

UNIVERSITE DE MONTPELLIER I
UNITES DE FORMATION ET DE RECHERCHE PHARMACEUTIQUES

TRAITEMENT DES EFFLUENTS PISCICOLES MARINS PAR
LAGUNAGE A HAUT RENDEMENT ALGAL

Thèse présentée pour obtenir le grade de :

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE MONTPELLIER I
Formation doctorale : Hydrologie (Sciences de l'Eau et Aménagement)
Groupe des disciplines pharmaceutiques du CNU 40^{ème} section
Sciences du Médicament (Hygiène - Environnement)

Par

Pascal PAGAND

Soutenue le 7 décembre 1999, devant le jury composé de :

M.	J-P. Blancheton, Docteur-Ingénieur, Ifremer	
M.	J. Bontoux, Professeur, Université de Montpellier I	
Mme	C. Casellas, Maître de conférence, Université de Montpellier I	Directeur de thèse
M.	A. Dauta, Chargé de Recherche, CNRS	Rapporteur
M.	J. Lemoalle, Directeur de Recherche, IRD	
M.	A. Muller-Feuga, Chargé de Recherche, Ifremer	Rapporteur

A Véronique,

A Alysea,

A mes Parents.

UNIVERSITE DE MONTPELLIER I

Professeur Alain : Président UZIEL

FACULTE DE PHARMACIE

Doyen : Professeur Jean-Louis CHANAL

UNITE DE FORMATION ET DE RECHERCHE DES SCIENCES PHARMACEUTIQUES ET BIOLOGIQUES

Directeur : Professeur Jean-Louis CHANAL

UNITE DE FORMATION ET DE RECHERCHE EN MATIERE ALIMENTAIRE,ŒNOLOGIQUE – ENVIRONNEMENT

Directeur : Professeur Jean-Claude CABANIS

UNITE DE FORMATION ET DE RECHERCHE DE PHARMACIE INDUSTRIELLE

Directeur : Professeur Jean-Pierre BALI

LISTE DES PROFESSEURS

M.	ANDARY	Claude	Botanique et Cryptogamie
M.	AUDRAN	Michel	Physique et Biophysique
M.	BALI	Jean-Pierre	Biochimie Générale et Clinique
M.	BASTIDE	Jean-Marie	Immunologie, Parasitologie et Mycologie Médicale
M.	BERLAN	Jacques	Hématologie
M.	BONNE	Claude	Physiologie
M.	BONNET	Pierre	Chimie Organique
M.	BONTOUX	Jean	Sciences de l'Environnement et Santé Publique
M.	BOUDEVILLE	Philippe	Chimie Générale et Minérale
Mme	BRES	Janine	Pharmacocinétique
M.	CABANIS	Jean-Claude	Chimie Analytique et Bromatologie
M.	CANO	Jean-Paul	Toxicologie
Mme	CASSANAS	Geneviève	Physique Industrielle et Traitement de l'Information
M.	CASTEL	Jean	Chimie Thérapeutique
M.	CHANAL	Jean-Louis	Physique et Biophysique
M.	CHAPAT	Jean-Pierre	Chimie Organique
M.	CROS	Gérard	Pharmacologie
M.	DELABRE	Jean-Louis	Physique Moléculaire et Structurale
M.	DELONCA	Henri	Technique Pharmaceutique Industrielle
M.	DOREE	Marcel	Biologie Cellulaire
M.	Escale	Roger	Chimie Organique
Mlle	FABRE	Huguette	Chimie Analytique et Bromatologie
M.	FULCRAND	Pierre	Chimie Thérapeutique
M.	GALLEYRAND	Jean-Claude	Physique et Biophysique
M.	GELIS	Christian	Physique et Biophysique
M.	GIAIMIS	Jean	Immunologie, Parasitologie et Mycologie Médicale
M.	GORENFLOT	André	Biologie Cellulaire et moléculaire
M.	GRASSY	Gérard	Chimie Organique
M.	GRIMMONPREZ	Louis	Biochimie Générale et Clinique
Mlle	HANSEL	Sylvie	Pharmacie Clinique
M.	JACOB	Maurice	Pharmacie Galénique
Mme	JULLIEN	Magali	Milieus Denses et Matériaux
Mme	MAILLOLS	Hélène	Technique Pharmaceutique Industrielle
Mme	MALLIE	Michèle	Immunologie, Parasitologie et Mycologie Médicale
Mlle	MANDROU	Bernadette	Chimie Analytique
M.	MAURY	Luc	Physique Moléculaire et Structurale
M.	MICHEL	Alain	Pharmacologie

M.	MODAT	Guy	Physiologie
Mme	MONLEAUD	Jacqueline	Droit et Economie de la Santé
M.	PAU	Bernard	Immunologie
M.	PELLECUER	Jacques	Pharmacognosie
Mme	PICOT	Bernadette	Sciences de l'Environnement et Santé Publique
M.	RAMBAUD	André	Sciences de l'Environnement et Santé Publique
M.	ROBBE	Yves	Chimie Organique
M.	ROSSI	Jean-Claude	Chimie Organique
M.	ROUSSEL	Jean-Louis	Botanique et Cryptogamie
M.	SERRANO	Jean-Jacques	Pharmacologie
Mme	SIMEON DE BUOCHBERG	Michèle	Bactériologie et Virologie
Mlle	SOLERE	Maryse	Biochimie Générale et Clinique
M.	TEROL	Alain	Chimie Générale et Minérale

LISTE DES MAITRES DE CONFERENCES

M.	ALBEROLA	Serge	Chimie Générale et Minérale
Mme	ARTIS	Anne-Marie	Chimie Thérapeutique
Mlle	AZAY	Jacqueline	Pharmacologie
M.	BATAILLE	Bernard	Pharmacie Galénique
M.	BEGEL	Michel	Didactique Physiologie
Mme	BEGU	Sylvie	Technique Pharmaceutique Industrielle
M.	BELON	Charles	Biochimie Générale et Clinique
M.	BERGE	Gilbert	Chimie Thérapeutique
Mme	BILAK	Estelle	Bactériologie et Virologie
M.	BLACHE	Yves	Chimie Organique
M.	BLAISE	Alain	Chimie Analytique et Bromatologie
Mlle	BLANCHIN	Marie-Dominique	Chimie Analytique et Bromatologie
M.	BOMPART	Jacques	Chimie Organique
M.	BOUDARD	Frédéric	Immunologie
Mme	BOURRET	Evelyne	Physique Moléculaire et Structurale
Mlle	BRESSOLLE	Françoise	Pharmacocinétique
Mme	CABANIS	Marie-Thérèse	Chimie Analytique et Bromatologie
M.	CARCY	Bernard	Biologie Cellulaire et Moléculaire
Mme	CASADEBAIG	Jacqueline	Pharmacie Galénique
Mme	CASELLAS	Claude	Sciences de l'Environnement et Santé Publique
Mme	CASTEX	Françoise	Immunologie
Mme	CHARLOT	Colette	Chimie Analytique et Bromatologie
M.	CHAUVET	Alain	Chimie Générale et Minérale
Mlle	CHOQUET	Armelle	Toxicologie
Mme	COCIGLIO	Marylène	Pharmacologie
Mlle	COHEN	Pascale	Immunologie
M.	COOPER	Jean-François	Chimie Analytique et Bromatologie
Mme	COSSON	Laurence	Botanique et Cryptogamie
M.	COUDA NE	Jean	Chimie des Matériaux
M.	CRASSOUS	Jean-Claude	Chimie Organique
M.	CUQ	Pierre	Toxicologie
M.	DARMANADEN	Roland	Chimie Thérapeutique
M.	DEVOISELLE	Jean-Marie	Technique Pharmaceutique Industrielle
M.	DURU	Christian	Pharmacie Galénique
Mlle	DUSART	Ghislaine	Bactériologie et Virologie
M.	ENGEL	Robert	Chimie des Matériaux
Mlle	ENJALBERT	Françoise	Botanique et cryptogamie
M.	EVARD	Alexandre	Toxicologie
Mme	FABREGUE	Eliane	Physique Industrielle et Traitement de l'Information
Mlle	FENET	Hélène	Chimie Analytique et Bromatologie
Mme	FLORAC	Marie-Elisabeth	Botanique et Cryptogamie

Mme	FOURCROY	Stella	Physiologie
Mme	FOURNAJOUX	Josyane	Physique et Biophysique
M.	GAGNE	Didier	Biochimie Générale et Clinique
M.	GARREAU	Henri	Chimie des Matériaux
Mme	GOZE	Catherine	Chimie Thérapeutique
M.	GRIS	Jean-Philippe	Hématologie
Mme	GUIBAL	Jacqueline	Immunologie
Mme	GUIBERT	Marie-Sophie	Physique et Biophysique
Mme	GUIDICELLI	Claudette	Biochimie et Biologie moléculaire
Mme	ILLES	Suzanne	Sciences de l'Environnement et Santé Publique
M.	JEANJEAN	Bernard	Chimie Générale et minérale
Mme	LACOSTE	A, nne-Marie	Bactériologie et Virologie
M.	LAGUET	Jean-Pierre	Technique Pharmaceutique Industrielle
M.	LARROQUE	Michel	Chimie Analytique et Bromatologie
M.	LASSERRE	Yves	Pharmacie Galénique
Mlle	LAURENT	Florence	Pharmacologie
Mme	LIUTKUS	Martine	Pharmacologie
Mme	MARJON	Chantal	Pharmacognosie
Mme	MENAGE	Karina	Biologie Cellulaire et Moléculaire
M.	MESTRES	Jean-Paul	Chimie Analytique
Mme	MESTRES	Gilberte	Technique Pharmaceutique Industrielle
M.	MILHAVET	Jean-Claude	Chimie Organique
Mme	MULLER	Agnès	Physiologie
Mme	NIELLOUD	Françoise	Technique Pharmaceutique Industrielle
Mlle	NURIT	Josiane	Chimie Générale et Minérale
M.	PELISSIER	Yves	Pharmacognosie
M.	PERSONNE	Christian	Bactériologie et Virologie
Mme	PHAM	Tuyet Nga	Physique et Biophysique
M.	POUCHERET	Patrick	Pharmacologie
M.	PRECIGOUT	Eric	Biologie Cellulaire et Moléculaire
Mme	RAMBAUD	Joëlle	Chimie Générale et Minérale
Mlle	RAPIOR	Sylvie	Botanique et Cryptogamie
M.	RASCOL	Jean-Pierre	Botanique et Cryptogamie
M.	RAYNAUD	Eric	Biochimie
M.	SABATIER	Robert	Physique Moléculaire et Structurale
Mme	SALHI	Sharon	Immunologie
Mme	SOULIE	Marie-Louise	Biochimie Générale et Clinique
Mme	SUSPLUGAS	Claudine	Pharmacognosie
M.	SUSPLUGAS	Paul	Pharmacognosie
M.	TEISSEDRE	Pierre-Louis	Chimie Analytique et Bromatologie
M.	VALENTIN	Alexis	Parasitologie et Mycologie Médicale
Mme	VIAN	Laurence	Toxicologie
Mlle	VIE	Marie-Thérèse	Physique et Biophysique

REMERCIEMENTS

Les résultats présentés dans ce manuscrit ont été obtenus grâce au soutien technique dont j'ai pu bénéficier au laboratoire du Département des Sciences de l'Environnement et Santé Publique et de l'Ifremer. Aussi, je tiens particulièrement à remercier :

- M. le Professeur J. Bontoux pour m'avoir accueilli dans le Département des Sciences de l'Environnement et Santé Publique de l'Université de Montpellier I
- M. A. Febvre pour m'avoir permis de m'installer à la station d'Ifremer de Palavas-les-Flots.

C'est avec plaisir que je tiens à remercier :

- Mme C. Casellas et M. J-P. Blancheton pour avoir encadré mes travaux de recherche.
- M. J. Lemoalle pour avoir suivi avec intérêt le déroulement de cette thèse.
- M. A. Dauta et M. Muller-Feuga pour avoir accepté de juger ce travail.

Je remercie également toutes les personnes qui ont participé à ce travail :

- Mme J. Melard pour son aide lors des nombreuses analyses chimiques. Je lui souhaite par ailleurs une bonne retraite.
- M. T. Hirata pour sa contribution aux comptages des cellules planctoniques.
- M. O. Ausseil, pour avoir veillé à la bonne santé des algues lors des cultures en laboratoire.

Mes remerciements s'adressent aussi à toute l'équipe d'Aquaculture en Système Clos, pour leur accueil chaleureux et pour m'avoir autorisé à utiliser, sans réticence, toutes leurs données concernant leur élevage.

INTRODUCTION.....	21
Chapitre 1. Etude bibliographique.....	25
1.1. INFLUENCE DES POISSONS SUR LA POLLUTION ISSUE D'ÉLEVAGE PISCICOLES.....	28
1.1.1. <i>L'excrétion azotée.....</i>	28
1.1.1.1. Les formes de rejets azotés.....	28
1.1.1.2. Facteurs influençant l'excrétion azotée dissoute.....	32
1.1.1.3. Estimation de l'excrétion azotée.....	35
1.1.2. <i>L'excrétion phosphorée.....</i>	41
1.1.3. <i>Réduction de la charge polluante.....</i>	44
1.2. UTILISATION POTENTIELLE DES MACROALGUES : FACTEURS DE CROISSANCE.....	47
1.2.1. <i>Les Ulvacées.....</i>	47
1.2.1.1. Facteurs de croissance.....	47
1.2.1.2. Absorption des nutriments.....	50
1.2.1.3. Relargage des nutriments.....	50
1.2.2. <i>Algue à intérêt économique : la gracilaire.....</i>	50
1.2.2.1. Facteurs de croissance.....	51
1.2.2.2. Absorption des nutriments.....	53
1.3. Traitement des rejets par lagunage à haut rendement algal.....	54
1.3.1. <i>Caractéristiques et principe de fonctionnement.....</i>	54
1.3.2. <i>Les algues dans l'unité de traitement.....</i>	55
1.3.3. <i>Efficacité du LHR.....</i>	58
1.3.4. <i>Améliorations du système de traitement.....</i>	59
Chapitre 2. Matériels et méthodes.....	65
2.1. LE SYSTÈME D'ÉLEVAGE INTENSIF.....	67
2.1.1. <i>Description du pilote de grossissement expérimental.....</i>	67
2.1.2. <i>La biomasse.....</i>	69
2.1.3. <i>L'alimentation.....</i>	70
2.2. LE BASSIN DE LAGUNAGE À HAUT RENDEMENT ALGAL.....	70
2.2.1. <i>Description.....</i>	70
2.2.2. <i>Etude hydraulique des bassins.....</i>	71
2.3. LA BOUCLE DE TRAITEMENT SECONDAIRE.....	75
2.3.1. <i>Description.....</i>	75
2.3.2. <i>Mise en service du bassin de lagunage.....</i>	76
2.4. MÉTHODES D'ANALYSES.....	77
2.4.1. <i>Variables climatiques.....</i>	77
2.4.2. <i>Variables physico-chimiques.....</i>	77
2.4.3. <i>Variables biologiques.....</i>	78
2.5. L'ANALYSE STATISTIQUE.....	79
Chapitre 3. Caractéristiques de l'effluent de l'élevage de loups en eau recyclée.....	83
3.1. EVOLUTION DES VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EFFLUENT.....	86
3.1.1. <i>Résultats.....</i>	86
3.1.2. <i>Discussion.....</i>	95
3.1.3. <i>Conclusion.....</i>	103
3.2. ESTIMATION DE LA CONCENTRATION EN AZOTE INORGANIQUE DISSOUS.....	104

3.2.1. <i>Structure et concept du modèle</i>	104
3.2.2. <i>Méthode</i>	105
3.2.3. <i>Résultats</i>	107
3.2.4. <i>Discussion</i>	111
3.2.5. <i>Conclusion</i>	120
3.3. ESTIMATION DU TAUX DE PRODUCTION DE PHOSPHORE DISSOUS	121
3.3.1. <i>Structure du modèle</i>	121
3.3.2. <i>Résultats</i>	121
3.3.3. <i>Discussion et conclusion</i>	122
3.4. CONCLUSION.....	123
Chapitre 4. Etude en laboratoire de la croissance et de l'absorption algale.....	127
4.1. ABSORPTION DES NUTRIMENTS PAR LES MACROALGUES EN MILIEU A FORTE CONCENTRATION.....	130
4.1.1. <i>Méthode expérimentale</i>	130
4.1.2. <i>Résultats</i>	131
4.2. IMPACT DES CONDITIONS DU LABORATOIRE SUR LA CROISSANCE ET L'ABSORPTION DES ULVES	136
4.2.1. <i>Méthode</i>	136
4.2.2. <i>Résultats</i>	136
4.3. DISCUSSION	139
4.4. CONCLUSION.....	141
Chapitre 5. Traitement de l'effluent piscicole marin par lagunage a haut rendement algal	145
5.1. CONDITIONS CLIMATIQUES DU SITE D'ÉTUDE	148
5.1.1. <i>Résultats</i>	148
5.1.2. <i>Conclusion</i>	151
5.2. ACTION DU LAGUNAGE À HAUT RENDEMENT SUR LA QUALITÉ DE L'EFFLUENT PISCICOLE.	152
5.2.1. <i>Résultats</i>	153
5.2.2. <i>Discussion</i>	169
5.2.3. <i>Conclusion</i>	179
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	183
RÉFÉRENCES	189
LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES	215
ANNEXES.....	223

NOMENCLATURE

Symbole	Description	unité
A	Aliment consommé	kg
COD	Carbone organique dissous	mg C.L ⁻¹
DBO	Demande biologique en oxygène	mg O ₂ .L ⁻¹
DCO	Demande chimique en oxygène	mg O ₂ .L ⁻¹
EM	Eau de mer	
EU	Eau usée	
F	Production de poissons	kg
I	Rayonnement solaire	μE.m ⁻² .s ⁻¹
IC	Indice de conversion de la nourriture	kg.kg ⁻¹
LHR	Lagunage à haut rendement algal	
MES	Matière en suspension	mg.L ⁻¹
Na	Azote dans l'aliment	%
NAT	Azote ammoniacal total	mg N.L ⁻¹
NDT	Azote dissous total	mg N.L ⁻¹
NE	Excrétion azotée	mg N.kg ⁻¹ PF.j ⁻¹
NEE	Excrétion d'azote endogène	mg N.kg ⁻¹ PF.j ⁻¹
N _f	Azote dans le poisson	%
NI	Azote ingéré	mg N.kg ⁻¹ PF.j ⁻¹
NID	Azote inorganique dissous	mg N.L ⁻¹
NOD	Azote organique dissous	mg N.L ⁻¹
NT	Azote total	mg N.L ⁻¹
OD	Oxygène dissous	mg O ₂ .L ⁻¹
Pa	Phosphore dans l'aliment	%
PB	Protéines brutes	%
PBI	Protéines ingérées	mg.kg ⁻¹ PF.j ⁻¹
PDT	Phosphore dissous total	mg P.L ⁻¹
PE	Phosphore excrété	mg P.kg ⁻¹ PF.j ⁻¹
PF	Poids frais	g
P _f	Phosphore dans le poisson	%
PI	Phosphore ingéré	mg P.kg ⁻¹ PF.j ⁻¹
PID	Phosphore inorganique dissous	mg P.L ⁻¹
PK	Concentration en phytoplancton	mg.L ⁻¹
PS	Poids sec	g
PT	Phosphore total	mg P.L ⁻¹
Q	Débit	L.h ⁻¹
R	Ration alimentaire	%.j ⁻¹
RE	Rendement épuratoire	%
RPA	Rayonnement photosynthétiquement actif	μE.m ⁻² .s ⁻¹
SN	Nutriment (sel nutritif)	
t	Temps	j
T	Température	°C
TA	Taux d'absorption	mg.g ⁻¹
TCS	Croissance spécifique	%.j ⁻¹
v	Vitesse absorption	mg.g ⁻¹ .j ⁻¹
V	Volume	L
W	Poids	g
z	Profondeur	m
θ	Temps de séjour	j
Γ _N	Taux de production d'azote par l'élevage	% de NI
Γ _P	Taux de production de phosphore par l'élevage	% de PI

ESPECES CITEES

Nom scientifique	Nom commun français	Nom commun anglais
<i>Abramis brama</i>	Brème	Bream
<i>Boleophthalmus pectinirostris</i>		
<i>Carassius auratus</i>	Carassin	Goldfish
<i>Carassius carassius</i>	Carassin ou Carpe à la lune	Common goldfish
<i>Clarias gariepinus</i>	Poisson-chat d'Afrique	African catfish
<i>Ctenopharyngodon idella</i>		Grass carp
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Common carp
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Loup	European sea bass
<i>Engraulis mordax</i>	Anchois	Anchovy
<i>Engraulis ringens</i>	Anchois	Peruvian anchovy
<i>Esox lucius</i>	Brochet	Pike
<i>Gadus morhua</i>	Morue	Atlantic cod
<i>Gobius cepharlages</i>	Gobie	Goby
<i>Lates calcarifer</i>		
<i>Leptocottus armatus</i>		Sculpin
<i>Lepomis machrochirus</i>	Perche soleil	Bluegill sunfish
<i>Lithognathus lithognathus</i>		White steenbras
<i>Lithognathus mormyrus</i>		Sand steenbras
<i>Micropterus salmoides</i>	Perche truitee	Largemouth bass
<i>Onchorynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	Rainbow trout
<i>Onchorynchus nerka</i>	Saumon nerka	Sockeye salmon
<i>Paralichthys olivaceus</i>	Flet japonais	Japanese flounder
<i>Periopthalmus cantonensis</i>		
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Vairon	Minnnow
<i>Platichthys stellatus</i>	Flet	Starry flounder
<i>Pleuronectes platessa</i>	Plie - Carrelet	Plaice
<i>Pleuronectes olivaceus</i>		
<i>Salmo trutta</i>	Truite de mer	Brown trout
<i>Salvenius alpinus</i>		Artic charr
<i>Salvenius namaycush</i>		Lake trout
<i>Samo salar</i>	Saumon atlantique	Atlantic salmon
<i>Sparus aurata</i>	Daurade royale	Gildhead Seabream
<i>Scianops ocellatus</i>		Red drum
<i>Scophthalmus maximus</i>	Turbot	Turbot
<i>Stizostedion vitreum</i>	Sandre	walleye
<i>Taeniotoca lateralis</i>		Blue sea perch
<i>Tilapia rendalii</i>		
<i>Tracurus mediterraneus</i>	Chinchard	
<i>Tracurus symmetricus</i>	Chinchard	
<i>Tridentiger obscurus</i>		
<i>Tridentiger brevespinus</i>		

INTRODUCTION

Face au fléchissement des pêches, lié à la surexploitation des océans, l'aquaculture intensive semble vouée à un essor pour répondre à la demande croissante que les ressources naturelles ne pourront satisfaire. Dans les prochaines décennies, ce secteur d'activité devra être capable de fournir une production au moins égale à la production des pêcheries (Chamberlain et Rosenthal, 1995 ; ICES, 1997).

Toutefois, le développement de l'aquaculture n'est pas sans risque pour l'environnement et suscite même de nombreuses interrogations. Les élevages génèrent une pollution dont l'origine est le gaspillage d'aliment et les produits d'excrétion qui peuvent contribuer à l'eutrophisation du milieu naturel (Videau et Merceron, 1992). Aussi, Duff (1987), Chamberlain et Rosenthal (1995) soutiennent le projet de la mise en place d'un système législatif pour réglementer les rejets d'aquaculture.

Actuellement, la production de rejets par les fermes aquacoles est faible par rapport aux autres sources de pollution et il semble que l'aquaculture ne pose pas de problème à grande échelle (Aure et Stigebrandt, 1990 ; Ackefors et Enell, 1990, Wu, 1995). Souvent les conditions hydrodynamiques du milieu suffisent pour disperser les substances polluantes. Toutefois, quelques déséquilibres locaux peuvent être constatés et avoir de grandes conséquences sur les élevages eux-mêmes (phénomènes d'auto-pollution ou de production de blooms d'algues toxiques) et sur l'économie touristique de certains pays (Shogeim et Brennes, 1984, Waldichuk, 1987 ; Duff, 1987 ; Holby et Hall, 1991 ; Ben Yami, 1996).

La charge polluante relarguée par les fermes d'élevages piscicoles dépend du type d'installation et de la méthode de gestion de l'élevage. Un intérêt particulier est porté sur la recherche de nouvelles techniques d'élevage intensif fiables et plus respectueuses de l'environnement. L'élevage en eau recyclée, constitué d'une boucle de traitement de l'eau de l'élevage, permet de réutiliser cette dernière plusieurs fois par jour dans le même bassin. Cette boucle de traitement est généralement composée d'un piège à fèces, d'un filtre biologique, d'un système de stérilisation et d'oxygénation (Maurel, 1984 ; Blancheton *et al.*, 1996) dont les règles de l'art sont décrites par Timmons et Losordo (1994). Les volumes de rejet dans le milieu naturel sont fortement réduits mais plus concentrés. Ainsi, l'élimination des rejets solides devient plus efficace et susceptible d'être traité par des processus de digestion anaérobie en bassins facultatifs. Ces boues pouvant ensuite être valorisées par la production de biogaz (Lanari et Franci, 1998). Par contre, les rejets dissous, moins accessibles, sont directement relargués dans l'environnement. Mais, dans le cas des élevages en eau recyclée, l'azote est essentiellement sous forme de nitrate, présentant moins de toxicité que le rejet d'ammoniaque observé dans les autres systèmes d'élevage. Toutefois, ces substances dissoutes peuvent être valorisées pour la production de biomasse algale (microalgues ou macroalgues) par des techniques déjà proposées pour le traitement de rejets urbains. D'ailleurs la capacité des algues à absorber les nutriments issus d'élevages piscicoles a été démontrée à partir de cultures d'algues en bassin (Cohen et Neori, 1991).

La technique de traitement par lagunage à haut rendement algal, développée par Oswald (1963), semble adaptée à ce type d'effluent concentré. L'activité photosynthétique des algues permet à la fois l'assimilation des nutriments dissous dans l'eau et l'augmentation de la concentration en oxygène et du pH du milieu. De plus, la biomasse algale formée est potentiellement valorisable, notamment pour l'alimentation de poissons (Soeder, 1980 ; Edward et Sinchumpasak, 1980). Toutefois, à ce jour, cette technique n'a pas été utilisée pour le traitement d'effluents marins.

Le projet de l'Ifremer (Station Palavas-les-Flots) est de concevoir un système d'élevage de loups en circuit fermé dont la totalité des rejets sont recyclés ("zéro rejet").

Cette thèse s'inscrit dans le cadre de ce projet d'élevage en circuit fermé en s'attachant particulièrement au volet "traitement des effluents". Le premier objectif de cette étude est de caractériser les effluents issus de ce système d'élevage. Le deuxième objectif est de démontrer l'aptitude du lagunage à haut rendement algal pour le traitement des effluents marins fortement chargés en nitrates. La réutilisation potentielle de l'effluent traité dans le circuit de recirculation de l'élevage sera examinée.

La première partie de ce document permet de faire le point sur l'aspect quantitatif et qualitatif des rejets issus de fermes d'élevage. Une attention particulière est portée sur les diverses sources de pollution azotées et phosphorées et sur les recherches effectuées afin de réduire la quantité de ces rejets. Une brève description du fonctionnement du traitement de l'eau par lagunage à haut rendement algal complète cette partie bibliographique.

Après une présentation du système expérimental et du protocole d'étude dans le second chapitre, l'objectif du chapitre trois est de présenter les caractéristiques de la charge polluante d'un effluent d'élevage en eau recyclée. Un intérêt particulier est porté sur la qualité en azote et phosphore inorganique dissous dans cet effluent et sur le moyen de prédire l'évolution temporelle de la concentration de ces éléments.

Dans le chapitre quatre, une étude en laboratoire met en évidence la capacité épuratoire de macroalgues mises en culture dans des milieux riches en azote et phosphore inorganique dissous. Une étude comparative de l'absorption de nutriment sera effectuée entre des espèces de gracilaires, d'ulves et de chaetomorphes.

Le cinquième chapitre décrit les résultats du traitement par lagunage à haut rendement algal et du rythme saisonnier du rendement épuratoire des différentes variables chimiques.

Chapitre 1. ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Les sources de pollution issues des élevages piscicoles sont multiples ; elles peuvent être d'une part dues aux apports de produits thérapeutiques et antifouling qui peuvent contribuer à l'enrichissement de l'environnement en molécules hautement actives et toxiques (ICES, 1989 ; Thrower et Short, 1991 ; Videau et Merceron, 1992) et d'autre part à l'apport de rejets d'origine alimentaire soit par le gaspillage de nourriture, soit par l'excrétion (tant particulaire que dissoute).

Un des avantages majeurs des élevages piscicoles en eau recyclée est l'utilisation limitée de produits de traitement. L'impact majeur de ce système d'élevage est lié aux rejets d'origine alimentaire. Il est difficile de faire la distinction entre l'aliment perdu et les fèces tant la chute de ces deux fractions intervient simultanément. En plus, les pertes d'aliment dépendent (i) de l'espèce élevée, (ii) de la méthode d'élevage, (iii) de la méthode d'alimentation et (iv) du type d'aliment distribué (Warrers-Hansen, 1982 ; Wu, 1995). Les pourcentages de perte couramment observés s'étalent entre 1 et 40% des quantités distribuées (Gowen et Bradburry, 1987 ; Storebakken et Austreng, 1987 ; Thorpe *et al.*, 1990 ; Van der Meer, 1997). Gowen et Rosenthal (1993) pensent qu'une valeur de 12% semble plus réaliste pour des indices de conversion de la nourriture inférieurs à 2,0 (rapport entre l'aliment consommé et la biomasse produite, noté IC). Dans le cas d'élevage en eau recyclée, l'utilisation de systèmes d'auto-alimentation permet de réduire fortement le gaspillage d'aliment (Coves *et al.*, 1998). Ainsi dans ces systèmes, les rejets solides sont essentiellement représentés par l'excrétion fécale. Le taux de production de fèces peut varier entre 7 et 28% du poids sec de l'aliment ingéré en fonction de la qualité de ses composants (Butz et Vens Cappel, 1982 ; Beveridge *et al.*, 1988 ; Seymour et Bergheim, 1991 ; Dosdat, 1992a,1992b). L'excrétion des substances dissoutes étant liée au métabolisme des poissons, l'excrétion au sein d'une même espèce reste identique quel que soit l'élevage pris en considération (cages, bassins ou élevage en eau recyclée). Néanmoins, l'activité bactérienne des systèmes d'élevage en eau recyclée masque l'excrétion des poissons en transformant l'ammonium excrété en nitrate. Aussi, les mesures d'excrétion ne peuvent être déterminées qu'à partir d'élevage en circuit ouvert.

Au cours de ce chapitre, une première partie sera consacrée à l'évaluation de l'excrétion azotée et phosphorée des poissons téléostéens et aux méthodes d'estimation disponibles dans la littérature. Un intérêt particulier sera ensuite porté aux options possibles permettant de réduire la charge de pollution relarguée dans le milieu extérieur en utilisant notamment les capacités épuratoires des algues. Dans la perspective de valoriser les effluents piscicoles par la production algale, l'étude des facteurs stimulant la croissance et la production de deux espèces de macroalgues a été réalisée dans la partie suivante. Une dernière partie présentera brièvement la méthode de traitement biologique de l'eau usée par lagunage à haut rendement.

1.1. INFLUENCE DES POISSONS SUR LA POLLUTION ISSUE D'ELEVAGE PISCICOLES

1.1.1. L'excrétion azotée

1.1.1.1. Les formes de rejets azotés

Rejets solides

La proportion d'azote excrété avec les fèces est représentée par la fraction non-digestible des protéines de l'aliment. Enell et Loef (1983) estiment que le flux d'azote à la surface des sédiments issu d'un élevage de truite arc-en-ciel en cage atteint entre 2 et 4 g N.m⁻².j⁻¹. Le bilan de masse établit que l'excrétion d'azote particulaire représente 22% de l'azote ingéré total (Enell, 1987). Avec un élevage de *Sparus aurata* de 3 à 90 g, Porter *et al.* (1987) déterminent cette excrétion entre 3 et 11 %. Récemment, Dosdat *et al.* (1996) constatent que l'azote fécal de 5 espèces de téléostéens de 10 g et 100 g (*Dicentrarchus labrax*, *Scophthalmus maximus*, *Sparus aurata*, *Salmo trutta fario* et *Onchorynchus mykiss*) varie entre 6% et 20% de l'azote ingéré. Toutefois, ces auteurs précisent que 13 à 78% de cet azote se trouve sous forme dissoute dans les fèces et peut être libéré par simple lessivage.

Dans les élevages en eau recyclée, l'essentiel de ces matières particulières peut être éliminé par des pièges à particules et des systèmes de filtration. Twarowska *et al.*, (1997) montrent que leur système d'élevage permet d'éliminer respectivement 80% des boues et 40% des particules en suspension par les pièges à particules et le filtre mécanique.

Rejets dissous

Chez le loup et la plupart des téléostéens, le catabolisme des protéines issu de réactions de désamination conduit essentiellement à la formation d'azote ammoniacal total ($NAT = NH_4^+ + NH_3$), expulsé vers le milieu extérieur par simple diffusion à travers l'épithélium branchial (Smith, 1929 ; Wood, 1958 ; Forster et Goldstein, 1969 ; Randall et Wright, 1987). L'urée, issue de la dégradation des composés puriques, forme une part non négligeable de l'excrétion azotée (Forster et Goldstein, 1969) à laquelle s'ajoutent de nombreuses molécules organiques (Wood, 1958 ; Fromm, 1963). Cependant, la proportion marginale de ces dernières a conduit la plupart des auteurs à approximer l'excrétion en azote dissous total (NDT) par la somme des fractions ammoniacales et uréiques. De nombreuses études montrent que l'ammoniaque représente entre 50 et 90% de l'azote dissous total avec des variations liées aux espèces et aux conditions d'élevage (Tableau 1.1).

L'excrétion de cet azote dissous se compose de l'excrétion endogène (NEE), liée au catabolisme des protéines corporelles (appelé métabolisme de base) et de l'excrétion exogène, liée au catabolisme des protéines alimentaires (Brett et Groves, 1979). L'excrétion endogène peut être mesurée directement par l'intermédiaire de lots de poissons mis à jeun plusieurs jours ou alimentés avec de la nourriture aprotéique (glucose). Quelques valeurs d'NEE trouvées dans la littérature sont recensées dans le Tableau 1.2. Chez les poissons alimentés, ces deux types d'excrétion interviennent simultanément pour former l'excrétion post-alimentaire. Une liste non-exhaustive de valeurs d'excrétions post-alimentaires est indiquée dans le Tableau 1.3. La détermination de

l'excrétion exogène s'effectue indirectement par différence entre l'excrétion post-alimentaire et l'excrétion endogène. Ces deux tableaux mettent en évidence que le loup est une espèce dont l'excrétion azotée est conforme à l'ordre de grandeur couramment mesuré chez de nombreux téléostéens. Notamment, ces excrétions sont proches de celles observées pour la truite arc-en-ciel de même gamme de poids. D'ailleurs, pour des poids équivalents, Dosdat *et al.* (1996) n'observent pas de différence d'excrétion entre ces deux espèces.

Tableau 1.1 : Exemples de proportions d'azote ammoniacal (NAT) excrété par quelques espèces de téléostéens.

Espèces	W (g)	NAT (%)	Auteurs
<i>Abramis brama</i>	8-40	56	Tatrai, 1981
<i>Carassius carassius</i>	235	73	Smith, 1929
<i>Clarias gariepinus</i>	6	70-80	Buttle <i>et al.</i> , 1996
<i>Cyprinus carpio</i>	368-500	54-62	Smith, 1929
<i>Cyprinus carpio</i>		41-95	Infante, 1974
<i>Dicentrarchus labrax</i>	5-235	80-87	Guerin-Ancey, 1976a
<i>Leptocottus armatus</i>	165-304	63	Wood, 1958
<i>Onchorynchus mykiss</i>	130	85-92	Kaushik, 1980a
<i>Onchorynchus mykiss</i>	40	65-85	Kaushik <i>et al.</i> , 1984
<i>Onchorynchus mykiss</i>	190-250	50-97	Axler <i>et al.</i> , 1997
<i>Paralichthys olivaceus</i>	55-550	82	Tanaka et Kadovaki, 1995
<i>Platichthys stellatus</i>	310-330	84	Wood, 1958
<i>Salmo salar</i>	2000	80-90	Forsberg, 1997
<i>Salmo trutta</i>	50	60-98	Elliot, 1976
<i>Taeniotoxa lateralis</i>	360	48	Wood, 1958

W : poids des poissons en grammes de poids frais

Chapitre I

Tableau 1.2 : Valeurs d'excrétion d'azote endogène (NEE) sous la forme ammoniacale (NAT), urée ou azote dissous total (NDT) mesurées pour diverses espèces de téléostéens.

Espèces	W	T	Jeûne	NAT	Urée	NDT	Auteurs
	(g)	(°C)	(j)	mg N.kg ⁻¹ PF.j ⁻¹			
<i>Abramis brama</i>	8	15-20	30	100-200			Tatrai (1981a)
	35	15-20	30	35-65			
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	0,7-19	22	2-30	250-270	0-100		Carter et Bradfield (1992)
	2,9-5,6	22	2-30	70-140	0-50		
<i>Cyprinus carpio</i>	8,0-18,7	22	2-30	100-110	10		Ogino <i>et al.</i> (1973) Chakraborty <i>et al.</i> (1992)
	78-370	20-27	anp			72-86	
<i>Dicentrarchus labrax</i>	65	28	2	118-125			Guérin-Ancey (1976a) Ballestrazzi <i>et al.</i> (1994)
	5-235	16-20	7-10	72	12		
<i>Gadus morhua</i>	120	24-28	6	160			Lied et Braaten (1984) Ramnarine <i>et al.</i> (1987)
	360	8	2	19			
<i>Leptococcus armatus</i>	200	14	6	156			Wood (1958)
<i>Lithognathus lithognathus</i>	165	12	1	41	14		Cockcroft and Du Preez (1990) Fromm (1963)
	40	20	2	307	22		
<i>Onchorynchus mykiss</i>	129	13	6-14	75	35		Rychly et Marina (1977) Kaushik (1980a)
	29-70	14	12	200			
<i>Onchorynchus nerka</i>	130	1-18	1			86-126	Kaushik (1980b)
<i>Paralichthys olivaceus</i>	130	15-18	28	64	20		Brett et Zala (1975)
<i>Paralichthys olivaceus</i>	29	15	1-22	175	46		Kikuchi <i>et al.</i> (1990)
<i>Platichthys stellatus</i>	15-49	20	1-3	54	17		Kikuchi <i>et al.</i> (1992)
<i>Pleuronectes platessa</i>	1,5-6,5	20	1	182	22		Wood (1958)
<i>Salmo trutta</i>	15-91	20	1	55	17		Jobling (1981)
<i>Salmo salar</i>	310	12	1	41	4		Elliot (1976)
<i>Salvelinus namaycush</i>	35	10	cr	27			Forsberg (1997)
<i>Sparus aurata</i>	50	17	1	186	18		Jayaram et Beamish (1992)
<i>Stizostedion vitreum</i>	2000	8,5		17-19	1,5-4	18-22	Porter <i>et al.</i> (1987)
<i>Taenitoca lateralis</i>	200	12	4-12	144	33	211	Echevarria <i>et al.</i> (1993)
	40	24	1	365	0		Cai et Summerfelt (1992)
	280	23	1-2	7-10			Wood (1958)

Les valeurs sont exprimées par rapport à la masse de poisson en poids frais (PF) ; anp : aliment non protéique ; cr : courbe rétention

Tableau 1.3 : Exemples d'excrétion post-alimentaire sous la forme d'azote ammoniacale, d'urée et d'azote dissous total.

Espèces	T	W	NAT	urée	NDT	Auteurs
	(°C)	(g)	mg N.kg ⁻¹ PF.j ⁻¹			
<i>Abramis brama</i>	15	8-40	210-280			Tatrai (1981a)
	20	8-40	750-582			
<i>Carassius auratus</i>	--	235	92	20	132	Smith (1929)
	21	10-15	182		248	Thornburn et Matty (1963)
	18.5	368-500	108	11	181	Smith (1929)
<i>Cyprinus carpio</i>	--	350	257	34	357	Pequin et Serfaty (1966)
	20	300-400		28	274	Vellas et Serfaty (1967)
	16-18	350	92-122	19		Kaushik (1980b)
	28	65	440-1622			Chakraborty <i>et al.</i> (1992)
	18-26	120	256-333			Ballestrazzi <i>et al.</i> (1994)
	16	10-100	152-454	23-69		Dosdat <i>et al.</i> (1996)
	23	80	395-387			Ballestrazzi <i>et al.</i> (1998)
<i>Dicentrarchus labrax</i>	16-18	22-27	364			
	16-18	51-64	241			Lemarié <i>et al.</i> (1998)
	16-18	100-121	329			
	16-18	340-385	147			
<i>Leptocottus armatus</i>	12	191	88	32	130	Wood (1958)
	12	245	41	16	66	Wood (1958)
<i>Oncorhynchus nerka</i>	15	29	175	46	221	Brett et Zala (1975)
			134-198	43-33		Beamish et Thomas (1984)
	14	29-70	766			Rychly et Marina (1977)
<i>Onchorynchus mykiss</i>	10-18	130			341-532	Kaushik (1980a)
	15-18	130	593-512	87-48		Kaushik (1980b)
	17	32-39	178-217			Médale <i>et al.</i> (1995)
	12	130-380	172-200	29-31		Dosdat <i>et al.</i> (1997)
<i>Paralichthys olivaceus</i>	20	2-91	518-205			Kikuchi <i>et al.</i> (1992)
<i>Platichthys stellatus</i>	12	310-335	64-58	10-8	79-67	Wood (1958)
<i>Salmo trutta FW</i>	12	122-308	214-236	28-31		Dosdat <i>et al.</i> (1997)
<i>Salmo salar</i>	8,5	2000	37-120	8-20		Forsberg (1997)
<i>Salvenius namaycush</i>	12	216	308-341	17-32	339-401	Jayaram et Beamish (1992)
<i>Scophthalmus maximus</i>	8-20	72-110	81-117	26-51		Burel <i>et al.</i> (1996)
<i>Sparus aurata</i>	23	280	33			Echevarria <i>et al.</i> (1993)
<i>Stizostedion vitreum</i>	20-25	5-130	400-455			Cai et Summerfelt (1992)
	21	4-45	674-701			Forsberg et Summerfelt (1992)
<i>Taeniotaca lateralis</i>	12	360	14	11	30	Wood (1958)

Bilan de l'excrétion azotée

Les bilans de masse de l'azote ont été déterminés à partir de travaux réalisés sur des élevages de truites en cages (Enell, 1987 ; Hall *et al.*, 1991). La répartition des différentes formes de l'azote d'origine alimentaire est présentée dans la Figure 1.1. Ces bilans mettent en évidence que l'excrétion d'azote s'effectue essentiellement sous la forme dissoute.

Cette répartition est vraisemblablement similaire pour les autres types d'élevages. Néanmoins, dans le cas de l'élevage en eau recyclée, les pertes (gaspillage de l'aliment) sont nettement réduites et la fraction s'accumulant à la surface des sédiments peut être récupérée avant tout relargage dans l'environnement.

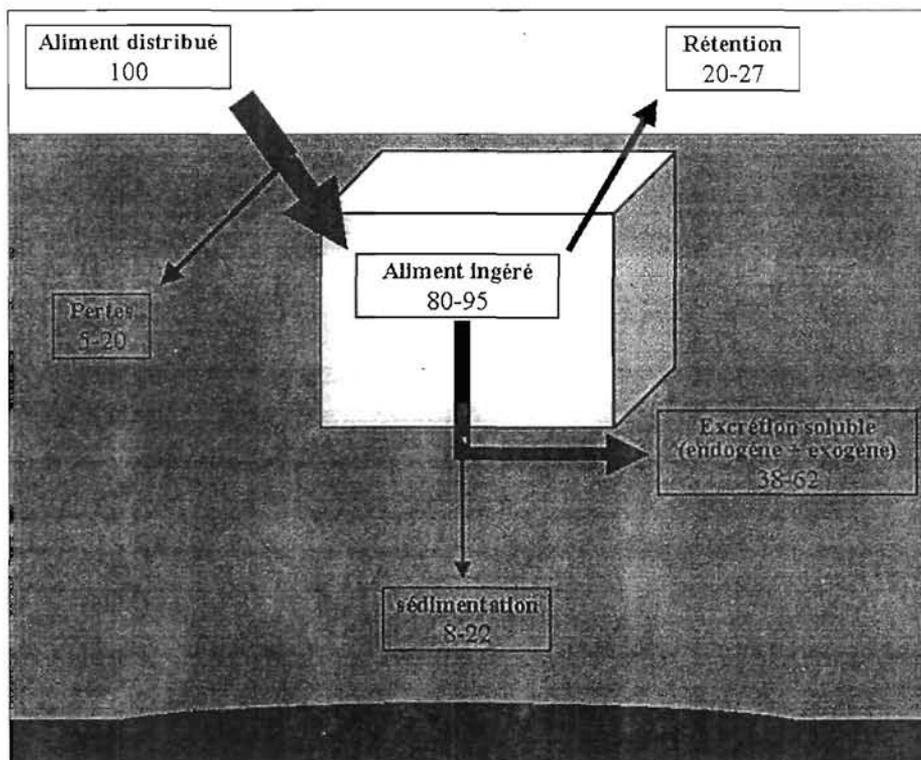


Figure 1.1 : Bilan des formes de l'azote excrété (cas d'un élevage en cage).

1.1.1.2. Facteurs influençant l'excrétion azotée dissoute

❖ Facteurs liés au cheptel en élevage

L'alimentation représente le principal facteur régissant l'excrétion azotée : la consommation d'aliments induit une augmentation rapide du taux d'excrétion jusqu'à un pic pouvant tripler la valeur de base constatée avant la phase alimentaire. Ce processus, se poursuivant par un lent retour vers la valeur de base, est observé chez de nombreuses espèces telles que *Onchorynchus nerka* (Brett et Zala, 1975), *Gadus morhua* (Råmnarine *et al.*, 1987), *Scophthalmus maximus* (Burel *et al.*, 1996), *Onchorynchus mykiss* (Rychly et Marina, 1977 ; Kaushik, 1980 ; Kaushik et Oliva Teles,

1985, Dosdat *et al.*, 1997), *Salmo trutta* (Dosdat *et al.*, 1997), *Lates calcarifer* (Almendras, 1994) ou *Paralichthys olivaceus* (Tanake et Kadovaki, 1995 ; Kikushi, 1995). Cette évolution est reproductible d'une journée sur l'autre lorsque la quantité et la qualité de l'aliment distribué restent stables (Chakraborty *et al.*, 1992 ; Kikushi, 1992). Aussi, Ming (1985), Jayaram et Beamish (1992) représentent l'évolution temporelle (sur une journée) de l'excrétion post-alimentaire par une courbe polynomiale de second ordre (Équation 1.1).

$$\text{Équation 1.1} \quad NE_{(t)} = a + bt + ct^2$$

NE : taux d'excrétion d'azote en $\text{mg N.kg}^{-10} \text{ PF.h}^{-1}$ au temps t (h) ; a, b, c : constantes d'ajustement.

Par contre, l'augmentation de la ration alimentaire implique une apparition plus rapide du pic d'excrétion post-alimentaire avec une amplitude beaucoup plus importante. En plus, le retour vers l'excrétion de base est beaucoup plus long (Tatrai, 1981a ; Ramnarine *et al.*, 1987 ; Chakraborty *et al.*, 1992 ; Médale *et al.*, 1995). Certains auteurs montrent que chaque phase d'alimentation implique une augmentation immédiate de l'excrétion (Kaushik et Gomes, 1988) et plusieurs alimentations quotidiennes imposent une excrétion de type plurimodale (Forsberg, 1997). Une alimentation continue résulte en l'apparition d'un taux d'excrétion maximum qui persiste jusqu'à l'arrêt de l'alimentation (Forsberg, 1997). Un tel rythme d'excrétion n'a pas été mis en évidence dans le cas de l'urée (Chakraborty *et al.*, 1992 ; Forsberg, 1997 ; Dosdat *et al.*, 1997).

Dans le cas d'élevage en eau recyclée où les poissons s'alimentent en fonction de leur appétit (auto-alimentation), de tels rythmes de l'excrétion azotée ne peuvent pas être mis en évidence.

La quantité de protéines brutes (PB) apportée aux poissons peut varier en fonction de la ration alimentaire distribuée ou de la teneur en protéines dans l'aliment. Globalement, l'excrétion azotée augmente avec la quantité de protéines ingérée. Les travaux de Savitz (1971) indiquent que *Lepomis macrochirus* (20 g) excrète trois fois plus d'azote lorsqu'il est alimenté avec 11 à 15 mg de protéines qu'avec 2 à 4 mg. Chakraborty *et al.* (1992) observent qu'à même ration alimentaire, *Cyprinus carpio* nourri avec un aliment riche en protéine (50%) excrète significativement plus d'azote ammoniacal que ceux alimentés avec des taux plus faibles (35% et 20%). En plus, ces auteurs ajoutent que les poissons recevant la plus forte ration alimentaire (R, exprimé en pourcentage de la biomasse de poissons par jour) ont la plus forte excrétion (Tableau 1.4). Ce même phénomène est constaté chez *Tilapia rendalli* et *Clarias gariepinus* (Caulton, 1978 ; Buttle *et al.*, 1996).

Tableau 1.4 : Effet de la ration (R) et du taux de protéine (PB) sur l'excrétion azotée.

	R	1%	2%	3%
PB				
20%		18	29	37
35%		23	41	57
50%		28	50	68

(en $\text{mg NAT.kg}^{-1} \text{ PF.h}^{-1}$) d'après Chakraborty *et al.* (1992)

Il semblerait que le taux protéique n'ait pas d'influence sur l'excrétion d'urée qui reste stable au cours du temps quelle que soit la taille de la ration (Brett et Zala, 1975 ; Tatrai, 1981a ; Gerkanovitch et Potoskij, 1992 ; Buttle *et al.*, 1996). Toutefois, Beamish et Thomas (1984) observent que l'excrétion d'urée de *O. mykiss* augmente avec le taux de protéines de l'aliment.

Le poids est un facteur influençant sensiblement l'excrétion azotée tant endogène que post-alimentaire. Les premières études de Gerking (1955) et Savitz (1969) sur *Lepomis macrochirus* démontrent que l'augmentation du poids des poissons favorise une nette augmentation de la masse totale d'azote endogène excrété. Toutefois, l'expression de cette excrétion par rapport à l'unité de biomasse, montre que l'excrétion endogène de nombreuses espèces de téléostéens décroît lorsque la taille des poissons augmente (Jobling, 1981 ; From et Rasmussen, 1984 ; Cui et Wooton, 1988 ; Carter et Bradfield, 1992 ; Leung *et al.*, 1999). Dans le cas de *Dicentrarchus labrax*, Guérin-Ancey (1976b) n'observe aucune implication de la taille des poissons. La valeur moyenne mesurée par cet auteur est de $72 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ PF.j}^{-1}$ pour des classes de poids s'étendant de 5 à 235 g.

Par contre, le poids présente un effet significatif sur l'excrétion post-alimentaire du loup (Guérin-Ancey, 1976a ; Lemarié *et al.*, 1998). D'ailleurs, Ballestrazzi *et al.* (1994, 1998) montrent une excrétion azotée plus forte chez le loup de 70 g que chez le loup de 120 g (respectivement $387\text{-}395 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ PF.j}^{-1}$ et $228\text{-}333 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ PF.j}^{-1}$ selon le type d'aliment utilisé). Ce même effet du poids est constaté chez la truite arc-en-ciel (From et Rasmussen, 1984 ; Kaushik *et al.*, 1985) et Dosdat *et al.* (1996) montrent chez cinq espèces différentes que l'excrétion azotée est significativement plus faible pour des poissons de 100 g que pour des poissons de 10 g avec des taux respectifs de $74\text{-}152 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ PF.j}^{-1}$ et $244\text{-}454 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ PF.j}^{-1}$. Leung *et al.* (1999) affirment que dans le cas où les poissons sont alimentés, l'effet du poids n'est pas significatif par rapport à celui de la ration alimentaire. Il faut cependant préciser que ces auteurs nourrissent leurs poissons *ad libitum* et que cette stratégie d'alimentation est fortement influencée par le poids des poissons (Elliot, 1975 ; Faure, 1980 ; Koskela *et al.*, 1992).

L'effet de **la concentration en ammonium** dans le milieu d'élevage n'a pas été très étudié. Toutefois, Fromm et Gilette (1968) et Guérin-Ancey (1976c) ont pu mettre en évidence une diminution de l'excrétion ammoniacale chez *Onchorynchus mykiss* et *Dicentrarchus labrax* lorsque la concentration de cet élément augmente dans le milieu. Parallèlement, l'excrétion azotée sous forme d'urée se trouve augmentée. Ce phénomène est le résultat d'une diminution du taux de diffusion de l'ammoniaque depuis les branchies par réduction du gradient de concentration entre le sang et le milieu extérieur.

❖ Facteurs du milieu

L'augmentation de **la température** implique l'accroissement de l'excrétion azotée de nombreuses espèces : *Cyprinus carpio* (Pora et Precup, 1960 ; Ogino *et al.*, 1973), *Lepomis macrochirus* (7,2 à 30,8°C ; Savitz, 1969), *Dicentrarchus labrax* (12-24°C ; Guérin-Ancey, 1976a), *Pleuronectes platessa* (5-20°C ; Jobling, 1981), *Onchorynchus mykiss* (10 et 18°C ; Kauchik, 1980a), *Abramis*

brama (15 et 20°C ; Tatrai, 1981a) ou *Stizostedion vitreum* (20-25°C ; Forsberg et Summerfelt, 1992). Buttle *et al.* (1996) étudiant simultanément l'effet de la température et du taux de protéines constatent qu'au-delà de 30°C, l'effet de la température inhibe tout effet supplémentaire lié au taux de protéines dans l'aliment. Toutefois, ces auteurs n'ont pas pu déterminer d'effet combiné significatif entre ces deux facteurs.

L'augmentation de **la salinité** lors du passage de l'eau douce à l'eau de mer (suite à une phase d'acclimatation) résulte généralement en une diminution du taux d'excrétion des poissons (Dosdat *et al.*, 1997). Pour répondre à la modification de la pression osmotique imposée par le milieu extérieur, les poissons soumis à l'eau de mer voient leur concentration en azote dans le sang s'enrichir sensiblement. Kakuta (1988) montre que les deux espèces *Tridentiger obscurus* et *Tridentiger brevispinus* présentent une excrétion azotée deux fois plus forte en eau douce qu'en eau de mer. Dans le cas de *Lates calcarifer*, Almendras (1994) observe ce même phénomène chez les alevins de moins de 10 grammes. Par contre, chez les adultes, les différences d'excrétion entre les poissons ne sont pas significatives.

La photopériode n'a pas fait l'objet de grande attention pour l'étude de l'excrétion des poissons. D'après Brett et Zala (1975) et de Kikushi et Takeda (1991) ce facteur ne semble pas avoir d'influence sur le taux d'excrétion azotée de la truite et du flet japonais. Toutefois, Kaushik (1980a) observe un effet de la lumière sur l'évolution du taux d'excrétion endogène des truites arc-en-ciel.

1.1.1.3. Estimation de l'excrétion azotée

L'installation d'une unité d'élevage peut être responsable d'un enrichissement en nutriments potentiellement responsable d'eutrophisation du milieu naturel. L'estimation de la quantité d'azote relarguée par un élevage piscicole est particulièrement importante pour (i) aider à la décision d'installation de fermes, (ii) optimiser la gestion d'un système d'élevage afin de lutter contre l'auto-pollution, (iii) déterminer les meilleures zones d'installation, (iv) permettre le choix d'une espèce, (v) dimensionner un élevage en fonction des contraintes du milieu et (vi) prévoir le dimensionnement d'une éventuelle unité de traitement afin de répondre à de futures législations (Duff, 1987 ; Rosenthal, 1994).

Afin d'évaluer la charge en azote relarguée dans le milieu naturel, de nombreuses relations ont été établies prenant en compte certaines variables influençant le taux d'excrétion des poissons. Certains auteurs utilisent les bilans en azote mesurés sur des fermes d'élevage. Toutefois, la plupart des équations recensées dans la littérature sont des modèles empiriques basés sur des régressions entre les valeurs d'une variable explicative unique (aliment, température, poids, azote ingéré) et les valeurs du taux d'excrétion azoté.

Les rapports de masse moyens

Les premières estimations du taux de production d'azote dissous par un élevage piscicole ont été définies en fonction de la biomasse produite pendant une saison d'élevage. Warrer-Hansen (1982)

et Solbe (1982) estiment que l'excrétion en azote ammoniacal total représente un apport global de 45 à 56 kg N par tonne de poissons produite. D'après le bilan azoté d'un élevage de truite en cage, Enell (1985, 1987) estime que la charge en azote relarguée dans l'environnement peut atteindre 61 à 67 kg N par tonne de production.

D'autres auteurs expriment la production d'ammonium dans le milieu en fonction de la nourriture distribuée à l'élevage. Ainsi, les quantités d'azote relarguées présentent des valeurs estimées entre 12 et 38 kg d'azote par tonne de nourriture consommée (Willoughby *et al.*, 1972 ; Liao et Mayo, 1974 ; Querellou, 1982 ; CEMAGREF, 1983 ; Bergheim *et al.*, 1984 ; Clark *et al.*, 1985 ; Gowen et Bradbury, 1987 ; Fivelstad *et al.*, 1990).

Ainsi, ces relations permettent d'obtenir une approximation rapide du relargage issu d'un élevage. Mais, elles ne présentent aucune valeur prédictive tant la variabilité liée aux conditions d'élevage et à l'espèce élevée est importante. De plus, ni la qualité ni la quantité de protéines ne sont prises en compte dans ces relations. D'ailleurs, Watanabe *et al.* (1987) mettent en évidence ce phénomène avec *Cyprinus carpio* (6 à 260 g) où l'excrétion azotée est plus importante avec des aliments riches en protéine (40% PB : 63 kg N.t⁻¹) qu'avec des aliments à faible concentration protéique (35-37% PB : 42-46 kg N.t⁻¹).

Afin d'améliorer l'estimation de l'excrétion azotée, certains auteurs prennent en compte l'influence de la température. Speece (1973) définit l'Équation 1.2 pour estimer la quantité d'azote ammoniacal relarguée par des alevins de truite soumis à des températures de 4 à 16°C. Les charges en azote évoluent entre 21 et 31 kg N-NH₄⁺.kg⁻¹ aliment consommé.

Pour sa part, à partir de quarante cinq observations effectuées sur des fermes de *salmo salar*, Kelly *et al.* (1994) déterminent l'excrétion ammoniacale (NE en kg N-NH₄⁺.t⁻¹ saumon produit) par l'Équation 1.3.

$$\text{Équation 1.2} \quad NE = 0,825 \times T + 18,242$$

$$\text{Équation 1.3} \quad NE = 0,045 \exp^{0,178 \times T}$$

Ackefors et Enell (1990) font intervenir les bilans de masse entre l'azote distribué et l'azote retenu par les poissons pour déterminer la charge en azote total relarguée dans l'environnement (Équation 1.4). Toutefois, cette relation suppose que la proportion d'azote dans le poisson reste stable au cours de la croissance. Les études effectuées sur la truite arc-en-ciel et le loup indiquent que la variation de composition est très faible tant pour l'azote que pour le phosphore avec des valeurs de 2,7% et 0,5% pour *O. mykiss* et 1,5% d'azote dans le cas de *D. labrax* (Wallin et Hakanson, 1991 ; Dosdat *et al.* 1996 ; Lemarié *et al.*, 1998 ; Lefebvre *et al.*, 1998). Ainsi, d'après Ackefors et Enell (1990), la production potentielle suédoise de 40000 t de saumons ne représenterait que 5,4% de l'apport total d'azote par la Suède. Si cette relation ne permet pas de définir une évolution temporelle de la concentration en azote dissous dans l'effluent, elle permet néanmoins de déterminer la charge globale relarguée dans l'environnement pendant une saison d'élevage.

$$\text{Équation 1.4} \quad NT = A \times Na - F \times Nf$$

A, *F*, *Na* et *Nf* représentent respectivement l'aliment fournit (kg), la biomasse produite (kg) et la proportion d'azote dans l'aliment et les poissons. *NT* : l'azote total relargué dans l'environnement (kg).

L'indice de conversion de la nourriture (Équation 1.5) est une variable couramment utilisée en aquaculture. Cette valeur dépend généralement de la taille des individus (Muller-Feuga, 1990), mais une valeur moyenne est souvent prise en compte pendant la période d'élevage. La modification de l'Équation 1.4 permet d'estimer l'azote relargué par l'Équation 1.6.

$$\text{Équation 1.5} \quad (IC = A / F)$$

$$\text{Équation 1.6} \quad NT = F \times (IC \times Na - Nf)$$

Fivelstad *et al.* (1990) utilisent cet indice de conversion pour exprimer l'excrétion moyenne (exprimée en g N.kg⁻¹ aliment) par l'Équation 1.7.

$$\text{Équation 1.7} \quad NAT = 24 / IC$$

Influence de l'aliment

De nombreuses relations mettent en évidence l'impact de l'alimentation sur l'excrétion azotée en définissant des équations intégrant les variables "consommation d'aliment" (A), "ration alimentaire" (R) ou "consommation d'azote" (NI). Ces nombreux modèles sont souvent complétés par la prise en compte de la température comme seconde variable explicative.

Cui et Wooton (1988) définissent l'évolution de l'excrétion azotée post-alimentaire de *Phoxinus phoxinus* par une équation linéaire multiple (Équation 1.8) intégrant la quantité d'aliment consommée et l'influence de la température. Leung *et al.* (1999) réalisent ce même type de régression en utilisant la ration alimentaire (animaux nourris à satiété) et la température.

$$\text{Équation 1.8} \quad NE = aA + bT + c$$

A et *T* représentent respectivement la quantité d'aliment consommé et la température ; *a*, *b* et *c* sont les constantes de régression

Afin de maximiser la réutilisation de l'eau d'élevage de salmonidés autorisant une limite de toxicité par l'ammonium de 0,5 mg.L⁻¹, Fivelstad (1988) utilise l'Équation 1.2. L'intégration de la ration alimentaire distribuée aux poissons permet de déterminer le flux d'azote excrété (en mg N-NH₄⁺.kg⁻¹ poisson.min⁻¹) par l'Équation 1.9.

$$\text{Équation 1.9} \quad NE = [(0,825 \times T + 18,242) \times R] / 144$$

Lorsque les conditions de température sont maintenues stables, certains auteurs mettent en évidence l'implication de l'aliment consommé en établissant des relations entre les variables NE (azote excrété) et NI (azote ingéré). La relation linéaire, représentée par l'Équation 1.10, est la forme la plus utilisée pour les téléostéens (Tableau 1.5).

$$\text{Équation 1.10} \quad NE = a \times NI + b$$

avec

$$\text{Équation 1.11} \quad NI = 0,16 \times PBI$$

a et *b* sont les constantes de régression et *PBI* est la quantité de protéines brutes ingérées.

Chapitre I

Cette Équation 1.10 présente l'avantage de mettre en évidence les deux types d'excrétion azotée avec la pente a et la constante à l'origine b représentant respectivement le taux d'excrétion exogène et l'excrétion endogène des espèces concernées. Cependant, l'application de cette relation implique que ces excréctions soient stables tout au long de la croissance des poissons alors qu'en réalité, l'évolution du poids est responsable de leur variation.

Certains auteurs ne sont pas tout à fait sûrs de la qualité de cette représentation linéaire et estiment que des courbes asymptotiques ou exponentielles conviennent mieux (Iwata, 1970 ; Savitz, 1971 ; Infante, 1974 ; Savitz *et al.*, 1977 ; Kaushik, 1980b ; Jobling, 1981). Toutefois, l'utilisation de la représentation linéaire semble sans doute la plus aisée.

Tableau 1.5 : Représentation linéaire de l'excrétion azotée (NE) en fonction de l'azote ingéré (NI). (EN and IN exprimés en $\text{g N.kg}^{-1} \text{ biomasse.j}^{-1}$).

Relations	Espèces	W g	T °C	PB / Energie % / MJ.kg^{-1}	Auteurs
NE=0,47×NI+50	<i>Lepomis macrochirus</i>	24	29		Savitz (1971)
NE=0,40×NI+190	<i>Micropterus salmoides</i>	26-73	21-23	nd	Savitz <i>et al.</i> (1977) ^a
NE=0,25×NI+100	<i>Onchorynchus mykiss</i>	130	10	52,5 / 20	Kaushik (1980a) ^b
NE=0,26×NI+130	<i>Onchorynchus mykiss</i>	130	18		
NE=0,41×NI+110	<i>Onchorynchus mykiss</i>	130	15-18	71 / 21	Kaushik (1980b) ^b
NE=0,31×NI+60 ^d	<i>Pleuronectes platessa</i>	35	10	nd	Jobling (1981) ^b
NE=0,53×NI+90	<i>Abramis brama</i>	80-100	18	nd	Tátrai (1981b) ^c
NE=0,38×NI+10	<i>Onchorynchus mykiss</i>	380-425	10	34-49 / 18-21	Beamish and Thomas (1984) ^c
NE=0,49×NI+160	<i>Dicentrarchus labrax</i>	2-30	18	46-55 / nd	Vitale-Lelong (1989) ^c
NE=0,47×NI+190	<i>Dicentrarchus labrax</i>	2-30	23	46-55 / nd	
NE=0,16×NI+150	<i>Paralichthys olivaceus</i>	1,5-6,5	20	47 / nd	Kikuchi <i>et al.</i> (1992)
NE=0,15×NI+65	<i>Paralichthys olivaceus</i>	31-91	20	47 / nd	
NE=0,31×NI+75	<i>Onchorynchus mykiss</i>	36-41	17	36-41 / 22	Médale <i>et al.</i> (1995) ^b
NE=0,34×NI+85	<i>Onchorynchus mykiss</i>			36-41 / 19	
NE=0,26×NI+40	<i>Salmo salar</i>	300-2000	4-10	40-45 / 18-19	Forsberg (1996) ^c
NE=0,25×NI+17	<i>Salmo salar</i>	2000	8,5	40 / 18	Forsberg (1997) ^c

^a : NDT ; ^b : NAT+urée ; ^c : NAT, ^d : N digestible; nd: non déterminé

Influence du poids

L'étude de l'influence de la taille des poissons a permis à de nombreux auteurs d'exprimer l'excrétion azotée (excrétion endogène ou post-alimentaire) par une relation de type allométrique (Équation 1.12) dont quelques exemples de la littérature sont résumés dans le Tableau 1.6 et le Tableau 1.7.

Équation 1.12 $NE = a \times W^b$

a et b sont des constantes de régression

Tableau 1.6: Evolution de l'excrétion d'azote endogène (NEE) sous la forme ammoniacale en fonction du poids.

ENE mg N.kg ⁻¹ PF.j ⁻¹	Conditions d'élevage	Espèces	Auteurs
300×W ^{-0.01} 130×W ^{-0.02} 70×W ^{-0.03} 70×W ^{-0.04}	7,2°C 15,6°C 23,9°C 29,4-32,2°C	<i>Lepomis macrochirus</i> 10-100g	Savitz (1969)
180×W ^{-0.52} 180×W ^{-0.29} 260×W ^{-0.31} 600×W ^{-0.46}	5°C 10°C 13,5°C 20°C	<i>Pleuronectes platessa</i> 5-90g jeûne 2 jours	Jobling (1981)
700×W ^{-0.33} 1160×W ^{-0.41} 1080×W ^{-0.39}	15°C 20°C 25°C	<i>Lithognathus mormyrus</i> 3-210g jeûne 2 jours	Cockcroft et Du Preez (1990)
230×W ^{-0.25} 200×W ^{-0.31}	jeûne 2 jours à 22°C jeûne 30 jours à 22°C	<i>Ctenopharyngodon idella</i> 1-10g	Carter et Bradfield (1992)
590×W ^{-0.47} 480×W ^{-0.67}	Eau douce à 28°C Eau de mer à 28°C	<i>Lates calcarifer</i> 0,2-6g jeûne 1 jour	Almendras (1994)
1400×W ^{-0.67}	24°C	<i>Scianops ocellatus</i> larves de 3 à 14 jours jeûne 1 jour	Torres <i>et al.</i> (1996) ^a

^a : les poids sont exprimés en g sec (séchage jusqu'à poids constant).

Tableau 1.7 : Evolution de l'excrétion ammoniacale post-alimentaire en fonction du poids.

Excrétion NAT mg N.kg ⁻¹ PF.j ⁻¹	T (°C)	Aliment	Espèces	Auteurs
140×W ^{-0,06}	12	Aliment frais : viande de poisson hachée	<i>Dicentrarchus labrax</i> 5-230 g	Guerin-Acey (1976a)
220×W ^{-0,07}	14			
640×W ^{-0,08}	16			
830×W ^{-0,15}	18			
1080×W ^{-0,18}	20			
1180×W ^{-0,20}	22			
1240×W ^{-0,21}	24			
1290×W ^{-0,63}	20-21	Granulé sec : 60% protéines / 23 MJ/kg ou aliment frais	<i>Esox lucius</i> 0,8-18 g	Kaushik <i>et al.</i> (1980b)
970×W ^{-0,31}	15	Aliment frais : <i>Donax serra</i>	<i>Lithognathus mormyrus</i> 5-130 g	Cockcroft et Du Preez (1992)
1530×W ^{-0,23}	20			
340×W ^{-0,33}	25			
650×W ^{-0,15}	20	Granulé sec: 61% protéine / 17 MJ/kg	<i>Stizostedion vitreum</i> 5-130 g	Cai et Summerfelt (1992)
1500×W ^{-0,37}	25			
670×W ^{-0,27}	24	Aliment frais : <i>Brachiorus plicatilis</i>	<i>Scianops ocellatus</i> alevins de 3 à 14 jours	Torres <i>et al.</i> (1996) ^a

^a : les poids sont exprimés en g sec (séchage jusqu'à poids constant).

La température peut présenter un effet complémentaire à l'influence du poids en agissant sur la valeur de la pente "a" de l'Équation 1.12. L'effet sur l'exposant du poids n'étant pas significatif, Jobling (1981) utilise une valeur moyenne de cet exposant pour recalculer les différentes pentes en fonction de la température. Ainsi, ces pentes évoluent entre 4,1 et 15,6 pour des températures de 20 à 5°C. Certains auteurs intègrent cette dernière variable en exprimant la valeur de la pente par une loi polynomiale de second ordre (Équation 1.13 ; Cui et Wooton, 1988) ou par une relation exponentielle (Équation 1.14 ; Leung, 1999).

$$\text{Équation 1.13 } a = x_1 T^2 + y_1 T + z_1$$

$$\text{Équation 1.14 } a = x_2 \exp^{y_2 T}$$

x_1, x_2, y_1, y_2 et z_1 représentant les constantes de régression

Pour leur part, Paulson (1980) et From et Rasmussen (1984) utilisent une relation du type de l'Équation 1.14 à laquelle ils ajoutent une composante supplémentaire prenant en compte l'évolution de la ration alimentaire. Toutefois, l'utilisation de cette dernière variable ne semble pas indispensable tant elle dépend de l'évolution de la taille des poissons.

D'autres équations empiriques peuvent être recensées dans la littérature entre l'excrétion azotée et l'évolution du poids moyen des poissons. Ainsi, Carter et Bradfield (1992) établissent une régression linéaire multiple et Lemarié *et al.* (1998) une relation exponentielle.

Influence de la croissance spécifique

Pour prédire la concentration en ammoniacque dans l'effluent d'élevages de saumons, Fivelstad *et al.* (1990) font intervenir dans leur équation la notion de taux de croissance. Toutefois, leur relation linéaire (Équation 1.15), fait intervenir indirectement le poids des poissons. En effet, de nombreux auteurs ont pu démontrer l'étroite relation entre le taux de croissance spécifique (TCS) et le poids moyen (Parker et Larkin, 1959, Querellou, 1982, Tanguy et Le Grel, 1989 ; Koskela, 1992).

$$\text{Équation 1.15} \quad NAT = 0,24 \times TCS - 0,01$$

Le taux de croissance spécifique est calculé entre deux périodes t_1 et t_2 par la relation : $TCS = \ln(W_2/W_1) / (t_2 - t_1)$ où W_2 et W_1 sont les poids au temps t_2 et t_1 .

1.1.2. L'excrétion phosphorée

Rejets solides

La disponibilité en phosphore alimentaire pour les poissons est généralement très faible et est étroitement liée à la qualité des composants phosphorés de l'aliment (Riche et Brown, 1996). Les bilans de masse en phosphore effectués dans différents élevages ont pu montrer qu'il est essentiellement éliminé sous forme particulaire (Dosdat, 1992b). D'ailleurs, Enell (1987) estime que 63% du phosphore alimentaire se retrouve sous forme de phosphore particulaire. Aussi, l'étude d'élevages de salmonidés (*Salmo trutta* et *Onchorynchus mykiss*) indique que cette forme d'excrétion représente entre 64 et 78% du phosphore excrété total (Enell, 1987 ; Holby et Hall, 1991 ; Dosdat *et al.*, 1998). Toutefois, d'après les observations de Stigebrandt (1986, dans Ackefors et Enell, 1990) sur des élevages de saumons, la proportion de phosphore fécal diminue avec la croissance du poisson.

Comme dans le cas de l'azote, cette fraction particulaire s'accumule à la surface des sédiments avec un flux estimé entre 0,15 et 1,40 g P.m⁻².j⁻¹ (Enell et Loëf, 1983 ; Enell, 1987 ; Holby et Hall, 1991).

Rejets dissous

Par rapport à l'excrétion d'azote dissous, dont la production ammoniacale représente un risque d'auto-toxicité pour les élevages (Handy et Poxton, 1993), l'excrétion en phosphore dissous, moins toxique que l'ammoniacque pour les poissons, n'a pas fait l'objet d'un grand intérêt. De plus, l'excrétion de phosphore dissous ne représente qu'une faible part du phosphore total (Enell et Loef,

1983 ; Merrican et Phillips, 1985 ; Enell, 1987 ; Ackefors et Enell, 1990 ; Holby et Hall, 1991). Toutefois, certains auteurs observent des proportions en phosphore dissous plus importantes avec des valeurs pouvant représenter de 36 à 73% du phosphore total chez le loup ou la truite arc-en-ciel (Lemarié *et al.*, 1998 ; Foy et Rosell, 1991). Lemarié *et al.* (1998) supposent qu'une partie du phosphore particulaire se redissout dans la colonne d'eau par lessivage des fèces.

Chez la plupart des téléostéens, l'excrétion du phosphore dissous s'effectue sous forme d'orthophosphates par des processus actifs liés essentiellement à l'activité rénale (Dosdat, 1992b). Le phosphore étant peu disponible dans le milieu naturel et indispensable notamment aux réactions énergétiques, l'organisme économise cet élément et peut même le stocker dans les tissus osseux. Ainsi, l'excrétion endogène du phosphore est très réduite.

Le flux de phosphore dissous, excrété par les poissons, est très variable selon les auteurs. Clark *et al.* (1985) observent que l'excrétion de phosphate de la truite arc-en-ciel (5-250 g) se situe entre 60 et 170 mg P.kg⁻¹ PF.j⁻¹. Ballestrazzi *et al.* (1994, 1998) observent ce même ordre de grandeur pour *Dicentrarchus labrax* (80 et 120 g) qui, selon la qualité de l'aliment distribué (1 à 2% de phosphore dans l'aliment), excrète entre 50 et 140 mg P.kg⁻¹ PF.j⁻¹. Par contre, pour le loup (25-360 g) nourri avec un aliment contenant 1% de phosphore total, Lemarié *et al.* (1998) constatent des valeurs beaucoup plus faibles comprises entre 15 et 28 mg P.kg⁻¹ PF.j⁻¹. Ces valeurs sont comparables à celles observées par Bergheim *et al.* (1982) et Fivelstad *et al.* (1990) qui estiment un taux d'excrétion de phosphore entre 10 et 50 mg P.kg⁻¹ PF.j⁻¹.

Bilans de l'excrétion phosphorée

Comme dans le cas de l'azote, les différentes études effectuées sur les bilans de nutriment de fermes d'élevage ont permis d'établir un bilan du phosphore résumé dans la Figure 1.2.

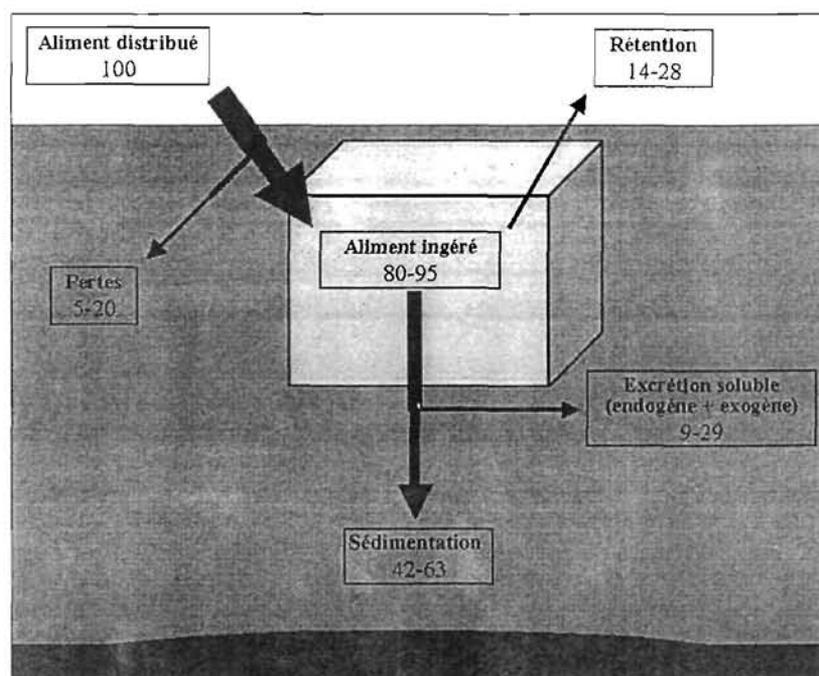


Figure 1.2 : Bilan du phosphore dans les fermes d'élevage.

Estimation de l'excrétion phosphorée

Malgré un manque de recherche et de connaissance sur l'excrétion phosphorée des poissons, il est fort probable que les facteurs influençant cette excrétion soient les mêmes que ceux influençant l'excrétion azotée. D'ailleurs, comme dans le cas de l'excrétion azotée, l'augmentation de la salinité provoque une réduction de l'excrétion phosphorée : le phosphore dissous dans le plasma sanguin participe à la régulation de l'osmolarité (Kakuta *et al.*, 1992 ; Dosdat *et al.*, 1998). En plus, la qualité et l'origine du phosphore apportées dans l'aliment est un facteur responsable de fortes variations du relargage de phosphore dans le milieu (Riche et Brown, 1996).

L'essentiel des estimations, établies à partir de bilans en phosphore, permet de déterminer une approximation de la charge globale relarguée dans l'environnement mais elles n'ont aucune valeur prédictive. Selon les auteurs, cette charge évolue entre 8 et 40 kg P par tonne de poissons produite avec une nette tendance à la réduction de ce taux depuis quelques années (Liao et Mayo, 1972 ; Warrer Hansen, 1982 ; Penczak *et al.*, 1982, Enell, 1987 ; Foy et Rosel, 1991 ; Holby et Hall, 1991 ; Gavine *et al.*, 1995).

Liao et Mayo (1974) proposent de déterminer la charge quotidienne en phosphore total (PT, en kg P par tonne produite) relarguée dans le milieu par l'Équation 1.16 en prenant en compte la notion de ration alimentaire. Toutefois, cette équation ne tient pas compte de la qualité de l'aliment.

$$\text{Équation 1.16} \quad PT = 0,162 \times R$$

R exprime la ration alimentaire exprimée en pourcentage de la biomasse par jour.

Ackefors et Enell (1990) définissent la charge en phosphore total (PT) rejetée dans l'environnement par l'Équation 1.17 identique à l'Équation 1.4 développée dans le cas de l'azote.

$$\text{Équation 1.17} \quad PT = A \times Pa - F \times Pf$$

A et *F* représentent respectivement la masse d'aliment et de poissons ; *Pa* et *Pf* représentent respectivement la concentration en phosphore dans l'aliment et le poisson

Un modèle mathématique, défini par Dillon et Rigler (1974), permet de prédire l'augmentation de la concentration en phosphore dans le milieu par l'Équation 1.18. Ce modèle, utilisé par les River Purification Authorities en Ecosse, semble bien adapté pour la prédiction dans des lochs abrités où les seuls apports proviennent de l'aquaculture. Par contre, il sous-estime l'évolution de la charge en phosphore dans les autres cas (Kelly, 1995).

$$\text{Équation 1.18} \quad P = [L \times (1 - R \exp)] / (z \times \rho)$$

P : concentration en phosphore (mg P.m⁻³) ; *Rexp* : le coefficient de sédimentation ; *ρ* : taux de renouvellement d'eau (mois⁻¹) ; *L* : charge en phosphore (mg P.ha⁻¹.mois⁻¹) ; *z* : profondeur moyenne (m).

1.1.3. Réduction de la charge polluante

Action sur l'aliment

Une part de la réduction de la charge polluante issue de fermes d'élevage peut être obtenue en améliorant la qualité de l'aliment distribué. Tout d'abord, l'utilisation d'aliments secs extrudés, plus stables et flottants, permet de limiter les phénomènes de gaspillage (Seymour et Johnson, 1990). Ensuite, l'amélioration de la digestibilité des composants de l'aliment, notamment pour le phosphore, peut permettre de réduire la quantité de fèces produite par les poissons. Malgré la quantité de phosphore dans l'aliment, celui-ci est généralement très faiblement disponible pour les poissons. Aussi, l'utilisation d'une source adéquate en phosphore permet de réduire de 22% la charge annuelle relarguée par les fermes de truite malgré une augmentation de la production de 30% (Gavine *et al.*, 1990). Riche et Brown (1995) montrent que de fortes digestibilités du phosphore par des truites arc-en-ciel sont obtenues lorsqu'elles sont alimentées avec des aliments à base de farine de poissons (maximum de 55% avec du hareng). Néanmoins, l'ajout de phytase dans l'aliment permet d'accroître la digestibilité du phosphore d'origine végétale. Par ailleurs, l'incorporation de phosphore minéral peut s'avérer bénéfique (Ketola, 1985).

Afin de réduire l'excrétion azotée, certains auteurs développent une nouvelle génération d'aliments à faible teneur en protéines et à haute énergie (LP/HE¹). Dans ces aliments, la proportion de protéines se trouve fortement réduite (<30%) et la perte d'énergie liée à cette réduction est compensée par un apport sous forme de glucides ou de lipides (Kaushik et Oliva Teles, 1985 ; Watanabe *et al.*, 1987 ; Kissil et Lupatsch, 1992 ; Médale *et al.*, 1995). Ce type d'aliment permet par ailleurs d'augmenter la rétention de l'azote dans les poissons.

De leur côté, Viola et Lahav (1991) et Viola *et al.* (1992) proposent de réduire la quantité de protéines tout en augmentant la proportion de lysine dans l'aliment de carpe. Ces auteurs constatent une réduction de l'excrétion de 20% sans affectation de la croissance.

Action sur le système d'élevage

La réduction de la charge polluante peut intervenir en limitant le gaspillage d'aliments par l'amélioration des techniques de distribution. Aussi, Coves *et al.* (1998) démontrent que les pertes d'aliments peuvent être réduites en utilisant des distributeurs automatiques dont la tige tactile est protégée par un cache cylindrique (Figure 1.3). En effet, ce cache permet de réduire les contacts accidentels.

La réduction des rejets issus de fermes aquacoles peut passer par une optimisation des procédures d'élevage. Le développement récent des systèmes d'élevage en eau recyclée² semble correspondre à ces attentes (Blancheton *et al.*, 1996). L'installation d'une boucle de traitement dans laquelle circule l'eau d'élevage, permet de maintenir les poissons dans des conditions favorables à leur développement (Barnabé *et al.*, 1984 ; Blancheton et Coves, 1993). Dans ce système, l'azote ammoniacal excrété par les poissons, est transformé en nitrate par des bactéries nitrifiantes

¹ low protein/high energy

² recirculating rearing system

(*Nitrobacter sp.* et *Nitrosomonas sp.*) qui permettent de maintenir une faible concentration en ammoniacale. En milieu anoxique, les nitrates formés peuvent être ensuite éliminés de l'élevage sous la forme d'azote gazeux N_2 par des bactéries dénitrifiantes. De plus, ce système d'élevage est favorable au maintien d'un haut niveau d'oxygène et d'une température stable. L'élevage en eau recyclée présente le sérieux avantage de réduire la consommation d'eau de renouvellement et par voie de conséquence le volume d'effluent relargué (Lavenant *et al.*, 1995 ; Anon., 1997). L'effluent étant plus concentré (Heinen *et al.*, 1996 ; Pedersen, 1998), le traitement des substances dissoutes et particulaires est plus aisé (Lavenant *et al.*, 1995 ; Twarowska *et al.*, 1997). Les particules sédimentées peuvent être recueillies et traitées indépendamment dans des bassins facultatifs (Chen *et al.*, 1996), compostées (Shelton *et al.*, 1998), voire être réutilisées comme support organique pour les bactéries des filtres dénitrifiants.

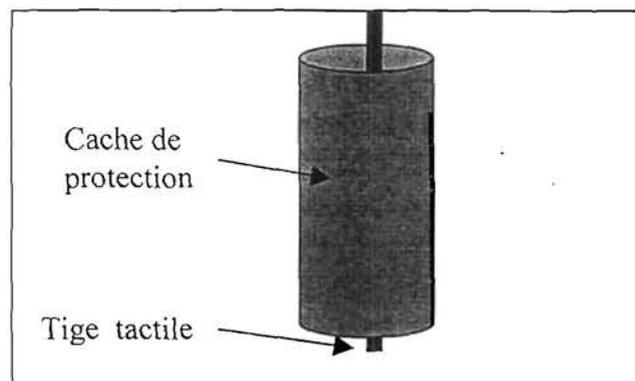


Figure 1.3 : Schéma de la protection de la tige tactile qui permet l'action du distributeur d'aliments.

Action sur l'effluent

Le traitement des effluents piscicoles avant leur rejet dans le milieu extérieur peut être un bon moyen de limiter l'impact de l'aquaculture sur l'environnement. Beaucoup d'auteurs ont montré que l'eau usée favorise le développement de la biomasse algale (Goldman *et al.*, 1974ab ; Guist et Humm, 1976 ; Soulsby *et al.*, 1985 ; Tewari et Joshi, 1988 ; Morand et Briand, 1996 ; Arzul *et al.*, 1996). Ainsi, certains auteurs utilisent la capacité d'absorption et d'assimilation des algues pour réduire la quantité de nutriments (azote et phosphore inorganique dissous) des effluents de stations piscicoles.

D'un point de vue économique, l'effluent peut être utilisé comme source de nutriments pour la production d'algues valorisables. Dans ce cas, la production algale est l'objectif principal et le traitement de l'eau usée joue un rôle subordonné. Certains auteurs contribuent à la réduction des rejets dans le milieu naturel en pratiquant la culture intégrée de laminaires ou de gracilaires avec des élevages de saumons (Subandar *et al.*, 1993 ; Petrell *et al.*, 1993 ; Hirata et Kohirata, 1993 ; Troell *et al.*, 1997).

D'un point de vue écologique, les algues peuvent être utilisées de manière à obtenir les meilleurs rendements épuratoires possibles. Les premiers travaux réalisés à petite échelle par Harlin *et al.* (1978) tentaient de réaliser un élevage en circuit fermé en connectant un aquarium contenant les poissons à un aquarium contenant des macroalgues (*Ulva lactuca* ou *Gracilaria gracilis*). Cette

étude présentait des résultats encourageants avec plus de 90% d'élimination des substances dissoutes mais la courte période expérimentale (7 jours) conduit à les prendre avec prudence. *Ulva lactuca* fut ensuite utilisée pour éliminer la charge ammoniacale excrétée par des élevages de daurades royales. Aussi, Vandermeulen et Gordin, (1990), Cohen et Néori (1991) montrent que ces algues ont de fortes capacités d'assimilation de l'ammonium excrété avec plus de 85% d'élimination. Toutefois, ces auteurs précisent que les rendements d'éliminations sont dépendants du rythme d'alimentation des algues en effluent et particulièrement du flux azoté qui leur est apporté. Une alimentation par dopage hebdomadaire ou un flux trop important peuvent faire chuter les rendements épuratoires vers des niveaux proches de 40%. Spighel *et al.* (1993) présentent un modèle de traitement sur trois compartiments (sédimentation, filtration par bivalve, assimilation par macroalgues) indiquant que 32,9% de l'azote produit par les poissons sont piégés dans les sédiments, 62,9% se retrouvent sous forme de biomasse (bivalves et algues) et seulement 4,2% sont relargués dans le milieu extérieur. Pour le même type d'effluent, Jimenez del Rio *et al.* (1994, 1996) estiment que le dimensionnement d'une unité de traitement consistant dans 150 m² par tonne de poissons dans les meilleures conditions de l'année. Récemment, Néori (1996) et Néori *et al.* (1996) ont mis en place une unité d'élevage en eau recyclée par trois unités de culture d'Ulves. Ce système utilisant 10 m² de surface de traitement pour près de 50 kg de poissons (200 m²/tonne) permet de maintenir des conditions saines pendant les deux années expérimentales. De son côté, Kanit (1996) démontre la capacité épuratoire d'une gracilaire en l'exposant à des rejets d'élevage de crevettes.

Dans les élevages en eau douce, Schwartz et Boyd (1995) utilisent un système à base de macrophytes en marais artificiels. Par ce procédé, la concentration des substances polluantes issues d'élevage de poissons-chats se trouve fortement réduite. Un temps de séjour de quatre jours semble permettre un meilleur fonctionnement de cette unité de traitement.

D'autres auteurs utilisent des espèces phytoplanctoniques pour réduire la charge polluante des rejets piscicoles. Villon *et al.* (1989) utilisent un bassin phytoplanctonique (8000 litres) couplé à un bassin de zooplancton pour traiter les effluents d'élevage de loups en eau recyclée. Ce système permet d'éliminer près de 75% de la production azotée annuelle avec une dominance des genres *Skeletonema sp.* et *Chaetoceros sp.*. Des rendements supérieurs à 85% sont toutefois observés entre le printemps et l'automne. L'étude à petite échelle (16 l) réalisée en période estivale par Lefebvre *et al.* (1996) montre des abattements de 90% après 3 à 5 jours de culture de *Skeletonema costatum* dans l'effluent. La présence dominante de ces algues rend ce milieu potentiellement utilisable pour l'alimentation de bivalves marins.

Ainsi, de nombreuses recherches ont été réalisées afin de développer des systèmes de traitement biologique faisant intervenir la production végétale. Toutefois, la technique de traitement par lagunage à haut rendement permettant de maximiser la production algale n'a pas été expérimentée. Ce phénomène est certainement lié à la forte dilution des effluents d'élevage en circuit ouvert. Aussi, l'apparition des élevages en eau recyclée, favorisant la concentration des nutriments, semble favorable à l'utilisation et au développement des lagunages à haut rendement algal dont le fonctionnement est développé dans la dernière partie de ce chapitre.

1.2. UTILISATION POTENTIELLE DES MACROALGUES : FACTEURS DE CROISSANCE

Les algues présentent un grand intérêt pour le traitement de nombreux types d'effluents. D'ailleurs, certains auteurs ont pu montrer l'importance des algues pour l'épuration d'eaux usées de piscicultures marines (Villon et al., 1989 ; Vandermeulen et Gordin, 1990 ; Jimenez del Rio, 1994 ; Lefebvre et al. 1996). De plus, la production algale issue de ces systèmes de traitement offre de grandes possibilités de valorisation de la biomasse algale produite (alimentation animale, cosmétique, production de molécules d'intérêt économique...).

Les macroalgues, permettant une récolte plus aisée que dans le cas du phytoplancton, semblent offrir de bonnes possibilités pour la valorisation des effluents de pisciculture marine. Aussi, au cours de cette partie, un intérêt particulier sera porté sur les macroalgues se développant dans les milieux fortement eutrophisés. Ainsi, cette seconde partie de l'étude bibliographique sera consacrée à la présentation des facteurs favorisant la croissance et la culture des ulves et des gracilaires, espèces couramment observées dans les lagunes languedociennes.

1.2.1. Les Ulvacées

Le genre *Ulva* rassemble un groupe d'algues cosmopolites : ce sont des espèces ubiquistes souvent trouvées en forte concentration dans les zones à forts apports en nutriments (Soulsby *et al.* 1985 ; Perez *et al.* 1992 ; Bendoricchio *et al.* 1994, Coffaro *et al.*, 1996).

L'espèce *Ulva lactuca* se répartit dans toutes les mers d'Europe (Campbell et Nicholls, 1986). Cette algue est constituée d'une bicouche cellulaire dont chaque cellule peut potentiellement produire des gamètes.

1.2.1.1. Facteurs de croissance

L'importance de l'implantation de ce groupe d'algues, sa capacité de prolifération, son opportunisme vis à vis des zones à forte pollution organique (naturelle ou anthropique) et les désastres qu'il occasionne pour l'économie touristique de certaines régions ont dirigé certaines études vers la compréhension des facteurs qui favorisent son développement.

La température

La croissance d'*Ulva curvata* est fonction de la température (Duke *et al.*, 1986). En effet, sur les 8 jours d'expérimentation, la croissance moyenne est de 13,6 %.j⁻¹ entre 5 et 14°C alors qu'elle est de 18,3 à 28,3 %.j⁻¹ entre 21 et 26 °C. Ce facteur est limitant pour les faibles températures. Par contre, Floreto *et al.* (1993), sur une plus longue période (21 jours), obtiennent une croissance plus forte à la plus faible température testée (4,4 %.j⁻¹ à 15°C et 3 %.j⁻¹ à 25°C). Il faut cependant noter que ces derniers auteurs ont travaillé sur une espèce différente (*Ulva pertusa*) et que ce n'est qu'à partir du 13^{ème} jour que la croissance est apparue plus forte à basse température. Henley (1992), pour une

période comparable à celle de Duke *et al.* (1986) confirme que l'espèce *Ulva rotundata* a une croissance significativement plus forte à 19-25°C qu'à une température de 10°C.

Ainsi, il semble donc que de fortes températures conviennent à la croissance d'*Ulva* sp. mais il est possible qu'elles ne le soient qu'à court terme et que cette influence dépend de l'espèce utilisée.

La lumière

Selon Parker (1981), l'intensité lumineuse serait le facteur limitant majeur de la croissance lorsque celle-ci serait inférieure à 40 $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. L'effet de la lumière sur la croissance d'*Ulva curvata* est bénéfique lorsque la température est suffisante et elle entre pour 74% des variations de *Ulva lactuca* (Duke *et al.*, 1986). D'ailleurs Floreto *et al.* (1993, 1994) travaillant sur *Ulva pertusa* sous de faibles intensités (16-32 et 48-64 $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) obtiennent de faibles taux de croissance mais le meilleur taux est trouvé pour la plus forte intensité utilisée. Les faibles intensités ont pour conséquence la fragmentation du thalle et les pertes tissulaires (Duke *et al.* 1986). La saturation lumineuse d'*Ulva rotundata* est obtenue lorsque 750 $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ sont appliqués à cette espèce pendant 12 heures quelle que soit la température testée (Henley, 1992). Si aucune chute de croissance n'est observée pour des cultures en salle sous un excès de lumière, l'impact est différent pour les cultures en plein soleil (1000 à 2000 $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).

La salinité

Les Ulves sont capables de supporter de grandes variations de salinité (Gayral et Cosson, 1986) mais Floreto *et al.* (1993) obtiennent une diminution de la croissance de *Ulva pertusa* lorsque la salinité est de 20‰. Exposée à 35‰, la croissance augmente toujours. Les travaux de ces auteurs (1994) précisent que la salinité optimale de cette espèce serait entre 30 et 35‰.

La croissance des ulves s'effectue à des salinités proches de l'eau de mer moyenne (35‰) mais l'optimum de croissance varie selon les espèces. Mohsen *et al.* (1972 dans Floreto *et al.*, 1994) trouvent une salinité optimale de 25 ‰ pour *Ulva fasciata*.

Le taux de renouvellement et les mouvements d'eau

Les mouvements d'eau (Parker, 1981) et de taux de renouvellement (DeBusk *et al.*, 1986, Vandermeulen et Gordin, 1990, Neori *et al.*, 1991) augmentent la croissance et la productivité des algues. Cependant une vitesse supérieure à 7,5 cm.s^{-1} et un taux de renouvellement supérieur à 12 Vol.j^{-1} apportent peu de changement.

Les nutriments

L'augmentation des nutriments dans le milieu favorise la production primaire (Soulsby *et al.* 1985, Neori *et al.* 1991, Cohen et Neori 1991). D'ailleurs si aucun nutriment n'est apporté au milieu, il y a perte de poids du thalle (Vandermeulen et Gordin, 1990). Toutefois Duke *et al.* (1986) observent que l'ajout de nitrate implique une réduction de 75 à 85 % de la production normale d'*Ulva lactuca* même si la concentration en azote tissulaire augmente : il semble qu'il existe un effet toxique des nitrates vis à vis de cette algue.

Parker (1981) remarque que l'effet du courant se fait en fonction de la concentration en ammonium dans le milieu : dans le cas de faibles concentrations, le courant favorise la croissance. Des

observations de terrain confirment ses expériences en laboratoire. DeBusk *et al.* (1986) pensent que le flux d'eau n'augmente pas uniquement la disponibilité des sels nutritifs par effet diffusif mais agit aussi au niveau de la régulation de la température, de l'élimination des métabolites toxiques et de l'apport en CO₂. Cependant, selon Neori *et al.* (1991), le taux de renouvellement et l'ammonium entrant dans le système forme un unique paramètre: le **flux d'ammonium**. Ce flux est corrélé positivement avec la croissance et la production selon une équation de Monod :

$$\text{Équation 1.19} \quad Y = \frac{Y_{\max} \times SN}{K_s + SN}$$

Y représente soit le taux de croissance spécifique (TCS) de l'algue, soit la production algale (P) ; K_s et SN sont respectivement la constante de demi-saturation et le flux de sels nutritifs (en mmol N.m⁻².s⁻¹).

Ces auteurs définissent que pour *Ulva lactuca*, l'évolution de la croissance est déterminée par les paramètres suivant : TCS_{max} = 18,6 %.j⁻¹, K_s = 386 mmol N.m⁻².s⁻¹; dans le cas de la production, ces paramètres sont P_{max} = 422 g.m⁻².sem⁻¹, K_s = 530 mmol N.m⁻².s⁻¹.

L'aération

La productivité algale d'une culture de densité surfacique de 3,8 kg.m⁻² en condition non aérée est nulle alors qu'elle atteint 18,8 g PS.m⁻².j⁻¹ en condition aérée (DeBusk *et al.*, 1986). L'aération continue des cultures est injustifiée d'un point de vue coût de production mais un bullage quotidien de 4 heures est suffisant pour assurer une production qui n'est pas significativement différente de celle issue d'un bullage de 12 heures.

Inoculum ou stock initial

Dans des cultures d'ulves libres, DeBusk *et al.* (1986) et Hanisak (1987) obtiennent une production maximale pour une densité algale de 0,8 kg.m⁻². Neori *et al.* (1991) montrent que la croissance et la production d'*Ulva lactuca* diminuent lorsque la densité de l'inoculum augmente. Ces mêmes auteurs trouvent une densité optimale de 1 kg.m⁻² mais la différence de production entre les densités tend à s'atténuer après quelques semaines (aucune récolte n'a été effectuée pendant la durée expérimentale). Vandermeulen et Gordin (1990) avaient trouvé cette densité optimale mais d'après leurs résultats, l'augmentation de la densité jusqu'à 4 kg.m⁻² ne réduit pas significativement la croissance.

Reproduction

Selon Hanisak (1987), il est difficile de garder une culture d'Ulve à cause des problèmes de sporulation. Ce problème est d'autant plus important que toutes les cellules du thalle ont la possibilité de former des gamètes. Il en résulte un blanchissement des parties concernées suivi de pertes de biomasse.

Les facteurs telluriques

Les travaux de Soulsby *et al.* (1985) sur la couverture algale des ports de Portsmouth et Langstone en Angleterre indiquent que la réduction des rejets de Portsmouth n'a pas modifié la densité algale. Ces auteurs supposent que le port est saturé en nutriments. Lavery et McComb (1991) observent

que l'absence de sédiment provoque une perte nette de la biomasse chez *Enteromorpha* sp. ; les sédiments sont une source de nutriments qui peuvent être utilisés par les algues.

1.2.1.2. Absorption des nutriments

D'une manière générale, la vitesse d'absorption par l'algue des nutriments disponibles est mesurée en fonction de la vitesse de disparition des nutriments dans le milieu. L'évolution de cette vitesse obéit généralement à une cinétique michaélienne. Dans ce cas, la variable Y de l'équation 1-19 représente la vitesse d'absorption (v , généralement en $\text{mg N.g}^{-1} \text{ PS algues.h}^{-1}$) des sels nutritifs (SN, exprimés en μM). Dans le cas de l'espèce *Ulva rigida*, cultivée dans des milieux dont les concentrations en azote inorganique dissous évoluant entre 0 et 100 $\mu\text{M N-NO}_3^-$, Lavery et Mc Comb (1991) estiment les valeurs des paramètres v_{max} et K_s à 0,82 $\text{mg N.g}^{-1} \text{ PS algues.h}^{-1}$ et 18 μM respectivement ($T=25^\circ\text{C}$). En ce qui concerne l'absorption du phosphate, ces mêmes auteurs définissent les valeurs suivantes : 0,27 $\text{mg P.g}^{-1} \text{ PS.h}^{-1}$ et 3,6 μM pour une gamme de 0 à 12 μM de P-PO_4^{3-} dans le milieu.

1.2.1.3. Relargage des nutriments

Vandermeulen et Gordin (1990) indiquent que l'ammonium récemment assimilé peut être rapidement relargué par l'algue. En effet, une eau à 7 $\mu\text{M N-NH}_4^+$ peut atteindre 50 μM le lendemain matin et chuter à 10 μM l'après-midi.

L'opportunité de ce groupe d'algues vis à vis des zones eutrophes a fait d'elle une candidate incontournable pour le traitement des eaux en système à macroalgues. Cependant, les pertes tissulaires, le relargage des nutriments accumulés (Vandermeulen et Gordin, 1990) et sa rapide dégradation nécessitent une surveillance accrue de la biomasse algale. Il est important de récolter les algues avant leur décomposition (Chassagny de Casabianca, 1988) mais le ramassage de ces algues pour un stockage en décharge ne constitue qu'un transfert de pollution (Brault *et al.*, 1983), car les jus très riches retournent dans le milieu après une rapide décomposition.

1.2.2. Algue à intérêt économique : la gracilaire

Les agars sont pour l'essentiel les constituants de la paroi cellulaire des gracilaires. Le thalle se constitue d'un disque basal sur lequel se ramifient des axes filiformes. Le cycle de reproduction est trigénétique isomorphe. La distribution est mondiale et bien répartie sur toutes les mers d'Europe.

1.2.2.1. Facteurs de croissance

La température

Les gracilaires sont des espèces eurythermes mais, la température est le facteur majeur contrôlant la croissance (Westermeyer *et al.*, 1993). D'ailleurs, Peckol *et al.* (1994) trouvent une relation positive entre croissance et température. La température optimale de croissance pour les gracilaires se situe entre 25°C et 30°C (McLachlan et Bird, 1986 dans De Castro et Guanzon Jr, 1993) mais peut varier entre les espèces (Tableau 1.8). Pickering *et al.* (1993) modélisent la croissance de deux espèces de gracilaire par une évolution linéaire de la température. Dans leurs conditions expérimentales, ces auteurs établissent les deux équations suivantes :

Équation 1.20 $TCS_{G. chilensis} = 0,24 T + 6,6$

Équation 1.21 $TCS_{G. truncata} = -1,19 T + 7,0$

TCS : taux de croissance spécifique de l'algue (en indice) exprimé en pourcentage par jour. *T* est la température en °C.

Tableau 1.8 : Température optimale de quelques espèces de gracilaires.

Espèces	Températures optimales	Auteurs
<i>Gracilaria conferta</i>	25°C	Friendlander, 1992
		Edelstein <i>et al.</i> , 1976*
<i>Gracilaria tikvahiae</i>	24-30°C	Hanisak, 1987
		Edelstein <i>et al.</i> , 1976*
<i>Gracilaria verrucosa</i>	25°C	Levy et Friendlander, 1990*
		Chirapart et Ohno, 1993
<i>Gracilaria fisheri</i>	25°C	Chirapart et Ohno, 1993
<i>Gracilaria firma</i>	27°C	Chirapart et Ohno, 1993
<i>Gracilaria salicornia</i>	27°C	Chirapart et Ohno, 1993
<i>Gracilaria asiatica</i>	15-20°C	Ren et Chen, 1986*

* cité dans Chirapart et Ohno, 1993

L'intensité lumineuse

En conditions de laboratoire, la saturation lumineuse est atteinte à 100 $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$ (Hanisak, 1987). Friendlander *et al.* (1991) trouvent une saturation différente selon la saison. Aussi trouvent-ils des valeurs de 55 $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$ en été (5% de la lumière incidente) et l'intensité de 184 $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$ en automne n'est pas saturante. L'optimum de croissance de *Gracilaria conferta* est estimé à 172 $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$ (Friendlander, 1992). A 500 $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$, les gracilaires subissent la photoinhibition (Hanisak, 1987).

La salinité

Les gracilaires sont des espèces euryhalines qui peuvent supporter une échelle de salinité de 6 à 42 ‰ mais la salinité optimale se situe entre 24 et 36 ‰ (Hanisak, 1987). Le passage de *Gracilaria verrucosa* d'un milieu à 17 ‰ vers un milieu à 33 ‰ provoque une augmentation de la production (Daugherty et Bird, 1988, Friendlander *et al.*, 1993). Par contre, Ugarte et Santelices (1992) trouvent une production plus forte à faible salinité (20 ‰) qu'à forte salinité (35 ‰) par *Gracilaria chilensis*.

Le renouvellement

Un taux de renouvellement de 1,7 V.j⁻¹ (Ugarte et Santelices, 1992) semble optimum mais Bushmann *et al.* (1994) ne trouvent aucune différence significative entre 5 et 15 V.j⁻¹.

La densité

Les faibles ensemencements favorisent le développement des algues alors que des valeurs élevées voient leur production diminuer (Bodard et Stadler, 1988). L'optimal de croissance est obtenu pour des valeurs de 2 à 4 kg.m⁻² (Hanisak, 1987). D'ailleurs, Ugarte et Santelices (1992) observent une meilleure croissance pour la plus faible densité étudiée. Cependant, en été ce sont les plus grandes densités qui produisent le plus. En culture intensive, 2 à 3 kg.m⁻² sont utilisés (Santelices et Doty, 1989) et 5 à 6 t/ha à grande échelle. De Castro et Guanzon Jr, 1993) trouvent un maximum de croissance pour une densité beaucoup plus faible que les précédents auteurs (0,5 kg.m⁻²) bien que Bushmann *et al.* (1994) ne trouvent aucune différence significative entre les productions aux densités de 1,5 à 4,5 kg.m⁻².

L'épiphytisme

L'épiphytisme issu de *Chaetomorpha*, *Enteromorpha*, *Ectocarpus* (Santelices et Doty, 1989) auquel s'ajoutent celui de *Chladophora* et *Ulva* (Bodard et Stadler, 1988, Friendlander *et al.*, 1991, Friendlander, 1992) est le problème principal de la production algale. L'épiphytisme est un effet saisonnier (Westemeier *et al.*, 1993) qui est dû aux fortes températures et lumières ou aux fortes charges en nutriments (Hanisak, 1987). Friendlander (1992) joue sur le pH, la salinité et la lumière pour limiter l'épiphytisme mais selon cet auteur, l'Ulve est le plus grand compétiteur des gracilaires. De plus, les ulves sécrètent des exsudats responsables de l'inhibition de la croissance des gracilaires (Svirski *et al.*, 1993).

Le pH

une augmentation du pH peut être responsable d'une diminution de la production (Hanisak, 1987). Le pH doit être proche de 8,1 lors d'une culture en bassin (Santelices et Doty, 1989) ou entre 8,2 et 8,7 selon Chen (1976) et Trono (1988) dans De Castro et Guanzon Jr (1993). L'effet du pH est lié à une diminution du CO₂ disponible qui limite la croissance (Lapointe et Ryther, 1979 et DeBusk et Ryther, 1984 dans Santelices et Doty, 1989 ; Hanisak, 1987 ; Ugarte et Santelices, 1992). Bushmann *et al.* (1994) montrent pourtant que l'ajout de CO₂ dans le milieu n'apporte aucun effet bénéfique sur la croissance de l'algue.

Agitation et aération

L'agitation par bullage permet la mise en suspension des algues et le mélange de l'eau (Hanisak, 1987). Ugarte et Santelices (1989) montrent qu'une aération quotidienne de 10 heures permet de doubler la production par rapport à celle de 2,5 heures.

Les nutriments

L'enrichissement du milieu en nutriments favorise l'augmentation de la croissance des gracilaires (Bodard et Stadler, 1988). Aussi, en Floride, *Gracilaria tikvahiae* voit sa production limitée par le manque de phosphate *in situ* (Lapointe, 1987). La production est maximale lorsque les conditions ne sont pas limitantes et celles-ci sont optimales lorsque la concentration en azote est de 10 à 100 μM d'azote avec un rapport P/N = 1/10 (Hanisak, 1987). La saturation en azote est atteinte pour une concentration de 0,5 mM N-NH₄ (Friendlander *et al.*, 1991). Friendlander *et al.* (1992) précisent que les meilleurs taux de croissance sont obtenus avec des concentrations en azote de 100 à 500 μM d'azote. Pickering *et al.* (1993) raisonnent suivant le flux d'azote total et observent que plus le flux est fort, plus la production est importante. Cependant, au plus fort flux, la production décroît.

1.2.2.2. Absorption des nutriments

D'Elia et DeBoers (1978) et Haines et Wheeler (1978) montrent une cinétique michaelienne de l'absorption du nitrate. Les valeurs des paramètres v_{max} et K_s , observées pour *Gracilaria foliifera*, sont respectivement de 0,13 mg N.g⁻¹ PS.h⁻¹ et 2,5 μM . En ce qui concerne l'assimilation du phosphate, la cinétique d'assimilation suit une courbe michaelienne en présence de faibles concentrations en phosphate. Par contre, pour de fortes concentrations, l'assimilation est de type linéaire. Les gracilaires sont capables d'ajuster leur assimilation en fonction du niveau de phosphate dans le milieu (Friendlander et Dawes, 1985). L'assimilation de l'ammonium semble être de type linéaire (effet de diffusion).

1.3. Traitement des rejets par lagunage à haut rendement algal

L'installation de stations de traitement de l'eau usée, notamment par des procédés de boues activées, est généralement coûteuse tant au niveau de l'infrastructure que de l'entretien et de la maintenance. L'utilisation de bassins de **lagunage traditionnel (LT)**, de bassins de **lagunage à haut rendement algal (LHR)** ou de **marais artificiels (MA)** représente une alternative économique et efficace à ces systèmes de traitement. Ces dernières techniques, font intervenir à la fois les bactéries pour la minéralisation de la matière organique et les végétaux (phanérogames ou algues) pour l'assimilation de ces substances dissoutes.

1.3.1. Caractéristiques et principe de fonctionnement

Le LHR, technique proposée par Oswald et ses collaborateurs depuis les années 50, met en œuvre un chenal en boucle, dans lequel circule l'effluent à traiter. Par rapport au lagunage traditionnel, ce système de traitement est caractérisé par des temps de séjour courts et de faibles profondeurs de la colonne d'eau (Tableau 1.9). La circulation de l'eau à l'intérieur de la lagune est maintenue par une agitation mécanique (roue à aubes, pompe recirculante, colonnes d'aération) dont le rôle est multiple : (i) maintien d'une bonne homogénéisation du milieu, (ii) maintien des algues en suspension et amélioration de l'efficacité lumineuse, (iii) réduction de la sédimentation afin d'éviter l'apparition d'un milieu anaérobie dans le fond du chenal et (iv) une absence d'odeurs désagréables.

Cette technique, déjà utilisée sous des climats différents, permet de traiter les effluents de type domestique (Shelef *et al.*, 1978 ; Picot *et al.*, 1991), agricole (Pieterse *et al.*, 1982 ; Fallowfield et Garrett, 1985) ou industriel (Przytocka *et al.*, 1984).

Le principe du LHR est de maximiser la croissance et la production phytoplanctonique afin d'optimiser le processus de traitement biologique. Contrairement aux deux autres techniques sus citées (LT et MA) où l'action des bactéries et des végétaux se trouve "compartimentée" par l'installation de stratifications verticales et horizontales des populations, le LHR est un milieu maintenu homogène permettant l'action conjointe et simultanée des algues et des bactéries : les bactéries aérobies dégradent la matière organique de l'effluent et produisent de l'azote et du phosphore inorganique dissous directement disponible pour le développement des algues. De plus, lors de la photosynthèse, ces algues génèrent de l'oxygène indispensable aux bactéries (Figure 1.4). Ludwig *et al.* (1951), Oswald *et al.* (1953) qualifie cette relation de symbiose entre les algues et les bactéries. Mais le phénomène n'étant pas exclusif, il semble plus pertinent de désigner cette relation interspécifique par un phénomène de collaboration ou de coopération entre les diverses espèces (Mesplé, 1993).

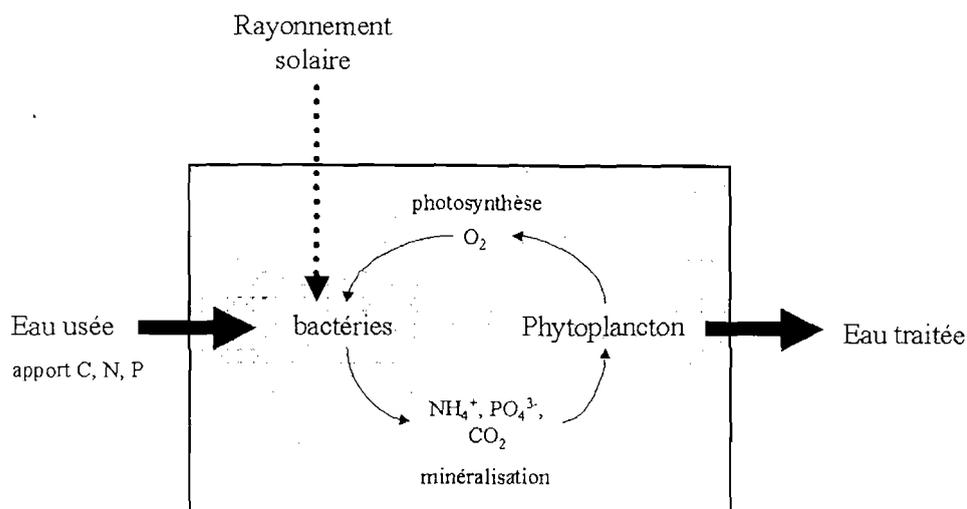


Figure 1.4 : Représentation schématique de la collaboration entre algues et bactéries dans un bassin de lagunage à haut rendement.

Tableau 1.9 : Caractéristiques de différents LHR.

Surface (m ²)	Vitesse des fluides (cm.s ⁻¹)	Profondeur (m)	Temps de séjour (j)	Auteurs
	5	0,35 - 0,5	2 - 8	Shelef <i>et al.</i> (1977)
200		0,5	3 - 4	Edward et Sinchumpasak (1980)
1100	12	0,1 - 0,5		Eisenberg <i>et al.</i> (1981)
152		0,45	3 - 4	Azov et Shelef (1982)
1000		0,28 - 0,52	2,2 - 8,7	Azov et Shelef (1982)
		0,4	4 - 8	Lincoln <i>et al.</i> (1983)
13,2	210*	0,12 - 0,34	9	Kroon <i>et al.</i> (1989)
50		0,5 - 0,6	3,5 - 7	Banat <i>et al.</i> (1990)
48	15-20	0,35	4 - 8	Picot <i>et al.</i> (1991)
3023	150*	0,4	4,2	El Hamouri <i>et al.</i> (1995)
1000		0,6	5	Nurdogan et Oswald (1995)
13,2		0,24	5	Cromar <i>et al.</i> (1996)
2,1	200*		4 - 7	Cromar et Fallowfield (1997)

* : vitesse de surface uniquement

1.3.2. Les algues dans l'unité de traitement

Les différents types d'algue

Les différentes études réalisées essentiellement sur le traitement d'eaux douces par LHR mettent en évidence l'important développement d'algues phytoplanctoniques dont l'essentiel des espèces

appartient à la famille des Chlorophycées (Oswald *et al.*, 1953 ; Edwards et Shichumpasak, 1981). Quelle que soit la zone géographique de l'installation, *Chlorella sp.*, *Scenedesmus sp.* et *Micractinium sp.* forment les genres les plus observés dans ces milieux lagunaires représentant ainsi les genres universels pour le traitement de l'eau usée (Oswald *et al.*, 1953 ; Shelef *et al.* 1977 ; De Pauw *et al.*, 1980 ; Edwards et Sinchumpasak, 1981 ; Banat *et al.*, 1990 ; Nurdogan et Oswald, 1995 ; Canovas *et al.*, 1996). Goldman *et al.* (1974a, 1974b) montrent que le phytoplancton marin est capable de se développer dans un milieu issu du mélange d'eau de mer et d'eau de traitement secondaire d'une station d'épuration (EM/EU³=4/1). Toutefois, près du quart des espèces naturellement présentes dans l'eau de mer ne supportent pas de telles charges polluantes et disparaissent après deux ou trois semaines de contact. Pour sa part, Craggs *et al.* (1993), utilisant de l'effluent issu d'un élevage d'anguille, montrent que sur 102 espèces marines testées, seules 14 sont susceptibles d'être utilisées pour le traitement d'eaux usées marines. En plus, ces auteurs précisent que l'espèce *Phaeodactylum tricornutum* est très performante et peut être maintenue en culture pure. Malgré le fort potentiel des macroalgues dans le traitement des eaux usées, le développement de telles espèces en bassin de LHR n'a pas fait l'objet d'une attention particulière.

De nombreux facteurs peuvent modifier la composition spécifique du milieu lagunaire. Ainsi, certains auteurs ont mis en évidence la responsabilité de **la température** sur les successions phytoplanctoniques (Eppley, 1972 ; Goldman et Ryther, 1976). Notamment, l'étude en laboratoire de Goldman (1977) montre que l'espèce dominante dans des milieux de culture issus d'un mélange d'eau de mer et d'eau usée (EM/EU=1/1) est représentée par *Phaeodactylum sp.* pour les faibles températures ($T < 10,3^{\circ}\text{C}$), *Nitzschia sp.* entre $10,3$ et 27°C et *Oscillatoria sp.* lorsque la température est supérieure à 27°C . Cependant, cette dernière espèce n'a jamais été observée dans les conditions naturelles.

Cromar *et al.* (1997) observent que le **temps de séjour** représente un facteur qui est susceptible d'orienter le développement spécifique dans une lagune sous serre : *Phormidium sp.* domine sur *Chlorella sp.* lorsque les temps de séjour sont importants. Ces mêmes auteurs précisent que **la charge organique** (exprimée en $\text{g DCO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$) peut avoir un effet complémentaire au temps de séjour avec une domination de *Scenedesmus sp.* lors de faibles charges et *Phormidium sp.* lors de plus fortes charge. La combinaison d'une faible charge organique et d'un long temps de séjour est à l'origine de l'apparition des cyanobactéries.

L'apparition du **broutage zooplanctonique** (cladocères, rotifères...) représente un important facteur responsable de la succession phytoplanctonique à l'intérieur de bassins de lagunage. Sous la pression de *Brachionus sp.*, la population de *Scenedesmus sp.* peut être rapidement éliminée et être remplacée par *Micractinium sp.* ; ces dernières ont la faculté de former de larges floccs qui empêchent le broutage des rotifères (Lee *et al.*, 1980 ; Edwards et Sinchumpasak, 1981 ; Lincoln *et al.*, 1983 ; Canovas *et al.*, 1996 ; Schlüter *et al.*, 1987).

³ rapport volumique entre le mélange eau de mer (EM) et eau usée (EU)

La production phytoplanctonique

Afin d'estimer la biomasse et la productivité du phytoplancton à l'intérieur du bassin de lagunage, certains auteurs ont pu mettre au point quelques relations. Le taux de production phytoplanctonique dans le bassin de lagunage à haut rendement peut être estimé par l'Équation 1.23 définie par Mc Garry *et al.* (1973).

$$\text{Équation 1.22} \quad P = (z/\theta) \times PK$$

où P , z et θ représentent respectivement la production algale ($\text{g sec.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$), la profondeur de la lagune (m), de temps de séjour (j). La variable PK exprime la concentration en phytoplancton (mg.L^{-1}) et peut être estimée comme une proportion des matières en suspension (Edwards et Sinchumpasak, 1981).

$$\text{Équation 1.23} \quad PK = \alpha \times MES$$

où α représente la proportion de phytoplancton dans les matières en suspension (MES). Azov et Shelef (1982), Cromar et Fallowfield (1992) estiment cette proportion entre 40 et 60%.

D'autres auteurs relient la productivité phytoplanctonique du bassin de lagunage en faisant intervenir la température et l'intensité lumineuse (Martin et Fallowfield, 1989), la DCO ou la DBO (Banat *et al.*, 1990). De leur côté, Kroon *et al.* (1989) développent un modèle déterministe utilisant la propriété des algues à absorber les flux de photons.

La productivité phytoplanctonique couramment observée dans la littérature montre une gamme de variation se situant entre 15 et 45 $\text{g sec.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ (Shelef *et al.*, 1977; Lincoln et Hill, 1980; Fallowfield et Garrett, 1985; Edwards et Sinchumpasak, 1981; Wood *et al.*, 1989; Banat *et al.*, 1990).

De nombreux facteurs influencent le taux de production phytoplanctonique dans le bassin de lagunage. Azov et Shelef (1982) montrent qu'il existe un **temps de séjour optimal**, en fonction de la température et du rayonnement lumineux, pour obtenir une production algale maximale. La plupart des auteurs estiment que les **nutriments** ne représentent pas de contraintes à la production algale, toutefois, Goldman *et al.* (1972) et Oswald *et al.* (1953) soupçonnent une certaine limitation par le carbone. Cependant, Azov *et al.* (1977), pensent qu'avec une DBO supérieure à 300 mg.L^{-1} dans l'effluent, le carbone ne doit pas être limitant pour la production algale.

Le rôle des algues

Les algues qui se développent dans le bassin de lagunage sont le principal moteur du traitement et de la désinfection de l'effluent. Ces algues présentent une action directe par l'assimilation des nutriments (essentiellement azote et phosphore) qui sont incorporés dans leur biomasse. Par leur activité photosynthétique, les algues ont une action indirecte d'une part en fournissant l'oxygène indispensable aux bactéries responsables de la dégradation de la matière organique et d'autre part, en favorisant à la fois la volatilisation de l'ammoniaque gazeux et la précipitation du phosphate et des métaux lorsque le pH augmente. Lors de la photosynthèse, l'absorption des carbonates par les algues détruit le pouvoir tampon du système aqueux et le pH peut atteindre des valeurs supérieures à 10 (Goldman *et al.*, 1972).

D'après l'équation stœchiométrique de l'assimilation algale déterminée par Shelef *et al.* (1978), 1 g d'algue permet de piéger 86 mg d'azote et 12 mg de phosphore tout en relarguant 1,6 g d'oxygène. Eisenberg *et al.* (1981) estiment que l'assimilation de l'azote est le principal phénomène expliquant la réduction de l'azote inorganique dissous dans l'effluent tant la proportion d'azote total reste stable entre l'effluent brut et l'effluent traité. Pourtant, Hemens et Mason (1968) estiment que la précipitation du phosphate est le processus majoritaire et Doran et Boyle (1979) précisent que seul 10% est assimilé par les algues. D'ailleurs, Fallowfield et Garrett (1985) et Picot *et al.* (1991) observent des pertes non négligeables en azote et en phosphore qui peuvent s'expliquer par ces phénomènes de volatilisation et précipitation. Cependant, Mesplé *et al.* (1995, 1996), établissant un modèle déterministe simulant l'évolution de la concentration en phosphate dans le bassin de lagunage montrent que la prise en compte du processus de précipitation n'améliore pas la qualité de simulation du modèle.

1.3.3. Efficacité du LHR

En utilisant ce système de traitement, de nombreux auteurs ont mis en évidence une nette amélioration du niveau des diverses variables de l'effluent brut. Malgré la forte productivité algale, les paramètres organiques (DCO et DBO) montrent un abattement entre 55 et 70% (Edwards et Sinchumpasak, 1981 ; Pieterse *et al.*, 1982 ; Banat *et al.*, 1990 ; Picot *et al.*, 1991 ; Nurdogan et Oswald, 1995 ; Wang *et al.*, 1996). Toutefois, la qualité de l'épuration dépend de la charge organique de l'effluent brut (Cromar et Fallowfield, 1997).

De la même manière, de bons rendements épuratoires peuvent être observés pour les nutriments avec des rendements supérieurs à 80% pour l'azote et le phosphore inorganique dissous (Pieterse, 1982 ; Craggs *et al.*, 1994). Cependant, de nombreux facteurs peuvent intervenir sur l'efficacité du traitement dont le plus important est **l'effet saisonnier** où, pendant les périodes hivernales, l'abattement peut être fortement réduit (Azov et Shelef, 1982). Différentes études montrent que l'évolution des rendements épuratoires en azote et phosphore s'étendent respectivement de 23 à 99% et de 40 à 95% selon les conditions expérimentales (Goldman *et al.*, 1974a ; Banat *et al.*, 1990 ; Picot *et al.*, 1991 ; El Hamouri *et al.*, 1995 ; Wang *et al.*, 1996 ; Cromar *et al.*, 1996 ; Cromar et Fallowfield, 1997). En plus, Cromar *et al.* (1996), établissent une relation significative entre l'abattement en nutriment et la photopériode. L'implication des phénomènes saisonniers sur l'activité photosynthétique des algues induit des variations du niveau du pH de l'eau et réduit les phénomènes de volatilisation et de précipitation lorsque celui-ci est inférieur à 8,5 (Hemens et Mason, 1968 ; Hemens et Stander, 1969 ; Soeder et Hegewald, 1988, Moutin, 1992).

Goldman *et al.* (1974a) pensent que le **rapport molaire N/P** peut intervenir sur l'efficacité d'élimination des nutriments. En effet, ces auteurs estiment que le faible rapport de leur mélange d'eau de mer et d'eau usée (N/P=4,9/1) impose un faible rendement épuratoire du phosphore. L'azote représentant un facteur limitant du développement algal dans ce milieu.

Cromar et Fallowfield (1997) observent que **les fortes charges organiques** (350 à 600 kg.ha⁻¹.j⁻¹) semble favoriser l'efficacité du rendement épuratoire de l'azote par rapport aux faibles charges. Ces mêmes auteurs observent que l'augmentation du **temps de séjour** provoque une amélioration du rendement épuratoire du lagunage lors de charges organiques importantes.

Le **broutage du zooplancton** provoquant l'élimination de la biomasse phytoplanctonique, implique l'élimination des processus photosynthétiques et la chute des rendements épuratoires (Edwards et Sinchumpasak, 1981 ; Canovas *et al.*, 1996).

Certains auteurs démontrent que le lagunage à haut rendement intervient sur la désinfection des eaux usées. Les divers résultats observés dans la littérature font état d'une réduction très importante du taux de coliformes fécaux et streptocoques fécaux avec des rendements supérieurs à 95% (Oswald, 1980 ; Cloete *et al.*, 1984 ; Banat *et al.*, 1990 ; El Hamouri *et al.*, 1995). Ce système de traitement présente par ailleurs une bonne efficacité sur les virus et les œufs d'Helminthes (Sobsey et Cooper, 1973 ; El Hamouri *et al.*, 1995). Banat *et al.* (1990) précisent que la réduction des pathogènes atteint des niveaux faiblement supérieurs à la limite imposée pour l'eau destinée à l'irrigation.

Sebastian et Nair (1984) supposent que cette élimination est liée aux forts pH obtenus par **l'activité photosynthétique** de *Scenedesmus sp.* présents dans le bassin. D'ailleurs, El Hamouri *et al.* (1995) montrent que le phénomène est saisonnier. Fallowfield *et al.* (1996) indiquent que la mortalité des coliformes fécaux dépend de **l'intensité lumineuse** et de la **profondeur** du bassin.

1.3.4. Améliorations du système de traitement

Diverses techniques peuvent être adoptées pour optimiser la qualité du traitement en agissant sur les facteurs limitant la croissance et la production algale et sur les paramètres physiques des bassins de lagunage.

Action sur les facteurs limitant la croissance algale

D'abord, une action peut être menée pour **éliminer la pression du broutage zooplanctonique**, directement responsable de la chute de l'efficacité du traitement en favorisant l'apparition des phases "d'eaux claires" (Canovas *et al.*, 1991). A cet effet, Lincoln *et al.* (1983) démontrent que l'augmentation de la concentration en azote gazeux vers des valeurs proches de 20 mg.L⁻¹ dans l'eau à traiter peut détruire les blooms de zooplancton sans être toxique pour les algues.

Kawasaki *et al.* (1990) préconisent d'**ajouter du fer** pour prévenir la limitation de la production algale par cet élément. En effet, l'ajout de fer jusqu'à une concentration de 1 ppm provoque une nette augmentation de l'assimilation des nitrates par *Scenedesmus sp.* et *Phormidium sp.*

Malgré une possible limitation de la production algale par le carbone, les résultats de Kawasaki *et al.* (1990) montrent que **l'ajout de CO₂ en solution peut s'avérer néfaste** pour l'élimination du phosphate. En effet, l'ajout de cet élément abaisse le niveau du pH, réduit la précipitation et augmente la dissolution du précipité formé entre le phosphore et les carbonates de calcium.

Action sur les paramètres du lagunage

Selon Azov et Shelef (1982), dans les zones tempérées, la **modification du temps de séjour** par changement de la profondeur est indispensable pour optimiser la production algale. Ces auteurs proposent une évolution de la hauteur d'eau en fonction du mois de l'année (Figure 1.5). Ces auteurs précisent par ailleurs que le changement du temps de séjour en modifiant la surface de traitement peut être une autre alternative efficace.

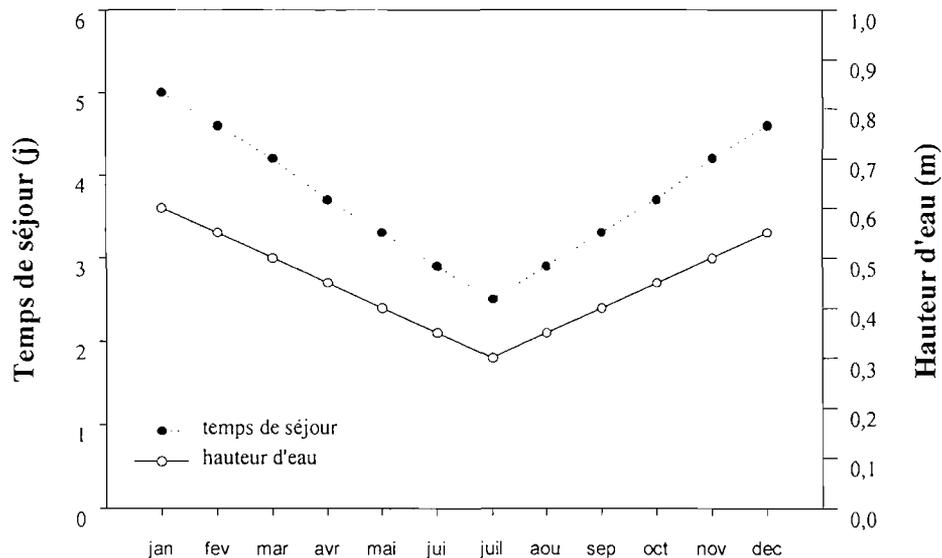


Figure 1.5 : Gestion du temps de séjour selon Azov et Shelef (1982).

Élimination de la biomasse formée

L'augmentation de l'abattement en azote et phosphore peut être obtenue par élimination de la biomasse algale formée dans l'effluent traité. Toutefois, en raison de leur petite taille et de leur faible densité, la récolte du phytoplancton s'effectue par des procédés coûteux et souvent inefficaces qui ont certainement été l'obstacle principal du développement de ce système de traitement (Kothadara et Evan, 1972 ; Benemann *et al.* 1980). La **flottaison**, la **sédimentation**, la **précipitation**, la **centrifugation**, la **filtration** et la **floculation** sont les principales techniques utilisées (Dodd et Anderson, 1977 ; Moraine *et al.*, 1980 ; Benemann *et al.*, 1980 ; Eisenberg *et al.*, 1981 ; Bilanovic *et al.*, 1988). Afin d'augmenter le rendement et réduire le coût d'élimination des microalgues, certains auteurs ont amélioré ces techniques. Nurdogan et Oswald (1995) augmentent la sédimentation en favorisant l'autofloculation des algues par ajout d'une solution de chaux. D'autres auteurs immobilisent ces algues dans des substrats à base d'alginate ou carraghénanes (Chevalier et De La Noüe, 1985 ; Travieso *et al.*, 1992 ; Tam *et al.*, 1994 ; Lau *et al.*, 1997). Récemment, Craggs *et al.* (1997) utilisent la propriété de certaines algues à se fixer aux parois pour limiter les besoins de filtration. Poelman *et al.* (1997), ont mis au point la **floculation électrolytique** permettant d'éliminer 96% des algues avec un coût réduit en énergie (0,3 kWh.m⁻³). Toutefois un problème de couverture des électrodes par le calcium et le magnésium peut être

observé dans des eaux dures. L'élimination de ces microalgues peut être réalisée en installant **une chaîne alimentaire artificielle** où un compartiment biologique supplémentaire se charge de consommer les algues produites par le lagunage. Ainsi, les microalgues sont consommées par des mollusques bivalves, du zooplancton ou des poissons herbivores (Goldman *et al.*, 1974a ; Edwards et Sinchumpasak, 1981, Villon *et al.*, 1989).

Une autre possibilité est de sélectionner une algue facilement récoltable. A cet effet, Pretorius et Hensman (1984) utilisent une algue verte filamenteuse (*Stigeoclonium*) que l'on peut éliminer de l'effluent traité par simple tamis de 0,2 mm. Ainsi, le développement de macroalgues à l'intérieur du LHR semble être une solution intéressante pour la réduction de coût d'élimination de la biomasse algale dans l'eau traitée.

Chapitre 2. MATERIELS ET METHODES

2.1. LE SYSTEME D'ELEVAGE INTENSIF

2.1.1. Description du pilote de grossissement expérimental.

L'élevage intensif en eau recyclée utilisé au cours de cette étude est l'élevage expérimental de *Dicentrarchus labrax* élaboré depuis le début des années 90 à la station IFREMER (Palavas-les-Flots, Hérault, France). D'un volume total de 24 m³, cet élevage en salle, décrit dans la Figure 2.1, est constitué de deux bassins octogonaux autonettoyants de 10 m³ connectés en parallèle à la boucle de recyclage dans laquelle l'eau circule avec un débit de 30 m³.h⁻¹. A l'intérieur des bassins, les poissons sont placés en phase de grossissement dans une eau maintenue à une température de 22±1°C et sous un éclairage proche de 15 lux ; la photopériode est fixée à 16 heures de lumière par jour.

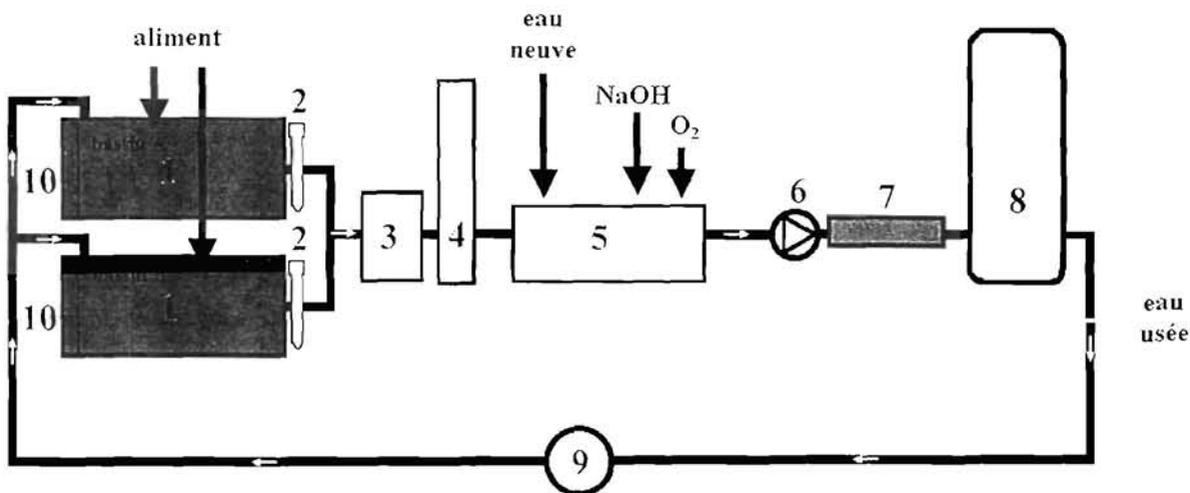


Figure 2.1 : Schéma du système d'élevage en eau recyclée.

1 : bassin d'élevage ; 2 : piège à particule ; 3 : filtre mécanique ; 4 : colonne de dégazage ; 5 : bac tampon ; 6 : pompe ; 7 : lampe UV ; 8 : filtre biologique nitrifiant ; 9 : régulateur de température ; 10 : oxygénation.

L'eau sortant des bassins passe à travers un piège à particules dans lequel est retenue une partie des fèces et de l'aliment non consommé par les poissons. Ces fèces n'étant ni denses ni compactes, une filtration supplémentaire sur filtre mécanique permet d'éliminer les particules supérieures à 50 µm. Les pièges à particules sont purgés quotidiennement et la surface du filtre est nettoyée automatiquement par un jet d'eau douce lorsque la cellule photoélectrique intégrée à ce filtre, détecte une forte accumulation de matières sur la grille du tamis.

L'eau passe à travers une colonne de dégazage afin d'éliminer le dioxyde de carbone produit par la respiration, puis est introduite dans le bac tampon qui reçoit simultanément l'eau de renouvellement. Celle-ci est directement prélevée en mer à 4,5 m de profondeur, puis filtrée sur filtre à sable avant d'être envoyée dans le système d'élevage. L'évolution du taux de

renouvellement depuis mars 1995, représentée dans la Figure 2.2, montre que le débit d'eau neuve varie entre 0,3 et 6 fois le volume d'élevage par jour. Le surplus d'eau est évacué par un système de trop-plein. Ce mélange d'eau est ensuite pompé puis envoyé vers un système de stérilisation par lampe UV afin de protéger, autant qu'il est possible, la population de poissons contre tout risque de contamination bactérienne. Finalement, avant de retourner dans les bassins d'élevage, l'eau passe dans un filtre nitrifiant rempli d'un support bactérien argileux sur lequel les composés azotés toxiques (essentiellement sous forme d'ammoniaque) sont transformés en nitrate par les bactéries nitrifiantes (*Nitrosomonas sp.* et *Nitrobacter sp.*; Hagopian et Riley, 1998). Cette activité bactérienne provoque la production de protons responsable de la destruction du pouvoir tampon de l'eau de mer et d'une forte réduction du pH dans le milieu d'élevage. Aussi, pour maintenir le pH vers des valeurs non préjudiciables pour les poissons, l'injection continue d'une solution d'hydroxyde de sodium dans le circuit permet de conserver une valeur moyenne de $7,7 \pm 0,1$. Pour subvenir aux besoins en oxygène des différents organismes de l'élevage (poissons et bactéries), de l'oxygène pur est apporté directement dans les bassins, permettant de conserver un milieu légèrement sursaturé (6 à 7 mg $O_2.L^{-1}$). Dans cet élevage en salle où l'atmosphère est très humide (saturé en vapeur d'eau), l'évaporation est considérée comme négligeable et le débit d'effluent est équivalent au débit d'eau de renouvellement.

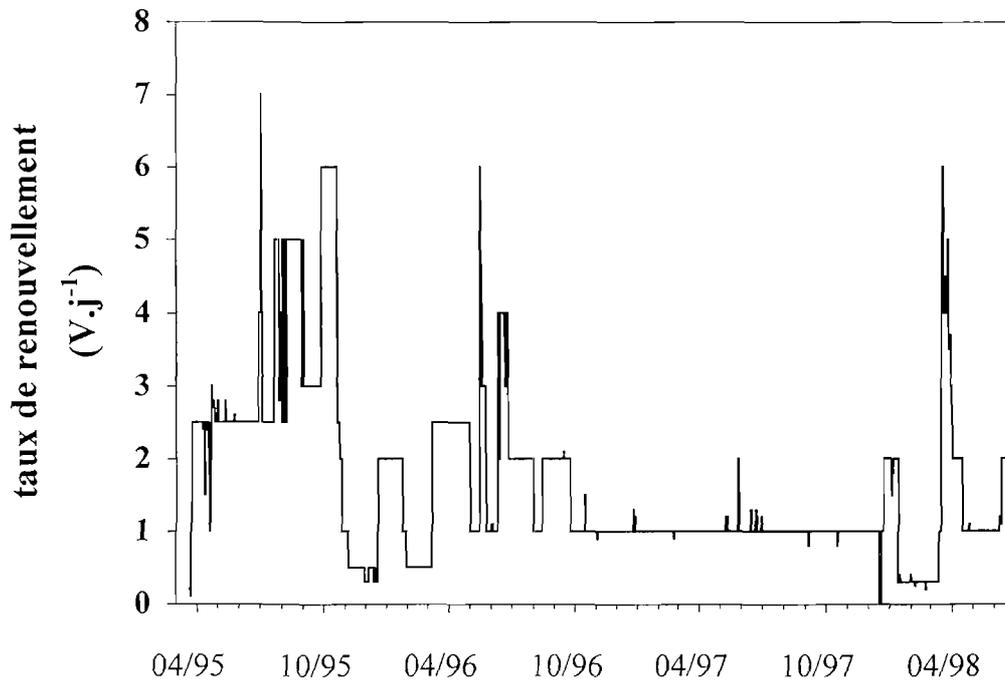


Figure 2.2 : Evolution du taux de renouvellement d'eau neuve dans le système d'élevage.

2.1.2. La biomasse

Pendant la période d'étude, l'évolution du peuplement des bassins d'élevage se caractérise par l'utilisation de deux populations de poissons qui se succèdent selon trois périodes distinctes (Tableau 2.1). Afin d'évaluer l'évolution de la biomasse dans chacun des bassins, le poids moyen des poissons des divers peuplements est estimé à partir d'un échantillon de 50 poissons pris au hasard tous les 20 à 90 jours. En plus, pour éviter toute surcharge de biomasse dans les bassins, la densité de poissons est généralement maintenue vers des valeurs inférieures à 110 kg.m^{-3} . La Figure 2.3 résume la gestion de la biomasse de poissons dans les bassins durant les deux années d'étude.

Tableau 2.1 : Evolution du peuplement en poissons dans les bassins d'élevage.

Période	Bassin A	Bassin B
Période I (15 mois) à partir de 03/95	<u>Population homogène (population 1)</u> Croissance de 2,5 à 375 g	
Période II (12 mois)	population 1 croissance de 375 à 1020 g	population 2 croissance de 6 à 141 g
Période III (10 mois) jusqu'en 03/98	<u>Population homogène (population 2)</u> Croissance depuis 141 g	

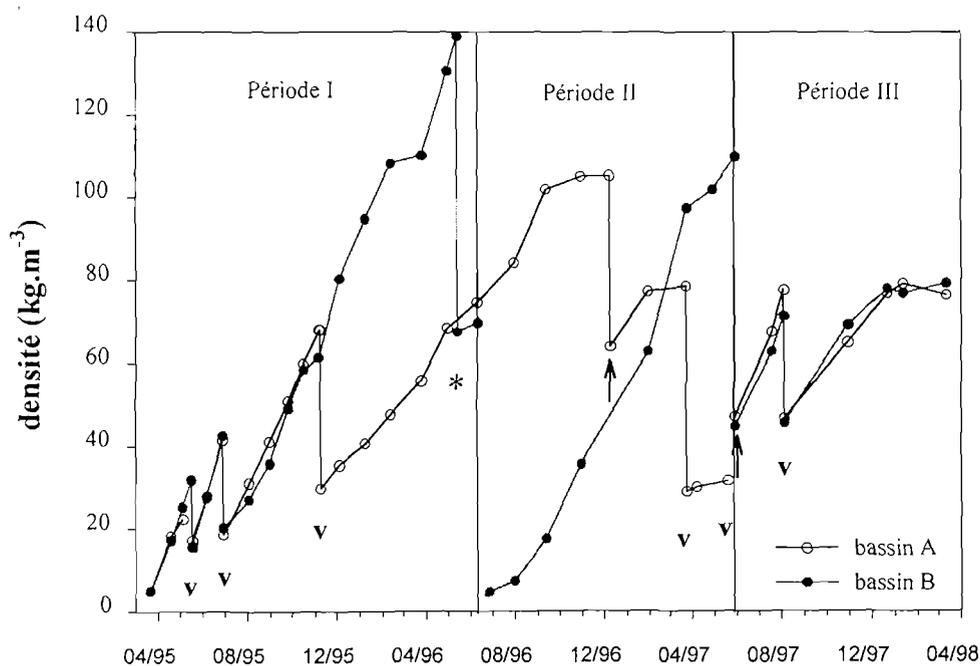


Figure 2.3 : Evolution de la densité de poissons dans les bassins d'élevage.

* : accident ; v : vente ; ↑ : élimination.

2.1.3. L'alimentation

Pendant toute la durée de l'étude, les poissons ont été nourris avec le même granulé à base de farine de poissons dont la composition moyenne est résumée dans le Tableau 2.2. La distribution de l'aliment s'effectue à la demande des poissons par l'intermédiaire d'un distributeur automatique associé à chaque bassin d'élevage. Ainsi, les poissons expriment leurs besoins alimentaires en stimulant une tige tactile qui permet la distribution immédiate de quelques grammes d'aliment depuis un bac réservoir contenant une masse déterminée de granulés. La quantité distribuée à chaque impulsion varie en fonction de la charge en poissons dans les bassins. La protection de la tige tactile permet d'éviter le gaspillage de nourriture. Ainsi, pour actionner délibérément cette tige tactile, le poisson doit s'introduire volontairement à l'intérieur du cache.

La quantité de nourriture consommée est mesurée quotidiennement en pesant chaque matin les granulés restants dans le bac réservoir.

Tableau 2.2 : Composition moyenne de l'aliment (données BioMar).

Composants	% de la matière sèche
protéines brutes	45
lipides	21,5
cendres	9
fibres	2
phosphore total	1,2
Met + Cys	1,7
énergie	21 MJ.kg ⁻¹

2.2. LE BASSIN DE LAGUNAGE A HAUT RENDEMENT ALGAL

2.2.1. Description

Le bassin de lagunage (Figure 2.4), conçu par le CEREMHER⁴, présente les caractéristiques résumées dans le Tableau 2.3. La circulation et l'homogénéisation de l'eau sont assurées par une roue à aubes munie de 6 pales de 0,51 m entraînée par un moteur relié à un variateur électronique. L'effluent pénètre dans le bassin de lagunage devant la roue à aubes dans le sens de circulation de l'eau (sens inverse des aiguilles d'une montre). L'eau s'évacue par l'intermédiaire d'un tube PVC de 3,2 cm de diamètre dont la longueur permet de fixer la hauteur d'eau à l'intérieur du bassin.

⁴ Centre d'Etudes et de REcherche de Mèze HERault

Tableau 2.3 : Caractéristiques du bassin de lagunage.

Caractéristiques	Dimensions
longueur	7,5 m
largeur	2,5 m
largeur du chenal	0,8 m
longueur des chenaux linéaires	5,2 m
diamètres des chenaux semi-circulaires	Øbord extérieur = 1,10 m Øbord intérieur = 0,35 m
surface total des chenaux	11,8 m ²
hauteur intérieure des chenaux	0,6 m

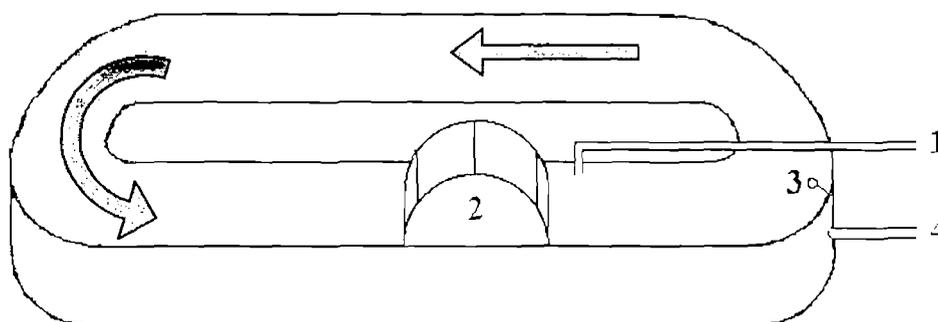


Figure 2.4 : Représentation schématique du bassin de lagunage.

1 : entrée de l'effluent brut ; 2 : roue à aubes ; 3 : zone de surverse ; 4 : sortie de l'effluent traité ; → : sens de circulation de l'eau

2.2.2. Etude hydraulique des bassins

Vitesse de déplacement des fluides

Après avoir rempli le bassin avec 50 cm d'eau de mer, la roue à aubes est mise en fonctionnement avec une vitesse de rotation réglée entre 4,5 et 5 tours.min⁻¹. Après une heure de fonctionnement, la vitesse de l'eau a été mesurée avec un micromoulinet (A-OTT KEMPTEN) sur 17 stations perpendiculaires aux parois du chenal, sur 5 distances par rapport au bord extérieur (5, 20, 40, 60 et 75 cm) et sur trois profondeurs (5, 20 et 40 cm). Les premières mesures sont effectuées à un mètre de distance de l'axe de la roue à aubes, puis, dans les parties linéaires du chenal, chaque station suivante est séparée de la précédente par une distance d'un mètre. Dans la partie semi-circulaire, les stations sont séparées selon un angle de 45° (Figure 2.5).

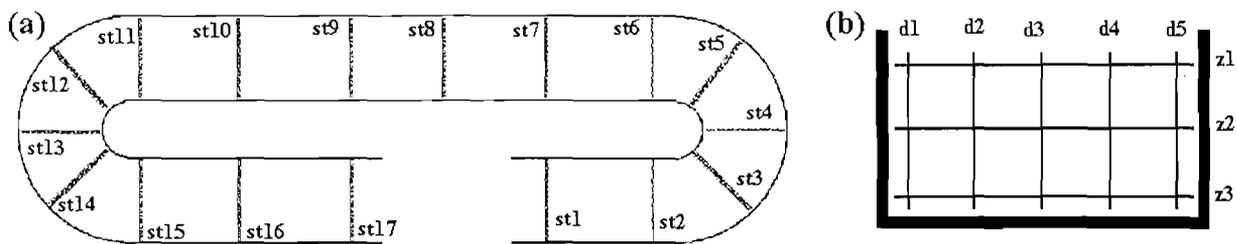


Figure 2.5 : Représentation schématique des différents lieux de mesures de vitesse.

a : indication des stations en surface du lagunage ; b : coupe transversale du chenal présentant les 15 zones mesurées sur chaque station. st :station ; d : distance ; z : profondeur.

La Figure 2.6, représentant la répartition des vitesses de l'eau au sein du bassin de lagunage montre que celles-ci ne sont pas homogènes sur toute la colonne d'eau. En effet, il existe quelques zones à faible vitesse situées sur les bords internes des chenaux linéaires et au niveau du fond face à la roue à aubes. A ces niveaux, la sédimentation des particules les plus denses est constatée.

Toutefois, la vitesse d'écoulement reste forte sur toute la colonne d'eau et l'intégration des différentes mesures permet d'obtenir une vitesse moyenne de $15,3 \text{ cm.s}^{-1}$ conforme aux vitesses observées dans ce type de bassin (Eisenberg *et al.*, 1981 ; Picot *et al.*, 1991).

Homogénéisation

Afin de caractériser le comportement des substances dissoutes dans le bassin de lagunage, l'évolution d'un traceur chimique a été étudiée. Par sa facilité d'utilisation et de dosage, la fluorescéine est le traceur le mieux adapté à l'étude hydraulique en eau de mer. Toutefois, la forte influence du rayonnement UV sur la dégradation de cette molécule a imposé la couverture provisoire du lagunage pendant la période de mesure du traceur.

Le bassin de lagunage, maintenu dans les conditions hydrauliques précédentes, est alimenté en continu par de l'eau de mer avec un débit fixe de 1140 mL.min^{-1} assuré par une pompe péristaltique. Ainsi, le temps de séjour théorique, $\theta = V/Q$ où V et Q représentent respectivement le volume et le débit de renouvellement du lagunage, est estimé à 3,59 jours.

Après une journée de stabilisation du système, 35,4 g de fluorescéine disodique ($\text{C}_{20}\text{H}_{10}\text{O}_5\text{Na}_2$; SIGMA) dissous dans un bécher de 2 litres, est injecté face à la roue à aubes. Ainsi, la concentration dans le bassin doit être proche de 6 mg.L^{-1} .

Un support à tubes de prélèvement permet d'effectuer simultanément quatre prélèvements de 12 mL sur sept endroits du lagunage (site A à G ; Figure 2.7). Ces prélèvements sont effectués 1, 8, 16, 60 et 120 minutes après l'apport de fluorescéine dans le lagunage. En plus, de nombreux prélèvements ont lieu en sortie de lagunage pendant 25 jours.

La concentration en cette molécule est obtenue par mesure spectrophotométrique (BECKMAN DU-640) de l'absorption moléculaire à 490 nm.

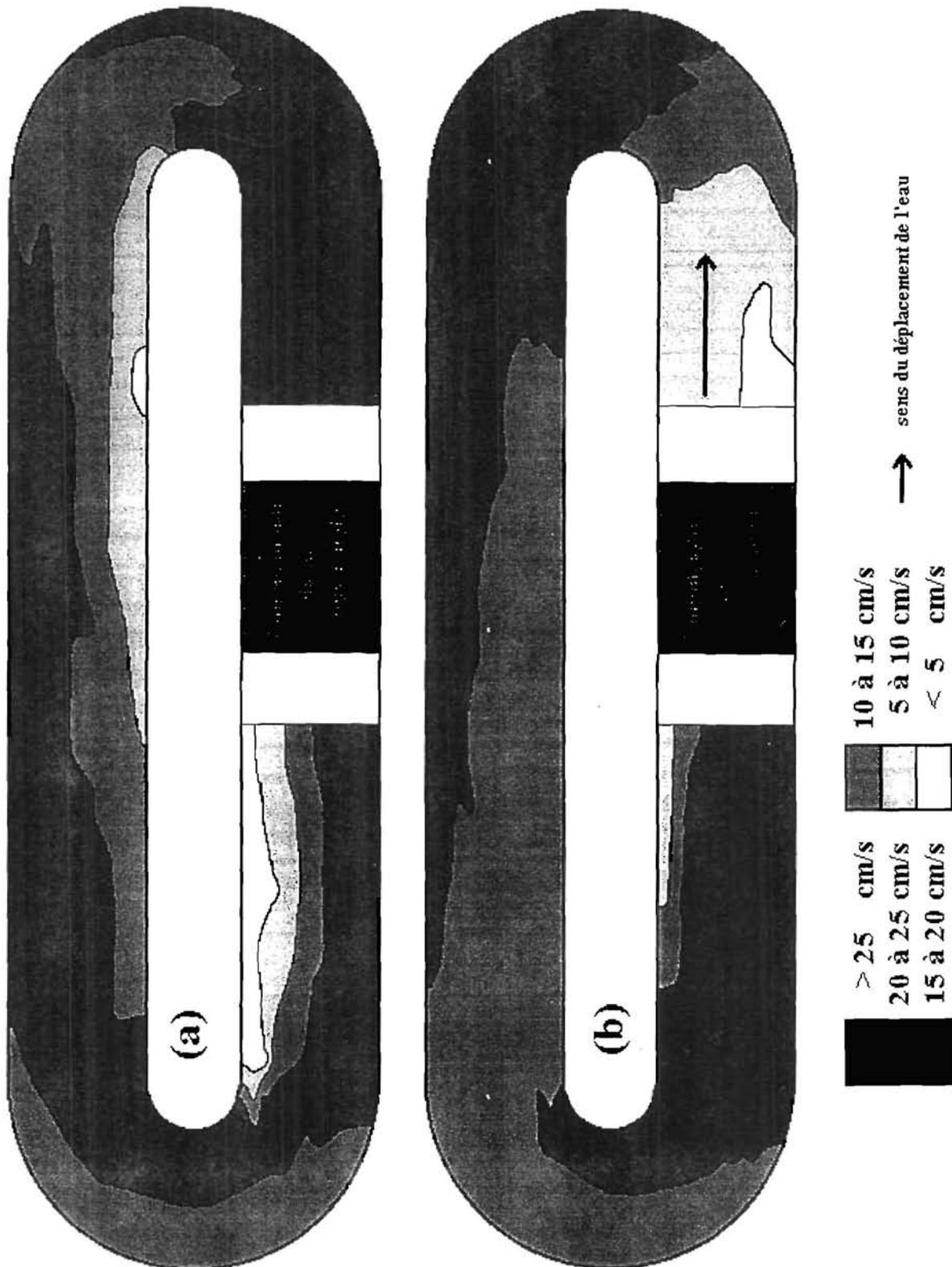


Figure 2.6 : Répartition des vitesses de l'eau dans le bassin de lagunage.

a : surface(5cm) ; b : fond (40 cm)

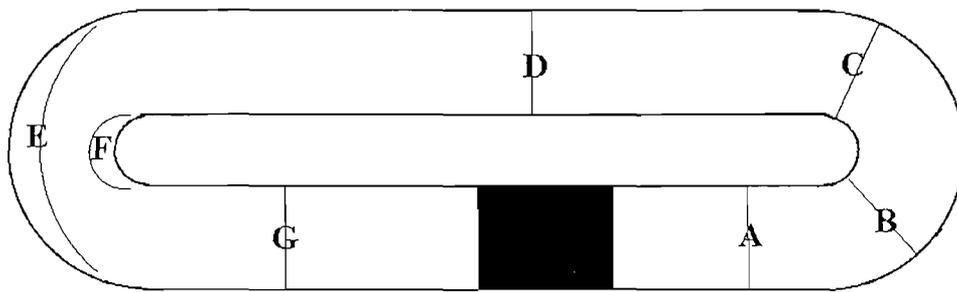


Figure 2.7 : Sites de prélèvements dans le bassin de lagunage lors du suivi expérimental d'une substance dissoute : la fluorescéine.

Bilan du traceur

L'évolution de la concentration en fluorescéine en sortie de bassin de lagunage montre une décroissance exponentielle 9 minutes après le mélange (Figure 2.8). L'intégration de cette courbe indique que 35,1 grammes de fluorescéine ont été récupérés, représentant un recouvrement de plus de 99% par rapport à l'apport initial. Ainsi, cette faible perte donne la possibilité de déterminer le temps de séjour réel afin de le comparer au temps de séjour théorique.

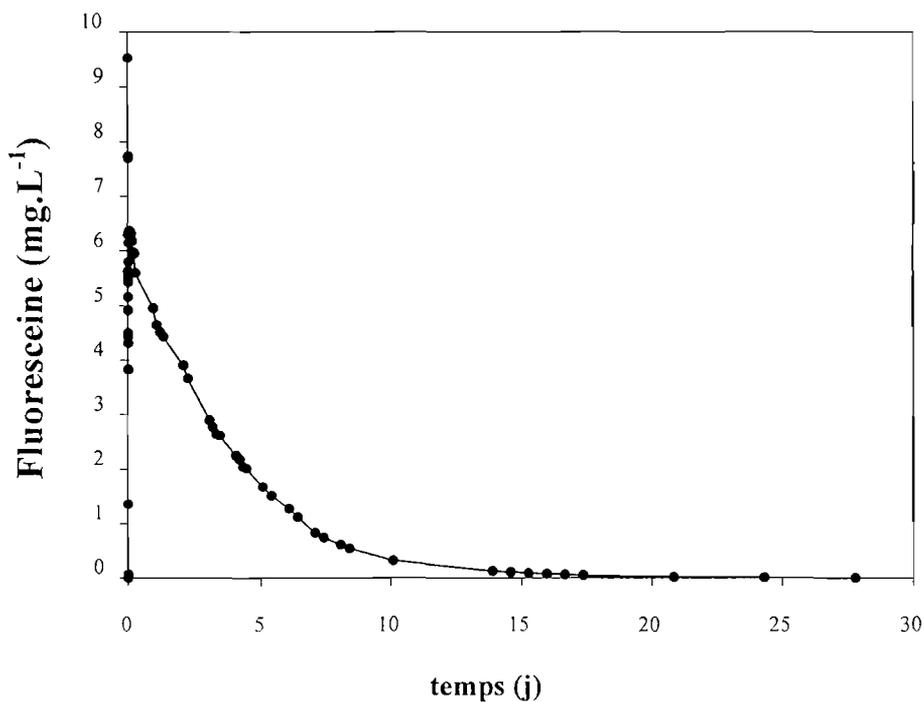


Figure 2.8 : Evolution de la concentration en fluorescéine en sortie de lagunage.

Le temps de séjour réel calculé par $t_s = \left(\int_0^{+\infty} c(t) \cdot t \, dt \right) / \left(\int_0^{+\infty} c(t) \, dt \right)$, où $c(t)$ représente la concentration en fluorescéine au temps t , donne une valeur de 3,58 jours. Ainsi, le rapport $\theta / t_s = 1$ permet de démontrer l'absence de zone morte ou de court-circuit dans ce type de bassin.

Répartition du traceur

Malgré l'apparition de la concentration recherchée en fluorescéine (6 mg.L⁻¹) après 9 minutes d'agitation, l'expérience montre qu'il faut attendre au moins 16 minutes avant d'atteindre un mélange parfait. Cette valeur n'est pas en accord avec le temps théorique de Mesplé (1993) qui est estimé à 4 minutes. Cette plus forte valeur peut être attribuée à la forme peu conventionnelle de ce bassin. Cependant, la vitesse de mélange est suffisamment rapide par rapport au temps de séjour pour permettre de considérer que le lagunage se comporte comme un réacteur homogène où l'eau de sortie est représentative de l'eau du bassin.

2.3. LA BOUCLE DE TRAITEMENT SECONDAIRE

2.3.1. Description

Le système d'élevage produit 3 types d'effluents : (i) la purge des pièges à particules, (ii) l'eau de rinçage du filtre mécanique et (iii) la surcharge du bac tampon. Le premier type, représentant 1% du volume total d'effluent est caractérisé par une forte charge en particules. Les deux autres types, moins concentrés en particules et représentés par des volumes plus importants, sont sélectionnés pour être traités par le système de traitement secondaire (Figure 2.9). Ces deux effluents (eau de rinçage et eau de surverse) s'écoulent par gravité dans un bac de réception de 130 litres munis d'un système de vidange permettant de le vider régulièrement en fin de semaine afin d'éliminer les particules accumulées. Une partie de l'effluent est ensuite envoyé par l'intermédiaire d'une pompe péristaltique vers un décanteur extérieur de 540 litres dont la surface est couverte pour éviter toute prolifération d'algue. Une purge quotidienne est effectuée chaque matin par l'intermédiaire d'une vanne située sous la base conique du décanteur. Le bassin de lagunage reçoit l'eau surnageante par gravité avec un débit réglé par une vanne. Les diverses conditions hydrauliques des compartiments cités sont résumées dans le Tableau 2.4.

Tableau 2.4 : Caractéristiques hydrauliques des compartiments du système de traitement secondaire.

Réservoir	V (L)	Q (L.h ⁻¹)	θ	Débit traité (% du total)
Bac récepteur	130	300 à 2000	26 à 4 min	100
Décanteur	540	130	4 h	43 à 7
Lagunage	5800	33 ou 66	7,3 à 3,7 j	11 à 2

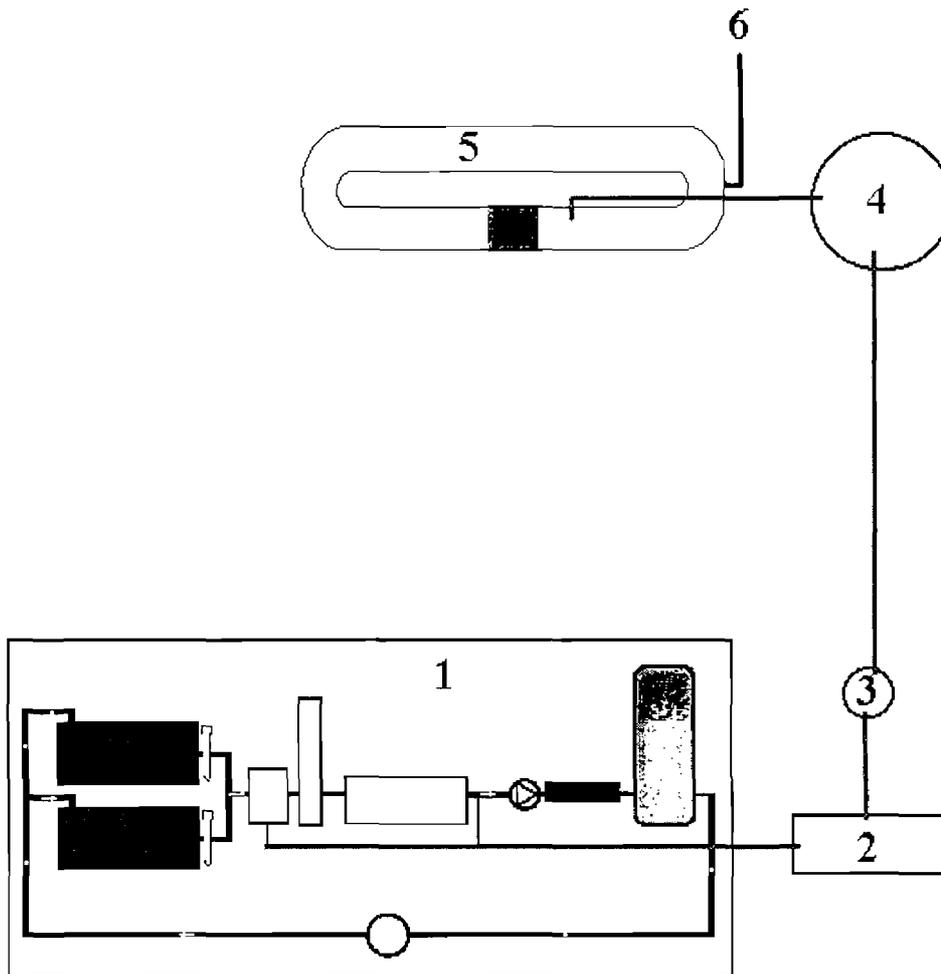


Figure 2.9 : Représentation schématique du système de traitement secondaire.

1 : système d'élevage en salle ; 2 : bac de réception ; 3 : pompe péristaltique ;
4 : décanteur ; 5 : bassin de lagunage ; 6 : effluent traité.

2.3.2. Mise en service du bassin de lagunage

Au démarrage du système expérimental, le décanteur et le bassin de lagunage sont nettoyés puis remplis avec de l'eau de mer propre filtrée sur filtre à sable puis sur poche de 200 μm . Les paramètres hydrauliques (hauteur d'eau, vitesse de rotation de la roue à aubes) sont identiques à ceux utilisés au cours de l'étude hydraulique.

L'effluent du système d'élevage est connecté au décanteur et alimente le lagunage qui est laissé en développement algal spontané (pas d'ensemencement). Le débit d'alimentation en eau usée est fixé à environ $1050 \pm 50 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ impliquant un temps de séjour théorique proche de 3,7 jours. Au début de l'hiver, ce débit d'alimentation est réduit de moitié afin d'augmenter le temps de séjour pendant la période hivernale (7,4 jours). A la fin du printemps, le débit est ramené à son niveau initial.

2.4. METHODES D'ANALYSES

Afin de vérifier l'évolution de la concentration en azote inorganique dissous dans l'eau du circuit de recirculation, quelques prélèvements ont été effectués en sortie du bac tampon. A cet effet, pendant toute une journée, une petite pompe péristaltique alimente en continu un seau contenant du chloroforme (conservateur) par l'eau du circuit (Dosdat *et al.*, 1994). Un aliquote de ce mélange, représentant la sortie moyenne de la journée, est prélevé puis conservé à -22°C jusqu'à analyse.

Afin d'évaluer l'efficacité du traitement par LHR, la comparaison des variables de l'effluent brut et de l'effluent traité doit être réalisée. A cet effet, 3 litres d'échantillon sont prélevés deux fois par semaine pendant l'année 1996 et une fois par semaine pendant les années suivantes dans des bouteilles en polystyrène à l'entrée et à la sortie du bassin de lagunage. Les différentes filtrations sont réalisées immédiatement après le prélèvement. Lorsque les différentes analyses ne peuvent pas être effectuées immédiatement, des aliquotes sont préparés et stockés pour des analyses ultérieures (la méthode de stockage est précisée dans les méthodes d'analyses).

2.4.1. Variables climatiques

Les variables climatiques utilisées au cours de cette étude sont fournies par la station Météo-France de Montpellier-Fréjorgues. La température atmosphérique ($^{\circ}\text{C}$), la vitesse du vent (cm.s^{-1}) et l'humidité de l'air (en %) sont issues de mesures instantanées réalisées toutes les trois heures. La moyenne de la journée est estimée par la moyenne arithmétique des huit valeurs quotidiennes. Le rayonnement global (J.cm^{-2}) et la pluviométrie (L.m^{-2}) sont les valeurs cumulées de la journée.

Le Rayonnement Photosynthétiquement Actif (RPA) pour les végétaux représente environ 48% du rayonnement global (Kirk, 1983). Le RPA peut être exprimé en E.m^{-2} en multipliant les valeurs exprimées en J.cm^{-2} par le facteur 0,042 (Lüning, 1981). Ce facteur de conversion a pu être vérifié par deux mesures *in situ* du PAR incident par l'intermédiaire d'un photomètre LICOR.

La température de l'eau est mesurée *in situ* avec $0,1^{\circ}\text{C}$ de précision.

2.4.2. Variables physico-chimiques

Les variables d'oxygène dissous (OD), de pH et de salinité sont mesurées respectivement par oxymètre YSI modèle 51B, pH-mètre Orion et réfractomètre Atago modèle S-10. La détermination des matières en suspension (MES) et des matières volatiles est effectuée selon la norme AFNOR 90-105.

Le carbone

Les échantillons destinés à l'analyse du carbone organique dissous sont filtrés et acidifiés à $\text{pH}=2$ par une solution d' HCl 1N. Ainsi traités, ces échantillons peuvent être maintenus plusieurs semaines au réfrigérateur. Les mesures sont réalisées automatiquement par l'intermédiaire de

l'analyseur TOC-5000 (SCHIMADZU). Les résultats donnés par l'appareil sont directement convertis en mg C.L⁻¹.

L'azote

L'azote ammoniacal ($N-NH_4^+$) est dosé sur des échantillons filtrés par méthode spectrophotométrique au bleu d'Indophénol (Norme AFNOR NF T 90-015) décrite par Solorzano et Koroleff (1969) modifiée par Slawyk (1971). Le nitrite ($N-NO_2^-$) est dosé par la méthode d'absorption moléculaire (Norme ISO 6777-1984(F)) dont le principe est décrit dans Bendschneider et Robinson (1952). Le nitrate ($N-NO_3^-$) est mesuré selon la méthode précédente après réduction préalable du nitrate en nitrite sur une colonne Cadmium-Cuivre (Wood *et al.*, 1967). L'azote inorganique total (NID) est représenté par la somme de ces trois formes.

L'azote total (NT) est mesuré selon la méthode de Solorzano et Sharp (1980) sur l'échantillon brut préalablement débarrassé des éventuels fragments de macroalgue par simple filtration sur tamis de 500 µm. Les composés azotés sont oxydés en autoclave par une solution alcaline de persulfate de potassium. Le nitrate formé est ensuite dosé par la méthode décrite précédemment.

Le phosphore

Les analyses du phosphore sont réalisées selon les méthodes décrites dans la Norme AFNOR NF T 90-023 où les orthophosphates ($P-PO_4^{3-}$) sont analysés sur des échantillons filtrés par la méthode spectrométrique définie par Murphy et Riley (1962). Le phosphore total (PT) est mesuré par cette même méthode après minéralisation d'échantillons bruts (sans macroalgue) au persulfate à l'autoclave.

La silice

L'analyse des ions silicate est réalisée sur des échantillons filtrés par la méthode spectrophotométrique de la Norme AFNOR NF T 90-007 décrite par Mulin et Riley (1955).

Lorsque les analyses chimiques doivent être différées, les échantillons d'eau brute (sans macroalgues) et d'eau filtrée sont conservés à -22°C. Les différentes analyses de l'azote et du phosphore ont été réalisées automatiquement par l'autoanalyseur Evolution II (Alliance Instrument). La mesure de la silice est effectuée automatiquement par Technicon autoanalyser II. L'adaptation des méthodes normalisées aux analyseurs automatiques est effectuée selon le protocole défini par Treguer et Le Corre (1974).

2.4.3. Variables biologiques

La biomasse en phytoplancton exportée du bassin de lagunage est estimée à partir de la concentration en chlorophylle-*a* dans les échantillons débarrassés des fragments de macroalgues. La chlorophylle est dosée par la méthode spectrophotométrique décrite dans Aminot (1982) après extraction dans l'acétone à 90%. La concentration est estimée à partir de la méthode monochromatique de Lorenzen (1967). La biomasse fraîche est ensuite estimée à partir de la

proportion moyenne de chlorophylle-*a* dans le phytoplancton défini par Desortová (1980). Le poids sec représentant environ 20% du poids frais.

Quelques comptages et reconnaissances ont été effectués sur cellule de Malassez pendant les premiers mois de fonctionnement (mai à septembre 1996).

La biomasse de macroalgues exportée du bassin est estimée par pesée de la biomasse totale (poids frais) récoltée en sortie de bassin sur un tamis à pores de 2mm (Figure 2.10). La matière sèche totale est estimée à partir de trois aliquotes de 30 ou 50 grammes mis en étuve pendant une semaine à 50°C.

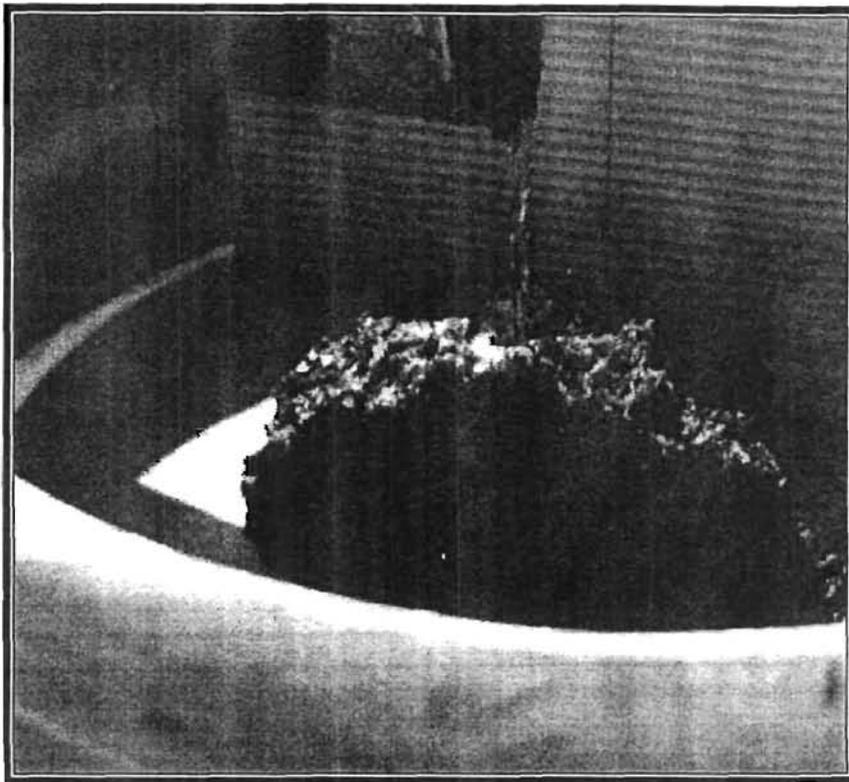


Figure 2.10 : Tamis de récolte des macroalgues en sortie de lagunage.

2.5. L'ANALYSE STATISTIQUE

La comparaison entre les évolutions chronologiques des variables a été réalisée par l'analyse de corrélation linéaire. Des tests ANOVA à un critère ont été effectués pour comparer les valeurs moyennes de différentes variables. Malgré la grande robustesse de ce test, lorsque les tests de normalité et ,(ou) de variance ne sont pas satisfaisants, l'application complémentaire de tests non-paramétriques ont été ajoutés : test des rangs Mann-Whitney ou de Bonferroni pour comparer deux échantillons et Kruskal Wallis pour comparer plusieurs échantillons.

Tous les traitements statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel SigmaStat 2.0 pour Windows.

**Chapitre 3. CARACTERISTIQUES DE L'EFFLUENT
DE L'ELEVAGE DE LOUPS EN EAU
RECYCLEE**

Lorsqu'elles sont relarguées directement dans le milieu naturel, les substances polluantes issues des effluents de fermes aquacoles peuvent présenter un effet délétère sur l'écosystème. Afin de déterminer dans quelle mesure ces rejets peuvent affecter l'environnement, ou bien, de proposer des procédés de traitement, il convient d'avoir une bonne connaissance des caractéristiques de l'effluent rejeté par les systèmes d'élevage. Selon les espèces élevées, ces caractéristiques sont essentiellement fonction des techniques d'élevages utilisées : les élevages en cages dépendent du renouvellement lié aux conditions hydrodynamiques du milieu naturel. Dans les élevages en circuit ouvert, de forts taux de renouvellement d'eau sont utilisés pour maintenir une qualité optimale de l'eau d'élevage. Dans le cas des élevages en eau recyclée, une boucle de traitement permet une réduction très nette de la consommation en eau, les effluents produits sont donc beaucoup plus concentrés.

De nombreuses études ont été effectuées sur les circuits ouverts et de nombreuses relations ont pu être développées pour déterminer le relargage d'azote dans le milieu naturel à partir de l'excrétion de diverses espèces de poissons. Dans le cas des élevages en eau recyclée, l'étude de la charge polluante relarguée est beaucoup plus complexe : les bactéries qui se développent dans les filtres biologiques nitrifiants interviennent à la fois dans la minéralisation des produits d'excrétion et dans l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrate.

La première partie de ce chapitre est consacrée à la présentation des caractéristiques de l'effluent de l'élevage intensif de *D. labrax* et mettra en évidence la particularité des effluents d'élevage en eau recyclée.

La seconde partie de ce chapitre présentera le développement d'un modèle empirique permettant la prédiction de l'évolution de la concentration en azote et phosphore inorganique dissous dans l'effluent de cet élevage de loups en eau recyclée.

3.1. EVOLUTION DES VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EFFLUENT

3.1.1. Résultats

Les valeurs minimales, maximales et moyennes des différentes variables physico-chimiques de l'effluent issu du système d'élevage en eau recyclée sont reportées sur Tableau 3.1. Ces divers résultats ont été obtenus à partir d'échantillons prélevés à 14 heures dans l'effluent sortant du décanteur.

Tableau 3.1 : Echelle de variation des variables de l'effluent de l'élevage de loups en eau recyclée après la phase de décantation.

	Minima	Maxima	Moyenne \pm écart-type
T (°C)	13	27,9	20,9 \pm 3,4
S (‰)	21	43	36 \pm 4
OD (mg O ₂ .L ⁻¹)	0,6	5,3	2,8 \pm 1,0
PH	6,9	8,0	7,6 \pm 0,2
MES (mg.L ⁻¹)	1,8	39,8	7,9 \pm 5,6
COD (mg C.L ⁻¹)	1,74	15,48	5,30 \pm 2,15
PO ₄ ³⁻ (mg P.L ⁻¹)	0,24	5,83	1,45 \pm 5,43
NO ₃ ⁻ (mg N.L ⁻¹)	1,44	41,39	10,38 \pm 7,05
NO ₂ ⁻ (mg N.L ⁻¹)	0,08	3,00	0,69 \pm 0,46
NAT (mg N.L ⁻¹)	0,29	2,12	0,91 \pm 0,35

(toutes ces valeurs ont été mesurées à 14:00)

A titre de comparaison, les valeurs de certaines variables physico-chimiques (T, S, OD et pH) observées dans l'effluent de sortie de l'élevage (non décanté) ont été indiquées sur les différents graphiques concernés.

La température de l'eau

Afin d'optimiser la croissance des loups dans le système d'élevage, la température de l'eau est généralement maintenue à une valeur moyenne de 22,0 \pm 2,0°C. Toutefois pendant certaines périodes, l'élevage peut être exposé à des maxima et minima de 28 et 15°C respectivement (Figure 3.1). Les chutes thermiques observées dans l'eau du système d'élevage peuvent être attribuées aux apports d'eau de renouvellement prélevés dans le milieu naturel. En effet, pendant l'hiver, les températures inférieures à 15°C peuvent contribuer au refroidissement de l'eau lors de dysfonctionnement du système de chauffage (Figure 3.1). De la même manière, pendant la période estivale où l'eau ne nécessite pas de chauffage, l'installation prolongée d'un "vent de terre" constant

et perpendiculaire à la côte implique des phénomènes favorisant les remontées d'eau froide depuis le fond (up-welling en juin à juillet 1996; Figure 3.1). Par contre, les fortes températures intervenant pendant l'été ne sont pas contrôlées par le système (pas de système de refroidissement).

Après son séjour dans le décanteur, la température de l'effluent présente la même évolution que celle de l'eau d'élevage (avril à octobre). Toutefois, pendant l'hiver, lorsque l'eau d'élevage est chauffée, la température de l'effluent décanté est significativement plus froide que celle de l'élevage avec des écarts de 3 à 6°C. Cette différence est attribuée au séjour de 4 heures dans le décanteur exposé aux basses températures du milieu extérieur.

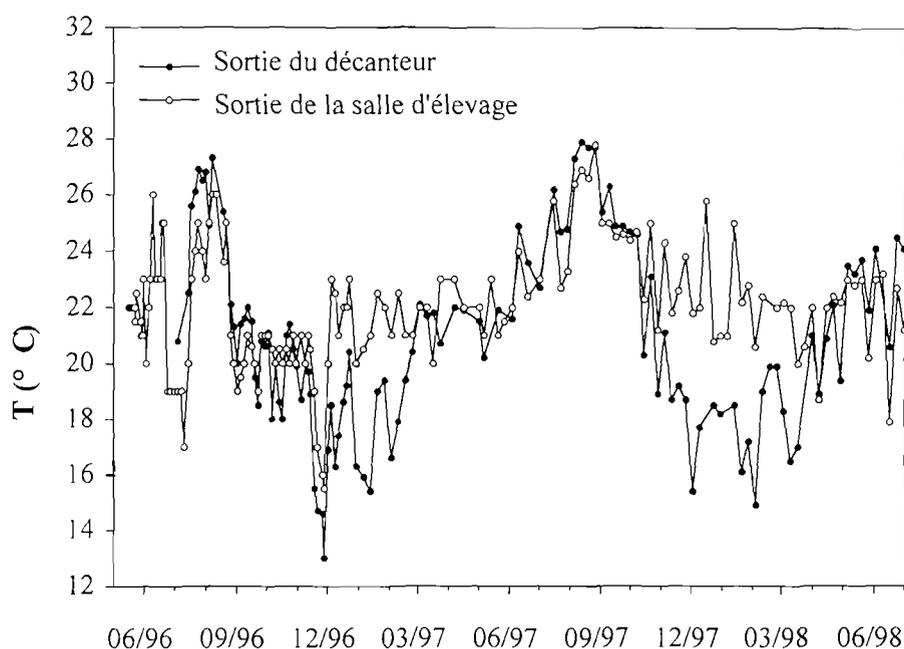


Figure 3.1 : Evolution de la température (T) dans l'effluent issu du système d'élevage en eau recyclée.

La salinité

Globalement, la salinité de l'effluent brut du système d'élevage a une valeur moyenne de 36 ± 4 ‰. Toutefois, influencé par les apports d'eau neuve provenant du milieu naturel dont la salinité évolue en fonction des conditions climatiques, l'effluent montre une large gamme de variation de cette variable. Ainsi, pendant la période hivernale (décembre à mars), où la pluviométrie est importante, les apports d'eau douce issus du bassin versant et du Rhône font chuter ces teneurs vers des valeurs minimales proches de 25 ‰. Par contre, dès le printemps, la salinité augmente rapidement pour atteindre des valeurs maximales de 43 ‰ pendant l'été (Figure 3.2).

L'effluent sortant du bassin de décantation présente la même évolution de salinité. Une comparaison par régression linéaire entre l'effluent brut et l'effluent décanté indique que les valeurs de salinité ne sont pas significativement différentes ($P < 0,001$).

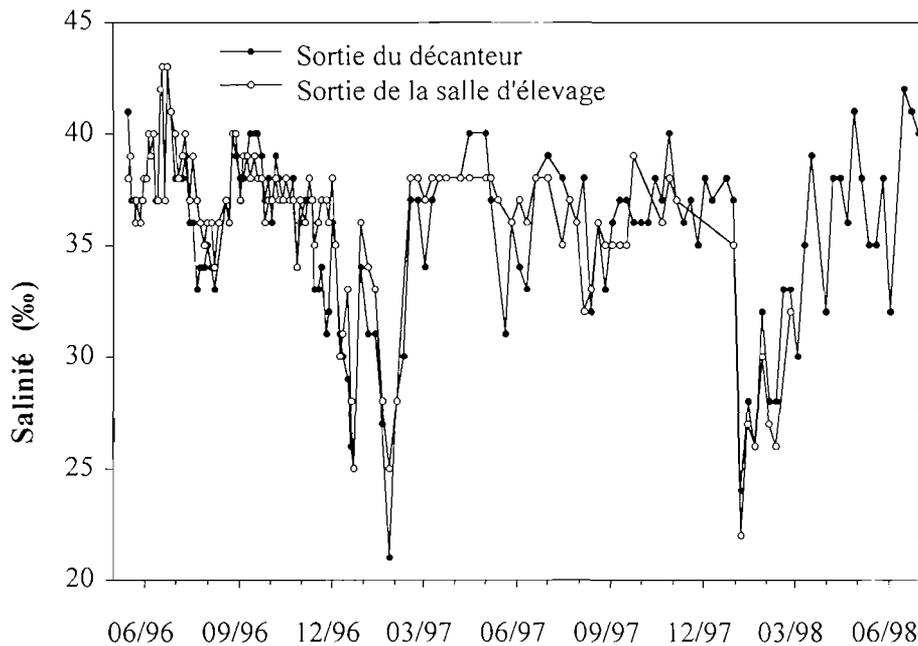
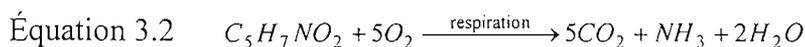
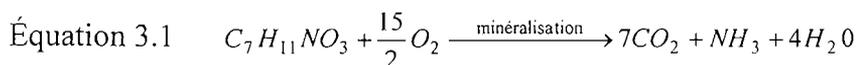


Figure 3.2 : Evolution de la salinité (S) dans l'effluent issu du système d'élevage en eau recyclée.

L'oxygène dissous

L'eau sortant du système d'élevage est caractérisée par une concentration en oxygène proche de $6 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. La stabilité de cette concentration est liée au système d'alimentation en oxygène de l'élevage qui maintient une légère sursaturation de l'eau (saturation entre $4,5$ et $5,5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ selon les conditions de salinité) par l'introduction directe d'oxygène dans les bassins d'élevage (Figure 3.3). Par contre, après un séjour de 4 heures dans le bassin de décantation, la concentration chute ; elle est alors de l'ordre de $2,8 \pm 0,2 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (Tableau 3.1). Cette consommation d'oxygène à l'intérieur du décanteur peut être attribuée à l'activité des bactéries aérobies du décanteur pour la minéralisation (Équation 3.1) d'une partie de la matière organique et la respiration cellulaire (Équation 3.2). Dans le décanteur, la consommation en oxygène peut être estimée entre $0,2$ et $1,4 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ avec une moyenne proche de $0,8 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$.



$\text{C}_7\text{H}_{11}\text{NO}_3$: composition moyenne des boues de type urbain ; $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$: composition moyenne des bactéries (dans Bechac *et al.*, 1984)

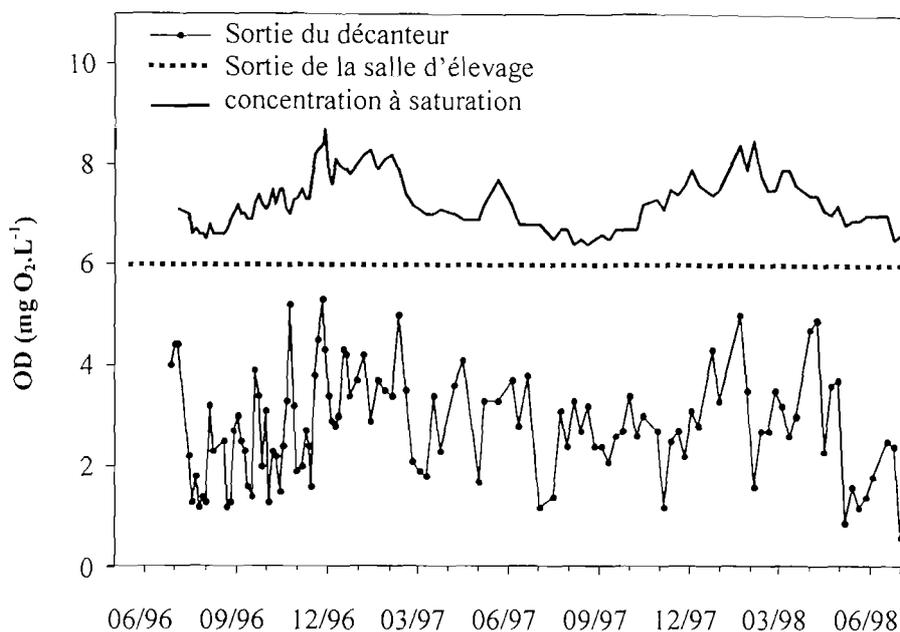


Figure 3.3 : Evolution de la concentration en oxygène (OD) dans l'effluent issu du système d'élevage en eau recyclée.

Le pH

L'eau de mer est considérée comme un milieu tamponné avec une valeur moyenne du pH proche de 8,2 principalement liée à la présence des carbonates (Aminot, 1982). Pourtant, l'eau de mer issue des bassins d'élevage est caractérisée par des valeurs nettement plus faibles que celles observées dans le milieu naturel (Figure 3.4). Dans le système d'élevage, l'eau de mer est "acidifiée" par les phénomènes liés à la respiration qui perturbent l'équilibre des carbonates et à la production de protons lors des réactions de nitrification réalisées par les bactéries nitrifiantes du filtre biologique (Hagopian et Riley, 1998). Aussi, l'ajout en continu d'une solution de soude permet d'éviter des chutes trop importantes de pH et de maintenir ces valeurs vers un niveau stable proche de 7,8.

Lors de son passage dans le décanteur, le pH de l'effluent évolue peu avec un niveau significativement plus faible que celui observé dans la salle d'élevage. La valeur moyenne est proche de 7,6 ($P < 0,001$; test Mann-Whitney). Cette faible diminution est liée aux processus de respiration et de minéralisation des micro-organismes qui se développent au sein du décanteur. Le quotient respiratoire (rapport molaire entre O_2 consommé et CO_2 produit) lié à ces réactions étant proche de 1 (Bechac *et al.*, 1984), la production de CO_2 dans le décanteur se situe entre 0,3 et 2,4 $mg\ CO_2.L^{-1}.h^{-1}$ (0,1 à 1,0 $mg\ C.L^{-1}.h^{-1}$) est susceptible d'être à l'origine de la légère chute de pH dans le décanteur.

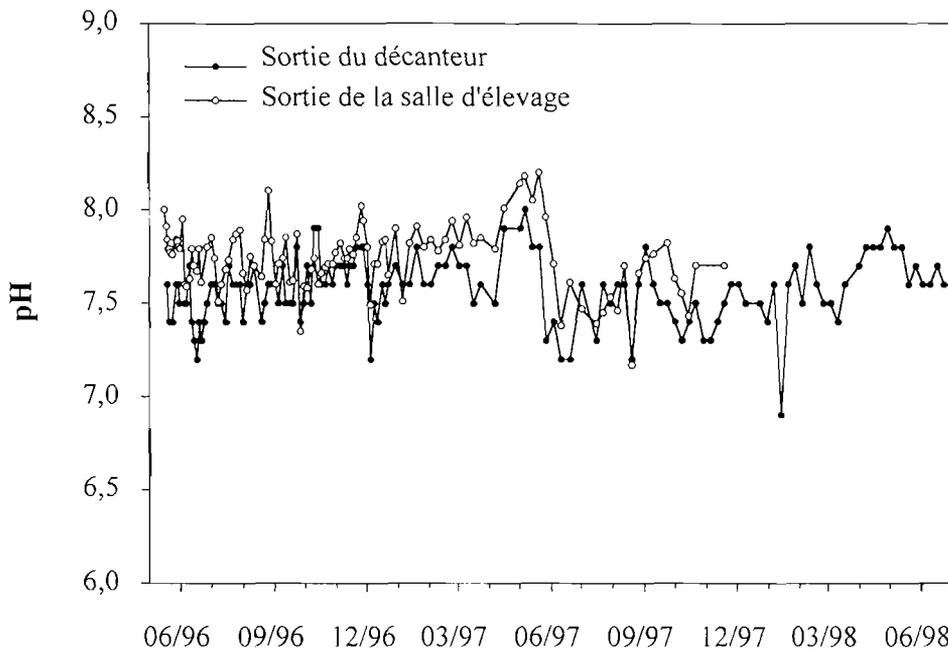


Figure 3.4 : Evolution du pH dans l'effluent issu du système d'élevage en eau recyclée.

Les matières en suspension

Les mesures de concentration en matière en suspension, réalisées en sortie du bassin de décantation, sont relativement faibles tout au long de la période d'observation. La gamme de variation s'étend de 2 à 40 mg.L⁻¹ (Figure 3.5). Toutefois, les concentrations restent assez homogènes avec une valeur moyenne de $7,9 \pm 5,6$ mg.L⁻¹. Malgré une grande variabilité dans l'estimation des matières volatiles, celles-ci représentent néanmoins une proportion moyenne de 63 ± 18 % des MES totales.

Le carbone organique

Les concentrations en carbone organique dissous dans l'effluent de sortie du décanteur sont faibles et évoluent dans une gamme de 2 à 15 mg.L⁻¹ (Figure 3.6). Malgré quelques pics dépassant occasionnellement 10 mg.L⁻¹, la concentration en carbone dissous est relativement homogène avec une valeur moyenne de $5,30 \pm 2,1$ mg.L⁻¹ (Tableau 3.1).

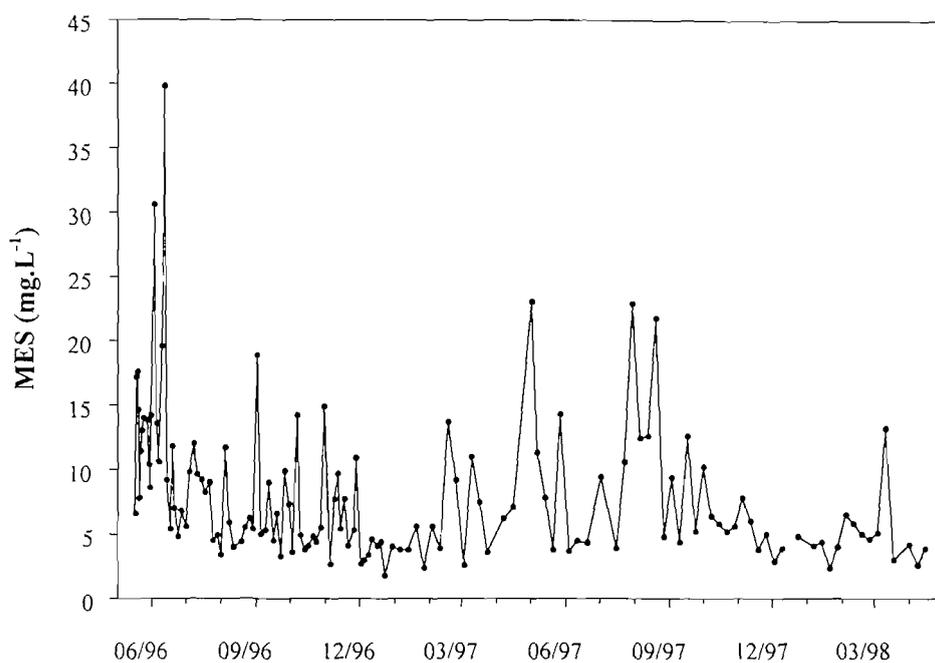


Figure 3.5 : Evolution des matières en suspension (MES) dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée.

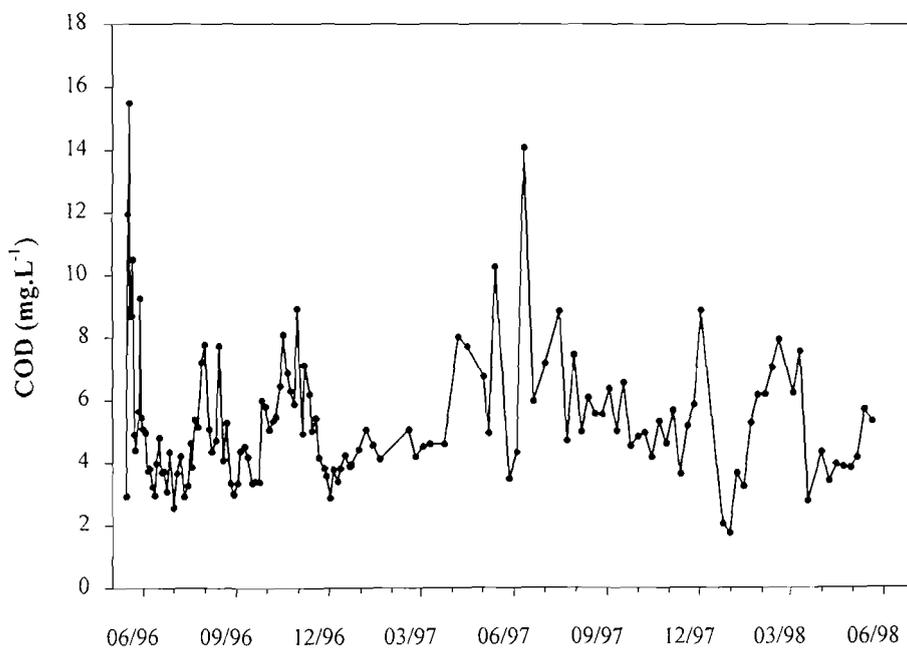


Figure 3.6 : Evolution du carbone organique dissous (COD) dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée.

Le phosphore

Au cours de la période d'étude, les concentrations en orthophosphates mesurées dans l'effluent sortant du bassin de décantation sont à la fois importantes et relativement variables. En effet, pendant cette période, ces valeurs ont varié entre 0,2 et 5,8 mg P.L⁻¹, la concentration moyenne étant de 1,4 ± 1 mg P.L⁻¹ (Figure 3.7). Les fluctuations de la concentration en phosphore inorganique dissous peuvent être imputées au changement du taux de renouvellement d'eau neuve dans la salle d'élevage. Pendant la période de suivi, la concentration moyenne observée pour les trois principaux taux de renouvellement imposés au système d'élevage est résumée dans le Tableau 3.2. Ainsi, la réduction de l'apport d'eau neuve est responsable d'une augmentation significative de la concentration en phosphore inorganique dissous dans l'effluent. Le flux quotidien d'orthophosphates varie alors entre 32 et 40 g de phosphore pour des taux de renouvellement respectifs de 30 et 200% du volume d'élevage par jour.

Tableau 3.2 : Concentration moyenne en phosphore inorganique dissous dans l'effluent du système d'élevage à différents taux de renouvellement.

θ (j ⁻¹)	n	PID ($\bar{x} \pm 95\%$ mg P.L ⁻¹)	Test Kruskal-Wallis
(1) : 0,3	8	4,8 ± 1,1	(1) ≠ (2) (P<0,001)
(2) : 1,0	74	1,3 ± 0,1	(1) ≠ (3) (P<0,001)
(3) : 2,0	21	0,8 ± 0,1	(2) ≠ (3) (P<0,001)

Dans l'effluent, le phosphore total (PT) présente une relation linéaire significative avec le phosphore inorganique dissous (P<0,001 ; R²=0,98). Avec une pente proche de 1, la constante à l'origine indique que la fraction organique du phosphore représente en moyenne 0,26±0,11 mg P.L⁻¹.

L'azote

L'effluent issu de l'élevage en eau recyclée (utilisant un filtre biologique nitrifiant) est particulièrement chargé en nitrate : celui-ci représente 85% de l'azote inorganique total (Figure 3.8). Les formes nitreuses et ammoniacales représentent respectivement 6 et 9% de l'azote inorganique total avec des concentrations moyennes inférieures à 1 mg N.L⁻¹ quel que soit le taux de renouvellement d'eau neuve (Tableau 3.1). Ces différentes formes sont prises en compte dans leur globalité sous l'appellation d'azote inorganique dissous (NID).

La concentration en NID dans les prélèvements ponctuels réalisés dans l'effluent du décanteur montre une évolution temporelle comparable à celle de l'effluent brut issu de la salle d'élevage (effluent moyen d'une journée). La comparaison par régression linéaire indique qu'aucune différence significative n'a pu être mise en évidence entre les concentrations de ces sites de prélèvement (P<0,001). Ainsi, ce prélèvement ponctuel peut être considéré comme représentatif de

l'effluent moyen de la journée. D'autre part, l'absence de disparité entre l'effluent brut et l'effluent décanté indique que la minéralisation de la matière organique est un phénomène relativement réduit dans le bassin de décantation.

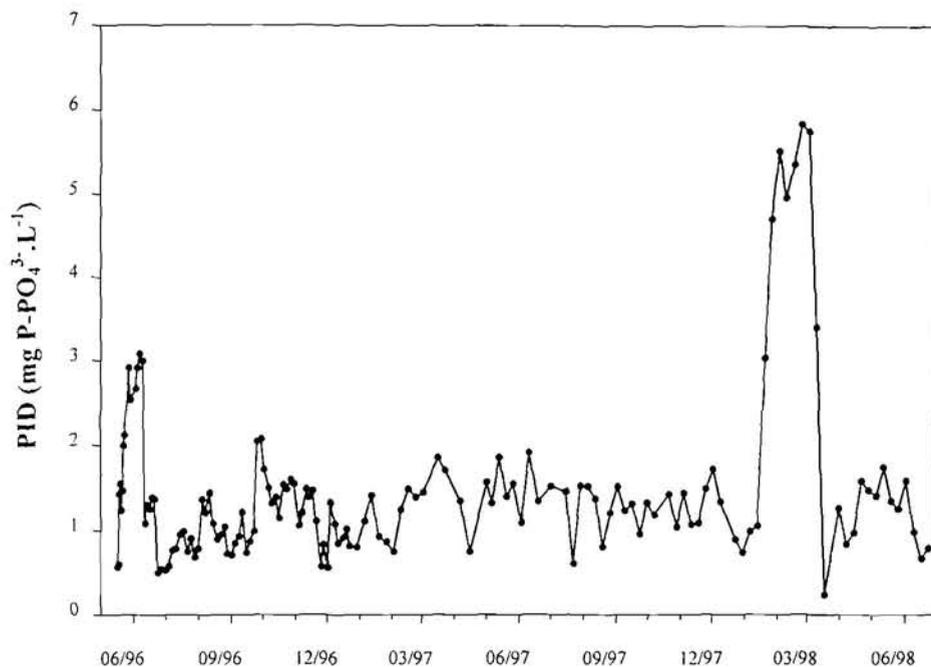


Figure 3.7 : Evolution de la concentration en orthophosphates dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée.

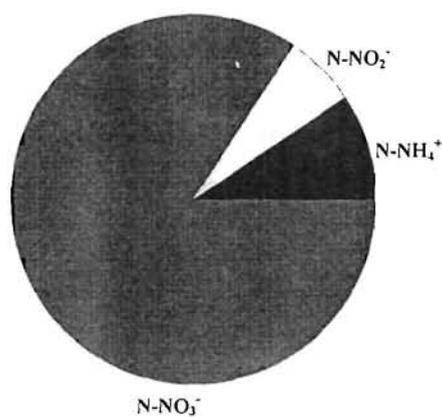


Figure 3.8 : Proportion des formes de l'azote inorganique dissous dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée.

Pendant la période d'étude, la concentration en NID varie de 2,46 à 45,39 mg N.L⁻¹ avec une moyenne estimée à 11,98±7,47 mg N.L⁻¹ (Figure 3.9). Comme dans le cas du phosphore, la charge en azote inorganique dissous est influencée par le taux de renouvellement du système d'élevage. Le Tableau 3.3 met en évidence une augmentation significative de la concentration en azote avec l'augmentation de la fermeture du circuit (réduction du taux de renouvellement). Au-delà de 2 renouvellements du volume d'élevage par jour, la concentration n'augmente pas significativement. En effet, les concentrations observées lors de renouvellements correspondant à 3 et 4 volumes d'élevage par jour sont en moyenne de 7,25±1,32 mg N.L⁻¹ (au seuil de 5% ; n=12) qui n'est pas significativement différente de la valeur moyenne observée pour un taux de renouvellement de 2 volumes par jour (6,55±0,42 mg N.L⁻¹).

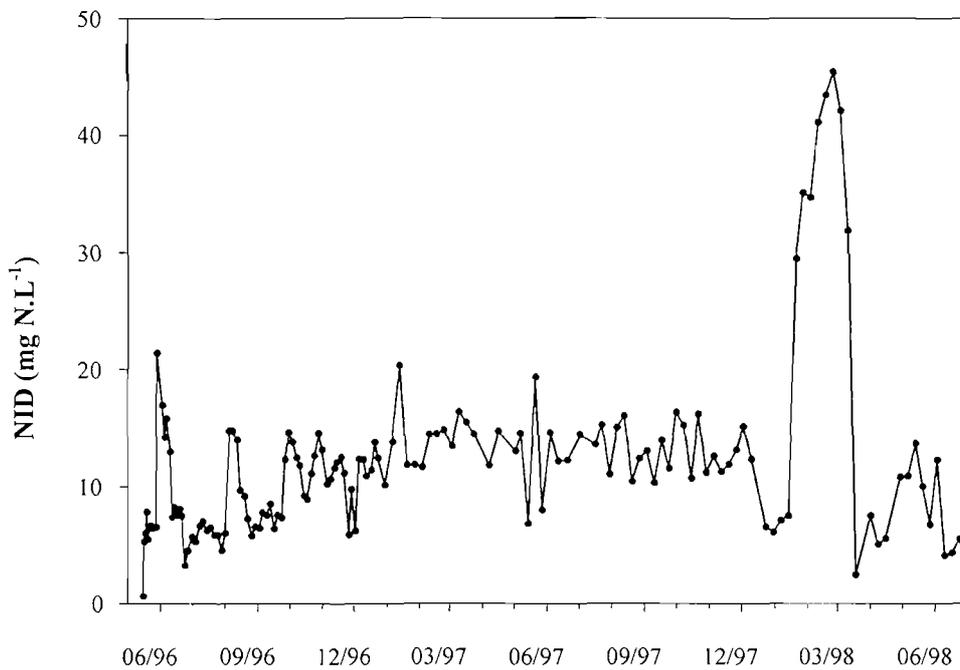


Figure 3.9 : Evolution de la concentration en azote inorganique dissous dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée.

Tableau 3.3 : Concentration moyenne en azote inorganique dissous dans l'effluent du système d'élevage à différents taux de renouvellement.

θ (j ⁻¹)	n	NID ($\bar{x} \pm 95\%$ mg N.L ⁻¹)	Test Kruskal-Wallis
(1) : 0,3	8	37,9 ± 4,9	(1) ≠ (2) (P<0,001)
(2) : 1,0	76	12,6 ± 0,6	(1) ≠ (3) (P<0,001)
(3) : 2,0	21	6,55 ± 0,42	(2) ≠ (3) (P<0,001)

La concentration en azote total mesurée dans les échantillons est significativement liée à la concentration en azote inorganique totale par une relation linéaire ($p < 0,001$; $R^2 = 0,97$). De même que pour le phosphore, avec une pente proche de 1, la constante à l'origine montre que la concentration moyenne en azote organique s'élève à $2,19 \pm 0,93$ mg N.L⁻¹. Ainsi, l'azote organique constitue 15% de l'azote total. Par contre, la part relative des fractions organiques particulaires et organiques dissoutes fluctuent beaucoup pendant toute la période d'étude.

3.1.2. Discussion

Comparaison avec les rejets d'élevages en circuit ouvert

La qualité de l'effluent issu de l'élevage en eau recyclée est très différente de celle d'un élevage traditionnel. Dans un circuit ouvert, le maintien de conditions d'élevage "optimales" nécessite d'importants taux de renouvellement (5 à 34 fois le volume d'élevage par jour) qui peuvent représenter, selon la charge en poissons, entre 250 à 2000 L.kg⁻¹ PF.j⁻¹ (Tableau 3.4). Dans le cas d'élevage de loups, Lavenant *et al.* (1995) indiquent que les normes zootechniques préconisent entre 24 et 36 renouvellements par jour pour une densité d'environ 50 kg.m⁻³ (500 à 700 L.kg⁻¹ PF.j⁻¹). L'utilisation de tels volumes d'eau permet de diluer les produits d'excrétion et d'éviter les phénomènes d'auto-toxicité liés à l'excrétion ammoniacale des poissons (Handy et Poxton, 1993). En effet, d'après les valeurs répertoriées dans le Tableau 3.4, malgré l'augmentation des concentrations en MES, ammoniacale et phosphore dissous, leurs concentrations dans l'effluent restent relativement faibles. La concentration en nitrate est très peu élevée et n'évolue pas en fonction du taux de renouvellement. Une légère chute des valeurs du pH et de l'oxygène dissous peut être observée, cependant ces forts apports d'eau neuve permettent de maintenir une grande stabilité de ces variables physico-chimiques.

Dans le cas d'élevage en eau recyclée, les taux de renouvellement de l'eau des bassins sont du même ordre, mais la transformation de l'azote ammoniacal en nitrate permet de réduire considérablement les besoins en eau de renouvellement du système d'élevage (le nitrate étant nettement moins toxique que l'azote ammoniacal). Les apports en eau, par rapport à la biomasse mise en élevage, sont réduits de 30 à 50 fois, voire de 150 à 200 fois dans des conditions expérimentales (Ballestrazzi *et al.*, 1994 ; Dosdat, 1996). Par contre, contrairement aux circuits ouverts où la qualité physico-chimique dépend souvent de la qualité de l'eau utilisée pour le renouvellement, le fonctionnement en eau recyclée nécessite un maintien artificiel des conditions de OD et de pH par l'injection d'oxygène et d'hydroxyde de sodium. Les besoins en oxygène sont en moyenne de 2,25 L.kg⁻¹ de poisson produit (Lavenant *et al.*, 1995). La concentration en oxygène est maintenue entre 6 et 7 mg.L⁻¹) et le pH autour de 7,7. Par ailleurs, la concentration en nutriment est nettement plus importante que celle de l'eau neuve avec notamment une forte proportion de nitrate.

Tableau 3.4 : Caractéristiques physico-chimiques de quelques effluents issus d'élevage en circuit ouvert ; comparaison avec l'élevage en eau recyclée (trame grise).
(valeurs entre parenthèse : augmentation par rapport à l'eau d'entrée).

Variables	Bergheim et al. (1982)	Axler et al. (1997)	Jimenez del Rio et al. (1996)	Lemaré et al. (1998)	Elevage en eau recyclée
θ (J ⁻¹)	24	6	8	34	1,3
Densité (kg.m ⁻³)	13	8	20	47	64
Flux d'eau (L.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	1850	750	400	720	20
TP (C)	10,7	7,5	17-24	16-19	22
OD (mg O ₂ .L ⁻¹)		9,3	8,5 (0,8)	7,3	2,8
pH	6,7 (-0,1)		7,1-8,0		7,6
MES (mg.L ⁻¹)	1,1 (+0,6)	1,4 (+1,1)	0,9 (+0,6)		7,9
COD (mg C.L ⁻¹)					5,3
NO ₃ ⁻ (mg N.L ⁻¹)	0,05 (+0)	0,10 (+0)	0,09-0,13	1,02 (+0,01)	10,38
NO ₂ ⁻ (mg N.L ⁻¹)				0,17 (+0,04)	0,69
NAT (mg N.L ⁻¹)	0,10 (+0)	0,45 (+0,15)	0,9-1,2	0,39 (+0,35)	0,91
NID (mg N.L ⁻¹)			1,00-1,33		11,98
PO ₄ ³⁻ (mg P.L ⁻¹)	0,02 (+0,01)	0,07 (+0,02)*	(+0,01)	0,08 (+0,05)*	1,43
COT (mg C.L ⁻¹)		3,5 (+2,2)	1,6 (+1,5)		11,2
DCO (mg O.L ⁻¹)	9,7 (+6,3)	15,8 (+8,9)			

* : phosphore dissous ; ** : moyennes en sortie de décanteur

La production d'azote inorganique dissous dans l'effluent d'un élevage en circuit ouvert est essentiellement liée à l'excrétion ammoniacale des poissons par voie branchiale (Smith, 1929 ; Wood, 1958). Dans le cas de *Dicentrarchus labrax*, selon les conditions d'élevage et le poids des poissons, le taux d'excrétion peut être estimé entre 150 et 450 mg N. kg⁻¹ PF.j⁻¹ (Guerin-Ancey, 1976a ; Ballestrazzi *et al.*, 1994, 1998 ; Dosdat *et al.*, 1996 ; Lemarié *et al.*, 1998). Dans le cas de l'élevage en eau recyclée, la concentration en NID de l'effluent provient de l'action simultanée de l'excrétion ammoniacale des poissons et de la biotransformation de l'ammoniaque en nitrate par les bactéries du filtre nitrifiant. En supposant que l'excrétion azotée des lous soit à l'origine de la totalité du NID dans l'effluent, le taux d'excrétion théorique des poissons de l'élevage en eau recyclée peut être estimé entre 175 et 310 mg N. kg⁻¹ PF.j⁻¹ (Tableau 3.5). D'une manière générale, ces valeurs théoriques sont conformes à celles couramment observées dans le cas d'élevage en circuits ouverts et confirment que l'excrétion des poissons est la source essentielle de l'azote dissous dans l'effluent.

Le Tableau 3.5 met en évidence une décroissance de l'excrétion azotée théorique en fonction du poids moyen des poissons, qui semble corroborer les observations de nombreux auteurs sur différentes espèces de téléostéens dont le loup (Guerin-Ancey, 1976a ; Dosdat *et al.*, 1996 ; Lemarié *et al.*, 1998). Malgré la possibilité d'établir une relation empirique significative entre ces variables, le manque d'homogénéité entre les populations des différents bassins (pour les renouvellements de 1 et 2 volumes par jour) ne permet pas de l'attester.

Pendant la période où les poids sont homogènes ($\theta = 0,3 \text{ j}^{-1}$), le taux d'excrétion du loup élevé en eau recyclée est deux fois plus faible que la valeur calculée d'après l'équation de Guérin-Ancey (1976a) pour des conditions de température équivalentes. Différentes hypothèses peuvent tenter d'expliquer ce fait :

- l'augmentation de la concentration en azote ammoniacal dans le milieu (environ 1 mg N.L⁻¹) peut favoriser la réduction de l'excrétion azotée (Guérin-Ancey, 1976c),
- une partie de l'azote excrété peut être utilisée pour le développement de la faune et de la flore bactérienne,
- une partie de l'azote peut être éliminée par des phénomènes de dénitrification.

En ce qui concerne le phosphore, Ballestrazzi *et al.* (1994) estiment qu'en fonction de la qualité de l'aliment distribué, le taux d'excrétion moyen du loup se situe entre 50 et 140 mg P.kg⁻¹ PF.j⁻¹ pour des poissons de 80 à 120 grammes. Ce phosphore, sous forme d'orthophosphates, provient du lessivage des fèces dans l'eau. Les travaux de Lemarié *et al.* (1998) sur des poissons de 25 à 360 grammes mettent en évidence des taux d'excrétion en phosphore dissous total compris entre 15 et 28 mg P.kg⁻¹ PF.j⁻¹, proches de ceux issus de l'élevage de lous en eau recyclée : 21 à 24 mg P.kg⁻¹ PF.j⁻¹ (Tableau 3.5). Ainsi, à l'instar de l'azote, l'excrétion des poissons de l'élevage semble être l'origine essentielle de la concentration en phosphaté dissous dans l'effluent. Il semblerait que le taux d'excrétion phosphorée du loup décroisse avec le poids des

poissons, mais, à cause d'une grande disparité des tailles entre les peuplements de chaque bassin (cas de l'azote), aucune relation ne peut être mise en évidence.

Tableau 3.5 : Estimation de l'excrétion moyenne théorique du loup dans l'élevage en eau recyclée.
(les valeurs entre parenthèse représentent la gamme de poids observée pendant le taux de renouvellement étudié).

θ (j ⁻¹)	n	d moyen (kg PF.m ⁻³)	W moyen (g)	NID (mg N.kg-1 PF.j-1)	PID (mg P.kg-1 PF.j-1)
0,3	8	78	420 (391-432)	175	20,6
1,0	76	66	360 (8-574)	229	23,6
2,0	21	51	290 (35-995)	310	23,5

Par comparaison avec les rapports de Redfield (1958) ou de Goldman (1980), les rapports molaires N/P moyens observés dans l'effluent de cet élevage (entre 17 et 22) présentent un léger déficit en phosphore. Toutefois, ce rapport entre l'azote et le phosphore dissous excrétés par le loup varie beaucoup selon les conditions d'étude : entre 5 et 14 selon Ballestrazzi (1994, 1998) et entre 22 et 40 selon Lemarié *et al.* (1998).

Le filtre mécanique du système de recirculation permet de maintenir la concentration en MES dans l'effluent de l'élevage à un niveau moyen de 7,9 mg.L⁻¹, légèrement supérieur à ceux observés dans les circuits ouverts (Tableau 3.4).

D'après Ning (1996 dans Chen *et al.*, 1996), les boues d'aquaculture, composées en moyenne de 4,0% d'azote Kjeldhal et de 1,3% de phosphore total, sont comparables à celles issues d'élevages de truite arc-en-ciel dont la composition est d'environ 40% de carbone, 3% d'azote et 2% de phosphore (Penczak, 1982 ; Axler *et al.*, 1997).

Comparaison avec les rejets d'autres élevages en eau recyclée

La concentration en nutriments dans les rejets d'élevage en eau recyclée est généralement élevée en raison du faible apport d'eau extérieur et d'une biomasse élevée (Tableau 3.6). Dans le cas de *D. labrax*, la concentration en nitrate (issu de la transformation de l'azote ammoniacal dans le filtre nitrifiant) et en phosphate peut passer respectivement de 0,07 à 56,7 et de 0,01 à 10 pour des taux de renouvellement de 5 à 77 L.kg⁻¹ PF.j⁻¹. Les rapports N/P dans les effluents de cette espèce ont une gamme de variations allant de 12,5 (Pedersen, 1998) à 19-20 (Villon, 1989 et cette étude). Toutefois, la plus faible valeur ne tient pas compte des concentrations en nitrite et ammoniacale qui n'ont pas été mesurées dans cette étude. Pour les autres espèces, les rapports peuvent être nettement déséquilibrés avec des valeurs de 47 à 117. Chez ces espèces, la fraction particulaire est généralement importante (75-85%).

Comparaison avec les rejets de type urbain

L'effluent de l'élevage de loups en eau recyclée est moins chargé qu'un effluent de type urbain : Le Tableau 3.7 met en évidence que ceux-ci, plus concentrés en MES, provoquent une demande chimique en oxygène 8 à 24 fois plus importante que celle estimée pour l'effluent d'élevage en eau recyclée. De plus, l'azote et le phosphore organique, faiblement représentés dans les effluents d'élevage, peuvent atteindre des concentrations de 10 à 35 mg N.L⁻¹ dans l'effluent urbain.

Contrairement à l'effluent d'élevage en eau recyclée, la concentration en azote inorganique dissous est majoritairement représentée par l'azote ammoniacal avec des valeurs de 8 à 70 mg N.L⁻¹. Les concentrations en phosphore inorganique dissous, qui varient de 6 à 34 mg P.L⁻¹, sont particulièrement plus fortes que les valeurs moyennes observées dans les effluents d'élevage. Toutefois, à la différence du PID, selon le taux de renouvellement appliqué dans la salle d'élevage, l'azote NID peut présenter des plages de variations du même ordre de grandeur que celui de l'effluent urbain. Ainsi les rapports molaires N/P sont relativement plus faibles dans les effluents urbains avec des valeurs entre 3 et 7.

D'après Bergheim *et al.* (1982), les flux moyens d'azote et de phosphore inorganique dissous correspondent respectivement à 12 g.individu⁻¹.j⁻¹ et 2,5 g.individu⁻¹.j⁻¹. Ainsi, les résultats du Tableau 3.5 montrent que le rejet d'une tonne de loups élevés en eau recyclée correspond à 14-25 équivalents habitants dans le cas de l'azote et 8-10 équivalents habitants dans le cas du phosphore.

En outre, par comparaison aux effluents de type urbain où la concentration en oxygène dissous peut atteindre des valeurs nettement inférieures à 0,5 mg.L⁻¹ (Picot *et al.*, 1991), l'effluent de cet élevage de loups est caractérisé par sa bonne qualité physico-chimique.

Comparaison avec les eaux de milieux eutrophes

Les concentrations en nutriments de l'effluent issu du système d'élevage sont particulièrement importantes par rapport à celles de différents milieux aquatiques typiquement eutrophes (Tableau 3.8). Les rapports molaires N/P dans ces milieux naturels sont très variables avec des gammes de variations s'étendant de 2 à 60 (Lapointe, 1989 ; Fillit, 1995) voire parfois supérieures à 100 (Marhino Soriano, 1997). Ces grandes variations sont essentiellement liées aux variations saisonnières des paramètres physico-chimiques (température, pH et OD) qui agissent sur les échanges de phosphate à l'interface eau-sédiment (Gomez et al, 1998). Ainsi, le rapport molaire N/P de l'élevage de loups entre dans la gamme de variation observée dans le milieu naturel.

Tableau 3.6 : Caractéristiques physico-chimiques de quelques effluents issus d'élevage en eau recyclée. Comparaison avec l'élevage de cette étude (trame grise).
(valeurs entre parenthèse : augmentation par rapport à l'eau d'entrée).

Variables	Heinen et al. (1996) <i>O. mykiss</i> Eau douce	Easter et al. (1996) <i>Morone sp.</i> Eau douce	Adler et al. (1996) <i>O. mykiss</i> Eau douce	Pedersen (1998) <i>D. labrax</i> Eau de mer	Villon et al. (1989) <i>D. labrax</i> Eau de mer	Elevage en eau recyclée
θ (J ⁻¹)	2	<0,15		?	1,5	1,3
Densité (kg.m ⁻³)	100	?		?	20	64
Flux d'eau (L.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	20	?		4,5-6,8*	77	20
TP (C)	14-16			23,8		22
OD (mg O ₂ .L ⁻¹)	8-13					2,8
pH	7,1-7,3		7,2			7,6
MES (mg.L ⁻¹)	4,1	371**	6		4	7,9
COD (mg C.L ⁻¹)						5,3
NO ₃ ⁻ (mg N.L ⁻¹)	16,3	170	25	56,5	<0,1	10,4
NO ₂ ⁻ (mg N.L ⁻¹)	0,04	0,52			<0,1	0,7
NAT (mg N.L ⁻¹)	0,5	0,8			<0,1	0,9
NID (mg N.L ⁻¹)	17	172			0,09	12,0
PO ₄ ³⁻ (mg P.L ⁻¹)	0,32	8	0,7	10	0,01	1,4
COT (mg C.L ⁻¹)						11,2
DCO (mg O.L ⁻¹)		320**				

* : estimé d'après la valeur de renouvellement de 0,45 m³.kg⁻¹ aliment.j⁻¹ en utilisant un taux d'alimentation moyen de 1,0 à 1,5 %.j⁻¹ ; ** : effluent non décanté ; ? : valeur inconnue

Tableau 3.7 : Caractéristiques physico-chimique d'effluents de type urbain.

variable	Edward et Sinchumpasak (1981)	Azov et Shelef (1982)	Technion city	Haifa bay	Banat <i>et al.</i> (1990)	Picot <i>et al.</i> (1991)	El Hamouri <i>et al.</i> (1995)	Nurdogan et Oswald (1995)	Abissy et Mandi (1999)	Elevage en eau recyclée
MES (mg.L ⁻¹)		528	288	120	128 - 170	306 - 336	113	325	7,9	
DCO (mg O ₂ .L ⁻¹)	81	978	818	400 - 600	285 - 344	422 - 607	529	1149	50*	
N kjeldhal (mg N.L ⁻¹)	11,4**	93	82	76	30 - 39			56,6		
N dissous (mg N.L ⁻¹)		67	64							
NAT (mg N.L ⁻¹)	7,6	57	55	70	18 - 22	31 - 35	21	8,6	0,91	
NO ₂ ⁻ (mg N.L ⁻¹)	0,04								0,69	
NO ₃ ⁻ (mg N.L ⁻¹)	0,17								10,38	
P total (mg P.L ⁻¹)	1,6	53	44	44	10 - 11	28 - 30	9	10,9		
PO ₄ ³⁻ (mg P.L ⁻¹)		34	34	34	6 - 7		7	7,28	1,43	
pH	7,8	7,8	7,5	7,5	8,0		7,1	6,9	7,6	

* estimation à partir de la valeur moyenne en carbone organique DCO=4×COT (Edward et Sinchumpasak (1981) ; ** azote total

Tableau 3.8 : Caractéristiques physico-chimiques de quelques lagunes ou baies côtières.

variable	Matsukawa et Umebayashi (1987)	Ho (1987)	Lapointe (1989)	Frisoni et Dutrieux (1992)	Sfriso et Pavoni (1994)	Fillit (1995)	Marinho Soriano (1997)	Elevage en eau recyclé e
MES (mg.L ⁻¹)							65,3	7,9
OD (mgO ₂ .L ⁻¹)					130-165%*		9,5	2,8
NAT (mg N.L ⁻¹)		0,02-0,22	0,004-0,017	0,01-2,18	0,005-0,012	0,12-2,9	0,56	0,9
NO ₃ ⁻ (mg N.L ⁻¹)		0,03-0,07	0,004-0,029	0,03-4,92	0,005-0,011	0,06-0,85	0,17	10,4
NID (mg N.L ⁻¹)	0,07-0,14				0,010-0,025			12,0
PO ₄ ³⁻ (mg P.L ⁻¹)	0,003-0,009	0,01-0,05	<0,004	0,06-1,24	<0,003	0,2-1,6	0,12	1,4
pH		8,1-8,3			8,1-8,4		8,4	7,6

* :pourcentage de la saturation

3.1.3. Conclusion

L'effluent d'un élevage de loups en eau recyclée est très particulier et difficilement classable parmi les effluents couramment étudiés, qu'ils soient issus d'élevages traditionnels de poissons ou des effluents urbains. Selon la classification établie par Metcalf et Eddy (1991), cet effluent peut être positionné parmi les effluents à faible charge (valeurs nettement plus faibles que les valeurs limites indiquées pour cette classe). Les concentrations moyennes observées dans cet effluent le situent à un niveau intermédiaire entre les effluents d'élevages traditionnels et les effluents urbains.

Ces variables caractéristiques peuvent être groupées de la façon suivante :

Variables influencées par la décantation

L'installation d'une unité de décantation permet de maintenir de faibles concentrations en MES avec une concentration moyenne proche de $7,9 \text{ mg.L}^{-1}$. Cette unité permet de maintenir à un niveau très faible la charge en carbone, azote et phosphore organique particulaire. En outre, les processus de minéralisation bactérienne au sein du décanteur réduisent la concentration en oxygène dissous maintenue artificiellement à saturation dans le système d'élevage ; néanmoins, ces processus étant relativement lents par rapport au temps de séjour appliqué à l'intérieur du décanteur (Hwang *et al.*, 1987 ; Buitron et Capdeville, 1993 ; Chen *et al.*, 1996), la concentration en oxygène reste à un niveau proche de $2,8 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$.

Variables dépendantes du milieu extérieur

L'évolution de la salinité, en fonction des saisons, est comparable à celle des lagunes naturelles languedociennes (Fillit, 1995). Elle est liée aux modifications saisonnières dans le milieu naturel dans lequel l'eau neuve est prélevée.

Variables dépendantes du système d'élevage

Les concentrations en NID et PID sont significativement plus importantes que les concentrations en substances organiques. Par ailleurs, contrairement à celui issu d'élevages traditionnels, cet effluent présente la particularité d'être fortement chargé en nitrate. Les fortes variations des concentrations en substances inorganiques dissoutes sont significativement liées au taux de renouvellement du système d'élevage. Les caractéristiques chimiques de cet effluent montrent que celui-ci constitue un milieu hyper-eutrophe par rapport aux lagunes naturelles. Ainsi, le rejet de ce type d'effluent sans traitement serait susceptible d'augmenter les risques d'eutrophisation des milieux naturels.

Le système d'élevage en eau recyclée permet de réduire la pollution liée à la fraction particulaire (MES contenant l'azote et le phosphore organique particulaire) en concentrant ces produits qui deviennent plus aptes à la sédimentation pour leur élimination. De la même manière, les nutriments (NID et PID) se retrouvent plus concentrés dans l'effluent. Le système de recirculation ne permet pas de les éliminer, mais l'azote ammoniacal est transformé en nitrate, moins toxique pour l'environnement. Une unité de traitement supplémentaire est cependant nécessaire, en aval du bassin de décantation, pour améliorer l'effluent et le rendre réutilisable dans l'élevage ou compatible avec un rejet dans l'environnement.

3.2. ESTIMATION DE LA CONCENTRATION EN AZOTE INORGANIQUE DISSOUS.

Afin de déterminer l'impact d'une installation piscicole sur le milieu naturel, il faut, certes, connaître le comportement hydraulique de ce milieu, mais surtout, pouvoir évaluer quantitativement le flux de pollution constitué par l'effluent aquacole. L'estimation de l'évolution du flux d'azote rejeté dans l'environnement peut permettre de prévoir si le milieu récepteur est capable d'assimiler sans conséquence cette charge d'azote, ou si une unité de traitement est indispensable avant tout rejet. La prédiction potentielle de la quantité de NID rejetée peut permettre l'évaluation et l'optimisation du dimensionnement d'une unité de traitement.

Contrairement aux élevages en circuit ouvert (cages ou bassins in-shore) où la production d'azote est essentiellement représentée par l'excrétion ammoniacale des poissons, le rejet d'azote dans l'effluent d'un élevage en eau recyclée est lié simultanément à l'excrétion ammoniacale des poissons et au processus de nitrification de cet azote par les bactéries du filtre biologique nitrifiant. L'azote dissous de l'élevage de loups en eau recyclée est essentiellement représenté par la forme nitrate et les concentrations en azote inorganique total sont 10 à 50 fois plus importantes que dans les effluents d'élevage en circuit ouvert. Aussi, pour rendre compte du phénomène dans sa globalité (excrétion et réactions de nitrification), le modèle empirique décrit au cours de ce chapitre prendra en compte l'azote inorganique total (NID).

3.2.1. Structure et concept du modèle

L'évolution de la concentration en azote dans l'effluent issu de l'élevage intensif de loups dépend essentiellement du taux de renouvellement du volume d'élevage (Tableau 3.3). Toutefois, l'excrétion des poissons étant à l'origine de la production d'azote dans l'effluent, cette explication n'est suffisante que dans le cas où les poids moyens et les biomasses sont stables dans les bassins au cours de la période d'étude. En effet, entre avril 1995 et avril 1996, au cours de deux périodes pendant lesquelles le taux de renouvellement du volume d'élevage est maintenu à 2,5 volumes d'élevage par jour, les concentrations en azote sont significativement différentes dans l'effluent (test Bonferroni ; $P < 0,001$). De même, une différence significative peut être observée lorsque le taux de renouvellement est maintenu à 0,5 volume par jour (Tableau 3.9).

Tableau 3.9 : Concentration moyenne en NID en fonction du poids et de la biomasse des poissons de l'élevage.

θ (j ⁻¹)	période	n	W (g)	densité (kg.m ⁻³)	NID (mg N.L ⁻¹)
0,5	novembre 1995	33	170	55	19,1±5,3**
	janvier-mars 1995	16	255	80	33,0±4,4**
2,5	mai-juin 1995	58	30	30	8,5±2,1**
	mars-avril 1996	50	320	100	12,3±2,3**

(** : $P < 0,001$; test Bonferroni)

Dans le cas d'élevages en circuit ouvert, la plupart des modèles développés sont des relations simples, faisant intervenir comme seule variable explicative l'excrétion des poissons. La quantité d'azote produite sous forme d'azote ammoniacal est souvent exprimée en fonction du poids de l'animal ou en fonction de la quantité d'azote consommé (Tableau 1.5 et Tableau 1.6). Ce système d'élevage en eau recyclée peut être représenté schématiquement par une boîte noire dans laquelle entre l'eau neuve et l'aliment et de laquelle sort l'eau usée. Le volume d'élevage étant constant au cours du temps le débit d'eau sortant du système est considéré équivalent au débit mesuré en entrée (l'influence de l'évaporation dans la salle d'élevage étant jugée négligeable). Dans cet élevage de *D. labrax* en eau recyclée, l'aliment des poissons est la principale source d'azote introduite dans le système. Les apports par l'eau neuve représentent généralement moins de 0,5% de l'azote total entrant dans le système.

Afin d'évaluer le relargage en NID par le système d'élevage en eau recyclée, l'utilisation d'une relation avec l'azote alimentaire est envisagée. L'architecture de base de cette relation est représentée par l'Équation 3.3, où l'azote produit par le système d'élevage est proportionnel à l'azote introduit sous la forme d'aliment.

$$\text{Équation 3.3} \quad NE = (\Gamma_N \times NI) / 100$$

NE : azote excrété en g N.j⁻¹ ; NI : azote ingéré en g N.j⁻¹ ; Γ_N : taux global d'azote relargué en % de NI .

La plupart des réactions biologiques sont dépendantes du poids de l'animal, et leur représentation prend fréquemment la forme d'une relation empirique de type puissance du poids (Équation 3.4).

$$\text{Équation 3.4} \quad Y = \alpha W^\beta$$

α et β : constantes de régression.

L'évolution de la ration alimentaire (exprimée en pourcentage du poids des poissons par jour), de laquelle peut être déduite la variable NI , obéit à cette règle (Elliot, 1975 ; Faure, 1980 ; Querellou, 1982 ; Koskela, 1992). De la même manière, certains auteurs ont pu montrer que l'évolution du taux de croissance des poissons (exprimée en pourcentage du poids des poissons par jour) peut être représentée par une relation empirique de la même forme que celle de la ration alimentaire (Parker et Larkin, 1959, Tanguy et Le Grel, 1989 ; Koskela, 1992).

3.2.2. Méthode

Modélisation du taux de croissance et du taux d'alimentation

Les deux modèles empiriques (taux de croissance et taux d'alimentation) permettant de déterminer l'évolution de la variable NI ont été calibrés à partir des données (alimentation et biométrie) recueillies pour le bassin A entre mars 1995 et juin 1997. Le taux de croissance moyen (\overline{TCJ} en %j⁻¹) et la ration alimentaire moyenne (\overline{R} en %j⁻¹) sont calculés entre deux prélèvements respectivement par les relations suivantes :

$$\text{Équation 3.5} \quad \overline{TCS} = 100 \times \ln(\overline{W}_{i+1} / \overline{W}_i) / \Delta t$$

$$\text{Équation 3.6} \quad \overline{R} = 100 \times [(\sum A) / \Delta t] / (n \times \overline{W})$$

W : le poids moyen au $i^{\text{ème}}$ prélèvement (en g); t : le temps en jours; A : la masse totale d'aliment consommé en une journée (en g); n : le nombre de poissons; $\overline{W} = (\overline{W}_i + \overline{W}_{i+1}) / 2$ représentent le poids moyen (en g) entre deux prélèvements successifs.

Les constantes (α et β de Équation 3.4) des modèles simulant la ration alimentaire et le taux de croissance spécifique du loup élevé dans un système en eau recyclée ont été déterminés par régressions logarithmiques entre les divers couples de variables $\{W, TCJ\}$ et $\{W, R\}$ calculés pour le bassin A.

Afin de vérifier le pouvoir prédictif de ces deux modèles, une comparaison par régression linéaire est réalisée entre les valeurs observées et les valeurs avec d'autres lots de poissons lors des périodes de mars 1995 à juin 1996 et de juillet 1997 à janvier 1998. Pendant ces périodes, les poids moyens sont homogènes entre les deux bassins d'élevage. Un modèle simulant parfaitement la réalité présente des résultats calculés par le modèle équivalent aux valeurs expérimentales observées ($VAR_{\text{calc}} = VAR_{\text{obs}}$). Ainsi, les paramètres de la régression doivent indiquer une constante à l'origine significativement proche de 0 et une pente significativement proche de 1 (Mesplé *et al.*, 1996).

Modélisation du taux de production d'azote

Le taux de production d'azote " Γ_N " par le système d'élevage a été déterminé pour différents taux de renouvellement d'eau neuve par le rapport moyen entre les quantités d'azote entrant et sortant du système d'élevage entre mars 1995 et décembre 1996. Ces taux, exprimés en pourcentage de l'azote total introduit dans l'élevage, ont été déterminés pour des taux de renouvellement du volume d'élevage de 0,5 à 4 volumes par jour selon l'Équation 3.7.

$$\text{Équation 3.7} \quad \Gamma_N = 100[(1000 \times NID) \times Q] / (Na \times A)$$

NID : la concentration en azote dans l'effluent (mg N.L^{-1}); Q : le débit de renouvellement d'eau neuve dans le système ($\text{m}^3.\text{h}^{-1}$), Na : la concentration d'azote dans l'aliment (en %).

Une relation a été déterminée entre le taux de renouvellement du volume du circuit et le taux de production d'azote, par régression logarithmique entre ces deux variables. La validation de cette relation sera réalisée lors de l'application du modèle général pour l'estimation de la qualité de l'effluent pendant la période de juin 1997 à juin 1998.

Afin de mettre en place ce modèle, diverses approximations ont été admises: le débit de renouvellement d'eau neuve est considéré stable au cours du temps, les pertes d'eau liée à l'évaporation et aux divers lavages hebdomadaires du filtre biologique n'ont pas été prises en compte, la proportion d'azote dans l'aliment fourni par le fabricant a été considérée stable au cours

du temps, la quantité d'azote apporté par l'eau neuve est négligeable par rapport à celle apportée par l'aliment.

3.2.3. Résultats

Estimation de l'évolution de la croissance des poissons

Le taux de croissance (en $\% \cdot j^{-1}$) de *D. labrax* élevé en eau recyclée maintenue à 22°C décroît significativement en fonction du poids de l'animal (Équation 3.8 ; $P < 0,001$). Ce type d'évolution permet d'exprimer le gain de poids en fonction de la taille des poissons (exprimé en $g \cdot j^{-1}$) selon une équation différentielle.

$$\text{Équation 3.8} \quad TCS = 13,9 \times W^{-0,61}$$

$$\text{Équation 3.9} \quad dW / dt = 0,014 \times W^{0,39}$$

La résolution de l'Équation 3.9 permet de simuler l'évolution temporelle du poids du loup par l'Équation 3.10. La Figure 3.10 représente cette évolution pour une gamme de poids évoluant de 3 à 1000g. L'erreur moyenne de la simulation est significativement plus faible que le coefficient de variation moyen observé lors des diverses biométries ($9 \pm 3\%$ et $26 \pm 1\%$ respectivement).

$$\text{Équation 3.10} \quad W_t = (W_0^{0,606} + 0,085 \times t)^{1,650}$$

La comparaison entre les valeurs calculées par ce modèle et les valeurs observées sur d'autres lots de poissons indiquent que ce modèle est représentatif de la croissance du loup en eau recyclée. Les valeurs des constantes de régression résumées dans le Tableau 3.10 indiquent une pente non significativement différente de 1, une constante à l'origine non significativement différente de 0 pour un coefficient de régression proche de 1. La distribution aléatoire des résidus, les tests de normalité et de variance de cette relation indiquent que l'Équation 3.10 est utilisable dans le modèle général pour simuler l'évolution du poids des loups dans le système d'élevage.

Estimation de la ration alimentaire

La ration alimentaire consommée par les poissons décroît significativement ($P < 0,001$) en fonction de leur poids selon l'Équation 3.11. La comparaison entre les valeurs observées pendant les périodes de validation et les valeurs calculées par ce modèle indique que cette équation simule correctement l'évolution de ration alimentaire. En effet, les coefficients caractéristiques de la droite de régression (Tableau 3.10) sont une pente très proche de 1 (toutefois cette pente est significativement différente de 1: $P = 0,018$) et une constante à l'origine non significativement différente de 0. La distribution aléatoire des résidus, les tests de normalité et de variance de cette relation indiquent que l'Équation 3.11 est utilisable dans le modèle général pour simuler l'évolution de la ration alimentaire des loups dans le système d'élevage.

$$\text{Équation 3.11} \quad R = 8,36 \times W^{-0,41}$$

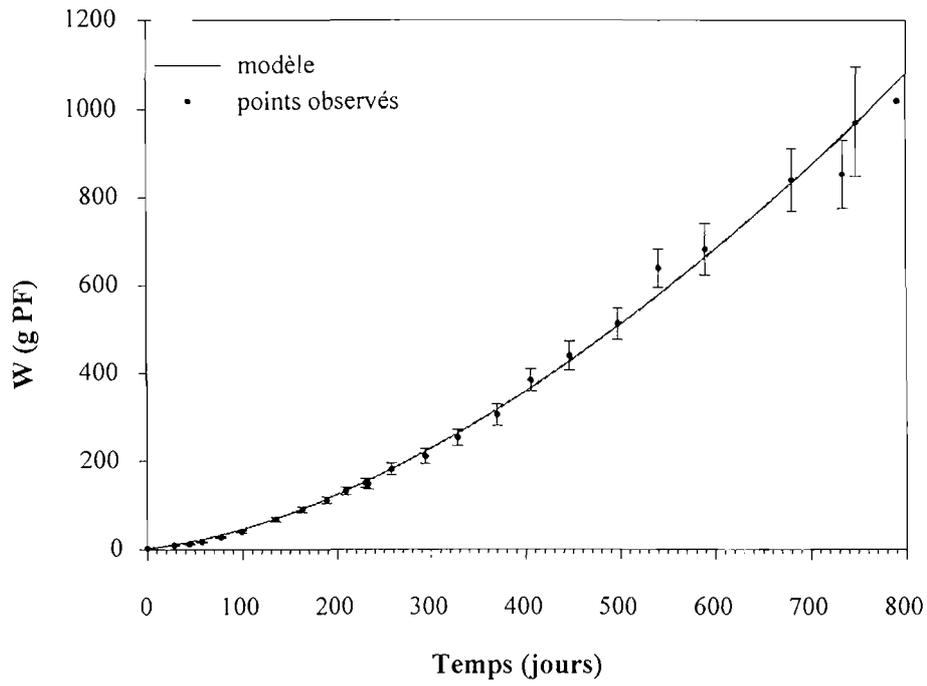


Figure 3.10 : Evolution de la croissance du loup dans un élevage en circuit en eau recyclée.
(les valeurs observées sont les valeurs moyennes accompagnées de leur intervalle de confiance à 95%)

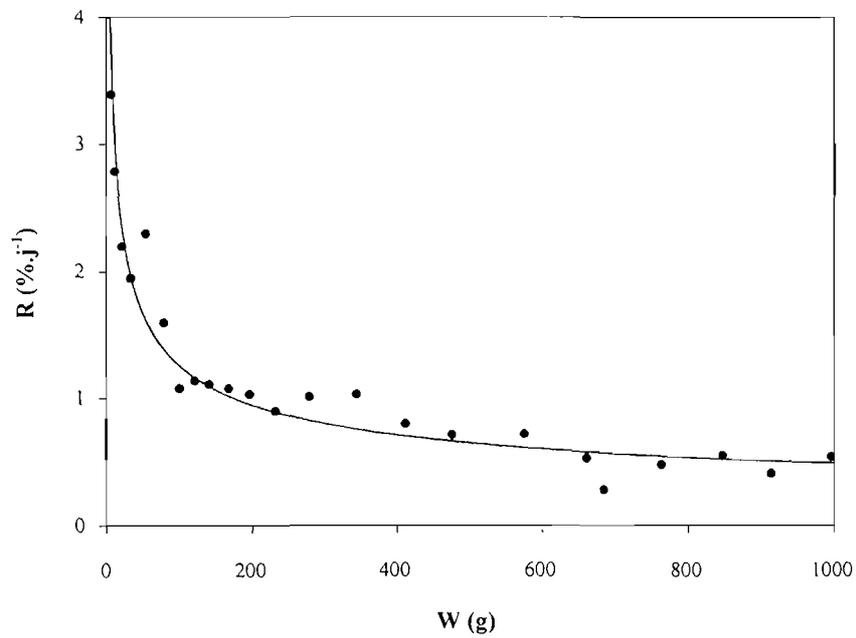


Figure 3.11 : Evolution de la ration alimentaire en fonction de la taille des poissons.

Estimation de la valeur NI

La quantité d'azote ingérée par les poissons (NI exprimé en $g\ N.j^{-1}$) sous forme d'aliment de l'élevage est représentée par l'équation suivante :

$$\text{Équation 3.12} \quad NI = (Na \times A) / 100$$

A : quantité d'aliment ingéré par jour ($A = (n \times W \times R) / 100$) ; Na pourcentage d'azote dans l'aliment estimé à partir de la concentration en protéines notée PB ($Na = 16 \times PB / 100$)

L'utilisation des modèles simulant les évolutions de la croissance et de la ration alimentaire permet de déduire l'évolution de la quantité d'azote consommée selon l'Équation 3.13. Ainsi, l'azote ingéré ne dépend que du "temps", du nombre de poissons en élevage, du poids moyen initial des poissons et du taux de protéines dans l'aliment.

$$\text{Équation 3.13} \quad NI = 134.10^{-6} \times PB \times n \times (W_0^{0,61} + 0,085 \times t)^{0,97}$$

Estimation du taux de production d'azote par le système d'élevage

Le taux d'azote relargué par le système d'élevage par rapport à l'azote total introduit sous forme d'aliment chute de 60% à 30% lorsque l'on diminue le taux de renouvellement de 4 à 0,3 renouvellements par jour (Figure 3.12). Ainsi l'équation représentant ce taux de production est une fonction croissante du taux de renouvellement d'eau (Équation 3.14).

$$\text{Équation 3.14} \quad \Gamma_N = 45,7 \times \theta^{0,23}$$

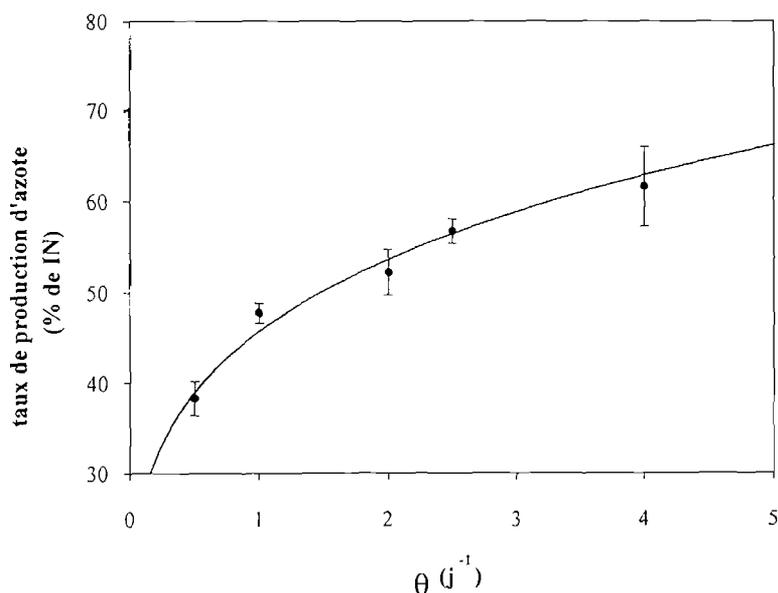


Figure 3.12 : Evolution du taux de production d'azote inorganique dissous par le système d'élevage en circuit en eau recyclée.

Pouvoir prédictif du modèle général

Le modèle général (Équation 3.3), regroupant les deux dernières relations (Équation 3.13 et Équation 3.14), a été utilisé pendant la période s'étendant de juin 1997 à juin 1998 pour simuler l'évolution temporelle de la concentration en NID dans l'effluent. La concentration en azote inorganique dissous est estimée par l'Équation 3.15. La formule générale peut donc être développée par l'Équation 3.15. Les résultats de cette simulation sont présentés dans la Figure 3.13.

Équation 3.15 $NID = NE / Q$

Équation 3.16 $NID = 61,2 \cdot 10^{-6} \times Q^{-0,77} \times V^{-0,23} \times n \times PB \times (W_0^{0,61} + 0,085t)^{0,97}$

La comparaison entre les valeurs observées et les valeurs calculées par ce modèle est caractérisé par une pente qui n'est pas significativement différente de 1 et une constante à l'origine qui n'est pas statistiquement différente de 0 pour un coefficient de régression proche de 1 (Tableau 3.10). De plus, la distribution aléatoire des résidus et l'obéissance à la loi normale indique que ce modèle peut être utilisé pour une estimation correcte de la concentration en azote inorganique dissous dans l'effluent de sortie de l'élevage de loups en eau recyclée.

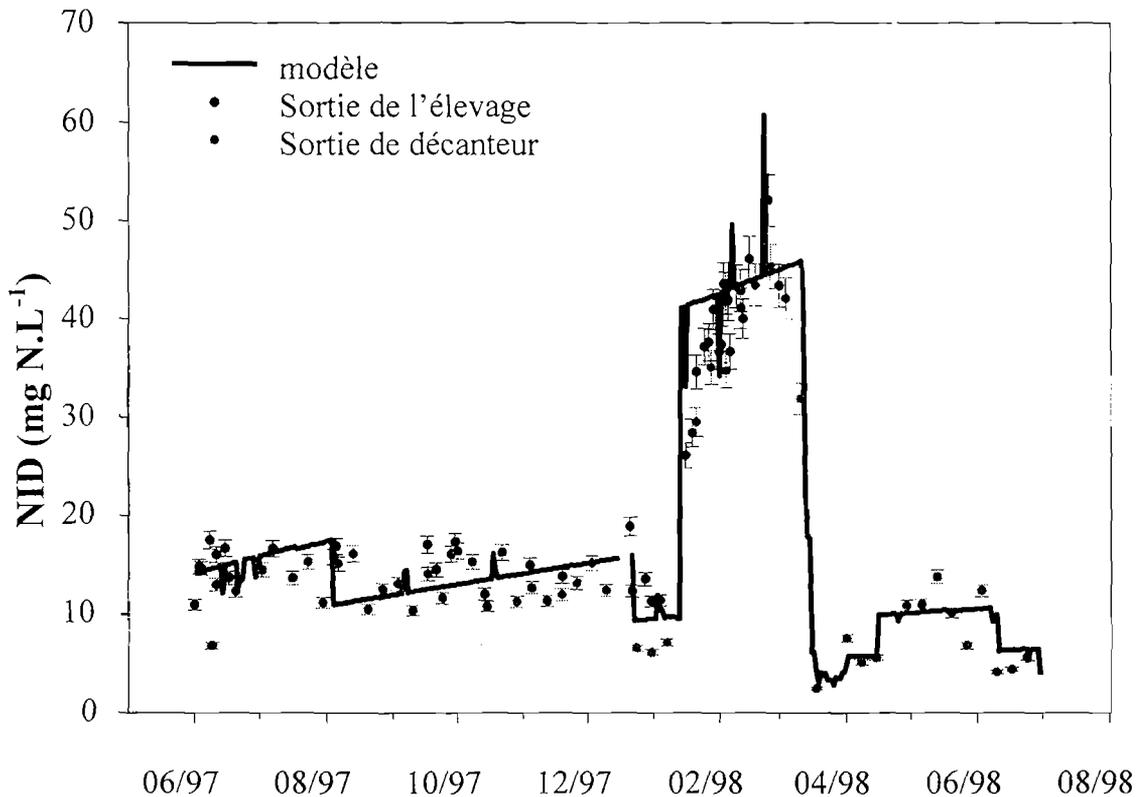


Figure 3.13 : Simulation de l'évolution de la concentration en azote inorganique dissous dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée.

Tableau 3.10 : Comparaison par régression linéaire entre les valeurs calculées par les différents modèles et les valeurs observées.

modèles	n	pente			Constante à l'origine			r ²
		valeurs	Différent de l	P	valeurs	Différent de 0	P	
SGR	28	0,95	non	0,09	8,14	non	0,23	0,98
DFR	28	0,90	oui	0,02	0,07	non	0,30	0,95
Général	90	1,05	non	0,12	0,52	non	0,50	0,92

3.2.4. Discussion

La croissance du loup

La croissance des téléostéens peut être affectée par la variation de facteurs environnementaux tels que la température ou la concentration en oxygène du milieu (Hepher, 1988). Le principal avantage de l'élevage en eau recyclée est la possibilité de maintenir ces facteurs à moindre coût pour optimiser la croissance (Maurel, 1984). Dans le cas de l'élevage de loups, ces paramètres sont maintenus à des valeurs stables de 22°C et 6 mg O₂.L⁻¹.

Différents types de modèles ont été développés pour estimer l'évolution de la croissance des poissons téléostéens. Les modèles basés sur des bilans énergétiques prennent en compte l'évolution de nombreuses variables telles que la température de l'eau, la concentration en oxygène et la qualité de l'alimentation (From et Rasmussen, 1984 ; Cuesco *et al.*, 1985 ; Muller-Feuga, 1990). Ces types de modèles semblent parfaitement adaptés aux élevages en cage et aux élevages en circuit ouvert qui sont fortement dépendants des conditions du milieu. Cependant, depuis les travaux de Parker et Larkin (1959) sur la truite (steelhead trout), de nombreux auteurs comme Koskela (1992) pour *Coregonus lavaretus*, Forsberg (1996) pour *Salmo salar* ou Alanära (1998) pour *Onchorynchus mykiss* et *Salvelinus alpinus* ont établi des modèles empiriques, souvent à partir de régressions logarithmiques. En intégrant la variable température, ces types de modèle peuvent être utilisables sur des élevages en circuit ouvert. D'ailleurs, en comparant ces deux méthodes de modélisation de la croissance, Van Der Meer et Van Dam (1998), observent que le modèle empirique de la croissance de *Colossoma macropomum* permet d'obtenir une aussi bonne prédiction que le modèle déterministe. Aussi, dans le cas d'un élevage en eau recyclée, où les conditions de température sont contrôlées, l'utilisation d'un modèle empirique semble beaucoup plus adaptée.

Des modèles existent pour l'espèce *D. labrax*. Barnabé (1976) décrit sa croissance par une évolution linéaire de la longueur de l'animal en fonction du temps. Cependant, malgré une certaine relation entre le poids et la longueur des loups (Ballestrazzi, 1998), cette représentation est difficilement utilisable pour la modélisation d'un système de production. Tanguy et Le Grel (1989) développent un modèle prenant en compte la notion de poids pour simuler la croissance du loup en cage (Équation 3.17). Néanmoins, l'application de ce modèle pour une température moyenne de 22°C ne convient pas à la simulation de l'évolution de la croissance des loups dans l'élevage en eau

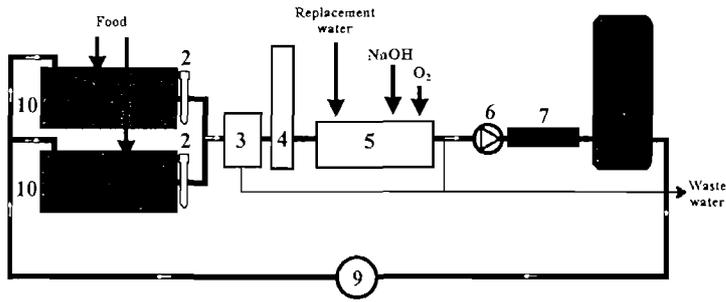


Figure 1: Recirculating rearing system diagram

1: rearing tank; 2: particulate separator; 3: mechanical filter; 4: CO₂ stripping system; 5: pumping tank; 6: pumps; 7: UV lights; 8: nitrifying biofilter; 9: warm-cold exchanger; 10: oxygen supply system.

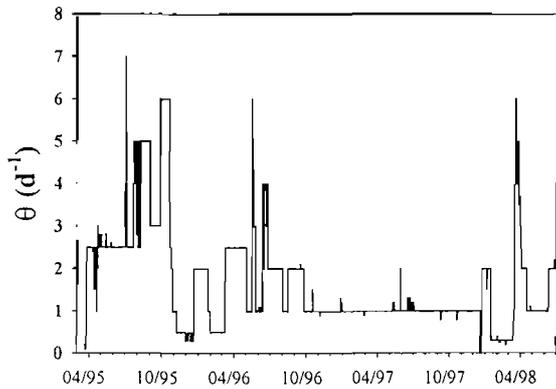


Figure 2: Temporal evolution of the replacement water flow rate

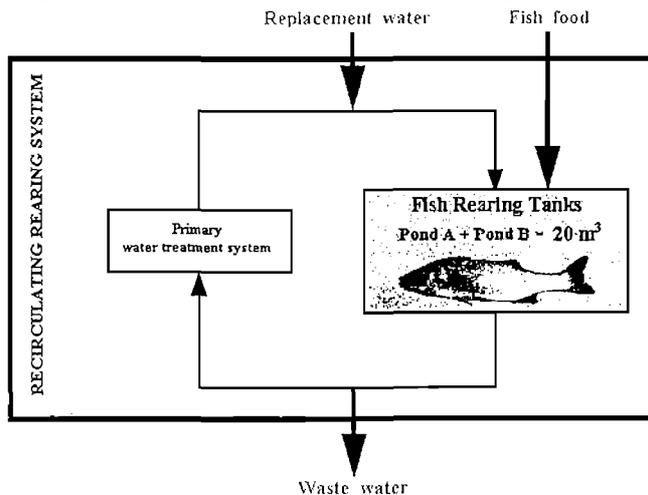


Figure 3: Fish rearing model

recyclée : les constantes déterminées dans le Tableau 3.10 sont significativement différentes de celles obtenues par l'Équation 3.17.

$$\text{Équation 3.17} \quad TCS = 0,3 \times e^{0,127T} \times W^{-0,34}$$

A température égale, la comparaison de ces deux relations met en évidence que les poissons d'un poids supérieur à 80 g ont une croissance significativement plus faible dans l'élevage en eau recyclée. Cette observation doit pourtant être nuancée sur le long terme car les élevages en cage souffrent des fortes variations de température au cours de l'année impliquant de fortes fluctuations du taux de croissance au cours de la période de grossissement. D'autre part, il faut noter que les élevages en cage présentent une densité trois à quatre fois plus faible que l'élevage intensif en eau recyclée. Aussi, il est possible que les fortes charges en poissons provoquent une limitation de leur croissance liées vraisemblablement à des problèmes de disponibilité de l'aliment. D'ailleurs, pendant la période où les poissons étaient inférieurs à 80 g (mars à juillet 1995), la densité était inférieure à 35 kg.m⁻³ et la croissance meilleure dans le système en eau recyclée.

Le modèle empirique développé au cours de cette étude semble bien adapté à la simulation de la croissance du loup en eau recyclée dans la mesure où il a pu être vérifié sur d'autres lots de poissons. Toutefois, pendant la période de juin 1996 à mai 1997 (période II ; Tableau 2.1), le nouveau lot de juvéniles mis en élevage dans le bassin B a une croissance beaucoup plus faible que celle observée avec le lot précédent, sans grandes modifications des conditions d'élevage. Cependant, pendant cette période, le bassin A est peuplé d'animaux beaucoup plus gros issus du premier lot. Par contre, dès le retour à un peuplement homogène entre les deux bassins (juin 1997), le taux de croissance évolue à nouveau selon l'Équation 3.8. Ainsi, il est probable que la présence des poissons de grosse taille dans un bassin soit responsable de la réduction du taux de croissance des juvéniles dans l'autre bassin. En effet, Le Gal (1988) rapporte qu'il existe des médiateurs chimiques intraspécifiques (phéromones) pouvant intervenir sur la stimulation sexuelle ou sur la croissance. La recirculation peut permettre la concentration d'éventuels médiateurs dans l'eau d'élevage.

L'évolution du taux de croissance pendant la période hétérogène a été définie pour les poissons appartenant au second lot (Équation 3.18). La valeur de l'exposant du poids n'est pas significativement différente de celle déjà définie pour l'Équation 3.8 (P=0,875). Par contre une différence significative peut être observée sur la pente indiquant que la croissance des petits poissons semble réduite lorsque les lots de poissons sont hétérogènes entre chacun des bassins.

$$\text{Équation 3.18} \quad TCS = 7,19 \times W^{-0,58}$$

Ainsi, dans un élevage en eau recyclée, il semble préférable de maintenir une population homogène dans les différents bassins d'un circuit afin d'assurer la meilleure croissance des poissons.

La ration alimentaire

Les travaux d'Elliot (1975) ont montré que le taux d'alimentation journalier de *Salmo trutta* alimenté avec *Gammarus* sp. décroît significativement avec le poids de l'animal. Depuis, cette

relation empirique de type puissance du poids a été mise en évidence chez d'autres espèces de poissons comme *Onchorynchus mykiss* (Faure, 1980 ; Alanara, 1994) ou *Coregonus lavaretus* (Koskela, 1992). Ces auteurs précisent que la température de l'eau d'élevage joue un rôle significatif sur l'évolution de la ration alimentaire, en modifiant la valeur de la pente des relations empiriques (constante α de l'Équation 3.11). D'ailleurs, les fabricants d'aliment prennent en compte ces deux paramètres pour l'établissement de leurs abaques d'alimentation.

Dans le cas de l'élevage de *D. labrax* en eau recyclée où les conditions de température et la qualité de l'aliment sont stables tout au long de la période d'étude, une relation unique est suffisante. Par comparaison avec les tables définies par le fabricant, les poissons de l'élevage consomment moins que ce qui est préconisé, surtout quand leur poids est supérieur à 30 g et quand la biomasse est supérieure à 20 kg.m⁻³. Ainsi, il est probable que cette plus faible consommation d'aliment soit en partie à l'origine du taux de croissance plus faible que celui observé dans les élevages en cage.

Quelques hypothèses peuvent tenter d'expliquer la réduction de la consommation d'aliment :

- Une mauvaise disponibilité de la nourriture liée au mode de distribution par rapport à la densité de population. Cette hypothèse est en cours de vérification dans le cadre de la mise en œuvre d'un protocole expérimental où varient le nombre de distributeur de nourriture pour une seule tige tactile (augmentation de la répartition de l'aliment), et le nombre de tiges tactiles pour un seul distributeur (augmentation de la demande alimentaire).
- Une qualité d'eau inappropriée peut être responsable de la réduction de l'appétit des animaux.

L'indice de conversion alimentaire

L'utilisation de l'aliment par les poissons peut être estimée à partir de l'indice de conversion alimentaire (équation 1-5). Cet indice indique le poids (en kg) d'aliment nécessaire pour produire 1 kilogramme de poisson. Il représente donc le rapport entre le taux d'alimentation et le taux de croissance (Équation 3.19).

$$\text{Équation 3.19} \quad IC = R/TCS$$

En ce qui concerne le loup élevé en eau recyclée, cet indice croît avec le poids moyen des animaux (Équation 3.20). Sur la truite arc-en-ciel, Muller-Feuga (1990) montre l'influence du poids sur l'IC et modélise cette relation à l'aide d'une loi logarithmique.

$$\text{Équation 3.20} \quad IC = 0,60 \times W^{0,19}$$

L'IC évolue entre 0,74 et 2,29 pour des poissons de 3 à 1000 g respectivement. Ces valeurs sont en accord avec celles observées chez cette espèce par Ballestrazzi *et al.* (1994, 1998) et Lemarié *et al.* (1998) qui les situent entre 1,4 et 2,0 pour des poids moyens situés entre 25 et 360 g. A partir d'un poids moyen de 115 grammes, l'indice de conversion de l'élevage de lousps en eau recyclée s'éloigne très nettement de la valeur déterminée par le fabricant, indiquant que l'aliment distribué est mal utilisé ou gaspillé (Figure 3.14). Le système de distribution de l'aliment à la demande installé dans les bassins d'élevage limite la quantité d'aliment gaspillé (Coves *et al.*, 1998). Il est donc vraisemblable que les animaux transforment mal la nourriture qu'ils consomment.

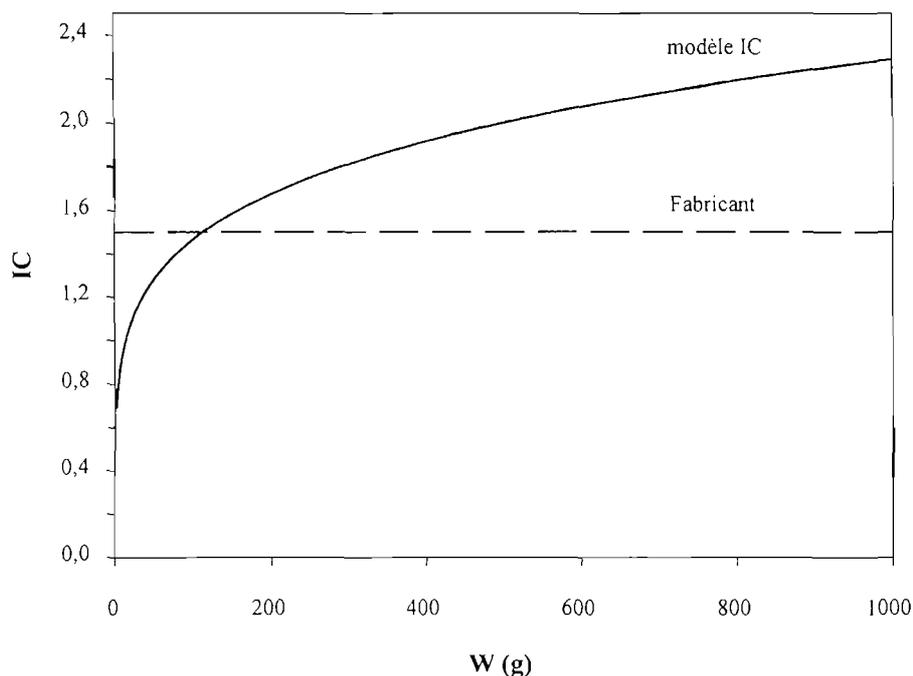


Figure 3.14 : Evolution de l'indice de conversion de la nourriture de l'élevage de lous en eau recyclée.

D'après l'Équation 1.6 définie par Ackefors et Enell (1990), l'indice de conversion alimentaire permet de déterminer la quantité d'azote excrétée par les lous. Avec une proportion moyenne de 2,0% d'azote dans le poids frais de loup (Vitale-Lelong, 1989 ; Spyridakis, 1989 ; Ballestrazzi *et al.*, 1994, 1998 ; Lemarié *et al.*, 1998 ; Lefebvre *et al.*, 1998), l'azote excrété par l'animal varie entre 88 et 80% de l'azote ingéré respectivement par des poissons de 1000 et 100 grammes (le reste de l'azote étant retenu par les poissons). De plus, la digestibilité des protéines de l'aliment étant généralement proche de 90% (Hepher, 1998, Dosdat *et al.*, 1996), le taux de production d'azote dissous représente 79 à 72% de l'azote ingéré. Cette estimation théorique de l'excrétion d'azote soluble est comparable à celle observée par Lemarié *et al.* (1998) qui évaluent que l'azote dissous (NOD+NID) représente entre 60 et 72% de l'azote ingéré par des lous de 100 à 380 grammes.

Taux de production d'azote dissous

Contrairement aux modèles simulant l'évolution de la croissance et de la ration alimentaire du loup, le taux d'excrétion en azote dissous n'est pas significativement lié au poids moyen des poissons ($P=0,11$), bien que l'excrétion azotée (en $\text{mg.kg}^{-1} \text{PF.j}^{-1}$) diminue avec le poids moyen des animaux. Les plus grandes variations sont observables pour les groupes de poids les plus faibles (inférieurs à 20 g) et semblent plus stables pour les autres groupes (Guérin-Ancey, 1976a). Dosdat *et al.* (1996)

observent que le taux d'excrétion (exprimé en pourcentage de l'azote ingéré), reste assez constant pour des poids de 10 à 100 g.

Le taux d'excrétion du loup présente de grandes variations par rapport à la qualité de l'aliment distribué (Ballestrazzi *et al.*, 1994, 1994) ou à la température de l'eau d'élevage (Guérin-Ancey, 1976). Ce dernier auteur précise que l'effet de la température est maximal à partir de 18°C et qu'elle n'évolue plus jusqu'à 24°C. Dans l'élevage en eau recyclée, le maintien permanent à une température supérieure à 18°C laisse supposer que les loup sont maintenus dans des conditions d'excrétion maximale.

La production d'azote par les systèmes d'élevage en circuit ouvert est déterminée essentiellement à partir de l'excrétion ammoniacale des poissons. Certains auteurs ont établi des relations linéaires qui mettent en évidence des taux de production d'azote exogène représentant de 25-38% à 53% de l'azote ingéré par la truite arc-en-ciel et la brème respectivement (tableau 1 - 5). D'autres auteurs observent une excrétion globale de 13-30% chez *Sparus aurata* à 52-71% chez *Salvenius namaycush* (Porter *et al.*, 1987 ; Krom et Neori, 1989 ; Jayaram et Beamish, 1992). Avec des taux d'excrétion ammoniacale de 31 à 58% de l'azote ingéré total, il semblerait que *D. labrax* appartienne au groupe d'espèces qui excrètent le plus d'azote. En plus de l'excrétion ammoniacale, Lemarié *et al.* (1998) précisent que chez le loup, l'azote organique dissous peut représenter une proportion importante de l'azote excrété avec des valeurs correspondant en moyenne à 24% de l'azote ingéré total. D'après ces auteurs, l'azote dissous total représente en moyenne 61% de l'azote ingéré.

Contrairement aux élevages en circuit ouvert, l'azote dissous dans l'effluent de l'élevage de loup en eau recyclée, ne dépend pas uniquement de l'excrétion des poissons. L'activité bactérienne du filtre biologique augmente fortement la proportion de nitrate au dépend de l'ammonium et de l'azote organique (la proportion d'azote organique est plus faible que celle estimée par Lemarié *et al.*, 1998). L'activité biologique totale du système d'élevage (bactéries et poissons) résulte en une diminution du taux de production d'azote dissous dans l'effluent lors de l'augmentation du degré de fermeture du circuit. Selon l'Équation 3.14, la production de NID chute de 65% à 35% de l'azote ingéré lorsque le renouvellement passe de 5 à 0,3 renouvellements du volume d'élevage par jour. Ainsi, plus le système d'élevage est fermé, moins il produit d'azote dissous. Au plus fort degré d'ouverture, la production d'azote par le système d'élevage en eau recyclée correspond approximativement à l'excrétion en azote dissous (NAT+NOD) observé par Lemarié *et al.* (1998). Avec un élevage de truite arc-en-ciel en eau recyclée fonctionnant avec 2 renouvellements par jour, Heinen *et al.* (1996) obtiennent, pour une qualité d'aliment comparable à celle de l'élevage expérimental de loup (PB=42% ; Lip=21%), un taux de production de NID représentant 50% de l'azote ingéré. Par comparaison, dans l'élevage de loup soumis à ce même taux de renouvellement, la production d'azote est estimée à 52%.

Plusieurs hypothèses peuvent être émises pour tenter d'expliquer cette réduction du rejet d'azote avec la fermeture du circuit :

1. *Augmentation de la prise azotée par les poissons ?*

Le passage d'un taux de renouvellement de l'élevage de 5 à 0,3 volumes par jour représenterait une assimilation de 42 à 50% de l'azote ingéré supposant une augmentation de la croissance des poissons. Or, cet élevage de loups en eau recyclée montre une croissance significativement plus faible que celle à laquelle on pourrait s'attendre par rapport aux observations dans les circuits ouverts (Tanguy et Le Grel, 1989).

Ainsi, l'hypothèse selon laquelle la rétention de l'azote alimentaire augmente avec la fermeture du circuit ne peut pas représenter une explication valable de la diminution de production d'azote dissous. Par ailleurs, la rétention d'azote représente généralement 10 à 15% de l'azote alimentaire avec toutefois un maximum pouvant atteindre 25% (Ballestrazzi *et al.*, 1994, 1998 ; Lemarié *et al.*, 1998).

2. *Diminution de la digestibilité de l'aliment ?*

Les facteurs influençant la digestibilité des protéines sont essentiellement liés à la qualité de l'aliment, à l'activité enzymatique et au temps d'exposition des aliments à ces enzymes (Hepher, 1988 ; Métailler, 1994 ; Rodrigues, 1995 ; Fernandez, 1998). D'autres facteurs secondaires peuvent intervenir avec notamment la concentration en oxygène dissous ou la qualité de l'eau d'élevage (Rodrigues, 1995 ; La Vorgna, 1998). Cependant, ces variations de la digestion sont relativement faibles et ne peuvent pas représenter des valeurs proches de 50%. Dans leur élevage en eau recyclée, Henein *et al.* (1996) n'observent pas de grosses variations de la digestibilité de l'aliment. En effet, l'azote particulaire observé en sortie de bassin d'élevage (10,6-11,5%) est pratiquement équivalent à la partie non-digestible des protéines de leur aliment (8.0 à 9.6%).

La diminution de la digestibilité des protéines ne peut donc pas expliquer la diminution de la production d'azote du circuit d'élevage quand son degré de fermeture augmente.

3. *Perte d'azote lors du nettoyage du filtre nitrifiant ?*

L'augmentation de la fermeture du circuit provoque un colmatage plus fréquent du filtre biologique impliquant des nettoyages (par rétrolavages) plus fréquents. Généralement, un nettoyage hebdomadaire est suffisant, mais, pour des taux de renouvellements inférieurs à 1 volume d'élevage par jour, le nombre de rétrolavages est doublé. A chaque backwash, près de 0,5 m³ est rejeté hors du système d'élevage. Chacune de ces interventions implique une perte ponctuelle de 2% de l'azote dissous produit par le système représentant une perte moyenne journalière de 0,3% lorsque le système est le moins fermé à 0,6% lorsque le système est le plus fermé (inférieur à 1 renouvellement par jour).

Ainsi, les pertes d'azote dissous liées au doublement du nombre de rétrolavages ne peut expliquer la réduction de 53% du taux de production d'azote par le système d'élevage lors du passage d'un taux de renouvellement de 5 à 0,3 volumes par jour.

4. *Dénitrification ?*

Il est probable que l'augmentation de la fermeture du circuit d'élevage implique la création de zones plus ou moins anoxiques dans la boucle de recyclage, particulièrement dans certaines

zones du filtre biologique. Ces conditions peuvent favoriser la production d'azote gazeux (N_2) pouvant être éliminé du système d'élevage dans la colonne de dégazage.

5. *Utilisation de l'azote produit par la biomasse bactérienne?*

L'augmentation du temps de séjour de l'eau de l'élevage permet de la même manière d'augmenter le temps de contact des bactéries avec l'azote dissous produit par les poissons. Ainsi, une plus grande partie de celui-ci peut être utilisé pour le développement de la biomasse bactérienne (notamment dans le filtre biologique). Par exemple l'élevage d'environ 1 tonne de loups de 170 g (cas de novembre 1995) impose une alimentation journalière d'environ 740 g d'azote dont 520 g seront excrétés sous forme dissoute. L'application d'un taux de renouvellement de 0,3 volume par jour impliquerait que près de 340 g N sont utilisés par les bactéries pour leur développement ou piégées dans la biomasse bactérienne. En supposant que les bactéries soient en moyenne composées de 25 % de protéines (4% d'azote) et de 20% de matière sèche (Metcalf et Eddy, 1991), la production journalière en bactéries devrait représenter environ 40 kg de matière fraîche éliminée lors des rétrolavages.

Le modèle général

L'erreur moyenne de l'estimation fournie par ce modèle est inférieure à 10%. On peut donc considérer qu'il donne des prédictions satisfaisantes de la concentration en NID dans l'effluent d'un élevage en eau recyclée. Par ailleurs, la Figure 3.13 indique qu'il répond correctement aux différentes variations du régime de fonctionnement de la salle d'élevage : la diminution de biomasse (pêche en août 1997) induit une réduction de la concentration dans l'effluent, l'augmentation de la fermeture du système d'élevage (janvier 1998 - avril 1988) provoque une augmentation de la concentration en azote. Le phénomène inverse est observable en mars 1998.

Toutefois, l'inconvénient de ce modèle est qu'il répond immédiatement à un changement. Dans la réalité, une variation de la concentration en azote dans l'effluent ne répond pas immédiatement à une variation du taux d'apport d'eau neuve dans le système d'élevage : en fonction de l'importance de la modification, la concentration en azote de l'effluent peut mettre 3 à 8 jours pour se stabiliser.

Domaine d'application de ce modèle

Le développement de ce modèle répond à la nécessité de disposer d'un outil efficace tant pour le législateur que pour l'éleveur, afin de prévoir sur le long terme la pollution induite par une installation aquacole en eau recyclée. Ainsi, cette simple relation permettra soit d'adapter les moyens de production au site d'installation soit de développer et d'optimiser des processus de traitement avant le rejet dans le milieu naturel. En effet, ce modèle peut présenter de nombreuses utilisations secondaires permettant d'optimiser la gestion du système d'élevage :

1. régler le débit de renouvellement en fonction du degré de fermeture souhaité

La notion de degré de fermeture, DF, d'un élevage en eau recyclée est caractérisé par l'apport d'eau neuve en fonction de la quantité d'aliment distribué. Cette forme d'expression, plus explicite que le taux de renouvellement du volume d'élevage, permet de prendre indirectement en considération la biomasse en poissons dans les bassins (la quantité d'aliment distribuée étant plus facilement mesurable que la biomasse dans les bassins). Dans cet élevage de loups en eau recyclée, le degré de fermeture, calculé selon l'Équation 3.21, varie entre 0,6 et 15 m³.kg⁻¹ de nourriture distribuée de juin 1997 à juin 1998 (Figure 3.15).

$$\text{Équation 3.21 } DF = Q / (83.10^{-6} \times n \times (W_0^{0,61} + 0,085t)^{0,97})$$

Lorsque l'on veut travailler avec un degré de fermeture constant ($DF = k$), le débit de renouvellement d'eau neuve doit être ajusté selon l'Équation 3.22. Le diagramme de la Figure 3.16 présente l'évolution temporelle théorique de l'ajustement du débit nécessaire par individu élevé pendant une année afin de maintenir l'élevage dans des conditions de fermeture de 0,05, 0,10 et 0,5 m³.kg⁻¹. Ainsi, l'évolution de la concentration en azote inorganique dissous dans l'effluent est représentée par l'Équation 3.23.

$$\text{Équation 3.22 } Q = k \times [83,6.10^{-6} \times n \times (W_0^{0,61} + 0,085t)^{0,97}]$$

$$\text{Équation 3.23 } NID = 0,084 \times [(n^{0,23} \times PB) / (V^{0,23} k^{0,77})] \times (W_0^{0,61} + 0,085t)^{0,22}$$

2. régler le débit de renouvellement en fonction d'une valeur seuil en NID

Ainsi, pour une valeur limite maximale en azote inorganique dissous dans l'effluent, DIN_{\max} , le débit d'eau neuve doit suivre l'inéquation suivante :

$$\text{Équation 3.24 } Q > 3,38.10^{-6} \times V^{-0,30} \times n^{1,30} \times PB^{1,30} \times NID_{\max}^{-1,30} \times (W_0^{0,61} + 0,085t)^{1,26}$$

3. prévoir la quantité d'azote rejetée par une unité de production.

L'intégration⁵ de la courbe simulée par l'Équation 3.16, permet de calculer la quantité totale d'azote produite par l'élevage. Par exemple, dans un élevage dont le taux de renouvellement est fixé à 0,3 volume d'élevage par jour, la production d'une tonne de poissons de 250, 500 et 1000 g à partir de poissons de 5, 10, 50 et 100 g induit un relargage d'azote entre 23 à 46 kg (Tableau 3.11). Ainsi, il est possible de prévoir la production maximale en fonction de futures normes de rejet.

⁵ par la création d'un programme informatique ou en utilisant une simple feuille de calcul de tableur.

Tableau 3.11 :Masse d'azote dissous relarguée (kg) lors de la production d'une tonne de loups .

Wf (g)	W ₀ (g)			
	5	10	50	100
250	34,7	34,4	29,9	23,3
500	39,8	39,6	37,5	34,2
1000	45,7	45,6	44,5	42,8

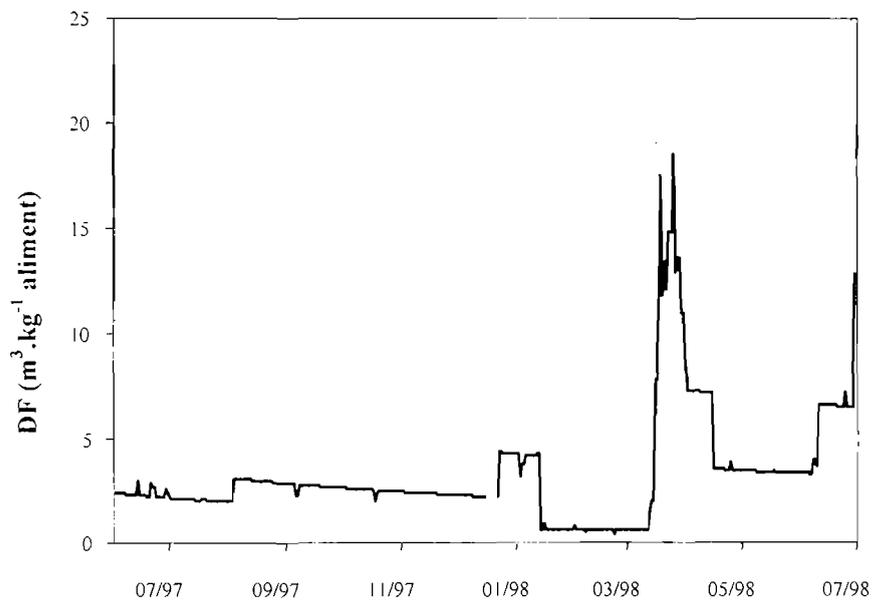


Figure 3.15 : Evolution du degré de fermeture (DF) du système d'élevage en eau recyclée.

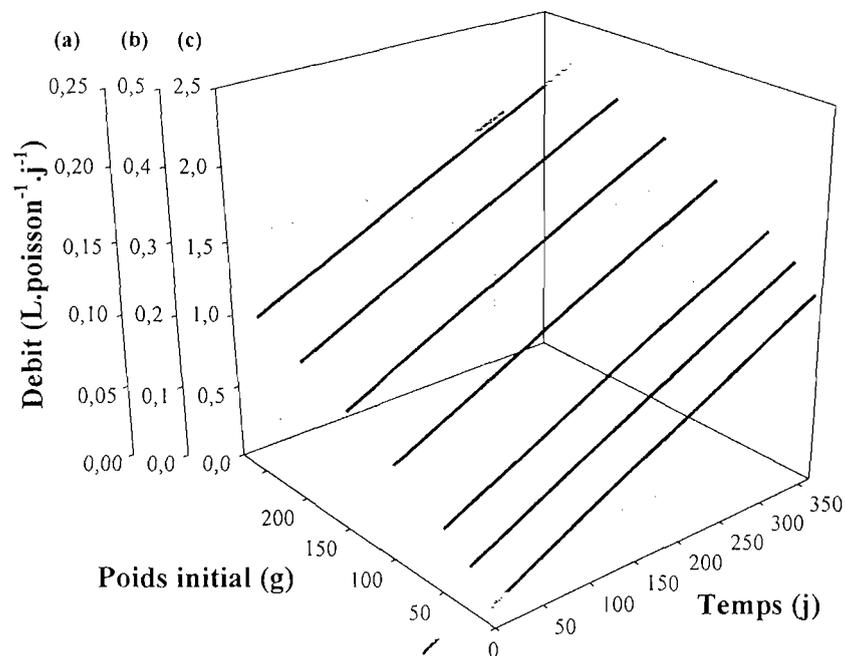


Figure 3.16 : Evolution de l'ajustement du débit de renouvellement en fonction du poids initial et du nombre de poissons pour un degré de fermeture de (a) $0,05 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ aliment, (b) $0,10 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ aliment et (c) $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ aliment.

3.2.5. Conclusion

Le modèle défini pour simuler la concentration en NID dans l'effluent d'élevage de *D. labrax* en eau recyclée est plus complexe que les relations observées dans les élevages en circuit ouvert. En effet, dans le filtre nitrifiant, les réactions bactériennes transforment l'azote excrété par les poissons en nitrate. Cette activité s'accompagne d'une consommation et d'un piégeage d'azote dans la biomasse bactérienne et vraisemblablement de phénomènes de dénitrification dans des poches anaérobies du filtre biologique. Ces phénomènes semblent d'autant plus importants que le circuit est fermé et il en résulte une diminution de la concentration en azote inorganique dissous dans l'effluent. Le modèle proposé prend en compte le bilan global lié à l'excrétion des poissons et à l'activité bactérienne et permet de déterminer sur le long terme (plusieurs années) l'évolution de la concentration en azote dissous dans l'eau de rejet par l'intermédiaire de 3 variables (le nombre de poissons, le débit de renouvellement d'eau neuve et le temps) et de 3 paramètres (le volume d'élevage, le poids initial en poisson et la proportion de protéine dans l'aliment). Sa simplicité lui permet d'être facilement transposable à l'élevage d'autres espèces en eau recyclée, sous réserve de recalculer les constantes des divers sous-modèles pour l'espèce choisie.

3.3. ESTIMATION DU TAUX DE PRODUCTION DE PHOSPHORE DISSOUS

Les orthophosphates n'étant pas fortement toxiques pour les poissons, cet élément n'a pas fait l'objet d'un suivi particulier bien que, dans un circuit fermé leurs concentrations puissent atteindre des niveaux importants (Pedersen, 1998). Le modèle permettant de déterminer le taux de production de phosphore en fonction des taux de renouvellement d'eau du système d'élevage est construit de la même manière que celui développé pour l'azote.

3.3.1. Structure du modèle

L'estimation du phosphore excrété (PE) dans l'effluent est représenté par l'Équation 3.25. En utilisant les modèles simulant l'évolution temporelle de la croissance et de la ration alimentaire des poissons, l'évolution de la consommation de phosphore (PI) peut alors être déterminée par l'Équation 3.26.

$$\text{Équation 3.25} \quad PE = (\Gamma_p / 100) \times PI$$

$$\text{Équation 3.26} \quad PI = (Pa / 100) \times A$$

Dans l'effluent de l'élevage de loups en eau recyclée le rapport moyen N/P (rapport de masse R_{NP}) reste assez stable. La concentration en phosphore inorganique (PID) dissous dans l'effluent peut être déterminée selon l'Équation 3.27.

$$\text{Équation 3.27} \quad PE = NE / (R_{NP})$$

L'excrétion en phosphore dissous peut par ailleurs être décrite par l'Équation 3.28 permettant ainsi de déduire l'évolution du taux de production de phosphore dissous par le système d'élevage par l'Équation 3.29.

$$\text{Équation 3.28} \quad PE = (1 / R_{NP}) \times \Gamma_N \times NI$$

$$\text{Équation 3.29} \quad \Gamma_p = (Na / Pa) \times (1 / R_{NP}) \times \Gamma_N$$

3.3.2. Résultats

Avec des taux de renouvellement d'eau neuve de 0,3 à 2 volumes par jour, les concentrations moyennes en phosphore observées dans l'effluent issu de la salle (Tableau 3.2 et Tableau 3.3) sont entre 8,5 et 9,7 fois plus faibles que les concentrations en azote. En utilisant une valeur moyenne de 9,1, l'évolution de la concentration en phosphore dissous dans l'effluent est représentée par la Figure 3.17. Ce modèle semble simuler correctement l'évolution de la concentration en phosphore inorganique dissous dans l'effluent d'élevage en eau recyclée entre juin 1997 et juin 1998. Toutefois, la comparaison réalisée par régression linéaire entre les valeurs calculées et les valeurs réelles montre que ce modèle présente une certaine tendance à surévaluer les concentrations

(Tableau 3.12) : la valeur de la constante à l'origine est positive et significativement différente de 0. De plus, la pente significativement différente de 1 ne permet pas d'attester la validité de ce modèle.

Tableau 3.12 : Comparaison par régression linéaire entre les valeurs calculées et observées pour le modèle simulant l'évolution de la concentration du phosphate.

	valeur	P	conclusion
pente	0,86	0,043	différent de 1
constante	0,40	0,012	différent de 0
R ²	0,77		

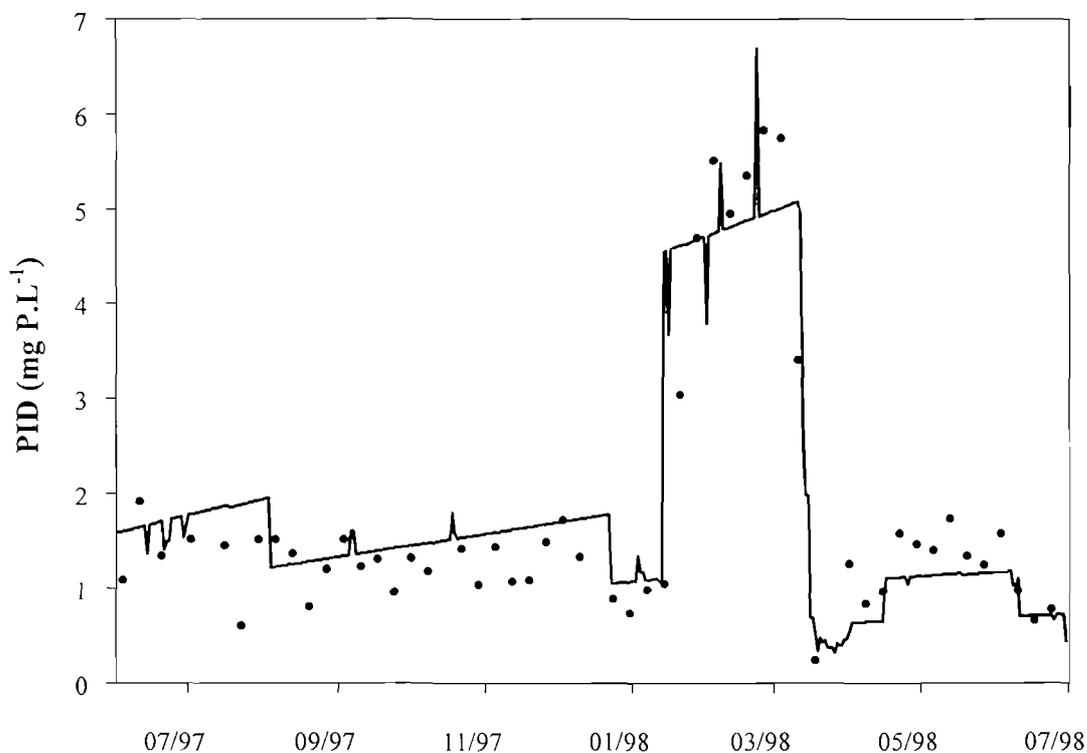


Figure 3.17 : Simulation de l'évolution de la concentration en phosphore inorganique dissous dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée.

3.3.3. Discussion et conclusion

Le taux de production de phosphore par les poissons du système d'élevage en eau recyclée estimé par rapport à celui de l'azote évolue entre 22 et 35% du phosphore total ingéré pour des taux de renouvellement entre 0,3 et 2,0 volumes d'élevage par jour. Ces valeurs semblent en accord avec les

résultats de la littérature où les valeurs recensées évoluent entre 17 et 41% Ballestrazzi *et al.*, 1994, 1998 ; Lemarié *et al.*, 1998). Toutefois, les comparaisons sont difficiles car la digestibilité du phosphore dépend de l'aliment utilisé et de sa composition en phosphore organique (Riche et Brown, 1987).

La modélisation de l'évolution de la concentration en phosphore dissous dans l'effluent de l'élevage de loups en eau recyclée est finalement moins aisée que celle de l'azote inorganique dissous. En effet, l'ammonium est éliminé de l'organisme par transferts passifs à travers les tissus branchiaux (Smith, 1929), alors que le phosphore fait intervenir le système rénal par des processus actifs, consommateurs d'énergie (Dosdat, 1992b). D'autre part, le phosphore étant un composé essentiel notamment dans la constitution des molécules de stockage d'énergie (ATP), l'organisme aura tendance à limiter les pertes de cet élément en favorisant son accumulation dans les tissus de réserves tels que les tissus osseux. De plus, le phosphore étant naturellement rare dans le milieu naturel, les poissons ont développé des systèmes d'absorption du phosphore inorganique dissous dans le milieu (Dosdat, 1992b). De plus, les bactéries du système d'élevage utilisent ce phosphore et sont capables de l'accumuler sous forme de polyphosphates dans la cellule.

L'utilisation du phosphore par les poissons fait intervenir des processus beaucoup plus complexes que dans le cas de l'azote. Il en résulte que la simulation de l'évolution de la concentration en orthophosphates dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée qui n'est pas significative.

3.4. CONCLUSION

L'élevage de poissons en milieu recyclé nécessite de maintenir certaines variables physico-chimiques de l'eau (OD, T et pH) à un niveau proche de celui d'une eau océanique. Par ailleurs une unité de décantation sépare les matières en suspension et permet d'obtenir un effluent faiblement concentré en azote et phosphore particulaire. Dans le décanteur, la minéralisation de la matière organique tend à diminuer la concentration en OD et le pH de l'effluent à traiter.

Par rapport à un élevage en circuit ouvert, l'effluent issu de l'élevage en eau recyclée est chargé en substances inorganiques dissoutes, qui constituent l'essentiel de l'azote et du phosphore total. L'activité bactérienne du filtre biologique de la boucle de traitement primaire transforme une part importante de l'azote total en nitrate. Dans ce type d'effluent, les substances organiques (carbone, azote et phosphore) sont faiblement représentées. Une unité de traitement biologique du type lagunage peut convenir pour éliminer une partie des substances dissoutes avant rejet de l'effluent dans le milieu extérieur ou réutilisation dans le système d'élevage.

Les concentrations en azote et phosphore inorganique dissous sont dépendantes des événements intervenants dans le système d'élevage (pêches, changement de taux de renouvellement). Aussi, la construction de deux modèles empiriques permet d'estimer les concentrations en NID et PID dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée. Ces modèles font intervenir trois sous-modèles permettant d'estimer l'évolution de la croissance des poissons, de la ration alimentaire et des taux de production d'azote et phosphore par le système d'élevage.

Outre leur utilité pour l'estimation de la charge polluante permettant ainsi de prévoir le dimensionnement d'une éventuelle unité de traitement, ces modèles constituent un outil d'aide à la gestion d'un tel système d'élevage.

La charge polluante produite par une tonne de poissons équivaut à celle de 14 à 25 habitants (Bergheim *et al.*, 1982). La réalisation d'un lagunage traditionnel nécessitant $11 \text{ m}^2 \cdot \text{habitant}^{-1}$ (CEMAGREF, 1997), la surface de lagunage nécessaire au traitement des rejets issus d'un élevage de loups en eau recyclée est estimée entre 155 et 275 m^2 par tonne de poissons. Le traitement de ce même effluent par un lagunage à haut rendement algal devrait permettre de réduire de manière importante les surfaces nécessaires.

**Chapitre 4. ETUDE EN LABORATOIRE DE LA
CROISSANCE ET DE L'ABSORPTION
ALGALE**

Le développement des algues est particulièrement important dans les lagunes côtières soumises à de fortes charges en sels nutritifs (Sfriso *et al.*, 1989 ; Fillit, 1995). De nombreuses études montrent leur capacité d'absorption des nutriments et leur utilité pour le traitement des eaux usées (Goldman, 1974 ; Oswald, 1988). De plus, l'intérêt de l'utilisation des macroalgues pour le traitement des eaux usées en eau salée a été démontré dès la fin des années 70 dans des mélanges d'eau usée et d'eau de mer (Goldman, 1974 ; Prince, 1974, Guist et Humm, 1976).

Aussi, quelques auteurs se sont particulièrement intéressés au traitement des effluents de piscicultures marines par des espèces de macroalgues telles que les gracilaires ou les ulves (Harlin, 1978 ; Vandermeulen et Gordin, 1989 ; Cohen et Neori, 1991 ; Jiménez del Rio, 1994). Certains ont même réalisés quelques essais d'élevage en circuit fermé par un système de recirculation des effluents dans des bassins à macroalgues (Harlin, 1978 ; Neori, 1996). Toutefois, ces essais de traitement ont été réalisés sur des effluents dont les concentrations en azote sont faibles. En effet, l'azote présent dans l'effluent étant essentiellement sous la forme ammoniacale (la plus toxique pour les poissons), de forts débits de renouvellements sont imposés.

Dans le cas des élevages en eau recyclée où l'azote ammoniacal est transformé en nitrate, les concentrations dans l'effluent peuvent être beaucoup plus importantes. Aussi, le premier objectif de ce chapitre est d'évaluer le comportement de trois espèces de macroalgues (*Ulva rigida*, *Gracilaria gracilis* et *Chaetomorpha linum*) dans des conditions de fortes concentrations en azote (nitrate) et en phosphate. Afin de mettre en évidence l'aptitude de ces algues pour le traitement et leur utilisation potentielle, l'étude de leur croissance et de leur capacité d'absorption sera réalisée sur un milieu de culture fortement concentré en nutriments.

La seconde partie de ce chapitre sera consacrée à l'étude des effets des conditions du laboratoire sur la croissance et la vitesse d'absorption des ulves. Aussi, la qualité de lumière, la concentration en nutriment et la présence d'oligo-éléments seront testées au cours de cette étude.

4.1. ABSORPTION DES NUTRIMENTS PAR LES MACROALGUES EN MILIEU A FORTE CONCENTRATION

4.1.1. Méthode expérimentale

L'étude de la capacité d'absorption des nutriments a été réalisée sur trois espèces de macroalgues couramment observées dans les zones eutrophisées des lagunes languedociennes et connues pour leur grande ubiquité. Les thalles de ces différentes algues (*Ulva lactuca*, *Chaetomorpha linum* et *Gracilaria gracilis*) ont été récoltés dans l'étang de Thau, sur le site du Mourre Blanc (avril 1997), débarrassés de leurs éventuels épiphytes puis rincés avec de l'eau de mer filtrée (100 µm) et stérile. Les thalles de chacune des espèces sont fragmentés, séchés sur papier absorbant puis répartis en lots de 5 grammes de biomasse fraîche. Quatre lots de chacune des espèces sont mis en culture dans de petits aquariums (total de 12 aquariums) contenant 3 litres d'une solution d'eau de mer dans laquelle l'azote et le phosphore ont été apportés sous forme de sels de sodium (NaNO₃ et NaH₂PO₄, Merck). Ces aquariums sont maintenus sous les conditions contrôlées du laboratoire avec une température et une photopériode de 21°C et 18 heures d'éclairement par jour respectivement. Le rayonnement est assuré par deux lampes à sodium qui fournissent une luminosité totale de 10000 lux (environ 180 µE.m⁻².s⁻¹). Le maintien des algues en suspension, l'aération et l'homogénéisation du milieu sont réalisés par un système de barbotage d'air. Cette expérience se décompose en deux parties. Lors de la première période (Phase I), les différents groupes d'aquariums ont été alimentés en nutriments selon les concentrations décrites dans le Tableau 4.1. Lors de la seconde période (Phase II), après 14 jours de culture, deux aquariums de chaque groupe subissent un dopage supplémentaire permettant de ramener les concentrations en nutriment vers leur niveau de départ. Les deux autres aquariums ne reçoivent aucun apport supplémentaire. Pendant les 27 jours de suivi, l'évolution de la concentration en nitrate et phosphate sera contrôlée régulièrement par prélèvement régulier d'échantillons de 10 mL, filtrés sur filtres Wathman GF/C. La matière sèche des algues est déterminée avant et après chaque expérience en pesant après séchage de 48 heures à 60°C un aliquote de chacune des espèces. Le taux de croissance spécifique est calculé selon l'Équation 4.1 (D'Elia et DeBoer, 1978). La vitesse d'assimilation initiale des nutriments (moyenne sur les 24 premières heures) et les taux d'assimilation de l'azote et du phosphore dans les algues (en mg de nutriment par g d'algue) sont respectivement calculés selon l'Équation 4.2 et l'Équation 4.3.

Tableau 4.1 : Concentrations initiales dans le milieu de culture des 3 groupes d'aquariums.

Groupe	Espèces	N-NO ₃ ⁻ (mM)	P-PO ₄ ³⁻ (mM)	N/P
I	<i>U. rigida</i>	2000	150	13,3
II	<i>C. linum</i>	2000	150	13,3
III	<i>G. gracilis</i>	500	50	10

Équation 4.1 $TCS = [\ln(PS_i / PS_f) / \Delta t] \times 100$

Équation 4.2 $v_i = [(SN_0 - SN_1) \times V] / (24 \times PS_i)$

Équation 4.3 $TA_{SN} = SN_{ass} / (PS_f - PS_i)$

les indices i et f représentant respectivement le temps initial et final de l'expérience. Les indices 0 et 1 pour le nutriment SN représentent les concentrations en ce nutriment pour le jour 0 et jour 1 respectivement. v et TA représentent respectivement la vitesse d'assimilation initiale et le taux d'assimilation pour le nutriment SN.

4.1.2. Résultats

Croissance spécifique

Après 27 jours de culture en aquarium, les trois espèces de macroalgues présentent une nette augmentation de leur biomasse (Tableau 4.2). Les plus fortes augmentations de poids sont observées chez *C. linum* (208 à 212%) impliquant un taux de croissance moyen de 4,18 %.j⁻¹. Les ulves et les gracilaires montrent de plus faibles croissances avec des valeurs moyennes respectives de 3,2 et 2,9 %.j⁻¹.

Tableau 4.2 : Croissance des algues dans le milieu expérimental.

espèce	Dopage	Wi (g PS)	Wf (g PS)	SGR (%.j ⁻¹)
<i>Ulva rigida</i>		1,13	2,64 – 2,71	3,14 – 3,24
<i>Chaetomorpha linum</i>	1	0,75	2,31 – 2,34	4,16 – 4,21
<i>Gracilaria gracilis</i>		0,75	1,64 – 1,65	2,93 – 2,94
<i>Ulva rigida</i>		1,13	3,11 – 3,60	3,75 – 4,29
<i>Chaetomorpha linum</i>	2	0,75	2,57 – 3,93	4,56 – 6,13
<i>Gracilaria gracilis</i>		0,75	1,67 – 2,10	2,99 – 3,84

Les aquariums ayant subis un apport supplémentaire de nutriments montrent une amélioration notable de la croissance de toutes les espèces algales. Le taux de croissance spécifique progresse de 16% (gracilaires) à 28% (*Chaetomorpha*). Néanmoins, il faut noter que les ulves présentent des signes de dégénérescence avec de nombreuses zones de nécrose.

Absorption de l'azote

Dans les différents aquariums, l'évolution du nitrate montre une diminution significative de sa concentration au cours du temps (Figure 4.1). Les vitesses initiales d'absorption de l'azote sont respectivement de 0,19, 0,14 et 0,10 mg N.g⁻¹ PS.h⁻¹ pour les ulves, les chaetomorphes et les gracilaires.

Pendant la phase I de l'expérience, les aquariums contenant les ulves et les gracilaires révèlent une forte réduction de la concentration en nitrate : près de 65 et 75% de l'azote ont respectivement disparu de ces groupes d'aquarium pendant ces 14 jours. Pour chacune de ces deux espèces, l'évolution temporelle de cette disparition peut être ajustée avec satisfaction à une relation linéaire ($P < 0,001$; $r^2 > 0,80$) dont la pente exprime le taux d'absorption du nitrate par les algues en présence. De la même manière, lors de la phase II, le second apport de nutriments montre un bon ajustement selon une droite dont la pente n'est pas significativement différente de celle de la première phase (Tableau 4.3). Par contre, les aquariums n'ayant subi aucun dopage supplémentaire ont une cinétique d'absorption plus lente, qui, dans le cas de *Ulva rigida* peut représenter une chute de 50%. Dans le cas de *G. gracilis*, les concentrations chutent vers des valeurs à la limite du détectable. En outre, pendant la période totale, les concentrations observées dans les aquariums n'ayant reçu qu'un seul dopage en nutriment peuvent être ajustées par une relation exponentielle du temps mettant en évidence une absorption plus lente lorsque la concentration en azote diminue. D'après le taux de croissance moyen et la quantité d'azote disparue du milieu de culture, les ulves ne semblent pas saturées par la concentration en azote dans le milieu de culture. En effet l'estimation de la cinétique d'absorption dans les conditions du laboratoire n'est pas représentée par une courbe michaelienne mais par une droite.

Après 27 jours de culture, 92 à 98% de l'azote du milieu est absorbé par les ulves alors que les gracilaires ont éliminé près de 100% de la masse azotée. Toutefois, la concentration en azote disponible pour ces dernières est quatre fois plus faible que pour les ulves.

Tableau 4.3 : Valeurs des pentes simulant la disparition de l'azote.

Espèce	Phase I	Phase II	
	1 ^{er} dopage	2 nd dopage	sans dopage
<i>Ulva rigida</i>	-1,33	-1,36	-0,63
<i>Gracilaria gracilis</i>	-0,42	-0,58	non déterminé

L'évolution de la concentration en nitrate dans les aquariums à *C. linum* est particulière : une chute brutale apparaît pendant les quatre premiers jours, puis, les jours suivants, l'absorption est fortement ralentie au point de ne plus montrer de différence significative entre les prélèvements successifs. Un relargage d'azote peut même être observé dès le septième jour. Le dopage supplémentaire de la seconde phase implique une réponse comparable avec une forte absorption de l'azote pendant la première journée. Ensuite, la diminution de la concentration reste faible. Après 27 jours de culture, seulement 72 à 75% de l'azote dissous est éliminé par cette algue.

Malgré une croissance plus faible que celle des chaetomorphes, les ulves présentent une absorption de l'azote beaucoup plus importante. Ainsi, l'absorption d'azote chez les ulves semble nettement plus importante avec des valeurs estimées entre 5 et 5,5% de la biomasse algale produite. Les autres algues semblent présenter des besoins plus limités en azote avec une absorption moyenne respective de 4,1 et 2,6% pour les chaetomorphes et les ulves (Tableau 4.4). Les algues ayant subi un second

dopage d'azote montrent une proportion en azote légèrement plus faible que celle n'ayant subi qu'un dopage unique.

Tableau 4.4 : Consommation des nutriments par les différents espèces d'algue.

Espèce		N consommé (mg)	TA _{NO3} mg N.g ⁻¹ PS	P consommé (mg)	TA _{PO4} mg N.g ⁻¹ PS	N/P moyen
<i>U. rigida</i>		82,4 – 85,4	54,1 - 54,6	10,2 – 13,6	6,5 – 9,0	15,6
<i>C. linum</i>	1 dopage	62,8 – 65,1	39,5 – 41,7	13,5 – 13,6	8,5 – 8,7	10,4
<i>G. gracilis</i>		23,9 – 24,0	26,4 – 26,7	5,0 – 5,2	5,5 – 5,8	10,3
<i>U. rigida</i>		68,0 – 122,8	37,4 – 38,6	26,3 – 27,7	8,7 – 14,5	
<i>C. linum</i>	2 dopages	100,4 – 126,7	50,7 – 51,2	24,9 – 26,9	10,9 – 12,6	
<i>G. gracilis</i>		36,4 – 39,6	29,2 – 39,4	9,8 – 10,1	7,5 – 10,6	

Absorption du phosphore

L'absorption du phosphate par les différentes macroalgues montre de grandes différences dans l'évolution temporelle de la réduction de la concentration de l'eau (Figure 4.2).

Les aquariums d'ulves présentent une absorption très rapide avec plus de 90% après 48 heures de culture. Pendant le reste de la phase I, la masse d'azote reste faible dans les aquariums avec des concentrations résiduelles proches de 0,5 mg.L⁻¹. L'apport supplémentaire de phosphore dans le milieu de culture provoque une réponse immédiate et équivalente à la précédente avec plus de 90% d'élimination dès la première journée. Par contre, les aquariums qui n'ont pas reçu d'apport supplémentaire présentent un relargage de phosphate dans le milieu.

Chez *C. linum*, l'absorption des phosphates s'effectue après un temps de latence de deux jours à la suite duquel plus de 75% du phosphore est absorbé lors des deux jours suivants. Pendant la seconde phase, l'apport supplémentaire de phosphore provoque à la fois une réduction du temps de latence (1 jour) et une réponse plus rapide de l'absorption : 75% pendant la journée suivante. Aucun relargage de phosphore n'a été observé dans le milieu de culture des aquariums non redopés. La concentration résiduelle est proche de 0,5 mg.L⁻¹.

La cinétique d'absorption du phosphore par les gracilaires est plus lente que celle des autres espèces. A l'instar des autres algues, un dopage supplémentaire provoque une absorption plus rapide du phosphore (un facteur 2) qui reste toutefois plus lente que celle des autres algues. La concentration résiduelle dans les algues non redopées montre des valeurs inférieures à 0,1 mg.L⁻¹.

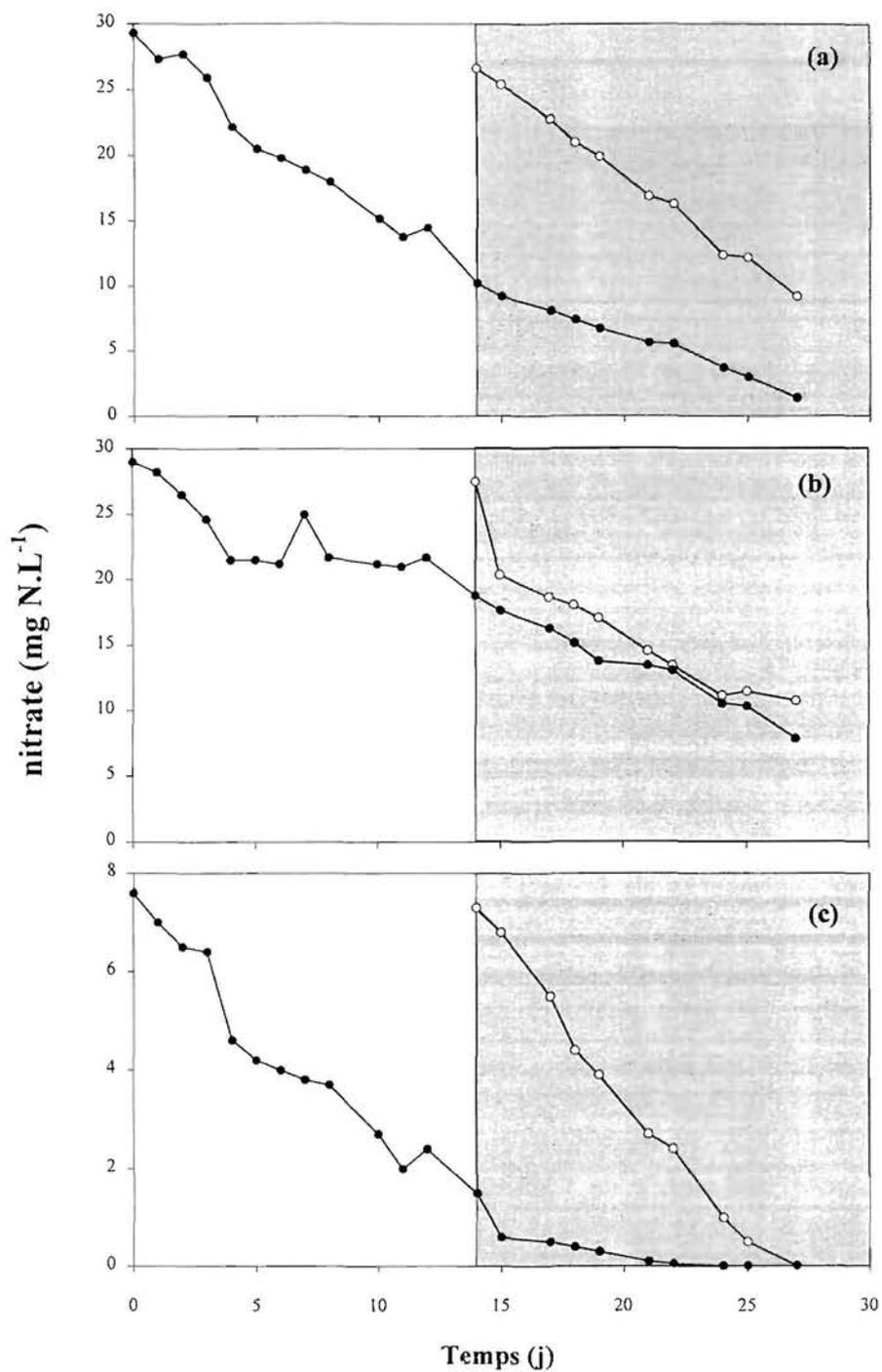


Figure 4.1 : Evolution de la concentration moyenne en nitrate dans les milieux de culture de *U. rigida* (a), *C. linum* (b) et *G. gracilis* (c).

fond blanc : phase 1 ; fond gris : phase 2 ; cercles fermés : expérience avec un dopage unique ; cercles ouverts : aquariums ayant subi un apport complémentaire en nutriments.

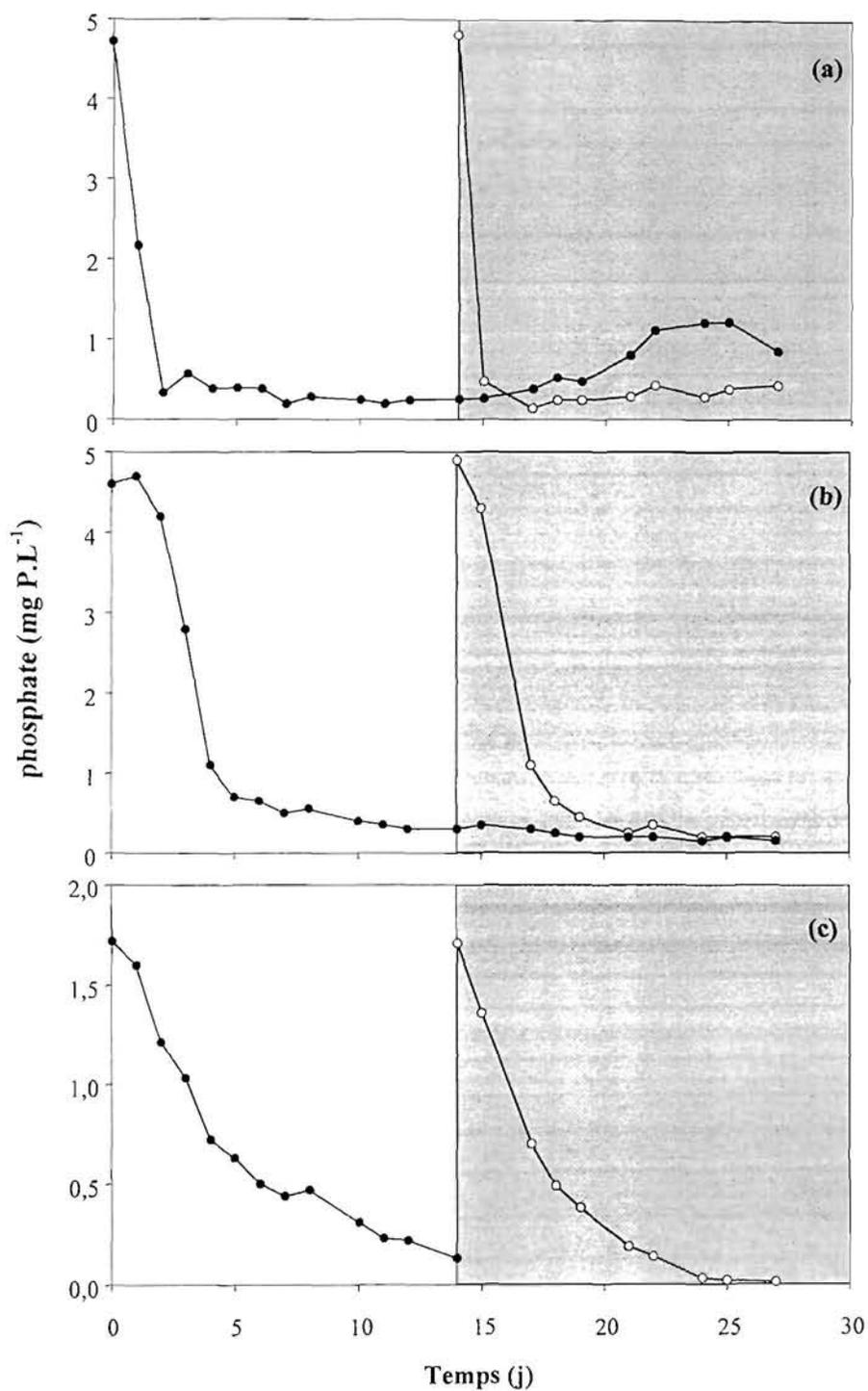


Figure 4.2 : Evolution de la concentration moyenne en phosphate dans les milieux de culture de *U. rigida* (a), *C. linum* (b) et *G. gracilis* (c).

fond blanc : phase 1 ; fond gris : phase 2 ; cercles fermés : expérience avec un dopage unique ; cercles ouverts : aquariums ayant subi un apport complémentaire en nutriments.

4.2. IMPACT DES CONDITIONS DU LABORATOIRE SUR LA CROISSANCE ET L'ABSORPTION DES ULVES**4.2.1. Méthode**

Afin de mettre en évidence l'influence de certains facteurs du milieu de culture sur l'état de santé des ulves, l'étude de la variation de la concentration en nutriment, de la qualité de la lumière et de l'apport en oligo-éléments a été réalisée. L'étude de la combinaison de ces trois facteurs a été réalisée à partir de huit groupes de deux aquariums dont les milieux de culture sont décrites dans le Tableau 4.5. Les conditions de culture de l'expérience précédente sont représentées par le groupe 6. Les fragments d'ulves (récolte de juin 1997) préparés selon le même protocole que celui décrit précédemment sont introduits dans chaque aquarium. La durée totale de l'expérience est de 14 jours.

Tableau 4.5 : Conditions de culture des fragments d'ulves.

Groupe	Nutriments (μM)	Source lumineuse	Oligo-éléments
	$\text{NO}_3^- / \text{PO}_4^{3-}$		
1	500 / 50	Lampe sodium	Oui
2	500 / 50	Lampe sodium	non
3	500 / 50	Tube néon	Oui
4	500 / 50	Tube néon	non
5	2000 / 150	Lampe sodium	Oui
6	2000 / 150	Lampe sodium	Non
7	2000 / 150	Tube néon	Oui
8	2000 / 150	Tube néon	Non

4.2.2. Résultats**Taux de croissance**

Les différents taux de croissance observés dans les différents milieux de cultures sont résumés dans le Tableau 4.6. D'une manière générale, les milieux à fortes concentrations en nutriment semblent permettre une légère amélioration de la croissance des ulves. Toutefois, la comparaison (test-t) des différents groupes ne permet pas de mettre en évidence une influence significative de la concentration sur la croissance. De la même manière, dans les conditions de culture testées, aucune des trois variables ne semble avoir d'influence significative sur la croissance de cette algue.

Toutefois, les taux de croissances obtenus dans ces divers milieux de culture (notamment dans le cas du groupe 6), sont significativement plus importants que ceux observés lors de l'expérience précédente avec des valeurs deux fois plus importantes.

Tableau 4.6: Taux de croissance moyen (%.j⁻¹) des fragments d'ulves dans les différents milieux de culture.

	Faible SN		Fort SN	
	- oe	+ oe	- oe	+ oe
Tubes néon	6,28	6,50	6,57	5,92
Lampes sodium	5,78	5,65	6,62	6,97

oe : oligo-éléments ; SN : concentration en nutriments

Absorption des nutriments

La concentration en nutriments dans les milieux intervient sur la cinétique d'absorption des nutriments dissous dans le milieu. La vitesse d'absorption initiale est nettement plus rapide dans le cas des algues cultivées sous de fortes concentrations : en effet, dans le cas de l'azote, la vitesse est de 0,3 à 0,4 et 0,5 à 0,8 mg N.g⁻¹ PS.h⁻¹ pour les faibles et les fortes concentrations en nitrate respectivement. Dans le cas du phosphore, ces vitesses sont de 0,08 à 0,13 et de 0,39 à 0,49 mg P.g⁻¹ PS.h⁻¹ pour les mêmes conditions de concentration en phosphate.

La Figure 4.3 indique que les cultures d'algues exposées aux faibles concentrations présentent une élimination quasiment totale de l'azote après 5 jours de culture. Le phosphate reste à des concentrations résiduelles proches de 0,1 mg/l. Les cultures exposées aux fortes concentrations en nutriments montrent une élimination de plus de 90% de la masse initiale en azote. Ces algues absorbent deux fois plus d'azote que celles cultivées dans de faibles concentrations pendant la même période. Dans le cas du phosphore, l'élimination est beaucoup plus rapide.

Malgré une absorption plus importante dans les milieux de culture à fortes concentrations en nutriments, le taux de croissance reste stable et implique que le nitrate et le phosphate retenus dans les tissus algaux est significativement plus important chez les ulves exposées aux plus fortes concentrations en nutriment. Après deux semaines de culture, la composition chimique de la biomasse formée semble présenter un taux d'incorporation de l'azote 3,1 à 3,8 fois supérieures dans le milieu avec une concentration 4 fois plus importante en nitrate et une rétention du phosphore 2,5 à 2,8 fois plus importante dans le milieu comportant une teneur 3 fois plus concentrée en phosphate. Comme dans le cas de la croissance, l'apport d'oligo-éléments dans le milieu de culture n'apporte pas d'amélioration significative de l'absorption des nutriments par les algues. Les milieux de culture ne sont donc pas limitants pour le développement algal dans ce milieu de culture. De même, la qualité de la source lumineuse apportée aux ulves (tubes néon ou lampes à sodium) ne semble pas modifier de manière significative l'absorption des nutriments.

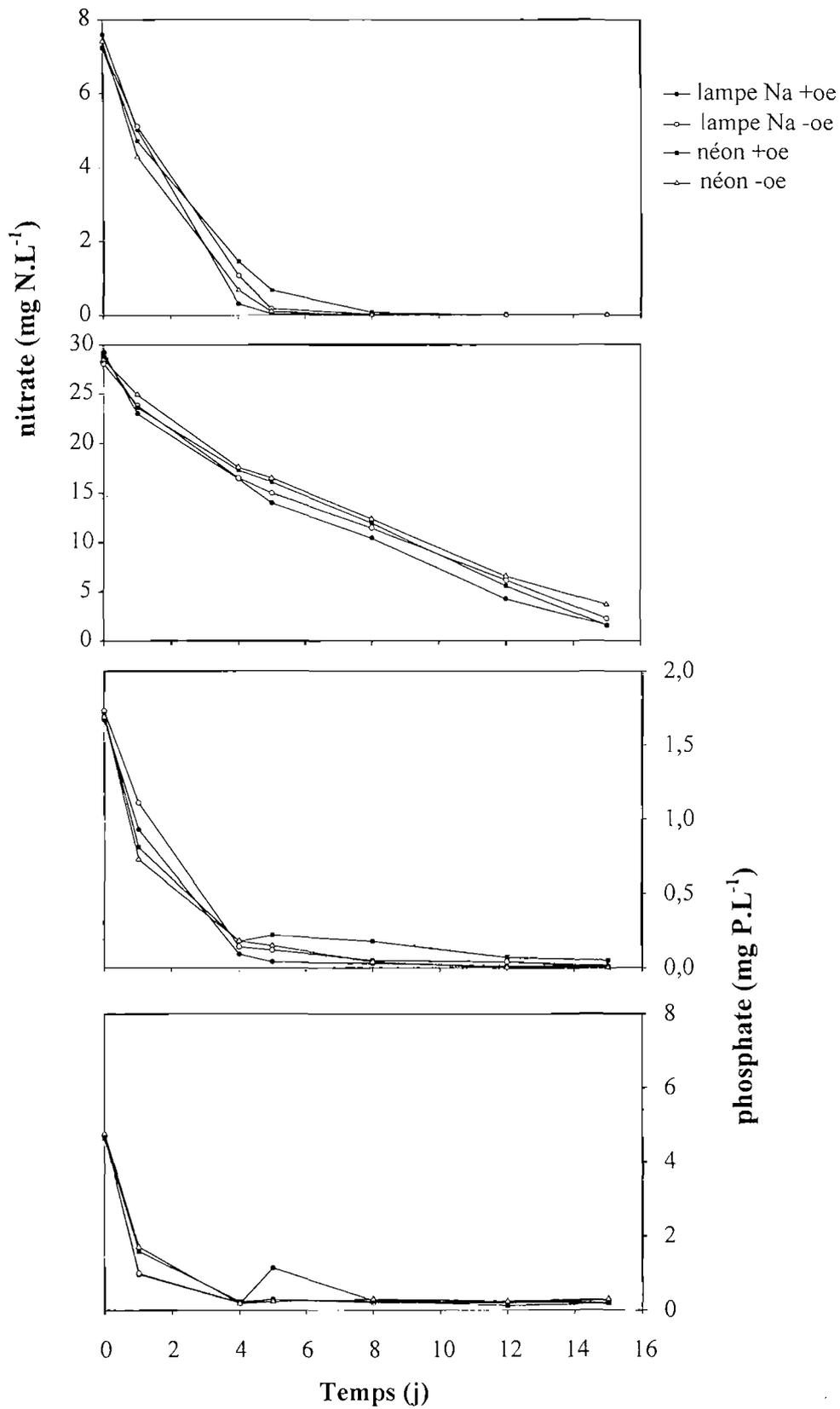


Figure 4.3 : Evolution de la concentration en nitrate et phosphate dans les différents milieux de culture.

4.3. DISCUSSION

Croissance

Les croissances observées pour les ulves sont de l'ordre de grandeur observée par certains auteurs travaillant dans les conditions du laboratoire (Guist et Humm, 1976 ; Floreto *et al.*, 1993, 1994). Toutefois, ces valeurs sont nettement plus faibles que celles observées dans les conditions naturelles ou dans les systèmes de traitement d'effluents marins avec lesquels des valeurs supérieures à $12\%.j^{-1}$ sont couramment recensées (Duke *et al.*, 1986 ; Néori *et al.*, 1991, Jiménez del Rio *et al.*, 1994, 1996). Néanmoins, ces auteurs utilisent l'azote ammoniacal, la forme de l'azote inorganique la mieux assimilable par les algues (Mc Carthy *et al.*, 1977 ; Neori, 1996). D'ailleurs, Duke *et al.* (1986) précisent que l'apport de nitrate peut être responsable d'une forte réduction de la croissance des ulves. En plus, les concentrations apportées par ces auteurs sont nettement plus faibles avec un renouvellement continu alors que dans cette étude, l'apport est ponctuel avec de fortes concentrations. Vandermeulen et Gordin (1991) montrent que l'apport continu d'azote est préférable pour la croissance par rapport à des dopages successifs.

D'autre part les conditions saisonnières pendant lesquelles ces ulves ont été prélevées peuvent influencer les résultats de croissance. Ainsi, les algues prélevées pendant le mois de juin présentent une croissance supérieure avec des taux moyens supérieurs à 6% par jour (le double de ceux obtenus lors de l'utilisation d'algues du mois d'avril). La fragmentation des ulves observées lors de ces expériences ne semble pas liée aux variables étudiées (concentration en nutriments, en oligo-éléments ou qualité de lumière). Par contre, il est probable que la quantité de lumière, estimée à $12 E.m^{-2}.j^{-1}$, soit une condition limitante pour les ulves. Duke *et al.* (1986) observent que les faibles intensités ont pour conséquence de fragmenter le thalle et de provoquer des pertes tissulaires.

En ce qui concerne la croissance des gracilaires, les résultats obtenus sont conformes à ceux observés dans la littérature dans laquelle les valeurs courantes se situent entre 0,8 et $8\%.j^{-1}$ selon les espèces (Santelices et Doty, 1989 De Castro et Guanzon Jr, 1993 Pickering *et al.*, 1993 Chirapart et Ohno, 1993). Toutefois certaines valeurs plus importantes peuvent être avancées lors de cultures en bassins extérieurs (Chirapart et Ohno, 1993).

Absorption des nutriments

Aucun aquarium témoin n'a été mis en place pour vérifier la disparition des nutriments en l'absence d'algues. Néanmoins la présence d'un milieu aérobie lié à un système d'aération continue empêche toute réduction du nitrate par les bactéries dénitrifiantes. De plus, la précipitation spontanée des phosphates avec le carbonate de calcium est relativement faible dans l'eau de mer (Gulbrandsen et Martin, 1984). Ainsi, la concentration de ces éléments dans les milieux de cultures est attribuée à l'activité biologique des algues.

Malgré une concentration saturante en nutriments, la vitesse d'absorption initiale est relativement faible pour les cultures d'ulves. Pour des concentrations en nitrate ne dépassant pas les $100 \mu M$, Lavery et McComb (1991) et Fillit (1995), obtiennent des valeurs d'absorption qui peuvent être

supérieures à $0,4 \text{ mg N.g}^{-1} \text{ PS.h}^{-1}$. Les valeurs obtenues lors de cette expérience sont de l'ordre de grandeur obtenus en conditions hivernales (Fillit, 1995). Ainsi, la saison du prélèvement des algues et la quantité du rayonnement appliqué lors des expériences peuvent être responsables des valeurs limitées à $0,2 \text{ mg N.g}^{-1} \text{ PS.h}^{-1}$.

Par contre, chez *Gracilaria gracilis*, la vitesse initiale d'absorption est du même ordre de grandeur que les vitesses maximales obtenues à saturation par D'Elia et DeBoer (1978) ou Haines et Wheeler (1978) sur *Gracilaria foliifera* et par Fillit (1995) sur *Gracilaria gracilis* avec une gamme de concentration ne dépassant pas 50 à 100 μM .

Dans le cas de *Chaetomorpha*, Lavery et McComb (1991) n'ont pas réussi à déterminer la concentration de saturation. La vitesse d'absorption est représentée par une fonction linéaire de la concentration jusqu'à 100 μM et obtiennent près de $2 \text{ mg N.g}^{-1} \text{ PS.h}^{-1}$. Cette valeur est nettement supérieure aux valeurs expérimentales de cette étude dans laquelle les concentrations sont vingt fois plus importantes.

Pour les cultures d'ulves, lorsque la concentration en azote dans le milieu de culture est supérieure à 10 mg N.L^{-1} , l'absorption d'azote montre un taux d'absorption stable. Toutefois, cette stabilité de l'absorption de l'azote face à la croissance continue des algues laisse supposer une réduction du taux d'absorption avec la diminution de la concentration dans le milieu. Lorsque la concentration est inférieure à cette valeur, le taux d'absorption présente une chute de 50%. Néanmoins, à concentration initiale de nitrate égale, la cinétique d'absorption de l'azote est identique entre la gracilaire et l'ulve. En effet, les pentes sont équivalentes lors de la phase II des ulves non redopées et des phases I et II des gracilaires après dopage en nutriments. L'absorption plus rapide observée lors d'un dopage supplémentaire de nitrate peut être attribuée à une biomasse d'algue beaucoup plus importante dans le milieu de culture

Toutes les algues cultivées montrent une grande affinité pour le phosphore. En effet, le phosphore dissous disparaît très rapidement du milieu de culture et semble s'accumuler très rapidement dans les algues. Il est probable que cette rapidité soit liée à un système actif du co-transport des H_2PO_4^- avec 2 ou 4 protons lors de la photosynthèse. Ce phosphore pouvant être stocké dans la vacuole sous forme de polyphosphates. Il faut néanmoins préciser que l'augmentation du pH lors de l'activité photosynthétique peut être à l'origine de la précipitation des phosphates avec les carbonates de calcium. Cependant, le bullage permanent d'air appliqué aux milieux de culture empêche l'augmentation du pH par adjonction de CO_2 atmosphérique dans l'eau.

Les rapports entre l'azote et le phosphore absorbés et la biomasse produite dans le milieu de culture laisse supposer que le taux d'azote est situé entre 2,6 et 2,9% de la biomasse sèche pour les gracilaires pour une concentration initiale de 500 μM . Avec une concentration de 2000 μM , la proportion d'azote est estimée entre 3,7 et 4,2% pour les chaetomorphes et entre 5,1 et 5,7% pour les ulves. Par contre, lors d'une charge 4 fois plus faible, la teneur se situe entre 1,5 et 2,0% de la MS. La proportion de phosphore se situe entre 0,6 et 1,0 % chez *G. gracilis*, 0,9 et 1,2% pour *C. linum* et 0,8 et 1,2% pour *U. rigida*. Cependant dans ce cas aussi, la réduction de la concentration en

phosphore dans le milieu de culture de l'ulve implique une réduction de la teneur vers des valeurs de 0,3 à 0,4%. La teneur en nutriment des ulves présente de fortes variations tandis que celles des gracilaires restent beaucoup plus stables. Ces estimations sont en accord avec les divers résultats relevés dans la littérature pour ces algues (Lavery et McComb, 1991, Dufflo, 1988 ; Duke *et al.*, 1987 ; Duke *et al.*, 1989 ; Björnsäter et Wheeler, 1990 ; Fujita, 1985 ; DeBusk *et al.*, 1986 ; Cohen et Néori, 1991 ; Vandermeulen et Gordin, 1990 ; Friendlander et Dawes, 1985 ; Lapointe, 1989 ; Fillit, 1995). Néori *et al.*, 1991 précisent que c'est le flux d'azote qui est responsable de la proportion d'azote dans les ulves. Les flux d'azote les plus importants montrent une proportion correspondant avec les plus fortes concentrations utilisées dans cette étude. Fillit (1995) observe une proportion entre 1,1 et 2,4% d'azote et 0,1 et 0,3% de phosphore avec une différence significative en fonction de l'enrichissement préalable des algues avant la mise en culture. Pour leur part, Ho *et al.* (1987) montrent que la teneur en azote et phosphore dans les ulves semble être proportionnelle à la charge initiale du milieu de culture. Les auteurs établissent une relation logarithmique entre le teneur en N et P dans les algues et la concentration dans le milieu où elles sont récoltées. Cependant cette relation est observée pour des faibles concentrations dans le milieu ne dépassant pas les 100 µM.

Le rapport molaire N/P moyen des nutriments retenus dans les ulves semble plus important que celui des autres algues et semble lié à la concentration en nutriments dans le milieu de culture. Ainsi, lorsque la concentration est la plus faible, le rapport est de 9,6 et lorsque la concentration est la plus forte, le rapport est de 15,6 après 2 semaines de culture. Avec un rapport moyen de 10,3 (proche du rapport initial dans le milieu de culture), les gracilaires semblent absorber les nutriments en fonction de leur concentration dans le milieu de culture, malgré des rapports N/P plus importants recensés dans la littérature (Johnson, 1971 ; Atkinson et Smith, 1983). En fait, si cette teneur dépend de la quantité de nutriment disponible dans le milieu, le phosphore dissous étant naturellement présent en faible quantité, dans le milieu naturel, les rapports N/P dans ces algues sont donc très importants. D'après les teneurs internes des auteurs cités par Fillit (1995), les rapports sont de 11 à 28 pour les ulves et 45 à 66 pour les gracilaires.

4.4. CONCLUSION

Les faibles valeurs de la production observées chez les gracilaires tant pour la croissance que pour l'absorption des nutriments ne placent pas cette algue dans le lot des espèces les plus utilisables pour l'épuration de l'eau. Toutefois, sa valorisation potentielle dans l'industrie agroalimentaire pour la production d'agar, rend possible l'utilisation des eaux usées de pisciculture pour la culture de cette algue. Cette culture participant à la réduction de la charge en nutriment de l'effluent diffusé dans l'environnement (Troell, 1997).

L'utilisation de *Gracilaria sp.* dans une unité de traitement secondaire par lagunage à haut rendement algal a été testée à plusieurs reprises pour le traitement des effluents de l'élevage de loups en eau recyclée dans un bassin de lagunage à haut rendement. Toutes ces tentatives se sont soldées par un échec du maintien en culture monospécifique de cette algue dans le lagunage. En

effet, très vite, ces algues ont été colonisées par des ulvacées qui ont fini par supplanter les gracilaires malgré un tri soigné de plus de 20 kg de matière fraîche. Le développement des ulves en épiphyte sur les gracilaires est montré sur la Figure 4.4. Même l'installation d'une serre horticole n'a pas permis de maintenir cette culture d'algue qui malgré sa bonne santé disparaissait rapidement avec l'effluent traité par le bassin de lagunage. En plus, la faune (talitres et gammares), récoltées en même temps que les algues dans le milieu naturel, montrait un important développement. Afin d'éviter l'infestation du bassin par cette faune, le traitement préalable des gracilaires avec un organophosphoré (Dichlorvos) semble indispensable avant toute introduction de biomasse dans le bassin de lagunage. Toutefois, l'utilisation de tels produits implique un rejet toxique dans l'environnement.

L'observation du rendement épuratoire dans un bassin de lagunage ensemencé avec des fragments de gracilaires ($1,5 \text{ kg.m}^{-2}$), montre des valeurs relativement faibles avec 40% d'élimination des nutriments. Afin d'optimiser l'utilisation de ces algues, il est indispensable d'orienter les recherches vers la limitation de la compétition avec les ulves et de rechercher la densité algale optimale pour l'assimilation des nutriments.

Cependant, il est probable que le développement végétatif de fragments de gracilaires libres dans le bassin de lagunage ne soit pas la meilleure solution pour cette algue. En effet, contrairement à *Chondrus crispus* qui peut être cultivé dans des bassins de ce type (Perez *et al.*, 1992), la technique de culture des gracilaires nécessite la fixation des fragments par des systèmes de cordage ou la plantation dans le sédiment (Hanisak, 1987 ; Perez *et al.*, 1992). Un lagunage traditionnel dans lequel ces algues seraient fixées au moyen de cordes tressées semblerait plus intéressant que la culture dans un lagunage à haut rendement.

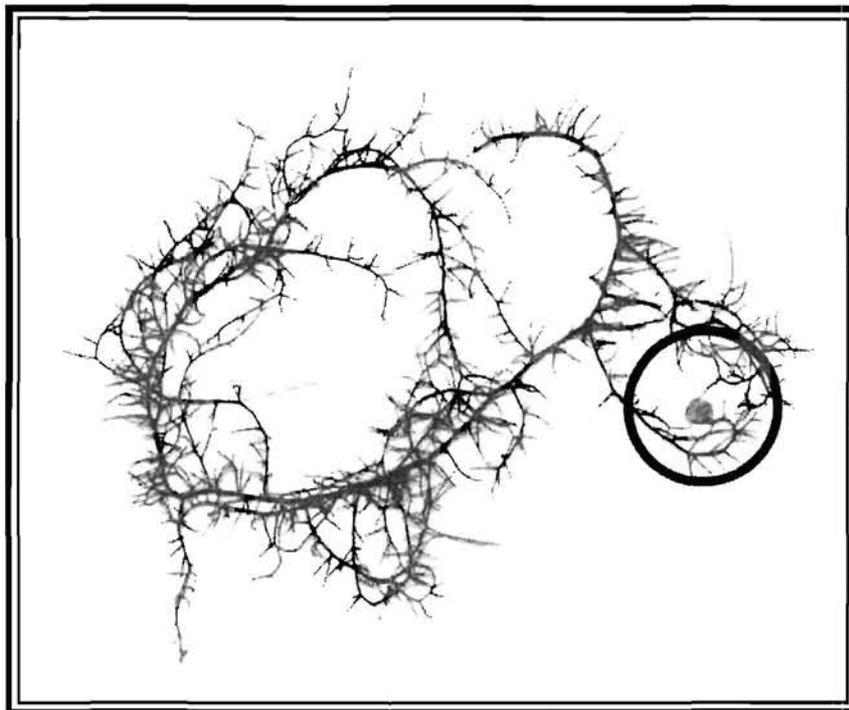


Figure 4.4: Développement de l'ulvè en épiphyte sur un fragment de Gracilaire.

**Chapitre 5. TRAITEMENT DE L'EFFLUENT
PISCICOLE MARIN PAR LAGUNAGE A
HAUT RENDEMENT ALGAL**

Dans le cas de l'élevage de *D. labrax* en eau recyclée, l'effluent présente une forte charge en substances inorganiques dissoutes (notamment NID et PID) qui peuvent atteindre des concentrations proches de celles observées dans les effluents urbains de faible charge. Par contre, la charge particulaire se trouve fortement réduite avec l'utilisation de procédés de filtration et de décantation (Chapitre 3). Si les substances particulaires peuvent être facilement éliminées de l'effluent pour être traitées par des processus de digestion ou de compostage, les substances inorganiques dissoutes, plus difficilement recouvrables, sont susceptibles d'être directement relarguées dans l'environnement. La mise en place d'une unité de traitement par des processus d'assimilation biologique de ces nutriments peut permettre de réduire la quantité de polluants potentiellement libérables dans l'environnement.

Au cours de ce chapitre, nous étudierons la possibilité de traiter ces rejets d'élevages en eau recyclée par le système de traitement par lagunage à haut rendement algal développé par Oswald (1977). Ainsi ce procédé sera utilisé avec un effluent marin particulièrement chargé en nitrate.

Les processus biologiques étant fortement dépendants des conditions environnementales, une première partie de ce chapitre fera état de l'évolution de ces facteurs au niveau du site expérimental. L'efficacité de ce système sur les diverses variables physico-chimiques de l'effluent sera ensuite observée pendant un suivi de 2 années. La compréhension du fonctionnement de ce système de traitement et de l'évolution des rendements épuratoires permettront de définir une stratégie pour l'usage de cet effluent traité : réutilisation dans la boucle de recirculation de l'élevage ou rejet dans l'environnement.

5.1. CONDITIONS CLIMATIQUES DU SITE D'ETUDE

Le processus de traitement par lagunage reposant principalement sur l'activité photosynthétique des algues, les conditions environnementales (essentiellement la quantité et la qualité de lumière disponible et la température du milieu) ont une influence déterminante sur l'efficacité du traitement. Une bonne connaissance de l'évolution des variables climatiques du site expérimental est nécessaire à la compréhension de l'évolution de la qualité de l'eau traitée.

5.1.1. Résultats

Evolution de la température et du rayonnement solaire

L'inclinaison et la révolution terrestre imposent une évolution récurrente des divers facteurs environnementaux tels que la photopériode, le rayonnement solaire ou la température de la surface terrestre. Chacune de ces évolutions peut être décrite par un polynôme trigonométrique de la forme suivante :

$$\text{Équation 5.1} \quad Y = Y_0 + a \times \sin(\omega t + \varphi)$$

Y_0 : moyenne de la variable ; a : amplitude de la variable ; ω : fréquence angulaire calculée en fonction de la période τ ($\omega = 2\pi / \tau$) ; φ : phase (en rad) ; t : temps.

Sous nos latitudes, l'évolution de la photopériode (f en heure de lumière par jour) est représentée par l'Équation 5.2. L'ajustement des données fournies par Météo France (entre janvier 1996 et décembre 1997) par la méthode décrite par Pavlidis (1973) permet de déterminer des relations significatives en fonction du jour de l'année. Ainsi, l'évolution temporelle du rayonnement photosynthétiquement actif (RPA, $E.m^{-2}.j^{-1}$) et de la température atmosphérique moyenne (T_{air} , °C) sont modélisées respectivement par l'Équation 5.3 et l'Équation 5.4.

$$\text{Équation 5.2} \quad f = 12,6 - 4,0 \times \sin(2\pi t / 365 + 1,8)$$

$$\text{Équation 5.3} \quad RPA = 30,4 - 19,9 \times \sin(2\pi t / 365 + 1,8) \quad (r^2=0,66 ; P<0,001)$$

$$\text{Équation 5.4} \quad T = 15,2 - 7,9 \times \sin(2\pi t / 365 + 1,2) \quad (r^2=0,81 ; P<0,001)$$

Cette expression empirique du rayonnement est en phase avec l'équation simulant la photopériode ($\varphi = 1,8$). Ainsi, l'Équation 5.3 permet d'exprimer le rayonnement en intégrant l'impact de la couverture nuageuse. La Figure 5.1 représentant l'évolution du rayonnement montre de fortes fluctuations par rapport à la courbe moyenne. En effet, d'après cette figure, l'évolution du rayonnement incident semble théoriquement suivre une évolution maximale de laquelle les valeurs mesurées s'écartent en fonction de la couverture nuageuse. L'évolution du rayonnement maximal théorique, déduite de la Figure 5.1, est représentée par l'Équation 5.5.

Équation 5.5 $RPA_{max} = 38,3 - 22,7 \times \sin(2\pi t / 365 + 1,8)$

Les chutes de rayonnement peuvent être relativement importantes et atteindre plus de 90% de l'énergie maximale théorique disponible. L'impact semble pourtant plus important pendant la période estivale où le manque d'énergie peut représenter jusqu'à $50 \text{ E.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ alors qu'il n'est que de $15 \text{ E.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ pendant la période hivernale. D'ailleurs, en juin 1997, les fortes perturbations climatiques observées pendant cette période ont entraîné une nette réduction du rayonnement total par rapport aux observations de juin 1996 et juin 1998 (1200 au lieu de 1600 E.m^{-2} dans le mois).

Dans le cas de la température, les valeurs extrêmes apparaissent un mois après celles du rayonnement. De plus, l'évolution de ces valeurs montre une variabilité beaucoup moins importante qui peut être expliquée par le fait que la couverture nuageuse a moins d'effet sur la température que sur la quantité du rayonnement reçu (Figure 5.2). La comparaison réalisée avec les températures mesurées sur le site d'étude ne montre pas de différences significatives avec les valeurs de Météo France. Aussi, l'Équation 5.4 peut être considérée comme représentative des conditions thermiques du site expérimental.

Nous pouvons définir les conditions climatiques par une amplitude thermique moyenne de 16°C et moins de 100 heures de gel par an ; avec un total de seulement 40 heures de gel, l'hiver 1997-1998 a été particulièrement doux.

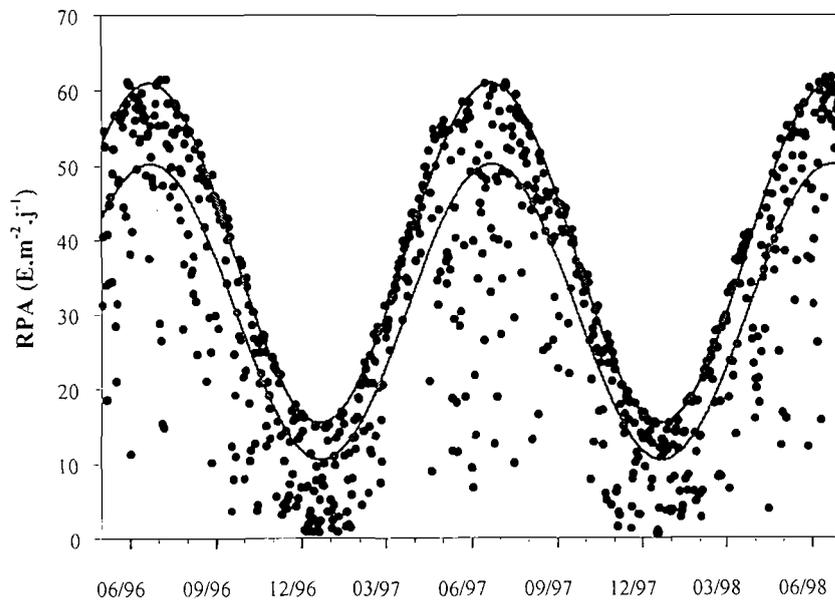


Figure 5.1 : Evolution du rayonnement photosynthétiquement actif (RPA).
courbe inférieure : Équation 5.3 ; courbe supérieure : Équation 5.5 ;
(Données Météo France)

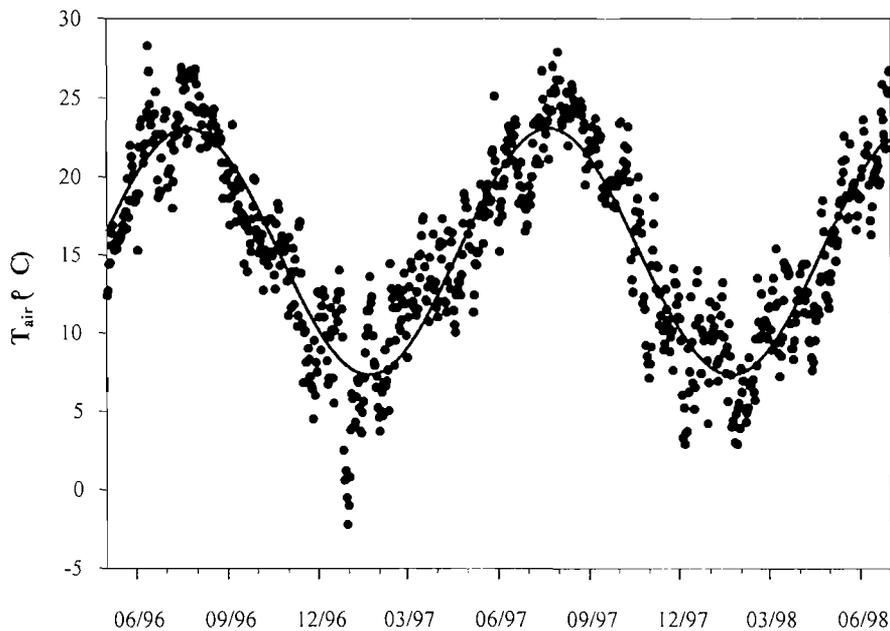


Figure 5.2 : Evolution de la température atmosphérique (T_{air}).
courbe : Équation 5.4 (Données Météo France).

Force du vent et humidité de l'air

La station de Palavas-les-Flots est une zone très exposée au vent (mistral et tramontane) dont les vitesses varient entre $0,5$ et 18 m.s^{-1} . La répartition des vitesses indique que près de 80% de la période d'étude est sous l'influence d'une brise permanente dont la vitesse moyenne est de $3,4 \pm 0,2 \text{ m.s}^{-1}$. Si les périodes calmes sont rares, l'apparition de forts coups de vent est fréquente pendant la période hivernale. D'ailleurs, les vents violents (proche de 17 m.s^{-1}) de décembre 1997 ont été responsable d'une brusque montée du niveau de la mer impliquant l'arrêt immédiat du système de traitement.

Par ailleurs, pendant toute la période d'étude, l'humidité relative de l'air ne présente aucune tendance saisonnière. La valeur moyenne observée par Météo France est proche de 70%.

Pluviométrie

Pendant l'année 1996, la région de Montpellier a été caractérisée par des précipitations régulières et abondantes avec plus de 950 L.m^{-2} . La répartition des pluies pendant cette année montre une tendance saisonnière avec les pluies les plus abondantes qui ont lieu pendant les mois d'hiver (près de 40% de la quantité annuelle). Aussi, pendant cette année, la période estivale (juillet- septembre) se montre particulièrement pluvieuse avec près de 180 L.m^{-2} .

Par contre, pendant les deux années suivantes, les pluies ont été nettement plus faibles et plus irrégulières (environ 640 L.m^{-2} en 1997). D'après la Figure 5.3, suite à des débuts d'année faiblement pluvieux (février-avril 1997 et janvier-mars 1998), les mois de juin 1997 et avril

1998 sont caractérisés par de très fortes précipitations (130 et 140 L.m⁻² respectivement) face à des valeurs inférieures à 60 L.m⁻² en 1996 (valeurs non présentées).

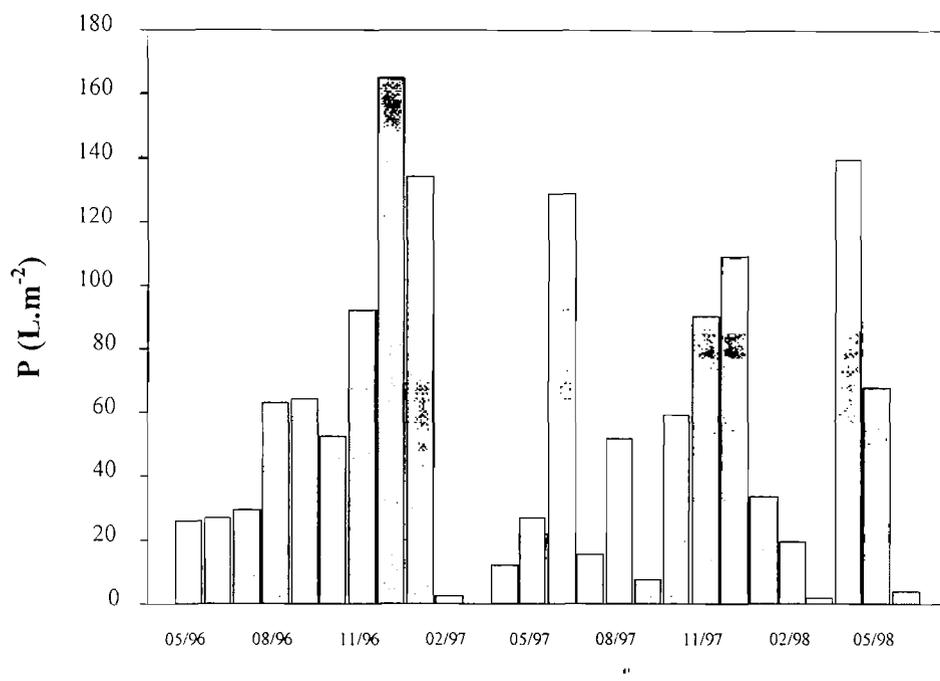


Figure 5.3 : Evolution mensuelle de la pluviométrie entre mai 1996 et juin 1998. (Données Météo France).

5.1.2. Conclusion

L'unité de traitement des effluents aquacoles par lagunage à haut rendement algal est installée dans une région dont le climat est caractérisé par :

- Une période hivernale qui est généralement caractérisée par des températures douces (rarement inférieures à 0°C), de faibles éclaircissements et d'importantes précipitations. Ces conditions représentent la période de l'année la moins favorable au développement et à la croissance algale.
- Une saison estivale est caractérisée par les phénomènes inverses (fortes températures, forts rayonnements et faibles précipitations). Toutefois, la forte couverture nuageuse liée aux perturbations atmosphériques (printemps 1997 et 1998) peuvent présenter un impact considérable sur la quantité du rayonnement solaire mis à la disposition des végétaux pour leur activité photosynthétique.

Le déplacement constant des masses d'air non saturées en vapeur d'eau favorise l'évaporation constante de l'eau (Penman, 1948 ; De Bruin, 1978). Par contre, l'apport global d'eau lié aux précipitations à la surface du lagunage représente 1 à 2% du volume total d'effluent traité pour des temps de séjour entre 4 et 8 jours respectivement. Toutefois, les pluies dépendent de

la période de l'année et pendant les fortes pluies des mois d'hiver (supérieur à 100 L.m⁻²), le volume d'eau douce peut atteindre 3 à 5% du volume de l'effluent. Les données d'évaporation n'étant pas disponibles, aucune comparaison n'a pu être effectuée avec les valeurs de pluviométrie.

5.2. ACTION DU LAGUNAGE A HAUT RENDEMENT SUR LA QUALITE DE L'EFFLUENT PISCICOLE.

Afin d'évaluer l'efficacité du lagunage à haut rendement algal pour le traitement des effluents d'élevages marins en eau recyclée, l'évolution des diverses variables physico-chimiques de cet effluent a été étudiée dans l'effluent sortant de ce lagunage. L'évolution des variables biologiques (macroalgues et phytoplancton), responsable de la qualité du traitement de l'eau dans ces bassins de lagunage, a fait l'objet d'un suivi complémentaire. De plus, les silicates, nutriments indispensables au développement d'espèces algales couramment observées dans les systèmes de traitements naturels, constituent une variable intéressante pour la compréhension du développement spécifique au sein du bassin de lagunage.

Sur les différentes représentations graphiques, le changement du temps de séjour de l'effluent à l'intérieur du bassin de lagunage est mis en évidence par une trame de fond différente : la trame grise représente le temps de séjour le plus long (7,4 jours au lieu de 3,7 jours). En plus, la semaine d'arrêt du lagunage à cause de la tempête de décembre 1997 a été précisée par un astérisque. Les changements de taux de renouvellement du volume de la salle d'élevage, responsable de la fluctuation des concentrations en azote et phosphore inorganique dissous dans l'effluent brut n'ont pas été précisés (se référer à la figure 2-2).

Tableau 5.1 : Echelle de variation des variables physico-chimiques de l'effluent traité.
(toutes ces valeurs ont été mesurées à 14:00)

	Minima	Maxima	Moyenne (±SD)
T (°C)	2,2	30,0	17,7 ± 6,6
S (‰)	26	44	38 ± 4
pH	8,0	10,2	9,2 ± 0,5
MES (mg.L ⁻¹)	1,1	73	15,3 ± 12,1
COD (mg C.L ⁻¹)	2,92	16,66	6,65 ± 2,27
PO ₄ ³⁻ (mg P.L ⁻¹)	0,03	4,43	0,65± 0,66
NO ₃ ⁻ (mg N.L ⁻¹)	0,00	30,04	5,04 ± 5,90
NO ₂ ⁻ (mg N.L ⁻¹)	0,00	2,97	0,51 ± 0,48
NAT (mg N.L ⁻¹)	0,00	0,53	0,06 ± 0,07

Les divers résultats ont été obtenus à partir d'échantillons prélevés à 14 heures en sortie de lagunage en même temps que celui prélevé dans l'effluent décanté. Les valeurs minimales, maximales et moyennes de l'effluent de sortie du lagunage sont reportées sur le Tableau 5.1, celles de l'effluent brut sont résumées dans le tableau 3-1. Les valeurs moyennes citées au cours de cette partie sont accompagnées de leur écart-type.

Au cours de cette partie, **l'effluent brut** correspond à l'effluent issu du système d'élevage ayant subi une période de décantation de quatre heures et **l'effluent traité** représente l'effluent de sortie du bassin de lagunage à haut rendement algal.

5.2.1. Résultats

La température

L'évolution saisonnière de la température des effluents bruts et traités est présentée sur la Figure 5.4. Si les valeurs de température de ces effluents sont comparables pendant la période estivale (juin à septembre), pendant le reste de l'année, l'effluent traité est sensiblement plus froid que l'eau issue du décanteur. En fait, la température de l'effluent traité présente une évolution comparable à la température atmosphérique. En effet, l'équilibre thermique avec l'atmosphère est favorisé par la turbulence résultant de l'agitation permanente provoquée par la roue à aubes. Par contre, dans le décanteur, la stagnation de l'eau associée à un temps de séjour nettement plus court que celui appliqué au bassin de lagunage limite les pertes thermiques.

Du fait des bonnes conditions climatiques de l'hiver 1997-1998, la période pendant laquelle le temps de séjour de l'effluent dans le lagunage a été portée à 7,4 jours présente des températures de l'effluent traité plus élevées que celles observées pendant l'hiver précédent.

La salinité

La salinité de l'effluent traité montre une grande variabilité dont l'évolution est comparable à celle de l'effluent brut (Figure 5.5). Toutefois, la salinité de l'effluent traité est significativement plus forte que celle de l'effluent brut avec une concentration moyenne de $38 \pm 4\text{‰}$ (t-test ; $P < 0,001$). Avec une différence moyenne de 2‰, le déficit hydrique observé au niveau du bassin de lagunage indique que les pertes d'eau par évaporation sont permanentes même lors des périodes à fortes pluviométries. Ainsi, d'après ces variations de salinité, la perte nette d'eau liée à l'évaporation peut être estimée en moyenne à 1,1% du volume lagunaire total correspondant à $5,5 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Cette observation est confirmée par la réduction significative du débit de sortie de l'effluent traité par rapport au débit d'effluent brut correspondant à l'estimation des pertes d'eau par les différences de salinité.

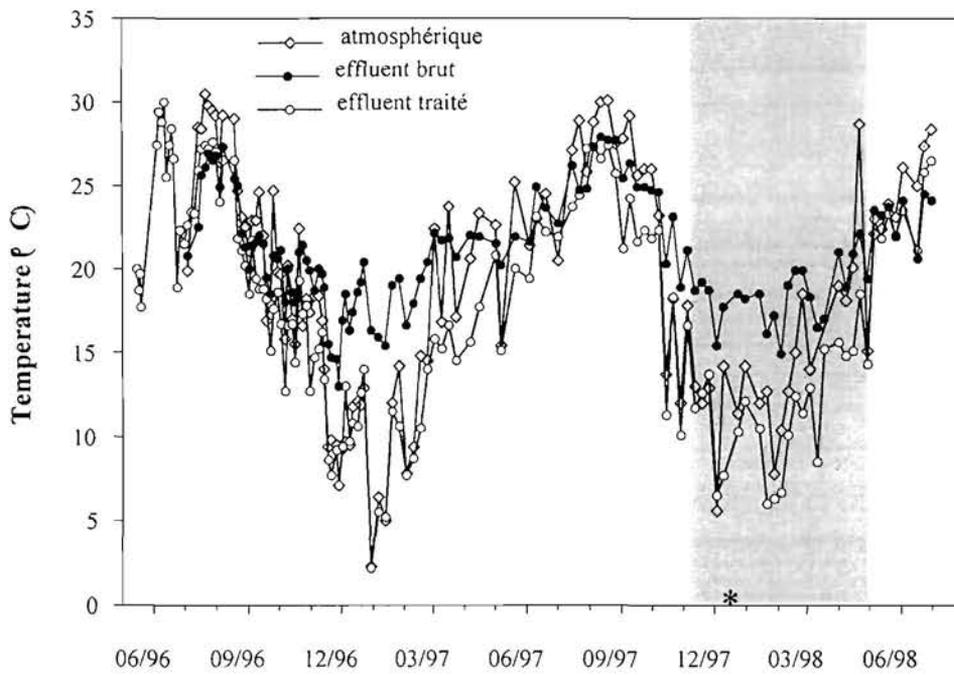


Figure 5.4 : Evolution de la température de l'air, de l'eau dans l'effluent brut et traité.
(Mesures sur le site) trame grise : temps de séjour proche de 7,5 jours.

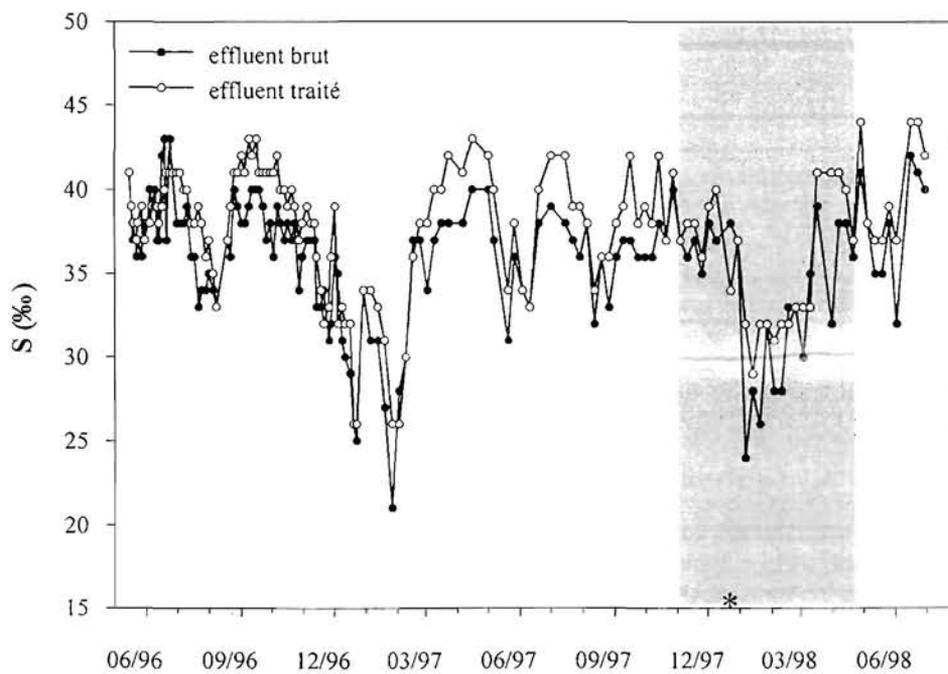


Figure 5.5 : Evolution de la salinité dans l'effluent brut et traité.
trame grise : temps de séjour proche de 7,5 jours.

Le pH et l'oxygène dissous

L'évolution des variables de pH et d'oxygène dissous (OD) au sein d'une masse d'eau est le témoin de la production primaire dans le milieu. En effet, l'activité photosynthétique des végétaux implique la production d'oxygène dissous et l'augmentation des valeurs de pH par consommation du CO₂ (Hill et Bendall, 1960). Les résultats présentés ci-après correspondent à des observations réalisées à 14:00 heures où les valeurs sont élevées par rapport à la plage de variation nyctémérale.

L'effluent brut issu du système d'élevage est caractérisé par des valeurs faibles et stables du pH et de la concentration en oxygène (tableau 3-1). L'effluent traité présente des valeurs significativement plus élevées (t-test, P<0,001) en ces différentes variables dont les valeurs moyennes sont indiquées dans le tableau 3-1.

La Figure 5.6 indique que dès la mise en service du système de lagunage, les valeurs de pH augmentent rapidement (environ 20 jours) vers un maximum de 10,0 et restent proches de 9,8 jusqu'à la fin septembre 1996. Pendant le reste de la période d'étude, l'effluent traité montre une évolution saisonnière de l'augmentation nette du pH avec des niveaux d'augmentation évoluant entre 0,4 à 2,7 unités pH : les plus fortes hausses apparaissant lorsque les conditions de température et d'éclairement sont favorables (avril à octobre). Par contre, pendant les mois d'hiver (décembre à février), les valeurs obtenues sont plus faibles et tendent à s'approcher de celles couramment observées dans l'eau de mer. Cependant l'hiver 96-97 présente une plus forte baisse de pH que celle observée pendant l'hiver 97-98 (estimé à 8,4 et 8,7 respectivement).

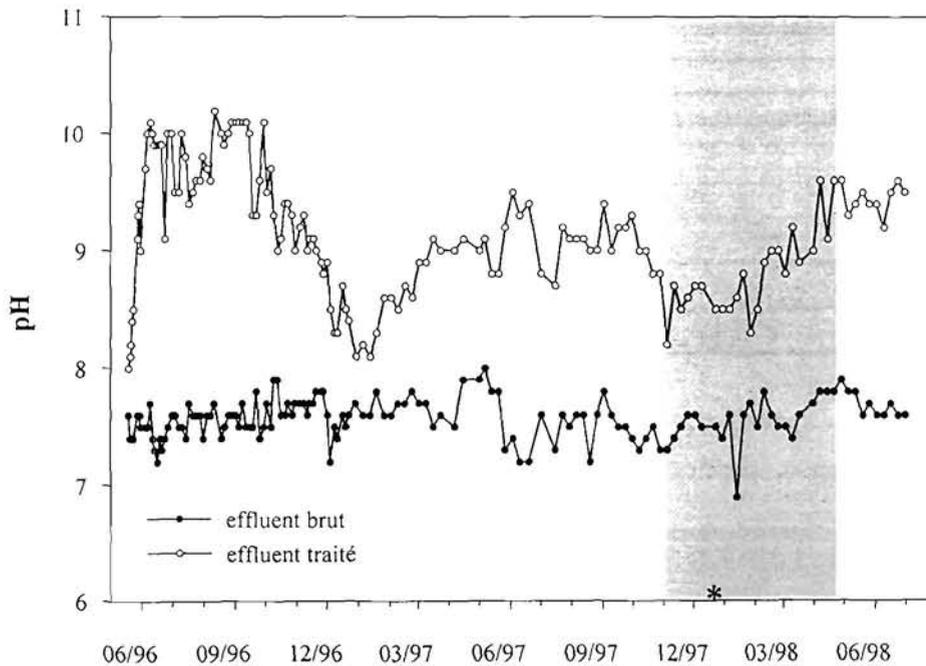


Figure 5.6 : Evolution des valeurs du pH dans l'effluent brut et traité.
trame grise : temps de séjour proche de 7,5 jours.

Comme dans le cas du pH, le passage de l'effluent dans le bassin de lagunage provoque une nette amélioration de concentration en oxygène dissous avec des gains qui varient entre 3 et 17,3 mg O₂.L⁻¹ (Figure 5.7). Pendant les premiers jours de fonctionnement du lagunage, la concentration en oxygène dissous augmente rapidement vers des niveaux supérieurs à 22 mg O₂.L⁻¹. Pendant le reste de la période d'étude, l'évolution temporelle de la concentration en oxygène dissous montre de fortes fluctuations avec toutefois une valeur moyenne estimée à 13,6±2,9 mg O₂.L⁻¹ (tableau 3-1). Ainsi, l'effluent traité présente généralement des conditions de sursaturation confirmant que cette production d'oxygène n'est pas uniquement liée à des phénomènes physiques. Toutefois, la sursaturation en oxygène dissous n'atteint pas des valeurs très importantes. En fait, l'agitation de la roue à aubes tend à favoriser les échanges gazeux avec l'atmosphère et donc de rapprocher l'effluent traité vers les niveaux de saturation. Pendant les conditions hivernales où les faibles températures et les faibles éclaircissements sont responsables de la réduction de l'activité photosynthétique (Hall et Rao, 1987), les conditions d'oxygénation sont proches du niveau de la saturation (cas de décembre 1996 à janvier 1997). Par contre, malgré quelques chutes de l'oxygénation pendant le mois de novembre 1997, ce phénomène est observé pendant l'hiver suivant, seulement lorsque le temps de séjour dans le décanteur est augmenté à 7,4 jours.

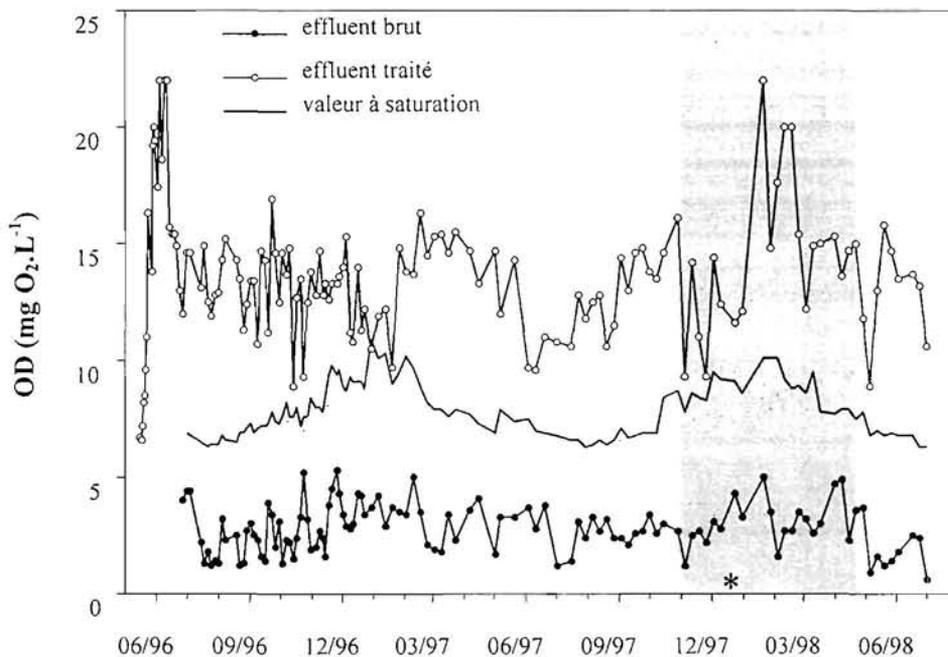


Figure 5.7 : Evolution des valeurs en oxygène dissous dans l'effluent brut et traité.
trame grise : temps de séjour proche de 7,5 jours.

Il faut toutefois préciser que ces valeurs correspondent à des mesures obtenues pendant la période où les conditions sont les plus favorables à la production d'oxygène lors de la photosynthèse. Un exemple de ce rythme nyctéméral, obtenu entre le 4 et le 7 juin 1996 est présenté dans la Figure 5.8. Pendant la nuit, le phénomène de photorespiration (Hall et Rao,

1987) fait chuter la concentration en oxygène dans le milieu qui ainsi devient sous saturée en oxygène. Néanmoins, le milieu reste toujours oxygéné avec des valeurs toujours supérieures à $3 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$.

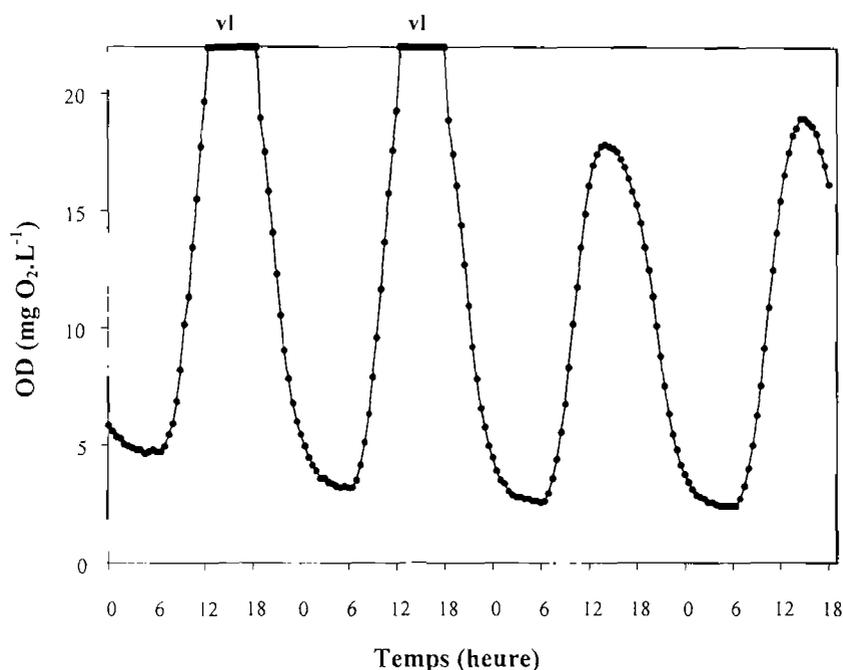


Figure 5.8 : Evolution nyctémérale de la concentration en oxygène dans l'effluent traité.
(vl : valeur limite de l'appareil : $22 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$)

Les matières en suspension

La technique de lagunage à haut rendement ne permet pas de réduire la quantité de MES apporté par l'effluent brut. Au contraire, la concentration en MES (inférieures à $500 \mu\text{m}$) contenues dans l'effluent traité montre une augmentation significative (t-test ; $P < 0,001$) avec une valeur moyenne de $15,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (tableau 3-1). Par contre, malgré une grande fluctuation de la proportion de matières volatiles, la valeur moyenne reste relativement similaire à celle observée dans l'effluent brut ($64 \pm 16\%$). Pendant la période d'étude, l'évolution de la concentration en MES reste faible malgré quelques pics de concentration observés notamment entre février et juin 1997 (Figure 5.9). Aucun changement particulier n'a pu être observé pendant la période où le temps de séjour a été augmenté. Cependant, suite à la tempête de décembre 1997, période pendant laquelle le bassin de lagunage a été arrêté pendant une semaine, une augmentation des MES a pu être observée dès la remise en route du système de traitement. Cette augmentation subite est probablement liée à la perturbation de l'équilibre du système pendant la tempête où l'apport de particules et des pertes d'eau ont pu être constatées. Suite à la remise en service du bassin de lagunage, la concentration en MES montre une diminution exponentielle probablement liée à un lessivage des particules.

Les MES supérieures à $500 \mu\text{m}$, essentiellement représentées par les macroalgues se développant dans le bassin de lagunage, font l'objet d'un suivi particulier dans le cadre des variables biologiques.

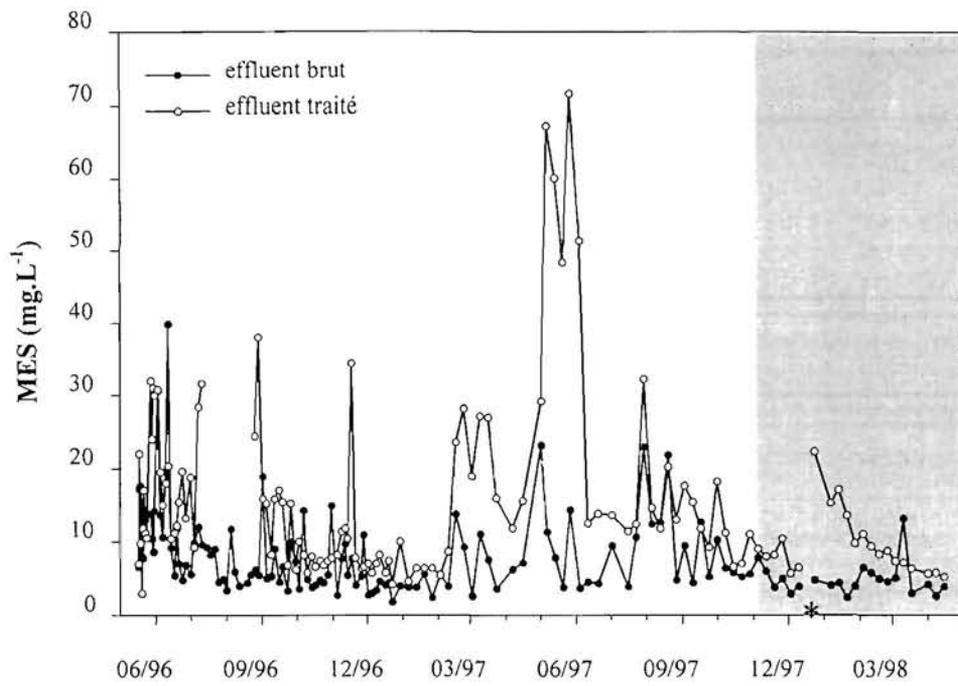


Figure 5.9 : Evolution des MES dans l'effluent brut et traité.
trame grise : temps de séjour proche de 7,5 jours.

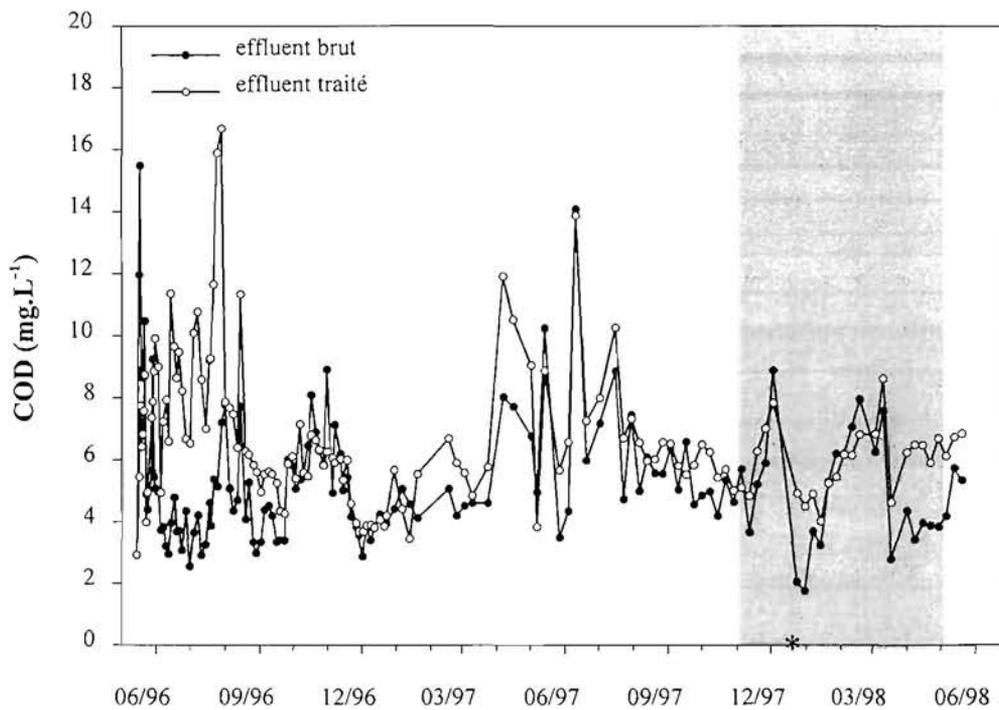


Figure 5.10 : Evolution de la concentration en COD dans l'effluent brut et traité
trame grise : temps de séjour proche de 7,5 jours.

Le carbone organique

Le système de traitement par lagunage à haut rendement ne permet donc pas l'élimination de la matière organique dissoute tant l'effluent traité présente une concentration en carbone organique dissous légèrement supérieure à l'effluent brut. Avec un gain moyen significatif (t-test ; $P < 0,001$) de $1,35 \text{ mg C.L}^{-1}$, la concentration moyenne en sortie de lagunage représente $6,65 \pm 2,27 \text{ mg C.L}^{-1}$ (Tableau 3.1). Le changement du temps de séjour dans le lagunage réalisé pendant l'hiver 1997-1998 et l'arrêt du lagunage lors de la tempête de décembre 1997 ne semble pas avoir modifié sensiblement la concentration en carbone organique dissous dans l'effluent traité.

Le phosphore

Le bassin de lagunage à haut rendement est favorable à l'épuration du phosphore inorganique dissous dans l'effluent brut de l'élevage de loups en eau recyclée. En effet, la Figure 5.11 montre que l'évolution de la concentration en PID dans l'effluent traité est significativement plus faible que celle observée dans l'effluent brut (t-test, $P < 0,001$).

Pendant toute la période de suivi, le système de lagunage a permis l'élimination globale de 54% du phosphore inorganique dissous. Cependant, le rendement épuratoire du PID, calculé selon l'Équation 5.6 montre d'importantes fluctuations qui sont attribuées aux variations saisonnières : les meilleurs rendements apparaissent pendant la période estivale alors que les plus faibles sont recensés pendant l'hiver (Figure 5.12). De plus, pendant le mois de janvier 1997, l'effluent traité ne présente pas de réduction du phosphore dissous mais un enrichissement de l'ordre de 5%.

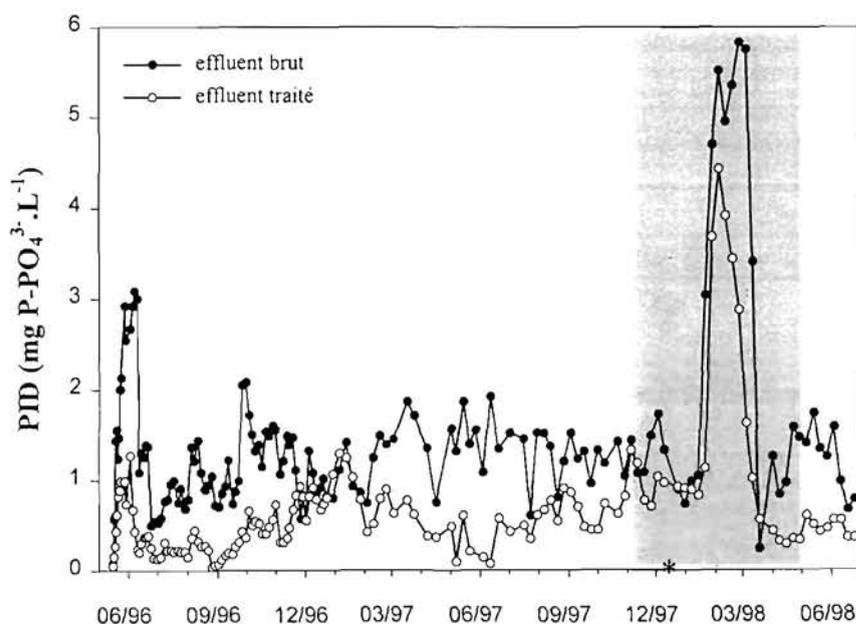


Figure 5.11 : Evolution de la concentration en orthophosphates dans l'effluent brut et traité.
trame grise : temps de séjour proche de 7,5 jours.

$$\text{Équation 5.6} \quad RE_{SN} = 100 \times \left(\sum SN_{brut} - \sum SN_{traité} \right) / \sum SN_{brut}$$

RE_{SN} : rendement épuratoire du nutriment SN (phosphore ou azote) ; SN_{brut} : masse mensuelle totale du nutriment apporté avec l'effluent brut ; $SN_{traité}$: masse mensuelle totale du nutriment sortant avec l'effluent traité. Ces masses sont obtenues par intégration des résultats expérimentaux des concentrations en nutriments.

Toutefois, les rendements épuratoires du phosphore ne montrent pas la même évolution lors des années suivantes. Il semble que les quantités de phosphore inorganique dissous apportées au bassin de lagunage représentent un facteur complémentaire à l'effet saisonnier responsable de la variabilité de la qualité d'épuration du phosphore : il apparaît que généralement, les plus importants apports de PID présentent les rendements épuratoires plus faibles (tests inapplicables). Par contre, d'un point de vue quantitatif, la masse mensuelle de phosphore éliminée présente la tendance inverse. Par exemple, la quantité totale de phosphore inorganique dissous éliminée du lagunage pendant le mois de juin (1996 à 1998) est de 5,25, 3,70 et 2,31 g P.m⁻² pour des apports respectifs de 7,10, 4,26 et 4,16 g P.m⁻². Une élimination maximale du phosphore de 6,0 g P.m⁻² a été atteinte en mars 1998 avec un apport de 9,46 g P.m⁻².

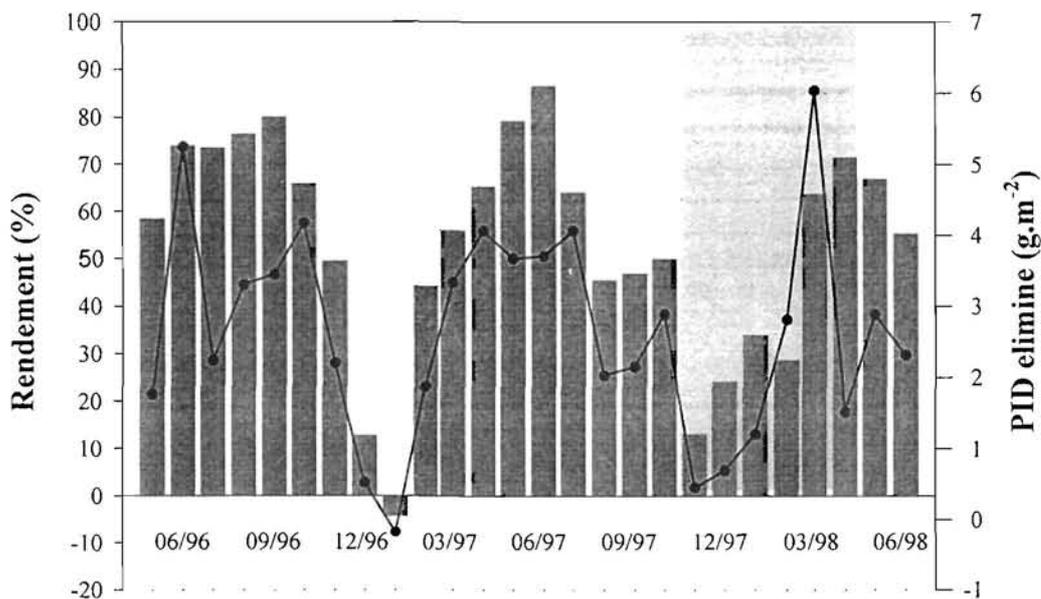


Figure 5.12 : Evolution du rendement mensuel d'élimination (histogrammes) et de la quantité de phosphore inorganique dissous éliminé (courbe) dans l'effluent traité.
trame grise : temps de séjour proche de 7,5 jours.

Pendant la période où le temps de séjour de l'effluent brut à l'intérieur du bassin de lagunage a été augmenté (novembre 1997 à avril 1998), les valeurs d'abattement du phosphore ont été globalement améliorées (décembre 1997, janvier, mars et avril 1998). Toutefois, il n'est pas

sûr que le changement du temps de séjour soit responsable de cette amélioration. En effet, d'autres facteurs ont pu intervenir pendant cette période :

- Les conditions climatiques ont été plus douces entre décembre 1997 et avril 1998 que la même période de l'hiver précédent. D'ailleurs, malgré l'augmentation du temps de séjour, les conditions particulièrement froides observées en novembre 1997 ont probablement été à l'origine de la réduction du rendement d'épuration du phosphore par rapport à l'année précédente (13% en 1997 contre 50% en 1996).
- Lors de la réduction du taux de renouvellement de 1 à 0,3 volumes d'élevage par jour en février 1998, malgré un temps de séjour plus important, l'augmentation de l'apport de phosphore à l'intérieur du lagunage semble responsable de la nette réduction du rendement épuratoire (29% en février 1998 contre 44% en février 1997).

Comme dans le cas de l'effluent brut, le phosphore total dans l'effluent traité présente une relation linéaire significative avec le phosphore inorganique dissous ($P < 0,001$; $R^2 = 0,82$). Avec une pente significativement proche de 1, la constante à l'origine indique que la fraction organique du phosphore représente une concentration moyenne de $0,51 \pm 0,16$ mg P.L⁻¹. Ainsi, à l'instar des MES, malgré une concentration relativement faible dans l'effluent traité (particules inférieures à 500 µm), le système de traitement par lagunage a permis de doubler la proportion de phosphore organique. Avec la réduction de la concentration en phosphore inorganique dissous dans l'effluent traité, la fraction organique représente une proportion d'environ 44% dans cet effluent.

L'azote

Comme dans le cas du phosphore, la technique de lagunage à haut rendement permet la réduction significative (t-test ; $P < 0,001$) de la concentration en azote inorganique dissous dans l'effluent traité (Figure 5.13). Pendant toute la période d'étude, l'épuration globale de l'azote inorganique est de 52%. Toutefois, l'épuration montre de grandes différences par rapport à la forme azotée. En effet, avec un abattement de 94% pendant la période d'étude, le NAT est la forme la plus facilement éliminée de l'effluent. La réduction du nitrate et du nitrite représente près de 50% et 21% respectivement. La Figure 5.14 montre que l'abattement en azote inorganique total de l'effluent présente une évolution saisonnière avec des minima en hiver (24-31%) et maxima pendant la période estivale (70-98%). Toutefois, aucune augmentation d'azote dans l'effluent traité n'est observée en février 1997.

En plus de la saison, l'apport d'azote dans le bassin de lagunage semble présenter un effet complémentaire sur le rendement épuratoire. Généralement, plus les apports sont importants, plus les rendements sont faibles. Néanmoins, la quantité d'azote éliminée montre le phénomène inverse. Lorsque les conditions sont favorables, une élimination maximale de 36,7 à 40,7 g N.m⁻² est observée lorsque l'apport se situe entre 65,8 et 66,4 g N.m⁻².

L'augmentation du temps de séjour de l'effluent brut à l'intérieur du bassin de lagunage pendant l'hiver 1997-1998 ne provoque pas d'amélioration nette de l'abattement en azote.

D'ailleurs, les performances mensuelles peuvent être inférieures à celles observées lors de l'année précédente. Il est probable que l'augmentation du flux d'azote dans le lagunage (provoquée par la réduction du taux de renouvellement du système d'élevage) provoque une réduction des performances de l'épuration azotée. Par contre, les conditions climatiques beaucoup plus douces de janvier 1997 entraînent une augmentation de l'élimination d'azote par rapport à l'année précédente. En avril 1998, l'élimination d'azote est particulièrement importante avec un rendement épuratoire proche de 98%, toutefois l'apport d'azote est relativement faible avec seulement $12,2 \text{ g N.m}^{-2}$.

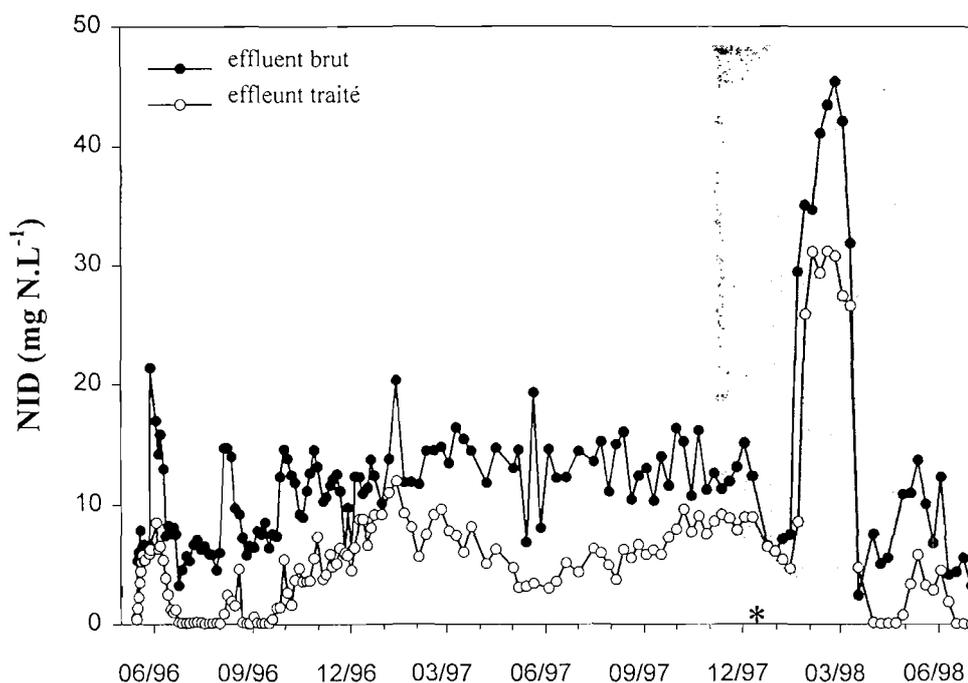


Figure 5.13 : Evolution de l'azote inorganique dissous dans l'effluent brut et l'effluent traité.
trame grise : temps de séjour proche de 7,5 jours.

La concentration en azote total dans l'effluent traité montre une relation linéaire significative avec l'évolution de la concentration en azote inorganique dissous ($r^2=0,96$; $P<0,001$). La pente significativement proche de 1, la constante à l'origine permet d'estimer que la concentration en azote organique dans l'effluent traité est de $1,94 \pm 0,66 \text{ mg N.L}^{-1}$. Ainsi, la concentration en azote organique n'est pas sensiblement modifiée par le lagunage.

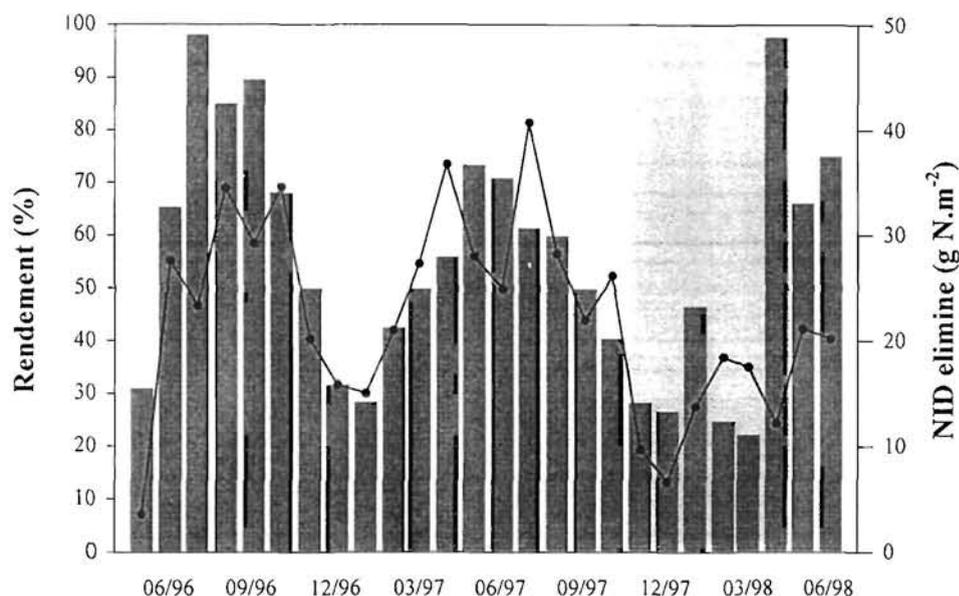


Figure 5.14 : Evolution du rendement mensuel d'élimination (histogrammes) et de la quantité d'azote inorganique dissous éliminé (courbe) dans l'effluent traité. trame grise : temps de séjour proche de 7,5 jours.

Les silicates

La silice dissoute est un nutriment indispensable à la constitution du frustule siliceux des algues phytoplanctoniques appartenant à la Classe des diatomophyceae dans lequel cet élément représente 15 à 20% de leur poids sec (Parsons *et al.*, 1961). La quantité disponible est relativement faible et représentée par une concentration moyenne de $0,34 \pm 0,04 \text{ mg Si.L}^{-1}$ dans l'effluent brut. Par contre, pendant la période hivernale les valeurs sont beaucoup plus importantes avec des concentrations pouvant atteindre entre 0,80 et $1,30 \text{ mg Si.L}^{-1}$. L'évolution temporelle de la concentration en silice présentée dans la Figure 5.15 indique que l'effluent traité est caractérisé par une concentration significativement plus faible que celle de l'effluent brut ($P < 0,001$). En fait, 90% de la silice totale apportée par l'effluent brut est utilisé dans le bassin de lagunage représentant près de 35 g Si.m^{-2} entre mai 1996 et mai 1998. En supposant que cet élément soit totalement utilisé par les diatomées, la biomasse de ces espèces phytoplanctoniques produites dans le bassin de lagunage est susceptible de représenter entre 170 et 230 g PS.m^{-2} .

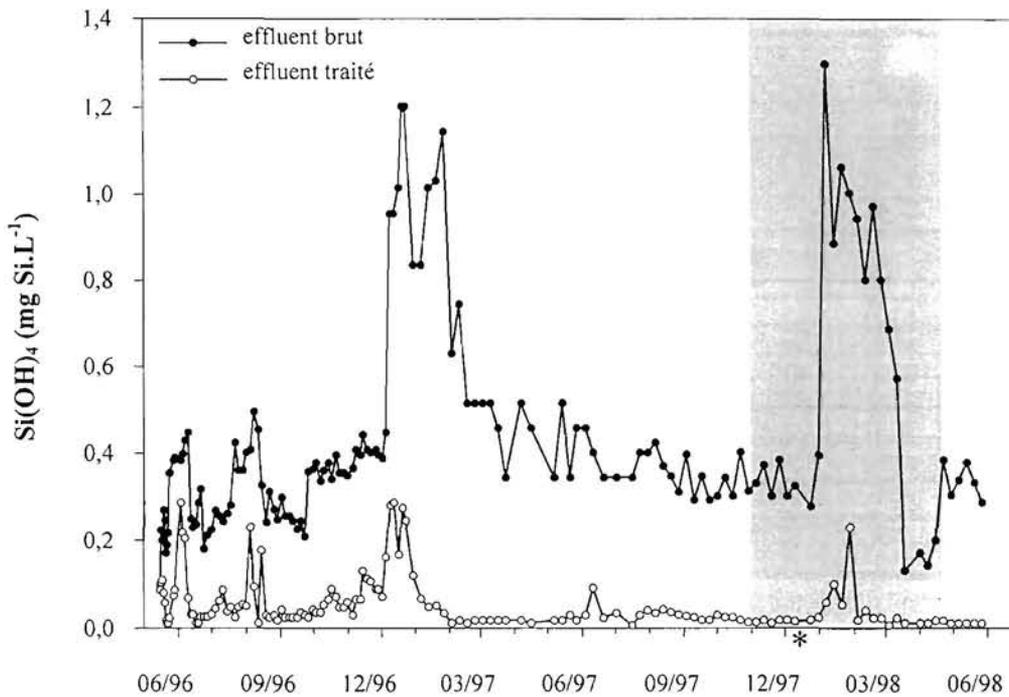


Figure 5.15 : Evolution des concentrations en silice dans l'effluent brut et l'effluent filtré.
trame grise : temps de séjour proche de 7,5 jours.

Les variables biologiques

Dès la première semaine de fonctionnement, les algues se sont installées très vite dans le bassin de lagunage avec l'apparition spontanée d'un petit bloom phytoplanctonique. Diverses espèces de chlorophycées et de diatomophycées contribuent à une rapide coloration vert sombre de l'eau du lagunage (Figure 5.16). Après quelques semaines, les macroalgues se sont installées dans le bassin d'abord en se fixant sur les parois du chenal, puis, en colonisant la colonne d'eau par des fragments issus des macroalgues fixées. Par ailleurs, certaines de ces macroalgues présentent un développement libre à l'intérieur de la colonne d'eau où plusieurs thalles se développent fixés autour d'un nucleus (Figure 5.17).

Toutes ces algues libres (phytoplancton et macroalgues) sont maintenues en suspension grâce à l'agitation continue de la roue à aubes et exportée du bassin de lagunage dans l'effluent traité.

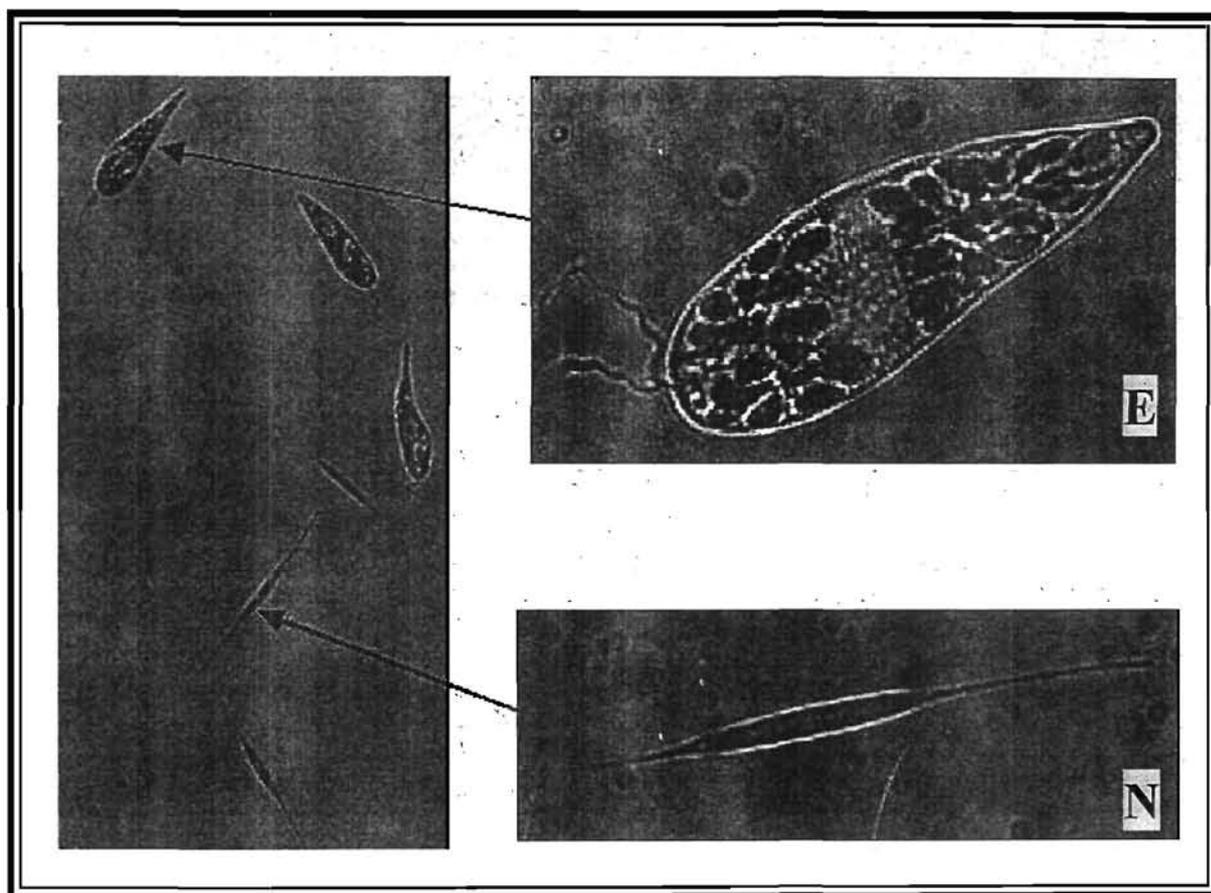


Figure 5.16: *Nitzschia sp.* (N) et *Euglena sp.* (E) en suspension dans l'eau traitée.

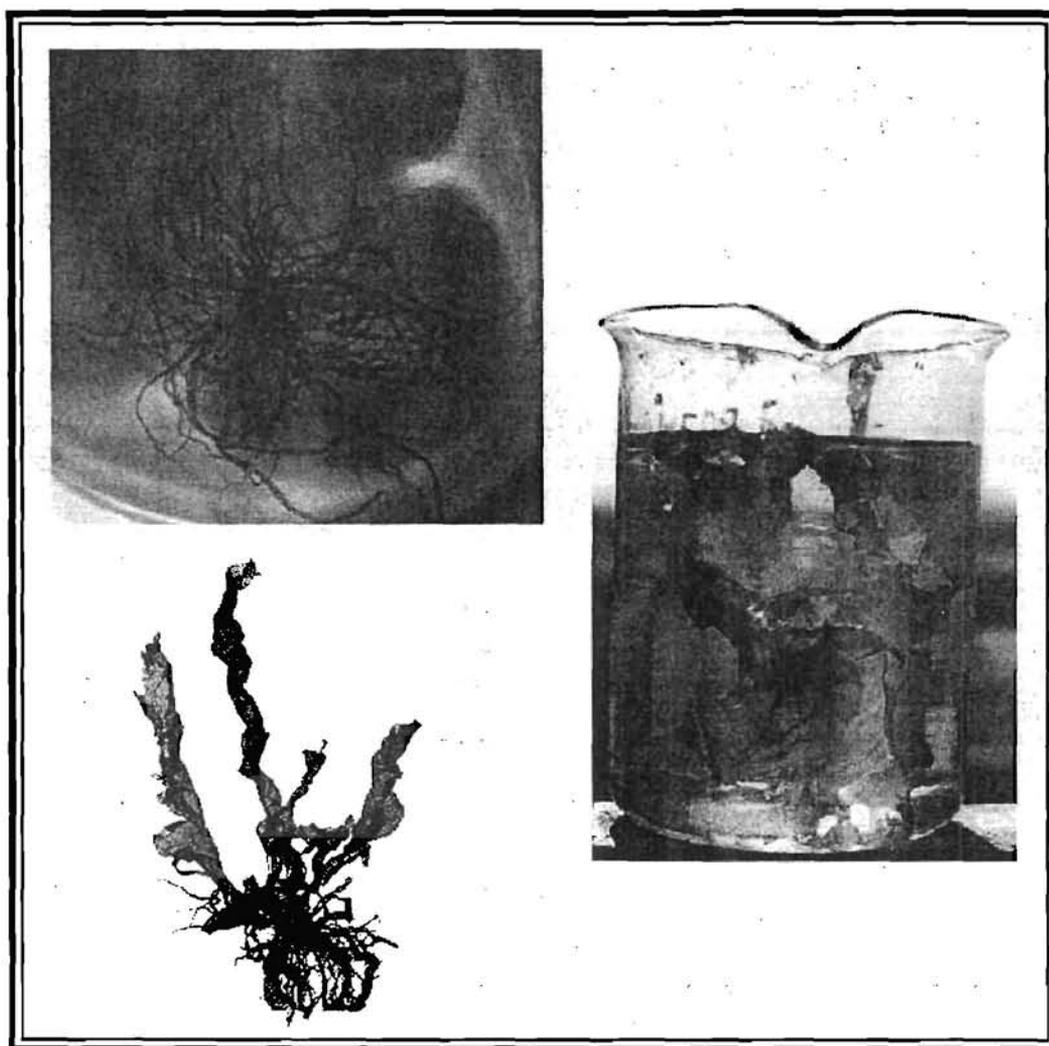


Figure 5.17: Ulvacées en suspension dans le bassin de lagunage.

Le phytoplancton

Dès la mise en service de l'unité de traitement, le phytoplancton se développe rapidement dans le bassin de lagunage avec l'apparition d'un pic de chlorophylle *a* dès le 13^{ème} jour de fonctionnement (Figure 5.18). *Skeletonema sp.*, petites cellules de diatomées en chaînes, est la première espèce observée après 4 à 5 jours de fonctionnement avec des quantités estimées entre 4.10^3 et 6.10^3 cellules.mL⁻¹. Après le 6^{ème} jour, un second groupe de diatomées (*Nitzschia sp.*) commence à apparaître avec une densité de 1.10^3 à 2.10^3 cellules.mL⁻¹ qui est rapidement rejoint par de nombreuses petites cellules phytoplanctoniques indéterminées, dont l'abondance peut atteindre 8.10^3 à 10.10^3 cellules.mL⁻¹. En plus, de nombreuses cellules bactériennes ont pu être observées.

Lors de l'apparition du pic de concentration en chlorophylle (28 mai 1996), les diatomées ne sont représentées que par les Nitzschiacées avec 10^3 à 5.10^3 cellules.mL⁻¹. Par contre, parmi les nombreuses espèces en présence, une euglénophycées représente l'espèce prépondérante

dans le bassin de lagunage avec plus de 50.10^3 cellules.mL⁻¹. Cette abondance d'algues vertes unicellulaires se maintient quelques jours avant de chuter vers la fin du mois de mai 1996, remplacée pendant les mois de juin et juillet 1996 par l'espèce de diatomée *Chaetoceros sp.*, dont l'abondance atteint 500.10^3 à 800.10^3 cellules.mL⁻¹ dans l'effluent traité. Pendant le mois d'août, *Nitzschia sp.* et *Navicula sp.* (diatomées) s'installent définitivement avec une abondance qui chute rapidement vers des valeurs inférieures à 10.10^3 cellules.ml⁻¹ (fin août 1996). Ainsi, les espèces phytoplanctoniques qui se développent au sein du lagunage sont essentiellement dominées par la famille des diatomophycées.

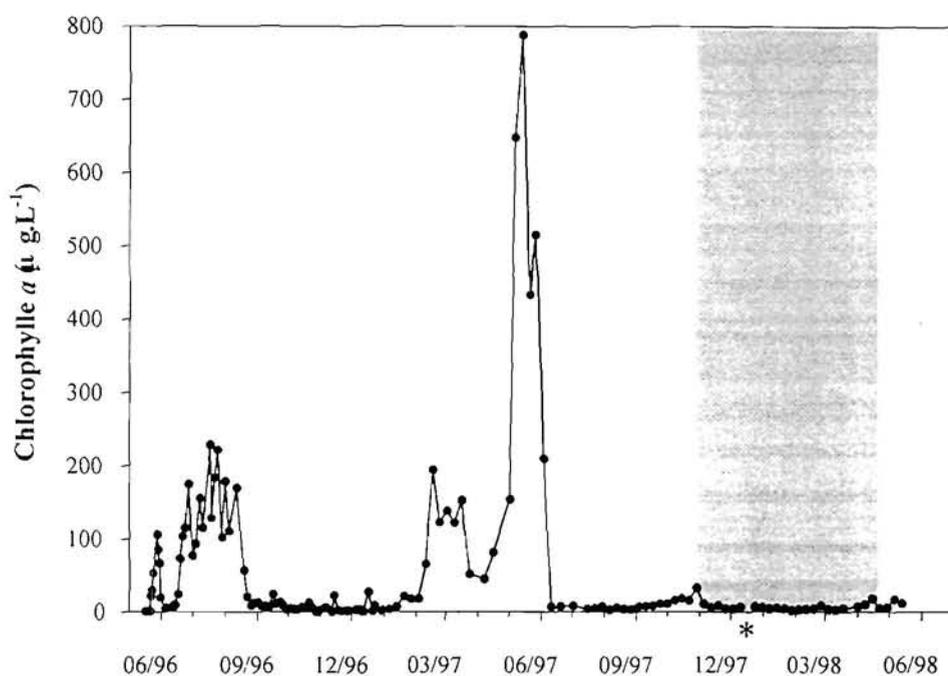


Figure 5.18: Evolution de la concentration en chlorophylle a dans l'effluent traité.
trame grise : temps de séjour proche de 7,5 jours.

Pendant toute la fin de l'année 1996 et jusqu'à l'apparition du printemps suivant, l'abondance du phytoplancton reste relativement faible avec une concentration moyenne en chlorophylle *a* de $7,5 \pm 2,3$ µg.L⁻¹. Cette valeur pouvant inclure de petits fragments de macroalgues inférieurs à 500 µm (taille des mailles du tamis utilisé pour la séparation du phytoplancton). Pendant le printemps de l'année suivante (mars à mai 1997), un important bloom de phytoplancton caractérisé essentiellement par des Nitzschiacées et des Euglénophycées s'est installé (l'abondance n'a pas été estimée). Cependant, dès le mois de juin, les valeurs de chlorophylle *a* chutent de nouveau vers une concentration de $7,8 \pm 1,7$. Par contre, aucun bloom printannier n'est apparu lors de l'année 1998.

Les macroalgues

Les macroalgues apparaissent très vite dans le bassin de lagunage avec, dès les premières semaines de fonctionnement, le développement d'*Enteromorpha sp.* fixée sur les parois du bassin. Pendant le mois de juillet 1996, cette biomasse, estimée sur 4 zones du bassin de lagunage, indique que la densité de surface est importante avec près de 250 g PS.m⁻² de surface de chenal (représentant environ 30 kg PF dans le bassin).

La biomasse de macroalgues qui se développe au sein de l'unité de traitement est caractérisée par des Ulvacées qui sont essentiellement représentées, pendant la première année, par *Enteromorpha sp.*, puis *Ulva sp.* l'année suivante. Il est probable que ce soit *Ulva rigida*, espèce couramment trouvée dans nos lagunes cotières (Fillit, 1995).

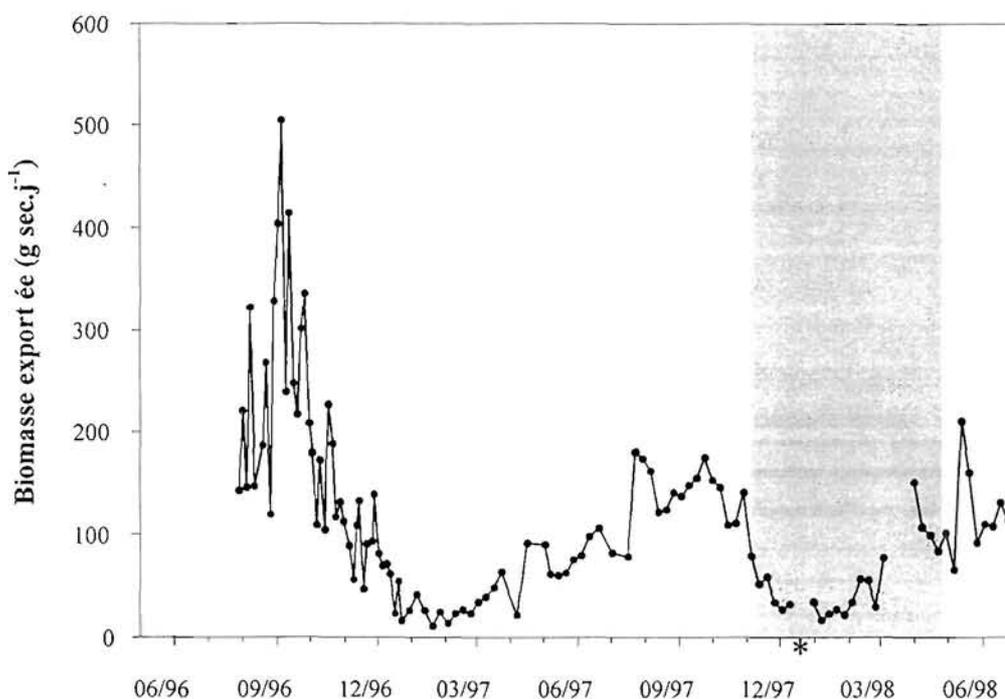


Figure 5.19 : Evolution de la biomasse de macroalgues exportée du bassin.
trame grise : temps de séjour proche de 7,5 jours.

Cette espèce ubiquiste est toutefois concurrencée par une phéophycée filamenteuse (*Ectocarpus sp.*) qui apparaît généralement en fin d'été pour présenter une forte abondance pendant la période hivernale. Cette algue, dont le thalle se développe en épiphyte sur les fragments d'ulve en suspension dans la colonne, disparaît progressivement dès l'apparition du printemps.

La Figure 5.19 met en évidence l'évolution saisonnière de l'exportation de la biomasse globale en macroalgues dans l'effluent traité avec un maximum pendant la période estivale (jusqu'à 504 g PS.j⁻¹, 05/09/96) et un minimum pendant l'hiver (11-13 g PS.j⁻¹, février). Toutefois, l'exportation maximale observée pendant l'année 1996, ne s'est pas reproduite lors des années suivantes où des valeurs plus raisonnables sont observées (180-200 g PS.j⁻¹).

Exportation de la biomasse algale dans l'effluent traité

La Figure 5.20 représente l'évolution saisonnière de l'exportation de la biomasse produite dans le bassin de lagunage. A partir de juillet 1996, après l'apparition de macroalgues libres dans la colonne d'eau, l'effluent traité est caractérisé par la présence permanente et majoritaire des macroalgues pendant tout le reste de la période d'étude. Ces algues représentent de 96 à 99% de la biomasse algale totale de l'effluent. Toutefois, lors de la réduction de l'exportation de la biomasse macroalgale en février 1997, l'exportation du phytoplancton montre une nette augmentation représentant une proportion de 22% de la biomasse totale. Cette proportion atteint jusqu'à 35%, pendant la période où la production phytoplanctonique est la plus forte (mai 1997). D'une manière globale, ce système de traitement par lagunage a permis l'exportation de près de 6 kg PS.m⁻² de macroalgues contre 0,2 kg PS.m⁻² de phytoplancton avec l'effluent traité.

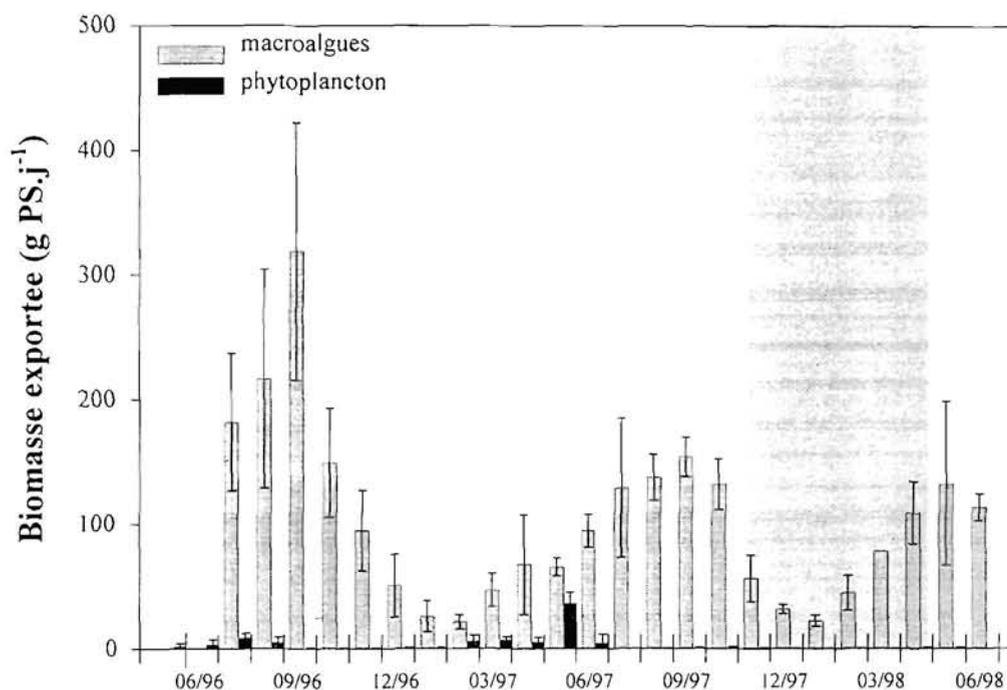


Figure 5.20 : Exportation moyenne (\pm SD) de la biomasse algale dans l'effluent traité.
trame grise : temps de séjour proche de 7,5 jours.

5.2.2. Discussion

La production algale

Au cours de cette étude, la principale particularité du fonctionnement du LHR de cette étude est la forte représentation des macroalgues par rapport au phytoplancton dont la biomasse reste très faible. En effet, selon Mc Garry *et al.* (1973), la productivité des microalgues en

bassin de lagunage à haut rendement peut être exprimée par l'équation 1-20. En supposant que le phytoplancton représente près de 40% des MES de l'effluent traité (Cromar et Fallowfield, 1992), la production phytoplanctonique dans le bassin de lagunage est au maximum de $3,7 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ (figure 5-21). Ainsi, la productivité du phytoplancton est relativement faible par rapport aux valeurs couramment observées dans les LHR utilisés pour le traitement d'eaux urbaines (Edward et Sinchumpasak, 1981; Azov et Shelef, 1982; Fallowfield et Garrett, 1985; Banat *et al.* 1990; Cromar *et al.*, 1996). D'ailleurs, l'utilisation du modèle de Goldman (1979) permettant d'estimer la productivité phytoplanctonique potentielle en fonction de l'évolution du rayonnement (équation 5-7), confirme que le bassin de LHR utilisé pour le traitement des effluents de pisciculture en eau recyclée n'atteint jamais la productivité théoriquement attendue, même lorsque des blooms notables apparaissent (Figure 5.21).

Équation 5.7
$$P = 0,28 \times I_S \times [\ln(0,45 \times I_0 / I_S) + 1]$$

P représente la productivité en $\text{g PS.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$; I_S et I_0 représentent respectivement le rayonnement saturant et le rayonnement solaire total exprimé en $\text{cal.cm}^{-2}.\text{j}^{-1}$. La variable I_S^6 utilisée est de $0,05 \text{ cal.cm}^{-2}.\text{min}^{-1}$ et la variable I_0 est estimée à partir de la relation 5-3.

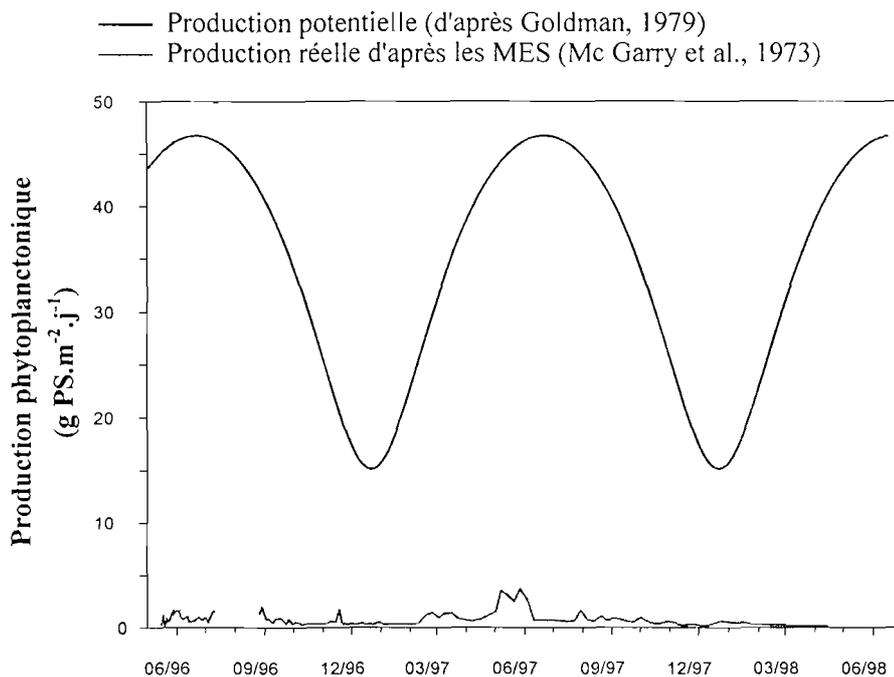


Figure 5.21: Comparaison de l'évolution de la productivité potentielle et de la productivité réelle dans le bassin de lagunage.

⁶ valeur moyenne entre celles observées pour les diatomées et les chlorophycées par Ryther (1956) in Bougis (1974)

Le phytoplancton se comporte comme s'il souffrait d'un facteur limitant sa croissance. Cependant, si la silice peut être mise en cause dans le cas des diatomées, elle n'intervient pas sur le développement des autres groupes d'algues comme les chlorophycées. Or, pendant la période d'étude, la densité surfacique totale du phytoplancton exporté est majoritairement représentée par les diatomophycées qui représentent entre 170 et 230 g.m⁻² (le poids sec des diatomées étant constitué de 15 à 20% de silice ; Parsons *et al.*, 1961) par rapport à la biomasse totale estimée à environ 240 g.m⁻² (estimée à partir de la chlorophylle-*a*). Dans le lagunage à haut rendement algal, contrairement aux eaux cotières où l'azote peut être limitant (Ryther et Dunstan, 1971, Eppley, 1972), les nutriments ne sont pas considérés comme des facteurs limitant la croissance du phytoplancton tant les concentrations sont supérieures aux valeurs de demi-saturation (Ks) pour l'absorption des nutriments par ces algues (Thoman et Mueller, 1986). Quelques hypothèses peuvent expliquer la faible proportion du phytoplancton dans ce bassin de lagunage à haut rendement :

- Les ulves sont capables de sécréter des **substances inhibitrices** de la croissance de certaines algues. Svirski *et al.* (1993) pensent à un tel phénomène lorsque *Ulva sp.* se développe en épiphyte sur les thalles de *Gracilaria sp* mise en culture.
- Comme dans le lagunage de cette étude, Smith *et al.* (1988) observent que dans la baie de San Francisco, les microalgues sont faiblement représentées dans la masse d'eau par rapport aux macroalgues, malgré la forte charge en nutriments issus des stations d'épurations. Par contre, ces microalgues se développent plus facilement dans les milieux d'eau douce même si les concentrations en nutriments sont plus faibles. Ces auteurs avancent l'hypothèse d'une **compétition pour l'azote** entre ces algues. Il semblerait que *Ulva lactuca* ait plus d'affinité vis à vis de l'azote que le phytoplancton (dominance des diatomées). Fong *et al.* (1994) utilisent cette compétition entre ces algues vis à vis de l'azote pour modéliser la structure algale d'un lagon. Toutefois, l'affinité des ulves, estimée à partir des cinétiques d'absorption michaélienne du nutriment (Ks de l'équation 1-19), sont généralement caractérisées par des valeurs entre 15 et 52 µM selon les conditions et la période d'étude (Lavery et McComb, 1991 ; Fillit, 1995). Cette affinité ne semble pas plus importante que celle du phytoplancton (Eppley et Thomas, 1969 ; Rhee, 1978 ; Halterman, 1979 ; Dauta, 1982) et n'explique donc pas la relative absence du phytoplancton tant la concentration résiduelle est suffisante à leur développement.
- Les ulves peuvent agir sur le développement phytoplanctonique en provoquant un fort **ombrage** qui limite la disponibilité de la lumière pour les microalgues et par voie de conséquence pour leur croissance. En effet, la densité de macroalgues à l'intérieur du bassin implique une forte réduction du flux de photons disponible pour les algues. D'ailleurs les mesures effectuées au fond du bassin ne montrent pas de flux détectable. Dans le milieu marin, Le Pape et Menesguen (1994) observent une dominance du phytoplancton dans les zones à fortes profondeurs alors que les macroalgues forment de grandes biomasses dans les plus faibles profondeurs (inférieures à 2 mètres).

Effet des variables climatiques sur la production algale

L'agitation imposée par la roue à aubes dans le bassin de lagunage favorise les échanges entre l'eau et l'atmosphère expliquant la grande similitude entre la température atmosphérique et de la température de l'eau. Si cette variable joue un rôle mineur dans le contrôle de la production primaire (Eppley, 1972 ; Goldman, 1977), elle joue un rôle important sur la composition spécifique et notamment dans les successions phytoplanctoniques (Johnstone *et al.*, 1924 in Bougis, 1974 ; Goldman, 1977). Cette variable intervient de la même façon sur les successions de macroalgues benthiques (Mathieson et Dawes, 1975 ; Coutinho et Seeliger, 1986). Dans le cas du bassin de lagunage à haut rendement, malgré une certaine succession entre les ulvacées (*Enteromorpha sp.* et *Ulva sp.*) et *Ectocarpus sp.*, les ulves persistent pendant toute la période d'étude confirmant le caractère eurytherme de cette espèce (Coutinho et Seeliger, 1986 ; Riccardi et Solidoro, 1996). Toutefois, lors des importantes chutes de température de février 1997, de nombreux fragments d'ulves présentaient des signes de dégénérescence avec de nombreuses zones de nécroses.

Par contre, le rayonnement solaire est la variable principale intervenant sur la production primaire (Ryther 1975 ; Goldman, 1977). Le genre *Ulva sp.* est capable de se développer sur une large gamme de concentration avec des valeurs limitantes proches de $40 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ et des valeurs saturantes entre 170 et $750 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (pendant 12 heures) pour *U. lactuca* et *U. rotundata* respectivement (Parker, 1981 ; Henley, 1992). De nombreux auteurs ont pu montrer que la croissance de l'algue augmente avec l'intensité lumineuse (Lapointe et Tenore, 1981 ; Duke *et al.*, 1986, Floreto *et al.*, 1993, 1994). Ainsi, l'évolution récurrente de l'intensité lumineuse implique une évolution similaire de la croissance de l'algue à l'intérieur du lagunage et par voie de conséquence de la biomasse exportée dans l'effluent traité.

Efficacité pour l'élimination de la fraction particulaire

Les effluents traités par le lagunage à haut rendement algal sont faiblement chargés en MES. Par contre, le fonctionnement du lagunage est responsable de l'augmentation de la matière particulaire sous la forme de biomasse algale (surtout des macroalgues). Les concentrations des particules inférieures à $500 \mu\text{m}$ en sortie de lagunage sont environ deux fois plus importantes que celles de l'effluent brut.

Efficacité pour l'élimination des nutriments

L'efficacité du traitement, généralement estimé par rapport au taux d'abattement en nutriments (ou rendements épuratoires) dans l'effluent traité, est à prendre avec précaution tant elle dépend des conditions climatiques, de la situation géographique et du débit de nutriments introduit dans l'unité de traitement. Toutefois, cette notion de rendement étant couramment utilisée dans la littérature, la comparaison entre différents travaux est réalisée à partir de ces valeurs.

Les premiers travaux réalisés par Goldman *et al.* (1974a) ont mis en évidence les possibilités du traitement des effluents par les algues marines d'une chaîne trophique artificielle (phytoplancton, bivalves et macroalgues) alimentées par un mélange d'effluent urbain (traitement secondaire) et d'eau de mer. Cette technique permet d'éliminer de 87 à 96% de l'azote et de 47 à 61% du phosphore relargué par la station d'épuration. Pour le même type d'effluent, Craggs *et al.* (1995) ont montré une élimination de l'azote et du phosphore entre 44 et 98% par une culture d'algues unicellulaires fixées sur tôle ondulée.

Dans le cas de ce lagunage, avec des abattements supérieurs à 90% sur toute la période d'étude, l'ammoniaque total et la silice sont les nutriments qui présentent la plus forte élimination dans l'effluent traité. Par contre, les orthophosphates et les formes oxydées de l'azote ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$), montrent des rendements épuratoires nettement plus faibles avec une forte influence de la saison et du flux d'azote apporté dans le lagunage.

Avec une concentration résiduelle de $0,06 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ à l'intérieur du bassin de lagunage l'absorption du nitrate par les algues ne semble pas être inhibée. Cependant, cette absorption du nitrate, comme celle du phosphate, montre une évolution saisonnière reliée à celle de la production primaire. L'azote et le phosphore étant moins utilisés pendant l'hiver, le rendement épuratoire est donc moins performant. Toutefois, l'augmentation du temps de séjour dans le bassin de lagunage ne semble pas améliorer la qualité de l'épuration. Ce phénomène étant probablement lié aux débits de nutriments équivalents entre les deux hivers. En effet, malgré un temps de séjour deux fois plus long pendant la seconde année d'étude, la concentration en nutriment dans l'effluent brut augmente sensiblement (jusqu'à un facteur 3) lors de l'augmentation de la fermeture du système d'élevage.

En hiver, une augmentation du phosphore inorganique dissous peut même être observée dans l'effluent traité dans le milieu alors que ce phénomène n'existe pas dans le cas de l'azote. Cette observation peut être mise en relation avec le mauvais état des fragments de macroalgues dans le bassin de lagunage pendant la période de production de phosphore. En effet, le phosphore cellulaire est essentiellement composé de molécules hydrosolubles (Chopin *et al.*, 1983) et l'essentiel de ces composés est dégradé en quelques heures par les enzymes cellulaires (autolyse par phosphatases endocellulaires) lors de la mort des algues (Kuensler, 1970). Par contre, l'azote cellulaire, essentiellement sous forme de protéines, nécessite l'intervention de la minéralisation bactérienne. Cette observation semble abonder dans le sens de Barnes (1957 in Bougis, 1974) qui suppose que le phosphore organique, souvent intégré à un radical " $-\text{PO}_4$ ", est plus rapidement recyclé que l'azote organique qui est plus intégré dans les molécules organiques.

L'assimilation des nutriments pour la production primaire est souvent exprimée (pour le phytoplancton) par les rapports molaires O/C/N/P définis par Redfield (1958, 1963) ou Goldman (1980). Ces rapports sont respectivement estimés à $-276/106/16/1$ et $-270/106/15/1$ conduisent à écrire la relation équilibrée suivante (Jacques et Treguer, 1986) :

Les premiers travaux réalisés par Goldman *et al.* (1974a) ont mis en évidence les possibilités du traitement des effluents par les algues marines d'une chaîne trophique artificielle (phytoplancton, bivalves et macroalgues) alimentées par un mélange d'effluent urbain (traitement secondaire) et d'eau de mer. Cette technique permet d'éliminer de 87 à 96% de l'azote et de 47 à 61% du phosphore relargué par la station d'épuration. Pour le même type d'effluent, Craggs *et al.* (1995) ont montré une élimination de l'azote et du phosphore entre 44 et 98% par une culture d'algues unicellulaires fixées sur tôle ondulée.

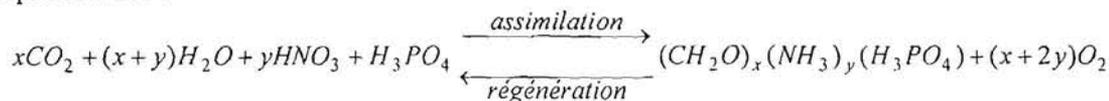
Dans le cas de ce lagunage, avec des abattements supérieurs à 90% sur toute la période d'étude, l'ammoniaque total et la silice sont les nutriments qui présentent la plus forte élimination dans l'effluent traité. Par contre, les orthophosphates et les formes oxydées de l'azote ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$), montrent des rendements épuratoires nettement plus faibles avec une forte influence de la saison et du flux d'azote apporté dans le lagunage.

Avec une concentration résiduelle de $0,06 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ à l'intérieur du bassin de lagunage l'absorption du nitrate par les algues ne semble pas être inhibée. Cependant, cette absorption du nitrate, comme celle du phosphate, montre une évolution saisonnière reliée à celle de la production primaire. L'azote et le phosphore étant moins utilisés pendant l'hiver, le rendement épuratoire est donc moins performant. Toutefois, l'augmentation du temps de séjour dans le bassin de lagunage ne semble pas améliorer la qualité de l'épuration. Ce phénomène étant probablement lié aux débits de nutriments équivalents entre les deux hivers. En effet, malgré un temps de séjour deux fois plus long pendant la seconde année d'étude, la concentration en nutriment dans l'effluent brut augmente sensiblement (jusqu'à un facteur 3) lors de l'augmentation de la fermeture du système d'élevage.

En hiver, une augmentation du phosphore inorganique dissous peut même être observée dans l'effluent traité dans le milieu alors que ce phénomène n'existe pas dans le cas de l'azote. Cette observation peut être mise en relation avec le mauvais état des fragments de macroalgues dans le bassin de lagunage pendant la période de production de phosphore. En effet, le phosphore cellulaire est essentiellement composé de molécules hydrosolubles (Chopin *et al.*, 1983) et l'essentiel de ces composés est dégradé en quelques heures par les enzymes cellulaires (autolyse par phosphatases endocellulaires) lors de la mort des algues (Kuensler, 1970). Par contre, l'azote cellulaire, essentiellement sous forme de protéines, nécessite l'intervention de la minéralisation bactérienne. Cette observation semble abonder dans le sens de Barnes (1957 in Bougis, 1974) qui suppose que le phosphore organique, souvent intégré à un radical " $-\text{PO}_4$ ", est plus rapidement recyclé que l'azote organique qui est plus intégré dans les molécules organiques.

L'assimilation des nutriments pour la production primaire est souvent exprimée (pour le phytoplancton) par les rapports molaires O/C/N/P définis par Redfield (1958, 1963) ou Goldman (1980). Ces rapports sont respectivement estimés à $-276/106/16/1$ et $-270/106/15/1$ conduisent à écrire la relation équilibrée suivante (Jacques et Treguer, 1986) :

Équation 5.8 :



x et y sont définis par les coefficients de C et de N dans les rapports de Redfield ou de Goldman.

Ces rapports sont souvent utilisés pour déterminer l'aspect limitant d'un nutriment vis à vis de la croissance du phytoplancton. Toutefois, le rapport molaire N/P optimal pour la croissance des cellules phytoplanctoniques est souvent lié à l'espèce étudiée (Rhee, 1982). Dans le cadre de notre étude, les rapports molaires N/P observés dans l'effluent brut montrent une valeur moyenne de $18,4 \pm 6,3$ (Figure 5.22). Ces valeurs semblent proches des valeurs idéales pour le développement algal et l'obtention d'un rendement d'épuration équivalent pour le phosphore et l'azote (Goldman, 1974a). Pour leur part, les macroalgues montrent généralement des rapports molaires beaucoup plus élevés que le phytoplancton (Atkinson et Smith, 1983). Ces auteurs estiment un rapport C/N/P moyen pour les macroalgues proche de 550/30/1. Aussi, l'effluent brut de l'élevage de loups est tout aussi propice au développement des macroalgues comme les ulves dont le rapport molaire évolue entre 17,5 à 21,5 avec des valeurs inférieures à 10 lors de certaines périodes (Fillit, 1995). Goldman (1980) précise un rapport moyen N/Si pour les espèces phytoplanctoniques à paroi siliceuse : la valeur moyenne est estimée proche de 0,3. Dans l'effluent brut, ce rapport évolue entre 6 et 125 (moyenne de 62 ± 30) confirmant que la silice est une substance limitante pour le développement des diatomophycées dans le bassin de lagunage à haut rendement. D'ailleurs, afin d'orienter le traitement des effluents piscicoles par cette famille d'algues, Lefebvre *et al.* (1996) augmentent la concentration en silice dans l'effluent.

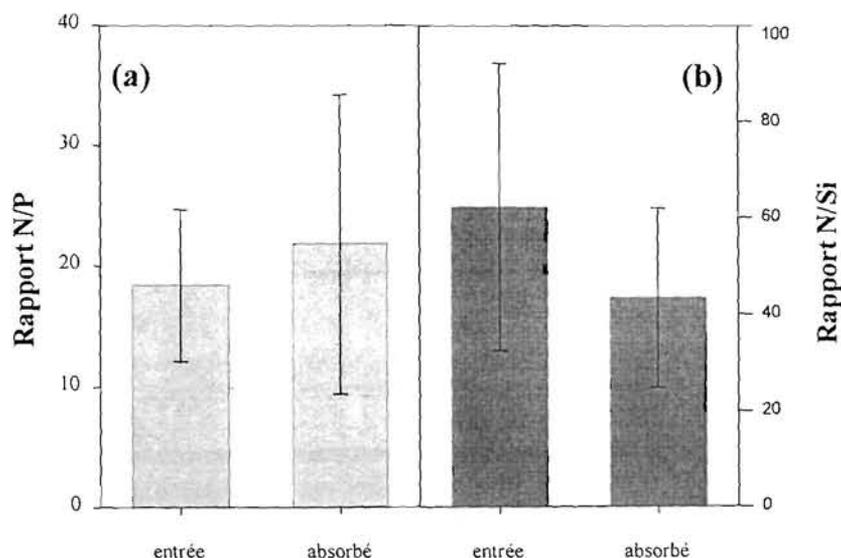


Figure 5.22 : Rapport (moyenne ± écart-type) N/P (a) et N/Si (b) dans l'effluent brut et dans la fraction éliminée de l'eau traitée.

Les rapports molaires N/P et N/Si ont été calculés par rapport à la quantité de nutriments éliminée de l'effluent afin de vérifier dans quelle mesure ceux-ci sont éliminés de l'effluent traité. La période présentant une production de phosphore dans le bassin (janvier 1997) n'a pas été incluse dans ces calculs. Le rapport N/P montre une moyenne de 22 ± 12 qui n'est pas significativement différente de celui observé dans l'effluent brut. Ainsi, le rendement épuratoire entre l'azote et le phosphore s'effectue de manière équilibrée en accord avec l'assimilation potentielle des algues. Par contre, le rapport N/Si, estimé à 44 ± 18 confirme que les diatomées ne sont pas les principales espèces responsables de l'assimilation de l'azote et du phosphore. Aussi, ces microalgues utilisent la quasi-totalité de la silice de l'effluent brut en utilisant la part nécessaire de phosphore et d'azote ; l'azote et le phosphore restant disponibles pour le développement des autres algues.

Comparaison avec les autres traitements d'effluents piscicoles

Quelques travaux récents ont montré l'efficacité des végétaux pour le traitement des effluents piscicoles dont les rendements varient selon la technique et les conditions de traitement utilisées. Cohen et Néori (1991) et Jiménez del Rio *et al.* (1994, 1996), traitant les effluents d'élevage de daurades dans des bassins de culture d'ulves, montrent que les rendements épuratoires de l'azote ammoniacal varient avec le flux apporté aux algues. Les valeurs du rendement épuratoire varient entre 19 et 40% pour les flux les plus importants (supérieurs à $9,7 \text{ g N.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) et entre 85 et 96% pour les flux les plus faibles (inférieur à $1,6 \text{ g N.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$). Ce même phénomène semble intervenir dans le cas de l'effluent d'élevage en eau recyclée où les meilleures épurations du nitrate (supérieures à 80%) sont obtenues pendant la période estivale, lors des flux entre $0,8$ à $1,3 \text{ g N.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Ces rendements chutent vers 60-61% lorsque les flux atteignent des valeurs supérieures à $1,6 \text{ g N.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Par contre, la quantité d'azote ammoniacal assimilée augmente avec le flux d'azote. D'ailleurs, Cohen et Néori (1991) montrent que la cinétique d'absorption s'ajuste à une courbe michaelienne où l'assimilation maximale de l'azote ammoniacal est proche de $2,5 \text{ g N.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ (Cohen et Néori, 1991 ; Jiménez del Rio *et al.*, 1996). Avec une assimilation maximale $1,3 \text{ g N.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ dans le lagunage à haut rendement, cette étude confirme la meilleure absorption de l'azote ammoniacale par rapport au nitrate et par voie de conséquence les meilleures performances dans le traitement d'un effluent riche en ammoniacale. Il faut toutefois préciser que les travaux de ces auteurs sont réalisés dans des sites dont les conditions climatiques sont plus favorables que celles du site de cette étude.

Villon *et al.* (1989) réalisent un système de traitement des rejets d'élevage de loups en eau recyclée dans un bassin de culture de microalgues. Ces auteurs mettent en évidence l'effet saisonnier sur les rendements épuratoires. Néanmoins, avec un abattement moyen de l'azote estimé à 75%, leur système de traitement semble plus performant que celui de cette étude. Cependant il est difficile d'en attribuer l'origine au fonctionnement par microalgues tant le flux d'azote distribué au phytoplancton est faible (environ $0,03 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$).

D'après les vitesses d'absorption, Jimenez del Rio *et al.* (1996) définissent un dimensionnement de l'unité de traitement avec, lors des conditions environnementales les plus favorables, une surface de traitement de $153 \text{ m}^2 \cdot \text{tonne}^{-1}$ de daurades. Dans le cas de l'élevage de loups en eau recyclée, avec une production de $175 \text{ à } 310 \text{ g N} \cdot \text{tonne}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ (tableau 3-5), une absorption maximale de $1,3 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$, la surface nécessaire pour le traitement de cet effluent est estimée entre $128 \text{ et } 227 \text{ m}^2 \cdot \text{tonne}^{-1}$. Pendant, l'hiver, cette surface peut être multipliée par un facteur 6.

Comparaison avec différents systèmes de traitement d'effluent urbain par LHR

Depuis les premiers travaux d'Oswald et ses collaborateurs dans les années 50 montrant l'importance des microalgues pour le traitement des eaux usées, de nombreuses études ont été menées sur l'utilisation du LHR comme moyen de traitement des eaux urbaines. Le Tableau 5.2 indique quelques rendements épuratoires moyens observés chez divers auteurs. Ces résultats mettent en évidence que les rendements épuratoires du phosphore inorganique dissous observés au cours de cette étude présentent une certaine conformité avec les résultats de la littérature. Par contre, d'une manière générale, l'élimination de l'azote inorganique dissous semble plus efficace dans le cas du traitement d'eaux usées urbaines. Ces différences peuvent s'expliquer par le fait que :

- Le fonctionnement des LHR utilisé pour le traitement des eaux usées urbaines est basé sur le développement de microalgues. Dans le cas du traitement des effluents piscicoles marins, la biomasse algale est caractérisée par une forte abondance de macroalgues qui sont caractérisées par un faible rapport S/V^7 . Ce faible rapport implique une vitesse d'absorption des nutriments beaucoup plus faible (Rosenberg et Ramus, 1984 ; Hein *et al.*, 1995).
- La source d'azote fournie aux macroalgues est coûteuse en énergie par rapport aux apports d'azote ammoniacale dans les rejets urbains. L'assimilation de la forme nitrate nécessite l'intervention d'un complexe enzymatique qui peut se trouver saturé lors d'importants flux de nutriments. Ce phénomène de saturation semble observable avec une limite maximale de l'élimination de l'azote quel que soit le flux apporté aux algues.

Ainsi, le traitement d'effluent à forte charge en nitrate dans un système de lagunage à haut rendement fonctionnant avec des macroalgues nécessite une unité de surface plus importante pour atteindre des rendements équivalents à ceux observés pour les eaux urbaines. En effet, Moersidik (1992) estime que la surface⁸ requise pour le traitement de rejets urbains est en moyenne de $2 \text{ à } 3 \text{ m}^2 \cdot \text{hab}^{-1}$. En utilisant le facteur de conversion défini dans Bergheim *et al.* (1982), la surface nécessaire pour le traitement de l'effluent issu de l'élevage d'une tonne de loups en eau recyclée est nettement plus forte avec une surface équivalente à $9 \text{ m}^2 \cdot \text{hab}^{-1}$.

⁷ rapport entre la surface et le volume des algues

⁸ basée sur un apport de $54 \text{ g DBO}_5 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$

Tableau 5.2 : Comparaison des rendements épuratoires moyens lors de traitements par LHR.

	Edward et Sinchumpasak (1981)	Wood <i>et al.</i> (1989)	Banat <i>et al.</i> (1990)	El Hamouri <i>et al.</i> (1995)	Nurdogan et Oswald (1995)	Green <i>et al.</i> (1995)	Cromar <i>et al.</i> (1996)	Wang <i>et al.</i> (1996)	Cromar et Fallowfield (1997)	Bich <i>et al.</i> (1999)*	Cette étude
Lieu	Thaïlande	Afr. du Sud	Koweït	Maroc	Californie	Californie	Australie	Chine	Australie	Malaisie	France
Temps	18 mois	12 mois	18 mois	12 mois	105 j	24 mois	mai - nov	Juin - nov	Juil et Aout	20 j	24 mois
θ(j)	1,3	<3	5	4,2	5	?	5	7	4-7	?	4-8
NID (%)	86	74	90	23-78	85-90	86	47	64	66-75	80-100	52*
PID (%)		33	50	40-78	45-55** 94-99***	56	34	56	69-92		54

* : mélange chlorelles et jacynthes ; ** : 20-40 ppm CaOH ; ***60-80 ppm CaOH

Bilans des nutriments dans le système de lagunage

Entre juillet 1996 et mai 1998, la quantité de nutriments introduite à l'intérieur du bassin de lagunage représente environ 12,3 kg N et 1,3 kg P. Tandis qu'une partie de ces nutriments est assimilée et exportée du lagunage sous la forme de biomasse algale (phytoplancton et macroalgue), le reste est directement relargué vers l'extérieur. D'un point de vue quantitatif, il est difficile de faire des bilans de matières en raison de l'imprécision sur l'évaluation des quantités de nutriments retenus dans les algues (variabilités des données fournies par analyse et bibliographie), et exportée dans l'effluent de sortie (évaluation du débit en tenant compte de l'évaporation).

La proportion d'azote et de phosphore dans la biomasse sèche de diverses espèces d'ulves varie selon les conditions environnementales entre 0,5 et 5,5% et entre 0,1 et 0,3% respectivement (Duflo, 1988 ; Duke *et al.*, 1987 ; Fujita *et al.*, 1989 ; Björnaster et Wheeler, 1990 ; Lavery et McComb, 1991 ; Sfriso *et al.*, 1993 ; Fillit, 1995). Ces pourcentages dépendent du flux d'azote ou de la concentration en azote dans le milieu dans lequel se développent ces algues (Ho, 1987 ; Cohen et Néori, 1991). Dans les conditions de fortes charges, comme dans le cas du lagunage, ces pourcentages se situent autour de 5% et 0,3% de la matière sèche respectivement. Dans le cas du phytoplancton, la matière sèche est généralement constituée d'environ 7 à 10% d'azote et de 0,5 à 1% de phosphore (Oswald et Gotaas, 1957 ; Azov *et al.*, 1982 ; Cromar *et al.*, 1996 ; Cromar et Fallowfield, 1997).

Le bilan de masse réalisé pour le phosphore inorganique dissous introduit dans le bassin de lagunage montre que le recouvrement en cet élément est proche de 65%. La perte globale de 35% du phosphore introduit dans l'unité de traitement peut être en partie expliquée par les erreurs d'estimation des différentes proportions de phosphore. Toutefois, les pertes de phosphore semblent plus importantes pendant les périodes estivales où elles peuvent atteindre jusqu'à 50% de l'azote introduit. Ainsi, il est possible qu'un processus autre que l'absorption par les algues soit responsable de cette perte de phosphore dans le lagunage : bien que la précipitation du phosphate sur les carbonates de calcium soit inhibée par la présence du magnésium dans l'eau de mer (Stumm et Leckie, 1970 ; Berner, 1975 ; Kuo et Mikkelsen 1979), ce phénomène peut être réalisé en augmentant soit la concentration en phosphore dans le milieu (Gulbrandsen *et al.*, 1984) soit le pH du milieu (Otsuki et Wetzel, 1972 ; Moutin, 1992). Dans l'eau de mer, la précipitation conduit à la formation d'un précipité de phosphate de calcium amorphe (Martens et Harriss, 1970) dont le rapport molaire Ca/P est proche de celui de l'OCP⁹ (Stumm et Morgan, 1970). Ainsi, dans le bassin de lagunage à haut rendement, une précipitation du phosphore sous forme d'OCP peut apparaître en raison du pH élevé dans le bassin de lagunage (souvent supérieur à 9). D'après le volume total d'effluent traité, la masse de phosphore non recouverte représente une concentration moyenne de 0,46 mg.L⁻¹.

⁹ octacalcium phosphate (Ca₈H(PO₄)₃)

Le bilan de masse effectué pour l'azote met en évidence un recouvrement proche de 80% montrant une faible perte de l'azote total introduit dans le système de traitement. Cette perte peut être liée aux erreurs d'estimation des différentes proportions d'azote. Comme pour le phosphore, les pertes d'azote semblent plus importantes pendant la période estivale.

5.2.3. Conclusion

L'ajout d'une unité de traitement par lagunage en aval d'un élevage en eau recyclée permet d'améliorer la qualité de l'eau avant rejet dans l'environnement.

Par contre, le système de traitement abat efficacement les sels nutritifs mais dépend fortement du cycle saisonnier et du flux de nutriments mis à la disposition des algues. Pendant toute la période d'étude, un peu plus de la moitié des substances dissoutes produites par le système d'élevage a été éliminée.

Toutefois, les performances de ce système sont inférieures à celles observées lors du traitement des eaux urbaines. Ceci peut être lié à la salinité de l'effluent, à la présence majoritaire de l'azote sous forme de nitrate dans l'effluent brut et au fonctionnement à base de macroalgues (développement spontané). Par contre, le traitement des effluents piscicoles par des macroalgues présente de sérieux avantages :

- Le faible coût d'élimination de la biomasse produite dans le bassin. En effet, le passage de l'effluent traité sur un simple tamis de 2 mm suffit à éliminer l'essentiel de la biomasse algale (Pretorius & Hensman, 1984).
- La biomasse algale recueillie est susceptible d'être valorisée ultérieurement.
- La production de macroalgues limite la production de phytoplancton qui est susceptible de produire des toxines responsables de la mortalité de nombreux coquillages voire d'élevage de poissons (Aune *et al.*, 1992 ; Burkholder *et al.*, 1992).

CONCLUSION GENERALE

Au cours de cette thèse, nous avons caractérisé l'effluent d'élevage en eau recyclée qui peut être considéré comme un effluent intermédiaire entre les rejets faiblement concentrés d'aquaculture en système ouvert et les rejets urbains. Le processus de traitement dans la boucle de recirculation (filtration et décantation) permet une bonne élimination des substances particulières. Le rejet final est faiblement chargé en matière en suspension et par voie de conséquence en azote et phosphore organique. Par contre, cet effluent est aussi riche en azote et phosphore dissous que les rejets urbains les plus faiblement chargés. Par ailleurs, contrairement aux autres effluents où l'azote dissous est essentiellement présent sous forme ammoniacale, l'azote dissous de l'effluent étudié est principalement sous forme nitrate. En effet, l'activité nitrifiante des bactéries du filtre biologique transforme l'ammoniaque excrété par les poissons en nitrate. Le pH et la concentration en oxygène dissous sont maintenus stables dans le système d'élevage mais l'activité bactérienne dans l'unité de décantation induit des conditions de sous-saturations en oxygène et une légère diminution des valeurs du pH de l'effluent qui entre dans le lagunage.

La concentration en azote inorganique dissous (NID) de l'effluent d'élevage en eau recyclée peut être prédite à long terme par un modèle empirique établi à partir de l'évolution du poids, de la ration alimentaire et du taux d'excrétion des poissons. L'élevage en circuit fermé permettant de maintenir des conditions de température stable au cours du temps, les différentes variables explicatives peuvent être décrites par des relations simples en fonction du poids et du taux de renouvellement du volume d'élevage. La concentration en azote dissous dans l'effluent diminue avec la fermeture du circuit : plus le circuit est fermé, moins l'élevage produit de pollution dissoute. Ce phénomène est probablement lié au piégeage d'azote sous forme particulaire dans la biomasse bactérienne du système d'élevage.

La concentration du phosphore inorganique dissous (PID) dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée est liée à la concentration en azote dissous par une relation linéaire. Cependant, le modèle développé pour la simulation de la concentration en phosphore dissous, basé sur celui de l'azote, n'a pas pu être complètement validé.

Les fortes concentrations en azote et phosphore inorganique dissous dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée sont utilisées par les algues. Parmi les macroalgues testées (chaetomorphes, gracilaires et ulves), une étude en laboratoire a permis de confirmer la grande capacité d'absorption du genre *Ulva sp.* soumis à des milieux de culture à fortes concentrations en nutriments. Avec une assimilation de l'azote estimée à 5% de la biomasse produite et une vitesse d'absorption importante, les ulves semblent montrer une grande affinité pour l'azote dissous. Dans le cas du phosphore, l'absorption est relativement rapide pour toutes les espèces.

Conclusion générale

La grande affinité des ulves pour les milieux à forte charge en nutriments est également observée dans le système de traitement par lagunage à haut rendement (LHR). En effet, sans ensemencement préalable, ce genre représente la biomasse algale majoritaire pendant toute la période d'étude. Toutefois, l'espèce *Ectocarpus sp.* est également présente pendant la période hivernale. Contrairement aux bassins de lagunage à haut rendement algal utilisés pour le traitement des effluents urbains, la biomasse en phytoplancton est relativement faible par rapport à la biomasse de macroalgues tout au long de l'année. Malgré une présence épisodique, aucun bloom de zooplancton n'a été observé.

Le fonctionnement du système de traitement par bassin de lagunage à haut rendement permet d'augmenter la concentration en oxygène dissous et le pH dans l'eau traitée. En outre, pendant toute la période d'étude, plus de 50% d'azote et de phosphore dissous apportés par l'effluent sont éliminés. Cependant, l'efficacité d'élimination des nutriments est fortement marquée par la saison avec des valeurs d'efficacité s'étendant entre 23 et 98% pour l'azote et 12 et 85% pour le phosphore respectivement en période hivernale et estivale. En plus de l'effet saisonnier, cette étude a mis en évidence que l'effet du flux de nutriments en entrée de lagunage peut avoir un impact sur la qualité du traitement de l'effluent. Ainsi, plus le flux est important, moins le rendement épuratoire est important mais plus la quantité de nutriments éliminés est importante. Cette élimination ne pouvant être expliquée uniquement par des processus biologiques (assimilation algale), des processus physiques avec notamment la précipitation des orthophosphates doivent être responsables de la réduction de plus de 25 et 65% de l'azote et du phosphore respectivement (précipitation ou volatilisation).

Les résultats obtenus pour le traitement de l'effluent d'élevage par le LHR laissent supposer que l'eau traitée est de qualité suffisante pour être réutilisée dans la boucle de recirculation de l'élevage:

- (i) L'azote ammoniacal toxique pour les poissons est éliminé rapidement du milieu, avec des concentrations résiduelles inférieures à 0,04 mg N.L⁻¹.
- (ii) La relative absence de microalgues dans le lagunage limite la présence de toxines sécrétées par certaines espèces ton qui sont à l'origine de la mortalité dans certains élevages de poissons en milieu naturel.
- (iii) Une séparation par simple tamisage permet d'éliminer les macroalgues de l'effluent traité.
- (iv) l'azote est essentiellement présent sous forme de nitrate et la concentration en nitrite dans l'eau traitée est très faible (les nitrites étant toxiques pour les poissons).

- (v) Le niveau élevé du pH de l'effluent contribue au maintien du pH de l'eau d'élevage et permet donc de réduire les besoins (et donc le coût) en hydroxyde de sodium utilisé dans l'élevage.
- (vi) Les algues fixent les métaux lourds apportés sous forme de traces avec les aliments.

Par contre, le système est saisonnier et la présence de sous-produits des algues peut être un aléa de ce système de traitement.

Le dimensionnement du bassin de lagunage à haut rendement sera différent selon l'objectif à atteindre : le rejet direct de l'effluent traité dans l'environnement, implique la nécessité de rechercher les meilleurs rendements épuratoires possibles ; dans le cas d'une réutilisation de l'eau pour réaliser un élevage en circuit fermé, c'est la quantité maximale de nutriments absorbés qui sera recherchée. Dans ce dernier cas, la concentration de nutriments dans le bassin peut être importante (dans la limite de toxicité pour les poissons) mais stabilisée afin d'obtenir un équilibre entre les nutriments produits par l'élevage et utilisés par les algues.

REFERENCES

- Abissy, M. & L. Mandi (1999). Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas du roseau. *Rev. Sci. Eau*, 12: 285-316.
- Ackefors, H. & M. Enell (1990). Discharge of nutrients from swedish fish farming to adjacent sea areas. *Ambio*, 19: 28-35.
- Adler, P. R., F. Takeda, D. M. Glenn, E. M. Wade, S. T. Summerfelt & J. K. Harper (1996). Conveyor production strategy enhanced nutrient byproduct recovery from aquaculture wastewater. Successes and Failures in commercial recirculating aquaculture., Roanoke, Virginia, USA. July 19-21, 1996, NRAES-98. 2, 431-440.
- Alanärä, A. (1994). The effect of temperature, dietary energy content and reward level on the demand feeding activity of rainbow trout (*Onchorynchus mykiss*). *Aquaculture*, 126: 349-359.
- Alanärä (1998). New perspectives on feed budgets for cultured fish. *Aquaculture and water: fish culture, shellfish culture and water usage*, Bordeaux, France, European Aquaculture Society. 26, 10-11.
- Almendras, J. M. E. (1994). Ammonia excretion rates of the sea bass, *Lates calcarifer*, in fresh and sea water. *Isr. J. Aqua. Bamidgeh*, 46: 76-82.
- Aminot, A. (1982). Dosage de la chlorophylle et des phéopigments par spectrophotométrie. *Manuel des analyses chimiques en milieu marin*. A. Aminot & M. E. Chaussepied. CNEXO. 177-192.
- Anon. (1997). Recirculation works at trout test farm. *Fish Farm. Int.*, 24:
- Arzul, G., A. Clément & A. Pinier (1996). Effects on phytoplankton growth of dissolved substances produced by fish farming. *Aquat. Living Resour.*, 9: 95-102.
- Atkinson, M. J. & S. V. Smith (1983). C:N:P ratios of benthic marine plants. *Limnol. Oceanogr.*, 28: 568-574.
- Aure, J. & A. Stigebrandt (1990). Quantitative estimates of eutrophication effects of fish farming on fjords. *Aquaculture*, 90: 135-156.
- Axler, R. P., C. Tikkanen, J. Henneck, J. Schuldt & M. E. McDonald (1997). Characteristics of effluent and sludge from two commercial rainbow trout farms in Minnesota. *Prog. Fish-Cult.*, 59: 161-172.
- Azov, Y. & G. Shelef (1982). Operation of high-rate oxidation ponds: theory and experiments. *Wat. Res.*, 16: 1153-1160.
- Ballestrazzi, R., D. Lanari, E. D'Agaro & A. Mion (1994). The effect of dietary protein level and source on growth, body composition, total ammonia and reactive phosphate excretion of growing sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquaculture*, 127: 197-206.
- Ballestrazzi, R., D. Lanari & E. D'agaro (1998). Performance, nutrient retention efficiency, total ammonia and reactive phosphorus excretion of growing European sea-bass (*Dicentrarchus labrax*, L.) as affected by diet processing and feeding level. *Aquaculture*, 161: 55-65.
- Banat, I., K. Puskas, I. Esen & R. Al-Daher (1990). Wastewater treatment and algal

- productivity in an integrated ponding system. *Biological wastes*, 32: 265-275.
- Barnabé, G. (1976). Contribution à la connaissance de la biologie du loup (*Dicentrarchus labrax* L.). Univ. Sciences et Tech. Languedoc., Thèse d'Etat. 426.
- Barnes, H. (1957). Nutrient elements. *Treatise on marine ecology and paleoecology*. H. Ed. Geol. Soc. America, Mem. 67, 297-344.
- Beamish, F. W. H. & E. Thomas (1984). Effects of dietary protein and lipid on nitrogen losses in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Aquaculture*, 41: 359-371.
- Bechac, J. P., P. Boutin, B. Mercier & P. Nuer (1984). Traitement des eaux usées. 282 pp.
- Ben-Yami, M. (1996). Algal bloom scare sent sea farm out to cages. *Fish Farm. Int.*, 23: 10-11.
- Bendoricchio, G., G. Coffaro & C. De Marchi (1994). A trophic model for *Ulva rigida* in the lagoon of Venice. *Ecol. Mod.*, 75-76: 485-496.
- Benemann, J., B. Koopman, J. Weissman & R. Goebel (1980). Development of microalgae harvesting and high rate pond technologies in California. *Algae biomass production and use*. G. Shelef & C. J. E. Soeder. Elsevier/North-Holland biomedical press. 457-495.
- Benschneider, K. & R. J. Robinson (1952). A new spectrophotometric determination of nitrite in seawater. *J. Mar. Res.*, 11: 87-96.
- Bergheim, A., A. Sivertsen & A. R. Selmer-Olsen (1982). Estimated pollution loadings from norwegian fish farms. I. Investigations 1978-1979. *Aquaculture*, 28: 347-361.
- Bergheim, A., H. Hutsveit, A. Kittelsen & A. R. Selmer-Olsen (1984). Estimated pollution loadings from Norwegian fish farms. II. Investigations 1980-1981. *Aquaculture*, 36: 157-168.
- Berner, R. A. (1975). The role of magnesium in crystal growth of calcite and aragonite from sea water. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 39: 489-504.
- Beveridge, M. C. M., M. J. Phillips & R. M. Clarke (1988). A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production. 20 pp.
- Bich, N. N., M. I. Yaziz & N. A. K. Bakti (1999). Combination of *Chlorella vulgaris* and *Eichhornia crassipes* for wastewater nitrogen removal. *Wat. Res.*, 33: 2357-1362.
- Bilanovic, D., G. Shelef & A. Subkenik (1988). Flocculation of microalgae with cationic polymers - effects of medium salinity. *Biomass*, 17: 65-76.
- Björnsäter, B. R. & P. A. Wheeler (1990). Effect of nitrogen and phosphorus supply on growth and tissue composition of *Ulva fenestrata* and *Enteromorpha intestinalis* (Ulvales, Chlorophyta). *J. Phycol.*, 26: 603-611.
- Blancheton, J.-P., C. De la Pomelie & M. Vincent (1996). Potential gains through new rearing technologies: culture in recirculation systems. Seabass and Seabream culture: problems and prospects. *International workshop on Seabass and Seabream culture, Verona, Italy*, European aquaculture society, Oostende. 189-205.
- Bodard, M. & T. Stadler (1988). Réflexions sur les problèmes d'algoculture à partir d'une expérimentation sur *Gracilaria verrucosa*. *Colloque VALVA*, 71-74.

- Bougis, P. (1974). Ecologie du plancton marin. I. Le phytoplancton. , Masson et Cie, Ed., Paris. 2, 196 pp.
- Brault, D., X. Briand & P. Golven (1983). Les marées vertes. Premier bilan concernant les essais de valorisation. Actes de Colloques Ifremer, 1: 33-42.
- Brett, J. R. & C. A. Zala (1975). Daily pattern of nitrogen excretion and oxygen consumption of sockeye salmon (*Onchorynchus nerka*) under controlled conditions. J. Fish. Res. Board Can., 32: 2479-2486.
- Brett, J. R. & T. D. D. Groves (1979). Physiological energetics. *Fish Physiology*. W. S. Hoar, D. J. Randall & J. R. Brett. Academic Press, New York, 8, 297-352.
- Buitron, G. & B. Capdeville (1993). Uptake rate and mineralization of hexadecane and naphthalene by a mixed aerobic culture. Wat. Res., 27: 847-854.
- Burel, C., J. Person-Le-Ruyet, F. Gaumet, A. Le Roux, A. Sévère & G. Boeuf (1996). Effects of temperature on growth and metabolism in juvenile turbot. J. Fish Biol., 49: 678-692.
- Buschmann, A. H., O. Mora, P. Gomez, M. Bötter, S. Buitano, C. Retamales, P. A. Vergara & A. Gutierrez (1994). *Gracilaria chilensis* outdoor tank cultivation in Chile: use of land-based salmon culture effluents. Aqua Eng., 13: 283-300.
- Buttle, L. G., R. F. Uglow & I. G. Cowx (1996). Temperature and dietary factors affecting the nitrogen efflux rates of the african catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell). Aqua. Res., 27: 391-397.
- Butz, I. & Vens-Cappel (1982). Organic load from the metabolic products of rainbow trout fed with dry food. *Report on the EIFAC workshop on fish farm effluents*. A. J. S. (Ed.). Silkeberg, Denmark 26-28 May 1981, EIFAC Tech paper. 41, 73-82.
- Cai, Y. & R. C. Summerfelt (1992). Effects of temperature and size on oxygen consumption and ammonia excretion by walleye. Aquaculture, 104: 127-138.
- Campbell, A. C. & J. Nicholls (1986). Guide de la faune et de la flore littorales des mers d'Europe. , Delachaux & Niestlé, 322 pp. pp.
- Canovas, S., C. Casellas, B. Picot, G. Pena & J. Bontoux (1991). Evolution annuelle du peuplement zooplanctonique dans un lagunage à haut rendement et incidence du temps de séjour. Rev. Sci. Eau, 4: 269-289.
- Canovas, S., B. Picot, C. Casellas, H. Zulkifi, A. Dubois & J. Bontoux (1996). Seasonal development of phytoplankton and zooplankton in high-rate algal pond. Wat. Sci. Tech., 33: 199-206.
- Carter, C. G. & A. E. Bradfield (1992). The bioenergetics of grass carp, *Ctenopharyngodon idella* (Val.): the influence of body weight, ration and dietary composition on nitrogenous excretion. J. Fish Biol., 41: 533-543.
- Caulton, M. S. (1978). Tissue depletion and energy utilization during routine metabolism by sub-adult *Tilapia rendalli* Boulenger. J. Fish. Biol., 19:
- CEMAGREF (1983). Evaluation de la pollution engendrée par les salmonicultures intensives. Etude n°16, 71 pp.

- CEMAGREF (1997). Le lagunage naturel, les leçons tirées de 15 ans de pratique. , Cemagref Editions, Agence de l'Eau Loire Atlantique, 59 pp.
- Chakraborty, S. C., L. G. Ross & B. Ross (1992). The effect of dietary protein level and ration level on excretion of ammonia in common carp, *Cyprinus carpio*. Comp. Biochem. Physiol., 103A: 801-808.
- Chamberlain, G. & H. Rosenthal (1995). Aquaculture in the next century - Opportunities for growth challenges of sustainability. World Aquaculture, 26: 21-25.
- Chassagny de Casabianca, M.-L. (1988). Production de macrophytes et épuration. Incidence de la récolte - en milieu lagunaire eutrophisé avec *Ulva lactuca* - sur eaux résiduaires avec *Eichhornia crassipes*. Colloque VALVA, 115-118.
- Chen, T. P. (1976). Culture of *Gracilaria*. *Aquaculture practices in Taiwan*. Page Bros. (Norwich) Ltd. 145-149.
- Chen, S., Z. Ning & R. E. Malone (1996). Aquaculture sludge treatment using an anaerobic and facultative lagoon system. Successes and Failures in commercial recirculating aquaculture., Roanoke, Virginia, USA. July 19-21, 1996, NRAES-98. 2, 421-430.
- Chen, S., D. E. Coffin & R. F. Malone (1997). Sludge production and management for recirculating aquacultural systems. J. World Aqua. Soc., 28: 303-315.
- Chevalier, P. & J. de la Noüe (1985). Wastewater nutrient removal with microalgae immobilized in carrageenan. Enz. Microb. Techn., 7: 621-624.
- Chirapart, A. & M. Ohno (1993). Growth in tank culture of species of *Gracilaria* from the southeast asian waters. Bot. Mar., 36: 9-13.
- Chopin, T., A. Hourmant, F. h. J.-Y. & M. Penot (1989). Seasonal variations of growth in the red alga *Chondrus crispus* on the atlantic french coasts. II. Relations with phosphorus concentration in seawater and internal phosphorylated fractions. Can. J. Bot., 68: 512-517.
- Clark, E. R., J. P. Hrman & J. R. M. Forster (1985). Production of metabolic and waste products by intensively farmed rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. J. Fish Biol., 27: 381-393.
- Cloete, T. E., D. F. Toerien & J. H. Pieterse (1984). The bacteriological quality of water and fish of a pond system for the treatment of cattle feedlot effluent. Agricultural Wastes, 9: 1-15.
- Cockcroft, A. C. & H. H. Du Preez (1990). Nitrogen and energy loss in the marine teleost *Lithognathus mormyrus* (Linnaeus). J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 140: 159-171.
- Coffaro, G. & A. Sfriso (1997). Simulation model of *Ulva rigida* growth in shallow water of the lagoon of venice. Ecol. Model., 102: 55-66.
- Cohen, I. & A. Neori (1991). *Ulva lactuca* biofilters for marine fishpond effluents. I. Ammonia uptake kinetics and nitrogen content. Bot. Mar., 34: 475-482.
- Coutinho, R. & U. Seeliger (1986). Seasonal occurrence and growth of benthic algae in the patos lagoon estuary, Brazil. Estuarine, coastal and shelf science, 23: 889-900.

- Coves, D., E. Gasset, G. Lemarié & G. Dutto (1998). A simple way of avoiding feed wastage in European seabass, *Dicentrarchus labrax*, under self-feeding conditions. *Aquat. Living Resour.*, 11: 395-401.
- Craggs, R. J., P. J. McAuley & V. J. Smith (1993). Batch culture screening of marine microalgal nutrient removal from primary sewage effluent. *Hydrobiologia*,
- Craggs, R. J., V. J. Smith & P. J. McAuley (1995). Wastewater nutrient removal by marine microalgae cultured under ambient conditions in mini-pond. *Wat. Sci. Tech.*, 31: 151-160.
- Craggs, R. J., P. J. McAuley & V. J. Smith (1997). Wastewater nutrient removal by marine microalgae grown on a corrugated raceway. *Wat. Res.*, 31: 1701-1707.
- Cromar, N. J. & H. J. Fallowfield (1992). Separation of components of the biomass from high rate algal ponds using Percoll^R density gradient centrifugation. *J. Appl. Phycol.*, 4: 157-163.
- Cromar, N. J., H. J. Fallowfield & N. J. Martin (1996). Influence of environmental parameters on biomass production and nutrient removal in a high rate algal pond perated by continuous culture. *Wat. Sci. and Tech.*, 34: 133-140.
- Cromar, N. J. & H. J. Fallowfield (1997). Effect of nutrient loading and retention time on performance of high rate algal ponds. *J. Appl. Phycol.*, 9: 301-309.
- Cuesco, M. L., R. R. Stickney & W. E. Grant (1985). Fish bioenergetics and growth in aquaculture ponds. 1. Individual fish model development. *Ecol. Model.*, 27: 169-190.
- Cui, Y. & R. J. Wootton (1988). Bioenergetics of growth of a cyprinid, *Phoxinus phoxinus*: the effect of ration, temperature and body size on food consumption, faecal production and nitrogenous excretion. *J. Fish Biol.*, 33: 431-443.
- D'Elia, C. F. & J. A. DeBoer (1978). Nutritional studies of two red algae. II. kinetics of ammonium and nitrate uptake. *J. Phycol.*, 14: 266-272.
- Daugherty, B. K. & K. T. Bird (1988). Salinity and temperature effects on agar production from *Gracilaria verrucosa* strain G-16. *Aquaculture*, 75: 105-113.
- Dauta, A. (1982). Conditions de développement du phytoplancton. Etude comparative du comportement de huit espèces en culture. I. Détermination des paralmètres de croissance en fonction de la lumière et de la température. *Ann. Limnol.*, 18: 217-262.
- de Bruin, H. A. R. (1978). A simple model for shallow lake evaporation. *J. Appl. Meteorol.*, 12: 1132-1134.
- De Castro, T. R. & N. G. Guanzo (1989). Effect of freezing on photosynthesis of intertidal macroalgae: relative tolerance of *Chondrus crispus* and *Mastocarpus stellatus* (Rhodophyta). *Isr. J. Aqua. Badmidgeh*, 45: 89-94.
- De Pauw, N., H. Verlet & L. Deleenkeer (1980). Heated and unheated outdoor cultures of marines algae with animal manure. *Algae Biomass*. S. S. Eds. Amsterdam, Elsevier/North Holland Biomedical Press. 315-341.
- DeBusk, T. A. & J. H. Ryther (1984). Effects of seawater exchange, pH and carbon supply on

- the growth of *Gracilaria tikvahiae* (Rhodophytaceae) in large-scale cultures. *Bot. Mar.*, 27: 357-362.
- DeBusk, T. A., M. Blakeslee & J. H. Ryther (1986). Studies on the outdoor cultivation of *Ulva lactuca* L.. *Bot. Mar.*, 29: 381-386.
- Desortova, B. (1981). Relationship between chlorophyll-a concentration and phytoplankton biomass in several reservoirs in Czechoslovakia. *Int. Revue Ges. Hydrobiol.*, 66: 153-169.
- Dillon, P. J. & F. H. Rigler (1974). A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. *J. Fish. Res. Board Can.*, 31: 1771-1778.
- Dodd, J. C. & J. L. Anderson (1977). An integrated high rate pond-algae harvesting system. *Prog. Wat. Tech.*, 9: 713-726.
- Doran, M. D. & W. C. Boyle (1979). Phosphorus removal by activated algae. *Wat. Res.*, 13: 805-812.
- Dosdat, A. (1992a). L'excrétion chez les poissons téléostéens. I. L'azote. *La pisciculture française*, 108: 25-37.
- Dosdat, A. (1992b). L'excrétion chez les poissons téléostéens II. Le phosphore. *Piscic. Fr.*, 109: 18-.
- Dosdat, A., F. Gaumet & H. Chartois (1995). Marine aquaculture effluent monitoring: methodological approach to the evaluation of nitrogen and phosphorus excretion by fish. *Aqua. Eng.*, 14: 59-84.
- Dosdat, A., F. Servais, R. Métaillier, C. Huelvan & E. Desbruyères (1996). Comparison of nitrogenous losses in five teleost fish species. *Aquaculture*, 141: 107-127.
- Dosdat, A., R. Métaillier, E. Desbruyères & C. Huelvan (1997). Comparison of brown trout (*Salmo trutta*) reared in fresh water and sea water to freshwater rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): I. Growth and nitrogen balance. *Aquat. Living Resour.*, 10: 157-167.
- Dosdat, A., R. Métaillier, E. Desbruyères & C. Huelvan (1998). Comparison of brown trout (*Salmo trutta*) reared in fresh water and sea water to freshwater rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): II. Phosphorus balance. *Aquat. Living Resour.*, 11: 21-28.
- Duff, A. (1987). Scottish fish farm pollution. *Mar. Poll. Bull.*, 18: 261.
- Duflo, C. (1988). Aspects écophysiologicals de la production des marées vertes : photosynthèse et nutrition phosphorée. 34 pp.
- Duke, C. S., B. E. Lapointe & J. Ramus (1986). Effects of light on growth, RuBPCase activity and chemical composition of *Ulva* species (Chlorophyta). *J. Phycol.*, 22: 362-370.
- Duke, C. S., R. W. Litaker & J. Ramus (1987). Seasonal variation in RuBPCase activity and N allocation in the chlorophyte seaweeds *Ulva curvata* (Kütz.) De Toni and *Codium decorticum* (Woodw.) Howe. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 112: 145-164.
- Duke, C. S., R. W. Litaker & J. Ramus (1989). Effect of temperature, nitrogen supply, and tissue nitrogen on ammonium uptake rates of the chlorophycophyte seaweeds *Ulva*

- curvata* and *Codium decorticum*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 112: 145-164.
- Easter, C. C., G. S. Libey, J. T. Novak & G. D. Boardman (1996). Waste characterization and disposal from a recirculating aquaculture system producing hybrid striped bass. Successes and Failures in commercial recirculating aquaculture., Roanoke, Virginia, USA. July 19-21, 1996, NRAES-98. 2, 441-446.
- Echevarría, G., N. Zarauz, J. López-Ruiz & S. Zamora (1993). Study of nitrogen excretion in the gilthead seabream (*Sparus aurata* L.): influence of nutritional state. Comp. Biochem. Physiol., 105A: 17-19.
- Edelstein, T., C. J. Bird & J. McLachlan (1976). Studies on *Gracilaria*. II. Growth under greenhouse conditions. Can. J. Bot., 54: 2275-2290.
- Edwards, P. & O. A. Sinchumpasak (1981). The harvest of microalgae from the effluent of a sewage fed high rate stabilization pond by tilapia nilotica. part I. Description of the system and the study of the high rate algal pond. Aquaculture, 23: 83-105.
- Eisenberg, D. M., J. R. Benemann & W. J. Oswald (1981). Recent advances in the utilization of high rate photosynthetic wastewater treatment systems. Proc. Water Reuse Symp., 2: 1615-1637.
- El Hamouri, B., J. Jellal, H. Outabiht, B. Nebri, K. Khallayoune, A. Benkerroum, A. Hajli & R. Firadi (1995). The performance of a high-rate algal pond in the moroccan climate. Wat. Sci. Tech., 31: 67-74.
- Elliot, J. M. (1975). The growth rate of brown trout fed on maximum rations. J. Anim. Ecol., 44: 805-821.
- Elliot, J. M. (1976). Energy losses in the waste products of brown trout (*Salmo trutta* L.). J. Anim.Ecol., 45: 561-580.
- Enell, M. & J. Loëf (1983). Environmental impact of aquaculture-sedimentation and nutrient loadings from fish cage culture farming. (in Swedish). Vatten Water, 39: 364-375.
- Enell, M. (1987). Environmental impact of cage fish farming with special reference to phosphorus and nitrogen loadings. ICES 1987/F:44, 13 pp.
- Eppley, R. W. & W. H. Thomas (1969). Comparison of half-saturation constants for growth and nitrate uptake of marine phytoplankton. J. Phycol., 5: 365-369.
- Eppley, R. W. (1972). Temperature and phytoplankton growth in the sea. Fish. Bull., 70: 1063-1185.
- Fallowfield, H. J. & M. K. Garrett (1985). The treatment of wastes by algal culture. J. Appl. Bact., Symp. Suppl., 187S-205S.
- Fallowfield, H. J., N. J. Cromar & L. M. Evison (1996). Coliform die-off rate constants in a high rate algal pond and the effect of operational and environmental variables. Wat. Sci. Tech., 34: 141-147.
- Fauré, A. (1980). Bases biotechniques et économiques de mise en place d'une gestion prévisionnelle en aquaculture. Exemple de la salmoniculture. , INA, Paris -Grignon. 29 pp.
- Fernandez, F., A. G. Miquel, J. Guinea & R. Martinez (1998). Digestion and digestibility in

Références

- gildhead sea bream (*Sparus aurata*): the effect of diet composition and ration size. *Aquaculture*, 166: 67-84.
- Fillit, M. (1995). Eutrophication et macroalgues dans une lagune littorale méditerranéenne (étang Méjean-Perols) : L'étang change, les ulves prospèrent. Université de Montpellier II. 253.
- Fivelstad, S. (1988). Waterflow requirements for salmonids in single-pass and semi-closed land-based seawater and freshwater systems. *Aqua. Eng.*, 7: 183-200.
- Fivelstad, S., J. M. Thomassen, M. J. Smith, H. Kjartansson & A.-B. Sandø (1990). Metabolite production rates from atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and arctic char (*Salvelinus alpinus* L.) reared in single pass land-based brackish water and sea-water systems. *Aqua eng.*, 9: 1-21.
- Floreto, E. A. T., H. Hirata, S. Ando & S. Yamasaki (1993). Effects of temperature, light intensity, salinity and source of nitrogen on the growth, total lipid and fatty acid composition of *Ulva pertusa* Kjellman (Chlorophyta). *Bot. Mar.*, 36: 149-158.
- Floreto, E. A. T., H. Hirata, S. i. Yamasak & S. C. Castro (1994). Effect of salinity on the growth and fatty acid composition of *Ulva pertusa* Kjellman (Chlorophyta). *Bot. Mar.*, 37: 151-155.
- Fong, P., T. C. Foin & J. B. Zedler (1994). A simulation model of lagoon algae based on nitrogen competition and internal storage. *Ecol. Monogr.*, 64: 225-247.
- Forsberg, J. A. & R. C. Summerfelt (1992). Ammonia excretion by fingerling walleyes fed two formulated diets. *Progr. Fish-Cult.*, 54: 45-48.
- Forsberg, O. I. (1996). Ammonia excretions rates from post-smolt atlantic salmon, *Salmo salar* L., in land-based farms. *Aqua. Res.*, 27: 937-944.
- Forsberg, O. I. (1997). The impact of varying feeding regimes on oxygen consumption and excretion of carbon dioxide and nitrogen in post-smolt atlantic *Salmo salar* L. *Aqua. Res.*, 28: 29-41.
- Forster, R. P. & L. Goldstein (1969). Formation of excretory products. *Fish physiology*. W. S. e. R. Hoar, D.J. (Eds). 1, 313-350.
- Foy, R. H. & R. Rosell (1991). Fractionation of phosphorus and nitrogen loadings from northern Ireland fish farm. *Aquaculture*, 96: 31-42.
- Friedlander, M. & C. J. Dawes (1985). In situ uptake kinetics of ammonium and phosphate and chemical composition of the red seaweed *Gracilaria tikvahiae*. *J. Phycol.*, 21: 448-453.
- Friedlander, M., Krom, M.D. & A. Ben-Amotz (1991). The effect of light and ammonium on growth, epiphytes and chemical constituents of *Gracilaria conferta* in outdoor cultures. *Bot. Mar.*, 34: 161-166.
- Friedlander, M. (1992). Problems of *Gracilaria* pond cultivation in Israeli experimental farm. Japanese - Israeli Symposium on aquaculture (abstract), 44: 151-152.
- Friedlander, M., C. Dawes & I. Levy (1993). Exposure of *Gracilaria* to various environmental

- conditions. I. The effect on growth. *Bot. Mar.*, 36: 283-288.
- Frisoni, G. F. & E. Dutrieux (1992). L'étang de Biguglia : diagnostic écologique 1991-1992. Conseil Général de Haute Corse / IARE,
- From, J. & G. Rasmussen (1984). A growth model, gastric evacuation, and body composition in rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, 1836. *Dana*, 3: 61-139.
- Fromm, P. O. (1963). Studies on renal and extra-renal excretion in the fresh water teleost, *Salmo gairdneri*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 10: 121-128.
- Fromm, P. O. & J. R. Gillette (1968). Effect of ambient ammonia on blood ammonia and nitrogen excretion of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Comp. Biochem. Physiol.*, 26: 887-896.
- Fujita, R. M. (1985). The role of nitrogen status in regulating transient ammonium uptake and nitrogen storage by macroalgae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 92: 283-301.
- Fujita, R. M., P. A. Wheeler & R. L. Edwards (1989). Assessment of macroalgal nitrogen limitation in a seasonal upwelling region. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 53: 293-303.
- Gavine, F. M., M. J. Phillips & A. Murray (1995). Influence of improved feed quality and food conversion ratios on phosphorus loadings from cage culture of rainbow trout, *Onchorynchus mykiss* (Walbaum), in freshwater lakes. *Aqua. Res.*, 26: 483-495.
- Gayral, P. & J. Cosson (1986). Connaitre et reconnaître les algues marines. , Ed. Ouest France, 322 pp.
- Gerking, S. D. (1955). Endogenous nitrogen excretion of bluegill sunfish. *Physiol. Zool.*, 28: 283-289.
- Gershanovich, A. D. & I. V. Pototskij (1992). The peculiarities of nitrogen excretion in sturgeons (*Acipenser ruthenus*)
- Goldman, J. C., D. B. Porcella, E. J. Middlebrooks & D. F. Torien (1972). The effect of carbon on algal growth - its relationship to eutrophication. *Wat. Res.*, 6: 637-679.
- Goldman, J. C., K. R. Tenore & H. I. Stanley (1974). Inorganic nitrogen removal in a combined tertiary treatment-marine aquaculture system - II. Algal bioassays. *Wat. Res.*, 8: 55-59.
- Goldman, J. C., K. R. Tenore, J. H. Ryther & N. Norwin (1974). Inorganic nitrogen removal in a combined tertiary treatment-marine aquaculture system-I. Removal efficiencies. *Wat. Res.*, 8: 45-54.
- Goldman, J. C. & J. H. Ryther (1976). Waste reclamation in an integrated food chain system. *Biological control of water pollution*. J. T. Tourbier & R. W. E. Pierson. Univ. of Pennsylvania Press, Philadelphia, PA, USA. 197-214.
- Goldman, J. C. (1977). Biomass production in mass cultures of marine phytoplankton at varying temperatures. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 27: 161-169.
- Goldman, J. C. (1979). Outdoor algal mass cultures. II. Photosynthetic yield limitations. *Wat. Res.*, 13: 119-136.
- Goldman, J. C. (1980). Physiological processes, nutrient availability and the concept of

Références

- relative growth rate in the marine phytoplankton ecology. *Primary production in the sea*. F. (Ed). Plenum Publ. Corp. 179-193.
- Gowen, R. J. & N. B. Bradbury (1987). The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: a review. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 25: 563-575.
- Gowen, J. G. & H. Rosenthal (1993). The environmental consequences of intensive coastal aquaculture in developed countries: what lessons can be learnt. *Environment and aquaculture in developing countries*. R. S. V. Pullin, H. Rosenthal & J. L. E. Maclean. ICLARM Conf. Proc. 31, 102-115.
- Green, F. B., T. J. Lundquist & W. J. Oswald (1995). Energetics of advanced integrated wastewater pond systems. *Wat. Sci. Tech.*, 12: 9-20.
- Guerin-Ancey, O. (1976a). Etude expérimentale de l'excrétion azotée du bar (*Dicentrarchus labrax*) en cours de croissance. I. Effets de la température et du poids du corps sur l'excrétion d'ammoniac et d'urée. *Aquaculture*, 9: 71-80.
- Guerin-Ancey, O. (1976b). Etude expérimentale de l'excrétion azotée du bar (*Dicentrarchus labrax*) en cours de croissance. II. Effets du jeune sur l'excrétion d'ammoniac et d'urée. *Aquaculture*, 9: 187-194.
- Guerin-Ancey, O. (1976c). Etude expérimentale de l'excrétion azotée du bar (*Dicentrarchus labrax*) en cours de croissance. III. Effets du volume et de la concentration initiale en ammoniac sur l'excrétion d'ammoniac et d'urée. *Aquaculture*, 9: 253-258.
- Guist, G. G. & H. J. Humm (1976). Effect of sewage effluent on growth of *Ulva lactuca*. *Florida Sci.*, 39: 267-271.
- Gulbrandsen, R. A., C. E. Roberson & S. T. Neil (1984). Time and the crystallization of apatite in seawater. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 48: 213-218.
- Hagopian, D. S. & J. G. Riley (1998). A closer look at the bacteriology of nitrification. *Aqua. Eng.*, 18: 223-244.
- Haines, K. C. & P. A. Wheeler (1978). Ammonium and nitrate uptake by the marine macrophytes *Hypnea musciformis* (Rhodophyta) and *Macrocystis pyrifera* (Phaeophyta). *J. Phycol.*, 14:
- Hall, D. O. & R. K.K. (1987). Photosynthesis. , Arnold E. (Ed.), 122 pp.
- Hall, O. J., O. Holby, S. Kollberg & M.-O. Samuelsson (1992). Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV. Nitrogen. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 89: 81-91.
- Handy, R. D. & M. G. Poxton (1993). Nitrogen pollution in mariculture: toxicity and excretion of nitrogenous compounds by marine fish. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 3: 205-241.
- Hanisak, M. D. (1987). Cultivation of *Gracilaria* and other macroalgae in Florida for energy production. *Dev. Aqua. Fish. Sc.*, 191-218.
- Harlin, M. M., B. Thorne-Miller & G. B. Thursby (1978). Ammonium uptake by *Gracilaria* sp. (Florideophyceae) and *Ulva lactuca* (Chlorophyceae) in closed system fish culture. *Proc. Int. Seaweed Symp.*, 10: 285-292.
- Hein, M., M. F. Pedersen & K. Sand-Jensen (1995). Size-dependent nitrogen uptake in micro-

- and macroalgae. Mar. Ecol. Prog. Ser., 118: 247-253.
- Heinen, J. M., J. A. Hankins & P. R. Adler (1996). Water quality and waste production in a recirculating trout-culture system with feeding of a higher-energy or a lower-energy diet. Aqua. Res., 27: 699-710.
- Hemens, J. & M. H. Mason (1968). Sewage nutrient removal by shallow algal stream. Wat. Res., 2: 277-287.
- Hemens, J. & C. Standler (1969). Nutrient removal from sewage effluent by algal activity. Advances Wat. Poll. Res. 4th Int. Conf. Wat. Poll. Res., Prague, Pergamon press. 701-711.
- Henley, W. J. (1992). Growth and photosynthesis of *Ulva rotundata* (Chlorophyta) as a function of temperature and square wave irradiance in indoor culture. J. Phycol., 28: 625-634.
- Hill, R. & F. Bandall (1960). Function of the two cytochrome components in chloroplasts: a working hypothesis. Nature, 186: 136-137.
- Ho, Y. B. (1987). *Ulva lactuca* (Chlorophyta, Ulvales) in Hong Kong intertidal waters - Its nitrogen and phosphorus contents and its use as a bioindicator of eutrophication. Asian Mar. Biol., 4: 97-102.
- Holby, O. & O. J. Hall (1991). Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. II. Phosphorus. Mar. Ecol. Prog. Ser., 70: 263-272.
- Hwang, H.-M., R. E. Hodson & C. L. Lee (1987). Degradation of aniline and chloroanilines by sunlight and microbes in estuarine water. Wat. Res., 21: 309-316.
- ICES (1989). Report of the working group on environmental impacts of mariculture. Dunstaffnage Marine laboratory, Oban, Scotland.
- ICES (1997). Report of the working group on environmental impacts of mariculture.
- Infante (von), O. (1974 (en allemand)). Untersuchungen über die Stukstoffexkretion jungerb Karpfen (*Cyprinus carpio* L.) im hunger und bei Fütterung. Archiv. Hydrobiol., 2:
- Jacques, G. & P. Treguer (1986). Ecosystème pélagiques marins. 243 pp.
- Jayaram, M. G. & F. W. H. Beamish (1992). Influence of dietary protein and lipid on nitrogen and energy losses in lake trout, *Salvelinus namaycush*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 49: 2267-2272.
- Jiménez del Río, M., Z. Ramazanov & G. García-Reina (1994). Optimization of yield and biofiltering efficiencies of *Ulva rigida* C. Ag. cultivated with *Sparus aurata* L. waste waters. Sci. Mar., 58: 329-335.
- Jiménez del Río, M., Z. Ramazanov & G. García-Reina (1996). *Ulva rigida* (Ulvales, Chlorophyta) tank culture as biofilters for dissolved inorganic nitrogen from fishpond effluents. hydrobiologia, 326/327: 61-66.
- Jobling, M. (1981). Some effects of temperature, feeding and body weight on nitrogenous excretion in young plaice *Pleuronectes platessa* L. J. Fish Biol., 18: 87-96.
- Johnston, H. W. (1971). A detailed chemical analysis of some edible Japanese seaweeds. Int.

- Seaweed Symp.Proc., 7: 429-435.
- Johnstone, J., A. Scott & H. C. Chadwick (1924). The marine plankton. , Univ. Press, Liverpool. 194 pp.
- Kanit, C. (1996). Phytosanitation - Utilisation of *Gracilaria* in reclamation of shrimp pond effluents. NACA Environ. Aquacult. Dev. Ser., 3: 331.
- Kaushik, S. J. (1980a). Influence of a rise in temperature of the nitrogen excretion of rainbow trout (*Salmo gairdneri* R.). Proc. World Symp. Aquaculture in Heated Effluents and Recirculation systems., Stavanger Vol. I, 77-89.
- Kaushik, S. J. (1980b). Influence of nutritional status on the daily patterns of nitrogen excretion in the carp (*Cyprinus carpio* L.) and the Rainbow trout (*Salmo gairdneri* R.). Reprod. Nutr. Dévelop., 20: 1751-1765.
- Kaushik, S. J., B. Fauconneau & J. M. Blanc (1984). A study of nitrogen excretion and oxygen consumption in five half-sib families of rainbow trout. Reprod. Nutr. Dévelop., 24: 431-438.
- Kaushik, S. J. & A. Oliva Teles (1985). Effect of digestible energy on nitrogen and energy balance in rainbow trout. Aquaculture, 50: 89-101.
- Kaushik, S. J., K. Dabrowski & P. Luquet (1985). Experimental studies on some trophic relationships in juvenile pike, *Esox lucius* L. J. Fish Biol., 26: 171-180.
- Kaushik, S. J. & E. F. Gomes (1988). Effect of frequency of feeding on nitrogen and energy balance in rainbow trout under maintenance conditions. Aquaculture, 73:
- Kawasaki, L. Y., E. Tarifeño-Silva, D. P. Yu, M. S. Gordon & D. J. Chapman (1982). Aquacultural approaches to recycling of dissolved nutrients in secondarily treated domestic wastewaters - I Nutrient uptake and release by artificial food chains. Wat. Res., 16: 37-49.
- Kelly, L. A., A. Bergheim & M. M. Hennessy (1994). Predicting output of ammonium from fish farms. Wat. Res., 28: 1403-1405.
- Kelly, L. A. (1995). Predicting the effect of cages on nutrient status of scottish freshwater lochs using mass-balance models. Aqua. Res., 26: 469-477.
- Ketola, H. G. (1985). Mineral nutrition: effects of phosphorus in trout and salmon feeds on water pollution. *Nutrition and feeding in fish*. C. B. Cowey, A. M. Mackie & J. G. E. Bell. Academic Press - London. 465-474.
- Kikuchi, K., S. Takeda, H. Honda & M. Kiyono (1992). Nitrogenous excretion of juvenile and young japanese flounder. Nippon Suisan Gakkaishi, 58: 2329-2333.
- Kikuchi, K. (1995). Nitrogen excretion rate of japanese flounder - a criterion for designing closed recirculating culture systems. Isr. J. Aqua. - Bamidgeh, 47: 112-118.
- Kikushi, K., S. Takeda, H. Honda & M. Kiyono (1990). Oxygen consumption and nitrogenous excretion of starved Japanese flounder *Paralichthys olivaceus*. Nippon Suisan Gakkaishi, 56: 1891.
- Kikushi, K. & S. Takeda (1991). Effect of feeding on nitrogen excretion of japanese flounder

- Paralichthys olivaceus*. Nippon Suisan Gakkaishi, 57: 2059-2064.
- Kikushi, K., S. Takeda, H. Honda & M. Kiyono (1992). Nitrogenous excretion of juvenile and young Japanese flounder. Nippon Suisan Gakkaishi, 58: 2329-2333.
- Kirk, J. T. O. (1983). Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. , Cambridge Univ. Press, Cambridge, 401 pp.
- Kissil, G. V. & I. Lupatsch (1992). New approaches to fish feed in israeli mariculture as a result of environmental constraints.
- Koskela, J. (1992). Growth rates and feeding levels of European whitefish (*Coregonus lavaretus*) under hatchery conditions. Pol. Arch. Hydrobiol., 39: 731-737.
- Krom, M. D. & A. Neori (1989). A total nutrient budget for an experimental intensive fishpond with circularly moving seawater. Aquaculture, 83: 345-358.
- Kroon, B. M. A., H. A. M. Ketelaars, H. J. Fallowfield & L. R. Mur (1989). Modelling microalgal productivity in high rate algal pond based on wavelength dependent optical properties. J. Appl. Phycol., 1: 247-256.
- Kuenzler, E. J. (1970). Dissolved organic phosphorus excretion by marine phytoplankton. J. Phycol., 6: 7-13.
- Lanari, D. & C. Franci (1998). Biogas production from solid wastes removed from fish farm effluents. Aquat. Living Resour., 11: 289-295.
- Lapointe, B. E. & J. H. Ryther (1979). The effects of nitrogen and seawater flow rate on the growth and biochemical composition of *Gracilaria foliifera* V. angustissima in mass outdoor culture. Bot. Mar., 22: 529-537.
- Lapointe, B. E. & K. R. Tenore (1981). Experimental outdoor studies with *Ulva fasciata* Debile. I. Interaction of light and nitrogen on nutrient uptake, growth, and biochemical composition. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 135-152.
- Lapointe, B. E. (1987). Phosphorus and nitrogen-limited photosynthesis and growth of *Gracilaria tikvahiae* (Rhodophyceae) in the Florida Keys: an experimental field study. Mar. Biol., 93: 561-568.
- Lapointe, B. E. (1989). Macroalgae production and nutrient relations in oligotrophic areas of Florida bay. Bull. Mar. Sci., 44: 312-323.
- Lau, P. S., N. F. Y. Tam & Y. S. Wong (1997). Wastewater nutrients (N and P) removal by carrageenan and alginate immobilized *Chlorella vulgaris*. Environmental Technology, 18: 945-951.
- Lavenant, M., C. de la Pomelie & P. Paquette (1995). Aquaculture en système clos: estimation des coûts de production pour l'élevage du bar et du turbot. Cah. Options Méditerran., 14: 149-168.
- Lavery, P. S. & A. J. McComb (1991). Macroalgal-sediment nutrient interactions and their importance to macroalgal nutrition in a eutrophic estuary. Est. coast. Shelf Sci., 32: 281-295.
- Le Gal, Y. (1988). Biochimie marine. , Masson, Paris. 285 pp.

Références

- Le Pape, O. & A. Menesguen (1993). Etude par simulation de la compétition microphytes-macrophytes pélagiques en zone côtière. *J. Rech. Oceanogr.*, 19: 137-143.
- Lee, Y. B., L. K. Wing, M. G. McGarry & M. Graham (1980). Overview of waste water treatment and resource recovery. *Rep. Workshop on High-Rate Algal Ponds, Singapore 1980*.
- Lefebvre, S., J. Hussenot & N. Brossard (1996). Water treatment of land-based fish farm effluents by outdoor culture of marine diatoms. *J. Appl. Phycol.*, 8: 193-200.
- Lefebvre, S., J. Hussenot & A. Zwaga (1998). Modelling the water nitrogen flux in earthen ponds of an intensive fish farm of sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquaculture and water: fish culture, shellfish culture and water usage*, Bordeaux, France, European Aquaculture Society. 26, 163-164.
- Lemarié, G., J.-L. M. Martin, G. Dutto & C. Garidou (1998). Nitrogenous and phosphorous waste production in a flow-through land-based farm of European seabass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquat. Living Resour.*, 11: 247-254.
- Leung, K. M. Y., J. C. W. Chu & R. S. S. Wu (1999). Effect of body weight, water temperature and ration size on ammonia excretion by the acolated grouper (*Epinephelus areolatus*) and mangrove snapper (*Lutjanus argentimaculatus*). *Aquaculture*, 170: 215-227.
- Levy, I. & M. Friedlander (1990). Strain selection in *Gracilaria* spp. I. Growth, pigment and carbohydrates characterization of strains of *G. conferta* and *G. verrucosa* (Rhodophyta, Gigartinales). *Bot. Mar.*, 33: 339-345.
- Liao, P. B. & R. D. Mayo (1974). Intensified fish culture combining water reconditioning with pollution abatement. *Aquaculture*, 3: 61-85.
- Lied, E. & B. Braaten (1984). The effect of feeding and starving, and different ratios of protein energy to total energy in the feed on the excretion of ammonia in Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Comp. Biochem. Physiol.*, 78A: 49-52.
- Lincoln, E. P. & D. T. Hill (1980). An integrated microalgae system. *Algae Biomass*, 229-244.
- Lincoln, E. P., T. W. Hall & B. Koopman (1983). Zooplankton control in mass algal cultures. *Aquaculture*, 32: 331-337.
- Lorenzen, C. J. (1967). Détermination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12:
- Ludwig, H. F., W. J. Oswald, H. B. Gotaas & V. Lynch (1951). Algae symbiosis in oxidation ponds. I. Growth characteristics of *Euglena gracilis* cultured in sewage. *Sewage and Industrial wastes*, 1337-1355.
- Lüning, K. (1981). Light. *The biology of seaweeds*. C. S. Lobban & M. J. E. Wynne. Blackwell Sci. Publ., Oxford. 326-355.
- Marinho-Soriano, E. (1997). Ecologie, physiologie et production d'agar de deux rhodophycées: *Gracilaria bursa-pastoris* et *Gracilaria gracilis* (Etang de Thau, Hérault -

- France). Université de Montpellier II. Thèse de 3ème cycle.
- Martens, C. S. & R. C. Hariss (1970). Inhibition of apatite precipitation in the marine environment by magnesium ions. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 34: 621-625.
- Martin, N. J. & H. J. Fallowfield (1989). Computer modelling of algal waste treatment systems. *Wat. Sci. Tech.*, 21: 1657-1660.
- Matsukawa, Y. & O. Umebayashi (1987). Standing crop and growth rate of *Ulva pertusa* on an intertidal flat. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 53: 1167-1171.
- Maurel, B. (1984). Les circuits fermés en aquaculture: technologies et domaines d'application. *L'aquaculture du bar et des sparidés*. G. B. Barnabe, R. Eds. 251-275.
- McCarthy, J. J., W. R. Taylor & J. L. Taft (1977). Nitrogenous nutrition of the plankton in the Chesapeake Bay. . Nutrient availability and phytoplankton preferences. *Limnol. Oceanogr.*, 22: 996-1011.
- McGarry, M. G., C. D. Lin & J. L. Merto (1973). Photosynthetic yields and by-product recovery from sewage oxidation ponds. *Advances in water pollution research.*, Jerusalem, Pergamon Press - Oxford. 521-535.
- Mesplé, F. (1993). Modélisation des processus biologiques et physico-chimiques dans un écosystème aquatique eutrophe: le lagunage à haut rendement. Université de Montpellier I. Thèse de 3ème cycle. 300.
- Mesplé, F., M. Troussellier, C. Casellas & J. Bontoux (1995). Difficulties in modelling phosphate evolution in a high-rate algal pond. *Wat. Sci. Tech.*, 31:
- Mesplé, F., C. Casellas, M. Troussellier & J. Bontoux (1996a). Modelling orthophosphate evolution in a high rate algal pond. *Ecol. Mod.*, 89: 13-21.
- Mesplé, F., M. Troussellier, C. Casellas & L. P. (1996b). Evaluation of simple statistical criteria to qualify a simulation. *Ecol. Model.*, 88: 9-18.
- Metcalf et Eddy, I. (1991). *Wastewater engineering. Treatment, Disposal and Reuse*. 3rd edition. 1334 pp.
- Médale, F., C. Brauge, F. Vallée & S. J. Kaushik (1995). Effects of dietary protein/energy ratio, ration size, dietary energy source and water temperature on nitrogen excretion in rainbow trout. *Wat. Sci. Tech.*, 10: 185-194.
- Métaillier, R. (1994). Nutrition des poissons et environnement aquatique : digestibilité, excrétion. *Piscic. Fr.*, 117: 18-24.
- Ming, F. W. (1985). Ammonia excretion rate as an index for comparing efficiency of dietary protein utilization among rainbow trout (*Salmo gairdneri*) of different strains. *Aquaculture*, 46: 27-35.
- Moersidik, S. S. (1992). Traitement des eaux usées par lagunage à haut rendement: gestion de l'écosystème et comparaison des performances épuratoires avec un lagunage traditionnel. Université de Montpellier I. Thèse de 3ème cycle. 209.
- Mohsen, A. F., A. H. Nsar & A. M. Metwalli (1972). Effect of different salinities on growth, reproduction, amino acid synthesis, fat and sugar content in *Ulva fasciata* Debile. *Bot.*

- Mar., 15: 177-181.
- Moraine, R., G. Shelef, E. Sandbank, Z. Bar-Moshe & L. Shvartzburd (1980). Recovery of sewage-borne algae: flocculation, flotation, and centrifugation techniques. *Algae Biomass*. G. Shelef & C. J. E. Soeder. 534-545, 534-545.
- Morand, P. & X. Briand (1996). Excessive growth of macroalgae: a symptom of environmental disturbance. *Bot. Mar.*, 39:
- Moutin, T. (1992). Contribution à l'étude du cycle du phosphate dans les écosystèmes lagunaires. Université de Montpellier II. thèse de 3ème cycle. 223.
- Muller-Feuga, A. (1990). Modélisation de la croissance des poissons en élevage. *Rapp. Sciences et Tech. Ifremer n°21*. 58 pp.
- Mullin, J. B. & J. P. Riley (1955). The spectrophotometric determination of silicate-silicon in natural waters with special reference to sea water. *Anal. Chim. Acta*, 12: 162-170.
- Murphy, J. & J. P. Riley (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 27: 31-36.
- Neori, A., I. Cohen & H. Gordin (1991). *Ulva lactuca* biofilters for marine fishpond effluents II. Growth rate, yield and C:N ratio. *Bot. Mar.*, 34: 483-489.
- Neori, A. (1996). The type of N-supply (ammonia or nitrate) determines the performance of seaweed biofilters integrated with intensive fish culture. *Isr. J. Aqua. Bamidgeh*, 48: 19-27.
- Ning, Z. (1996). Characteristics and digestibility of aquacultural sludge. Department of civil and environmental engineering, Louisiana State University, Baton Rouge, LA 70803. Master's thesis.
- Nurdogan, Y. & W. J. Oswald (1995). Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. *Wat. Sci. Tech.*, 31: 33-43.
- Ogino, C., J. Kakino & M.-S. Chen (1973). Protein nutrition in fish -II. Determination of metabolic fecal nitrogen and endogenous nitrogen excretions of carp. *Bull. Japanese Soc. Sci. Fish.*, 39: 519-523.
- Oswald, W. J., H. B. Gotaas, H. F. Ludwig & V. Lynch (1953). Algae symbiosis in oxidation ponds. II. Growth characteristics of *Chlorella pyrenoidosa* cultured in sewage. *Sewage and Industrial Wastes*, 25: 26-37.
- Oswald, W. J. & H. B. Gotaas (1957). Photosynthesis in sewage treatment. *Trans. Am. Soc. Civ. Eng.*, 122: 73-105.
- Oswald, W. J. (1963). High rate pond in waste disposal. *Dev. Ind. Biotech.*, 4: 112-119.
- Oswald, W. J. (1980). Algal production - problem achievement and potential. *Algae biomass*. Shelef & E. Soeder. Elsevier/North Holland biomedical press, Amsterdam.
- Oswald, W. J. (1988). Micro-algae and waste-water treatment. *Micro-algal biotechnology*. M. A. Borowitzka & L. J. Borowitzka. Cambridge University Press, Cambridge. 305-328.
- Otsuki, A. & R. G. Wetzel (1972). Coprecipitation of phosphate with carbonates in a marl lake. *Limnol. Oceanogr.*, 17: 763-767.

- Parker, L. A. & P. A. Larkin (1959). A concept of growth in fishes. *J. Fish. Res. Board Can.*, 16: 721-745.
- Parker, H. S. (1981). Influence of relative water motion on the growth, ammonium uptake and carbon and nitrogen composition of *Ulva lactuca* (Chlorophyta). *Mar. Biol.*, 63: 309-318.
- Parsons, T. R., K. Stephens & J. D. R. Strickland (1961). On the chemical composition of eleven species of marine phytoplankters. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 18: 1001-1016.
- Paulson, L. J. (1980). Models of ammonia excretion for brook trout (*Salvenius fontinalis*) and Rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 1421-1425.
- Pavlidis, T. (1973). *Biological oscillators: their mathematical analysis.*, Academic Press, New York-London. pp.
- Peckol, P., B. DeMeo-Anderson, J. Rivers, I. Valiela, M. Maldonado & J. Yates (1994). Growth, nutrient uptake capacities and tissue constituents of the macroalgae *Cladophora vagabunda* and *Gracilaria tikvahiae* related to site-specific nitrogen loading rates. *Mar. Biol.*, 121: 175-185.
- Pedersen, P. B. (1998). Status of recirculation technology in Denmark. ICES 1998/L:8,
- Penczak, T., W. Galicka, M. Molinski, E. Kusto & M. Zalewski (1982). The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *J. Appl. Ecol.*, 19: 371-393.
- Penman, H. L. (1948). Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. R. Soc. London Ser. A*, 193, 120-145.
- Pequin, L. & A. Serfaty (1966). Acide glutamique et excrétion azotée chez la carpe commune, *Cyprinus carpio* L. *Comp. Biochem. Physiol.*, 18: 141-149.
- Perez, R., R. Kaas, F. Campello, S. Arbault & O. Barbaroux (1992). *La culture des algues dans le monde.*, SDP Ifremer, 614 pp.
- Petrell, R. J., M. M. Trabizi, P. J. Harrison & L. D. Druehl (1993). Mathematical model of *Laminaria* production near British Columbia salmon sea cage farm. *J. Appl. Phycol.*, 5: 1-14.
- Pickering, T. D., V. H. Sladden, R. H. Furneaux, J. A. Hemmingson & P. Redfearn (1995). Comparaison of growth rate in culture, dry matter content, agar content and agar quality of two New Zealand red seaweeds, *Gracilaria chilensis* Bird, and *Gracilaria truncata* Kraft. *J. Appl. Phycol.*, 5: 85-91.
- Picot, B., H. El Halouani, C. Casellas, S. Moersidik & J. Bontoux (1991). Nutrient removal by high rate pond system in mediterranean climate (France). *Wat. Sci. Tech.*, 23: 1535-1541.
- Pieterse, A. J. H., J. Le Roux & D. F. Toerien (1982). The cultivation of algae using waste water from feedlots. *Water SA*, 8: 202-207.
- Poelman, E., N. De Pauw & B. Jeurissen (1997). Potential of electrolytic flocculation for recovery of micro-algae. *Resources, Conservation and Recycling*, 19: 1-10.
- Pora, E. A. & O. Precup (1960). *Etude de l'excretion chez les poissons d'eau douce. II.*

Références

- Influence de la température externe sur les processus d'excrétion chez la carpe et le carassin. (en russe). Vopr. Ikhtiol. S.S.S.R., 15: 138-147.
- Porter, C. B., M. D. Krom, M. G. Robbins, L. Brickell & A. Davidson (1987). Ammonia excretion and total N budget for gilthead seabream (*Sparus aurata*) and its effect on water quality conditions. *Aquaculture*, 66: 287-297.
- Pretorius, W. A. & L. C. Hensman (1984). The selective cultivation of easily harvestable algae using crossflow-microscreening. *Wat. Sci. Tech.*, 17: 791-802.
- Prince, J. S. (1974). Nutrient assimilation and growth of some seaweeds in mixtures of seawater and secondary sewage treatment effluents. *Aquaculture*, 4: 69-79.
- Przytocka, M., M. Duszota, K. Matusiak & M. R. (1984). Intensive culture of *Chlorella vulgaris*/AA as the second stage of biological purification of nitrogen industry wastewaters. *Wat. Res.*, 18: 1-7.
- Querellou, J. (1984). Modèles de production en pisciculture intensive: application à l'élevage du loup *Dicentrarchus labrax* L. *L'aquaculture du bar et des sparidés*. G. Barnabé & R. Billard. Paris, INRA Publ. 483-494.
- Ramnarine, I. W., J. M. Pirie, A. D. F. Johnstone & G. W. Smith (1987). The influence of ration size and feeding frequency on ammonia excretion by juvenile atlantic cod, *Gadus morhua* L. *J. Fish Biol.*,
- Randall, D. J. & P. A. Wright (1987). Ammonia distribution and excretion in fish. *Fish Physiol. Biochem.*, 3: 107-120.
- Redfield, A. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.*, 46: 205-222.
- Ren, G. Z. & M. Q. Chen (1986). The effect of temperature on the growth and development of *Gracilaria asiatica*. *Oceanol. Limnol. Sin.*, 17: 283-293.
- Rhee, G.-Y. (1978). Effects of N:P atomic ratios and nitrate limitation on algal growth, cell composition, and nitrate uptake. *Limnol. Oceanogr.*, 23: 10-25.
- Riccardi, N. & C. Solidoro (1996). The influence of environmental variables on *Ulva rigida* C. Ag. growth and production. *Bot. Mar.*, 39: 27-32.
- Riche, M. & P. B. Brown (1996). Availability of phosphorus from feedstuffs fed to rainbow trout, *Onchorynchus mykiss*. *Aquaculture*, 142: 269-282.
- Rodrigues, A. M. P. (1995). Biological and nutritional approach to the environmental impact of trout culture in Portugal. *Wat. Sci. Tech.*, 31: 239-248.
- Rosenberg, G. & J. Ramus (1984). Uptake of inorganic nitrogen and seaweed surface area:volume ratios. *Aquat. Bot.*, 19: 65-72.
- Rosenthal, H. (1994). Aquaculture and the environment. *World Aquaculture*, 25: 4-11.
- Rychly, J. & B. A. Marina (1977). The ammonia excretion of trout during a 24-hour period. *Aquaculture*, 11: 173-178.
- Ryther, J. H. (1956). Photosynthesis in the ocean as a function of light intensity. *Limnol. Oceanogr.*, 1: 61-70.

- Ryther, J. & W. M. Dunstan (1971). Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science*, 171: 1008-1013.
- Santelices, B. & M. S. Doty (1989). A review of Gracilaria farming. *Aquaculture*, 78: 95-133.
- Savitz, J. (1969). Effects of temperature and body weight on endogenous nitrogen excretion in the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *J. Fish. Res. Bd Canada*, 26: 1813-1821.
- Savitz, J. (1971). Nitrogen excretion and protein consumption of the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *J. Fish. Res. Bd Can.*, 28: 449-451.
- Savitz, J., E. Albanese, M. J. Evinger & P. Polasinski (1977). Effect of ration level on nitrogen excretion, nitrogen retention and efficiency of nitrogen. *J. Fish Biol.*, 11: 185-192.
- Schlueter, M., J. Groeneweg & C. J. Soeder (1987). Impact of rotifer on population dynamics of green microalgae in high-rate ponds. *Wat. Res.*, 21: 1293-1297.
- Schlüter, M., J. Groeneweg & C. J. Soeder (1987). Impact of rotifer grazing on population dynamics of green microalgae in high-rate ponds. *Wat. Res.*, 21: 1293-1297.
- Schwartz, M. F. & C. E. Boyd (1995). Constructed wetlands for treatment of channel catfish pond effluents. *Prog. Fish-Cult.*, 57: 255-266.
- Sebatian, S. & K. V. K. Nair (1984). Total removal of coliforms and *E. coli* from domestic sewage by high-rate pond mass culture of *Scenedesmus obliquus*. *Env. Poll.*, 34: 197-206.
- Seymour, E. A. & F. Johnsen (1990). Comparison of extruded and pressed pellet feeds for juvenile Atlantic salmon, *salmo salar* L. in relation to efficiency and feed waste to the environment. International symposium on feeding fish in our water: nutritional strategies in management of aquaculture waste (NSMAW), Guelph, Ontario, 5-8 June 1990
- Seymour, E. A. & A. Bergheim (1991). Towards a reduction of pollution from intensive aquaculture with reference to the farming of salmonids in Norway. *Aqua. Eng.*, 10: 73-88.
- Sfriso, A., B. Pavoni & A. Marcomini (1989). Macroalgae and phytoplankton standing crops in the central venice lagoon: primary production and nutrient balance. *Sci. Total Env.*, 80: 139-159.
- Sfriso, A., A. Marcomini, B. Pavoni & A. A. Orio (1993). Species composition, biomass and net primary production in shallows coastal waters: the Venice lagoon. *Biores. Techn.*, 44:
- Sfriso, A. & B. Pavoni (1994). Macroalgae and phytoplankton competition in the central venice lagoon. *Environmental Technology*, 15: 1-14.
- Shelef, G., R. Moraine, A. Meydan, E. Sandbank, H. G. Schlegel & B. Barnea (1977). Combined algae production - wastewater treatment and reclamation systems. *Microbial energy conversion*. Headington, Pergamon Press Ltd. 427-442.
- Shelef, G., R. Moraine & G. Oron (1978). Photosynthetic biomass production from sewage. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 11: 3-14.
- Shelton, J. E., J. M. Hinshaw & S. L. Thompson (1998). An evaluation of composted fish wastes. *Successes and failures in commercial recirculating aquaculture*. NRAES-98. 2,

80-86.

- Shpigel, M., A. Neori, D. M. Popper & H. Gordin (1993). A proposed model for "environmentally clean" land-based culture of fish, bivalves and seaweeds. *Aquaculture*, 117: 115-128.
- Skogheim, O. K. & T. Bremnes (1984 (en norvégien)). Effets on the environment from fish farms in lakes. *Norsk Fiskeoppdrett*, 9: 37-38.
- Slawyk, G. (1971). Sur l'utilisation de l'isotope ^{15}N pour la mesure de l'assimilation de l'azote nitrique et ammoniacal par le phytoplancton marin. Université d'Aix-Marseille. Thèses spécialité.
- Smith, H. W. (1929). The excretion of ammonia and urea by the gills of fish. 727-742.
- Smith, D. H., A. J. Horn & J. Bloesch (1988). Experimental measurement of resource competition between planktonic microalgae and macroalgae (seaweeds) in mesocosms simulating the San Francisco bay-estuary, California. *Hydrobiologia*, 159: 259-269.
- Soeder, C. J. (1980). Massive cultivation of microalgae: results and prospects. *Hydrobiologia*, 72: 197-209.
- Soeder, C. J. & E. Hegewald (1988). *Scenedesmus. Micro-algal biotechnology*. M. A. Borowitzka & L. J. Borowitzka. Cambridge University Press, Cambridge. 59-84.
- Solbe, J. F. (1982). Fish farm effluents : a United Kingdom survey. EIFAC Tech. Pap., 41: 29-56.
- Solorzano, L. (1969). Determination of ammonia in natural waters by the phenylhypochlorite method. *Limnol. Oceanogr.*, 14: 799-801.
- Soulsby, P. G., D. Lowthion, M. Houston & H. A. C. Montgomery (1985). The role of seawage effluent in the accumulation of macroalgal mats on intertidal mudflats in two basins in southern england. *Netherlands J. Sea Res.*, 19: 257-263.
- Speece, R. E. (1973). Trout metabolism characteristics and the rational design of nitrification facilities for water reuse in hatcheries. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 2: 323-334.
- Spyridakis, P. (1989). Utilisation des protéines alimentaires chez le bar (*Dicentrarchus labrax*). Aspects digestifs et métaboliques. Université de Brest. thèse de 3ème cycle. 192.
- Stigebrandt, A. (1986). Modelcalculations of the environmental impact of a fish farm (en suédois). Norsk Inst. Forvannforsk (NIVA) O-86004.,
- Storebakken, T. & E. Austreng (1987). Ration levels of salmonids. II. Growth, feed intake, protein digestibility, body composition, and feed conversion in rainbow trout weighing 0.5 - 1.0 kg. *Aquaculture*, 60: 207-221.
- Stumm, W. & J. J. Morgan (1981). *Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters.* 780 pp.
- Subandar, A., R. J. Petrell & P. J. Harisson (1993). *Laminaria* culture for reduction of dissolved inorganic nitrogen in salmon farm effluent. *J. Appl. Phycol.*, 5: 455-463.
- Svirski, E., S. Beer & M. Friedlander (1993). *Gracilaria conferta* and its epiphytes: (2) Interrelationship between the red seaweed and *Ulva* Cf. *lactuca*. *Hydrobiologia*, 260/261:

- 391-396.
- Tam, N. F. Y., P. S. Lau & Y. S. Wong (1994). Wastewater nutrient removal with microalgae immobilized *Chlorella vulgaris*. *Wat. Sci. Tech.*, 30: 369-374.
- Tanaka, Y. & S. Kadowaki (1995). Kinetics of nitrogen excretion by cultured flounder *Paralichthys olivaceus*. *J. World Aqua. Soc.*, 26: 188-193.
- Tanguy, R. & L. Le Grel (1989). Projet d'élevage du loup de mer: etude technico-économique du prégrossissement et du grossissement. Rapports internes de la direction des ressources vivantes. DRV-89.021-RA/SDA PALAVAS, 91 pp.
- Tátrai, I. (1981). Diurnal pattern of the ammonia and urea excretion of feeding and starved bream, *Abramis brama* L. *Comp. Biochem. Physiol.*, 70A: 211-215.
- Tátrai, I. (1981). The nitrogen metabolism of bream, *Abramis brama* L. *Comp. Biochem. Physiol.*, 68A: 119-121.
- Tewari, A. & H. V. Joshi (1988). Effect of domestic sewage and industrial effluents on biomass and species diversity of seaweeds. *Bot. Mar.*, 31: 389-397.
- Thornburn, C. C. & A. J. Matty (1963). The effect of thyroxine on some aspects of nitrogen metabolism in the goldfish (*Carassius auratus*) and the trout (*Salmo trutta*). *Comp. Biochem. Physiol.*, 8: 1-12.
- Thorpe, J. E., C. Talbot, M. S. Miles, C. Rawlings & D. S. Keay (1990). Food consumption in 24 hours by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a sea cage. *Aquaculture*, 90: 41-47.
- Timmons, M. B. & T. M. Losordo (1994). *Aquaculture reuse system: engineering design and management.* , Elsevier/Science, New York. 27, 346 pp.
- Torres, J. J., R. I. Brightman, J. Donnelly & J. Harvey (1996). Energetics of larval red drum, *Sciaenops ocellatus*. Part I: Oxygen consumption, specific dynamic action, and nitrogen excretion. *Fish. Bull.*, 94: 756-765.
- Travieso, L., F. Benitez & R. Dupeiron (1992). Sewage treatment using immobilized microalgae. *Bioresource Techn.*, 40: 183-187.
- Treguer, P. & P. Le Corre (1974). *Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer (utilisation de l'Autoanalyser II Technicon.* , Lab. Océanologie Chimique de l'UBO, Brest, pp.
- Troell, M., C. Halling, A. Nilsson, A. H. Buschmann, N. Kautsky & L. Kautsky (1997). Integrated marine cultivation of *Gracilaria chilensis* (Gracilariales, Rhodophyta) and salmon cages for reduced environmental impact and increased economic output. *Aquaculture*, 156: 45-61.
- Trono, G. C. (1988). Pond culture of *Gracilaria*. *Manual on seaweeds cultures*. A. U. F. c. F. D. Project. Manila, ASEAN/SF/88. 3, 13-20.
- Twarowska, J. G., P. W. Westerman & T. M. Losordo (1997). Water treatment and waste characterization evaluation of an intensive recirculating fish production system. *Aqua. Eng.*, 16: 133-147.
- Ugarte, R. & B. Santelice (1992). Experimental tank cultivation of *Gracilaria chilensis* in

- central Chile. *Aquaculture*, 101: 7-16.
- Van der Meer, M. B., R. Faber, J. E. Zamora & M. C. J. Verdegem (1997). Effect of feeding level on feed losses and feed utilization of soya and fish meal diets in *Colossoma macropomum* (Cuvier). *Aqua. Res.*, 28: 391-403.
- Van der Meer, M. B. & A. A. Van Dam (1998). Modelling growth of *Colossoma macropomum* (Cuvier): comparison of an empirical and an explanatory model. *Aqua. Res.*, 29: 313-332.
- Vandermeulen, H. & H. Gordin (1990). Ammonium uptake using *Ulva* (Chlorophyta) in intensive fishpond systems: mass culture and treatment of effluent. *J. Appl. Phycol.*, 2: 363-374.
- Vellas, F. & A. Serfaty (1967). Sur l'excrétion uréique de la carpe (*Cyprinus carpio* L.). *Arch. Sci. Physiol.*, 21: 185-192.
- Videau, C. & M. Merceron (1992). Impact de la pisciculture marine intensive sur l'environnement. *Revue bibliographique. Direction de l'environnement et de l'aménagement littoral - Ifremer*,
- Villon, N., C. Phelepp & Y. Martin (1989). Traitement et valorisation des eaux usées de bassins d'élevage de poissons marins: production de plancton et utilisation en élevages larvaires de lous ou de daurades. *Vie Marine*, 10: 39-50.
- Viola, S. & E. Lahav (1991). Effects of lysine supplementation in practical carp feeds on total protein sparing and reduction of pollution. *Isr. J. Aqua. - Bamidgeh*, 43: 112-118.
- Viola, S., E. Lahav & H. Angeoni (1992). Reduction of feed protein levels and of nitrogenous N-excretions by lysine supplementation in intensive carp culture. *Aquat. Living Resour.*, 5: 277-285.
- Vitale-Lelong, D. (1989). Bilan azoté du loup (*Dicentrarchus labrax* L.) en cours de prégrossissement. *Vie Marine H.S.*, 11: 111 pp.
- Waldichuk, M. (1987). Fish farming problems. *Mar. Poll. Bull.*, 18: 2-3.
- Wallin, M. & L. Hakanson (1991). Nutrient loading models for estimating the environmental effects of marine fish farms. *Marine aquaculture and environment*. 39-55.
- Wang, B., W. Dong, J. Zhang & X. Cao (1996). Experimental study of high rate pond system treating piggery wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, 34: 125-132.
- Warrer-Hansen, I. (1982). Methods of treatment of waste water from trout farming. EIFAC Tech. paper, 41: 113-121.
- Watanabe, T., T. Takeuchi, S. Satoh, T. Ida & M. Yaguchi (1987). Development of Low protein-High energy diets for practical carp culture with special reference to reduction of total nitrogen excretion. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 53: 1413-1423.
- Westermeier, R., I. Gomez & P. Rivera (1993). Suspended farming of *Gracilaria chilensis* (Rhodophyta, Gigartinales) at Cariquilda river, Maullin, Chile. *Aquaculture*, 113: 215-229.
- Willoughby, H., H. N. Larsen & J. T. Bowen (1972). The pollution effects of fish hatcheries.

Fishes and US trout news, 17: 6-20.

Wood, J. D. (1958). Nitrogen excretion in some marine teleosts. *Can. J. Biochem. Physiol.*, 36: 1237-1242.

Wood, E. D., F. A. J. Armstrong & F. A. Richards (1967). Determination of nitrate in seawater by cadmium-copper reduction to nitrite. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 47: 23-31.

Wood, A., J. Scheepers & M. Hills (1989). Combined artificial wetland and high rate algal pond for wastewater treatment and protein production. *Wat. Sci. Tech.*, 21: 659-668.

Wu, R. S. S., K. S. Lam, D. W. McKay, T. C. Lau & V. Yam (1994). Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment: a case study in the sub-tropical environment. *Mar. Envir. Res.*, 38: 115-145.

Wu, R. S. S. (1995). The environmental impact of marine fish culture: toward a sustainable future. *Mar. Poll. Bull.*, 31: 4-12.

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Exemples de proportions d'azote ammoniacal (NAT) excrété par quelques espèces de téléostéens.	29
Tableau 1.2 : Valeurs d'excrétion d'azote endogène (NEE) sous la forme ammoniacale (NAT), urée ou azote dissous total (NDT) mesurées pour diverses espèces de téléostéens.	30
Tableau 1.3 : Exemples d'excrétion post-alimentaire sous la forme d'azote ammoniacale, d'urée et d'azote dissous total.	31
Tableau 1.4 : Effet de la ration (R) et du taux de protéine (PB) sur l'excrétion azotée	33
Tableau 1.5 : Représentation linéaire de l'excrétion azotée (NE) en fonction de l'azote ingéré (NI).	38
Tableau 1.6 : Evolution de l'excrétion d'azote endogène (NEE) sous la forme ammoniacale en fonction du poids.	39
Tableau 1.7 : Evolution de l'excrétion ammoniacale post-alimentaire en fonction du poids.	40
Tableau 1.8 : Température optimale de quelques espèces de gracilaires.	51
Tableau 1.9 : Caractéristiques de différents LHR.	55
Tableau 2.1 : Evolution du peuplement en poissons dans les bassins d'élevage.	69
Tableau 2.2 : Composition moyenne de l'aliment (données BioMar).	70
Tableau 2.3 : Caractéristiques du bassin de lagunage.	71
Tableau 2.4 : Caractéristiques hydrauliques des compartiments du système de traitement secondaire.	75
Tableau 3.1 : Echelle de variation des variables de l'effluent de l'élevage de loups en eau recyclée après la phase de décantation.	86
Tableau 3.2 : Concentration moyenne en phosphore inorganique dissous dans l'effluent du système d'élevage à différents taux de renouvellement.	92
Tableau 3.3 : Concentration moyenne en azote inorganique dissous dans l'effluent du système d'élevage à différents taux de renouvellement.	94
Tableau 3.4 : Caractéristiques physico-chimiques de quelques effluents issus d'élevage en circuit ouvert ; comparaison avec l'élevage en eau recyclée (trame grise).	96
Tableau 3.5 : Estimation de l'excrétion moyenne théorique du loup dans l'élevage en eau recyclée.	98
Tableau 3.6 : Caractéristiques physico-chimiques de quelques effluents issus d'élevage en eau recyclée. Comparaison avec l'élevage de cette étude (trame grise).	100
Tableau 3.7 : Caractéristiques physico-chimique d'effluents de type urbain.	101
Tableau 3.8 : Caractéristiques physico-chimiques de quelques lagunes ou baies côtières.	102
Tableau 3.9 : Concentration moyenne en NID en fonction du poids et de la biomasse des poissons de l'élevage.	104
Tableau 3.10 : Comparaison par régression linéaire entre les valeurs calculées par les différents modèles et les valeurs observées.	111
Tableau 3.11 : Masse d'azote dissous relarguée (kg) lors de la production d'une tonne de loups.	119

Listes des tableaux et figures

Tableau 3.12 : Comparaison par régression linéaire entre les valeurs calculées et observées pour le modèle simulant l'évolution de la concentration du phosphate.	122
Tableau 4.1 : Concentrations initiales dans le milieu de culture des 3 groupes d'aquariums.	130
Tableau 4.2 : Croissance des algues dans le milieu expérimental.	131
Tableau 4.3 : Valeurs des pentes simulant la disparition de l'azote.	132
Tableau 4.4 : Consommation des nutriments par les différents espèces d'algue.	133
Tableau 4.5 : Conditions de culture des fragments d'ulves.	136
Tableau 4.6: Taux de croissance moyen (%.j ⁻¹) des fragments d'ulves dans les différents milieux de culture.	137
Tableau 5.1 : Echelle de variation des variables physico-chimiques de l'effluent traité.	152
Tableau 5.2 : Comparaison des rendements épuratoires moyens lors de traitements par LHR.	177

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Bilan des formes de l'azote excrété (cas d'un élevage en cage).	32
Figure 1.2 : Bilan du phosphore dans les fermes d'élevage.	42
Figure 1.3 : Schéma de la protection de la tige tactile qui permet l'action du distributeur d'aliments.	45
Figure 1.4 : Représentation schématique de la collaboration entre algues et bactéries dans un bassin de lagunage à haut rendement.	55
Figure 1.5 : Gestion du temps de séjour selon Azov et Shelef (1982).	60
Figure 2.1 : Schéma du système d'élevage en eau recyclée.	67
Figure 2.2 : Evolution du taux de renouvellement d'eau neuve dans le système d'élevage.	68
Figure 2.3 : Evolution de la densité de poissons dans les bassins d'élevage.	69
Figure 2.4 : Représentation schématique du bassin de lagunage.	71
Figure 2.5 : Représentation schématique des différents lieux de mesures de vitesse.	72
Figure 2.6 : Répartition des vitesses de l'eau dans le bassin de lagunage.	73
Figure 2.7 : Sites de prélèvements dans le bassin de lagunage lors du suivi expérimental d'une substance dissoute : la fluorescéine.	74
Figure 2.8 : Evolution de la concentration en fluorescéine en sortie de lagunage.	74
Figure 2.9 : Représentation schématique du système de traitement secondaire.	76
Figure 2.10 : Tamis de récolte des macroalgues en sortie de lagunage.	79
Figure 3.1 : Evolution de la température (T) dans l'effluent issu du système d'élevage en eau recyclée.	87
Figure 3.2 : Evolution de la salinité (S) dans l'effluent issu du système d'élevage en eau recyclée.	88
Figure 3.3 : Evolution de la concentration en oxygène (OD) dans l'effluent issu du système d'élevage en eau recyclée.	89
Figure 3.4 : Evolution du pH dans l'effluent issu du système d'élevage en eau recyclée.	90
Figure 3.5 : Evolution des matières en suspension (MES) dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée.	91
Figure 3.6 : Evolution du carbone organique dissous (COD) dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée.	91
Figure 3.7 : Evolution de la concentration en orthophosphates dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée.	93
Figure 3.8 : Proportion des formes de l'azote inorganique dissous dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée.	93
Figure 3.9 : Evolution de la concentration en azote inorganique dissous dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée.	94
Figure 3.10 : Evolution de la croissance du loup dans un élevage en circuit en eau recyclée.	108
Figure 3.11 : Evolution de la ration alimentaire en fonction de la taille des poissons.	108
Figure 3.12 : Evolution du taux de production d'azote inorganique dissous par le système d'élevage en circuit en eau recyclée.	109
Figure 3.13 : Simulation de l'évolution de la concentration en azote inorganique dissous dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée.	110

Listes des tableaux et figures

Figure 3.14 : Evolution de l'indice de conversion de la nourriture de l'élevage de loups en eau recyclée. _____	114
Figure 3.15 : Evolution du degré de fermeture (DF) du système d'élevage en eau recyclée. _____	119
Figure 3.16 : Evolution de l'ajustement du débit de renouvellement en fonction du poids initial et du nombre de poissons pour un degré de fermeture de (a) $0,05 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ aliment, (b) $0,10 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ aliment et (c) $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ aliment. _____	120
Figure 3.17 : Simulation de l'évolution de la concentration en phosphore inorganique dissous dans l'effluent de l'élevage en eau recyclée. _____	122
Figure 4.1 : Evolution de la concentration moyenne en nitrate dans les milieux de culture de <i>U. rigida</i> (a), <i>C. linum</i> (b) et <i>G. gracilis</i> (c). _____	134
Figure 4.2 : Evolution de la concentration moyenne en phosphate dans les milieux de culture de <i>U. rigida</i> (a), <i>C. linum</i> (b) et <i>G. gracilis</i> (c). _____	135
Figure 4.3 : Evolution de la concentration en nitrate et phosphate dans les différents milieux de culture. _____	138
Figure 4.4: Développement de l'ulve en épiphyte sur un fragment de Gracilaire. _____	142
Figure 5.1 : Evolution du rayonnement photosynthétiquement actif (RPA). _____	149
Figure 5.2 : Evolution de la température atmosphérique (T_{air}). _____	150
Figure 5.3 : Evolution mensuelle de la pluviométrie entre mai 1996 et juin 1998. _____	151
Figure 5.4 : Evolution de la température de l'air, de l'eau dans l'effluent brut et traité. _____	154
Figure 5.5 : Evolution de la salinité dans l'effluent brut et traité. _____	154
Figure 5.6 : Evolution des valeurs du pH dans l'effluent brut et traité. _____	155
Figure 5.7 : Evolution des valeurs en oxygène dissous dans l'effluent brut et traité. _____	156
Figure 5.8 : Evolution nyctémérale de la concentration en oxygène dans l'effluent traité. _____	157
Figure 5.9 : Evolution des MES dans l'effluent brut et traité. _____	158
Figure 5.10 : Evolution de la concentration en COD dans l'effluent brut et traité. _____	158
Figure 5.11 : Evolution de la concentration en orthophosphates dans l'effluent brut et traité. _____	159
Figure 5.12 : Evolution du rendement mensuel d'élimination (histogrammes) et de la quantité de phosphore inorganique dissous (PID) éliminé (courbe) dans l'effluent traité. _____	160
Figure 5.13 : Evolution de l'azote inorganique dissous dans l'effluent brut et l'effluent traité. _____	162
Figure 5.14 : Evolution du rendement mensuel d'élimination (histogrammes) et de la quantité d'azote inorganique dissous éliminé (courbe) dans l'effluent traité. _____	163
Figure 5.15 : Evolution des concentrations en silice dans l'effluent brut et l'effluent filtré. _____	164
Figure 5.16: <i>Nitzschia</i> sp. (N) et <i>Euglena</i> sp. (E) en suspension dans l'eau traitée. _____	165
Figure 5.17: Ulvacées en suspension dans le bassin de lagunage. _____	166
Figure 5.18: Evolution de la concentration en chlorophylle a dans l'effluent traité. _____	167
Figure 5.19 : Evolution de la biomasse de macroalgues exportée du bassin. _____	168
Figure 5.20 : Exportation moyenne (\pm SD) de la biomasse algale dans l'effluent traité. _____	169
Figure 5.21: Comparaison de l'évolution de la productivité potentielle et de la productivité réelle dans le bassin de lagunage. _____	170
Figure 5.22 : Rapport (moyenne \pm écart-type) N/P (a) et N/Si (b) dans l'effluent brut et dans la fraction éliminée de l'eau traitée. _____	174

ANNEXES

Publication 1

Sous presse dans Aquacultural Engineering

A Model for predicting the quantities of dissolved inorganic nitrogen released in effluents from a sea bass (*Dicentrarchus labrax*) recirculating water systems

Pascal Pagand⁽¹⁾, Jean Paul Blancheton⁽²⁾ and Claude Casellas⁽¹⁾

⁽¹⁾ Département Sciences de l'Environnement et Santé Publique, UMR-CNRS
5556, Faculté de Pharmacie, 15, Av. Ch. Flahault, 34060 Montpellier,
France (33) 4 67 54 80 86

⁽²⁾ Station IFREMER, Chemin de Maguelone, 34250 Palavas-les-Flots, France
(33) 4 67 50 41 00

corresponding author:

J.P. Blancheton

Fax number (33) 4 67 68 28 85

E-mail: jpblanch@ifremer.fr

ABSTRACT

Fish excretions and the transformation of nitrogen by bacteria in the nitrifying biofilter are two of the main sources of dissolved inorganic nitrogen (DIN) in fish farms that use recirculating water systems. In this study, the DIN concentration in an experimental *Dicentrarchus labrax* aquaculture system was calculated using empirical sub-models for fish growth, ingested food and water replacement. The specific growth rate (SGR, %·day⁻¹) and the daily feeding rate (DFR, in %·day⁻¹) both depend on the average weight (W, g) of the fish : $Y = aW^b$. Y may be SGR or DFR. a and b are empirical constants. The DIN discharge rate (Γ_N , % of ingested nitrogen) in the experimental aquaculture system was expressed as a function of increasing replacement water flow rate (θ , day⁻¹) : $DIN = c\theta^d$. c and d are empirical constants. Only three variables (the number of fish, the initial fish weight and the replacement water flow rate) are required to run the general model, which was tested over a period of 12 months (June 1997 to June 1998). This model, calibrated and validated on independent sets of data, obtained from the same experimental system, accurately predicted the concentration of DIN in the effluent ($r^2=0.92$).

Keywords: dissolved inorganic nitrogen, European sea bass, fish farm effluent, model, nitrogen production, recirculating water system.

INTRODUCTION

The use of aquaculture to provide commercial species of fish continues to expand, but the pollution generated by these systems can have a serious impact on the environment and wild fauna (Brown *et al.*, 1987; Rosenthal, 1994; Wu, 1995). Dissolved matter, fecal products and uneaten food are all major sources of nitrogen waste produced by aquaculture (Krom and Neori, 1989; Seymour and Bergheim, 1991). Teleost species such as *Dicentrarchus labrax* excrete nitrogen mainly in the form of ammonia released via the gills, and urea (Smith, 1929; Wood, 1958; Guérin-Ancey, 1976; Handy and Poxton, 1993). It is therefore important to estimate the concentration of nutrients released into the environment to prevent eutrophication.

In open farms, several studies have established a link between dissolved inorganic nitrogen (DIN) concentration and fish metabolism (Guérin-Ancey, 1976; From and Rasmussen, 1984; Lemarié *et al.*, 1998). Total excreted ammonia (TAN) in effluent from open farms can be directly correlated with fish weight. Other studies suggest a relationship between the quantity of excreted dissolved inorganic nitrogen and the amount of nitrogen ingested in food (Savitz *et al.*, 1977; Vitale-Lelong, 1989; Forsberg, 1996).

The use of recirculating water systems is one approach that is used to limit the impact of aquaculture on the environment. Although the total quantity of nutrients released is similar in flow through and recirculation systems, the small volumes of concentrated effluent that are produced by recirculation systems are easier to deal with (Lavenant *et al.*, 1995). In these systems, a nitrifying biofilter transforms the excreted ammonia and urea into nitrate (Hagopian and Riley, 1998). No models have as yet been published that describe effluent nitrogen discharge in farms using recirculating water systems.

The aim of this study was to design a model to predict the amount of dissolved inorganic nitrogen discharge from a recirculating water system used for growing *Dicentrarchus labrax*. It is important to define and quantify the dissolved nutrients released into the environment in the effluent to estimate their potential impact on the environment and, if required, develop appropriate systems to address this problem.

The recirculating water system must be considered as an entity that is characterized by the water replacement flow rate and fish metabolism. The main characteristics of recirculating water systems are the constant water temperature and the concentration of nutrients in the effluent.

The three sub-models proposed in this study are: (1) fish growth rate, which takes into account the initial fish weight; (2) ingested feed, which takes into account fish weight, and (3) the influence of replacement water, expressed as the rate of nitrogen production within the system. The general model was calibrated and validated on independent sets of data.

MATERIALS AND METHODS

Experimental fish farm

The indoor aquaculture facilities consisted of two 10 m³ self-cleaning tanks (tank A and B) connected to a recirculating water system (figure 1). The temperature and photoperiod were maintained constant at 22±1 °C and 16 hours of light per day, respectively. The pH was maintained at around 7.7 by the continuous injection of a sodium hydroxide solution. Pure oxygen was supplied to ensure a concentration of between 6 and 7 mg.L⁻¹ within the tanks. These are considered to be the optimal values for this rearing system. In the recirculating system, water was filtered through a 50 µm mechanical mesh filter. Carbon dioxide produced by fish respiration was eliminated in a counter current air/water packed column, after which the water was passed through a pumping tank into which replacement water was added at a controlled flow rate (figure 2). The filtered and aerated water was pumped into a UV light disinfection unit. Finally, it was passed through a nitrifying biofilter filled with a microporous bed media composed of expanded and cocked clay (Biogrog) where the residual organic matter was transformed into mineral compounds (mainly nitrate). In this study, the tanks and the recirculating water circuit are considered to be a single unit. In the rearing system,

the input comes from the replacement water and the ingested feed, the output comprises the water used to rinse the mechanical filter and the excess water from the rearing system (figure 3).

During the experiment, the fish (*Dicentrarchus labrax*) grew from 3 to approximately 1000 grams. The average fish weight and the standard deviation were determined on a sample of fifty fish taken from each rearing tank every 20 to 90 days. The fish biomass was carefully monitored to avoid exceeding an average density of 100 kg.m^{-3} within the tanks; when the biomass reached this value, some fish were removed in order to decrease the biomass to around 80 kg.m^{-3} .

As described in Coves *et al.* (1998), fish were fed by self-feeders fitted with a trigger. When the fish activate the trigger, a fixed quantity of pellets is supplied. The same composition of feed was used throughout the experiment (table 1). The total quantity of feed consumed by the fish between two biomass sampling periods was measured by weighing daily the feed which was left in the self-feeder.

Water sampling and analysis

Samples were taken twice a week at 14:00 directly from the recirculating rearing system outlet (tanks A and B) and were filtered on rinsed Wathman GF/C filters. Dissolved organic nitrogen (*DON*) was oxidized by potassium persulfate, as described by Solorzano and Sharp (1980). Total dissolved nitrogen (*TDN*), now present as nitrate, and dissolved inorganic nitrogen ($DIN = NH_4^+ + NO_2^- + NO_3^-$) were measured with a Technicon® Autoanalyser II, as described in Treguer and Le Corre (1974).

These samples were compared to samples fed with a continuous flux of the pumping tank outflow and which were representative of the mean effluent of that day. A linear regression analysis showed no significant difference ($P < 0.001$) between the *DIN* concentrations of samples taken using these two sampling methods.

Design of the model

The general model for the variation in concentration of *DIN* in the recirculating water system effluent was constructed using three empirical sub-models: (1) fish growth, (2) ingested food and (3) replacement water. All the symbols used in the model are described in table 2.

Fish growth rate sub-model:

The average specific growth rate (*SGR*), expressed as the percentage of fresh fish weight per day, was calculated between two samplings of fish using equation 1.

$$SGR = 100 \times \ln(W_{t+\Delta t} / W_t) / \Delta t \quad (1)$$

The specific fish growth rate depends on the average fish weight (*W*). The general form of the equations is $SGR = a W^b$, where *a* and *b* are constants; consequently $W_{t+1} = W_t \exp^{SGR/100}$. This general model was used to evaluate the average fish size on

any day based on the average fish size on the previous day. The parameters a and b were determined by a logarithmic regression analysis between SGR and W .

Daily feeding rate sub-model:

The daily feeding rate (DFR) depends on the average fish weight (W). The general form of the equation is $DFR = c W^d$, where c and d are constants; DFR was calculated as:

$$DFR = 100 \times TIF / [n \times (W_t + W_{t+\Delta t}) / 2] / \Delta t \quad (2)$$

The parameters c and d were determined by a logarithmic regression analysis between DFR and W .

Replacement water sub-model:

The rate of nitrogen production (Γ_N) in this experimental aquaculture system, expressed as the percentage of input nitrogen (in food) released from the recirculation system, was calculated using the following equation:

$$\Gamma_N = 100 \times [(1000 \times DIN) \times Q] / (Nf \times IF) \quad (3)$$

Γ_N was determined for a replacement water flow rate ranging from 0.3 to 4 times the total daily rearing volume per day. The empirical model for Γ_N was obtained by logarithmic regression analysis as a function of the replacement water flow rate.

General model:

The DIN concentration in the aquaculture system effluent was calculated using equation 4.

$$DIN_{calc} = [(\Gamma_{N_{calc}} / 100) \times N_{in}] / (Q \times 1000) \quad (4)$$

with:

$$N_{in} = Nf \times IF_{calc} \quad (5)$$

$$IF_{calc} = n \times W_{calc} \times (FR_{calc} / 100) \quad (6)$$

where W_{calc} , FR_{calc} and $\Gamma_{N_{calc}}$ are respectively fish weight, feeding rate and the rate of nitrogen production calculated by the sub-models.

Calibration and validation procedures:

The procedure was divided into a calibration and a validation period. During the calibration period, we used a set of experimental data obtained from tank A between March 1995 and June 1997. During the validation period, another set of data obtained from tank B between March 1995 and June 1996, and from tanks A and B between July 1997 and March 1998, were used.

In order to verify the validity of the models, the observed and calculated values were compared using a simple linear regression analysis, as described in Keller (1989), Summers *et al.* (1991) and Mesplé *et al.* (1996). The quality of the simulation was evaluated by the slope and the y-intercept of the regression line ($X_{observed} = aX_{simulated} + b$): a simulation reflecting the natural variability would have a

value for a which would not significantly differ from 1, and a value for b which would not significantly differ from 0.

RESULTS

During this study, the DIN concentrations varied between 3.2 and 52.1 mg N.L⁻¹. The DON concentrations were always low, at around only 6% of the total dissolved nitrogen, and therefore were not taken into consideration in this model.

Fish growth sub-model

A significant correlation ($P < 0.001$; $n = 21$; $r^2 = 0.92$) was found between the specific growth rate of *Dicentrarchus labrax* and fish weight, when the temperature was maintained at 22°C in this recirculating rearing system (figure 4).

$$SGR = 13.90 \times W_t^{-0.61} \quad (7)$$

$$\text{and } W_{t+1} = W_t \exp\left[\frac{(13.9W_t^{-0.61})}{100}\right] \quad (8)$$

During the calibration period, the mean deviation between the values calculated by the model and the mean weights observed in tank A was always below the coefficient of variation of the fish sample ($9 \pm 3\%$ and $26 \pm 1\%$ respectively).

The characteristic parameters for the validation of the SGR model are shown in table 3. We verified that the variables used in this SGR sub-model had a normal distribution and that the residuals were randomly distributed. Consequently, the sub-model could be used in the general model.

Ingested food sub-model

The daily feeding rate decreases as the average weight of the fish increases (figure 5), and may be calculated using equation 9:

$$DFR = 8.36 W^{-0.41} \quad (9)$$

$$(P < 0.001; n = 21; r^2 = 0.89)$$

During the validation period, a comparison using a linear regression analysis with independent data gave the characteristic parameters presented in table 3. As with the SGR model, the normal distribution of the variables and the random distribution of the residuals indicated that the DFR sub-model could be used in the general model.

Replacement water sub-model

When the quantity of replacement water increased from 0.3 to 4 times the daily fish rearing volume, the DIN discharge rate increased from 30 to 60% of the ingested nitrogen (equation 10):

$$\Gamma_N = 45.7 \times Q^{0.23} \quad (10)$$

$$(P < 0.01; n = 5; r^2 = 0.97)$$

This relation is independent of fish size.

The more closed the system (i.e. the less replacement water used), the lower the amount of nitrogen discharged (figure 6). According to equation 10, when the replacement water volume was 10 times the daily rearing volume, nitrogen discharge was 75% of the total quantity of ingested nitrogen.

General model

The prediction for the DIN concentration in the effluent between June 1997 and June 1998 is shown on figure 7. The comparison between the observed and the predicted values showed that the model was accurate, as is shown on table 3 and figure 8. The residuals were randomly distributed in this model.

DISCUSSION

One of the main characteristics of recirculating rearing systems is that an optimal temperature can be maintained at a relatively low cost, which allows maximal fish growth (Maurel, 1984). In the case of *Dicentrarchus labrax*, the water temperature is generally maintained at between 22°C and 24°C (Lavenant *et al.*, 1995; Pedersen, 1998).

In open rearing systems, different types of models are used to simulate fish growth. Some authors have used bioenergetics models, which take into account numerous variables such as temperature, oxygen and feed quality (From and Rasmussen, 1984; Cuenco *et al.*, 1985a, 1985b, 1985c; Muller-Feuga 1990), while others have used empirical models (Tanguy et Le Grel, 1989; Koskela, 1992; Forsberg, 1996; Alanärä, 1998).

Nitrogen discharge in open fish farms has been estimated based on the linear relationship between excreted and ingested nitrogen (Table 4) or simply on excretion rates, including exogenous and endogenous excretion (Table 5). TAN excretion by sea bass was studied by Ballestrazzi *et al.* (1994, 1998) with 80 and 120 g fish reared at between 23 and 28°C. Dosdat *et al.* (1996) studied 10 to 100 g sea bass and Lemarié *et al.* (1998) studied the same fish weighing between 25 and 325 g, at between 16 and 19°C. These groups reported TAN excretion rates ranging from 30 to 58% of the total ingested nitrogen.

In the recirculating rearing system studied here, the use of our empirical model appeared to be well adapted to modeling nitrogen discharge in such a complex system, where rearing tank and various treatment units contribute to nitrogen discharge from the system.

For the fish growth sub-model, Tanguy and Le Grel (1989) determined that $SGR = 0.3 \exp^{0.12 T} W^{-0.34}$ for sea bass reared in cages. The use of this model, together with a constant temperature that is generally used in recirculating rearing systems

(around 22°C), provided simulations that did not fit with our observations. In our system, fish growth was quicker below an average weight of 80 g and slower above this weight. A 5 g sea bass reared in our recirculating water system will attain a weight of 500 g one month later than predicted by the model of Tanguy and Le Grel (1989).

For the ingested feed sub-model, little data are available concerning the variation in the quantity of feed ingested daily by fish reared on farms because they are generally fed according to predetermined feeding tables that take into account fish size and temperature. Faure (1980), Koskela (1992) and Alanära (1994) proposed feeding models that take into account these key variables, but using very different conditions with regard to fish species (*Onchorynchus mykiss*, *Coregonus lavaretus*), feed composition and temperature. With the temperatures used in a sea bass recirculating system, the DFR model presented is only dependent on fish weight.

As described by the replacement water sub-model, the dissolved inorganic nitrogen discharge in our system (fish excretion and nitrogen transformation by bacteria) decreased from 65% to 35% of ingested nitrogen when the replacement water volume was lowered from 5 times to 0.3 times the daily rearing water volume (figure 6). In a recirculating water system, nitrogen is almost entirely present as nitrate as a result of the biofilter activity, which transforms the other dissolved nitrogen forms (DON, TAN and nitrite) into nitrate. Heinen *et al.* (1996) obtained similar results in a recirculating water system where trout were fed with pellets made of 42% protein and 21% lipid. They found a DIN discharge of 50% of ingested nitrogen when the daily replacement water volume was twice the tank water volume. In our case, the rate of nitrogen discharge by *Dicentrarchus labrax* fed with the same quality of food was estimated to be 52%. Two hypothesis could explain these nitrogen losses from the recirculation system. The first one is the occurrence of anoxic spot into the biofilter (denitrification and gaseous nitrogen production). The second one could be trapping nitrogen by the bacterial biomass (eliminated as suspended solids).

A good prediction of nitrogen discharge in our recirculating water system could be made with the general model, with a statistical error of less than 10%. The predicted values correspond to the variation seen with the observed values, but with a shorter reaction time. For instance, the culture system needed several days to stabilize after a quick change in the replacement flow rate, whereas the predicted values stabilized immediately.

The framework for this model could easily be adapted to other recirculating rearing systems by replacing the parameters developed for *Dicentrarchus labrax* with others defined for other farmed species.

CONCLUSION

The proposed model was designed to enable a prediction to be made about dissolved nitrogen discharge in a fish farm functioning with a recirculating water system at a constant temperature, using three variables: fish weight, fish number and replacement water flow rate.

Using this model, an accurate prediction of dissolved nitrogen discharge was made. This model could represent an important tool to define: (1) replacement water management, and (2) the maximal fish biomass required to meet any future legislation on DIN-containing effluent.

This knowledge is of the utmost importance for designing a system for the treatment of effluent, which will be required if the calculated nitrogen load is likely to have a significant impact on the environment

REFERENCES

- Alanärä, A., 1994. The effect of temperature, dietary energy content, and reward level on the demand feeding activity in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 126, 349-359.
- Alanärä, A., 1998. New perspectives on feed budgets for cultured fish. In: *Aquaculture and Water. Fish culture, Shellfish culture and water usage*. EAS speciale publication 26, 10-11.
- Ballestrazzi, R., Lanari, D., D'Arigo, E., and Mion, A., 1994. The effect of dietary protein level and source on growth, body composition, total ammonia and reactive phosphate excretion of growing sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquaculture* 127, 197-206.
- Ballestrazzi, R., Lanari, D., and D'arigo, E., 1998. Performance, nutrient retention efficiency, total ammonia and reactive phosphorus excretion of growing European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) as affected by diet processing and feeding level. *Aquaculture* 161, 55-65.
- Beamish, F.W.H., and Thomas, E., 1984. Effects of dietary protein and lipid on nitrogen losses in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Aquaculture* 41, 359-371.
- Brown, J.R., Gowen, R.J., and McLusky, D.S., 1987. The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 109, 39-51.
- Burel, C., Person-Le Ruyet, J., Gaumet, F., Le roux, A., Sévère, A., and Bœuf, G., 1996. Effects of temperature on growth and metabolism in juvenile turbot. *J. Fish Biol.* 49, 678-692.
- Coves, D., Gasset, E., Lemarié, G. and Dutto, G., 1998. A simple way of avoiding feed wastage in European seabass, *Dicentrarchus labrax*, under self-feeding conditions. *Aquat. Living Resour.* 11, 395-401.

- Cuenco, M.L., Stickney, R.R. and Grant, W.E., 1985a. Fish bioenergetics and growth in aquaculture ponds. 1. Individual fish model development. *Ecol. Model.*, 27, 169-190.
- Cuenco, M.L., Stickney, R.R. and Grant, W.E., 1985b. Fish bioenergetics and growth in aquaculture ponds. 2. Effects of interactions among size, temperature, dissolved oxygen, unionized ammonia and food on growth of individual fish. *Ecol. Model.*, 27, 191-206.
- Cuenco, M.L., Stickney, R.R. and Grant, W.E., 1985c. Fish bioenergetics and growth in aquaculture ponds. 3. Effects of intraspecific competition, stocking rate, stocking size and feeding rate of fish productivity. *Ecol. Model.*, 28, 73-96.
- Dosdat, A., Servais, F., Métailler, R., Huelvan, C., and Desbruyères, E., 1996. Comparison of nitrogenous losses in five teleost fish species. *Aquaculture* 141, 107-127.
- Dosdat, A., Métailler, R., Desbruyères, E., and Huelvan, C., 1997. Comparison of brown trout (*Salmo trutta*) reared in fresh water and sea water to freshwater rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): I. Growth and nitrogen balance. *Aquat. Living Resour.* 10, 157-167.
- Faure, A., 1980. Bases biotechniques et économiques de mise en place d'une gestion prévisionnelle en aquaculture. Exemple de la salmoniculture. Cycle de formation sur le développement des productions animales en milieux aquatiques. INA Paris-Grignon, 29pp.
- Forsberg, O.I., 1996. Ammonia excretion rates from post-smolt atlantic salmon, *Salmo salar* L., in land-based farms. *Aquacult. Res.* 27, 937-944.
- Forsberg, J.A., and Summerfelt, R.C., 1992. Ammonia excretion by fingerling walleyes fed two formulated diets. *Prog. Fish-Cult.*, 54, 45-48.
- From, J., and Rasmussen, G., 1984. A growth model, gastric evacuation, and body composition in rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, 1836. *Dana* 3, 61-139.
- Guerin-Ancey, O., 1976. Etude expérimentale de l'excrétion azotée du bar (*Dicentrarchus labrax*) en cours de croissance. I. effets de la température et du poids du corps sur l'excrétion d'ammoniac et d'urée. *Aquaculture* 9, 71-80.
- Handy, R.D. and Poxton M.G., Nitrogen pollution in mariculture: toxicity and excretion of nitrogenous compounds by marine fish. *Rev. Fish Biol. Fish.* 3, 205-241.
- Hagopian, D.S. and Riley, J.G., 1998. A closer look at the bacteriology of nitrification. *Aqua. Eng.* 18, 223-244.
- Heinen, J.M., Hankins, J.A., and Adler, P.R., 1996. Water quality and waste production in a recirculating trout-culture system with feeding of a higher-energy or a lower-energy diet. *Aqua. Res.* 27, 699-710.
- Jayaram, M.G., and Beamish, F.W., 1992. Influence of dietary protein and lipid on nitrogen and energy losses in lakes trout, *Salvelinus namaycush*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 2267-2272.

- Jobling, M., 1981. Some effects of temperature, feeding and body weight on nitrogenous excretion in young plaice *Pleuronectes platessa* L., J Fish. Biol. 18, 87-96
- Kaushik, S.J., 1980. Influence of a rise in temperature on nitrogen excretion of rainbow trout (*Salmo gairdneri* R.). In: Proc. World Symp. on Aquaculture in Heated Effluents and Recirculation systems, K. Tiews (Ed.), Vol. I, Berlin, pp 77-89.
- Kaushik, S.J., and Olivia Teles, A., 1985. Effect of digestible energy on nitrogen and energy balance in rainbow trout. Aquaculture 50, 89-101.
- Keller, A.A., 1989. Modelling the effects of temperature, light and nutrients on primary productivity: an empirical and a mechanistic approach compared. Limnol. Oceanogr., 34, 82-95.
- Koskela, J., 1992. Growth rates and feeding levels of european whitefish (*Coregonus lavaretus*) under hatchery conditions. Pol. Arch. Hydrobiol. 39, 731-737.
- Krom, M.D., and Neori, A., 1989. A total nutrient budget for an experimental intensive fishpond with circularly moving seawater. Aquaculture 83, 345-358.
- Lavenant, M., de la Pomelie, C. et Paquette P., 1995. Aquaculture en système clos : estimation des coûts de production pour l'élevage du bar et du turbot. Cahier Options Méditerranéennes 14, 149-168.
- Lemarié, G., Martin, J.L., Dutto, G., and Garidou, C., 1998. Nitrogenous and phosphorus waste productions in a flow-through land-based farm of european seabass (*Dicentrarchus labrax*). Aquat. Living Resour. 11, 247-254.
- Maurel, P., 1984. Les circuits fermés en aquaculture : technologies et domaines d'applications. In: L'aquaculture du bar et des sparidés, Barnabé, G., et Billard, R., (Ed.), pp 251-276.
- Mesplé, F., Troussellier, M., Casellas, C., and Legendre, P., 1996. Evaluation of simple statistical criteria to qualify a simulation. Ecol. Model. 88, 9-18.
- Médale, F., Brauge, C., Vallé, F. and Kaushik, S. J., 1995. Effects of dietary protein/energy ratio, ration size, dietary energy source and water temperature on nitrogen excretion in rainbow trout. Wat. Sci. Tech. 31, 185-194.
- Muller Feuga, A., 1990. Modélisation de la croissance des poissons en élevage. Rapp. Sci. Tech. IFREMER n°21, 58pp.
- Pedersen, P.B., 1998. Status of recirculation technology in Denmark. ICES 1998/L:8.
- Porter, C.B., Krom, M.D., Robbins, M.G., Brickell, L. and Davidson, A., 1987. Ammonia excretion and total N budget for gilthead seabream (*Sparus aurata*) and its effect on water quality condition. Aquaculture 66, 287-297.
- Rosenthal, H., 1994. Aquaculture and the environment. World aquacult. 25, 4-11.
- Savitz, J., Albanese, E., Evinger, M.J., and Kolasinski, P., 1977. Effect of ration level on nitrogen excretion, nitrogen retention and efficiency of nitrogen utilization for growth in largemouth bass (*Micropterus salmoides*). J. fish biol. 11, 185-192.

- Seymour, E.A. and Bergheim, A., 1991. Towards a reduction of pollution from intensive aquaculture with reference to the farming of salmonids in Norway. *Aquacult. Eng.*, 10, 73-88.
- Smith, S.W., 1929. The excretion of ammonia and urea by the gills of fish. *J. Biol. Chem.*, 81, 727-742.
- Solorzano, L., and Charp, J.H., 1980. Determination of total dissolved nitrogen in natural waters. *Limnol. Oceanogr.* 25, 751-754.
- Summers, J.K., Kayzak, P.F. and Weisberg, S.B., 1991. A water quality model for a river receiving paper mill effluents and conventional sewage. *Ecol. Model.*, 58, 25-54.
- Tanguy, R., et Le Grel, L., 1989. Projet d'élevage du loup en mer: Etude technico-economique du pré-grossissement et du grossissement. Rapport Interne de la Direction des Ressources Vivantes. DRV-89.021-RA/SDA PALAVAS, 91 pp.
- Tatrai, I., 1981a. The nitrogen metabolism of bream, *Abramis brama* L., *Comp. Biochem. Physiol.* 68A, 119-121.
- Treguer, P., et Le Corre, P., 1974. Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer. Utilisation de l'auto-analyseur II, Technicon[®], Université de Bretagne Occidentale (Publisher), Brest, France. 110 pp.
- Vitale-Lelong, D., 1989. Bilan azoté du loup (*Dicentrarchus labrax* L.) en cours de pré-grossissement. *Vie Marine*, H.S. 11, 111pp.
- Wood, J.D., 1958. Nitrogen excretion in some marine teleosts. *Canad. J. Biochem. Physiol.*, 36, 1237-1242.
- Wu, R.S.S., 1995. The environmental impact of marine fish culture: towards a sustainable future. *Mar. Pollut. Bull.* 31, 4-12.

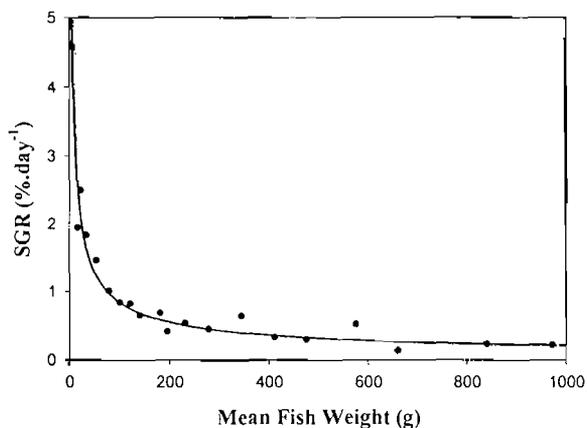


Figure 4: Specific Growth Rate sub-model

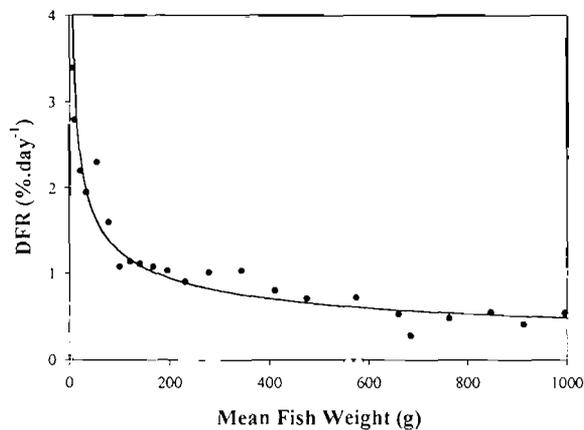


Figure 5: Daily Feeding Rate sub-model

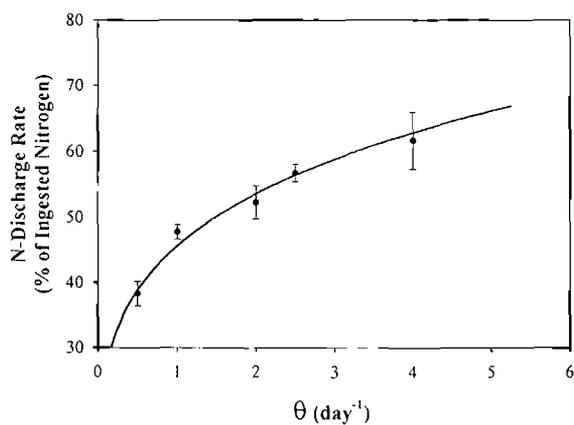


Figure 6: Representative evolution of DIN discharge rate with replacement water flow rate (mean values±SE)

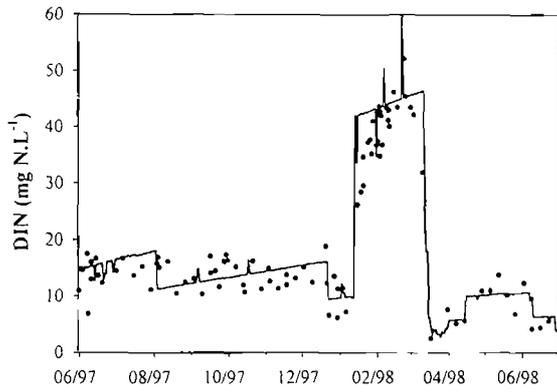


Figure 7: Predictive evolution of DIN concentration in the recirculating rearing effluent

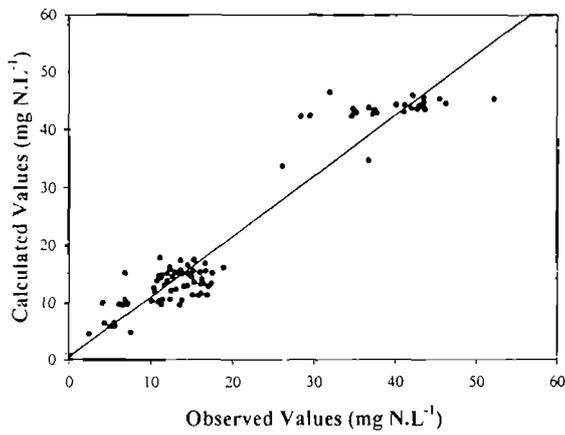


Figure 8: Validation of the general model

Table 1. Fish food composition of the diet fed to sea bass (manufacturer values)

Composition	Values % of pellet weight	Digestibility %
Crude protein	45.0	90
Crude fat	21.5	90
Ash	9.0	
Fibre	2.0	
total phosphorus	1.2	
Met. + Cys.	1.7	
energy	22.2 MJ.kg ⁻¹	

Annexe 1

Table 2. Model parameters list

Symbol	Description	unit
<i>CP</i>	Crude protein	% of food weight
<i>DFR</i>	daily feeding rate	%.day ⁻¹
<i>DIN</i>	concentration of dissolved inorganic nitrogen in the system effluent	mg N.L ⁻¹
<i>DON</i>	Concentration of dissolved organic nitrogen in the system effluent	mg N.L ⁻¹
<i>IF</i>	Daily applied food	g.day ⁻¹
<i>n</i>	number of fish in tank	
<i>N_f</i>	nitrogen in food	7.2% of food weight
<i>Q</i>	replacement water flow rate	L.day ⁻¹
<i>SGR</i>	specific growth rate	%.day ⁻¹
<i>t</i>	time	day
<i>TIF</i>	total feed applied to a fish tank between two sampling period	g
<i>V</i>	total rearing volume	L
<i>W_t</i>	mean fish weight at sampling time <i>t</i>	g
<i>Γ_N</i>	nitrogen discharge rate	% of applied nitrogen
<i>θ</i>	replacement water flow rate ($\theta = Q/V$)	day ⁻¹

Table 3 : comparaison by linear regression between observed and calculated values

model	n	SLOPE			Y-INTERCEPT			r ²
		Slope values	Different from 1	P	y-intercept values	Different from 0	P	
SGR	28	0.95	no	0.09	8.14	no	0.23	0.98
DFR	28	0.90	yes	0.02	0.07	no	0.30	0.95
General	90	1.05	no	0.12	0.52	no	0.50	0.92

Annexe 1

Table 4 : Linear relationships between excreted and ingested nitrogen, EN and IN, expressed as g N.kg⁻¹ FW.day⁻¹.

Linear relationship g N.kg ⁻¹ FW.day ⁻¹	Species	Rearing conditions			Authors
		W g	T °C	CP / Energy % / MJ.kg ⁻¹	
EN=0.40×IN+0.19	<i>Micropterus salmoides</i>	46	21-23	Trash fish feed	Savitz <i>et al.</i> (1977) ^a
EN=0.25×IN+0.10	<i>Onchorynchus mykiss</i>	130	10	52.5 / 20	Kaushik (1980) ^b
EN=0.26×IN+0.13	<i>Onchorynchus mykiss</i>	130	18	52.5 / 20	
EN=0.31×IN+0.06	<i>Pleuronectes platessa</i>	35	10	trash fish feed	Jobling (1981) ^b
EN=0.53×IN+0.09	<i>Abramis brama</i>	80-100	18	tubifex feed	Tátra (1981) ^c
EN=0.38×IN+0.01	<i>Onchorynchus mykiss</i>	380-425	10	34-49 / 18-21	Beamish and Thomas (1984) ^c
EN=0.49×IN+0.16	<i>Dicentrarchus labrax</i>	2-30	18	46-55	Vitale-Lelong (1989) ^c
EN=0.47×IN+0.19	<i>Dicentrarchus labrax</i>	2-30	23	46-55	
EN=0.14×IN+0.10	<i>Stizostedion vitreum</i>	2.6	21	41 / 17.5	Forsberg and Summerfelt (1992) ^c
EN=0.20×IN+0.06				61 / nc	
EN=0.31×IN+0.08	<i>Onchorynchus mykiss</i>	32-39	17	36-41 / 22	Médale <i>et al.</i> (1995) ^b
EN=0.34×IN+0.08	<i>Onchorynchus mykiss</i>			36-41 / 19	
EN=0.26×IN+0.04	<i>Salmo solar</i>	300-2000	4-10	40-45 / 18-19	Forsberg (1996) ^c

^a: total nitrogen; ^b: TAN+urea; ^c:TAN; nc: not communicated

Table 5 : TAN excretion rate in some teleost fishes

Nitrogen Excretion rate % of ingested N	species	W g	rearing condition		CP / E % / MJ.kg ⁻¹	authors
			T °C	Feed		
29-44	<i>Onchorynchus mykiss</i>	50	18	Starch diert	41-43 / 21	Kaushik and Olivia Teles (1985)
30	<i>Sparus aurata</i>	3-90	24	Dry pellets	nc	Porter <i>et al.</i> (1987)
13	<i>Sparus aurata</i>	65	nc	Dry pellets	38 / nc	Krom and Neori (1989)
52-71	<i>Salvelinus namaycush</i>	215	12	Dry pellets	40-50 / 18-22	Jayaram and Beamish (1992)
19-23	<i>Scophthalmus maximus</i>	35-50	8-20	Dry pellets	nc	Burel <i>et al.</i> (1996)
35/38	<i>Dicentrarchus labrax</i>	10/100	16-20	Dry pellets	52 / 18	Dosdat <i>et al.</i> (1996)
33/35	<i>Sparus aurata</i>	10/100	16-20	Dry pellets	52 / 18	Dosdat <i>et al.</i> (1996)
21	<i>Scophthalmus maximus</i>	10/100	16-20	Dry pellets	52 / 18	Dosdat <i>et al.</i> (1996)
30/35	<i>Salmo trutta fario</i>	10/100	16	Dry pellets	52 / 18	Dosdat <i>et al.</i> (1996)
32/36	<i>Onchorynchus mykiss</i>	10/100	16	Dry pellets	52 / 18	Dosdat <i>et al.</i> (1996)
26-37	<i>Onchorynchus mykiss</i>	80	12	Dry pellets	52 / 18	Dosdat <i>et al.</i> (1997)
28-34	<i>Salmo trutta fario</i>	90	12	Dry pellets	52 / 18	Dosdat <i>et al.</i> (1997)

nc: not communicated

Publication 2

En correction pour Aquaculture Research

**Use of high rate algal ponds for the treatment of marine effluent from
a recirculating fish rearing system**

Pascal Pagand¹, Jean-Paul Blancheton², Jacques Lemoalle³ and Claude Casellas¹

¹ *Département Sciences de l'Environnement et Santé Publique, Université de Montpellier I, UMR 5556, Faculté de Pharmacie, 15, Av. Ch. Flahault, 34060 Montpellier, France*

² *IFREMER, Chemin de Maguelone, 34250 Palavas-les-Flots, France*

³ *GAMET/IRD, 361, rue J-F. Breton, 34033 Montpellier Cedex 1, France*

correspondence:

C. Casellas,

Tel: (33) 4 67 54 80 64,

Fax: (33) 4 67 04 59 33,

E-mail: casellas@univ-montp2.fr

Abstract

A high rate algal pond (HRAP) system was used to treat effluent from a recirculating sea water aquaculture system in southern France. *Dicentrarchus labrax* L. were farmed at a high density, with effluents containing an average of 10 mg.L⁻¹ dissolved inorganic nitrogen (DIN) and 1.3 mg.L⁻¹ reactive phosphorus (RP). On a yearly basis, the algal pond removed 59% of the dissolved nitrogen and 56% of the phosphorus input, which was converted into 3.3 kg DW.m⁻² algae. Green macroalgae were dominant throughout the year and the algal biomass mirrored the seasonal changes in daily irradiance and temperature. This first year study supports the possibility of treating marine aquaculture wastes using high rate algal ponds, although conditions will have to be found to mitigate the strong influence of climate on the algal community during winter. During the more temperate season, only 150 m² of treatment ponds would be necessary to remove the nutrients produced by 1 ton of fish. Treated water was characterised by a high pH, elevated levels of dissolved oxygen (midday value) and low concentrations of nutrients and suspended solids. The absence of toxic phytoplankton meant that the water could be recycled through the farm tanks.

Introduction

One of the main drawbacks of fish culture lies in the waste derived from fish feed and its metabolic end products (Krom & Neori 1989). The main products are uneaten food, faeces and excreted dissolved inorganic nutrients which are transported in the water at various concentrations (Dosdat 1992a, 1992b). In highly flushed systems, such as cage culture in the open sea, Norwegian fjords or in raceways, waste output is distributed at low concentrations in a large volume (Aure & Stigebrandt 1990). However, in semi-closed or recirculating systems, much less water is used and there is a high concentration of waste products, making treatment techniques mandatory.

The use of recirculating water systems is one approach used to limit the impact of aquaculture on the aquatic environment. Although the total quantity of nutrients released is similar in open and recirculating systems, the small volumes of concentrated effluents that are produced should be easier to deal with, although proper technical and economical solutions have to be implemented.

The use of algae for the treatment of marine aquaculture wastes has been proposed by a number of authors (Villon 1989; Vandermeulen & Gordin 1990; Lefebvre, Hussenot & Brossard 1996). Harlin, Thorne-Miller & Thursby (1978) have already set up a closed low density fish farm including a treatment unit containing *Ulva lactuca* or *Gracilaria verrucosa*. A recent study by Neori, Krom, Ellner, Boyd, Popper, Rabinovitch, Davison, Dvir, Zuber, Ucko, Angel, & Gordin (1996) showed the capacity of *Ulva sp.* ponds to significantly reduce the concentration of dissolved

nitrogen in effluents from a low density (20 kg.m^{-3}) seabream farm pond at Eilat (Aqaba) in Israël. But, to our knowledge, the high rate algal ponds (HRAP) technique described by Oswald (1988), where mechanically induced turbulence enhances algal productivity, has not yet been tested on effluents from high density (100 kg.m^{-3}) fish farms.

As part of a pilot experiment for intensive farming of *D. labrax* in a recirculating semi-closed sea water circuit, we have treated part of the effluents in a high rate algal pond. The objective of this study was to test the efficiency of HRAP on highly concentrated effluents over an annual cycle with pronounced seasonal variations. This experiment was carried out on the Mediterranean coast of France.

Materials and methods

The recirculating rearing system

The rearing system consisted of two 10 cubic meter tanks connected to a recycling loop through which the water circulated (figure 1). The total volume of the system was 24 m^3 and the water flow rate through the loop was set at $30 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$. The temperature, dissolved oxygen concentration and photoperiod in the tanks (figure 1, sub-unit 1) were kept constant ($22\pm 1^\circ\text{C}$, $6\pm 0,5 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$ and 16 hours light per day, respectively) and fish density was maintained at around 100 kg.m^{-3} . In the recirculating loop, the largest particles were allowed to sediment in a particle separator (figure 1, sub-unit 2), and the finer particles were retained on a mechanical filter ($50\mu\text{m}$ mesh; figure 1, sub-unit 3). Carbon dioxide produced from breathing was partly removed on a counter current air/water column (figure 1, sub-unit 4) before the water entered the pumping tank, where sodium hydroxide (to avoid a drop in the pH and an excess of dissolved carbon dioxide) and oxygen were added (figure 1, sub-unit 5). Fresh sea water was introduced simultaneously into this tank at a controlled flow rate so that the residence time of water within the whole system was close to 1 day. Compared with open systems or raceways used for the same species, where the residence time of water is usually close to 1 hour, the present system may be considered as semi-closed. Wastewater was removed from the pumping tank via an overflow pipe at about the same rate. The filtered and aerated mixture water was pumped into a steriliser (figure 1, sub-unit 7) to prevent bacterial development, and then through a nitrifying biofilter (figure 1, sub-unit 8) which partly transformed residual organic matter into inorganic matter and ammonia into nitrate.

The sludge from the particle separator was discarded separately as almost solid waste. The daily liquid output from the system consisted of small volumes of water that were used to clean the mechanical filter and about 24 m^3 that were removed from the pumping tank. HRAP was applied to a fraction of this liquid output to test whether this kind of biological treatment could significantly reduce the nutrient content of the effluent and thus allow a partial reutilization of the water in the rearing system.

The HRAP treatment unit

As shown in figure 2, the outdoor oxidation pond was a 0.8 m wide channel through which water was driven by a paddle wheel. It was fed with 1.5 m³ per day of the liquid effluent mentioned above. The pond had a surface area of 11.8 m², a depth of 0.5 m and a volume of 5.9 m³. Water residence time in the HRAP was 3.6 days throughout the entire experiment, from May 1996 to August 1997.

A careful analysis indicated that the mean water velocity induced by the paddle wheel rotation was 15.3 cm.s⁻¹. It only fell below 10 cm.s⁻¹ in very limited areas. This movement prevented any significant sedimentation within the basin and ensured an active dispersion and use of the nutrients by the algae. Using a fluorescent dye it was also shown that although the inflow pipe was only a relatively short distance upstream from the outflow pipe, the input composition had no significant effect on the outflow. Output samples can thus be considered as representative of the whole pond.

The pond was first filled with 80 µm of filtered seawater before the input valve was opened. The input to the pond consisted of effluent from the farm which had first been partly cleared of particles in a settler (residence time of 4 hours). In order to maintain a mean residence time of 3.6 days, the high rate algal pond was fed with 1.1 L.min⁻¹ of effluent water, which corresponded to between 3 and 7% of the total effluent volume released from the semi-closed rearing system.

Sampling and analysis

Daily meteorological data (total irradiance, air temperature, rainfall) were obtained from the nearby Météo-France station at Mauguio. The photosynthetically active radiation (PAR, E.m⁻².d⁻¹), which represents around 48% of the total irradiance, was converted from J.cm⁻² to µE.m⁻² using a 4.2 10⁴ conversion factor (Kirk 1983).

Sampling was carried out over a 15-month period in both the inlet and outlet of the algal pond, twice a week at midday from May to December 1996 and once a week thereafter. Water temperature (T_{water}, °C), dissolved oxygen (DO, mg O₂.L⁻¹), pH and salinity (S, g.L⁻¹) were measured *in situ* with a Hg-thermometer, an YSI probe, a Orion pH-meter and a refractometer respectively. The concentration of total and inorganic suspended solids was determined according to Aminot (1983a) on glassfibre filters after filtering the samples through a 500 µm mesh net. The concentration of dissolved inorganic nitrogen (DIN in the form of nitrate, nitrite and ammonium) and dissolved reactive phosphorus (RP) were measured on filtered samples with a Technicon[®] Autoanalyzer II, as described by Treguer & Le Corre (1974). The error on all measurements was below 5%.

The total macroalgal biomass exported from the system was collected on a fine mesh net at the basin outlet. Conversion to dry weight was based on 100 g fresh weight sub-samples which were oven dried for one week at 50°C (1 g fresh weight = 0.2 g dry weight). The total chlorophyll-*a* (uncorrected for phaeopigments) was measured with a spectrophotometer after acetone extraction (Aminot 1983b). The phytoplankton biomass

was estimated from the mean percentage of chlorophyll-*a* in phytoplankton, as observed by Desortová (1981) (1 mg Chlorophyll-*a* = 200 mg dry weight).

Results

The climatic conditions on the experimental site were mild, with mean monthly temperatures and irradiance as shown in Table 1. The strongest irradiance ($60 \text{ E.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) and the highest temperatures (24°C) were observed in June and July respectively, and the lower values in December and January ($9 \text{ E.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ and 7°C respectively). This reflects the fact that the French western Mediterranean coast has one of the highest annual levels of irradiance in France, but experiences seasonal variations due to its $43^{\circ}30$ North latitude.

Some of the physical characteristics therefore displayed strong seasonality: the variations in water temperature of the outdoor oxidation basin closely paralleled the mean air temperature (table 1). The salinity of the farm effluent ranged from 21 to 43 g.L^{-1} , mostly as a result of evaporation in summer and of dilution of the coastal sea water during heavy winter rainfall. A mean difference of 2.2 g.L^{-1} between input and output pond salinity reflected a daily evaporation of about 1 to 3% of the pond volume, resulting from an evaporation rate ranging from 5 to 15 mm.d^{-1} . This loss of water was significantly higher than water input from direct rainfall, which amounted to only 1 to 5 mm.d^{-1} (table 1).

During the course of the experiment both the pH and the DO concentration of the input water were lower than in natural sea water and remained stable at around 7.6 ± 0.1 and $2.8 \pm 1.0 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$ respectively. The pH measured in the pond at around midday generally rose to above 9.0, except during the cold season (December to February). The DO concentration in the pond water (midday values) was always above saturation and reached 10 to $15 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$, although extreme values were avoided due to the paddle wheel effect which tended to maintain the concentration closer to equilibrium. Probably for the same reason, early-morning oxygen concentrations were always above 5 mg.L^{-1} . In the input water, the concentration of fine suspended solids (suspended solids between 1.2 and $500 \mu\text{m}$) varied between 3.5 and 14.5 mg.L^{-1} , with an average of 8.0 mg.L^{-1} . This value was significantly higher in the pond effluent (16.1 mg.L^{-1}), which contained the microalgal biomass; the maximum level was reached in May 1997.

The input water contained an average of 1.3 mg.L^{-1} reactive phosphorus and 10.2 mg.L^{-1} dissolved inorganic nitrogen, of which more than 80% was in the form of nitrate. Output concentrations were significantly lower, and showed strong seasonal variations (figure 3 and 4). If inputs and outputs are computed as monthly fluxes, the reduction in nitrogen varied by over 90% in summer and by 30% in winter and that of phosphorus by between 70 and 0% for the same seasons. The very low values of both the biomass and removal efficiencies in January and February 1997 can be attributed to

a particularly cold period (the water temperature occasionally fell below zero) which was detrimental to the algae.

The difference between monthly input and output fluxes of dissolved nutrients may be attributed to algal production, part of which is exported from the pond (figure 5). The exported biomass, which was directly related to the biomass concentration within the pond, fluctuated with the seasons and had a marked low point during winter.

Macroalgae were dominant all year long and the phytoplankton biomass was relatively low, except at the very beginning of the experiment and during *Nitzschia sp.* and *Euglena sp.* blooms in May 1997. The data presented below refer to the period from August 1996 to July 1997, after three months of colonisation. In one year, 39 kg of algal dry weight were exported from the pond. The macroalgae species were usually free floating and fixed ulvoids (*Ulva sp.*, *Enteromorpha sp.*) but during the cold season *Ectocarpus sp.* was observed on fragments of ulvoids. Diatomophyceae and Euglenophyceae were the main species of phytoplankton represented. No toxic phytoplankton blooms were observed during the experiment.

Discussion

Green macroalgae are prone to develop in highly eutrophic or nitrogen enriched marine bays and coastal lagoons where they outcompete microalgae. But the development of the few species occurring naturally is closely dependent on temperature and/or irradiance, as shown by the fact that they almost disappear during winter. In a high rate algal pond, algal activity (oxygen production, CO₂ and nutrient uptake for algal development) is also highly dependent on the environmental conditions. Temperature, irradiance and day length are more suitable for algal development during the summer.

Although microalgae usually develop in fresh water treatment ponds, (Goldman, Tenore, Ryther & Corwin 1974; Oswald 1988; Picot, El Halouani, Casellas, Moersidik & Bontoux 1991; Nurdogan & Oswald 1995), macroalgae dominate in shallow enriched brackish or marine waters (Sfriso, Pavoni & Marcomini 1989; Le Pape & Menesguen 1993). Smith, Horn, & Bloesch (1988) assign this drop in phytoplankton biomass to the competition for inorganic nitrogen by *Ulva spp.* and *Enteromorpha spp.* These ubiquitous species grow over a large range of temperatures, irradiance and salinity, but are mostly restricted to the summer period in our region (Arnold & Murray 1980; Duke, Lapointe & Ramus 1986; Henley 1992; Floreto, Hirata, Ando & Yamasaki 1993).

The development of macroalgae instead of phytoplankton may be considered beneficial for two reasons. The first is that algal material can be removed more easily. The second concerns the potentially higher productivity that could be obtained if irradiance distribution within the water column, turbulence, temperature, nutrient concentration and input could be properly determined and controlled (Goldman 1979; Wetzel 1983).

The objective here was to determine these conditions in order to maximize nutrient removal.

In our experiment, higher than usual input concentrations were used, with annual means from August 96 to July 97 of 12.5 mg N.L⁻¹ and 1.3 mg P.L⁻¹. The removal rate for dissolved inorganic nitrogen varied between 30 and 88%, with an annual mean of 59%. Phosphorus removal efficiency varied from 0 to 82%, with a mean of 56%. Similar values for removal efficiency have been published for algal ponds fed with effluents from open circuit marine aquaculture systems, with a much lower N input concentration (Vandermeulen & Gordin 1990; Cohen & Neori 1991; Jiménez del Río, Ramazanov & García-Reina 1996).

In terms of surface area, the mean DIN input varied from 0.8 to 1.9 g N.m⁻².d⁻¹ with an annual mean of around 1.6 g N.m⁻².d⁻¹. Obviously, the removal efficiency will decrease when the nutrient input is in excess of the potential assimilation rate per unit area. The surface area of the treatment pond (or the input flow rate) should be adapted to the variations in the potential maximum as a function of irradiance and temperature.

In our pond, turbulence prevented the growth of large specimens of macroalgae, and pieces of about 10 cm² were distributed throughout the water column. Photosynthesis by this algal material could thus be considered as similar to that of phytoplankton and was compared with the upper limits of yields attainable in outdoor mass cultures such as those proposed by Goldman (1979):

$$P_{\max} = 0.28 I_s (\ln(0.45 I_0/I_s) + 1)$$

where P_{\max} is in g dry weight.m⁻².d⁻¹, I_s is the saturation irradiance, in cal.cm⁻².d⁻¹ (PAR) and I_0 , the irradiance on the basin surface in cal.cm⁻².d⁻¹ (PAR). With an average I_s value of 0.04 cal.cm⁻².min⁻¹, the upper limit of production in our region would range from 10 g.m⁻².d⁻¹ in December to 40 g.m⁻².d⁻¹ during June and July (figure 5). The observed seasonal variations in N and P assimilation per unit area, as well as those of total dry weight production, are closely parallel to the variations of the theoretical upper limit (figure 6).

Over one year (August 96-July 97) 3.3 kg.m⁻² of algal dry weight (5% of which was phytoplankton) were exported from our 11.8 m² treatment pond, trapping 0.34 kg DIN and 0.034 kg of reactive dissolved phosphorus per square meter.

The overall photosynthetic activity resulted in daytime pH values and oxygen concentrations which were in accordance with a possible re-injection (preferably during day time) into the fish tanks. The final nutrient concentrations of the water treated in the high rate algal pond also seemed low enough to be reused in the farm and thus reduce water consumption.

Conclusion

This study demonstrated that the high rate algal pond technique may be used for the treatment of marine aquaculture effluents from semi-closed circuits characterised by

high nutrient, and specifically nitrate, concentrations. As in the nearby coastal lagoons, macroalgae were dominant. One of the main advantages of a high rate algal pond containing mainly macroalgae is the ease with which the algal biomass can be removed from the treated water by mechanical means.

On average, 60% of dissolved inorganic nitrogen and dissolved reactive phosphorus were removed, although this efficiency varied strongly with the seasons, from 98% in July to less than 18% in December for nitrogen. More experiments are thus needed to improve treatment efficiency during winter. If the input rates can be considered stable, the use of a combination of a standard water depth and water residence time did not allow for the conditions in the HRAP pond to be optimized: the strong variations in temperature and irradiance probably resulted in a variable photosynthetic yield of the algae. A longer residence time and a shallower optical depth in the basin might partly compensate for the reduced I_s and irradiance during winter on condition that the photosynthetic optimal rate (of the mixed micro- and macroalgal community) is not too severely depressed by the low temperatures. However, the local climatic conditions in winter, and specifically the low irradiance, set an upper limit to biomass production (around $15 \text{ g DW}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) and thus to the potential removal of dissolved N and P ($0,15$ and $0.015 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

Acknowledgement

We are grateful to Mrs J. Melard for all nutrients analyses performed in this study.

References

- Aminot A. (1983a) Mesure des matières en suspensions. In: *Manuel des analyses physico-chimiques en milieu marin* (Aminot A. and Chaussepied), pp. 169-175. CNEXO, BNDO/ Documentation, Brest.
- Aminot A. (1983b) Dosage de la chlorophylle et des phéopigments par spectrophotométrie In: *Manuel des analyses physico-chimiques en milieu marin* (Aminot A. and Chaussepied), pp. 177-192. CNEXO, BNDO/ Documentation, Brest.
- Arnold K. E. and Murray S. N. (1980) Relationships between irradiance and photosynthesis for marine benthic green algae (Chlorophyta) of differing morphologies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **43**, 183-192
- Aure J. and Stigebrandt A. (1990) Quantitative estimates of the eutrophication effects of fish farming on fjords. *Aquaculture* **90**, 135-156.
- Cohen I. and Neori A. (1991) *Ulva lactuca* biofilters for marine fishpond effluents I. Ammonia uptake kinetics and nitrogen content. *Botanica Marina* **34**, 475-482.

- Desortová B. (1981) Relationship between Chlorophyll-a concentration and phytoplankton biomass in several reservoirs in Czechoslovakia. *International Revue Ges. Hydrobiology* **66**, 153-169.
- Dosdat A. (1992a) L'excretion chez les poissons téléostéens I. Azote. *La pisciculture française* **108**, 25-37.
- Dosdat A. (1992b) L'excretion chez les poissons téléostéens II. Le Phosphore. *La pisciculture française* **109**, 18-28.
- Duke C.S., Lapointe B.E. and Ramus J. (1986) Effects of light on growth, RuBPCase activity and chemical composition of *Ulva* species (Chlorophyta). *Journal of Phycology* **22** 362-370.
- Floreto E.A.T., Hirata H., Ando S. and Yamasaki S. (1993) Effects of temperature, light intensity, salinity and source of nitrogen on the growth, total lipid and fatty acid composition of *Ulva pertusa* Kjellman (Chlorophyta). *Marine Biology* **36**, 149-158.
- Goldman J. C., (1979) Outdoor algal mass cultures. II. Photosynthetic yield limitations. *Water Research* **13**, 119-136.
- Goldman J. C., Tenore K. R., Ryther J. H. and Corwin N. (1974) Inorganic nitrogen removal in a combined tertiary treatment-marine aquaculture system. Removal efficiencies. *Water Research* **8**, 45-54.
- Harlin M. M., Thorne-Miller B. and Thursby G. B. (1978) Ammonium uptake by *Gracilaria* sp. (Florideophyceae) and *Ulva lactuca* (Chlorophyceae) in closed system fish culture. *Proceedings of the International Seaweed Symposium* pp. 285-192.
- Henley W.J. (1992) Growth and photosynthesis of *Ulva rotundata* (Chlorophyta) as a function of temperature and square wave irradiance in indoor culture. *Journal of Phycology* **28**, 625-634.
- Jiménez del Río M., Ramazanov Z. and García-Reina G. (1996) *Ulva rigida* (Ulvales, Chlorophyta) tank culture as biofilters for dissolved inorganic nitrogen from fishpond effluents. *Hydrobiologia* **326/327**, 61-66.
- Kirk J. T. O. (1983) *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge Univ. Press, Cambridge. 401 pp.
- Krom M. D. and Neori A. (1989) A total nutrient budget for an experimental intensive fishpond with circularly moving seawater. *Aquaculture* **83**, 345-358.
- Lefebvre S., Hussenot J. and Brossard N. (1996) Water treatment of land-based fish farm effluents by outdoor culture of marine diatom. *Journal of Applied Phycology* **8**, 193-200.
- Le Pape, O. and Menesguen, A. (1993) Etude par simulation de la compétition microphytes-macrophytes pelagiques en zone cotiere. *Journal de Recherches Oceanographiques*, **19**, 137-143.
- Neori, A., Krom, M. D., Ellner, S. P., Boyd, C. E., Popper, D., Rabinovitch, R., Davison, P. J., Dvir, O., Zuber, D., Ucko, M., Angel, D. and Gordin, H. (1996)

- Seaweed biofilters as regulators of water quality in integrated fish-seaweed culture units. *Aquaculture* **141**, 183-199.
- Nurdogan Y. and Oswald W.J., (1995). Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. *Water Sciences and Technology* 31: 33-43.
- Oswald W. J. (1988) Large-scale algal culture systems (engineering aspects). In: *Microalgal biotechnology* (Borowitzka M. A. and Borowitzka L. J.), pp. 357-394. Cambridge University Press.
- Picot B., El Halouani H., Casellas C., Moersidik S. and Bontoux J. (1991) Nutrient removal by high rate pond system in a mediterranean climate (France *Water Sciences and Technology* **23**, 1535-1541.
- Sfriso A., Pavoni B. and Marcomini A. (1989) Macroalgae and phytoplankton standing crops in the central Venice lagoon : primary production and nutrient balance. *Sciences Total Environment* **80**, 139-159.
- Smith D.H., Horn, A.J. and Bloesch, J. (1988). Experimental measurement of resource competition between planktonic microalgae and macroalgae (seaweeds) in mesocosms simulating the San Francisco bay-estuary, California. *Hydrobiologia*, 159: 259-269.
- Treguer P. and Le Corre P. 1974. *Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer. Utilisation de l'autoanalyseur II, Technicon®*, Université de Bretagne Occidentale (Publisher), Brest, France. 110 p.
- Vandermeulen H. and Gordin H. (1990) Ammonium uptake using *Ulva* (Chlorophyta) in intensive fishpond systems : mass culture and treatment of effluent. *Journal of Applied Phycology* **2**, 363-374.
- Villon N., Phelepp C. and Martin Y. (1989). Traitement et valorisation des eaux usées de bassins d'élevage de poissons marins: production de plancton et utilisation en élevages larvaires de loups ou de daurade. *Vie Marine*, **10**, 39-50.
- Wetzel R. G. 1983 *Limnology*. Saunders College Publishing, Fort Worth, USA, 767p.

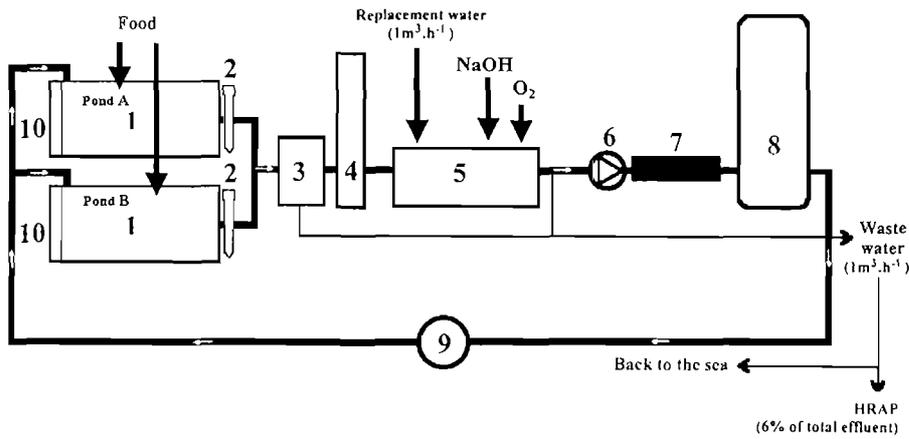


figure 1: Diagram of the recirculating rearing system.

1: farm tank; 2: particle separator; 3: mechanical filter; 4: CO₂ stripping system; 5: pumping tank; 6: pumps; 7: UV lights; 8: nitrifying biofilter; 9: heat-cold exchanger; 10: oxygen supply system.

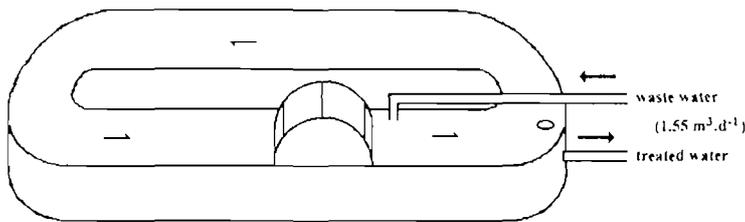


figure 2: The outdoor high rate algal pond unit.

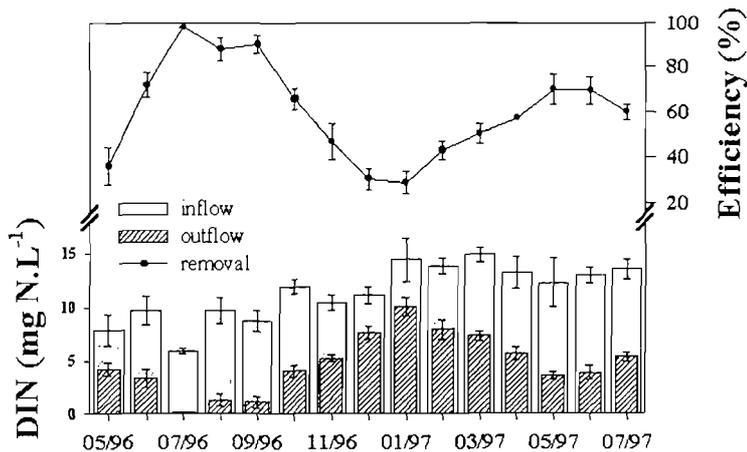


figure 3: Monthly (mean ± SE) Dissolved Inorganic Nitrogen (DIN) concentration and removal efficiency in the treatment pond.

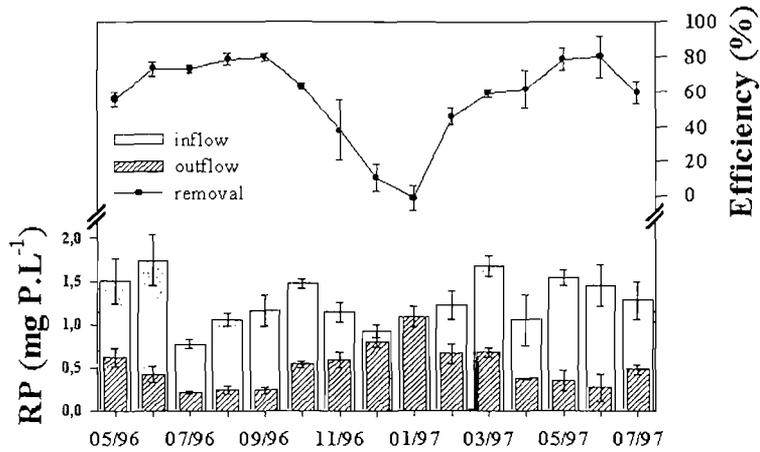


figure 4: Monthly (mean \pm SE) Reactive Phosphorus (RP) concentration and removal efficiency in the treatment pond.

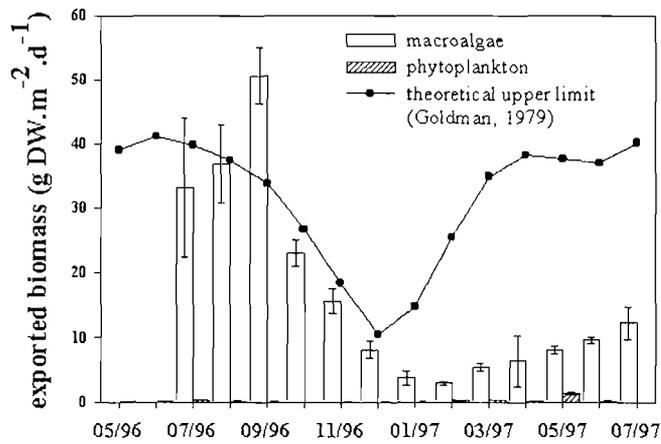


figure 5: Seasonal variations of the total exported algal biomass and of its theoretical upper limit (see text).

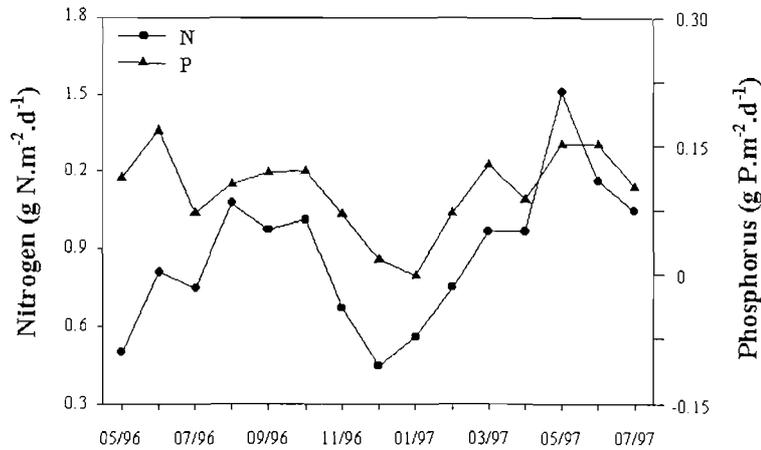


figure 6: Seasonal variations of dissolved N and P assimilated per unit area ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) in the HRAP pond.

Table 1: Monthly environmental data at the experimental site (from Météo France and our measurements).

Month	PAR ($\text{E.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$)	Air temperature ($^{\circ}\text{C}$)	Water temperature ($^{\circ}\text{C}$)	Inlet salinity (g.L^{-1})	Rainfall (mm.month^{-1})
May 96	52,0	16,8	19,0	37	26
Jun 96	59,3	22,2	26,5	40	27
Jul 96	54,6	23,7	25,1	36	29
Aug 96	47,0	22,6	23,9	36	63
Sep 96	37,5	17,9	18,5	39	64
Oct 96	23,9	15,4	16,0	37	52
Nov 96	14,3	10,6	11,5	34	92
Dec 96	8,6	8,4	10,3	31	165
Jan 97	11,3	7,0	8,2	28	134
Fev 97	22,1	9,6	10,2	33	3
Mar 97	40,2	13,1	15,5	37	0
Apr 97	49,8	14,1	16,5	39	12
May 97	47,9	17,6	18,6	36	27
Jun 97	45,8	20,2	21,6	35	129
Jul 97	56,1	23,1	24,3	38	16