



**HAL**  
open science

# Etude de procédés biologiques aérobies et anaérobies de traitement des eaux usées : de l'analyse des procédés en conditions réelles à la modélisation des système

Y. Racault

► **To cite this version:**

Y. Racault. Etude de procédés biologiques aérobies et anaérobies de traitement des eaux usées : de l'analyse des procédés en conditions réelles à la modélisation des système. Sciences de l'environnement. Habilitation à diriger les recherches de l'université de Montpellier II Génie des procédés, 2009. tel-02592551

**HAL Id: tel-02592551**

**<https://hal.inrae.fr/tel-02592551v1>**

Submitted on 15 May 2020

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

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

# UNIVERSITE DE MONTPELLIER II

Mémoire  
pour l'obtention d'une

## HABILITATION A DIRIGER LES RECHERCHES DE L'UNIVERSITE DE MONTPELLIER II

**Discipline : Génie des procédés**

par

**Yvan RACAULT**

Soutenu publiquement le 23 septembre 2009

Titre :

**Etude de procédés biologiques aérobie et anaérobies de  
traitement des eaux usées: de l'analyse des procédés en  
conditions réelles à la modélisation des systèmes**

---

### JURY

Président	<b>Alain GRASMICK</b>	Professeur, Université de Montpellier II
Rapporteurs	<b>Joseph DE LAAT</b>	Professeur, ESIP, Poitiers
	<b>Etienne PAUL</b>	Professeur, INSA-Toulouse , Département GPE
	<b>Jean-Luc VASEL</b>	Professeur, Université de Liège (Belgique)
Examineur	<b>Jean Philippe STEYER</b>	Directeur de recherche, INRA, LBE-Narbonne

## REMERCIEMENTS

---

Longtemps cette HDR fut suspendue au dessus de ma tête telle une épée de Damoclès avec une question récurrente : *pourquoi ne l'a-t-il pas encore soutenue ?* Venu à une démarche proprement recherche que progressivement, il me semblait nécessaire d'étoffer mon champ de compétence et le nombre de mes publications pour une reconnaissance de mes travaux par la recherche académique. Diverses raisons ont retardé la rédaction de ce travail qui devient donc pour une large partie un bilan et une réflexion sur mes activités de recherche au fil de ma carrière, l'avenir des activités restant cependant bien présent.

Mes remerciements iront tout d'abord à ceux qui ont été à l'origine du thème épuration au Cemagref et qui nous ont quitté prématurément, à savoir : Denis Ballay, ingénieur général du génie rural des eaux et des forêts, qui a créé les équipes Epuration du CTGREF et nous a inculqué le goût du travail rigoureux en toutes circonstances, et à Pierre Boutin (IGGREF), puits de science et rédacteur hors pair, qui m'a incité à préparer une thèse, encadrée par le professeur Marcel Doré, alors que le Cemagref entamait sa mutation vers un établissement de recherche. Je tiens aussi à remercier vivement Alain Grasmick, professeur à l'université de Montpellier II pour ses conseils judicieux dans la rédaction de ce travail, pour son active et constructive participation aux comités de thèse de plusieurs doctorants que j'ai encadrés et qui a accepté de participer à ce jury. Je tiens aussi à témoigner ma gratitude à Mrs les professeurs Joseph De Laat, Etienne Paul et Jean-Luc Vasel qui m'ont fait l'honneur d'examiner ce travail. Que Jean-Philippe Steyer, directeur de recherche à l'INRA, trouve aussi ma reconnaissance pour avoir accepté avec enthousiasme de faire partie de mon jury.

Un travail de recherche dans le domaine du génie des procédés, surtout lorsqu'une part importante des données provient d'expérimentations de terrain ne peut s'effectuer sans le support efficace et la motivation de toute une équipe. Que l'ensemble de mes collègues de l'équipe Epuration de Bordeaux (Jean-Claude Gregoire, Alain Husson, Anne-Emmanuelle Stricker, Jacky Vedrenne) soient ici remerciés ainsi que les membres du laboratoire de chimie des eaux de Bordeaux et les documentalistes pour leur aide précieuse. Les exigences que nous nous sommes imposées dans la qualité des données à recueillir (et pour les lesquelles j'ai ma part de responsabilité !) nous ont souvent conduit à rester tard le soir ou dans la nuit sur des installations de traitement, mettant parfois à rude épreuve l'endurance des membres de l'équipe.

Les travaux que j'ai pu entreprendre au fil de ces années n'auraient pu être réalisés sans la confiance accordée par mes chefs d'unités de recherche successifs : Hugues Ayphassorho devenu depuis directeur régional du Cemagref à Bordeaux, François Delmas et Daniel Poulain. Qu'ils soient remerciés de leur soutien dans ma démarche et dans mes choix d'orientation.

Je n'oublie pas mes collègues des autres équipes épuration du Cemagref avec qui j'ai toujours eu beaucoup de plaisir à collaborer et que je ne peux tous citer. Qu'ils soient remerciés pour leur disponibilité et leur soutien dans des périodes difficiles. Je voudrais cependant marquer ma reconnaissance particulière à deux piliers de l'épuration au Cemagref, côtoyés depuis 35 ans : Philippe Duchène, actuel chef du département Ecotechnologies qui est demeuré une référence dans le monde de l'épuration pour ses avis toujours pertinents et directs et Alain Hédout, animateur du thème de recherche EPURE pour nos échanges toujours très enrichissants, fruits d'une longue complicité. Une pensée également pour Gérard Sachon qui fit partie du noyau dur de l'équipe épuration à ses

origines, devint notre chef de département Milieux Aquatiques et qui m'incita à m'investir dans ce rôle de chercheur.

Encadrer des thèses c'est aussi avoir le privilège de tisser des liens avec de jeunes chercheurs et cela constitue un puissant stimulant pour évoluer dans son travail et sa démarche. Dans ce cadre, je souhaiterais saluer Frédéric Seguret, Jean-Marc Choubert, Aurélien Marquot et Florian Delrue avec lesquels j'ai noué des liens professionnels et personnels et à qui je dois des avancées significatives dans mon travail.

Enfin, un grand merci à ma compagne Noëlle pour sa patience face à la concurrence impitoyable de mes activités professionnelles.

# SOMMAIRE

<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>4</b>
<b>I. CONTEXTE DES TRAVAUX, POSITIONNEMENT DE LA DEMARCHE SCIENTIFIQUE .....</b>	<b>4</b>
I.1 PRINCIPALES PHASES DE LA CARRIERE AU CEMAGREF .....	4
I.1.1 <i>Une première expérience au CTGREF</i> .....	5
I.1.2 <i>Le passage du CTGREF au Cemagref et la titularisation recherche</i> .....	6
I.1.3 <i>Inflexion des sujets étudiés au cours de la dernière décennie</i> .....	6
I.2 COLLABORATIONS INTERNES ET EXTERNES .....	7
I.3 CONTRATS ENGAGES, FINANCEMENT .....	8
I.4 FONCTION, CADRE DE L'ACTIVITE .....	8
<b>II. BILAN DES TRAVAUX.....</b>	<b>10</b>
II.1 INTRODUCTION .....	10
II.2 ETUDE DES PROCEDES UNITAIRES: IDENTIFICATION DES MECANISMES LIMITANTS ET DIMENSIONNEMENT .....	11
II.2.1 <i>Méthanisation</i> .....	11
II.2.1.1 Origine et objectifs .....	11
II.2.1.2 Principales avancées .....	11
II.2.1.3 Valorisation des compétences et publications .....	12
II.2.2 <i>Lagunage naturel</i> .....	12
II.2.2.1 Origine, objectifs, méthodologie .....	12
II.2.2.2 Principales avancées et valorisation .....	14
II.2.3 <i>Systèmes aérobies à biomasse fixée</i> .....	15
II.2.3.1 Lit bactérien à ruissellement .....	15
II.2.3.2 Biofiltres .....	18
II.2.3.3 Valorisation des travaux sur l'hydrodynamique .....	19
II.2.4 <i>Boues activées</i> .....	19
II.2.4.1 Introduction .....	19
II.2.4.2 Aération .....	20
II.2.4.3 Expérimentations sur pilote: nitrification basse température .....	21
II.2.4.4 Etude de l'inhibition de la nitrification en boues activées .....	21
II.2.5 <i>Bioréacteurs à membrane</i> .....	22
II.2.5.1 Origine et objectifs .....	22
II.2.5.2 Actions sur les bioréacteurs à membrane au cours des dernières années .....	24
II.2.5.3 Avancées méthodologiques .....	25
II.2.5.4 Premiers résultats des évaluations d'installations BAMI vraie grandeur .....	26
II.3 MODELISATION DYNAMIQUE DES PROCEDES BIOLOGIQUES EN BOUES ACTIVEES ..	28
II.3.1 <i>Introduction, historique</i> .....	28
II.3.2 <i>Rappel des principes du modèle ASM1</i> .....	29
II.3.3 <i>Traitement de l'azote et modélisation</i> .....	30
II.3.4 <i>Calage et validation du modèle ASM1 en site réel, boues activées</i> .....	30
II.3.5 <i>Calage et validation du modèle ASM1, BAMI vraie grandeur</i> .....	32
II.3.6 <i>Utilisation de la simulation pour l'étude de scénarios de conduite</i> .....	33
II.4 ACQUISITION DE DONNEES ET METROLOGIE .....	35
II.5 DIAGNOSTICS APPROFONDIS D'INSTALLATIONS ET AIDE AU DEVELOPPEMENT INDUSTRIEL .....	37
II.5.1 <i>Traitement des effluents vinicoles</i> .....	37
II.5.1.1 Problématique .....	37

II.5.1.2	Evaluation des procédés adaptés au cas des caves vinicoles.....	37
II.5.1.3	Avancées et diffusion des résultats.....	39
II.5.1.4	Projet ANR MINPHY .....	39
II.5.2	<i>Application des BAMI au traitement des effluents urbains</i> .....	40
II.5.2.1	Collaboration scientifique sur la filière BAMI Ultrafor ( fibres creuses en bassin séparé).....	40
II.5.2.2	Collaboration scientifique sur la filière BAMI Aqua-RM (membranes planes) .....	41
<b>III.</b>	<b>CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES</b> .....	<b>43</b>
III.1	CONCLUSION GENERALE.....	43
III.2	PERSPECTIVES DE RECHERCHE SUR LES BAMI .....	44
	<b>REFERENCES CITEES DANS LE MEMOIRE</b> .....	<b>50</b>
	<b>CURRICULUM VITAE DETAILLE</b> .....	<b>55</b>
	<b>PUBLICATIONS, RAPPORTS, ENCADREMENT</b> .....	<b>61</b>

## INTRODUCTION

---

Mon parcours professionnel étant un peu en marge de celui d'un chercheur académique, et probablement sensiblement différent de celui de la majeure partie des candidats actuels à l'HDR, il paraît nécessaire de faire en préambule un rappel des conditions dans lesquelles se sont exercées mes activités scientifiques au cours de ma carrière et la motivation de ma démarche.

Pourquoi présenter une habilitation à diriger des recherches lorsque l'activité professionnelle est à quelques années de son terme ? Exerçant l'activité de directeur de recherches depuis dix années, il s'agit de répondre à plusieurs objectifs : (i) faire un bilan de mes activités scientifiques, (ii) obtenir une reconnaissance permettant d'exercer pleinement mon activité d'encadrement de doctorants et (iii) permettre à mon institut de justifier d'un nombre élevé d'HDR dans ses chercheurs, y compris dans son personnel senior.

Ma carrière scientifique s'est déroulée presque exclusivement au Cemagref et toujours dans le domaine du traitement des eaux usées, donc aussi toujours dans le même thème de recherche (TR) EPURE. Sur le long terme, l'évolution des missions de l'institut a entraîné des mutations dans la nature et la conduite des travaux réalisés avec une orientation grandissante vers la recherche appliquée. Par ailleurs, mes sujets d'étude ont subi des évolutions importantes au fil des années en relation soit avec une demande externe spécifique soit avec des choix de thèmes propres à l'équipe de Bordeaux que j'anime, et cohérents avec l'ensemble du TR Epure.

Dans un premier chapitre on rappellera donc le contexte des travaux et la démarche scientifique générale avant de présenter les résultats des travaux dans les différents thèmes étudiés. Une mise en perspective des actions entreprises au fil des années montre une évolution dans l'étude des systèmes de traitement allant d'une démarche de type bilan avec des paramètres globaux pour l'évaluation du fonctionnement des procédés, à une analyse de plus en plus fine des processus biologiques permettant la mise en œuvre d'une modélisation déterministe. Cette évolution dans la démarche a été rendue possible par les progrès énormes dans l'acquisition des données (capteurs plus nombreux et plus fiables, automatisation, stockage ) et les possibilités de calcul informatique.

## I. CONTEXTE DES TRAVAUX, POSITIONNEMENT DE LA DEMARCHE SCIENTIFIQUE

---

### I.1 PRINCIPALES PHASES DE LA CARRIERE AU CEMAGREF

Une fiche synthétique sous forme de curriculum vitae est jointe en annexe pour la description détaillée, au cours du temps : des thèmes étudiés, des collaborations scientifiques, des fonctions d'encadrement et d'enseignement exercées au long de la carrière.

### I.1.1 Une première expérience au CTGREF

Faisant désormais partie des plus anciens du Cemagref, un bref rappel historique sur notre établissement et mon positionnement au cours de l'évolution de ce dernier n'est peut-être pas inutile. J'ai débuté ma carrière au Cemagref en 1974 alors que l'institut s'appelait CTGREF (Centre Technique du Génie Rural des Eaux et des Forêts) et que son rôle était principalement d'apporter un appui technique aux services extérieurs du Ministère de l'Agriculture. Même si, à l'époque, la recherche appliquée était bien présente dans l'établissement, le soucis de répondre à des questions techniques concrètes, la fonction d'expertise et le maintien d'une proximité avec les problèmes de terrain prévalaient sur une production scientifique académique.

J'ai ainsi été engagé en septembre 1974 au CTGREF d'Antony dans l'unité QEPP en qualité d'ingénieur contractuel (catégorie V), ce qui correspondrait aujourd'hui à ingénieur d'étude. L'équipe épuration, créée par Denis Ballay quelques années auparavant, était en phase de croissance avec l'objectif de créer des antennes à Aix-en Provence et à Bordeaux. Je suis donc resté une année à Paris en formation (avenue de St Mandé) dans l'équipe épuration de l'unité QEPP. Cette équipe qui comprenait alors une dizaine de personnes, commençait à acquérir une vraie notoriété sous l'impulsion de Denis Ballay, avec des compétences spécifiques (aération, biologie des boues, métrologie des mesures in situ, ...). Elle allait prendre ensuite une position de "référence" pour la formation des SATESEs, en phase de création dans nombre de départements à l'époque.

Le travail consistait alors dans des études de terrain avec premières évaluations complètes des systèmes de traitement en utilisant les moyens d'investigations de l'époque, soit: des systèmes d'enregistrement assez sommaires, des échantillonneurs automatiques et des capteurs pas toujours fiables mais avec un esprit critique toujours présent sur la représentativité des mesures. Cette période a été très formatrice pour la métrologie des mesures et pour acquérir une expertise de terrain dans le domaine du traitement des eaux usées, particulièrement du traitement biologique.

A l'issue d'une formation d'un an dans l'équipe Epuration de "l'avenue de St Mandé", j'ai pris mon poste au CTGREF de Bordeaux dans l'unité QEPP locale. L'équipe était alors constituée d'un ingénieur et d'un technicien, et était dotée d'un camion laboratoire pour les mesures de terrain. Les domaines privilégiés d'étude de l'équipe dans les premières années concernaient principalement: l'aération (mesure des capacités d'oxygénation en eau claire de dispositifs d'aération divers), la caractérisation des effluents industriels (IAA) et l'évaluation du fonctionnement d'installations de traitement. L'ensemble de ces travaux s'est traduit par des rapports à destination des commanditaires des études. A cette époque aussi des actions avec les autres "équipes épuration" du Cemagref étaient fréquentes.

L'activité de l'équipe locale (Bordeaux) s'est cependant progressivement orientée au cours de cette période CTGREF (1974-1981) sur quelques thèmes spécifiques: le traitement des eaux usées par lagunage, la méthanisation et les lits bactériens, qui seront développés dans la suite de la présentation (cf. § II.2.3). L'arrivée de Pierre Boutin dans l'unité QEPP de Bordeaux à la fin de cette période a été à l'origine d'un renforcement d'une démarche recherche dans les travaux réalisés. Rappelons que ce dernier était précédemment professeur à l'Ecole de la Santé publique à Rennes et jouissait d'une grande renommée dans le domaine du génie sanitaire; il sera plus tard chef du département gestion des milieux aquatiques au Cemagref.



## **I.1.2 Le passage du CTGREF au Cemagref et la titularisation recherche**

La transformation du CTGREF en CEMAGREF par sa fusion avec le CNEEMA, et ensuite son passage en EPST, a conduit les agents du Cemagref à adopter une démarche où la part de recherche s'est progressivement accrue et structurée. Il en restait néanmoins nécessaire de trouver les crédits indispensables aux études, l'origine de ces derniers ayant un poids non négligeable dans l'orientation des travaux.

Certaines études ont cependant pu être menées sur fonds propres de l'unité en anticipant sur une demande future. Elles m'ont permis en particulier d'acquérir les compétences nécessaires dans le domaine de la méthanisation et des traitement anaérobies par des expérimentations sur pilote montées sur place. Ce travail a fait l'objet de ma thèse (Racault, 1986). Les connaissances acquises ont pu être valorisées ultérieurement par une mission de conseil et d'expertise de la plus importante méthanisation construite en Europe au milieu des années 80 et traitant les vinasses de cognac (REVICO, Cognac).

Cette période de transition au Cemagref correspond aussi à l'inflexion de mon activité vers des études de terrain plus approfondies et sur le long terme (lagunage, méthanisation industrielle) et au début des publications scientifiques (Cf. Bibliographie en annexe).

Lors de la titularisation des ingénieurs contractuels, ma possession d'une thèse et la description de mes activités ont conduit la commission de reclassement (1992) à m'intégrer dans le corps des chargés de recherche. On voit donc par ce bref rappel que mon activité, comme celle du thème de recherche EPURE dont je fais partie, ont progressivement évoluées vers une démarche intégrant une part de recherche plus importante et vers un renforcement des contacts avec l'université et les centres de recherche des grands groupes de l'Eau (CIRSEE et Anjou Recherche).

## **I.1.3 Inflexion des sujets étudiés au cours de la dernière décennie**

Principalement impliqué dans la première moitié de ma carrière dans des thèmes relatifs aux petites collectivités (lagunage, lit bactériens) et industries agro-alimentaires (principalement distilleries et établissements vinicoles) j'ai souhaité ensuite faire évoluer mon activité vers l'analyse de procédés biologiques intensifs innovants et vers la fiabilisation des traitements qui est devenue une préoccupation majeure notamment avec l'application de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau du 23 octobre 2000. D'autres facteurs ont été à l'origine de cette évolution: le risque d'enfermement et d'isolement dans un rôle d'expert sur des thèmes désormais moins porteurs (lagunage, lits bactériens), le soucis du maintien de la motivation des membres de l'équipe pour les sujets traités.

On ne peut ignorer aussi la difficulté grandissante qu'il y avait à trouver des financements suffisants pour des procédés éprouvés où la recherche n'est pas jugée prioritaire (cas des lits bactériens par exemple). Par ailleurs, concernant le thème traitement des effluents vinicoles, les principaux objectifs étaient atteints et des recherches plus poussées sur les procédés devenaient moins pertinentes et difficiles à financer à l'exception de sujets particuliers, comme par exemple, l'impact des produits phytosanitaires sur le fonctionnement des traitements biologiques (cf .II.5.2.6.2)

Cette mutation dans mes sujets d'étude prioritaires a aussi été en concordance avec les choix stratégiques du thème de recherche EPURE: (i) spécialisation d'une partie de l'équipe épuration de Lyon dans les traitements adaptés aux petites collectivités, (ii) mise en veille des travaux sur la méthanisation, thème désormais largement étudié par le LBE de

Narbonne avec des compétences en microbiologie et des moyens de laboratoire adaptés, (iii) opportunité d'introduire l'outil modélisation par le biais du thème de la fiabilisation du traitement de l'azote (arrivée en 1999 dans l'équipe d'une ingénieure formée à la simulation, thèse en 2000).

On peut ajouter que les compétences accumulées au fil des années dans les domaines: - de l'aération, - de l'hydrodynamique, - de la métrologie du suivi d'installations très diverses et la présence d'un technicien formé à l'observation microscopique des boues ont constitué des facteurs renforçant cette nouvelle orientation.

## I.2 COLLABORATIONS INTERNES ET EXTERNES

De nombreuses collaborations scientifiques ont été établies avec les principaux acteurs du domaine du traitement des eaux usées en France et à l'étranger. On se reportera au CV joint en annexe pour le détail au fil des années.

Pour la période récente, les partenariats scientifiques et techniques déjà opérationnels seront renforcés en 2009 et 2010 et de nouveaux réactivés comme par exemple avec modelEAU, Université Laval, Québec, QC, Canada (Peter Vanrolleghem ) sur les stations de mesure dédiées au suivi des systèmes (monitoring systems) ainsi que sur la modélisation des bioréacteurs à membranes.

Principaux partenaires récents :

- LISBP\_INSA de Toulouse dans le cadre d'une thèse sur la modélisation des bioréacteurs à membrane (thèse Florian Delrue), du programme REEBIM (ANR Precodd 2006)
- Université de Montpellier II, Laboratoire de Génie des Procédés d'Elaboration des Bioproduits (comités de thèse : Jean-Marc Choubert et Aurélien Marquot)
- Université de Bordeaux 2, Laboratoire de Génie des Procédés, Faculté d'œnologie dans le cadre de la thèse modélisation des bioréacteurs à membrane et, du programme MINPHY (projet présenté à l'ANR Precodd 2008) et thèse Florian Delrue.
- Université de Pau et des Pays de l'Adour (Thèse Aurélien Marquot)
- SAUR dans le cadre de l'évaluation des procédés bioréacteurs à membranes planes et de leur modélisation (évaluation de la filière Aqua-RM, modélisation du traitement et programme ANR Precodd-REEBIM)
- Degrémont et Lyonnaise des Eaux/Suez dans le cadre d'une collaboration sur la technologie bioréacteurs à membrane (site expérimental : installation BAMI de Grasse). Cette collaboration avec Degrémont R&D s'inscrit dans le cadre de l'accord de coopération Cemagref/Suez Environnement.
- Veolia, avec l'évaluation du procédé bioréacteur à membrane BIOSEP mis en œuvre à la Step de Guéthary (64)
- CIRSEE (Suez) avec le montage d'un programme sur l'optimisation énergétique des BAMI et l'étude de leur potentialités pour améliorer l'élimination des substances émergentes.

### **I.3 CONTRATS ENGAGES, FINANCEMENT**

Ainsi que déjà évoqué précédemment, le choix des thèmes de recherche abordés résulte de la combinaison de plusieurs objectifs et contraintes: (i) réponse à une demande sociale, le plus souvent via des collectivités pour l'amélioration et la fiabilisation des procédés, (ii) résolution de problèmes particuliers, de dysfonctionnements (soumis par collectivité, industriel, exploitant d'installations, ...), (iii) réponse aux questions scientifiques mises à jour à l'occasion d'analyse détaillée du fonctionnement de procédés déjà éprouvés ou nouveaux, (iiii) cohérence avec les axes prioritaires définis au sein du TR Epure et au sein de l'équipe locale.

Dans nombre de situations nous avons pu faire correspondre ces objectifs avec un financement des actions. On ne peut cependant occulter que ces compromis ont pu conduire, à certaines périodes et pour des raisons budgétaires, à mener des études peu favorables à une valorisation scientifique sous forme de publications.

Les principales sources de financement proviennent de fonds public directement ou indirectement (Agences de l'Eau, Collectivités, Europe Ministère Agriculture (FNDAE), ONEMA, Ministère Environnement, ANR, ...) mais aussi d'organismes professionnels et d'industriels ou traitants d'eau. Sur la période 2003-2007 les recettes de l'équipe ont été maintenues à un ratio moyen annuel de 78 k€.

### **I.4 FONCTION, CADRE DE L'ACTIVITE**

De la création de l'équipe épuration de Bordeaux (1975) à aujourd'hui, les moyens humains ont certes progressés mais la taille est restée modeste (actuellement: 3 scientifiques dont moi-même + 2 assistants ingénieurs + 1 post-doc + 1 doctorant) et l'équipe a fonctionné pendant plusieurs périodes prolongées avec un seul scientifique (moi-même). Ces conditions d'environnement scientifique critique, ont fait approcher l'équipe, à plusieurs reprises, de la limite de viabilité. Les impératifs de réalisation des travaux ont alors laissé une place plus restreinte à la valorisation scientifique. Cette situation historique doit être prise en compte dans l'évaluation de la production scientifique et de la nature des projets entrepris. Grâce à un fonctionnement en réseau efficace avec les autres équipes du TR Epure du Cemagref, ces conditions critiques ont pu cependant être surmontées.

Désirant poursuivre une démarche expérimentale de génie des procédés fortement appuyée sur le "terrain", spécificité du Cemagref, je me suis orienté vers des investigations sur le long terme sur site réels. Une telle démarche d'analyse des systèmes vraie grandeur, proche de celle d'un pilote industriel, permet des études dans le détail. On peut ainsi appréhender les effets de l'historique et de mettre à jour l'impact d'événements particuliers sur les performances.

Le développement des systèmes d'acquisition de données, avec transfert en ligne des informations caractérisant le fonctionnement des installations (nouveaux capteurs permettant de mesurer la DCO en continu et donc la charge organique, état de fonctionnement exhaustif des appareils, ...) a constitué ces dernières années une évolution importante dans la méthodologie d'étude et a nécessité un temps de formation important dans l'équipe. Cette approche permet en particulier d'améliorer la pertinence des données recueillies (dialogue avec l'exploitant, modification des protocoles expérimentaux en

fonction des résultats quotidiens constatés) et la qualité des mesures (intervention rapide sur un capteur, détection de défauts, ...). Les difficultés rencontrées touchent à la masse considérable de données à exploiter, au long travail de mise en forme et quelquefois à la difficulté d'installer un système de saisie sans perturber des automatismes de plus en plus complexes (cf § II.4) .

## II. BILAN DES TRAVAUX

### II.1 INTRODUCTION

Les travaux réalisés concernent une large gamme de procédés allant de systèmes rustiques à des technologies très évoluées et fortement automatisées. Néanmoins, la démarche générale et les liens entre recherches peuvent être représentés sous une forme synthétique en s'aidant d'un diagramme rassemblant - les thèmes fondamentaux de compétences, - les principaux procédés étudiés et - les domaines d'application explorés (Figure 1)

Ainsi, sont regroupés au centre de la Figure 1 les thèmes de base fédérant les travaux : (i) l'analyse du fonctionnement et le dimensionnement des traitements biologiques aérobie et anaérobie, (ii) la modélisation des procédés (boues activées) et l'étude de l'hydrodynamique, (iii) l'aération et le transfert d'oxygène et (iiii) la méthodologie et l'acquisition de données sur site pour une analyse en profondeur des processus de traitement en conditions réelles. A la périphérie sont représentés les principaux procédés étudiés et enfin un système de flèche indique les domaines dans lesquels ils ont été étudiés.

La présentation détaillée des procédés unitaires permettra dans la suite d'illustrer les liens et les synergies existant entre les différents sujets et le cheminement réalisé.

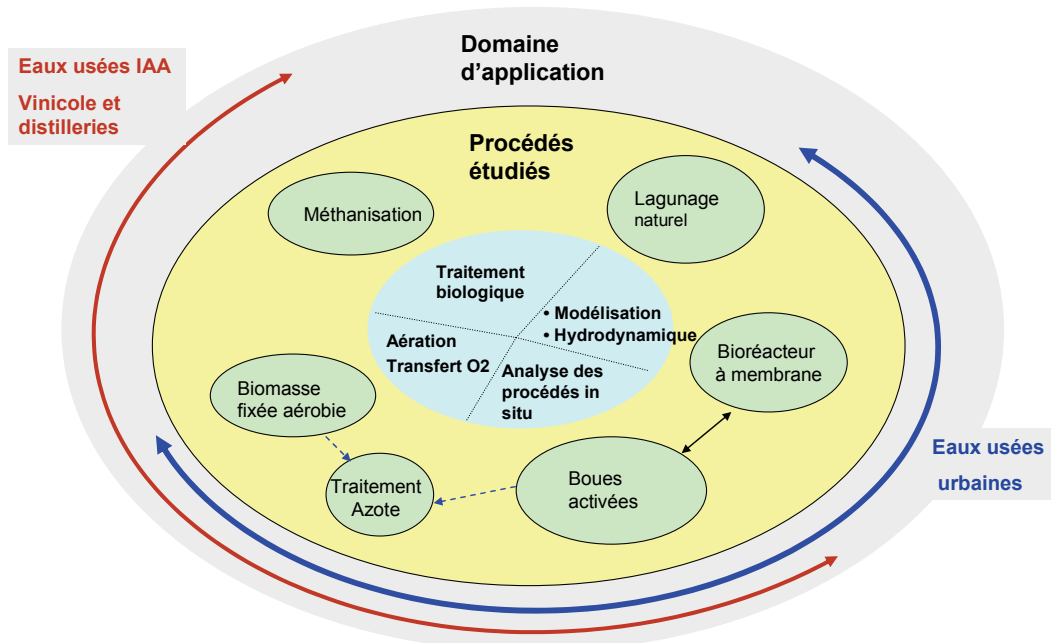


Figure 1 : Domaines fondamentaux de compétences, procédés étudiés et domaines d'application

## **II.2 ETUDE DES PROCÉDES UNITAIRES: IDENTIFICATION DES MÉCANISMES LIMITANTS ET DIMENSIONNEMENT**

### **II.2.1 Méthanisation**

#### **II.2.1.1 Origine et objectifs**

Les techniques de méthanisation ont connu un renouveau important à la fin des années 70, notamment avec les travaux menés en Europe du Nord (Pays-Bas notamment) et avec le développement de procédés à biomasse fixée (sur supports ou en granules) autorisant des temps de séjour réduits sans lessivage de la biomasse méthanogène à croissance très lente. Ces procédés nouveaux (UASB, filtre anaérobie, lit fluidisé, ...) faisaient alors l'objet de nombreuses recherches et mises au point technologiques.

Le fait de pouvoir dissocier le temps de séjour de la biomasse et des effluents a donc permis l'application de la méthanisation à des effluents concentrés en matière organique soluble et peu chargés en MES ce qui est un cas fréquent dans l'industrie agro-alimentaire (Racault, 1991). La méthanisation appliquée aux effluents d'IAA était étudiée en France au début des années 80 en particulier par l'INRA, au laboratoire de Narbonne (traitement des vinasses de distillerie) et au laboratoire de Villeneuve d'Ascq. Les premières installations vraie grandeur de ces procédés nouveaux sont apparues quelques années plus tard pour traiter des effluents industriels.

Le CTGREF, en qualité d'expert du traitement des effluents d'IAA (laiteries, abattoirs, conserveries, ...) se devait donc d'acquérir les compétences nécessaires au suivi et à l'exploitation de telles installations. C'est ainsi que j'ai démarré un travail de thèse sur la technique du filtre anaérobie en utilisant comme substrat des effluents vinicoles facilement disponibles localement et pour lesquels les installations de dépollution, à l'époque, restaient encore exceptionnelles.

La première approche du procédé a été celle d'un pilote d'une vingtaine de litres avec pour objectif la connaissance des paramètres limitants du fonctionnement et l'analyse de l'évolution des composés intermédiaires et finaux (différents AGV, gaz) avec mise au point des techniques d'analyses, et étude de l'hydrodynamique d'un système à biomasse fixée (Racault, 1986). Ces travaux m'ont permis l'acquisition d'une compétence sur le procédé et sur les paramètres de conduite qui sera utilisée par la suite dans le cadre d'une mission de conseil et d'expertise menée sur l'installation industrielle REVICO traitant l'essentiel des vinasses produites dans la région de Cognac ( pollution correspondant à environ 1 million d'équivalents habitants) et sur l'installation Ogilvie traitant des effluent d'amidonnerie à Bordeaux.

L'évaluation du procédé industriel à l'usine REVICO (constructeur installation de traitement : SGN) a permis d'étudier le comportement de l'installation tant sur un plan biologique que hydrodynamique. Les montées en charge d'un réacteur industriel de grande taille ont pu être suivies lors deux campagnes de distillation et la sensibilité du procédé aux variations de charge mesurée (Racault, 1990).

#### **II.2.1.2 Principales avancées**

De l'ensemble de ces travaux sur la méthanisation les principales avancées ont été les suivantes :

- Détermination des niveaux de charge volumique possibles et des méthodes de conduites les plus pertinentes avec un effluent à faible alcalinité.
- Aptitude au redémarrage après un arrêt de 6 mois et stratégies de montée en charge
- Utilisation de bilans carbone (DCO, AGV, gaz) avec des données d'installations industrielles pour définir la sensibilité du système aux surcharges. Premiers éléments sur la méthodologie de conduite des digesteurs industriels: détermination des capacités limites de traitement, à un temps donné, par l'utilisation des courbes de décroissance de la production de méthane après arrêt de l'alimentation
- Comportement hydrodynamique d'un filtre anaérobie de grande taille (traçage au lithium) : évaluation du volume actif.
- Cartographie des AGV dans un réacteur industriel de grande taille (5600 m<sup>3</sup>) à flux descendant, mesure des risques de déstabilisation de la fermentation .

### **II.2.1.3 Valorisation des compétences et publications**

Le suivi détaillé de l'installation REVICO a fait l'objet de plusieurs publications dans des revues techniques et des colloques, et une dans Water Science and Technologie (Racault, 1990).

Les compétences acquises par le travail de thèse ont été utilisées par la suite pour :

- Intervenir à l'usine REVICO en qualité de conseil lors du choix du procédé et mener une étude pendant deux années en phase de démarrage de l'installation
- Conduire une étude à l'usine OGILVIE de Bordeaux (étude de différentes stratégies de conduite d'une méthanisation en deux étapes, encadrement DEA)
- Evaluer plusieurs procédés de méthanisation mis en œuvre dans les élevages porcins et bovins dans les années 1980, avec notamment évaluation de l'impact des copeaux de bois de pin sur la fermentation et son possible effet inhibiteur
- Evaluer un digesteur télégéré pour le traitement des effluents vinicoles à partir des productions de gaz et de sa composition
- Maintenir une veille technologique sur la méthanisation au sein du TR Epure. C'est dans ce cadre qu'une mission d'expertise est actuellement engagée (2008) sur les traitements de vinasses de distilleries de canne à sucre aux Antilles, dont quelques méthanisations, pour le compte de l'ONEMA..

## **II.2.2 Lagunage naturel**

### **II.2.2.1 Origine, objectifs, méthodologie**

Le lagunage naturel s'est fortement développé dans les petites agglomérations françaises sous l'impulsion du Cemagref qui a fortement concouru à définir les bases de son dimensionnement à la fin des années 70 (CTGREF-QEPP Paris, 1980). Il y a désormais en France plus de 3000 installations d'une taille moyenne de 600 habitants ce qui représente en nombre environ 20% du parc de stations d'épuration en France.

Ce procédé simple dans son principe n'en est pas moins complexe dans les processus biologiques mis en jeu. Dans un même bassin prendront place : une séparation physique de la matière minérale et organique particulière par sédimentation, une dégradation biologique

anaérobie de la matière organique dans la partie inférieure et une dégradation aérobie dans la tranche supérieure où l'oxygène est apporté principalement par les algues. La biomasse est donc très diversifiée avec des bactéries (anaérobies et aérobies), des algues et des protozoaires. La compréhension des phénomènes intervenant au fil des saisons et en fonction des conditions climatiques locales est essentielle pour optimiser son dimensionnement et maîtriser d'éventuels phénomènes de dysfonctionnement.

Mon équipe s'est impliquée de nombreuses années dans l'étude du procédé sous plusieurs aspects: conception et développement du procédé sur le territoire français ( plus de 2500 installations sur 20 ans) (Boutin and Racault, 1986), évaluation des performances en collaborations avec les Sateses, conception des ouvrages, comportement hydraulique et étude détaillée de cas de dysfonctionnement. (St Pierre d'Aurillac en Gironde et suivi long terme de trois lagunes du département du Tarn et Garonne).

La nature même du procédé lagunage, du fait notamment du long temps de séjour des effluents dans les bassins, de l'absence de systèmes d'aération artificiels et de recirculation rend la conception des bassins essentielle (taille, profondeur, forme, ouvrages de communication entre bassins) pour assurer un bon fonctionnement. La connaissance du comportement hydrodynamique est donc importante pour affiner la conception et améliorer la compréhension des phénomènes épuratoires.

Dans ce cadre, j'ai ainsi mené une étude hydrodynamique complète sur une installation de lagunage au moyen de traçage au lithium avec analyse de l'impact d'un cloisonnement provisoire. Un suivi biologique et physico-chimique sur un cycle annuel y était associé (Racault and Boutin, 1984). Le rôle des sédiments étant un élément important du fonctionnement, une méthodologie a également été mise au point pour évaluer la hauteur de sédiment présente sur les bassins de lagunage naturel, cartographier les dépôts, quantifier les volumes de boue et analyser leur évolution.

Parallèlement à cette approche, nous avons interprété les résultats acquis après une dizaine d'années d'expérience sur un large échantillon d'installations implantées sur l'ensemble du territoire. Le caractère particulier du lagunage naturel a conduit à s'appuyer sur une expérience diversifiée reposant sur un grand nombre de situations différentes (charge reçue, âge des installations, volume de sédiments, climat, ...) et couvrant la plus longue période d'observation possible. L'analyse de la situation nationale par synthèse des résultats d'enquêtes réalisées auprès des Sateses a alors révélé un certain nombre de phénomènes de dysfonctionnement pour lesquels les causes restaient peu évidentes.

Des demandes locales (Gironde et Sud-Ouest) concernant ces dysfonctionnements sont apparues à la même époque. Elles commençaient à remettre en cause la technique du lagunage et m'ont alors incité à proposer des études approfondies pour la compréhension des phénomènes observés. Ainsi deux études sur le long terme ont été engagées successivement en Gironde (lagune de St Pierre d'Aurillac) et en Tarn et Garonne (suivi de 3 installations en parallèle sur 2 cycles annuels) (Racault, 1993). Une méthodologie spécifique a été mise en œuvre avec suivi continu et sur le long terme des flux, des températures à différents niveaux et réalisation de campagnes de mesures mensuelles. Ces dernières comprenaient la mesure des flux entrée-sortie des bassins et un suivi spécifique du bassin de tête avec des profils de pH et redox, analyse de la chlorophylle, analyse des sulfures, ...

Après mise en évidence du rôle des sulfures présents dans le réseau d'alimentation, des expérimentations complémentaires ont été menées en modèles réduits (bassins de même profondeur enterrés) et dans des conditions climatiques analogues à celles du terrain afin



de préciser l'évolution de la chlorophylle active, les seuils de sulfures admissibles et l'impact de la déstratification thermique (phénomène alors peu décrit dans les lagunages).

Ces travaux d'étude du lagunage naturel sur le long terme nécessitent une approche très différente de celle utilisée pour les procédés conventionnels. L'influence de la saison, des conditions météorologiques, des flux reçus les jours précédents, de la quantité de sédiment présente, de la forme des bassins, de l'exposition au vent sont autant de facteurs qui interviennent et doivent être intégrés dans les interprétations. L'ensemble de ces facteurs explique la nécessité de définir, à la conception des lagunages, les conditions réduisant au maximum les risques de dysfonctionnement (nuisances et réduction des performances) tout en conservant des niveaux d'investissement acceptables.

C'est à l'occasion de ces études que la mise en œuvre des premiers dispositifs de saisie de données autonomes a été réalisée. Apportant une quantité d'information beaucoup plus importante qu'auparavant, ces dispositions ont permis des interprétations jusqu'alors impossibles. De même, les suivis long terme simultanés d'installations vraies grandeur, avec protocole identique sur plusieurs installations subissant les mêmes contraintes climatiques, ont alors constitué des données originales.

### **II.2.2.2 Principales avancées et valorisation**

Les principales avancées sur le thème lagunage naturel résultant des travaux de l'équipe de Bordeaux peuvent se synthétiser ainsi:

- Possibilité de stratification thermique marquée sur une faible hauteur d'eau en zone non ventée
- Comportement hydrodynamique des bassins en piston diffusionnel, proche du mélange intégral. Effet du cloisonnement néfaste par augmentation des zones mortes et phénomène de surcharge organique en tête de bassin
- Analyses des cycles annuels de performances sur les principaux paramètres (chlorophylle, nutriments, DCO soluble, ...), rôle des différents bassins. Abattement azote et phosphore
- Compréhension des phénomènes de dysfonctionnement biologique Aide à l'interprétation des observations, notamment des évolutions de coloration. Appréhension de la stabilité du fonctionnement biologique
- Rôle essentiel du fonctionnement du premier bassin dans le fonctionnement général et conception et dimensionnement de ce dernier pour garantir un équilibre biologique
- Mécanismes de production et transformation des sulfures, rôle des bactéries photosynthétiques du soufre, tolérance aux apports supplémentaires de sulfures
- Solutions curatives appropriées en cas de sulfures dans le réseau ou de dysfonctionnement (impact du chlorure ferrique).
- Production de boue et effet du vieillissement sur les performances
- Synthèse de l'expérience nationale tant pour la conception des ouvrages que pour le domaine d'application du procédé (Racault *et al.*, 1997)

L'ensemble des recherches réalisées sur le lagunage naturel dans l'équipe de Bordeaux sur une dizaine d'années a contribué à définir les performances possibles sous climat moyen français et a servi d'appui à l'établissement de la Circulaire du 17 février 1997 relative à l'assainissement collectif de communes-ouvrages de capacité inférieure à 120 kg DBO<sub>5</sub>/jour.

La reconnaissance internationale des compétences en lagunage s'est traduite, outre des communications (Racault, 1993; Racault and Boutin, 2004; Racault and Boutin, 2005; Racault *et al.*, 2006a; Racault and Boutin, 1984), par des participations au groupe spécialisé IWA « waste stabilization pond », au comité scientifique des conférences spécialisées de l'IWA sur le lagunage naturel (Avignon, 2004, Bangkok, 2006) et des formations (OMS, Mastere MISEA à Rabat, Maroc). Cette reconnaissance internationale s'est aussi traduite par la participation à deux jury de thèse à l'étranger : Henrietta SALTER (1999, Univ. Surrey, Angleterre) et Hossain EL OUARGHI (2002, FUL, Belgique).

Sur le plan national, participation à de nombreuses formations continues: ENGEES, ENTPE, INPT, ENSP et plus récemment, 2008 et 2009, à des expertises pour la mise à niveau des rejets (lagunage Saintes Maries de la Mer, lagunage de Mèze).

## II.2.3 Systèmes aérobies à biomasse fixée

### II.2.3.1 Lit bactérien à ruissellement

#### II.2.3.1.1 Introduction

Le lit bactérien est le procédé biologique aérobic intensif historiquement le plus ancien (fin du 19<sup>ème</sup> siècle, Grande Bretagne), mais sa part dans le parc de stations d'épuration françaises ne représente plus qu'environ 10% à 12% de l'effectif. Il est tombé en France dans une certaine désuétude, plus que chez nos voisins européens (Angleterre et Allemagne par exemple). Bien qu'il ne permette pas d'atteindre des niveaux de traitement aussi poussés que les boues activées, il présente l'avantage d'avoir un mode de fonctionnement simple, plus économique que les boues activées et peut correspondre à des contraintes d'exploitation limitées le rendant bien adapté aux petites collectivités.

Avec la mise sur le marché de matériaux plastiques de garnissage dans les années 80 (grande surface spécifique et pourcentage de vide élevé) le lit bactérien a pu être utilisé pour le traitement d'effluents concentrés d'IAA. Ces lits bactériens à garnissage plastique fonctionnant à forte charge organique ont ensuite été adaptés au cas des effluents urbains soit pour servir de premier étage de traitement en dégrossissage, soit en traitement conventionnel avec ou sans décanteur primaire, soit enfin en traitement tertiaire pour nitrifier l'azote.

Mon équipe s'est investie de nombreuses années dans l'évaluation de cette technique sous ses différentes conceptions (lit conventionnel à garnissage cailloux, lits à garnissages plastiques vrac ou ordonnés, lits à doubles étages, lits avec bassin de floculation de boue aval, ...). Suite aux contacts scientifiques internationaux noués sur ce thème, un programme européen a été monté en 1991 pour harmoniser les dimensionnements des lits bactériens traitant le carbone et l'azote.

#### II.2.3.1.2 Programme européen

Le Cemagref considérant que la technique lit bactérien avait encore toute sa place dans la gamme des procédés, notamment pour les petites et moyennes collectivités, l'équipe de Bordeaux s'est donc investie dans l'évaluation des filières intégrant les nouveaux matériaux de garnissage afin en particulier d'établir des bases de dimensionnement pour le traitement

du carbone et de l'azote, et définir les paramètres les plus pertinents du fonctionnement. La modélisation de ce processus de traitement par biomasse fixée se révélant encore peu fiable, le procédé lit bactérien était le plus souvent dimensionné dans les différents pays sur des bases empiriques et nécessitait une meilleure compréhension de son fonctionnement. La littérature disponible sur les lits bactériens conduisait alors à des recommandations de dimensionnement très disparates.

Le manque de recherche sur le procédé au cours des années précédentes n'ayant pas fait évoluer les différentes pratiques nationales, un projet européen a été monté en 1991 afin d'adapter la technique à des normes de rejets européennes plus sévères, notamment sur l'azote. J'en ai été le coordonnateur à une époque encore pionnière pour le Cemagref en matière de gestion des programmes européens.

La motivation de l'étude proposée à l'Union Européenne reposait sur les constatations suivantes :

- le lit bactérien est bien adapté à des petites collectivités pour éliminer le carbone et l'azote si nécessaire (milieux récepteurs sensibles). Ce procédé simple et fiable, peu consommateur d'énergie demeure compétitif avec une optimisation de sa conception et de son fonctionnement,
- dans le cas des installations de grande taille existantes (Allemagne, Grande Bretagne) une mise à niveau est nécessaire en particulier pour répondre à des normes plus sévères, notamment sur l'élimination de l'azote. Il faut donc démontrer la possibilité d'atteindre les niveaux de concentration exigés et définir les filières avec les conditions de fonctionnement permettant de les atteindre sans remettre totalement en cause les installations existantes.

Le programme a été bâti de manière à aborder les aspects fondamentaux du fonctionnement des lits bactériens tels que : l'hydrodynamique et les temps de séjour, l'oxygénation, les transferts thermiques, l'évaluation comparée des modèles et des résultats de performances relevées sur de longues périodes sur des installations en vraie grandeur ou des pilotes industriels. Les conditions de l'élimination partielle ou totale de l'azote a constitué une part importante du travail réalisé.

La répartition des thèmes entre les partenaires peut être schématisée par le Tableau 1 :

Tableau 1: Thèmes d'étude des différents partenaires du programme européen

Partenaire	Thèmes
CEMAGREF (France)	⇒ hydrodynamique sur installations en vraie grandeur ⇒ investigations sur matériaux supports plastiques avec performances d'élimination du carbone et de l'azote
CEBEDEAU (Belgique)	⇒ nitrification et dénitrification ⇒ influence des conditions de fonctionnement et du matériau support
FUL (Belgique)	⇒ transfert d'oxygène, modèle thermique ⇒ choix des modèles pour l'élimination de la charge organique
Université de Thessalonique (Grèce)	⇒ influence de la température sur l'élimination du carbone et sur la nitrification (pilote industriel)
Université de Kassel (Allemagne)	⇒ méthodes de dénitrification d'un lit nitrifiant par réacteur positionné en amont ou en aval - bases de dimensionnement
Thames Water (Royaume Uni)	⇒ conditions de la nitrification partielle ou totale ⇒ influence de la température, analyse de données sur un échantillon représentatif d'installations

### **Contribution de l'équipe de Bordeaux**

Dans le prolongement des études menées dans les années précédentes par l'équipe de Bordeaux sur les lits bactériens à garnissage plastiques, nous avons pris en charge l'étude de l'hydrodynamique qui dans ces systèmes à temps de passage court (quelques minutes) représente un facteur important du fonctionnement. L'hydrodynamique qui traduit en effet le contact entre l'effluent à traiter et la biomasse est indispensable pour définir la surface utile de matériau de garnissage et sa connaissance est aussi nécessaire pour la modélisation.

Les expérimentations ont été conduites par traçage au lithium sur huit installations françaises vraie grandeur avec différents types de matériaux de garnissage. Le volume de liquide en circulation à l'intérieur des lits bactériens a été déterminé avec un garnissage colonisé par la biomasse. Les données recueillies, jointes à celles d'autres auteurs, ont permis d'établir une corrélation entre la charge hydraulique ( $C_h$ , en m/h) et la fraction volumique de liquide circulant ( $\beta_d$ ) et de confirmer le fort accroissement du temps de séjour en présence de garnissage colonisé. Un modèle hydrodynamique de biodiffusion a été développé pour expliquer les longues queues de courbes des DTS observées. Dans ce modèle, un piston diffusionnel échange la matière avec la fraction liquide immobile représentée par la biomasse fixée ou piégée (Seguret *et al.*, 2000).

#### II.2.3.1.3 Avancées sur le dimensionnement des lits bactériens

De l'étude européenne il a été possible de proposer des bases de dimensionnement pour le traitement de la DBO et pour le traitement de l'azote en fonction des objectifs de traitement visés.

En matière d'élimination du carbone trois cas peuvent être différenciés :

- les collectivités de plus de 2000 éq.hab. pour lesquelles, en simplifiant, l'eau traitée doit avoir une DBO inférieure à 25 mg/l,
- les collectivités de moins de 2000 éq.hab. pour lesquelles le "traitement approprié" peut permettre de viser un niveau de qualité moins contraignant (l'absence d'imposition de la nitrification, examinée au plan de l'impact des eaux traitées sur le milieu récepteur, milite pour ne pas fixer de valeur limite en DBO sévère). L'adéquation entre les possibilités des lits bactériens et ce type de réflexion nous a conduit à examiner le cas où la qualité imposée au rejet serait de 35 mg/l,
- les cas où le lit bactérien est utilisé à un dégrossissage (1er étage de traitement) destiné à alimenter un étage complémentaire assurant la nitrification. Les bases de dimensionnement conseillées d'un tel lit sont établies pour une filière où le second étage serait à culture fixée (l'optimum de fonctionnement supposant un très faible niveau de carbone dans ce dernier étage).

A partir des résultats exploités lors de ce programme, aucune relation évidente n'a pu être établie entre la charge surfacique et l'abattement du carbone dans les classes de charge volumique utilisées en effluent urbain, ce qui ne donne pas un avantage net des supports plastiques. A contrario, dans le cas de lits bactériens à très faible charge organique traitant l'azote, où l'épaisseur du biofilm est beaucoup plus faible, l'avantage des matériaux plastiques apparaît nettement avec une meilleure utilisation de la surface du support. Les flux applicables en azote peuvent alors être calculés par rapport à la surface développée. Des charges hydrauliques plus élevées et une hauteur de matériau plus importante sont nécessaires pour l'utilisation optimale du matériau plastique, en particulier pour bénéficier de sa plus grande surface spécifique.

La diminution de la fréquence de rotation des bras (entre 10 et 30 minutes par tour) permet d'augmenter la charge hydraulique instantanée appliquée localement sur le garnissage (coefficient  $Sk$ ) et d'entraîner un meilleur mouillage du garnissage conduisant à l'utilisation de toute la surface accessible au fluide.

La nitrification en lit bactérien est fonction :

- de la charge volumique appliquée et de la concentration en DBO de l'affluent. Les populations nitrifiantes tendent à dominer quand la DBO est réduite à une concentration inférieure à 50 mg/l.
- de la charge appliquée en azote ammoniacal. La phase d'ammonification doit être réalisée au préalable.
- de la surface utile développée, du matériau. La qualité de mouillage est donc essentielle et la charge hydraulique est un facteur important. Les charges à appliquer étaient données avec un facteur de sécurité mais demandaient des recherches complémentaires pour être optimisées.
- d'une bonne oxygénation du liquide percolant dans le matériau de garnissage ce qui suppose un tirage d'air suffisant, notamment dans le cas de températures élevées.
- de la température. Si la nitrification est bien établie, ce paramètre semble peu jouer au moins pour des climats tempérés et pour des matériaux traditionnels (cas de l'Angleterre par exemple où les charges organiques appliquées sont suffisamment faibles pour permettre une nitrification efficace en hiver).

Suivant les objectifs que l'on veut atteindre, on distinguera plusieurs types de filières permettant soit une nitrification partielle ou poussée en simple étage soit une nitrification dans un lit bactérien positionné en deuxième étage.

#### II.2.3.1.4 Valorisation des compétences et publications

- DEA et Thèse de Frédéric Seguret
- Articles IWA, JWST, Water Research

Outre le programme européen des collaborations avec l'Espagne ont été établies dans le cadre de coopérations scientifiques entre la région Aquitaine et les provinces de Euskadi/Navarre/Aragon. Le développement important des stations d'épurations dans ces régions à cette époque avait conduit à la construction d'un nombre élevé de lits bactériens équipés de sprinklers motorisés et de bassins de contact aérés en aval inspirés des filières « trickling filter/ solid contact process » préconisées aux USA (Parker *et al.*, 1990). Une étude incluant l'hydrodynamique a été réalisée sur l'installation de Villafranca en 1997 en collaboration avec la NILSA (Navarra de Infraestructuras Locales). De même, une collaboration scientifique sur les lits bactériens a été établie avec l'école d'ingénieur de génie civil de Santander (Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Professeur Tejero).

### II.2.3.2 **Biofiltres**

#### II.2.3.2.1 Hydrodynamique des procédés de traitement à biomasse fixée et support immergé

Le travail sur l'hydrodynamique des lits bactérien a eu des prolongements sur d'autres procédés d'épuration à culture fixée mais avec support immergé : les biofiltres. Dans cette

technique, en plein développement à l'époque dans les années 1990, les temps de séjour dans les réacteurs sont également courts et il est essentiel pour l'efficacité du traitement que l'effluent circule à la surface du biofilm de manière à y permettre un renouvellement continu. A ce titre, l'efficacité dépend dans une large mesure de la manière dont le contact entre le biofilm et l'effluent s'organise.

Cette approche globale a été conduite dans le cadre de la thèse de Frédéric Seguret que j'ai encadrée de 1995 à 1998. Ainsi, le travail sur les lits bactériens a été complété par l'étude de l'hydrodynamique de deux biofiltres de nitrification à flux ascendant, vraie grandeur, et de plus de 100 m<sup>2</sup> de surface horizontale l'un avec matériau flottant (procédé Biostyr) l'autre avec un matériau de densité supérieure à 1 (procédé Biofor). Les distributions des temps de séjour (DTS) ont été déterminées par traçage en plusieurs points de la section horizontale au sein de chaque réacteur afin d'estimer l'homogénéité de l'écoulement avec un biofilm de faible épaisseur.

L'originalité de ces travaux est l'approche en vraie grandeur des conditions d'écoulement dans la zone monophasique inférieure et dans la zone triphasique occupée par le matériau, et traversée par l'air et l'eau. Ces expérimentations lourdes, très peu pratiquées du fait de la logistique qu'elles imposent, du temps de préparation et du grand nombre d'analyse (Li) qu'elles engendrent, ont apporté cependant des bases scientifiques sur le comportement réel des réacteurs. Le lit proprement dit (zone avec garnissage) est proche d'un réacteur piston avec une dispersion axiale plus ou moins prononcée suivant la technologie utilisée (Seguret and Racault, 1998) (Seguret *et al.*, 2000).

La connaissance du comportement hydrodynamique associée à un modèle simple de nitrification permet de calculer la concentration en ion ammonium en sortie de biofiltre. On peut ainsi simuler l'effet d'un changement rapide de concentration en  $N-NH_4^+$  sur les performances en sortie et évaluer la sensibilité du système (Seguret and Racault, 1998).

### ***II.2.3.3 Valorisation des travaux sur l'hydrodynamique***

Les travaux accomplis dans le domaine de l'hydrodynamique, outre la thèse de Frédéric Séguret et les articles publiés (cf § II.3.2.1) ont permis d'établir des contacts scientifiques fructueux avec l'ENSIC de Nancy et Anjou Recherche. Les méthodes de mesure et d'exploitation des données ont par la suite été transférées au sein du TR Epure pour l'étude d'autres systèmes de traitement, notamment ceux de petites collectivités par cultures fixées sur supports fins.

## **II.2.4 Boues activées**

### ***II.2.4.1 Introduction***

Les boues activées restent le procédé de traitement biologique le plus répandu et a logiquement fait partie des sujets importants que j'ai étudiés dans le cadre de l'appui technique à l'époque du CTGREF, notamment au travers de l'évaluation des performances des procédés d'aération. Ce thème a ensuite été abordé dans le cas plus général du traitement des effluents d'IAA et surtout dans le cas du traitement des effluents de caves vinicoles présenté au paragraphe II.5.1. Plus récemment, j'ai repris l'étude des boues activées d'abord avec le traitement de l'azote et ensuite avec l'étude des bioréacteurs à membranes.

Il y a une dizaine d'années en effet, ayant estimé que la mission du Cemagref sur le traitement des effluents vinicoles était en voie d'achèvement et que par ailleurs la technique lit bactérien subissait un manque d'intérêt de la part des principaux constructeurs et des maîtres d'œuvre français, j'ai souhaité progressivement m'investir sur le thème du traitement de l'azote en boues activées. Cela a correspondu également avec l'arrivée d'une nouvelle ingénieure dans l'équipe, disposant de compétences en modélisation des boues activées (A.E. Stricker, thèse soutenue en 2000). Le retour à deux scientifiques dans l'équipe permettait aussi un rééquilibrage des activités.

Le sujet traitement de l'azote dans les effluents urbains a été pris en charge par mon équipe à partir des années 1996-1997, il était préalablement étudié au Cemagref, essentiellement par l'équipe d'Antony, et avait notamment conduit à deux documents techniques FNDAE : un premier consacré aux boues activées (Duchene, 1990) et un second auquel j'ai participé comme co-auteur qui englobait différents procédés adaptés aux petites collectivités (Deronzier *et al.*, 2002). Dans ce dernier document, des relations entre vitesse de nitrification et charge azotée journalière avaient été établies en boues activées à 10°C et 20°C au moyen d'essais sur pilote et avec effluent synthétique.

Il restait cependant à conforter le dimensionnement préconisé en période de faible température et fournir une argumentation scientifique solide pour contrebalancer une tendance des concepteurs d'installations à agrandir exagérément les bassins d'aération et corrélativement provoquer le surdimensionnement des équipements d'aération.

#### **II.2.4.2 Aération**

L'aération est un poste essentiel dans les traitements biologiques aérobies tant pour ses performances de transfert d'oxygène que pour son impact déterminant dans le coût des procédés. Ce thème transversal aux procédés biologiques aérobies concerne en priorité les boues activées et a depuis toujours été un domaine privilégié de compétences au Cemagref. Mon activité professionnelle m'a naturellement conduit à y consacrer un temps important et à effectuer de nombreux travaux dans ce domaine. J'ai pu approfondir le sujet du transfert d'oxygène en installations vraie grandeur dans des configurations très diverses et avec des variations concernant : - le système d'aération, - la hauteur d'eau, - la concentration de boues, ...). Ainsi depuis une trentaine d'années j'ai réalisé plus d'une cinquantaine de mesures de capacités d'oxygénation sur site avec une large gamme de procédés (aération de surface, insufflation d'air, systèmes déprimogènes, ...). Ces travaux ont été l'occasion de mettre au point des méthodologies de mesures et de traitement des données adaptées à des cas particuliers comme par exemple l'utilisation d'oxygène pur (système avec Venturi), l'application de puissances spécifiques très élevées entraînant une remontée d'oxygène plus rapide que le temps de réponse des oxymètres lors des mesures de capacité d'oxygénation (aération traitement effluents vinicoles par levures), l'utilisation de fortes hauteurs d'eau, ...

De l'ensemble de ces mesures, des documents de synthèse sur les résultats (Heduit and Racault, 1983) et sur la méthodologie (Duchene *et al.*, 1995) ont été produits.

Les résultats des mesures de transfert d'oxygène ont aussi été largement utilisées ces dernières années pour les démarches d'interprétation et d'optimisation des performances des boues activées et de bioréacteurs à membrane (méthode des bilans) (Cf. § II.5.2.3.2).

### **II.2.4.3 Expérimentations sur pilote: nitrification basse température**

L'équipe épuration du Cemagref de Bordeaux a repris en charge progressivement le sujet azote en travaillant sur les conditions limites de maintien de la nitrification à basse température, et en étudiant des charges massiques plus élevées que les valeurs largement sécuritaires souvent adoptées dans les projets déposés. Une telle approche simplifiée en pilote était nécessaire pour obtenir des conditions pseudo-stationnaires facilitant les interprétations (âge de boue maîtrisé et charge massique stable), pour définir une méthodologie de suivi des capacités de nitrification et de maintien de la biomasse autotrophe au sein des boues activées.

Un pilote d'une centaine de litre, d'abord alimenté par un effluent synthétique, puis pendant plus de six mois en effluent réel, a été installé dans un local à température régulée. L'utilisation d'effluents réels est une solution beaucoup plus contraignante mais évite les biais introduits dans le fractionnement des eaux usées à traiter et leurs conséquences sur la production de boue et sur l'âge des boues. L'ensemble des expérimentations menées en continu sur deux années à partir de 1999 ont fait l'objet d'un DEA et d'une thèse que j'ai encadrés (J.-M. Choubert, FCPR – ENGEES).

Ces d'expérimentations ont permis d'améliorer la méthode de détermination de la vitesse maximale de nitrification et de disposer de données fiables, obtenues en conditions stabilisées. A partir des suivis détaillés du pilote, réalisés à faible température (10°C), un premier jeu de paramètres du modèle ASM1 (Activated Sludge Model n°1, Henze *et al.*, 1987) a été obtenu et utilisé pour des simulations.

Parmi les conclusions résultant de ces essais on note que la diminution de l'âge des boues sans compensation par une augmentation de la durée d'aération entraîne une réduction de la concentration en biomasse autotrophe avec altération de la qualité du rejet. On peut aussi déduire de ces simulations que lorsque la durée d'aération est suffisante et le ratio DCO/N constant, la vitesse maximale de nitrification reste pratiquement inchangée lorsque l'âge des boues diminue.

### **II.2.4.4 Etude de l'inhibition de la nitrification en boues activées**

Les eaux résiduaires urbaines (ERU) des collectivités peuvent véhiculer une part plus ou moins importante de toxiques d'origine industrielle ou artisanale. La nitrification biologique peut en être affectée. Les composés toxiques peuvent réduire ou arrêter la croissance bactérienne voire provoquer une intensification de la mortalité.

En 1999, en Europe du Nord, une enquête réalisée sur une centaine de stations d'épuration a évalué à 30% du parc le nombre d'installations domestiques d'épuration touchées par l'inhibition de la nitrification (Jönsson *et al.*, 2000). En France, il apparaît difficile de faire des statistiques sur l'occurrence du problème mais à partir des seules études de stations d'épuration des équipes épuration du Cemagref (qui concernent une part très faible du parc) on a pu relever plusieurs cas de perte de nitrification durables consécutives à des phénomènes d'inhibition. Une étude préliminaire menée en 2006 par l'équipe de Bordeaux (non publiée) à partir des résultats de trois Agences de l'eau collectés sur environ 150 STEP françaises à dominante urbaine traitant l'azote, d'une capacité supérieure à 50000 EH afin de disposer de données suffisantes, a montré qu'environ 44% de ces stations étaient sujettes à des pertes de nitrification durables (rendement N < 70% ou baisse supérieure à 15% sur des bilans journaliers par rapport à la moyenne annuelle). Les informations récoltées sont malheureusement largement insuffisantes pour cerner les



causes des pertes de nitrification mais il est probable que l'inhibition est à l'origine d'une partie des cas.

L'impact des toxiques sur les taux de croissance et les taux de décès de la biomasse autotrophe, et l'influence supplémentaire qu'exerce la température ont été peu étudiés jusqu'ici. Dans le cadre des travaux sur l'optimisation du traitement de l'azote et de sa modélisation, il nous a paru utile de mettre au point une méthode simple de détermination de la toxicité applicable in situ et de compléter le modèle ASM1 pour y intégrer la toxicité.

Un travail de post-doc (Vaïtea Pambrun) a permis de réaliser en 2006 une première étude visant à caractériser l'impact de deux composés toxiques (le cadmium et le 3,5-dichlorophénol [DCP]) sur l'activité nitrifiante mais également sur le taux de décès de ces bactéries pour deux températures différentes ( $12\pm 1^\circ\text{C}$  et  $21\pm 1^\circ\text{C}$ ). Les composés ont été choisis pour leur représentativité et la disposition de données bibliographiques suffisantes. Les tests respirométriques menés sur la boue d'une station urbaine ont conduit aux valeurs d'IC50 (concentration pour 50% d'inhibition) conformes à celles de la littérature et à un seuil d'inhibition pour le Cd à 1.8 mg/L (Pambrun and Racault, 2007) (Pambrun *et al.*, 2008).

La température semble avoir une influence sur l'impact d'un composé toxique lorsque ce composé a tendance à précipiter ou à être biosorbé dans les boues. La température aurait donc un effet sur les mécanismes physico-chimiques régulant la biodisponibilité du composé et donc de sa toxicité. Les taux de décès des bactéries autotrophes avec ou sans toxiques à une concentration proche de l'IC 50 ont été mesurés : l'impact dépend fortement du type de composé (très faible pour Cd, important pour le DCP).

L'ensemble de ces expériences a permis une première approche des comportements probables résultants de la présence d'un toxique face à des bactéries nitrifiantes. Considérant ces nouveaux éléments, il devient possible de discuter avec plus de pertinence les modes de gestion à adopter en présence de différents scénarios d'arrivée de toxiques et à différentes températures. Quelques situations ont déjà été simulées afin de mettre en évidence l'effet des paramètres "durée de présence et concentration en toxique" sur la qualité des eaux de sortie pour plusieurs températures. Suivant les cas, différentes stratégies de gestion peuvent être testées par simulation.

## II.2.5 Bioréacteurs à membrane

### II.2.5.1 Origine et objectifs

Avec des contraintes de qualité d'effluent traité devenant de plus en plus strictes, le procédé bioréacteur à membrane, associant boues activées et séparation membranaire de la biomasse, a désormais sa place dans la gamme des procédés les plus performants. Après avoir été réservée aux effluents industriels ou très spécifiques (lixiviats de décharges) la technique bioréacteur à membrane, initialement appliquée avec une filtration externe très consommatrice d'énergie a évolué en utilisant des membranes organiques immergées dans la boue (systèmes intégrés). Cette dernière technique est devenue largement dominante et est adaptée au cas des effluents urbains tant pour son aptitude à traiter des volumes importants que pour son coût d'exploitation moindre. Dans la suite du mémoire nous utiliserons le terme générique BAMI pour désigner les procédés bioréacteurs à membranes immergées étudiés, tous situés dans le domaine des eaux usées urbaines.

La technique BAMI suscite une attention croissante de la part des maitres d'œuvre et des collectivités soumises à des normes de rejet sévères et/ou devant réaliser une augmentation de capacité de traitement sans emprise au sol supplémentaire. A l'échelle mondiale et européenne, les bioréacteurs à membrane ont acquis une maturité certaine avec un développement important ces dernières années (Lesjean and Huisjes, 2007). A l'échelle française, le nombre d'installations traitant des eaux usées urbaines dépassera 50 unités en 2009 et est en forte croissance. La possibilité de réutiliser les eaux épurées de ces systèmes peut aussi être un facteur déterminant pour le choix de cette technique et le sera encore davantage dans les années à venir.

A l'aube de l'application à l'échelle industrielle en France de cette nouvelle technologie pour les eaux usées urbaines dans les années 2000, j'ai souhaité m'investir dans l'évaluation des filières bioréacteurs à membrane afin d'y apporter une analyse des systèmes in situ et en présence des contraintes des installations vraie grandeur. Ma première véritable approche du procédé et de ses particularités a été réalisée en 1999 dans le domaine du traitement des effluents de cave vinicoles (étude de projet d'installation en Champagne sur un centre d'embouteillage, suivi d'installations de traitement d'effluents vinicoles sur châteaux du Bordelais) et sur le traitement des eaux grises d'un immeuble par le procédé BRM<sup>®</sup> à membranes céramiques externes (contrat d'étude avec le CIRSEE, 1999).

Le cheminement suivi dans l'étude de la technologie BAMI est totalement intégré à celui du thème de recherche Epure au Cemagref qui a toujours souhaité s'investir dans l'évaluation des nouveaux procédés de traitement des eaux usées à fort potentiel de développement (comme ce fut préalablement le cas pour les biofiltres par exemple). Une partie des compétences nécessaires à l'étude approfondie des procédés BAMI est disponible dans l'équipe (boues activées avec modélisation, traitement de l'azote, transfert d'oxygène, méthodologie d'analyse d'un procédé complexe, biologie des boues) et une autre partie concernant le fonctionnement de la filtration et des mécanismes de filtration est en cours d'acquisition. Pour conforter notre démarche scientifique sur ces aspects filtration, des relations ont été établies avec plusieurs laboratoires universitaires très impliqués dans les procédés membranaires (INSAT-LISBP, LGPE Univ. Bx2, - laboratoire de Génie des Procédés, Univ. Montpellier2- LGPEB).

L'objectif visé par notre équipe est donc de concentrer une part importante de nos travaux sur le fonctionnement vraie grandeur, dans les conditions réelles spécifiques du procédé (boues concentrées, aération avec deux systèmes distincts, hydrodynamique particulière, gestion de la filtration). La recherche s'est en effet beaucoup développée ces dernières années mais principalement au laboratoire et sur pilote pour étudier en particulier les mécanismes du colmatage et les substances responsables de ce dernier.

Il est important d'évaluer ces filières de traitement in situ pour caractériser les points déterminants que sont :

- Les performances épuratoires tant sur le carbone que sur les nutriments
- Les conditions de fonctionnement spécifiques, notamment les transferts d'oxygène dans le bassin d'aération avec des concentrations élevées en boue
- La consommation énergétique effective. Elle est plus importante que dans les systèmes conventionnels en raison de l'utilisation, permanente ou cyclique, d'une aération grosses bulles pour le maintien des caractéristiques de filtration des membranes
- La production de boues qui, du fait d'âges de boue élevés, peut être réduite par rapport à des systèmes conventionnels

L'analyse fine de ces procédés requiert des suivis de longue durée pour caractériser :

- La perméabilité des membranes sur le long terme et l'impact des conditions de fonctionnement (concentration boues, âge boues, débit d'air appliqué, alternance aération-relaxation, historique des lavages chimiques des membranes, ...)
- L'évolution des caractéristiques intrinsèques de la boue vis-à-vis de la filtration

### **II.2.5.2 Actions sur les bioréacteurs à membrane au cours des dernières années**

La prise en charge du sujet s'est faite progressivement sous forme: de revue bibliographique avec état de l'art de l'application de la technologie en eaux usées urbaines. Elle s'est poursuivie par l'analyse du fonctionnement de deux installations françaises représentatives de la technologie Biosep à partir des données journalières d'exploitation (Biosep Ile d'Yeu et Biosep Thelus) avec rédaction d'un rapport pour le FNDAE (Racault *et al.*, 2003). Ce travail préliminaire a été poursuivi depuis 2005 avec la mise en place de suivis sur longue durée sur quatre installations représentatives des deux techniques dominantes de bioréacteurs à membrane, celle avec des membranes à fibres creuses (bioréacteur à membrane Biosep de Guéthary et Ultrafor® de Grasse) et celle avec des membranes planes (bioréacteur à membranes Aqua-RM de Le Guilvinec et de Le Bono).

Ayant eu à examiner le projet de BAMI de la Step de Guéthary en 2001 (système Biosep), nous avons pu obtenir l'accord du maître d'ouvrage et du constructeur (MSE-Veolia) pour engager une étude détaillée du fonctionnement de l'installation pendant deux années (2005 et 2006). Ce site a donc représenté pour nous une excellente plateforme expérimentale pour mettre au point une méthodologie de suivi adaptée et acquérir la compétence technique sur ce procédé encore peu diffusé en France à l'époque. Une démarche analogue a été réalisée sur l'installation Aqua-RM de Stereau à Le Guilvinec en 2005. Ces études ont fait l'objet d'un mémoire d'ingénieur et d'un rapport FNDAE (Racault *et al.*, 2006b).

Les travaux de recherche sur la modélisation des bioréacteurs à membranes (cf § II.3.5) ont été engagés depuis 2006 en continuité de ceux réalisés sur le traitement de l'azote en boues activées et ont fait l'objet d'une thèse que j'ai encadrée et qui a été soutenue en décembre 2008 (Florian Delrue). Ils s'appuient expérimentalement sur les résultats acquis sur 3 installations vraie grandeur (Guéthary, Le Guilvinec et Grasse). Ce travail de thèse avait également pour objectif d'étudier sur des installations vraie grandeur les relations entre les caractéristiques de fonctionnement et la filtration de la boue. Cependant, la complexité des phénomènes intervenant dans le colmatage et les résultats contradictoires de la littérature rendent encore difficile les perspectives de modélisation de la filtration en site réels (Le-Clech *et al.*, 2006) et ce d'autant plus que les installations en exploitation industrielle fonctionnent toujours en conditions sub-critiques et avec des lavages préventifs.

### II.2.5.3 Avancées méthodologiques

#### II.2.5.3.1 Etude de la filtration

La définition des paramètres les plus importants à suivre pour caractériser la qualité de la filtration sur site réels avec la méthodologie associée doit être considérée comme une première approche pour une future modélisation du colmatage en BAMI industriels. Le but, à terme serait d'intégrer un modèle physique et biologique de colmatage, applicable en sites réels, au modèle biologique des boues activées (ASM1). Le couplage de mesures caractérisant la boue (concentration, viscosité, filtrabilité frontale en cellule agitée, dosage des polysaccharides et des protéines du surnageant, COT du surnageant) avec les pressions transmembranaires issues des données de supervision a permis de caractériser la filtration sur le long terme sur un BAMI à charge variable (Delrue and Racault, 2007)

A l'aide des données des pressions transmembranaires (PTM) recueillies sur plusieurs mois à partir de la supervision des stations étudiées (exemple : Figure 2 avec suite de cycles de filtration), les vitesses de colmatage ( $dPTM/dt$ ) de chaque cycle de filtration ont été calculées, après avoir ramené les valeurs des PTM à 20°C. Les moyennes de ces vitesses obtenues pour chaque journée sont ensuite mises en relation avec les paramètres de la boue et du fonctionnement de l'installation (charge massique, temps d'aération et débit total d'air introduit).

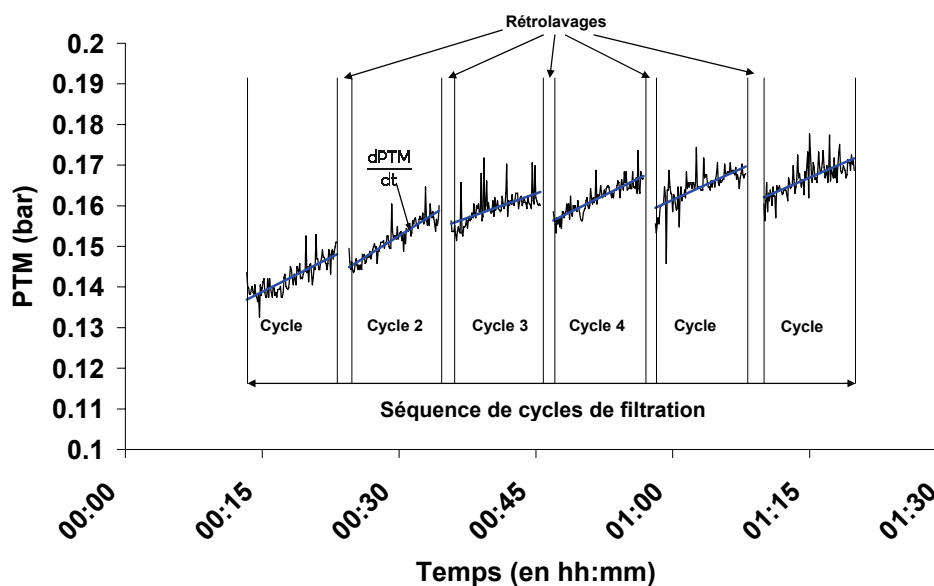


Figure 2 : Exemple d'une série de cycles de filtration (BAMI de Guéthary)

#### II.2.5.3.2 Utilisation des bilans massiques pour la détermination des transferts d'oxygène

L'aération est un des points clefs des bioréacteurs à membrane et est déterminant dans le calcul du coût énergétique. L'air est utilisé d'une part pour le décolmatage permanent des membranes au moyen de grosses bulles (effet de cisaillement) et d'autre part pour l'apport d'oxygène nécessaire au processus biologique au moyen de fines bulles. Les fortes concentrations de boues utilisées en BAMI peuvent affecter fortement le transfert

d'oxygène des fines bulles réduisant notablement les apports horaires d'oxygène avec l'augmentation des concentrations de boue. La part respective d'air apporté par les deux aérations est variable suivant les procédés et les dimensionnements, l'air membrane pouvant représenter de 15% à 65% de l'air total utilisé. Par ailleurs, le fonctionnement simultané des deux aérations (grosses et fines bulles) dans le même bassin rend les conditions hydrodynamiques complexes et la connaissance des l'apports d'oxygène des différentes combinaisons difficile à mesurer.

Grâce au suivi exhaustif des installations sur le long terme: connaissance des flux entrée-sortie, connaissance précise des masses de boues extraites et connaissance du fonctionnement détaillé de tous les appareils (données supervision), notamment des suppresseurs, la méthode des bilans journaliers (Nowak *et al.*, 1999) a pu être adaptée pour calculer les capacités d'oxygénation en boues. Les apports horaires (OTR) des différentes configurations d'aération ont pu être validés en confrontant les résultats avec ceux de la méthode conventionnelle de désorption à l'eau oxygénée. La démarche a fait l'objet d'une communication à WEFTEC (Racault and Gillot, 2007). En dépit de fluctuations journalières importantes des charges organiques reçues, il a ainsi été possible de déterminer dans le cas de la station de Guéthary la part d'oxygène apportée par les grosses bulles (coarse bubble, CB) et les fines bulles (FB) avec 6 régimes d'aérations différents, associant, simultanément ou pas, grosses bulles et fines bulles à différents débits d'air (Figure 3). Les résultats obtenus pour chaque configuration d'aération par cette méthode ont été validés ultérieurement lors de la modélisation de l'installation (Delrue *et al.*, 2008).

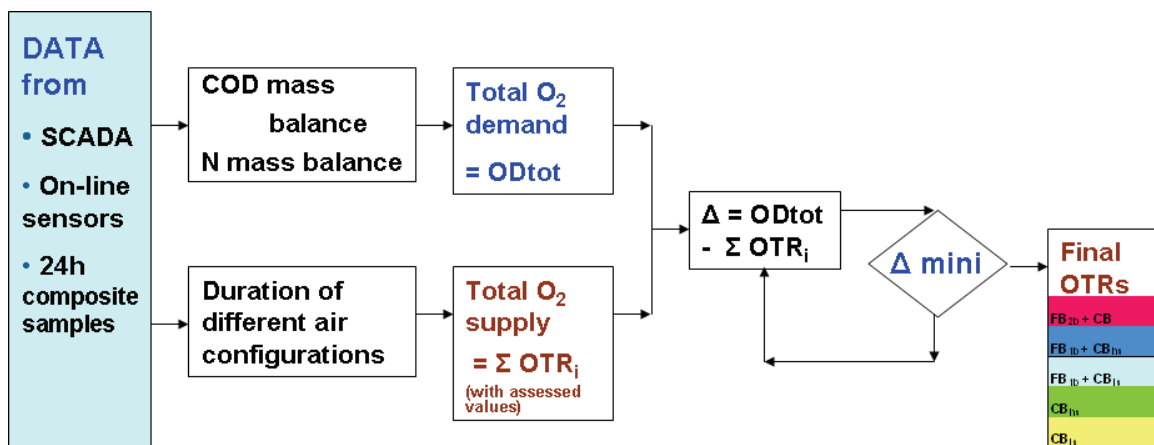


Figure 3 : Calcul des capacités d'oxygénation en boue (OTR) des différentes combinaisons d'aération (CB+FB) dans le BAMI de Guéthary (Racault and Gillot, 2007)

La méthode des bilans a aussi permis de déterminer dans le cas des très faibles charges massiques des BAMI les coefficient  $b'$  de respiration des boues représentatifs de ce type de fonctionnement (Racault and Gillot, 2007). Rappelons que ce coefficient est encore largement utilisé par les constructeurs français pour le dimensionnement de l'aération des installations.

#### II.2.5.4 Premiers résultats des évaluations d'installations BAMI vraie grandeur

De très nombreuses publications sont disponibles sur les BAMI avec une forte croissance de la littérature dans ces dernières années mais le nombre de publications relatives au fonctionnement d'installations industrielles, sur le long terme, est encore très limité. Même

si le nombre d'installations BAMI françaises traitant des eaux urbaines est encore faible et l'expérience limitée, il existe une demande croissante pour disposer de données synthétiques sur la conception et le fonctionnement des installations industrielles.

A partir des suivis long terme réalisés ou en cours on peut dégager quelques premiers résultats:

- La concentration de boue opérationnelle tend à diminuer avec désormais une plage de concentration recommandée située entre 8 et 10g/L réduisant la compacité des ouvrages par rapport aux propositions antérieures mais limitant l'impact négatif sur le transfert d'oxygène à des concentrations de boue élevées.
- Les mesures de transfert d'oxygène réalisées en BAMI vraie grandeur par le Cemagref (résultats non encore publiés) confirment les tendances de la littérature (Cornel *et al.*, 2003) (Germain *et al.*, 2007) mais conduisent à des valeurs du coefficient alpha plus faibles que celles obtenues en pilotes. Des valeurs de alpha pouvant atteindre 0,3 voire moins pour des fines bulles avec une concentration en boue de 12g/L sont possibles ce qui est notablement inférieur aux bases de calcul généralement admises dans les projets industriels. L'utilisation des bilans massiques détaillés d'un BAMI vraie grandeur dans des périodes avec variation importante du taux de boue a permis ainsi de recalculer la variation du facteur alpha moyen journalier en fonction des concentrations de boues. Ce travail fera l'objet d'une présentation orale au 5<sup>ème</sup> Congrès spécialisé de l'IWA sur les technologies membranaires, à Pékin en septembre 2009 .  
Ces éléments de transfert d'oxygène en BAMI vraie grandeur, qui pèsent lourds dans les choix de conception et d'exploitation, seront à confirmer avec les différentes configurations de BAMI disponibles. Une autre démarche pour préciser ce transfert d'oxygène en conditions réelles est en cours sur un autre BAMI à partir des courbes de reoxygénation en utilisant un protocole permettant de stabiliser la respiration pendant la période de mesure. Ces mesures étant particulièrement lourdes à réaliser très peu de données sont disponibles actuellement sur installations vraie grandeur.
- L'énergie spécifique consommée est d'environ 2,5 KWh/kg DCO<sub>éliminée</sub> et 1,75 kWh/m<sup>3</sup> (cas du Biosep de 10 000 EH à 70% de la charge nominale) mais peut atteindre 3,2 KWh/kg DCO<sub>éliminée</sub> lorsque l'installation est sous-chargée et donc non optimisée (cas de l'Aqua-RM de Le Guilvinec). Ces valeurs sont élevées mais une comparaison avec une installation conventionnelle devrait intégrer le coût énergétique des traitements tertiaires permettant d'atteindre un niveau de qualité équivalent et d'éventuels traitement de l'air (station compacte couverte).
- La production de boue a pu être évaluée sur plusieurs sites et sur le long terme. Grace aux mesures de flux de DCO et MES disponibles en continu sur l'affluent, à la connaissance des concentrations d'extraction, il est possible d'accéder à des productions de boues précises sur les BAMI suivis. Les ratios moyens de boues biologiques s'établissent de 0,27 à 0,3 kg MES/kg DCO<sub>élim.</sub> pour des âges de boues compris entre 30 et 60 j et des eaux usées avec un fractionnement moyen, soit des valeurs correspondant à des productions de boues proches de celles d'une boue activée fonctionnant dans la même gamme de charge massique.
- L'analyse du fonctionnement de la filtration sur le long terme a pour le moment été réalisée sur 2 installations avec fibres creuses et cycles de retrolavages fréquents. Le très grand nombre de valeurs de PTM disponibles (1 valeur toutes les 6 ou 10 secondes) et les fluctuations du signal obligent à tester différentes procédures de filtrage des données (publication à la conférence STIC&Environnement en juin 2009 à Calais) . Pour le BAMI, qui atteint une charge organique proche de la valeur nominale en été, on observe une bonne tolérance aux variations importantes de

charges massiques. Les changements de conditions opératoires en période de pointe génèrent des variations sur les caractéristiques de la boue (filtrabilité, viscosité, EPS), sur la vitesse de colmatage ( $dP/dt$ ) mais à l'échelle de la journée on observe de très faibles décroissances de la perméabilité, sans pouvoir établir de relation avec les paramètres de charge (Delrue and Racault, 2007).

L'objectif de dégager sur le long terme quelques paramètres représentatifs et indicateurs du caractère colmatant des boues s'est révélé difficile à atteindre sur les BAMI vraie grandeur suivis. Cela ne fait que confirmer les résultats obtenus récemment sur 4 pilotes industriels BAMI suivis pendant 10 mois avec une fréquence de mesure hebdomadaire et une méthodologie rendant les résultats comparables entre sites et sur le long terme (De La Torre *et al.*, 2008). Les auteurs ont montré qu'aucun indicateur universel du pouvoir colmatant des boues ne se dégageait et que les paramètres influençant le plus le flux critique (mesuré avec un module de filtration portable immergé dans la boue des bassins) était, en dehors de la température, une fraction des exopolymères appelée : transparent exopolymer particules (TEP). Cette fraction acide des polysaccharides, substances gélatineuses (par exemple : gomme xanthane, alginate, ...) est facilement mesurable par spectrophotométrie dans la boue filtrée.

L'ensemble des résultats obtenus sur BAMI industriels doit servir de base pour la rédaction d'un document de synthèse de type "document technique FNDAE" sur les bioréacteurs à membrane à l'intention des maîtres d'œuvre et des bureaux d'étude.

## **II.3 MODELISATION DYNAMIQUE DES PROCÉDES BIOLOGIQUES EN BOUES ACTIVEES**

### **II.3.1 Introduction, historique**

Les premiers modèles mathématiques décrivant les procédés biologiques applicables aux boues activées ont été initiés à partir du milieu des années 70 (Barnard, Eckenfelder, Dold, ...) mais la modélisation dynamique a franchi une étape décisive avec la publication du modèle ASM1 (Activated Sludge Model n°1) proposé par l'IAWPRC en 1987 (Henze *et al.*, 1987). Ce modèle résume toute l'information et l'expérience accumulée sur les boues activées conventionnelles traitant le carbone et l'azote, il est désormais largement diffusé dans le monde et de nombreuses publications y font référence. Il est aussi celui sur lequel les compétences ont été développées au Cemagref depuis 1995 avec pour domaine d'application les expérimentations sur installations pilotes et ensuite, progressivement, sur des installations vraies grandeur.

Le modèle ASM1 permet de décrire les processus de dégradation de la matière organique en aérobie et en anoxie, ainsi que la nitrification et la dénitrification dans les boues activées. Il est bien adapté à la filière boues activées en aération alternée traitant l'azote, largement répandue en France. L'une des avancées indirectes de la publication de l'ASM1 a été l'adoption de la notation matricielle de Petersen (1965), qui a nettement simplifié la représentation des modèles et donc leur communication (Gujer, 2006).

### II.3.2 Rappel des principes du modèle ASM1

Deux types de biomasse sont considérés : les hétérotrophes et les autotrophes, dont la croissance est représentée à l'aide d'équations de Monod couplées à des fonctions interrupteur (Mickaelis-Menten) pour transcrire des conditions de limitation (absence d'oxygène, de substrat)

La matière organique des eaux résiduaires et des boues est décomposée en 7 variables d'état, en fonction de critères physico-chimiques (soluble et particulaire) et de biodégradabilité (inerte, rapidement et lentement biodégradable). L'unité de référence est la DCO, qui permet de boucler les bilans matière. L'azote est également fractionné en azote organique, soluble et particulaire, en azote ammoniacal et en azote oxydé (nitrates + nitrites). A noter l'absence des formes inertes de l'azote, solubles et particulaires, pouvant représenter 5% de l'azote Kjeldhal. Enfin, le modèle inclut la concentration en oxygène dissous et l'alcalinité, ce qui porte à 13 le nombre total de variables d'état.

La matière organique est fractionnée en deux catégories de substrats : les composés facilement biodégradables et les substrats lentement biodégradables qui subissent une hydrolyse pour conduire à des molécules de petites tailles facilement assimilables par les bactéries. La particularité du modèle ASM1 réside dans le concept de mort régénération où la lyse produit pour une part - des composés inertes et pour une autre part - de la matière lentement biodégradable qui revient dans cycle de dégradation via l'hydrolyse (Figure 4).

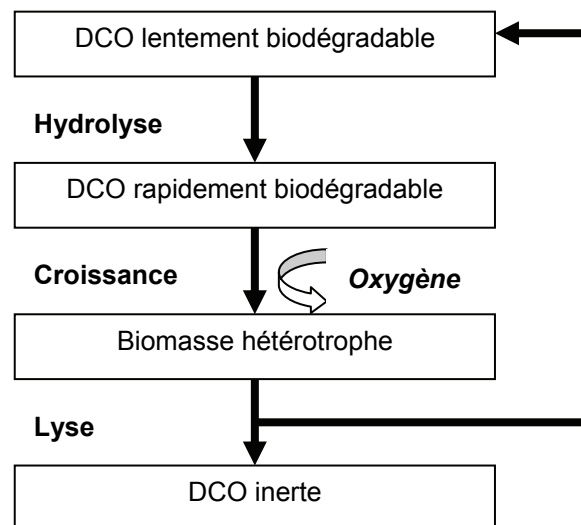


Figure 4 : Flux de la matière organique dans les modèles ASM1 (concept de mort régénération)

Le principe de la transformation des composés azotés selon le modèle ASM1 est proche de celui utilisé pour la matière organique avec hydrolyse de la fraction particulaire pour conduire à des composés solubles. Après ammonification la biomasse autotrophe oxyde l'azote ammoniacal en nitrates et c'est la gestion de cette population bactérienne à faible taux de croissance qui constitue un des points clefs de la qualité du traitement.



### II.3.3 Traitement de l'azote et modélisation

Les bases de dimensionnement et les paramètres d'exploitation concernant le traitement de l'azote en boues activées ont longtemps été le résultat de démarches empiriques et d'équations ne pouvant décrire que des états stationnaires. Le Cemagref pour ses préconisations (documents FNDAE n° 10, 1990 ; document FNDAE n°25, 2002) s'est donc largement appuyé sur l'analyse détaillée du fonctionnement d'installations vraie grandeur ou de pilotes. Cependant, la modélisation dynamique enrichit notablement la compréhension des phénomènes et la disposition d'un modèle calé permet une simulation pertinente des différentes stratégies de dimensionnement et d'exploitation.

La prise en main de l'outil de modélisation dans l'équipe de Bordeaux s'est effectuée à partir de 2000 dans le cadre de la thèse de Jean-Marc Choubert sur le traitement de l'azote en boues activées en conditions contraignantes (température et charge massique). Elle a été utilisée en premier lieu pour améliorer l'interprétation des processus de nitrification à basse température sur pilote, alimenté d'abord avec un effluent synthétique et ensuite avec un effluent urbain réel. Cette approche a permis de valider les dimensionnements et les modes d'exploitation les plus appropriés en agissant notamment sur les âges de boues et les temps de présence d'oxygène optimaux.

Avec la thèse d'Aurélien Marquot (2002 – 2005) nous avons abordé le calage et la validation en site réel en s'appuyant sur les données recueillies sur un suivi long terme. Une des conditions préalable à des simulations fiables des performances étant la calibration précise du modèle et la disposition d'un historique suffisant du fonctionnement, un dispositif spécifique de saisie de données a été mis en place.

### II.3.4 Calage et validation du modèle ASM1 en site réel, boues activées

Partant de l'expérience acquise en pilote avec des conditions contrôlées et de la méthodologie de calage développée au Cemagref (Stricker, 2000) nous sommes passés au stade du site réel pour la calibration et la validation du modèle ASM1. Un des principaux verrous à l'application de ce type de modèle en pratique porte sur le manque de procédures validées et reconnues même si un nombre important de méthodologies sont proposées (Sin *et al.*, 2005). Un de nos objectifs a donc été de déterminer grâce au suivi prolongé d'une installation le protocole de calage/validation le plus pertinent.

Le suivi approfondi durant 2 années d'une installation à boues activées de 20.000 EH traitant l'azote et le phosphore [STEP de Labège (31)] a servi de support à la modélisation d'une installation vraie grandeur en aération séquencée. Les données recueillies ont apporté une vision exhaustive du fonctionnement: bilans hydrauliques, flux entrée-sortie, taux de boue, oxygène dissous, redox dans le bassin d'aération et hauteurs de voile de boue dans le clarificateur. Plusieurs campagnes d'échantillonnage de 8 heures ont été réalisées en complément, à différentes périodes, pour déterminer, par calage du modèle ASM1, les coefficients de demi saturation, le taux de croissance et le taux de mortalité des bactéries autotrophes. Enfin, des mesures régulières (souvent bi-mensuelles) de la vitesse maximale de nitrification, en réacteur séparé, ont été réalisées pour suivre sur le long terme l'état de la biomasse autotrophe et permettre une meilleure détermination des paramètres du modèle ASM1 concernant ces populations bactériennes (Choubert *et al.*, 2005).

Calages et validations ont été effectués à partir de jeux de données différents provenant de ce suivi. Chaque mois 6 paramètres prioritaires ont été testés pour la validation: concentration en boue dans le bassin d'aération, hauteur du voile de boue dans le clarificateur (SBH), vitesse maximale de nitrification (NPRmax), vitesse spécifique de nitrification rapportée aux MVS (NPRsp), temps de présence d'oxygène (O2PT) et concentration en azote dans l'eau traitée ( $N_{out}$ ).

La stratégie de calibration/validation dans le cas de la disponibilité des vitesses de nitrification maximales est représentée à titre d'exemple dans la Figure 5. Elle vient compléter les approches existantes (BIOMATH, HSG, STOWA et WERF) (Sin *et al.*, 2005).

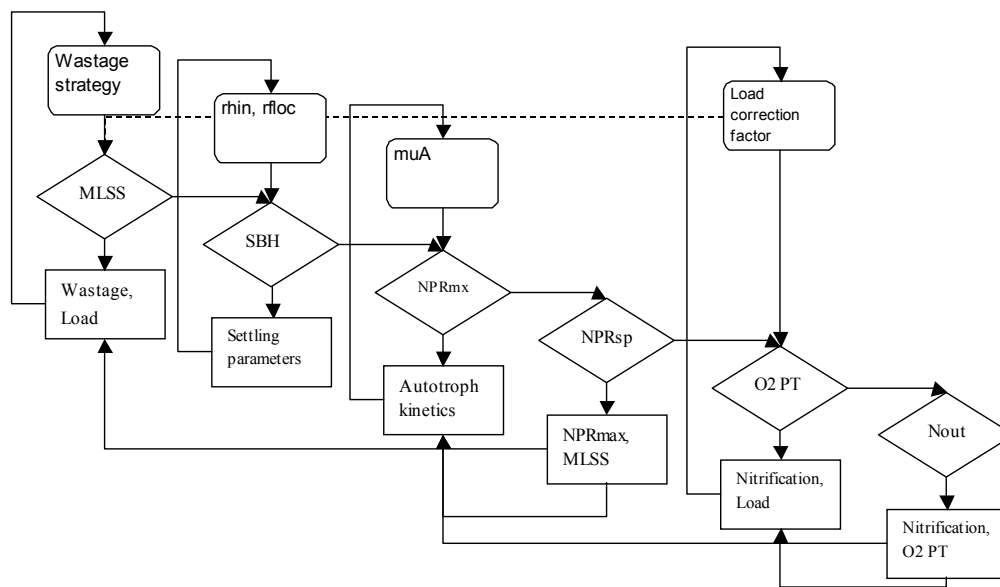


Figure 5: Exemple de protocole de validation/calibration adapté à une boue activée en aération intermittente avec des données disponibles sur les vitesses maximales de nitrification (Marquot *et al.*, 2006a)

Les résultats obtenus ont confirmé la nécessité de modifier le taux de mortalité  $b_A$  de la biomasse autotrophe. Une méthode de détermination en laboratoire sur des boues non alimentées a été mise au point (Marquot, 2006) et appliquée sur 4 installations différentes. Elle est fondée sur la décroissance de la nitrification maximale de boues non alimentées et se déroule sur une période de 4 à 9 jours.

En combinant les résultats obtenus sur pilote, ceux obtenus à partir de suivis sur installations réelles (Labège, Meaux, ...) et ceux résultant de bilans de quelques jours réalisés par l'équipe d'Antony en conditions hivernales sur plusieurs années, il a été possible de déterminer un jeu de paramètres adapté à la filière aération française intermittente (Choubert *et al.*, 2005) (Choubert *et al.*, 2008).

### II.3.5 Calage et validation du modèle ASM1, BAMI vraie grandeur

Engagé dans un travail d'évaluation de plusieurs filières de bioréacteurs à membrane donnant accès à des données complètes sur installations réelles (cf II.5.2) et bénéficiant de l'expérience acquise précédemment dans les boues activées conventionnelles, j'ai proposé un sujet de thèse en 2005 sur la modélisation des bioréacteurs à membrane (BAMI). Ce travail, achevé en 2008, s'appuie expérimentalement sur les résultats acquis sur 3 installations urbaines d'une capacité de traitement comprise entre 7000 EH et 25000 EH mais la partie modélisation ne concerne qu'un seul des BAMI.

La modélisation en BAMI diffère de celle des boues activées conventionnelles par une rétention totale des MES dans le système ce qui conduit à s'affranchir des propriétés de décantation des boues et des réactions possibles dans le clarificateur. Les âges de boues y sont aussi parfaitement maîtrisés ce qui est un avantage déterminant. Par contre, les BAMI tendent à accumuler des exopolymères et produits microbiens solubles (EPS/PMS) constitués de substances à masse moléculaire élevée, franchissant peu ou pas les membranes et réfractaires à la dégradation. Ces EPS/PMS du surnageant, ne peuvent être considérées comme de la DCO soluble inerte (Si) du fait qu'ils sont partiellement retenus par la membrane. On notera par ailleurs que les âges de boue élevés favorisent la dégradation d'une fraction plus importante de la DCO lentement dégradable comparé aux boues activées conventionnelles. Par ailleurs, les conditions de fonctionnement et d'aération (cumul de l'aération process et de l'aération membrane pour maîtriser le colmatage) influent sur la taille des floes ce qui peut entraîner des modifications des constantes d'affinité, paramètres stoechiométriques du modèle.

La modélisation en BAMI avec calage sur installations vraie grandeur avec effluents urbains n'a pas fait l'objet jusqu'ici de publications dans la littérature et il convient de confirmer les valeurs des jeux de paramètres obtenus sur des pilotes fonctionnant avec des âges de boues élevés (Sperandio and Espinosa, 2007). Les conditions hydrodynamiques des installations vraie grandeur, notamment celles où les des deux aérations (membrane et process) sont dans le même bassin s'avèrent complexes et rendent difficile le calage de certains paramètres, l'oxygène en particulier. Le modèle ASM1 a été préféré dans un premier temps à ASM3 qui demanderait des modifications avec croissance et stockage simultané (Ng and Kim, 2007), les conditions n'étant favorables au phénomène de stockage.

Une première modélisation d'une installation vraie grandeur a été réalisée avec les données du bioréacteur à membrane de Guéthary où les membranes sont immergées dans le bassin d'aération. Une procédure de calage (Figure 5) et un nouveau jeu de paramètres du modèle ASM1 ont été définis (Delrue *et al.*, 2008). En dépit d'une dénitrification simultanée dans le bassin d'aération, on a pu obtenir un bon accord entre les résultats du modèle calibré et les valeurs mesurées. Des précautions particulières doivent cependant être prises sur le fractionnement de l'influent : les tests à partir de la DBO ultime ont en effet tendance à sous-estimer la valeur de la fraction biodégradable en BAMI. Cette dernière a du être augmentée jusqu'à 80% pour obtenir une production de boue en MVS compatible avec celle mesurée.

Deux autres modélisations d'installations BAMI vraie grandeur sont en cours : BAMI de Grasse (fibres creuses en cellules séparées) et BAMI du Bono (membranes planes en cellules séparées).

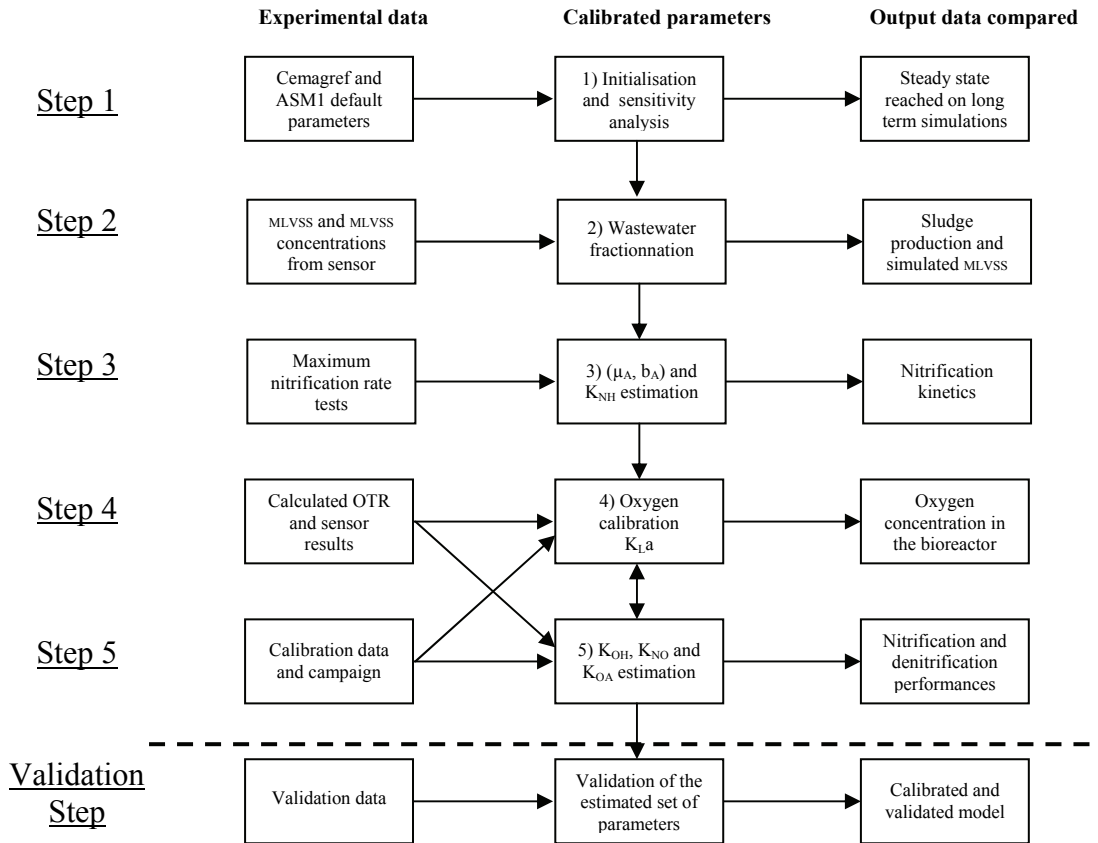


Figure 3: Schéma de la méthode de calibration du BAMI de Guéthary (Delrue *et al.*, 2008)

### II.3.6 Utilisation de la simulation pour l'étude de scénarios de conduite

L'intérêt de disposer d'un modèle calé et validé est de pouvoir étudier par simulation différentes stratégies de gestion d'une installation et d'analyser la conséquence d'événements particuliers (changement brutal de charge, purges de boues importantes, surcharges hydrauliques, panne aération, ...). Dans le cadre de la thèse d'Aurélien Marquot que j'ai encadrée, nous avons poursuivi cette démarche de simulation avec le logiciel GPS-X afin de préciser les conditions d'atteinte de différents niveaux de traitement et la sensibilité des réglages pour maintenir la qualité des résultats sur l'eau traitée.

Cette démarche a ensuite été appliquée à une installation boue activée type (exemple du document FNDAE 25) et en simulant l'effet de changements de conditions subies (température) et de conduite (taux de boue, durée de présence d'oxygène, charge massique) sur les performances de l'installation, en particulier sur l'azote. On aboutit à des plages de réglage possibles (par exemple durée de présence d'oxygène) permettant de respecter un objectif de traitement (par exemple  $NGL < 10\text{mg/L}$ ) selon la température, la charge massique appliquée et la configuration de la filière (avec et sans bassin d'anoxie) (Figure 6 et Figure 7). Cette approche permet l'étude des meilleurs compromis, une analyse critique des choix et une évaluation de la sensibilité du système.

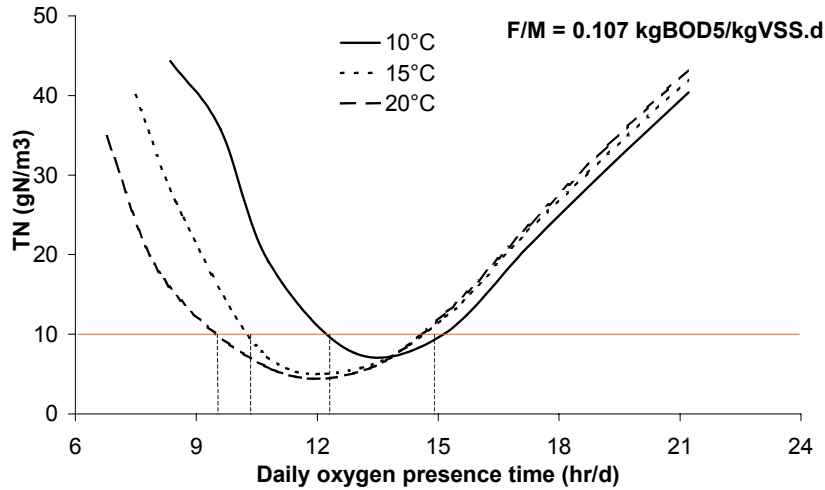


Figure 6 : Exemple de simulation avec ASM1. Boue activée type (Exemple document FNDAE 25). Relation NGL sortie et temps de présence d'oxygène nécessaires à 3 températures pour une charge massique de  $0,107 \text{ kgDBO}_5 \cdot \text{kgMVS}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$

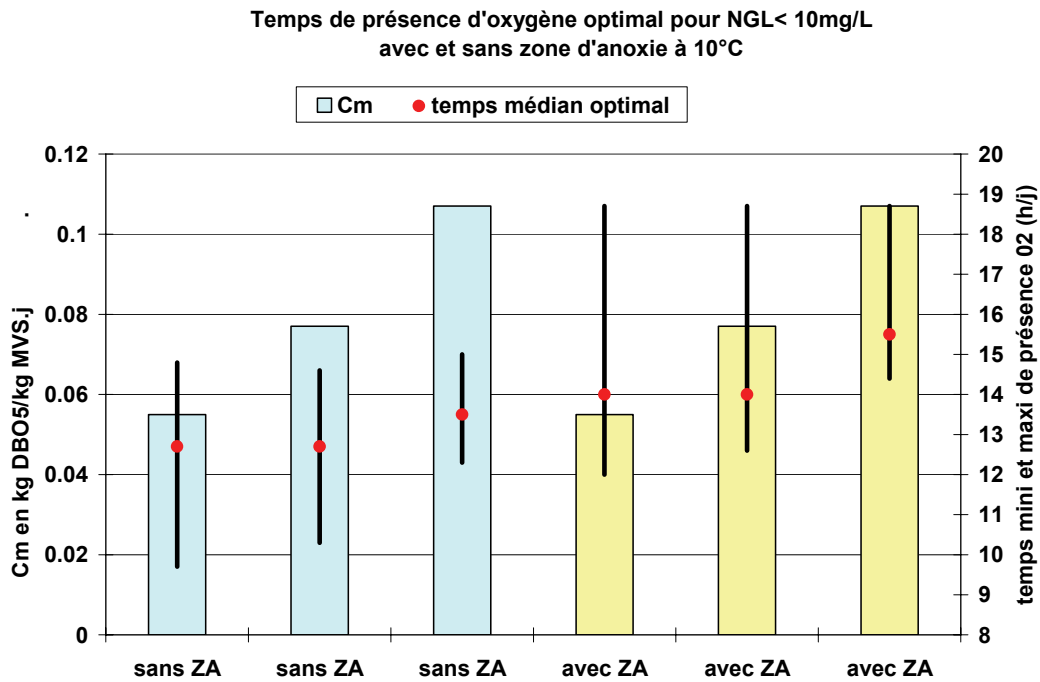


Figure 7 : Exemple de plages de réglage d'aération, obtenues à 10°C par simulation, sur une boue activée type (Exemple document FNDAE 25) pour respecter en sortie NGL < 10 mg/L. Résultats avec et sans zone d'anoxie (ZA) et pour 3 charges massiques.

## II.4 ACQUISITION DE DONNEES ET METROLOGIE

Une des questions importante de notre démarche d'étude des procédés de traitement des eaux usées in situ sur installations vraie grandeur est de garantir la fiabilité et la précision des mesures. C'est aussi un élément essentiel pour le travail de modélisation et à terme la mise en place de stratégies de contrôle en temps réel.

Au cours des vingt dernières années des évolutions très importantes dans l'instrumentation et l'automatisation des installations de traitement ont été développées. Un nombre très élevé de données décrivant le traitement devient accessible soit par l'intermédiaire des supervisions en place soit/et par l'ajout de capteurs supplémentaires. Cette nouvelle opportunité a modifié la méthodologie d'analyse des installations de traitement des eaux usées vraie grandeur et a permis une description plus fine du fonctionnement.

Un seuil significatif a été franchi dans le domaine de l'acquisition de données et des moyens d'analyse exhaustive des procédés. Les supervisions existent certes depuis de nombreuses années sur les installations de traitement mais on peut constater une très faible valorisation des données acquises tant pour améliorer la connaissance des procédés que pour parfaire l'exploitation. De plus, les dispositifs en place s'avèrent souvent peu adaptés pour une exploitation scientifique des résultats: grande masse de données, travail de mise en forme trop important et fastidieux.

Pour les suivis long terme, nous avons développé une compétence pour l'acquisition de données avec télétransmission permettant une analyse en ligne du fonctionnement et un premier calcul des paramètres essentiels. La possibilité du contrôle continu et à distance des données acquises améliore fortement la fiabilité des mesures et permet des interventions auprès de l'exploitant pour maintenir les conditions de fonctionnement requises pour l'étude donnée (temps de présence oxygène, taux de boue, extractions de boues, ...). L'ensemble concourt à mieux préparer les campagnes de terrain. L'utilisation, ces dernières années, de sondes spectrométriques immergées permettant la mesure en ligne de la DCO et des MES, conduisant facilement au calcul automatisé des flux polluants, s'est aussi montrée efficace pour le suivi et l'étude d'installations (Racault *et al.*, 2007). La précision atteinte sur les flux de DCO après étalonnage du capteur sur deux sites étudiés pendant plusieurs mois (eaux usées strictement urbaines) est de l'ordre de 10 % (Racault *et al.*, 2007). Pour la modélisation, en particulier le calage du modèle ASM, la connaissance de la variation dynamique de la DCO dans l'eau d'entrée apporte également des informations très utiles.

L'acquisition de données avec télétransmission se révèle aussi particulièrement utile dans le cadre de la modélisation pour le calage et la validation (Figure 8) (Marquot *et al.*, 2006b)

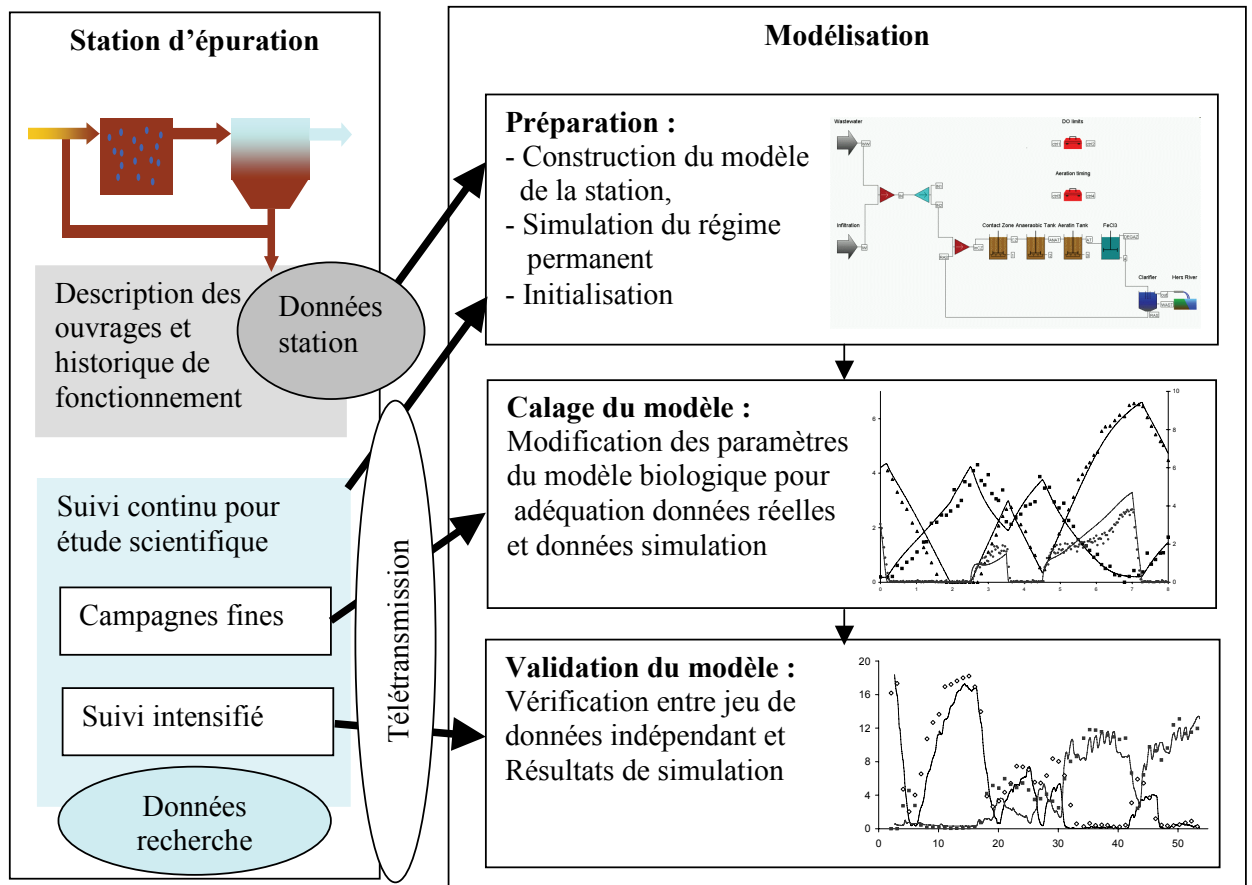


Figure 8 : Transfert de données entre STEP et travaux de modélisation (Marquot *et al.*, 2006b) .

De l'expérience acquise au cours de plusieurs suivis long terme au ces dernières années, il ressort qu'un dispositif autonome de saisie avec une programmation adaptée aux objectifs poursuivis (calcul automatisé de paramètres de fonctionnement) se révèle plus efficace et plus précis que l'exploitation des données de la supervision de l'installation, même s'il implique un important travail de mise en place au départ.

## **II.5 DIAGNOSTICS APPROFONDIS D'INSTALLATIONS ET AIDE AU DEVELOPPEMENT INDUSTRIEL**

### **II.5.1 Traitement des effluents vinicoles**

#### ***II.5.1.1 Problématique***

Un forte demande locale de la part de la DDAF 33 existait dès le milieu des années 70 pour la connaissance et le traitement des effluents vinicoles et un pilote industriel (lit bactérien à garnissage plastique + lagunage aéré) avait même été construit à cette époque à la cave de Rauzan (33) par un industriel convaincu de l'avenir de ce marché. A cette période nous avons donc réalisé un certain nombre de mesures de charges polluantes sur différents établissements de vinification du Sud-Ouest. Ces premières mesures ont montré des effluents souvent très concentrés en matière organique (pour mémoire DCO du vin : 200 000 mg/L) et carencés en nutriments, notamment en azote. La profession vinicole s'est, à l'époque, montrée peu motivée pour caractériser plus précisément les flux polluants et mettre en place des systèmes de traitement, et ce n'est que sous la pression de la police de l'eau et des agences de l'eau que la situation a évolué plus d'une dizaine d'années plus tard.

Entre les deux périodes (fin des années 70 et début des années 90), quelques expérimentations avaient été réalisées par la profession Champenoise (CIVC) pour ses propres effluents mais avec une expérience limitée dans le domaine du traitement des eaux usées et dans un contexte spécifique lié au type de vinification (forte pollution intervenant sur une courte période).

De nouvelles campagnes d'évaluation des rejets réalisés par l'équipe de Bordeaux ont démontré la sous-estimation de la charge polluante réelle de ces établissements et ont conduit à une correction du calcul de la redevance (1993), facteur déclenchant dans la recherche et la mise en œuvre de procédés. Sous l'impulsion de l'ITV (Institut Technique de la Vigne et du Vin) et des Agences de l'eau, une action coordonnée a été entreprise avec la formation d'un groupe national "effluents vinicoles". Logiquement, j'y ai été intégré et ai joué un rôle scientifique moteur durant plusieurs années du fait de ma connaissance antérieure du sujet, et de mon expertise sur les procédés biologiques en général. Participaient à ce groupe outre le Cemagref et l'ITV, le LBE de Narbonne, les représentants des agences de l'Eau concernées (A-G, LB, RMC, R-M, S-N), la faculté de pharmacie de Montpellier, l'ESA d'Angers.

#### ***II.5.1.2 Evaluation des procédés adaptés au cas des caves vinicoles***

La première phase du travail du groupe "effluents vinicoles" s'est concentrée sur la connaissance fine des effluents, leurs caractéristiques, leur rythme de production et leurs relations avec les différentes activités dans le chais et le type de vinification. A ce niveau, une collaboration avait été établie avec le Cemagref de Montpellier, impliqué dans les techniques de vinification et dans la conception des caves vinicoles. Il a pu être démontré à l'époque que l'usage de l'eau pouvait être largement optimisée pour limiter les volumes à traiter (Racault and Lenoir, 1995) et des essais de tri sélectif automatisé des rejets sur la base de paramètres physico-chimique simples (pH, conductivité) ont été étudiés et testés sur la cave de Limoux. Toutefois, cette approche n'est apparue économiquement et



techniquement envisageable qu'avec une conception de la cave prévue à cet effet dès le départ.

La concentration des effluents et leur carence en nutriments ont incité certains constructeurs à proposer des solutions de traitement incluant la méthanisation en premier étage de traitement (digesteur conventionnel, filtre anaérobies, digesteur UASB) mais dans la majorité des procédés qui seront proposés au fil des années, ce seront les techniques biologiques aérobies qui domineront (Figure 9). La concentration des effluents et leur arrivée soudaine en septembre du fait du caractère saisonnier marqué a incité les concepteurs de procédés à proposer des solutions en deux étapes ou plus (anaérobie + aérobie ou aérobie + aérobie). Des techniques originales, associant levures et bactéries, ont été mises au point à cette occasion et étudiées par l'équipe de Bordeaux à la cave de St Emilion (Racault *et al.*, 1998).

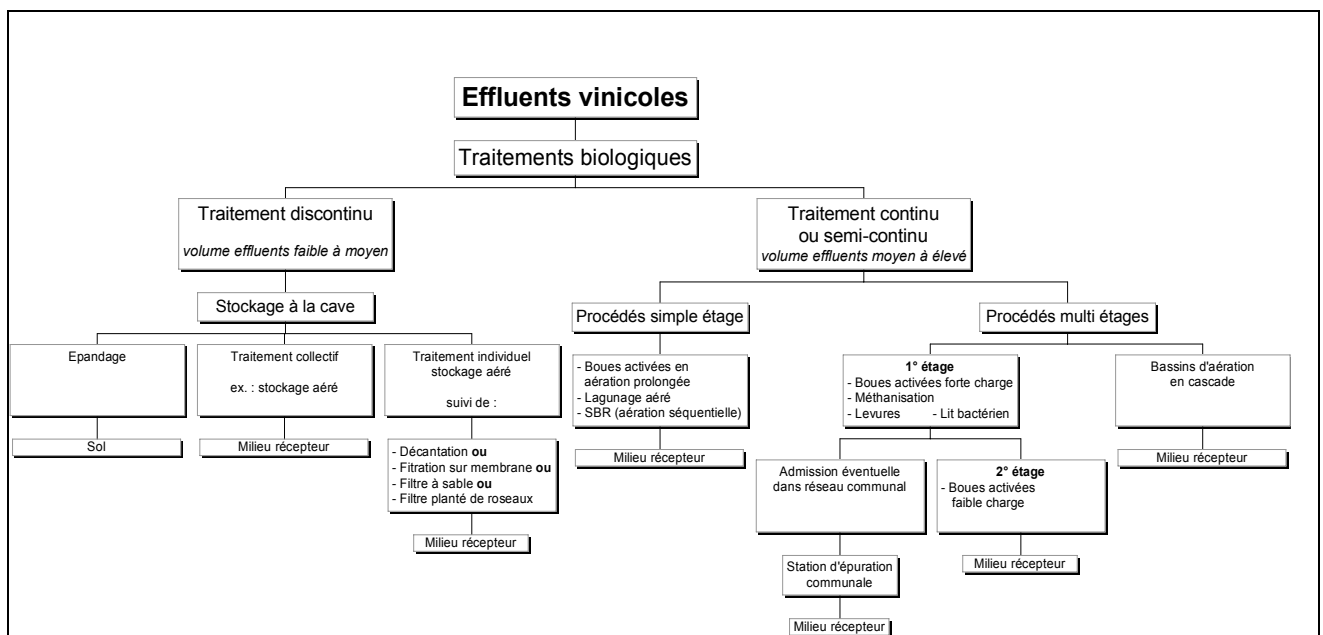


Figure 9: Eventail des traitements biologiques applicables au traitement des effluents vinicoles

L'analyse critique d'une part importante des procédés proposés et de leur aptitude à subir des chocs de charge organique importants a été réalisée à partir de suivis continus couvrant l'essentiel de la période critique qui couvre en général 5 à 6 semaines.

La gamme des procédés étudiés entre 1994 et 1999 comprend des boues activées à plusieurs étages, des couplages méthanisation/ boues activées, des boues activées avec bassin en série, des stockages aérés couplés à une infiltration percolation, des couplages stockage aéré- filtration membranaire.

Concernant les petites et moyennes exploitations qui représentent un nombre important de sources de pollution, plusieurs stratégies sont possibles dans le cas de l'utilisation de la solution stockage aéré. L'une en particulier consiste à filtrer à la demande (unité mobile ultrafiltration) le contenu des stockages aérés répartis chez les exploitants, en fonction d'informations simples renvoyées sur un poste central par télégestion. (volume atteint et évaluation sommaire de la DCO soluble présente par mesure directe de la respiration des boues dans le réacteur). Une première approche théorique des concentrations en DCO soluble d'un tel système fonctionnant en batch et avec alimentation permanente a été

réalisée en adaptant le modèle ASM1 (Stricker and Racault, 2005). Après étude cinétique de la dégradation de la DCO de différents effluents vinicoles, un calage du modèle ASM1 a été réalisé. La simulation a alors permis de tester un certain nombre de scénarios de gestion et de valider des bases de dimensionnement (volume du réacteur, masse de boue à conserver, puissance d'aération nécessaire, ...) pour couvrir toutes les situations possibles.

On notera dans tous ces procédés le rôle important joué par l'aération qui doit être dimensionnée pour pouvoir répondre à une demande très forte lors des pointes. Parmi tous les procédés étudiés, la technique utilisant les levures nécessite en particulier des capacités d'oxygénation dépassant largement les pratiques habituelles des traitements conventionnels. (coefficients de transfert  $K_{La}$  très élevés). L'étude approfondie d'une installation de ce type dans une cave du Bordelais a ainsi constitué une opportunité pour définir une méthodologie adaptée à la mesure du transfert d'oxygène dans un système à très forte puissance spécifique d'aération et où le temps de réponse des appareils de mesure est insuffisant pour traduire l'évolution de la concentration réelle.

### **II.5.1.3 Avancées et diffusion des résultats**

Cette phase de mes travaux a répondu à une demande forte de la profession vinicole et des Agences de l'Eau. Elle a permis, au moins je l'espère, d'éviter ou de limiter la multiplication de solutions peu viables ou inutilement complexes, de démontrer la possibilité d'atteindre des rendements très élevés même avec ces effluents très concentrés et la nécessité de limiter les traitements au fil de l'eau à de grosses unités.

Les résultats obtenus ont été présentés dans trois congrès internationaux : l'un à Narbonne et Epernay en 1994 où je faisais partie du comité scientifique, l'autre à Bordeaux en 1998, où j'étais président du comité scientifique et du comité d'organisation, et le dernier à Barcelone en 2004. Le congrès de Bordeaux sur le traitement des effluents vinicoles a remporté un grand succès ; il a rassemblé plus de trois cents personnes venant de 12 pays (Europe, Afrique du sud, Australie, USA et Chili), trois communications ont été présentées (Racault, 1998) (Canler *et al.*, 1998) (Grenier and Racault, 1999).

Une première approche a montré l'intérêt de la modélisation pour simuler le comportement de certains procédés biologiques et prévoir leur réponse à des pointes de charges aléatoires (Stricker and Racault, 2005).

J'ai aussi été à l'origine d'une part importante de l'information technique sur le sujet et qui a été diffusée sous forme de (i) colloques spécialisés (Espagne, Allemagne, France), (ii) de formations continues (ENGREF, ESA d'Angers, faculté d'œnologie de Bordeaux, ...), (iii) de cahiers techniques et d'un ouvrage collectif destiné aux professionnels de la vinification et aux bureaux d'étude (Jourjon *et al.*, 2001). Des interventions dans la formation DESS et ensuite mastère pro « Environnement viti-vinicole » ont été réalisées en 2003, 2004 et 2006 (6h/an).

### **II.5.1.4 Projet ANR MINPHY**

La collaboration avec la faculté d'œnologie de Bordeaux a généré un projet soumis à l'ANR PRECODD en 2007 et 2008 : le programme MINPHY. Dans la poursuite de nos actions sur les BAMI et dans le domaine du traitement des effluents vinicoles, je me suis

impliqué dans la préparation de ce projet PRECODD coordonné par laboratoire de Génie des Procédés et Environnement de l'Université Bordeaux 2. Le projet concernait le traitement des produits phytosanitaires (MINPHY: Nouveaux procédés de dégradation pour la gestion des effluents de produits phytosanitaires ). Mon implication dans ce projet est à relier avec les travaux de l'équipe pendant plusieurs années sur le traitement des effluents vinicoles et avec notre activité plus récente sur les bioréacteurs à membrane. Le programme envisagé possédait aussi des liens méthodologiques avec les travaux déjà réalisés sur l'inhibition et sa modélisation (étude du cas des bactéries autotrophes en traitement de l'azote) et sur son intégration dans les modèles biologiques type ASM. Finalement, ce projet après avoir été mis en liste complémentaire en 2007 dans une première version n'a pas été retenu en 2008.

## II.5.2 Application des BAMI au traitement des effluents urbains

### II.5.2.1 Collaboration scientifique sur la filière BAMI Ultrafor ( fibres creuses en bassin séparé)

Dans le cadre d'un accord de collaboration Cemagref-Suez Environnement, j'ai pu bâtir en 2006 un programme de recherche avec Degrémont R&D sur la technologie BAMI Ultrafor® (membranes fibres creuses en bassin séparé), mise en œuvre sur le site Grasse. Sur cette installation conçue en 2 files pour pouvoir servir de site pilote, un protocole d'étude portant sur la biologie, la filtration et le transfert d'oxygène a été monté avec Degrémont. Le programme a été exécuté en 2007 et 2008 avec mise en place par l'équipe du Cemagref de Bordeaux d'un dispositif de suivi à distance permettant en particulier de disposer en continu des flux d'entrée en DCO, des concentrations en oxygène dissous dans les bassins biologiques et de la concentration des boues. Toutes ces informations combinées aux données exhaustives de la supervision ont servi de base à l'analyse du process.

Les objectifs étaient multiples:

- apporter une expertise indépendante à l'Agence de l'Eau RMC sur un système nouveau (performances épuratoires, consommation énergétique, contraintes et performances d'aération en boues, gestion de la perméabilité des membranes, production de boue, recherche des conditions d'exploitation idéales)
- mesurer le transfert d'oxygène VS concentration des boues, coefficient alpha et part des cellules membranaires dans l'apport d'oxygène
- analyser l'impact de la modification des paramètres biologiques sur les caractéristiques de la boue (microfaune, taille des floes, ...) et sur la filtration
- analyser les caractéristiques de la filtration sur le long terme à l'aides des PTM enregistrées et des test réguliers en laboratoire.
- caler un modèle biologique de type ASM1 à partir de suivis fins réalisés en conditions de fonctionnement stable et utiliser les données long terme pour la validation.

Quelques résultats ont déjà été présentés au § II.2.5.4 et un rapport pour l'agence de l'eau RMC est en cours d'achèvement.

## II.5.2.2 Collaboration scientifique sur la filière BAMI Aqua-RM (membranes planes)

### II.5.2.2.1 Programme ANR REEBIM

Suite aux actions entreprises avec les 3 grands groupes français de l'eau, principaux constructeurs proposant aujourd'hui des BAMI en traitement des eaux usées domestiques, j'ai été à l'initiative d'une proposition de projet ANR PRECODD (ECOtechnologies et Développement Durable) en 2006 : le projet REEBIM. Ce programme coordonné par la SAUR se déroulera jusqu'en début 2010 avec des implications fortes sur mon activité et celle de mon équipe.

Le projet intitulé REEBIM (Réutilisation d'Eau usée Epurée par association de procédés Biologiques et Membranaires) démarré en 2007, coordonné par la SAUR, a comme autres partenaires l'INSAT, le CRECEP et le Cemagref. Il porte sur le thème de l'utilisation des procédés membranaires pour la production d'eau usée traitée de haute qualité en vue de leur réutilisation (Darras *et al.*, 2008). Les objectifs principaux sont:

- concevoir et valider de nouveaux procédés utilisant des techniques membranaires permettant la réutilisation des eaux usées.
- éliminer au mieux les micropolluants présents dans les eaux usées
- trouver les conditions du traitement biologique économiquement acceptables pour optimiser la filtration secondaire et tertiaire
- minimiser les phénomènes de colmatage en filtration tertiaire
- proposer des solutions validées avec bilan technico-économique et fournir les éléments techniques pour faire évoluer la réglementation concernant la réutilisation des eaux traitées

Les techniques proposées pour produire l'eau traitée réutilisable consisteront soit en une filière BAMI suivie d'une filtration tertiaire soit une filière conventionnelle performante suivie d'une filtration tertiaire.

L'organisation des tâches du programme REEBIM est résumée dans la Figure 10. L'équipe Epuration de Bordeaux intervient dans les tâches 3, 4 et 5 et en particulier pour la modélisation du procédé biologique à partir de données d'une installation réelle sélectionnée (BAMI de Le Bono, Morbihan). L'objectif est de valider les choix de conduite du BAMI permettant le meilleur compromis « faible pouvoir colmatant de l'eau traitée par BAMI pour la filtration tertiaire aval » et coût énergétique acceptable. Les conditions opératoires idéales du traitement biologique pour une filtration tertiaire optimale seront définies à partir d'expérimentations menées en pilote de laboratoire (INSAT + Cemagref). La modélisation réalisée par notre équipe sur une installation réelle sélectionnée servira à étudier différents scénarios de gestion compatibles avec les objectifs recherchés pour le traitement tertiaire.

In fine, nous interviendrons dans la validation des filières complètes proposées (BAMI + filtration membranaire tertiaire et Boues Activées conventionnelles + filtration tertiaire).

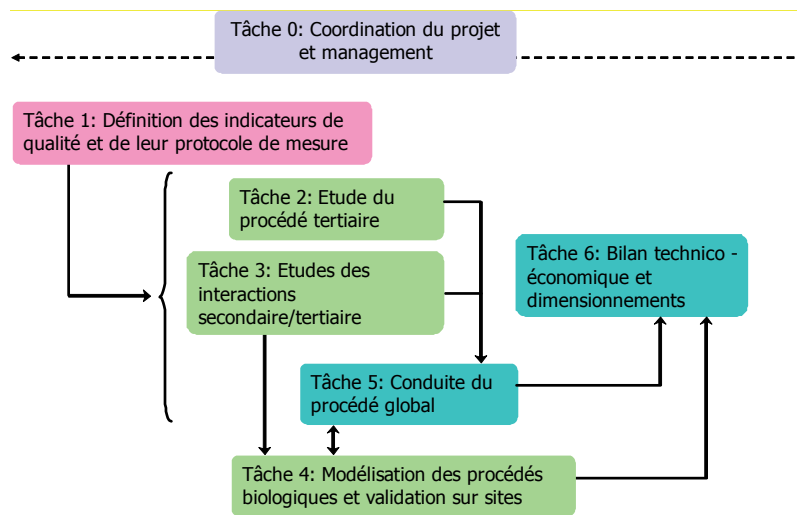


Figure 10 : Organisation des tâches du programme ANR REEBIM

Cette étude offre l'opportunité d'une analyse approfondie de la filière BAMI utilisant les membranes immergées à plaques dans une conception où les cellules de filtration, par leur volume important par rapport au bassin d'aération, jouent un rôle significatif dans le traitement (apport d'oxygène supplémentaire et part non négligeable dans la nitrification). Cela représente aussi pour l'équipe la possibilité de disposer d'une installation vraie grandeur équipée dès la conception pour un suivi scientifique (capteurs supplémentaires, données de fonctionnement facilement disponibles et implication de l'exploitant de l'installation dans l'étude).

Le projet démarré en 2007 concernera l'équipe jusqu'à la fin de l'année 2009. Un suivi permanent de l'installation de Le Bono est réalisé depuis décembre 2007. Des systèmes de mesure en continu des flux entrée et sortie (DCO, MES,  $\text{NO}_3$ ) par spectromètre immergé ont été mis en place, permettant avec les informations exhaustives de la supervision et les résultats des analyses régulières, d'établir des bilans massiques complets sur une base journalière. Les résultats obtenus sur un an et demi avec les conditions variées de fonctionnement d'une situation réelle (température, concentration de boue, volume journalier à filtrer, filtrabilité de la boue, réglage de l'aération, ...) constituent un jeu de données très précieux. C'est le plus complet dont nous disposons pour une analyse fine du procédé BAMI.

Outre l'objectif de conduire, à un modèle calé et validé pour des conditions de fonctionnement contrastées il devrait aussi nous permettre d'examiner plus en détail un certain nombre de points discutés actuellement par les praticiens (impact des changements rapide de concentration de boue sur la filtration, transfert d'oxygène, paramètres pertinents caractérisant la filtrabilité des boues, ...)

## III. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

---

### III.1 CONCLUSION GENERALE

Un large éventail de procédés a été étudié au fil des années. Les méthodologies ont beaucoup évolué et ont permis de passer d'une démarche que l'on pourrait qualifier de « bilan global » associé à des observations semi-qualitatives (observation microscopique des boues, ...) à une recherche intégrant de mieux en mieux les processus unitaires (hydrodynamique, transfert d'oxygène, cinétiques réactionnelles, caractérisation des biomasses, ...) et conduisant à la modélisation et à la simulation.

Le domaine d'application privilégié des recherches est resté centré principalement sur des installations vraie grandeur. C'est une démarche qui répond à des objectifs de résultats concrets et à une demande sociétale mais qui présente le risque de ne pas toujours bénéficier des conditions expérimentales idéales pour bâtir une construction scientifique rigoureuse. C'est donc sur ce cheminement entre recherche finalisée et recherche académique que nous avons placé nos actions dans l'équipe et que j'ai pu développer des méthodologies adaptées. Dans le domaine du génie des procédés les deux échelles : pilote-laboratoire et vraie grandeur sont nécessaires. Au long de mon parcours j'ai cherché à améliorer la rigueur de l'approche dans l'étude des installations in situ et à valoriser au maximum les informations accessibles avec les moyens de suivi disponibles à l'époque des mesures. Les difficultés résident dans la nécessité d'une connaissance approfondie des installations étudiées et du fonctionnement du procédé avant de bâtir le protocole d'étude. Comme ces conditions idéales ne sont pas toujours remplies, et ce d'autant moins que les systèmes deviennent de plus en plus complexes, c'est l'aptitude à adapter les protocoles et à valoriser les données résultant de conditions imposées et non prévues, qui sont souvent déterminantes dans la qualité des résultats obtenus.

Des sauts technologiques importants (automatismes, capteurs : plus nombreux et plus fiables, logiciels de modélisation biologique et de mécanique des fluides numérique, techniques de détermination des microorganismes, ...) ont progressivement largement modifié la méthodologie d'étude des procédés. La possibilité de collecter des données exhaustives sur le fonctionnement des systèmes nous a ouvert ces dernières années de nouvelles perspectives dans l'analyse des procédés. Cela requiert cependant des temps de traitement des données très importants et une analyse critique des résultats par un expert pour les valider. Notre démarche visant à établir des bilans massiques complets journaliers sur installations réelles, bien que très lourde, s'est avérée très précieuse pour l'analyse de procédés complexes comme les BAMI et constitue une bonne évaluation de la qualité des données, préalable indispensable à leur utilisation scientifique ultérieure.

La modélisation apparaît désormais comme un outil très utile à la recherche pour aider à la compréhension des fonctionnements et simuler des situations non rencontrées. L'expérience acquise dans ce domaine ces dernières années (modélisation ASM) montre que son utilisation nécessite cependant une grande rigueur dans le protocole appliqué et une analyse suffisamment critique des résultats pour, par exemple, discuter la pertinence de modifier certains paramètres afin de mieux faire coïncider les résultats du modèle avec les résultats réels. Le Cemagref participe au groupe spécialisé IWA-modélisation chargé de préparer un document de synthèse sur les bonnes pratiques de la modélisation en boues activées et les travaux réalisés au sein de notre équipe dans le domaine du traitement de l'azote constituent une des bases de données utilisées.

L'approche déterministe qui est celle où nous nous sommes engagés avec la modélisation dynamique sur les boues activées et sur les BAMI paraît très prometteuse mais son utilisation reste encore très liée à une vision d'expert pour corriger des aberrations ou des insuffisances. Des verrous importants sont encore à lever pour s'adapter au cas réels (par exemple modélisation de la filtration en BAMI)

Concernant des procédés simples dans le principe comme le lagunage naturel, la complexité des processus impliqués et le nombre de conditions subies sont tels que la modélisation offre des applications beaucoup plus lointaines, les dimensionnements restant encore grossiers et la prévision des performances imprécise.

### III.2 PERSPECTIVES DE RECHERCHE SUR LES BAMI

L'essentiel de l'activité des dernières années est centrée sur les techniques de bioréacteurs à membrane tant sur leur modélisation que sur la construction d'une expertise de leur fonctionnement sur installations vraie grandeur. Cette orientation doit être maintenue car les procédés BAMI se développent rapidement et la demande d'information sur la conception et l'exploitation devient importante.

Les premiers critères de choix des bioréacteurs à membrane pour traiter les eaux usées urbaines (ERU) sont aujourd'hui la compacité des installations et l'excellente qualité des eaux traitées mais ces atouts sont contrebalancés par les coûts de filtration (énergie des grosses bulles pour le décolmatage, remplacement des membranes) et les coûts d'aération (transfert d'oxygène défavorable en raison de la concentration de boue). L'avenir du développement du procédé dépendra donc en grande partie de la maîtrise des coûts énergétiques d'exploitation avec l'optimisation de l'air utilisé, et de l'amélioration des connaissances sur le colmatage pour une gestion optimale de la filtration .

Des efforts de recherche très importants sont réalisés dans le domaine des procédés membranaires et des BAMI surtout depuis une dizaine d'années. En témoigne en Europe les travaux effectués ces trois dernières années dans le cadre des projets AMADEUS et EUROMBRA (6<sup>ème</sup> PCRD) et portant principalement sur l'ensemble de la problématique scientifique des BAMI. Les dernières revues faisant l'état de l'art des bioréacteurs à membrane (Van Nieuwenhuijzen *et al.*, 2008) et (Yang *et al.*, 2006) montrent un nombre important de publications scientifiques dans les dernières années (plus de 800 en 10 ans) avec une focalisation sur les problèmes du colmatage des membranes et des techniques permettant l'amélioration de la filtrabilité. La capacité à éliminer les substances émergentes (micropolluants et composés perturbateurs endocriniens) constitue également un sujet de recherche en croissance. En effet, grâce à la filtration membranaire et au temps de séjour élevé de la boue favorisant l'acclimatation de biomasses spécifiques, certains composés organiques complexes pourraient être dégradés dans les bioréacteurs à membrane plus efficacement que dans les boues activées conventionnelles. Un point important est cependant rappelé dans ces revues : la plupart des recherches sont menées au laboratoire ou sur des installations pilotes de petite taille ce qui rend les résultats souvent difficilement transposables au cas des installations vraie grandeur.

C'est donc en conservant l'axe de l'analyse du procédé sur installations vraie grandeur et en la couplant avec des expérimentations sur pilotes industriels que l'équipe du Cemagref de Bordeaux doit poursuivre son action sur les BAMI.

Il reste des sujets importants où des recherches complémentaires sont nécessaires et où notre équipe est en mesure de s'investir en s'appuyant si nécessaire sur des compétences complémentaires disponibles au sein du Cemagref (microbiologie, CFD, transfert oxygène, ...) et chez des partenaires de la recherche publique ou privée.

Quatre domaines peuvent être cités :

- transfert d'oxygène en conditions réelles et impact sur l'empreinte énergétique du procédé
- conception et dimensionnement étudié par le biais de la modélisation
- analyse du colmatage en situation réelle et paramètres pertinents de caractérisation du pouvoir colmatant des boues
- impact des conditions biologiques et de l'ajout d'additifs sur la filtration et le devenir des substances prioritaires

### Aération et transfert d'oxygène

L'aération, comme décrit précédemment, est un facteur essentiel du fonctionnement des BAMI : (i) air turbulent pour l'effet physique de cisaillement au niveau des membranes mais faible transfert à cause de la taille des bulles, (ii) air process pour l'apport d'oxygène avec transfert en relation avec la concentration de la boue et sa viscosité. L'optimisation de ces deux sources d'aération mérite d'être étudiée sur site et au moyen de la simulation.

Concernant les transferts d'oxygène en milieux concentrés comme ceux rencontrés en BAMI, la bibliographie actuelle porte quasi exclusivement sur des mesures réalisées en pilotes avec des conditions différentes des installations vraies grandeur. Comme présenté précédemment, les résultats des suivis d'installations réelles avec des concentrations en boues variant entre 5g et 12g MES/L montrent des valeurs de coefficients alpha (ratio transfert en boue/transfert en eau claire) sensiblement inférieures à celles de la littérature et qui affectent fortement l'oxygénation lorsque les concentrations augmentent. Même si quelques mesures par bilan gazeux réalisées in situ apparaissent moins défavorables, il faut comprendre d'où proviennent les écarts relevés et dégager sur plusieurs installations des relations alpha vs concentration de boue (MES et MVS). Les relations transfert d'oxygène vs MES utilisées actuellement pour les calculs théoriques d'optimisation énergétique (Verrecht *et al.*, 2008) ne sont pas pleinement satisfaisantes. Le grand nombre de données accumulées par notre équipe dans des conditions différentes de concentration et d'âge de boue, et les bilans massiques journaliers complets correspondants devraient nous permettre de clarifier cette question en y intégrant également le transfert d'oxygène par les cellules membranaires. Des mesures complémentaires seront également à prévoir sur site avec des protocoles adaptés compatibles avec la gestion normale d'une installation BAMI industrielle. Des publications sont programmées à court terme sur ce thème.

L'hydrodynamique dans les cellules membranaires avec des concentrations de boue élevées est principalement étudiée en unités pilotes mais très peu encore en site réels sauf peut-être par les concepteurs de membranes, sans publication. A moyen terme, il sera pertinent de faire appel aux possibilités offertes par la CFD pour améliorer les connaissances de l'hydrodynamique dans les BAMI. Il s'agira de mieux prendre en compte en conditions réelles les effets de l'aération des cellules membranaires sur :- la filtration, - les mélanges et - le transfert d'oxygène.



## Modélisation des BAMI

En terme d'optimisation du procédé et de choix de conception et d'exploitation, la modélisation reste un outil très utile. L'expérience acquise sur les boues activées doit être adaptée au cas particulier des BAMI en incluant les exopolymères et les produits microbiens solubles (EPS/SMP) et en adoptant un protocole de fractionnement particulier. Il semble établi qu'une définition différente de la fraction inerte doit être adoptée pour des BAMI à âge de boue élevé. Il nous reste à travailler sur le choix du modèle le plus approprié (ASM1/ASM3), sur les procédures de calage et sur la définition d'un jeu de paramètres représentatif des BAMI traitant des eaux usées urbaines.

Plusieurs approches de conception des BAMI sont actuellement développées en relation avec le type de membranes utilisé (planes ou fibres creuses). La part de volume de bassin dédiée à la filtration par rapport au volume total des réacteurs peut être très différente et modifier le rôle des bassins membranaires dans le process. L'impact de ces choix notamment vis-à-vis des consommations énergétiques devra être analysé de manière détaillée. Une thèse intitulée "modélisation du procédé bioréacteur à membranes immergées (BAMI) sur installations vraie grandeur : optimisation de la conception et des performances, et maîtrise de la demande énergétique" doit être lancée en octobre 2009 dans le prolongement de la thèse de Florian Delrue soutenue fin 2008. Il s'agira d'apporter une approche scientifique via la modélisation pour mesurer l'impact des choix de conception dans les performances, la tolérance aux variations de charge organique et de débit, et l'impact sur les consommations énergétiques du procédé. Le modèle sera utilisé à la fois comme outil de compréhension, d'analyse du fonctionnement et comme simulateur pour tester des scénarios.

Les objectifs principaux seront :

- Trouver le modèle ASM le mieux adapté dans le cas de BAM avec zone d'anoxie. L'occurrence de très faibles concentration en nitrates dans les boues recyclées constitue un handicap pour l'utilisation de ASM1
- Mieux comprendre les bilans oxygène dans un système à double aération (process et membranes) et parfois à double recirculation de boue vers la zone d'anoxie (bassins membranaires et bassin d'aération)
- Trouver un moyen de représenter l'hydrodynamique, non parfaitement mélangée à certaines périodes, dans les bassins qui hébergent les membranes
- Intégrer une modélisation simple de la filtration et du colmatage en s'appuyant sur la concentration des EPS en fonction des paramètres biologiques de la boue

Le grand nombre de données acquises par l'équipe sur différents BAMI en ERU sur de longues périodes sera ainsi valorisé. Par ailleurs un projet est en cours d'élaboration avec un grand groupe pour disposer d'un pilote industriel installé sur site et permettant de maîtriser totalement les conditions expérimentales. Ce dernier sera conçu en double file de façon à pouvoir étudier l'influence d'additifs pour améliorer les performances.

## Etude de la filtration

En complément des études de laboratoire sur la filtration, le suivi du colmatage in situ et sa mise en relation avec l'historique des membranes et les conditions de fonctionnement biologique restent parmi les objectifs prioritaires. Jusqu'ici les résultats obtenus à partir des suivis d'installations vraie grandeur BAMI sont souvent difficilement interprétables et quelquefois contradictoires. Grâce à la mise en place d'un pilote industriel des protocoles de mesure régulière du flux critique sont applicables (différents types de flux step disponibles) et la mise en relation avec l'historique des conditions de filtration devient

plus pertinente. La connaissance de la part irréversible du colmatage et de son évolution devraient aussi conduire à des améliorations dans les modes d'exploitation et dans l'aptitude des BAMI à supporter des flux plus élevés sur des périodes définies.

Concernant l'hydrodynamique dans les cellules membranaires et la gestion des cycles d'aération-relaxation, des travaux importants restent à mener en conditions réelles. Ils seront à relier avec la poursuite des investigations sur les caractéristiques de la filtration en fonction des conditions biologiques de fonctionnement.

### Qualité de l'effluent traité et substances prioritaires

L'évolution des réglementations, au niveau national ou au niveau européen impose des normes de plus en plus contraignantes sur les rejets des systèmes d'assainissement dans les milieux récepteurs. C'est le cas notamment de la Directive du 18 décembre 2008, qui, dans l'optique d'atteindre à l'horizon 2015 le bon état chimique des masses d'eau en Europe, impose des valeurs de concentrations à ne pas dépasser, en moyennes annuelles, pour un certain nombre de substances dans le milieu récepteur. Ces 33 substances, dites prioritaires, ne constituent que le début d'une liste qui sera révisée régulièrement et à laquelle pourront s'ajouter d'autres substances, en fonction de l'état de connaissances sur leur écotoxicité

Le devenir des substances prioritaires et des substances émergentes (micropolluants) dans les procédés biologiques de traitement des eaux usées fait l'objet de différentes recherches notamment en France au travers du programme ANR AMPERE (Analyse de Micropolluants Prioritaires et Emergents dans les Rejets et les Eaux Superficielles) dans lequel est impliqué le Cemagref de Lyon. Pour les procédés biologiques, les conditions de fonctionnement, notamment l'âge de boue, sont déterminantes pour l'élimination des micropolluants. Le potentiel des BAMI pour l'élimination de ces différentes familles de substances a souvent été mis en exergue. L'âge de boue moyen des BAMI étant élevé cela place naturellement ce procédé dans les plus efficaces potentiellement vis-à-vis des micropolluants. Cependant jusqu'ici il existe très peu de données sur la part réellement éliminée dans le process. Ces substances sont éliminées soit par sorption, soit par dégradation ou par combinaison des deux. Au-delà du fait que la taille des pores du système "membrane + gâteau associé" peut constituer une barrière suivant la taille des molécules, les substances hydrophobes vont avoir tendance à s'accumuler dans les boues et ainsi être éliminées de la fraction liquide. Les concentrations et les âges de boue élevés favorisent une biodiversité plus élevée, en permettant le développement de populations microbiennes à faible taux de croissance, qui peuvent éventuellement co-dégrader les substances émergentes adsorbées.

Les connaissances relatives à l'élimination des micropolluants organiques dans les filières BAMI restent toutefois limitées et les résultats contradictoires. Des niveaux de concentrations différents et des conditions opératoires variées peuvent en partie expliquer ces écarts. L'âge de boues, la concentration en MES dans le bassin biologique, la charge appliquée, le niveau d'aération, le type de membranes et leur mode de fonctionnement... sont autant de facteurs susceptibles de modifier la diversité et l'état de la biomasse, la structure des floes, et donc les performances épuratoires vis à vis des micropolluants organiques.

L'ajout d'additifs de type adsorbants dans le bassin biologique pour à la fois améliorer l'élimination de ces micropolluants et réduire le colmatage paraît une voie à tester. La littérature fait ainsi état de l'intérêt d'additifs, tels que le charbon actif en poudre, à faible

dose. Sa structure poreuse constitue un excellent support bactérien et un terrain favorable au développement de populations à temps de croissance plus long et éventuellement plus susceptibles de s'adapter à la dégradation de micropolluants.

Un programme de recherche est en cours d'élaboration avec pour objectif de définir en laboratoire le matériau adsorbant le plus approprié et les doses nécessaires à appliquer, et ensuite de tester son addition sur un pilote industriel BAMI à deux files en parallèle. Il s'agit en effet de mesurer les effets de l'additif sur une file BAMI et de la comparer avec une file référence fonctionnant dans des conditions biologiques équivalentes (en particulier âge de boue et eau usées d'alimentation). Un suivi des populations microbiennes par des techniques de biologie moléculaire est prévu en collaboration avec le Cemagref d'Antony pour caractériser l'évolutions de la biomasse épuratrice et aider aux interprétations.

### Couplage traitement anaérobie et BAMI

A plus long terme il parait intéressant de s'investir dans les couplages traitement anaérobie et BAMI de façon à réduire l'empreinte environnementale du traitement : réduction de la consommation énergétique, réduction de la production de boue, déphosphatation biologique. L'impact d'un étage anaérobie sur la filtrabilité de la boue est par ailleurs encore mal défini.

# ANNEXES

## REFERENCES CITEES DANS LE MEMOIRE

---

- Boutin, P. and Racault, Y. (1986). Le lagunage naturel : situation actuelle d'une technique d'épuration en France. *Techniques et Sciences Municipales*, **81**(6), 273-284.
- Canler, J.P., Alary, G., Perret, J.M. and Racault, Y. (1998). Traitement biologique aérobie par bassins en série des effluents vinicoles, 2ème congrès international sur le traitement des effluents vinicoles, Bordeaux, 5-7 mai 1998, pp. 185-195. Cemagref Editions, Antony.
- Choubert, J.-M., Marquot, A., Stricker, A.-E., Gillot, S., Racault, Y. and Heduit, A. (2008). Maximum growth and decay rates of autotrophic biomass to simulate nitrogen removal at 10°C with municipal activated sludge plants. *Water SA*, **34** (1 ), 71-76.
- Choubert, J.M., Marquot, A., Stricker, A.E., Gillot, S., Racault, Y. and Heduit, A. (2005). Unified nitrification parameters (maximum growth and decay rates) at low temperature from 15-years of investigations on pilot and full-scale municipal treatment plants. IWA Specialized Conference Nutrient management in wastewater treatment processes and recycle streams, Cracovie, POL, 19-21 septembre 2005, 8.
- Cornel, P., Wagner, M. and Krause, S. (2003). Investigation of oxygen transfer rates in full scale membrane bioreactors. *Water Science and Technology* **47**(11), 313-319
- CTGREF, Inf. Tech. (1980) Traitement des eaux usées par lagunage naturel. Eléments de conception et de dimensionnement. CTGREF-QEPP Paris. septembre 1980.
- Darras, H., Jacob, M., Guigui, C., Cabassud, C., Husson, A., Racault, Y., Lavison, G., Moulin, L. and Rauzy, S. (2008). Réutilisation des eaux usées épurées par association de procédés biologiques et membranaires, programme PRECODD 2006. *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances*, n°**312**, 56-59.
- De La Torre, T., Lesjean, B., Drews, A. and Kraume, M. (2008). Monitoring of transparent exopolymer particles (TEP) in a membrane bioreactor (MBR) and correlation with other fouling indicators. *Water Science and Technology*, **58**(10), 1903-1909.
- Delrue, F., Choubert, J.M., Sperandio, M. and Racault, Y. (2008). Modelling a full scale membrane bioreactor using Activated Sludge Model n°1: challenges and solutions Membrane technologies in water and waste water treatment, 317-322
- Delrue, F. and Racault, Y. (2007). Long-term monitoring of a full-scale MBR plant in a coastal resort: impact of high seasonal load variations on sludge characteristics and filtration capability. Proceedings of the 4th international membranes conference, , 8 p.
- Deronzier, G., Schetrite, S., Racault, Y., Canler, J.P., Lienard, A., Heduit, A. and Duchene, P. (2002). Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités, 78 pp. Cemagref Editions, Antony.
- Duchene, P. (1990). Elimination de l'azote dans les stations d'épurations biologiques des petites collectivités, 57 p. pp. Document tech. FNDAE. Cemagref Editions, Antony.
- Duchene, P., Schetrite, S., Heduit, A. and Racault, Y. (1995). Comment réussir un essai d'aérateur en eau propre, 118 pp. Cemagref Editions, Antony.
- Germain, E., Nelles, F., Drews, A., Pearce, P., Kraume, M., Reid, E., Judd, S.J. and Stephenson, T. (2007). Biomass effects on oxygen transfer in membrane bioreactors. *Water Research*, **41**(5), 1038-1044.
- Grenier, P. and Racault, Y. (1999) Evaluation de la charge polluante d'une cave vinicole, Techniques de l'ingénieur, traité Génie des procédés, pp. 7. Vol. **F 1600**, doc **F 1600-1**.

- Heduit, A. and Racault, Y. (1983). Essais d'aérateurs. Enseignements tirés de 500 essais en eau claire effectués dans 200 stations d'épuration différentes. 2 parties : I) Méthodologie, II) Résultats. *Water Research*, **17**(1 et 3), 97-103 et 289-297.
- Jönsson, K.a., Grunditz, C.b., Dalhammar, G.b. and La Cour Jansen, J. (2000). Occurrence of nitrification inhibition in Swedish municipal wastewaters. *Water Research*, **34**(9), 2455-2462
- Jourjon, F., Racault, Y. and Rochard, J. (2001). Effluents vinicoles : gestion et traitements, 224 pp. Editions Féret, Bordeaux.
- Le-Clech, P., Chen, V. and Fane, T. (2006). Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. *J. Membr. Sci.*, **284**, 17-53.
- Lesjean, B. and Huisjes, E.H. (2007). Survey of European MBR market, trends and perspectives. IWA 4th International Membrane Technologies Conference, 15 - 17 May 2007, 9p.
- Marquot, A. (2006). Modélisation du traitement de l'azote par boues activées en sites réels: calage et evaluation du modèle ASM1. thèse, Pau et Pays de l'Adour.
- Marquot, A., Stricker, A.E. and Racault, Y. (2006a). ASM1 dynamic calibration and longterm validation for an intermittently aerated WWTP. *Water Science and Technology*, **53**(12), 247-256.
- Marquot, A., Vedrenne, J. and Racault, Y. (2006b). Intérêt de la télétransmission de données pour la modélisation du traitement des eaux usées. 4 ème conférence STIC et Environnement 2006, Narbonne, 5-7 avril 2006, 8 p.
- Ng, A.N.L. and Kim, A.S. (2007). A mini-review of modelling studies on membrane bioreactor (MBR) treatment for municipal wastewaters. *Desalination*, **212**(1-3), 261-281.
- Nowak, O., Frantz, A., Svardal, K., Müller, V. and Kühn, V. (1999). Parameter estimation for activated sludge models with the help of mass balances. *Water Science and Technology*, **39**((4)), 113-120.
- Pambrun, V., Marquot, A. and Racault, Y. (2008). Characterization of the toxic effects of Cadmium and 3.5-Dichlorophenol on nitrifying activity and mortality in biologically activated sludge systems. Effect of low temperature. *Environmental Science and Pollution Research*, **15**(7), 592-599.
- Pambrun, V. and Racault, Y. (2007). Contamination of urban wastewaters by toxic industrial effluents and impact on nitrogen removal by WWTP. Investigations on nitrification inhibition mechanisms due to Cd and 3.5-DCP presence. 6th Workshop for Young Environmental Scientists "Urban waters: a developing countries perspective", 8 p.
- Parker, D.S., Lutz, M.P. and Pratt, A.M. (1990). New trickling filter applications in the U.S.A. *Water Science and Technology* **22**(1-2), 215-226.
- Racault, Y. (1986). Contribution à l'étude du procédé de méthanisation par filtre anaérobie à flux ascendant : application au traitement des effluents d'établissements vinicoles, Université des Sciences Fondamentales et Appliquées de Poitiers.
- Racault, Y. (1990). Treatment of distillery wastewater using an anaerobic downflow stationary fixed-film reactor : performance of a large plant in operation for four years. *Wat. Sci. Tech*, **22**(1/2), 361-372.
- Racault, Y. (1991). Les procédés anaérobies applicables au traitement des effluents industriels. Traitement des effluents liquides industriels, Longwy, 28-29 mars 1991, 23.
- Racault, Y. (1993). Pond malfunction : case study of three plants in the South-West of France. *Water Science and Technology*, **28**(10), 183-192.
- Racault, Y. (1998). 2ème congrès international sur le traitement des effluents vinicoles = 2nd International specialised conference on wine-making effluent. Bordeaux, 5-7 mai 1998, 442 p.

- Racault, Y., Bois, J.S., Carre, J., Duchene, P., Lebaudy, B., Lesavre, J., Lickel, P., Rateau, M. and Vachon, A. (1997). Le lagunage naturel : les leçons tirées de 15 ans de pratique en France, 60 pp. Cemagref Editions, Antony.
- Racault, Y. and Boutin, C. (2004). Le lagunage naturel en France : état de l'art et tendances récentes. *Ingénieries*,(spécial Assainissement, marais artificiels et lagunage : retours d'expérience en Europe), 77-86.
- Racault, Y. and Boutin, C. (2005). Waste stabilisation ponds in France: state of the art and recent trends. *Water Science and Technology*, **51**(12), 1-9.
- Racault, Y., Boutin, C. and Molle, P. (2006a). Le lagunage naturel en France : retour d'expérience et évolutions de la technique. 85ème Congrès de l'ASTEE, Deauville, 12-15 juin 2006, 12.
- Racault, Y. and Boutin, P. (1984). Etude par traçage du comportement hydraulique d'une lagune d'épuration ; influence de la géométrie du bassin. *Rev. Fr. Sci. Eau*, **3**(2), 197 - 218.
- Racault, Y., Cornet, D. and Vedrenne, J. (1998). Application du traitement biologique aérobie double étage aux effluents vinicoles : évaluation de deux procédés lors des vendanges en Bordelais. 2ème congrès international sur le traitement des effluents vinicoles, 205-214.
- Racault, Y. and Gillot, S. (2007). Use of mass balances for the determination of oxygen contribution of the different air sources in a full-scale membrane bioreactor. Proceedings 80th Annual WEF Conference and Exposition, 14p.
- Racault, Y., Husson, A. and Vedrenne, J. (2006b). Bilan de fonctionnement sur le long terme de deux filières de bioreacteur à membrane : performances et contraintes, pp. 74 p. avec annexes. (Confidentiel). rapport Cemagref.
- Racault, Y., Husson, A., Vedrenne, J. and Gregoire, J.-C. (2007). Pertinence des mesures de flux polluant en ligne par sonde spectrométrique pour l'analyse des procédés biologiques et leur modélisation 5 ème conférence STIC et Environnement 2007, Lyon, 13-15 octobre 2007, 11.
- Racault, Y. and Lenoir, A. (1995). Evolution des charges polluantes de deux caves vinicoles du Sud-Ouest de la France sur un cycle annuel. *Revue Française d'Oenologie*, **152**(Mai/Juin), 16-18.
- Seguret, F. and Racault, Y. (1998). Hydrodynamic behaviour of a full-scale submerged biofilter and its possible influence on performances. *Water Science and Technology*, **38**(8-9), 249-256.
- Seguret, F., Racault, Y. and Sardin, M. (2000). Hydrodynamic behaviour of full scale trickling filters. *Water Research*, **34**(5), 1551-1558.
- Sin, G., Van Hulle, S.W.H., De Pauw, D.J.W., Van Griensven, A. and Vanrolleghem, P.A. (2005). A critical comparison of systematic calibration protocols for activated sludge models: A SWOT analysis. *Water Research*, **39**(12), 2459-2474.
- Sperandio, M. and Espinosa, M.C. (2007). Modelling aerobic submerged membrane bioreactor with ASM models on a large range of sludge retention time. IWA 4th International Membrane Technologies Conference, 15 - 17 May 2007, 8p.
- Stricker, A.E. and Racault, Y. (2005). Application of Activated Sludge Model n°1 to biological treatment of pure winery effluents: case studies. *Water Science and Technology*, **51**(1), 121-127.
- Van Nieuwenhuijzen, A.F., Evenblij, H., Uijterlinde, C.A. and Schulting, F.L. (2008). Review on the state of science on membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, **57**(7), 979-986.
- Verrecht, B., Judd, S., Guglielmi, G., Brepols, C. and Mulder, J.W. (2008). An aeration energy model for an immersed membrane bioreactor. *Water Research*, **42**(19), 4761-4770

*Références citées*

- Yang, W., Cicek, N. and Ilg, J. (2006). State-of-the-art of membrane bioreactors: Worldwide research and commercial applications in North America. *Journal of Membrane Science* **270**(1-2), 201-211.



# **CURRICULUM VITAE DETAILLE**

## CURRICULUM VITAE DETAILLE

**RACAULT Yvan**

Adresse professionnelle : Cemagref, 50 avenue de Verdun, 33612 CESTAS

Adresse personnelle : 6 chemin des Tenques, 33610 CESTAS

Tel. : 05 57 89 08 55

E-mail : yvan.racault@cemagref.fr

Né le 31/03/48

2 enfants

### Formation, Diplômes

1986	Thèse de 3 <sup>ème</sup> cycle en Chimie appliquée « Contribution à l'étude du procédé de méthanisation par filtre anaérobie à flux ascendant : application au traitement des effluents vinicoles » Université des Sciences Fondamentales et Appliquées de Poitiers, 223 p. Mention très honorable
1972	Maîtrise de chimie, Université de Poitiers
1971	Diplôme d'études supérieures de l' Université de Poitiers option traitement des eaux
1967	Bac Math. Elem.

### Expérience professionnelle, domaines de compétence

Période	Fonction, Activités principales
1972 - 1973	<i>Stagiaire universitaire longue durée au CEA (1 an, CEN Cadarache, chimie appliquée)</i> ⇒ étude sur la chloration des eaux usées par électrolyse d'eaux saumâtres
1973 - 1974	<i>Scientifique du contingent à la protection civile</i>
Période	Fonction, Activités principales
1974 - 1986	<i>Ingénieur d'étude (contractuel CTGREF)</i>  <u>Principaux domaines de travail</u> ⇒ traitement des eaux usées urbaines et d'IAA, appui technique aux DDAF, ... ⇒ performances des systèmes d'aération ⇒ analyses de procédés : boues activées, lagunage naturel avec prise en compte des aspects hydrodynamiques, procédés adaptés à de petites collectivités. ⇒ évaluation des filières de traitement physico-chimique ⇒ assistance et suivi de l'installation de méthanisation REVICO (rôle d'expert dans le choix des projets, évaluation de la filière lors des deux premières campagnes) ⇒ étude du procédé de traitement par filtre anaérobie en pilotes de laboratoire. Thèse université de Poitiers

Période	Fonction, Activités principales
1987 - 1991	<p><b>Ingénieur Hors Catégorie (contractuel Cemagref)</b> Fonction : responsable de l'équipe épuration du Cemagref de Bordeaux</p> <p><u>Principaux domaines de travail</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Lagunage</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>⇒ première étude sur les phénomènes de dysfonctionnement du lagunage naturel et l'influence des sulfures apportés par le réseau (St Pierre d'Aurillac, Gironde)</li> <li>⇒ animation du groupe de travail Cemagref-SATESE et synthèse des performances des installations de lagunage en France</li> <li>⇒ lagunage d'eaux de drainage dans les marais atlantiques (collaboration Cemagref - INRA)</li> </ul> </li> <li>• <b>Lits bactériens, boues activées</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>⇒ préparation du programme CEE, montage du programme avec les partenaires</li> <li>⇒ optimisation de la nitrification/dénitrification sur site</li> </ul> </li> <li>• <b>Industrie agro-alimentaire</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>⇒ analyse du fonctionnement d'importantes unités de traitement par méthanisation en filtre anaérobie (vinasses de distillerie et amidonnerie)</li> <li>⇒ mise au point de tests pour caractériser la réactivité de la biomasse anaérobie</li> </ul> </li> </ul>

Période	Fonction, Activités principales
1992 - 1998	<p><b>Chargé de recherche 1<sup>ère</sup> classe</b> <u>Fonction</u> : responsable de l'équipe épuration du Cemagref de Bordeaux</p> <p><u>Principaux domaines de recherche</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Biomasse fixée</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Montage d'un programme européen sur le procédé lit bactérien avec 5 partenaires étrangers : FUL (Belgique), CEBEDEAU (Belgique), Université de Kassel (Allemagne), Université de Thessalonique (Grèce), Thames Water (Royaume Uni). <u>Titre</u> : Réhabilitation du procédé de traitement lit bactérien afin de répondre aux nouvelles normes CEE, notamment sur l'azote</li> <li>⇒ mission de coordination du programme</li> <li>⇒ réalisation de la partie étude de l'hydrodynamique des lits bactériens et performances des matériaux plastiques</li> <li>- Compléments au programme avec travaux en collaboration avec NILSA (Espagne) pour l'optimisation de la force d'irrigation (coefficient Sk)</li> <li>- Etude de l'hydrodynamique des biofiltres sur des installations en vraie grandeur (procédés BIOSTYR et BIOFOR). Encadrement DEA et Thèse.</li> </ul> </li> <li>• <b>Traitement des effluents vinicoles</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>⇒ développement d'une méthodologie pour la caractérisation des effluents et leur évolution sur un cycle annuel</li> <li>⇒ étude des procédés biologiques adaptés (évaluation sur site d'une dizaine de procédés biologiques en période de pointe). Essais de laboratoire en pilote.</li> <li>⇒ participation active à l'animation du groupe de travail national sur les effluents vinicoles (rassemblant l'ITV, l'INRA, le Cemagref, les agences de l'Eau, et différents spécialistes)</li> <li>⇒ animation d'un PRIN (projet de recherche d'intérêt national du Cemagref) avec les groupements de Lyon, Montpellier et Bordeaux</li> </ul> </li> </ul>

Période	Fonction, Activités principales
1992 –1998 (suite)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Lagunage naturel</b> ⇒ étude approfondie du fonctionnement de trois lagunes naturelles du Tarn et Garonne sur un cycle annuel. Recherche des causes de dysfonctionnement ⇒ rédaction d'un document de synthèse actualisé sur la technique du lagunage en France</li> <li>• <b>Aération - brassage</b> ⇒ conditions de réhabilitation de bassins peu profonds par optimisation de l'aération et du brassage. Etude en collaboration avec la Lyonnaise des Eaux et l'INSA de Toulouse ⇒ méthode de mesure de la capacité d'aération avec des systèmes à très forte puissance spécifique ( passage de la concentration nulle à la saturation en moins de 100s)</li> <li>• <b>Traitements aérobies en aval de méthanisation</b> ⇒ faisabilité d'un traitement aérobie en boues activées à 40°C en aval d'une méthanisation thermophile (installation Ogilvie à Bordeaux).</li> </ul>
1999 - 2009	<p><b>Directeur de recherche 2<sup>ème</sup> classe</b>  <u>Fonction</u> : responsable de l'équipe Epuration du Cemagref de Bordeaux</p> <p><u>Principaux domaines de recherche</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Traitement de l'azote en boues activées</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Optimisation de la nitrification et de la dénitrification au moyen d'étude sur pilotes et à partir de suivis approfondis et sur le long terme d'installations vraie grandeur. Méthodologie de calage du modèle ASM1, utilisation de la modélisation pour l'analyse du process et pour la simulation des comportements en situation critiques (2 thèses encadrées sur cette thématique). Détermination de plages de réglage de l'oxygénation pour répondre aux objectifs de qualité en fonction de la température et des charges massiques</li> <li>- Inhibition de la nitrification par des toxiques: caractérisation par respirométrie, influence de la température sur l'inhibition, impact toxiques sur le taux de mortalité des autotrophes. Modélisation: introduction de l'inhibition dans ASM, utilisation de la simulation pour l'étude des stratégies de gestion après une perte totale ou partielle de la biomasse autotrophe.</li> </ul> </li> <li>• <b>Bioréacteurs à membrane</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Analyse du fonctionnement et des performances des procédés bioréacteurs à membranes sur installation vraie grandeur. Mise au point d'une méthodologie d'étude du process et analyse de l'évolution des caractéristiques des boues vis-à-vis du colmatage des membranes</li> <li>- Modélisation du traitement biologique (détermination des valeurs des paramètres adaptés aux bioréacteurs à membrane). Thèse encadrée en cours et programme ANR Precodd</li> <li>- Analyse des capacités de filtration sur site réel sur le long terme et interprétation avec les paramètres biologiques du système</li> <li>- Utilisation de la méthode des bilans pour l'analyse du fonctionnement et pour la détermination des transferts d'oxygène dans des systèmes à plusieurs sources d'oxygénation simultanés (fines bulles et grosses bulles)</li> <li>- Etude des transfert d'oxygène selon la concentration des boues</li> </ul> </li> </ul>

Période	Fonction, Activités principales
1999 - 2009 (suite)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Traitement des effluents vinicoles et des effluents de distilleries</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Synthèse sur les traitements biologiques et couplage des boues activées avec une filtration membranaire. Intérêt de la modélisation pour simuler le fonctionnement de traitements biologiques et affiner les dimensionnements.</li> <li>- Expertise des systèmes de traitement des distilleries des Antilles (Martinique et Guadeloupe, 2008)</li> </ul> </li> <li>• <b>Méthodologie d'acquisition et de traitement de données</b> Développement de systèmes de mesures autonomes, suivi en ligne, méthodologie mise en forme des données pour la modélisation</li> </ul>

## Organisation de Congrès

Membre de comité scientifique de congrès :  
 1<sup>er</sup>, 2<sup>ème</sup> et 3<sup>ème</sup> congrès international sur le traitement des effluents vinicoles respectivement à Narbonne et Epervilly (1994), Bordeaux (1998), Barcelone (2004)  
 congrès Waste-Decision 98 (Narbonne, février 1998)  
 Congrès IWA spécialisés « Waste stabilization pond » Avignon, 2004, Bangkok, 2006  
 Colloque STIC Environnement Narbonne 1996, Lyon 1997

Organisateur principal du 2<sup>ème</sup> congrès international du traitement des effluents vinicoles à Bordeaux en 1998

## Expériences d'animation

- ⇒ animation du groupe national Cemagref - SATESE
- ⇒ coordination d'un programme européen sur les lits bactériens
- ⇒ rôle moteur dans l'animation du groupe national sur le traitement des effluents vinicoles
- ⇒ participation au comité scientifique du premier congrès sur les effluents vinicoles à Narbonne (1994) et du congrès Waste-Decision 98 (Narbonne, février 1998)
- ⇒ organisation d'un congrès international sur le traitement des effluents vinicoles à Bordeaux en mai 1998 (président du comité scientifique et du comité d'organisation)

## Participation à des comités de lecture

- ⇒ Water Research (17 articles)
- ⇒ Revue Française de l'Eau (4 articles)
- ⇒ comités scientifique congrès IWA, relectures résumés ou articles

## Collaborations et contacts scientifiques

- ⇒ Au niveau national :
  - INRA (LBE Narbonne), ITV
  - INSA Toulouse, ENSIC Nancy, Univ. Montpellier 2, Univ. Poitiers (ESIP), Univ. Bordeaux 2, ENGEES, ENGREF
  - Anjou recherche, OTV, CIRSEE, Degrémont RER, SAUR
- ⇒ Au niveau international :
  - Allemagne : Univ. de Kassel
  - Angleterre : Thames Water

- Belgique : CEBEDEAU, FUL, Univ. de Liège, Univ. de Gand
- Espagne : Univ. de Barcelone, NILSA (Pampelune), Université de Santander (ETSICCP : Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos )
- Italie : Institut Polytechnique de Milan
- Grèce : Université de Thessalonique

## Activités d'enseignement et encadrement d'étudiants

- ⇒ formation continue :
  - ENGEES, ENGREF, ENSP, ENTPE, ENITA
  - INP Toulouse, CNFPT, OIE, CFTMA
  - IEV, MISEA Rabat
- ⇒ encadrement stagiaires :
  - Mémoires d'ingénieur : ENGEES, ENITA, ENSP, INSA
  - DEA, DESS
- ⇒ encadrement thèses
  - 4 thèses encadrées (de 1996 – 2008) Voir Annexe 2
- ⇒ encadrement post-doc
  - 1 post doc encadré (de 2005 – 2007) Voir Annexe 2

## Tâches collectives au Cemagref

- Représentant du personnel en CAP ingénieur (deux mandatures)
- Représentant du personnel dans les instances d'Evaluation (une mandature)
- Membre de jury de concours Cemagref : 2IE, 1CR, 1AI

## Langues et informatique

- ⇒ Langues :
  - Anglais : lu, écrit, parlé
  - Espagnol : lu, écrit, parlé (scolaire)
- ⇒ Informatique : pratique des logiciels WORD, EXCEL, ACCESS, simulateur GPS-X

# **PUBLICATIONS, RAPPORTS, ENCADREMENT**

## PUBLICATIONS, RAPPORTS, ENCADREMENT

---

### Articles de revues internationales à comité de lecture

HEDUIT A. et RACAULT Y. (1983). Essais d'aérateurs. Enseignements tirés de 500 essais en eau claire effectués dans 200 stations d'épuration différentes. 2 parties : I) Méthodologie, II) Résultats, *Water Research*, vol. 17, n° 1, p. 97-103 et vol. 17, n° 3, pp. 289-297

RACAULT Y. et BOUTIN P. (1984). Etude par traçage du comportement hydraulique d'une lagune d'épuration ; influence de la géométrie du bassin, *Revue Française des. Sciences. de l'Eau*, **3**(2), 197-218

BOUTIN P., VACHON A., RACAULT Y. (1987). Waste stabilization ponds in France: an overall review. *Water Science & Technology*, **19**(12), 25-31

BOUTIN P., RACAULT Y. et DOUAT J. (1988). Variations saisonnières des concentrations et des flux dans un bassin de lagunage : liaison entre paramètres. *Tribune de l'Eau*, vol. **41**(530), 13-25

RACAULT Y. et MENIER M.(1988). Traitement et valorisation de vinasses de distillerie par méthanisation dans la région de Cognac : bilan de deux campagnes sur digesteurs industriels à biomasse fixée, *Tribune de l'Eau*, **41**(533), 17-26

RACAULT Y. et VACHON A. (1990). Sewage treatment for small local authorities : choice of process and recent trends in France. *Wat. Sci. Tech.*, **22**(3/4), 17-24

RACAULT Y. (1990). Treatment of distillery wastewater using an anaerobic downflow stationary fixed-film reactor : performance of a large plant in operation for four years, *Wat. Sci. Tech.*, **22**(1/2), 361-372

RACAULT.Y.(1993). Pond malfunction : case study of three plants in the south-west of France, *Wat. Sci. Tech.* **28**(10), 183-192

SCHETRITE S. et RACAULT Y.(1993). Purification by waste stabilization pond : influence of ageing on treatment quality and deposit thickness, *Wat. Sci. Tech.* **31**(12), 191-200.

RACAULT.Y., BOUTIN C., SEGUIN A.(1995). Waste Stabilization ponds in France : a report on fifteen years experience. *Wat. Sci. Tech.* **31**(12), 91-102.

SEGURET F., RACAULT Y. (1998). Hydrodynamic behavior of a full-scale submerged biofilter and its possible influence on performances, *Wat. Sci. Tech*, **28**(8-9), 249-256

SEGURET F., RACAULT Y., SARDIN M. (1998). Exploration de l'hydrodynamique d'un biofiltre de nitrification tertiaire en grandeur réelle, *Récents progrès en génie des procédés*, **12**(61), 323-329

SEGURET F., RACAULT Y., SARDIN M. (2000) Hydrodynamic behavior of full scale trickling filters, *Water Research*, Vol. **34**(5), 1551-1558

STRICKER A.E., RACAULT Y. (2005) Application of Activated Sludge Model n°1 to biological treatment of pure winery effluents : case studies *Water Science & Technology* **51**(1), 121-127

RACAULT Y., BOUTIN C. (2005) Waste stabilization ponds in France. State of the art and recent trends. *Water Science & Technology*, **51**(12), 1-9

CHOUBERT, J.-M., RACAULT, Y., GRASMICK, A., BECK, C. AND HEDUIT, A. (2005). Nitrogen removal from urban wastewater by activated sludge process operated over the conventional carbon loading rate limit at low temperature. *Water SA*, **31**(4), 503-510.



MARQUOT A., STRICKER A.-E. STRICKER and Y. RACAULT (2006). ASMI dynamic calibration and long-term validation for an intermittently aerated WWTP. *Water Science & Technology*, 53(12), 247-256

CHOUBERT J. M., RACAULT Y., GRASMICK A., CANLER J.P., HEDUIT A. (2006) A simulation-based optimisation approach to control nitrogen discharge by activated sludge under winter seasonal peak load. *Water SA*, 32(4), 562-566

PAMBRUN V, MARQUOT A. and RACAULT Y. (2008) Characterization of the toxic effects of cadmium and 3,5-dichlorophenol on nitrifying activity and mortality in biologically activated sludge systems-effect of low temperature. *Environmental Science and Pollution Research* 15(7), 592-599.

CHOUBERT J.-M., MARQUOT A., STRICKER A.-E., GILLOT S., RACAULT Y., HEDUIT A. (2008) Maximum growth and decay rates of autotrophic biomass to simulate nitrogen removal at 10°C with municipal activated sludge plants, *Water SA*, Vol. 34, No. 1, 71-76

CHOUBERT J-M., MARQUOT A., STRICKER A-E., RACAULT Y., GILLOT S.5 and HÉDUIT A.(2009) Anoxic and aerobic values for the yield coefficient of the heterotrophic biomass: Determination at full-scale plants and consequences on simulations, *Water SA*, Vol. 35, N°1 January 2009, 103-109

CHOUBERT J-M., STRICKER A-E., MARQUOT A., RACAULT Y., HÉDUIT A. and GILLOT A.(2009) Updated Activated Sludge Model n°1 model Parameter Values for Improved Prediction of Nitrogen Removal in Activated Sludge Processes: Validation at 13 Full-scale Plants, *Water Environment Research*, accepté (ref. 08-07-1437RR)

## Articles autres revues

BOUTIN P. et RACAULT Y. (1986). Le lagunage naturel, situation actuelle d'une technique d'épuration en France, *Tech. Sci. Municipales*. - L'eau, vol. 81, n° 6, p. 273-284

RACAULT.Y.(1993). Les effluents des caves vinicoles: Evaluation de la pollution, caractéristiques des rejets, *Informations techniques du CEMAGREF*, Dec. 1993, n°92, note 4, 8 p.

RACAULT Y. (1995). Dysfonctionnement du lagunage naturel : étude de cas, *revue Adour-Garonne*, n 62, printemps 1995, p 7-12

RACAULT Y. et LENOIR A.(1995). Evolution des charges polluantes de deux caves vinicoles du Sud-Ouest de la France sur un cycle annuel, *Revue Française d'Oenologie* n°152, Mai/Juin 1995, p.16-18

CANLER J.P., ALARY G., PERRET J.-M., RACAULT Y. (1998) Traitement biologique aérobie par bassins en série des effluents vinicoles, *Ingénieries EAT*, n°16, décembre 1998, pp. 69-79

GRENIER P., RACAULT Y. (1998). Evaluation de la charge polluante d'une cave vinicole, *Techniques de l'ingénieur, traité Génie des procédés*, DOC F 1600 1-7

RACAULT Y., STRICKER A.E., VEDRENNE J. (2002). Les effluents vinicoles : problématique du traitement et premier bilan sur la conception et le fonctionnement des procédés biologiques, *Ingénieries*, n° 32, décembre 2002, pp 13-26

RACAULT Y. (2003). Les traitements biologiques appliqués aux effluents vinicoles, *Journal international des sciences de la vigne et du vin*, n° Hors série Effluents viti-vinicoles, 31-39

RACAULT Y., BOUTIN C. (2004) Le lagunage naturel en France: état de l'art et tendances récentes. *Ingénieries - E A T*, n° spécial Assainissement, marais artificiels et lagunage : retours d'expérience en Europe, p. 77-86

LIENARD A., BOUTIN C, RACAULT Y.,BRISSAUD F., PICOT B. (2004) Filtres plantés de roseaux à flux vertical et lagunage naturel en traitement d'eaux usées domestiques en France : comparaison des performances et des contraintes d'exploitation en terme de pérennité et fiabilité. *Ingénieries - E A T*, n° spécial Assainissement, marais artificiels et lagunage : retours d'expérience en Europe, p. 87-99

CHOUBERT J.M, RACAULT Y., GRASMICK A., BECK C. and HEDUIT A. (2005). Maximum nitrification rate in activated sludge processes at low temperature: key parameters, optimal value. In: E.-W.o. Official, Publication of the European Water Association and 1-13 (Eds).

## Ouvrages de synthèse

RACAULT Y., BOIS J.S., CARRE J., DUCHENE P., LEBAUDY B., LESAVRE J., LICKEL P., RATEAU M., VACHON A. (1997). Le lagunage naturel, les leçons tirées de 15 ans de pratique en France, Coédition Cemagref Editions - Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 59p.

JOURJON F., RACAULT Y., ROCHARD J. (2001). Effluents vinicoles : Gestion et traitements, *ouvrage collectif*, Edition Féret, Bordeaux, mai 2001, 214 p.

## Participation à un ouvrage

CTGREF (1980) Les performances des systèmes d'aération des stations d'épuration: méthodes de mesure et résultats, CTGREF-

CTGREF, Inf. Tech. (1980) Traitement des eaux usées par lagunage naturel. Eléments de conception et de dimensionnement. CTGREF-QEPP Paris. septembre 1980

DUCHENE Ph., SCHETRITE S., HEDUIT A., RACAULT Y.(1995). Comment réussir un essai d'aérateur en eau propre, série études Gestion des milieux aquatiques n°9, 118 p.

GROUPE TECHNIQUE « EFFLUENTS VINICOLES » (1995). Fiches techniques des filières d'épuration des effluents vinicoles, Ed. ITV, Paris, 45 p.

RACAULT Y. Coordinateur (1998). Actes du 2<sup>ème</sup> congrès international sur le traitement des effluents vinicoles, 5-7 mai 1998 Bordeaux, Cemagref éditions, 430 p.

GROUPE TECHNIQUE « EFFLUENTS VINICOLES » (2000). Les filières d'épuration des effluents vinicoles, nouvelle édition, Ed. ITV, Paris, 86 p.

DERONZIER G., SCHETRITE S., RACAULT Y., CANLER J.P., LIENARD A., HEDUIT A., DUCHENE P. (2001). Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologiques des petites collectivités, *document technique FNDAE n° 25*,. Ed Cemagref Antony , 58 p. + annexes

## Communications à des conférences internationales avec actes

RACAULT Y., CHEVALIER C., COLLAS P.(1990). Drainage et qualité des eaux dans le marais du littoral atlantique français. Actes du Congrès sur l'Irrigation et le Drainage, 40<sup>ème</sup> année, Rio de Janeiro, volume I-B, 381-394

RACAULT Y. et LENOIR A.(1994). Evolution des charges polluantes de deux caves vinicoles du Sud-Ouest de la France sur un cycle annuel, Congrès international sur le traitement des effluents vinicoles, 20-22 juin 1994 Narbonne, 23-24 juin 1994 Epernay, CEMAGREF Ed., p 37-43.

RACAULT Y., CORNET D., VEDRENNE J.(1998). Application du traitement biologique aérobie double étage aux effluents vinicoles : évaluation de deux procédés lors de la pointe de charge en Bordelais, actes du 2<sup>ème</sup> congrès international sur le traitement des effluents vinicoles, Bordeaux 5-7 mai 1998, Cemagref éditions, pp. 205-214

GRENIER P., RACAULT Y., MEKIKDJAN C. (1998). Méthode simplifiée d'évaluation de la charge polluante d'une cave vinicole en période de vendanges, actes du 2<sup>ème</sup> congrès international sur le traitement des effluents vinicoles, Bordeaux 5-7 mai 1998, Cemagref éditions, pp. 15-24

GRENIER P., RACAULT Y., ALVAREZ I., SABBADIN R. et PRADE H. (1998) Diagnostic de charge polluante en cave vinicole par coopération de modèles et contraintes flexibles, In: 7<sup>ème</sup> Information Processing and Management of in Uncertainty in Knowledge-based Systems (IPMU), Paris La Sorbonne, 6-10 juillet 1998, P.948-955

CHOUBERT J.M., RACAULT Y., (2000) Assessment of the evolution of nitrification capacity in activated sludge process, congrès IWA, Paris 2000, 3-7 juillet 2000, 4p

CHOUBERT J.M., RACAULT Y., GRASMICK A., HEDUIT A. (2001) Influence of nitrogen volumetric loading on the growth dynamics of autotrophic biomass in activate sludge, congrès IWA, Berlin 2001, 15- 19 octobre 2001, 7 p

CHOUBERT J.M., RACAULT Y., GRASMICK A., CANLER J-P, STRICKER A-E, BECK C., HEDUIT A. (2004). Nitrogen removal by activated sludge under variable load and temperature, International Conf. on Wastewater Treatment for nutrient removal and reuse, Asian Institute of Technology, Thailand, 26-29 janvier 2004, Volume I, pp 72-79

CHOUBERT J.M., RACAULT Y., GRASMICK A., STRICKER A-E, BECK C., HEDUIT A. (2004). Influence of wastewater organic carbon form on biological kinetics: Case of nitrogen removal by activated sludge, Asian Institute of Technology, Thailand, 26-29 janvier 2004, Volume II, pp 367- 372

RACAULT Y. and STRICKER A.E. (2004) Combining membrane filtration and aerated storage : assessment of two full scale processes treating winery effluents. Proceedings of the 3<sup>rd</sup> International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management, Barcelona, Spain, 24-26 May 2004, 105-112

CHOUBERT J.M., RACAULT Y., GRASMICK A., BECK C., HEDUIT A. (2004). Maximum nitrification rate in activated sludge processes at low temperature: key parameters, optimal value, Proceedings of the EWA conference on Nutrient management, Amsterdam, 28-29 September 2004

CHOUBERT J.-M., MARQUOT A., STRICKER A.-E., GILLOT S., RACAULT Y., HEDUIT A. (2005) Unified nitrification parameters (maximum growth and decay rates) at low temperature from 15-years of investigations on pilot and full-scale municipal treatment plants, *Proceedings of the IWA specialized conference on Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams*, Krakow, 19-21 septembre 2005, pp 651-660

DEL RUE F., RACAULT Y. (2007). Long-term monitoring of a full-scale MBR plant in a coastal resort: impact of high seasonal load variations on sludge characteristics and filtration capability, *Proceedings of the 4th international membranes conference, Harrogate 15<sup>th</sup> -17<sup>th</sup> may 2007*, 8p.

PAMBRUN, V., RACAULT, Y. -(2007). Contamination of urban wastewaters by toxic industrial effluents and impact on nitrogen removal by WWTP. Investigations on nitrification inhibition mechanisms due to Cd and 3.5-DCP presence. . 6th Workshop for Young Environmental Scientists "Urban waters: a developing countries perspective", Paris, 24-27 April 2007 . 8 p

GILLOT S., CHOUBERT JM., RACAULT Y., HEDUIT A.(2007) Etat de l'art de la modélisation du traitement biologique des eaux résiduaires, journée internationale 60 ans du CEBEDEAU sur le thème « L'épuration des eaux usées au troisième millénaire: leurs ou réalités.», Liège. le 23 mai 2007

RACAULT Y. and GILLOT S. (2007). Use of mass balances for the determination of oxygen contribution of the different air sources in a full-scale membrane bioreactor. In: Proceedings 80<sup>th</sup> Annual WEF Conference and Exposition. San Diego, USA, October, 14p.

CHOUBERT J.M., STRICKER A.E, MARQUOT A., GILLOT S., RACAULT Y., HÉDUIT A. (2007) Improved prediction of nitrogen removal using an updated asm1 default parameters verified at 13 full-scale plants, In: Proceedings 80<sup>th</sup> Annual WEF Conference and Exposition. San Diego, USA, October, 10p.

DEL RUE F., CHOUBERT J.M., SPERANDIO M. AND RACAULT Y. (2008) Modelling a full scale membrane bioreactor using Activated Sludge Model n°1: challenges and solutions. In : Proceedings IWA Regional Conference - Membrane Technologies in Water and Waste Water Treatment, 2 - 4 June 2008, Moscou, 8 p.

## Colloques, séminaires internationaux ou nationaux avec actes

RACAULT Y. et BOUTIN P. (1987). Le lagunage naturel en France : état du développement d'une technique d'épuration, *In* : "Année européenne de l'Environnement : séminaire Interuniversitaire sur les techniques extensives d'épuration des eaux usées". Arlon, 17-19 novembre 1987, Fondation Universitaire Luxembourgeoise, 15 p.

RACAULT Y. (1987). Conduite d'un digesteur à biomasse fixée : quelques éléments après le suivi de deux années de fonctionnement d'une importante installation industrielle, Séminaire GRUTTEE, MEZE, octobre 1987, 3 p.

RACAULT Y. (1989). The use of waste stabilization ponds : place and advantages of a "rustic" system, *In* : "International Course Design Construction and Maintenance of Waste Stabilization Ponds", CEFIGRE Sophia-Antipolis (France), 13-24 novembre 1989, communication, 10 p.

RACAULT Y.(1991). Les procédés anaérobies applicables au traitement des effluents industriels. Actes du séminaire Traitement des Effluents Liquides Industriels, Maison du PED à Longwy, 28-29 Mars 1991, Edition CEBEDOC, 143-166

RACAULT Y., DUCHENE Ph. et BOUTIN P. (1989). Le lagunage naturel : éléments pour l'application du procédé dans le cadre marocain, Journées techniques sur l'assainissement urbain au Maroc, Agadir 6-8 septembre 1989, communication, 10 p.

RACAULT.Y.(1992). Les effluents des caves vinicoles: évaluation de la pollution, caractéristiques des rejets, SITEVINITECH Bordeaux, 26 novembre 1992, 13p.

RACAULT.Y.(1993). Les procédés de traitement applicables aux effluents vinicoles, 1/2 journée d'étude AFGR sur la gestion des effluents vinicoles, SITEVI, Montpellier , 25 nov. 1993, 7p

RACAULT Y. (1995). Les odeurs en lagunage naturel, causes et remèdes possibles, journée technique AGHTM sur les odeurs dans les ouvrages d'épuration, 19 Avril 1995, Bordeaux, 5p

RACAULT Y. (1995). Les procédés de traitement applicables aux effluents vinicoles, séminaire Franco-Ibérique sur le traitement des effluents vinicoles, Olite (Espagne), 30 Novembre-1<sup>er</sup> Décembre 1995, 9p.

RACAULT Y., LEMAIRE P. (1996). Faisabilité du traitement des effluents vinicoles par de petites unités de méthanisation télégérées : bilan de 2 années de suivi sur un site, journées industrielles sur la digestion anaérobie, JIDA 96, Narbonne, 17-19 juin 1996, 9 p.

RACAULT Y., SEGURET F. (1996). Eléments de dimensionnement pour la nitrification en lit bactérien, Actes du colloque " Traitement de l'azote, cas des eaux résiduaires urbaines et des lisiers, CEMAGREF éditions, pp. 21-37

RACAULT Y., SCHETRITTE S. (1996) Influence de la saison sur l'abattement de l'azote en lagunage naturel, Actes du colloque " Traitement de l'azote, cas des eaux résiduaires urbaines et des lisiers, CEMAGREF éditions, pp. 53- 61.

RACAULT Y. (1996). Les procédés de traitement biologiques aérobies applicables aux effluents vinicoles, Journée Technique de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse " L'Eau et les Caves Vinicoles" Avignon, le 14 novembre 1996, 8p.

RACAULT Y. (1996). Bilan d'une étude de l'Union Européenne sur les lits bactériens: critères de dimensionnement et conception pour répondre aux nouvelles normes de rejet, notamment sur l'azote, séminaire de la FUL sur les procédés d'épuration par biomasse fixée, Arlon (Belgique), 31 mai 1996, 12 p.

RACAULT Y. (2000). Traitement des effluents industriels biodégradables, élimination de la charge carbonée : cas des industries agro-alimentaires, séminaire E.F.E. sur l'assainissement industriel, 23 novembre 2000, 11 p.

RACAULT Y. (2000) Traitement anaérobie des boues de station d'épuration, Journée technique d'information et d'échange sur les boues de stations d'épuration, Labarthe-sur-Lèze (31), 29 mars 2000, 5 p.

MARQUOT A., VEDRENNE J., RACAULT Y. (2006). Intérêt de la télétransmission de données pour la modélisation du traitement des eaux usées, 4<sup>ème</sup> Conférence STIC & Environnement 2006, Narbonne, France, 5-7 avril 2006, 8 p.

RACAULT Y., BOUTIN C., MOLLE P. (2006) Le lagunage naturel en France: retour d'expérience et évolution de la technique, 85<sup>ème</sup> Congrès de l'ASTEE, Deauville, 12-15 juin 2006, 12 p.

RACAULT Y., HUSSON A., VEDRENNE J. (2007) Pertinence des mesures de flux polluant en ligne par sonde spectrométrique pour l'analyse des procédés biologiques et leur modélisation, 5<sup>ème</sup> conférence STIC et Environnement 2007, Lyon, 13-15 octobre 2007, 11p.

## Rapports, études (principaux)

RACAULT Y. et coll. (1994). Etude approfondie du fonctionnement de trois lagunes du département du Tarn et Garonne, recherche des causes de dysfonctionnement et remèdes possibles, CEMAGREF Bordeaux, Division Qualité des Eaux, Etude n° 68, 54p.+ annexes.

RACAULT Y. et al. (1994). Upgrading and innovation in trickling filters in response to new EEC Environmental Guidelines, EEC contract n° STEP CT91-0128, final synthetic report, 62p.

RACAULT Y. et SEURET F. (1994). Hydrodynamic in trickling filters, tracer experiments in full-scale plants and flow models, EEC contract n° STEP CT91-0128, CEMAGREF individual report, 29 p.+ annexes

RACAULT Y. (1996). Détermination du volume de boue dans les bassins de lagunage, Journées Techniques Nationales sur l'épandage des boues liquides de station d'épuration et la vidange des lagunes, Couhé (86), 12-13 juin 1996, 5p.

RACAULT Y., CORNET D., VEDRENNE J., CANLER J.P. (1996) Evaluation des performances de plusieurs procédés de traitement des effluents vinicoles au cours des quatre mois de pointe d'activité, Etude CEMAGREF-Groupement de Bordeaux, n° 16, 4 tomes - Tome 1: cas des boues activées double étage à la cave de Rauzan (33) 40p. + annexes, Tome 2: cas des boues activées avec bassins en série à la cave d'Espiet (33), 33 p. + annexes, Tome 3: cas de la méthanisation à la cave de Marcillac (33) 13 p. + annexes, Tome 4 : cas du bassin de stockage de la cave de Geaune (40), 10p. + annexes.

RACAULT Y., VEDRENNE J. (1997). Evaluation de la filière boues activées double étage. Suivi de l'installation de Rauzan (33) en 1995, Etude CEMAGREF-Groupement de Bordeaux, n° 12, Tome 1, 64 p.+ annexes

RACAULT Y., VEDRENNE J. (1997). Evaluation de la filière Vinipur + Boues activées. Suivi de l'installation de St Emilion (33) en 1995, Etude CEMAGREF-Groupement de Bordeaux, n° 12, Tome 2, 63 p.+ annexes

RACAULT Y., SEURET F., VEDRENNE J., GREGOIRE J.-C. (1997). Etude du fonctionnement de la station d'épuration de Villafranca (Espagne), Lits bactériens et contact solide, 18-21 mars 1997

RACAULT Y., VEDRENNE J. (1999) Evaluation d'un procédé double étage (méthanisation lit de boue + boues activées) pour le traitement des effluents vinicoles, suivi de l'installation de Château Bonnet à Grézillac (33) lors des vendanges 1997 et de la vinification 1997-1998, Cemagref-Groupement de Bordeaux, CR n°104, 54 p. + annexes

RACAULT Y., GREGOIRE J.-C., VEDRENNE J. (1999). Evaluation du procédé boues activées SODEV type Viti 300, traitement des effluents de Château Philippon à Cleyrac (33), janvier à mars 1999, Cemagref-Groupement de Bordeaux, CR n°105, 25 p. + annexes

RACAULT Y., VEDRENNE J. (1999). Evaluation du procédé d'épuration Eparco pour le traitement des effluents vinicoles, suivi de l'installation du Château Malartic-Lagravière à Léognan (33) d'octobre 1998 à mars 1999, Cemagref-Groupement de Bordeaux, CR n°106, 41 p. + annexes, *confidentiel*

RACAULT Y., VEDRENNE J.(1999) Evaluation du procédé d'épuration « Cascade » de la société Vaslin-Bucher pour le traitement des effluents vinicoles, suivi de l'installation du Domaine de Chevalier à Léognan (33) d'octobre 1998 à mars 1999, Cemagref-Groupement de Bordeaux, CR n°107, 38 p. + annexes

RACAULT Y., GREGOIRE J.C., VEDRENNE J.(2000) Evaluation du procédé « Stockage aéré + filtration tangentielle » pour le traitement des effluents vinicoles, suivi du pilote industriel de la société M. Paetzold S.A., Cemagref-Groupement de Bordeaux, CR n°114, 25 p. + annexes

RACAULT Y., VEDRENNE J.(2000). Evaluation du procédé d'épuration Eparco pour le traitement des effluents vinicoles (2), suivi complémentaire de l'installation du Château Malartic-Lagravière à Léognan (33) lors des vendanges 1999, Cemagref-Groupement de Bordeaux, CR n°112, 37 p. + annexes, *confidentiel*

RACAULT Y., VEDRENNE J.(2000). Evaluation d'un procédé biologique aérobie compact par bassins en série pour le traitement des effluents vinicoles, suivi de l'installation « Boccard - EEIS » de la cave coopérative de Saint Brice (33) lors des vendanges et soutirages 1999, étude n° 62, juillet 2000, 63 p. + annexes

STRICKER A-E., GREGOIRE J-C., RACAULT Y. (2001). Evaluation d'un système de traitement des effluents vinicoles par stockage aéré + filtration membranaire mobile, procédé CRISTAL de la société MICHAEL PAETZOLD, suivi de l'installation au Château Carignan à Carignan de Bordeaux pendant les vendanges 2000 et la vinification 200/2001, étude n° 67, juillet 2001, 58 p. + annexes

STRICKER A-E., RACAULT Y. (2001). Evaluation d'un système de traitement des effluents vinicoles par stockage aéré + filtration membranaire + lit de sable, procédé Cascade CP8 de la société VASLIN BUCHER, Suivi de l'installation au Domaine de Clouset à Lugaingnac (33) pendant les vendanges 2000, étude n°68, juillet 2001, 75 p. +annexes

RACAULT Y., VEDRENNE J. (2001) Evaluation d'un procédé d'osmose inverse suivi d'un filtre immergé planté de roseaux pour le traitement des effluents vinicoles, suivi de l'installation INDAGRO de château Arnauld à Arcins en Médoc (33) lors des vendanges et soutirages 2000, étude n° 69, juillet 2001, 51 p. + annexes

STRICKER A-E., RACAULT Y. (2001) Capacité de traitement de l'azote de la station d'épuration des eaux usées par biofiltration de Saltegorde (Communauté d'Agglomération Périgourdine), bilan des mesures réalisées du 19 au 21 juin 2001, étude n° 72, novembre 2001, 60 p. + annexes

CHOUBERT J.M., RACAULT Y., GRASMICK A., BECK C. HEDUIT A. (2002). Nitrifying biomass growth in activated sludge: impact of long-term disturbances on nitrogen removal capacity, congrès IWA, Melbourne 2002, 7 – 12 avril 2002, 8p.

RACAULT Y. (2003). Les traitements biologiques appliqués aux effluents vinicoles, Journal international des sciences de la vigne et du vin, n° Hors série Effluents viti-vinicoles, pp 31-39

RACAULT Y. , STRICKER A-E. (2003). Fiabilisation des performances des boues activées traitant l'azote en conditions de charge élevée et de faible température. Validation d'un outil de simulation pour tester différents scénarios de gestion, rapport intermédiaire FNSE, décembre 2003, 20p

RACAULT Y., VEDRENNE J. (2003). Synthèse de la campagne de mesures de Juillet et Août 2003 à la station d'épuration de Biscarrosse-plage, évaluation des capacités de traitement avec des charges organiques dépassant 65% de la charge nominale, 12 p.

LIENARD A., RACAULT Y. (2003). Epuration sur supports granulaires : principes et mises en œuvre, 14° colloque Euroviti, Montpellier 26 - 27 Nov. 2003, pp. 77-85

RACAULT Y. (2005) Optimisation du traitement de l'azote en station d'épuration boues actives: expérimentations et modélisation pour le dimensionnement et l'exploitation des ouvrages, rapport bilan de l'action pour le CRRDT Aquitaine, thème 206 : Maitrise et technologies de l'environnement, 24 p.

RACAULT Y., HUSSON A., VEDRENNE J. (2006). Bilan de fonctionnement sur le long terme de deux filières de bioreacteur à membrane : performances et contraintes, rapport Cemagref, 74 p. avec annexes.(Confidentiel)

### Thèses encadrées (responsable scientifique Cemagref)

SEGURET F. (1998) Etude de l'hydrodynamique des procédés de traitement des eaux usées à biomasse fixée, application aux lits bactériens et aux biofiltres. Thèse de doctorat, Spécialité Mécanique, Université de Bordeaux I, Ecole Doctorale des Sciences Physiques et de l'Ingénieur 118 p. + annexes.

CHOUBERT J.M. (2002) Analyse et optimisation du traitement de l'azote par les boues activées à basse température. Thèse de doctorat, Spécialité Génie des procédés, Université de Strasbourg I, Ecole Doctorale de Sciences Pour l'Ingénieur, 165.

MARQUOT A. (2006) Modélisation du traitement de l'azote par boues activées en sites réels: calage et évaluation du modèle ASM1, Thèse de doctorat, spécialité génie des procédés, Université de Pau et des Pays de l'Adour, Ecole doctorale des sciences exactes et de leur application, 307 p. avec annexes .

DELRUE F. (2008) Modélisation du procédé bioréacteur à membranes immergées: calage et validation du modèle ASM1 sur un site réel - Etude des interactions boues activées, conditions opératoires et membrane, Thèse de doctorat, spécialité biologie, Université de Bordeaux 2, Ecole doctorale des sciences de la vie et de la santé, 248 p. + annexes.

### DEA et DESS encadrés

VILLEGAS DE BRIGARD M. P. (1987) Proposition d'un test de laboratoire pour l'étude de la réactivité d'une biomasse anaérobie: application au démarrage d'un digesteur industriel. DEA, université Louis Pasteur Strasbourg, ENGEES et Institut de mécanique des Fluides

DELATTRE C.(1992) Les dysfonctionnements du lagunage naturel dans le département du Tarn et Garonne, Mémoire DESS "espace rural et environnement", Université de Bourgogne, Dijon, 65 p.

SEGURET F.(1995) Le comportement hydraulique des installations d'épuration : méthode d'étude, DEA en mécanique et ingénierie, filière sciences de l'eau, université Louis Pasteur Strasbourg, 53p.

CHOUBERT J.M. (1999) Conditions limites d'élimination de l'azote en boues activées faible charge : première approche sur pilote à basse température, 70 p.

### Mémoires ingénieur encadrés

DOUAT J. (1982) Etude hydraulique d'un bassin de Lagunage par traçage, mémoire de fin d'étude ENITRTS Strasbourg, 103 p.

IEMMOLO J. L.(1983) Les lits bactériens à garnissage plastique, approche des performances réelles, mémoire de fin d'étude ENITRTS Strasbourg, 136 p.

SEGUIN A. (1992) Le lagunage naturel en France. Bilan de 15 ans d'expérience. Mémoire de fin d'études, ENITRTS Strasbourg et ENSP Rennes, 56 p.

SEGURET F. (1992) Hydrodynamique des lits bactériens à garnissage plastique, mémoire de fin d'études, ENITRTS Strasbourg et ENSP Rennes, 105p.

HELIAS L. (1996) Traitement d'effluents vinicoles : suivi sur pilote de procédures de démarrage d'une station boues activées, Mémoire de fin d'études, ENESAD Dijon, 1996, 78p.

FIGUERAS C. (2005) Etude sur site du procédé bioréacteur à membrane immergée pour le traitement des eaux usées domestiques, mémoire d'ingénieur ENGEES

## Jury de thèses

### Participation au jury de thèse hors des thèses encadrées :

- Henrietta SALTER pour l'obtention d'un diplôme de « Doctor of Engineering » de l'Université de Surrey (Department of Civil Engineering) à Guilford (Angleterre) le 5 novembre 1999  
Titre de la thèse : Enhancing the pathogen removal performance of tertiary lagoons
- Frédéric MUZZOLINI pour l'obtention de docteur à l'université de Bordeaux le 22 octobre 1993  
Titre de la thèse: Evaluation des productions, techniques de séparation, propositions de valorisation du plancton des lagunages naturels d'épuration.
- Hossain EL OUARGHI pour l'obtention d'un diplôme de docteur en sciences de l'environnement, Fondation Universitaire Luxembourgeoise (Belgique) le 29 octobre 2002  
Titre de la thèse: Interaction phytoplancton qualité physico-chimique des eaux dans les lagunes naturelles et lagunes à haut rendement algual
- Luis Fernando Delgado Zambrano pour l'obtention d'un diplôme de docteur de l'université de Toulouse, spécialité génie des procédés de l'environnement le 17 février 2009  
Titre de la thèse: Bioreacteur à membrane externe pour le traitement d'effluents contenant des médicaments anticancéreux : Elimination et influence du cyclophosphamide et de ses principaux métabolites sur le procédé.

## Post-doc encadré

- Vaitea PAMBRUN, Doctorat en Génie des Procédés et de l'Environnement de l'I.N.S.A. de Toulouse (ED Science des Procédés)  
Sujet post-doc : « Inhibition de la nitrification dans les boues activées par des substances toxiques : étude des cinétiques en vue d'une adaptation du modèle de croissance et de mortalité de la biomasse autotrophe »