



HAL
open science

GIS ECOBAG : Programme P1 Hydro-écologie du fleuve Garonne à l'étiage : évaluation de la capacité d'assimilation de l'hydrosystème Garonne à l'étiage, contribution à sa modélisation hydro-écologique

Samuel Teissier, François Delmas, Thierry Ameziane, Henri Beuffe, Daniel Dalger, A. Dauta, Frédéric Garabetian, Sabine Sauvage, Mathieu Torre, Philippe Vervier

► To cite this version:

Samuel Teissier, François Delmas, Thierry Ameziane, Henri Beuffe, Daniel Dalger, et al.. GIS ECOBAG : Programme P1 Hydro-écologie du fleuve Garonne à l'étiage : évaluation de la capacité d'assimilation de l'hydrosystème Garonne à l'étiage, contribution à sa modélisation hydro-écologique. [Rapport de recherche] irstea. 1999, pp.133. hal-02577598

HAL Id: hal-02577598

<https://hal.inrae.fr/hal-02577598v1>

Submitted on 14 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.

- GIS ECOBAG -

*Programme P1 "Hydro-écologie du
fleuve Garonne à l'étiage"*

EVALUATION DE LA
CAPACITE D'ASSIMILATION
DE L'HYDROSYSTEME
GARONNE A L'ETIAGE -
CONTRIBUTION A SA
MODELISATION HYDRO-
ECOLOGIQUE

**François DELMAS, Thierry AMEZIANE, Henri BEUFFE,
Daniel DALGER, Alain DAUTA, Frédéric GARABETIAN,
Sabine SAUVAGE, Samuel TEISSIER, Mathieu TORRE,
Philippe VERVIER**

Département Gestion des milieux aquatiques
Unité de Recherche Qualité des Eaux
50, avenue de Verdun - BP 3
33612 CESTAS Cedex
Tel. 05 57 89 08 00 - Fax 05 57 89 08 01

Junin 1999

Rapport final du Programme P1

« Hydro-Ecologie du fleuve Garonne à l'étiage »

Coordinateur et Responsable d'Édition du présent rapport final :

F. Delmas

Animation du programme ECOBAG-P1 :

P. Vervier, F. Delmas et A. Dauta

Co-auteurs :

F. Delmas (Cemagref)
T. Améziane (CESAC)
H. Beuffe (Cemagref)
D. Dalger (CESAC)
A. Dauta (CESAC)
F. Garabétian (CESAC)
S. Sauvage (IMFT-CESAC)
S. Teissier (Cemagref)
M. Torre (Cemagref)
P. Vervier (CESAC)

Autres participants au Programme ECOBAG-P1 :

D. Baqué (LMTG)
A. Belaud (ENSAT)
K. Boly (ENSCP)
S. Bonvallet-Garay (CESAC)
D. Corenblit (CESAC)
R. Godillot (IMFT)
R. Gozlan (CESAC)
R. Hutagalung (ENSAT)
B. Le Guennec (IMFT)
M. Loubet (LMTG)
J. Steiger (CESAC)

Encadrement des thèses :

J. Capblancq (CESAC)
L. Labroue (CESAC)
B. Caussade (IMFT)
E. Arquis (ENSCP)
A. Belaud (ENSAT)



PREFACE

Le présent rapport fait état des travaux scientifiques réalisés dans le cadre du Programme P1 du GIS ECOBAG intitulé « Hydro-écologie du fleuve Garonne à l'étiage » dont la réalisation s'est échelonnée du début de 2^{ème} semestre 1995 à la fin du 1^{er} semestre 1999.

Ce programme a été placé sous la responsabilité opérationnelle du Cemagref / U.R. Qualité des Eaux Bordeaux, dûment mandaté par le GIS ECOBAG pour déposer en son nom des demandes de subventions auprès de plusieurs partenaires financiers, pour ventiler ces aides auprès des laboratoires partenaires impliqués et pour garantir la bonne réalisation du programme.

La réalisation de celui-ci a été l'occasion d'une programmation de recherches et de la conduite d'actions menées en étroite collaboration inter-organisme et inter-disciplinaire à cheval sur les régions Aquitaine et Midi-Pyrénées. Elle a impliqué conjointement des équipes du Cemagref / Groupement de Bordeaux / U.R. Qualité des Eaux, du CESAC de Toulouse (U.M.R. 5576 CNRS / Université Paul Sabatier), de l'Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse (IMFT), de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse (ENSAT), du LMTG de Toulouse et du MASTER ENSCPB de Bordeaux. L'Université Bordeaux 1 a été impliquée dans le montage financier mettant en jeu la subvention FEOGA Aquitaine (maîtrise d'ouvrage).

Ce programme a été soutenu par plusieurs bailleurs de fonds (voir montage financier global en page 7 du rapport) : Agence de l'Eau Adour-Garonne, Union Européenne, via la Préfecture de Région Aquitaine (Fonds structurel FEOGA objectif 5b), Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, EDF (EDF Energie Aquitaine, EDF Midi-Pyrénées, C.N.P.E. Golfech). Que ces partenaires financiers soient ici remerciés de leur précieux concours sans lequel ce programme n'aurait pu déboucher.



Commission Européenne / DG VI
Préfecture de Région Aquitaine
FEOGA Objectif 5 b



SOMMAIRE

RESUME.....	1
1- ELEMENTS DE CONTEXTE	3
1-1) PRESENTATION DU GIS ECOBAG ET DE SES PROGRAMMES SCIENTIFIQUES.....	3
1-2) OBJECTIFS DU PROGRAMME PI "HYDRO-ECOLOGIE DE LA GARONNE".....	3
1-3) EQUIPES ET MOYENS IMPLIQUES DANS SA REALISATION.....	4
1-4) DISPOSITIF FINANCIER	5
2- DEMARCHE GLOBALE ENTREPRISE.....	8
3- SECTORISATION GEOMORPHOLOGIQUE DE LA GARONNE MOYENNE	9
3-1) OBJECTIFS	9
3-2) LE TRONÇON TOULOUSE – CONFLUENCE AVEC LE TARN AU SEIN DU BASSIN VERSANT DE LA GARONNE	11
3-3) METHODES.....	11
3-3.1) IDENTIFICATION DES VARIABLES UTILISEES	11
La section en travers	12
Le profil longitudinal et les formes fluviales.....	13
3-3.2) LES ECHELLES DE TRAVAIL	13
3-4) LA SECTORISATION A L'ECHELLE DU SECTEUR	14
3-4.1) LA PENTE DU CHENAL OU PENTE HYDRAULIQUE, BASE DE LA SECTORISATION.....	14
3-4.2) LES PROCESSUS D'EROSION ET D'ACCUMULATION	16
Les formes d'érosion et d'accumulation observées dans le chenal de la Garonne.....	17
La dynamique des méandres	17
La dynamique de la morphologie du chenal : taille, forme et efficacité hydraulique	19
3-4.3) SYNTHESE	21
3-5) LA SECTORISATION A L'ECHELLE DU SOUS-TRONÇON.....	22
3-5.1) LES UNITES FONCTIONNELLES SEUILS ET MOUILLES : DEFINITION ET CHOIX METHODOLOGIQUE.....	22
3-5.1.1) Définitions	22
3-5.1.2) Méthodologie : la méthode Richards pour l'identification des unités seuils et mouilles de la Garonne.....	23
3-5.2) VALIDATION DES RESULTATS DE LA METHODE RICHARDS PAR LES CALCULS THEORIQUES D'ESPACEMENT MOYEN ENTRE LES SEUILS ET LES MOUILLES.....	25
3-5.3) VALIDATION DE LA METHODE RICHARDS PAR LA MISE EN RELATION ENTRE LES UNITES SEUIL, UNITES MOUILLES ET LES DIFFERENTES VARIABLES	27
3-5.3.1) Description et intérêt des variables mises en relation avec les unités seuil – mouille ou résidus des ajustements linéaires.....	27
3-5.3.2) Mise en évidence de la différenciation morphodynamique entre les unités seuil et les unités mouille.....	29
3-6) SYNTHESE	38
3-7) REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES / MORPHODYNAMIQUE FLUVIALE.....	41
4- FONCTIONNEMENT BIOGEOCHIMIQUE DE LA GARONNE A L'ETIAGE	43
4-1) OBJECTIFS	43
4-2) ORGANISATION DES TRAVAUX DU MODULE « FONCTIONNEMENT BIOGEOCHIMIQUE ».....	43
4-2.1) HYPOTHESES DE DEPART.....	43
4-2.2) LES COMPARTIMENTS FONCTIONNELS.....	46
4-2.3) STRUCTURATION DES ACTIONS RELATIVES AU FONCTIONNEMENT BIOGEOCHIMIQUE ET IMPLICATION DES EQUIPES...	46
4-3) DEMARCHES ENTREPRISES POUR COMPRENDRE LE FONCTIONNEMENT BIOGEOCHIMIQUE DU TRONÇON A MODELISER	48
4-3.1) BASES THEORIQUES.	48
4-3.2) APPROCHE METHODOLOGIQUE – LES 3 ECHELLES D'ANALYSE.....	48
4-3.3) MICRO-ECHELLE - ACTIVITE ET DYNAMIQUE DES BIOFILMS.....	49
4-3.4) MESO-ECHELLE - FONCTIONNEMENT A L'ECHELLE DE SECTEURS DE RIVIERE	50

4-3.5) MACRO-ECHELLE - MODELISATION DU FONCTIONNEMENT DE LA GARONNE	51
4-3.5.1) Modèle hydrodynamique	51
4-3.5.2) Modélisation biogéochimique de la Garonne.....	51
4-4) LE COMPARTIMENT FONCTIONNEL PLEINE EAU.....	53
4-4.1) ETUDE DU COMPARTIMENT PHYTOPLANCTON SUR LA GARONNE ET SES AFFLUENTS.....	53
4-4.1.1) Profil longitudinal de chlorophylle a dans la Garonne	54
4-4.1.2) Relations débit/chl.a et composition des algues en suspension	55
4-4.1.3) Conclusions sur l'étude phytoplancton.....	58
4-4.2) MESURE DES ACTIVITES IN SITU EN PLEINE EAU.....	59
4-5) LES MACROPHYTES.....	59
4.6 LE BIOFILM EPILITHIQUE	65
4-6.1) GENERALITES	65
4-6.2) ETUDE DE LA REPARTITION DU BIOFILM EPILITHIQUE EN GARONNE	66
4-6.2.1) Introduction	66
4-6.2.2) Choix des stations d'étude	66
4-6.2.3) Méthode d'échantillonnage et mesures	67
4-6.2.4) Résultats	68
4-6.3) CYCLE DE L'AZOTE ET PHYSIOLOGIE DU BIOFILM	69
4-6.3.1) Méthodes de mesures de flux d'interface biofilm - pleine eau	70
A) <u>Présentation des méthodes utilisées pour la quantification des activités biologiques du cycle de l'azote - Mesures des flux d'interface.</u>	70
B) <u>Echantillonnage et traitements liés aux biofilms colonisant les galets du lit de la Garonne</u>	71
B1) Stratégie d'échantillonnage, choix des biofilms prélevés	71
B2) Traitement des échantillons	72
4-6.3.2) <u>Evaluation in situ de processus bactériens identifiés : activités de nitrification et de dénitrification</u>	72
A) <u>Principe de mesure de la nitrification</u>	72
A1) Prédiction de l'évolution des flux d'interface après inhibition de la nitrification par l'acétylène.....	73
B) <u>Principe de mesure de la dénitrification</u>	74
B1) Limitation de cette technique de mesure.....	75
4-6.3.3) <u>Calcul des flux d'interface</u>	75
4-6.3.4) <u>Bilan journalier des flux d'azote, nitrification et dénitrification</u>	76
A) <u>Bilan opérationnel</u> :	76
B1) Fonctionnement du biofilm de jour (Voir Figure 67).....	76
B2) Fonctionnement du biofilm de nuit (cf Figure 68)	77
B4) Extrapolation des résultats et compléments indispensables à l'étude de la physiologie des biofilms.	80
C) <u>Activité de nitrification</u>	81
C1) Prise en charge du processus de nitrification par le modèle.....	82
C2) Provenance des bactéries nitrifiantes et devenir des populations	82
C3) Arguments contre le développement et la persistance de populations de bactéries nitrifiantes au sein des biofilms épilithiques	82
D) <u>Les processus de dénitrification</u>	83
E) <u>Expérimentations de laboratoire - Dénitrification en pilote de laboratoire, application aux biofilms de Garonne</u>	85
E1) Essai de corrélation entre l'activité de dénitrification mesurée en conditions standardisées et certains paramètres simples de description des biofilms	85
E2) Obtention de cinétiques sur des pilotes de laboratoire	87
4-6.3.5) <u>Stabilité des descripteurs généraux du biofilm</u>	88
4-6.3.6) <u>Relation entre les flux d'interface mesurés in situ et les caractéristiques des biofilms</u>	90
4-6.4) <u>CONCLUSIONS SUR LES BIOFILMS ET INVESTIGATIONS COMPLEMENTAIRES</u>	92
4-7) MESO-ECHELLE : ETUDES DE BILANS DE TRONÇONS DE GARONNE	93
4-7.1) PREAMBULE	93
4-7.2) BILANS DE TRONÇONS DE GARONNE AVAL TOULOUSE	95
4-7.3) BILANS DE TRONÇONS DU SECTEUR LAMAGISTERE-LAYRAC D'AGEN.....	96
4-7.3.1) <u>Contraintes liées au choix de l'implantation</u>	98
4-7.3.2) <u>Choix du secteur</u>	98
4-7.3.3) <u>Equipement particulier du secteur</u>	99
4-7.3.4) <u>Variabilité spatiale de la qualité des eaux à Lamagistère</u>	100
4-7.3.5) <u>Protocole expérimental</u>	100
4-7.3.6) <u>Résultats</u>	100
A) <u>Recalage des données et calculs</u>	102
B) <u>Résultats</u>	102
B1) L'azote.....	102
B2) Le phosphore	106

4-7.3.7) Comparaison avec les expérimentations réalisées sur la rivière Charente.....	108
A) L'azote	108
B) Le phosphore	108
C) La chlorophylle.....	108
4-7.3.8) Commentaires.....	108
4-8) LE MODELE DE FONCTIONNEMENT DE LA GARONNE EN ETIAGE ESTIVAL	110
4-8.1) PRESENTATION DU MODELE EN DEVELOPPEMENT	110
4-8.1.1) Approche méthodologique	110
4-8.2) DESCRIPTION DU MODULE DE TRANSPORT.....	111
4-8.2.1) Equation du transport d'un constituant passif.....	112
4-8.2.2) Résolution de l'équation de transport	112
A) Transport de scalaires passifs	112
B) Résolution numérique.....	112
C) Equation de dispersion.....	113
D) Evaluation de D	113
E) Equation d'advection	113
F) Conditions aux Limites et Condition Initiale.....	114
4-8.3) SIMULATIONS PRELIMINAIRES DU MODELE BIOGEOCHIMIQUE AZOTE - CAS DE L'AMMONIAQUE - NITRIFICATION EN PLEINE EAU - DEBUT 1998.....	114
4-8.3.1) Etat actuel de la Garonne face à l'ammoniaque	114
4-8.3.2) Réaction du milieu naturel : pouvoir auto-épurateur du fleuve	114
4-8.4) ESSAIS DE MODELISATION DE LA NITRIFICATION EN PLEINE EAU.....	114
4-8.4.1) Aspects numériques	114
4-8.4.2) Tests de sensibilité du modèle de nitrification en pleine eau.....	115
4-8.4.3) Résultats des simulations.....	116
4-8.4.4) Résultats concernant la pleine eau après les expérimentations de l'étiage 98	117
4-8.5) COUPLAGE DU MODULE HYDRODYNAMIQUE ET DU MODULE BIOGEOCHIMIQUE.....	117
4-8.5.1) Rappel de la structure globale du modèle et insertion du module biogéochimique "azote"	117
4-8.5.2) Apports des investigations in situ	118
A) Notion de compartiments fonctionnels (micro-échelle).....	118
B) Non prise en compte du compartiment fonctionnel pleine eau par le modèle	118
B1) Le phytoplancton est, on l'a vu, peu représenté et les algues benthiques en dérive peu actives.	118
B2) Pas d'activité de nitrification mise en évidence dans la pleine eau.....	118
C) Le biofilm colonisant les galets.....	118
D) Autres compartiments.....	119
4-8.5.3) Architecture du module biogéochimique (changement d'échelle)	119
4-8.5.4) Enseignements tirés des premiers résultats des simulations	120
4-8.5.5) Conclusions sur la modélisation.....	122
5- RELATIONS HABITAT-BIODIVERSITE	123
5-1) DYNAMIQUE DES PEUPELEMENTS PISCICOLES SUR LA GARONNE : MISE AU POINT D'UN MODELE DE RECRUTEMENT POUR UN TOXOSTOME, LA SOFIE (CHONDROSTOMA TOXOSTOMA).....	123
5-2) HETEROGENEITE SPATIO-TEMPORELLE DE LA QUALITE DE L'EAU ET DU PEUPELEMENT PISCICOLE DE LA GARONNE, EFFETS DE L'ANTHROPISATION	126
5-2.1) INTRODUCTION.....	126
5-2.2) PROBLEMATIQUE.....	126
5-2.3) CONTENU DE L'ETUDE ET METHODOLOGIE.....	127
5-2.4) RESULTATS DES RECHERCHES.....	131
5-2.4.1) Qualité de l'eau (voir Figures 101 et 102 pages suivantes).....	131
5-2.4.2) Ecotoxicologie des rejets.....	134
5-2.4.3) Fonctionnement écologique du peuplement piscicole	135
5-2.5) BILAN SCIENTIFIQUE.....	137

Rapport final du Programme P1

« Hydro-Ecologie du fleuve Garonne à l'étiage »

Résumé

Les travaux de recherche rapportés ici s'intègrent dans le cadre du programme P1 du GIS ECOBAG, qui vise deux objectifs : 1) Décrire et modéliser les relations entre le fonctionnement hydraulique du fleuve et les transformations bio-physico-chimiques responsables de l'évolution des composés biogéniques (C, N, P) ; 2) Analyser les relations entre les caractéristiques physiques et chimiques de l'habitat et les structures des peuplements (algues, invertébrés benthiques, poissons). Pour cela, des travaux en collaboration interdisciplinaire et inter-organismes ont été conduits dans le cadre d'un partenariat resserré incluant notamment le Cemagref, le CESAC, l'IMFT et l'ENSAT.

Une première série de travaux a visé à préciser les rôles fonctionnels des différents compartiments de l'hydrosystème Garonne et leur intervention sur les flux et bilans en éléments biogènes, en s'intéressant plus particulièrement, dans un premier temps, à leur rôle sur l'évolution des formes de l'azote. Ces travaux ont été menés à différentes échelles : 1) la micro-échelle, de l'ordre du mm au m, visant à identifier et à relativiser les activités stationnelles ou micro-stationnelles des compartiments biologiques fonctionnels de l'écosystème aquatique, comme le phyto et le bactérioplancton, le périphyton-épilithon, dans de petits volumes d'eau ou sur de petites unités de surface ; 2) la méso-échelle, s'intéressant à des tronçons de rivière de l'ordre du km à la dizaine de km de long, par des approches « bilans de tronçons » et en essayant de cerner les comportements fonctionnels particuliers de secteurs de cours d'eau regroupés par types géomorphologiques (radiers, mouilles, bancs de galets, affleurements de molasse) ; 3) la macro-échelle, de l'ordre de la centaine à plusieurs centaines de km de fleuve, échelle à laquelle est tentée la modélisation hydrodynamique et hydro-écologique de la Garonne. Au cours de ces travaux, la hiérarchisation de l'importance des différents maillons et compartiments fonctionnels a été réalisée, l'acquisition de référentiels d'activités de terrain et d'activités potentielles en laboratoire ont permis d'approcher les ordres de grandeur des activités fonctionnelles et leurs fourchettes de variation. Une intégration de ces premiers résultats a aidé à poser les hypothèses de départ et les bases du modèle hydro-écologique, qui s'avère d'ores et déjà être un outil intéressant pour l'intégration des connaissances et référentiels acquis, ainsi que pour aider à poser les questions scientifiques restant à résoudre et pour commencer à appuyer la Décision Publique et la gestion.

*Le second volet de travaux a permis de préciser les relations entre facteurs environnementaux au sein de l'hydrosystème et les structures de peuplements, notamment sur la base d'une comparaison des populations pisciaires entre les bras supérieur et inférieur du fleuve Garonne à Toulouse, d'un degré d'anthropisation sensiblement différent, ainsi que par une étude spécifique portant sur la sofie (*Chondrostoma toxostoma*), espèce encore bien représentée en Garonne, mais en voie de raréfaction au niveau national.*

Rapport final du Programme P1

« Hydro-Écologie du fleuve Garonne à l'étiage »

1- ELEMENTS DE CONTEXTE

1-1) PRESENTATION DU GIS ECOBAG ET DE SES PROGRAMMES SCIENTIFIQUES

Suite à une réflexion initiée de longue date visant à harmoniser les recherches portant sur le bassin Adour-Garonne et à permettre les synergies inter-équipes, le GIS ECOBAG, qui regroupe 13 partenaires appartenant aux Universités, au CNRS et à divers autres Instituts de Recherche nationaux ou régionaux, a été mis en place et a structuré les actions qu'il souhaitait promouvoir à l'intérieur des 5 programmes suivants :

- **Programme P1 : « Hydro-écologie de la Garonne »** visant à accroître la connaissance du fonctionnement biogéochimique du fleuve en vue de mieux le gérer. Ce programme fait l'objet du présent rapport.

- **Programme P2 : « Impacts »**, s'intéressant aux impacts sur l'hydrosystème Garonne des pollutions agricoles, des contaminants métalliques, des extractions de granulats, ainsi qu'à l'incidence de l'occupation agricole des terres sur l'équilibre du cours d'eau et de sa ripisylve.

- **Programme P3 : « Hydrobag »** relatif au bilan hydrique régionalisé du bassin Adour-Garonne.

- **Programme P4 : « Politique de l'eau et usages »** centré sur les acteurs, les enjeux et les outils (SDAGE, SAGE) de la planification de l'eau.

- **Programme P5 : « Economie de l'eau »** portant sur les aspects ayant trait aux économies d'eau d'une part, à l'évaluation des actifs naturels, à l'identification des bénéfices marchands et des aménités d'une politique de l'eau d'autre part.

La réunion du Comité Directeur du 27 février 1995 a permis d'entériner ces programmes qui, en fonction de la mise en place successive des différents financements destinés à les soutenir, sont progressivement passés dans une phase de réalisation active prévue pour une durée variable de 3 à 4 ans selon le programme concerné. En fonction de la contrainte précitée, la réalisation s'est échelonnée du début de 2^{ème} semestre 1995, pour les programmes ayant démarré le plus rapidement, à la fin du 1^{er} semestre 1999. Pour sa part, la réalisation du programme P1 « Hydro-écologie de la Garonne à l'étiage » s'est échelonnée sur la totalité des 4 ans précités, en raison du bouclage définitif du dispositif financier intervenu tardivement, en particulier du fait de la date de conventionnement avec le MATE (signature de convention le 27/06/1997) et du complément assuré au dispositif financier par un conventionnement EDF (date de signature : 04/03/1998, échelonnement de financement sur 3 ans).

1-2) OBJECTIFS DU PROGRAMME P1 "HYDRO-ÉCOLOGIE DE LA GARONNE"

La Garonne, comme plusieurs autres fleuves, subit à longueur d'année des prélèvements et rejets susceptibles de modifier fortement son fonctionnement écologique. Les **principales influences subies** sont :

- Prélèvements d'eau (industries, eau potable et principalement prélèvements pour irrigation agricole),
- Pollutions diffuses, qui résultent essentiellement de l'impact des activités agricoles (fertilisation, traitements, élevage),
- Pollutions ponctuelles : pollutions industrielles, effluents urbains.

Sur la Garonne, **deux périodes traditionnelles d'étiage** sont rencontrées :

- ❑ une période d'étiage hivernal, où la température basse et l'oxygénation de l'eau non limitante sont de nature à limiter les effets néfastes des pollutions. Par contre, des entraves physiques à la remontée de certaines espèces migratrices peuvent malgré tout être rencontrées à cette époque en cas d'étiage sévère.
- ❑ une période d'étiage estival, aggravé par les importants prélèvements réalisés, notamment les prélèvements saisonniers d'irrigation agricole.

Compte tenu du **continuum indissociable constitué par ce fleuve**, dont la compréhension et la modélisation du fonctionnement nécessitent un travail portant sur l'ensemble de son cours, **les laboratoires concernés par le programme ECOBAG ont été amenés à travailler sur l'ensemble du cours de la Garonne, indépendamment des limites administratives entre Aquitaine et Midi-Pyrénées**. De plus, une bonne partie des travaux disciplinaires ou pluridisciplinaires réalisés sur un ou plusieurs sites donnés trouvent une valorisation dans la compréhension du fonctionnement du fleuve dans sa globalité, hors secteurs particuliers que sont l'extrême amont du bassin versant et la zone saumâtre.

En terme de gestion, la connaissance acquise doit amener des éléments susceptibles d'aider à mieux raisonner la gestion quantitative et qualitative de la ressource en eau, et notamment :

- ❑ Les consommations dues à l'irrigation,
- ❑ Les rejets des agglomérations et des industries et les travaux de dépollution,
- ❑ Les barrages existants et l'éventuelle mise en place de nouvelles retenues,
- ❑ Les débits objectifs d'étiage (D.O.E.) prévus par le SDAGE, afin de respecter les équilibres écologiques nécessaires au bon fonctionnement du fleuve et de l'estuaire (problème du bouchon vaseux).

1-3) EQUIPES ET MOYENS IMPLIQUES DANS SA REALISATION

Afin de soutenir la réalisation du Programme P1, le GIS ECOBAG a mandaté le CEMAGREF / Groupement de Bordeaux / U.R. Qualité des Eaux, pour solliciter en son nom des subventions auprès de plusieurs organismes bailleurs de fonds et pour assurer :

- ❑ La maîtrise d'oeuvre (exception faite pour les subventions FEOGA Objectif 5b Aquitaine, où ce rôle a été joué par l'Université Bordeaux I qui a délégué cette maîtrise d'oeuvre au Cemagref pour la part de subventions destinées à soutenir la réalisation du programme P1) et l'animation générale de ce programme,
- ❑ Le passage de conventions de recettes avec les partenaires bailleurs de fonds,
- ❑ Le passage de conventions de collaboration scientifique et de répartition des subventions perçues auprès des laboratoires partenaires du programme.

Les partenaires du Cemagref au travers du dispositif contractuel sont les suivants :

- ❑ Centre d'Ecologie des Systèmes Aquatiques Continentaux de Toulouse,
- ❑ Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse,
- ❑ Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse.

Les compétences des laboratoires impliqués se répartissent comme suit :

	Hydrologie	Hydrodynamique	Biochimie	Biologie	Géomorphologie
CEMAGREF	X		X	X	
IMFT	X	X			
CESAC			X	X	X
ENSAT				X	

Les contributions scientifiques de chaque partenaire au programme sont les suivantes :

Organisme partenaire	Nature de la contribution scientifique
CEMAGREF	⇒ Montage administratif et animation scientifique du Programme ECOBAG/P1 ⇒ Etude des rôles du compartiment végétal, incluant le compartiment bactérien, dans la capacité d'assimilation de l'hydrosystème ⇒ Etude de l'évolution des formes de l'azote dans l'hydrosystème
CNRS / CESAC	⇒ Conditions de croissance du phytoplancton et du bioderme périphytique dans la Garonne ⇒ Sectorisation géomorphologique ⇒ Rôle du sous-écoulement dans la dynamique de la matière organique et du phosphore ⇒ Modèle de recrutement de <i>Chondrostoma toxostoma</i>
I.M.F.T.	⇒ Modélisation hydrodynamique et biochimique de la Garonne en période d'étiage
E.N.S.A.T.	⇒ Hétérogénéité spatio-temporelle de la qualité de l'eau et du peuplement piscicole de la Garonne

En outre, le MASTER ENSCPB de Bordeaux (hydrodynamique du sous-écoulement) et le Laboratoire des Mécanismes de Transfert en Géochimie (LMTG) de Toulouse (traçages géochimiques naturels) sont également intervenus en appui aux équipes précitées, dans des disciplines ou domaines complémentaires utiles à la bonne fin du programme.

Les moyens inter-équipes mis en jeu ont été les suivants :

- ❑ 16 Chercheurs et Enseignants-Chercheurs,
- ❑ 9 Doctorants,
- ❑ de nombreux stagiaires de durée plus courte,
- ❑ des fonds propres émanant de chaque établissement concerné, ainsi que des subventions et aides originaires de diverses sources : Agence de l'Eau Adour-Garonne, Fonds Européen FEOGA Objectif 5b Aquitaine, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement(MATE), EDF. Les subventions collectées pour soutenir ce programme et le montage financier correspondant sont décrits au chapitre ci-dessous.

1-4) DISPOSITIF FINANCIER

Pour appuyer la réalisation du P1 « Hydro-écologie de la Garonne à l'étiage », Le Cemagref a été signataire de conventions avec les 4 bailleurs de fonds précités, pour un montant total de 1,892 023,22 F, qu'il a ensuite réparti entre les 4 laboratoires partenaires, selon les instructions du GIS ECOBAG et en fonction des conditions et de l'échéancier prévus dans les conventions de collaboration scientifique (Voir tableau détaillé page suivante).

A cette date, les soldes de ces quatre conventions restent à percevoir et seront exigibles suite à la remise du présent rapport final.

- PROGRAMME ECOBAG -

Répartition des financements sous maîtrise d'ouvrage du CEMAGREF pour la réalisation du Programme P1 : "Hydroécologie de la Garonne"

Organisme partenaire	Pro-rata par laboratoire	FEOGA Obj.5b (non soumis à TVA)	Agence Eau Adour-Garonne H.T.	M.A.T.E. H.T.	Sous-total H.T.	Pro-rata par laboratoire subvention EDF	E.D.F. H.T.	TOTAL H.T.
Cemagref	21, 95%	151 455,00 F	108 912,77 F	36 401,33 F	296 769,10 F	41,85 %	225 990 F	522 759,10 F
C.N.R.S. / C.E.S.A.C.	41, 95%	289 455,00 F	208 149,92 F	69 568,82 F	567 173,74 F	43,15 %	233 010 F	800 183,74 F
I.N.P.T. / I.M.F.T.	26, 47%	182 643,00 F	131 340,36 F	43 897,18 F	357 880,54 F	15 %	81 000 F	438 880,54 F
I.N.P.T. / E.N.S.A. Toulouse	09, 63%	66 447,00 F	47 782,69 F	15 970,15 F	130 199,84 F	néant	néant	130 199,84 F
TOTAL	100 %	690 000 F	496 185,74 F	165 837,48 F	1 352 023,22 F (*)	100 %	540 000 F	1 892 023,22 F (*)

(*) : dont 690 000 F non soumis à T.V.A. (subvention Européenne FEOGA Obj. 5b)

Cas particulier du montage inancier mis en place pour les fonds FEOGA :

Contrairement aux autres conventionnements ayant présidé au montage financier attaché à la réalisation du Programme ECOBAG / P1 et évoqués dans le tableau de la page précédente, pour lesquelles le Cemagref était le demandeur de la subvention, c'est l'Université Bordeaux I, agissant en tant que mandataire du GIS, pour le compte de celui-ci et dans l'intérêt de la réalisation de ses programmes scientifiques, qui a déposé auprès de la Préfecture de Région Aquitaine et obtenu (N° d'ordre 06.03.01.A0003), dans le cadre du P.D.Z.R. / Fonds Européens FEOGA Objectif 5b et sur la période 1995-1998, une subvention d'appui aux programmes de recherche ECOBAG P1 et P2 d'un montant total de 990 000 F au titre des actions dont elle est maître d'ouvrage.

Cette subvention concerne pour l'essentiel (890 kF) le programme P1 « Hydro-écologie de la Garonne » et, pour une plus faible partie (100 kF), l'action « Ecofleuves » du Programme P2 « Impacts ».

Sur les 890 kF destinés à soutenir le Programme P1, comme prévu par le GIS ECOBAG et dans le cadre d'une Convention de partenariat scientifique Université Bordeaux 1 – Cemagref du 16/01/98, l'Université Bordeaux 1 a délégué au Cemagref la maîtrise d'oeuvre d'une partie de Programme P1 correspondant à un montant de subvention de 690 kF (se reporter au tableau de la page précédente).

Pour mémoire, le tableau ci-dessous rappelle la ventilation entre programmes et laboratoires de la subvention FEOGA Objectif 5b attribuée à l'Université Bordeaux 1 pour les programmes dont elle est maître d'ouvrage.

Laboratoire destinataire	Programmes ECOBAG	Montant HT subvention (non soumise à T.V.A.)	Prorata subvention	Dates d'éligibilité des dépenses	Remarques
MASTER E.N.S.C.P.B. (Université Bordeaux 1).	P1	200 kF	20,2%	1995 - 1998	Maîtrise d'ouvrage Bordeaux 1.
CEMAGREF / Groupement de Bordeaux	P1	690 kF	69,7%	1995 - 1998	Maîtrise d'ouvrage Bordeaux 1. Responsabilité déléguée au Cemagref pour la partie de programme couverte par la convention de collaboration scientifique Bordeaux 1 – Cemagref du 16/01/98
Département de Géologie et d'Océanographie (D.G.O.) (Université Bordeaux 1).	P2	100 kF	10,1%	1995 - 1998	Maîtrise d'ouvrage Bordeaux 1
TOTAL subventions FEOGA Obj. 5b		990 kF	100%		

Ventilation de la subvention FEOGA -Obj. 5b attribuée à l'Université Bordeaux I entre programmes ECOBAG et Laboratoires de Recherche

2- DEMARCHE GLOBALE ENTREPRISE

Les recherches menées au sein du Programme ECOBAG / P1 visent à :

1) **Décrire et modéliser les relations entre le fonctionnement hydraulique du fleuve et les transformations bio- physico-chimiques responsables de l'évolution des composés biogéniques (C; N; P).** Les volets de recherches relatifs à cet objectif seront dans le présent rapport déclinés dans le **Chapitre 4 : « Fonctionnement biogéochimique de la Garonne à l'étiage ».**

⇒ **applications** : *évaluation de la capacité autoépuratrice du fleuve et de sa sensibilité à l'eutrophisation*

2) **Analyser les relations entre les caractéristiques physiques et chimiques de l'habitat et la composition des peuplements** (notamment, composition des peuplements piscicoles et dynamique de recrutement des populations). Bien que certains volets traités dans le chapitre 4 ne soient pas dénués de relations avec cette deuxième catégorie d'objectifs (par exemple, l'étude de la géomorphologie du cours de la Garonne, l'étude de la répartition spatio-temporelle du phytoplancton et des biofilms), les deux volets de recherches principalement attachés à cet objectif sont déclinés dans le **Chapitre 5 « Relations habitat / biodiversité ».**

⇒ **applications** : *biomonitoring ; aménagement piscicole*

Comme indiqué ci-dessus, **fonctionnement bio-physico-chimique** et **organisation des peuplements** sont tous deux étroitement tributaires des **variables physiques de milieu caractéristiques du fleuve Garonne**, notamment de la **géomorphologie** et du **débit**. Les deux volets pré-indiqués où interviennent des compartiments biologiques sont donc nécessairement fortement dépendants et étroitement couplés au milieu physique, qui s'impose comme un facteur important de forçage du fonctionnement biogéochimique et des populations en place. **Le Chapitre 3, intitulé « Sectorisation géomorphologique de la Garonne moyenne »** vise donc à établir **une caractérisation spatialisée des conditions physiques** rencontrées sur cet hydrosystème, par le moyen d'une **sectorisation basée sur des critères géomorphologiques et hydrauliques**.

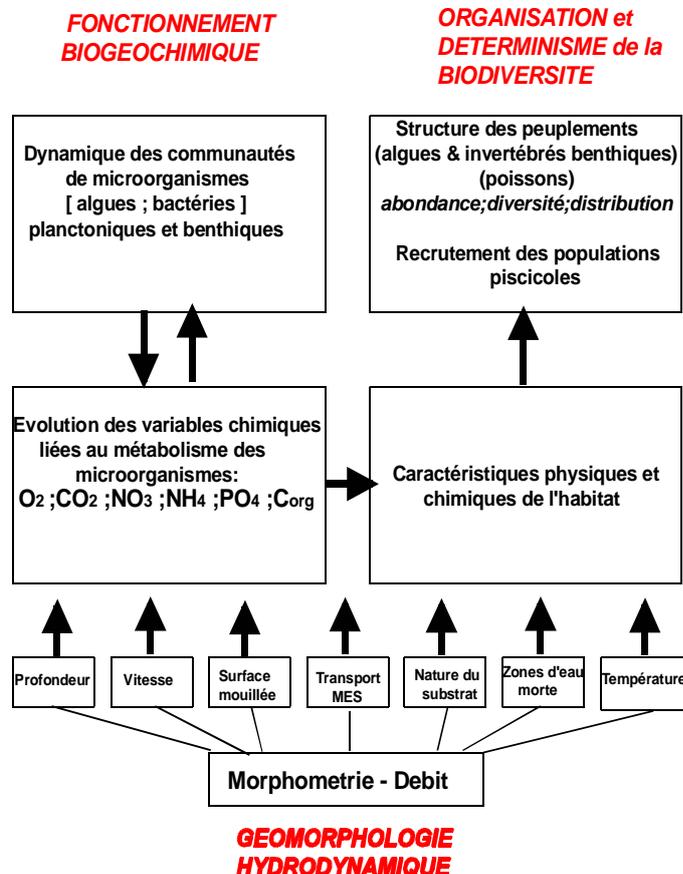


Figure 1 : Fonctionnement bio-physico-chimique et organisation des peuplements

3- SECTORISATION GEOMORPHOLOGIQUE DE LA GARONNE MOYENNE

3-1) OBJECTIFS

L'étude sur la morphodynamique fluviale de la Garonne entre Toulouse et la retenue de Malause (confluence avec le Tarn) est nécessaire pour appréhender les conditions physiques du milieu et s'impose comme un préalable pour pouvoir modéliser les flux de nutriments dans la Garonne, ainsi que pour étudier les relations entre les peuplements piscicoles et leur habitat.

Ce travail est un travail de géomorphologie, c'est-à-dire la description et l'explication des formes du relief terrestre. La description des formes permet d'identifier les processus d'érosion, de transport et d'accumulation qui construisent les formes fluviales. L'approche retenue pour cette étude est basée sur une hiérarchisation des unités spatiales du secteur de la Garonne en aval de Toulouse jusqu'à la retenue de Malause (confluence avec le Tarn).

Cette démarche correspond à une sectorisation ou une caractérisation morphologique (typologie) du lit mineur de la Garonne et des formes fluviales qui lui sont associées.

DEFINITIONS DES LIT MINEUR ET LIT MAJEUR

- Le lit mineur (ou lit ordinaire, ou lit apparent) est défini comme le lit entre les berges qui le séparent, le cas échéant, du lit majeur.
- Le lit majeur (ou lit d'inondation) est la zone qui peut être inondée par le régime actuel du cours d'eau. Une définition du lit majeur est donnée par Nanson & Croke (1992) p. 460 : la plaine alluviale est une forme largement horizontale, elle est constituée d'alluvions qui ont été transportées par le régime actuel de la rivière et elle est séparée du chenal (le lit mineur) par des berges.

La caractérisation ou description morphologique mène à une compréhension des processus participant à la mise en place, au maintien et à la modification des formes fluviales. Il s'agit là de la compréhension de la dynamique fluviale ou hydrodynamique car la morphologie actuelle d'un chenal est déterminée par l'évolution simultanée des formes fluviales et des processus fluviaux.

DEFINITION DE LA CARACTERISATION D'UN COURS D'EAU

Kondolf (1995) p. 128, définit la caractérisation d'un cours d'eau comme "le rangement d'objets dans des groupes basés sur des caractéristiques communes". Ainsi, la classification permet d'inventorier les objets et de les classer.

Rosgen (1985) donne trois raisons pour une classification morphologique des rivières :

- 1) le besoin de fournir un cadre de référence consistant et reproductible (le milieu physique) pour ceux qui travaillent sur les systèmes fluviaux ;
- 2) le besoin d'extrapoler des données spécifiques récoltées pour un tronçon donné vers un autre tronçon avec des caractéristiques similaires ;
- 3) le besoin de prédire le comportement d'une rivière par son apparence. Concernant ce point, il est évident que le manque de données oblige à la prudence. L'exercice d'évaluation des potentiels d'évolutions du cours d'eau ne peut, dans l'état actuel, donner que des résultats très généraux.

L'objectif de cette étude est de définir l'activité potentielle du lit mineur au niveau des zones identifiées par la sectorisation. En fonction des données actuellement disponibles, les processus les plus probables (érosion du chenal, formation de bancs alluviaux) seront identifiés sur chaque zone. **Les processus seront présentés en terme de probabilité, les données existantes n'étant pas exhaustives. A l'issue de ce travail, les résultats seront présentés sous la forme d'une cartographie synthétique.**

Cet objectif s'appuie donc sur une classification des formes fluviales mesurables, c'est-à-dire **quantifiables** à des échelles spatiales différentes pour aboutir à une sectorisation amont-aval de la Garonne dans le secteur Toulouse – Malause. La méthode retenue pour aboutir à un résultat le plus objectif, conséquent et reproductible, se base largement sur la méthode de classification des rivières selon des critères morphologiques de Rosgen (1994, 1996).

LE CADRE CONCEPTUEL DE LA SECTORISATION GEOMORPHOLOGIQUE

Selon le concept des Hydrosystèmes Fluviaux (Amoros & Petts, 1993), on distingue à plusieurs échelles spatiales et, en ce qui concerne les processus (érosion, sédimentation etc.), à plusieurs échelles temporelles (FIG. 2) :

Le secteur fonctionnel qui est défini en fonction du régime hydrologique et de la charge alluviale transportée, combiné aux hétérogénéités de la vallée (changement de relief, de largeur, de pente) qui déterminent par interactions la forme en plan (par ex. cours d'eau à tresses, à méandres etc.). Un type de secteur se caractérise par un assemblage de formes spécifiques et de processus dynamiques qui, dans une large mesure, conditionnent l'habitat et le fonctionnement de biocénoses. Les ensembles fonctionnels, situés au sein de chaque secteur fonctionnel, sont par exemple l'ensemble du chenal ou un tronçon de chenal. L'hydraulique et le transport des sédiments sont pertinents à cette échelle et parmi les processus propres à cette échelle figurent par exemple la construction d'un banc d'alluvions, les dépôts de levée de berge ou la coupure d'un méandre par érosion.

Les unités fonctionnelles, situées au sein de chaque ensemble fonctionnel, sont des unités relativement homogènes par les paramètres abiotiques qui caractérisent le milieu, et par leurs peuplements végétal et animal. Il s'agit par exemple d'un seuil, d'une mouille ou d'un banc de galets dans une convexité de méandre.

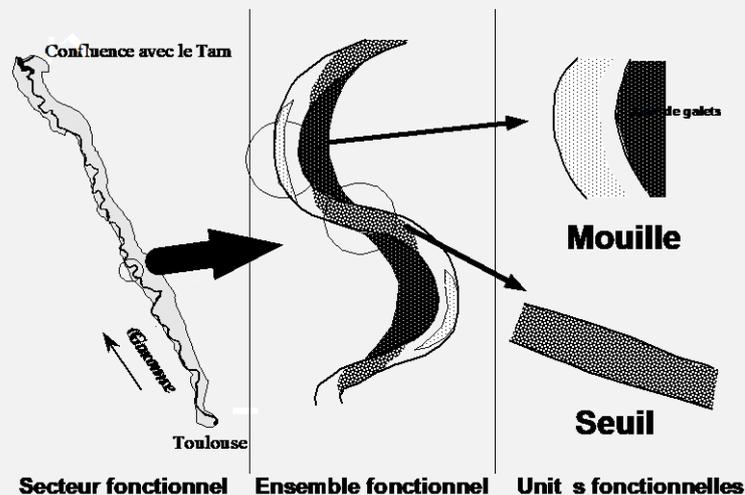


FIG. 2 : Les échelles spatiales selon le concept des hydrosystèmes fluviaux.

Au delà de cette hiérarchisation d'un hydrosystème fluvial selon Amoros & Petts (1993), on distingue ce que nous avons appelé pour la première fois les compartiments fonctionnels qui incluent le milieu physique et les micro-organismes, et qui se succèdent verticalement dans le chenal :

- le sous-écoulement et les bactéries (SE) ;
- l'épilithon : sédiments fins, biofilm, périphyton (E) ;
- la pleine eau avec le phyto- et bactérioplancton (PE).

Les caractéristiques abiotiques des compartiments fonctionnels sont donc directement déterminées par le milieu physique, c'est-à-dire par les unités fonctionnelles comme par exemple un seuil ou une mouille et la hauteur d'eau.

3-2) LE TRONÇON TOULOUSE – CONFLUENCE AVEC LE TARN AU SEIN DU BASSIN VERSANT DE LA GARONNE

Avant d'effectuer la classification des formes fluviales, il convient de situer le secteur Toulouse – confluence avec le Tarn au sein du bassin versant de la Garonne.

Géomorphologiquement, le tronçon compris entre Toulouse et la confluence avec le Tarn représente un secteur de transition entre la partie en amont de Toulouse, à pente toujours supérieure à 1 ‰, encaissé dans la terrasse würmienne, avec une plaine d'inondation réduite, et la partie en aval de la confluence du Tarn qui change profondément par le jeu du doublement de la surface du bassin versant et de la diminution de la pente qui passe en dessous des 0,5 ‰ (Lambert, 1988).

Dans ce tronçon, le régime de la Garonne est de type pluvio-nival. Le fleuve vient s'appuyer, sur la rive gauche, contre les falaises fluviales de la terrasse rissienne. L'encaissement relatif du lit mineur diminue de telle manière que la terrasse würmienne est fossilisée sous la plaine d'inondation actuelle à partir de Toulouse (Lambert, 1988). A l'aval de Toulouse, la plaine d'inondation exceptionnelle occupe donc désormais un espace de 2 à 4 km de largeur contre 250 m, en moyenne, en amont de Toulouse. Néanmoins, les zones les plus basses et les plus fréquemment inondées ne dépassent pas 350 m de largeur. Bien que la plaine d'inondation est déjà bien développée et les méandres présents, d'un point de vue hydrologique, ce tronçon peut encore être considéré comme une rivière de piémont, c'est à dire une rivière à pente relativement forte, capable de charrier des matériaux grossiers (DÉCAMPS et al., 1989).

De manière très générale, les caractéristiques suivantes du tronçon Toulouse – confluence avec le Tarn peuvent être retenues (voir chapitre I pour plus de précisions) :

- **le type de vallée** : une vallée large avec un système de terrasses pléistocènes bien développées et une large plaine alluviale à fond plat (pour plus d'informations, voir la partie I du rapport) ;
- **le style fluvial** : une forme en plan à méandre avec un indice de sinuosité proche de 1,3 ;
- **la forme générale du chenal** : un chenal unique relativement large (150 m en moyenne pour le secteur Toulouse confluence avec le Tarn) et plus ou moins profond ;
- **la pente** : une pente moyenne du chenal inférieure à 1‰ (0,8‰).

3-3) Méthodes

3-3.1) IDENTIFICATION DES VARIABLES UTILISEES

La dynamique fluviale peut être caractérisée par l'évolution de variables descriptives de la morphologie du lit et des formes fluviales (Hey, 1978).

SUR UN TRONÇON DE COURS D'EAU DONNE, HEY (1978) A ETABLI QUE LE/LES CHENAUX PRESENTENT 5 VARIABLES DE BASE APPELEES "VARIABLES LIBRES"

- largeur du chenal ;
- profondeur du chenal ;
- pente du chenal ;
- rugosité du lit ;
- forme en plan (style fluvial).

Le changement d'une variable va induire un ajustement du chenal qui correspond à une modification de la morphologie initiale du chenal. Parce que la morphologie fluviale est le produit de ces processus intégrants, les variables qui sont mesurables doivent être utilisées pour une caractérisation d'une rivière.

Pour ce travail de caractérisation de la Garonne, les paramètres retenus sont les suivants :

- la section en travers du lit mineur ;
- le profil longitudinal ;
- les formes fluviales dans le lit mineur (formes d'érosions, formes d'accumulations) ;
- la forme en plan.

La section en travers

La section en travers d'un chenal peut être décrite à l'aide de plusieurs variables obtenues à partir des profils en travers (FIG. 3 et FIG. 4).

LES VARIABLES DECRIVANTS LA SECTION EN TRAVERS

LA TAILLE de la section en travers

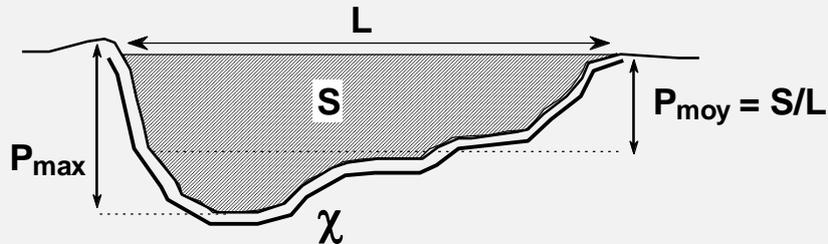


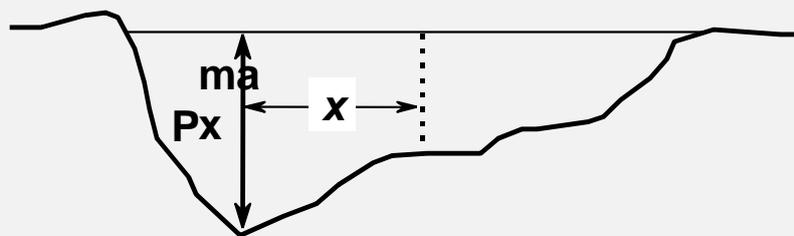
FIG. 3 : Géométrie d'un profil en travers. Les variables suivantes donnent des indications sur LA TAILLE de la section en travers :

- la largeur du chenal à plein bord (L) ;
- la profondeur moyenne du chenal ($P_{\text{moy}} : S/L$) ;
- la profondeur maximale du chenal (P_{max}) ;
- le périmètre mouillé (χ) ;
- La section mouillée (S).

LA FORME de la section en travers

La forme de la section en travers peut être déduite par la mise en relation des variables précédentes :

- le rapport largeur/profondeur qui indique la forme de la section d'écoulement : L/P (w/d) ;
- l'asymétrie : $2 * x * (P_{\text{max}} - P_{\text{moy}}) / S$ (FIG. 3.3) ;
- le rapport profondeur max./profondeur moy : $P_{\text{max}} / P_{\text{moy}}$.



$$A_2 = 2 * x * (P_{\text{max}} - P_{\text{moy}}) / S$$

FIG. 4 : Méthode de calcul de l'indice d'asymétrie.

Un chenal peut aussi être caractérisé par son **EFFICACITE HYDRAULIQUE** qui correspond à sa capacité à débit. Cette efficacité est mesurée à l'aide du rayon hydraulique ($R_H = S/\chi$)

LE PROFIL LONGITUDINAL ET LES FORMES FLUVIATILES

Ces données ont été obtenues à partir des profils en travers et du travail cartographique effectué sur le S.I.G. MAPINFO 4,5 (Cf. annexe).

A partir des profils en travers, nous avons pu mesurer :

- la pente du chenal (fond moyen et maxima du chenal et ligne d'eau de 200 m³/s) en m/m ;
- les séquences seuils-mouilles (alternances de zones plus ou moins profondes) ;

A partir de la cartographie MapInfo 4.5, ont été quantifiés :

- les bancs alluviaux (formes d'atterrissements) ;
- les affleurements de molasses (formes d'érosions).

Les aménagements, c'est à dire les protections de berges qui conditionnent fortement et directement la dynamique fluviale, sont également pris en considération dans la cartographie synthétique finale.

LES PARAMETRE NON DISPONIBLE DANS L'IMMEDIAT

Il est important de noter que des paramètres riches d'informations ne sont pas actuellement disponibles. Il s'agit des paramètres suivants :

- la largeur de la surface de l'eau à l'étiage de 1986 ;
- la rugosité ;
- le taux d'encaissement ;
- le rapport "meander belt width" / largeur du chenal à plein bord. Ce rapport décrit le degré de contenance latérale du chenal ;
- la granulométrie dominante du chenal (par ex. le D₅₀). Les matériaux constituant le fond du lit et les berges influencent la section en travers, la forme en plan et le profil en long d'une rivière. Il détermine également l'étendue du transport de sédiments et constitue la résistance au stress hydraulique. De plus, une évaluation de la nature et de la distribution du matériel constituant le chenal est nécessaire pour l'interprétation du fonctionnement biologique et la stabilité de la rivière. Le paramètre le D₅₀ (ou autre) est également nécessaire pour la détermination ou estimation de la capacité de transport de la charge de fond à partir d'équations empiriques ou semi-théoriques.

Cela devra être fait dans l'avenir (voir IV).

3-3.2) LES ECHELLES DE TRAVAIL

L'étude des cours d'eau passe avant tout par le choix des échelles spatiales et temporelles avec lesquelles il convient de travailler pour obtenir le résultat désiré. La première approche a concerné l'ensemble du secteur Toulouse – confluence avec le Tarn. Ainsi, des tronçons présentant des caractéristiques morphodynamiques homogènes ont été dégagés.

Une échelle plus fine a également été utilisée de façon à intégrer le fonctionnement physique mais également biologique des unités fonctionnelles. Des sous-tronçons homogènes ont été identifiés (FIG. 5).

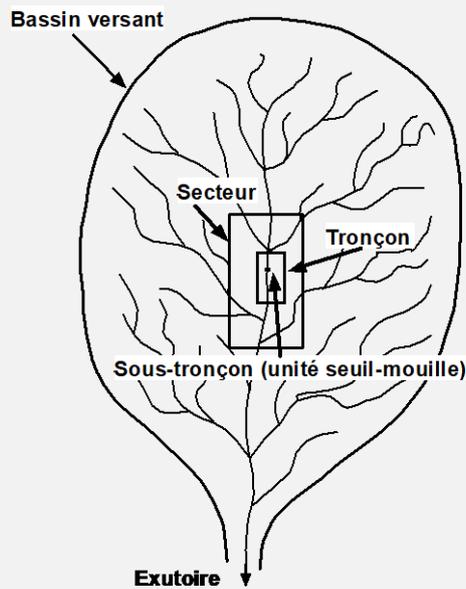


FIG. 5 : Les échelles de travail.

3-4) La sectorisation à l'échelle du secteur

Cette première grande étape de la caractérisation de la Garonne dans le secteur Toulouse – confluence avec le Tarn vise à dégager, à l'échelle du secteur Toulouse – confluence avec le Tarn, des tronçons homogènes.

3-4.1) LA PENTE DU CHENAL OU PENTE HYDRAULIQUE, BASE DE LA SECTORISATION

Dans un premier temps, les variables calculées à partir des profils en travers ont été représentées selon leur évolution amont – aval. Nous avons utilisé notamment la largeur et la section mouillée du lit à plein bord des profils en travers à l'échelle du secteur. Des légères tendances sont apparues, mais elles ne peuvent justifier une sectorisation.

Dans un deuxième temps, un ajustement linéaire a été fait sur le profil en long du fond moyen NGF (FIG. 6). Cette méthode, adaptée de celle de Richards (1976), est basée sur l'observation de l'écart ou résidu entre le point observé du profil en long et celui obtenu à l'aide de l'ajustement. Concrètement, la distance entre le point observé et la droite de régression est mesurée. On peut ainsi identifier trois grandes zones (FIG. 6) :

- 1) une première tranche caractérisée par des résidus positifs et qui correspond à une forme convexe ;
- 2) une deuxième tranche caractérisée par des résidus négatifs et qui présente une forme concave ;
- 3) une troisième tranche ayant de nouveau des résidus positifs mais qui présente un profil assez tendu, rectiligne.

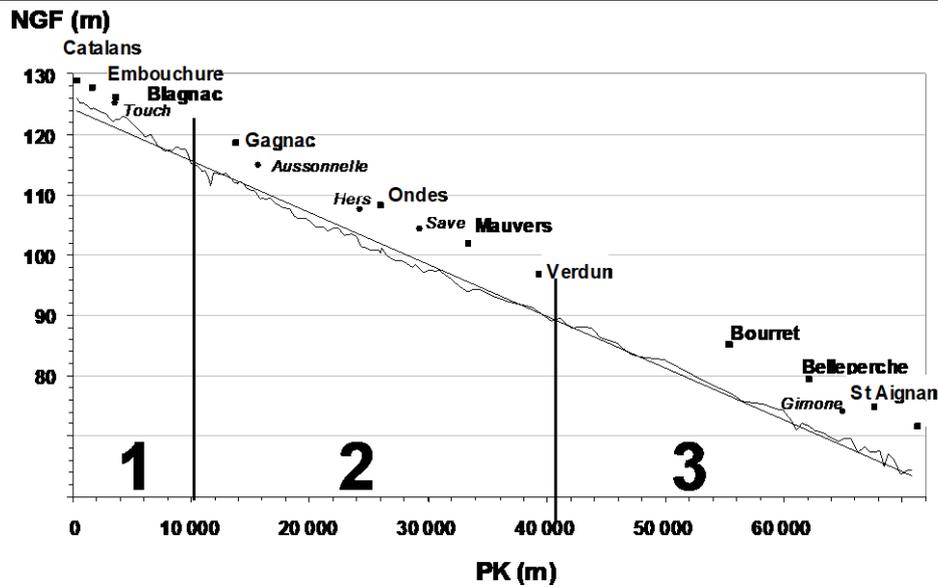


FIG. 6 : Ajustement linéaire sur le profil en long du fond moyen NGF. La pente est utilisée comme base de la sectorisation.

Ces variations sont directement liées à la pente générale du chenal. La pente du chenal et de la surface d'eau est déterminante pour la morphologie du chenal et pour les sédiments associés, l'hydraulique et le fonctionnement biologique. La pente contrôle, dans une large mesure, les processus d'érosions, de transports et d'accumulations de sédiments.

L'analyse du profil en long de la ligne d'eau 200 m³/s confirme l'existence de ces tronçons (FIG. 7).

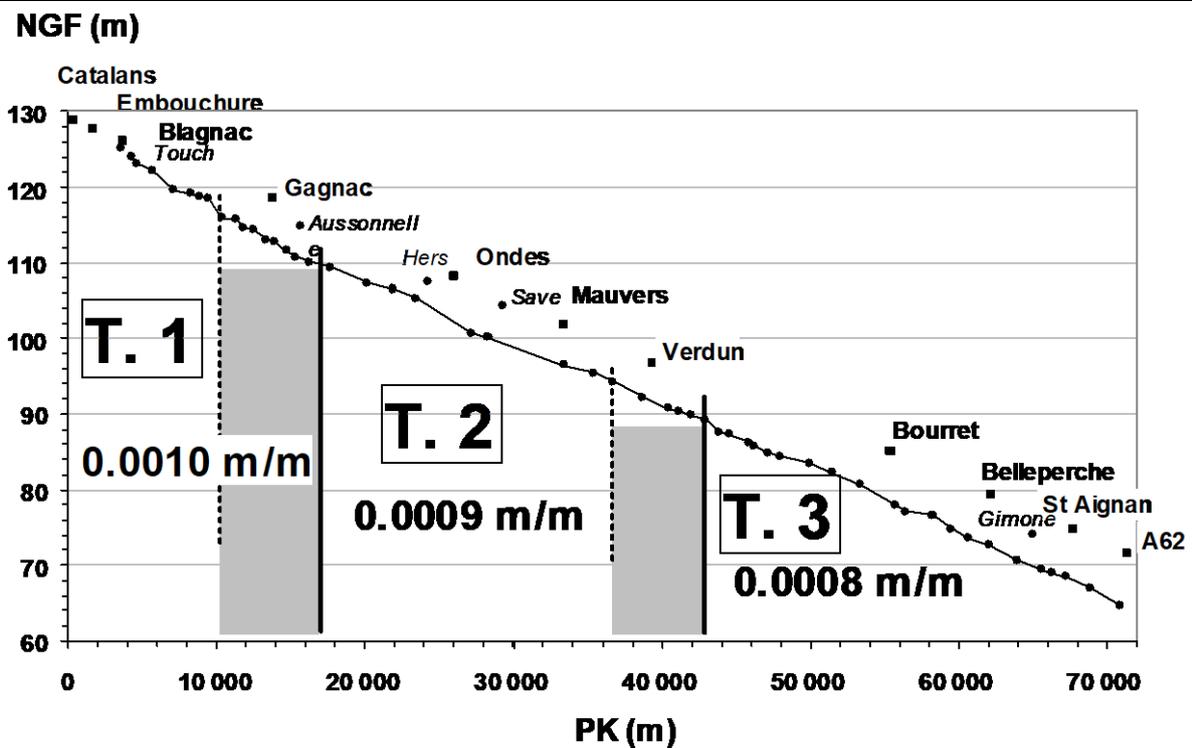


FIG. 7 : Profil en long de la ligne d'eau 200 m³/s et valeur de pente en m/m.

La différence est particulièrement marquée entre le premier tronçon convexe (pente : 0,0010 m/m) et le reste du secteur, c'est à dire les tronçons N°2 et N°3 (pente : 0,0009 m/m et 0,0008). La limite entre chaque tronçon doit être considérée comme une zone de transition (partie figurant en gris sur la figure 7) plutôt qu'une limite bien tranchée. Notons que dans le tronçon N°2, la concavité du profil en long tend à s'effacer à cause de la ligne d'eau.

3-4.2) LES PROCESSUS D'EROSION ET D'ACCUMULATION

A partir de la pente du fond du chenal et de la ligne d'eau 200 m³/s, la puissance du cours d'eau a été calculée. La puissance décrit le taux d'énergie dissipée par le cours d'eau pour surmonter les frottements internes, le frottement sur la paroi du chenal et le transport des sédiments. Elle donne des indications précieuses sur les phénomènes d'érosions et de transports des sédiments. Le calcul de la puissance est une façon simple de quantifier la capacité de travail d'un cours d'eau ou sa perte d'énergie (Bravard & Petit, 1997).

LA PUISSANCE SPECIFIQUE POUR QUANTIFIER LA CAPACITE DE TRAVAIL D'UN COURS D'EAU

Une façon simple de quantifier la capacité de travail d'un cours d'eau ou sa perte d'énergie est d'utiliser la notion de puissance (stream power). La puissance brute, exprimée en watt par mètre ($w.m^{-1}$), est donnée par l'équation :

$$\Omega = \rho g Q_b S \text{ [watt /mètre linéaire de l'écoulement].}$$

dans laquelle ρ est la masse volumique de l'eau ($1\,000\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$), g est l'accélération de la gravité ($9,8\text{ m} \cdot \text{s}^{-2}$), Q_b le débit à plein bord et S la pente moyenne de la ligne d'eau ou du talweg sur le tronçon considéré (en $m.m^{-1}$). Pour s'affranchir de l'effet de taille du cours d'eau, il est recommandé de rapporter la puissance à une unité de surface, c'est la puissance spécifique (unit stream power) exprimée en $w.m^{-2}$.

$$\omega = \Omega / w = \rho g Q_b S / w \text{ [watt/mètre carré du fond].}$$

Dans laquelle w est la largeur moyenne du chenal à plein bord (en mètre). Cette dernière méthode permet de comparer des tronçons de rivières ou des rivières entre elles.

Le calcul de la puissance spécifique (puissance rapportée à une unité de surface) à partir du profil en long (ligne d'eau 200 m³/s) montre une énergie plus forte dans le tronçon N°1. Néanmoins, la différence entre le tronçon N°1 et les tronçon N°2 et 3 n'est pas si marquée que cela. Cela est peut être dû à l'importance des espacements entre les profils dans le tronçon N°2 (FIG. 8).

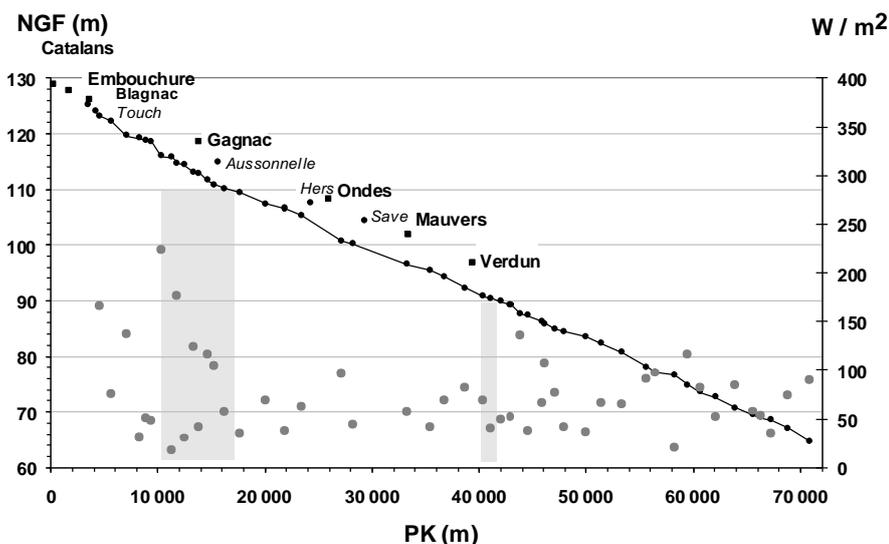
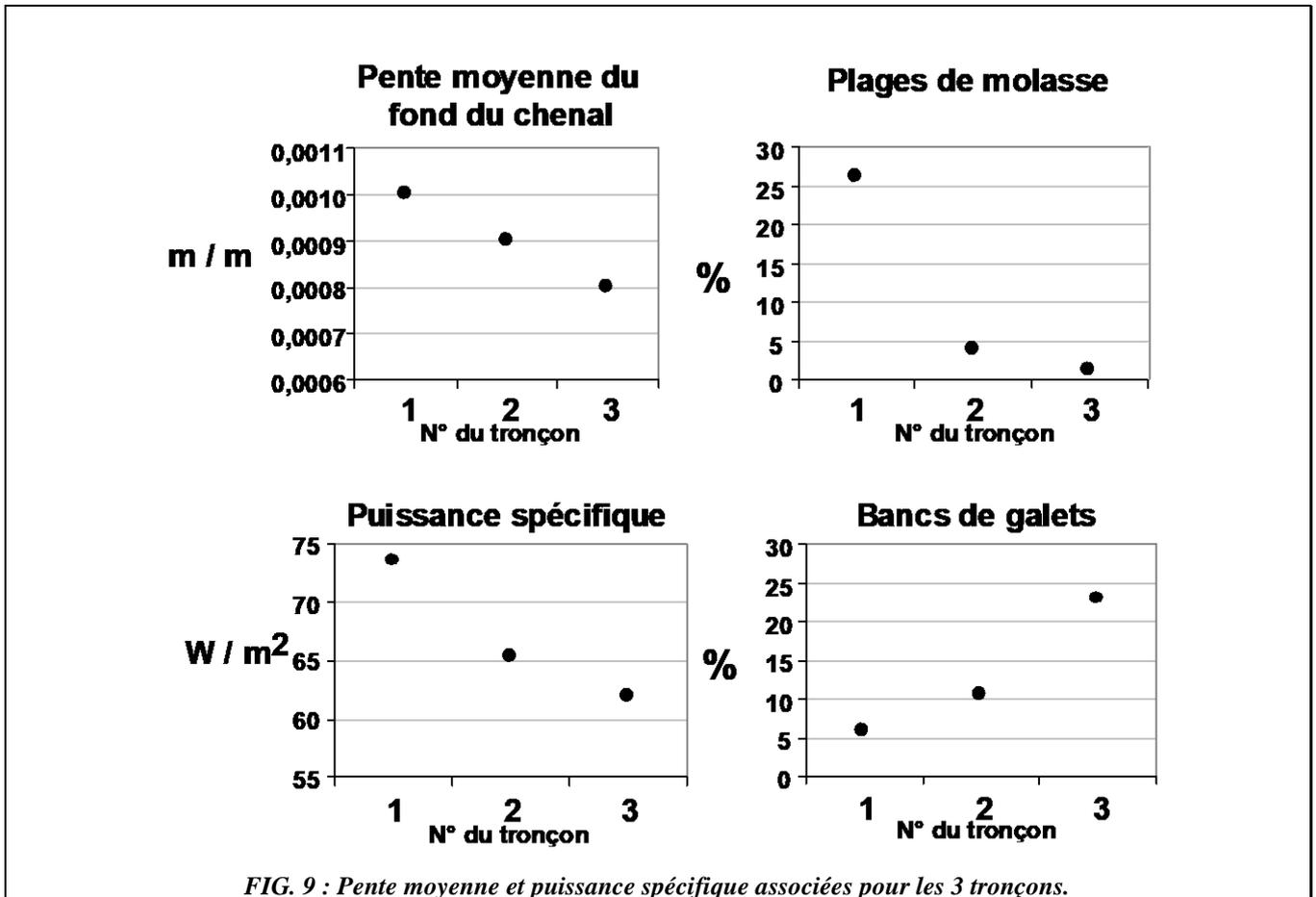


FIG. 8 : Puissance spécifique calculée à partir de la ligne d'eau de 200 m³/s.

Les formes d'érosion et d'accumulation observées dans le chenal de la Garonne

Par la suite, la pente moyenne a été calculée, ainsi que la puissance spécifique associée pour les 3 tronçons (FIG. 9). Ces calculs mettent en évidence un fort potentiel d'érosion dans le tronçon N°1 où l'on observe effectivement les pourcentages les plus élevés d'affleurement de molasse (forme d'érosion) calculés sur MapInfo 4.5. Le tronçon N°3, qui présente les valeurs de pente et de puissance spécifique les plus faibles, montre les pourcentages de bancs de galets (formes d'accumulations) les plus importants.



La dynamique des méandres

Les lits à méandres tel que la Garonne présentent des courbures alternées. Dans des conditions naturelles, la forme des méandres est en étroite relation avec le régime hydrologique, la nature des berges et la végétation riveraine.

L'analyse de la géométrie en plan ou morphométrie des méandres peut renseigner sur le potentiel d'érosion des cours d'eau. D'après Bravard & Petit (1997), l'évolution dans le temps du taux de migration des méandres, c'est-à-dire leur vitesse de translation, a fait l'objet d'une explication par sa mise en relation avec le rapport entre le rayon de courbure (r_c) et la largeur du chenal (w). E. J. Hickin (1978) a montré que sur la Beatton, en Colombie Britannique, la valeur du rapport entre le rayon de courbure et la largeur du lit (r_c/w) diminue au fur et à mesure que la courbure du méandre se referme, que la migration latérale est plus active pour une valeur de r_c voisine de 3 et que le recoupement se produit pour une valeur critique de $r_c/w = 2$ (voir FIG. 11). La Figure 11 nous permet d'identifier les zones où, d'après la méthode proposée par Hickin, le tracé en plan de la Garonne peut, potentiellement, évoluer rapidement.

LA GEOMETRIE DES MEANDRES

Pour l'étude de la géométrie des méandres, les variables suivantes sont utilisées :

- le rayon de courbure ;
- la longueur d'onde
- l'amplitude ;
- l'indice de sinuosité.

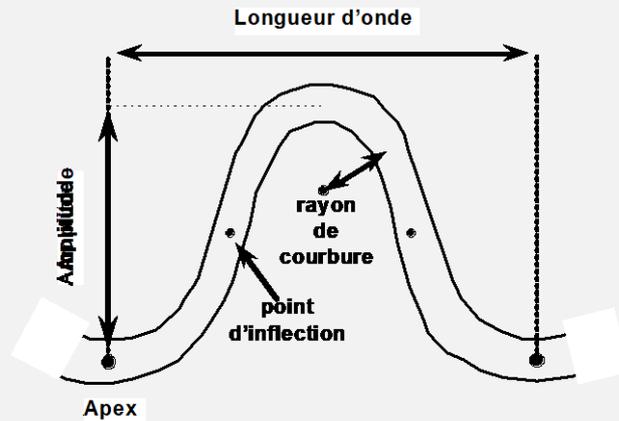


FIG. 10 : Géométrie des méandres

Tableau 11 : Morphométrie des méandres pour les 3 tronçons

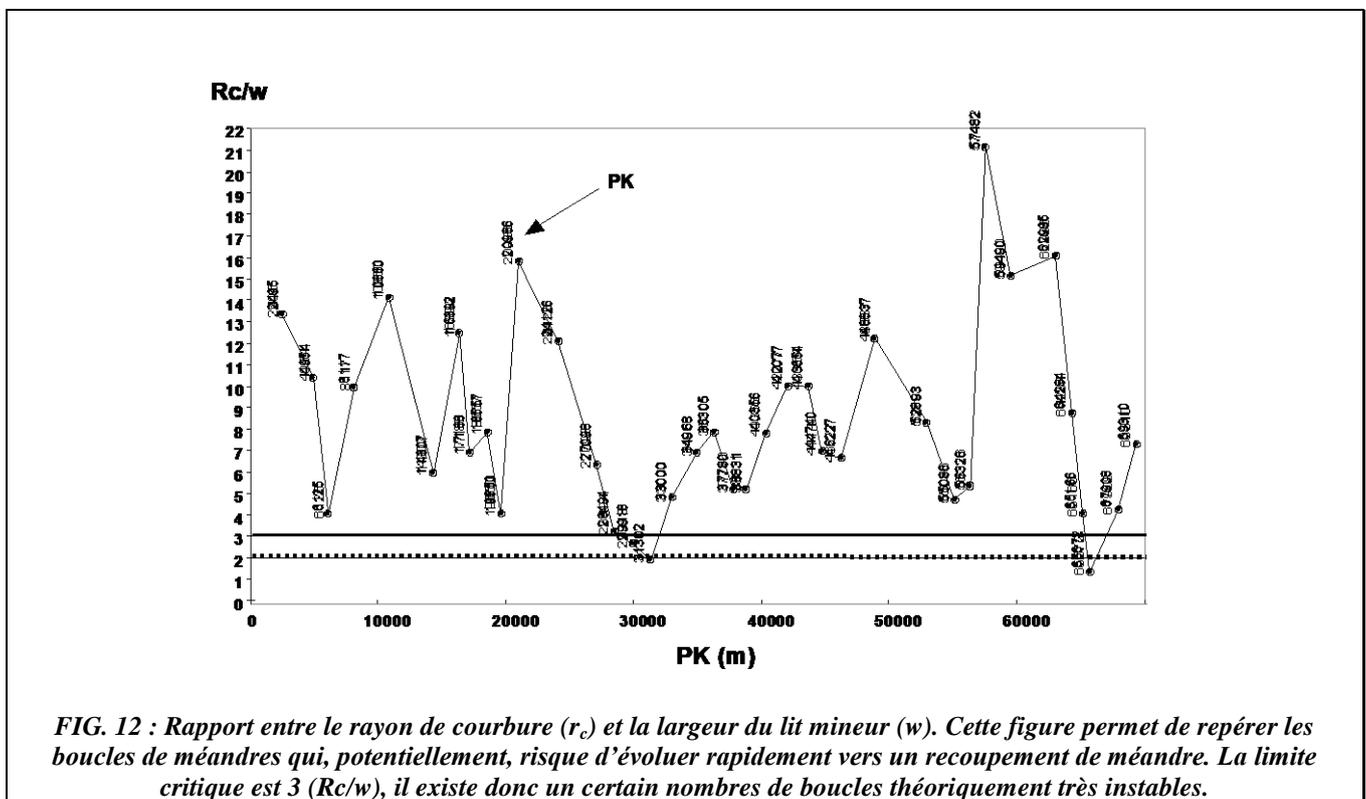
	Indice de sinuosité	Longueur d'onde	Rayon de courbure moyen
Tronçon N°1	MOYENNE : 1,14	MOYENNE : 3 740	MOYENNE : 1 640
	Ecart type : 0,11	Ecart type : 1 320	Ecart type : 702
	Max. : 1,30	Max. : 5 300	Max. : 2 350
	Min. : 1,02	Min. : 2 150	Min. : 650
Tronçon N°2	MOYENNE : 1,24	MOYENNE : 2 765	MOYENNE : 1 100
	Ecart type : 0,18	Ecart type : 1 010	Ecart type : 677
	Max. : 1,76	Max. : 5 150	Max. : 2 950
	Min. : 1,06	Min. : 1 900	Min. : 350
	MOYENNE : 1,25	MOYENNE : 2 941	MOYENNE : 1 294

Tronçon N°3	Ecart type : 0,19	Ecart type : 1 200	Ecart type : 616
	Max. : 1,78	Max. : 5 300	Max. : 2 425
	Min. : 1,04	Min. : 1 350	Min. : 300

Le calcul des variables a été effectué pour chacun des trois tronçons. Les différences ne sont pas significatives d'un point de vue statistique. Néanmoins, on observe **des tendances**, à savoir :

- Dans le tronçon N°1 : un rayon de courbure moyen et une longueur d'onde moyenne des méandres plus important. L'indice de sinuosité moyen y est plus faible.
- Le tronçon N°1 présente une légère tendance à moins méandrer que les tronçons N°2 et N°3.

Le rapport entre le rayon de courbure (r_c) et la largeur du lit mineur a également été calculé pour chaque boucle de méandre entre Toulouse et la pont de l'A62 (FIG.12).



La dynamique de la morphologie du chenal : taille, forme et efficacité hydraulique

Ici sont calculés, à partir des profils en travers, les variables décrivant la section en travers : la taille, la forme et l'efficacité hydraulique (voir 3-3.1 Identification des variables utilisées).

Les profondeurs moyenne et maximale du chenal à plein bord, le périmètre mouillé, la section mouillée et le rayon hydraulique du chenal sont révélateurs de la forme transversal du chenal. Celle-ci est façonnée par l'écoulement même du cours d'eau lors des débits « morphogènes ». Elle façonne en retour le mode d'écoulement de l'eau qui relève des lois de l'hydraulique fluvial, de la mécanique des fluides (Lambert, 1996).

Les résultats montrent des différences statistiquement significatives (ANOVA) entre le tronçon N°1 et les deux autres.

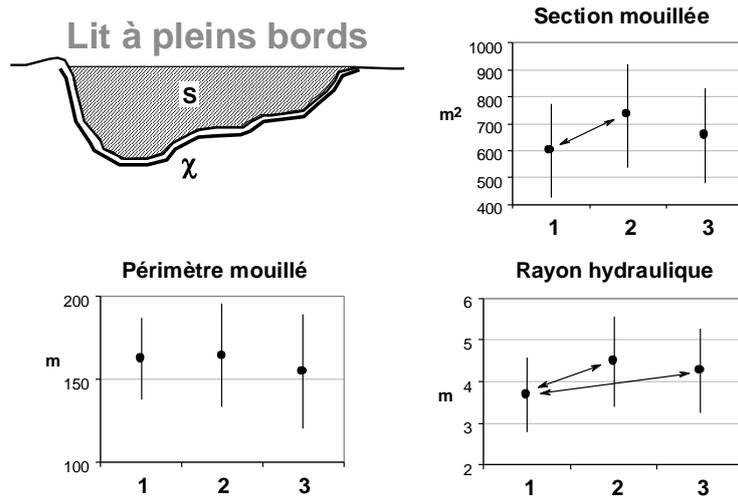


FIG. 13 : La section mouillée et le rayon hydraulique pour les 3 tronçons.

Les deux variables (**section mouillée et rayon hydraulique**) ont des valeurs moins importantes dans le tronçon N°1 (FIG. 13). Cela s'explique probablement par l'endiguement important du premier tronçon. En ce qui concerne la **profondeur maximale** et la **profondeur moyenne** pour le lit à plein bord (FIG. 14), on observe également entre le tronçon N°1 et les tronçons N°2 et N°3 des différences significatives d'un point de vue statistique. Ainsi, la profondeur est plus faible dans le tronçon N°1.

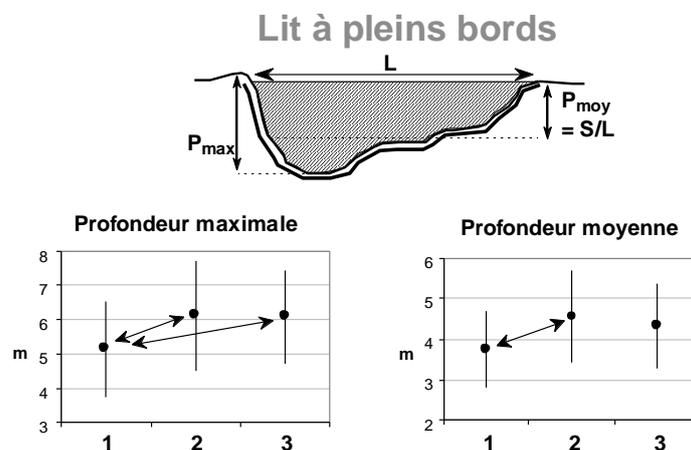


FIG. 14 : Profondeur maximale et profondeur moyenne pour les 3 tronçons.

Concernant la largeur du lit mineur à plein bord, il n'y a pas de différences significatives entre les tronçons.

3-4-3) SYNTHÈSE

Pour résumer, ce sont principalement la pente et l'énergie qui lui est associée (la puissance spécifique), les affleurements de molasses et les bancs de galets (formes d'érosions et formes d'accumulations) qui nous ont permis de caractériser les 3 tronçons. La relation entre les variables paraît cohérente :

Dans le tronçon N°1 :

- 1) la pente est relativement forte ;
- 2) donc la puissance spécifique relativement forte ;
- 3) la capacité d'érosion et de transport est plus importante dans ce premier tronçon ;
- 4) on y trouve effectivement de grandes surfaces où affleure la molasse.

Dans les tronçons N° 2 et 3 :

- 1) la pente est moins forte ;
- 2) donc la puissance spécifique est plus faible ;
- 3) la capacité d'érosion et de transport est par conséquent diminuée ;

on y trouve effectivement plus de bancs de galets qui sont des formes de dépôts.

Tableau 15 : Différences entre le tronçon N° 1 et les tronçons N° 2 et 3 : tableau récapitulatif

Variables	Tronçon N° 1	Tronçon N° 2 et N° 3
Pente	+	-
Puissance spécifique	+	-
Sinuosité des méandres	-	+
Processus d'érosion	+	-
Processus d'accumulation	-	+
Formes fluviales dominantes dans le chenal	Molasse	Bancs de galets + molasse

3-5) La sectorisation à l'échelle du sous-tronçon

L'objectif est de réaliser une sectorisation du cours d'eau à une échelle où les processus biologiques peuvent être pris en compte. Au sein des ensembles fonctionnels, les seuils et mouilles apparaissent comme des unités fonctionnelles relativement homogènes par leurs paramètres abiotiques et biotiques (peuplement végétal et animaux). Ces unités fonctionnelles représentent une échelle pertinente pour atteindre le but énoncé.

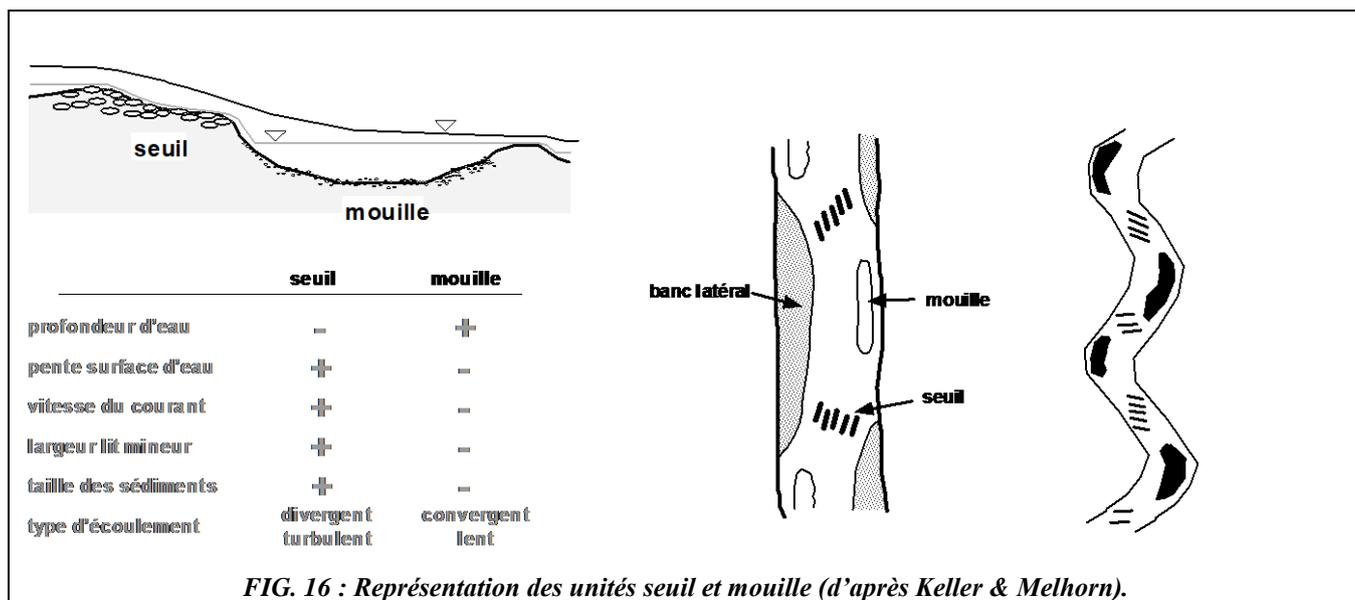
3-5.1) LES UNITES FONCTIONNELLES SEUILS ET MOUILLES : DEFINITION ET CHOIX METHODOLOGIQUE

3-5.1.1) Définitions

La définition, l'identification et l'explication des unités seuils et mouilles sont basées sur des critères topographiques mais aussi sur la genèse et le maintien de ces formes. Cette multiplicité de critères marque l'importance de définir clairement ceux qui seront utilisés pour identifier ces unités (Knighton, 1986).

DEFINITION DES SEUILS ET DES MOUILLES

D'après P. George (Dictionnaire de la géographie, 1970), un seuil est un secteur peu profond dans le lit d'un cours d'eau, parfois oblique par rapport à son axe et situé entre deux parties plus profondes ou mouille (FIG. 16).



Le critère permettant de définir les seuils et les mouilles que nous retenons, est d'ordre topographique. Nous considérons, pour notre étude, qu'un seuil est un haut fond du lit fluvial et une mouille un creux ou fosse sur le fond du lit fluvial.

Il n'est pas approprié de discuter ici en détail de la formation et du maintien de ces formes dans le chenal d'un cours d'eau.

Retenons simplement qu'une discontinuité dans le lit mineur à un endroit donné ($x = 0$), c'est-à-dire un obstacle permanent comme par exemple les culées d'un ponts, provoque la formation de vastes tourbillons et peut être à l'origine de la mise en place d'une séquence seuils – mouilles (Clifford, 1993) (FIG. 16).

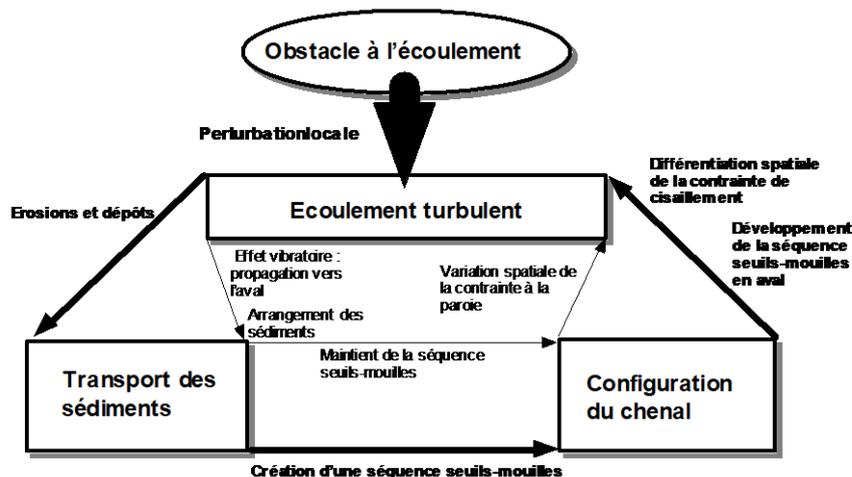


FIG. 16 : Les interactions entre l'écoulement et la forme du lit dans une séquence seuils – mouilles, origine et maintien de la séquence (d'après Clifford, 1993). Les flèches les plus épaisses, à l'extérieur, représentent la mise en place tandis que les flèches à l'intérieur représentent le maintien de la séquence.

De cette manière, le champ des vitesses se trouve être la même à une distance $x = 2\pi L$, $x = 4\pi L$, etc., avec une tendance opposée à $x = \pi L$, $x = 3\pi L$ (L représente la longueur de la perturbation). Ainsi, comme l'explique Bravard & Petit (1997), associé à cette fluctuation du champ des vitesses, le transport des sédiments varie selon la position, la disposition des zones de dépôt et d'érosion en alternance se ferait en interaction avec l'écoulement.

L'échelle de la variable pour laquelle la structure de la macroturbulence peut se présenter de la façon la plus probable est la largeur du chenal (w) : 150 m de largeur moyenne pour le secteur Toulouse – confluence avec le Tarn. La largeur du chenal conditionne le développement de cellules de courant secondaire.

Richards (1976) considère que la perturbation fondamentale des vitesses qui est égale à $2\pi L$ est adapté au développement des séquences seuils-mouilles. Ainsi, $2\pi w = \lambda/2$ puisqu'il y a en théorie deux seuils et deux mouilles par méandre (λ représente la longueur d'onde des méandres).

3-5.1.2) Méthodologie : la méthode Richards pour l'identification des unités seuils et mouilles de la Garonne

L'identification des unités seuils et mouilles d'un cours d'eau n'est pas aisée et aucune méthode n'est encore entièrement satisfaisante.

LES PROBLEMES LIES A L'UTILISATION DE LA LIGNE D'EAU POUR IDENTIFIER LES SEUILS ET MOUILLE

Yang (1971) propose d'utiliser la ligne d'eau de telle manière que les seuils sont définis comme les portions qui ont un gradient d'énergie (calcul de la ligne d'énergie, voir Bravard & Petit, 1997 p.41) supérieur à la moyenne de la séquence complète. Mais cette méthode, comme toutes les méthodes basées sur les conditions d'écoulement, souffre des variations temporelles (Richards 1976). Le degré de différenciation entre les unités sera affecté par les conditions d'écoulement. Il est vrai que les profondeurs moyennes et que l'énergie dans les seuils et les mouilles adjacentes convergent en même temps que le débit augmente et se rapproche du débit à plein bord (Leopold et al. 1964, p. 206 ; Langbein & Leopold, 1966).

La topographie du fond du lit représente un indicateur relativement stable de la présence de séquences seuils-mouilles.

En ce sens, nous le savons, une mouille présente une topographie basse tandis qu'un seuil est une forme élevée produite par des accumulations de matériaux plus grossiers ou par un affleurement dans le fond du lit d'un niveau résistant. **Notre définition objective des seuils et mouille qui servira comme base de travail est donc de considérer les seuils et mouilles comme des topographies hautes et basses dans le chenal à une échelle non affectée par les accumulations temporaires de sables au cours des basses eaux.** La topographique sera donc l'unique critère que nous utiliserons pour la différenciation entre les seuils et les mouilles. Il est bien évident que cette méthode présente quelques lacunes qui devront être comblées dans l'avenir (voir chapitre IV).

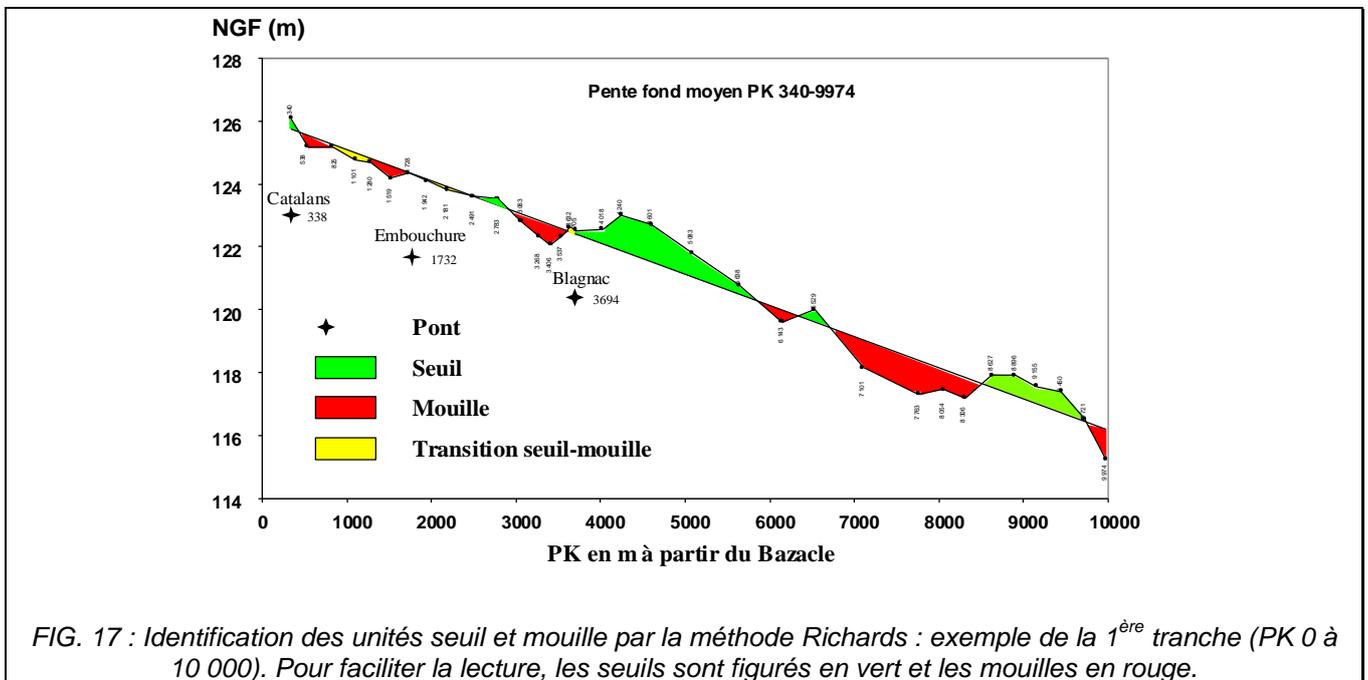
LA « METHODE RICHARDS »

Afin de d'identifier les hauts fonds et les secteurs peu profond, c'est-à-dire les mouilles et les seuils, Richards (1976) propose d'utiliser une régression sur le fond moyen du lit afin d'obtenir des résidus positifs (seuils) et des résidus négatifs (mouilles). Ainsi, les mouilles et les seuils sont respectivement les résidus négatifs et les résidus positifs d'un ajustement du fond moyen du lit.

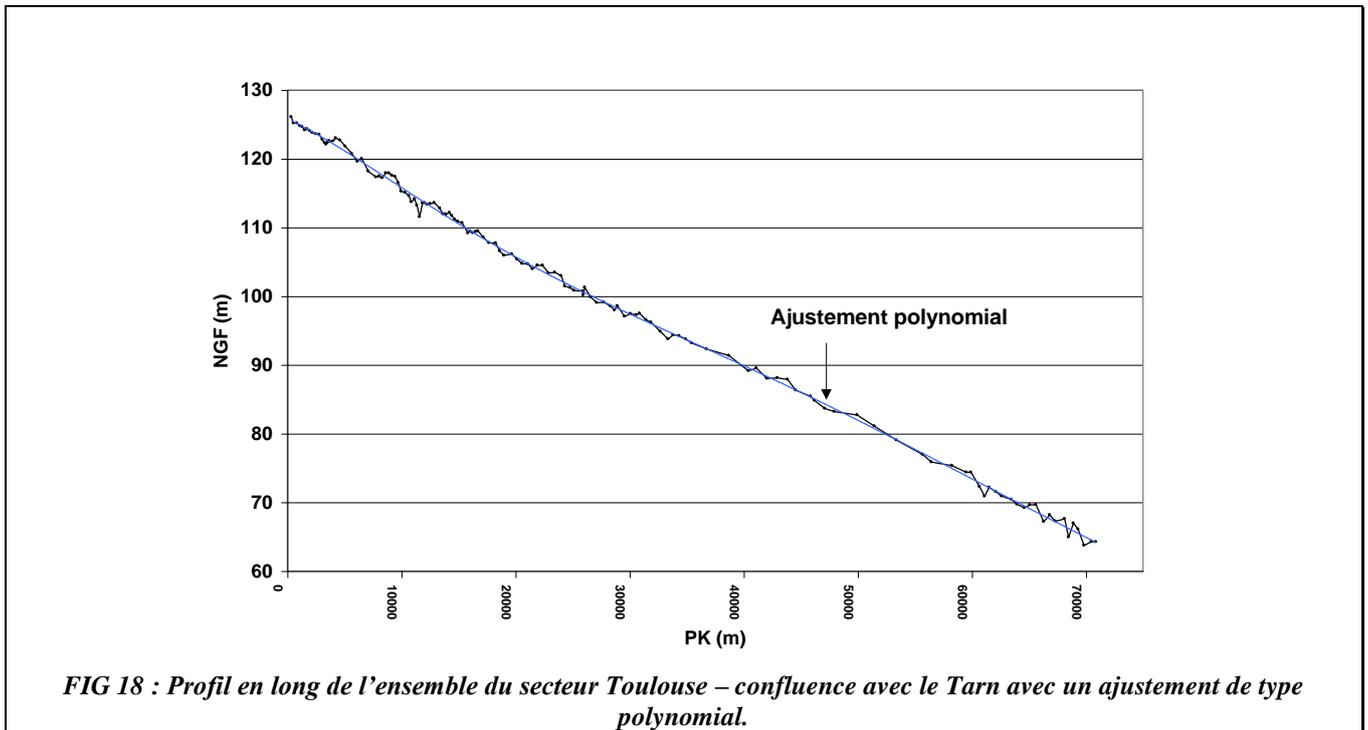
Le fond moyen du lit est obtenu de cette manière : à chaque profils en travers dont nous disposons, nous avons calculé la profondeur NGF moyenne. Nous obtenons alors un profil en long qui est la représentation du fond NGF moyen de la Garonne. Nous avons également calculé le fond NGF maxima. Néanmoins, il semble préférable d'utiliser le fond NGF moyen car cela présente l'avantage d'effacer les artefacts tels que, par exemple, un chenal sur-creusé localement sur une très faible proportion du profil en travers. Dans ce cas, un seuil pourrait apparaître en résidu négatif.

Pour ce qui est du choix de l'ajustement, il est bon d'utiliser un ajustement linéaire pour une portion relativement courte (Richards, 1976). Des régressions plus complexes mais moins satisfaisantes seront utilisées pour des portions de cours d'eau relativement longue. On utilise souvent des régression de types polynomiales.

Pour identifier les séquences seuils-mouilles dans le secteur Toulouse – pont de l'A62, nous avons choisi de diviser l'ensemble du secteur (70 km) en 7 tranches de 10 km chacune. Ce découpage est arbitraire mais il nous offre la possibilité d'effectuer des ajustements linéaires - ce qui représente la meilleure solution - à chaque tranche (FIG. 17).



Notons que, pour le secteur dans sa totalité, quasiment les mêmes résidus que ceux des ajustements linéaires en pratiquant un ajustement de type polynomial ont été obtenus (FIG. 18).



Les résidus obtenus par régressions linéaires ont été utilisé par la suite afin de vérifier par si les deux types d'unités fonctionnelles présentent effectivement des différences significatives d'ordre morphodynamiques.

3-5.2) VALIDATION DES RESULTATS DE LA METHODE RICHARDS PAR LES CALCULS THEORIQUES D'ESPACEMENT MOYEN ENTRE LES SEUILS ET LES MOUILLES

Il existe des calculs théoriques qui permettent d'estimer l'espacement moyen entre les unités seuil et mouille. Il semble que la théorie s'accorde assez bien avec les mesures réelles. Il existe, en effet une bonne adéquation entre la théorie et la réalité dans le secteur Toulouse – confluence avec le Tarn. **Cela nous amènes à penser que, de manière naturelle, les seuils de la Garonne, dans le secteur Toulouse – confluence avec le tarn, tendent s'espacer les uns des autres d'une distance moyenne de 900 m.** La méthode Richards semble donc apte a mettre en évidence les unités seuil et mouille dans le chenal de la Garonne.

Tableau 19 Espacement des seuils entre eux et longueur d'onde des méandres : tableau récapitulatif

Les calculs théoriques	Mesures réelles à partir des cartes topo., de MapInfo 4.5 et des profils en travers	Résultats des calculs théoriques
Espacement moyen des seuils entre eux : $2\pi w$ <i>w</i> représente la largeur du lit mineur à plein bord.	990 m	$2 \cdot \pi \cdot 150 = 942 \text{ m}$
Espacement moyen des seuils entre eux (Leopold & Wolman (1957) in Clifford (1993)) : 5 à 7 fois la largeur du lit mineur	990 m	$6 \cdot 150 = 900 \text{ m}$
Longueur d'onde moyenne des méandres : $\lambda = 10.9 \cdot w^{1.1}$	2 900 m	$10,9 \cdot 150^{1.1} = 2698 \text{ m}$

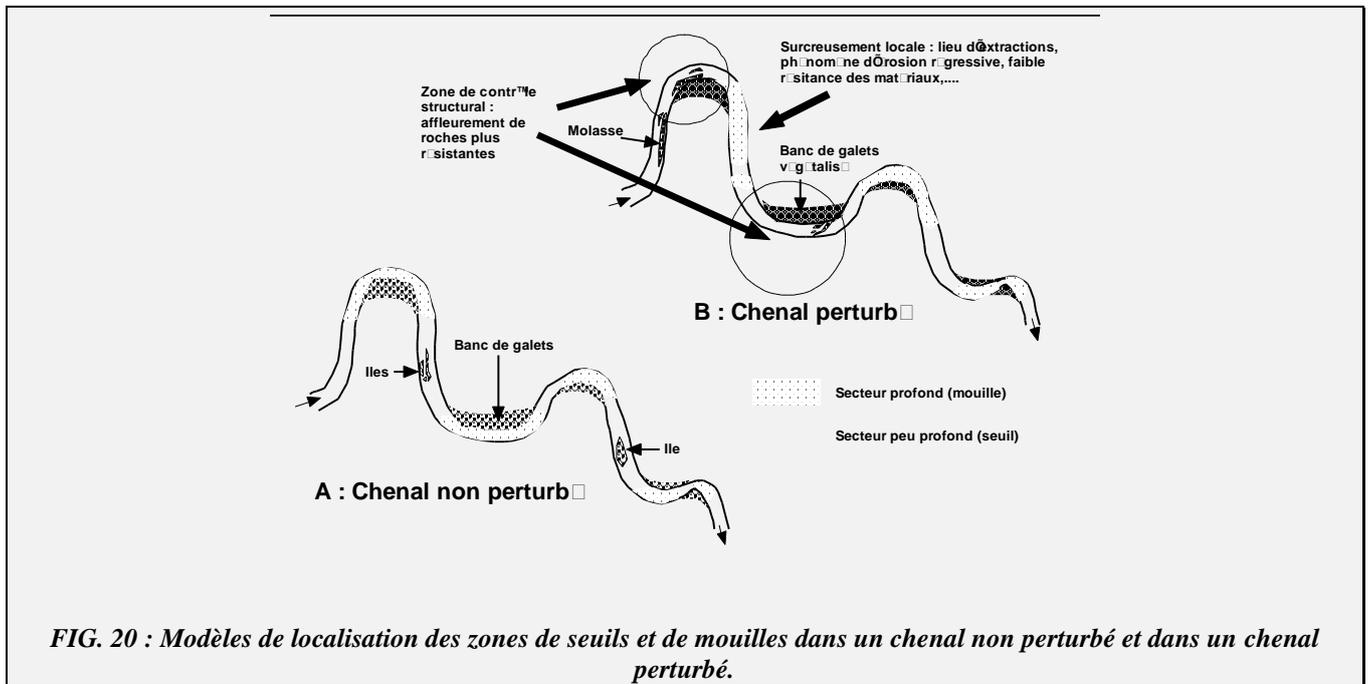
Néanmoins, il convient de rester prudent au sujet de l'interprétation des alternances seuil – mouille de la Garonne. En effet, comme nous l'avons développé dans le chapitre I, la Garonne et un système largement perturbé par l'homme. Les unités seuils et mouilles, dans leur disposition et leur fonctionnement, ont probablement soufferts des impacts anthropiques.

Puisque la Garonne est un cours d'eau largement perturbé par l'activité humaine, il est légitime de penser que la configuration des séquences seuils-mouilles a été perturbée. De plus, il est à noter qu'il existe des seuils rocheux affleurants dans le chenal de la Garonne. Il s'agit d'affleurements de roches plus résistantes dans le talweg (par exemple des bancs de calcaires) qui exercent un contrôle sur le profil en long. Ces seuils sont constitués par la roche en place et non par des accumulations de matériaux grossiers mais représentent également des zones où la profondeur d'eau est plus faible et immédiatement en aval desquelles la pente est plus forte et l'écoulement plus turbulent.

Ainsi, nous avons effectué des corrélations entre les seuils et mouilles (résidus : écart en m entre le fond moyen NGF et la droite de régression) et, d'une part l'indice d'asymétrie : $2 \cdot x \cdot (P \text{ max} - P \text{ moy}) / S$; d'autre part la situation en plan du chenal au niveau du profil (portion rectiligne : point d'inflexion ; ou portion courbe : apex).

Rappelons qu'il est courant de trouver les profils asymétriques au niveau des mouilles et que les seuils se trouvent en générale au niveau des point d'inflexion des méandres, c'est-à-dire dans des portions relativement rectilignes.

Les résultats montrent que l'on ne trouve pas systématiquement les mouilles au niveau dans les concavités et les seuils au niveau des points d'inflexions ; les profils asymétriques ne correspondent pas systématiquement avec les mouilles. Ainsi, le schéma classique semble perturbé (FIG. 20).



Pour cette raison, il est préférable de rester prudent et de ne considérer les seuils et les mouilles de la Garonne identifiés par la méthode Richards uniquement selon le critère topographique, à savoir que les seuils sont des zones plus élevées et les mouilles des zones plus basses dans le chenal.

3-5.3° VALIDATION DE LA METHODE RICHARDS PAR LA MISE EN RELATION ENTRE LES UNITES SEUIL, UNITES MOUILLES ET LES DIFFERENTES VARIABLES

Les seuils et les mouilles présentent, en théorie, une morphologie et une dynamique qui diffèrent. **Les seuils identifiés selon le critère topographique représenteraient les zones potentiellement les plus actives dans le sens géomorphologique (abiotique) et également dans le sens écologique (biotique).** L'équipe « interface » du CESAC travaille d'ailleurs sur le sujet en essayant de démontrer que les échanges de nutriments (Phosphore (P), Azote (N), carbone (C)) entre les interfaces (eau de surface, épilithon, sous-écoulement) sont plus importants dans les zones de seuils. Les zones de seuil représenteraient, par exemple, des zones préférentielles de rétention du phosphore (Voir FIGURES 35 ; 36 ; 37).

Nous insistons bien sur le fait qu'il s'agit de potentiels car il est évident que les portions de Garonne aménagées contre les divagations n'ont que peu de possibilité d'évoluer dans le sens latéral. Le but est de mettre en évidence pour le secteur Toulouse – confluence avec le Tarn afin de savoir si les unités seuil et mouille identifiées par la méthode Richards suffisent à justifier une sectorisation en sous-trançons.

3-5.3.1) Description et intérêt des variables mises en relation avec les unités seuil – mouille ou résidus des ajustements linéaires

LE RAPPORT LARGEUR/PROFONDEUR (WIDTH/DEPTH) :

Le rapport largeur/profondeur est d'un grand intérêt pour la connaissance de la répartition des courants secondaires. C'est la clé pour comprendre la distribution de l'énergie disponible dans un chenal et l'aptitude des différents débits à transporter des sédiments. Un w/d faible indique que l'érosion se fait plutôt dans le sens vertical. Un w/d important indique que l'énergie se dissipe plutôt latéralement par érosion des berges.

Le w/d varie avec :

- la dimension de la section mouillée pour une pente donnée ;
- la rugosité de la paroi en fonction de l'écoulement et du régime du débit solide ;
- des facteurs d'érodabilité qui incluent la nature du matériel constituant les berges ;
- la distribution de l'énergie (contrainte de cisaillement sur la paroi) dans le chenal.

Rosgen (1996), explique que les rivières et les secteurs de cours d'eau présentant un w/d important sont les plus instables.

L'augmentation du w/d est généralement associé à la réduction de la stabilité des berges ou à l'augmentation de la charge de fond (Piegay & al., 1996).

L'augmentation du rapport largeur / profondeur se traduit théoriquement de cette manière :

- augmentation des forces de cisaillement sur les berges, accélération de l'érosion latérale des berges ;
- augmentation de l'approvisionnement en sédiments du chenal par l'érosion des berges ;
- diminution de la capacité de transport et dépôt suite à une diminution de la vitesse moyenne, la contrainte de cisaillement et la puissance fluviale ;
- de nouveau, érosion des berges ;
- et ainsi de suite, ou peut-être création d'un nouveau chenal plus étroit mais plus profond et construisant ainsi une nouvelle zone riveraine ou plaine d'inondation.

LA PUISSANCE SPECIFIQUE (Ω) :

Nous nous sommes déjà servi de la puissance spécifique pour la sectorisation à l'échelle des tronçon (voir 3-4.2 : encadré « La puissance spécifique pour quantifier la capacité de travail d'un cours d'eau »)

L'instabilité du lit mineur augmente en fonction de l'augmentation de la puissance spécifique. Pour A. Brookes (1988), cité par Bravard & Petit (1997), le seuil de 35 w.m^{-2} séparerait les cours d'eau non sujets aux érosions de berges et les cours d'eau susceptibles de se réajuster après des travaux de rectification.

La puissance spécifique (ainsi que la taille du matériau qui constitue la charge de fond) semble représenter un facteur critique pour le passage du style à chenal unique au style en tresse (Bravard & Petit, 1997).

R. I. Ferguson (1981), cité par Bravard & Petit (1997), a établi une classification des méandres selon leur activité, celle-ci étant ici cernée par le biais de la puissance spécifique de la rivière. Les méandres libres se rencontrent en général dans des rivières qui développent des puissances de 10 à 100 w.m^{-2} . Les méandres actifs non confinés nécessitent des puissances spécifiques au moins supérieures à 30 w.m^{-2} . Les méandres libres inactifs se rencontrent pour des valeurs de puissance inférieures à 15 w.m^{-2} .

LA PENTE (m/m)

La pente longitudinale est une variable très importante. La puissance spécifique du cours d'eau dépend dans une large mesure de celle-ci. Ainsi, c'est la morphodynamique du cours d'eau qui dépend largement de cette variable. Pour simplifier à l'extrême, une pente forte est favorable aux phénomènes d'érosions et de transports tandis que les atterrissements et les accumulations de sédiments se produisent de préférence là où la valeur de pente diminue. Nous avons pu constater ce phénomène lors de la sectorisation à l'échelle du secteur.

LA LARGEUR DU LIT MINEUR (m)

A l'échelle des sous-tronçons, la largeur du lit mineur est une variable intéressante pour déterminer si l'énergie du cours d'eau se dissipe plutôt dans le sens latéral ou dans le sens vertical. L'étude de la géométrie du chenal d'une rivière de tête de bassin en Cornwall (Angleterre) révèle une augmentation systématique de la largeur du chenal au niveau des seuils (Richards, 1976). Dans cet exemple, le chenal tend à s'élargir de 15% dans les sections seuils où les accumulations de matériaux grossiers tendent à diriger l'écoulement contre les berges. Il semble que les zones les plus larges correspondent au secteur qui se trouve immédiatement en aval du sommet du seuil.

En plus de ces variables, nous avons également pris en compte l'instabilité du lit mineur (déplacement maximum du lit mineur de la Garonne calculé pour la période 1833-1860 à partir de cartes anciennes). Néanmoins, il semble évident que les résultats de ce travail, réalisé pour une seule période de temps, présentent de grandes lacunes. L'idéal serait de calculer les déplacements du lit sur une période de temps la plus longue possible (dans la limite offerte par les documents cartographiques et photographiques existants) et à des pas de temps d'environ 20-30 ans. La mesure du déplacement du lit mineur serait rapportée en mètre par an. Seule une étude diachronique complète sera susceptible d'être exploitée. Cet exercice n'est donc, dans ce rapport, qu'une première approche dont le but est de montrer son intérêt. **Les premiers résultats sont effectivement prometteurs** mais n'ont pas été rapportés ici.

3-5.3.2) Mise en évidence de la différenciation morphodynamique entre les unités seuil et les unités mouille

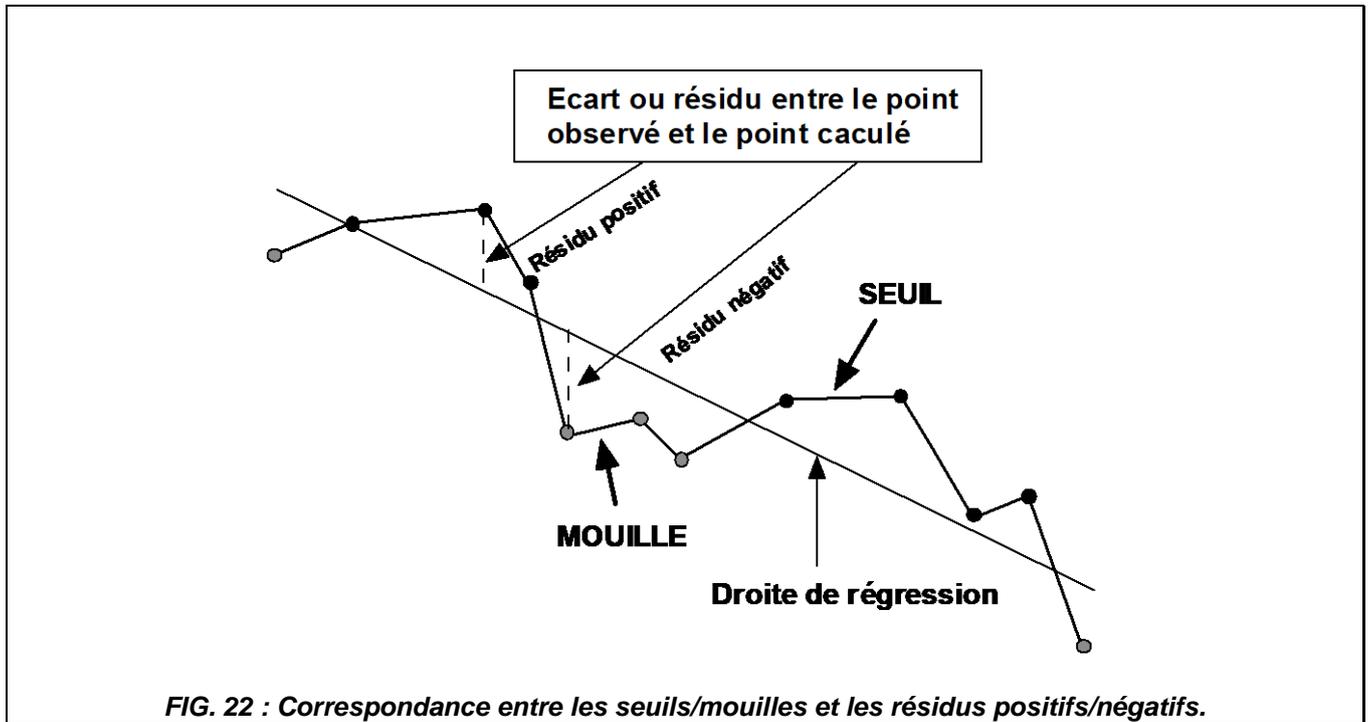
Nous avons commencé par calculer les moyennes des variables présent en compte pour les unités seuils et mouilles :

Tableau 21 : Moyennes calculées pour l'ensemble du secteur (les nombres négatifs représentent les contres-pentes) :

	Profondeur Moyenne S/l (en m) <i>Il s'agit de la profondeur du lit depuis le haut de la berge</i>	Largeur totale du lit mineur (en m)	Pente locale calculée à partir de la profondeur moyenne (en m/m)	Puissance spécifique (en $W \cdot m^{-2}$)	Rapport Largeur/profondeur	Déplacement max. du lit mineur entre 1833 et 1860 (en m)
SEUIL						
Moyenne et intervalle de confiance (95%)	4,29 ± 0,24	170 ± 6,10	0,0013 ± 0,0004	117 ± 43	42 ± 3	305 ± 92
Ecart type	1,02	25,48	0,0018	182	12,9	385
Valeur max.	7,61	229	0,0077	1054	79	1750
Valeur min.	1,85	124	-0,0029	-255	18	0
MOUILLE						
Moyenne et intervalle de confiance (95%)	4,55 ± 0,30	144 ± 8,34	-0,000057 ± 0,00071	16 ± 60	33 ± 3	153 ± 72
Ecart type	1,13	30,70	0,0026	222	11,9	268
Valeur max.	7,25	262	0,01	800	70	1550
Valeur min.	2,41	86	-0,01	-674	15	0

Les résultats de ces calculs montrent une tendance à la différenciation d'ordre morphodynamique entre les deux unités. En ne retenant que les critères de largeur, rapport largeur / profondeur, pente, puissance, on peut déjà envisager les zones de seuil comme des zones potentiellement plus dynamique dans le sens morphodynamique, donc également biologique. Ces paramètres présentent effectivement des valeurs plus importantes au niveau des seuils.

Pour voir de manière plus précise dans quelle mesure la situation en seuil ou en mouille influe sur les variables, nous avons mis ces dernières en relation avec les résidus (écart en mètre entre les points du profil en long établi avec le fond moyen NGF et la droite de régression linéaire). Nous rappelons que les résidus négatifs représentent les mouilles tandis que les résidus positifs représentent les seuils (FIG. 22).



La relation entre les variables et les résidus calculés, mais également parfois entre les variables, sera faite de deux manières. D'une part sous la forme de **graphiques à deux axes** avec :

- l'axe X représentant les PK (Points Kilométriques en mètre calculé à partir de la chaussée de Bazacle à Toulouse) ;
- l'axe Y représentant la première variable, par exemple les résidus ;
- l'axe Y secondaire représentant la deuxième variable, par exemple la largeur du lit mineur.

Cette méthode permet de suivre la correspondance entre la Variable Y et la variable Y secondaire dans le sens d'une progression amont-aval.

D'autre part sous la forme de **nuages de points avec ajustements linéaires**. Cette manière de procéder permet de regarder la façon dont une variable Y (axe des Y) est reliée à une autre variable X (axe des X). Grâce à cet outil statistique, il est possible de décrire l'importance de cet effet.

◆ RELATION SEUILS-MOUILLES AVEC LA PUISSANCE SPECIFIQUE

Les résultats montrent une tendance à observer les puissances spécifiques les plus fortes en aval du sommet des seuils, là où les valeurs de pentes sont les plus importantes (FIG. 23 & 24).

Ces secteurs où la puissance spécifique est importante représentent, en théorie, les zones où le cours d'eau est susceptible d'effectuer le travail le plus important. Si les berges ne sont pas protégées ou trop cohésives, il semble que ce soit les zones de seuils qui dispose le plus l'énergie ou capacité de travail. Si ces secteurs présentent des protections de berges faisant obstacle aux érosions latérales, il est probable que l'énergie excédentaire n'est d'autre alternative que de se dissiper dans le sens vertical, par incision du chenal.

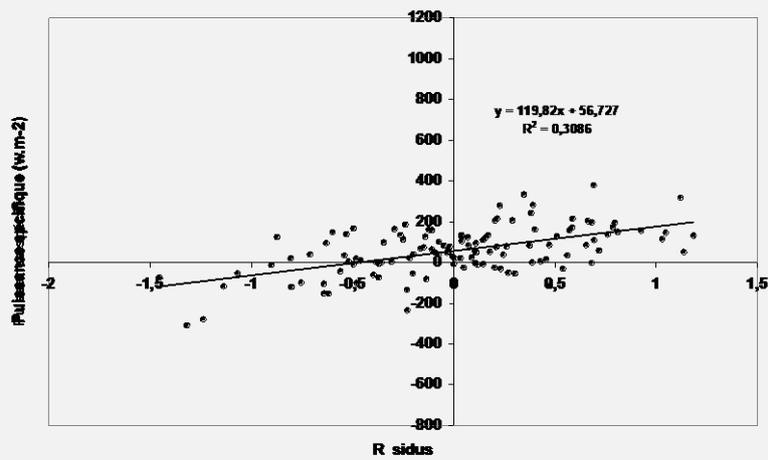


FIG. 23 : Relation entre les résidus (seuil – mouille) et la puissance spécifique pour l'ensemble du secteur Toulouse – confluence avec le Tarn.

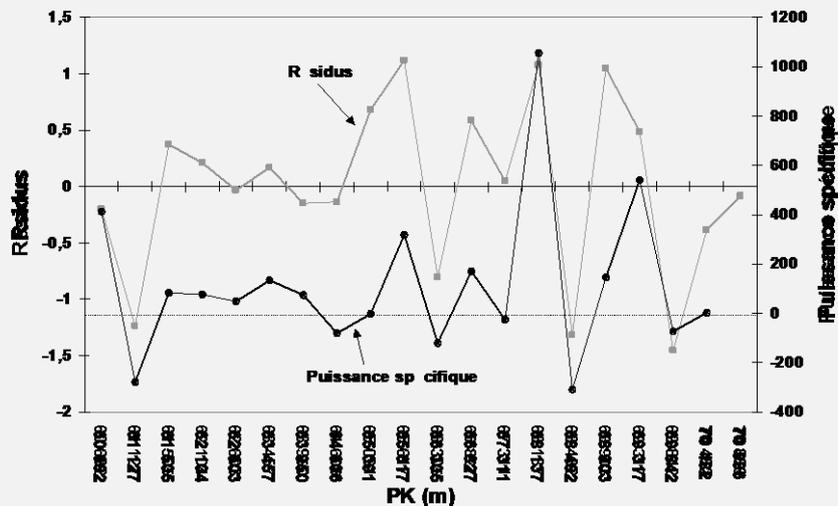


FIG. 24 : Relation entre les résidus (seuil – mouille) et la puissance spécifique : exemple de la 7^{ème} tranche (PK 60 000 – 70 000).

◆ RELATION SEUILS-MOUILLES AVEC LA PENTE

Les résultats montrent une tendance à trouver les pentes les plus fortes dans la partie supérieure des seuils, juste en aval de leur sommet (FIG. 25 & 26). Néanmoins, les pentes fortes se prolongent jusqu'au niveau de la mouille et, par conséquent, s'observent également en résidus négatifs (position de mouille à partir de l'ajustement linéaire du fond moyen).

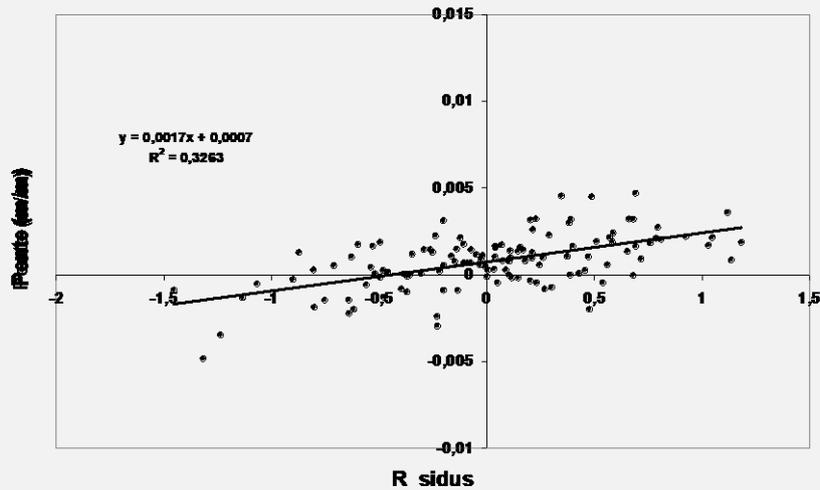


FIG. 25 : Relation entre les résidus (seuil – mouille) et la pente pour l'ensemble du secteur Toulouse – confluence avec le Tarn.

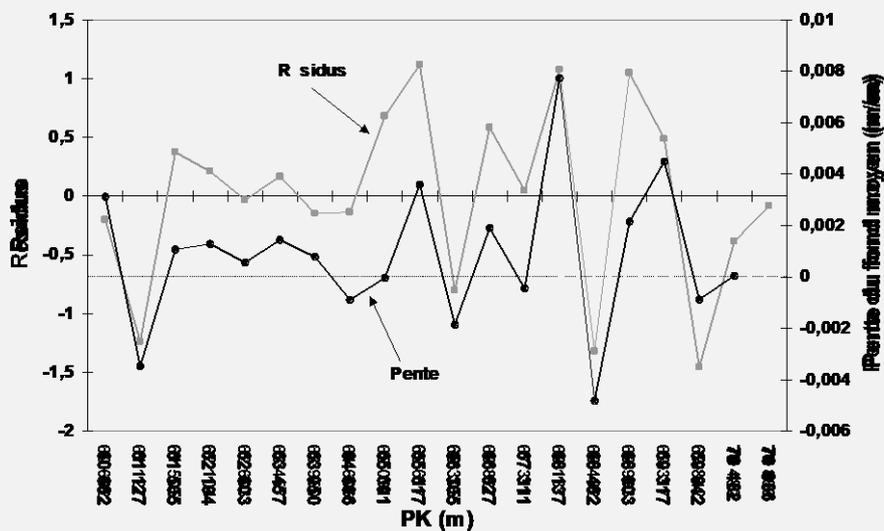


FIG. 26 : Relation entre les résidus (seuil – mouille) et la pente : exemple de la 7^{ème} tranche (PK 60 000 – 70 000).

◆ RELATION PENTE (m/m) AVEC LE RAPPORT LARGEUR/PROFONDEUR (w/d)

On peut observer une légère tendance à l'augmentation du rapport largeur/profondeur en fonction de l'augmentation de la valeur de la pente (FIG. 27 & 28). Les plus fortes valeurs de w/d se trouvent donc de préférence là où les pentes sont fortes, c'est-à-dire en position de seuil et au commencement de la mouille. Les secteurs où le w/d est important représentent, en théorie, les zones les plus sujettes aux érosions latérales.

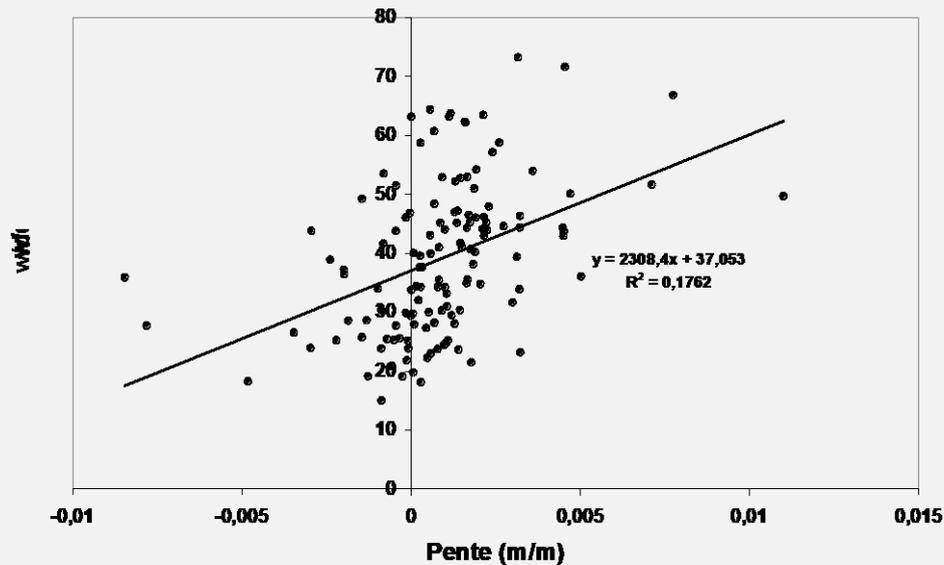


FIG. 27 : Relation entre la pente (m/m) et le rapport largeur/profondeur pour l'ensemble du secteur Toulouse – confluence avec le Tarn.

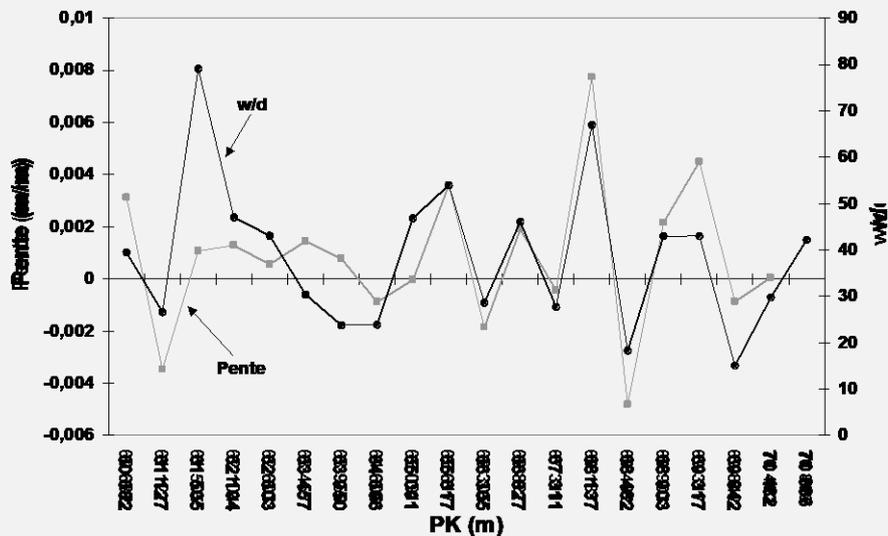


FIG. 28 : Relation entre la pente (m/m) et le rapport largeur/profondeur : exemple de la 7^{ème} tranche (PK 60 000 – 70 000).

◆ RELATION SEUILS-MOUILLES AVEC LA LARGEUR DU LIT MINEUR

D'après Richards (1976), "Channel width and the riffle-pool sequence", Geological Society of America Bulletin, v. 87, p. 883-890, la largeur du chenal varie selon la situation en seuil ou en mouille. Il tend à accroître sa largeur de 15 % au niveau ou à proximité des seuils. Le chenal est le plus large juste en aval du sommet du seuil.

Wolman (1955) in Richards (1976) suggère que la taille des matériaux, au niveau des seuils, inhibe l'érosion verticale et favorise l'érosion des berges. Les secteurs se trouvant juste en aval du sommet du seuil représentent donc les zones où l'érosion latérale s'exprime le plus. Ce sont les secteurs potentiellement les plus mobiles et les plus actifs d'un point de vue morphologique.

Les résultats font, effectivement, apparaître une tendance à l'augmentation de la largeur du lit mineur au niveau ou à proximité des seuils (FIG. 29 & 30). Les portions de Garonne les plus larges seraient plus soumises aux érosions latérales.

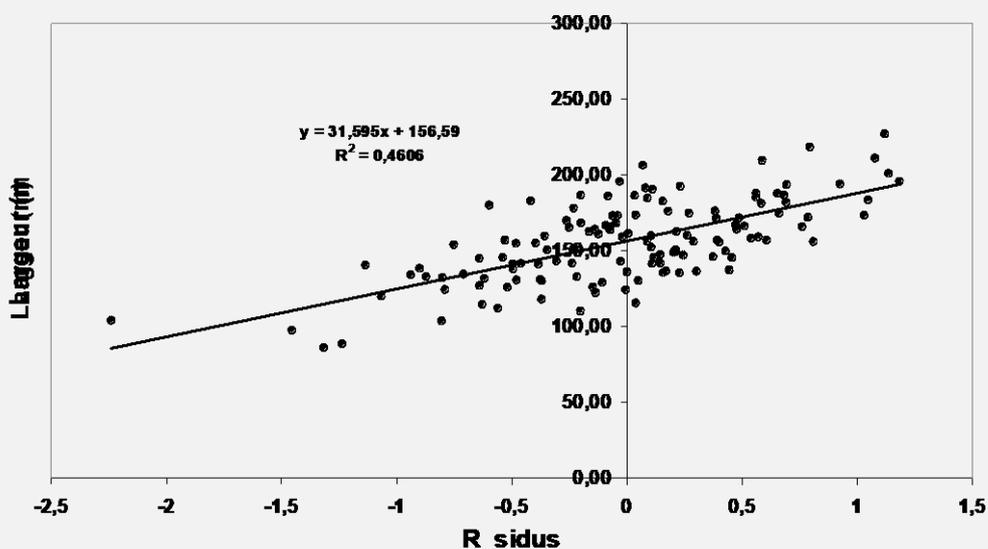


FIG. 29 : Relation entre les résidus (seuil – mouille) et la largeur du lit mineur pour l'ensemble du secteur Toulouse – confluence avec le Tarn.

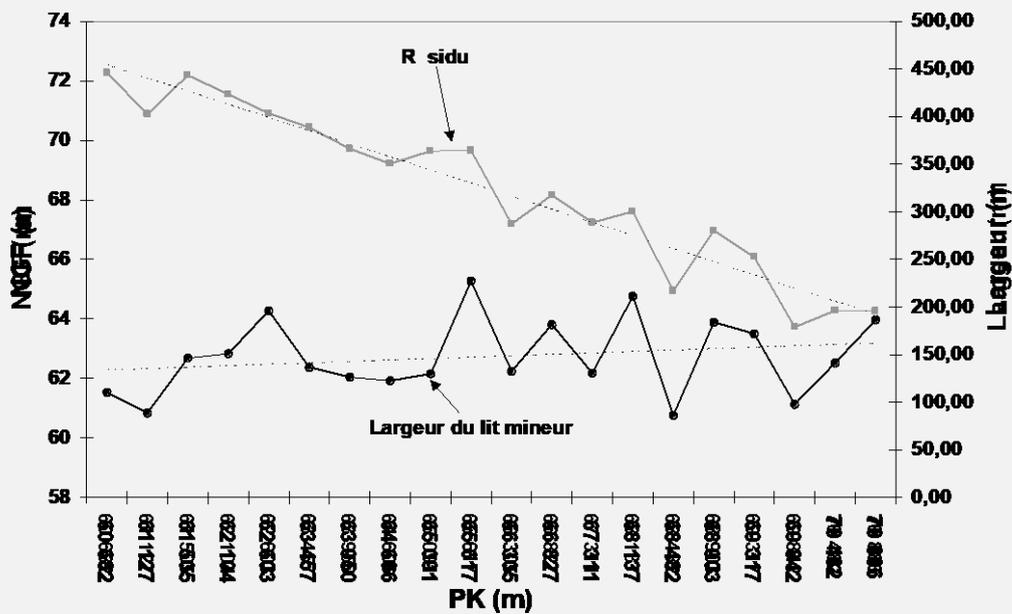


FIG. 30 : Relation entre les résidus (seuil – mouille) et la largeur du lit mineur : exemple de la 7^{ème} tranche (PK 60 000 – 70 000).

◆ RELATION SEUILS-MOUILLES AVEC LE RAPPORT LARGEUR / PROFONDEUR (W/D)

Les résultats font apparaître une légère tendance à l'augmentation du w/d au niveau des seuils (FIG. 31 & 32). Les secteurs où le rapport largeur/profondeur est important sont des zones où l'érosion latérale et l'instabilité du lit mineur sont potentiellement plus importantes.

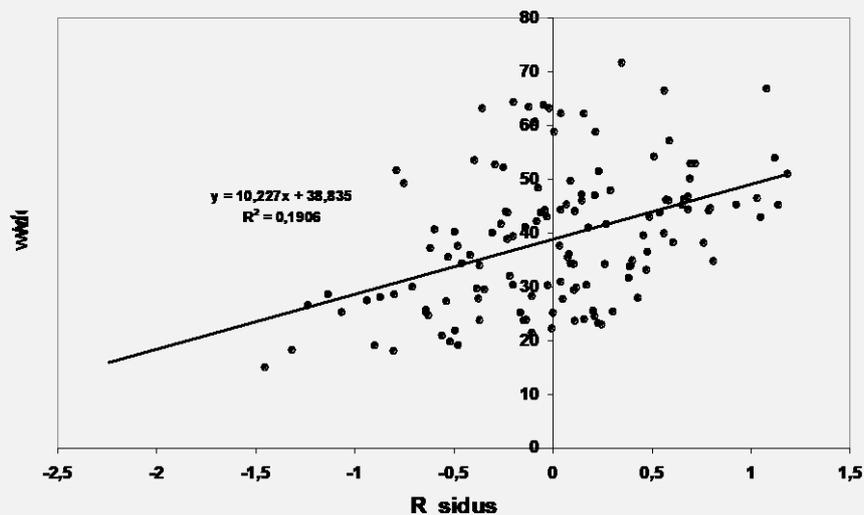


FIG. 31 Relation entre les résidus (seuil – mouille) et le rapport largeur/profondeur pour l'ensemble du secteur Toulouse – confluence avec le Tarn.

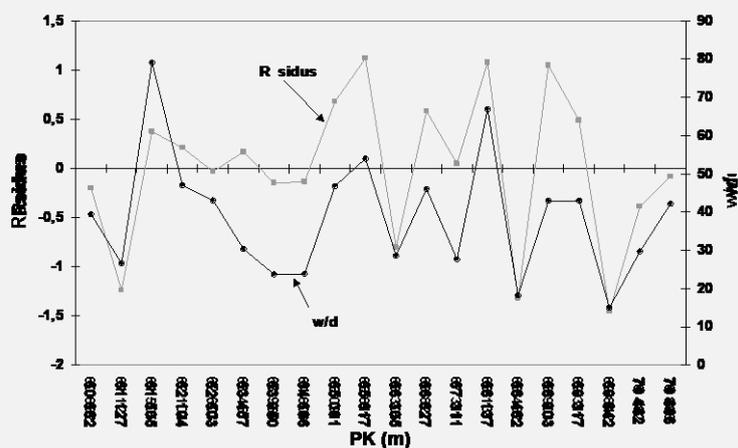


FIG. 32 : Relation entre les résidus (seuil – mouille) et le rapport largeur/profondeur : exemple de la 7^{ème} tranche (PK 60 000 – 70 000).

◆ RELATION SEUILS-MOUILLES AVEC LA PROFONDEUR DU LIT MINEUR (PROFONDEUR MOYENNE ET PROFONDEUR MAXIMALE)

Les résultats ne montrent aucune variation significative de profondeur (profondeur moyenne et profondeur maximum) entre les seuils et les mouilles. En théorie, les seuils sont des secteurs de moindre profondeur par rapport aux zones de mouilles où l'on observe les profondeurs les plus importantes.

L'explication est la suivante : le problème vient du fait que l'on prend en compte la profondeur calculée entre le point le plus haut de la berge et le talweg.

Il se peut que la hauteur des berges ne varie guère entre les zones de seuils et les zones de mouilles. Par contre, du fait de l'augmentation de la largeur du lit mineur en zone de seuil, la hauteur d'eau diminue considérablement. C'est donc à la hauteur d'eau qu'il convient de se fier dans la comparaison entre les unités seuils et mouilles (celle-ci étant plus importante dans les zones de mouilles).

Le calcul des différences entre les lignes d'eau d'environ 50 et 200 m³/s avec la profondeur moyenne du lit (NGF) a permis de vérifier cela. Nous avons mis en relation les résultats de ces calculs ont été mis en avec les résidus (seuils-mouilles).

Les résultats montrent, en effet, une assez bonne relation entre les variables : à mesure que les résidus augmentent, la hauteur d'eau diminue (FIG. 33 & 34)

Ainsi, les seuils représentent effectivement des zones de moindre profondeur.

En ce qui concerne les profondeurs max., la relation existe mais les régressions sont moins fortes. Cela est normal, puisqu'il peut exister des sillons de surcreusement au niveau des seuils.

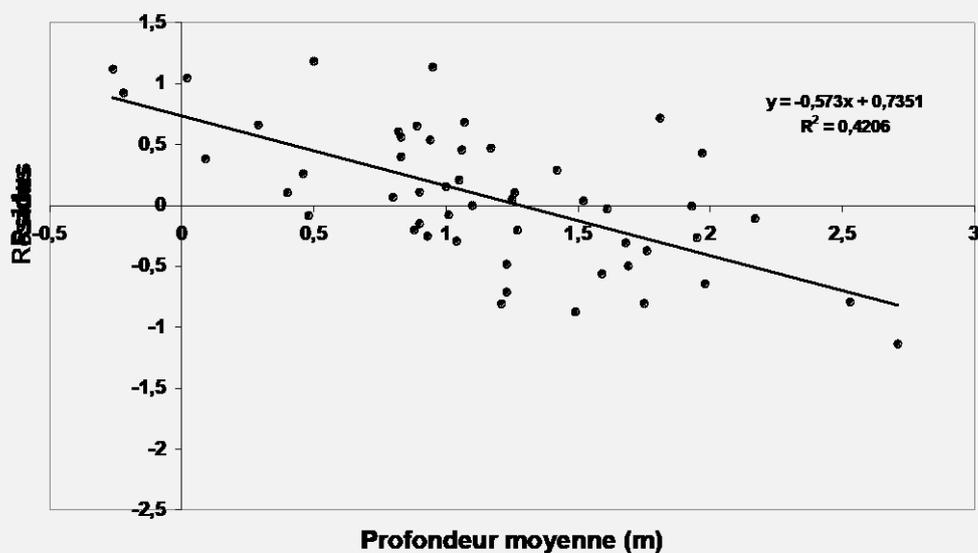


FIG. 33 : Relation entre les résidus (seuil – mouille) et la profondeur moyenne (différence entre la ligne d'eau de 200 m³/s et la profondeur moyenne NGF).

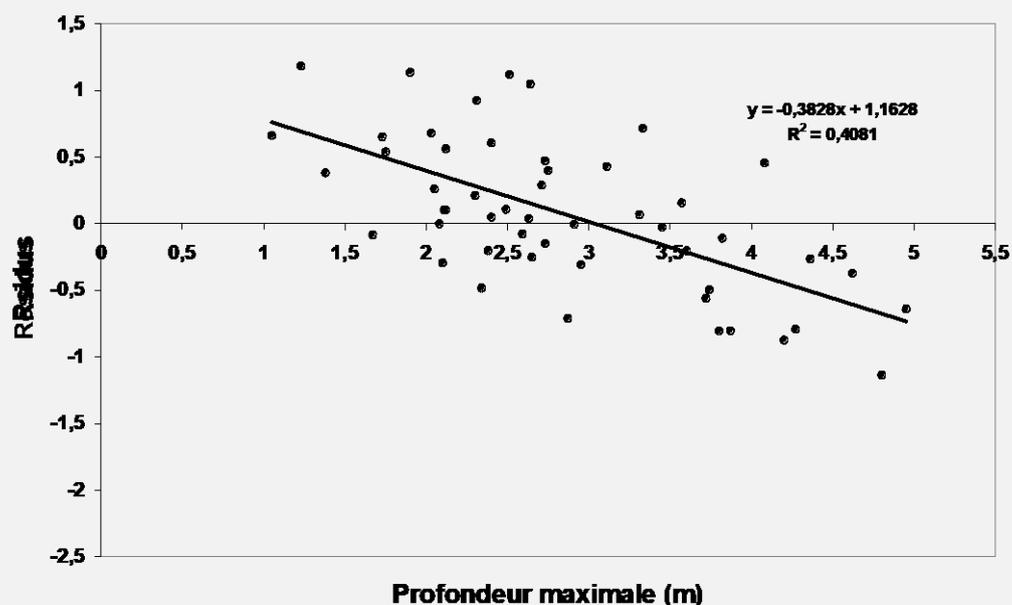


FIG. 34 : Relation entre les résidus (seuil – mouille) et la profondeur maximale (différence entre la ligne d'eau de 200 m³/s et la profondeur maximale NGF).

3-6) Synthèse

A l'issue de ce travail, il est apparu que, d'une façon générale, les tendances suivantes s'observent aux niveaux des seuils :

- Une largeur accrue du lit mineur.
- Les plus fortes valeurs de pente (m/m). Gardons à l'esprit que zones à forte valeur de pente débutent en aval du sommet des seuils, mais se prolongent également en mouille (résidus négatifs).
- Les plus fortes puissances spécifiques ($w.m^{-2}$). La valeur de la puissance spécifique dépend très largement de la pente.
- Les plus forts rapports largeur/profondeur (légère tendance).
- Les plus faibles hauteurs d'eau.
- Les déplacements les plus importants de la Garonne (à prendre avec réserve).

L'utilisation des unités fonctionnelles seuils et mouilles déterminées d'après le critère topographique pour sectoriser la Garonne semble donc être justifiée.

Les seuils représenteraient les zones potentiellement les plus dynamiques dans le sens morphogénique (plus forte capacité de travail) et dans le sens biologique (plus forte capacité d'échange entre les interfaces).

LES ZONES DE SEUIL COMME ZONES POTENTIELLEMENT PLUS DYNAMIQUES DU POINT DE VUE BIOGÉOCHIMIQUE.

D'un point de vue biogéochimique, les zones de seuil représentent des zones préférentielles de transformation biogéochimique de la matière organique et de rétention du phosphore.

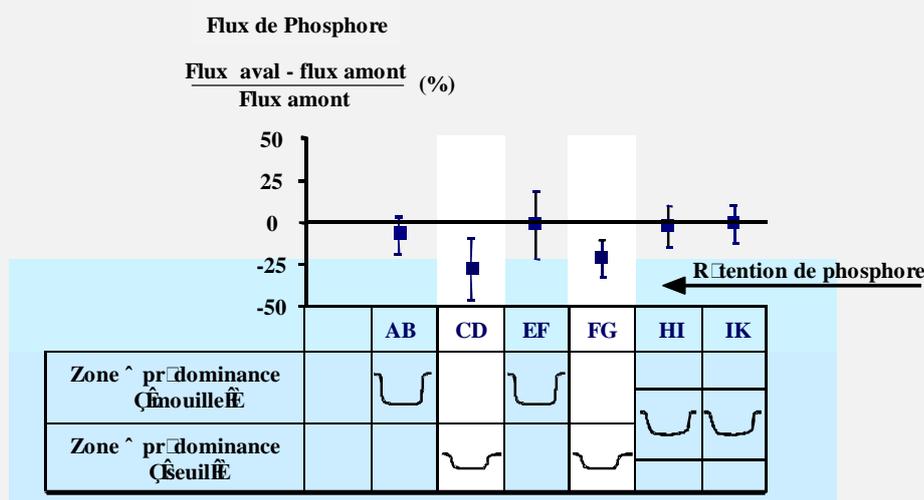


FIG. 35 : Rétention de phosphore dans les zones de seuil (d'après Sonia Bonvallet Garay, CESAC, 1999). Cette figure montre les flux de phosphores de 6 tronçons de Garonne de quelques km de longueur entre Toulouse et Verdun sur Garonne. Il est apparu que les zones à prédominance seuil représentent des zones où l'on observe une plus grande rétention de phosphore.

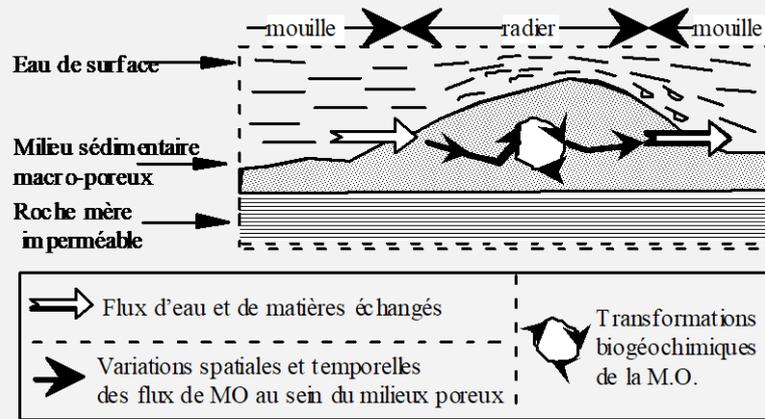


FIG. 36 : Rôle important joué par les seuils sur les transformations biogéochimiques de la matière organique (d'après Philippe Vervier, CESAC, 1999).

LES ZONES DE SEUIL COMME ZONES POTENTIELLEMENT PLUS DYNAMIQUES DU POINT DE VUE MORPHOGENIQUE.

D'un point de vu morphogénique, les seuils représentent les zones qui présentent, en théorie, les plus fortes capacité de création et de destruction des formes. On y observe une largeur plus grande du lit mineur, des accumulations de sédiments grossiers, des chenaux annexes, etc.

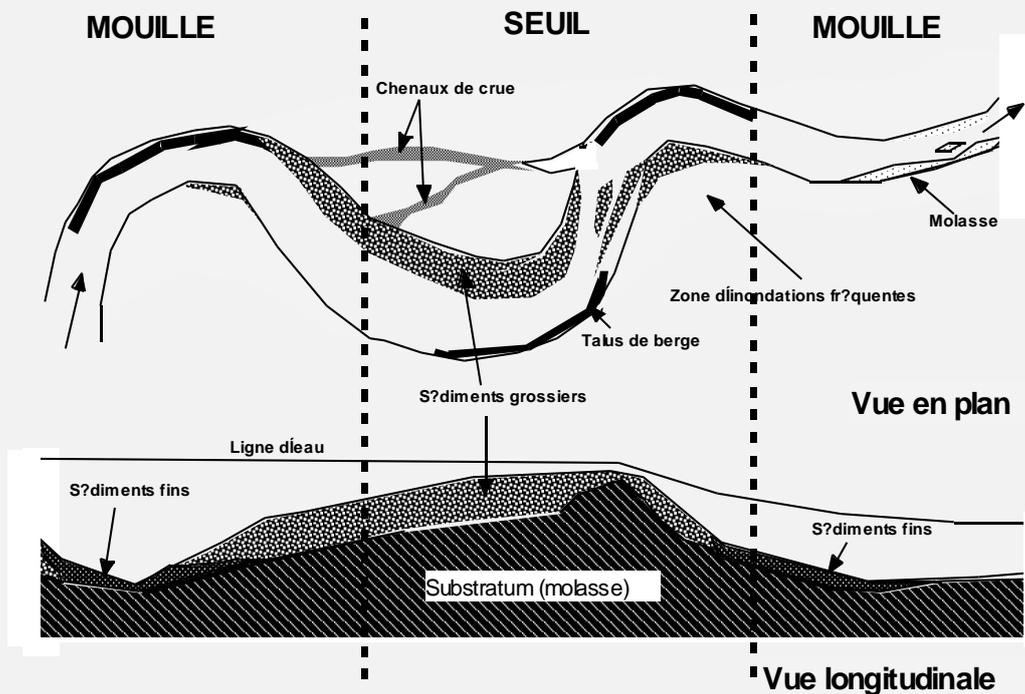
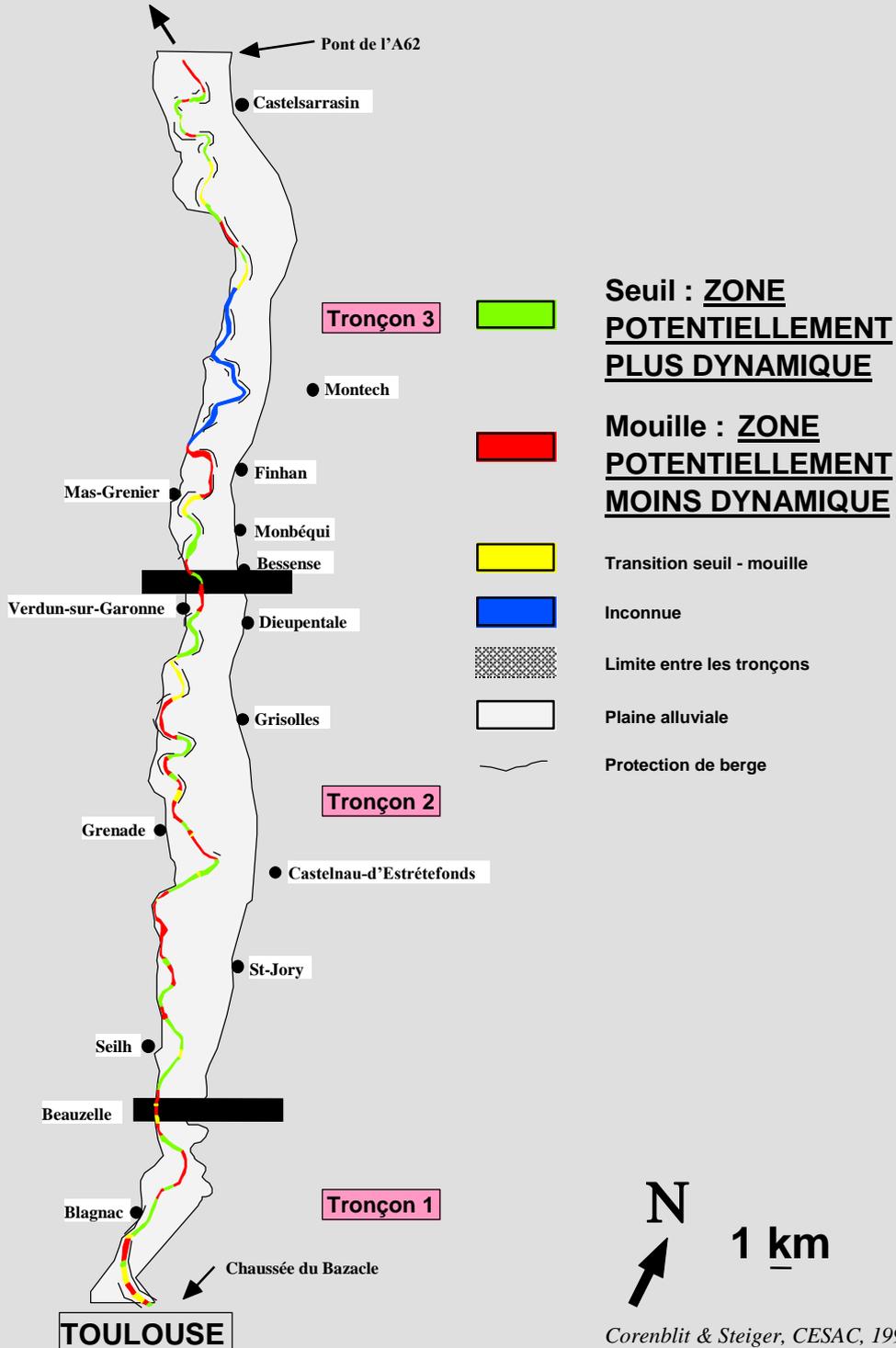


FIG. 37 : Modèle simplifié des formes du chenal dans une séquence seuil – mouille.

FIG. 38 : CARTOGRAPHIE DE SYNTHESE

IDENTIFICATION DES SEUILS ET MOUILLES ENTRE TOULOUSE
ET LA CONFLUENCE AVEC LE TARN (par la méthode Richards)



3-7) REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES / MORPHODYNAMIQUE FLUVIALE

- Amoros C. & Petts G.E. 1993.** *Hydrosystèmes Fluviaux*. Masson, 300 p.
- Bravard B. & Petit F. 1997.** *Les Cours d'eau. Dynamique du système fluvial*. Armand Colin/Masson. Paris. 222 p.
- Brookes A.G. 1988.** *Channelized Rivers: Perspectives for Environmental Management*. J. Wiley & Sons Ltd., Chichester 326 p.
- Clifford N. 1993.** *Formation of riffle-pool sequences: field evidence for an autogenetic process*. *Sedimentary Geology* 85: 39-51.
- Décamps H., Fortuné M. & Gazelle F. 1989.** *Historical changes of the Garonne River, Southern France*. In: G.E. Petts (eds.). *Historical changes of large alluvial rivers: Western Europe*. J. Wiley & Sons, Chichester: 249-267.
- Ferguson R.I. 1981.** *Channel form and channel changes*. In: J. Lewin (Ed.). *British Rivers*. Allen and Unwin, London: 90-125.
- George P. 1970.** *Dictionnaire de Géographie*, Paris, Presses Universitaires de France, 448 p.
- Hey R.D. 1978.** *Determinate hydraulic geometry of river channels*. *ASCE Journal of the Hydraulics Division* 104: 869-885.
- Hickin E.J. 1978.** *Mean flow-structure in meanders of the Squamish River, British Columbia*. *Can. J. Earth and Science* 15: 1833-1849.
- Joly F. 1997.** *Glossaire de géomorphologie*. Masson/Armand Colin. Paris. 325 p.
- Keller E.A. 1971.** *Discussion of "Pools, riffles and meanders" by K.J. Tinkler*. *Geological Society of American Bulletin* 82: 279-280.
- Knighton D. 1984.** *Fluvial Forms and Processes*. E. Arnold, London 218 p.
- Kondolf G.M. 1995.** *Geomorphological stream channel classification in aquatic habitat restoration: uses and limitations*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 5: 127-141.
- Lambert R. 1988.** *Atlas géomorphologique de la vallée de la Garonne*. Université le Mirail, 44 planches au 1:25000.
- Langbein W.B. & Leopold L.B. 1966.** *River meanders - theory of minimum variance. Physiographic and hydraulic studies of rivers*. *Geol. Survey Prof. Paper* 422-H.
- Lawler D.M. 1993.** *The measurement of river bank erosion and lateral channel change: a review*. *Earth Surface Processes and Landforms* 18, 9: 777-821.
- Leopold L.B. & Wolman M.G. 1957.** *River channel patterns: braided, meandering and straight*. *US Geol. Survey. Prof. Paper*, 282-B: 39-85.
- Leopold L.B., Wolman G.M. & Miller J.P. 1964.** *Fluvial processes in geomorphology*. W.H. Freeman and Company, San Francisco and London 522 p.
- Lewin J. 1976.** *Initiation of bed forms and meanders in a coarse-grained sediment*. *Geol. Soc. America Bull.* 87: 281-285.
- Lisle, 1979.** *A sorting mechanism for a riffle pool sequence*. *Geological Society of America Bulletin* 90: 1142-1157.
- Nanson G.C. & Croke J.C. 1992.** *A genetic classification of floodplains*. In: G.R. Brakenridge & J. Hagedorn (eds.). *Floodplain Evolution*. *Geomorphology* 4: 459-486.
- Nanson G.C. & Hickin E.J. 1986.** *A statistical analysis of bank erosion and channel migration in Western Canada*. *Geol. Soc. Amer. Bull.* 97: 497-504.
- Piégay H., Barge O., Bravard J.P., Landon N. & Peiry J.L. 1996.** *Comment délimiter l'espace de liberté de rivière?* Congrès de la Société Hydrotechnique de France, 24èmes Journées de l'Hydraulique : L'eau, l'homme et la nature, Paris, 18-19-20 sept. : 275-284p.
- Richards K. 1976.** *The morphology of riffle-pool sequences*. *Earth Surf. Processes and Landf.* 1, 1:71-88.
- Richards K.S. 1982.** *Rivers: Form and Process in Alluvial Channels*. Methuen, London and New York 358 p.

- Rosgen D.L. 1985.** *A stream classification system.* In: Riparian Ecosystems and Their Management. First North American Riparian Conference. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, RM-120: 91-95.
- Rosgen D.L. 1994.** *A classification of natural rivers.* Catena 22: 169-199.
- Rosgen D.L. 1996.** *Applied River Morphology.* Wildland Hydrology, Pagoso Springs, Colorado, 8.43 p.
- S.M.E.P.A.G. (Syndicat Mixte d'Etude et de Programmation pour l'Aménagement de la Garonne). 1989a.** *Schéma de protection contre les eaux de la Garonne. Monographie des crues de la Garonne (du Pont du Roy au Bec d'Ambès).* Tome 1, 168 p.
- S.M.E.P.A.G. (Syndicat Mixte d'Etude et de Programmation pour l'Aménagement de la Garonne). 1989b.** *Schéma de Protection Contre les Eaux de la Garonne. Tome 2. Atlas Hydraulique de la Garonne (du Pont du Roy au Bec d'Ambès).* CG, UTM, CARA, UB, 82 p.
- Wolman G. 1955.** *The natural channel of Brandywine Creek, Pennsylvania.* U.S. Geol. Survey Prof. Paper 271, 65 p.
- Yalin M.S. 1971.** *On the formation of dunes and meanders.* Proc. 14th Internat. Congr. Internat. Ass. of Hydraulic Res. 3, Paper C13: 1-8.
- Yang C.T. 1971.** *Formation of riffles and pools.* Water Res. Res. 7: 1567-1574.

4- FONCTIONNEMENT BIOGEOCHIMIQUE DE LA GARONNE A L'ETIAGE

4-1) OBJECTIFS

L'objectif du module "biogéochimie" est d'expliquer le fonctionnement biogéochimique de la Garonne en période d'étiage et de finaliser cette connaissance par un modèle hydro-écologique, objectif final du programme ECOBAG/P1, qui couple la circulation de l'eau en période d'étiage et la transformation des flux d'éléments biogènes.

Pour arriver à mettre au point une **modélisation du fonctionnement bio-géochimique de l'hydrosystème Garonne**, il importe au préalable :

- ⇒ **de bien connaître les flux d'eau, de nutriments et de substances dissoutes** et particulaires véhiculées dans le bassin versant, et d'être en mesure d'en effectuer des **bilans**.
- ⇒ **de caractériser et de quantifier les processus chimiques, biochimiques et biologiques** intervenant dans l'hydrosystème de surface et ayant une conséquence sur la qualité de l'eau, ainsi que sur les bilans du bassin versant. Dans ce cadre, des travaux de recherche spécifiques ont notamment visé à **éclairer le rôle du compartiment végétal** (macrophytes, algues phytoplanctoniques, algues benthiques des biofilms et bactéries) dans les processus de mobilisation et d'auto-épuration de l'hydrosystème en matière de nutriments azotés. Les résultats acquis à différentes échelles ont été utilisés pour établir des bilans fonctionnels et éclairer la dynamique du carbone, du phosphore et de l'oxygène.
- ⇒ **de caractériser les phénomènes bio-géochimiques** (écoulements, flux, processus) **intervenant dans la rivière et en écoulement de sub-surface**. En effet, dans le cas de l'hydrosystème Garonne, les fonds de galets de granulométrie grossière permettent de forts écoulements de sub-surface. Dans ce compartiment notamment, ainsi qu'à son interface avec la colonne d'eau, se développent des processus chimiques et biochimiques importants qu'il convient de quantifier pour effectuer une modélisation pertinente.

Sur la base des connaissances acquises au niveau de petites unités fonctionnelles (placettes, tronçons de référence), moyennant la **maîtrise des changements d'échelle adéquats et une tentative de généralisation des connaissances acquises sur les principaux compartiments fonctionnels repérés**, il a été possible de poser les bases d'une **modélisation de l'hydrosystème Garonne** intégrant le rôle des processus biogéochimiques.

4-2) ORGANISATION DES TRAVAUX DU MODULE « FONCTIONNEMENT BIOGEOCHIMIQUE »

4-2.1) HYPOTHESES DE DEPART

Nous avons posé deux hypothèses de travail pour développer ce programme.

• **La première hypothèse** est basée sur les résultats de **deux études** préalables réalisées sur la Garonne.

- 1) **La première étude** correspond à l'**analyse hebdomadaire des teneurs en azote et plus particulièrement en ammoniac des eaux de la Garonne à l'aval de Toulouse** (Pinay et al. 1999).

Des analyses hebdomadaires des concentrations en ammoniac des eaux de surface de la Garonne à l'aval de Toulouse ont été réalisées de septembre 91 à décembre 92 (voir Figure 39 page suivante).

Partie A de la figure : Les résultats mettent en évidence des **phénomènes de dilutions** dans les tronçons situés **directement à l'aval de Toulouse** et la mise en place de **transformations biologiques** dans les tronçons **les plus éloignés de l'agglomération**. Ces transformations biologiques sont traduites indirectement par la relation entre les concentrations et les températures de l'eau (d'après Pinay et al. 1999).

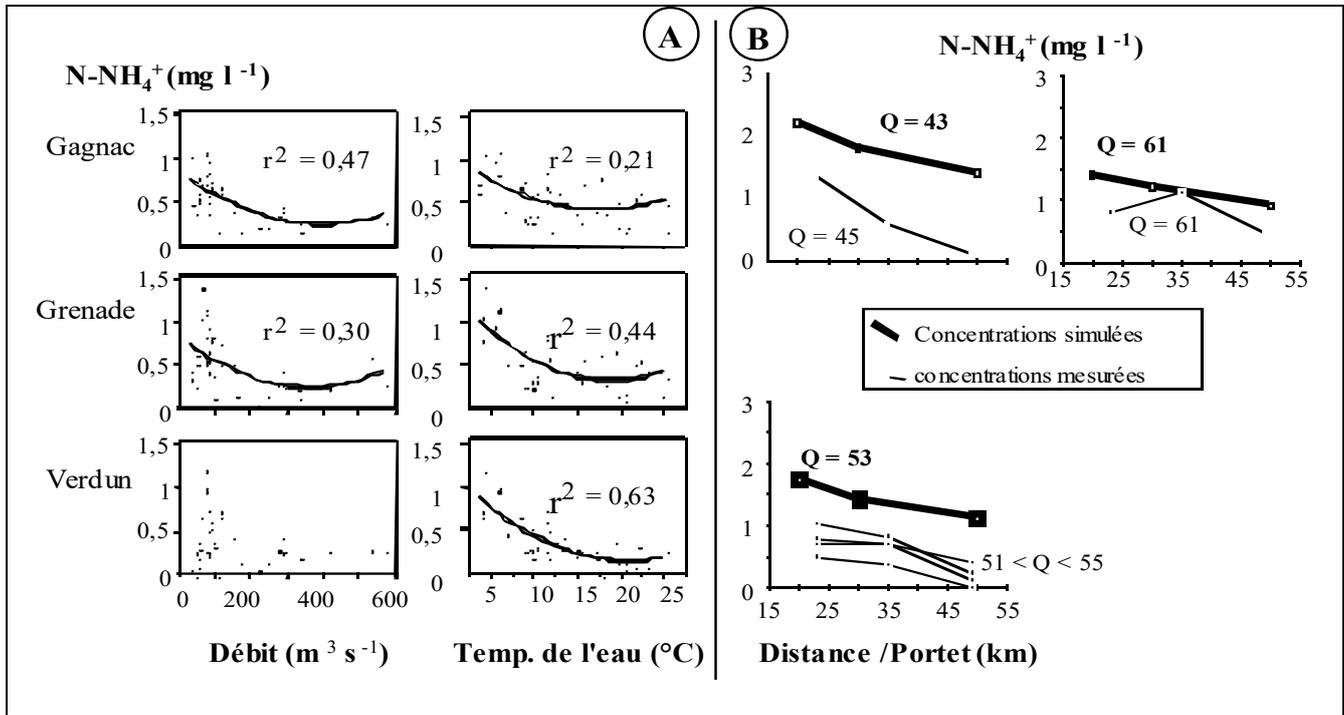


Figure 39 : Concentrations en ammoniac de la Garonne à l'aval de Toulouse

Partie B : Il est mis en œuvre une comparaison de l'évolution amont-aval des **concentrations en ammoniac mesurées** avec celle des **concentrations simulées par le modèle de transformation de l'ammoniac développé par l'IMFT, l'INSA et l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (1991)**. Le modèle base ses simulations sur des potentiels de nitrification mesurés sur la pleine eau.

On constate que les concentrations mesurées sont inférieures à celles qui ont été simulées. **On peut donc en déduire qu'il existe d'autres sites de nitrification qui n'ont pas été pris en compte dans le modèle.**

2) **La seconde étude** correspond à la comparaison des **valeurs de chlorophylle mesurées** dans les eaux de la Garonne aux **valeurs simulées** à partir des concentrations en phosphore elles aussi mesurées (Fig. 40). Le modèle utilisé est du type "eutrophisation des lacs". Il apparaît clairement que les **concentrations de chlorophylle mesurées dans l'eau de surface de la Garonne sont très inférieures à celles qui auraient été trouvées dans un lac** pour les concentrations de phosphore mesurées dans la Garonne.

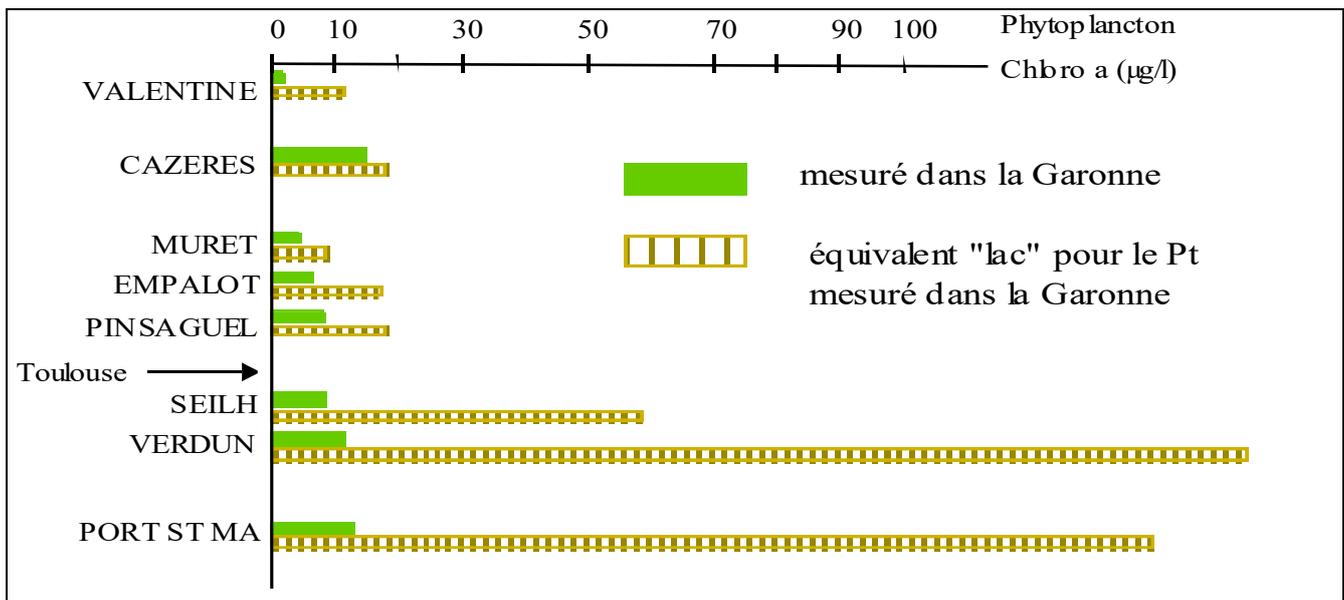


Figure 40 : Analyses de concentrations en phosphore et en chlorophylle des eaux de surface de la Garonne en 1992 et 1993 (Vervier, Fabre et Dauta 1999).

Ces résultats montrent que les modifications biologiques provoquées par un enrichissement en phosphore ne sont pas exprimées par le phytoplancton. Les autres organismes photo-autotrophes présents dans le fleuve Garonne sont représentés notamment par le périphyton (algues fixées au fond du cours d'eau).

L'hypothèse qui découle des résultats de ces deux études est que "le fond" du cours d'eau (c'est-à-dire les compartiments fonctionnels « complexe périphyton/sédiments » et « sédiments macroporeux ») est une zone qui participe activement aux transformations biogéochimiques des flux d'éléments biogènes circulant dans la Garonne.

• **La seconde hypothèse** s'appuie sur les résultats obtenus dans le cadre de l'étude de la matière organique dans le sous-écoulement de la Garonne.

Les résultats de cette étude ont permis d'établir un modèle conceptuel de la dynamique de la matière organique dissoute au sein des entités "banc de galets" représentatives du sous-écoulement. Ce modèle est basé sur la séparation du cycle hydrologique en trois périodes correspondant aux crues, aux hautes-eaux (ou aux faibles montées de débit) et aux périodes de basses eaux (Fig. 41).

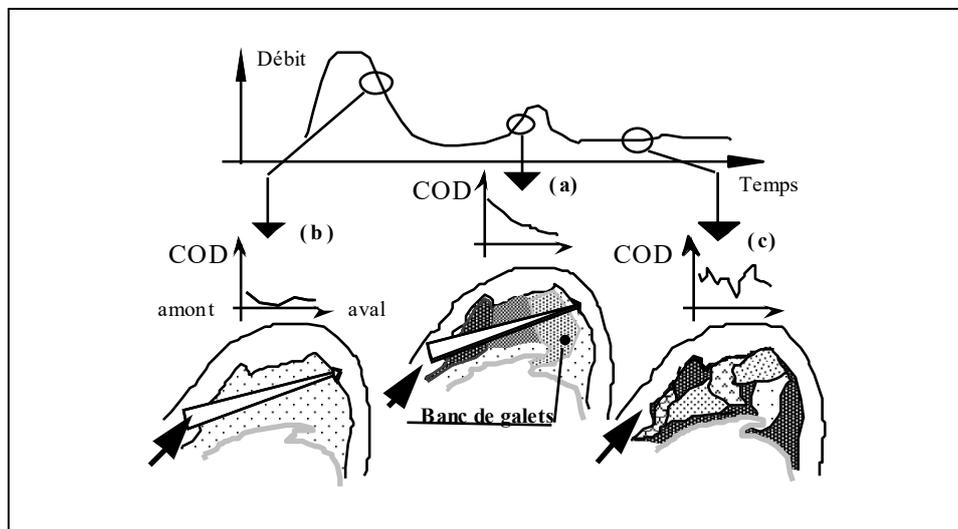


Figure 41: Modèle conceptuel de la dynamique du carbone organique dissout (COD) dans un banc de galets en fonction de l'hydrologie du cours d'eau (d'après. Vervier & Naiman 1992, Vervier et al. 1993, Bernard et al. 1994).

Pendant les périodes de hautes-eaux ou lors de légères montées de débit (a), les écoulements établissent une connexion hydraulique entre l'amont et l'aval du banc de galets. Les concentrations en COD sont modifiées suivant une fonction logarithmique de la distance parcourue dans le banc de galets. Les flux de carbone sont soumis à l'action microbienne qui confère une fonction de rétention à l'interface SW/GW.

Pendant la période de forts débits (b), des processus de dilution semblent se mettre en place [Bernard et al. 1994]. Les concentrations sont alors plus faibles que celles qui sont mesurées pendant les autres périodes hydrologiques.

Pendant la période de basses-eaux (c), le banc de galets est considéré comme un ensemble de sous-unités ayant des fonctions de rétention ou de production vis-à-vis de la matière organique. Il est important de noter que les concentrations mesurées dans la partie amont des bancs de galets sont souvent supérieures à celles qui sont analysées dans les eaux de surface. Au niveau des sous-unités, à la transformation des flux de matière organique dissoute (MOD) provenant de la sous-unité située à l'amont s'ajoute la production locale de MOD à partir de la matière organique particulaire (MOP) liée aux sédiments.

La deuxième hypothèse, qui s'appuie sur ce modèle, stipule que l'impact des interfaces sur la transformation des flux d'éléments biogènes est contrôlé par les caractéristiques hydromorphologiques de l'hydrosystème aux échelles du paysage et du micro environnement.

4-2.2) LES COMPARTIMENTS FONCTIONNELS

La réalisation de l'objectif du module "biogéochimie" du programme P1 nécessite donc de prendre en compte tous les compartiments du cours d'eau qui participent activement aux processus biogéochimiques, et pas seulement le compartiment pleine-eau. Il convient d'ajouter les sites biologiquement actifs avec lesquels interagit l'eau de surface, principal vecteur des flux de matières et d'énergie. C'est pour tenir compte de tout le potentiel d'activité biogéochimique du fleuve que le concept de compartiments fonctionnels a été développé (cf. encadré ci-dessous).

La notion de compartiment fonctionnel :

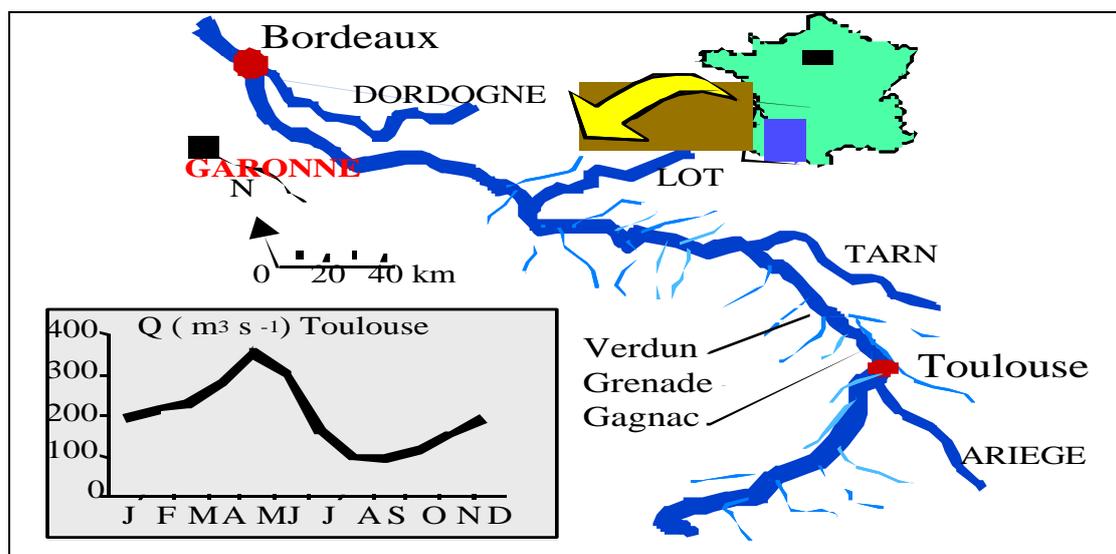
Les compartiments de l'hydrosystème fluvial impliqués dans la transformation des flux d'éléments biogènes peuvent être caractérisés par les propriétés biologiques et physiques qui contrôlent leur fonctionnement biogéochimique et par le type d'échanges avec les eaux de surface.

En fonction des organismes impliqués dans les processus biogéochimiques, du type d'échanges entre les compartiments et l'eau de surface et en fonction de la dimension des compartiments, on peut distinguer les "compartiments fonctionnels" suivants :

- la pleine eau, acteurs biologiques = phyto et bactérioplancton, échanges = directs entre les éléments biogènes et les organismes ;
- le complexe périphyton-sédiments, acteurs biologiques = algues et bactéries, dimension = du millimètre aux centimètres, type d'échanges = diffusion ;
- les sédiments fins, acteurs biologiques = bactéries et invertébrés, dimension = du centimètre aux mètres, type d'échanges = diffusion et bioturbation ;
- les sédiments macro poreux, acteurs biologiques = bactéries et invertébrés, dimension = du mètre aux décamètres, type d'échanges = advection. Sur ce milieu support, on peut distinguer deux compartiments fonctionnels à spécificités bien différenciées que sont le sous-écoulement et l'interface nappe/rivière (cf. chap. sous-écoulement et transformation de la matière organique).

4-2.3) STRUCTURATION DES ACTIONS RELATIVES AU FONCTIONNEMENT BIOGEOCHIMIQUE ET IMPLICATION DES EQUIPES

Le développement du programme ECOBAG P1 s'est appuyé sur l'étude de la Garonne dans son cours moyen, principalement dans le secteur situé à l'aval de Toulouse (Fig. 42).



La partie « Fonctionnement biogéochimique » de ce programme a été structurée en trois grands thèmes qui font intervenir plusieurs laboratoires en fonction des différentes disciplines impliquées et qui sont articulés autour de des 6 thèses et du stage post-doctoral cités et positionnés dans la Figure 43 ci-dessous.

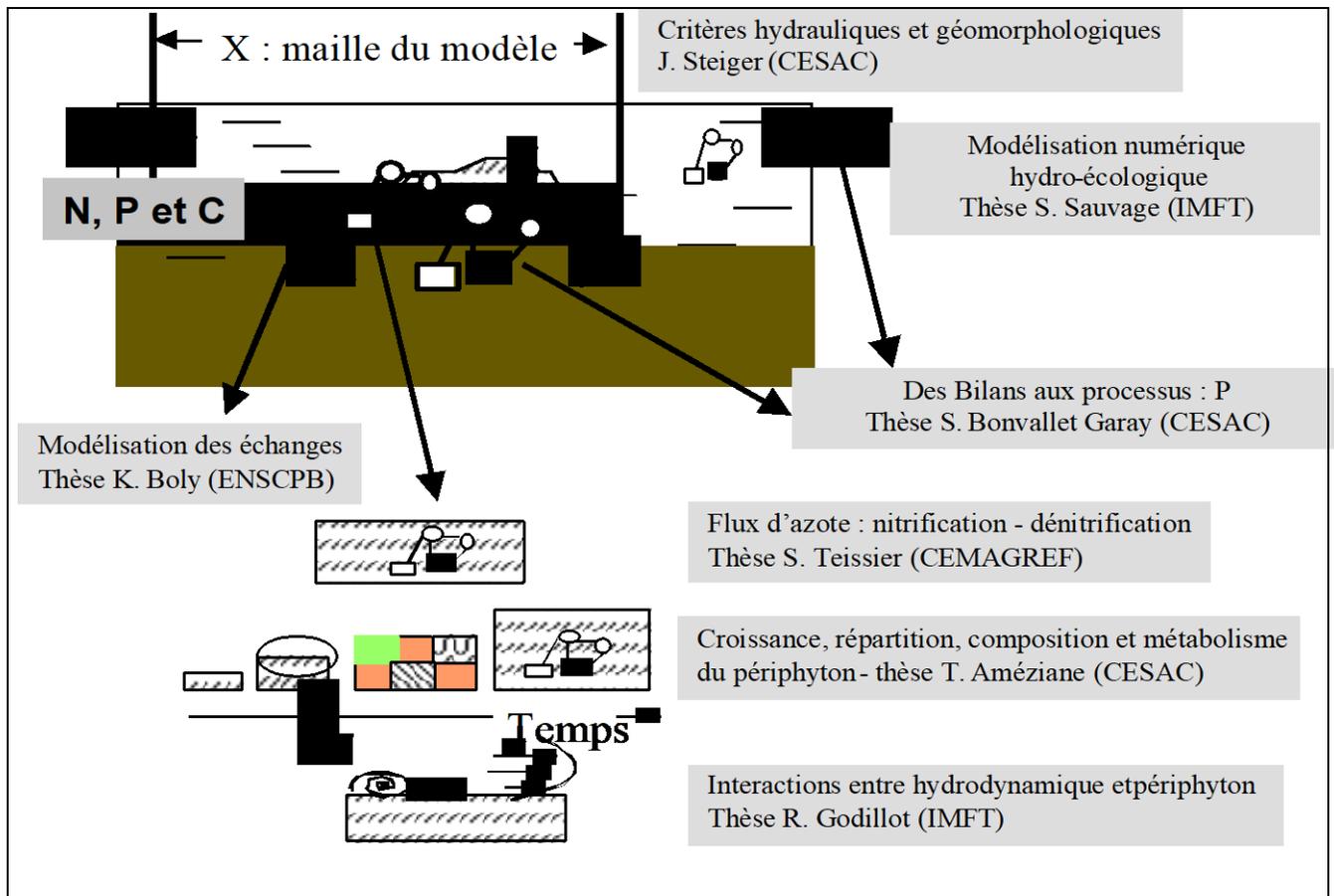


Figure 43 : Articulation des travaux réalisés dans le module « fonctionnement biogéochimique » du Programme ECOBAG P1 "Hydro-écologie du fleuve Garonne à l'étiage"

a- Modélisation de l'agencement des compartiments fonctionnels (ultérieurement appelés CF) au sein de l'hydrosystème fluvial : Cette modélisation est basée sur une sectorisation géomorphologique du secteur d'étude, objet du Chapitre 3 qui précède (Post-doc de J. Steiger, D. Corenblit CESAC).

b- les transformations des éléments biogènes : Ces études sont réalisées par les équipes "Interfaces" et "Algues-Bactéries" du CESAC (thèse de S. Bonvallet Garay, L. Roques, M. Gérino, thèse de T. Améziane, J. Capblancq, A. Dauta, D. Dalger, F. Garabétian et L. Labroue) et la Division Qualité des Eaux du CEMAGREF de Bordeaux (H. Beuffe, F. Delmas, M. Torre, thèse de S.. Tessier). Les expériences de bilan au sein de la Garonne ont été réalisées avec l'appui de traçages géochimiques naturels, en collaboration avec le Laboratoire des Mécanismes de Transfert en Géochimie de Toulouse (D. Baqué et M. Loubet). La modélisation des échanges à l'interface sous-écoulement -colonne d'eau a été abordée par l'ENSCP (thèse de K. Boly, E. Arquis)

c- Modélisation hydro-écologique : Couplage de l'hydrodynamique et de la biogéochimie : Cette modélisation est développée par l'IMF de Toulouse (B. Caussade, thèses de S. Sauvage et R. Godillot) en collaboration étroite avec le CESAC et le CEMAGREF.

4-3) DEMARCHES ENTREPRISES POUR COMPRENDRE LE FONCTIONNEMENT BIOGEOCHIMIQUE DU TRONÇON A MODELISER

Pour parvenir à atteindre l'objectif principal évoqué au Chapitre 4-1), qui est de parvenir à mettre au point une modélisation bio-géochimique du fleuve Garonne à l'étiage, il importe de bien comprendre, à différentes échelles, le fonctionnement du linéaire de fleuve à modéliser (Garonne moyenne). Il faut donc décrire correctement et quantifier le fonctionnement des différents compartiments fonctionnels (ex : pleine eau, interface périphyton-sédiment...), mais aussi préciser le rôle fonctionnel spécifique de chaque maillon biologique identifié comme acteur notable dans le fonctionnement du fleuve (macrophytes, phytoplancton, périphyton...). Il sera également utile, afin de réussir le changement d'échelle et de valider la modélisation proposée, de comprendre les comportements de portions caractéristiques de fleuve regroupées en grands types sur la base de critères géomorphologiques (radiers, mouilles, bacs de molasse) en fonction des conditions physiques qui s'y appliquent sur les compartiments fonctionnels. La réflexion théorique et les expérimentations mises en place pendant la durée du programme se sont intéressées à ces différents niveaux d'investigations.

4-3.1) Bases théoriques.

L'évolution de la plupart des substances chimiques - minérales et organiques - introduites dans les eaux superficielles sous forme dissoute et/ou particulaire résulte de la combinaison de processus *hydrodynamiques* (transport et dispersion dans le milieu liquide en mouvement), *bio-physico-chimiques* (réactions de transformations et d'échanges de matière plus ou moins directement liées à l'activité de microorganismes) et *biocénologiques* (relations des microorganismes entre eux et avec leur habitat qui déterminent la dynamique des populations et la structure des peuplements).

Les **processus bio-physico-chimiques** sont directement ou indirectement liés au cycle du carbone qui est régi par deux grandes fonctions :

- ❑ **Production (= photosynthèse) de matières organiques** par les organismes chlorophylliens (algues planctoniques et fixées, macrophytes) à partir d'éléments minéraux simples.
- ❑ **Biodégradation (= respiration) de la matière organique** produite et/ou importée par des microorganismes hétérotrophes (bactéries, champignons, protozoaires) qui se développent à ses dépens et en régénèrent progressivement les éléments constitutifs.

Production et biodégradation assurent la fixation et la libération de C, N, P et d'éléments biogéniques secondaires dans des proportions à peu près fixes qui correspondent à la composition de la matière vivante. Elles se traduisent également par des échanges de O₂ et de CO₂ qui, lorsqu'ils se déroulent dans un milieu faiblement turbulent, entraînent des variations du potentiel Redox et du pH et conditionnent donc en retour la plupart des réactions biogéochimiques.

Les modèles basés sur ce schéma général de fonctionnement s'appliquent assez bien à la description et à la prévision du comportement de substances biogéniques (oxygène dissous; formes minérales et organiques du carbone, de l'azote et du phosphore) et des biomasses de microorganismes (algues, bactéries) associés à leur transformation. Le problème est de **comprendre comment les mécanismes responsables agissent en interaction dans un milieu hétérogène dans l'espace et variable dans le temps.**

4-3.2) Approche méthodologique – Les 3 échelles d'analyse

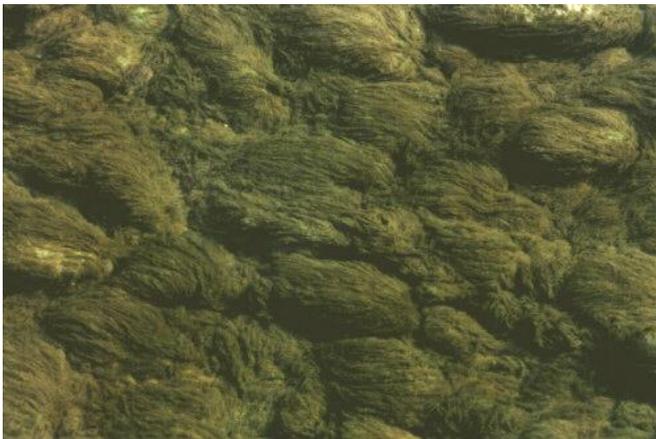
La prise en compte de l'hétérogénéité spatiale du fleuve conduit à considérer trois échelles correspondant à des niveaux différents d'analyse pour aborder l'étude expérimentale et la modélisation des transferts et des transformations bio-physico-chimiques en période d'étiage :

- ❑ une « micro-échelle » - celle du galet, d'une petite unité de surface de molasse, de sédiment fin, de biofilm, d'un petit volume de colonne d'eau, à laquelle il est nécessaire de se placer pour l'étude expérimentale et l'analyse fine des mécanismes fondamentaux.
- ❑ une « méso-échelle » - allant du banc de galets au tronçon de rivière de l'ordre de quelques km - les limites des unités spatiales correspondant à celles de zones morphologiques suffisamment homogènes pour que les variables et les paramètres utilisés soient « représentatifs » de grandeurs moyennes.

- une « macro-échelle »- correspondant ici au tronçon de Garonne en cours de modélisation, de l'ordre d'une à plusieurs centaines de km de long - à laquelle on tente de résoudre les problèmes concrets de calibration et de validation d'un modèle hydraulique couplé à un modèle de qualité des eaux, axé dans un premier temps sur l'élément azote. Le tronçon sur lequel, dans un premier temps, ont principalement porté les efforts des équipes impliquées, en fonction des jeux de données physiques pré-existants (notamment profils en travers, nécessaires pour la modélisation hydrodynamique), s'étend de l'amont immédiat de l'agglomération Toulousaine à l'amont du plan d'eau de Saint Nicolas de la Grave (retenue artificielle située à la confluence avec le Tarn) et représente un peu moins de 150 km de cours. A terme, moyennant les calages et validations nécessaires, le modèle sera utilisable sur toute la longueur de la Garonne, hors extrême amont et zones concernées par la marée dynamique.

4-3.3) Micro-échelle - Activité et dynamique des biofilms

Le biofilm épilithique, très présent à l'étiage en Garonne, s'impose d'emblée, comme un compartiment important à prendre en compte de par la biomasse qu'il représente (cf clichés ci-dessous).



Biofilms colonisant galets et macrophytes en Garonne, étiage estival 98.



Des mesures antérieures réalisées *in situ* et sur pilotes montrent en effet que les biofilms qui se développent à l'interface eau-fond sont des réacteurs biologiques très efficaces.

Nos études se sont rapidement focalisées sur le biofilm épilithique, d'autant que comme nous le verrons, l'activité de la pleine eau n'est pas significative sur le secteur modélisé.

Compte-tenu des données acquises dans le cadre du programme ECOBAG/P1 et plus particulièrement dans le cadre du présent programme de recherches, des données sur la répartition des biofilms épilithiques et sur la physiologie de ces derniers ont été acquises et sont disponibles.

Ces premiers référentiels permettent de fonder la mise au point exploratoire d'un module biogéochimique, module qui restera certainement perfectible à l'avenir en fonction de la consolidation et de la fiabilisation des référentiels, et qui a d'ores et déjà été couplé au modèle hydrodynamique développé par l'IMFT.

Les études de processus à l'échelle du galet ou de la petite unité de surface d'interface eau-sédiment sont axées sur le fonctionnement des biofilms (« périphyton » *sensu lato*) et se réfèrent au modèle conceptuel représenté dans la Figure 44 suivante :

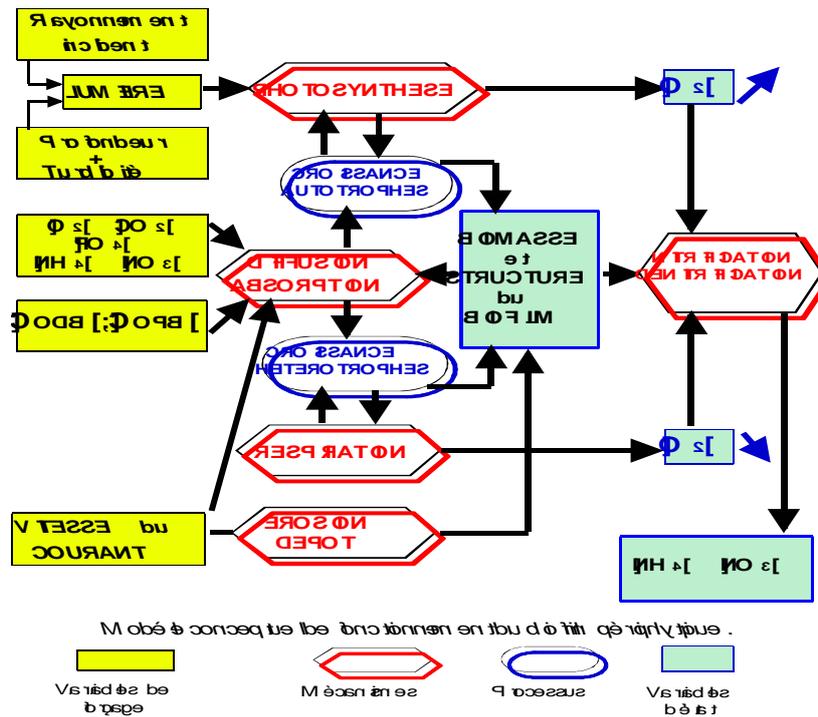


Figure 44 : Modèle conceptuel de fonctionnement du biofilm périphytique

4-3.4) Mésos-échelle - Fonctionnement à l'échelle de secteurs de rivière

A l'échelle du tronçon de rivière, les mesures effectuées visent à établir des bilans de flux entrée-sortie afin d'évaluer l'importance des « sources » (= production) et des « puits » (= élimination et/ou immobilisation) des éléments biogéniques (sels nutritifs, matières organiques, oxygène).

La mise en œuvre des mesures et l'exploitation des données obtenues sur ces secteurs supposent une connaissance suffisamment précise des caractéristiques morphodynamiques (profondeur et profil transversal moyens du secteur), des variations des débits, du temps de séjour moyen de la masse d'eau dans le tronçon et des apports latéraux éventuels.

Une bonne partie de ces données sont apportées par le modèle hydrodynamique.

L'hypothèse de travail est que le fonctionnement et la répartition des compartiments fonctionnels sont intimement liés aux caractéristiques morphodynamiques du cours. Les secteurs à prédominance de mouilles fonctionnant globalement de manière différente des secteurs à prédominance de radiers.

Des résultats d'un bilan de tronçon réalisé en septembre 97 à l'aval de la confluence avec le Tarn seront présentés.

4-3.5) Macro-échelle - Modélisation du fonctionnement de la Garonne

4-3.5.1) MODELE HYDRODYNAMIQUE

L'intégration des données acquises aux échelles précédentes dans un modèle de fonctionnement de la Garonne à l'étiage passe :

- par une description morphologique du fleuve (travail de J. Steiger CESAC) : la méthode adoptée consiste à identifier dans le chenal des « ensembles fonctionnels » à l'aide de variables géomorphologiques (largeur, profondeur, pente, rugosité des fonds) et hydrauliques (puissance spécifique) liées au débit et à la charge sédimentaire. Il s'agit d'une sectorisation morphologique du cours.
- par le développement d'un modèle hydrodynamique 1D (thèse S. Sauvage IMFT) qui calcule les caractéristiques de l'écoulement en régime instationnaire et fournit les données de base (vitesse, tirant d'eau, section mouillée, temps de résidence) nécessaires au calcul du transport (par advection – dispersion) des substances chimiques dissoutes et particulaires.

Aux bas débits et aux faibles tirants d'eau rencontrés en période d'étiage, le développement d'un tel modèle est inféodé à la précision des données de terrain disponibles. La réunion d'une base de données concernant la bathymétrie du cours d'une part, des hauteurs d'eau et du débit associé d'autre part, représente un travail important préalable à la modélisation proprement dite.

Des levés topographiques et des mesures hydrauliques complémentaires ont permis combler les lacunes existant sur certains secteurs du fleuve et ainsi, de disposer des informations indispensables pour réaliser et caler le modèle hydrodynamique sur le tronçon étudié.

4-3.5.2) MODELISATION BIOGEOCHIMIQUE DE LA GARONNE

La connaissance du fonctionnement des grands cours d'eau s'appuie sur l'étude de la dynamique des éléments qu'ils transportent, notamment les nutriments, en prenant en compte la globalité de l'écosystème.

L'acquisition de cette connaissance nécessite des études qui s'intéressent aux composantes physiques, chimiques et biologiques des écosystèmes pour décrire la dynamique des éléments nutritifs (N et P) et de la matière organique, en faisant intervenir les organismes autotrophes et hétérotrophes qui vont à la fois influencer et être influencés par ces flux d'éléments (citons pour exemple : Servais & Garnier 1993, Hedges et al. 1994...). Par ailleurs, des travaux ont mis en évidence, pour le recyclage de l'azote ou du phosphore ou de la matière organique, le rôle de l'interface eau/sédiment, du périphyton et du sous-écoulement (Triska et al. 1989, Vervier & Naiman 1992, Mulholland et al. 1994).

Au sein de l'hydrosystème, le principal flux de matière et d'énergie est véhiculé par les eaux de surface du fleuve. Ce flux est modifié par des processeurs biologiques qui se situent dans différents compartiments de l'écosystème.

Ces compartiments peuvent être caractérisés par les organismes impliqués dans les processus de transformation des éléments biogènes mais aussi par leur physique (nature et dimension) et par les échanges (type et intensité) qu'ils ont avec le flux principal, c'est à dire les eaux de surface.

Sans préjuger des ordres de grandeurs relatifs des activités fonctionnelles de ces compartiments, éminemment variables selon le système fluvial considéré, le premier de la chaîne de ces "Compartiments Fonctionnels " est **la pleine eau** et ses processeurs biologiques que sont le phyto et le bactérioplancton. Dans ce cas, les échanges avec le flux principal sont par définition directs entre les éléments biogènes et les organismes (diffusion).

Un compartiment un peu particulier à l'interface colonne d'eau-sédiment qui, on le verra, joue un rôle marginal dans le cas de la Garonne est celui des macrophytes aquatiques, qui baigne largement dans la colonne d'eau et peut y réaliser des échanges de substances (mode majoritaire : diffusion), mais est aussi à même, par son système souterrain, de tirer parti du sédiment et de l'eau interstitielle sur une profondeur non négligeable.

Les autres compartiments fonctionnels sont également représentés par les interfaces entre l'eau de surface qui circule librement et les différents milieux poreux constitutifs du lit mineur. Ces différents compartiments fonctionnels qui peuvent être définis par les critères énoncés ci-dessus (principaux organismes, dimension, échanges) sont :

- le **complexe périphyton-sédiments** (algues et bactéries ; échelle de l'ordre du mm^2 à plusieurs dizaines de cm^2 ; diffusion) ;
- les **sédiments fins** (bactéries et macro-invertébrés ; échelle de l'ordre du cm^2 aux m^2 ; diffusion et bioturbation) ;
- les **sédiments macro-poreux** qui sont caractérisés par les bactéries comme principaux processeurs biologiques, par le m^2 et le décimètre² comme dimension et par l'advection comme type d'échange principal. On définit ainsi le **sous-écoulement** (encore appelé zone hyporhéique) formé d'une part significative d'eaux de surface infiltrées.

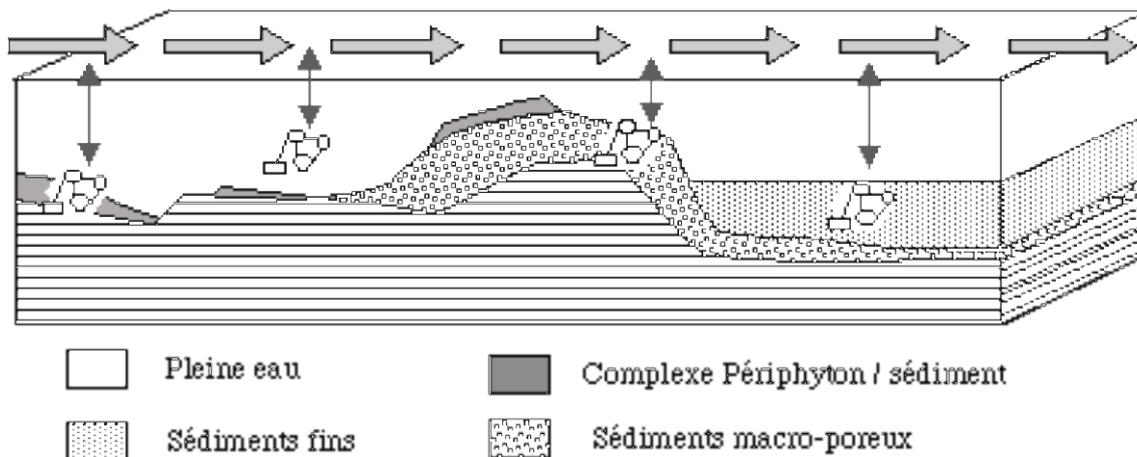


Figure 45 : Représentation des 4 principaux compartiments fonctionnels dans le lit mineur de l'hydrosystème fluvial Garonne (non classés par ordre d'importance)

- **pleine eau** (algues et bactéries libres),
- **complexe périphyton/sédiment** (algues et bactéries fixées)
- **sédiments fins** (bactéries et macro-invertébrés : diffusion et bioturbation)
- **sous-écoulement** (bactéries; advection).

Pour réaliser la modélisation biogéochimique de la Garonne, il convient de prendre en compte :

- ❑ Les processus qui se déroulent au sein de chaque compartiment fonctionnel et leurs facteurs de contrôle (le modèle actuel n'utilise que des boîtes noires pour simuler les processus),
- ❑ La répartition des compartiments fonctionnels pour chaque maille du modèle à l'échelle du tronçon modélisé (cartographie fonctionnelle et sectorisation géomorphologique,...)
- ❑ Le changement d'échelle adéquat permettant le couplage avec le modèle hydrodynamique.

4-4) LE COMPARTIMENT FONCTIONNEL PLEINE EAU

4-4.1) ETUDE DU COMPARTIMENT PHYTOPLANCTON SUR LA GARONNE ET SES AFFLUENTS

(T. AMEZIANE - Thésard - et Alain DAUTA - U.P.S. Toulouse / C.E.S.A.C.)

Cette étude menée en période d'étiage estival 1996, et qui visait à étudier l'évolution longitudinale du phytoplancton dans la rivière Garonne, a concerné un tronçon d'environ 300 km.

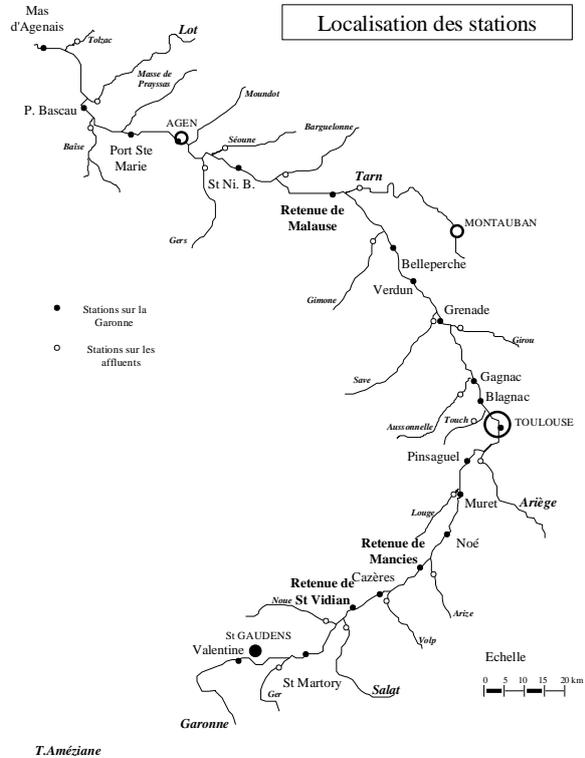
Vingt et un prélèvements ont été effectués sur la Garonne et 20 sur ses affluents, de juillet à octobre 96, avec une périodicité de 15 jours, représentant un total de 287 échantillons pour 7 profils longitudinaux.

Voir la carte de localisation des stations de prélèvement ci-contre.

L'étiage estival a été peu marqué avec de nombreuses perturbations hydrologiques.

Les paramètres physico-chimiques mesurés *in situ* sont la température, l'oxygène dissous, le pH et la conductivité.

Sur chaque échantillon, la chlorophylle a (chl a) a été dosée par la méthode de Marker et les algues déterminées.



La Figure 46 ci-dessous, résume le cadre et la méthodologie suivie pour cette étude, ainsi que les questions qui se posent suite à une première exploitation des dosages de la chl.a.

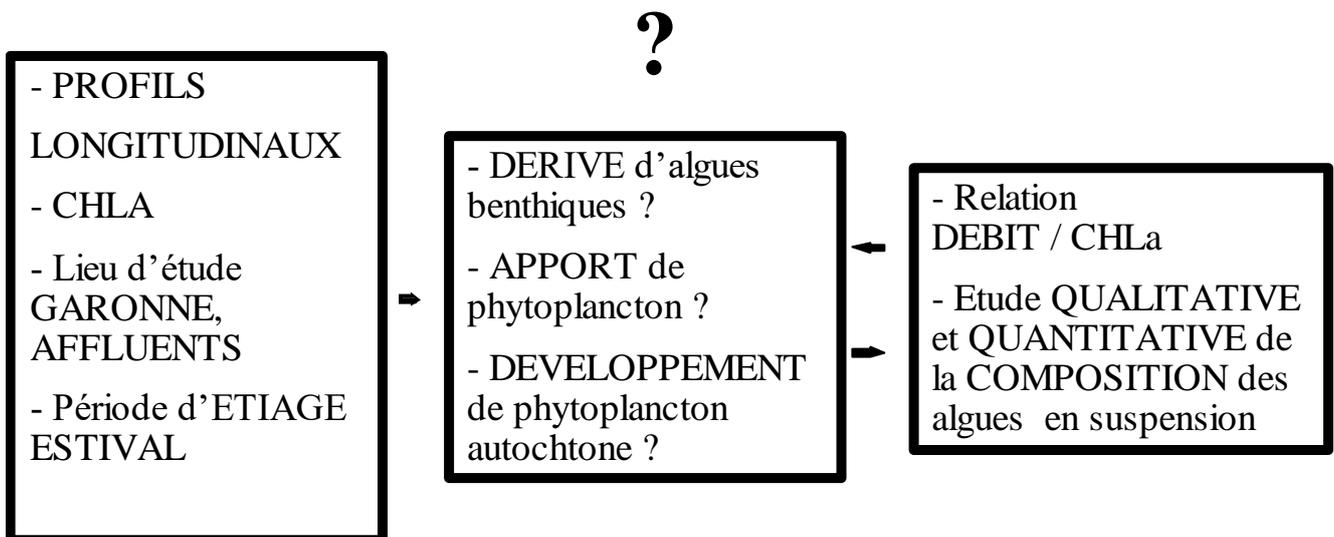


Figure 46 : cadre, questions et méthodologie suivie dans cette étude.

Afin de pouvoir mieux comprendre le fonctionnement et la dynamique du compartiment phytoplancton dans l'hydrosystème (Garonne + affluents), il importe de préciser si les concentrations en chlorophylle a (ultérieurement appelée Chl.a), qui constituent un indicateur global de production végétale, proviennent :

- de la dérive d'algues benthiques,
- de l'apport de phytoplancton par les affluents,
- d'un développement de phytoplancton autochtone.

Pour répondre à ces différentes questions, dans un premier temps, le CESAC a observé les relations Débit/chl.a et dans un deuxième temps réalisé l'étude qualitative et quantitative de la composition des algues en suspension.

4-4.1.1) Profil longitudinal de chlorophylle a dans la Garonne

Concernant les résultats des profils longitudinaux de concentration en chlorophylle a dressés de Valentine au Mas d'Agenais, un profil représentatif réalisé début septembre est présenté en Figure 47, à titre d'exemple. On peut noter sur ce profil :

- Un pic de chl.a à Malause qui atteint 22 μ g/l, ce qui correspond au maximum relevé sur la Garonne lors des 7 campagnes.
- Une augmentation en aval de l'Ariège.
- Un pic de chl.a au niveau de la retenue de Mancies.
- Un effondrement de chl.a dans la retenue de St Vidian.

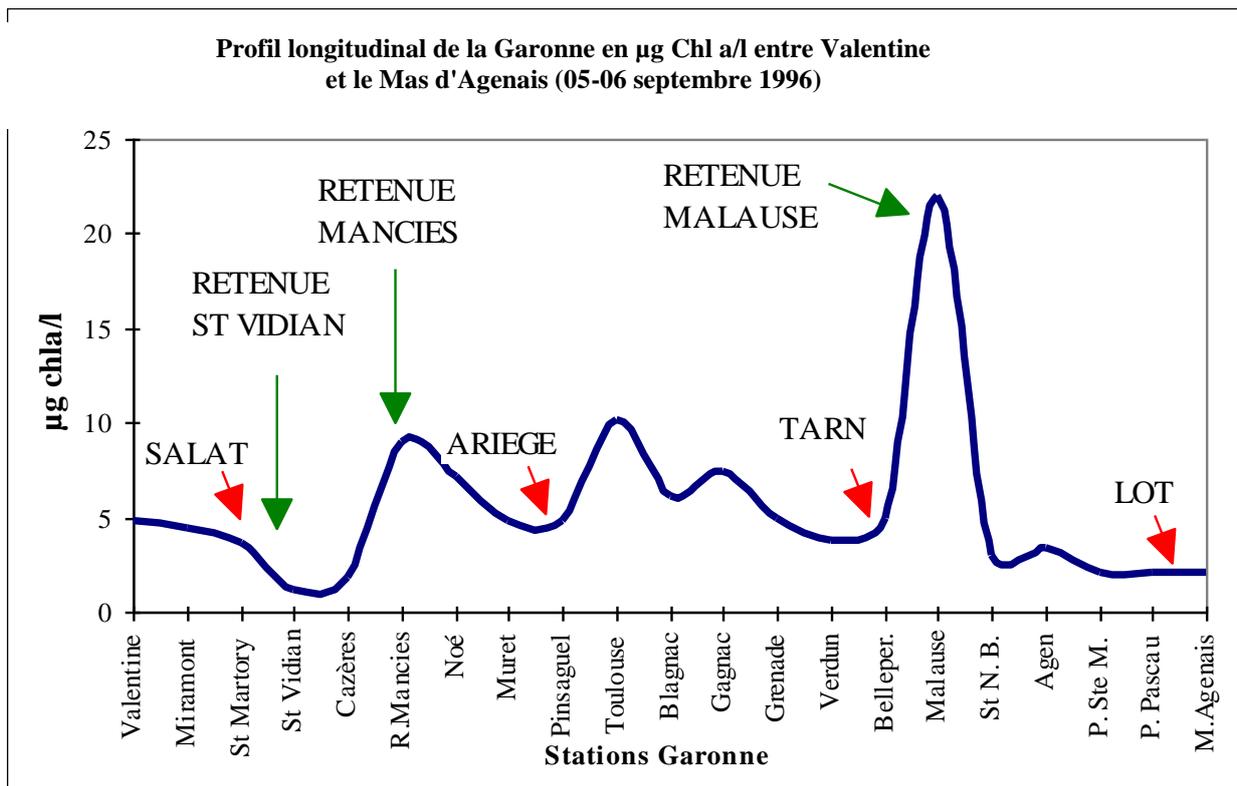


Figure 47 : Profil longitudinal de la Garonne en chlorophylle a entre Valentine et le Mas d'Agenais lors de la campagne des 5 et 6 septembre 1996 (profil représentatif des 7 profils en long effectués).

Les résultats de cette étude quantitative amènent à se poser les questions suivantes pour leur interprétation (Figure 48 ci-dessous).

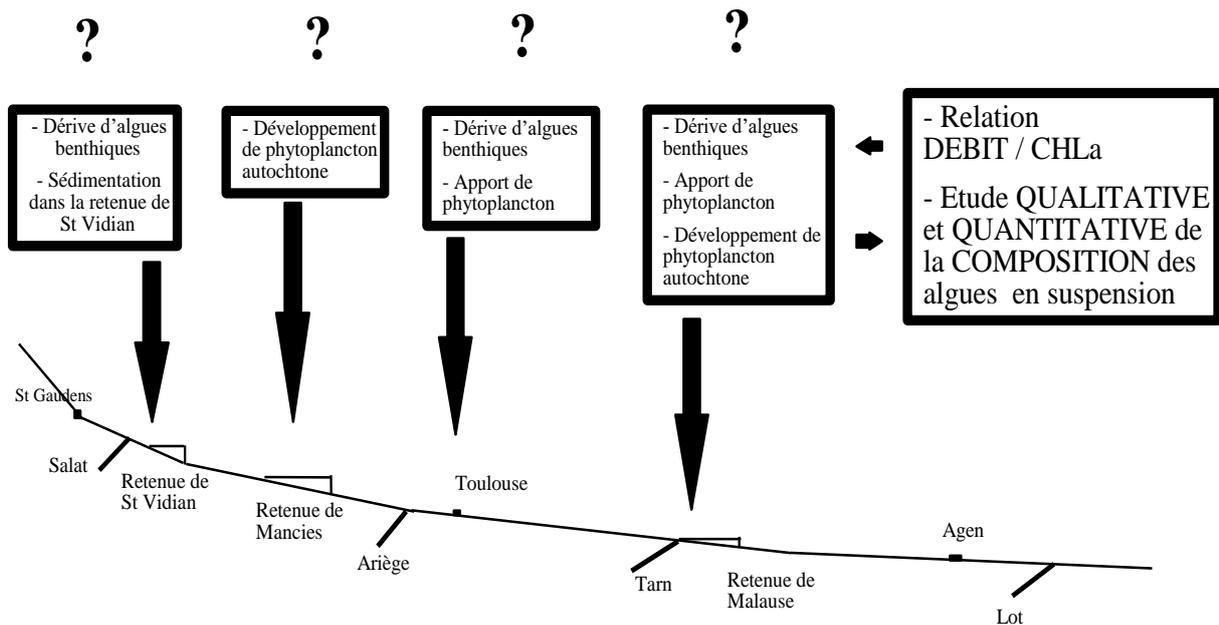


Figure 48 : Questions posées par l'interprétation des mesures de chlorophylle a.

- Tout d'abord, au niveau de la retenue de St Vidian, à chaque campagne d'étiage, il a été noté un effondrement de la concentration en chl.a. Au niveau de cette retenue il y a un fort ralentissement du débit, la forte baisse de concentration en chl.a pourrait donc correspondre à la sédimentation d'algues benthiques en dérive, arrachées en amont.

- Au niveau de la retenue de Mancies, qui reçoit de faibles quantités de chl.a de l'amont, il a été observé de fortes augmentations de chl.a lors des différentes campagnes à l'étiage. Il semblerait donc que l'on ait un développement de phytoplancton autochtone.

- A l'aval du Tarn qui correspond à la retenue de Malause, les Pics de chl.a observés lors de l'étude quantitative pourraient s'expliquer :

- soit par de la dérive benthique ou un apport de phytoplancton provenant du Tarn,
- soit par un développement de phytoplancton autochtone à Malause.

Lorsque les valeurs de chl.a traduisent plutôt un arrachement d'algues benthiques, on peut logiquement s'attendre à une augmentation de celles-ci avec l'augmentation du débit, et inversement pour le phytoplancton.

C'est la raison pour laquelle il faut dans un premier temps observer les relations débit/chl.a et, dans un deuxième temps, seule une étude qualitative de la composition des algues en suspension permettra de confirmer ou non les premières orientations.

4-4.1.2) Relations débit/chl.a et composition des algues en suspension

- Tout d'abord, à l'amont de St Vidian (station de Valentine), où se pose la question de savoir s'il s'agit d'une dérive d'algues benthiques, la relation entre le débit journalier moyen et la teneur de la colonne d'eau en chl.a, exprimée en $\mu\text{g/l}$ (Figure 49), met en évidence une augmentation de la chl.a avec le débit à l'étiage. Il semblerait donc que se soit une dérive d'algues benthiques, ce qui est confirmé par le pourcentage d'abondance des types d'algues estimé à partir de 200 champs comptés par lame. En effet, les Diatomophycées, majoritaire à 87%, sont pour la plupart des espèces benthiques (Figure 50).

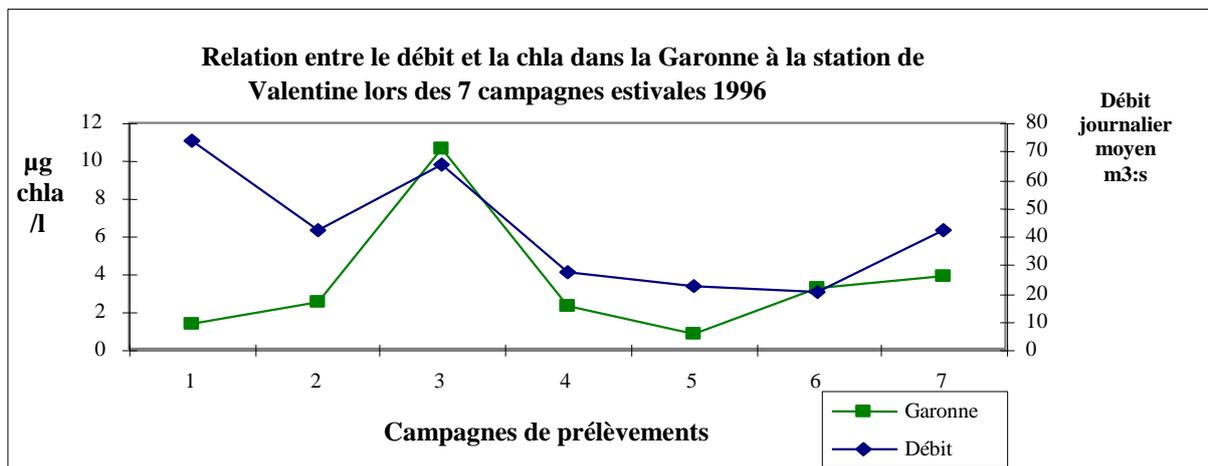


Figure 49 : relation débit/Chl a à la station de Valentine.

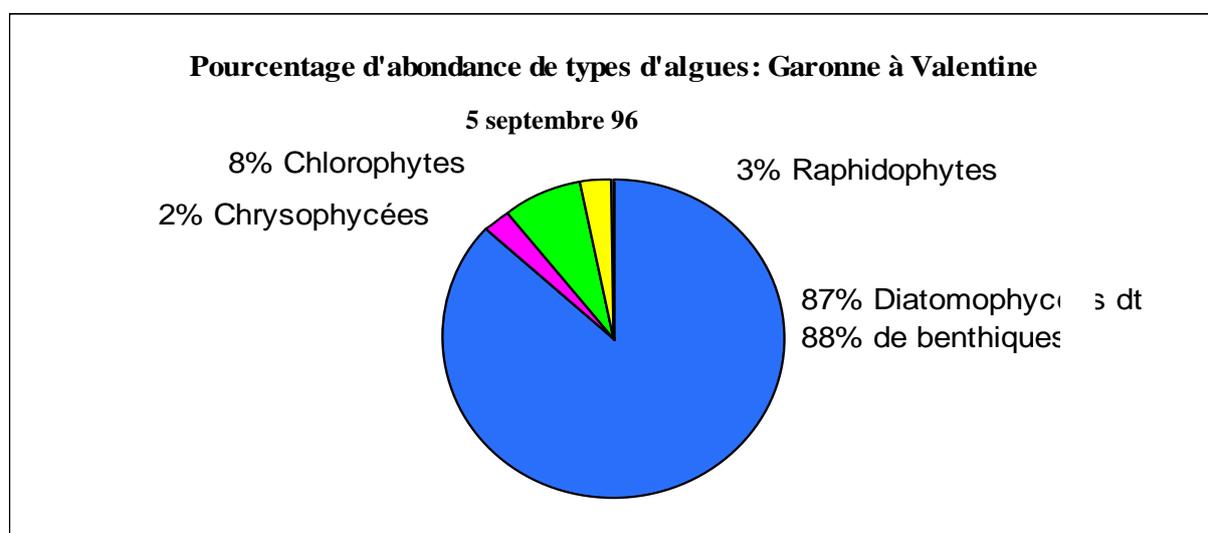


Figure 50 : Pourcentage d'abondance des types d'algues sur la Garonne à la station de Valentine.

- Au niveau de l'affluent Salat on retrouve les mêmes relations débit/chl.a. L'hypothèse d'une dérive benthique est confirmée par une composition de diatomées à 99%, dont 85% de benthiques.
- Concernant la retenue de Mancies, d'après l'étude quantitative, il a été observé régulièrement des pics de chl.a, dans ce milieu lentique (faibles débits) et sans apport important de chl.a au niveau de la Garonne ou d'affluents. La question est de savoir s'il existe un développement de phytoplancton dans cette retenue. Le pourcentage d'abondance des différents types d'algues représentés confirme l'hypothèse d'un développement de phytoplancton. En effet, il y a un fort développement de chlorophycées (1/4) et 70% de Diatomophycées dont seulement la moitié de benthiques, quelques Cyanophycées, Chrysophycées et Pyrrhophycées.
- Les pics de chl.a en aval de l'Ariège sont-ils dus à de la dérive d'algues benthiques ou à un apport de phytoplancton des retenues en amont ?

Sur l'Ariège (Figure 51 page suivante), la relation débit/chl.a est l'inverse de celle observée au niveau des stations de Valentine et du Salat, c'est-à-dire qu'il est noté dans ce cas une augmentation de chl.a avec la diminution du débit (relation inversement proportionnelle). L'apport de phytoplancton est confirmé par le pourcentage d'abondance des types d'algues avec 74% de Diatomophycées (constituées en grande partie de rubans de *Fragilaria chrotonensis*) dont seulement 26% de benthiques, 13% de Cyanophycées et 14% de Chlorophycées (voir Figure 52 en bas de page suivante).

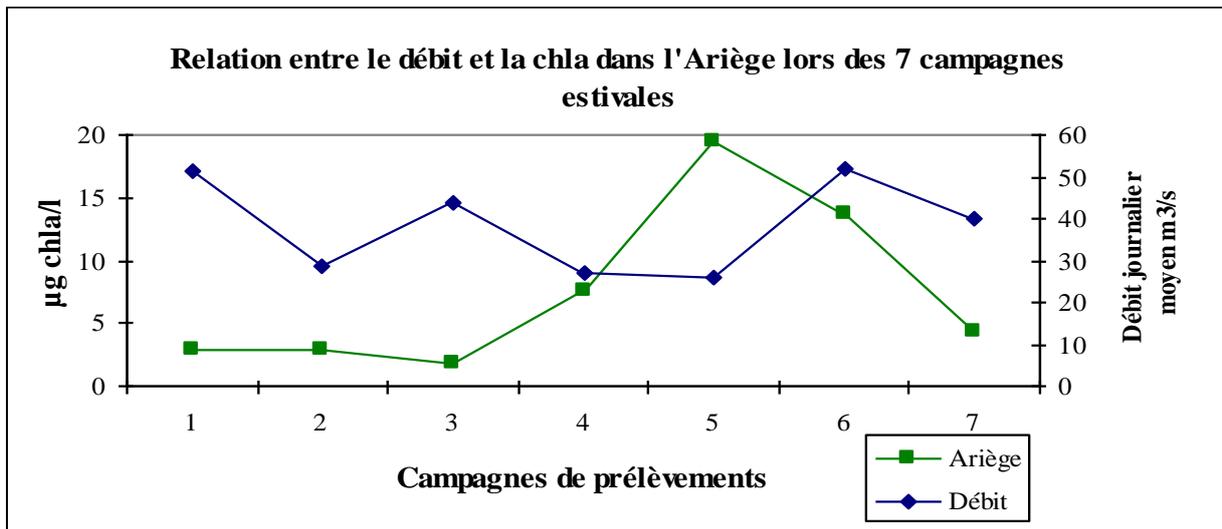


Figure 51 : relation débit/Chl a sur l'Ariège.

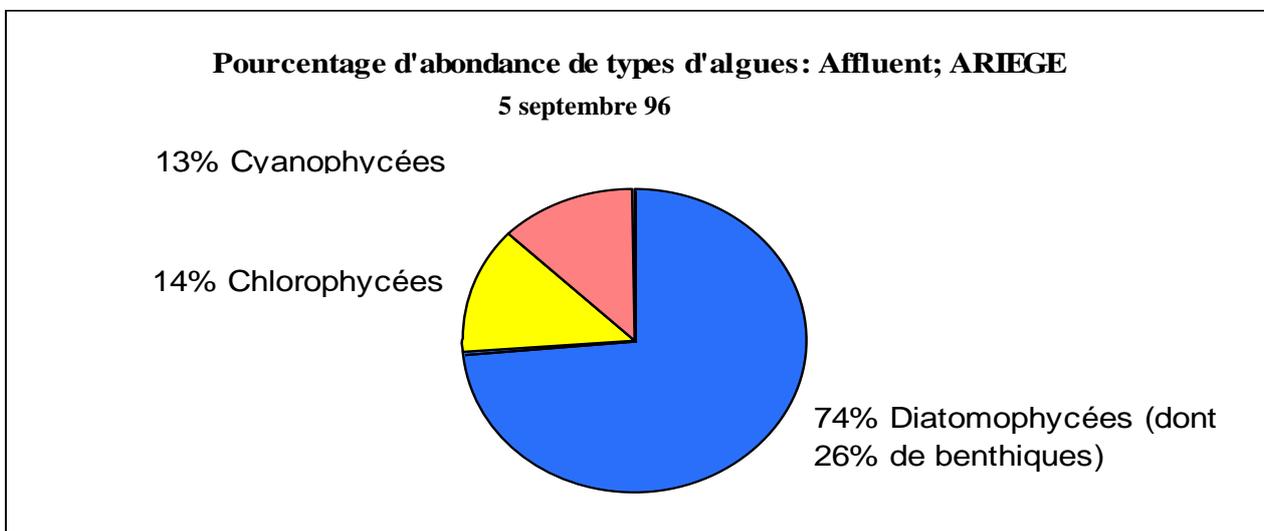


Figure 52 : Pourcentage d'abondance des types d'algues sur l'Ariège.

En aval de la confluence, il est retrouvé la même relation débit/chl.a et une majorité de *Fragilaria chrotonensis* avec disparition des Cyanophycées.

- Pour finir, au niveau de la retenue de Malause, la question se posait de savoir si le pic de chl.a dans cette retenue provient essentiellement de la contribution du Tarn (dérive d'algues benthiques ou apport de phytoplancton), ou également d'un développement de phytoplancton autochtone.

- Comme sur l'Ariège et à l'aval de cet affluent, il existe une relation inversement proportionnelle entre le débit et la chl.a dans le Tarn. L'apport de phytoplancton du Tarn est confirmé par le pourcentage d'abondance avec 32% de Chlorophycées et la moitié de Diatomophycées dont seulement 17% de benthiques.
- Au niveau de Malause, les résultats du pourcentage d'abondance des types d'algues révèlent qu'il y a bien du phytoplancton, et comme il y a une variation de la composition des espèces par rapport à celles du Tarn, la conclusion à tirer est qu'il y a également un développement de phytoplancton autochtone dans la retenue.

4-4.1.3) Conclusions sur l'étude phytoplancton

Cette étude quantitative et qualitative de l'évolution longitudinale de la chlorophylle a dans la Garonne et ses principaux affluents en période d'étiage estival menée par le CESAC a permis de mettre en évidence qu'il y a **peu de chlorophylle a dans la Garonne** en regard d'autres cours d'eau de même importance reconnus comme anthropisés (Seine, Meuse, Danube, Thames), **excepté dans les 4 zones particulières représentées en Figure 53** et listées page suivante :

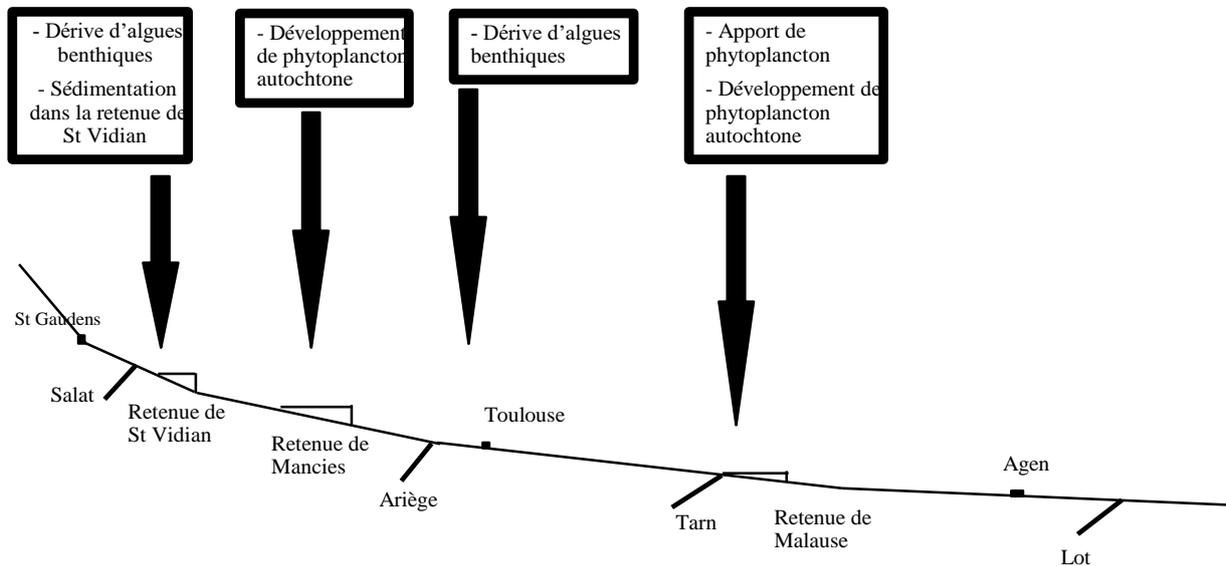


Figure 53 : Conclusion : Explication de la présence de Chlorophylle a dans les quatre zones à forte teneur

- En amont de la retenue de St Vidian, il existe une dérive d'algues benthiques qui sédimentent dans la retenue.
- Un développement de phytoplancton autochtone dans la retenue Mancies.
- Un apport de phytoplancton par l'Ariège.
- Un apport de phytoplancton du Tarn dans Malause avec également un développement de phytoplancton autochtone.

En dehors de ces 4 zones, les valeurs de chl.a restent faibles et sont le reflet d'une dérive benthique. En terme de chl.a, **la dérive d'algues benthiques est donc le phénomène dominant dans la Garonne, la production de phytoplancton n'est observée que dans 2 secteurs lenticques** (retenues de Mancies et Malause).

Certains affluents apportent des **concentrations élevées en algues** (70µg/l de chl.a), mais **leur influence quantitative sur la Garonne reste mineure compte tenu de leur faible débit**. Dans la Garonne, sur la période étudiée, les valeurs maximales de chlorophylle a dans la colonne d'eau ne dépassent pas 22µg/l. Les très nombreux affluents de la Garonne, en dépit de leur faible débit, contribuent cependant à maintenir une grande diversité spécifique dans le cours principal.

Cette étude des algues en suspensions dans la Garonne en période d'étiage, montre que **la variable chl.a dans l'eau ne peut pas être interprétée comme un reflet des populations de phytoplancton dans la colonne d'eau, ni utilisée comme un indice d'eutrophisation de la Garonne**.

4-4.2) MESURE DES ACTIVITES IN SITU EN PLEINE EAU

En septembre 98, lors d'une expérimentation conjointe Cemagref – CESAC, 12 systèmes de confinement ont été placés sur 3 sites en aval de Toulouse (Gagnac sur Garonne, Verdun sur Garonne et Bourret) dans l'optique de mettre en évidence une activité biologique provoquant une évolution des formes d'azote minéral dans la pleine eau.

Les systèmes utilisés sont uniquement constitué d'un cylindre étanche empli d'eau, l'agitation se fait manuellement (de façon à éviter que les galets d'une pompe péristaltique n'écrasent la biomasse à tester).

Lors des 12 incubations (durée des incubations : 5h15, 6 incubations à la lumière, 6 incubations à l'obscurité, en présence ou non d'acétylène), les concentrations n'ont pas varié de façon significative (pas d'évolution ou variations inférieures aux incertitudes de mesure), et ce malgré une concentration en MES d'un facteur 11, par décantation des particules, par rapport à celles rencontrées dans la colonne d'eau au moment de la prise d'échantillons.

Les activités en terme de variation de concentrations étant non significatives, le compartiment pleine eau, nous le verrons plus loin, ne sera pas intégré à la première phase de la modélisation biogéochimique (module "azote").

4-5) Les macrophytes

Le compartiment des macrophytes est particulièrement difficile à aborder de façon quantitative dans le fleuve Garonne, notamment en fonction :

- de l'aspect éminemment variable des peuplements selon l'année et le lieu (grande mobilité inter-annuelle des emplacements d'herbiers en fonction du marnage en saison d'étiage (orages, exploitation des barrages hydro-électriques amont), grande variation quantitative en relation avec l'hydrodynamique printanière),
- de sa taille rendant considérable, en volume de travail, toute action de prospection systématique,
- de la turbidité des eaux, des conditions hydrodynamiques et de la mauvaise accessibilité du fleuve rendant malaisées les mises à l'eau, les opérations d'échantillonnage et délicates les conditions opérationnelles,
- de l'aspect également gênant de la turbidité des eaux pour toute action d'acquisition des données aéroportées, qui seraient très utiles, dans un souci d'opérationnalité et d'économie de moyens, dans un contexte tel que celui de la Garonne.

Avant d'envisager toute intervention de terrain, difficilement systématisable compte-tenu de l'échelle de ce fleuve et du contexte financier de ce programme, le Cemagref a fait le tour de la bibliographie existante afin de situer l'intérêt d'une étude approfondie de ce compartiment en fonction de l'objectif du Programme ECOBAG/P1.

Il en ressort, élément non surprenant compte-tenu du contexte attaché à ce fleuve, qu'il n'existe aucun élément réellement quantitatif pré-existant permettant de chiffrer précisément des biomasses ou activités fonctionnelles du compartiment macrophytes dans la Garonne.

De plus, l'aspect très variable, cité ci-dessus, des localisations et des densités de peuplements d'une année à l'autre imposerait a priori une prospection annuelle pour injecter dans le modèle, ce qui ne paraît pas envisageable.

Le point bibliographique réalisé est le suivant :

Une première approche concernant l'étude des macrophytes sur le fleuve Garonne a été faite par le bureau d'étude IDE Environnement, en 1992 et 1993.

Cette étude a été réalisée à la demande de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, avec le pré-supposé que les peuplements de macrophytes étaient un bon indicateur pour rendre compte du potentiel trophique de la Garonne.

Dans cette optique, les objectifs de cette étude étaient la détermination du niveau trophique de la Garonne, l'évaluation des manifestations de l'eutrophisation et la détermination de ses impacts pendant les étiages estivaux, sur la base des observations des peuplements macrophytiques.

Les nets progrès enregistrés depuis cette époque dans la connaissance des macrophytes aquatiques et de leur signification, notamment sur la Charente par Alain DUTARTRE & al, ainsi qu'au cours du suivi national d'un réseau « Protocole MEV » dans le cadre d'une convention Inter-agences-Cemagref signée pour le compte du GIS « Macrophytes des eaux continentales »(1995-97), permettent désormais d'affirmer qu'en cours d'eau, hormis dans les zones très amont où le phosphore peut être limitant, il n'existe pas de corrélation entre niveau trophique du système et production de biomasse pouvant conduire à des pullulations de macrophytes.

Par conséquent, les forts développements de macrophytes ne sont pas expliqués par un enrichissement localisé des eaux en substances biogènes, mais sont corrélés à toute une série de facteurs physiques comme pénétration de l'éclairage dans la lame d'eau, mouvance ou non du substrat, conditions hydrodynamiques stationnelles, grandes tendances hydrologiques du printemps, voire température de la colonne d'eau.

Ainsi, certaines stations situées à l'aval de barrages, en zone de sédimentation et sous le coup de régimes très régulés sont régulièrement colonisées par de grosses biomasses de macrophytes (ex : herbier d'ARGENTAT).

Plus généralement, la variabilité inter-annuelle des peuplements de macrophytes dans un bassin versant donné lors de l'étiage estival est extrêmement bien corrélée avec les conditions hydrodynamiques du printemps. Ainsi, les années à conditions hydrodynamiques sévères de printemps (fortes crues) sont aussi les années où la tendance, hors conditions stationnelles très particulières, est à l'observation des plus faibles peuplements de macrophytes. De même, les années à conditions hydrologiques très modérées au printemps (faibles débits, absence de crues) sont les plus favorables aux pullulations estivales de macrophytes, avec une très forte production de biomasse. Les productions de biomasse sur une même station peuvent ainsi varier d'un facteur 1 à un facteur 10 à 20 en fonction du faciès climatique et hydrologique de l'année.

Dans le cadre de l'étude I.D.E., les 17 stations qui ont été choisies sont communes au suivi R.N.B (Réseau National de Bassin) et R.C.A. (Réseau Complémentaire) de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne. Elles font partie du réseau de suivi de la qualité des eaux entre Saint Gaudens et le Mas d'Agenais. Ces stations ont été sélectionnées en fonction des facteurs susceptibles d'influencer le niveau trophique : zones urbaines et industrielles, apports des affluents, retenues d'eau...

La Garonne a été descendue de Saint Bât jusqu'au Mas d'Agenais. Toutefois, le secteur Saint-Bât-Valentine a aussi été étudié, puisque des problèmes de prolifération végétale y avaient été rapportés. De St Bât à Labarthe-Inard, du fait des difficultés d'accessibilité signalées en début de chapitre, les prospections ont été effectuées depuis les ponts, de Labarthe-Inard au Mas d'Agenais, la prospection s'est faite en zodiac.

Des mesures ont aussi été menées pour les retenues de Boussens, Labrioulette, Mancies et St Nicolas de la Grave.

Il en ressort que si les valeurs physico-chimiques des eaux sont comparables à celles mesurées dans la Garonne, les teneurs en chlorophylle a et phaeopigments trouvées dans ces retenues sont généralement supérieures aux valeurs mesurées en aval et en amont.

Ceci s'explique facilement puisque ces systèmes lenticques, du fait des temps de résidence de la masse d'eau, représentent des sites privilégiés pour le développement des algues planctoniques mais aussi, fait non cité par IDE, pour le stockage d'algues benthiques originaires de biofilms abrasés (Améziane, 96, travaux exposés au Chapitre 4-4.1).

IDE a constitué une cartographie des formes végétales présentes sur le secteur Garonne étudié, en y associant les "paramètres explicatifs". L'équipe a suivi la répartition végétale au moment de l'étiage estival (niveau des eaux bas, température élevée) : entre le 13 et le 21 août 1992, puis entre le 31 août et le 16 septembre 1992.

Il faut savoir qu'en 1992, les débits moyens étaient supérieurs aux débits moyens des 75 années précédentes, car l'été a été très pluvieux (d'où un étiage écourté). Pour mesurer l'effet direct des végétaux, les paramètres suivants ont été mesurés sur 24 heures : l'oxygène dissous, le pH et la température.

La cartographie de la végétation qui a été établie prend en compte :

- * les espèces rencontrées, leur abondance
- * la profondeur du lit,
- * la nature du fond (roche mère, galets, graviers ou sable), le type de berge,
- * les rejets observés (les agglomérations, point de rejets et stations de pompage),
- * le type d'écoulement de l'eau (torrentiel, lotique, lentique ou plan d'eau),
- * le pH et l'oxygène dissous.

Les informations recueillies sont représentées par 35 profils de 10 km chacun. La Figure 54 page suivante montre en exemple les résultats qui ont été obtenus pour le profil d'Agen.

Les macrophytes rencontrés sont les renoncules, les myriophylles, potamots, bryophytes, et "autres". Le profil de la végétation est très différent dans les retenues et dans les zones hors retenue, et l'évolution de la végétation diffère selon le type de milieu considéré. Il faut donc considérer différemment le cas des lacs et de la rivière.

Les macrophytes se répartissent de la façon suivante dans la Garonne :

- * Un secteur amont, jusqu'à Mauzac (en aval de Noé) où les herbiers sont constitués uniquement de renoncules. C'est un secteur à courant rapide, avec une eau peu chargée et une profondeur faible. Ce secteur est propice au développement de macrophytes qui croissent dans un mètre d'eau maximum.
- * Un secteur intermédiaire où se développent les renoncules et des myriophylles dans les herbiers.
- * Un secteur en aval de Toulouse où les renoncules disparaissent presque complètement pour laisser la place à un mélange de myriophylles, potamots et cératophylles.

Les herbiers des retenues :

- * Le plan d'eau de Boussens est profond, et peu d'herbiers s'y développent.
- * Le plan d'eau de Labrioulette est moins profond, et contient d'importants herbiers de myriophylles,
- * C'est dans le plan d'eau de Mancies qu'ont été répertoriés les herbiers les plus importants, dans les zones de faible profondeur.
- * Le plan d'eau de Saint Nicolas de la Grave, le plus grand, présente peu de développements végétaux.

Une comparaison a été effectuée entre 1992 et 1993 pendant la même période estivale, entre Saint Béat et Valentine. Il en ressort qu'en 1993 les herbiers étaient moins importants que l'année précédente. Ils ne se sont développés qu'un mois plus tard, et de façon moins importante qu'en 1992. Cette tendance s'est confirmée sur tout le cours d'eau, à l'exception des lacs où les herbiers se sont étendus de façon notable en une année.

Selon les auteurs, les crues importantes qui ont eu lieu entre 1992 et 1993 associées à des étiages estivaux courts et pluvieux, ont probablement entraîné une régression des développements de macrophytes sur la Garonne.

Cette conclusion, qui dissocie conditions trophiques dans l'hydrosystème Garonne et production de biomasse de macrophytes, donnant la priorité aux conditions physiques, corrobore les résultats de recherche précités d'Alain DUTARTRE.

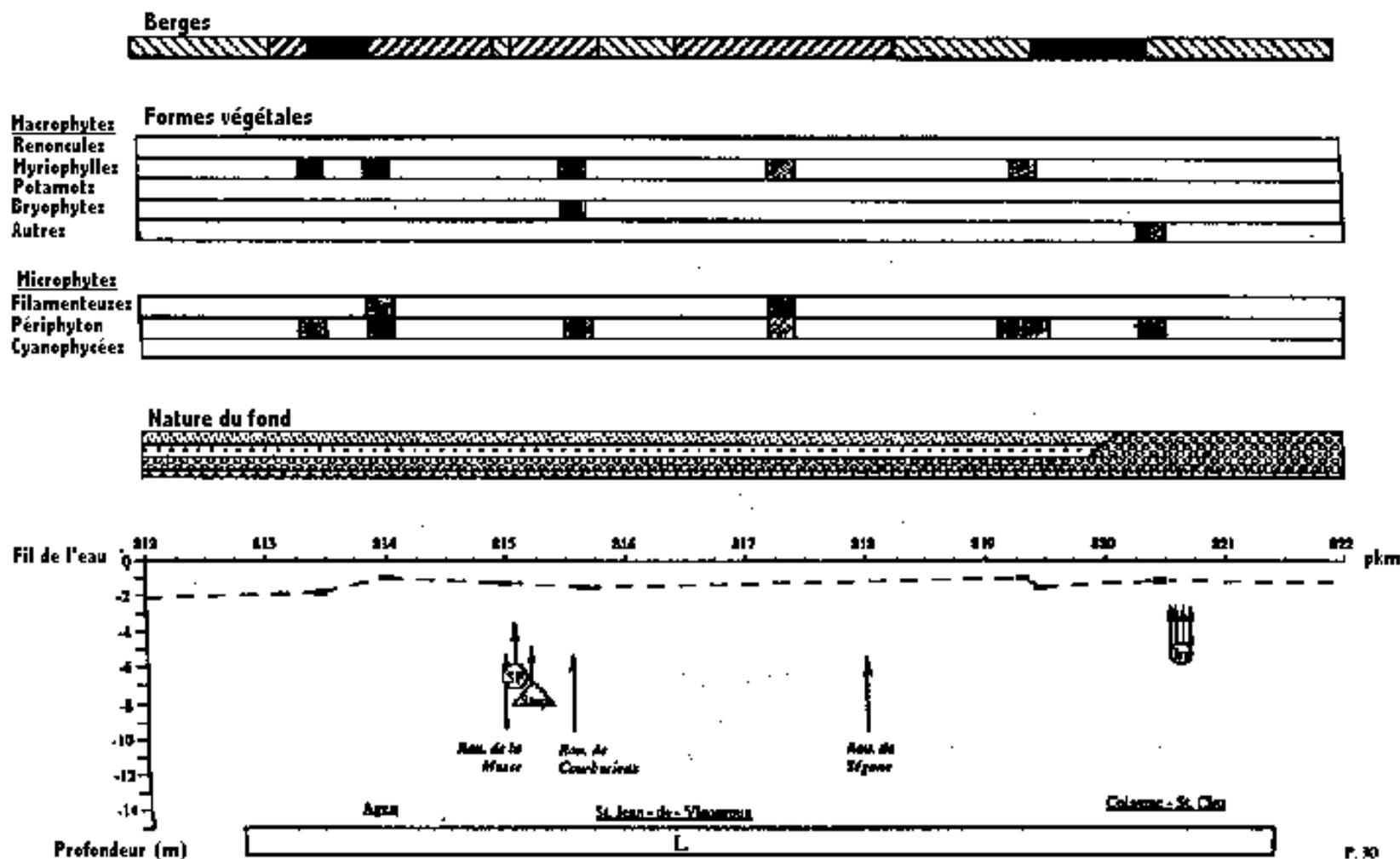


Figure 54 : profil d'Agen, du Pk 812 au Pk 822 (IDE, 1994)

Une seconde étude a été menée sur la Garonne par le Bureau d'études Gazagnes, en 1997. Ce travail a été mené sur la Garonne entre Pinsaguel (en amont de Toulouse) et Layrac (en amont d'Agen), et sur 7 affluents (l'Ariège, le Touch, l'Aussonnelle, l'Hers Mort, le Save, la Gimone et le Tarn).

M. Gazagnes a reporté les résultats de ses investigations sur des cartes au 1/25 000^{ème}, comme celle présentée en Figure 55 ci-dessous (carte de Merville à Grizolles). Chaque couleur est représentative d'une population de macrophytes, ce qui permet de visualiser facilement les espèces dominantes de chaque tronçon. Dans ce tronçon, seules les populations de myriophylles et de potamots dominent les peuplements végétaux.

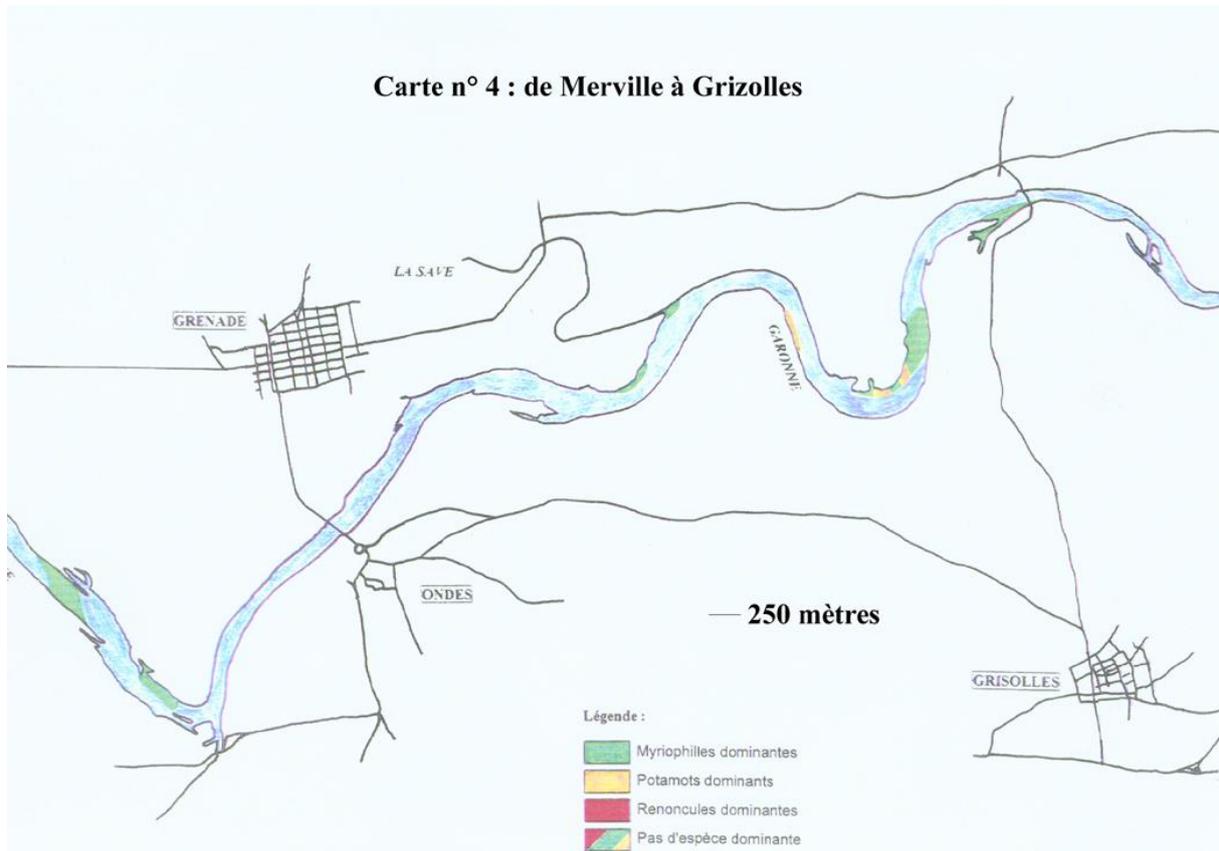


Figure 55 : Localisation des herbiers à macrophytes entre Merville et Grizolles (Gazagnes, 1997)

La carte présentée Figure 56 page suivante montre une portion du fleuve (de la D14 à l'autoroute) plus envahie par les macrophytes.

Les taxons rencontrés par M. Gazagnes sur la Garonne sont les suivants : *Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton fluitans* Roth., *Ceratophyllum demersum* L., *Ranunculus fluitans* Lamk., *Myriophyllum spicatum* L., *Phalaris arundinacea* L., et *Sparganium emersum* Rehmman.

A partir des cartes établies par M. Gazagnes lors de l'été 1997, été à forts peuplements de macrophytes, l'on peut estimer que 15 à 20 % du linéaire de la Garonne est recouvert par les plantes, sur le secteur qu'il a étudié. Il note que les herbiers les plus importants se trouvent dans les zones protégées, en présence d'un substrat meuble.

Seules les renoncules sont présentes dans les radiers et les zones courantes. Leur détermination est rendue difficile, car elles sont déracinées lors de la montée des eaux (durant les crues estivales). Les pieds commencent à réapparaître au mois d'octobre : c'est le cas par exemple de l'herbier de renoncules de Gagnac sur Garonne.

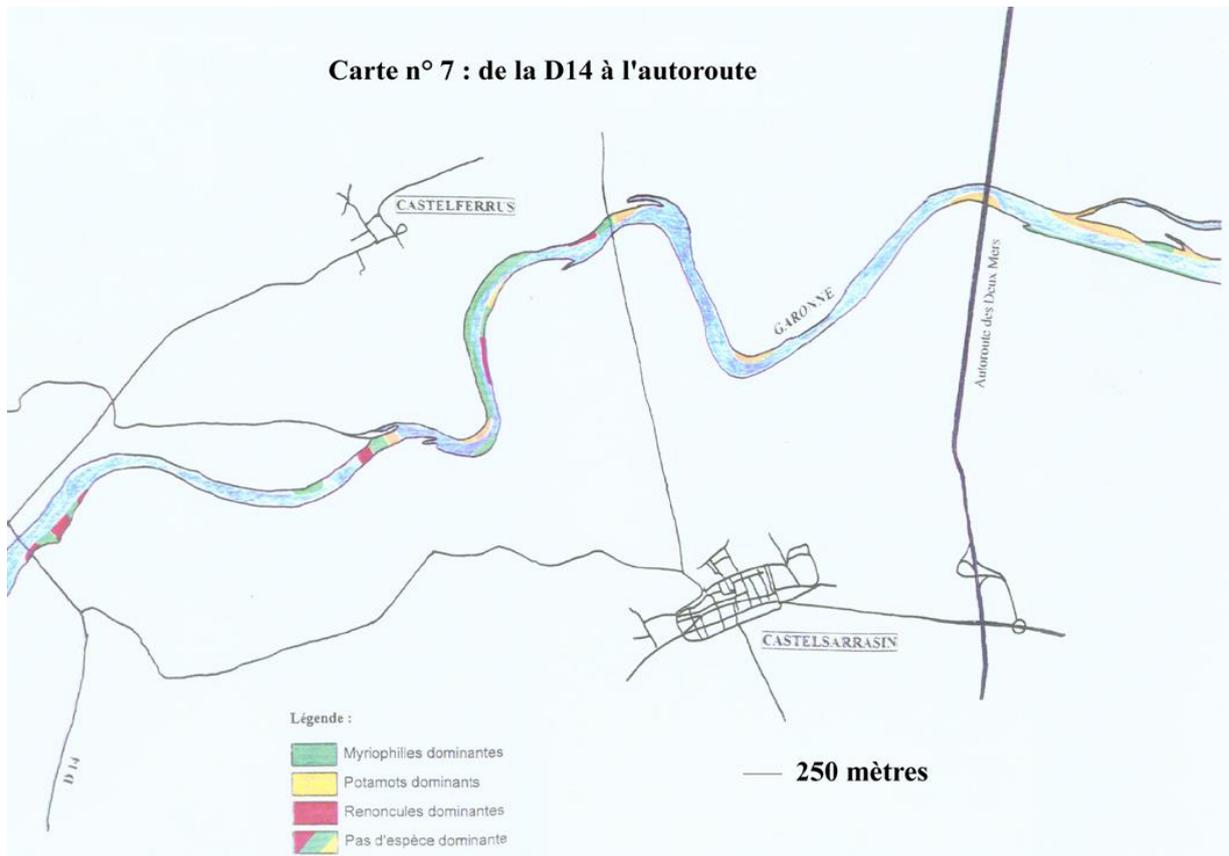


Figure 56 : localisation des herbiers de macrophytes entre la Départementale 14 et l'autoroute (Gazagnes, 1997)

Lors d'une étude sur la dénitrification dans la Garonne, une équipe du Cemagref de Bordeaux a localisé un important herbier de macrophytes, en juin 1998, à l'aplomb de la station d'épuration "Syndicat du bocage" de Gagnac sur Garonne (S. Teissier, communication personnelle). Cet herbier de 500 m sur 120 m, composé principalement de myriophylles, n'était apparemment pas présent en 1997 d'après l'étude Gazagnes, ce qui montre bien la permanente évolution des herbiers de macrophytes de ce fleuve aux conditions hydrodynamiques assez sévères.

A notre connaissance, il n'a pas été fait d'autre étude sur les macrophytes de la Garonne. Les deux études citées ci-dessus font état des herbiers présents et des principales espèces qui les constituent, mais les listes présentées ne sont pas exhaustives. En effet, des investigations depuis les ponts (IDE, 1994), voire en voiture ou en vélo (Gazagnes, 1997) ne permettent pas d'avoir une idée exacte de toutes les espèces présentes, surtout en ce qui concerne les espèces de macrophytes immergées.

D'autre part, et cela n'est pas surprenant compte-tenu des difficultés méthodologiques spécifiques rencontrées sur ce fleuve, ces études sont essentiellement qualitatives (espèces présentes, estimation grossière de l'abondance relative par station) mais, faute de mesures ou prélèvements représentatifs, ne donnent pas d'idée quantitative de la biomasse produite, ni de la mobilisation de minéralomasse qu'elle représente. Or ce sont ces éléments quantitatifs qui permettent d'estimer le rôle des macrophytes dans la capacité d'assimilation (minéralomasse mobilisée, et, pour les espèces où la courbe minéralomasse-surface déployée a été établie, importance de la surface déployée comme support de biofilms).

Le seul élément semi-quantitatif apporté par Gazagnes et **relatif à l'année 1997**, année à conditions hydrologiques printanières modérées et à **forts peuplements estivaux de macrophytes**, est la colonisation de 15 à 20 % du linéaire de la Garonne sur le secteur étudié. D'autre part, compte-tenu des conditions hydrodynamiques, de la turbidité naturelle des eaux et du marnage important lié à l'exploitation d'ouvrages hydro-électriques à l'amont, les peuplements de macrophytes ne sont implantés que dans des lames d'eau comprises entre 30-40 cm et 1m de profondeur.

Cette situation en année favorable aux macrophytes est à rapprocher de celle rencontrée lors d'années comparables dans le fleuve Charente (Rapports de recherche Cemagref, dans le cadre du CPER 94-98 Poitou-Charente, sur le bassin versant de la Charente et la baie associée de Marennes-Oléron – Volet continental – Rapports de Tranches 1994 et 1996). En effet, la Charente est un fleuve particulièrement favorable aux pullulations de macrophytes, du fait de sa faible hydraulité (succession de biefs, débits et vitesses de courant modérées) et d'une eau transparente permettant la colonisation de la surface à 2,50 m de profondeur (la tranche d'eau colonisée en Garonne est beaucoup plus limitée, comme évoqué précédemment, ce qui limite les surfaces disponibles).

Lors d'années à fortes pullulations de macrophytes (1989, 1991, 1992 et 1995, sur la Charente et sur la période étudiée), il est fait état de colonisations généralisées occupant 100 % de la surface du lit, de valeurs de rapport surface des plantes/surface du lit s'étendant de 1,75 à 6,5, soit 175 % à 650 % de recouvrement, et de surfaces foliaires déployées, donc disponibles pour la colonisation par les biofilms, pouvant aller jusqu'à 30 fois la surface du lit.

Dans la Garonne, les éléments semi-quantitatifs évoqués lors de l'année 97 à forts développements (15 à 20 % du linéaire concerné, certainement beaucoup moins en surface si l'on en juge par les cartographies établies, tranche d'eau comprise seulement entre 30 cm et 1 m de profondeur, durée de présence des macrophytes plus courte compte-tenu des fréquentes perturbations hydrauliques) permettent d'affirmer que, de toute évidence, la biomasse moyenne en macrophytes par unité de surface est beaucoup moins abondante en Garonne qu'en Charente en année équivalente (facteur de 1 à 20 ou 30).

Or même en Charente, malgré la forte biomasse produite, (150 kg de biomasse sèche moyenne/ha pour les 7 mois de saison chaude sur le tronçon de 50 km de long entre Angoulême et Jarnac en 1995), la minéralomasse mobilisée temporairement par les macrophytes représente sur 7 mois de 0,03% (année à faibles peuplements) à 0,3% (année à forts peuplements) des flux dissous d'azote transitant dans le fleuve. De même, elle représente seulement 0,26% à 2,6% des flux de phosphore dissous transitant dans l'hydrosystème (encore beaucoup moins si l'on raisonne en phosphore total, de même qu'en phosphore particulaire). Il a pu en être déduit que, même dans le cas de la Charente, l'importance des macrophytes réside plus par le volume qu'ils occupent dans la rivière et la surface développée qu'ils représentent (supports potentiels de biofilms) que par leur capacité de mobilisation temporaire de nutriments pour constituer leur biomasse, qui est quasi-négligeable par rapport aux flux transitant dans l'hydrosystème.

Dans le cas de l'hydrosystème Garonne où, à année équivalente, la biomasse de macrophytes, donc la minéralomasse mobilisée, est 20 ou 30 fois plus faible qu'en Charente, le rôle fonctionnel direct des macrophytes sur la capacité d'assimilation d'un tronçon de rivière est dérisoire par rapport aux flux de nutriments transitant dans l'hydrosystème, et peut être négligé.

Pour la construction du modèle, une valeur nulle a donc été à ce stade affectée au compartiment « macrophytes ».

Pour comprendre le fonctionnement du fleuve Garonne, il apparaît donc désormais clairement qu'il faut se tourner vers l'étude des algues et bactéries fixées, c'est-à-dire le périphyton-épilithon, qui est le principal compartiment producteur de biomasse dans ce fleuve.

4.6 Le biofilm épilithique

4-6.1) GENERALITES

Le périphyton est défini par l'ensemble des organismes se développant sur un substrat immergé naturel ou artificiel, organique ou minéral, vivant ou mort. Il s'étudie à la micro-échelle (de l'ordre du mm au m²). Il correspond à une communauté complexe et hétérogène, pouvant inclure algues, bactéries, champignons, protozoaires, petits invertébrés et détritiques organiques ou non. L'ensemble est généralement inclus dans une matrice polysaccharidique sécrétée par les organismes du biofilm.

Différentes terminologies désignent ces communautés (biofilms, biodermes et périphyton au sens large). En fonction des substrats qu'elles colonisent, on distingue ainsi principalement le **périphyton** au sens strict qui se développe sur les plantes (macrophytes), l'**épilithon** sur substrat dur, l'**épipélon** sur sédiment meuble.

Ces communautés tirent leurs ressources de l'énergie lumineuse et de la colonne d'eau où elles puisent des composés organiques et minéraux (sous forme dissoute, colloïdale ou particulaire). Grâce à sa fraction algale, le périphyton est considéré comme étant un producteur primaire important, notamment dans les écosystèmes lotiques, et donc une source non négligeable de nourriture pour les organismes brouteurs.

D'une manière générale, cette communauté représente un microcosme fonctionnel qui inclut des processus internes auto et hétérotrophes et joue le rôle d'interface entre le substrat et la colonne d'eau. En ce sens, le périphyton peut influencer notablement sur les cycles biogéochimiques et sur la dynamique de l'ensemble de l'écosystème rivière.

4-6.2) ETUDE DE LA REPARTITION DU BIOFILM EPILITHIQUE EN GARONNE

Thierry Améziane, Frédéric Garabétian, Daniel Dalger et Alain Dauta (CESAC)

4-6.2.1) INTRODUCTION

Les résultats de l'étude sur les algues en suspension dans la colonne d'eau de la Garonne à l'étiage estival ont montré que ces algues étaient en grande partie composées par une dérive d'algues périphytiques. Ces résultats confortent l'idée d'un rôle prépondérant du périphyton dans l'écologie du fleuve Garonne.

Une étude spécifique mise en place lors de l'étiage estival 1997 ($60\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) s'est focalisée sur la dynamique spatiale du périphyton. L'analyse de la biomasse et de l'évolution de la structure périphytique répartie sur des profils transversaux et longitudinaux est faite dans le but de préciser l'influence de la morphologie de la rivière et du niveau d'anthropisation sur la dynamique du biofilm périphytique.

4-6.2.2) Choix des stations d'étude

Quatre sites ont été retenus sur un secteur de 250 km de rivière (Figure 57).

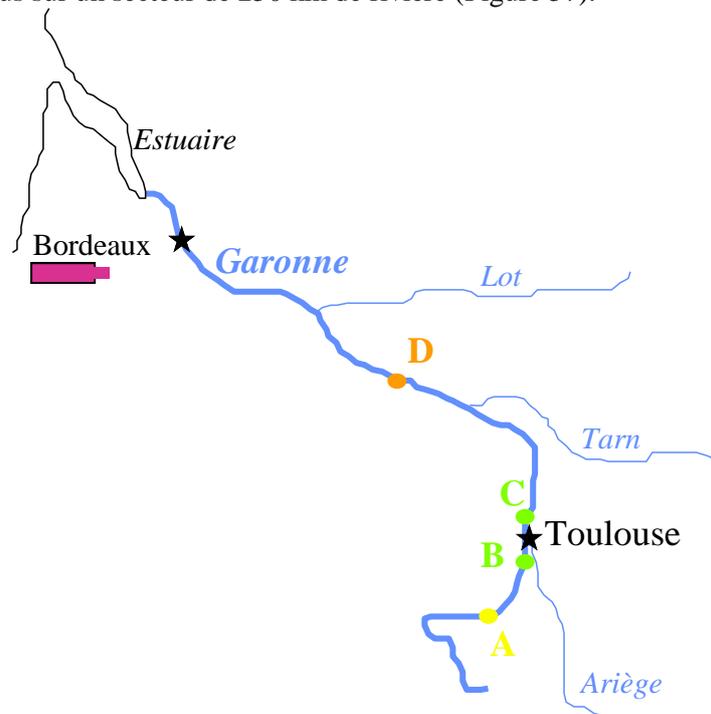


Figure 57 : Localisation des stations de l'étude de répartition du périphyton en Garonne.

La station A (Valentine), située à ~360m d'altitude (Figure 58), la plus en amont de l'étude, est choisie comme représentative d'un régime torrentiel.

Les stations B et C (~120m d'altitude), situées en amont et en aval de l'agglomération toulousaine, se trouvent dans la pente moyenne de la Garonne.

Enfin, la station D (Sauveterre St Denis) la plus en aval (~50m d'altitude) est choisie comme représentative de la plaine alluviale.

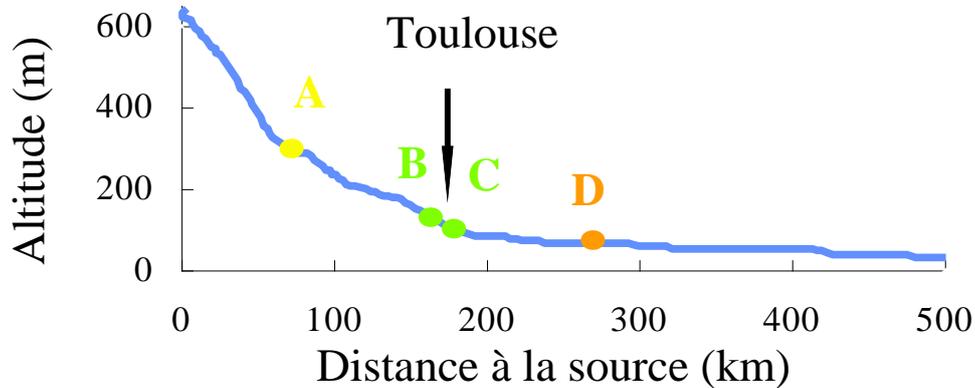


Figure 58 : Situation des stations par rapport à l'altitude et à la distance à la source.

Les profils en travers (Figure 59) des stations A et B sont caractérisés par une profondeur maximale proche de la profondeur moyenne. Ceux des stations C et D sont caractérisés par une profondeur maximale très différente de la profondeur moyenne.

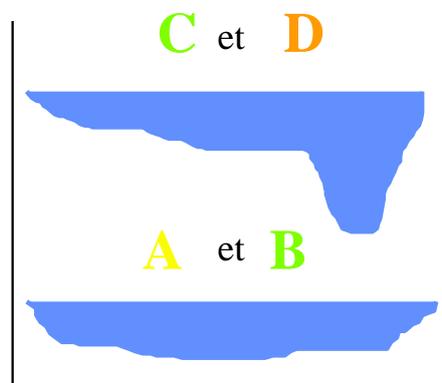


Figure 59 : Types de profils en rencontrés au niveau des quatre stations A, B, C, et D.

4-6.2.3) Méthode d'échantillonnage et mesures

A chaque station, des galets recouverts de bioderme sont prélevés, à la fois sur un profil transversal (tous les 10m) et sur un profil longitudinal (tous les 20m) (Figure 60 page suivante).

Les échantillons sont analysés afin de mesurer la matière sèche, la matière sèche sans cendre, l'azote et le carbone organique. La biomasse bactérienne est estimée par biovolume cellulaire et numération. Composition et numération algale sont déterminées ainsi que les quantités de chlorophylle *a*.



Figure 60 : Méthode d'échantillonnage.

4-6.2.4) Résultats

Pour les quatre stations d'étude, **près de 100% du lit de la rivière est recouvert de périphyton.**

La distribution du périphyton sur les profils en travers sera présentée au niveau des échantillons de rive, de profondeur maximale et de profondeur moyenne (Figure 61).

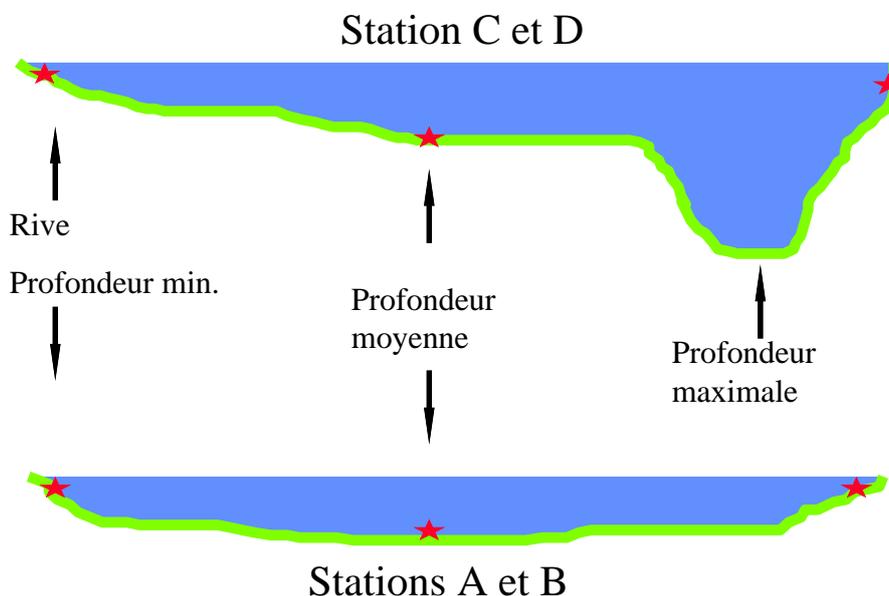


Figure 61 : Choix prioritaire de traitement des échantillons.

Les valeurs maximales de poids sec sont obtenues au niveau des rives (jusqu'à 3300 mg dm^{-2} à la station C). Elles semblent décroître avec la profondeur (20 mg dm^{-2} à 2m de profondeur à la station D). Cependant, une valeur non négligeable (450 mg dm^{-2}) a été mesurée à la profondeur maximale (1,5m) de la station C, ce qui atteste de **la capacité du périphyton à coloniser l'intégralité du chenal.**

Aux profondeurs maximales, le pourcentage de matière sèche sans cendre est toujours plus fort (36%) que les valeurs obtenues au niveau des rives (25%)

Le carbone algal et bactérien représente plus de 50% du carbone organique du biofilm et cette contribution de la biomasse des micro-organismes au carbone organique périphytique est vraisemblablement en augmentation de la rive à la profondeur maximale.

Les dosages des concentrations d'azote (NO_3^- , NH_4^+) et de phosphore total dissous montrent que la ville de Toulouse induit une dégradation de la qualité de l'eau de la Garonne.

Les effets d'anthropisation sur le périphyton sont étudiés en comparant la station C (en aval de la ville de Toulouse) avec les autres stations. En moyenne, au niveau de la station C, le poids sec moyen est légèrement supérieur (1200 mg dm^{-2}) par rapport à celui des autres stations que ce soit en amont ou en aval (800 mg dm^{-2}).

Les effets majeurs observés sur les compartiments algues/bactéries du biofilm sont : un accroissement de la densité bactérienne à la station C et un changement au niveau de l'abondance relative algale avec 60% de diatomées en aval de la ville de Toulouse, alors qu'au niveau des autres stations les cyanophycées dominent avec plus de 60%.

Ces résultats préliminaires accentuent la nécessité de préciser la composition du biofilm lors des études sur la dynamique du périphyton naturel en rivière.

4-6.3) CYCLE DE L'AZOTE ET PHYSIOLOGIE DU BIOFILM

Samuel TEISSIER(thésard), Vanessa VICTOOR (DES), appuyés par le personnel permanent et le Laboratoire de Chimie des Eaux de l'Unité de Recherche Qualité des Eaux du Cemagref - Groupement de Bordeaux (UR QEBX).

L'ensemble du cycle de l'azote se déroulant en rivière peut être réalisé dans un biofilm d'une épaisseur de l'ordre du millimètre.

Cycle de l'azote (simplifié) au sein des biofilms colonisant les galets du lit de la Garonne

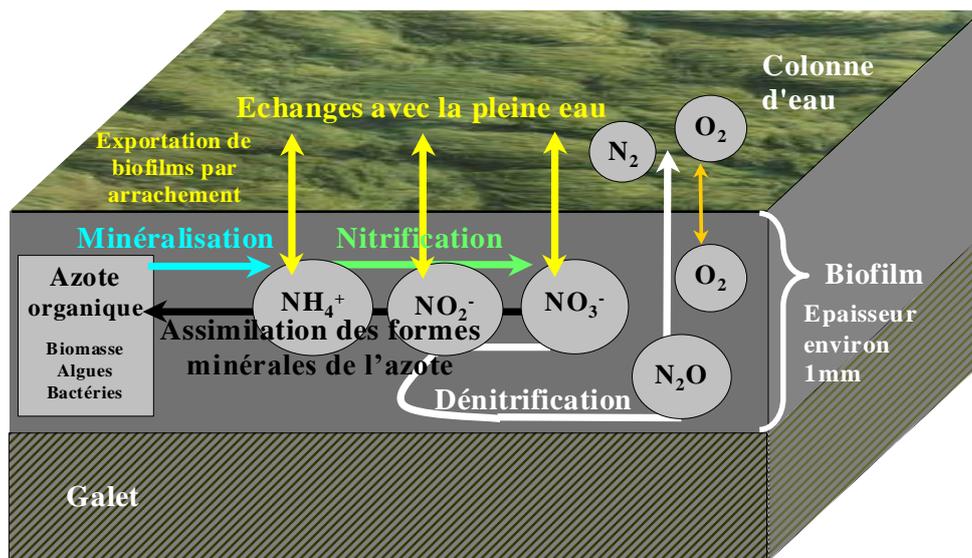


Figure 62 : Cycle de l'azote simplifié au sein des biofilms naturels.

La figure ci-dessus représente sous une forme simplifiée les principales activités du cycle de l'azote réalisées au sein des biofilms (exception faite de la fixation de l'azote qui peut avoir lieu en cas de présence de cyanobactéries et de la réduction dissimilative des nitrates en ammonium réalisée en condition d'anoxie non identifiée ici, mais dont l'éventuelle activité est prise en compte dans la mesure des flux. La partie basse du bloc diagramme représente le galet, le biofilm figuré au dessus a une épaisseur variable de l'ordre du millimètre.

Le biofilm est composé d'azote organique, sous forme de protéines, d'ADN, de pigments,... contenu dans les algues, les bactéries, les champignons et les autres organismes constituant sa biomasse. Par minéralisation (décomposition), l'azote organique est transformé en ammoniac qui peut être nitrifié en présence d'oxygène, passant tout d'abord sous forme de nitrite, puis sous forme de nitrate.

Ces 3 formes minérales d'azote peuvent être assimilées par la biomasse avec un retour sous la forme organique, ou diffuser :

- de la colonne d'eau vers le biofilm, il y a consommation d'azote minéral par le biofilm,
- du biofilm vers la colonne d'eau, il y a production d'azote minéral.

En absence d'oxygène, les nitrates peuvent être dénitrifiés en plusieurs étapes, ici sont figurés les stades nitrite, protoxyde d'azote (N_2O) et le stade final d'azote atmosphérique N_2 . L'oxygène, qui est un des principaux facteurs de régulation du cycle, va également diffuser dans les 2 sens à l'interface biofilm – pleine eau.

Sous l'influence des conditions hydrodynamiques, d'un bullage, de l'activité bioturbatrice des invertébrés aquatiques ou d'un décollement par sénescence, des lambeaux de biofilms peuvent se décrocher du substratum. Il y a alors exportation de biofilm sous forme de MES vers l'aval.

4-6.3.1° Méthodes de mesures de flux d'interface biofilm - pleine eau

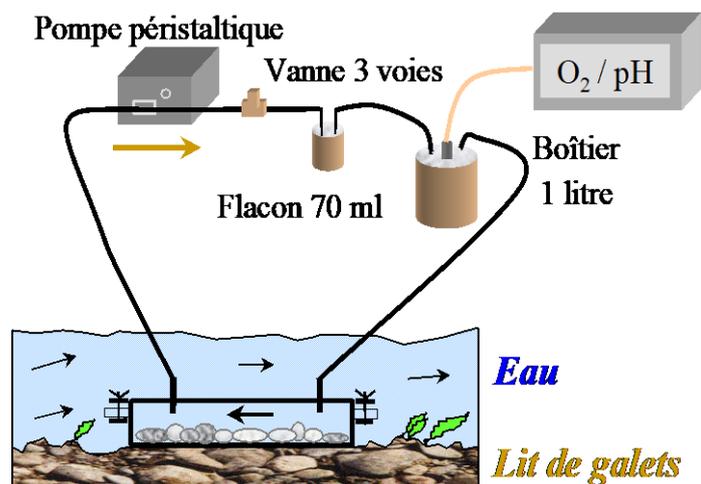
A) Présentation des méthodes utilisées pour la quantification des activités biologiques du cycle de l'azote - Mesures des flux d'interface

Pour étudier les flux de matière nous utilisons des systèmes de confinement constitués par des systèmes hermétiques aussi appelés chambres ou enceintes benthiques (présentés ci-contre) :

Le réacteur est constitué d'un corps parallélépipédique en altuglass transparent d'un volume de 10,4 litres circuit d'eau inclus. La surface au sol du réacteur est de $0,09 \text{ m}^2$.

Le 'couvre-fer' de l'enceinte de confinement est traversé par 2 tubulures apicales permettant la circulation d'eau via une pompe péristaltique sur batterie.

Sa fixation sur le corps du réacteur à l'aide d'écrou papillon permet l'obtention d'une étanchéité parfaite par compression d'un joint. Un réacteur contient une douzaine de galets colonisés.



Les systèmes de confinement s'utilisent emplis entièrement d'eau et l'on évite dans la mesure du possible la présence de bulles d'air dans le circuit d'eau. Une expérimentation intègre la pose simultanée de 2 ou 4 systèmes de confinement et se déroule sur 5 à 6 heures d'incubation.

Mode opératoire :

Des galets colonisés par un biofilm sont introduits dans les réacteurs remplis d'eau de milieu. Les systèmes de confinement sont placés dans la rivière afin qu'ils restent dans les conditions, et notamment à la température *in situ*. Des conditions d'obscurité (simulation de conditions de nuit) peuvent être réalisées en plaçant le système dans un épais sac plastique de couleur noire.

L'acétylène, principal inhibiteur utilisé pour la mesure des processus bactériens de nitrification et de dénitrification, peut être ajouté en début ou au milieu du temps d'incubation.

Des prélèvements d'eau sont réalisés toutes les 45 minutes, les échantillons d'eau prélevés sont remplacés par un même volume d'eau déminéralisée.

Les paramètres mesurés sont les suivants :

- Dans au minimum un système, la concentration en O₂ et le pH sont suivis à chaque prélèvement.
- Chaque prélèvement d'eau, filtré sur membrane (0,7 µm de porosité) sur le terrain, est placé en glacière, et rapporté au laboratoire (stockage à 4°C). Le lendemain, les concentrations des formes minérales de l'azote : NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻ sont mesurées et le N₂O est quantifié rapidement en chromatographie en phase gazeuse.

B) Echantillonnage et traitements liés aux biofilms colonisant les galets du lit de la Garonne

B1) Stratégie d'échantillonnage, choix des biofilms prélevés

Les biofilms placés dans les réacteurs (ou en pilotes de laboratoire) ne sont pas représentatifs de la grande variété de biofilms trouvée sur le site à chaque campagne de terrain, sauf peut être lors de l'étiage d'hiver (mars 98) où l'ensemble des galets du site présentait à l'œil une étonnante homogénéité.

Lors du prélèvement, le choix a été fait de prélever des biofilms bien développés, relativement épais et ayant un aspect luisant et gélatineux. De même, il a été décidé d'éviter de prélever près de la berge, les biofilms pouvant être périodiquement hors eau lors de la fluctuation perpétuelle de la hauteur de ligne d'eau sur ce site (comme sur l'ensemble du corridor fluvial de la Garonne).

Quand deux faciès radicalement différents sont présents, un échantillon de chaque faciès est effectué (cas de biofilms d'aspect vert colonisés principalement par des algues et de biofilms d'aspect beige car recouverts d'une couche de fines particules).

Cette stratégie a été privilégiée pour tenter de maximiser les activités biologiques des biofilms testés, dans la perspective d'apporter des résultats susceptibles d'être plus facilement intégrés dans le modèle de fonctionnement de la Garonne **à l'étiage**, période où les galets sont fortement colonisés par le bioderme.

La Figure 63 ci-dessous présente la localisation des 2 stations choisies pour mener cette étude, ainsi que les pourcentages d'intervention sur chacun des 2 sites (pour des températures d'eau *in situ* >20°C).

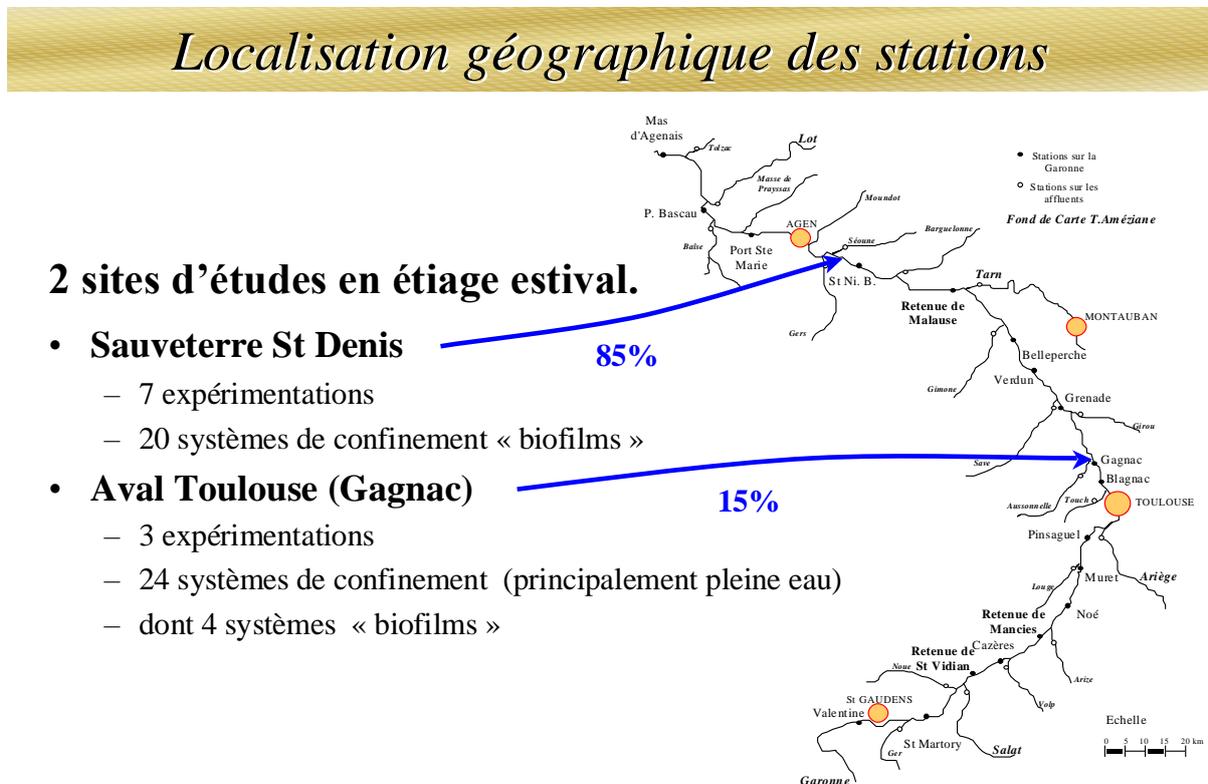
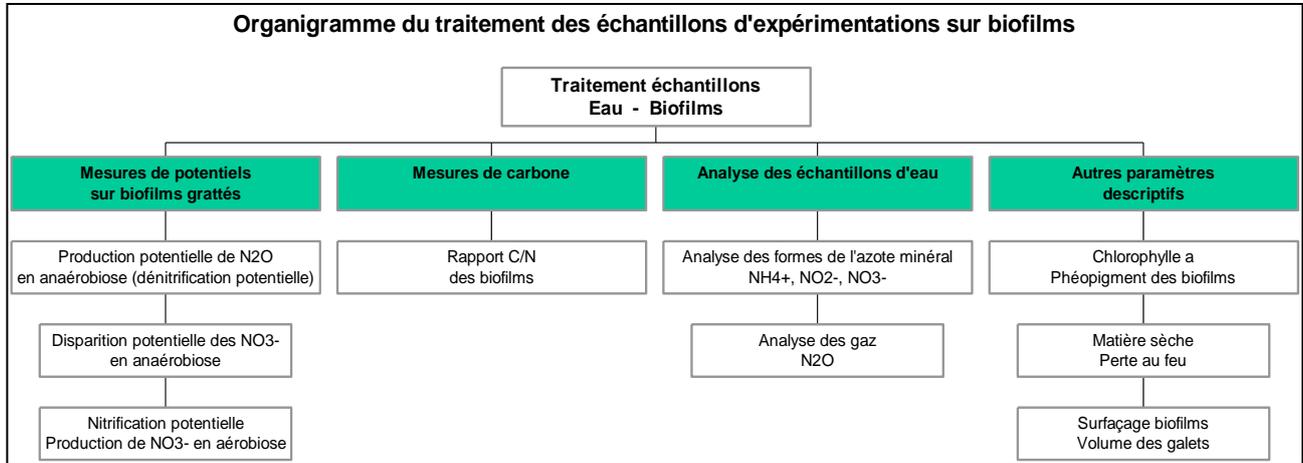


Figure 63 : Localisation des 2 sites d'étude de la physiologie des biofilms épilithiques

B2) TRAITEMENT DES ECHANTILLONS

Aux données recueillies sur le terrain et aux dosages des formes minérales de l'azote et du N_2O , s'ajoutent un certain nombre de traitements ayant pour but la caractérisation du substrat testé. Dans la mesure du possible, nous essayons de réaliser l'ensemble des opérations résumées ci-dessous à la suite de chaque expérimentation.

Figure 64 : Organigramme de traitement des échantillons des expérimentations sur biofilms



(galets de Garonne)

4-6.3.2) Evaluation in situ de processus bactériens identifiés : activités de nitrification et de dénitrification

A) Principe de mesure de la nitrification

Le suivi de l'évolution des concentrations des formes minérales de l'azote durant l'incubation permet la détermination de flux d'interface (interface eau – biofilm).

Ces flux sont évalués en absence puis en présence d'un inhibiteur de l'ammonium monooxygénase (AMO), première enzyme de la nitrification. L'inhibiteur utilisé est l'acétylène à l'état gazeux (C_2H_2), cette molécule inhibe toute nitrification à une concentration supérieure ou égale à 1% vol/vol dans l'eau superficielle.

Dans notre cas, le volume de C_2H_2 injecté est de 10% vol/vol car cette dose permet également, comme nous le verrons plus loin, l'inhibition des N_2O réductases et donc une évaluation de la dénitrification. L'inhibiteur est injecté à la moitié du temps d'incubation.

Les graphes montrant les évolutions des concentrations se présentent donc sous forme de courbes diphasiques :

- les premières parties de courbes sont réalisées en absence d'inhibiteur de la nitrification. Elles décrivent les flux d'interface (production ou consommation d'azote minéral).
- les secondes parties de courbes décrivent le comportement des systèmes après inhibition de la nitrification.

Des régressions linéaires sont réalisées à partir des courbes d'évolution des concentrations afin de modéliser les flux.

L'évaluation de l'activité de nitrification est réalisée **à partir des flux d'ammonium ou à défaut à partir des flux de nitrites.**

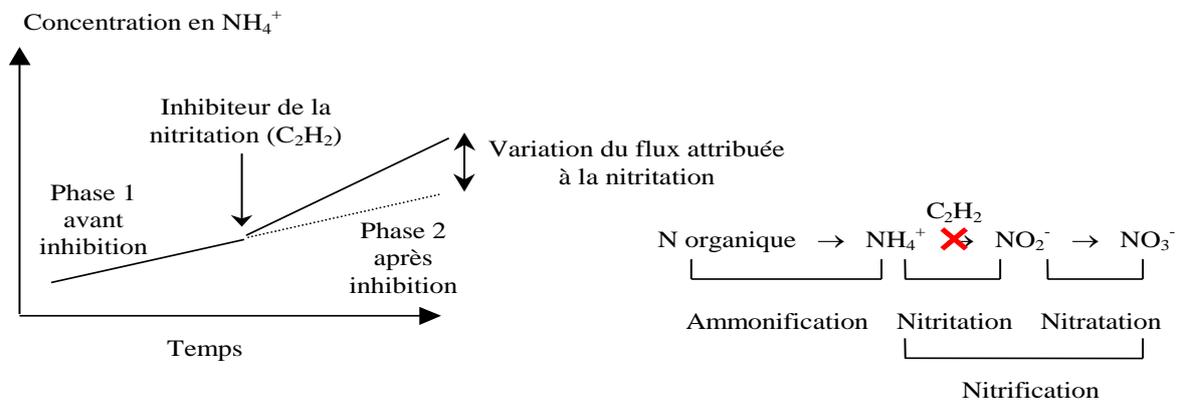


Figure 65 : schéma théorique illustrant le principe de mesure de la nitrification par suivi de la concentration en ammoniacque.

L'augmentation du flux d'ammonium après inhibition de la nitritation est attribuée à l'activité des bactéries nitritantes et par extension à l'activité de nitrification, NH_4^+ étant directement en amont de l'inhibition.

AI) Prédiction de l'évolution des flux d'interface après inhibition de la nitritation par l'acétylène

Après inhibition du processus de nitritation, on attend :

∪ **Une augmentation du flux de NH_4^+** (c'est sur cette modification qu'est basée la mesure de nitrification) : L'ammoniaque produit par ammonification n'est plus consommé par la nitritation.

Cette affirmation repose sur les hypothèses suivantes :

- Les vitesses
 - +de la minéralisation de l'azote organique
 - +de la réduction dissimilative des nitrates en ammonium
 - +de l'assimilation de NH_4^+ comme source d'azote
 restent inchangées au cours du temps d'incubation.
- L'équilibre adsorption - désorption de l'ammonium sur les particules reste inchangé.

∪ **Une diminution du flux de NO_2^-** :

la nitritation ne produit plus de nitrites, ces derniers sont toujours consommés par nitratation, dénitrification, assimilation et réduction dissimilative des nitrates en ammonium.

Cette affirmation repose sur les hypothèses suivantes :

- Les vitesses de production et de consommation de nitrites
 - par dénitrification
 - par réduction dissimilative des nitrates en ammonium
 - par assimilation des nitrates en tant que source d'azote
 reste inchangées.

∪ **Pas de conclusion sur le flux de NO_3^-** :

La production de nitrates est stoppée une fois le stock de nitrites épuisé.

Les flux de nitrates ne peuvent pas, en pratique, être utilisés pour l'évaluation de l'activité de nitrification, car le stock de nitrites à l'intérieur des biofilms n'est sans doute jamais complètement épuisé (les nitrites sont produits et consommés par divers processus microbiens et il est rare d'observer un épuisement complet des nitrites de l'eau des systèmes) si bien que l'activité des bactéries de la nitratation (Nitrobacter) peut ne pas être perturbée malgré l'ajout d'inhibiteur.

L'inhibition de la nitritation augmente la disponibilité de l' O_2 pour les processus de respiration avec de possibles conséquences induites sur la dénitrification non couplée à la nitrification et sur les autres processus anaérobies.

Redistribution de l'assimilation des formes de l'azote.

La diminution de la production de nitrate, corrélée à l'augmentation de la disponibilité de NH_4^+ produit par minéralisation, peut conduire à ce qu'une part des nitrates consommés pour l'assimilation de l'azote avant l'inhibition soit redistribuée sur la consommation d'ammoniaque.

En pratique, le plus souvent, **l'effet de l'inhibiteur est peu observable au niveau des flux d'ammoniaque**, peut être à cause de la redistribution possible de l'assimilation des formes de l'azote après l'inhibition.

C'est pourquoi, dans le cas où les flux d'ammoniaque restent constants, **nous attribuons la variation du flux de nitrite à une valeur de l'intensité de l'activité de nitrification et par extension de nitrification** ; les nitrites ne sont plus produits par nitrification mais continuent d'être utilisés au même rythme par nitrification.

Si une diminution du flux de nitrite après injection de l'inhibiteur est observée et que simultanément, une augmentation du flux d'ammoniaque est observée, les flux d'ammoniaque servent de base aux calculs de l'intensité de nitrification.

L'évaluation correcte de la nitrification par cette méthode repose donc sur les hypothèses suivantes :

1. Tous les processus faisant intervenir la molécule étudiée sont constants à l'échelle de temps considérée (soit sur les 5 à 6 heures d'incubation). C'est pourquoi une surveillance est réalisée pendant toute la durée de l'expérimentation pour vérifier que certains paramètres déterminants sur le cycle de l'azote ne deviennent pas limitants(ex : O_2)
2. L'acétylène inhibe uniquement la nitrification et n'a aucun effet significatif sur les autres processus liés à la production ou à la consommation d'ammonium et de nitrite.
3. L'acétylène a une action immédiate et complète sur la nitrification.
4. Les flux d'interface mesurés depuis la colonne d'eau sont directement liés aux processus en cours dans les biofilms.
5. La perturbation de l'hydrodynamique ne modifie pas de manière significative les processus se déroulant dans les biofilms.

B) Principe de mesure de la dénitrification

Nous utilisons la technique dite de "blocage à l'acétylène"(voir Figure 66 ci-dessous).

L'utilisation de systèmes de confinement permet de mesurer *in situ* les flux de protoxyde d'azote (N_2O) à l'interface eau – biofilm.

Ces flux sont évalués en présence d'un inhibiteur des N_2O réductases, dernières enzymes de la dénitrification. Quand l'inhibition est complète, le produit final de la dénitrification est N_2O .

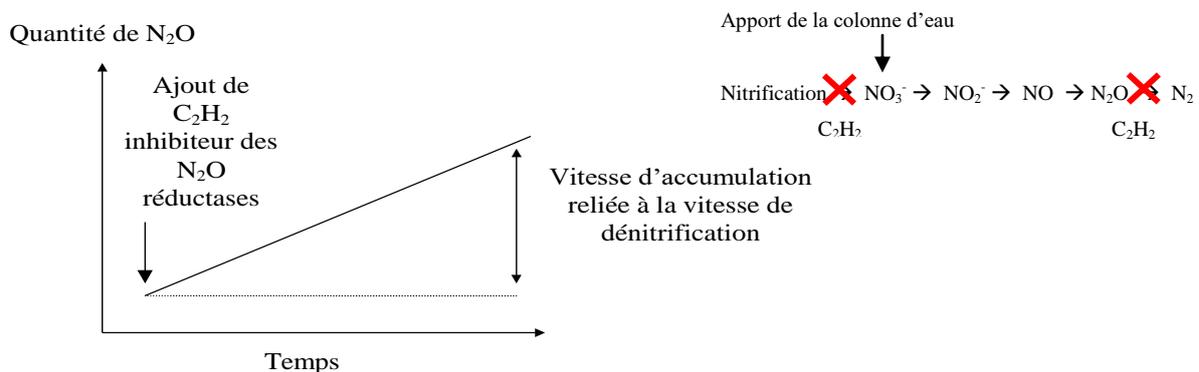


Figure 66 : Schéma théorique illustrant le principe de mesure de la dénitrification par suivi de l'accumulation du protoxyde d'azote (N_2O) au sein d'un système de confinement.

L'inhibiteur employé est l'acétylène (à une concentration de 10% vol/vol), il est injecté soit en début d'incubation dès la mise en place des systèmes, soit en milieu d'incubation, permettant ainsi, au moins de manière théorique, une mesure simultanée des processus de nitrification (évolution de la concentration en NH_4^+ , à défaut en NO_2^-) et de dénitrification des nitrates diffusant de la colonne d'eau dans les biofilms (accumulation de N_2O).

L'évaluation de la production de N_2O est moins délicate que la mesure de nitrification car il n'est pas question ici de variation du flux. Nous recherchons ici une molécule nouvelle ou présentant un flux très faible en absence d'inhibiteur.

B1) Limitation de cette technique de mesure

Après inhibition des N_2O réductases, la dénitrification se fait au dépend :

1. des oxydes d'azote présents dans la colonne d'eau et diffusant dans les biofilms.
2. des oxydes d'azote déjà présents dans l'épaisseur des biofilms lors de la mise en place du système de confinement (ce stock est sans doute très faible).

De plus de la même manière que pour la mesure de nitrification, une évaluation correcte de la dénitrification repose sur les hypothèses suivantes :

1. L'acétylène a une action immédiate et complète sur la réduction du protoxyde d'azote.
2. Les flux d'interface mesurés depuis la colonne d'eau sont directement liés aux processus en cours dans les biofilms ou le sédiment.
3. La perturbation de l'hydrodynamique ne modifie pas de manière significative les processus se déroulant dans les biofilms ou le sédiment.

Remarque :

Il n'y a pas de production de NO_3^- dans les biofilms testé pendant l'expérimentation après l'ajout d'inhibiteur, car l'acétylène, rappelons le, inhibe le processus de nitrification. **Cette technique ne permet donc pas d'obtenir une évaluation directe d'un éventuel couplage nitrification - dénitrification.**

4-6.3.3) Calcul des flux d'interface

Une fois les analyses d'eau et de gaz réalisées, des courbes d'évolution de concentrations sont tracées en tenant compte de la dilution apportée à la suite de chaque prélèvement d'eau. Des régressions linéaires permettent de modéliser les productions ou les consommations des formes de l'azote.

Connaissant le volume d'eau contenu par les systèmes de confinement, la surface au sol et la surface développée des biofilms, des flux d'interface pleine eau / biofilm exprimés en $\text{mg de N.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ sont calculés. Un flux positif correspond à une production de la substance considérée, un flux négatif à une consommation.

Suivant les conditions d'incubation (obscurité – lumière, injection ou non d'inhibiteur), les activités microbiennes de nitrification et de dénitrification sont également évaluées.

4-6.3.4) BILAN JOURNALIER DES FLUX D'AZOTE, NITRIFICATION ET DENITRIFICATION

A) Bilan opérationnel :

- De mars à août 1998 :

- 26 systèmes ont été placés à Sauveterre Saint Denis (à environ 10 km en aval de la confluence avec le Tarn), cette station, bien qu'en dehors du tronçon modélisé dans un premier temps, a été retenue car elle a fait l'objet d'investigations communes avec l'équipe du CESAC ayant réalisé l'étude de répartition du biofilm, et elle a également été étudiée lors du bilan de tronçon réalisé en septembre 97 par le Cemagref (voir plus loin).
- 4 systèmes ont également été utilisés lors de l'expérimentation de septembre 98 à Gagnac sur Garonne à quelques kilomètres en aval de l'agglomération toulousaine.

La température étant un facteur influant fortement sur la cinétique d'évolution des formes de l'azote et en particulier sur la nitrification, seuls les résultats obtenus pour une température d'eau de Garonne supérieure à 20°C sont présentés ici, soit l'équivalent de la pose de 24 systèmes.

Ce sont ces résultats, acquis dans leur quasi-totalité sur le site de Sauveterre Saint Denis et donc sur des biofilms où l'activité de nitrification n'a pas été mise en évidence, qui sont actuellement inclus dans le modèle de fonctionnement de la Garonne à l'étiage.

En hiver, les basses températures limitent fortement l'intensité des processus biologiques. Aucune activité de dénitrification n'est détectée au sein des biofilms placés à l'obscurité car l'importante teneur en oxygène des eaux et la respiration insuffisante des couches supérieures du biofilm ne permettent pas l'installation de zones d'anoxie au sein des biodermes.

B) Fonctionnement des biofilms :

B1) Fonctionnement du biofilm de jour (Voir Figure 67)

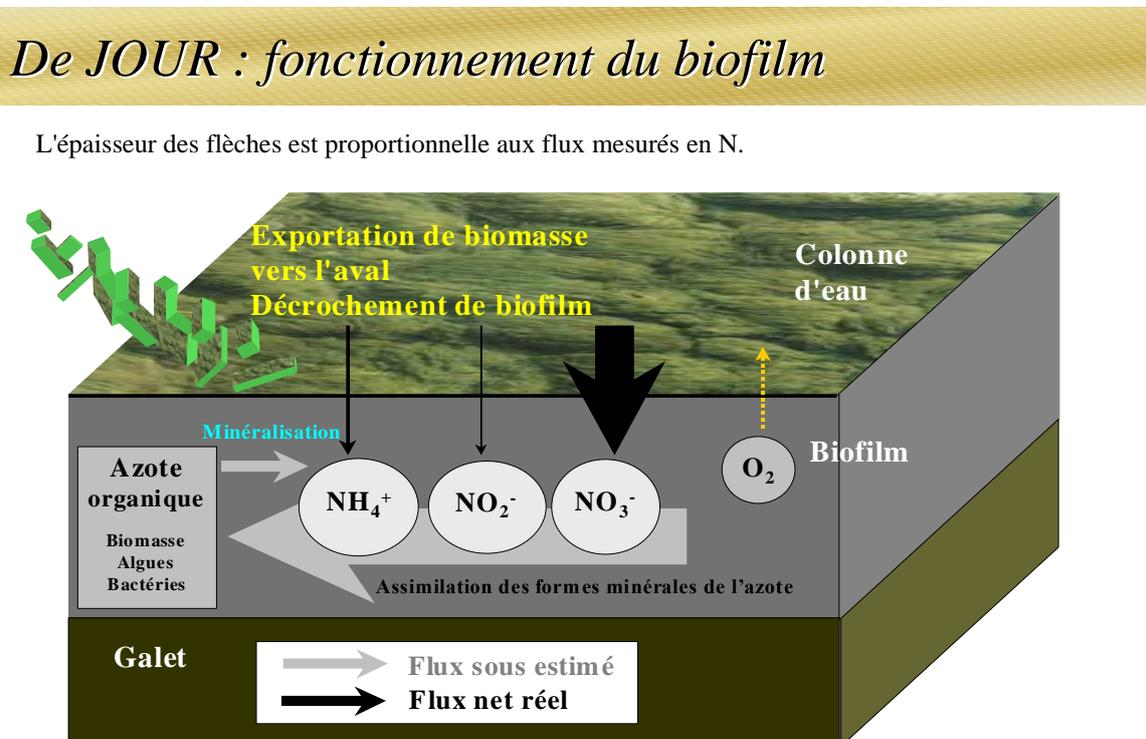


Figure 67 : Diagramme du fonctionnement du biofilm de jour.

La présence de lumière provoque la photosynthèse des algues, le biofilm est très rapidement saturé en oxygène pur, ce qui inhibe tous les processus anaérobies tels que la dénitrification. On observe donc une forte production d'oxygène par le biofilm.

L'azote organique est minéralisé au sein du biofilm. Une légère production de NH_4^+ peut être observée dans le cas où la minéralisation de l'azote organique excède la consommation de NH_4^+ . Aucune activité de dénitrification n'est mise en évidence. Aucune activité de nitrification n'est mise en évidence en présence de lumière (et ce pour les 2 sites d'études).

Les biofilms consomment l'ammoniac, les nitrites et abondamment les nitrates. Ces différentes formes de l'azote sont assimilées en tant que sources d'azote par le biofilm.

Les nitrates sont consommés 3 fois plus rapidement à la lumière qu'à l'obscurité.

Le bilan est donc fortement positif pour le biofilm, il y a création de matière organique dont le surplus peut être décroché par les processus d'érosion / arrachement de biofilm.

B2) Fonctionnement du biofilm de nuit (cf Figure 68)

De NUIT : fonctionnement du biofilm

L'épaisseur des flèches est proportionnelle aux flux mesurés en N.

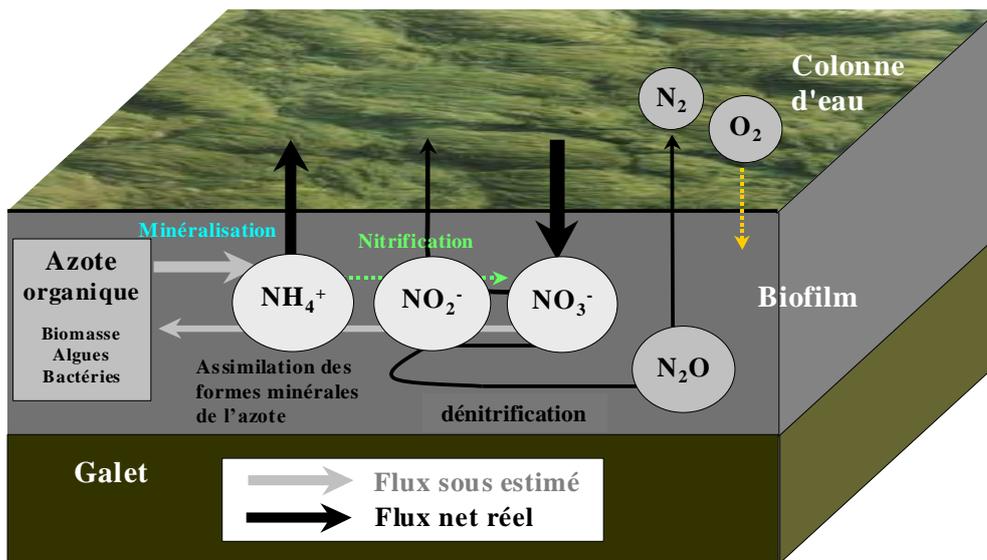


Figure 68 : Diagramme de fonctionnement du biofilm de nuit.

En absence de lumière, le biofilm respire, l'oxygène diffuse depuis la colonne d'eau vers le biofilm.

On observe une production de NH_4^+ provenant de la minéralisation de l'azote organique. La production de nitrite observée provient de la réduction des NO_3^- puisque l'activité de nitrification n'est pas mise en évidence sur le site de Sauveterre et que la nitrification mise en évidence sur le site de Gagnac est faiblement représentée dans les flux moyens représentés ici (d'où la flèche en pointillés sur le diagramme).

Les nitrates consommés sont en partie réduits en nitrites diffusant hors du biofilm, en partie dénitrifiés en condition d'anoxie, une dernière fraction étant assimilée comme source d'azote.

A l'obscurité, la production nette d'ammonium et les flux sortant de nitrite et de N_2O équilibrent la consommation des nitrates, le bilan de N est donc pratiquement nul.

La production de N_2O par dénitrification explique 30% de la disparition des nitrates.

B3) Fonctionnement du biofilm sur une journée (voir Figure 69)

Bilan journalier

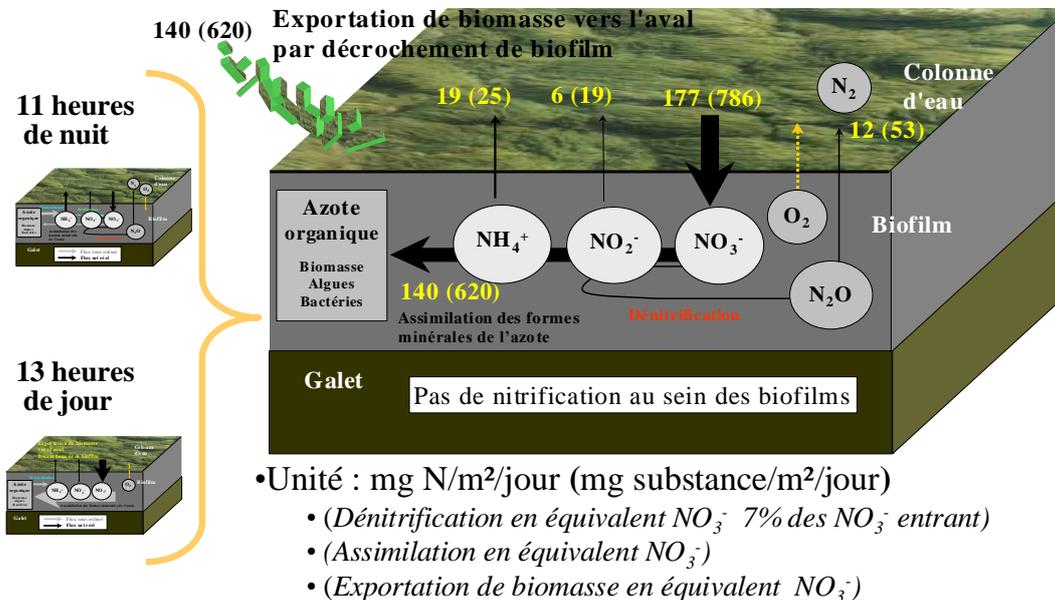


Figure 69 : Fonctionnement du biofilm sur un cycle journalier.

Le diagramme ci-dessus présente le bilan journalier chiffré (calculé sur la base de 11 heures de nuit et 13 heures de jour) des processus concernant l'azote dans les biofilms. Le bilan est présenté en mg N/m²/jour, les données entre parenthèses étant exprimées en mg de la substance considérée pour ammoniacque, nitrite et nitrate, et en équivalent nitrate pour N₂, l'assimilation de l'azote minéral et pour la production et l'érosion de la biomasse.

Sur une journée, on retiendra que les biofilms :

- produisent de faibles quantités d'ammoniacque, de nitrite et de N₂,
- consomment près de 800 mg de nitrate par m² de surface au sol, dont environ 7% sont dénitrifiés.

En terme de bilan (et sur un cycle nyctéméral) la consommation par les biofilms d'azote minéral présent dans la colonne d'eau est très largement dominante. L'assimilation d'un m² de biofilm (un m² de surface au sol correspond à 1,2 m² de surface développée de biofilm) est de 620 mg de NO₃⁻/jour.

L'azote organique produit par le biofilm, sous forme de biomasse ne pouvant s'accumuler indéfiniment sur place, est exporté vers l'aval par érosion ou décrochement de lambeaux de biofilm.

Le décrochement de biofilm n'intervient pas de façon régulière au cours du temps, car il peut se produire sous l'influence de différents facteurs conjoncturels (érosion par les crues, phénomène de bullage dû à la forte production d'oxygène, en conditions éclairées, par les algues qui le composent, ou au contraire à la production bactérienne de méthane en conditions anoxiques et sur biofilms sénescents, bioturbation...).

A l'échelle de tronçons de rivière, hors forte crue très exportatrice de biofilm, ces phénomènes localisés dans le temps et l'espace se compensent. Lors de la phase de modélisation (voir plus loin) et dans un souci de simplification, le biofilm moyen utilisé pour réaliser le saut d'échelle sera considéré à l'état d'équilibre (Sur des durées correspondant à la durée de vie d'un biofilm, de l'ordre du mois à 6 semaines, et hors grosse période de crue, le décrochement de parties de biofilms est globalement en équilibre avec la création de biomasse).

L'activité du biofilm est présentée sous forme de moyennes exprimées en µg N/ g MSSC/h dans le tableau 70 page suivante :

Tableau 70 : Activité du compartiment Bancs de Galet – Physiologie des biofilms en $\mu\text{g N/g MSSC/h}$

Activité du compartiment Bancs de Galet	N-NH ₄ ⁺		N-NO ₂ ⁻		N-NO ₃ ⁻		N-N ₂ O	
	Nuit	Jour	Nuit	Jour	Nuit	Jour	Nuit	Jour
Moyenne en $\mu\text{g N/g MSSC/h}$	94	-33	36	-17	-121	-312	33	0,4
Limite de confiance (P=0,05)	45	72	9	6	46	212	12	1,1
Nombre de flux entrant dans la moyenne	18	7	26	10	26	10	15	4

MSSC : matière sèche sans cendre des biofilms - grandeur grossièrement équivalente à la matière organique que représentent les organismes constitutifs du biofilm, additionnée de la matière organique des éléments piégés dans la matrice polysaccharidique, ainsi que de l'eau fortement liée à la matière organique et non éliminée lors du traitement pour l'obtention de la matière sèche.

Le tableau ci-dessus consigne les activités du biofilm épilithique qui ont été inclus dans le modèle de fonctionnement de la Garonne à l'étiage, activités qui correspondent strictement à celles présentées dans les diagrammes précédents au changement d'unité près.

- La production d'ammoniaque est très nettement dominante à l'obscurité.
A la lumière la consommation d'ammoniaque domine, bien que de faibles productions soient observées (dans certains cas l'assimilation de l'ammoniaque par les organismes du biofilm n'est donc pas supérieure à la minéralisation de l'azote organique).
- Les biofilms produisent des nitrites à l'obscurité et les consomment en présence de lumière.
- Les nitrates sont consommés à la lumière comme à l'obscurité.
- La production de N₂O est nulle en présence de lumière (avec ou sans C₂H₂). Elle est nulle à très faible, à l'obscurité, en absence d'inhibiteur, mais en présence de C₂H₂ une activité de dénitrification est facilement mise en évidence par une accumulation de N₂O.
Si, en terme de bilan journalier, la dénitrification représente 7% de l'assimilation des nitrates, de nuit cette activité est responsable de près de 30% de la consommation de nitrates par les biofilms.

B4) Extrapolation des résultats et compléments indispensables à l'étude de la physiologie des biofilms.

Une **extrapolation brute** des données recueillies en terme de bilan journalier sur une maille du modèle (500 mètres de linéaire de rivière) constituée à 100% de galets colonisés (présentée Figure 71) nous permet de visualiser :

- l'importance de l'activité des biofilms épilithiques,
- la cohérence d'ensemble des flux via une estimation satisfaisante du temps de renouvellement de la biomasse des biofilms.

Quelques ordres de grandeur

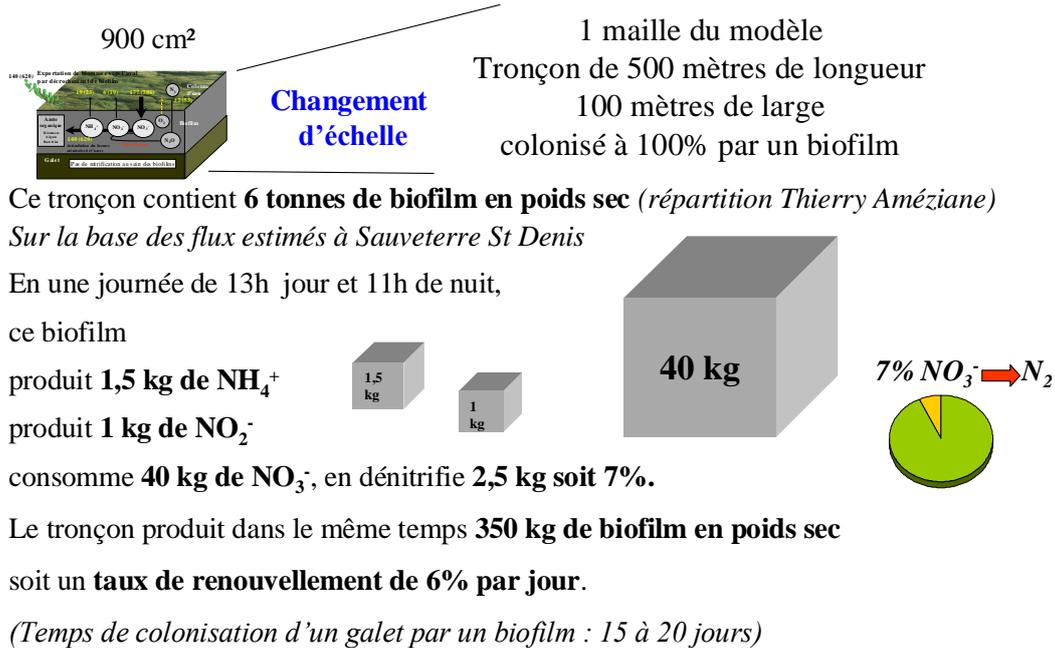


Figure 71 : Extrapolation brute de la physiologie du biofilm sur un tronçon quelconque de 500 mètres de Garonne.

C) Activité de nitrification

L'activité de nitrification n'a pas été mise en évidence dans les biofilms colonisant les galets de la station de Sauveterre St Denis. Par ailleurs, les potentiels de nitrification réalisés sur des biofilms grattés restent faibles par rapport aux potentiels réalisés dans les mêmes conditions sur les dépôts de fines entre les galets et dans le biofilm associé aux macrophytes (périphyton au sens strict) piégeant les particules en suspension. Ce qui confirmerait l'idée communément admise selon laquelle les bactéries nitrifiantes et donc l'activité de nitrification, sont associées aux matières en suspension.

En opposition, l'activité de nitrification a facilement été mise en évidence en condition d'obscurité, à deux reprises sur le site de Gagnac (voir Tableau 72 page suivante).

Cette activité est principalement visualisée par une forte diminution du flux de nitrites après l'inhibition de la nitrification par l'injection de C₂H₂. La production de nitrite observée avant inhibition, évoluant nettement vers une consommation à la suite de l'inhibition. Dans le même temps le flux d'ammoniaque reste stable ou évolue légèrement vers une augmentation du flux.

A la lumière, cette activité n'a pas été détectée par notre méthode. En l'absence d'expérimentations complémentaires sur des biofilms nitrifiants, les hypothèses suivantes sont envisageables pour expliquer ce résultat :

- Les bactéries nitrifiantes ne sont pas compétitives par rapport aux algues pour l'assimilation de NH₄⁺,
- Les bactéries nitrifiantes sont inactivées par les conditions lumineuses, le pH élevé, la saturation en O₂ pur des couches externes du biofilm,
- Notre méthode n'est pas adaptée à la détermination de l'activité de nitrification en conditions lumineuses.

Par ailleurs, des numérations des bactéries nitrifiantes colonisant les biofilms de la station de Gagnac sur Garonne ont été réalisées par la méthode NPP (nombre le plus probable) et confirment que ces biofilms abritent une forte biomasse de bactéries nitrifiantes. (Elena Caveda – Frédéric Garabétian - CESAC).

Stations	Distance de Toulouse (km)	Date	Résultat bactéries nitrifiantes NPP (cell dm ⁻²)
Amont Toulouse			
Pinsaguel	-10	16/10/98	2,4.10 ³
Pinsaguel	-10	24/11/98	1,8.10 ⁶
Aval Toulouse			
Gagnac	20	16/10/98	4,0.10 ⁸
Gagnac	20	24/11/98	1,2.10 ¹⁰

Tableau 71 : résultats de dénombrement des bactéries nitrifiantes au sein de biofilms épilithiques par la méthode du nombre le plus probable sur 2 sites de Garonne (automne 98).

C1) Prise en charge du processus de nitrification par le modèle

La nitrification n'a été mise en évidence que **sur le site de Gagnac en condition d'obscurité**.

La nitrification calculée à partir des flux de nitrites (le calcul à partir des flux de NH₄⁺ n'est pas possible à cause de la non linéarité des évolutions de concentration avant l'ajout d'acétylène) donne les résultats suivants :

Nitrification en µg de N/g MSSC/h <i>à l'obscurité</i>	
Réacteur 1	78,6
Réacteur 2	38,4

A l'heure actuelle ces valeurs obtenues de manière ponctuelle ne sont aucunement intégrées dans le modèle sous forme d'une activité identifiée de nitrification. Au cours de l'été 1999, des investigations seront menées pour déterminer l'étendue des zones géographiques concernées par ces biofilms nitrifiants, afin d'intégrer leur activité dans le modèle avec une pondération convenable par rapport aux biofilms non nitrifiants.

C2) Provenance des bactéries nitrifiantes et devenir des populations

Nous n'avons pas de résultats de mesure de flux *in situ* concernant l'amont Toulouse. Cependant les arguments suivants peuvent être avancés :

1. Les biofilms naturels ne sont habituellement pas des substrats où l'on rencontre des populations de bactéries nitrifiantes, cette activité étant le plus souvent associée aux MES.
2. Les biofilms piègent une grande quantité de matières minérales et de matières en suspension.
3. La STEP de Ginestous (principal site de traitement des effluents de l'agglomération toulousaine) est distante de quelques kilomètres du site de Gagnac. Cette installation nitrifie une partie de ses effluents et donc rejette dans le milieu naturel MES et bactéries nitrifiantes. Il y aurait donc ensemencement continu des biofilms de la zone en aval du rejet.

On peut donc facilement imaginer que ce sont les bactéries nitrifiantes de Ginestous, de l'ensemble des petites STEP de moindre importance et des autres rejets de l'agglomération toulousaine qui sont piégées dans les biofilms de Gagnac, et cela quand bien même les numérations dans la pleine eau font état d'une faible biomasse de bactéries nitrifiantes par millilitre d'eau (voir plus loin).

C3) Arguments contre le développement et la persistance de populations de bactéries nitrifiantes au sein des biofilms épilithiques

□ A la lumière :

- Certaines souches de bactéries nitrifiantes sont connues pour être inhibées par les radiations lumineuses.
- L'activité de nitrification est en partie inhibée par les hautes teneurs en O₂ dissous (les biofilms sont saturés en O₂ pur dissous).

- Les algues produisent sous forme d'exsudats de grandes quantités de carbone. On sait que les bactéries nitrifiantes ne sont pas compétitives en terme de vitesse de croissance par rapport aux populations de bactéries hétérotrophes, et qu'en terme d'activité la présence de carbone dans le milieu n'est pas toujours favorable aux populations nitrifiantes

□ A l'obscurité :

- Les profondeurs des biofilms sont rapidement proches de l'état d'anoxie (on détecte une activité de dénitrification) qui favorise également l'excrétion de nombreuses molécules carbonées (fermentations).

La succession de conditions finalement assez défavorables aux bactéries nitrifiantes (cycle jour/nuit) ne plaide pas en faveur d'un maintien ni d'un développement de ces bactéries autotrophes caractérisées par une faible vitesse de croissance et généralement inféodées aux matières en suspension.

Dans l'état actuel de nos connaissances, un ensemencement continu semble donc être le facteur explicatif de la nitrification constatée dans les biofilms de Gagnac.

Les premiers résultats de travaux de dénombrement des bactéries nitrifiantes sur biofilm par NPP montrent une explosion de la biomasse des bactéries nitrifiantes après l'agglomération toulousaine (voir Tableau 71).

Le calcul des flux à destination du modèle en condition d'obscurité tient cependant compte indirectement de la nitrification observée dans 2 enceintes sur les 24 systèmes totaux, ces 2 systèmes représentant un 'poids' final de 2/18 pour le calcul des flux de NH_4^+ , et 2/26 pour le calcul des flux de NO_2^- et de NO_3^- .

D) Les processus de dénitrification

L'activité de dénitrification n'est mise en évidence qu'en condition d'obscurité (*in situ* l' O_2 produit par photosynthèse inhibe probablement ce processus dès l'aube).

Dans environ un cas sur deux, l'intensité de dénitrification augmente au cours du temps d'incubation. L'hypothèse la plus simple pour expliquer cette augmentation est la diminution progressive de la concentration en oxygène dissous dans l'eau du système de confinement.

En effet, les données issues de la littérature (le plus souvent par utilisation de microélectrodes), nous enseignent que la diminution de la concentration d'oxygène dans l'eau entraîne une remontée de la zone d'interface aérobie – anoxie au sein du biofilm car l' O_2 consommée par respiration diffuse moins profondément. La distance de diffusion des nitrates de la colonne d'eau vers cette zone d'interface, siège de l'activité de dénitrification, diminuant d'autant, plus de NO_3^- sont donc dénitrifiés.

Rappelons que l'eau des systèmes de confinement des expérimentations réalisées à Sauveterre St Denis est enrichie en O_2 , lors de son prélèvement en fin de matinée, par rapport aux concentrations rencontrées en fin de nuit. La dénitrification que nous avons mesurée est elle sous évaluée ? La dénitrification augmente-t-elle avec la diminution de l'oxygène dissous dans l'eau de Garonne ? Son intensité est elle maximale en fin de nuit ?

Une expérimentation en laboratoire (Figure 73) a par ailleurs montré que la diminution de la concentration en O_2 de l'eau pouvait n'avoir aucun effet sur la dénitrification au moins jusqu'à un certain seuil. Ce seuil est généralement situé (données de la littérature) autour de 10 $\mu\text{mol/L}$ de O_2 (soit 0,3 mg/L). Ce seuil ne correspond pas à la teneur en O_2 de l'eau de surface mais bien de la teneur en O_2 de l'environnement au contact des bactéries dénitrifiantes (d'où la difficulté d'appliquer ce dernier pour les bactéries d'un biofilm).

In situ la dénitrification (courbe légendée acétylène 10%) augmente avec la diminution de l'oxygène dissous dans l'eau (la stabilisation de la courbe d'oxygène est obtenue grâce à une phase gazeuse au sein du réacteur). En pilote la dénitrification n'est pas affectée par une diminution de la concentration en O_2 jusqu'à 2,5 mg O_2/L .

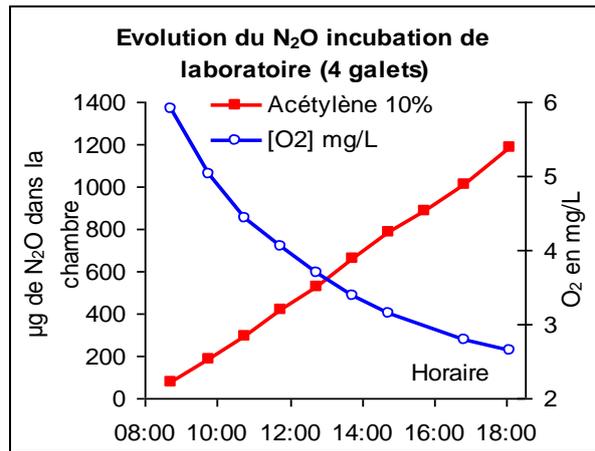
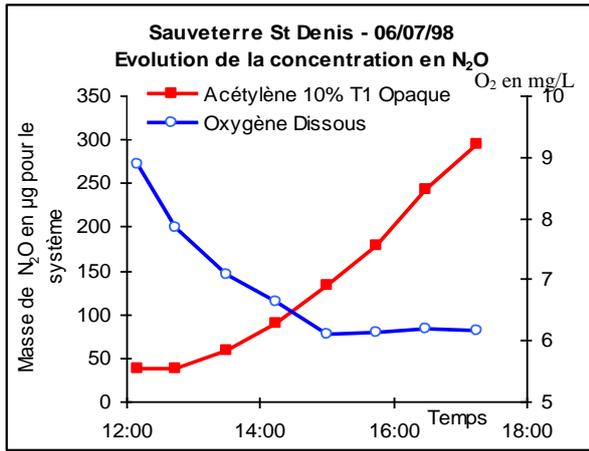


Figure 73 : Dénitrification en condition in situ et en pilote de laboratoire

Autres considérations sur la validité des flux mesurés :

Lors des expérimentations en système de confinement, l'hydrodynamique est stoppée.

On sait que la vitesse de courant permet une augmentation de la diffusion des composés au sein des biofilms. A l'obscurité, en cas de fort courant, l'oxygène inhibe-t-il ou non le processus de dénitrification. Si oui, dans quelle proportion ?

Nous avons parfois mesuré de très faibles concentrations d'O₂ dissous sur des radiers de galets (notamment à Gagnac en fin de nuit). Dans ce cas précis, la diffusion des nitrates au sein des biofilms, facilitée par la vitesse de courant, ne devient elle pas le processus dominant de régulation de la dénitrification ?

On comprend aisément que la prise en compte de la dénitrification au sein des biodermes épilithiques est délicate. D'autant plus que le potentiel de dénitrification d'un biofilm en cas de désoxygénation quasi complète de la colonne d'eau est très élevé.

E) Expérimentations de laboratoire - Dénitrification en pilote de laboratoire, application aux biofilms de Garonne

E1) Essai de corrélation entre l'activité de dénitrification mesurée en conditions standardisées et certains paramètres simples de description des biofilms

D'une façon complémentaire aux mesures de dénitrification *in situ*, des mesures du processus de dénitrification ont été réalisées en conditions standardisées afin de tenter de visualiser une relation intensité de dénitrification – descripteurs des biofilms.

Descripteurs des biofilms : surface développée, matière sèche, matière sèche sans cendre, chlorophylle a, phéopigments, pigments photosynthétiques totaux, rapport C_{org}/N_{org} des biofilms.

Des biofilms provenant du radier de Sauveterre sont prélevés à chaque campagne de terrain et sont placés dans deux pilotes de laboratoire contenant en moyenne 4 galets chacun.

Les conditions 'standard' sont les suivantes : 20°C, obscurité, eau de source additionnée de 10 mg/L de nitrate (11,9 mg/L de concentration finale). Les incubations sont réalisées en 4 heures en présence de C₂H₂ (10% vol/vol).

La Figure 74 ci-dessous présente les vitesses de dénitrification obtenues dans les 2 pilotes de laboratoire en fonction de différents paramètres descriptifs des biofilms testés, provenant du radier de Sauveterre.

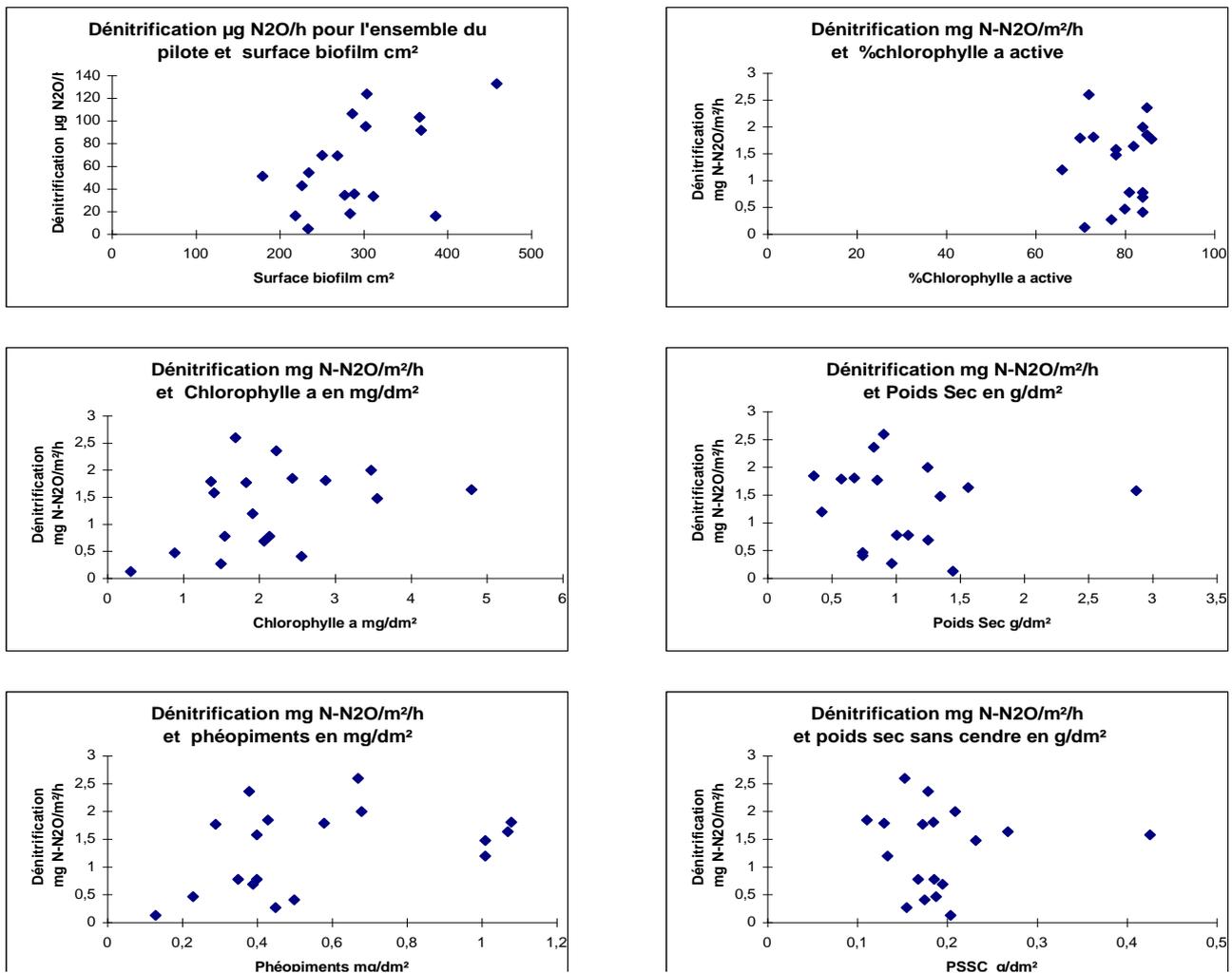


Figure 74 : relation intensité de dénitrification en conditions standardisées – caractéristiques des biofilms.

Aucune corrélation évidente n'apparaît entre les caractéristiques de description choisies et l'activité de dénitrification en conditions standardisées.

Sur la Figure 75 page suivante sont présentés des résultats obtenus de façon similaire sur des biofilms à l'unité, au cours du DEA de Samuel TEISSIER et de la thèse de Mustapha BENMOUSSA (CESAC - Toulouse) où durant l'été 93 et au printemps 94 à Gagnac sur Garonne des corrélations avaient été mises en évidence, à l'aide d'un protocole globalement équivalent.

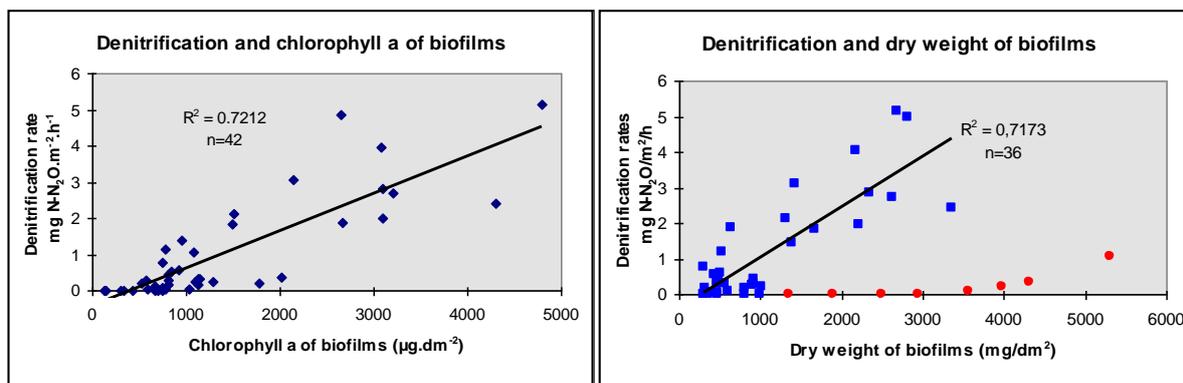


Figure 75 : Synthèse de résultats obtenus (en 93 et 94) sur des biofilms colonisant des galets de Garonne à Gagnac quelques kilomètres en aval de Ginestous (site de la principale station d'épuration des eaux de l'agglomération toulousaine).

Sur le site de Gagnac, il est bien mis en évidence l'existence de relation entre l'intensité de dénitrification des biofilms avec 2 paramètres descriptifs de l'épaisseur de ces derniers, la chlorophylle a, qui peut être ici considérée comme une mesure de la biomasse colonisant le galet, et le poids sec de biofilm.

L'utilisation de 4 galets par pilote à Sauveterre (donc d'une moyenne de l'activité de 4 biodermes, plutôt que de biofilms à l'unité) ne suffit pas à expliquer la non mise en évidence d'éventuelles relations du type de celle observées sur le site de Gagnac.

Les relations dénitrification – descripteurs de biofilms semblent donc ici, au moins en partie, liés aux sites de prélèvement des biofilms.

E2) Obtention de cinétiques sur des pilotes de laboratoire

Des cinétiques de dénitrification ont été établies en fonction d'ajout de nitrate et en fonction d'ajout de carbone organique facilement assimilable et non fermentescible (ajout d'acétate de sodium).

A l'aide des mêmes pilotes de laboratoire, l'activité de dénitrification de Sauveterre a été mesurée à deux reprises suivant :

- un gradient de nitrate
- un gradient de carbone organique facilement assimilable par les organismes dénitrifiants et n'étant pas métabolisé par les organismes pratiquant des fermentations (acétate de sodium).

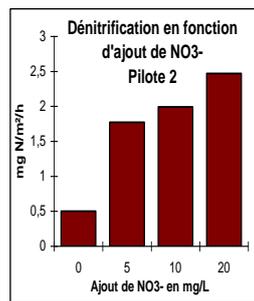
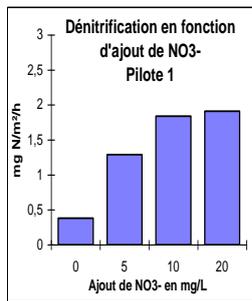
Pour l'ensemble de ces manipulations, l'eau de source utilisée est, préalablement à chaque début d'incubation, saturée en O₂ de l'air.

Le suivi de la [O₂] dans l'eau montre que les teneurs en O₂ se stabilisent rapidement autour de 65 % de saturation (ces pilotes contiennent une phase gazeuse compensant l'O₂ respiré par les organismes des biofilms).

Gradients de nitrate (conditions d'obscurité, 20°C) :

Cinétiques de dénitrification en fonction d'ajout de nitrate de sodium.

Gamme de Nitrate Mai 98.



Gamme de Nitrate Aout 98.

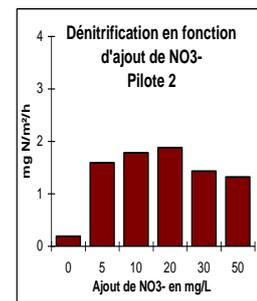
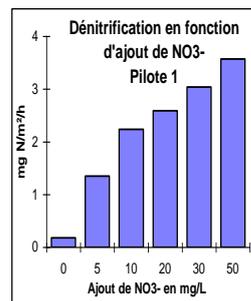


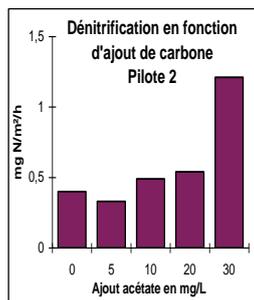
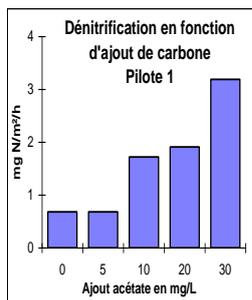
Figure 76 : Influence de la concentration en nitrates sur la vitesse de dénitrification en pilote de laboratoire.

L'intensité de l'activité de dénitrification augmente globalement avec la teneur en nitrate des eaux. Le plafonnement de la dénitrification peut s'expliquer par une saturation des enzymes de la dénitrification ou par un manque de donneurs d'électrons (carbone disponible). L'eau de source dans laquelle baignent les biofilms a une teneur en NO₃⁻ de 1,2 mg/L.

Gradients de carbone facilement assimilable (conditions d'obscurité, 20°C, 10 mg/L de nitrate)

Cinétiques de dénitrification en fonction d'ajout de carbone sous forme d'acétate de sodium.

Gamme de Carbone Juin 98.



Gamme de Carbone Aout 98.

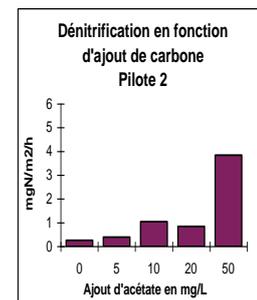
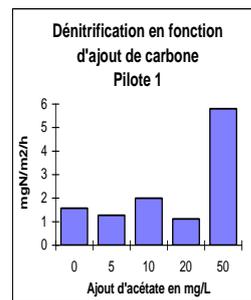


Figure 77 : Influence du carbone facilement assimilable sur la vitesse de dénitrification en pilote de laboratoire.

L'intensité de l'activité de dénitrification augmente globalement avec la teneur en carbone facilement assimilable par les bactéries dénitrifiantes. Cette augmentation est forte pour un ajout de 50 mg/L d'acétate (un effet de seuil apparaît). Le carbone, source d'électrons pour les bactéries dénitrifiantes, peut provoquer une augmentation de l'intensité de la dénitrification :

- ⇒ De manière indirecte en favorisant la respiration des organismes hétérotrophes de la zone aérobie. L'épaisseur de cette zone a alors tendance à décroître, ce qui favorise la dénitrification par diminution de la distance de diffusion du nitrate dans le biofilm.
- ⇒ De manière directe en stimulant la vitesse de dénitrification par un apport de donneurs d'électrons aux bactéries dénitrifiantes.

4-6.3.5) Stabilité des descripteurs généraux du biofilm.

De même que lors de l'étude de la répartition et de la colonisation des biofilms en Garonne, les résultats provenant de l'étude de leur physiologie sont en accord avec l'hypothèse selon laquelle les descripteurs généraux des biofilms (MS, MSSC, pigments, azote et carbone organique,...) restent du même ordre de grandeur une fois la phase de colonisation terminée.

La production de biomasse est compensée par des pertes par érosion ou par arrachement de bioderme, ce qui est confirmé par l'étude de l'origine de la chlorophylle a en Garonne.

La Figure 78 illustre cette relative stabilité des descripteurs généraux des biofilms.

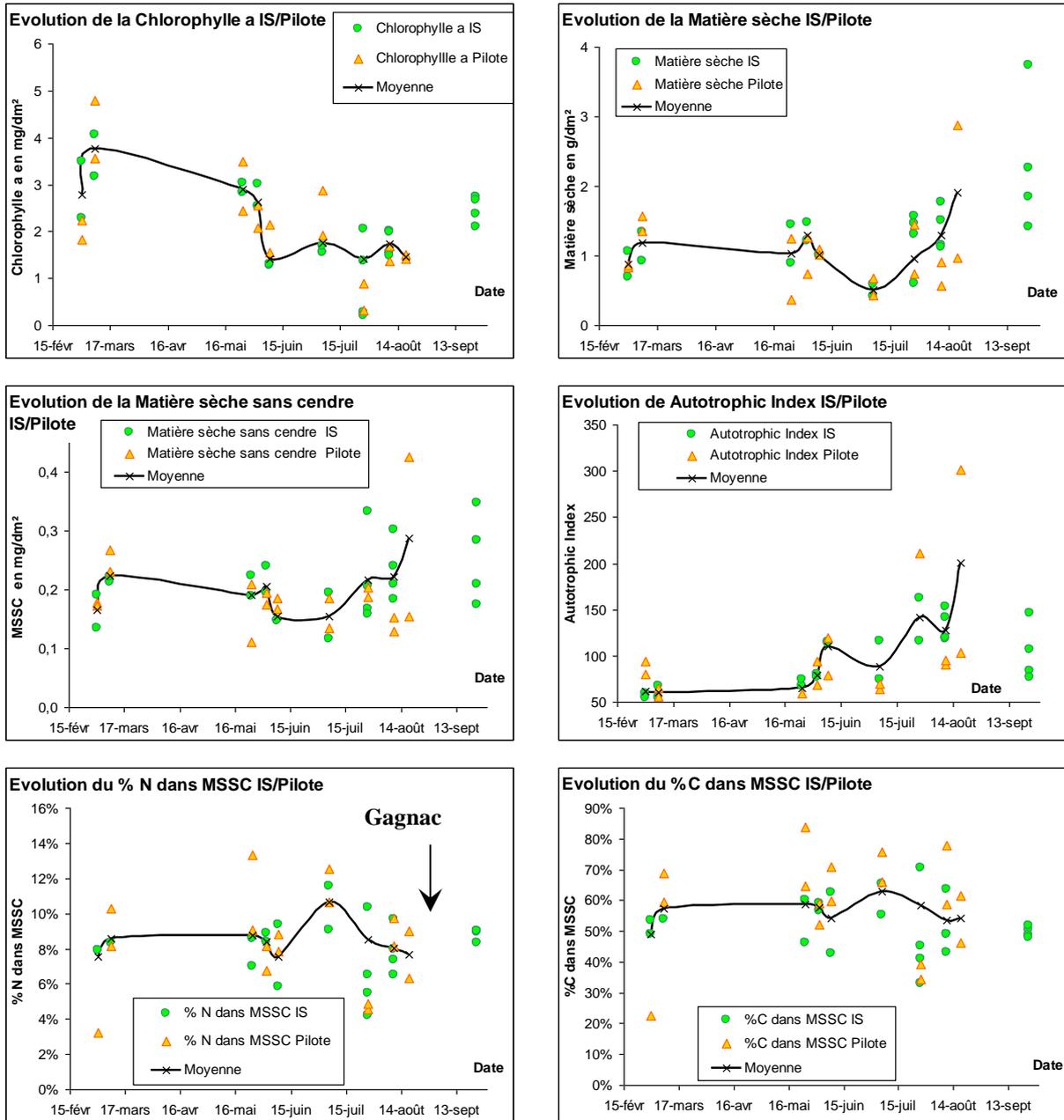


Figure 78 : Evolution au cours du temps de quelques descripteurs généraux des biofilms aux 2 stations étudiées.

Eléments explicatifs relatifs à la Figure 78 ci-dessus :

"IS" signifie que les données sont obtenus à partir des biofilms utilisés dans les systèmes de confinement *in situ*. Les données présentées sous forme de triangles proviennent des biofilms issues des expérimentations réalisées dans les pilotes de laboratoire en conditions standardisées.

La moyenne est une moyenne pondérée par la surface développée des biofilms, le "poids" des pilotes (4 galets) étant grossièrement du quart du "poids" des réacteurs utilisés *in situ* contenant environ 12 galets.

Autotrophic index : cet indice exprime la quantité de matière sèche sans cendre par unité de chlorophylle a exprimée dans la même unité.

NB : Des biofilms particuliers (fortement colmatés par des fines, par exemple – 27/07/98) sont figurés dans ces résultats. Les données concernant ces biofilms ne sont pas prises en compte dans le calcul de la moyenne. De même, les données recueillies sur les biofilms de Gagnac sur Garonne sont présentés, mais ne participent pas au calcul des moyennes (prélèvement du mois de septembre, à la droite des graphes).

Même si l'on observe, en étiage d'été, une évolution dans le temps des descripteurs généraux des biofilms, diminution de la chlorophylle a par unité de surface, augmentation de la matière sèche, de la matière sèche sans cendre et par conséquent de l'autotrophie index ; ces évolutions restent dans une gamme de valeurs de faible amplitude. D'autres descripteurs restent parfaitement stables comme les pourcentages d'azote et de carbone organique des biodermes. Le rapport Corg/Norg restant compris entre 5,5 et 7,5.

Des disparités importantes ont cependant été constatées à une échelle de description plus fine suivant les stations ou les dates de prélèvements. C'est par exemple le cas de l'évolution des populations de diatomées sur le site de Sauveterre, du changement des espèces d'algues colonisant les biofilms entre l'amont et l'aval de l'agglomération toulousaine (données Thierry Améziane) et de la présence de biofilms possédant ou non une importante biomasse de bactéries nitrifiantes.

4-6.3.6) Relation entre les flux d'interface mesurés in situ et les caractéristiques des biofilms

Une étude de corrélation entre les flux à l'interface pleine eau – biofilms et les paramètres descripteurs des biofilms ne permet pas de relier la physiologie aux paramètres généraux décrivant les biofilms.

Les 2 planches suivantes (Figure et Figure bis), présentent à titre d'exemple les corrélations entre :

1. les flux de NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , N_2O et la matière sèche sans cendre,
2. les flux de NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , N_2O et les pigments chlorophylliens totaux des biofilms.

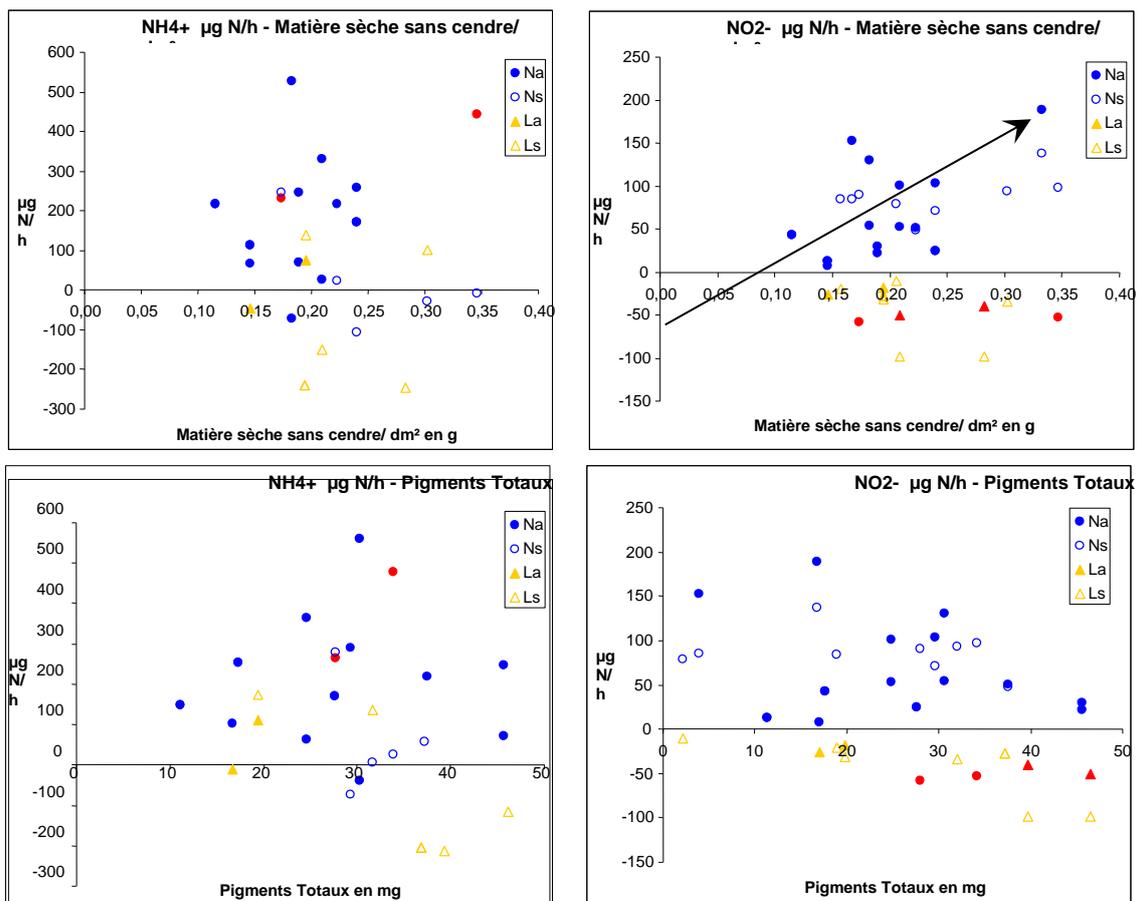


Figure 79 : exemples de corrélations flux d'azote mesurés in situ – paramètres généraux de description des biofilms

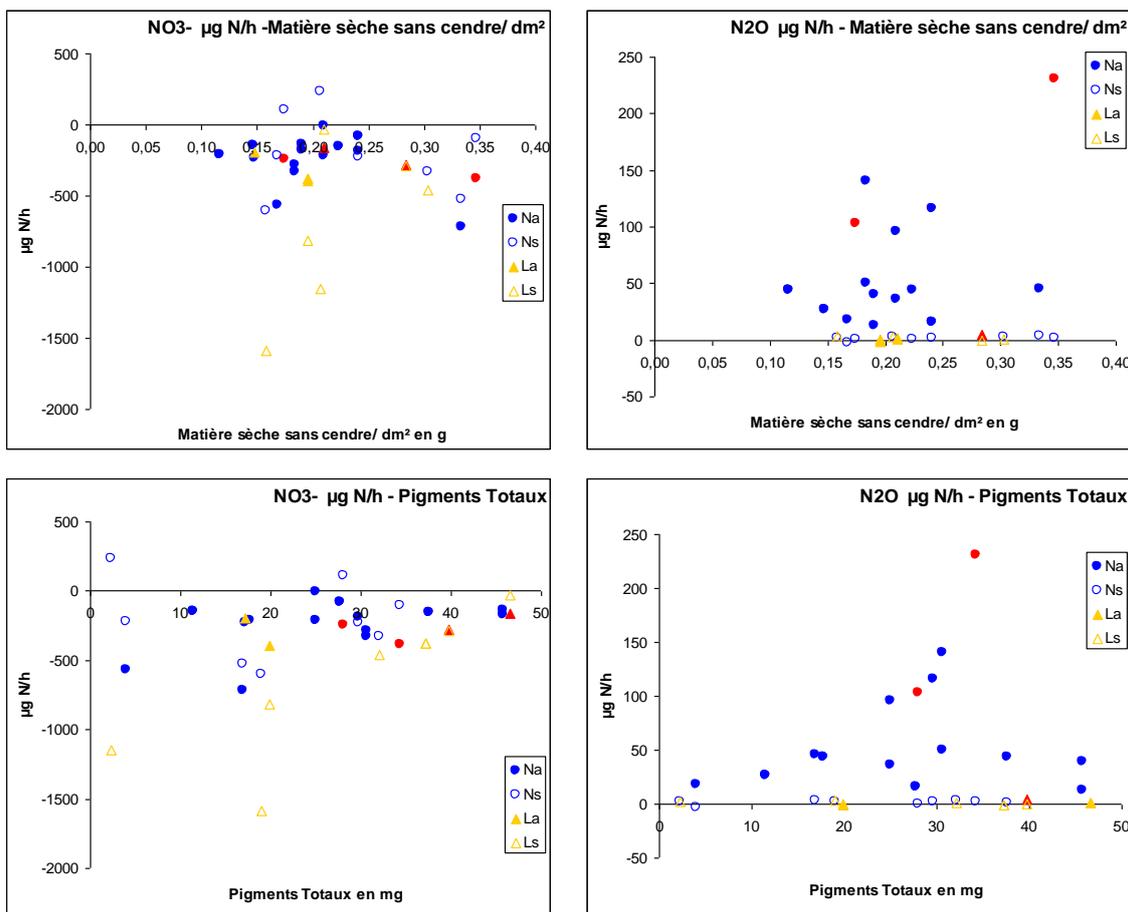


Figure 79 bis : exemples de corrélations flux d'azote mesurés in situ – paramètres généraux de description des biofilms

Comme dans le cas de la dénitrification en conditions standardisées, nous n'avons pas mis en évidence de relation simple entre les flux mesurés dans leur ensemble et :

- les grandeurs physiques telles que intensité lumineuse et température
- les grandeurs choisies pour décrire la biomasse présente dans les biofilms.

Na signifie que le flux obtenu l'a été dans des conditions d'absence de lumière (Nuit) et en présence d'acétylène (avec).

Ns signifie que le flux obtenu l'a été dans des conditions d'absence de lumière (Nuit) et en absence d'acétylène (sans).

De la même manière,

La signifie que le flux obtenu l'a été en présence de Lumière et avec acétylène

Ls signifie que le flux obtenu l'a été en présence de Lumière et sans acétylène

Des investigations plus poussées seront entreprises afin de préciser si des relations peuvent être mises en évidence en traitant les résultats par gamme de température, par expérimentations en conditions de luminosité similaires...

4-6.4) CONCLUSIONS SUR LES BIOFILMS ET INVESTIGATIONS COMPLÉMENTAIRES

La Figure 80 ci-dessous présente les diverses interrogations qui nécessitent des investigations complémentaires afin de valider les activités des biofilms épilithiques sur le tronçon modélisé.

Des compléments indispensables

- 1 Devenir du biofilm en dérive.**
 -  Sédimentation de ces MES et minéralisation dans des zones de faibles vitesses de courant.
 -  Exportation rapide vers l'aval (Retenue de Malause).
- 2 Importante activité de nitrification au sein des biofilms de Gagnac.**
 -  Activité non prise en compte dans les paramètres du module 'Azote'.
 -  Activité confirmée par des numérations de nitrifiantes (F.Garabétian / E.Caveda).
 -  Répartition de cette activité dans le tronçon modélisé (Toulouse - Malause).
 -  Les premiers essais de calibration du module 'Azote' semblent mettre en évidence un manque de prise en compte de cette activité (concentrations simulées trop riches en NH_4^+ et trop faibles en NO_3^-).
- 3 Influence de la vitesse de courant sur les échanges à l'interface biofilm - colonne d'eau.**
 -  Les résultats présentés ont été obtenus pour des vitesses de courant nulles.
 -  Influence de la vitesse de courant sur les flux d'azote (diffusion de l' O_2 - principal facteur de régulation du cycle de l'azote).

Figure 80 : Investigations complémentaires à mener pour valider le fonctionnement des biofilms en Garonne sur le tronçon modélisé.

Les biofilms épilithiques colonisent 100% des fonds de galets.

La relative stabilité des paramètres généraux de descriptions des biofilms mise en évidence lors des études de la répartition et de la physiologie des biofilms (par un suivi de stations) a permis de justifier le choix de la prise en compte d'un biofilm unique pour la modélisation.

Les données de répartition montrent que la biomasse moyenne peut être fixée à 274 mg MSSC/dm² de surface développée de biofilm (les moyennes de biomasse obtenues aux 4 sites de prélèvement pour différentes dates ne sont pas significativement différentes).

Il apparaît clairement que outre la nitrification et la dénitrification, c'est l'assimilation algale qui domine le devenir des formes minérales de l'azote.

Aucune relation simple n'ayant été visualisée entre les flux d'interface et les caractéristiques des biofilms d'une part et les grandeurs physiques ($[\text{O}_2]$, luminosité, pH, température,...) d'autre part, les activités des biofilms seront modélisées sous forme de "boîtes noires" sur la base des flux indiqués Tableau 70.

Cependant, cette étude sur la physiologie des biofilms en Garonne ne tient aucun compte de la reminéralisation du biofilm en dérive (concept de spiralling) qui est sans doute non négligeable à notre échelle de travail de 100 km de rivière.

4-7) Méso-échelle : études de bilans de tronçons de Garonne

4-7.1) Préambule

Les producteurs primaires et les bactéries jouent un rôle important dans la consommation et le transfert de la matière organique et des nutriments dans les milieux aquatiques.

Le stockage temporaire de ces éléments, en relation avec la production de matière vivante dans les écosystèmes, et le recyclage qui résulte du métabolisme puis de la mort de ces organismes, sont autant de phénomènes qui déterminent la capacité d'assimilation des milieux aquatiques. La connaissance du fonctionnement des grands cours d'eau s'appuie donc sur l'étude de la dynamique des éléments qu'ils transportent, notamment les nutriments et le carbone organique, en prenant en compte la globalité de l'écosystème. Ceci se traduit par des études qui font appel aux composantes, physiques, chimiques et biologiques des écosystèmes pour décrire la dynamique des éléments nutritifs (N et P) et de la matière organique en faisant intervenir les organismes autotrophes et hétérotrophes qui vont à la fois influencer et être influencés par ces flux d'éléments (citons pour exemple : Servais & Garnier 1993, Hedges et al. 1994...). Par ailleurs, des travaux ont mis en évidence, pour le recyclage de l'azote ou du phosphore ou de la matière organique, le rôle de l'interface eau/sédiment, du périphyton et du sous-écoulement (Triska et al. 1989, Vervier & Naiman 1992, Mulholland et al. 1994).

Dans un souci de définir les risques de compétition entre les activités utilisatrices d'eau et les éventuelles atteintes à l'environnement et de développer des stratégies de réduction des rejets adaptées, la connaissance de ces processus, étudiés dans la première partie du présent Chapitre 4, apparaît nécessaire à la compréhension du fonctionnement de l'écosystème aquatique en vue d'en appuyer la gestion, en couplant quantifications et activité biologique au bilan chimique des formes de l'azote, du phosphore et du carbone.

Ces recherches sont pour la plupart à caractère fonctionnel. Par l'éclairage des rôles spécifiques joués par les maillons biologiques et, de façon plus intégrée, par les compartiments fonctionnels tels que définis dans l'encadré de la page 48, les connaissances acquises ont vocation à s'insérer dans l'approche de modélisation biogéochimique à l'échelle des bassins versants.

Dans cette optique, **l'approche de type boîte noire des activités fonctionnelles à l'échelle de tronçons de rivière**, également appelée approche tronçons (bilans entrée-sortie de matière et d'énergie sur des portions de rivières données), qui traduit la résultante de phénomènes biologiques parfois antagonistes, peut aider à la prise en compte du changement d'échelle existant entre les processus mesurés en laboratoire ou *in situ*, sur de petites unités fonctionnelles et le bilan de ceux observés au niveau du bassin versant. La compréhension des résultats qu'elle fournit nécessite cependant un éclairage par la connaissance des processus biogéochimiques impliqués.

Dans le cadre du programme ECOBAG/P1, des expérimentations avec approche de type boîte noire ont été conduites à la fois :

- par le CESAC, sur une portion de Garonne d'environ 40 km située juste à l'aval de Toulouse, dans l'optique de repérer des comportements fonctionnels en relation avec la typologie des tronçons étudiés. Pour cela, les tronçons retenus avaient une longueur moyenne comprise entre 1,2 et 1,8 km, et étaient identifiés par le faciès dominant représenté (mouille, radier, banc de galets...). Les bilans entrée-sortie, en particulier des formes de l'azote, ont été réalisés. Les résultats de ces expérimentations sont rapportés au Chapitre 4-7.2 ci-dessous.
- Par le Cemagref, sur un grand tronçon situé à l'aval de la retenue de Malause, à cheval sur les Régions Midi-pyrénées et Aquitaine, et s'étendant de Lamagistère à Layrac. Ce sont les résultats de cette expérimentation, menée en Septembre 1997, qui sont rapportés au Chapitre 4-7.3.

Ces campagnes de mesure sur le terrain, outre la participation des personnels des laboratoires pré-indiqués, ont également bénéficié selon le cas du concours de l'Agence de l'Eau Adour Garonne, de la Diren Midi-Pyrénées (participation aux opérations de terrain, pose d'échelles limnimétriques, prêt de matériel) et, pour l'expérimentation située à l'aval de Malause, des jeux de données de débits fournis gracieusement par EDF.

4-7.2) Bilans de tronçons de Garonne aval Toulouse

Thierry AMEZIANE, Philippe VERVIER, Sonia BONVALLET-GARAY, Johannes STEIGER, Alain DAUTA, U.M.R. C-5576 CESAC UPS Toulouse/CNRS. Participation de G. GROSSET en 1997 (DIREN Midi-Pyrénées)

Au cours des étiages 1996 et 1997, le CESAC a réalisé des bilans sur des tronçons de la Garonne de 0.8 à 6 km de long. (Fig. 81). Pour ceci des prélèvements d'eau ont été réalisés pendant des cycles de 24 heures en 1996 et de 36 heures en 1997, les fréquences d'échantillonnage étant respectivement de 5 et 13 par cycle.

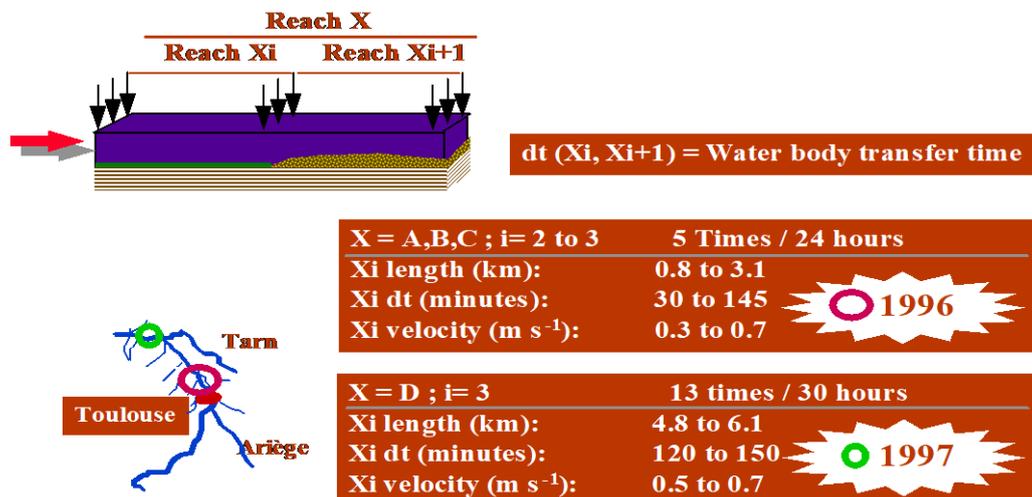


Figure 81 : Les mesures de bilan par tronçon ont été réalisés à l'aval immédiat de Toulouse en 1996 et à l'aval de la confluence du Tarn en 1997.

Pour ces deux campagnes de prélèvements, les % de transformation de NH₄, du phosphore réactif soluble (SRP) et du Phosphore Total (TP) ont été calculés en fonction des résultats d'analyse des échantillons d'eau collectés. A titre d'illustration de ces résultats, la Figure 82 ci-dessous récapitule les bilans de tronçons pour les expérimentations menées l'année 1996, et la Figure 83 page suivante récapitule les bilans de tronçons pour l'année 97.

Le pourcentage de transformations des éléments biogènes correspond à (Concentration aval - Concentration amont) / Concentration amont. Ainsi, les histogrammes négatifs correspondent à de la rétention de matières ou de solutés au sein du tronçon alors que les histogrammes positifs montrent des phénomènes de production de l'élément concerné au sein du tronçon.

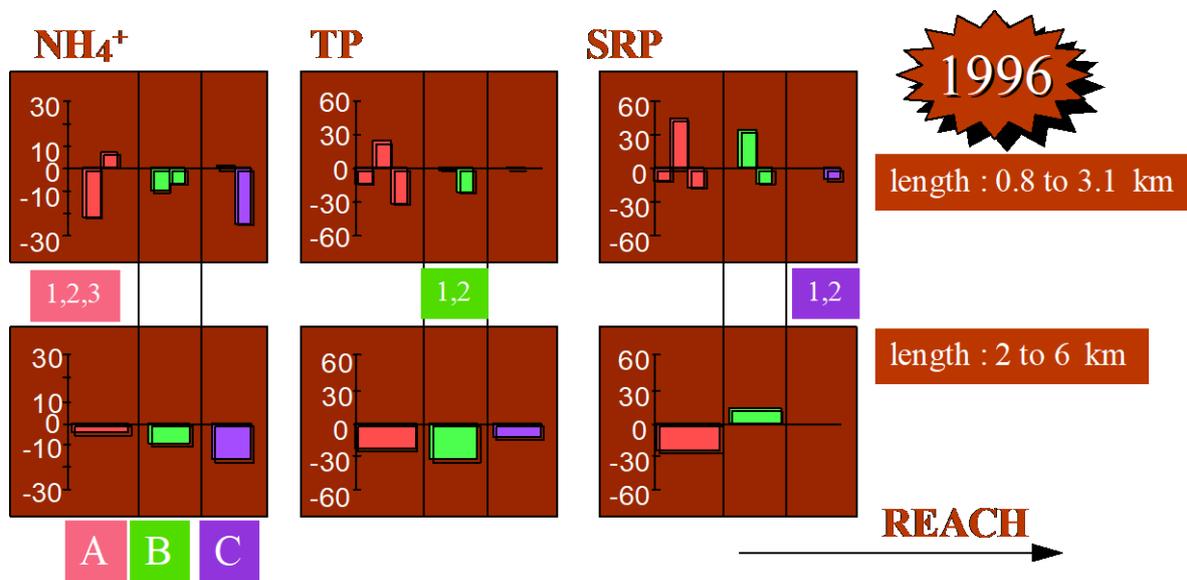


Figure 82 : Bilans de tronçons aval Toulouse - Campagne 96

On peut noter que tous les tronçons abattent les teneurs en ammoniacque et en phosphore total, ce qui est un résultat prévisible compte-tenu de la charge générée par l'agglomération de Toulouse. Pour l'ammoniacque, il s'agit en grande partie de phénomènes biologiques d'absorption par la biomasse et de transformation (processus de nitritation, puis nitratisation). Pour le phosphore total, dont la plus grande partie est peu biodisponible, il s'agit surtout de phénomènes physiques (sédimentation des matériaux terrigènes, rétention de particules dans le sous-écoulement du fleuve. Par contre, la tendance est moins nette pour le phosphore soluble avec bilan positif, nul ou négatif selon les tronçons. Des rejets ponctuels de STEP ou d'élevages sont certainement présents à certains endroits, interférant avec le fonctionnement biogéochimique du fleuve et rendant au moins un tronçon producteur net de phosphore soluble.

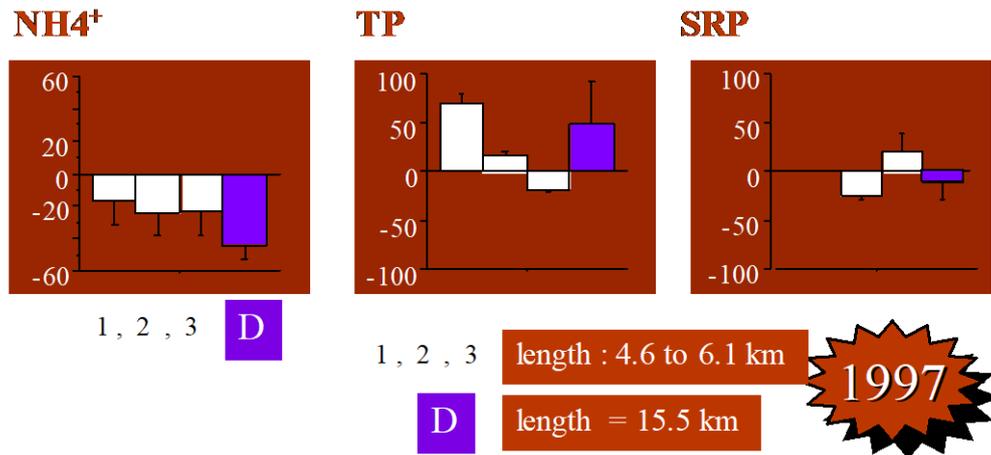


Figure 83 : Bilans de tronçons aval Toulouse – Campagne 1997

Les résultats 1997 confirment les tendances manifestées en 1996 pour l'ammoniacque et le phosphore soluble. La différence de comportement sur le phosphore total est vraisemblablement liée à des conditions d'hydraulicité différente entre 96 et 97, l'hydrodynamique plus marquée en 97 remettant en suspension des MES dans 3 tronçons sur 4.

Le premier point positif de ces expériences est lié au fait qu'il a été possible de mettre en évidence des variations de la charge en nutriments de la Garonne même sur des tronçons relativement courts. D'autre part, il a également été possible de relier ces fluctuations biogéochimiques avec les caractéristiques hydro-géomorphologiques du cours d'eau, notamment en ce qui concerne le comportement du phosphore, dans les différents types morphologiques de secteurs de fleuve. En effet, et contrairement aux hypothèses formulées au départ, ce sont les zones de seuil et non les zones de mouilles qui provoquent des abattements de la charge en phosphore total, probablement par un mécanisme physique de piégeage des MES lors d'un transfert vers le sous-écoulement.

Les tendances ou les éléments fonctionnels affirmés révélés lors de ces expérimentations sont utilisés au fur et à mesure de leur acquisition pour la construction du modèle biogéochimique.

4-7.3) Bilans de tronçons du secteur Lamagistère-Layrac d'Agen

Henri BEUFFE, Mathieu TORRE, Samuel TEISSIER - Cemagref Bordeaux / division Qualité des eaux. Participation de Thierry AMEZIANE, Sonia BONVALLET-GARAY, Johannes STEIGER (CESAC), G. GROSSET (DIREN Midi-Pyrénées). Prêt de matériels DIREN Midi-Pyrénées et Agence de l'eau Adour-Garonne. Fourniture de données débits EDF / CNPE Golfech. Utilisation du modèle hydrodynamique IMFT/Sabine SAUVAGE pour le calcul des temps de résidence des masses d'eau.

Le secteur de Garonne qui a fait l'objet des expérimentations rapportées ici mesure au total 16km et se subdivise en 3 tronçons de 5 à 6 km de long limités par des ponts facilitant l'accès au fleuve et les prélèvements. Il est à noter que ce tronçon a été choisi car il se trouve sous influence d'une charge polluante trophique importante (retenue de Malause à l'amont, puis station d'épuration de Valence d'Agen). De ce fait, il se prête particulièrement bien à l'étude de la capacité d'assimilation du fleuve.

4-7.3 1) CONTRAINTES LIEES AU CHOIX DE L'IMPLANTATION

Une expérimentation similaire réalisée sur la rivière Charente entre juin et septembre 1996 a révélé que ce genre d'expérimentation pouvait présenter des points de blocage dont il fallait s'affranchir au maximum. Parmi les plus importants, il convient d'identifier :

- ❑ la difficulté de disposer en plaine, d'un tronçon de rivière exempt de toute pollution ponctuelle,
- ❑ La difficulté d'appréhender par de telles expérimentations la part des dilutions ou apports générés par la nappe, inconvénient limité à son minimum en période d'étiage ou la communication nappe-rivière est la plus réduite,
- ❑ l'existence de chenaux d'écoulements préférentiels créés par le développement des macrophytes ou dus aux méandres,
- ❑ la faiblesse des écarts de concentration mesurés entre les deux extrémités des tronçons, notamment sur le paramètre nitrates, malgré des limites de détection très sensibles et des temps de transfert importants en période d'étiage.

4-7.3.2) Choix du secteur

Pour le choix des tronçons expérimentaux, il a été tenu compte de ces écueils potentiels en prenant le parti de privilégier des tronçons caractérisés par :

- ❑ des charges polluantes, en tête, importantes et bien homogénéisées,
- ❑ l'absence d'affluents et de rejets ponctuels importants,
- ❑ une longueur suffisante, compte tenu du régime élevé de la Garonne.

Une première approche cartographique a permis d'identifier trois secteurs intéressants dont les caractéristiques essentielles sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 84 : Situation des 3 secteurs de Garonne choisis de façon préliminaire à l'expérimentation « bilan de tronçons ».

Départements	Limite amont	Limite aval	Longueur	Subdivisions
Tarn et Garonne Lot et Garonne	Lamagistère (aval Valence d'Agen et retenue de Malause)	Pont de la D17 Layrac-Agen (4 km en amont d'Agen)	16 km	en 3 tronçons de 7,4 et 5 km (4 ponts intermédiaires)
Lot et Garonne	Tonneins	Le Mas d'Agenais	8 km	Pas de pont intermédiaire mais accès bateau
	Le Mas d'Agenais	Coussan (2 km amont de Marmande)	12 km	Idem
Lot et Garonne Gironde	Couthure / G. (aval Marmande)	Amont La Réole (pont de la D9)	16 km	Idem

Le choix définitif du secteur a été effectué suite à :

- ❑ l'analyse des chroniques disponibles de débits et physico-chimiques,
- ❑ l'identification des sources de pollutions ponctuelles (IDE, 1994),
- ❑ une reconnaissance approfondie de terrain.

L'analyse des résultats issus de ces premières investigations a conduit à choisir le tronçon Lamagistère – Layrac, d'autant plus que l'amont du secteur, caractérisé par une forte charge polluante, est équipé d'une station limnigraphique gérée par le SEMA de la DIREN Midi Pyrénées. L'existence de cet équipement permet de connaître en direct le débit de la Garonne.

Ce tronçon a été divisé en trois sous tronçons :

Secteur I,	Lamagistère – St Nicolas de la Balerme (7,4 km)
Secteur II,	St Nicolas de la Balerme – Sauveterre Saint Denis (5 km)
Secteur III,	Sauveterre Saint Denis – Layrac (5 km)

Afin de confirmer l'importance des pollutions ponctuelles dans le secteur, une campagne particulière de prélèvements a été effectuée sur les affluents y confluant. Il s'agit de :

L'Auroue affluent rive gauche en amont de St Nicolas de la Balerme (fin du secteur I)

Le Treil, affluent rive gauche du secteur II

L'Estérol affluent rive gauche en amont de Sauveterre Saint Denis

La Séoune affluent rive droite en amont de Layrac.

Les mesures ponctuelles de débit ainsi que les prélèvements pour dosage des formes de l'azote et du phosphore ont permis de mesurer des flux instantanés et de voir quelles proportions ceux-ci représentaient par rapport à ceux de la Garonne pour la période considérée. Les résultats sont présentés dans le tableau suivant.

Tableau 85 : Importance relative des tributaires à la Garonne sur le tronçon choisi.

En gramme/seconde	Azote minéral	Azote organique	Phosphore total
l'Auroue	0,32	0,021	0,008
le Treil	0,007	0,002	0,002,
l'Estérol	0,132	0,004	0,006
la Séoune	2,05	0,251	0,171
la Garonne	113	30,4	27,2

Par rapport aux flux véhiculés par la Garonne, les flux de ces petits tributaires ont été considérés comme négligeables.

4-7.3.3) Equipement particulier du secteur

Afin d'affiner les performances du modèle de débit élaboré par Sabine Sauvage (IMFT), en période d'étiage, il a été décidé d'installer des échelles de niveau pour mieux caractériser les lignes d'eau sur ce secteur.

Pour ce faire, quatre échelles furent installées courant juillet 97 par le Sema Midi Pyrénées et nivelées (29/7/97) par le cabinet Vergnes d'Agen. Le tableau ci-dessous en donne la localisation et l'altitude.

Tableau 86 : Localisation et altitude des échelles placées sur le tronçon étudié.

	Localisation	Altitude du Zéro (NGF)
Echelle 1	Amont pont Lamagistère, RD	46,74 m
Echelle 2	Aval pont de Lamagistère, RG	45,495 m
Echelle 3	Aval pont St Nicolas de la Balerme, RD	42,84 m
Echelle 4	Aval pont de Sauveterre St Denis, RD	39,84 m
Echelle 5	Aval pont de layrac, RD	37,92 m

Dès leur installation, le suivi du niveau des échelles a été effectué de manière hebdomadaire par la Cellule de l'Eau de la DDE 47. Ces données ont permis d'affiner les temps de transfert sur le tronçon choisi et ainsi d'avoir les éléments nécessaires au suivi des masses d'eau.

Les graphes de la Figure 87 en page suivante illustrent, à titre d'exemple, la variation des temps de transfert en fonction des débits mesurés à Lamagistère entre St Nicolas de la Balerme et Sauveterre St Denis (graphe A) ainsi que sur l'ensemble du secteur (graphe B).

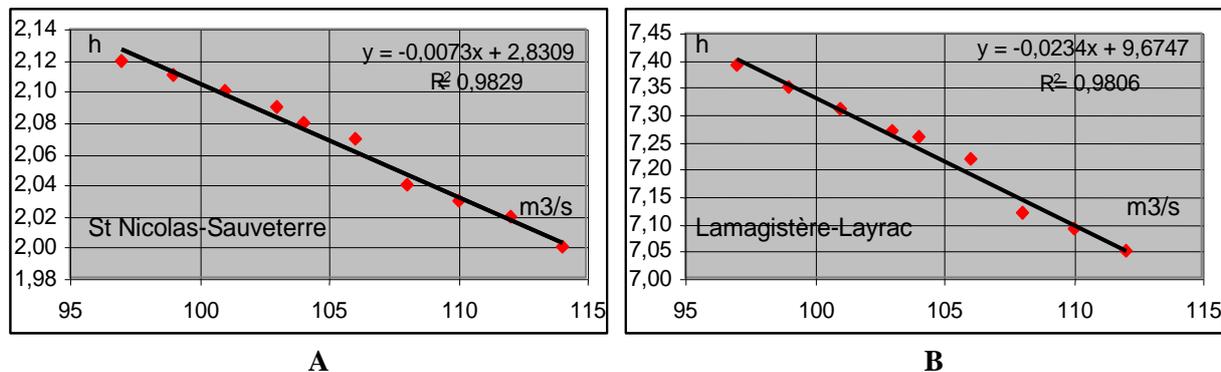


Figure 87 : Temps de transfert en fonction des débits mesurés.

4-7.3.4) Variabilité spatiale de la qualité des eaux à Lamagistère

Le jaugeage réalisé le 9 septembre 97 (SEMA) a fourni les débits instantanés sur le transect Garonne à Lamagistère. Ainsi, la proportion du débit moyen passant rive droite est de 30 %, celle passant au milieu du fleuve de 44 % et celle passant rive gauche de 18 %. Cette estimation recoupe les données fournies par EDF : en moyenne sur la période d'étude, le débit de la Garonne à Lamagistère provient pour 82 % du canal de Golfech et pour 18 % de la retenue de Malause.

La station amont (Lamagistère) sera donc échantillonnée, lors de la campagne de mesures, par tiers de transect (rive droite, milieu du fleuve, rive gauche).

4-7.3.5) Protocole expérimental

⇒ Le protocole expérimental défini a été le suivant :

- cycle de 30 heures,
- prélèvements au niveau des ponts (4 transects),
- fréquence des prélèvements toutes les 2 heures 30 minutes,
- échantillonnage décomposé au niveau de la station de Lamagistère, rive droite, milieu, rive gauche, à cause du mélange imparfait des eaux provenant du canal de Golfech et de la retenue de Malause,
- échantillon moyen pour les trois autres stations.

⇒ sur les 90 échantillons prélevés au total, les dosages suivants ont été effectués :

- phosphore total (Cesac),
- formes de l'azote (Cemagref),
- carbone organique total (Cesac),
- matières en suspension (Cesac),
- pigments chlorophylliens (Cesac).
- installation de quatre centrales automatiques d'acquisition de données physico-chimiques (Cesac) aux extrémités des 3 sous-trançons : O₂, pH, conductivité et température,
- jaugeage effectué pendant l'expérimentation par le Sema Midi Pyrénées

La mise à disposition d'une ancienne école par la mairie de Layrac a permis d'installer un laboratoire de terrain grâce auquel les manipulations urgentes telles que filtrations et fixation d'échantillons ont pu être effectuées.

4-7.3.6) Résultats

Un suivi de paramètres physico-chimiques, chimiques et biologiques a donc été réalisé par le Cemagref sur le tronçon de 16 km de Garonne à l'aval de Malause entre Lamagistère (station 1 ou ABC) et Layrac (station 4 ou F) durant 30 heures.

Il a été possible d'estimer l'évolution de la charge minérale et organique des eaux amont (qualité de l'eau induite par les rejets de l'agglomération toulousaine et la retenue de Malause) sur 16 km, avec des stations intermédiaires (station 2 ou D : St Nicolas de la Balerne et station 3 ou E : Sauveterre St Denis).

Le temps de transfert des masses d'eau a été déterminé à partir de 3 sources d'information :

- jaugeage du 9 septembre (Sema Diren Midi-Pyrénées) : débits instantanés sur un transect,
- données de la station limnigraphique de Lamagistère (Diren) : cotes et abaque de conversion hauteur-débit, donnant les variations de débits au cours des 2 journées de mesures.
- abaque issue du modèle d'écoulement développé à l'IMFT (thèse de S. Sauvage) : temps de transfert aux stations 2, 3 et 4 en fonction du débit à l'amont. Le modèle n'ayant pas été validé pour des débits inférieurs à 90 m³/s, les temps d'écoulement pour les faibles débits rencontrés lors de l'expérimentation ont été extrapolés linéairement.

Dans un premier temps, le jaugeage du 9 septembre et l'abaque de S. Sauvage ont permis de définir un pas de temps (théorique, initial) de prélèvements aux 4 stations de mesures à partir du débit moyen de 119 m³/s (estimé au début de l'expérimentation). Ainsi, avec un prélèvement toutes les 2 heures 30 à chaque station, on prélève avec un décalage de 2h15 à la station 2, de 4 h à la station 3 et de 6h30 à la station 4.

Par la suite, pour la reconstitution des temps de transfert des masses d'eau et les calculs des flux, les variations réelles de débits des 9 et 10 septembre ont été prises en compte à partir des données de la station de jaugeage de Lamagistère et de l'abaque issue du modèle d'écoulement.

A) Recalage des données et calculs

N'étant pas autorisé à manipuler les données en modifiant l'échelle temps pour recadrer ses valeurs, le Cemagref a procédé à une interpolation des concentrations qui correspondent aux heures effectives de passage des 13 masses d'eau à St Nicolas, Sauveterre et Layrac et, ce, à partir des graphiques concentrations/heures réelles.

Seules, les valeurs à Lamagistère ne changent pas.

Compte tenu du pas de temps adopté (pas suffisamment resserré mais dicté par un nombre raisonnable de prélèvements) et du temps nécessaire à échantillonner sur place (15 à 20 mn), les 2 biais qui persistent sont :

- les estimations des temps de transfert pour $Q < 96$ m³/s
- l'écoulement stationnaire qui ne rend pas compte de l'effet des variations de débits à l'échelle du pas de temps de mesure retenu (2h30).

En résumé, partant des débits Q aux heures réelles de prélèvement à Lamagistère, les concentrations à St Nicolas, Sauveterre et Layrac sont interpolées pour les heures de passage (heures calculées) correspondant au temps de transfert (débit et modèle d'écoulement). Ces valeurs recadrées sont obtenues à partir des courbes d'origine concentrations en fonction des heures réelles de prélèvement.

Enfin, des flux moyens pour chaque forme d'azote (moyenne sur les 13 séries) sont calculés. Les variations de flux sont liées en grande part aux débits mais aussi aux concentrations qui varient sur les 30 heures (phénomènes biologiques ou équilibres chimiques).

B) Résultats

B1) L'azote

Le graphique représenté en Figure 88 page suivante synthétise l'évolution des formes de l'azote sur le tronçon étudié.

On constate une production de 3 tonnes d'azote organique par jour à l'échelle de ce tronçon. Les flux de matières en suspension et de carbone organique dissous pourraient éclairer ce point (exploitation en cours)

La dérive du biofilm (mise en évidence par les travaux de S. Teissier et de T. Amézière) peut, en partie du moins, en être à l'origine.

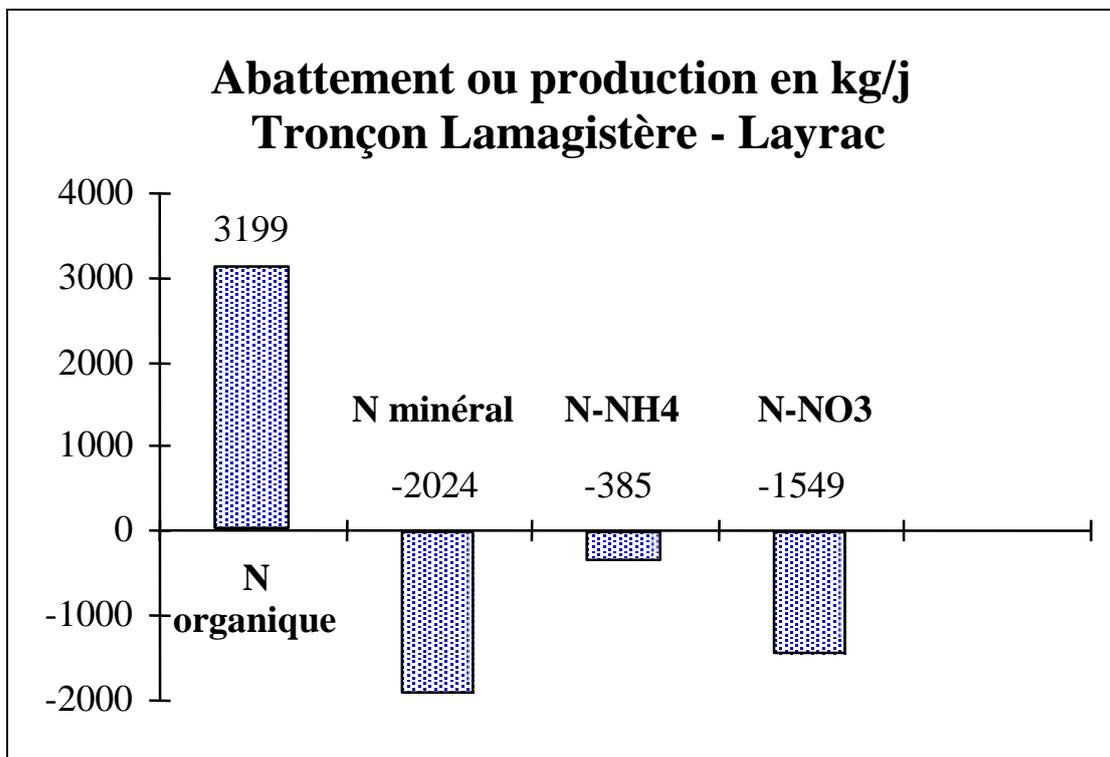


Figure 88 : Evolution des formes de l'azote sur le tronçon étudié.

Si l'on détaille cette évolution au niveau des 3 secteurs du tronçon (voir Figure 89 ci-dessous), on constate que la production ou l'abattement peuvent être différents d'un secteur à l'autre, liées à l'activité biologique ou à l'hydraulicité du secteur considéré.

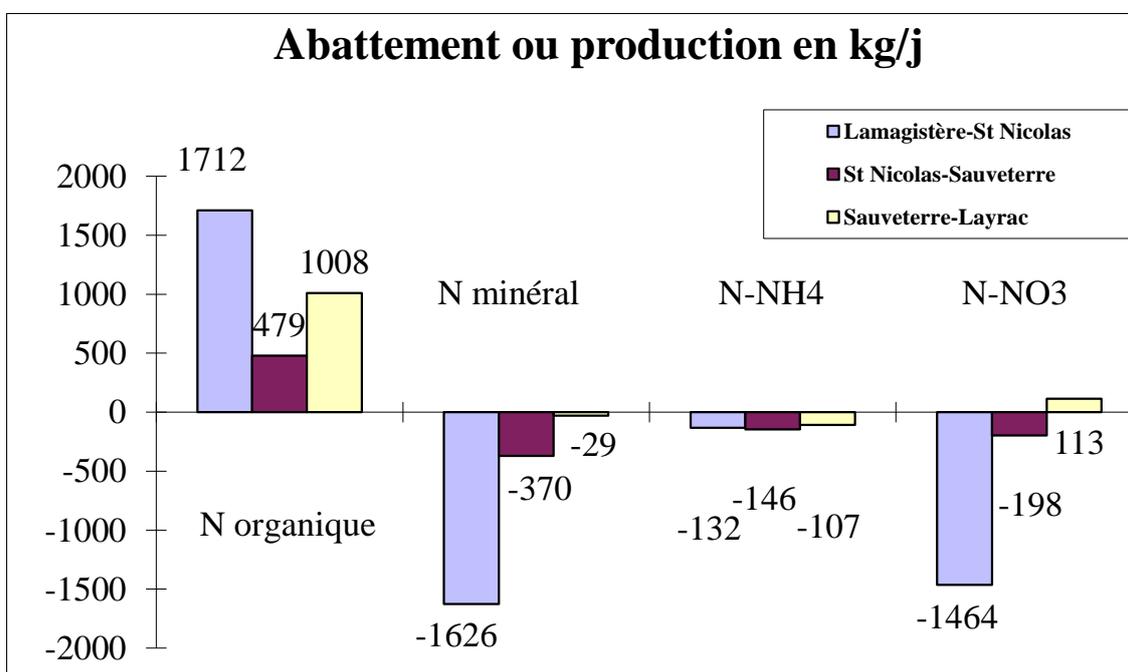
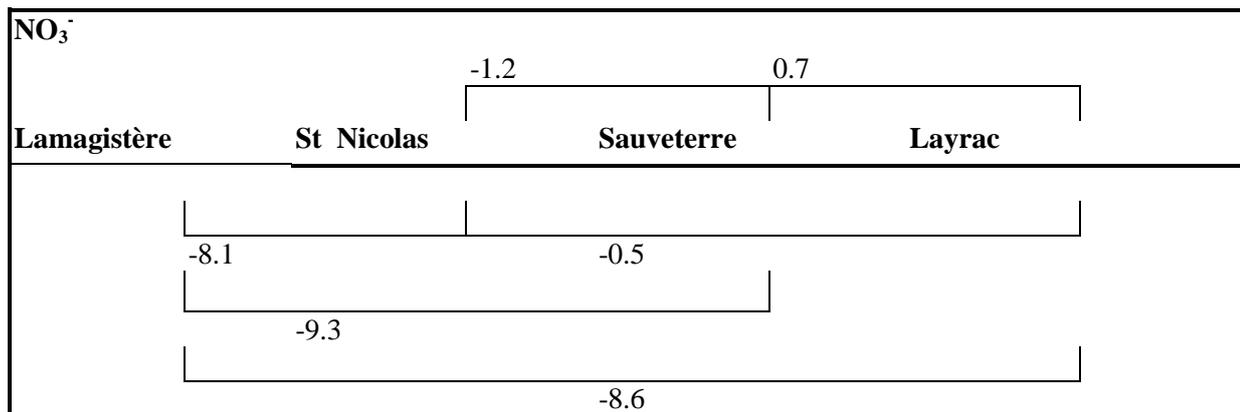


Figure 89 : Abattement et production des formes de l'azote par tronçons.

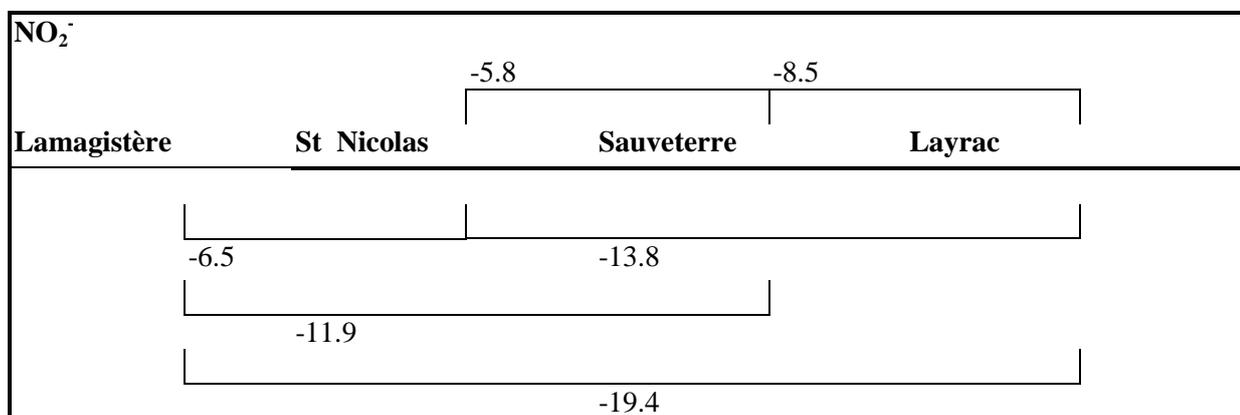
Pourcentages d'abattement (- %) ou de production (+ %) d'azote par secteur du tronçon :

Nitrates :



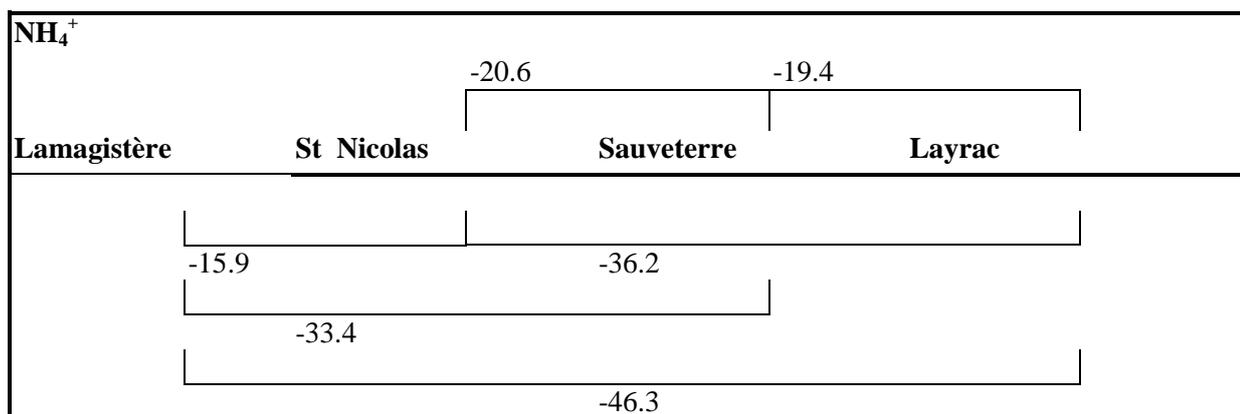
La perte en nitrates affecte les premiers kilomètres du tronçon.

Nitrites :



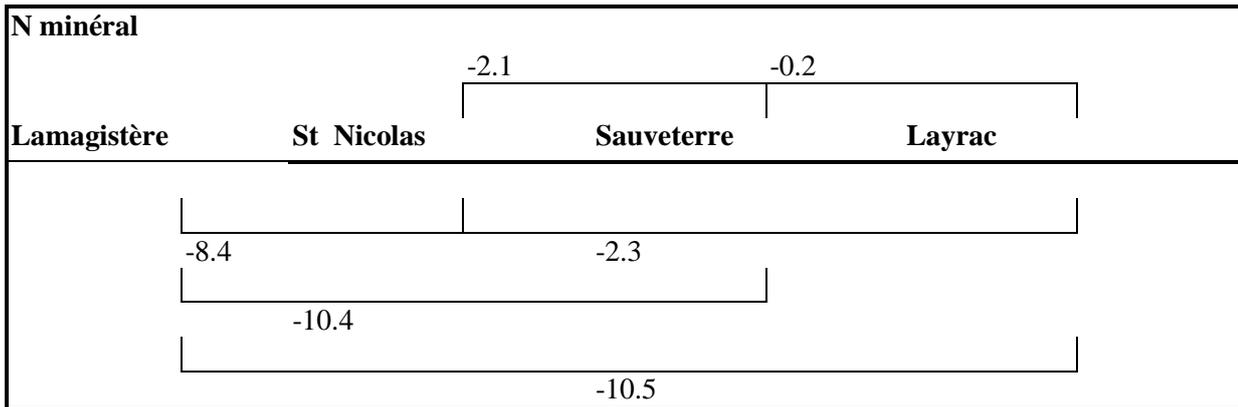
L'abattement en nitrites est pratiquement régulier d'un secteur à l'autre.

Ammoniaque :



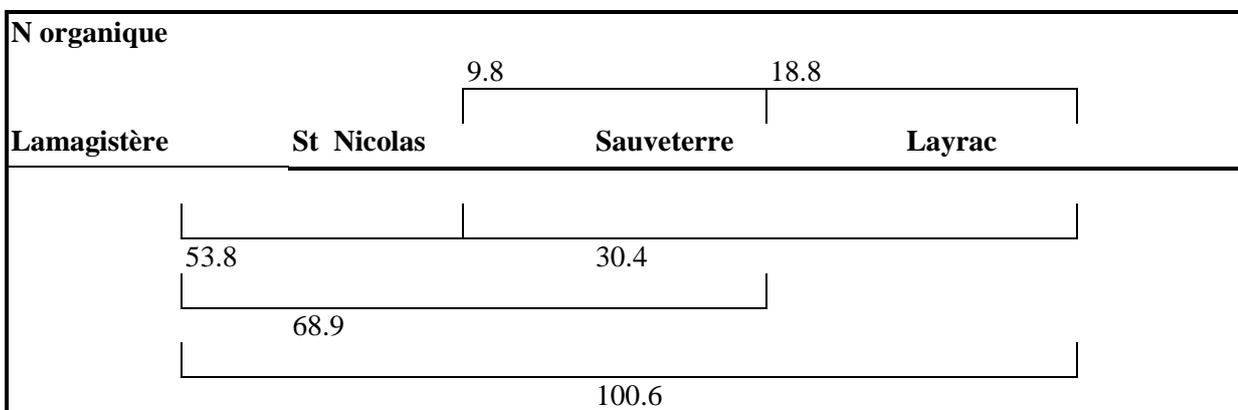
La perte en ammoniaque, elle aussi, touche chacun des secteurs de façon peu différenciée. On note un abattement un peu plus marqué entre St Nicolas et Sauveterre (21 %).

Azote minéral :



Le bilan en azote minéral montre que l'abattement a lieu essentiellement entre Lamagistère et St Nicolas.

Azote organique :



Parallèlement à cet abattement en N minéral, on observe une production importante en azote organique dans ce même premier secteur. L'abattement en N minéral est donc en partie provoqué par une fabrication de biomasse.

B2) LE PHOSPHORE

La Figure 90 synthétise l'évolution des formes du phosphore sur le tronçon étudié.

Globalement, nous constatons un abattement des flux de phosphore. La perte de 170 kg de phosphore total (PT) par jour résulte d'un très fort abattement en phosphore dissous total (PDT), lui-même en partie compensé par une production importante en phosphore particulaire (PP). Une faible part de PDT, de l'ordre de 10 %, est utilisée sous forme de phosphore réactif soluble (PRS).

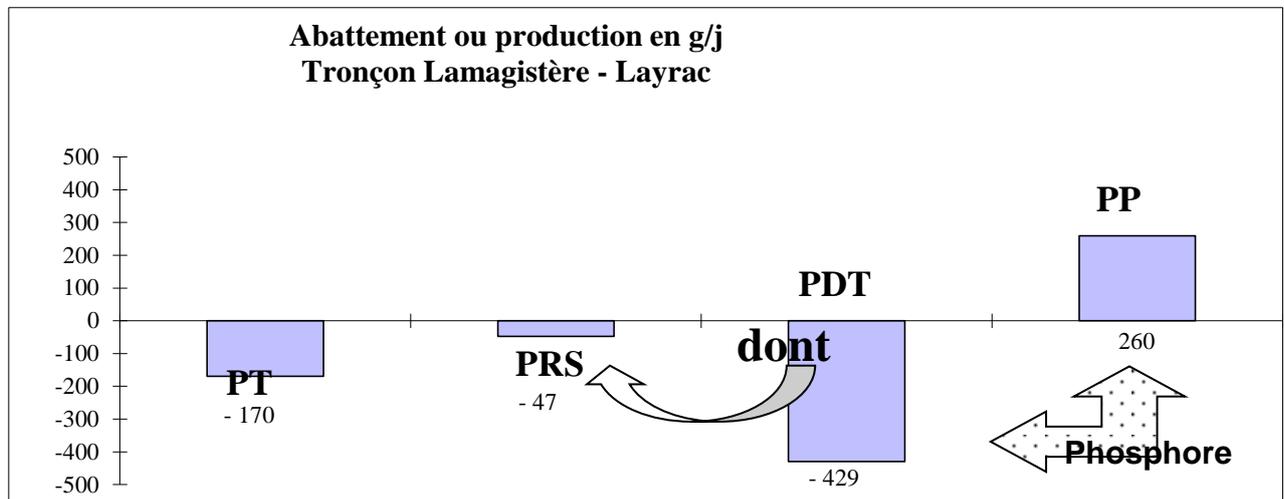


Figure 90 : synthèse de l'évolution des formes du phosphore sur le tronçon étudié.

L'assimilation du PDT peut traduire la production de PP sous forme de production algale ou de biofilm ou encore cette production de PP provient de lambeaux de biofilms en dérive.

Là encore, (voir Figure 91 ci-dessous), cette évolution détaillée au niveau des 3 secteurs du tronçon montre des différences de production ou d'abattement d'un secteur à l'autre, liées à l'activité biologique ou à l'hydraulicité du secteur considéré.

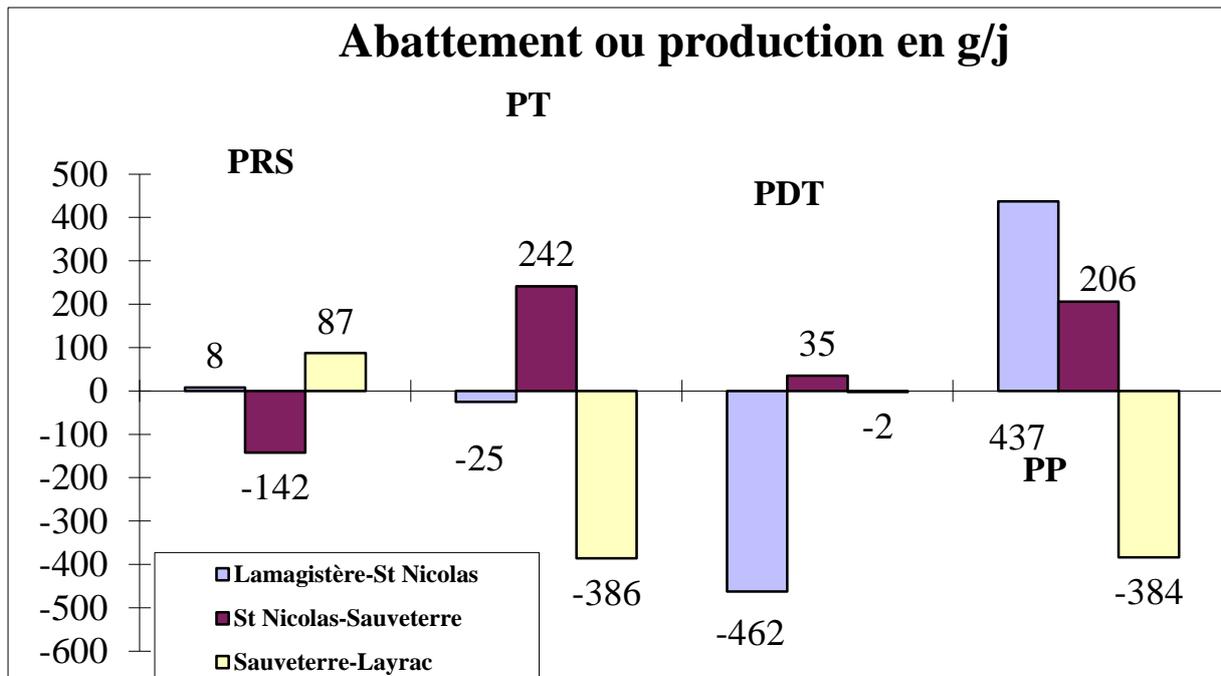


Figure 91 : Abattement ou production des formes du phosphore sur les 3 tronçons.

4-7.3.7) Comparaison avec les expérimentations réalisées sur la rivière Charente

Le bief de Nersac sur la Charente, long de 1700 m, reçoit l'ensemble des rejets de l'agglomération d'Angoulême (stations de traitement des eaux de Frégeneuil, de St Michel, effluents industriels – industries papetières...).

Trois campagnes de mesures (bilan tronçon) ont été conduites en juin, juillet et septembre 1996.

A) L'azote

Sur ces trois interventions, le bilan azote s'établit à :

En kg/j	Moyenne Charente	Charente 09/1996	Garonne 09/1997
N minéral	- 52	- 22	- 2024
N-NH ₄	- 21	- 2	- 385
N-NO ₂	11	17	- 90
N-NO ₃	- 41	- 36	- 1549

B) Le phosphore

La comparaison des flux de phosphore donne :

En kg/j	Moyenne Charente	Charente 09/1996	Garonne 09/1997
P-PO ₄	9	10	
PDT			- 0,43
PRS			- 0,05

C) La chlorophylle

Les deux hydrosystèmes considérés ont des régimes hydrauliques très différents. La Charente s'écoule lentement par une succession de biefs. La Garonne a un régime fluvial avec des zones de mises en vitesse (radiers et seuils). En Charente, l'amont du tronçon présente des concentrations en chlorophylle a dépassant les 20 µg/l. En Garonne, ces concentrations atteignent à peine 1,2 µg/l.

On notera à Lamagistère un flux moyen en Chlorophylle a de 140 mg/s. Sur la longueur du tronçon, on mesure un abattement de l'ordre de 22 %. Par contre, entre St Nicolas et Sauveterre, on observe une production relative de 32 %. Cet accroissement faible mais significatif de la biomasse algale (phytoplanctonique et/ou benthique) est à rapprocher des deux points suivants :

- d'une part, le secteur St Nicolas-Sauveterre est alimenté en azote organique par le secteur précédent (Lamagistère- St Nicolas) dont la production atteint 54 % de l'azote entrant dans le tronçon,
- d'autre part, ce même secteur abat 16 % du phosphore réactif soluble (orthophosphates).

Cela suggère un ensemencement algal amont du tronçon par Malause (N organique entrant) et un développement plutôt de type biofilm (prélèvements des PO₄) entre St Nicolas et Sauveterre.

4-7.3.8) COMMENTAIRES

En Garonne, avec un débit moyen de 110 m³/s, la qualité des eaux de l'amont indique des concentrations en nitrates de 8,3 mg/l, en ammoniacque de 0,10 mg/l et en chlorophylle a de 1,2 µg/l. En Charente, pour un débit moyen de 10 m³/s, nous avons 12 mg de NO₃/l, 0,28 mg de NH₄/l et plus de 20 µg de chlorophylle a /l.

Si ces qualités sont voisines sur le paramètre azote minéral, les temps de transfert diffèrent d'un facteur 5 à 6 : 25 mn par km en Garonne contre 2h20 par km en Charente.

Sur un tronçon dix fois plus long et avec un débit dix fois supérieur, la Garonne abat (ou transforme) 100 fois plus d'azote minéral que la Charente.

La comparaison ne peut être poussée plus loin pour l'instant en raison du manque d'informations chiffrées confirmées sur la typologie du tronçon Garonne (en particulier répartition des bancs de galets, proportion radiers/mouilles...). Faute de moyens d'investigation permettant de cartographier les fonds sous la surface de l'eau, il faudra profiter d'une période d'étiage très sévère à venir pour effectuer ce repérage par moyens terrestres ou aéroportés.

En conclusion, les expérimentations de tronçons ont permis d'établir des bilans entrée-sortie significatifs relativement à la sensibilité des méthodes d'analyse. Elles ont révélé à la fois des comportements assez constants pour certains éléments (abattements en ammoniacque) et par contre des comportements bien différenciés entre secteurs sur d'autres éléments, certains tronçons se comportant comme des sources (production) et d'autres comme des puits (rétention et (ou) consommation).

Ces expérimentations mériteront d'être reproduites à l'avenir sur les mêmes secteurs :

- d'une part en conditions très proches de celles ayant présidé à l'expérimentation de Septembre 1997, pour observer si **le comportement de chaque tronçon reste stable et reproductible en conditions climatiques et hydrologiques comparables**,
- d'autre part en conditions d'hydraulicité différente (étiage plus sévère, débits plus élevés) pour voir **si des constantes ou des tendances affirmées de comportement peuvent se dégager sur certains tronçons**, et pour obtenir une idée des **ordres de grandeur de fluctuation des bilans**.

Ces éléments seront précieux pour valider le modèle et les hypothèses qui le sous-tendent :

- Dans l'état, ces expérimentations permettent déjà de contrôler sommairement les **ordres de grandeurs en jeu dans le changement d'échelle**.
- Avec des éléments précis de cartographie permettant de chiffrer plus précisément les contributions relatives de chaque type de sous-ensemble fonctionnel de chaque tronçon, ces expérimentations constitueront un **outil de calage et de validation de certains paramètres ayant trait aux sous-ensembles physiques fonctionnels** (type radier, mouille, banc de galets, affleurement de molasse) **ou aux compartiments biologiques intervenant dans le modèle**.

4-8) Le modèle de fonctionnement de la Garonne en étiage estival

Sabine SAUVAGE (née SIMEONI), Thésarde à l'I.M.F.T., avec la contribution et l'intégration de jeux de données de tous les participants au Programme P1 dont les travaux ont été décrits dans le présent rapport

4-8.1) PRESENTATION DU MODELE EN DEVELOPPEMENT

Au cours des 20 dernières années, d'importants efforts ont été déployés pour mieux comprendre et tenter de mieux anticiper le comportement des systèmes aquatiques en réponse à des perturbations naturelles ou anthropiques.

Cependant, peu d'études ont porté sur la compréhension associée à la modélisation d'un écosystème lotique pris dans sa globalité en période d'étiage estival : la modélisation des écoulements d'étiage, encore difficile à réaliser, est quasiment absente de la plupart des codes hydrodynamiques existants ; de plus les mécanismes biologiques en interaction dans un milieu complexe tel qu'une grande rivière sont très difficiles à appréhender.

Comparée aux autres grands fleuves français, la Garonne, très peu aménagée sur la plus grande partie de son cours, présente une hétérogénéité spatiale importante.

L'étude d'un écosystème aussi vaste et complexe que celui-ci nécessite donc une bonne connaissance des mécanismes physique et biologique mis en jeu dans un milieu hétérogène dans l'espace et variable dans le temps.

Dans cet objectif, les recherches menées en collaboration par le CESAC, l'IMFT et le Cemagref de Bordeaux dans le cadre du programme P1 du GIS ECOBAG, visent à décrire et modéliser les caractéristiques hydrodynamiques du fleuve et les transformations biogéochimiques dans un lit mineur caractérisé par la présence prépondérante de bancs de galets. L'approche est basée sur le passage de la micro-échelle (étude des processus dans les différents compartiments) à celui de la macro-échelle (échelle d'un secteur de rivière d'environ 100 km) au travers d'une forte interdisciplinarité.

4-8.1.1) Approche méthodologique

La prise en compte de l'hétérogénéité spatiale du fleuve conduit à considérer 3 échelles correspondant à des niveaux différents d'analyse pour aborder l'étude expérimentale et la modélisation des transferts et des transformations biogéochimiques en période d'étiage.

- une « micro-échelle », celle du galet par exemple, nécessaire pour l'étude expérimentale et l'analyse fine des mécanismes fondamentaux. Ces études réalisées pour la plupart *in situ*, visent à définir les compartiments à prendre en compte et ceci en terme de source (production) et de puits (consommation) des substances considérées.

- une « méso-échelle » allant du banc de galets au tronçon de rivière de l'ordre de quelques kilomètres. Les limites des unités spatiales correspondent à celles de zones morphologiques suffisamment homogènes pour que les variables et les paramètres utilisés soient représentatifs de grandeurs moyennes. Les mesures effectuées visent à évaluer l'importance des sources et des puits en fonction des caractéristiques morphodynamiques des secteurs.

- enfin une « macro-échelle »: le fleuve Garonne sur des distances de l'ordre de la centaine de kilomètres, échelle à laquelle on se propose de résoudre les problèmes concrets de calibration et de validation du modèle hydrodynamique couplé avec un modèle de qualité des eaux. L'intégration couplé au module hydrodynamique permet ainsi d'accéder à une meilleure connaissance globale de ce système complexe.

Le modèle comprend :

- un module hydrodynamique travaillant en régime instationnaire et donnant en sortie la vitesse moyenne et la hauteur d'eau moyenne en chaque point où sont définis des profils en travers (tous les 500 mètres de linéaire de rivière),
- un module de transport ou module d'advection-dispersion permettant de simuler le transport d'une substance dissoute ou en suspension dans l'eau,
- un module biogéochimique en cours de développement, prenant en compte les principaux processus concernant la dynamique de l'azote dans un premier temps. Il est prévu, à terme de modéliser le comportement du phosphore et du carbone.

L'objectif final est de proposer aux gestionnaires un outil permettant d'envisager la gestion du fleuve, non seulement du point de vue des usages de l'eau, mais également de la qualité de l'eau.

Aux bas débits et aux faibles tirants d'eau rencontrés en période d'étiage, le développement du module hydrodynamique est inféodé à la précision des données de terrain disponibles. La réunion d'une base de données concernant la bathymétrie du cours, les hauteurs d'eau et éventuellement les vitesses a représenté une part importante du travail réalisé.

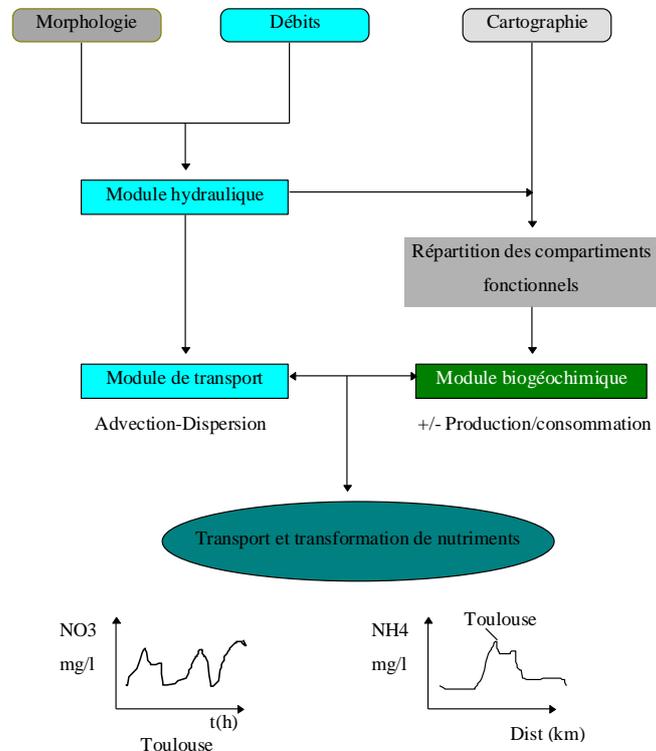


Figure 92 : Organisation générale du modèle de fonctionnement de la Garonne à l'étiage estival.

Concernant les données biogéochimiques, toute la partie expérimentale est à la charge du CESAC (Toulouse) et du CEMAGREF de Bordeaux dans le cadre des programmes de recherche en cours, appuyés par des thèses de doctorat.

Dans l'objectif d'une meilleure connaissance de l'écosystème Garonne en période d'étiage et du choix des variables et des processus dominants pour sa modélisation, des campagnes de mesures ont été lancées durant les étés 96, 97 et 98.

Nous présentons brièvement ici le module de transport qui a été terminé dans le courant de l'année 1998 et les simplifications réalisées lors de la mise en place du module biogéochimique.

4-8.2) DESCRIPTION DU MODULE DE TRANSPORT

Le mélange et le transport de substances dans l'écoulement d'un cours d'eau sont des phénomènes complexes qui résultent d'interactions entre les mécanismes de convection, de diffusion et de dispersion. Tous ces mécanismes sont fortement dépendants des caractéristiques de l'écoulement (vitesse, frottement, géométrie...).

Il apparaît donc nécessaire d'utiliser dans un premier temps un modèle hydrodynamique pour obtenir ces différentes caractéristiques à chaque instant et en tout point du cours.

Le module hydrodynamique traite des caractéristiques générales de l'écoulement : morphologie fluviale, singularité, débit, vitesse, profondeur.

Notre choix s'est porté sur les équations de Saint Venant unidimensionnelles en mode instationnaire : celles-ci sont basées sur une description complète des processus physiques intervenant dans l'écoulement, moyennant certaines hypothèses vérifiées à l'échelle du secteur de rivière étudié. Leur domaine d'application est large et les opérations de calage sont réduites aux paramètres traduisant le frottement (coefficient de Strickler).

Le module de transport ou module d'advection - dispersion permet de simuler le transport d'une substance dissoute ou en suspension dans l'eau. L'advection correspond au transport d'une particule à la vitesse moyenne. Les effets des hétérogénéités du champ des vitesses, des rives et du fond, des méandres sont traduits dans le terme de dispersion. La diffusion moléculaire et le mélange par turbulence sont en général négligeables.

Dans une approche monodimensionnelle, seule la dispersion longitudinale par convection différentielle est représentée.

4-8.2.1) Equation du transport d'un constituant passif

La loi de conservation de la masse d'un constituant C dissous ou en suspension dans la rivière s'écrit en monodimensionnel :

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial T} = -\bar{U} \frac{\partial \bar{C}}{\partial X} + \frac{\partial}{\partial X} \left(D \frac{\partial \bar{C}}{\partial X} \right)$$

Le coefficient de dispersion, D combine les effets de la dispersion et de la diffusion.

4-8.2.2) Résolution de l'équation de transport

A) Transport de scalaires passifs

L'évolution du champ de concentration est fortement dépendant des champs de vitesses et de pression, et l'assertion inverse est vraie lorsque la matière transportée admet une concentration importante. En deçà d'une certaine concentration, il est généralement admis que l'influence des matières en suspension sur le champ de vitesses est négligeable.

Dans le cas de la Garonne, les valeurs de MES ne dépassent pas 20 mg/l en période d'été. Les pics de MES se situent généralement lors des pluies d'automne et de printemps où l'on rencontre des concentrations allant de 90 mg/l à Muret à 150 mg/l à Belleperche (aval de Verdun/Garonne).

Dans notre cas d'étude, la résolution découplée hydraulique-transport est largement justifiée : on considère que l'influence des particules en présence est négligeable sur les champs de variables hydrodynamiques.

Le couplage serait à la limite envisageable dans le cas de simulations d'orages d'été.

B) Résolution numérique

La résolution du terme advectif est celui qui pose le plus de problèmes. Le bilan des flux advectifs se traduit par un terme en dérivée seconde, là où une dérivée seconde est introduite par la dispersion. Les termes d'erreurs liés au terme d'advection sont donc susceptibles de faire intervenir des termes en dérivée seconde, comparables au terme dispersif. Ce terme d'erreur se traduisant par une variation d'amplitude et un déphasage est souvent appelé **la dispersion numérique**.

Afin de permettre plus facilement différentes résolutions pour l'advection (différentes méthodes numériques sont testées), la résolution des 2 termes, advectif et dispersif, doit être découplée.

L'équation de transport devra donc être résolue en 2 étapes à l'intérieur de chaque boucle temporelle :

$$\text{l'équation d'advection} \quad S \frac{\partial C}{\partial T} = \frac{\partial QC}{\partial X}$$

fournit des solutions ci* concentrations intermédiaires issues de l'advection pure.

$$\text{l'équation de dispersion } S \frac{\partial C}{\partial T} = DS \frac{\partial^2 C}{\partial X^2}$$

utilise les concentrations C_i^* comme connues. Les solutions sont alors les concentrations au temps t_{n+1} après advection-dispersion.

C) Equation de dispersion

$$\frac{\partial C}{\partial T} = D \frac{\partial^2 C}{\partial X^2}$$

SC : quantité de matière dans le volume considéré

$-DS \frac{\partial C}{\partial X}$: le flux dispersif ; D est indépendant du temps

Une résolution semi-implicite avec un schéma aux différences finies est envisagée (Cranck Nicholson). Ce schéma est inconditionnellement stable.

On considère que la concentration dans la première maille est égale à la concentration calculée par l'advection (concentration égale à l'apport amont) et l'effet de la dispersion n'est calculé qu'à partir de la deuxième maille.

D) Evaluation de D

Le coefficient de Dispersion peut être évalué à partir de données de traçage *in situ*.

Une expérimentation de traçage en aval direct de l'agglomération toulousaine, organisée par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, prévue dans le courant de l'étiage estival 99 afin de visualiser l'impact des rejets de phosphore de la station d'épuration de Ginestous devrait également permettre de fixer le coefficient de dispersion et de définitivement valider le modèle hydrodynamique dans son ensemble.

A défaut de traçage, on peut évaluer D à partir de lois empiriques.

Le calage consiste à déterminer le paramètre de dispersion d si $D=dRhu^*$ de façon à reproduire numériquement la capacité dispersive du milieu. Le coefficient d est fixé pour qu'il y ait le meilleur accord entre les valeurs mesurées et les concentrations calculées. Taylor et Elder ont donné la valeur de 5.9 dans le cas d'un canal infiniment large.

Des calculs du nombre de Peclet ($U\Delta X/D$) à différents débits montre que la dispersion est négligeable face au phénomène d'advection. Le pecllet varie en moyenne de 200 à 800. Par conséquent, une erreur sur l'évaluation de la dispersion ne peut être que minime. Ceci peut s'expliquer en partie par le fait qu'à débit moyen voire faible on se situe dans le lit mineur du cours et que par conséquent l'hétérogénéité transversale des vitesses n'est pas très importante entraînant une dispersion par convection différentielle relativement faible.

E) Equation d'advection

L'équation d'advection pure sous forme conservative :

$$\frac{\partial C}{\partial T} + \frac{\partial QC}{\partial X} = 0$$

QC : flux advectif

La forme non-conservative qui sert de départ pour la plupart des études numériques est :

$$\frac{\partial C}{\partial T} + U \frac{\partial C}{\partial X} = 0$$

Les méthodes numériques envisagées dans la littérature pour résoudre cette équation utilisent 2 approches :

- les différences finies,
- les caractéristiques.

Après une étude bibliographique, nous avons choisi une méthode aux caractéristiques utilisant le schéma de Rash et Williamson qui semble le plus avantageux pour son rapport qualité/coût, surtout si l'on doit envisager le transport de plusieurs variables quand on introduit la biologie.

F) Conditions aux Limites et Condition Initiale

Condition initiale (CI) : Pour le transport de constituants, on prendra comme condition initiale une répartition longitudinale uniforme de la concentration de l'espèce α

Conditions aux limites (CL) : En entrée, évolution de la concentration des rejets $C\alpha(t)$

En sortie : condition de flux $\partial_x C\alpha=0$

Ce module couplé au modèle hydrodynamique permet par exemple de simuler le transport d'une pollution ponctuelle. Ainsi, un rejet au niveau de la station d'épuration de Ginestous met environ 20 heures pour arriver à Verdun à un débit moyen de $50 \text{ m}^3/\text{s}$, après un trajet d'environ 30 km de cours. Pour un débit à $90 \text{ m}^3/\text{s}$, cette pollution mettrait environ 14 heures.

Il est à noter qu'après 30 km le pic de pollution est encore relativement élevé ce qui s'explique par une dispersion peu importante.

4-8.3) SIMULATIONS PRELIMINAIRES DU MODELE BIOGEOCHIMIQUE AZOTE - CAS DE L'AMMONIAQUE - NITRIFICATION EN PLEINE EAU - DEBUT 1998

4-8.3.1) Etat actuel de la Garonne face à l'ammoniaque

Les contrôles permanents de qualité des eaux effectués en divers points de prélèvement de la Garonne par l'Agence de l'Eau, ont révélé depuis plusieurs années, d'importantes teneurs en ammoniaque dans l'agglomération toulousaine ainsi qu'en aval, au droit de l'usine de fabrication d'eau potable de Lacourtenourt. Il a été mesuré des valeurs allant jusqu'à 3 à 4 mg/l, teneurs supérieures à celles imposées par les directives européennes concernant la qualité des eaux superficielles destinées à la fabrication d'eau potable et celle concernant la qualité des eaux nécessaires à la vie des poissons (2 mg/l pour la fabrication des eaux potables et 1 mg/l pour la vie des poissons)

4-8.3.2) Réaction du milieu naturel : pouvoir auto-épurateur du fleuve

Le cours du fleuve véhicule en son sein des bactéries nitrifiantes qui s'attaquent à la pollution azotée. Dégradant l'ammoniaque en composés azotés (nitrites, nitrates) lors d'une réaction d'oxydation, les bactéries acquièrent de l'énergie leur permettant de survivre et de se développer.

Cependant leur comportement est intimement lié au milieu naturel dans lequel elles évoluent. En effet, les conditions hydrauliques (débits, vitesses) et physico-chimique (températures) régissent la croissance de ces bactéries et donc leur aptitude à dégrader la pollution ammoniacale.

Une étude de ce facteur déclassant qu'est l'ammoniaque, menée par B.Capdeville et K.H.Nguyen (1991) a montré que, à l'amont de la station d'épuration de Ginestous, il n'y a pratiquement aucune nitrification. Les teneurs en ammoniaque dépendent donc essentiellement du phénomène de dilution sur toute la traversée de Toulouse. Par contre, il y a démarrage de la nitrification pour les prélèvements situés en aval de la station. Ceci est expliqué par l'ensemencement en bactéries nitrifiantes présentes dans les rejets de la station.

Donc, au phénomène de dilution du NH_4^+ des rejets s'ajoute un processus de nitrification.

Les bactéries nitrifiantes étant considérées comme des bactéries associées aux MES, le processus de nitrification en pleine eau et celui que nous avons essayé de modéliser en premier lieu.

4-8.4) ESSAIS DE MODELISATION DE LA NITRIFICATION EN PLEINE EAU

4-8.4.1) Aspects numériques

Certaines dynamiques de croissance étant très rapides (valeur élevée de dérivée), il est nécessaire d'avoir un pas de temps d'intégration faible : de l'ordre de 1/10 d'heure.

On utilise habituellement la méthode d'intégration numérique de Runge Kutta du 4^{ème} ordre pour résoudre le système d'équations différentielles des modèles biologiques. Cette méthode allie simplicité et précision de calcul.

La plupart des modèles de nitrification dans la pleine eau suivent une loi de type Monod.

Une étude préliminaire de la nitrification sur l'aval de l'agglomération toulousaine (1990) a montré que le phénomène de nitrification modélisé par une loi de type Monod ne donnait pas satisfaction. Il a néanmoins été possible de caler un modèle de type Monod sur des résultats expérimentaux mais au prix :

- de valeurs de taux de croissance des bactéries plus faibles que celles observées dans la littérature,
- de valeurs de concentrations initiales en biomasse inférieures à celles déterminées par des mesures de décroissance de NH_4^+ en batch ou l'on obtient la biomasse en calant un modèle de type Monod.

Il a donc été proposé (toujours en 1990) une nouvelle approche de la modélisation (avec l'abandon de la loi de type Monod) en tenant compte simplement de la biomasse viable : modèle à effet d'inhibition ou de vieillissement associé au concept de viabilité (ce nouveau modèle conserve un taux de croissance en accord avec les données de la littérature).

Nos travaux reprennent le modèle de 1990-91 et nous avons effectué de nouvelles simulations afin d'en tester la sensibilité.

4-8.4.2) Tests de sensibilité du modèle de nitrification en pleine eau.

Les paramètres qui déterminent la vitesse de nitrification sont le taux de croissance des bactéries nitrifiantes : μ et la concentration en bactéries nitrifiantes (biomasse viable): B_v .

Nous avons donc effectué un test de sensibilité sur ces paramètres.

Résultats :

Une augmentation de la biomasse active n'entraîne pas de modifications importantes. Pour une augmentation de 50 % de B_v les 2 courbes d'évolution du NH_4^+ à Verdun sont quasi identiques (la différence maximale est de l'ordre de 7,8 %)

Concernant le taux de croissance, le modèle y est très sensible : une variation de 2 % du taux influe de plus de 14 % sur les concentrations en NH_4^+ à Verdun.

Il devient donc nécessaire de ne pas considérer μ comme un paramètre de calage mais de le modéliser à partir de données.

Le taux de croissance de la biomasse est donné par la bibliographie entre 0.02 et 0.1 pour l'azote ammoniacal (N-NH_4^+) et les Nitrosomonas. Toutefois, ce taux est intimement lié au pH, à la température ainsi qu'à la lumière.

Le pH des eaux de la Garonne n'est pas un facteur limitant de la croissance. La turbidité de la Garonne serait *a priori* favorable à la nitrification.

Les variations de la température de l'eau peuvent, par contre, influencer notablement le taux de croissance.

Les recherches bibliographiques mettent en évidence un certain nombre de lois disparates : lois exponentielle, logarithmique ou en puissance exprimant le taux de croissance en fonction de la température. Notre choix s'est porté dans un premier temps sur une loi de type exponentielle car la plus utilisée et la plus fiable dans le cas de

$$\mu = k1e^{\frac{-(T-T_{opt})^2}{s^2}}$$

$$T_{opt} = 24^\circ\text{C}$$

cours d'eau. $s = 15^\circ\text{C}$

$$T = \text{température en } ^\circ\text{C}$$

$$k1 = 0.1h^{-1}$$

Les données de température utilisées proviennent des mesures effectuées lors des campagnes estivales 1996.

Ainsi, le seul paramètre qui reste à déterminer est la quantité des bactéries nitrifiantes dans les rejets.

4-8.4.3) Résultats des simulations

Le modèle basé uniquement sur la disparition de NH_4^+ par nitrification dans la pleine eau, repris dans nos simulations est celui de 91 :

$$\frac{dBV}{dT} = \mu \frac{YS}{BV + YS} BV$$

$$\frac{dS}{dT} = -\frac{1}{Y} \frac{dBV}{dT}$$

S = concentration en N - NH_4

BV = concentration en bactéries viables

Y = taux de conversion du substrat en biomasse

μ = taux de croissance de la biomasse

En page suivante, la Figure 93 présente le résultat d'une simulation réalisée entre Lacourtenourt et Verdun sur Garonne plus en aval.

La biomasse initiale en bactéries nitrifiantes provient des données du modèle de 1990-91.

Les différences de concentrations entre la courbe simulée et les données mettent en évidence un puits de NH_4^+ non négligeable et non pris en compte par le modèle.

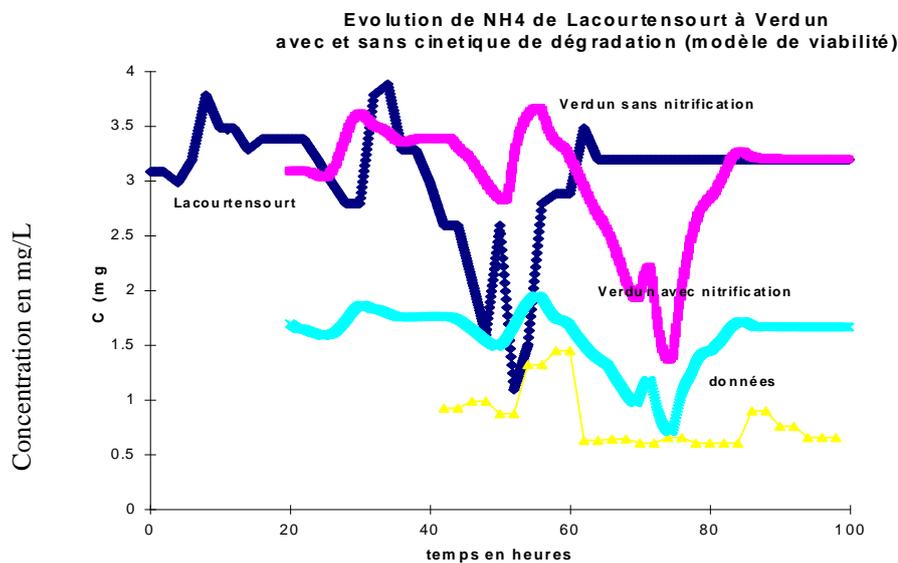


Figure 93 : Simulation des teneurs en NH_4^+ transportée si l'on prend ou non en compte une intense activité de nitrification.

Suite à ces simulations préliminaires concernant l'activité de nitrification en pleine eau, il s'est avéré nécessaire de vérifier à partir de mesures *in situ* la part de la pleine eau et la part du fond (donc des biofilms épilithiques) dans la disparition de l'ammoniaque par nitrification en Garonne. Le protocole des expérimentations de l'été 98 (bien que écourté par une fin d'été précoce) a donc visé, entre autres, à combler ces lacunes en effectuant des dénombrement de bactéries nitrifiantes et des expérimentations *in situ* sur de l'eau de Garonne enrichie en MES.

4-8.4.4) Résultats concernant la pleine eau après les expérimentations de l'étiage 98

A partir des données en biomasse des nitrifiantes mesurées (voir tableau 94 ci-dessous) durant la campagne de l'été 98 (E.Cavéda - F.Garabétian - CESAC), nous avons lancé une simulation sur 30 km de cours à l'aval de l'agglomération toulousaine (Toulouse - Verdun / Garonne)

Stations	Distance de Toulouse (km)	Date	Résultats en bactéries nitrifiantes NPP (cell ml ⁻¹)
Amont Toulouse			
Pinsaguel	-10	16/10/98	75
Pinsaguel	-10	24/11/98	12
Aval Toulouse			
Gagnac	20	25/09/98	2
Gagnac	20	24/11/98	312
Verdun	45	24/09/98	40
Bourret	65	26/09/98	22
St Aignan	80	26/09/98	25

Tableau 94 : résultats de dénombrement des bactéries nitrifiantes de la pleine eau par la méthode du nombre le plus probable sur 5 sites de Garonne (été 98)

De façon surprenante, les biomasses en bactéries nitrifiantes sont très faibles et les résultats de la simulation montrent donc que la nitrification est négligeable dans la pleine eau, du moins sur cette partie du cours.

En plus de la faiblesse de la biomasse de départ en bactéries nitrifiantes, le fait que le temps de transfert de l'eau (environ 20 heures) soit très inférieur au temps de doublement de la population des bactéries nitrifiantes (de l'ordre de quelques jours en conditions naturelles), **confirme définitivement que les efforts en modélisation doivent être centrés sur le fonctionnement du fond de la rivière et non sur les processus ayant lieu dans la pleine eau.**

Cette conclusion est **non seulement valide pour l'activité de nitrification**, mais également pour les autres activités associées à la pleine eau et donc comme nous l'avons vu :

- **au phytoplancton** qui est très faiblement représenté en Garonne,
- à la faible biomasse que représentent les **algues benthiques en dérive.**

L'étude des flux mesurés *in situ* à l'aide d'eau de Garonne, malgré un enrichissement d'un facteur 11 en MES (étiage 98), aboutit à la même conclusion d'absence d'activité mesurable de nitrification dans la pleine-eau. Il a donc été décidé dans un premier temps de ne pas tenir compte des processus ayant lieu dans la pleine eau dans le modèle général de fonctionnement de la Garonne à l'étiage.

4-8.5) COUPLAGE DU MODULE HYDRODYNAMIQUE ET DU MODULE BIOGEOCHIMIQUE

4-8.5.1) Rappel de la structure globale du modèle et insertion du module biogéochimique "azote"

L'aire d'application du modèle de fonctionnement de la Garonne en étiage estival a dans un premier temps été fixée de l'amont de l'agglomération de Toulouse à l'amont de la confluence avec le Tarn (plan d'eau de St Nicolas de la Grave - retenue de Malause).

Le module hydrodynamique traite des caractéristiques générales de l'écoulement. **Le module de transport ou d'advection-dispersion** permet de simuler le transport d'une substance dissoute ou en suspension dans l'eau.

Le domaine de validité du modèle correspond à une gamme de débits de 50 à 90 m³/s à Toulouse. Le modèle hydraulique fonctionne donc pour des débits moyens d'étiage. Au delà de cette gamme, les erreurs sur les caractéristiques de l'écoulement sont de l'ordre de 10 %. Ceci provient à la fois de la qualité des mesures et de la sensibilité du modèle au coefficient de Strickler.

Dans tout le secteur d'étude, le régime de l'écoulement est fluvial.

Les caractéristiques de l'écoulement (vitesse moyenne, tirant d'eau moyen, section mouillée, périmètre mouillé) données par le modèle traduisent l'hétérogénéité spatiale du cours (successions de radiers et de mouilles) permettant ainsi une première sectorisation à l'échelle du tronçon de rivière (mésos-échelle).

Le temps de transfert entre Toulouse et Malause (environ 100 km correspondant au secteur d'étude pour la modélisation biogéochimique) est de l'ordre de 3-4 jours donc trop faible pour que les cinétiques de croissance des organismes dans la pleine eau soient significatives.

Module biogéochimique :

La modélisation biogéochimique est dans un premier temps focalisée sur l'évolution des formes de l'azote dans le but d'évaluer la capacité d'assimilation du fleuve face aux importants apports en ammoniacque et nitrates.

4-8.5.2) Apports des investigations in situ

A) Notion de compartiments fonctionnels (micro-échelle)

L'écosystème Garonne est constitué d'un nombre fini de parties ou compartiments plus ou moins connectés entre eux et ayant un fonctionnement propre. Les compartiments fonctionnels ainsi définis sont caractérisés à la fois par les organismes impliqués et les caractéristiques physiques et hydrauliques de leur habitat.

B) Non prise en compte du compartiment fonctionnel pleine eau par le modèle

B1) Le phytoplancton est, on l'a vu, peu représenté et les algues benthiques en dérive peu actives.

Sur le secteur considéré, le phytoplancton n'est que très peu représenté. La plus grande part des faibles concentrations en chlorophylle a mesurées est constituée par des algues souvent en phase de sénescence, peu actives, issues de l'érosion des biofilms colonisant les substrats durs du lit (biofilms épilithiques).

B2) Pas d'activité de nitrification mise en évidence dans la pleine eau

La biomasse nitrifiante (numération NPP), sans doute essentiellement rejetée par les stations d'épuration et notamment celles de Toulouse, semble insuffisante pour avoir un effet sur les concentrations en azote. Lors des premières simulations, réalisées à partir des biomasses mesurées, la nitrification bactérienne est apparue négligeable en ce qui concerne le compartiment pleine eau. Sur toute la partie du cours étudiée, le faible temps de transfert des eaux est d'ailleurs incompatible avec la multiplication de ces bactéries.

Aucune variation significative des concentrations en azote n'a été constatée lors des expérimentations réalisées en systèmes de confinement (12 systèmes sur 5 heures d'incubation - eau de rivière concentrée d'un facteur 11 en MES par décantation) sur 3 sites en aval de Toulouse.

L'ensemble de ces arguments justifie la non prise en compte du compartiment pleine eau en terme d'activité dans le modèle biogéochimique (modèle azote).

C) Le biofilm colonisant les galets

Les études réalisées jusqu'à maintenant montrent que le biofilm colonisant les substrats durs, et en particulier les galets qui recouvrent une grande surface du lit, est le compartiment prédominant, siège des processus impliqués dans le cycle de l'azote en période d'étiage estival.

Le **Tableau 70** page 81 indique les activités moyennes du compartiment bancs de galets en µg N/g MSSC/h étudiées sur 2 sites de la Garonne pour des températures de l'eau supérieure à 20°C.

D) Autres compartiments

Des données ponctuelles du type de celles obtenues sur les biofilms épilithiques ont été collectées pour d'autres compartiments.

Ces derniers (sédiments fins, macrophytes avec périphyton associé, le sous-écoulement et bancs de molasse (roche mère) ont été écartés lors de cette première phase de modélisation à cause du manque de données les concernant et/ou de leur faible représentation globale à l'échelle du corridor fluvial.

4-8.5.3) Architecture du module biogéochimique (changement d'échelle)

Le modèle biogéochimique est construit de manière à intégrer des flux de production / consommation (ou termes de sources/puits) sur chaque maille du modèle en tenant compte :

- des caractéristiques du fond : une distribution (pour l'heure assez grossière) des différents compartiments fonctionnels et exprimées en pourcentage de la surface mouillée de chaque maille, cette distribution provient d'études cartographiques (géomorphologie, typologie radiers – mouilles) et de reconnaissances de terrain.
- de l'hydrodynamique (surface mouillée, volume d'eau, vitesse de courant, temps de transfert,...)

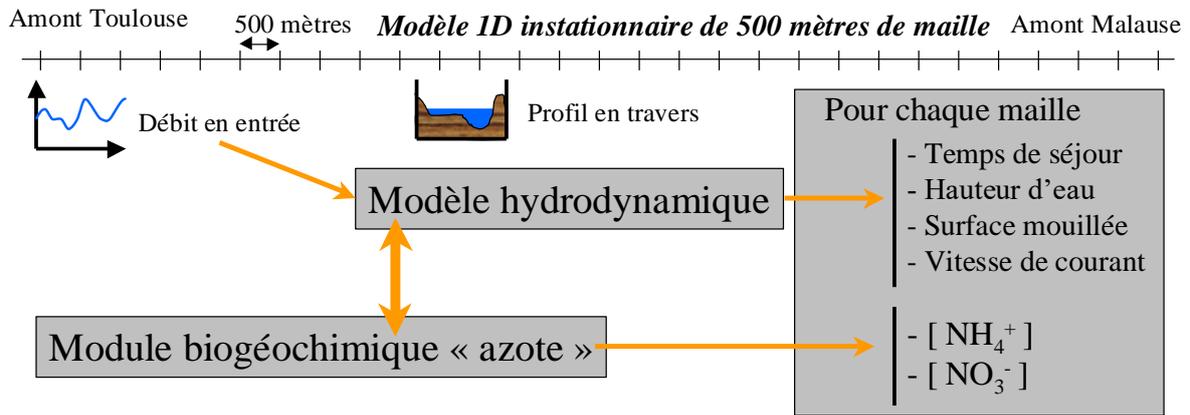
Si 4 compartiments fonctionnels sont pris en compte lors de la phase actuelle de modélisation, seul le compartiment biofilm épilithique est réellement intégré dans le modèle.

Compartiments fonctionnels pris en compte par le modèle azote :

1. Le **biofilm** colonisant les galets, dont l'activité est modulée par le cycle nyctéméral, est considéré réparti de façon homogène sur l'ensemble de son aire de répartition (100% des galets sont colonisés). Le paramètre descripteur de la colonisation a été fixé à 274 mg de matière sèche sans cendre/dm² de surface développée de biofilm. Cette valeur expérimentale évaluée par l'étude de la répartition des biofilms est, rappelons le, représentative des 4 sites étudiés sur la Garonne. Les phénomènes d'arrachement et de recolonisation du biofilm se compensant à l'échelle étudiée ne sont pas pris en compte.
2. La **molasse**, couche géologique imperméable (roche mère), bien que colonisée par un biofilm de faible épaisseur et constituant un compartiment en terme de surface de lit est considérée sans activité.
3. Les **zones de mouilles**, zones de faible vitesse de courant et de sédimentation, ne possèdent pas d'activité modélisée actuellement, mais il est prévu d'en tenir compte uniquement comme des zones de dénitrification. Faute de données obtenues sur ces sites, ce processus sera évalué sur la base de données de la littérature concernant les sédiments de rivière à forte teneur organique.
4. La **pleine eau**, on l'a vu, a une activité nulle dans le cas de la Garonne.

D'une manière plus globale : les apports allochtones, provenant de rejets ponctuels (station d'épurations, industries) et des affluents sont également intégrés dans le modèle en terme de débits et d'apports de solutés.

La Figure 95 en page suivante présente une synthèse du fonctionnement du modèle.

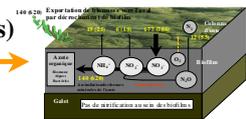


Pour chaque maille

Cartographie fonctionnelle du lit de la Garonne

		Activité intégrée au modèle (boîtes noires)
Bancs de galets	A %	Oui
Bancs de Molasse	B %	Non
Mouilles	C %	Non (prévue ⇒ littérature)
Sédiments fins (graviers et <)	D %	Non
	Total 100%	

Cycle Jour/Nuit



		Sources intégrées au modèle
Apports ponctuels STEP + industries		Oui
Affluents		Oui
Apports diffus (nappes...)		Non

Pas de cinétique en Pleine Eau

Sous écoulement (intérêt du traçage) et relation avec la nappe non intégrés

Figure 91 : Synthèse du fonctionnement du modèle.

4-8.5.4) Enseignements tirés des premiers résultats des simulations

Les 2 graphiques suivants (N° 96 et 97) présentent 2 exemples représentatifs des simulations effectuées à partir du modèle intégrant les paramètres cités précédemment pour une même campagne de mesure sur la Garonne.

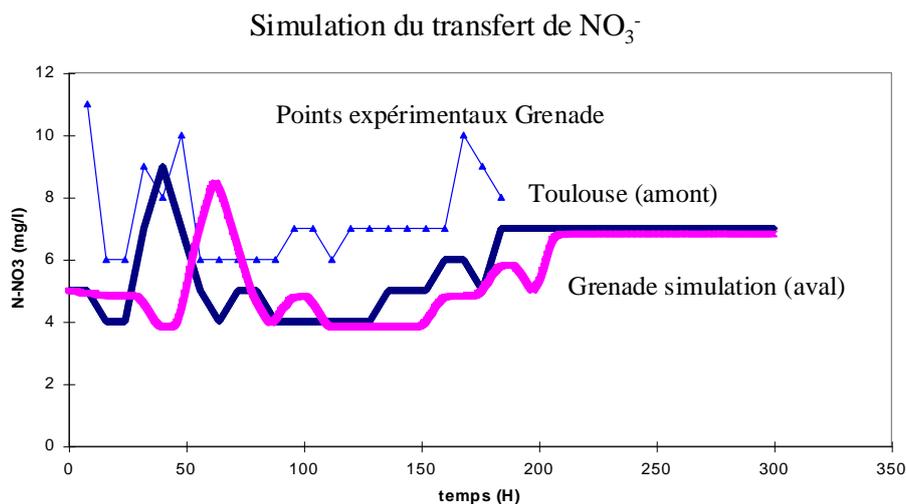


Figure 92 : Simulation des concentrations aval en NO₃⁻ à partir de données amont interpolées et comparaison avec les points expérimentaux. Tronçon Toulouse – Grenade (données Agence de l'Eau).

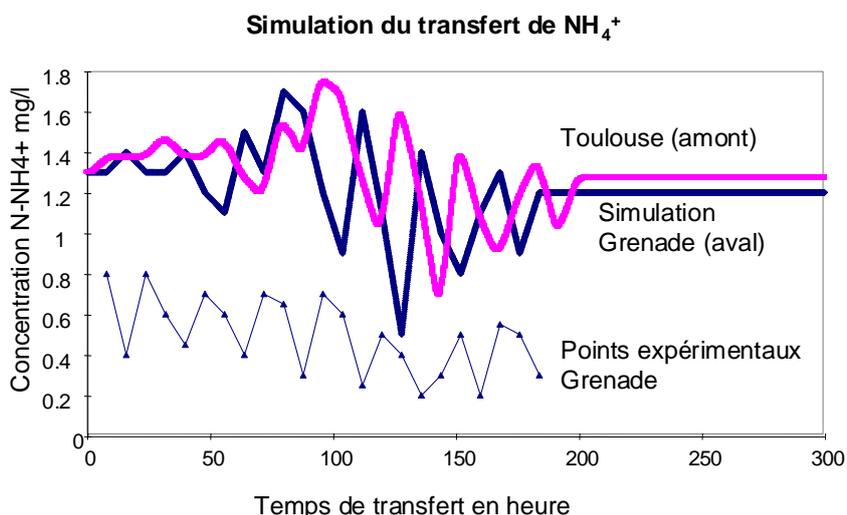


Figure 93 : Simulation des concentrations aval en NH_4^+ à partir de données amont interpolées et comparaison avec les points expérimentaux. Tronçon Toulouse – Grenade (données Agence de l'Eau).

Un très faible nombre de données, de type suivi de masse d'eau, évaluant la qualité des eaux (et notamment les teneurs en azote) étant disponible sur le tronçon de Garonne, un début de validation de la partie biogéochimique du modèle n'est pas envisageable à l'heure actuelle.

La campagne de traçage envisagée avec l'aide de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne en été 1999, outre le calage des temps de résidence simulés par le modèle, pourrait aussi être utilisée dans ce but, ainsi que de futures expérimentations de bilan de tronçons, sous réserve de la cartographie correspondante des unités morphologiques et biologiques fonctionnelles.

Ces premiers résultats de simulation, à considérer avec précaution, ont cependant permis de mettre en évidence les points suivants :

❑ **Concernant le modèle hydrodynamique :**

Les temps de transferts des masses d'eau sont, selon le cas, plus ou moins bien modélisés (Figure 92 en page précédente, Figure 93 ci-dessus), mais un début de validation a par ailleurs montré que le modèle hydrodynamique est satisfaisant compte tenu de la difficulté de modéliser de bas débits.

❑ **Concernant le modèle biogéochimique :**

Les premières simulations indiquent clairement une surestimation des concentrations en NH_4^+ et une sous-estimation des concentrations en nitrates par le modèle. Cela semble indiquer qu'une forte activité de nitrification n'a pas été prise en compte.

Nous avons vu que c'est effectivement le cas en ce qui concerne les biofilms épilithiques en aval immédiat de Toulouse, mais faute de connaître la répartition de l'activité de nitrification en Garonne, qui semble très localisée à quelques sites particuliers sous l'influence de rejets de STEP, nous avons dans cette première phase de modélisation, considéré un biofilm unique non nitrifiant ayant une physiologie constante uniquement modulée par le cycle jour/nuit. Cette façon de faire sera reconsidérée lorsque les investigations de terrain permettront une cartographie plus précise des zones à « biofilms nitrifiants », ainsi que des éléments fiables de pondération relative des « biofilms classiques » et des « biofilms nitrifiants ».

Les zones de sédimentation (zones de mouilles) où s'effectue sans doute une part de la reminéralisation du biofilm en dérive (donc de la production de NH_4^+), les zones de sédiments fins, de molasse, les éventuelles herbiers de macrophytes (surtout important de par la surface de colonisation d'un biofilm périphtyque),... ne sont pas pris en compte par le modèle actuel.

De plus, d'autres sources ou puits de formes minérales d'azote non pris en compte par le modèle sont identifiés, il s'agit :

- des bancs de galets, très nombreux en Garonne, qui constituent un substrat macroporeux où les phénomènes de sous-écoulement et les processus microbiens sont potentiellement importants.
- des relations de la rivière avec sa nappe alluviale qui sont également potentiellement importantes, particulièrement en période d'étiage estival. Cette nappe dont les teneurs en nitrates, d'après les sources d'information existantes, varient de l'ordre de 50 à 150 mg/l selon les secteurs et les saisons, est sans aucun doute à l'origine d'importants apports diffus d'azote, notamment nitrique, provenant des zones agricoles et maraîchères).

Des éléments de calibration et de validation du modèle ont été rendus disponibles dans le courant de l'étiage d'été 99 par deux expérimentations réalisées sous la direction de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne. Sont prévues :

1. Une expérimentation de traçage à grande échelle, qui a permis de tester la validité du modèle hydrodynamique et notamment des processus de dispersion.
2. Une campagne de mesure de type suivi de masse d'eau avec mesure des concentrations des formes minérales de l'azote et des formes du phosphore, dont les résultats encore incomplètement exploités doivent permettre d'appréhender la validité du modèle biologique.

4-8.5.5) Conclusions sur la modélisation

L'originalité de cette étude réside en plusieurs points.

Le module hydrodynamique a permis de valider les équations de Saint Venant pour un écoulement à faibles tirants d'eau et à fortes rugosités relatives et dont les caractéristiques présentent une hétérogénéité spatiale importante (successions de zones d'écoulements lents et rapides). Cependant la forte sensibilité du modèle au coefficient de frottement et la difficulté d'obtenir des mesures fiables à faibles débits ont limité le domaine de validation du modèle : le débit minimum admissible correspond au débit moyen d'étiage.

Pour aborder l'étude expérimentale et la modélisation biogéochimique en période d'étiage, la prise en compte de l'hétérogénéité spatiale du fleuve nous a conduit à considérer 3 échelles correspondant à des niveaux différents d'analyse.

Dans un premier temps, seul le cycle de l'azote est traité. Les premiers résultats confirment que l'activité dans la pleine eau, comme d'autres compartiments jugés importants dans d'autres fleuves, est négligeable dans le cas de la Garonne, et que les efforts doivent se focaliser sur le fonctionnement biologique des biofilms. . Cependant, la littérature est pauvre voire inexistante sur l'intégration du fonctionnement d'un biofilm à l'échelle du tronçon de rivière, et les modèles adaptés à ce cas de figure sont quasi inexistant. Dans ce sens, un travail d'acquisition de référentiel a été à nouveau réalisé sur ce compartiment par les équipes partenaires du programme durant la saison estivale 1999, en portant un regard particulier sur les différences de comportement entre biofilms classiques et biofilms nitrifiants

D'autre part, les premières simulations (courbes du NH₄ et du NO₃) ont montré qu'il est impossible de s'affranchir de la prise en compte du **sous écoulement** et des **relations nappe – rivière** pour expliquer les teneurs de ces deux formes de l'azote en un endroit donné par rapport à une situation amont.

La mise en œuvre du modèle dans son état actuel a donc d'ores et déjà permis de dégager ou de confirmer de grandes tendances sur le fonctionnement du fleuve Garonne à l'étiage et sur les ordres de grandeur relatifs des différents compartiments fonctionnels dans l'établissement de bilans. Cet outil a contribué à mettre en cohérence des données et objectifs de recherche des différentes équipes impliquées dans le Programme P1, à identifier ou à formaliser des interrogations pertinentes. Sur cette base seront définis de nouveaux champs exploratoires qui feront l'objet de prochaines études dans le cadre des futurs programmes du GIS ECOBAG, actuellement en cours de définition et de négociation pour la période 2000-2006.

5- RELATIONS HABITAT-BIODIVERSITE

Le but des travaux rapportés dans ce chapitre est d'**analyser les relations entre les caractéristiques physiques et chimiques de l'habitat et la composition des peuplements** (notamment, composition des peuplements piscicoles et dynamique de recrutement des populations). Certains volets traités dans le chapitre 4 auraient également pu être rapportés dans le présent chapitre (par exemple, l'étude de la géomorphologie du cours de la Garonne, l'étude de la répartition spatio-temporelle du phytoplancton et des biofilms), car ils concourent au même objectif.

Les volets d'étude qui sont rapportés ci-dessous, même si la problématique qui se pose dans les deux cas est assez sensiblement différente, concernent tous deux les relations entre la qualité des habitats (au sens large, incluant les aspects physiques comme les altérations chimiques) et la faune piscicole.

5-1) DYNAMIQUE DES PEUPELEMENTS PISCICOLES SUR LA GARONNE : MISE AU POINT D'UN MODELE DE RECRUTEMENT POUR UN TOXOSTOME, LA SOFIE (*CHONDROSTOMA TOXOSTOMA*)

(Travaux de **R. GOZLAN - thésard** - et Jean-Noël TOURENQ - U.P.S. Toulouse / C.E.S.A.C.)

Sur la zone à cyprinidés, les espèces deviennent moins inféodées aux micro-habitats et se répartissent selon les grands types de faciès, avec des migrations éventuelles pour rechercher les lieux de nourrissage, de reproduction et de nurseries. Cependant, une des phases les plus délicates du cycle biologique d'une espèce reste le recrutement.

Afin de bien cerner le potentiel de reproduction inféodée aux différents faciès de la Garonne en relation avec les micro-habitats, il a été jugé préférable de se pencher sur le cas d'une espèce ayant le statut d'espèce en danger au niveau Européen, réputée fragile et pour laquelle les conditions de milieu jouent probablement un rôle important dans la réussite du recrutement, plutôt que sur une espèce ubiquiste et à larges capacités d'adaptation (voir Figure N° 98 page suivante).

La sofie est en voie de raréfaction dans de nombreux cours d'eau de la moitié Sud de la France où elle était auparavant bien représentée. La communauté scientifique nationale et internationale ne connaît pratiquement rien sur la dynamique de population de cette espèce en milieu naturel et altéré et donc sur les facteurs environnementaux responsables du déclin des populations.

Elle reste relativement bien représentée en Garonne et dans ses affluents. Son déclin dans les rivières d'Europe en fait un patrimoine naturel de la région Midi-Pyrénées dont il importe d'évaluer le statut dans la Garonne. D'autre part, il n'existe pratiquement pas de données sur l'éco-éthologie de cette espèce

Il est donc apparu intéressant d'étudier de façon approfondie cette espèce et son cycle, afin de comprendre les causes de cette raréfaction et quelles sont les périodes du cycle vital du poisson qui ne sont plus remplies dans la plupart des cours d'eau qu'elle fréquentait auparavant. De même, il est intéressant d'observer en Garonne et dans ses affluents quelles sont les conditions critiques pour la réussite du recrutement, en prenant en compte la variabilité interannuelle de la climatologie et des débits

La Figure N° 98 située à la page suivante résume le programme de cette recherche qui a été développée en collaboration entre le CESAC et l'Université de HERTFORSHIRE (thèse de R.Gozlan) avec pour objectifs :

- * le souci de mieux connaître une **espèce cible** bio-indicatrice des impacts humains,
- * l'élaboration d'un **modèle de recrutement** basé sur une connaissance approfondie du cycle de développement de la sofie (reproduction, ontogénèse, croissance, mortalité, choix du microhabitat) susceptible d'étayer des méthodes et stratégies de conservation.
- * la validation de ce modèle sur des secteurs particuliers de la Garonne et son adaptation à d'autres espèces

Jean-Noël TOURENQ :

Peux-tu scanner et insérer ci-dessous sous forme d'image RTF le document papier fourni ? (étapes; Activités ; Produits) dans la place disponible ?

Figure 98 : Démarche d'étude des modalités de recrutement d'une espèce cible : la sofie (Chondrostoma toxostoma)

Dans le but d'élaborer le modèle de recrutement prévu, il a été nécessaire de pratiquer différentes approches complémentaires :

- Etude biologique de la croissance et de la reproduction,
- Etude histologique de l'évolution du cycle de la gamétogénèse,
- Etude du développement ontogénétique du stade embryonnaire au stade juvénile,
- Etude morphologique de l'histoire de vie de cette espèce
- Approche cinétique de l'étude de la métamorphose.

Dans cet objectif, l'indice de la capacité de nage de la sofie a été établi pour quantifier précisément les différents seuils de capacité de nage aux stades d'embryon libre, de larve et de juvénile.

Les études de terrain ont été conduites sur trois sites - Portet sur Garonne; le confluent Salat-Garonne (lieu dit « plage des Toulousains ») et confluent Touch- Garonne (Lamasquère) - sur lesquels des frayères sont présentes.

La longévité de la sofie est de 10 ans pour les femelles et de 8 ans pour les mâles, avec une longueur respective moyenne à la fourche de 238 et 213 mm. La taille de la première maturité est différente dans les rivières étudiées : de 89 mm (3 ans) à 105 mm (3 ans) pour les mâles jusqu'à 110 mm (3 ans) et 134 mm (4 ans) de longueur à la fourche pour les femelles.

La stratégie reproductive est caractérisée par un comportement migratoire vers les petits affluents, déclenché par une augmentation saisonnière du débit. Cette stratégie permet aux progénitures de meilleures chances de survie grâce aux faibles vitesses de courant dans ces tributaires. Trois seuils de nage ont été déterminés dans le second, le quatrième et le huitième stade larvaire, correspondant aux seuils morphologiques et physiologiques importants. L'étude de la capacité de nage révèle que la sofie est incapable de nager dans les endroits à forte vitesse de courant durant le premier stade de développement.

Les données acquises ont donc confirmé le rôle essentiel des petits affluents dont les débits relativement stables et modérés favorisent la réussite régulière de la phase de recrutement. La migration des adultes vers ces zones constitue donc une étape-clé du cycle de reproduction, et une des explications de la raréfaction, voire de la disparition de l'espèce dans certains cours d'eau réside probablement dans le cloisonnement de nombreux écosystèmes aquatiques empêchant l'espèce d'atteindre ces sites propices à la réussite de son recrutement.

Dans les sites où la remontée vers les affluents n'est pas entravée, ce cycle présente trois phases :

- 1) remontée des adultes âgés de 2 à 9 ans dans les affluents et concentration dans les zones où le substrat est favorable à la ponte
- 2) reproduction concentrée sur quelques jours suivie d'une redispersion des adultes dans le fleuve
- 3) maturation des oeufs jusqu'à l'éclosion. L'émergence des larves dure environ une semaine, ces larves colonisant l'aval du fleuve par dérive. Bien que non quantifié, cet apport de jeunes alevins depuis les petits affluents paraît être très important.

Les résultats concernant la croissance comparée des populations de sofie dans le Salat et dans le Touch ont été présentés à Bonn (Allemagne) lors d'un colloque international consacré au genre *Chondrostoma* à travers l'Europe.

Ils ont été complétés, comme prévu, par des expériences menées au laboratoire (utilisation d'un canal artificiel) pour définir les modalités d'émergence des larves, les étapes morphologiques du développement de ces larves, les courants critiques et la capacité des alevins à utiliser le substrat comme refuge. La mise en évidence de l'adaptation de l'embryon au milieu extérieur par **le ralentissement de l'éclosion de la larve lorsque la vitesse du courant est supérieure à 5 cm/s**, lui permettant d'être plus grosse et plus apte à lutter contre le courant, est un acquis scientifique original et spectaculaire.

Sur le terrain, des campagnes de captures-marquages-recaptures pour suivre les migrations des adultes vers les affluents et l'évaluation du flux de dérive des larves à l'aide d'une méthodologie mise au point à partir des zones de frayères ont permis d'alimenter un modèle de recrutement des populations de sofies en place.

Les méthodologies employées et les résultats détaillés des travaux ont été publiés dans la thèse de R. GOZLAN, qui a été soutenue en Juin 1998 à l'Université de Hertfordshire (Angleterre).

Outre le travail accompli sur la sofie et la modélisation de son cycle, l'équipe du CESAC a construit des modèles prédictifs d'abondance de 6 espèces de juvéniles de cyprinidés (barbeau, chevesne, goujon, perche-soleil, gardon et brème) en utilisant le principe des réseaux de neurones artificiels. L'utilisation de l'algorithme de Goh, couplée avec l'analyse en composantes principales, a permis de révéler la part explicative du fondement écologique des communautés de ce modèle de type boîte noire. Les valeurs prédites de l'ensemble des données de test sont très proches des valeurs observées sur le terrain. Les coefficients de corrélation sont compris entre 0,70 et 0,85 et sont hautement significatifs.

Les réseaux de neurones artificiels sont donc en mesure de fournir une bonne performance prédictive, malgré la nature complexe et non linéaire des relations entre les variables du micro-habitat et l'abondance des poissons.

GOZLAN R.E., MASTRORILLO S., DAUBA F., TOURENQ J. N., COOP G.H., 1998 . Multiscale analysis of habitat use during late summer for 0+ fishes in the river Garonne (France). *Aquatic Sciences*, 60 : 99-117

GOZLAN R.E., MASTRORILLO S., COOP G.H., LEK S., 1998 . Predicting the structure and diversity of young of the year fish assemblages in large rivers. *Freshwater Biology* 41(4) : 811-822

GOZLAN R.E., COOP G.H., TOURENQ J. N., 1999 . Early development of the sofie *Chondrostoma toxostoma*. *Environmental Biology of Fishes* 56(1) : 67-77

GOZLAN R.E., COOP G.H., TOURENQ J. N., 1999 . Comparison of growth plasticity in the laboratory, and implications for the onset of juvenile development in sofie *Chondrostoma toxostoma*. *Environmental Biology of Fishes* 56(1) : 153-165

TOURENQ J. N., GOZLAN R.E., 1998. La sofie, une espèce en danger. Revue de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, N° 71, P 7 à 10

5-2) HETEROGENEITE SPATIO-TEMPORELLE DE LA QUALITE DE L'EAU ET DU PEUPELEMENT PISCICOLE DE LA GARONNE, EFFETS DE L'ANTHROPISATION

(Rory HUTAGALUNG, thésard à l'ENSAT, Puy LIM et Alain BELAUD, ENSAT)

5-2.1) INTRODUCTION

Le fonctionnement des hydrosystèmes fluviaux est fortement influencé par les événements hydrauliques naturels (crue, étiage) ainsi que par les effets physiques et chimiques de l'anthropisation provoqués par les multiples aménagements et les rejets diffus et ponctuels générés par l'homme. L'étude porte sur l'impact des effets anthropiques (aménagements, activités humaines) sur les peuplements piscicoles. Elle s'intéresse dans un premier temps au secteur situé au niveau de Toulouse (plus immédiatement accessible aux investigations et cumulant de nombreuses influences humaines), puis tente de tirer les enseignements de la connaissance acquise sur ce site à la connaissance générale du fonctionnement de la totalité de la Garonne moyenne et aval (hors zone extrême amont et zone à eaux saumâtres, qui sont régies par des conditions environnementales et accueillent des populations sensiblement différentes).

Cette étude a été prise en charge par un doctorant (Rory HUTAGALUNG) sous la direction de Puy LIM et Alain BELAUD. La thèse a été soutenue le 16 décembre 1998.

Le présent rapport sur la situation de la Garonne à Toulouse est inspiré des résultats de cette thèse, qui est désormais disponible dans sa forme définitive.

5-2.2) PROBLEMATIQUE

Dans le bassin de la Garonne, les principaux " points rouges " correspondent à la traversée des villes, en particulier à Toulouse où la Garonne est divisée, sur 4 km, en 2 bras parallèles et soumise aux contraintes de l'endiguement, des barrages partiellement équipés en dispositifs de libre circulation des poissons et, pour le cas du bras inférieur, aux contraintes de la pollution industrielle.

L'étude écologique de ces milieux et de leur peuplement piscicole se heurtait à diverses contraintes tenant :

- A la dimension du milieu et à la difficulté d'y mettre en œuvre des techniques d'échantillonnage valables,
- A la complexité des variables agissantes,
- A la nature-même du peuplement piscicole (multispécifique).

Ce travail n'était donc réalisable qu'à un niveau de Garonne accessible à l'expérimentation (la portion de Toulouse constituant une limite aval réaliste), avec mise en œuvre de techniques de pêche particulière (Echantillonnage Ponctuel d'Abondance, Echantillonnage Ponctuel par Filets) couplées à un suivi de qualité de l'eau et de relevés de données environnementales qui font l'objet d'une surveillance resserrée dans ce secteur du fait des activités, rejets et enjeux qui y sont attachés (notamment fabrication d'hydro-électricité par EDF, rejets d'eaux industrielles et d'eaux usées urbaines).

Le segment étudié est un cas d'école du fait qu'il existe deux bras de morphodynamique comparable mais dont l'un reçoit les rejets polluants alors que l'autre peut servir de témoin du point de vue pollution. Une des caractéristiques de cette étude est de cerner les éventuels effets écotoxicologiques des rejets sur la diversité et la structure du peuplement et sur les cycles du développement biologique des principales espèces de poissons.

L'équipe scientifique chargée de la réalisation du programme a considéré qu'il fallait atteindre la meilleure représentation possible de la répartition spatio-temporelle des espèces et stades de développement de chaque espèce, afin d'établir des indices écologiques et afin de comprendre le comportement des poissons dans ces milieux fortement modifiés.

Cette orientation résulte des questions le plus fréquemment posées par les Gestionnaires, qui tournent autour de l'abondance des poissons en Garonne et de l'évolution de leurs populations liée aux aménagements et aux pollutions, ainsi qu'autour des seuils de toxicité de l'ammoniaque (principal composé polluant).

5-2.3) Contenu de l'étude et méthodologie

La physico-chimie de l'eau a été suivie sur 2 années selon 3 procédures (Voir Figure 99 en page suivante) :

- **des prélèvements ponctuels** effectués sur un point du bras supérieur (BS), 3 points sur le bras inférieur (BI1, BI2, BI3) et un point après la confluence des deux bras (CF). La période d'étude est comprise entre janvier 1994 et juin 1995 avec une fréquence mensuelle,
- **Des prélèvements sur un cycle de 24 heures** avec un maillage sur toute la largeur de la rivière, ont été effectués lors de 3 campagnes : juillet 1993, avril 1994 et juillet 1994 sur un point du bras inférieur et un point du bras supérieur.
- **Un suivi continu de la température de l'eau** sur une période de 4 ans (1994 à 1997) sur un point du bras supérieur et un point du bras inférieur.

Le peuplement de poissons a été recherché en 4 secteurs (Voir Figure 100)

- secteur 1 : amont Toulouse entre Muret (pk 140) et Portet-bac (pk 157)), soit une distance de 17 km avec un écoulement lotique naturel,
- secteurs 2 et 3 : la Garonne dans sa traversée de Toulouse (pk 160.7-170.2) soit une distance d'environ 10 km. Deux secteurs ont été pris en compte : le bras supérieur de la Garonne (BS) et le bras inférieur de la Garonne (BI),
- secteur 4 : aval Toulouse entre Blagnac (pk 176) et le Ramier de Bigorre (pk 190) soit une distance d'environ 14 km à écoulement lotique sur un lit naturel.

Pour chaque secteur, 3 ou 4 stations ont été sélectionnées selon des critères morphodynamiques, de manière à pouvoir les comparer deux à deux (amont-aval Toulouse, bras supérieur-bras inférieur dans la traversée de Toulouse).

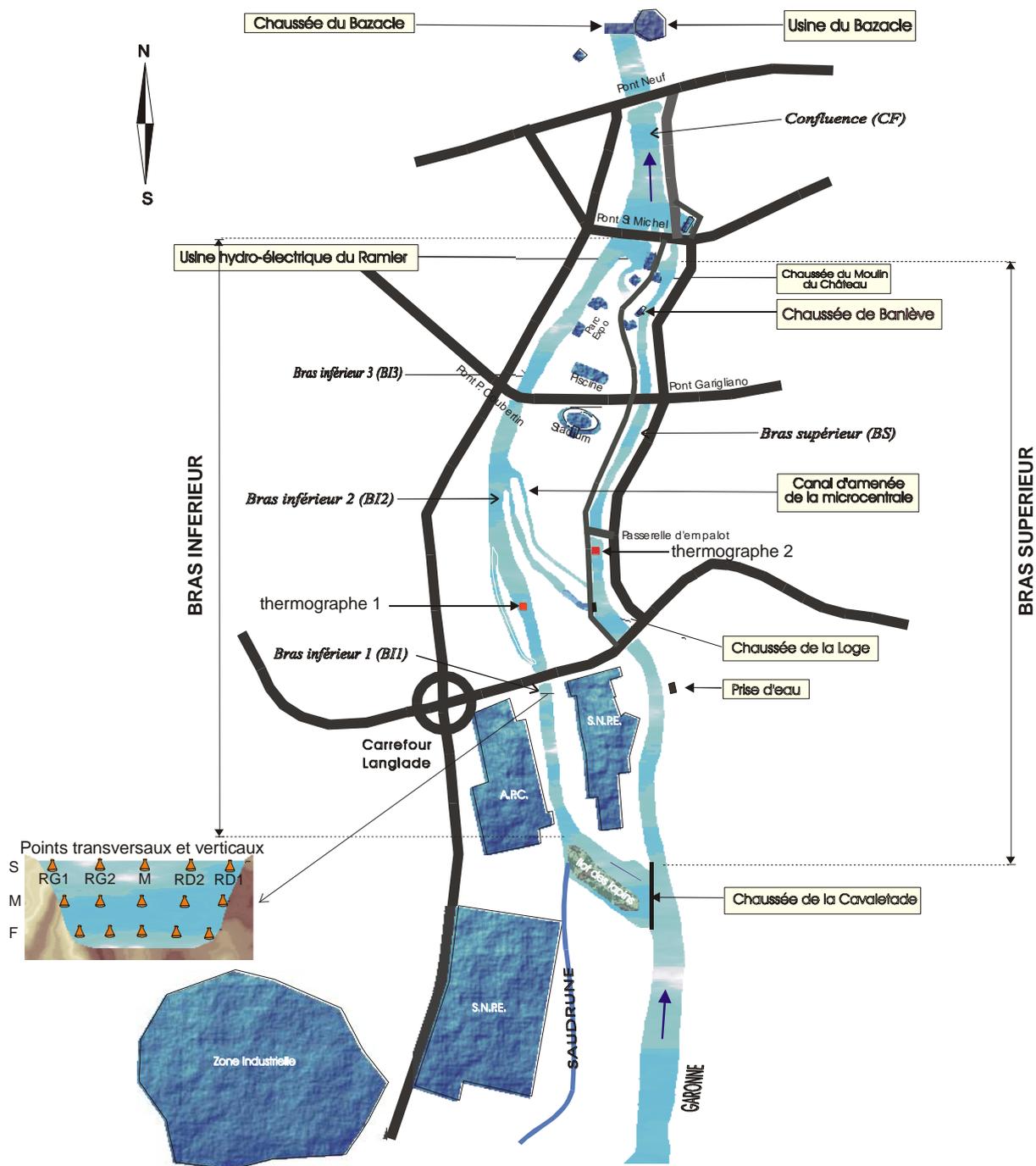


Figure 99 : Secteurs d'étude pour la physico-chimie et la température de l'eau

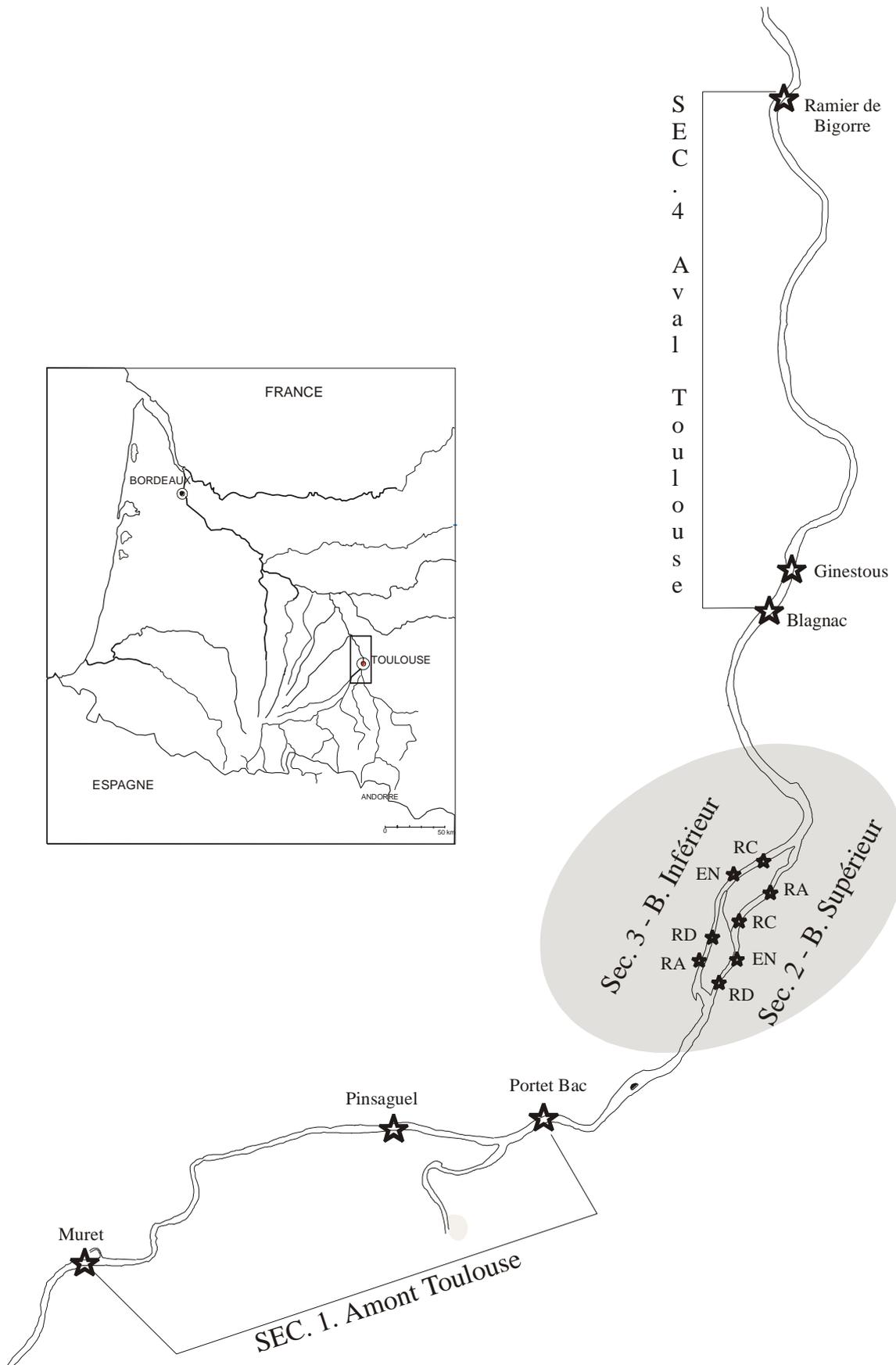


Figure 100 :Secteur d'étude "anthropisation de la Garonne"

Les secteurs 2 et 3 au niveau des deux bras de la Garonne à Toulouse ont un écoulement de type lentique par moyennes et basses eaux et des investigations très exhaustives ont été effectuées sur le secteur 2 qui est subdivisé en deux sous secteurs :

- le premier bras supérieur (BS)
- le second bras inférieur (BI).

Pour chaque secteur, 4 stations ont été retenues à savoir :

- RD : ripisylve dense correspondant à des berges avec une végétation dense avec la présence d'abris de type racine et d'embâcles dans l'eau.
- RM : ripisylve moyenne correspondant à des berges avec une végétation clairsemée avec la présence d'abris de type embâcle dans l'eau.
- RA : berges avec une végétation clairsemée avec la présence d'abris de type végétation aquatique.
- EN : berges endiguées, absence ou peu de végétation avec des abris de type enrochement.

Seize campagnes d'échantillonnage des poissons ont été effectuées entre 1995 et 1997.

5-2.4) RESULTATS DES RECHERCHES

5-2.4.1) QUALITE DE L'EAU (VOIR FIGURES 101 ET 102 PAGES SUIVANTES)

Les deux bras se distinguent nettement l'un de l'autre par la valeur de température. Cette différence entre les deux bras est d'autant plus marquée que le débit de la Garonne est faible (inférieur à 190 m³/s), autrement dit lorsque la chaussée de la Cavaletade ne déverse pas et que la quasi totalité du débit du bras inférieur est constituée par le rejet industriel lui-même. La température de l'eau du bras inférieur est toujours plus élevée que celle du bras supérieur sauf pour les débits entrants supérieurs à 500 m³/s pour lesquels les 2 bras ont des températures identiques. Cette température élevée dans le bras inférieur provient des rejets d'eau de refroidissement des usines de la " Grande Paroisse " et de la SNPE. Les caractéristiques de la température de l'eau entre les deux bras peuvent se résumer comme suit :

- Dans le bras supérieur, la température suit le cycle saisonnier naturel avec une moyenne en janvier de 7.5°C (écart : 5.8-9.1°C) et en août de 20.5°C (écart : 18.2- 22.9°C). Le seuil de 20°C a priori favorable aux cyprinidés n'est atteint qu'aux mois de juillet et août.
- Dans le bras inférieur, la température est fortement liée au débit de la Garonne. En situation de faibles débits (moins de 190 m³/s en amont de Toulouse), on relève une température moyenne en janvier de 14.1°C (écart : 11.3-17°C) et en août de 27.5°C (écart : 25-30°C). La température minimale descend rarement en-dessous de 10°C. Elle dépasse 20°C de juin à fin septembre. Ces valeurs de températures influencées par les activités industrielles, bien que limitantes pour les Salmonidae, sont au contraire favorables pour les Cyprinidae d'eau calme. Les vitesses de croissance ainsi que le cycle de reproduction de la majorité des espèces de cette famille sont directement liées à la température.

L'ensemble de ces multiples mesures montre une évolution spatio-temporelle de la qualité de l'eau. La variabilité spatiale oppose le bras supérieur (non pollué) au bras inférieur (exclusivement pollué). Dans le bras inférieur, la pollution commence à 400 m en aval de la chaussée de la Cavaletade, en rive gauche, au niveau du rejet de la Grande Paroisse. Cette pollution liée à l'activité des ateliers et débouchant en Garonne en plusieurs points de rejets, donne des concentrations d'ammoniaque dans le temps et dans l'espace.

Les débits de surverse compliquent la situation en créant plus de zones épargnées par la pollution et l'hétérogénéité spatiale se maintient au-delà de la confluence. La microcentrale de la Loge apporte un débit de l'ordre de 12 m³/s d'eau non polluée en rive droite pour les stations en aval de BI2, mais sans que le mélange ne se réalise complètement sur tout le transect avec les eaux polluées. A l'échelle dimensionnelle du poisson, il existe donc en permanence dans le bras inférieur des zones en partie ou en totalité épargnées par la pollution et la question se pose de savoir si le poisson se concentre exclusivement dans ces zones épargnées (cf ce chapitre, paragraphe 2). De telles zones deviennent rares pour des débits inférieurs à 12 m³/s ou la microcentrale s'arrête.

Figure 101

Alain BELAUD : Peux-tu insérer cette figure en objet RTF ?

Il y a un plantage sur le fichier Corel Draw

Température de l'eau du bras inférieur (ligne épaisse) et du bras supérieur (ligne fine)

Période 1989-1996

Dans le temps, les résultats sont aussi hétérogènes pour un même point. Ceci est imputé à l'irrégularité des activités des ateliers de l'usine et donc à l'inconstance des rejets.

Cette situation de concentrations en polluants hétérogènes dans le temps et dans l'espace, mais avec des concentrations moyennes et maximales supérieures aux seuils recommandés, couplée à la présence de poissons dans la zone polluée pose le problème des mécanismes d'écotolérance. L'influence de la pollution actuelle de la Garonne à Toulouse sur les poissons est recherchée à deux niveaux :

- une échelle biocénotique, reposant sur l'hypothèse que les espèces sont diversement sensibles à la pollution ammoniacale et que les communautés piscicoles sont perturbées par l'état du milieu ;
- une échelle comportementale, visant à établir si chaque espèce de poisson évite activement ou non les espaces les plus pollués.

5-2.4.2) ECOTOXICOLOGIE DES REJETS

Le travail se proposait d'examiner la présence-absence de poissons en relation avec la qualité de l'eau de la Garonne, dans le but de rechercher des indices écotoxicologiques de la pollution résiduelle (thermique et chimique).

Le bras pollué est occupé en toute saison par un groupe d'espèces de poissons en principe rencontré dans les zones plus aval du profil longitudinal des fleuves. Ce décalage de peuplement, expliqué par le réchauffement artificiel d'une zone lenticule, met en évidence une insensibilité à la pollution des black-bass, carassin, carpe, grémille, perche soleil, sandre et bouvière auxquels s'ajoute l'été le poisson chat. Le peuplement du bras pollué est complété par des espèces de milieux plus tempérés (brème commune, brème bordelière, accompagnées par le goujon), pour lesquelles la pollution n'agit que dans le détail de la répartition spatio-temporelle.

Les espèces au comportement sensible à la pollution actuelle sont le barbeau et la vandoise (toute l'année) et, en été seulement, le goujon et la bouvière. Le toxostome, espèce réputée sensible, voire menacée manifeste ici une indifférence à la pollution.

Malgré l'abondance des données (16 séries de mesures sur 2 années), les résultats restent difficiles à interpréter dans le sens de la bioindication et montrent les limites et les contraintes de l'approche biocénotique de la pollution actuelle. Ces résultats orientent les recherches d'indicateurs à l'échelle du comportement des individus et à l'échelle de la biologie des espèces bien installées dans la zone.

Le positionnement de poissons libres d'évoluer dans un tronçon de fleuve pollué en ammoniac a été suivi en relation avec les valeurs ponctuelles des taux d'ammoniac. La présence de poissons indifféremment de la concentration ponctuelle en ammoniac traduit une écotolérance, tandis que l'évitement des points au dessus d'une certaine concentration d'ammoniac indique un seuil approximatif tolérable en conditions naturelles et sans aucune contrainte.

La plupart des espèces et stades de développement étudiés évoluent indifféremment dans toutes les gammes d'ammoniac (NH_3) observables dans le bras inférieur. Seules quelques espèces telle la perche (PER) et les stades alevins et juvéniles de gardon, ablette, brème et toxostome évitent les concentrations élevées ($> 0.25 \text{ mg/l}$ de NH_3). Il est logique que les petits poissons soient les plus sensibles à la pollution. Pour le cas de la perche, Ball (1967) a signalé que cette espèce est plus sensible aux fortes concentrations que les autres espèces, le seuil toxique étant de l'ordre de 0.29 mg/l de NH_3 . Cette valeur est proche de la valeur maximale observée de notre étude.

La carpe révèle dans la Garonne une attitude paradoxale puisqu'elle semble privilégier les zones à forte concentration (aucun poisson n'ayant été capturé sur les premières classes de concentration, i.e $< 0.06 \text{ mg/l}$ de NH_3). La résistance de la carpe à la pollution ammoniacale a été démontrée (Alabaster & Lloyd 1981) : la concentration léthale (CL50 sur 24 heures) étant de 0.3 mg/l de NH_3 (Marty & Mustin 1975). L'abondance de la carpe sur des points pollués en ammoniac s'explique par l'attraction vers les eaux réchauffées du rejet.

Le phénomène d'accoutumance à la pollution ammoniacale est donc évident. La présente étude de positionnement ponctuel des poissons en relation avec la concentration d'ammoniaque ne prouve pas que les poissons rencontrés aux fortes doses subissent ces conditions en permanence. Il est possible que les poissons rencontrés dans les fortes concentrations ne fassent qu'y transiter et puissent vivre le reste du temps dans des zones épargnées.

Ainsi le phénomène d'accommodation pourrait être expliqué par une limitation du temps d'application de la dose observée. Dans le cas présent, il est probable que la vie des poissons soit possible dans ce bras par la présence de nombreuses annexes fluviales et l'existence de filets d'eau non pollués (bras morts, bras de communication entre les bras inférieur et supérieur). Ceux-ci augmentent l'hétérogénéité de l'habitat et peuvent servir de "zone refuge". Ainsi l'écotolérance ne doit pas être traduite comme une absence d'impact de l'ammoniac. Tout au plus on conclure que l'impact résiduel actuel est sans conséquence sur le fonctionnement écologique de la plupart des espèces peuplant le bras inférieur de la Garonne à Toulouse.

5-2.4.3) FONCTIONNEMENT ECOLOGIQUE DU PEUPEMENT PISCICOLE

Trente et une espèces appartenant à 11 familles et à dominance de cyprinidae ont été observées dans la Garonne (Tableau 103 page suivante). Le peuplement est dominé :

- en milieu lotique (essentiellement en amont et en aval de Toulouse) par le barbeau, le goujon et le chevaine ;
- en milieu lentique (zone anthropisée de Toulouse), par le Gardon, la Brème et l'ablette.

La richesse spécifique et l'abondance sont nettement supérieures dans le bras inférieur (malgré les fortes influences humaines) que dans le bras supérieur où l'eau est de meilleure qualité.

Les relations poissons/habitats sont peu évidentes dans ces milieux lenticques et pour la majorité des espèces. Dans le bras supérieur, la préférence va vers les enrochements et la végétation aquatique. Les relations poissons/habitat sont plus perturbées dans le bras inférieur et la répartition des poissons est plus complexe.

La structure du peuplement piscicole de la Garonne est typique d'un milieu semi-lotique relativement anthropisé avec dominance d'espèces euryèces. Les autres études des fleuves en France retrouvent la même type de structure associée au même type de milieu que celui analysé ici. La Garonne n'est pas un cas isolé. Le type de réponse générale des peuplements est assez classique dans le cas d'une modification des écoulements.

La présence de retenues à caractère semi-lotique constitue le premier facteur de variabilité du peuplement de la Garonne au niveau de Toulouse. Il impose un certain cortège faunistique différent des zones lotiques du fleuves.

Au sein de contexte Toulousain, la stabilité des structures d'habitats permet une stabilité des peuplements entre les différentes années. La variabilité hydrologique a un rôle limité. Les peuplements sont beaucoup plus sous le contrôle de facteurs déterministes (dont les facteurs d'origine anthropiques) que sous le contrôle de facteurs stochastiques. La situation est donc favorable pour rechercher les effets des perturbations humaines.

Les structures des peuplements sont relativement spécifiques aux 2 bras avec des assemblages complexes qui varient selon la saison et la taille des individus. On retient 2 types de stratégies d'utilisation du milieu :

- 1)** poissons qui choisissent en premier un contexte large d'habitat (zone plus ou moins lotique) et qui ensuite, à l'intérieur de ce contexte font des choix plus restreints en fonction de leur activité (BAF, VAN, GAR)
- 2)** poissons qui choisissent en premier un petit habitat à fine échelle indépendamment du contexte plus global (TAN, ROT).

Famille / Espèce / Nom vernaculaire	Code	Origine 1	Pêche aux filets		Pêche électrique a		Pêche électrique lotique a ST1 – ST4	Reprod. 2	Régime trophique 3	Substrat 4	Courant 5
			BS-ST2	BI-ST3	BS-ST2	BI-ST3					
CYPRINIDAE											
1. <i>Barbus barbus</i> (Barbeau)	BAF	N	x	x			x	li	i/in	Li	R
2. <i>Abramis brama</i> (Brème commune)	BRE	N	x	x			x	ph/li	i/in	I	L
3. <i>Blicca bjoerkna</i> (Brème bordelière)	BRB	N	x	x				ph	i/in	Ph	L
4. <i>Leuciscus cephalus</i> (Chevaîne)	CHE	N	x	x			x	li	h/d	Li	R
5. <i>Leuciscus leuciscus</i> (Vandoise)	VAN	N	x	x			x	ph/li	h/d	I	R
6. <i>Chondrostoma chondrostoma</i> (Toxostome)	TOX	N	x	x			x	li	h/d	Li	R
7. <i>Cyprinus carpio</i> (Carpe commune)	CCO	N	x	x			x	ph	h/d	Ph	N
8. <i>Cyprinus carpio</i> (Carpe cuir)	CCU	N		x				ph	h/d	Ph	N
9. <i>Tinca tinca</i> (Tanche)	TAN	N	x	x			x	ph	i/in	Ph	L
10. <i>Rutilus rutilus</i> (Gardon)	GAR	N	x	x			x	ph/li	h/d	I	N
11. <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Rotengle)	ROT	N	x	x				ph	h/d	Ph	L
12. <i>Carassius carassius</i> (Carassin)	CAS	N	x	x			x	ph	h/d	Ph	L
13. <i>Pachiclon pictus</i> (Gardon d'Albanie)	GAA	A	x	x			x	ph/li	h/d	I	N
14. <i>Gabio gobio</i> (Goujon)	GOU	N	x	x			x	ps	i/in	Ps	L
15. <i>Alburnus alburnus</i> (Ablette)	ABL	N	x	x			x	ph/li	p	I	N
16. <i>Phoxinus phoxinus</i> (Vairon)	VAI	N			x		x	li	i/in	Li	N
17. <i>Rhodeus amarus</i> (Bouvière)	BOU	N	x	x			x	o	i/in	O	L
POECILIDAE											
18. <i>Gambusia affinis</i> (Gambusie)	GAM	A					x	ph	ic	Ph	L
ICTALURIDAE											
19. <i>Ictalurus melas</i> (Poisson chat)	PCH	A		x			x	li	i/in	I	L
PETROMYZONIDAE											
20. <i>Lampetra planeri</i> (Lamproie de Planer)	LPP	N			x		x			Li	L
21. <i>Petromyzon marinus</i> (Lamproie marine)	LPM	Eu				x				Li	L
COBITIDAE											
22. <i>Barbatula barbatula</i> (Loche franche)	LOF	N			x		x	ps	i/in	Ps	N
PERCIDAE											
23. <i>Gymnocephalus cernua</i> (Grémille)	GRE	A	x	x				li	i/in	Li	R
24. <i>Perca fluviatilis</i> (Perche)	PER	N	x	x			x	ph/li	i/ic	I	N
25. <i>Stizostedion lucioperca</i> (Sandre)	SAN	A	x	x					ic	I	N
ESOCIDAE											
26. <i>Esox lucius</i> (Brochet)	BRO	N/S	x	x			x	ph	ic	Ph	L
CLUPEIDEA											
27. <i>Alosa alosa</i> (Alose)	ALA	Eu	x	x						Li	R
CENTRARCHIDAE											
28. <i>Micropterus salmoides</i> (Black-bass)	BBG	A		x					ic	I	L
29. <i>Lepomis gibbosus</i> (Perche soleil)	PES	A	x	x			x	ps	i/in	I	L
SALMONIDAE											
30. <i>Salmo trutta</i> (Truite commune)	TRF	N/S	x				x	li	i/ic	Li	R
ANGUILLIDAE											
31. <i>Anguilla anguilla</i> (Anguille)	ANG	Eu			x	x	x				
TOTAL			22	24	4	2	23				

a) Hors pêche aux filets

1) : **N** = espèces natives ; **Eu** = espèces amphihalines ou euryhalines ; **A** = espèces acclimatées par l'homme ; **S** = espèces soutenues par alevinage. 2) : **li** = lithophile ; **ph** = phytophile ; **o** = ostracophile ; **ps** = psammophile 3) : **p** = planctonophage ; **ic** = insectivore ; **h** = herbivore ; **in** = invertivore ; **d** = détritivore ; **ic** = ichtyophage 4) : **Li** = Lithophile ; **Ph** = Phytophile ; **O** = Ostracophile ; **Ps** = Psammophile ; **I** = Indifférent. 5) : **L** = Limnophile ; **R** = Rhéophile ; **N** = Neutre

Tableau 103 : Liste des espèces inventoriées et leurs caractéristiques écologiques et trophiques aux 6 secteurs étudiés.

Les différences de peuplement entre bras s'expliquent sur la base de 4 caractéristiques du milieu :

- 1)** le rôle important de température comme facteur favorable aux espèces thermophiles et favorable à la reproduction des Cyprinidés, favorable avec NO₃ et PO₄ à la productivité du milieu. A l'opposé, défavorable pour certaines espèces en période estivale.
- 2)** l'importance et la nature des ressources trophiques qui peuvent modifier les patrons de distribution des espèces notamment ABL ou PER.
- 3)** le contexte hydrodynamique différent des 2 bras. Le bras supérieur est plus lotique que le bras inférieur et donc plus favorable à certains rhéophiles relativement sténoèces
- 4)** le niveau de "connectivité" des 2 bras, avec bras supérieur ouvert sur des habitats lotiques en amont ainsi que par les passes à poisson en aval, alors que BI est plus clos.

Le bras supérieur doit être replacé dans une mosaïque d'habitats utilisés à certains stades de développement (stades adultes, poissons de grande taille) par les populations piscicoles (ex : BRE, GAR, CHE, BAF) au cours du cycle biologique. Les peuplements doivent donc être replacés dans un cadre plus large de la Garonne. Le peuplement du bras supérieur est une résultante des caractéristiques propres de ce bras mais également d'un contexte et de possibilités plus larges de connexion avec le reste de la Garonne. Le bras inférieur est un système plus clos avec des espèces qui y effectuent la presque totalité de leur cycle biologique. Le paradoxe, c'est qu'une même espèce peut développer 2 comportements : 1) fractionner ses habitats au cours du temps 2) rester dans le même habitat. C'est le cas de BRE et de GAR. Plasticité des exigences et des comportements. Sur ces 2 espèces, il est très intéressant d'analyser les effets de ces 2 stratégies (fractionner ou non son habitat) ainsi que le rôle d'autres facteurs sur la biologie et l'écologie, notamment sur la croissance des individus.

5-2.5) BILAN SCIENTIFIQUE

Les objectifs de l'étude atteints sont :

- La mise au point d'une méthodologie d'échantillonnage reproductible et capable de restituer l'influence des échelles d'espace et de temps sur le peuplement piscicole de la Garonne.
- La connaissance de la diversité, de l'abondance et de la structure du peuplement piscicole, ainsi que celle de l'influence des variables de l'habitat physique dans le positionnement des individus.
- L'estimation des flux polluants drainés par le bras inférieur à travers quelques paramètres physico-chimiques essentiels, leurs évolutions spatio-temporelles ainsi que la différence entre les deux bras, en relation avec les activités humaines dans le secteur étudié.
- Le fonctionnement de l'hydrosystème Garonne moyenne et aval en matière de relations impliquant les poissons (relations à la qualité de l'eau, relations à l'habitat, hiérarchisation des influences humaines).

Rory Hutagalung a soutenu avec succès sa thèse le 16/12/1998, dont le rapport est désormais disponible.

Les recherches se sont poursuivies courant 1999 et se continueront à l'avenir sur l'approche des impacts des activités humaines au niveau de la biologie des espèces dominantes (gardon, brème), en particulier en matière de croissance de ces poissons en milieu naturel.