasse initiale : l'utilisation de mesures au niveau de points intermédiaires et l'utilisation des conditions hydrodynamiques pour répartir cette biomasse non uniformément.

### 5.7.1 Calibration à l'aide de stations intermédiaires : BMN

Les turbidités simulées sont comparées aux mesures sur les 2 stations intermédiaires de G5 et G7. Le phasage du pic de turbidité  $y$  est globalement bien représenté mais pour certains événements on observe une sur-estimation ou une sous-estimation de son amplitude (voir Fig. 5.11 a et c). L'hydraulique étant correctement simulée, on peut expliquer ces écarts soit par une mauvaise estimation de la biomasse initiale, soit par une différence de la dynamique de réponse des algues entre les biefs, soit par une modification du lien entre turbidité et concentration selon les stations. On privilégie la première explication, considérant que les deux autres supposent une différenciation de la composition des peuplements assez importante, a priori non observée lors des campagnes de mesures (chap. 2). Une biomasse initiale non uniformément distribuée sur la branche pourrait expliquer ces décalages entre mesures et simulations. Une deuxième calibration est réalisée, selon le même protocole que précédemment mais en trois étapes : on considère successivement les trois biefs de l'amont vers l'aval séparés par les stations de mesures. La biomasse initiale est calée sur chacun des trois biefs sur les données de turbidités aux stations aval (G5 puis G7 puis Vallon Dol). La distribution de cette biomasse initiale améliore sensiblement les résultats de simulation aux points intermédiaires, notamment sur la reproduction de l'amplitude du pic de turbidité (*cf.* Fig. 5.11). Les nouvelles valeurs des paramètres et des critères *RMSE* et *Nash* sont indiqués dans le tableau 5.5. Les valeurs de biomasse calibrées de manière distribuée sont comparées à celles mesurées sur les différentes stations et apparaissent cohérentes avec la variabilité inter-stationnelle (Fig. 5.10 c).

TABLEAU 5.5 – Valeurs des paramètres et critères pour des biomasses initiales uniformes et distribuées, chasse du 09/05/2007, BMN, canal de Provence

	biomasse uniforme	biomasse distribuée
$s_B$	0.2	0.2
$C_0$	0.785	0.785
$\eta$	1.5	1.5
$\delta$	4500	4500
$B_0$ Bimont-G5	25.03	9.67
$B_0$ G5-G7	25.03	33.21
$B_0$ G7-Vallon Dol	25.03	55.62
<i>Nash</i>	0.92	0.98
<i>RMSE</i>	3.4	1.5
$Nash_{moyen}$ stations	0.85	0.96
$RMSE_{moyen}$ stations	2.9	1.5

### 5.7.2 Modèle de distribution fonction des conditions de cisaillement : Gignac

Sur la portion Partiteur-Avencq du canal de Gignac, l'hypothèse était donc que la biomasse initiale était distribuée de façon non-uniforme. Cette portion ne comporte pas de station inter-

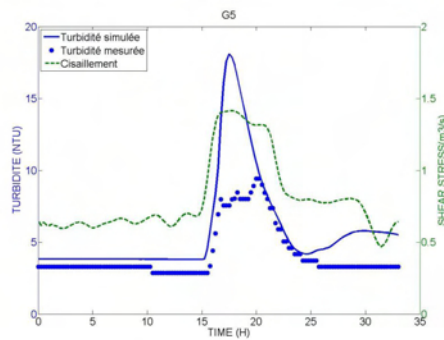
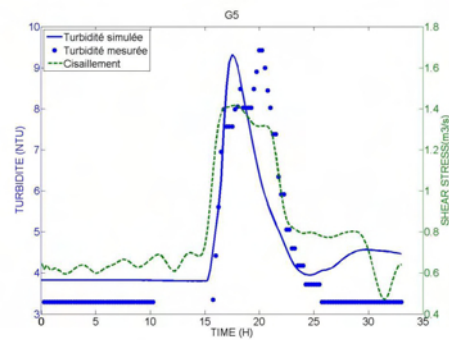
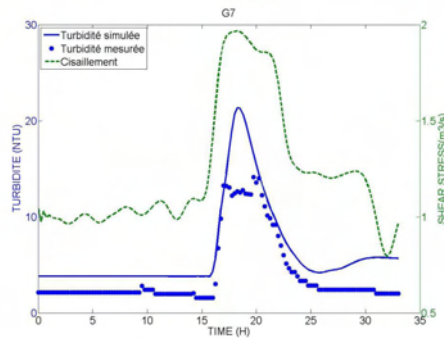
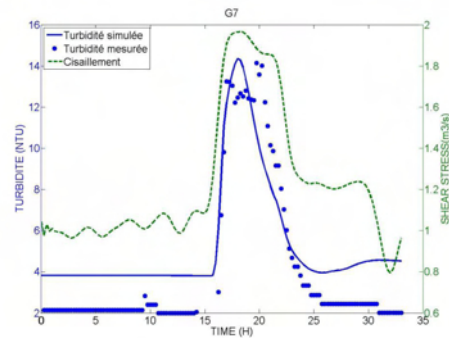
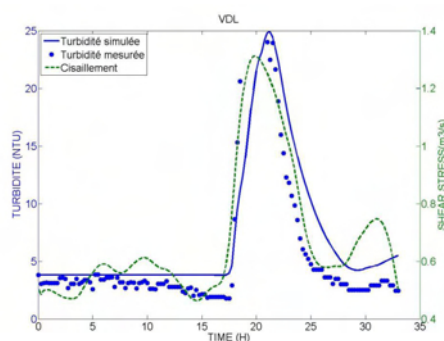
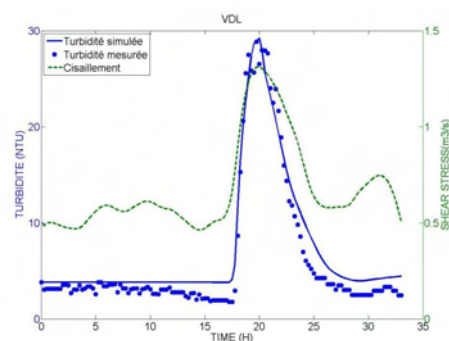
(a) G5  $B_0$  Uniforme(b) G5  $B_0$  Distribuée(c) G7  $B_0$  Uniforme(d) G7  $B_0$  Distribuée(e) Vallon Dol  $B_0$  Uniforme(f) Vallon Dol  $B_0$  Distribuée

FIGURE 5.11 – Turbidités simulée et mesurée, et contrainte de cisaillement à la paroi, lors de la chasse du 09/05/2007, sur la BMN, au niveau des trois stations aval, avec biomasse initiale uniforme ou distribuée.

médiaire avec enregistrement de la turbidité, une calibration bief par bief n'est donc pas envisageable. Toutefois, les hypothèses sur les facteurs du gradient de biomasse fixée correspondent à une accumulation de biomasse inversement fonction des conditions de cisaillement (résultats des campagnes de mesures in situ (*cf.* chap. 3)). Pour éviter la paramétrisation d'un modèle de croissance complet (terme de croissance et de détachement continu), afin de calculer la biomasse à l'équilibre, nous utilisons une expression approchée de cette biomasse basée sur le raisonnement à l'échelle d'un filament et les résultats expérimentaux obtenus sur le dispositif (chap. 3, section 4.3.2). Les hypothèses sont donc que la biomasse à l'équilibre peut être approchée par une simple fonction inverse du  $\tau_0$  et qu'à l'initial de la chasse, on a atteint cette valeur d'équilibre. On introduit donc une version légèrement modifiée du modèle, où le seuil de sensibilité disparaît au profit d'un paramètre  $\lambda$  traduisant la dépendance de la colonisation de biomasse à la contrainte de cisaillement :

$$B(x, 0) = \frac{\lambda}{\tau_0(x, 0)} \quad (5.15)$$

Ce modèle simple permet en effet de fournir une règle de distribution de la biomasse initiale en l'absence de station intermédiaire (voir Fig. 5.12). Le modèle de détachement devient alors :

$$E_B(x, t) = \frac{1}{\delta} \left( \frac{\tau_0(x, t) - \tau_{0,cr}(x)}{\tau_{ref}(x)} - s_B \right)^\eta \frac{\lambda}{\tau_0(x, 0)} \quad \text{si} \quad \frac{\tau_0(x, t) - \tau_{0,cr}(x)}{\tau_{ref}(x)} > s_B \quad (5.16)$$

$$E_B(x, t) = 0 \quad \text{sinon} \quad (5.17)$$

Les résultats de cette simulation sont comparés à la première, avec biomasse uniforme (Fig. 5.9) et montrent qu'à ce stade, la distribution de biomasse n'apporte pas beaucoup à la performance du modèle : on observe toujours un pic intermédiaire semblable à celui de la première simulation. En effet, avec ce modèle de distribution, la biomasse initiale est plus importante dans les zones aval, où les conditions de cisaillement sont plus faibles (Fig. 5.12). Cette hypothèse est pourtant cohérente avec les expérimentations qui ont mis en évidence une accumulation de biomasse plus faible dans les zones où le cisaillement hydraulique est le plus intense, ce qui correspond ici plutôt aux zones amont. Les campagnes de mesures ont aussi montré l'existence d'un gradient amont-aval croissant d'algues épilithiques (chap. 2). Or l'explication de ce second pic conduit à supposer que la biomasse initiale est plus faible dans la zone aval que dans la zone amont. Cette distribution de biomasse avant la chasse 21 avril 2009 est donc a priori due à d'autres facteurs que l'hydraulique seul, ce qui ne peut être représenté qu'en simulant la période de colonisation entre deux chasses en fonction des conditions hydrodynamiques et physico-chimiques. Un tel modèle a été présenté au chapitre 4 pour la simulation de la croissance et du détachement continu.

### 5.7.3 Modélisation de la recolonisation après une chasse

Afin de poursuivre le travail de modélisation vers la simulation de la dynamique algale en continu, des simulations à partir d'un modèle de croissance sont mises en œuvre sur le canal réel. Ces simulations utilisent le modèle développé à l'échelle expérimentale (voir chap. 4). Il est donc composé d'un terme d'accroissement et d'un terme de détachement continu :

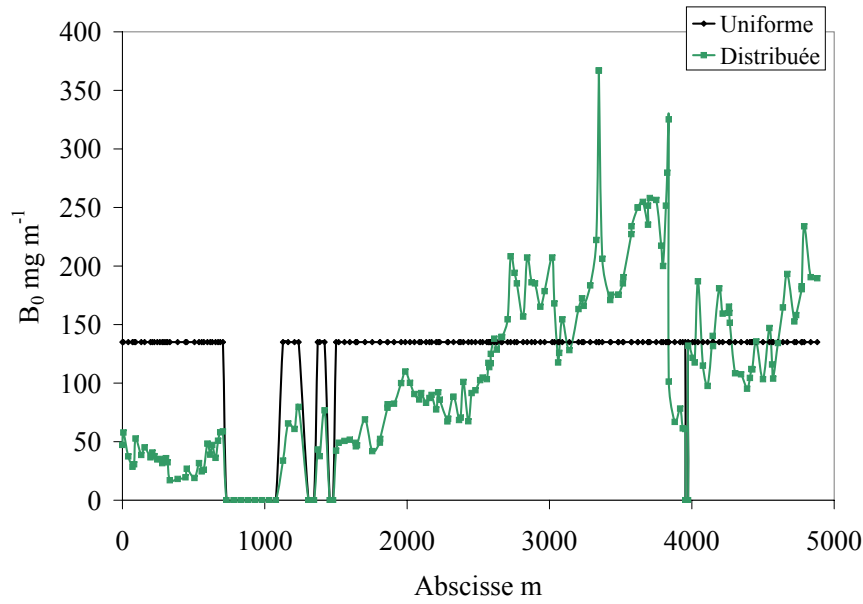


FIGURE 5.12 – Biomasse initiale uniforme et distribuée en fonction de la contrainte de cisaillement, le long de la portion Partiteur-Avenq du canal de Gignac.

$$\frac{\partial B}{\partial t} = \left( \mu_0 \frac{[P]}{[P] + K_P} \theta^{T-T_0} \frac{I}{I_{opt}} e^{1-\frac{I}{I_{opt}}} - \rho_m \right) B \left( 1 - \frac{B}{B_{Max}} \right) - C_d \left( \frac{\tau_0 - \tau_s}{\tau_s} \right)^{\beta_d} (B - B_r) \quad (5.18)$$

avec  $\rho_m$  le taux de mortalité, qui permet de calculer la libération de phosphore au cours de la dégradation des algues mortes. On considère ici le phosphore comme l'élément le plus limitant. En effet les analyses physico-chimiques associées à chaque prélèvement de biomasse fixée pendant la période de recolonisation ont permis de déterminer les concentrations respectives en azote et phosphore. Ce dernier apparaît bien comme le plus limitant en considérant des constantes de demi-saturation de  $10 \cdot 10^{-6}$  et de  $0.2 \cdot 10^{-3} \text{ kg m}^{-3}$  pour le phosphore et l'azote respectivement. La température  $T$  est simulée à partir du bilan d'énergie reçue et réémise par la masse d'eau. Elle est transportée comme une concentration selon l'équation 5.19 par un processus d'advection-dispersion. Le terme d'échange  $E_T$ , qui exprime le taux de variation de la température (en  $^{\circ}\text{C s}^{-1} \text{ m}^{-1}$ ) est calculé à partir d'un bilan de chaleur :

$$\frac{\partial AT}{\partial t} + \frac{\partial QT}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left( DA \frac{\partial T}{\partial x} \right) + E_T \quad (5.19)$$

$$E_T = \frac{P_R L_m}{\rho c_p} \quad (5.20)$$

$$P_R = (1 - C_m) ((1 - a)R_N + R_a - R_e - H_s - H_e) \quad (5.21)$$

avec  $C_m$  un coefficient de masquage pour tenir compte des passages en galerie,  $c_p$  la capacité

calorifique massique de l'eau (4185 J/° C/kg),  $L_m$  la largeur au miroir,  $P_R$  la puissance échangée à la surface du plan d'eau,  $R_N$  le rayonnement net reçu à la surface libre,  $R_a$  le rayonnement atmosphérique,  $R_e$  le rayonnement de l'eau vers l'atmosphère,  $H_s$  le flux de chaleur sensible par convection et conduction thermique à la surface libre, et  $H_e$  le flux de chaleur latente (évaporation), les flux énergétiques sont donnés en  $\text{W m}^{-2}$ .  $a$  est l'albédo du plan d'eau (en moyenne 0.03 (Chapra *et al.*, 2004)). Les expressions des différents flux de chaleur sont détaillées en annexe 7.

La dynamique du phosphore [P] est simulée comme celle des algues en dérive selon l'équation 5.22 et de la température. Le terme d'échange  $E_P$  est exprimé par la consommation du phosphore dissout (sous forme de  $\text{PO}_4$  essentiellement) par les algues fixées et en dérive par unité de longueur et de temps :

$$\frac{\partial A[\text{P}]}{\partial t} + \frac{\partial Q[\text{P}]}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left( DA \frac{\partial [\text{P}]}{\partial x} \right) + E_P \quad (5.22)$$

$$E_P = -\mu(t)k_P \left( B \left( 1 - \frac{B}{B_{Max}} \right) + AC \right) \quad (5.23)$$

$$\mu(t) = \mu_0 \frac{[\text{P}]}{[\text{P}] + K_P} \theta^{T-T_0} \frac{I}{I_{opt}} e^{1 - \frac{I}{I_{opt}}} - \rho_m \quad (5.24)$$

où  $k_P$  est la proportion de phosphore dans la biomasse algale.  $C$  est la concentration d'algues en dérive, supposée croître de la même façon que  $B$ .

Ce modèle est appliqué sur la BMN, sur la phase de suivi de recolonisation après la chasse expérimentale du 23 Février (station des Figassons). Les paramètres du terme de détachement sont pris égaux aux valeurs calibrées sur le dispositif expérimental ainsi que les paramètres du terme de croissance, à l'exception du taux de croissance maximal  $\mu_0$  (voir tableau 5.6). Celui-ci est calibré sur la biomasse mesurée en fin de période sur la station des Figassons à  $0.58 \text{ j}^{-1}$ , ce qui est cohérent avec les valeurs référencées dans la littérature (Boulêtreau, 2007). Les conditions initiales sont données par la mesure de biomasse fixée après chasse (le 24/02/2009) sur les Figassons supposée uniforme le long du bief (exceptée dans les galeries où elle est nulle).

Le modèle permet de simuler la recolonisation à un rythme vraisemblable sur les 15 jours suivant la chasse pour la station considérée (Fig. 5.13). Ces résultats préliminaires sont assez encourageants quant à la piste de calcul de la biomasse initiale par simulation de la croissance. Ces simulations permettent d'obtenir notamment l'état distribué de la couverture algale avant la chasse suivante, en cohérence avec la variabilité hydraulique (Fig. 5.14). On observe sur ces simulations que certaines zones sont marquées par une décroissance de biomasse au cours de la période suivant la chasse, due à un détachement continu important. Ces sections sont en effet caractérisées par de forts cisaillements et se rapprochent du canal A (très rapide) du dispositif expérimental (chap. 4), où les conditions de cisaillement limitent fortement la biomasse fixée. La calibration du modèle reste à éprouver à l'aide de suivis de biomasse sur différentes stations.

TABLEAU 5.6 – Valeurs des paramètres de croissance pour la simulation de la recolonisation après la chasse du 23/02/2009, BMN, canal de Provence

Paramètre	unité	valeur
$\mu_0$	$\text{j}^{-1}$	0.58
$T_0$	$^{\circ}\text{C}$	20
$I_{opt}$	$\text{W m}^{-2}$	400
$\theta$	1	1.05
$K_P$	$\text{mg P l}^{-1}$	$9.5 \cdot 10^{-3}$
$k_p$	1	$15 \cdot 10^{-3}$
$B_{Max}$	$\text{mg chl.a m}^{-2}$	300.00
$B_r$	$\text{mg chl.a m}^{-2}$	0
$C_d$	$\text{j}^{-1}$	1/28
$\beta_d$	1	1.5
$\tau_s$	$\text{N m}^{-2}$	0.09
[P] initiale	$\text{g m}^{-3}$	0.010
$T(t=0)$	$^{\circ}\text{C}$	6.5
$B_0$	$\text{mg chl.a m}^{-2}$	8.26

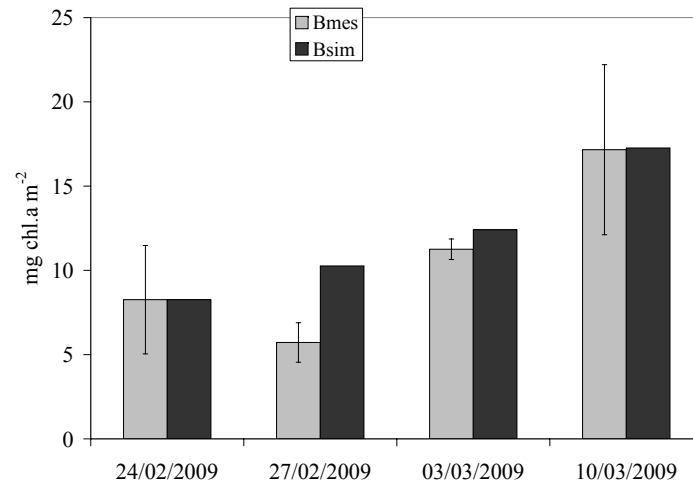


FIGURE 5.13 – Evolution de la biomasse épilithique mesurée et simulée sur la station des Figassons lors de la recolonisation suivant la chasse expérimentale de Février 2009

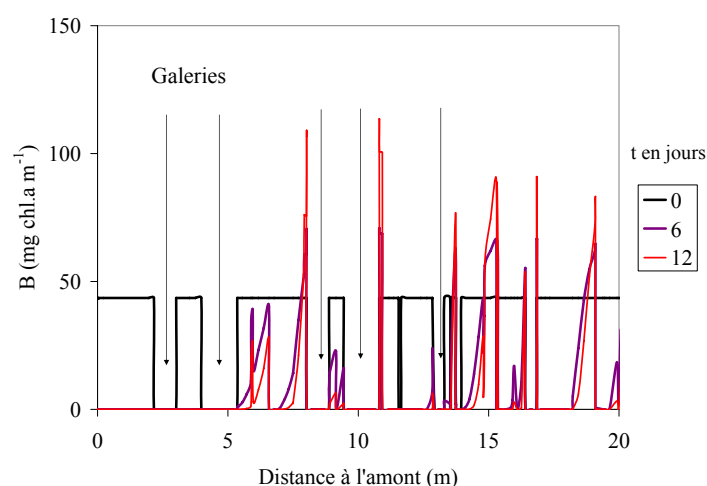


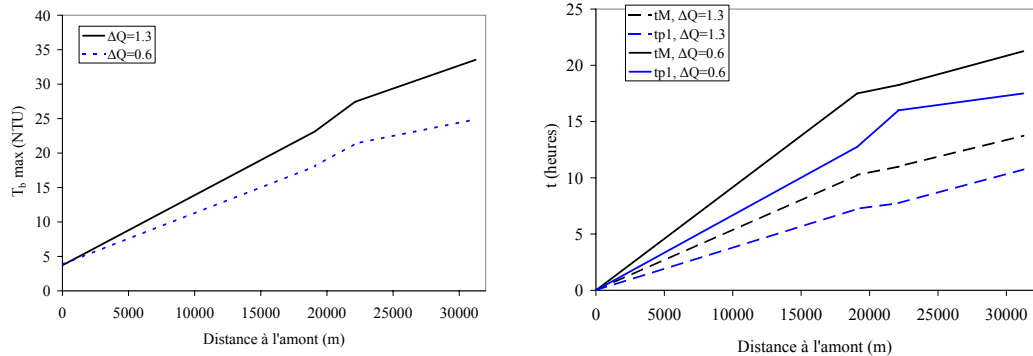
FIGURE 5.14 – Evolution de la biomasse épilithique simulée en fonction de l'abscisse à différents jours au cours de la recolonisation suivant la chasse expérimentale de Février 2009

#### 5.7.4 Perspectives d'application à la gestion

Pour des applications à la gestion, le modèle développé peut constituer un outil d'aide au dimensionnement. Pour illustrer ce type d'application, deux chasses sont simulées sur le bief uniforme de 32 km. L'incrément de débit est réalisé en 1h et est maintenu pendant 1h30, et vaut respectivement pour chacune des chasses  $1.3$  et  $0.6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . La biomasse initiale est supposée égale pour les chasses et vaut  $100.0 \text{ mg chl.a m}^{-1}$ . La simulation du phasage du pic de turbidité est une information importante pour prévenir les risques de colmatage. Le modèle permet également de connaître la turbidité maximale à chaque abscisse au cours de la chasse (voir Fig. 5.15 a). La connaissance du phasage du pic de turbidité permet notamment de définir, en chaque section, une fenêtre temporelle de risque de colmatage pour intervenir en conséquence, par exemple en fermant les prises ou en arrêtant des stations de pompage (voir Fig. 5.15 b). Le modèle simule aussi l'épuisement de la biomasse fixée au fur et à mesure du détachement, permettant de visualiser l'efficacité de la chasse et d'optimiser sa durée. Cette sortie du modèle permet notamment de comparer différents scénarios de dimensionnement de la chasse (voir Fig. 5.15 c).

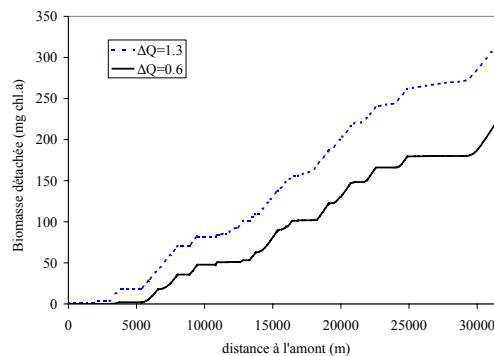
## 5.8 Synthèse

Au cours d'une chasse, plusieurs processus sont donc impliqués et se superposent dans le temps et dans l'espace : la perturbation hydraulique se propage, les algues épilithiques sont détachées, et les algues en dérive transportées. Cette superposition explique la complexité des opérations de chasses et l'intérêt d'un modèle explicatif et prédictif. L'état initial du peuplement algal se caractérise par sa quantité et sa sensibilité. Celle-ci est aussi dépendante des conditions hydrodynamiques antérieures. Le modèle à base physique proposé permet ici de simuler la propagation d'une perturbation hydraulique en conséquence d'une ou plusieurs manœuvres sur les ouvrages



(a) Turbidité maximale en fonction de la distance à l'amont

(b) Temps d'arrivée du début ( $tp1$ ) et du maximum ( $tM$ ) du pic de turbidité



(c) Biomasse détachée sur le bief amont en fonction de l'abscisse

FIGURE 5.15 – Quelques exemples de résultats fournis par le modèle constituant une aide au dimensionnement des chasses.  $\Delta Q$  est l'incrément de débit caractérisant la chasse.

de régulation. Il simule alors le détachement de biomasse benthique induit par cette perturbation et ses conséquences sur l'évolution de la turbidité en chaque section du canal. Ce modèle et son application aux deux canaux d'étude a fait l'objet d'un article scientifique soumis à la revue *River Research and Applications*.

Deux paramètres uniquement sont calibrés :

- la constante de temps est choisie pour être unique quelle que soit la saison, afin de limiter le nombre de paramètres du modèle.
- en revanche, la biomasse initiale est calée à chaque chasse. Cette biomasse dépend de la saison comme l'attestent les mesures de terrain. Les valeurs obtenues par calage sont très proches des biomasses mesurées sur le canal, ce qui est très encourageant pour obtenir un modèle prédictif sans calage nécessaire, basé uniquement sur des mesures de biomasse.

Le seuil de sensibilité aux variations de conditions de cisaillement est calculé et la relation entre turbidité et concentration d'algues en dérive est déterminée expérimentalement. Cette méthodologie de calibration apparaît valide pour l'ensemble des événements simulés et pour les deux sites. Elle permet notamment de bien simuler le phasage du pic de turbidité, et l'épuisement de la biomasse fixée au fur et à mesure du détachement, et fournit ainsi des informations intéressantes pour la gestion des chasses.

Le modèle élaboré permet de représenter la dynamique algale à l'échelle d'une chasse. En considérant la dynamique de croissance algale, il simule des périodes plus longues comme notamment la phase de recolonisation entre deux chasses successives. Les premières simulations de la croissance associée au détachement continu donnent déjà des résultats encourageants. Ce type de simulation permettrait notamment une amélioration du calendrier des chasses en fonction du niveau de biomasse atteint. Cette biomasse initiale est un paramètre important du modèle, considérée dans les simulations comme un paramètre de calage mais qu'il est nécessaire de recalibrer à chaque chasse. Pour utiliser le modèle de manière prédictive, la simulation de la croissance nous semble être une piste intéressante pour fournir à l'issue d'une période de croissance la biomasse distribuée le long du bief ciblé en fonction des conditions hydrauliques de la phase de croissance.

La partie hydraulique du modèle fournit également des indicateurs pour évaluer la chasse en terme de volumes d'eau utilisés, et de temps de retour à la normale des tronçons perturbés, ou pour calculer les temps caractéristiques des phénomènes. Pour affiner l'optimisation des scénarios de chasse on souhaiterait pouvoir utiliser des approches similaires à celles développées pour la régulation des variables hydrauliques (débit, cotes) de ces systèmes. Parmi les outils de régulation, certains sont notamment appropriés à la gestion en temps réel et permettent ainsi d'identifier des paramètres inconnus du système. Cette question est pertinente pour le modèle que nous proposons en particulier pour le problème d'estimation de la biomasse initiale. Il s'agit maintenant d'étudier dans quelle mesure ces outils peuvent être étendus à la régulation de variables de qualité comme la turbidité.



## Chapitre 6

# Modélisation linéaire pour le dimensionnement des chasses et le contrôle en temps réel

### 6.1 Etat de l'art sur l'approche fréquentielle et intérêts pour la gestion

Le modèle de la dynamique algale en réponse à une chasse fournit un certain nombre d'éléments intéressants pour le dimensionnement ou l'évaluation des chasses hydrauliques mais présente des limites dans le cadre de la gestion opérationnelle des chasses (chap. 5). Il n'est pas directement inversible et ne permet pas, à partir d'une chronique de turbidité cible, de déterminer la manœuvre hydraulique à l'amont permettant de générer cette chronique cible. De plus, le modèle complet requiert des temps de calcul trop longs pour envisager un calage en temps réel, en particulier pour déterminer la biomasse initiale dont va dépendre la réponse en turbidité. Ces limites sont les mêmes pour les seules équations de Saint-Venant qui représentent l'hydraulique du système (Eqs. 2.1 et 2.2). Pour la mise en œuvre opérationnelle des chasses comme stratégie de contrôle du développement algal, il faut pouvoir calibrer les paramètres inconnus en temps réel (biomasse initiale notamment), puis calculer les lâchures permettant de générer un détachement de biomasse suffisant tout en respectant des niveaux de turbidité acceptables, reflétant la quantité d'algues remise en dérive. Depuis les années 1990, de gros progrès ont été accomplis sur la performance des méthodes de régulation des canaux grâce aux outils de l'automatique (Rogers et Goussard, 1998; Malaterre, 1995a). On a utilisé pour cela des modèles de transfert linéaires pour lesquels on peut garantir un certain nombre de propriétés essentielles pour la gestion, comme la stabilité ou la robustesse. Dans l'élaboration de modèles simplifiés, l'approche fréquentielle a été proposée par Dooge *et al.* (1987) en linéarisant l'équation de l'onde diffusante (Saint-Venant sans les termes d'inertie). Ils modélisent ainsi la propagation d'un débit amont par une fonction de transfert simple, pour les dynamiques de basses fréquences. Moussa (1996) utilise également l'approche fréquentielle en intégrant dans le modèle de l'onde diffusante la prise en compte des

apports ou prélèvements latéraux. Le principe est repris par Ermolin (1992); Schuurmans *et al.* (1995); Malaterre (1998); Litrico et Georges (1999) en utilisant comme fonction de transfert un premier ou second ordre avec retard. Munier (2009) intègre dans ces modèles l'effet d'une condition aval et le transfert d'apports latéraux également.

Ces modèles linéaires sont utilisés pour la synthèse de contrôleurs automatiques, permettant d'augmenter la performance de la régulation hydraulique du système. Ils sont également adaptés à la gestion en temps réel (assimilation de données) et on peut les utiliser pour quantifier la robustesse d'un régulateur (Litrico *et al.*, 1998).

La gestion en temps réel des transferts d'eau commence à prendre en compte des objectifs de qualité. La gestion des installations de traitement des eaux usées peut faire appel au contrôle en temps réel pour le respect des standards physico-chimiques dans les effluents (contrôle de l'O<sub>2</sub>, contrôle de l'azote). Schutze *et al.* (2004) étudient comment le contrôle en temps réel d'une usine de traitement peut aider à améliorer la qualité de l'eau du milieu de rejet des eaux traitées. Pour cela ils définissent plusieurs objectifs : minimiser les débordements, maximiser l'utilisation de la capacité de l'usine, et minimiser les volumes cumulés. Xu *et al.* (2010) montrent que les concepts de la gestion en temps réel ont aussi des perspectives d'application au niveau de la qualité de l'eau avec le cas de la gestion de la salinité dans des canaux de drainage. Cette dernière partie de la thèse s'intéresse donc à développer un modèle linéaire à partir du modèle complet proposé au chapitre 5 pour des applications au contrôle de la turbidité au cours des chasses hydrauliques en boucle ouverte et boucle fermée. Ce type d'applications introduit également un cadre méthodologique pour l'évaluation et l'optimisation des stratégies proposées dans un contexte opérationnel. Dans un problème de contrôle, les objectifs et contraintes du système définissent un certain nombre de critères à maximiser ou minimiser. Le cadre théorique utilisé ici permet donc de formaliser ces critères d'évaluation et/ou d'optimisation des chasses hydrauliques.

## 6.2 Modèle quasi-linéaire distribué

La méthodologie utilisée ici est inspirée des travaux de Litrico et Fromion (2009b) sur le modèle hydraulique basé sur la linéarisation des équations de Saint-Venant. On applique la même démarche aux modèles de détachement et de transport. Les équations sont d'abord linéarisées autour d'un régime permanent d'équilibre. On utilise ensuite la transformée de Laplace pour exprimer les équations dans le domaine fréquentiel. Ceci permet de transformer les équations aux dérivées partielles en équations différentielles ordinaires que l'on peut résoudre de manière analytique.

### 6.2.1 Linéarisation des équations de Saint-Venant

On considère un régime permanent d'équilibre  $(Q_0(x), Y_0(x))$  autour duquel se produisent de petites variations :  $Q(x, t) = Q_0(x) + q(x, t)$  et  $Y(x, t) = Y_0(x) + y(x, t)$ . Les équations linéarisées sont alors développées en série de Taylor, à l'ordre 1. Pour une fonction  $f(Q, Y)$  la linéarisation donne :

$$f(Q, Y) - f(Q_0, Y_0) \cong \left( \frac{\partial f}{\partial Q} \right)_{Q_0, Y_0} q(x, t) + \left( \frac{\partial f}{\partial Y} \right)_{Q_0, Y_0} y(x, t) \quad (6.1)$$

Les termes d'ordre 2 ou plus sont négligés. Les équations de Saint-Venant deviennent alors (Litrico et Fromion, 2004, 2009b) :

$$L_0 \frac{\partial y}{\partial t} + \frac{\partial q}{\partial x} = 0 \quad (6.2)$$

$$\frac{\partial q}{\partial t} + (k_1 - k_2) \frac{\partial q}{\partial x} + k_3 q + (k_1 k_2) L_0 \frac{\partial y}{\partial x} - k_4 L_0 y = 0 \quad (6.3)$$

avec :

$$k_1 = c_0 + U_0 \quad (6.4)$$

$$k_2 = c_0 - U_0 \quad (6.5)$$

$$k_3 = \frac{2g}{U_0} \left( S_{f0} - Fr_0^2 \frac{dY_0}{dx} \right) \quad (6.6)$$

$$k_4 = c_0^2 \frac{dL_0}{dx} + g \left( (1 + \kappa) S_b - (1 + \kappa - (\kappa - 2) Fr_0^2) \frac{dY_0}{dx} \right) \quad (6.7)$$

$$\kappa = \frac{7}{3} - \frac{4A_0}{3L_0 P_0} \frac{\partial P_0}{\partial Y} \quad (6.8)$$

$$c_0 = \sqrt{\frac{gA_0}{L_0}} \quad (6.9)$$

$$Fr_0^2 = \frac{U_0^2}{c_0^2} \quad (6.10)$$

On écrit ainsi le système dans le cas du régime uniforme sous la forme :

$$\frac{\partial \xi}{\partial t} + A(x) \frac{\partial \xi}{\partial x} + B(x) \xi = 0 \quad (6.11)$$

avec :  $\xi = \begin{pmatrix} L_0 y(x, t) \\ q(x, t) \end{pmatrix}$ ,  $A = \begin{pmatrix} 0 & 1 \\ k_1 k_2 & k_1 - k_2 \end{pmatrix}$  et  $B = \begin{pmatrix} 0 & 0 \\ -k_4 & k_3 \end{pmatrix}$

La transformée de Laplace  $\mathcal{L}(f)(s)$  d'une fonction  $F(t)$  est définie par :

$$\mathcal{L}(F)(s) = \hat{F}(s) = \int_0^\infty e^{-st} F(t) dt$$

On utilise les propriétés de linéarité et la transformée de Laplace des dérivées :

$$\begin{aligned} \mathcal{L}(aF + bG)(s) &= a\hat{F}(s) + b\hat{G}(s) \\ \mathcal{L} \frac{df}{dt} &= s\hat{f}(s) - f(0) \end{aligned}$$

En appliquant la transformée de Laplace et ces propriétés à l'équation différentielle, le système

s'écrit dans le domaine fréquentiel sous la forme :

$$\frac{\partial \hat{\xi}(x, s)}{\partial x} = \mathcal{A}(s)\hat{\xi}(x, s) + \mathcal{B}(s)\hat{\xi}(x, 0) \quad (6.12)$$

avec  $\mathcal{A}(s) = -A^{-1}(sI + B)$  et  $\mathcal{B}(s) = A^{-1}$ . Cette équation différentielle ordinaire se résout en diagonalisant la matrice  $\mathcal{A}(s)$ . Litrico et Fromion (2009b) établissent :

$$\hat{\xi}(x, s) = \Phi(x, s)\hat{\xi}(0, s) + \xi_0(x, s) \quad (6.13)$$

avec

$$\Phi_{11}(x, s) = \frac{\lambda_1(s)e^{\lambda_1(s)x} - \lambda_2(s)e^{\lambda_2(s)x}}{\lambda_1(s) - \lambda_2(s)} \quad (6.14)$$

$$\Phi_{12}(x, s) = \frac{\lambda_1(s)\lambda_2(s)(e^{\lambda_1(s)x} - e^{\lambda_2(s)x})}{s(\lambda_1(s) - \lambda_2(s))} \quad (6.15)$$

$$\Phi_{21}(x, s) = \frac{s(e^{\lambda_1(s)x} - e^{\lambda_2(s)x})}{\lambda_1(s) - \lambda_2(s)} \quad (6.16)$$

$$\Phi_{22}(x, s) = \frac{\lambda_1(s)e^{\lambda_2(s)x} - \lambda_2(s)e^{\lambda_1(s)x}}{\lambda_1(s) - \lambda_2(s)} \quad (6.17)$$

$$\xi_0(x, s) = 0 \quad (6.18)$$

$$\lambda_1(s) = \frac{(k_1 - k_2)s + k_4 - \sqrt{d(s)}}{2k_1k_2} \quad (6.19)$$

$$\lambda_2(s) = \frac{(k_1 - k_2)s + k_4 + \sqrt{d(s)}}{2k_1k_2} \quad (6.20)$$

$$d(s) = (k_1 + k_2)^2[(s + b)^2 - a^2] \quad (6.21)$$

$$a^2 = \frac{4k_1k_2(k_1k_3 - k_4)(k_4 + k_2k_3)}{(k_1 + k_2)^4} \quad (6.22)$$

$$b = \frac{(k_1 - k_2)k_4 + 2k_1k_2k_3}{(k_1 + k_2)^2} \quad (6.23)$$

La relation 6.13 s'écrit aussi :

$$L_0\hat{y}(x, s) = \Phi_{11}(x, s)L_0\hat{y}(0, s) + \Phi_{12}(x, s)\hat{q}(0, s) \quad (6.24)$$

$$\hat{q}(x, s) = \Phi_{21}(x, s)L_0\hat{y}(0, s) + \Phi_{22}(x, s)\hat{q}(0, s) \quad (6.25)$$

En considérant un bief semi-infini ( $x \rightarrow +\infty$ ), et en remplaçant les termes  $\Phi_{ij}$  par leur valeur, on obtient :

$$\hat{q}(x, s) = e^{\lambda_1(s)x}\hat{q}_0(s) \quad (6.26)$$

$$\hat{y}(x, s) = \frac{-\lambda_1(s)}{L_0s}e^{\lambda_1(s)x}\hat{q}_0(s) \quad (6.27)$$

Sous l'hypothèse de petites variations autour d'un régime uniforme, on exprime ainsi le débit et la cote en tout point en fonction du débit amont.

### 6.2.2 Linéarisation du modèle de détachement

On procède tout d'abord à la linéarisation de la contrainte de cisaillement à la paroi  $T_0(x, t)$  qui en régime permanent ( $\tau_{0,0}$ ) est approchée par la formule de Manning-Strickler par :

$$T_0(x, t) = \rho g \frac{Q(x, t)^2}{K^2 A(x, t)^2 R_h(x, t)^{1/3}} \quad (6.28)$$

On note  $T_0(x, t) = \tau_{0,0} + \tau_0(x, t)$ , où  $\tau_{0,0}$  est donné par  $\rho g \frac{Q_0^2}{K^2 A_0^2 R_{h0}^{1/3}}$ . On obtient (cf. Annexe 8), pour un bief uniforme rectangulaire ( $\frac{\partial A_0}{\partial Y} = L_0$  et  $\frac{\partial P_0}{\partial Y} = 2$ ) l'expression suivante :

$$\tau_0(x, t) = \frac{2\tau_{0,0}}{Q_0} q(x, t) - H_0 y(x, t) \quad (6.29)$$

$$H_0 = \tau_{0,0} \left( \frac{7}{3Y_0} - \frac{2}{3P_0} \right) \quad (6.30)$$

En appliquant la transformée de Laplace à cette expression, en utilisant sa propriété de linéarité et les expressions linéarisées du modèle de Saint-Venant (Eqs. 6.26 et 6.27), on obtient l'expression de la contrainte de cisaillement dans le domaine fréquentiel :

$$\hat{\tau}_0(x, s) = \left( \frac{2\tau_{0,0}}{Q_0} + \frac{H_0 \lambda_1(s)}{L_0 s} \right) e^{\lambda_1(s)x} \hat{q}_0(s) \quad (6.31)$$

On définit donc un gain  $G_{\tau_0}$  permettant d'exprimer la contrainte de cisaillement en fonction du débit amont :

$$G_{\tau_0} = \frac{2\tau_{0,0}}{Q_0} + \frac{H_0 \lambda_1(s)}{L_0 s} \quad (6.32)$$

$$\hat{\tau}_0(x, s) = G_{\tau_0} e^{\lambda_1(s)x} \hat{q}_0(s) \quad (6.33)$$

Le terme  $e^{\lambda_1(s)x}$  représente la propagation hydraulique de l'incrément de débit amont  $q_0$ .

On s'intéresse maintenant à la linéarisation du taux de détachement des algues en réponse aux variations de cisaillement. L'expression proposée pour ce taux de détachement au chapitre 5 (Eqs. 5.3 et 5.4) ne donne une linéarisation finie et non nulle autour d'un régime de référence où  $\tau_{0,0} = \tau_{cr}$  uniquement lorsque l'exposant ( $\eta$ ) est égal à 1. Etant donné la sensibilité du modèle à cet exposant, a priori compris entre 1 et 2.5, on distingue deux cas :  $\eta = 1$  ou  $\eta \neq 1$ . L'expression du taux de détachement est linéarisée autour d'un régime uniforme caractérisé par une biomasse et un niveau de cisaillement ( $B_0, \tau_{0,0}$ ), on note  $B(x, t) = B_0(x) + b(x, t)$  et  $T_0(x, t) = \tau_{0,0} + \tau_0(x, t)$ .

#### Cas d'un exposant $\eta$ égal à 1

On peut établir par la linéarisation l'expression du taux de détachement en fonction de la contrainte de cisaillement :

$$\frac{\partial b}{\partial t} = -\frac{B_0}{\delta \tau_{cr}} \tau_0(x, t) \quad (6.34)$$

En appliquant la transformée de Laplace à cette équation, l'équation du taux de détachement s'écrit dans le domaine fréquentiel :

$$\hat{b}(x, s) = -\frac{G_{di}}{s} \hat{\tau}_0(x, s) \quad (6.35)$$

$$G_{di} = \frac{B_0}{\delta \tau_{cr}} \quad (6.36)$$

En combinant les equations 6.35 et 6.31, la biomasse fixée s'exprime en fonction du débit amont, qui est la variable sur laquelle on agit pour réaliser la chasse hydraulique :

$$\hat{b}(x, s) = -\frac{G_{di}}{s} G_{\tau_0} e^{\lambda_1(s)x} \hat{q}_0(s) \quad (6.37)$$

Le terme  $\frac{1}{s}$  est un intégrateur. Si le débit est maintenu à son maximum sans retour à la valeur initiale, cet intégrateur aura pour effet de détacher la biomasse fixée à l'infini. Ce modèle du taux de détachement n'est donc valide que si le débit amont revient à l'initial après une augmentation, ce qui est le cas pour les chasses que l'on souhaite effectuer.

### Cas d'un exposant $\eta$ différent de 1

La linéarisation donne alors :

$$\frac{\partial b}{\partial t} = -\frac{1}{\delta} \left( \frac{\tau_{0,0} - \tau_{cr}}{\tau_{cr}} \right)^\eta b(x, t) - \frac{\eta B_0}{\delta \tau_{cr}} \left( \frac{\tau_{0,0} - \tau_{cr}}{\tau_{cr}} \right)^{\eta-1} \tau_0(x, t) \quad (6.38)$$

La linéarisation n'est finie et non nulle que si  $\tau_{0,0} \neq \tau_{cr}$ . Le régime de critique doit donc être différent du régime initial, ce peut être par exemple un régime moyen sur la période intermédiaire entre les deux chasses. Dans le domaine fréquentiel et sous l'hypothèse  $\tau_{0,0} \neq \tau_{cr}$ , l'équation 6.38 s'écrit alors :

$$\hat{b}(x, s) = -\frac{G_{dfo}}{1 + K_d s} \hat{\tau}_0(x, s) \quad (6.39)$$

$$G_{dfo} = \frac{\eta B_0}{\tau_{0,0} - \tau_{cr}} \quad (6.40)$$

$$K_d = \delta \left( \frac{\tau_{cr}}{\tau_{0,0} - \tau_{cr}} \right)^\eta \quad (6.41)$$

En combinant cette fois les equations 6.39 et 6.31, la biomasse fixée s'écrit :

$$\hat{b}(x, s) = -\frac{G_{dfo}}{1 + K_d s} G_{\tau_0} e^{\lambda_1(s)x} \hat{q}_0(s) \quad (6.42)$$

Le terme  $\frac{1}{1+K_d s}$  est un premier ordre. Lorsque le débit revient à la valeur initiale, ce terme aura pour effet de redéposer la biomasse fixée. Le dépôt de biomasse n'est pas pris en compte en raison de la faible densité des particules algales. Afin de conserver un sens physique et éviter cet effet de dépôt suite à une diminution du débit, (et donc de la contrainte), on introduit ici une

non-linéarité à travers une fonction  $\phi(s\hat{q}_0(s))$  définie comme :

$$\phi(s\hat{q}_0(s)) = s\hat{q}_0(s) \quad \text{si} \quad \frac{dq_0}{dt} \geq 0 \quad (6.43)$$

$$\phi(s\hat{q}_0(s)) = 0 \quad \text{sinon} \quad (6.44)$$

L'expression du taux de détachement devient alors :

$$\hat{b}(x, s) = -\frac{G_{df_0}}{1 + K_d s} G_{\tau_0} e^{\lambda_1(s)x} \frac{1}{s} \phi(s\hat{q}_0(s)) \quad (6.45)$$

Le détachement est un processus non linéaire, il est cependant possible d'en établir une expression quasi-linéaire grâce à l'une ou l'autre de ces approches. D'une manière générale, on peut écrire :

$$\hat{b}(x, s) = -G_{\tau_0} e^{\lambda_1(s)x} FD(s, \hat{q}_0(s)) \quad (6.46)$$

La fonction de détachement peut être un intégrateur :  $FD_i(s, \hat{q}_0(s)) = \frac{B_0}{\delta\tau_{cr}} \frac{1}{s} \hat{q}_0(s)$ , ou un premier ordre quasi linéaire :  $FD_{f_0}(s, \hat{q}_0(s)) = \frac{\eta B_0}{\tau_{0,0} - \tau_{cr}} \frac{1}{1 + K_d s} \frac{1}{s} \phi(s\hat{q}_0(s))$  (avec  $K_d$  donné par eq. 6.41) selon le modèle que l'on considère.

### 6.2.3 Linéarisation du modèle de transport

On considère l'équation de transport qui régit la dynamique de la concentration d'algues en dérive  $C$  (voir chap. 5, eq. 5.5).

En utilisant l'équation de continuité 2.1 et en négligeant le terme de diffusion qui est faible (voir chap. 5), on obtient la forme suivante :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = -\frac{\partial B}{\partial t} \frac{1}{A} \quad (6.47)$$

Cette équation est linéarisée autour du régime permanent  $(U_0, A_0)$  défini par  $(Q_0, Y_0)$ . En notant  $\hat{C}(x, s)$  la transformée de Laplace de la concentration en algues en dérive, on écrit l'équation du transfert dans le domaine fréquentiel :

$$s\hat{C}(x, s) + U_0 \frac{d\hat{C}(x, s)}{dx} = -s\hat{b}(x, s) \frac{1}{A_0} = sG_{\tau_0} e^{\lambda_1(s)x} FD(s, \hat{q}_0(s)) \frac{1}{A_0} \quad (6.48)$$

On résout donc l'équation différentielle ordinaire suivante :

$$s\hat{C}(x, s) + U_0 \frac{d\hat{C}(x, s)}{dx} = \mathcal{D}_0 e^{\lambda_1(s)x} \quad (6.49)$$

avec  $\mathcal{D}_0 = \frac{1}{A_0} G_{\tau_0} s FD(s, \hat{q}_0(s))$ . On cherche d'abord la solution générale de l'équation sans second membre :

$$s\hat{C}(x, s) + U_0 \frac{d\hat{C}(x, s)}{dx} = 0 \quad (6.50)$$

qui est de la forme

$$\hat{C}(x, s) = C^* e^{-s \frac{x}{v_0}} \quad (6.51)$$

puis on cherche une solution particulière de la forme  $C_1 = \mathcal{C}e^{\lambda_1(s)x}$ , pour laquelle on obtient  $\mathcal{C} = \frac{\mathcal{D}_0}{s+U_0\lambda_1(s)}$ . La solution complète de l'équation 6.48 est alors :

$$\hat{C}(x, s) = C^* e^{-s\frac{x}{\bar{v}_0}} + \frac{\mathcal{D}_0}{s + U_0 L_0 \lambda_1(s)} e^{\lambda_1(s)x} \quad (6.52)$$

La condition amont est prise nulle ( $C(0, s) = 0$ , l'apport amont d'algues en dérive étant négligé) et permet de calculer  $C^*$ . La solution complète s'écrit finalement :

$$\hat{C}(x, s) = \frac{1}{A_0} \frac{1}{(1 + U_0 L_0 \lambda_1(s)/s)} \left( \frac{2\tau_{0,0}}{Q_0} - \frac{H_0 \lambda_1(s)}{L_0 s} \right) (e^{\lambda_1(s)x} - e^{-s\frac{x}{\bar{v}_0}}) FD(s, \hat{q}_0(s)) \quad (6.53)$$

Le terme en  $e^{\lambda_1(s)x}$  représente finalement le retard de propagation de la perturbation hydraulique (à l'origine du détachement de biomasse) et le terme en  $e^{-s\frac{x}{\bar{v}_0}}$  le retard dû au transfert de la matière. Afin d'exprimer cette fonction de transfert dans le domaine temporel, on utilise l'approximation des expressions de  $e^{\lambda_1(s)x}$  et  $\lambda_1(s)$  dans les basses fréquences ( $s \rightarrow 0$ ) établie par Munier *et al.* (2008) :

$$\lambda_1(s) \cong \frac{-2s}{(1 + \kappa)U_0} \quad (6.54)$$

$$e^{x\lambda_1(s)} \cong \frac{e^{-\tau(x)}}{1 + K(x)s} \quad (6.55)$$

$$K(x) = \sqrt{\frac{2(4 - (\kappa - 1)^2 Fr^2)x}{gS_b(1 + \kappa)^3 Fr^2}} \quad (6.56)$$

$$\tau(x) = \frac{2x}{(1 + \kappa)U_0} - K(x) \quad (6.57)$$

Ce modèle constitue bien une approximation des équations de Saint-Venant linéarisées, il est noté SV-FOD (First Order Delay). Ainsi, en résumé, la concentration peut s'écrire de la manière

suivante :

$$\begin{aligned} \hat{C}(x, s) &\cong G_t G_{\tau_0} \left( \frac{e^{-\tau(x)s}}{1 + K(x)s} - e^{-s \frac{x}{U_0}} \right) FD(s, \hat{q}_0(s)) \\ G_t &= \frac{1}{A_0} \frac{1}{(1 + U_0 L_0 \lambda_1(s)/s)} \cong \frac{1}{A_0} \frac{(\kappa + 1)}{(\kappa - 1)} \\ G_{\tau_0} &= \frac{2\tau_{0,0}}{Q_0} + \frac{H_0 \lambda_1(s)}{L_0 s} \cong \frac{2\tau_{0,0}}{Q_0} + \frac{-2H_0}{L_0 U_0 (1 + \kappa)} \\ FD(s, \hat{q}_0(s)) &= \frac{B_0}{\delta \tau_{cr}} \frac{1}{s} \hat{q}_0(s) \quad \text{ou} \quad \frac{\eta B_0}{\tau_{0,0} - \tau_{cr}} \frac{1}{1 + K_d s} \frac{1}{s} \phi(s \hat{q}_0(s)) \\ K_d &= \delta \left( \frac{\tau_{cr}}{\tau_{0,0} - \tau_{cr}} \right)^\eta \\ K(x) &= \sqrt{\frac{2(4 - (\kappa - 1)^2 Fr^2)x}{g S_b (1 + \kappa)^3 Fr^2}} \\ \tau(x) &= \frac{2x}{(1 + \kappa)U_0} - K(x) \\ H_0 &= \tau_{0,0} \left( \frac{7}{3Y_0} - \frac{2}{3P_0} \right) \end{aligned}$$

Un schéma de ce modèle, que nous appellerons LD (Linéaire-Distribué), est donné en figure 6.1. On distinguera le modèle LDi lorsque le détachement est représenté par un intégrateur et le modèle LDfo lorsqu'il est représenté par un premier ordre (ou first order).

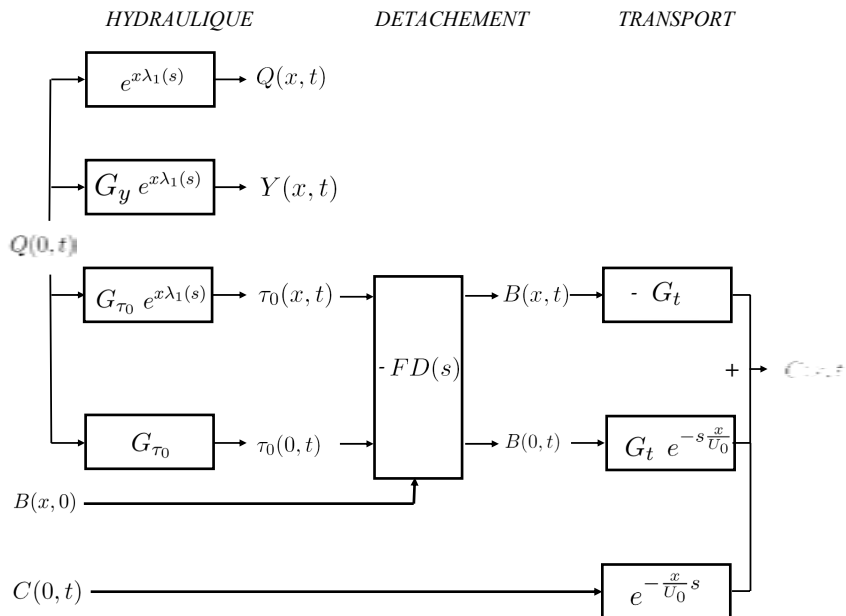


FIGURE 6.1 – Schéma conceptuel du modèle LDi de chasse

### 6.2.4 Simulation d'une chasse sur un bief simplifié

Ce modèle LDi est appliqué à une chasse simulée avec le modèle complet (SICAlgues) sur le bief uniforme utilisé au préalable (cf. chap. 5). Les caractéristiques du bief et de cette chasse sont données dans le tableau 6.1 ainsi que les valeurs des paramètres utilisés dans le modèle SICAlgues. Les résultats des modèles complet et linéaire sont comparés pour chacune des variables : débit, contrainte de cisaillement, biomasse fixée et concentration en algues, à l'aval du bief simulé (voir Figs. 6.2). Les simulations des variables hydrauliques par le modèle LDi sont très satisfaisantes et permettent de valider les hypothèses de linéarisation. La propagation de la chasse et l'augmentation de cisaillement sont bien simulés. La dynamique de la biomasse fixée est également correctement simulée, la linéarisation du taux de détachement apparaît donc pertinente également. On observe une légère sur-estimation du pic de concentration ( $0.3 \text{ mg m}^{-3}$ ) due aux non linéarités mais qui reste également satisfaisante. Les paramètres du modèle LDi sont calculés à partir des paramètres physiques, leurs valeurs sont données dans le tableau 6.2.

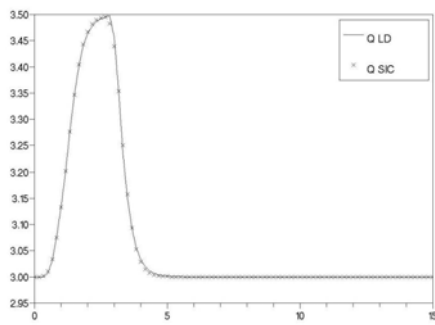
La biomasse initiale varie pour chaque chasse. Ce paramètre va donc nécessiter une hypothèse en début de chasse. Dans ce modèle LDi, cette inconnue sur la quantité de biomasse initiale impose une hypothèse sur la valeur du gain du terme de détachement  $G_{di}$  (eq. 6.36). L'intensité du pic de concentration est en effet directement proportionnel à la valeur de  $G_{di}$  donc de  $B_0$ . Il sera donc nécessaire de réajuster sa valeur en début de chasse.

Ce modèle LDi propose une expression directe de la concentration d'algues en dérive et de la biomasse fixée en fonction du débit amont, plus simple que le modèle complet SICAlgues. Ceci permet déjà de réduire considérablement les temps de calcul. Comme analysé précédemment (cf. chap. 3), la turbidité aval subit un pic au cours des chasses et peut être reliée linéairement à la concentration en algues. D'une part, ce pic témoigne du détachement de matière benthique. D'autre part, son amplitude doit être limitée en raison des risques de colmatage conséquents (limite fixée à 20 NTU sur le canal de Provence). Le modèle LDi permet par ailleurs de mettre en évidence la superposition des deux processus qui déterminent le pic de turbidité et qui sont le détachement et le transport de la matière.

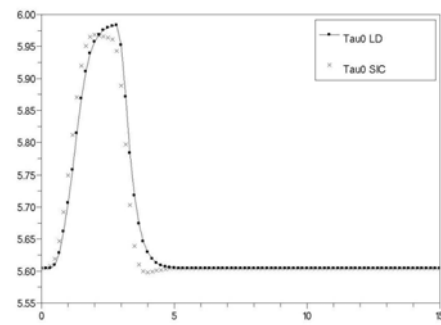
La linéarisation du modèle avait aussi pour objectif de fournir un modèle facilement inversible permettant de définir une chronique de débit en fonction d'une chronique cible de turbidité ou de concentration d'algues à l'aval du bief, ce qui n'est pas le cas du modèle LD (ni LDi ni LDfo). Pour obtenir une telle expression, il est nécessaire de simplifier encore le modèle obtenu.

## 6.3 Simplification du modèle linéaire à l'échelle d'un bief pour la commande en boucle ouverte

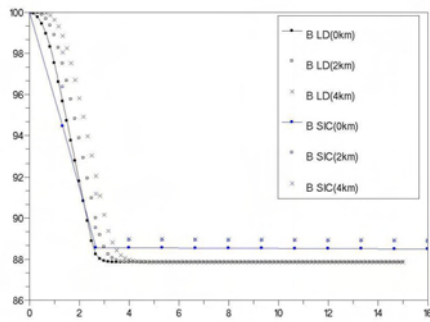
Afin d'envisager des applications telles que la commande en boucle ouverte, on simplifie le modèle linéaire LDfo de manière à obtenir un modèle de la dynamique de turbidité en réponse à une chasse qui soit inversible. Dans ce modèle, le bief est le système auquel on applique en entrée un débit amont, et dont on mesure en sortie la turbidité aval, que l'on cherche à contrôler. La réponse en turbidité à l'aval du bief intègre donc les processus à la fois de détachement et de



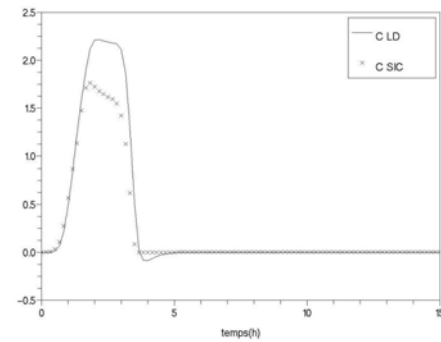
(a) Débit aval



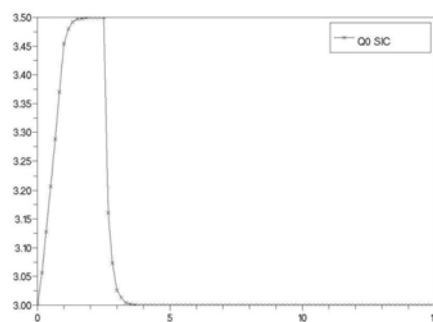
(b) Contrainte de cisaillement aval



(c) Biomasse fixée à l'amont (0km), à l'aval(4km) et à un point intermédiaire (2km)



(d) Concentration en algues aval



(e) Débit amont

FIGURE 6.2 – Simulations du modèle LDi et du modèle complet SICAlgues (SIC) en fonction du (e) débit amont imposé, dans un bief uniforme.

TABLEAU 6.1 – Caractéristiques du bief et de la chasse simulés dans le modèle complet SICAlgues

Bief	Valeur
$S_b$ : pente	0.001 m m <sup>-1</sup>
$L_r$ : largeur radier	2.60 m
$f$ : fruit des berges	0
$X$ : longueur	4000 m
$K$ : rugosité	52 m <sup>1/3</sup> s <sup>-1</sup>
Chasse	Valeur
$Q_0$ : débit initial	3.0 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>
$Q_M$ : débit maximal	3.5 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>
$\Delta t_1$ : temps de montée	3600 s
$\Delta t_2$ : durée du palier	5400 s
Paramètres Détachement SICAlgues	Valeur
$\delta$ : constante temps	4200 s
$\eta$ : exposant	1
$s_B$ : seuil	0.0
$\tau_{cr}$ : cisaillement critique	$\tau_0(t = 0)$ N m <sup>-2</sup>
$B_0$ : biomasse initiale	100.0 mg chl.a m <sup>-2</sup>

TABLEAU 6.2 – Valeurs des paramètres du modèle LDi

Paramètres	Valeur
$\tau(x = 4000)$	1474 s (25 min)
$K(x = 4000)$	1097 s (18 min)
$G_{\tau_0}$	0.7625
$G_{di}$	0.0042
$G_t$	1.387

transport et ne permet pas d'identifier les paramètres relatifs à ces deux dynamiques. Aussi, on propose de simplifier le modèle de transfert en se basant sur le modèle LDfo. La simplification s'inspire aussi des approches développées par linéarisation pour le débit par Munier (2009) qui représente la propagation d'un débit amont par une fonction de type "premier ordre avec retard" (modèle SV-FOD eq. 6.55). On considère le bief dans son intégralité, on note donc le retard  $\tau_h = \tau(x = X)$  et la constante de temps  $K_h = K(x = X)$ . L'équation du transfert de débit s'écrit dans le domaine temporel :

$$\frac{dq}{dt}(X, t) = \frac{1}{K_h}(q_0(t - \tau_h) - q(X, t)) \quad \forall t > \tau_h \quad (6.58)$$

De la même manière on essaie d'approcher l'expression de la concentration dans les basses fré-

quences qui dans le modèle LDfo s'écrit :

$$\begin{aligned}\hat{C}(X, s) &= G_t G_{\tau_0} \frac{G_{df_0}}{1 + K_d s} \left( \frac{e^{-\tau_h s}}{1 + K_h s} - e^{-s \frac{X}{U_0}} \right) \frac{1}{s} \phi(s \hat{q}_0(s)) \\ G_{df_0} &= \frac{\eta B_0}{\tau_{0,0} - \tau_{cr}} \\ K_d &= \delta \left( \frac{\tau_{cr}}{\tau_{0,0} - \tau_{cr}} \right)^\eta \\ \phi(s \hat{q}_0(s)) &= s \hat{q}_0(s) \quad \text{si } \frac{dq_0}{dt} \geq 0 \\ \phi(s \hat{q}_0(s)) &= 0 \quad \text{sinon}\end{aligned}$$

Cette fonction est approchée par un deuxième ordre avec retard avec un terme dérivatif. Ce modèle simplifié, noté SOD (Second Order Delay), exprime donc la concentration d'algues en dérive à l'aval du bief en fonction du débit amont :

$$\hat{C}_{av}(s) = \frac{\beta_0 e^{-\gamma s}}{(1 + \alpha_1 s)(1 + \alpha_2 s)} \phi(s \hat{q}_0(s)) \quad (6.59)$$

avec  $\alpha_1$  et  $\alpha_2$  les constantes de temps et  $\gamma$  le retard. Cette simplification est établie à partir du développement limité à l'ordre 2 en série de Taylor en 0 du terme  $\frac{1}{s} \left( \frac{e^{-\tau_h s}}{1 + K_h s} - e^{-s \frac{X}{U_0}} \right)$  qui est de la forme :

$$\frac{1}{s} \left( \frac{e^{-\tau_h s}}{1 + K_h s} - e^{-s \frac{X}{U_0}} \right) \approx A + Bs + Cs^2 + o(s^2)$$

Les étapes de calcul permettant d'établir cette expression sont détaillées en annexe 9 ; on obtient pour les termes  $A$ ,  $B$  et  $C$  :

$$\begin{aligned}A &= \frac{X}{U_0} - (\tau_h + K_h) \\ B &= \tau_h K_h + \frac{\tau_h^2}{2} + K_h^2 - \frac{X^2}{2U_0^2} \\ C &= \frac{X^3}{6U_0^3} - K_h^3 - \frac{\tau_h^3}{6} - \frac{K_h \tau_h^2}{2} - \tau_h K_h^2\end{aligned}$$

En parallèle le développement limité à l'ordre de 2 de l'expression du modèle SOD est bien de la même forme (voir annexe 9) :

$$\frac{\beta_0 e^{-\gamma s}}{1 + \alpha_2 s} \approx \beta_0 \left( 1 - (\gamma + \alpha_2) + \left( \alpha_2^2 + \frac{\gamma^2}{2} + \gamma \alpha_2 \right) s + \left( -\alpha_2^3 - \frac{\gamma^3}{6} - \frac{\alpha_2 \gamma^2}{2} - \gamma \alpha_2^2 \right) s^2 + o(s^2) \right)$$

On a donc :

$$\begin{aligned} K_d &= \alpha_1 \\ A &= \beta_0 \\ B &= \beta_0(\gamma + \alpha_2) \\ C &= \beta_0 \left( -\alpha_2^3 - \frac{\gamma^3}{6} - \frac{\alpha_2\gamma^2}{2} - \gamma\alpha_2^2 \right) s^2 \end{aligned}$$

Les différents paramètres  $\beta_0$ ,  $\alpha_1$ ,  $\alpha_2$  et  $\gamma$  pourraient donc être exprimés en fonction des caractéristiques géométriques en résolvant ce système. On fait le choix de les identifier à partir des mesures. La relation entre concentration d'algues en dérive et turbidité est supposée proportionnelle (voir chap. 3, section 3.5 et chap. 5), ce qui revient à multiplier le paramètre  $\beta_0$  par un gain donné par ce facteur de proportionnalité :  $\beta = c_{conv}\beta_0$ . On exprime ainsi la turbidité à l'aval du bief :

$$\hat{t}b_{av}(s) = \frac{\beta e^{-\gamma s}}{(1 + \alpha_1 s)(1 + \alpha_2 s)} \phi(s\hat{q}_0(s)) \tag{6.60}$$

Un schéma conceptuel du modèle est proposé en figure 6.3. L'expression de la turbidité en fonction du débit amont peut s'inverser, en revanche ce modèle SOD n'est pas distribué comme le modèle LD. La valeur des paramètres  $\gamma$ ,  $\alpha_1$ ,  $\alpha_2$  et  $\beta$  dépendent des caractéristiques du bief, y compris de sa longueur.

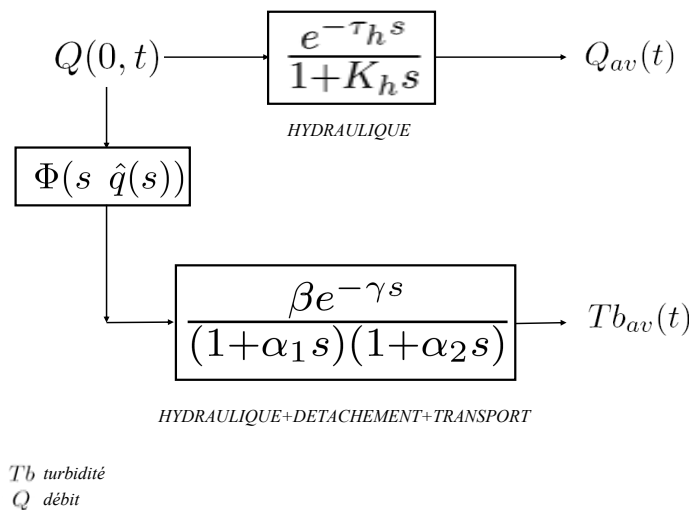


FIGURE 6.3 – Schéma conceptuel du modèle SOD de simulation de la turbidité dans un bief lors d'une chasse.

## 6.4 Application au dimensionnement en boucle ouverte

### 6.4.1 Calibration

La calibration du modèle SOD est faite sur des simulations du modèle complet (SICAlgues) comme pour le modèle distribué (LD). Cette calibration est effectuée sur une chasse effectuée sur le bief uniforme (chap. 5 et tableau 6.1). On s'affranchit ainsi des contraintes qu'imposent la réalisation d'expérimentations in situ.

On compare les résultats du modèle hydraulique (débit aval) et ceux du modèle de transport-détachement (turbidité) simulés par les deux modèles. Le modèle complet (SICAlgues) constitue la référence, les simulations sont effectuées par les modèles linéaires de transfert hydraulique (SV-FOD) et de détachement (SOD). Pour le premier, on identifie deux paramètres ( $\tau$  et  $K$ ), et 4 pour le modèle de turbidité ( $\gamma$ ,  $\alpha_1$ ,  $\alpha_2$ , et  $\beta$ ). L'optimisation de ces paramètres est faite de manière à minimiser l'écart entre la variable aval simulée par SIC (débit ou turbidité), considérée ici comme la mesure, et celle simulée par le modèle simplifié au cours de la chasse (voir Figs. 6.4 et 6.5). Les valeurs obtenues sur le bief test pour l'ensemble des paramètres du modèle SOD sont récapitulées dans le tableau 6.3. La réponse à l'incrément de débit amont apparaît à l'aval avec un retard d'environ 24 min pour le débit et de 34 min environ pour la turbidité. Les constantes de temps  $\alpha_1$  et  $\alpha_2$  sont de l'ordre de 25-30 min. On remarque que la calibration des paramètres hydrauliques ( $\tau_h$  et  $K_h$ ) conduit bien à des valeurs très proches de celles calculées à partir des caractéristiques physiques (modèle LD, tableaux 6.2 et 6.3). Ceci confirme la pertinence de l'approche simplificatrice par un premier ou second ordre avec retard.

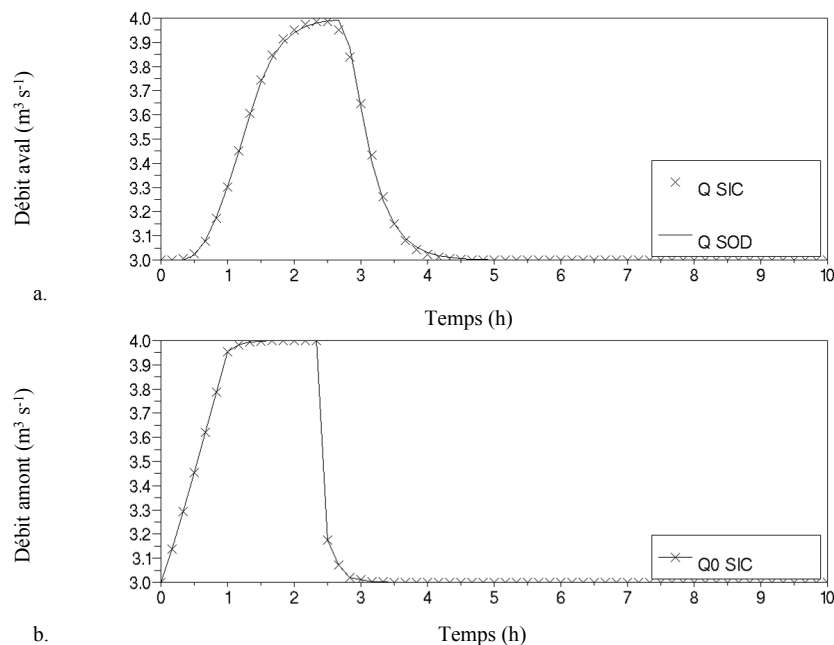


FIGURE 6.4 – Calibration du modèle simplifié : fonction de transfert hydraulique (SV-FOD), a. Débit aval simulé par le modèle simplifié (Q FOD) et simulé sous SIC (Q SIC) et b. Débit amont (Q0 SIC)

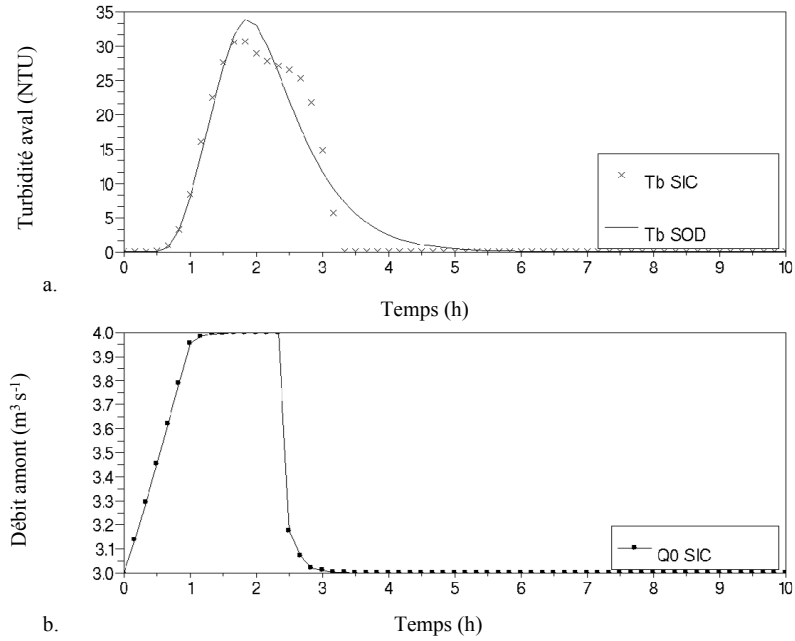


FIGURE 6.5 – Calibration du modèle simplifié : fonction de détachement (SOD), a. Turbidité aval simulée par le modèle SOD (Tb SOD) et simulée sous SICAlgues (Tb SIC) et b. Débit amont (Q0 SIC)

### 6.4.2 Abaques de dimensionnement

En inversant ce modèle SOD, on peut établir une expression du débit amont  $q_0(t)$  en fonction de la turbidité aval  $Tb_{av}$ . Ainsi il sera possible de calculer la lâchure de débit à l'amont à appliquer pour induire une chronique de turbidité cible. La chasse hydraulique "type" est définie par trois caractéristiques : l'incrément de débit amont imposé  $\Delta Q$ , le temps nécessaire pour atteindre le débit maximal  $\Delta t_1$ , et le temps de maintien du débit maximal  $\Delta t_2$  (Fig. 6.6). Les contraintes de la chasse sont donc définies comme l'indice de détachement  $I_{det}$ , la turbidité maximale  $Tb_M$ , et le volume d'eau consommé par la chasse  $V_{eau}$ . Les variations de débit amont  $q_0$  vérifient donc :

$$q_0 = \frac{\Delta Q}{\Delta t_1} t \quad \text{si } t < \Delta t_1 \quad (6.61)$$

$$q_0 = \Delta Q \quad \text{si } \Delta t_1 < t < \Delta t_1 + \Delta t_2 \quad (6.62)$$

$$q_0 = 0 \quad \text{sinon} \quad (6.63)$$

$$(6.64)$$

Le volume d'eau utilisé pour la chasse se calcule alors comme :

$$V_{eau} = \Delta Q \left( \frac{1}{2} \Delta t_1 + \Delta t_2 \right) \quad (6.65)$$

A partir de ces expressions, le modèle SOD permet d'écrire analytiquement l'évolution de la turbidité aval :

TABLEAU 6.3 – Calibration du modèle de chasse SOD sur le bief test sur des simulations sous SIC

Paramètres	Valeur
$\tau_h$	1423 s
$K_h$	1132 s
$\gamma$	2063 s
$\alpha_1$	1600 s
$\alpha_2$	1900 s
$\beta$	6880 s

$$\begin{aligned}
tb_{av}(t) &= 0, \quad \text{si } t < \gamma \\
tb_{av}(t) &= \frac{\beta\Delta Q}{\Delta t_1(\alpha_1 - \alpha_2)} \left( \alpha_1 \left( 1 - e^{-\frac{t-\gamma}{\alpha_1}} \right) - \alpha_2 \left( 1 - e^{-\frac{t-\gamma}{\alpha_2}} \right) \right), \quad \text{si } \gamma < t < \gamma + \Delta t_1 \\
tb_{av}(t) &= \frac{\beta\Delta Q}{\Delta t_1(\alpha_1 - \alpha_2)} \left( \alpha_1 \left( e^{-\frac{t-\gamma-\Delta t_1}{\alpha_1}} - e^{-\frac{t-\gamma}{\alpha_1}} \right) - \alpha_2 \left( e^{-\frac{t-\gamma-\Delta t_1}{\alpha_2}} - e^{-\frac{t-\gamma}{\alpha_2}} \right) \right), \quad \text{si } \gamma + \Delta t_1 < t
\end{aligned}$$

La turbidité aval est notée :  $Tb_{av}(t) = Tb_{av}(t=0) + tb_{av}(t)$ . Son maximum est atteint pour  $t_M > \gamma + \Delta t_1$  et vérifie  $\frac{dTb_{av}}{dt}(t_M) = 0$ , on peut ainsi calculer :

$$t_M = \gamma - \frac{\alpha_1\alpha_2}{\alpha_2 - \alpha_1} \ln \left( \frac{1 - e^{-\frac{\Delta t_1}{\alpha_1}}}{1 - e^{-\frac{\Delta t_1}{\alpha_2}}} \right) \quad (6.66)$$

La turbidité maximale  $Tb_M = Tb_{av}(t_M)$  atteinte au cours de la chasse est donc une fonction des caractéristiques  $\Delta Q$  et  $\Delta t_1$ . En intégrant la variable  $Tb_{av}$  au cours de la chasse, on peut calculer un indice de détachement  $I_{det}$  puisque la quantité d'algues remises en suspension est la quantité d'algues détachées. Cet indice se détermine à partir des expressions analytiques de la turbidité, et s'exprime comme une fonction des trois caractéristiques  $\Delta Q$ ,  $\Delta t_1$  et  $\Delta t_2$  :

$$I_{det}(\Delta Q, \Delta t_1, \Delta t_2) = \beta\Delta Q + \frac{\beta\Delta Q}{\Delta t_1(\alpha_1 - \alpha_2)} \left( \alpha_1^2 e^{-\frac{\Delta t_2}{\alpha_1}} \left( e^{-\frac{\Delta t_1}{\alpha_1}} - 1 \right) - \alpha_2^2 e^{-\frac{\Delta t_2}{\alpha_2}} \left( e^{-\frac{\Delta t_1}{\alpha_2}} - 1 \right) \right) \quad (6.67)$$

On peut ainsi tracer des abaques d'évolution de chacun des critères de gestion en fonction des caractéristiques de la chasse (Fig. 6.7, 6.8 et 6.9). On remarque notamment que l'indice de détachement  $I_{det}$  admet un palier de saturation en fonction de la durée de la chasse  $\Delta t_2$ . Au bout d'un certain temps, toute la biomasse est détachée et le maintien d'un débit fort n'a donc plus d'effet sur la biomasse fixée. En revanche, le volume d'eau consommée par la chasse  $V_{eau}$  augmente à l'infini avec  $\Delta t_2$ . Le détachement maximal est donné par :

$$\lim_{\Delta t_2 \rightarrow +\infty} I_{det} = \beta\Delta Q$$

Lorsque  $\Delta t_2 = 0$ , le débit revient à l'initial dès que le maximum est atteint, le détachement est

alors donné par :

$$I_{det}(\Delta Q, \Delta t_1, 0) = \beta \Delta Q + \frac{\beta \Delta Q}{\Delta t_1 (\alpha_1 - \alpha_2)} (\alpha_1^2 (e^{-\frac{\Delta t_1}{\alpha_1}} - 1) - \alpha_2^2 (e^{-\frac{\Delta t_1}{\alpha_2}} - 1))$$

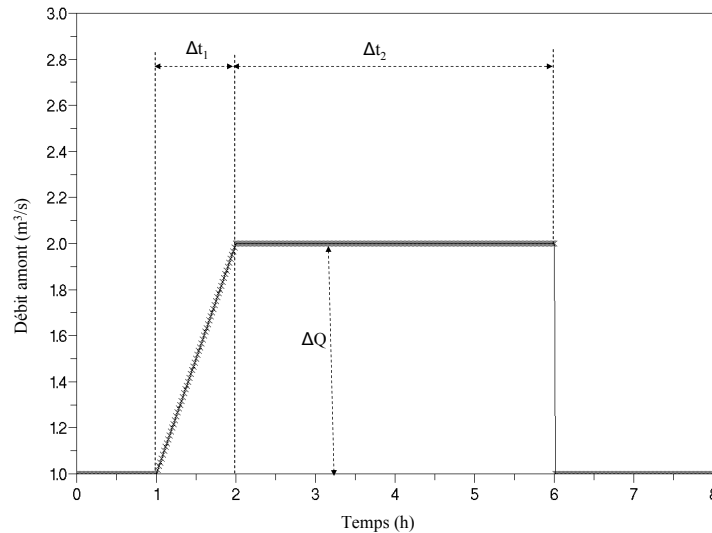


FIGURE 6.6 – Caractérisation de la dynamique de débit amont au cours d’une chasse type

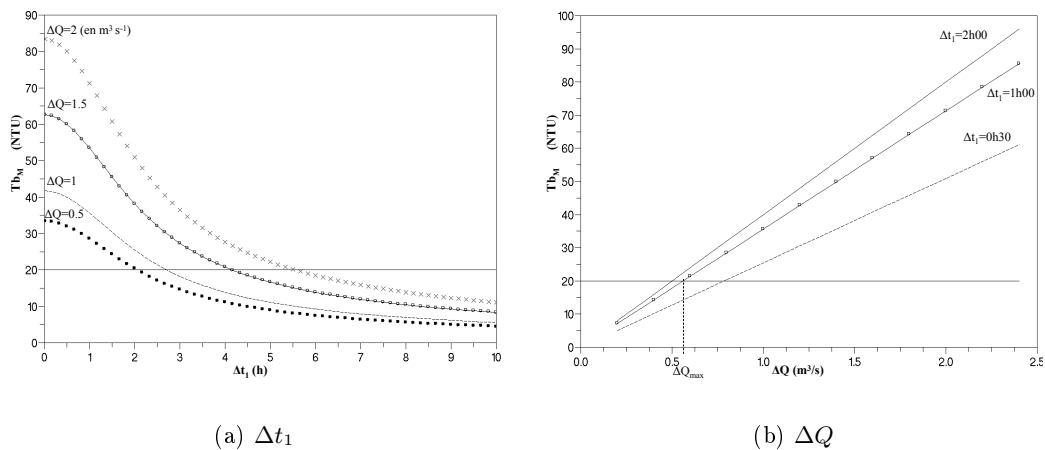


FIGURE 6.7 – Evolution de la turbidité maximale en fonction du  $\Delta t_1$  et du  $\Delta Q$

### 6.4.3 Redimensionnement d’une chasse par la boucle ouverte

Le dimensionnement d’une chasse peut s’appuyer sur les abaques précédemment présentées ou utiliser des routines d’optimisation de certaines caractéristiques et définir ainsi la chasse à réaliser à partir d’une boucle ouverte. A partir d’une évolution de turbidité cible, on inverse le modèle pour déterminer quelle évolution du débit amont permet d’obtenir en sortie la dynamique de

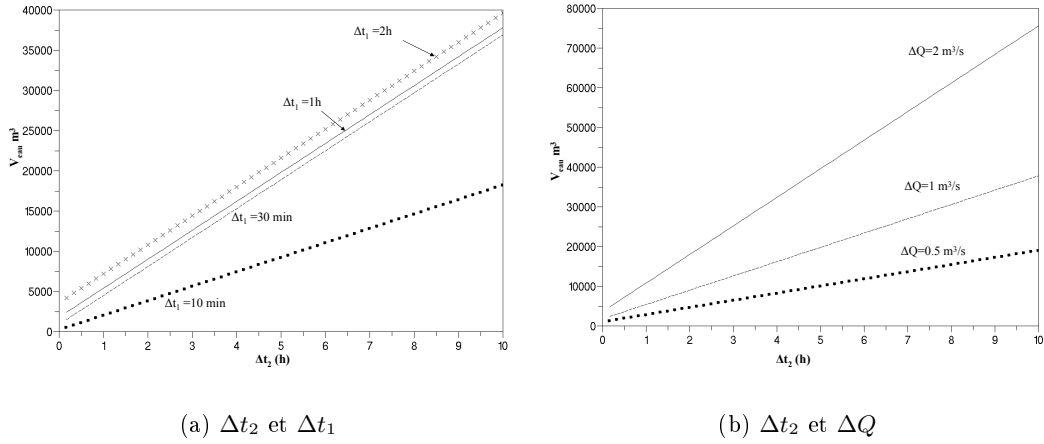


FIGURE 6.8 – Evolution du volume d’eau utilisé en fonction des caractéristiques de la chasse

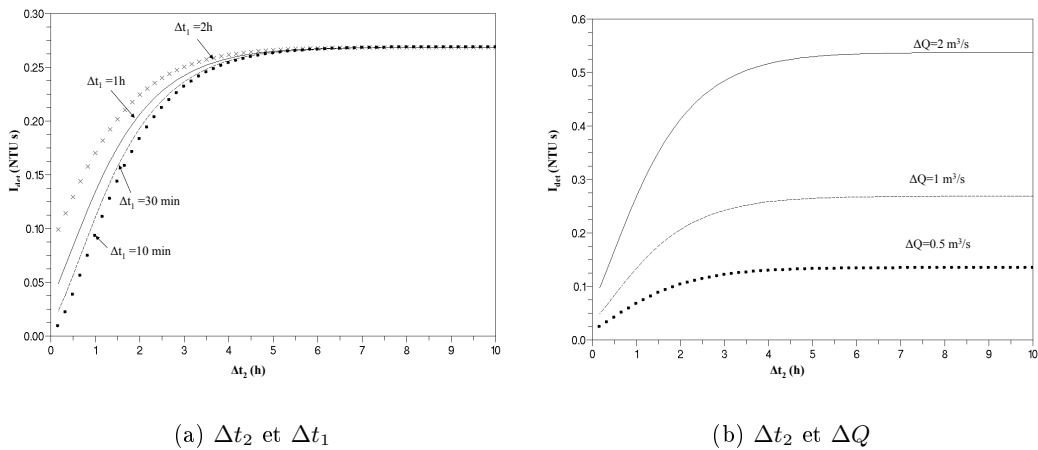


FIGURE 6.9 – Evolution de l’indice de détachement en fonction des caractéristiques de la chasse

turbidité désirée (Fig. 6.10). Si l'on prend l'exemple de la chasse utilisée pour la calibration, on s'aperçoit que le niveau de turbidité maximal est dépassé au cours de la chasse (voir Fig. 6.5). On peut donc tenter de redimensionner cette chasse de manière à respecter la contrainte de turbidité maximale. On cherche alors l'incrément de débit maximal qui induirait un pic de turbidité inférieur à 20 NTU. On obtient  $\Delta Q_{max} = 0.677 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (cf. Fig. 6.7 b). On redimensionne ainsi la commande de débit amont  $Q_{uBO}$  à imposer au cours de la chasse. Cette commande est simulée avec le modèle complet (SICAlgues). Le niveau de turbidité aval induit par cette chasse (Tb SIC, voir Fig. 6.11) est semblable à l'évolution de turbidité prédite (Tb SOD) et respecte en effet la consigne.

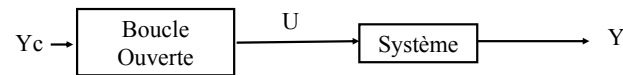
On peut également chercher à minimiser les volumes d'eau utilisés et/ou à maximiser le détachement. Etant donné le palier de saturation de l'indice de détachement, on cherche à atteindre non pas le maximum mais une proportion de détachement à atteindre. Si la chasse est courte ( $\Delta t_2$  faible), une petite augmentation de la durée de chasse peut accroître considérablement la quantité de biomasse détachée, tandis qu'au bout d'un certain temps ( $\Delta t_2$  fort), le détachement marginal induit par une augmentation de la durée  $\Delta t_2$  est très faible. On se fixe ici comme objectif d'atteindre 80 % du détachement maximal : on cherche  $\Delta t_2$  tel que  $I_{det} = 0.8\beta\Delta Q$ . Ce nouvel objectif permet d'optimiser sous contraintes la durée pendant laquelle le débit est maintenu à son maximum. On obtient ici  $\Delta t_2 = 1\text{h}$ . La nouvelle commande de débit amont est appliquée dans la simulation. La consigne est encore respectée (Fig. 6.12).

Toutefois, on observe alors que la boucle ouverte (SOD) a légèrement sur-estimé le pic de turbidité car la turbidité maximale (avec SICAlgues) atteint finalement 18 NTU seulement. Ceci peut s'expliquer par une sensibilité du calage de la fonction de détachement à la durée de la chasse. En effet, dans la calibration, la chasse dure au total 2h30 alors que dans la chasse dimensionnée l'opération prend au total 2h. Le modèle SOD ne tient pas compte de la quantité de biomasse initiale, or celle-ci n'est pas totalement arrachée au cours des chasses, ainsi la durée de la chasse influence la quantité de biomasse détachée. Le stock de biomasse fixée n'est pas intégré. Ceci peut expliquer cette sur-estimation du pic de turbidité lorsqu'on applique une chasse un peu moins longue que la chasse utilisée pour la calibration.

Or la biomasse initiale varie également d'une chasse à l'autre comme l'ont montré les campagnes de suivis biologiques in situ (chap. 2) et les calibrations du modèle complet SICAlgues (chap. 5). On se propose donc d'étudier l'effet des variations de biomasse initiale sur le dimensionnement des chasses en boucle ouverte.

#### 6.4.4 Les limites de la boucle ouverte

Le commande dimensionnée en boucle ouverte est donc maintenant appliquée dans deux simulations où la biomasse initiale est respectivement multipliée et divisée par 2 par rapport à l'évènement utilisé pour la calibration du modèle simplifié (défini par l'équation 6.60). Lorsqu'on sous-estime la biomasse (Fig. 6.14 a), la consigne n'est plus respectée car la chasse dimensionnée en boucle ouverte sous-estime le détachement. A l'inverse, lorsque cette biomasse initiale est sur-estimée dans le dimensionnement en boucle ouverte, la dynamique de turbidité réellement



U: variable de contrôle

Y: sortie

Yc: sortie de consigne

FIGURE 6.10 – Principe du contrôle en boucle ouverte, d'après Malaterre (1995a)

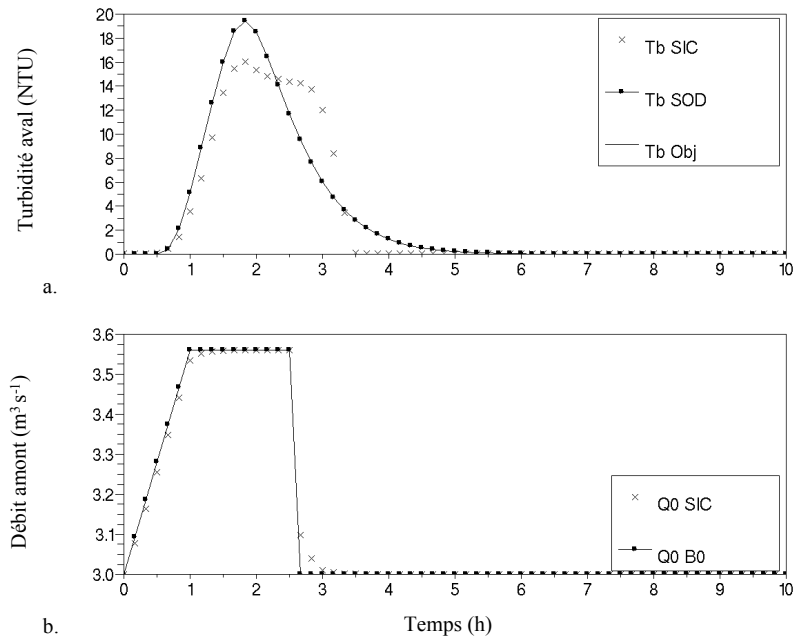


FIGURE 6.11 – a. Evolution de la turbidité aval (Tb SIC) lors de la chasse dimensionnée en boucle ouverte par optimisation du  $\Delta Q$  et turbidité prédite (Tb SOD). b. dynamique du débit amont (Q0 SIC) et de la commande en débit amont (Q0 BO).

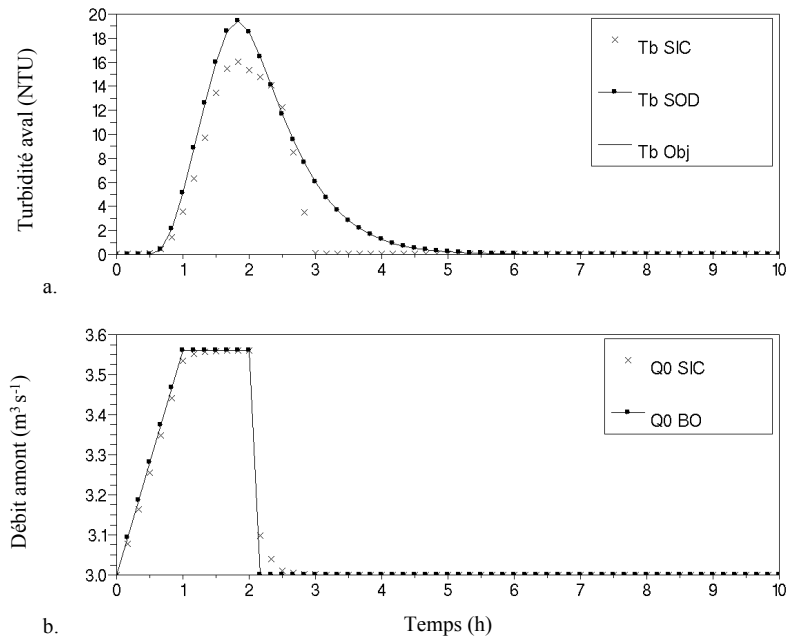


FIGURE 6.12 – a. Evolution de la turbidité aval (Tb SIC) lors de la chasse dimensionnée en boucle ouverte par optimisation du  $\Delta Q$  et du  $\Delta t_2$  et turbidité prédite (Tb SOD). b. dynamique du débit amont (Q0 SIC) et de la commande en débit amont (Q0 BO).

engendrée par la chasse est nettement inférieure à la turbidité prédite (Fig. 6.14 b). La consigne est alors respectée mais l'efficacité de la chasse s'en trouve diminuée.

Le modèle SOD a été élaboré pour dimensionner une commande en boucle ouverte et permet bien de répondre à cet objectif. Toutefois, l'incertitude que l'on a sur la biomasse initiale rend la boucle ouverte seule insuffisante puisqu'une sous-estimation de cette biomasse initiale peut conduire à des dépassements du niveau consigné de turbidité. On peut alors envisager de corriger le débit lâché en tête en fonction des écarts entre turbidité attendue et turbidité mesurée. Il s'agit alors d'introduire une correction sur ce débit amont en tenant compte des écarts. Ce problème est qualifié de boucle fermée (Fig. 6.13). Une des difficultés de ce type de contrôle est de positionner le capteur qui fournit la mesure auquel on compare les prédictions du modèle afin d'en déduire un écart (Omatu et Seinfeld, 1987; Alonso *et al.*, 2004; Krause *et al.*, 2006). Ce capteur doit être suffisamment proche de l'amont pour qu'un écart puisse être mesuré à temps pour modifier la commande. Cependant, plus le capteur est proche de l'amont plus le contrôleur risque d'être perturbé par le bruit de mesure. Ceci explique la nécessité d'un modèle distribué pour l'application d'un contrôle en boucle fermée. On utilise donc le modèle LDi (ou LDfo, section 6.2).

## 6.5 Application à la commande adaptative en temps réel

L'association de boucle ouverte avec une boucle fermée est souvent utilisée. La boucle fermée permet de corriger les erreurs de la boucle ouverte. Dans le cas des processus à temps de retard,

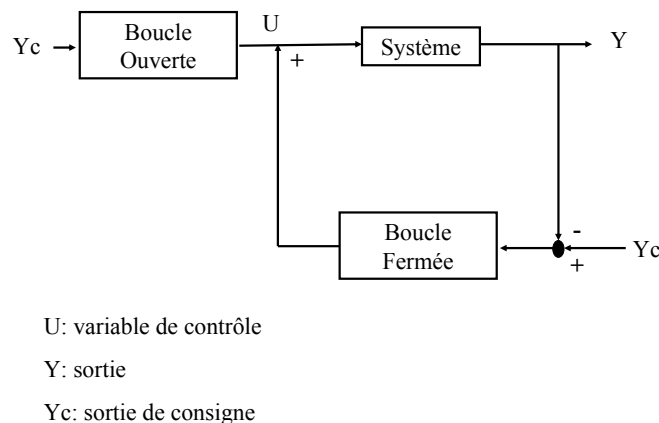


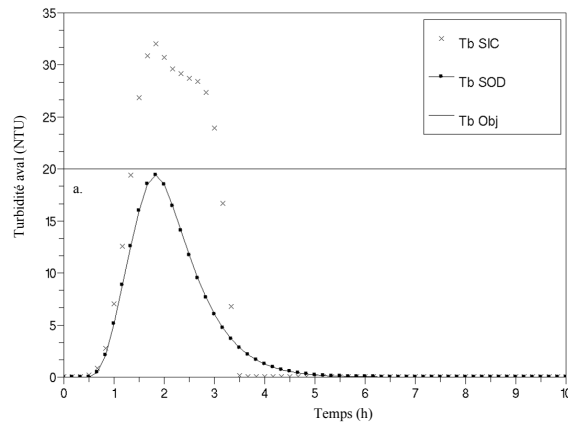
FIGURE 6.13 – Principe du contrôle en boucle ouverte et boucle fermée, d’après Malaterre (1995a)

comme c’est le cas pour les canaux, les boucles fermées seules nécessitent des volumes de stockage importants (Malaterre, 1995a). Les contrôleurs en boucle fermée sur les canaux d’irrigation sont pour la plupart linéaires de type PID (Proportionnel, Intégral, Dérivé). En comparaison avec les variables hydrauliques, le contrôle de la turbidité pose le problème de l’estimation d’un paramètre inconnu : la biomasse initiale. Il existe des méthodes en automatique appropriées pour ce type de problème, notamment le contrôle adaptatif.

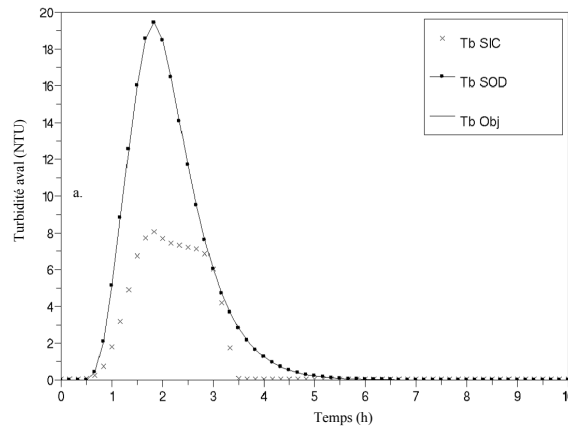
### 6.5.1 Principes du contrôle adaptatif

Le contrôle adaptatif a été développé dans les années 1980-1990 afin de gérer des systèmes caractérisés par des paramètres inconnus (Sastry et Bodson, 1989; Ioannou et Sun, 1996) et en les estimant en temps réel. Le schéma de fonctionnement d’un tel mode de contrôle est donné en figure 6.15. Cette section propose une application du modèle linéarisé de chasse à la commande adaptative de la turbidité au cours d’une chasse.

Le bief sur lequel on souhaite réaliser une chasse en contrôlant la turbidité se caractérise ainsi par deux inconnues : la quantité de biomasse initiale, et éventuellement la relation entre turbidité et concentration des algues en dérive. Cette dernière a en effet été mise en évidence comme linéaire au cours d’une chasse mais est susceptible de varier avec la nature et la taille des fragments algaux mais aussi celle des particules non-algales ainsi que le ratio entre les deux. Dans le modèle LDi (section 6.2), cette incertitude est liée au gain  $G_{di}$  qui est une fonction de la biomasse initiale  $B_0$  (eq. 6.36). L’incertitude sur la relation entre turbidité et concentration se ramène à un coefficient de proportionnalité. Si on considère  $Tb(x, t) = k_t C(x, t)$ , le gain inconnu peut s’écrire :  $G = k_t G_{di}$ .



(a) Biomasse Initiale =  $2B_0$



(b) Biomasse Initiale =  $\frac{B_0}{2}$

FIGURE 6.14 – Evolution de la turbidité aval (Tb SIC) lors de la chasse dimensionnée en boucle ouverte et turbidité prédite (Tb SOD) pour une biomasse initiale a : sous-estimée et b : sur-estimée.

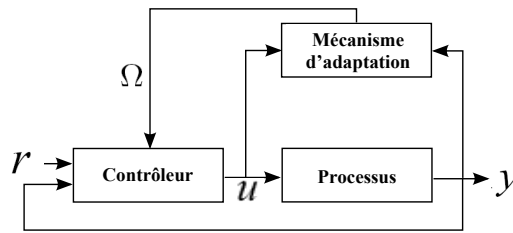


FIGURE 6.15 – Schéma général de fonctionnement d'une commande adaptative

### 6.5.2 Synthèse d'un contrôleur adaptatif à l'aide du modèle linéarisé

On note  $kG(s)$  le système dont on ignore la valeur du paramètre  $k$ . On estime initialement cette valeur par  $k_0$ , on introduit alors le paramètre  $\Omega = \frac{k_0}{k}$  que l'on ajuste au cours de la chasse en fonction de l'erreur mesurée. L'erreur est donnée par :

$$e = y - y_r = k\Omega G(s) - u_r - k_0 G(s)u_r \quad (6.68)$$

avec  $u_r$  la commande de référence dimensionnée en boucle ouverte (section 6.4.3),  $y_r$  est la variable de sortie simulée par le modèle LDi, et  $y$  la variable mesurée, ici simulée par le modèle SICAlgues, à savoir la turbidité. La règle d'ajustement du paramètre est donnée par la loi d'adaptation suivante :

$$\frac{d\Omega}{dt} = -\epsilon y_r(t)e(t) \quad (6.69)$$

avec  $\epsilon$  un paramètre de calage définissant la vitesse d'adaptation du contrôleur. Dans le domaine de Laplace, cette loi d'adaptation s'écrit :

$$\hat{\Omega}(s) = -\frac{\epsilon}{s} \hat{y}_r(s) \hat{e}(s) \quad (6.70)$$

Cette méthode de contrôle est illustrée en figure 6.16.

### 6.5.3 Résultats de simulation : application d'une boucle fermée

Le contrôleur proposé est appliqué sur un bief uniforme de 1000m dont les autres caractéristiques sont identiques au bief test précédemment utilisé pour ces simulations (voir tableau 6.1). Les paramètres de calibration sont fixés à  $\epsilon = 0.00025$  et  $\Omega(0) = 0.2$ . On simule plusieurs chasses successives afin de voir le contrôleur adapter la commande initiale de débit amont (dimensionnée en boucle ouverte) à la turbidité aval de consigne.

On s'intéresse à la capacité de ce contrôleur à corriger des mauvaises estimations de la biomasse initiale. On réalise donc une simulation où le gain  $k$  est supposé égal à 2 tandis que son estima-

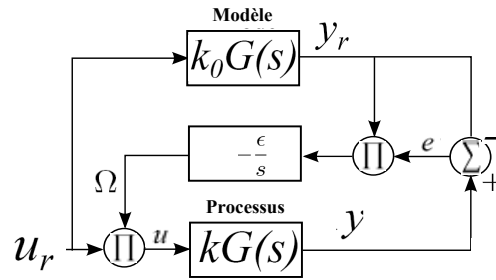


FIGURE 6.16 – Schéma du modèle de référence pour la commande adaptative

tion initiale  $k_0$  est de 1 (sous-estimation du gain). Cette simulation représente donc un cas de sur-estimation de la biomasse initiale qui avec la seule boucle ouverte ( $u_r$ ) conduit à un dépassement de la valeur maximale de turbidité acceptable ( $y_r > y_c$ ). Le contrôleur parvient à ajuster la commande de débit amont ( $u$ ) pour respecter la consigne ( $y_c$ ) de turbidité aval ( $y \leq y_c$ ), (Fig. 6.17 a). L'évolution du paramètre  $\Omega$  (Fig. 6.18) met en évidence sa convergence vers  $k_0/k$  (0.5) en quelques cycles (2 à 3 cycles).

On se place ensuite dans la situation inverse de sous-estimation de la biomasse initiale où l'on suppose le gain réel  $k$  égal à 0.5 et son estimation initiale  $k_0$  toujours égale à 1 (sur-estimation du gain). Cette sous-estimation de  $B_0$  conduit avec la seule boucle ouverte à une efficacité moindre de la chasse (faible pic de turbidité). On constate alors que le contrôleur parvient à ajuster la commande de débit amont pour augmenter la turbidité aval, et donc permettre un détachement plus important de biomasse (Fig. 6.17 b).

La commande adaptative est appliquée sur un bief suffisamment court (ici 1km) pour que le contrôleur puisse s'adapter rapidement. L'intérêt de ce type de contrôleur est qu'il permet d'estimer la biomasse initiale en temps temps réel, il est alors possible d'évaluer la turbidité en tout point à l'aval en utilisant le modèle LDi.

## 6.6 Synthèse

Les applications au contrôle de la turbidité en temps réel au cours des chasses nous ont amené à linéariser le modèle SICAlgues développé au chapitre 5. Le modèle linéaire LD simule la réponse en turbidité à un incrément de débit amont en tout point du bief, il présente l'intérêt d'être distribué et linéaire. La dynamique des algues en fonction d'une perturbation hydraulique est délicate à prédire en raison de leur sensibilité à l'état initial et antérieur, et en raison également des temps de transferts hydrauliques et des particules en suspension. Le modèle linéarisé a été ensuite simplifié par un modèle du deuxième ordre avec retard (SOD) afin de pouvoir inverser la réponse aval en turbidité à une lâchure de débit amont au sein d'un bief (voir tableau 6.4). Ce modèle constitue un outil pertinent pour le dimensionnement des chasses hydrauliques. Compte

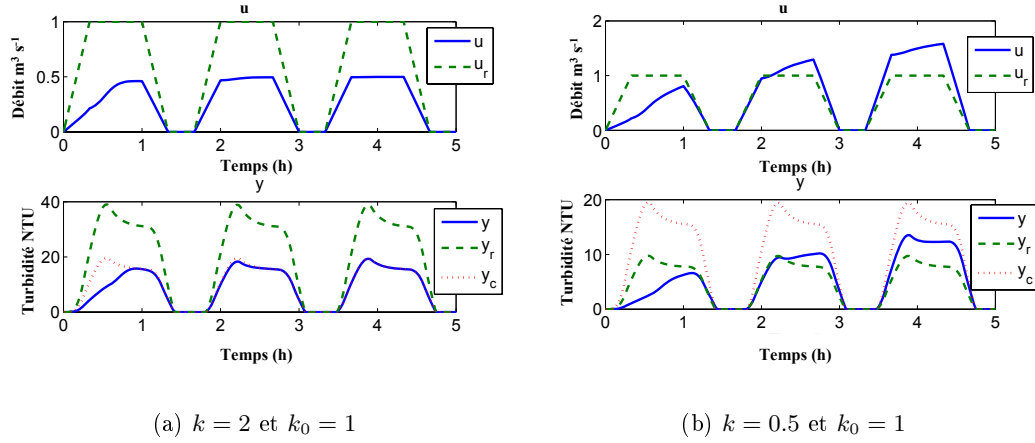


FIGURE 6.17 – Ajustement de la commande de débit "u" par le contrôleur adaptatif et évolution conséquente de la turbidité "y".  $u_r$  et  $y_r$  sont la commande dimensionnée en boucle ouverte et sa réponse,  $y_c$  est la consigne.

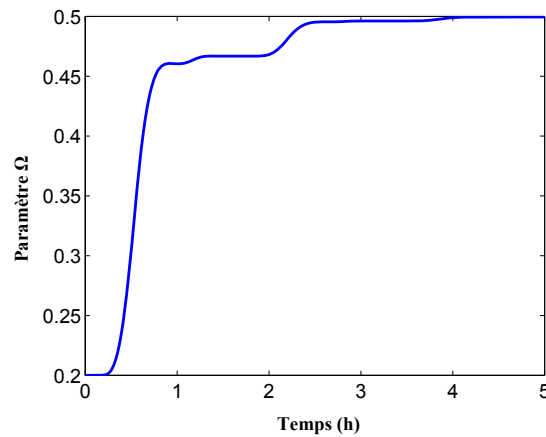


FIGURE 6.18 – Evolution du paramètre  $\Omega$  au cours du contrôle adaptatif, avec  $k = 2$  et  $k_0 = 1$

tenu des incertitudes sur l'état initial des peuplements (la quantité de biomasse notamment), l'utilisation de cette boucle ouverte seule peut conduire à des problèmes de gestion comme le dépassement des niveaux de consigne de turbidité. Le modèle LD permet par ailleurs l'application de méthodes de contrôle adaptées aux systèmes à paramètres inconnus comme la commande adaptative. Celle-ci permet de corriger la commande dimensionnée en boucle ouverte en fonction des erreurs et de compenser ces incertitudes. Le système de contrôle proposé et élaboré sur ces modèles constitue une application originale des concepts de la théorie du contrôle à la gestion en temps réel d'une variable de qualité : la turbidité.

TABLEAU 6.4 – Synthèse des différents modèles de chasse développés

Modèle complet	Equations	Description
SIC SICAlgues	2.1,2.2 5.3 , 5.4 et 5.5	Saint-Venant Complet Détachement et transport 1D, non linéaire, distribué
Modèle linéarisé	Equations	Description
SV-FOD LD (LDi/LDfo)	6.55 6.53	Saint-Venant linéarisé autour d'un régime permanent Détachement et transport linéarisés 1D, linéaire et distribué
Modèle de 2ème ordre avec retard	Equations	Description
SV-FOD SOD	6.55 6.60	Saint-Venant linéarisé autour d'un régime permanent Hydraulique, détachement et transport linéaires 1D, linéaire et non-distribué

# Chapitre 7

## Conclusions générales et perspectives

### 7.1 Synthèse des différents chapitres

L'objectif de la thèse était d'élaborer une stratégie de gestion hydraulique des développements d'algues benthiques pour les canaux de distribution et de transport d'eau. La méthodologie adoptée a associé expérimentations et modélisation pour répondre par une approche multidisciplinaire aux problématiques de recherche concernant :

- la compréhension des mécanismes élémentaires déterminant le développement des algues benthiques en canal et leur réponse à une perturbation des conditions hydrodynamiques, notamment des conditions de vitesse du courant (chap. 2, 3 et 4) ;
- l'élaboration d'une stratégie de gestion : les chasses hydrauliques, pour contrôler la biomasse algale benthique dans les réseaux de canaux (chap. 3 et 5) ;
- l'évaluation de l'efficacité des stratégies proposées et leur gestion en temps réel (chap. 5 et 6).

#### 7.1.1 Mise en évidence de l'effet du cisaillement sur la biomasse algale fixée dans les réseaux artificiels de transport d'eau

Les études relatives aux développements algaux sont largement documentées pour les milieux naturels et les réservoirs. L'intérêt porté à ces systèmes est généralement justifié par des risques de pollution ou de blooms algaux (cyanobactéries notamment). Les canaux de transport d'eau se distinguent des milieux artificiels par leur relative homogénéité (géométrie), leur substrat artificiel, parfois revêtu, et un régime hydraulique davantage lié à la stratégie de régulation qu'aux phénomènes climatiques (ni crues ni étiage mais éventuellement haute/basse saison, chômage avec ou sans curage mécanique). La caractérisation des développements dans ces systèmes particuliers était nécessaire pour identifier les facteurs déterminant ces développements et identifier les marges de manœuvre sur chacun d'eux, en particulier sur le facteur hydraulique. Des campagnes de mesures sur deux sites d'étude ont permis d'établir un certain nombre d'éléments.

Les facteurs nutritifs sont susceptibles d'être limitants pour la croissance. On n'observe pas d'eutrophisation des canaux, les problématiques de gestion liées aux développements d'algues se posent à des stades d'accumulation de biomasse bien inférieurs, et sont surtout liés à la biomasse benthique. Les eaux sont peu chargées en nutriments dans les deux canaux étudiés, les concen-

trations en azote et phosphore sont généralement proches ou inférieures aux limites de détection. La réduction de la charge nutritive n'est pas donc pas ici une piste envisageable pour réduire ou limiter la croissance algale.

Les conditions hydrauliques, notamment la vitesse du courant, affectent le développement algal : les cartographies et suivis saisonniers de biomasse semblent montrer une accumulation de biomasse plus importante dans les zones à faible courant. Les architectures sont aussi liées à ce régime puisque l'on trouve, comme dans les rivières, les populations algales les plus filamenteuses dans les courants les plus lents. Les colonies algales qui se développent ont donc une sensibilité à la vitesse du courant relative aux conditions des zones où elles se développent.

Les expérimentations sur les deux canaux d'étude sont complétées par des expérimentations à l'échelle de canaux réduits, en conditions semi-contrôlées, afin d'isoler l'effet du courant sur le développement de la couverture algale et sa réponse à une chasse hydraulique. Ces expérimentations associées à la modélisation ont permis de mettre en évidence l'effet du cisaillement sur la biomasse benthique à travers deux phénomènes de détachement : le détachement continu qui a lieu en parallèle de la croissance et le détachement accidentel qui est associé à des perturbations ponctuelles des conditions hydrauliques. Contrairement au détachement continu, lié aussi au vieillissement et à la fragilisation de la colonie, le détachement accidentel est induit uniquement par l'augmentation de ces conditions de cisaillement. On distingue aussi ces deux types de détachement par rapport à leur dynamique, beaucoup plus lente pour le détachement continu que pour le détachement accidentel.

Ce lien entre les conditions hydrauliques et le détachement de biomasse a été mis en évidence statistiquement (Biggs et Close, 1989; Acs et Kiss, 1993) et a été étudié à l'échelle locale pour caractériser les processus élémentaires ayant lieu au voisinage du biofilm (Nikora *et al.*, 1998b; Labiod *et al.*, 2007; Moulin *et al.*, 2009). La thèse propose une formalisation originale du lien entre contrainte de cisaillement et détachement algal basée sur la similitude avec les processus d'érosion de sédiments cohésifs. Le modèle élaboré permet une représentation physique des phénomènes à l'échelle du système réel complet.

### 7.1.2 Elaboration d'une stratégie de gestion hydraulique des développements d'algues benthiques

Les canaux se distinguent des milieux naturels par leur niveau d'équipement en ouvrages de régulation, les rivières régulées s'apparentent tout à fait aux canaux pour cet aspect. Ces structures permettent un contrôle des conditions hydrauliques, et notamment de réaliser des perturbations, appelées chasses hydrauliques, qui consistent à augmenter la vitesse en augmentant le débit ou en diminuant les niveaux d'eau. Ces chasses sont mises en œuvre afin de détacher une partie de la biomasse algale fixée. Leur réalisation à une fréquence régulière constitue une stratégie de contrôle des développements d'algues. L'expérimentation de telles chasses sur les deux canaux d'étude a mis en évidence :

- leur faisabilité à partir des outils de régulation hydrauliques disponibles sur les réseaux artificiels et leur compatibilité avec la gestion du réseau ;

- leur effet de réduction de la biomasse benthique dépendant de la quantité initiale d'algues, de leur sensibilité et de l'intensité de la chasse ;
- leur conséquence sur la qualité de l'eau à travers l'augmentation consécutive de la quantité d'algues en dérive que l'on peut détecter à travers l'évolution de la turbidité ;
- La forte dépendance de la dynamique algale envers les phénomènes hydrauliques (temps de retard et de propagation de la perturbation). La modélisation hydraulique s'avère ainsi un outil pertinent pour le dimensionnement des manœuvres d'ouvrages permettant d'effectuer la chasse.

La sensibilité des algues aux chasses est dépendante de leur nature et de leur architecture, elles-même conditionnées par les conditions de courant lors de leur établissement. Dans les régimes lents et peu sujets aux fluctuations, les colonies peu résistantes au cisaillement, de type filamenteuses longues, sont favorisées. A l'inverse, dans les régimes à courants rapides ou fortement fluctuants, les colonies dominantes sont celles présentant une bonne résistance au cisaillement, plutôt de type unicellulaires ou coloniales. On observe par ailleurs un effet de seuil dans ce détachement accidentel.

L'ensemble des processus identifiés au cours des expérimentations est alors représenté dans un modèle de simulation des compartiments algaux benthique et en dérive et de leur évolution au cours d'une chasse. Il se distingue des modèles de qualité de l'eau existants généralement destinés à simuler la dynamique des nutriments et les phénomènes de blooms algaux conséquents (Chapra *et al.*, 2004). Dans ces modèles, l'effet des conditions hydrauliques sur le compartiment benthique n'est généralement pas pris en compte, et l'étude des phénomènes de transport plutôt focalisés sur les nutriments que sur le compartiment algal en dérive. Le modèle proposé se base sur la représentation des phénomènes hydrauliques auquel est couplé un modèle de détachement accidentel de la biomasse benthique et un modèle de transport de la biomasse en dérive. Ce modèle intègre la distribution non uniforme de la biomasse fixée. D'une part après une chasse puisque le modèle simule la propagation et l'atténuation de la perturbation hydraulique, et il intègre la variabilité de la sensibilité des algues. D'autre part, pendant la phase de croissance, il simule aussi la variabilité spatiale de l'accumulation de biomasse liée aux facteurs environnementaux, et notamment au facteur hydraulique (détachement continu).

### 7.1.3 Elaboration d'un cadre méthodologique pour la gestion opérationnelle des chasses

Le modèle de la dynamique algale en réponse à une chasse hydraulique (SICAlgues) simule un certain nombre de variables intéressantes pour la gestion des chasses. En s'appuyant sur les mesures en continu de turbidité pour estimer la biomasse en dérive, il fournit notamment les dynamiques de la turbidité (phasage et amplitude du pic) et de la biomasse fixée (efficacité de la chasse) en toute abscisse.

Pour des applications à la gestion en temps réel, un modèle linéaire est développé sur la base du premier. La régulation hydraulique a pu en effet être sophistiquée et optimisée en utilisant de tels modèles qui présentent l'intérêt d'être souvent facilement inversibles, donc pertinents pour le

dimensionnement de commande (boucle ouverte), et de permettre la synthèse d'observateurs, de contrôleurs, ou l'utilisation d'algorithmes d'assimilation de données. Nous proposons donc une application originale des outils de l'automatique en élargissant le contrôle des flux d'eau à celui d'une variable de qualité : la turbidité. Dans le domaine de la qualité de l'eau, le contrôle en temps réel a fait l'objet de quelques études pour la gestion de stations de traitement de l'eau (Schutze *et al.*, 2004), et d'une application en canaux de drainage sur le problème de la salinité (Xu *et al.*, 2010). La réponse en terme de turbidité à l'aval d'un canal est plus difficile à prédire que celle des variables hydrauliques (ou de la concentration en sel) compte tenu des incertitudes sur la biomasse initiale, sa sensibilité et le lien entre la quantité d'algues et la turbidité. Dans ce contexte, les stratégies de contrôle par une boucle fermée adaptative semble en effet pertinente au vu des premiers résultats obtenus.

## 7.2 Perspectives proposées

Suite aux résultats de cette thèse, plusieurs perspectives paraissent intéressantes à développer pour la gestion hydraulique des développements algaux et plus généralement de la qualité de l'eau, en canal et en rivière régulée.

### 7.2.1 Vers un modèle de qualité en continu

Le modèle SICAlgues permet de représenter les effets d'une opération de chasse sur la dynamique algale à partir d'un état initial (biomasse et régime hydraulique). Il simule également la recolonisation algale en fonction des facteurs physico-chimiques. L'ajustement du calendrier des chasses doit être relié à cette dynamique de recolonisation où les processus déterminants sont la croissance et le détachement continu (voir chap.5). Ce dernier permet notamment de représenter la distribution de la biomasse au début d'une chasse en fonction des conditions hydrauliques et ainsi d'intégrer la variabilité spatiale de la sensibilité du peuplement à la perturbation. Deux points de recherche paraissent importants à développer pour aller vers un outil de modélisation en continu.

- D'une part, l'intégration de l'évolution temporelle des peuplements au cours de la saison : les dominances spécifiques évoluent au cours de l'année avec les conditions trophiques et les régimes hydrauliques associés à chaque saison de fonctionnement. Ainsi la sensibilité des algues et leurs caractéristiques de croissance (taux de croissance maximal, consommation des nutriments, sensibilité à la lumière, à la température,...) varient. La distinction de plusieurs classes d'algues peut s'avérer alors nécessaire pour une représentation continue de la croissance au cours d'une année ou d'une saison d'irrigation. Ces classes correspondraient alors aux grandes familles (Diatomées, Cyanobactéries, Chlorophytes), ou à des niveaux taxonomiques plus précis si cela s'avère nécessaire. Certains modèles distinguant différents groupes d'algues permettent en effet de représenter les successions saisonnières du phytoplancton dans les zones cotières et les lacs notamment (Riley et Stefan, 1988; Blauw *et al.*, 2009). Toutefois, le nombre de paramètres à estimer ou calibrer augmentera avec le nombre de classes, et pour être pertinentes,

- celles-ci doivent pouvoir être comparées à des mesures in situ (Steel, 1997). De plus, l'introduction de plusieurs classes introduit aussi le problème de la prise en compte des interactions entre ces classes (éventuels effets de masquage, de compétition pour les différentes ressources) comme c'est le cas pour les modèles d'érosion qui distinguent différents types de sédiments.
- D'autre part, la simulation en continu imposera l'ajustement de la sensibilité des peuplements à l'historique des conditions hydrauliques afin d'intégrer leur capacité d'adaptation. Pour chaque perturbation, les conditions critiques seront fonction non seulement des distinctions spécifiques (composition de la communauté algale) mais aussi du régime hydraulique antérieur. Ce type d'ajustement peut être effectué via l'actualisation de certains paramètres à un pas de temps approprié (cas du seuil de sensibilité du terme de détachement accidentel).

### 7.2.2 Monitoring environnemental : besoins et perspectives

Les suivis mis en place sur les canaux et le monitoring des chasses ont mis en évidence l'intérêt des mesures de qualité en continu. Les capteurs de paramètres de qualité en continu peuvent être intéressants pour le suivi de la qualité : quantité de cellules en dérive (et cyanobactéries), concentration en nutriments, température (cas des usages aquacoles par ex.), turbidité, etc. Il peut aussi s'avérer être un outil précieux pour le suivi des opérations de gestion comme les chasses (*cf.* chap. 5 et 6). Le monitoring des algues en suspension dans la colonne d'eau peut se faire par des mesures in situ non destructrices via la spectrophotométrie. Le principe est de mesurer la fluorescence des pigments chlorophylliens pour les quantifier et la relier à la quantité d'algues en dérive. Ces mesures ont été mises au point pour le monitoring des lacs mais sont aussi utilisées en rivières et eaux courantes (Moreira-Santos *et al.*, 2004; Izydorczyk *et al.*, 2009). Elles permettent de distinguer certaines espèces comme les cyanobactéries (Brient *et al.*, 2008) ou les grands groupes algaux. Ce type de capteurs se développe, et les gestionnaires de canaux s'en équipent pour le suivi de la qualité de l'eau transportée (cas des canaux de Gignac et de Provence). Leur capacité à distinguer différents types d'algues en se basant sur les spécificités pigmentaires de chaque classe est de plus en plus opérationnelle et constitue une première analyse précieuse car les déterminations spécifiques et taxonomiques requièrent des analyses coûteuses et expertes.

Pour les algues épilithiques, ces mesures de fluorescence sont plus délicates à cause du substrat et de la superposition des cellules en couches dans le matelas d'algues. La quantification de la biomasse benthique passe donc généralement par des prélèvements destructifs du peuplement. Il existe donc un réel besoin de nouvelles technologies de mesures pour le suivi de ces peuplements fixés, qui font aujourd'hui l'objet de recherche. De plus, les densités de population à suivre dans les eaux courantes sont bien plus faibles que les gammes de valeurs pour lesquelles les outils ont été développés, qui en général caractérisent des milieux plutôt sujet à l'eutrophisation. La sensibilité de ces outils doit encore être accrue et validée pour des populations algales plus modérées. On retrouve le même problème au niveau de la sensibilité des capteurs de solutés comme l'azote ou le phosphore dont les concentrations sont faibles et très proches des limites de détection dans les systèmes étudiés. Aujourd'hui l'acquisition de tels capteurs nécessite encore un

investissement important, notamment pour leur calibration qui fait appel à une caractérisation rigoureuse des espèces présentes. Pour cela, il est actuellement impossible de s'affranchir d'une phase de campagnes de prélèvements intense et longue pour tenir compte de la variabilité des peuplements (inter et intra-annuelle).

### 7.2.3 Transfert des stratégies proposées à la gestion opérationnelle

**Contrôle des chasses et gestion en temps réel** La possibilité d'un monitoring en continu et fiable de paramètres de qualité ouvre aussi des perspectives intéressantes pour la gestion de ces paramètres par des contrôleurs automatiques. La gestion des chasses en temps réel a été étudiée en s'appuyant sur la turbidité qui est liée à la quantité d'algues en dérive et mesurée en continu. L'utilisation d'une mesure plus directe de la quantité d'algues comme la densité de pigments photosynthétiques constituerait un outil intéressant également pour ces applications au contrôle. Ce type de mesure permettrait en effet d'améliorer encore la prédiction du modèle en s'affranchissant des incertitudes liées à la relation entre concentration d'algues en dérive et turbidité. Cette difficulté à disposer d'une mesure directe de la dynamique algale explique en partie le faible nombre d'études sur le contrôle de tels paramètres. Ce type d'application pourrait être élargie avec la mise au point de contrôleurs multivariables (ou multiparamètres) ou basés sur plusieurs capteurs, posant alors aussi la question du positionnement de ces capteurs.

La synthèse de contrôleurs linéaires en boucles ouverte et fermée pour le contrôle de la turbidité au cours des chasses donne de premiers résultats encourageants. L'application de ces outils sur les sites réels est maintenant à effectuer et constitue une piste prometteuse. Leurs applications et mise en œuvre sur le canal de Provence fera l'objet de futurs travaux dans la continuité de cette thèse au cours des prochains mois. Ce travail devrait permettre de valider le cadre méthodologique proposé dans la thèse en testant son intégration et sa compatibilité avec les algorithmes de régulation hydraulique de la SCP.

**Evaluation économique et environnementale des chasses hydrauliques** Les stratégies proposées ont été évaluées du point de vue de leur effet sur la réduction de biomasse, au regard de certains critères de gestion comme les volumes d'eau consommés, les temps de perturbation du réseau et les impacts des chasses sur la remise en suspension d'algues (et turbidité). Toutefois, dans une perspective opérationnelle, l'évaluation de ces stratégies doit maintenant intégrer à la fois la dimension économique et aussi environnementale afin de garantir la cohérence avec l'objectif de développer une stratégie 'éco-technologique'. La principale difficulté dans cette évaluation est liée à la quantification des nuisances liées aux algues. Si celles-ci sont avérées, elles sont parfois peu dissociables d'autres sources de nuisances (cas d'interventions liées à des colmatages), car le suivi de la maintenance des réseaux intègre rarement la notification détaillée des causes de chaque intervention. Elles sont aussi le résultat combiné de diverses sources de nuisances (cas des problèmes de régulation liés à la perturbation des niveaux par les développements conjoints de macrophytes et d'algues). L'évaluation de l'impact écologique des chasses est notamment à réaliser au niveau des points de rejets au milieu naturel du canal. Les premiers éléments relatifs

à ces évaluations ont été identifiés à partir des sites d'études par Buisson *et al.* (2010) et Cassard *et al.* (2010). Ces premiers éléments sont quantifiés à travers une analyse coûts-bénéfices qui montre un bénéfice apporté par ces chasses. Ce bénéfice pourrait être augmenté, notamment dans le cas du canal de Gignac, si certaines restructurations actuellement à l'étude sont réalisées. En particulier, la création de réserves d'eau permettrait de minimiser les volumes perdus au cours des chasses. D'autres pistes méthodologiques peuvent être envisagées telles que l'analyse du cycle de vie. Cette méthode est utilisée pour l'évaluation de diverses activités anthropiques (Pietrapertosa *et al.*, 2009), et a déjà été appliquée dans le domaine de la gestion de l'eau à l'évaluation de procédés de traitements de l'eau notamment (Flores-Alsina *et al.*, 2010).



## Notations

$\rho$  : masse volumique de l'eau,  $1000 \text{ kg m}^{-3}$

$g$  : accélération de pesanteur,  $9.81 \text{ m}^1\text{s}^{-2}$

$\nu$  : viscosité cinématique,  $10^{-6} \text{ m}^2\text{s}^{-1}$

$t$  : temps en s

$x$  : distance longitudinale dans le sens de l'écoulement en m

$y$  : distance transversale au sens de l'écoulement en m

$z$  : distance normale à l'écoulement en m

$B$  : biomasse algale fixée au substrat en g d'AFDM ou de chl.a  $\text{m}^{-2}$ , ou en  $\text{g m}^{-1}$

$C$  : concentration d'algues en dérive en g de chl.a  $\text{m}^{-3}$

$Q$  : débit en  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$

$h$  : hauteur d'eau en m

$A$  : surface mouillée en  $\text{m}^2$

$P$  : périmètre mouillé en m

$R_h$  : rayon hydraulique en m

$S_f$  : gradient hydraulique en  $\text{m m}^{-1}$

$S_b$  : pente du fond en  $\text{m m}^{-1}$

$f$  : frottement des berges en  $\text{m m}^{-1}$

$L_r$  : largeur au radier en m

$L_m$  : largeur au miroir en m

$n$  : coefficient de Manning Strickler en  $\text{m}^{-2/3}\text{s}^{-1}$

$\tau_0$  : contrainte de cisaillement moyenne à la paroi en  $\text{N m}^{-2}$

$\tau_{0,p}$  : contrainte de cisaillement moyenne à la paroi, valeur moyenne sur les berges en  $\text{N m}^{-2}$

$\tau_{0,f}$  : contrainte de cisaillement moyenne à la paroi, valeur moyenne sur le radier en  $\text{N m}^{-2}$

$\tau_{0,s}$  : valeur seuil de la contrainte de cisaillement moyenne à la paroi pour le détachement continu en  $\text{N m}^{-2}$

$\tau_{ref}$  : valeur de référence de la contrainte de cisaillement moyenne à la paroi en  $\text{N m}^{-2}$

$\tau_{0,cr}$  : valeur critique de la contrainte de cisaillement moyenne à la paroi pour le détachement lié aux chasses en  $\text{N m}^{-2}$

$\Phi$  : nombre adimensionnel de Shields

$Tb$  : turbidité de l'eau en NTU

$c$  : célérité des ondes en  $\text{m s}^{-1}$

$Fr$  : nombre de Froude, adimensionnel

$Re$  : nombre de Reynolds, adimensionnel

$u^*$  : vitesse de cisaillement ou vitesse de frottement en  $\text{m s}^{-1}$

$u(z)$  : vitesse locale en  $\text{m s}^{-1}$

$I$  : intensité lumineuse en  $\text{W m}^{-2}$

$T$  : température de l'eau en  $^{\circ}\text{C}$

$T_a$  : température de l'air en  $^{\circ}C$

$[NO_3]$  : concentration en nitrates en  $kg\ m^{-3}$

$[NO_2]$  : concentration en nitrites en  $kg\ m^{-3}$

$[NH_4]$  : concentration en ammonium en  $kg\ m^{-3}$

$[P]$  : concentration en phosphates en  $kg\ m^{-3}$

$V_{eau}$  : volume d'eau en  $m^3$

$I_{det}$  : Indice de biomasse détachée en  $kg$

$\mu$  : taux de croissance algal en  $j^{-1}$  ou  $s^{-1}$

$\rho_{Det}$  : taux de détachement algal continu en  $j^{-1}$  ou  $s^{-1}$

$K$  : coefficient de rugosité de Strickler en  $m^{1/3}\ s^{-1}$

$C_d$  : coefficient de débit d'ouvrage, adimensionnel

$W$  : ouverture de vanne en  $m$

$\mu_0$  : taux de croissance algal maximal en  $j^{-1}$  ou  $s^{-1}$

$\rho_m$  : taux de mortalité des algues en  $j^{-1}$  ou  $s^{-1}$

$B_{Max}$  : biomasse algale fixée maximale en  $kg\ m^{-2}$

$B_r$  : biomasse algale fixée résiduelle ou non détachable en  $kg\ m^{-2}$

$B^*$  : biomasse algale fixée à l'équilibre en  $kg\ m^{-2}$

$T_0$  : température optimal pour la croissance algale en  $^{\circ}C$

$I_{opt}$  : intensité lumineuse optimale pour la croissance algale en  $W\ m^{-2}$

$\theta$  : coefficient de dépendance à la température de la croissance algale, sans dimension

$K_N$  : constante de demi-saturation en azote pour la croissance algale en  $kg\ m^{-3}$

$K_P$  : constante de demi-saturation en phosphore pour la croissance algale en  $kg\ m^{-3}$

$k_p$  : teneur en phosphore de la biomasse algale en  $\%$

$C_d$  : coefficient de détachement en continu en  $s^{-1}$

$\beta_d$  : exposant du terme de détachement continu, sans dimension

$\delta$  : constante de temps pour le détachement en  $s^{-1}$

$\eta$  : exposant du terme de détachement lors d'une chasse hydraulique, sans dimension

$s_B$  : seuil de sensibilité des algues aux détachement, sans dimension

$\tau_h$  : retard en  $s$

$K_h$  : constante de temps du modèle simplifié linéaire "Deuxième ordre" pour le transfert d'un débit en  $s$

$\alpha_1$  et  $\alpha_2$  : constantes de temps du modèle simplifié linéaire "Deuxième ordre" pour le détachement de biomasse en  $s$

$\beta$  : gain du modèle simplifié linéaire "Deuxième ordre" pour le détachement de biomasse en  $NTU\ s\ m^{-3}$

$\gamma$  : retard du modèle simplifié linéaire "Deuxième ordre" pour le détachement de biomasse en s

$k$  : paramètre inconnu du système

$k_0$  : valeur initiale attribuée au paramètre inconnu

$\Omega$  : paramètre de calage de la commande adaptative

$u$  : commande du système

$u_r$  : commande modifiée par le contrôleur

$v(x, t)$  : variable  $V$  linéarisée autour d'un régime permanent  $V_0$ , on note  $V(x, t) = V_0 + v(x, t)$

$\hat{v}(s)$  : transformée de la Laplace de la variable  $V$

# Bibliographie

- ABE, S.-I., NAGUMO, T. et TANAKA, J. (2000). Effects of current on the development of loosely and tightly attached layers in periphyton communities. *Phycol. Res.*, 48(4):261–265.
- ACS, E. et KISS, K. (1993). Effects of the water discharge on periphyton abundance and diversity in a large river (river danube, hungary). *Hydrobiologia*, 249(1-3):125–133.
- ADIN, A. et ALON, G. (1986). Mechanisms and process parameters of filter screens. *J. Irrig. Drain. Eng.*, 112(4):293–304.
- ALONSO, A., KEVREKIDIS, I., BANGA, J. et FROUZAKIS, C. (2004). Optimal sensor location and reduced order observer design for distributed process systems. *Comput. Chem. Eng.*, 28(1-2):27–35.
- ASAEDA, T. et HONG SON, D. (2001). A model of the development of a periphyton community : Resource and flow dynamics. *Ecol. Model.*, 137(1):61–75.
- ASAEDA, T. et SON, D. (2000). Spatial structure and populations of a periphyton community : A model and verification. *Ecol. Model.*, 133(3):195–207.
- ASCE (1993). Unsteady-flow modeling of irrigation canals. *J. Irrig. Drain. Eng.*, 119(4):615–629.
- AZIM, M., VERDEGEM, M., van DAM, A. et BEVERIDGE, M. (2005). *Periphyton. Ecology, Exploitation and Management*. CABI Publishing, Cambridge MA, USA.
- BATALLA, R. et VERICAT, D. (2009). Hydrological and sediment transport dynamics of flushing flows : Implications for management in large mediterranean rivers. *River Res. Appl.*, 25(3):297–314.
- BATTIN, T., KAPLAN, L., NEWBOLD, J., CHENG, X. et HANSEN, C. (2003). Effects of current velocity on the nascent architecture of stream microbial biofilms. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69(9):5443–5452.
- BAUME, J.-P., MALATERRE, P.-O., BELAUD, G. et LE GUENNEC, B. (2005). SIC : a 1D hydrodynamic model for river and irrigation canal modeling and regulation. In *Métodos Numéricos em Recursos Hídricos 7*, pages 1–81. Associacao Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH).

- BELAUD, G. (2000). *Modélisation des processus de sédimentation en canal d'irrigation. Application à la gestion et la conception des réseaux*. Thèse de doctorat, Université Lyon 1-Claude Bernard.
- BELAUD, G., LANCAR, L., HUGODOT, C., BERTRAND, C., FRANQUET, E., CHARPENTIER, S. et FOVET, O. (2008). Mémoire intermédiaire du projet ANR Algequeau. Rapport technique, UMR G-EAU et IMEP, ASA du canal de Gignac et Société du Canal de Provence.
- BERTRAND, C., SIAUVE, V., FAYOLLE, S. et CAZAUBON, A. (2001). Effects of hydrological regime on the drift algae in a regulated mediterranean river (river verdon, southeastern france). *River Res. Appl.*, 17(4-5):407–416.
- BETANCUR, M., MORENO-ANDRADE, I., MORENO, J., BUITRÒN, G. et DOCHAIN, D. (2008). Modeling for the optimal biodegradation of toxic wastewater in a discontinuous reactor. *Bio-process Biosyst. Eng.*, 31(4):307–313.
- BIGGS, B. et CLOSE, M. (1989). Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers : the relative effects of flows and nutrients. *Freshw. Biol.*, 22(2):209–231.
- BIGGS, B., GORING, D. et NIKORA, V. (1998). Subsidy and stress responses of stream periphyton to gradients in water velocity as a function of community growth form. *J. Phycol.*, 34(4):598–607.
- BIGGS, B. et HICKEY, C. (1994). Periphyton responses to a hydraulic gradient in a regulated river in new zealand. *Freshw. Biol.*, 32(1):49–59.
- BIGGS, B. et KILROY, C. (2000). *Stream Periphyton Monitoring Manual*. Ministry for Environment Publication.
- BIGGS, B. et THOMSEN, H. (1995). Disturbance of stream periphyton by perturbations in shear stress : time to structural failure and differences in community resistance. *J. Phycol.*, 31(2):233–241.
- BILLEN, G., GARNIER, J., DELIGNE, C. et BILLEN, C. (1999). Estimates of early-industrial inputs of nutrients to river systems : Implication for coastal eutrophication. *Sci. Total Environ.*, 243-244:43–52.
- BLAUW, A., LOS, H., BOKHORST, M. et ERFTEMEIJER, P. (2009). Gem : A generic ecological model for estuaries and coastal waters. *Hydrobiologia*, 618(1):175–198.
- BOULÈTREAU, S. (2007). *Déterminisme des fonctions d'accrétion et de détachement du biofilm phototrophe en milieu naturel : étude expérimentale et numérique des facteurs de contrôle de la biomasse en rivière*. Thèse de doctorat, Université Toulouse III - Paul Sabatier. U.F.R. : Sciences de la Vie et de la Terre.

- BOULÊTREAU, S., IZAGIRRE, O., GARABÉTIAN, F., SAUVAGE, S., ELOSEGI, A. et SÀNCHEZ-PÉREZ, J.-M. (2008). Identification of a minimal adequate model to describe the biomass dynamics of river epilithon. *River Res. Appl.*, 24(1):36–53.
- BOULÊTREAU, S., SELLALI, M., ELOSEGI, A., NICAISE, Y., BERCOVITZ, Y., MOULIN, F., EIFF, O., SAUVAGE, S., SÀNCHEZ-PÉREZ, J.-M. et GARABÉTIAN, F. (2010). Temporal dynamics of river biofilm in constant flows : A case study in a riverside laboratory flume. *Int. Rev. Hydrobiol.*, 95(2):156–170.
- BRIENT, L., LENGRONNE, M., BERTRAND, E., ROLLAND, D., SIPEL, A., STEINMANN, D., BAUDIN, I., LEGEAS, M., LE ROUZIC, B. et BORMANS, M. (2008). A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *J. Environ. Monit.*, 10(2):248–255.
- BRUNET, C. (2000). *Effets interactifs d'une forte charge en éléments nutritifs et de la vitesse du courant sur la communauté périphtyque : Etudes en canaux artificiels*. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard-Lyon I.
- BRUTSAERT, W. (1982). *Evaporation into the Atmosphere : Theory, History and Applications*. Kluwer Academic Publishers.
- BUISSON, G., JEGO, R. et VIGLIONE, J. (2010). Contraintes d'entretien des canaux de la société du canal de provence. Rapport technique, Mémoire Projet d'ingénieur, Montpellier SupAgro.
- CARMICHAEL, W. (1992). Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins. *J. Appl. Bacteriol.*, 72(6):445–459.
- CASSARD, R., DUPRÉ LA TOUR, J. et SALLES, N. (2010). Analyse des chasses hydrauliques comme moyen de lutte contre la prolifération des algues sur le canal de gignac. Rapport technique, Mémoire Projet d'ingénieur, Montpellier SupAgro.
- CAZAUBON, A. et GIUDICELLI, J. (1999). Impact of the residual flow on the physical characteristics and benthic community (algae, invertebrates) of a regulated mediterranean river : The Durance, France. *River Res. Appl.*, 15(5):441–461.
- CHAPRA, S., PELLETIER, G. et TAO, H. (2004). *A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality (Version 2.04)*. US EPA.
- CHARPENTIER, S., LANCAR, L., FOVET, O., BELAUD, G., HUGODOT, C., CHARPY-ROUBAUD, C., FRANQUET, E. et BERTRAND, C. (2009). Effets d'une "chasse" hydraulique sur la communauté diatomique en dispositif expérimental. *In 28eme colloque de l'Association des Diatomistes de Langue Française*.
- CHASSAING, P. (1993). *Turbulence en mécanique des fluides. Analyse du phénomène dans une perspective de modélisation à l'usage de l'ingénieur. Parties II et III*. INP Toulouse, ENSEEIHT.

- CHEN, G. et HUANG, J.-C. (1996). Determination of diffusion layer thickness on a biofilm. *J. Environ. Sci. Health*, A31(2)(2):367–386.
- CHO, J. et HA, S. (2010). Parameter optimization of the QUAL2K model for a multiple-reach river using an influence coefficient algorithm. *Sci. Total Environ.*, 408(8):1985–1991.
- CHUNG, S.-W., LEE, H. et JUNG, Y. (2008). The effect of hydrodynamic flow regimes on the algal bloom in a monomictic reservoir. *Water Sci. Technol.*, 58(6):1291–1298.
- CLEMMENS, A., BAUTISTA, E., WAHLIN, B. et STRAND, R. (2005). Simulation of automatic canal control systems. *J. Irrig. Drain. Eng.*, 131(4):324–335.
- COOLS, J., BROEKX, S., VANDENBERGHE, V., SELS, H., MEYNAERTS, E., VERCAEMST, P., SEUNTJENS, P., VAN HULLE, S., WUSTENBERGHS, H., BAUWENS, W. et HUYGENS, M. (2011). Coupling a hydrological water quality model and an economic optimization model to set up a cost-effective emission reduction scenario for nitrogen. *Environ. Model. Softw.*, 26(1):44–51.
- CREACO, E. et BERTRAND-KRAJEWSKI, J.-L. (2009). Numerical simulation of flushing effect on sewer sediments and comparison of four sediment transport formulas. *J. Hydraul. Res.*, 47(2):195–202.
- CUNGE, J., HOLLY, F. et VERWEY, A. (1980). *Practical aspects of computational river hydraulics*. Pitman Publishing Ltd. London.
- DETTMAR, J. et STAUFER, P. (2005). Modelling of flushing waves for optimising cleaning operations. *Water Sci. Technol.*, 52(5):233–240.
- DING, L., WU, J., PANG, Y., LI, L., GAO, G. et HU, D. (2007). Simulation study on algal dynamics based on ecological flume experiment in taihu lake, china. *Ecol. Eng.*, 31(3):200–206.
- DOCHAIN, D. (2001). *Automatique des bioprocédés*. Hermès.
- DOOGE, J., NAPIORKOWSKI, J. et STRUPCZEWSKI, W. (1987). Properties of the generalized downstream channel response. *Acta Geophys. Polonica*, 35(4):405–418.
- DOWNES, B., ENTWISLE, T. et REICH, P. (2003). Effects of flow regulation on disturbance frequencies and in-channel bryophytes and macroalgae in some upland streams. *River Res. Appl.*, 19(1):27–42.
- DREVNICK, P., OTTER, R., GORSKI, P., LONG, D., CANFIELD, D. et ORIS, J. (2009). Lake-specific responses in sedimentary sulphur, after additions of copper sulphate to lakes in michigan, USA. *Lakes Reserv. Res. Manage.*, 14(3):193–201.
- ERMOLIN, Y. (1992). Study of open-channel dynamics as controlled process. *J. Hydraul. Eng.*, 118(1):59–72.

- EVEN, S., POULIN, M., MOUCHEL, J.-M., SEIDL, M. et SERVAIS, P. (2004). Modelling oxygen deficits in the seine river downstream of combined sewer overflows. *Ecol. Model.*, 173(2-3):177–196.
- FAO (2004). *L'eau, l'agriculture, l'alimentation. Chapitre 5 : Evolution de la gestion des eaux d'irrigation. Une contribution au Rapport mondial sur la mise en valeur des ressources en eau.*
- FAYOLLE, S., CAZAUBON, A., COMTE, K. et FRANQUET, E. (1998). The intermediate disturbance hypothesis : Application of this concept to the response of epilithon in a regulated mediterranean river (lower-durance, southeastern france). *Arch. Hydrobiol.*, 143(1):57–77.
- FERREIRA, M., FRANCO, A., CATARINO, L., MOREIRA, I. et SOUSA, P. (1999). Environmental factors related to the establishment of algal mats in concrete irrigation channels. *Hydrobiologia*, 415:163–168.
- FLINDERS, C. et HART, D. (2009). Effects of pulsed flows on nuisance periphyton growths in rivers : a mesocosm study. *River Res. Appl.*, 25(10):1320–1330.
- FLIPO, N., EVEN, S., POULIN, M., TUSSEAU-VUILLEMIN, M.-H., AMEZIANE, T. et DAUTA, A. (2004). Biogeochemical modelling at the river scale : Plankton and periphyton dynamics : Grand morin case study, france. *Ecol. Model.*, 176(3-4):333–347.
- FLORES-ALSINA, X., GALLEGO, A., FEIJOO, G. et RODRIGUEZ-RODA, I. (2010). Multiple-objective evaluation of wastewater treatment plant control alternatives. *J. Environ. Manage.*, 91(5):1193–1201.
- FOTHI, A. (2003). *Effets induits de la turbulence benthique sur les mécanismes de croissance du périphyton.* Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- FOURNIER, J., HOWES, B., LARGE, A. et SALANCON, E. (2007). Etats des lieux de la gestion des algues et des macrophytes dans des canaux de transport d'eau brute. etude sur 11 canaux. Rapport technique, Mémoire Projet d'ingénieur, Montpellier SupAgro.
- FOVET, O., BELAUD, G., LITRICO, X., CHARPENTIER, S., BERTRAND, C., DAUTA, A. et HUGODOT, C. (2010). Modelling periphyton in irrigation canals. *Ecol. Model.*, 221(8):1153–1161.
- FRANCOEUR, S. et BIGGS, B. (2006). Short-term effects of elevated velocity and sediment abrasion on benthic algal communities. *Hydrobiologia*, 561(1):59–69.
- GALINDO, D. (2005). Maîtrise des développements algaux dans les canaux de transport d'eau brute de la Société du Canal de Provence. Diplôme de recherche technologique, Université Aix Marseille.
- GARNIER, J., BILLEN, G. et COSTE, M. (1995). Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in the drainage network of the seine river : Observations and modeling. *Limnol. Oceanogr.*, 40(4):750–765.

- GASITH, A. et RESH, V. (1999). Streams in mediterranean climate regions : Abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 30:51–81.
- GENTHON, O. (2007). *Enrichissement d'un ensemble logiciel d'exploitation automatique des canaux : extension des bibliothèques de commandes et conception d'outils de diagnostics et de reconstitution de mesures*. Thèse de doctorat, Université Pierre et Maire Curie (Paris 6).
- GHOSH, M. et GAUR, J. (1994). Algal periphyton of an unshaded stream in relation to in situ nutrient enrichment and current velocity. *Aquatic Bot.*, 47(2):185–189.
- GHOSH, M. et GAUR, J. (1998). Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. *Aquatic Bot.*, 60(1):1–10.
- GODILLOT, R. (1998). *Etude expérimentale des interactions écoulement-périphyton en canal de laboratoire*. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- GOUSSARD, J. (2000). Modèles de simulation du fonctionnement des canaux. Rapport technique, Commission Internationale des Irrigations et du Drainage (CIID).
- GRABA, M., MOULIN, F., EIFF, O., GARABÉTIAN, F., KETTAB, A., BOULÉTREAU, S., SANCHEZ-PÉREZ, J. et SAUVAGE, S. (2010). Turbulence and chronic detachment of epilithic biofilm in artificial rough channel flow. 6th International Symposium on Environmental Hydraulics, Taylor and Francis Group, London.
- GUGGER, M., LENOIR, S., BERGER, C., LEDREUX, A., DRUART, J.-C., HUMBERT, J.-F., GUETTE, C. et BERNARD, C. (2005). First report in a river in france of the benthic cyanobacterium phormidium favosum producing anatoxin-a associated with dog neurotoxicosis. *Toxicon*, 45(7):919–928.
- GUO, J. et JULIEN, P. (2005). Shear stress in smooth rectangular open-channel flows. *J. Hydraul. Eng.*, 131(1):30–37.
- HANCOCK, P. et BOULTON, A. (2005). The effects of an environmental flow release on water quality in the hyporheic zone of the hunter river, australia. *Hydrobiologia*, 552(1):75–85.
- HIPSEY, M., ROMERO, J., ANTENUCCI, J. et IMBERGER, J. (2006). The computational aquatic ecosystem dynamics model (caedym) : a versatile water quality model for coupling with hydrodynamic drivers. In *7th International Conference on Hydroinformatics, Nice, France*, volume 1, pages 526–533.
- HOLLY, J. F. et MERKLEY, G. (1993). Unique problems in modeling irrigation canals. *J. Irrig. Drain. Eng.*, 119(4):656–662.
- HOLLY, J. F. et PREISSMANN, A. (1977). Accurate calculation of transport in two dimensions. *ASCE J. Hydraul. Div.*, 103(11):1259–1277.

- HOLOMUZKI, J. et BIGGS, B. (2000). Taxon-specific responses to high-flow disturbance in streams : Implications for population persistence. *J. North Am. Benthological Soc.*, 19(4):670–679.
- HONG, S. (2007). Modélisation et gestion de la qualité de l'eau dans un canal de transport d'eau brute. cas de la croissance des algues. Rapport technique, Mémoire d'Ingénieur Engref, AgroParis Tech.
- HORNER, R., WELCH, E., SEELEY, M. et JACOBY, J. (1990). Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. *Freshw. Biol.*, 24(2): 215–232.
- IBELINGS, B., ADMIRAAL, W., BIJKERK, R., IETSWAART, T. et PRINS, H. (1998). Monitoring of algae in dutch rivers : Does it meet its goals? *J. Appl. Phycol.*, 10(2):171–181.
- IOANNOU, P. et SUN, J. (1996). *Robust Adaptive Control*. Prentice Hall.
- IZYDORCZYK, K., CARPENTIER, C., MRĄŚWCZYŃSKI, J., WAGENVOORT, A., JURCZAK, T. et TARCZYŃSKA, M. (2009). Establishment of an alert level framework for cyanobacteria in drinking water resources by using the algae online analyser for monitoring cyanobacterial chlorophyll a. *Water Res.*, 43(4):989–996.
- JACOVIDES, C., PAPAIOANNOU, G. et KERKIDES, P. (1988). Micro and large-scale parameters evaluation of evaporation from a lake. *Agric. Water Manage.*, 13(2-4):263–272.
- JOWETT, I. et BIGGS, B. (1997). Flood and velocity effects on periphyton and silt accumulation in two new zealand rivers. *New Zealand J. Mar. Freshw. Res.*, 31(3):287–300.
- JOWETT, I. et DUNCAN, M. (1990). Flow variability in new zealand rivers and its relationship to in- stream habitat and biota. *New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research*, 24(3):305–317.
- KHODASHENAS, S., EL KADI ABDERREZZAK, K. et PAQUIER, A. (2008). Boundary shear stress in open channel flow : A comparison among six methods. *J. Hydraul. Res.*, 46(5):598–609.
- KONDOLF, G., CADA, G. et SALE, M. (1987). Assessing flushing-flows requirements for brown trout spawning gravels in steep streams. *Water Resour. Bull.*, 23(5):927–935.
- KONDOLF, G. et WILCOCK, P. (1996). The flushing flow problem : Defining and evaluating objectives. *Water Resour. Res.*, 32(8):2589–2599.
- KOSICHENKO, Y. (1993). Hydraulic effectiveness and ecological reliability of lined canals. *Hydrotech. Constr.*, 26(12):773–780.
- KRAUSE, A., GUPTA, A., GUESTRIN, C. et KLEINBERG, J. (2006). Near-optimal sensor placements : Maximizing information while minimizing communication cost. *In Fifth International Conference on Information Processing in Sensor Networks, IPSN '06*, volume 2006, pages 2–10, Nashville, TN.

- LABIOD, C., GODILLOT, R. et CAUSSADE, B. (2007). The relationship between stream periphyton dynamics and near-bed turbulence in rough open-channel flow. *Ecol. Model.*, 209(2-4):78–96.
- LARSEN, L., HARVEY, J. et CRIMALDI, J. (2009). Predicting bed shear stress and its role in sediment dynamics and restoration potential of the everglades and other vegetated flow systems. *Ecol. Eng.*, 35(12):1773–1785.
- LEU, J., CHAN, H., JIA, Y., HE, Z. et WANG, S. (2008). Cutting management of riparian vegetation by using hydrodynamic model simulations. *Adv. Water Resour.*, 31(10):1299–1308.
- LITRICO, X. et FROMION, V. (2004). Simplified modeling of irrigation canals for controller design. *J. Irrig. Drain. Eng.*, 130(5):373–383.
- LITRICO, X. et FROMION, V. (2009a). Boundary control of hyperbolic conservation laws using a frequency domain approach. *Automatica*, 45(3):647–656.
- LITRICO, X. et FROMION, V. (2009b). *Modeling and Control of Hydrosystems*. Springer Dordrecht Heidelberg London New York.
- LITRICO, X. et GEORGES, D. (1999). Robust continuous-time and discrete-time flow control of a dam-river system. (i) modelling. *Appl. Math. Model.*, 23(11):809–827.
- LITRICO, X., GEORGES, D. et TROUVAT, J.-L. (1998). Modelling and robust control of a dam-river system. In ANON, éditeur : *Proceedings of the 1998 IEEE International Conference on Systems, Man, and Cybernetics. Part 3 (of 5)*, volume 4, pages 3862–3867, San Diego, CA, USA. IEEE.
- LORENZEN, C. (1967). Determination of chlorophyll and phaeopigments. spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12:323–346.
- LUO, H., HUANG, G., WU, X., PENG, J., FU, X. et LUO, L. (2009). Ecological engineering analysis and eco-hydrodynamic simulation of tidal rivers in shenzhen city of China. *Ecol. Eng.*, 35(8):1129–1137.
- MACARTHUR, R., RABIDOUX, A., SHVIDCHENKO, A., ANDERSON, L., CRUEY, B. et PAN, J. (2009). Developing science-based strategies to manage water conveyance and control weeds and sediment in irrigation and potable water supply canals. pages 37–45. Proceedings of the 61st Annual California Weed Science Society.
- MAIER, H., BURCH, M. et BORMANS, M. (2001). Flow management strategies to control blooms of the cyanobacterium, *Anabaena Circinalis*, in the river Murray at Morgan, South Australia. *River Res. Appl.*, 17(6):637–650.
- MALATERRE, P. (1995a). Pilote : optimal control of irrigation canals. In H., E. W. et G., C. P., éditeurs : *Proceedings of the 1st International Conference on Water Resources. Part 1 (of 2)*, volume 1, pages 338–342, San Antonio, TX, USA. ASCE.

- MALATERRE, P.-O. (1995b). La régulation des canaux d'irrigation : caractérisation et classification. *La Houille Blanche*, 5-6:17–35.
- MALATERRE, P.-O. (1998). Pilot : Linear quadratic optimal controller for irrigation canals. *J. Irrig. Drain. Eng.*, 124 (4):187–194.
- MARÉCHAL, A., AUMOND, M. et RUBAN, G. (2001). Implementation of turbidimetry to evaluate the pollution of waste water. *Houille Blanche*, (5):81–86.
- MCCOY, G. (1982). Periphyton. *Biota and biological principles of the aquatic environment*, pages –.
- MCINTIRE, C. (1973). Periphyton dynamics in laboratory streams : a simulation model and its implications. *Ecological monographs*, 43(3):399–420.
- MOHAMED, Z. (2001). Accumulation of cyanobacterial hepatotoxins by daphnia in some egyptian irrigation canals. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 50(1):4–8.
- MONOD, J. (1949). The growth of bacterial cultures. *Annu. Rev. Microbiol.*, 3:371–393.
- MOREIRA-SANTOS, M., SOARES, A. et RIBEIRO, R. (2004). A phytoplankton growth assay for routine in situ environmental assessments. *Environ. Toxicol. Chem.*, 23(6):1549–1560.
- MOULIN, F., PELTIER, Y., BERCOVITZ, Y., EIFF, O., BEER, A., PEN, C., BOULÉTREAU, S., GARABÉTIAN, F., SELLALI, M., SÀNCHEZ-PÉREZ, J., SAUVAGE, S. et BAQUE, D. (2009). Experimental study of the interaction between a turbulent flow and a river biofilm growing on macrorugosities. In *Advances in HydroScience and Engineering, Nagoya, Japan.*, volume VIII, pages 736–745.
- MOUSSA, R. (1996). Analytical Hayami solution for the diffusive wave flood routing problem with lateral inflow. *Hydrol. Processes*, 10(9):1209–1227.
- MULHOLLAND, P., STEINMAN, A., MARZOLF, E., HART, D. et DEANGELIS, D. (1994). Effect of periphyton biomass on hydraulic characteristics and nutrient cycling in streams. *Oecologia*, 98(1):40–47.
- MUNIER, S. (2009). *Modélisation intégrée des écoulements pour la gestion en temps réel d'un bassin versant anthropisé*. Thèse de doctorat, AgroParisTech.
- MUNIER, S., BELAUD, G. et LITRICO, X. (2010). Closed-form expression of the response time of an open channel. *J. Irrig. Drain. Eng.*, 136(10):677–684.
- MUNIER, S., LITRICO, X., BELAUD, G. et MALATERRE, P.-O. (2008). Distributed approximation of open-channel flow routing accounting for backwater effects. *Adv. Water Resour.*, 31(12):1590–1602.
- NIKORA, V. (2010). Hydrodynamics of aquatic ecosystems : An interface between ecology, biomechanics and environmental fluid mechanics. *River Res. Appl.*, 26(4):367–384.

- NIKORA, V., GORING, D. et BIGGS, B. (1998a). Silverstream eco-hydraulics flume : Hydraulic design and tests. *New Zealand J. Mar. Freshw. Res.*, 32(4):607–620.
- NIKORA, V., GORING, D. et BIGGS, B. (1998b). A simple model of stream periphyton-flow interactions. *Oikos*, 81(3):607–611.
- NIKORA, V., GORING, D. et BIGGS, B. (2002). Some observations of the effects of microorganisms growing on the bed of an open channel on the turbulence properties. *J. Fluid Mech.*, 450:317–341.
- NOFDIANTO, N. (2005). *Termes de gain et de perte relatifs à la dynamique du périphyton : Etude expérimentale se référant au cas de la Garonne*. Thèse de doctorat, Université Toulouse III-Paul Sabatier.
- OKADA, H. et WATANABE, Y. (2002). Effect of physical factors on the distribution of filamentous green algae in the tama river. *Limnology*, 3(2):121–126.
- OMATU, S. et SEINFELD, J. H. (1987). Optimal sensor and actuator location in distributed parameter systems. In *Proceedings of the 26th IEEE Conference on Decision and Control.*, pages 1580–1581, Los Angeles, CA, USA. IEEE.
- ORTIZ, J., MARTI, E. et PUIG, M. (2006). Influences of a point source on the microhabitat distribution of stream benthic macroinvertebrates. *Arch. Hydrobiol.*, 165(4):469–491.
- PARTHENIADES, E. (1986). Xii. a fundamental framework for cohesive sediment dynamics. *Estuarine cohesive sediment dynamics. Proc. workshop, Tampa, 1984*, pages 219–250.
- PIETRAPERTOSA, F., COSMI, C., MACCHIATO, M., SALVIA, M. et CUOMO, V. (2009). Life cycle assessment, externe and comprehensive analysis for an integrated evaluation of the environmental impact of anthropogenic activities. *Renewable Sustainable Energy Rev*, 13(5):1039–1048.
- PISANO, W., O’RIORDAN, O., AYOTTE, F., BARSANTI, J. et CARR, D. (2003). Automated sewer and drainage flushing systems in cambridge, massachusetts. *J. Hydraul. Eng.*, 129(4):260–266.
- PLANTEY, J. et MOLLE, B. (2003). Performance assessment in the management of "Canal de Provence", France. *Irrig. Drain. Syst.*, 17(4):263–284.
- POURRIOT, R. et MEYBECK, M. (1995). *Limnologie générale*. Numéro 25 de Collection d’écologie. Masson ed. édition.
- PREISSMANN, A. (1961). Propagation des intumescences dans les canaux et rivières. In *1st Congr. de l’Assoc. Française de Calcul*, pages 433–442.
- QUINN, N., ORTEGA, R., RAHILLY, P. et ROYER, C. (2010). Use of environmental sensors and sensor networks to develop water and salinity budgets for seasonal wetland real-time water quality management. *Environ. Model. Softw.*, 25(9):1045–1058.

- RILEY, M. et STEFAN, H. (1988). Minlake : A dynamic lake water quality simulation model. *Ecol. Model.*, 43(3-4):155–182.
- ROBINSON, C. et UEHLINGER, U. (2003). Using artificial floods for restoring river integrity. *Aquatic Sci.*, 65(3):181–182.
- ROBINSON, C., UEHLINGER, U. et MONAGHAN, M. (2004). Stream ecosystem response to multiple experimental floods from a reservoir. *River Res. Appl.*, 20(4):359–377.
- ROBSON, B., MATTHEWS, T., LIND, P. et THOMAS, N. (2008). Pathways for algal recolonization in seasonally-flowing streams. *Freshw. Biol.*, 53(12):2385–2401.
- ROELKE, D., GABLE, G., VALENTI, T., GROVER, J., BROOKS, B. et PINCKNEY, J. (2010). Hydraulic flushing as a prymnesium parvum bloom-terminating mechanism in a subtropical lake. *Harmful Algae*, 9(3):323–332.
- ROGERS, D. et GOUSSARD, J. (1998). Canal control algorithms currently in use. *J. Irrig. Drain. Eng.*, 124(1):11–15.
- RUBAN, G., BERTRAND-KRAJEWSKI, J.-L., CHEBBO, G., GROMAIRE, M.-C. et JOANNIS, C. (2006). Accuracy and reproducibility of turbidity measurements in urban waste water. *Houille Blanche*, (4):129–135.
- RUIZ-CARMONA, V., CLEMMENS, A. et SCHUURMANS, J. (1998). Canal control algorithm formulations. *J. Irrig. Drain. Eng.*, 124(1):31–38.
- SALAM, D. et EL-FADEL, M. (2008). Mobility and availability of copper in agricultural soils irrigated from water treated with copper sulfate algacide. *Water Air Soil Pollut.*, 195(1-4):3–13.
- SARAVIA, L., MOMO, F. et BOFFI LISSIN, L. (1998). Modelling periphyton dynamics in running water. *Ecol. Model.*, 114(1):35–47.
- SASTRY, S. et BODSON, M. (1989). *Adaptive Control. Stability, convergence and robustness*. Prentice Hall.
- SCHEIFHACKEN, N., HORN, H. et PAUL, L. (2010). Comparing in situ particle monitoring to microscopic counts of plankton in a drinking water reservoir. *Water Res.*, 44(11):3496–3510.
- SCHUTZE, M., CAMPISANO, A., COLAS, H., SCHILLING, W. et VANROLLEGHEM, P. (2004). Real time control of urban wastewater systems - where do we stand today? *J. Hydrol.*, 299(3-4):335–348.
- SCHUURMANS, J., BOSGRA, O. et BROUWER, R. (1995). Open-channel flow model approximation for controller design. *Appl. Math. Model.*, 19(9):525–530.
- SCRIMGEOUR, G. et WINTERBOURN, M. (1989). Effects of floods on epilithon and benthic macroinvertebrate populations in an unstable new zealand river. *Hydrobiologia*, 171(1):33–44.

- SEO, I. et BAEK, K. (2004). Estimation of the longitudinal dispersion coefficient using the velocity profile in natural streams. *J. Hydraul. Eng.*, 130(3):227–236.
- SIMON, L. (1990). Evaluation of numerical schemes for advection-dispersion modeling. *Houille Blanche*, 45(3-4):225–230.
- SON, D. et FUJINO, T. (2003). Modeling approach to periphyton and nutrient interaction in a stream. *J. Environ. Eng.*, 129(9):834–843.
- STEEL, J. (1997). Scope and limitation in algal modelling - an example from the thames valley reservoirs. *Hydrobiologia*, 349(1-3):27–37.
- STEVENSON, R. (1983). Effects of current and conditions simulating autogenically changing microhabitats on benthic diatom immigration. *Ecology*, 64(6):1514–1524.
- STEVENSON, R., BOTHWELL, M. et LOWE, R. (1996). *Algal Ecology : freshwater benthic ecosystems*. Academic Press.
- THOMAS, S. (2000). *Les différents producteurs primaires d'un petit barrage tropical africain : dynamiques et interactions (Brobo, Cote-d'Ivoire)*. Thèse de doctorat, Université Paris VI.
- TODA, Y., T., T. et Y., T. (2009). Growth characteristics and primary productivity of periphyton in shallow sand river. 7th ISE & 8th HIC, Chile.
- TORNÈS, E. et SABATER, S. (2010). Variable discharge alters habitat suitability for benthic algae and cyanobacteria in a forested mediterranean stream. *Mar. Freshw. Res.*, 61(4):441–450.
- TSUJIMOTO, T. et TASHIRO, T. (2004). Application of population dynamics modeling to habitat evaluation. growth of some species of attached algae and its detachment by transported sediment. *Hydroecol. Appli.*, Vol 1(tome 14):161–174.
- UEHLINGER, U., BÜHRER, H. et REICHERT, P. (1996). Periphyton dynamics in a floodprone prealpine river : evaluation of significant processes by modelling. *Freshw. Biol.*, 36:249–263.
- WALTER, M., RECKNAGEL, F., CARPENTER, C. et BORMANS, M. (2001). Predicting eutrophication effects in the Burrinjuck reservoir (Australia) by means of the deterministic model SALMO and the recurrent neural network model ANNA. *Ecol. Model.*, 146(1-3):97–113.
- WAYLAND, K., HYNDMAN, D., BOUTT, D., PIJANOWSKI, B. et LONG, D. (2002). Modelling the impact of historical land uses on surface-water quality using groundwater flow and solute-transport models. *Lakes Reserv. Res. Manage.*, 7(3):189–199.
- WELCH, E. B., HORNER, R. R. et PATMONT, C. R. (1989). Prediction of nuisance periphytic biomass. a management approach. *Water Res.*, 23(4):401–405.
- WETZEL, R. G. (1983). *Limnology*. Saunders College Publishing Harcourt Brace Jovanovich College Publishers, 2nd edition édition.

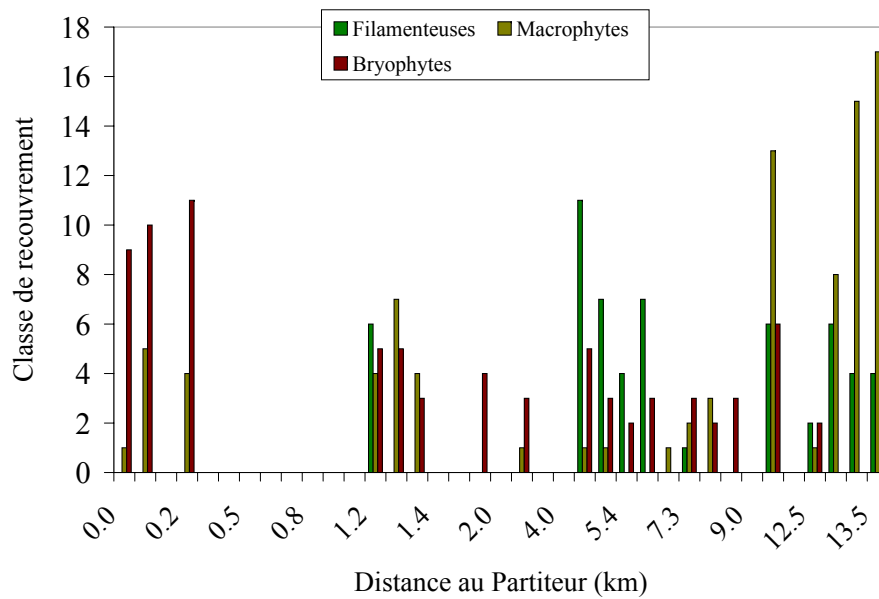
- WIEDMER, A. (2007). Etudes de modèles de croissance des algues dans les canaux d'irrigation du sud de la France. Rapport technique, Rapport de stage d'option scientifique. Ecole Polytechnique.
- WILCOCK, P., KONDOLF, G., MATTHEWS, W. et BARTA, A. (1996). Specification of sediment maintenance flows for a large gravel-bed river. *Water Resour. Res.*, 32(9):2911–2921.
- WILLIAMS, K., TAIT, S. et ASHLEY, R. (2009). In-sewer sedimentation associated with active flow control. *Water Sci. Technol.*, 60(1):55–63.
- WU, W. (2008). *Computational River Dynamics*. Taylor and Francis Group, London, UK.
- XU, M., VAN OVERLOOP, P., VAN DE GIESEN, N. et STELLING, G. (2010). Real-time control of combined surface water quantity and quality : Polder flushing. *Water Sci. Technol.*, 61(4):869–878.
- YALIN, M. (1977). *Mechanics of sediment transport*. Oxford, New York, Pergamon, 2nd ed. édition.
- YANG, S.-Q. et LIM, S.-Y. (2005). Boundary shear stress distributions in trapezoidal channels. *J. Hydraul. Res.*, 43(1):98–102.
- YANG, S.-Q., YU, J.-X. et WANG, Y.-Z. (2004). Estimation of diffusion coefficients, lateral shear stress, and velocity in open channels with complex geometry. *Water Resour. Res.*, 40(5):–.
- YIN, H.-l., XU, Z.-x., YAO, Y.-j. et HUANG, S.-f. (2007). Eco-hydraulics techniques for controlling eutrophication of small scenery lakes—a case study of Ludao Lake in Shanghai. *J. Hydrodyn.*, 19(6):776–783.
- YU, G. et TAN, S.-K. (2006). Performances of hydraulics and bedload sediment flushing in rigid channel using surge flows. *J. Irrig. Drain. Eng.*, 132(2):171–179.
- ZARRATI, A., JIN, Y. et KARIMPOUR, S. (2008). Semianalytical model for shear stress distribution in simple and compound open channels. *J. Hydraul. Eng.*, 134(2):205–215.

# Annexe 1 : Cartographies des développements de végétaux dans les canaux, Mai et Juillet 2008

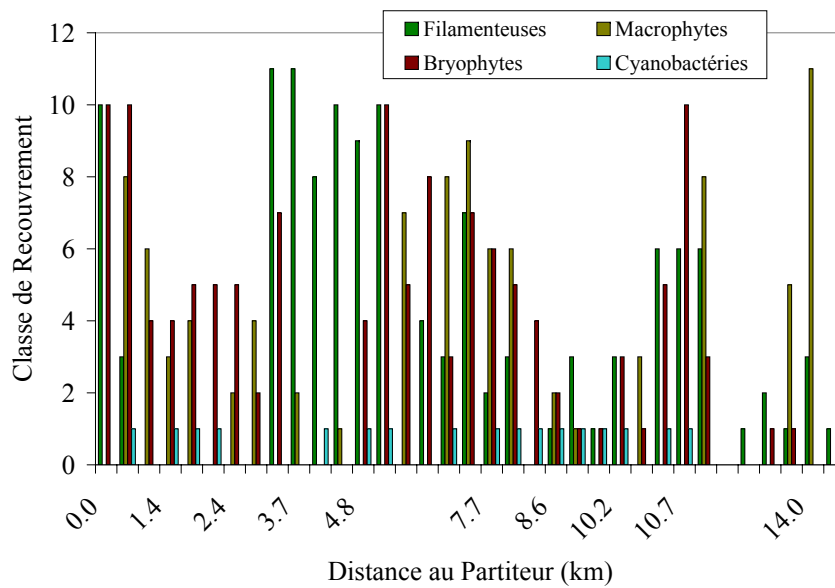


TABLEAU 1 – Pourcentage de recouvrement dans chaque classe utilisée pour la cartographie des développements algaux.

% recouvrement	Classe associée
$x \ll 1$	0
$1 < x < 5$	1
$5 < x < 10$	2
$10 < x < 15$	3
$15 < x < 20$	4
$20 < x < 30$	5
$30 < x < 40$	6
$40 < x < 50$	7
$50 < x < 60$	8
$60 < x < 80$	9
$80 < x < 100$	10
$x \geq 100$	11



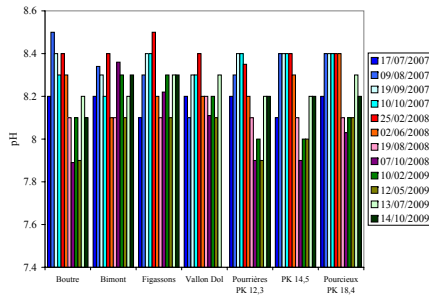
(a) Mai 2008



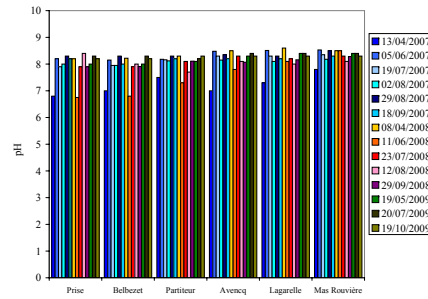
(b) Juillet 2008

FIGURE 2 – Cartographie de la couverture végétale de la portion tronç commun - rive droite, canal de Gignac, 23 Juillet 2008. Le pourcentage de recouvrement des classes est donné dans le tableau 7.2.3.

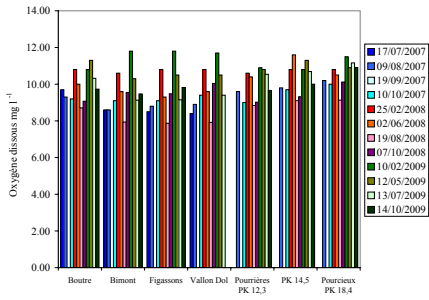
## Annexe 2 : Résultats complémentaires des analyses physico-chimiques réalisées sur les eaux du canal de Gignac et du canal de Provence



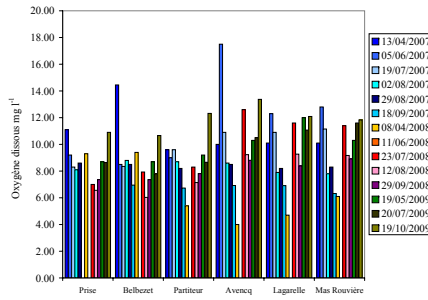
(a) pH, Canal de Provence



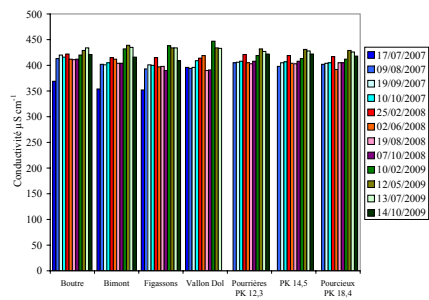
(b) pH, Canal de Gignac



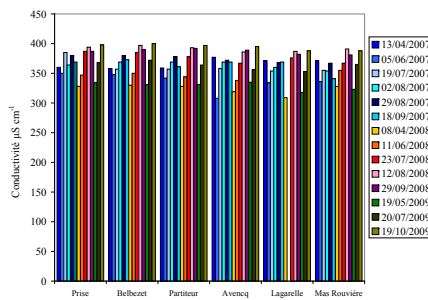
(c) O<sub>2</sub> dissous, Canal de Provence



(d) O<sub>2</sub> dissous, Canal de Gignac

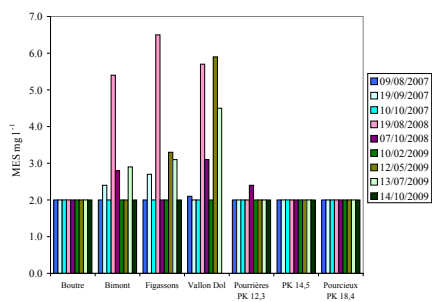


(e) Conductivité, Canal de Provence

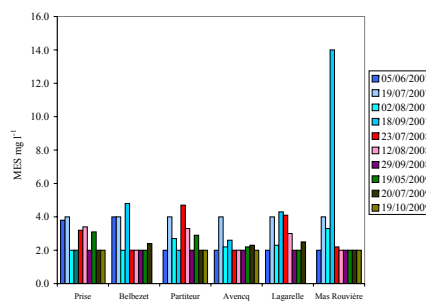


(f) Conductivité, Canal de Gignac

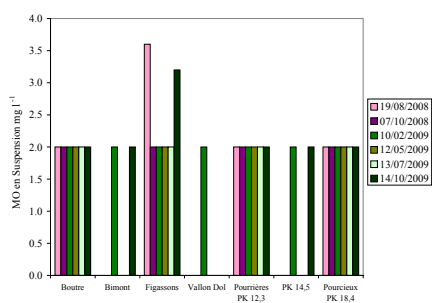
FIGURE 3 – Paramètres physico-chimiques mesurés in situ pour les campagnes de prélèvements saisonniers sur les deux canaux d'études



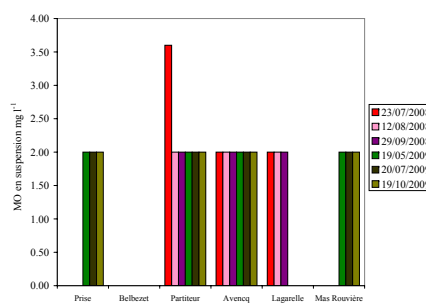
(a) Matières en suspension, Canal de Provence



(b) Matières en suspension, Canal de Gignac

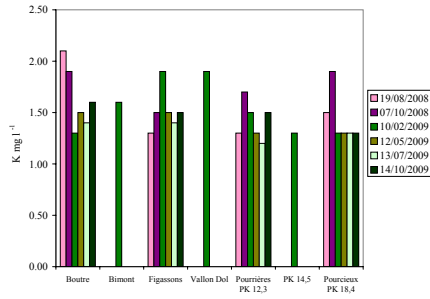


(c) Matières organiques en suspension, Canal de Provence

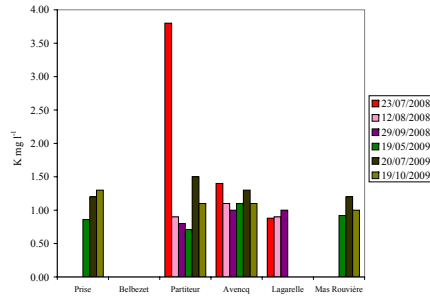


(d) Matières organiques en suspension, Canal de Gignac

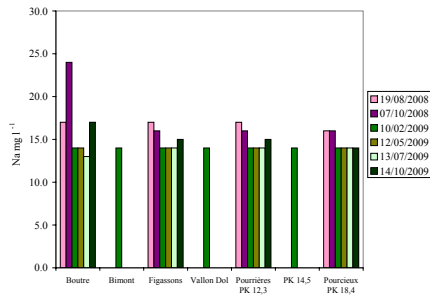
FIGURE 4 – Matières en suspension totales et organiques mesurées en laboratoire pour les campagnes de prélèvements saisonniers sur les deux canaux d'études



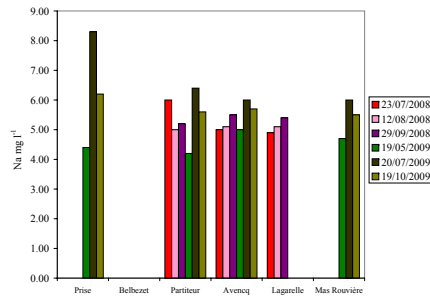
(a) Potassium, Canal de Provence



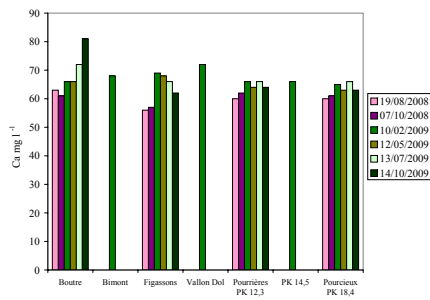
(b) Potassium, Canal de Gignac



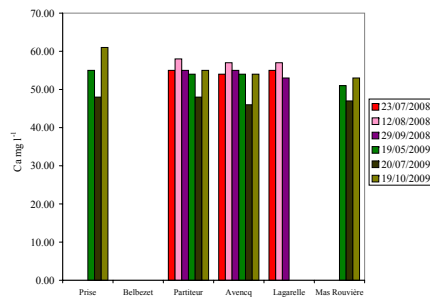
(c) Sodium, Canal de Provence



(d) Sodium, Canal de Gignac

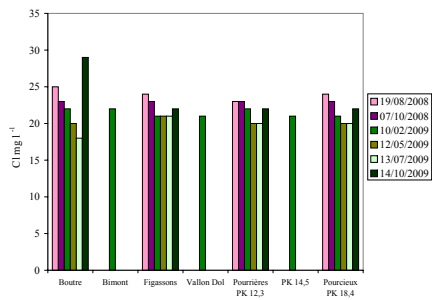


(e) Calcium, Canal de Provence

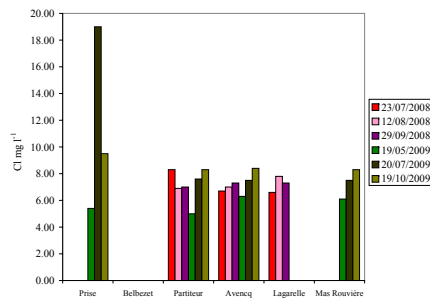


(f) Calcium, Canal de Gignac

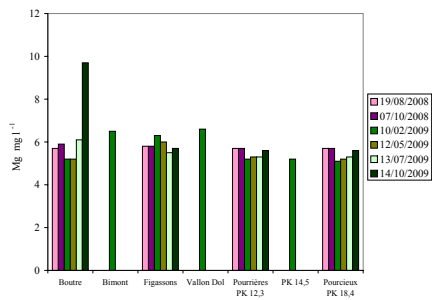
FIGURE 5 – Concentration de divers éléments minéraux dans les eaux prélevés lors des campagnes de prélèvements saisonniers sur les deux canaux d'études 1.



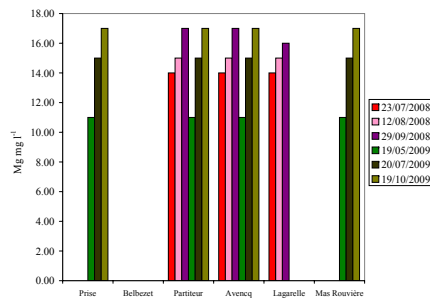
(a) Chlorure, Canal de Provence



(b) Chlorure, Canal de Gignac



(c) Magnésium, Canal de Provence



(d) Magnésium, Canal de Gignac

FIGURE 6 – Concentration de divers éléments minéraux dans les eaux prélevés lors des campagnes de prélèvements saisonniers sur les deux canaux d'étude 2.

TABLEAU 2 – Normalisation et limites de détection associées pour la quantification des divers paramètres de qualité de l'eau mesurés au laboratoire.

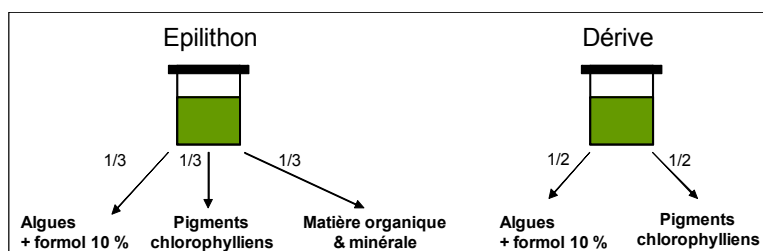
Variable	Unité	Norme	Limite de détection
Ammonium	mg l <sup>-1</sup>	NFT 90-015-2 Janv 2000	0.02
Nitrites	mg l <sup>-1</sup>	NF EN 26777 Mai 1993	0.01
Nitrates	mg l <sup>-1</sup>	NF EN ISO 10304	0.50
Orthophosphates	mg l <sup>-1</sup>	NF EN ISO 6878 Avr 2005	0.01
Silicates solubles	mg l <sup>-1</sup>	NF T 90-007 Fev 2001	1.00
MES	mg l <sup>-1</sup>	NF EN 872 Juin 2005	2.00

TABLEAU 3 – Dates des prélèvements de campagnes et paramètres évalués. Stations mensuelles de Gignac : Prise, Partiteur, Avencq, Mas Rouvière. Stations Mensuelles de la SCP : Boutre, Figassons, Pourrières et Pourcieux.

Gignac	Physico-chimie	Chl.a et AFDM	Mensuel/Saisonnier
13/04/2007	x		saisonnier
05/06/2007	x		saisonnier
19/07/2007	x		saisonnier
02/08/2007	x		saisonnier
29/08/2007	x		saisonnier
19/09/2007	x		saisonnier
05/10/2009	x		saisonnier
08/04/2008	x	x	saisonnier
11/06/2008	x	x	saisonnier
23/07/2008	x	x	saisonnier
12/08/2007	x	x	saisonnier
29/09/2008	x	x	saisonnier
16/03/2009	x	x	mensuel
20/04/2009	x	x	mensuel
19/05/2009	x	x	saisonnier
23/06/2009	x	x	mensuel
18/08/2009	x	x	mensuel
22/09/2009	x	x	mensuel
19/10/2009	x	x	saisonnier
SCP	Physico-chimie	Chl.a et AFDM	Mensuel/Saisonnier
17 et 25/07/2007	x		saisonnier
05/06/2007	x		saisonnier
09/08/2007	x		saisonnier
28/08/2007	x		saisonnier
19/09/2007	x		saisonnier
10/10/2007	x		saisonnier
25/02/2008	x	x	saisonnier
02/06/2008	x	x	saisonnier
19/08/2008	x	x	saisonnier
07/10/2007	x	x	saisonnier
10/02/2009	x	x	saisonnier
10/03/2009	x	x	mensuel
14/04/2009	x	x	mensuel
16/06/2009	x	x	mensuel
13 et 15/07/2009	x	x	saisonnier
10/08/2009	x	x	mensuel
15/09/2009	x	x	mensuel
13 et 14/10/2009	x	x	saisonnier
17/11/2009	x	x	mensuel
15/12/2009	x	x	mensuel
19/01/2010	x	x	mensuel

## Annexe 3 : Protocole de détermination de l'Ash Free Dry Mass et de la chlorophylle a

Les échantillons prélevés d'épilithon et de dérive sont répartis en sous-échantillons homogènes de manière à effectuer différentes analyses des populations d'algues (Fig. 7 a). Cette annexe détaille les protocoles utilisés pour la détermination des descripteurs quantitatifs à savoir l'AFDM et la chlorophylle a.



a. Répartition générale des prélèvements pour les analyses

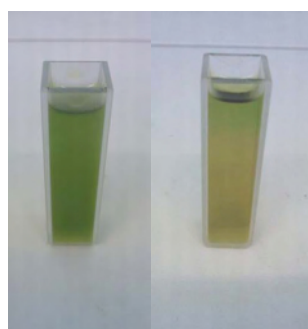


b. Pesées des échantillons

c. Zoom sur un échantillon



d. Centrifugation des échantillons



e. Extrait avant et après acidification

FIGURE 7 – Photographies illustrant les analyses quantitatives des prélèvements algaux

## Détermination de la quantité de matière organique et de matière sèche

Le poids de matières organiques est communément appelé dans la littérature AFDM (Ash Free Dry Mass) ou AFDW (Ash Free Dry Weight). L'AFDM exprime la part organique du poids sec total, il prend en compte l'ensemble de la matière organique présente sur le substrat et représente la combinaison des composantes autotrophiques et hétérotrophiques (algues, champignons, bactéries, protozoaires, invertébrés, détritus). L'échantillon d'épilithon est filtré à l'aide d'une rampe de filtration, d'un filtre Buchner et d'une pompe à vide sur un filtre en fibre de verre (Sartorius 13400, 47 mm) pesé préalablement ( $P_F$ ) (Fig. 7 b et c). Le filtre est séché à 105°C pendant 24 heures avant d'être à nouveau pesé ( $P_1$ ). Le filtre est ensuite placé dans un four à 550°C pendant 2 heures afin de brûler la matière organique, puis est pesé à nouveau ( $P_2$ ). Le poids sec total MS, le poids de la matière minérale MM et le poids sec sans cendre (AFDM) sont obtenus en  $\text{mg m}^{-2}$  selon les formules suivantes (Biggs et Kilroy, 2000) :

$$\begin{aligned} \text{MS} &= P_1 - P_F \\ \text{MM} &= P_2 - P_F \\ \text{AFDM} &= \text{MS} - \text{MM} \end{aligned}$$

Un facteur correctif "de perte au feu" des filtres est appliqué par la pesée de 3 filtres témoins à chaque passage successif à 105°C et 550°C.

## Détermination de la quantité de chlorophylle a

La chlorophylle a, seul pigment présent chez tous les groupes d'algues, est utilisée couramment en limnologie pour estimer la biomasse totale de ces producteurs primaires. La chlorophylle a active (chl.a en  $\text{mg m}^{-2}$ ) exprime la biomasse chlorophyllienne épilithique. Elle représente la composante autotrophique du tapis algal vivant qui colonise le substrat bétonné des canaux. Les phéopigments (en  $\text{mg m}^{-2}$ ) résultent de la dégradation de cette chlorophylle. Le pourcentage de phéopigments donne une indication sur la viabilité du peuplement, c'est à dire le nombre de cellules senescentes (Biggs et Close, 1989).

**Filtration et extraction** Pour chaque prélèvement, l'échantillon est filtré sur un filtre Millipore (GF/C Wathman 0.45 m) à l'aide d'une rampe de filtration, d'un filtre Buchner et d'une pompe à vide. Le filtre est roulé face interne et placé dans un tube à essai auquel est ajouté 8 ml d'acétone à 90 %. Le tube est agité et l'extraction des pigments s'effectue à l'abri de la lumière et à 4°C pendant 24h. Puis, le filtre est enlevé soigneusement en le pressant afin de récupérer tout le reste d'extrait. L'extrait est complété à 10 ml d'acétone à 90%, puis centrifugé à 3000 tour par minute pendant 10 minutes à 4°C (Fig. 7 d).

**Mesure des densités optiques** Les mesures de densités optiques sont réalisées à l'aide d'un spectrophotomètre (Shimadzu UV Pharma spec. 1700), qui permet de comparer systématiquement les mesures à un témoin d'acétone à 90% ("blanc" à 750 nm). 4 ml de l'extrait sont versés dans une cuve en quartz de 10 mm de largeur. Les lectures des densités optiques sont effectuées à 750 et 665 nm. L'échantillon est ensuite acidifié pendant 90 secondes, par l'ajout de 2 gouttes d'acide chlorhydrique (1N), puis une nouvelle lecture est réalisée à 750 et 665 nm (Fig. 7 e).

**Calcul des teneurs en chlorophylle a active et en phéopigments** Les concentrations en chlorophylle a et en phéopigments sont estimées par la méthode de Lorenzen (1967) selon les formules suivantes :

$$\begin{aligned}\text{Chl.a} &= A_b K_r (665 - 665a) \frac{v}{L_c V_f} \\ \text{Pheo} &= A_b K_r (R665a - 665) \frac{v}{L_c V_f}\end{aligned}$$

avec  $A_b$  le coefficient d'absorption de la chlorophylle ( $A_b = 11$ ),  $K_r$  le coefficient de réduction d'absorbance ( $K_r = 2.43$ ), 665 la densité optique à 665 nm avant acidification, 665a la densité optique à 665 nm après acidification,  $v$  le volume d'acétone (90%) utilisée pour l'extraction (en ml),  $L_c$  la largeur de la cuve en quartz (en cm),  $V_f$  le volume filtré (en l) et  $R$  le rapport maximum  $\frac{665}{665a}$  en l'absence de phéopigments ( $R = 1.7$ ). Les résultats sont exprimés en  $\mu\text{g l}^{-1}$  pour le compartiment dérive et en  $\text{mg m}^{-2}$  pour l'épilithon.

## Annexe 4 : Calendrier des chasses 2009 Canal de Gignac et Exemple de programme des opérations (chasse du 21/04/2009 sur le bief Tronc-commun- Avencq du canal de Gignac)

TABLEAU 4 – Calendrier des opérations de chasses, Canal de Gignac, Saison 2009

Date	Suivi biologique
16-17/03/2009	avant-après chasse
30-31/03/2009	avant-après chasse
07-08/04/2009	non
21/04/2009	avant-après chasse
20/05/2009	non
20/06/2009	non
19-20/10/2009	avant-après chasse

### Programme de chasse du 21 Avril 2009 Canal de Gignac tronçon Belbezet- Avencq

**Objectif** : réaliser une chasse hydraulique accompagner d'un suivi turbidimétrique et biologique, sur la zone de berges situées à 30 cm de profondeur sous la surface de l'eau en conditions « normales ».

En effet, lors de la chasse du 7 avril, une perturbation intense a été effectuée en couplant une augmentation de débit à une baisse de niveau d'eau sur le tronçon d'étude

$U$  (vitesse)=  $Q$ (débit)/ $S$ (section)

Cette opération a vraisemblablement eu un effet satisfaisant sur la section concernée : une observation terrain avant et après chasse sur le tronc commun a montré que le radier et le bas des berges ont été clairement « nettoyés » de la couverture algale qui commençait à se développer, mais le haut des berges semblent avoir peu profiter de la chasse. Ceci peut être dû à une intensité moindre de l'augmentation de vitesse sur cette partie de la section ou à une exposition moins longue à la perturbation (temps de remontée du niveau).

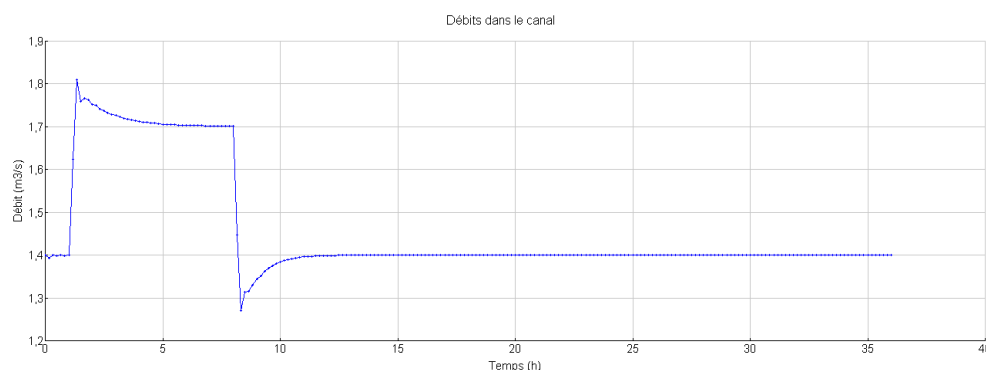
Les critères de réalisation de la chasse sont donc :

- De maintenir un niveau d'eau au moins égale au niveau initial de sorte à impacter la partie supérieure des berges
- De créer une augmentation de vitesse via une augmentation du débit à hauteur de  $Q_{max}=1.7$  m<sup>3</sup>/s sur le tronc commun (débit disponible= + 0.300 m<sup>3</sup>/s) et  $Q_{max}=1$  m<sup>3</sup>/s (débit maximal sur la rive droite).
- De maintenir cette augmentation de vitesse sur une durée au moins égale à 2h en tout point du tronçon.

Belbezet :

Ouverture des vannes  $W$  en m, Débit  $Q$  en m<sup>3</sup>/s

	Décharge	Régule droite	Régule milieu	Régule gauche
t-1		W=0.135	W=0.113	W=0.03
	Q=0.3		Q=1.4	
t0		W=0.2	W=0.2	W=0.1
	Q=0		Q=1.7	
t0+7h		W=0.135	W=0.113	W=0.03
	Q=0.4		Q=1.4	

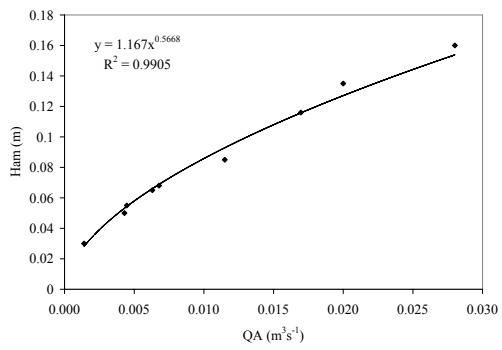


Graph 1. a. Evolution du débit partie amont du tronçon Belbezet - Partiteur

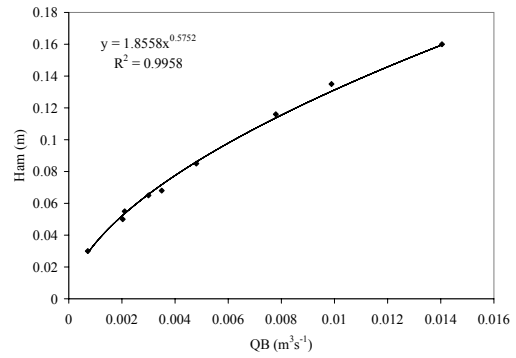
## Annexe 5 : Variabilité longitudinale de la hauteur d'eau dans le dispositif expérimental et courbes de tarage

TABLEAU 5 – Mesures de hauteur d'eau réalisées à différentes dates le long des 4 canaux du dispositif expérimental.  $X$  est l'abscisse longitudinale depuis l'amont de la section de mesure.  $h$  la hauteur d'eau est donnée en m

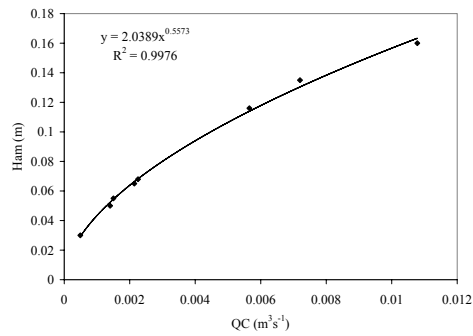
Date	X (m)	A	B	C	D
04/05/2009	2.5	0.235	0.234	0.240	0.235
	4.5	0.240	0.245	0.250	0.245
	7.0	0.255	0.256	0.260	0.254
07/05/2009	2.5	0.240	0.233	0.241	0.235
	4.5	0.245	0.245	0.251	0.247
	7.0	0.255	0.252	0.260	0.253
11/05/2009	2.5	0.240	0.235	0.241	0.236
	4.5	0.245	0.247	0.250	0.246
	7.0	0.255	0.256	0.260	0.256
14/05/2009	2.5	0.235	0.234	0.243	0.235
	4.5	0.245	0.247	0.250	0.247
	7.0	0.255	0.255	0.260	0.253
17/05/2009	2.5	0.235	0.232	0.241	0.235
	4.5	0.245	0.246	0.251	0.247
	7.0	0.255	0.253	0.260	0.251



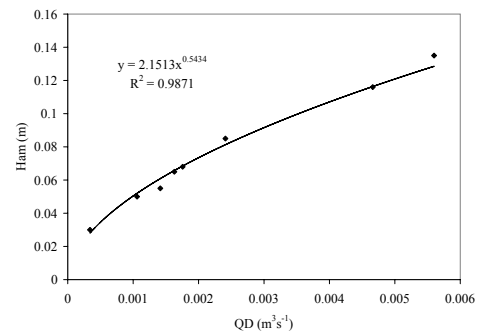
(a) Canal A



(b) Canal B



(c) Canal C



(d) Canal D

FIGURE 9 – Courbes de tarages des différents canaux du dispositif expérimental : charge amont en fonction du débit

## Annexe 6 : Expression de la contrainte de cisaillement moyenne à la paroi

On considère une représentation unidimensionnelle dans la direction de l'écoulement ( $x$ ), supposé uniforme. Les forces qui s'exercent sur un élément de fluide de longueur  $\Delta x$  sont les forces de pression en  $A_1$  et  $A_2$ , le poids  $P$ , le frottement  $F$  et la réaction normale au fond  $R$  représentées sur la figure 7.2.3. La section mouillée d'un écoulement uniforme ne varie pas, on a donc  $A_1 = A_2$ , les forces de pression s'annulent. Sur l'axe de l'écoulement le bilan des forces s'écrit donc :

$$mg \sin S_b - F = 0$$

La contrainte de cisaillement à la paroi  $\tau_0$  exprime la force de frottement en fonction du périmètre mouillé  $P_m$  :

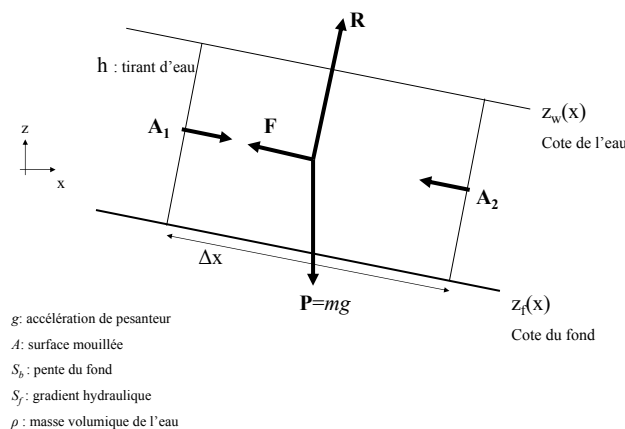
$$F = \tau_0 P_m \Delta x$$

Le bilan des forces s'écrit donc de la manière suivante :

$$\begin{aligned} \tau_0 P_m \Delta x &= mg \sin S_b \\ \tau_0 P_m \Delta x &= \rho A \Delta x g \sin S_b \approx \rho A \Delta x g S_b \\ \tau_0 &= \rho g \frac{A}{P_m} S_b \end{aligned}$$

Or en régime uniforme, le gradient hydraulique  $S_f$  est égal à la pente  $S_b$ , et  $\frac{A}{P_m} = R_h$  définit le rayon hydraulique. On obtient ainsi l'expression de la contrainte de cisaillement moyenne à la paroi :

$$\tau_0 = \rho g R_h S_f$$



## Annexe 7 : Modélisation de la température de l'eau en canal sous SIC

La variable température est donc simulée à partir du bilan de flux de chaleur au niveau d'une section. Cette annexe présente le calcul des différents flux de chaleur. La température est définie par celle des apports et des échanges thermiques entre la masse d'eau et l'atmosphère et le substrat. On rappelle l'équation générale à laquelle obéit la variable température :

$$\frac{\partial AT}{\partial t} + \frac{\partial QT}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left( DA \frac{\partial T}{\partial x} \right) + E_T$$

où  $E_T = \frac{P_R L_m}{\rho c_p}$ , le terme d'échange, exprime le taux de variation de la température (en °C m<sup>-1</sup> s<sup>-1</sup>). Cette variation est donnée par un flux d'échange d'énergie  $P_R$  (en W/m<sup>2</sup>).  $\rho$  est la masse volumique de l'eau,  $c_p$  la capacité calorifique de l'eau,  $L_m$  la largeur au miroir. Le flux d'énergie principal est échangé au miroir. On donne :

$$\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$$

$$c_p = 4186 \text{ J/kg/}^\circ\text{C}$$

La puissance reçue par unité de surface est le bilan entre la somme du rayonnement solaire direct et du rayonnement atmosphérique, moins le rayonnement de la surface d'eau, le flux de chaleur sensible entre l'eau et l'air et le flux évaporatoire. On pourrait ajouter un terme d'échange entre la masse d'eau et le sol, bien que ce terme doit difficile à paramétrer (il dépend des propriétés thermiques du sol et de sa température).

On introduit un coefficient de masquage,  $C_m$ , dépendant de l'abscisse, qui tient compte de la couverture éventuelle du canal (passage en galeries notamment). Une couverture totale va annuler tous les flux d'échange entre l'eau et l'atmosphère. Le fait de négliger les échanges avec le substrat revient à considérer le milieu adiabatique, ou à supposer que ces échanges sont faibles au regard du processus de convection de la masse d'eau.

On a donc :

$$P_R = (1 - C_m) ((1 - a)R_N + R_a - R_e - H_s - H_e)$$

Le rayonnement net est une donnée. Il peut être estimé à partir du rayonnement solaire au-dessus de l'atmosphère (compte tenu de l'heure et de la position sur le globe) et de l'atténuation atmosphérique. L'albédo  $a$  est fixée à 0.03.

Le rayonnement atmosphérique est donné par la formule de Stefan-Boltzmann. Il tient compte également de la réflexion du plan d'eau et de la nébulosité. On tient compte de l'humidité de l'air ( $w_a$ , entre 0 et 1) avec la formule de Brutsaert (1982). On calcule pour cela la pression de vapeur saturante de l'air  $e_s$  (en Pa) et la pression de vapeur en eau  $e_e$  (en Pa) à partir de la température de l'air  $T_a$  (en °C) et de  $w_a$  :

$$\begin{aligned}
e_s &= 101300e^{\left(13.7 - \frac{5120}{273.15 + T_a}\right)} \\
e_a &= \frac{w_a}{e_s} \\
c_a &= 1.24(1 - a) \left(\frac{e_a/100}{273.15 + T_a}\right)^{1/7} \\
R_a &= c_a \sigma (273.15 + T_a)^4
\end{aligned}$$

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

De la même manière, le rayonnement de l'eau  $R_e$  vers l'atmosphère est donné par :

$$R_e = \epsilon \sigma (273.15 + T_e)^4$$

avec  $T_e$  la température de l'eau (en °C) et  $\epsilon$  l'émissivité de l'eau (fixée à 0,97).

Le flux de chaleur sensible par convection et conduction thermique est lié au gradient de température entre air et eau et à la vitesse du vent  $U_V$ . On utilise la fonction de De Bruin (1978), en  $\text{W/m}^2/\text{Pa}$ , citée par Jacovides *et al.* (1988) :

$$f_V = 0,029 + 0,021U_V$$

et

$$H_s = C_B f_V (T_e - T_a)$$

où  $C_B = 63 \text{ Pa}/^\circ\text{C}$  (coefficient de Bowen).

Enfin, le flux de chaleur latente est donné par :

$$H_e = f_V (e_s - e_a) \tag{1}$$

## Annexe 8 : Linéarisation de la contrainte de cisaillement moyenne à la paroi

La linéarisation de la contrainte de cisaillement moyenne à la paroi se base sur l'expression approchée de cette dernière par la formule de Manning-Strickler :

$$T_0(x, t) = \rho g \frac{Q(x, t)^2}{K^2 A(x, t)^2 R_h(x, t)^{1/3}}$$

On note  $\tau_{0,0}$ ,  $Q_0$  et  $Y_0$  le régime permanent autour duquel on linéarise ( $T_0(x, t) = \tau_{0,0} + \tau_0(x, t)$ ). Cette expression définit  $T_0(x, t)$  comme une fonction  $f$  du débit  $Q$  et de la hauteur d'eau  $Y$ . L'équation linéarisée de la contrainte de cisaillement est développée en série de Taylor, à l'ordre 1 :

$$\tau_0(x, t) = f(Q, Y) - f(Q_0, Y_0) \cong \left( \frac{\partial f}{\partial Q} \right)_{Q_0, Y_0} q(x, t) + \left( \frac{\partial f}{\partial Y} \right)_{Q_0, Y_0} y(x, t)$$

Les termes d'ordre 2 ou plus sont négligés. On a donc pour la dérivée selon  $Q$  :

$$\begin{aligned} \left( \frac{\partial f}{\partial Q} \right)_{Q_0, Y_0} &= \rho g \frac{2Q_0}{K^2 A_0^2 R_{h0}^{1/3}} \\ \left( \frac{\partial f}{\partial Q} \right)_{Q_0, Y_0} &= \frac{2\tau_{0,0}}{Q_0} \end{aligned}$$

et pour la dérivée selon  $Y$  :

$$\begin{aligned} \left( \frac{\partial f}{\partial Y} \right)_{Q_0, Y_0} &= \rho g \frac{Q_0^2}{K^2} \frac{-1}{(A_0^2 R_{h0}^{1/3})^2} \left( \frac{\partial R_h^{1/3} A^2}{\partial Y} \right)_{Q_0, Y_0} \\ \left( \frac{\partial f}{\partial Y} \right)_{Q_0, Y_0} &= \tau_{0,0} \frac{-1}{A_0^2 R_{h0}^{1/3}} \left( \frac{\partial R_h^{1/3} A^2}{\partial Y} \right)_{Q_0, Y_0} \end{aligned}$$

Pour un bief uniforme rectangulaire :  $A = LY$  et  $P = L + 2Y$  avec  $L$  la largeur du canal, donc  $\left( \frac{\partial A}{\partial Y} \right)_{Q_0, Y_0} = L_0$  et  $\left( \frac{\partial P}{\partial Y} \right)_{Q_0, Y_0} = 2$ . On en déduit la dérivée du rayon hydraulique :  $\left( \frac{\partial R_h}{\partial Y} \right)_{Q_0, Y_0} = \frac{L_0}{P_0} - \frac{2A_0}{P_0^2}$ . Ainsi on peut écrire :

$$\begin{aligned} \left( \frac{\partial (R_h^{1/3} A^2)}{\partial Y} \right)_{Q_0, Y_0} &= \frac{1}{3} A_0^2 R_{h0}^{-2/3} \left( \frac{\partial R_h}{\partial Y} \right)_{Q_0, Y_0} + 2A_0 R_{h0}^{1/3} \left( \frac{\partial A}{\partial Y} \right)_{Q_0, Y_0} \\ \left( \frac{\partial f}{\partial Y} \right)_{Q_0, Y_0} &= -\tau_{0,0} \left( \frac{1}{3R_{h0}} \left( \frac{L_0}{P_0} - \frac{2A_0}{P_0^2} \right) + \frac{2L_0}{A_0} \right) \end{aligned}$$

En remplaçant ces dérivées partielles par leur valeur on peut exprimer les variations de contraintes de cisaillement autour du régime initial de la manière suivante :

$$\begin{aligned} \tau_0(x, t) &= \frac{2\tau_{0,0}}{Q_0} q(x, t) - H_0 y(x, t) \\ H_0 &= \tau_{0,0} \left( \frac{7}{3Y_0} - \frac{2}{3P_0} \right) \end{aligned}$$

## Annexe 9 : Développement limité en série de Taylor de la fonction concentration dans le modèle LDfo

$$\begin{aligned}
 e^{-\tau_h s} &\approx 1 - \tau_h s + \frac{\tau_h^2}{2} s^2 - \frac{\tau_h^3}{6} s^3 + o(s^3) \\
 \frac{1}{1 + K_h s} &\approx 1 - K_h s + K_h^2 s^2 - K_h^3 s^3 + o(s^3) \\
 e^{-\frac{X}{U_0} s} &\approx 1 - \frac{X}{U_0} s + \frac{X^2}{2U_0^2} s^2 - \frac{X^3}{6U_0^3} s^3 + o(s^3) \\
 \frac{e^{-\tau_h s}}{1 + K_h s} &\approx 1 - (\tau_h + K_h)s + \left( K_h^2 + \frac{\tau_h^2}{2} + \tau_h K_h \right) s^2 + \left( -K_h^3 - \frac{\tau_h^3}{6} - \frac{K_h \tau_h^2}{2} - \tau_h K_h^2 \right) s^3 + o(s^3) \\
 \frac{e^{-\tau_h s}}{1 + K_h s} - e^{-s \frac{X}{U_0}} &\approx As + Bs^2 + Cs^3 + o(s^3)
 \end{aligned}$$

avec

$$\begin{aligned}
 A &= \frac{X}{U_0} - (\tau_h + K_h) \\
 B &= \tau_h K_h + \frac{\tau_h^2}{2} + K_h^2 - \frac{X^2}{2U_0^2} \\
 C &= \frac{X^3}{6U_0^3} - K_h^3 - \frac{\tau_h^3}{6} - \frac{K_h \tau_h^2}{2} - \tau_h K_h^2
 \end{aligned}$$

On obtient donc à l'ordre 2 :

$$\frac{1}{s} \left( \frac{e^{-\tau_h s}}{1 + K_h s} - e^{-s \frac{X}{U_0}} \right) \approx A + Bs + Cs^2 + o(s^2)$$

Pour un premier ordre avec retard  $\frac{e^{-\gamma s}}{1 + \alpha_2 s}$  le développement limité à l'ordre 2 donne :

$$\begin{aligned}
 e^{-\gamma s} &\approx 1 - \gamma s + \frac{\gamma^2}{2} s^2 + o(s^2) \\
 \frac{1}{1 + \alpha_2 s} &\approx 1 - \alpha_2 s + \alpha_2^2 s^2 + o(s^2) \\
 \frac{e^{-\gamma s}}{1 + \alpha_2 s} &\approx 1 - (\gamma + \alpha_2)s + \left( \alpha_2^2 + \frac{\gamma^2}{2} + \gamma \alpha_2 \right) s^2 + o(s^2)
 \end{aligned}$$

On obtient donc avec le terme dérivatif :

$$\frac{e^{-\gamma s}}{1 + \alpha_2 s} \approx 1 - (\gamma + \alpha_2)s + \left( \alpha_2^2 + \frac{\gamma^2}{2} + \gamma \alpha_2 \right) s^2 + o(s^2)$$