

Mars 2003



REGION
LANGUEDOC
ROUSSILLON

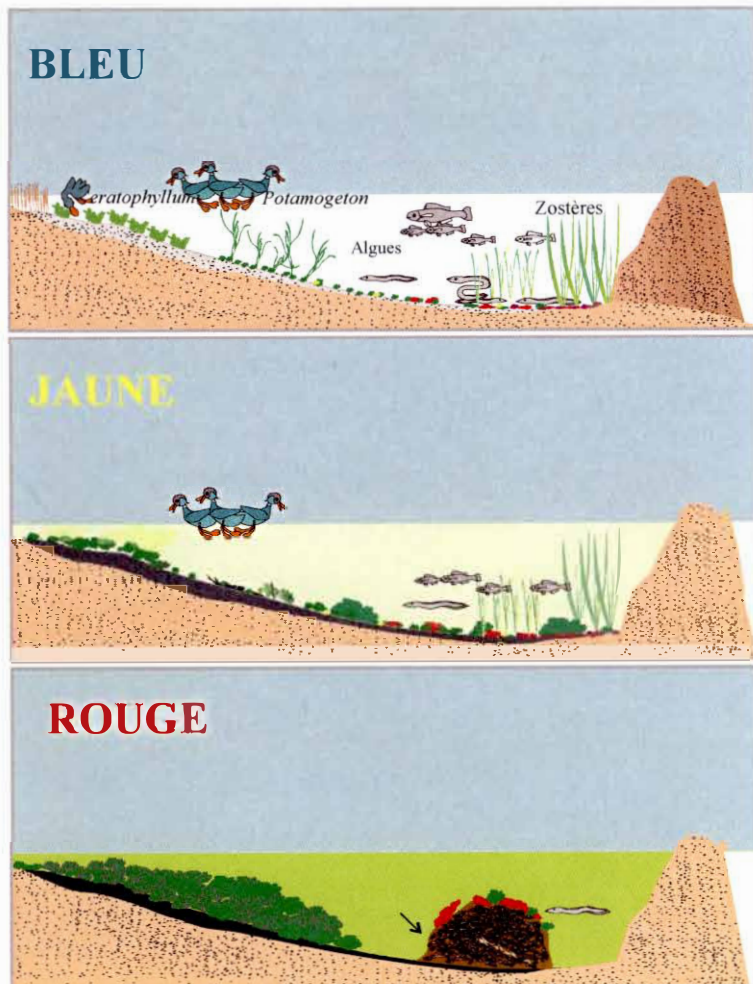


Cépralmar

Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon

Bilan des résultats 2002

Ifremer



Type de rapport : RST	
Numéro d'identification du rapport : DEL/LER-LR/RST/03-RSL03	date de publication mars 2003
Diffusion : libre <input checked="" type="checkbox"/> restreinte <input type="checkbox"/> interdite <input type="checkbox"/>	nombre de pages 523
Validé par : L. Loubersac Comité de Pilotage RSL	bibliographie (Oui / Non)
	illustration(s) (Oui / Non)
	langue du rapport français
Titre et sous-titre du rapport : Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon. Bilan des résultats 2002.	
Titre traduit : Lagoon Monitoring Network of Languedoc-Roussillon (France). Annual report 2002.	
Auteur(s) principal(aux) : nom, prénom Thierry Laugier Annie Fiandrino Philippe Souchu Laurent Benau	Organisme / Direction / Service, laboratoire Ifremer/DEL/Sète
Collaborateur(s) : nom, prénom Cf. liste pages introduction	Organisme / Direction / Service, laboratoire Cf. liste pages introduction
Organisme commanditaire : Conseil Régional du Languedoc-Roussillon – Avenue de la Pompignane – 34000 Montpellier Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse – Parc du Millénaire – 34000 Montpellier	
Titre du contrat : Réseau de suivi Lagunaire	n° de contrat Ifremer 00/1213757/TF
Organisme(s) réalisateur(s) : Institut Français de Recherche pour l'Exploitation durable de la Mer (Ifremer) Bd Jean Monnet – BP 171 – 34200 Sète.	
Responsable scientifique : Thierry Laugier Ifremer/DEL /LER-LR	
Cadre de la recherche :	
Programme :	Convention : 00/3210168/F
Projet : C14017 – Réseau de Suivi Lagunaire	Autres (préciser) :

Résumé :

Les nombreuses lagunes qui bordent le littoral du Languedoc-Roussillon sont soumises à de fortes pressions anthropiques. Le Réseau de Suivi Lagunaire, fruit d'un partenariat entre Ifremer, la Région Languedoc-Roussillon et l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse (2000-2006), s'attache à établir annuellement un diagnostic de la qualité environnementale de 21 lagunes du Languedoc-Roussillon. Ce réseau répond à deux objectifs :

- La surveillance qui se décline en un suivi systématique de l'état vis-à-vis de l'eutrophisation et en des suivis particuliers à chaque écosystème en concertation avec les structures locales de gestion.
- L'aide à la gestion (application modèle, information synthétique, appui scientifique) aux structures locales.

Ce rapport rassemble les actions programmées dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire en 2002 :

- Une restitution par lagune de l'ensemble de ces suivis est proposée et complétée par les résultats des réseaux opérés par l'Ifremer sur tout ou partie de ces écosystèmes (REMI, REPHY, RNO, RINBIO, REMORA, REPAMO).
- Une première ébauche, en vue de l'élaboration d'un outil d'aide à la gestion des apports des stations d'épuration aux lagunes du Languedoc-Roussillon, est présentée. Ce travail est basé sur la recherche de relations existant entre les apports issus des rejets domestiques et les concentrations en sels nutritifs mesurées dans l'eau et les sédiments des lagunes.
- Une opération de criblage (screening) de la qualité des sédiments lagunaires a été entreprise à partir d'un test de toxicité basé sur les effets qu'un sédiment contaminé peut avoir sur le développement embryo-larvaire des huîtres. Les résultats présentés ici mettent en évidence des risques dans des secteurs déjà connus pour être impactés par les contaminants métalliques et/ou organiques. Cette étude complète et confirme le panorama des niveaux de présence des contaminants persistants établi par le RNO et le RINBIO.

Abstract :

The numerous coastal lagoons lining the Languedoc-Roussillon mediterranean coast undergone high anthropic pressure. The Lagoon Monitoring Network as a result of partnership between Ifremer, the Languedoc-Roussillon Regional Council and the Rhône Méditerranée Corse Water Agency, apply to provide yearly a diagnostic of the environmental quality of 21 lagoons. This network has two main goals :

- The monitoring of the state of the lagoon with regards to eutrophication and some specific survey in co-ordination with local managers.
- Management support (model simulation, synthetic information, scientific support) towards local managers.

This annual report gathers results of the actions planned in 2002 within the Network :

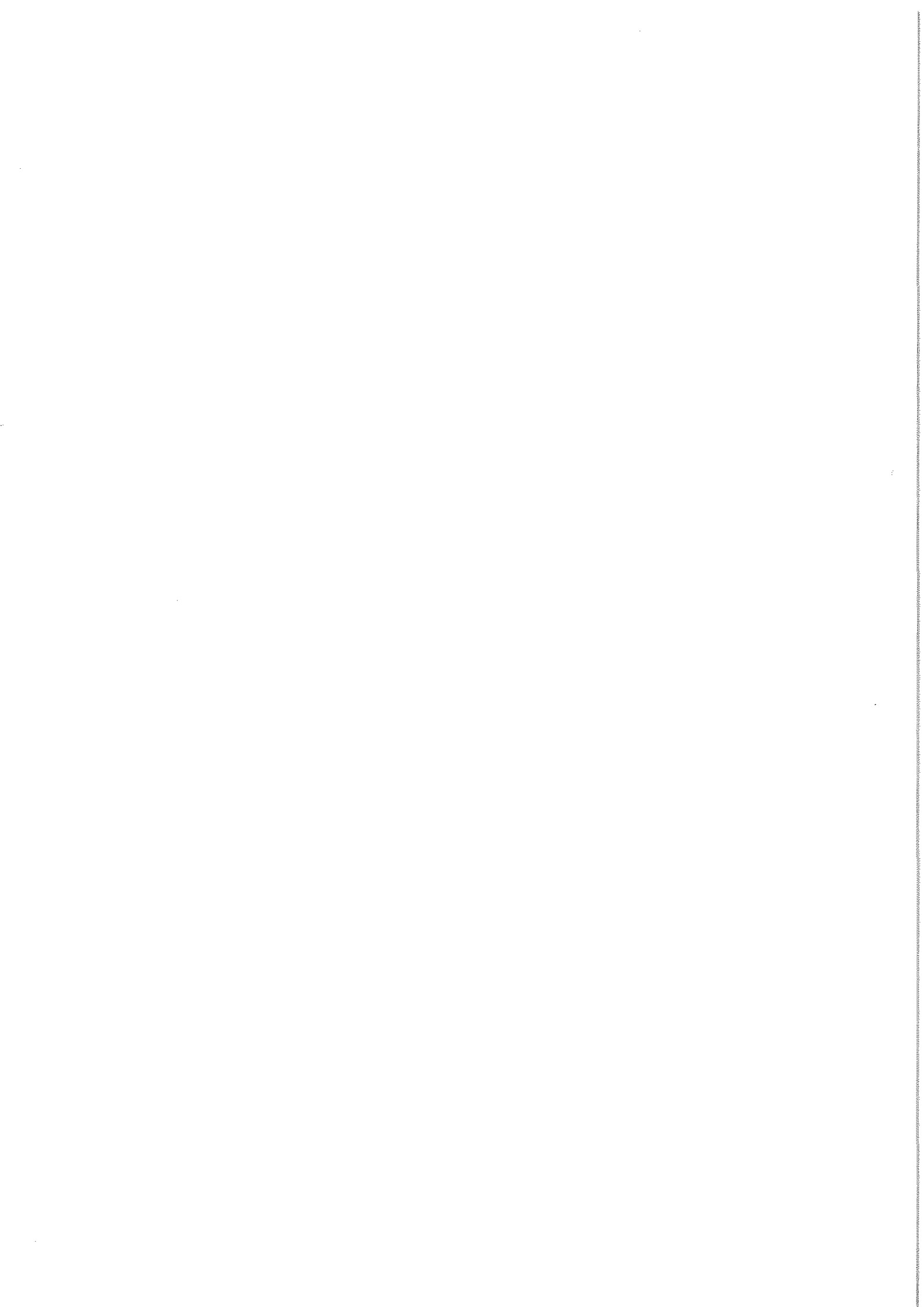
- For each lagoon excosystem, results of eutrophication monitoring a well as the results of the other coastal monitoring networks operated by Ifremer (REMI, REPHY, RNO, RINBIO, REMORA, REPAMO).
- A preliminary development of a tool for managing domestic waste waters as eutrophication sources of the lagoons of Languedoc-Roussillon. This study is based on the research of relationships between domestic input loads and water and sediments concentrations in lagoons.
- A screening approach of lagoon sediments quality has been carried out based on a toxicity bioassay of larval oyster development. The results are consistant with our knowledge of contamination (heavy metals and organic compounds) of these lagoons.

Mots-clés :

Lagunes littorales, Méditerranée, eutrophisation, diagnostic, surveillance, gestion.

Keywords :

Coastal lagoon, Mediterranean, eutrophication, diagnostic, monitoring, management

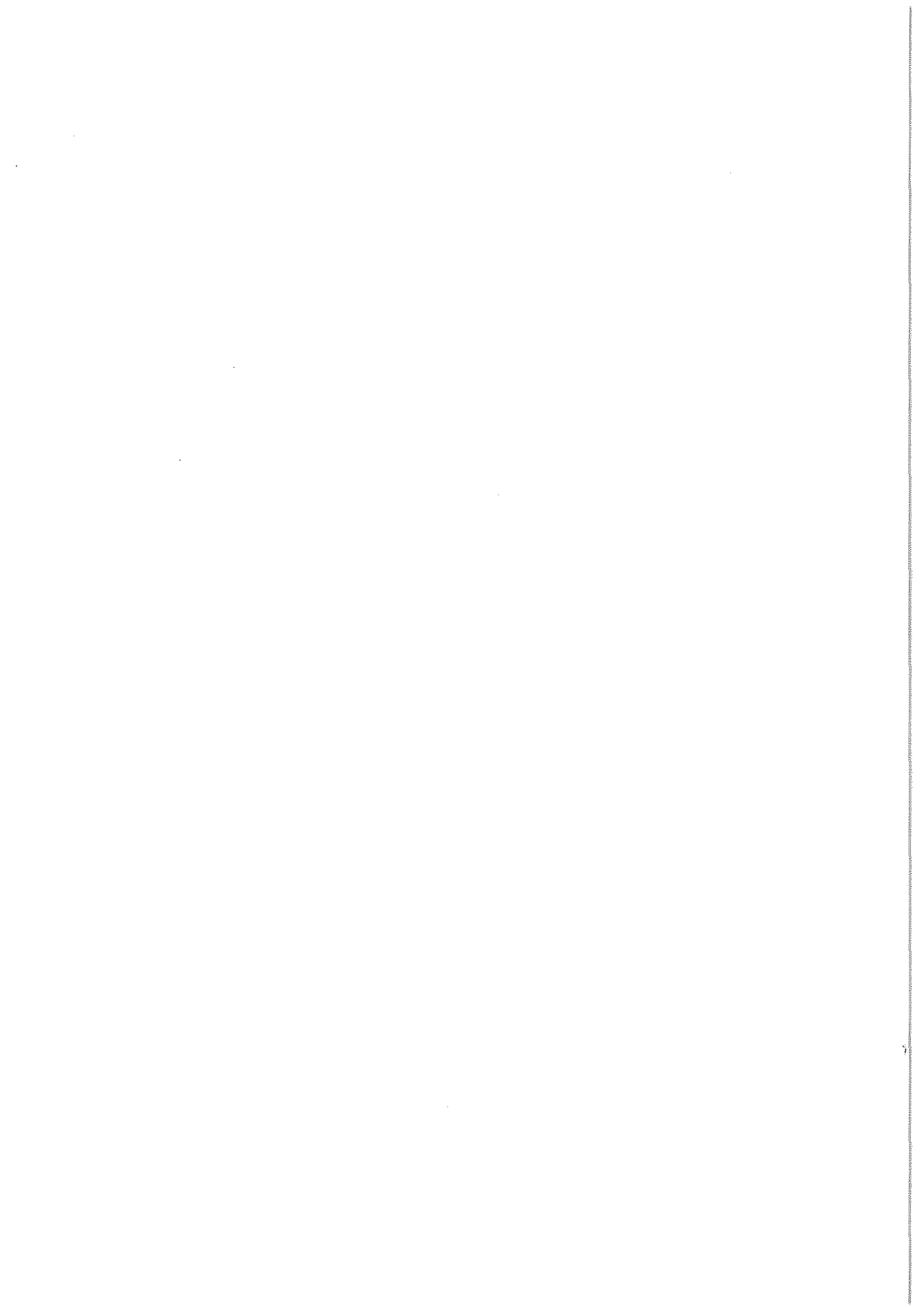


Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon

Bilan des résultats 2002

En cas d'utilisation de données ou d'éléments de ce rapport, il doit être cité sous la forme suivante :

Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2002. Rapport RSL-03/2003, 523 p.



Préambule

Ce rapport rassemble les actions programmées dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire en 2002.

Un diagnostic de l'eau et du phytoplancton a été réalisé sur l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon suivies dans le cadre du réseau.

Les résultats du diagnostic complet et du suivi annuel de la colonne d'eau (de septembre 2001 à septembre 2002) réalisés sur les lagunes de Canet-Saint Nazaire, La Palme, Vendres, Grand Bagnas, Ponant et Médard sont également présentés. Ces travaux complètent et achèvent le « premier tour d'horizon », vis-à-vis de l'eutrophisation, de l'état des 22 lagunes suivies.

Une restitution par lagune de l'ensemble de ces suivis est proposée et complétée par les résultats des réseaux opérés par l'Ifremer sur tout ou partie de ces écosystèmes (REMI, REPHY, RNO, RINBIO, REMORA, REPAMO).

Une attention particulière a été portée, au cours de cette année 2002, aux impacts des rejets des stations d'épuration sur la qualité des milieux lagunaires. Les conclusions de ces différentes études sont présentées dans ce rapport :

- le suivi particulier des apports polluants dus aux STEP mis en place en 2000 sur la lagune de Salses-Leucate a été poursuivi et débuté sur la lagune de Bages-Sigean. Cette étude a permis de connaître la pollution nette arrivant dans le milieu récepteur et, par suite, de hiérarchiser les contributions effectives de chacune des STEP.*
- le modèle hydrodynamique préexistant sur la lagune de Thau a été utilisé durant cette année afin d'estimer les flux minimaux, engendrés par les stations d'épuration, susceptibles d'entraîner des contaminations bactériennes non négligeables des zones conchylicoles.*

En outre, une première ébauche en vue de l'élaboration d'un outil d'aide à la gestion des apports des stations d'épuration aux lagunes du Languedoc-Roussillon, réalisée dans le cadre d'un stage Cépralmar-Ifremer, est également présentée. Ce travail est basé sur la recherche de relations existant entre les apports issus des rejets des stations d'épuration et les concentrations en sels nutritifs mesurées dans l'eau et les sédiments des lagunes.

L'année 2002 a également permis l'application du modèle hydrodynamique sur les lagunes de Salses-Leucate et Bages-Sigean. Les premières simulations de circulation des masses d'eau dans ces 2 complexes sont présentées.

Une opération de criblage (screening) de la qualité des sédiments lagunaires a été entreprise à partir d'un test de toxicité basé sur les effets qu'un sédiment contaminé peut avoir sur le développement embryon-larvaire des huîtres. Les résultats présentés ici mettent en évidence des risques dans des secteurs déjà connus pour être impactés par les contaminants métalliques et/ou organiques. Cette étude complète et confirme le panorama des niveaux de présence des contaminants persistants établi par le RNO et le RINBIO.

Un carottage a été réalisé dans les sédiments de l'étang de Bages-Sigean et de ceux du Méjean afin d'une part, de rechercher des valeurs de référence pour les niveaux de présence des métaux et polluants organiques dans les sédiments profonds et d'autre part, de connaître l'évolution chronologique de ces niveaux au cours des siècles passés. Les conclusions de cette étude feront l'objet d'un rapport annexe.

Responsables des secteurs géographiques pour l'Ifremer en 2002 :

<i>Laurent BÉNAU</i>	<i>: Thau et Bagnas</i>
<i>Annie FIANDRINO</i>	<i>: Narbonnais et Vendres</i>
<i>Thierry LAUGIER</i>	<i>: Canet-St Nazaire, Salses-Leucate et La Palme</i>
<i>Philippe SOUCHU</i>	<i>: Palavasiens, Or, Ponant et Médard</i>

Liste des personnes ayant collaboré au programme RSL 2002

NOMS		ORGANISMES
ABADIE Eric		
ALZIEU Claude	LAUGIER Thierry	
BENAU Laurent	LAUQUE Vanessa	
CARRERAS Antoni	LAURENT Christian	
CESMAT Ludovic	LOUBERSAC Lionel	
CHIANTELLA Claude	LEMSANNI Abdellah	
DAGAULT Françoise	MESSIAEN Gregory	
DUPRE Nicolas	PASTOUREAUD Annie	Ifremer – DEL/Sète
FIANDRINO Annie	ROCHEL Elisabeth	
FORTUNE Martine	SENIA Jocelyn	
GALGANI François	SERAIS Ophélie	
GRIMAUX Caroline	SOSPEDRA Colette	
GUILLOU Jean-Louis	SOUCHU Philippe	
GUILLOUET Geneviève	VIDAL Mathilde	
JUGE Claude		
BUESTEL Dominique	OHEIX Jocelyne	
HAMON Pierre-Yves	PICHOT Yves	Ifremer - RA/LCM/Sète
LAGARDE Franck	VERCELLI Catherine	
LE GALL Patrik		
ANDRAL Bruno		Ifremer – DEL/Toulon
STANISIERE Jean-Yves		
AVERTY Bernard		Ifremer – DEL/PC/Nantes
MICHEL Pierre		
BEC Béatrice	PONS Virginie	
COLLOS Yves	VAQUER André	UMII
LAURET Michel		
CLAVIER Jacques		
HUET Martial		IUEM/UBO
PAULET Yves-Marie		
		Hydrologie et Molysmologie Aquatique. Univ. Aix-Marseille II
REBOUILLON Pierre		
DUTRIEUX Eric		
CANOVAS Sophie		Créocéan

Sommaire général

1. Panorama régional du suivi

1. Grilles de lecture de l'eau	5
1.1. De Canet-St Nazaire à Vendres	5
1.2. Du grand Bagnas au Médard	5
2. Diagnostic du phytoplancton.....	15
2.1. De Canet-St Nazaire à Vendres	15
2.2. Du grand Bagnas au Médard	16
3. Conclusion.....	26

2. Etang de Canet ou de Saint-Nazaire

1. Introduction	31
2. Suivi mensuel de la colonne d'eau (2001-2002).....	33
3. Diagnostic de l'eutrophisation.....	36
3.1. Les sédiments	36
3.2. Macrophytes	39
3.3. Diagnostic du phytoplancton.....	40
3.4. Diagnostic de la macrofaune benthique.....	41
3.5. Planche de diagnostic	43
4. Diagnostic de la colonne d'eau	45
4.1. Grille annuelle de lecture de l'eau.....	45
4.2. Grille de lecture de l'eau pour l'été 2002	46
4.3. Evolution depuis 2000.....	48
5. Autres réseaux	49
6. Conclusion.....	50
7. Références bibliographiques	50

3. La lagune de Salses-Leucate

1. Introduction.....	53
2. Diagnostic de l'eau.....	55
2.1. Grille estivale de lecture de l'eau.....	55
2.2. Evolution pluriannuelle.....	56
3. Diagnostic du phytoplancton	57
4. Suivi des stations d'épuration	58
4.1. Qualité des effluents sortants	60
4.2. Estimation des flux.....	62
4.3. Diagnostic par les macrophytes aux alentours de la zone de rejet	66
4.4. Conclusions.....	67
5. Suivi de la pollution par le tributylétain (TBT).....	67
5.1. Echantillonnage.....	68
5.2. Résultats.....	68
5.3. Conclusion	69
6. Autres réseaux de surveillance	69
6.1. Réseau microbiologique (REMI).....	69
6.2. Réseau phytoplancton (REPHY).....	71
6.3. Réseau National d'Observation (RNO).....	74
6.4. Réseau intégrateurs biologiques.....	78
7. Modèle hydrodynamique de Salses-Leucate.....	78
7.1. Description du site	78
7.2. Problématique	79
7.3. Application du modèle MARS 3D.....	80
7.4. Modélisation hydrodynamique.....	82
7.5. Conclusion et perspectives.....	87
8. Conclusion	88
9. Références bibliographiques.....	88

4. Etang de La Palme

1. Introduction.....	95
2. Suivi annuel de la colonne d'eau.....	98

sommaire général

3. Diagnostic complet	99
3.1. Diagnostic des sédiments :	99
3.2. Les macrophytes :	100
3.3. Diagnostic du phytoplancton	103
3.4. Diagnostic de la macrofaune	103
3.5. Planche du diagnostic	104
4. Diagnostic de l'eau	105
4.1. Grille annuelle de lecture de l'eau	105
4.2. Grille de lecture de l'eau pour l'été 2002	106
4.3. Evolution depuis 2000	107
5. Autres réseaux	108
5.1. RNO sédiments	108
5.2. Réseau Intégrateurs Biologiques : RINBIO	109
6. Conclusion	109
7. Bibliographie	110

5. Etang de Bages Sigean

1. Introduction	115
2. Diagnostic de l'eau d'eau	117
2.1. Grille estivale de lecture de l'eau	117
2.2. Evolution pluriannuelle du diagnostic de l'eau	119
2.3. Conclusion	122
3. Diagnostic du phytoplancton	122
3.1. Bages nord	122
3.2. Bages milieu	123
3.3. Bages sud	123
3.4. Conclusion	123
4. Diagnostic simplifié par les macrophytes	124
4.1. Diagnostic simplifié en 2002	124
4.2. Evolution plurielle du compartiment « macrophytes »	126
5. Suivi des stations d'épuration du pourtour de l'étang	130
5.1. Qualité des effluents sortants	131
5.2. Estimation des flux et contribution relative de chaque STEP	135
5.3. Diagnostic simplifié par les macrophytes aux alentours de la zone de rejet	140
5.4. Conclusions et perspectives	141

6. Autres réseaux de surveillance	141
6.1. Réseau phytoplancton (REPHY).....	141
6.2. Réseau National d'Observation (RNO).....	142
6.3. Réseau intégrateurs biologiques (RINBIO)	146
7. Application du modèle sur le site de Bages-Sigean	146
7.1. Description du site	146
7.2. Problématique	148
7.3. Application du modèle MARS 3D.....	148
7.4. Modélisation hydrodynamique.....	149
7.5. Conclusion et perspectives.....	154
8. Conclusion	154
9. Références bibliographiques	155

6. Les étangs de Campagnol–Ayrolle et Gruissan

1. Introduction.....	161
2. Etangs de Campagnol et de l'Ayrolle.....	163
2.1. Diagnostic de l'eau.....	163
2.2. Diagnostic du phytoplancton.....	166
2.3. Diagnostic simplifié par les macrophytes	167
2.4. Bioconstructions du ver <i>Ficopomatus enigmaticus</i> (cascaills).....	169
3. Etang de Gruissan.....	170
3.1. Diagnostic de l'eau et du phytoplancton	170
3.2. Diagnostic simplifié par les macrophytes	172
4. Autres réseaux.....	173
4.1. RNO sédiments	173
4.2. RINBIO – Etang de l'Ayrolle	175
5. Conclusions.....	175
6. Références bibliographiques.....	176

7. L'étang de Vendres

1. Introduction	181
2. Suivi annuel de la colonne d'eau	184
3. Diagnostic complet	185
3.1. Diagnostic des sédiments :	185
3.2. Les macrophytes :	188
3.3. Diagnostic du phytoplancton	189
3.4. Diagnostic de la macrofaune	190
3.5. Planche du diagnostic	192
4. Diagnostic de l'eau	193
4.1. Grille de lecture de l'eau annuelle	193
4.2. Grille de lecture de l'eau pour l'été 2002	194
4.3. Evolution du diagnostic de l'eau	195
5. Conclusion	196
6. Références bibliographiques	197

8. Etang du Bagnas

1. Introduction	203
2. Suivi annuel de la colonne d'eau	205
3. Diagnostic complet	207
3.1. Diagnostic des sédiments :	207
3.2. Diagnostic des macrophytes :	210
3.3. Diagnostic du phytoplancton	211
3.4. Diagnostic de la macrofaune benthique.....	211
3.5. Planche du diagnostic	213
4. Diagnostic de l'eau	214
4.1. Grille de lecture annuelle (2001-2002).....	214
4.2. Grille de lecture de l'eau pour l'été 2002	214
4.3. Evolution du diagnostic de l'eau depuis 2000.....	215
5. Conclusion	216
6. Références bibliographiques	217

9. Etang de Thau

1. Introduction.....	223
2. Diagnostic de l'eau.....	226
2.1. Grille estivale de lecture de l'eau.....	226
2.2. Evolution pluriannuelle du diagnostic de l'eau.....	230
3. Diagnostic du phytoplancton	232
4. Réseaux mollusques	234
4.1. Réseau de suivi REMORA.....	234
4.2. Réseau de suivi REPAMO	235
5. Qualité bactériologique	238
5.1. Réseau microbiologique (REMI)	238
5.2. Simulation des rejets théoriques des STEP du bassin versant de Thau.....	243
6. Phytoplancton toxique.....	259
6.1. Réseau phytoplancton toxique (REPHY).....	259
6.2. Programme de recherche <i>Alexandrium</i>	261
7. Suivi de la pollution par le tributylétain (TBT).....	264
7.1. Contamination des eaux	264
7.2. Imposex.....	266
7.3. Chambrage des coquilles d'huîtres	269
7.4. Simulation du devenir des apports suspectés	271
7.5. Conclusion	276
8. Contamination chimique.....	277
8.1. Le réseau national d'observation (RNO)	277
8.2. Réseau Intégrateurs biologiques (RINBIO).....	282
9. Conclusion générale.....	282
10. Références bibliographiques.....	283

10. Le Canal du Rhône à Sète

1. Introduction.....	289
2. Hydrologie générale.....	291
3. Diagnostic de l'eau.....	295
4. Diagnostic du Phytoplancton.....	304
5. Conclusion.....	306

11. Les étangs palavasiens

1. Introduction.....	313
2. Suivi mensuel sur une année.....	315
2.1. L'étang d'Ingril.....	315
2.2. Etang de Vic.....	321
2.3. Etang de Pierre-Blanche.....	321
2.4. Etang de l'Arnel.....	321
2.5. Etang du Prévost.....	322
2.6. Etang de Méjean-Pérols.....	329
2.7. Etang du Grec.....	329
2.8. Bilan.....	329
3. Diagnostic de l'eau.....	329
4. Diagnostic du phytoplancton.....	345
5. Autres réseaux.....	347
5.1. Réseau microbiologique (REMI) – Etang de Prévost.....	347
5.2. Réseau phytoplancton (REPHY).....	348
5.3. Réseau national d'observation (RNO).....	349
5.4. Réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO).....	353
6. Suivi du TBT – Etang du Prévost.....	354
7. Conclusion.....	355
8. Références bibliographiques.....	355

12. L'étang de l'Or

1. INTRODUCTION	361
2. DIAGNOSTIC DE L'EAU.....	363
3. PHYTOPLANCTON.....	364
4. DIAGNOSTICS SIMPLIFIÉS PAR LES MACROPHYTES	365
4.1. POPULATIONS DE MACROPHYTES.....	365
4.2. DIAGNOSTIC 2002.....	367
4.3. ÉTATS ANTÉRIEURS ET ÉVOLUTION DES MACROPHYTES	367
5. BIOCONSTRUCTIONS DE <i>FICOPOMATUS ENIGMATICUS</i> (CASCAILS).....	369
6. AUTRES RÉSEAUX	371
6.1. RNO SÉDIMENTS	371
6.2. RÉSEAU INTÉGRATEURS BIOLOGIQUES (RINBIO).....	373
7. CONCLUSION	373
8. RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIQUE	373

13. L'étang du Médard

1. Introduction.....	379
2. Suivi mensuel de l'eau pendant un an.....	382
3. Diagnostic complet.....	383
3.1. Sédiments	383
3.2. Phytoplancton	385
3.3. Macrophytes.....	385
3.4. Macrofaune benthique.....	387
3.5. Planche de diagnostic des résultats	388
4. Diagnostic de l'eau.....	389
5. Conclusion	391
6. Références bibliographiques.....	392

14. L'étang du Ponant

1. Introduction.....	397
2. Suivi mensuel de l'eau pendant un an	400
3. Diagnostic complet	401
3.1. Sédiments	401
3.2. Macrophytes	404
3.3. Phytoplancton.....	405
3.4. Macrofaune benthique.....	406
3.5. Planche de diagnostic	407
4. Diagnostic de la colonne d'eau	408
5. Autres réseaux.....	410
5.1. Réseau phytoplancton (REPHY).....	410
5.2. Réseau Intégrateur Biologiques (RINBIO)	411
6. Conclusion.....	411
7. Références bibliographiques	411

15. Impact des rejets de stations d'épuration sur les milieux lagunaires méditerranéens (première approche)

1. INTRODUCTION.....	417
2. Matériels et méthodes	419
2.1. Sélection des lagunes.....	419
2.2. Délimitation du bassin versant des lagunes	419
2.3. Inventaire des populations.....	420
2.4. Recensement des stations d'épuration et Système d'Informations Géographiques...	422
2.5. Estimations des apports d'azote et de phosphore	422
2.6. Relations entre les mesures du RSL et les estimations des apports issus des rejets domestiques	428
3. Résultats et discussion.....	429
3.1. Communes.....	429
3.2. Populations	429
3.3. Stations d'épuration.....	438

3.4. Estimations des apports issus des stations d'épuration	444
3.5. Relations apports du bassin versant/données du RSL	452
4. Conclusions et perspectives.....	459
5. Références bibliographiques.....	461

16. Evaluation de la réponse globale des sédiments dans les lagunes languedociennes à un bioessai : développement larvaire de l'huître creuse *Crassostrea gigas* en présence d'élutriats de sédiments.

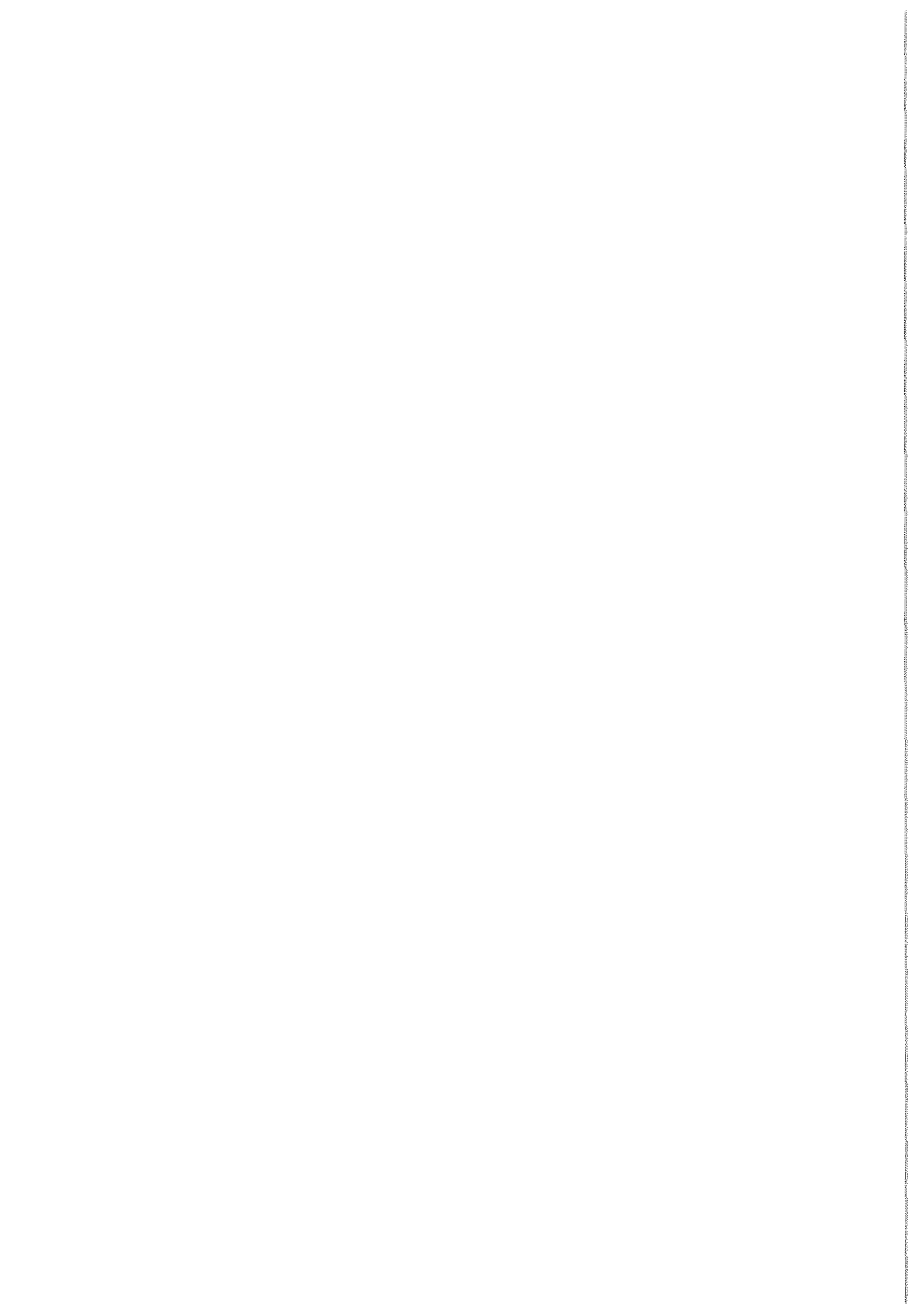
1. Introduction, problématique.....	467
1.1. Introduction.....	467
1.2. Risques de pollution par les sédiments	467
1.3. Choix de la méthode de screening.	468
2. Méthodologie.....	469
2.1. Test écotoxicologique : principe du développement larvaire sur élutriat.....	469
2.2. Campagne de terrain.	469
2.3. Test de développement larvaire.	473
2.4. Méthodes de traitement des données.....	475
3. Résultats	477
3.1. Etang de Canet St Nazaire	477
3.2. Etang de Salses-Leucate.....	478
3.3. Etang de La Palme.	478
3.4. Etangs de Bages-Sigean et de Campagnol.....	480
3.5. Etang de Thau	481
3.6. Le complexe palavasien	483
3.7. Etang de l'Or.....	484
3.8. Etang du Ponant	485
4. Conclusion	485
5. Perspectives	487
6. Références bibliographiques.....	488

17. ANNEXES

1. Outil indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes	493
2. Réseau national d'Observation (RNO).....	501
3. Modélisation en milieu lagunaire.....	503
4. Qualité microbiologique des coquillages	513
5. Stations d'épuration du bassin versant de l'étang de Thau.....	519
6. Résultats REPHY 2002 – Phycotoxines.....	522

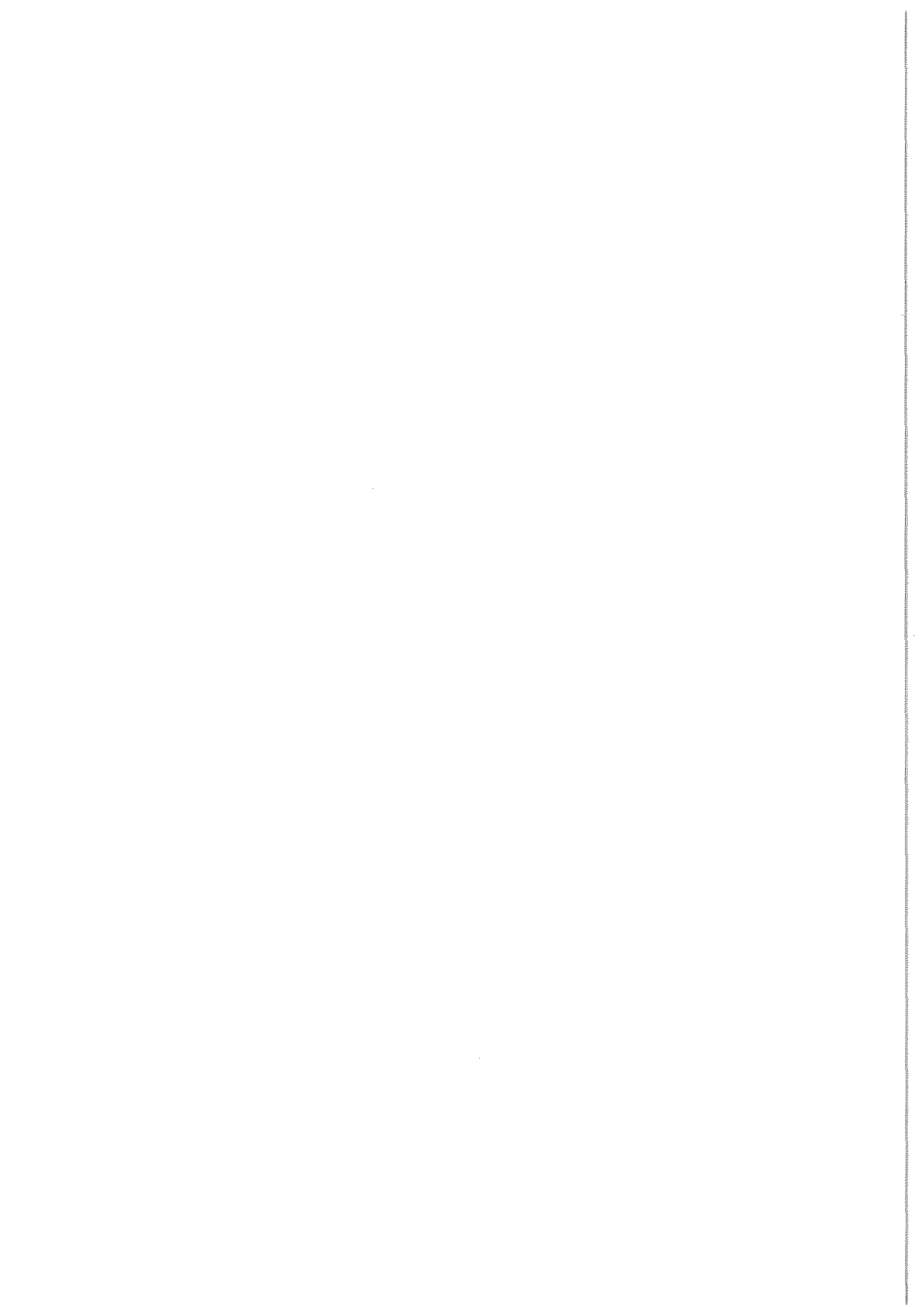


Panorama régional du suivi



sommaire

1. GRILLES DE LECTURE DE L'EAU	5
1.1. DE CANET-ST NAZAIRE À VENDRES	5
1.2. DU GRAND BAGNAS AU MÉDARD.....	5
2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON.....	15
2.1. DE CANET-ST NAZAIRE À VENDRES	15
2.2. DU GRAND BAGNAS AU MÉDARD.....	16
3. CONCLUSION.....	26



1. Grilles de lecture de l'eau

Dans le cas du suivi global de l'eutrophisation, les grilles de lecture ont été établies en juin, juillet et août sur l'eau de 35 stations lagunaires et des 10 stations réparties sur le canal du Rhône à Sète (Fig. 1.1 à 1.8). C'est la deuxième année de diagnostic, l'année 2000 correspondant à une année test (une seule grille remplie).

1.1. De Canet-St Nazaire à Vendres

- Comme en 2001, l'étang de Canet-St Nazaire est en mauvais état par des concentrations très élevées de phosphates. Mais ce mauvais état ne se traduit pas par de fortes densités de phytoplancton pendant tout l'été.
- Dans l'étang de Salses-Leucate, les stations de Leucate Nord (LEN) et Dindille (LED) présentent un très léger excès en ammonium aux mois de juillet et d'août faisant passer l'état très bon à bon. Cette évolution n'est pas significative d'une dégradation de l'étang qui montrait cette même caractéristique en 1999 et 2000.
- L'étang de La Palme présente aussi en 2002 un léger excès d'ammonium qui fait passer l'état du bleu au vert mais cette évolution n'est pas non plus significative et constitue plutôt un retour aux diagnostics de 1999 et 2000.
- Les eaux de la partie nord de l'étang de Bages (BGN) donnent une grille proche de celles obtenues les années précédentes avec un excès de phosphates qui entraîne des états moyens à médiocres. En revanche, une dégradation dans la partie sud est visible à partir de juillet.
- Concernant les autres étangs du complexe narbonnais, ceux de Campagnol et de l'Ayrolle confirment leurs états respectivement mauvais et bon établis en 2001. Les eaux de l'étang de Gruissan ont retrouvé la bonne qualité qu'elles avaient perdue en 2001.
- L'étang de Vendres et le canal en connexion avec l'Aude ont des eaux en mauvais état durant les trois mois de l'été.

1.2. Du grand Bagnas au Médard

- L'étang du grand Bagnas présente un mauvais état par rapport à l'eutrophisation en 2002 mais il reste à l'abri des malaïgues en raison de ses eaux presque douces.
- En 2002, les eaux de l'étang de Thau sont dans un état globalement satisfaisant. Les états moyens permettent la production de phytoplancton nécessaire à la croissance des huîtres.
- Les états médiocres obtenus aux deux stations du canal du Rhône à Sète entre les étangs de Thau et d'Ingril sont dus à une pollution de nitrates en juin.

Les étangs d'Ingril sud et nord, et les eaux du canal situées entre les deux parties, ont vu leur état s'améliorer en 2002 (passage du médiocre au moyen). Les grilles de juillet donnent même des états bons à très bons. Les étangs du complexe palavasien situés un peu plus à l'est (Vic et Pierre Blanche) présentent aussi une amélioration par rapport à 2001, mais dans une moindre mesure. Ces meilleurs résultats proviennent d'une moindre influence des eaux du Lez dans la partie ouest du canal du Rhône à Sète. Les autres étangs palavasiens et l'étang de l'Or sont diagnostiqués en mauvais état, tout comme les eaux du canal avec lesquelles ces étangs rentrent en contact.

- Les étang du Ponant et du Médard donnent aussi de mauvais états mais ces étangs sont moins dégradés que les précédents avec des valeurs seuils plutôt proches de l'état médiocre.

JUIN 2002

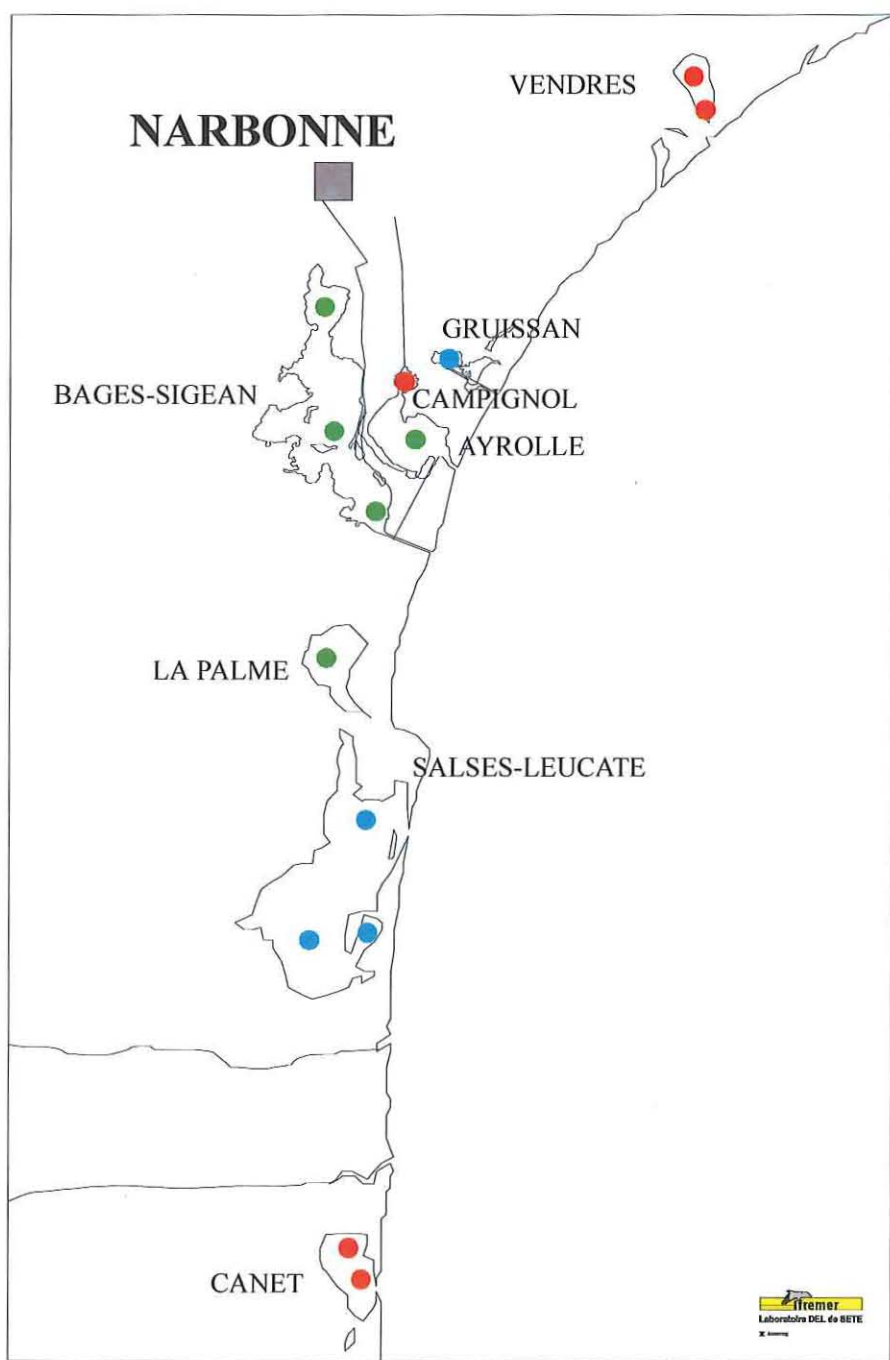


Figure 1.1 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de l'eau en juin 2002 de l'étang de Canet-St-Nazaire à celui de Vendres.

JUILLET 2002

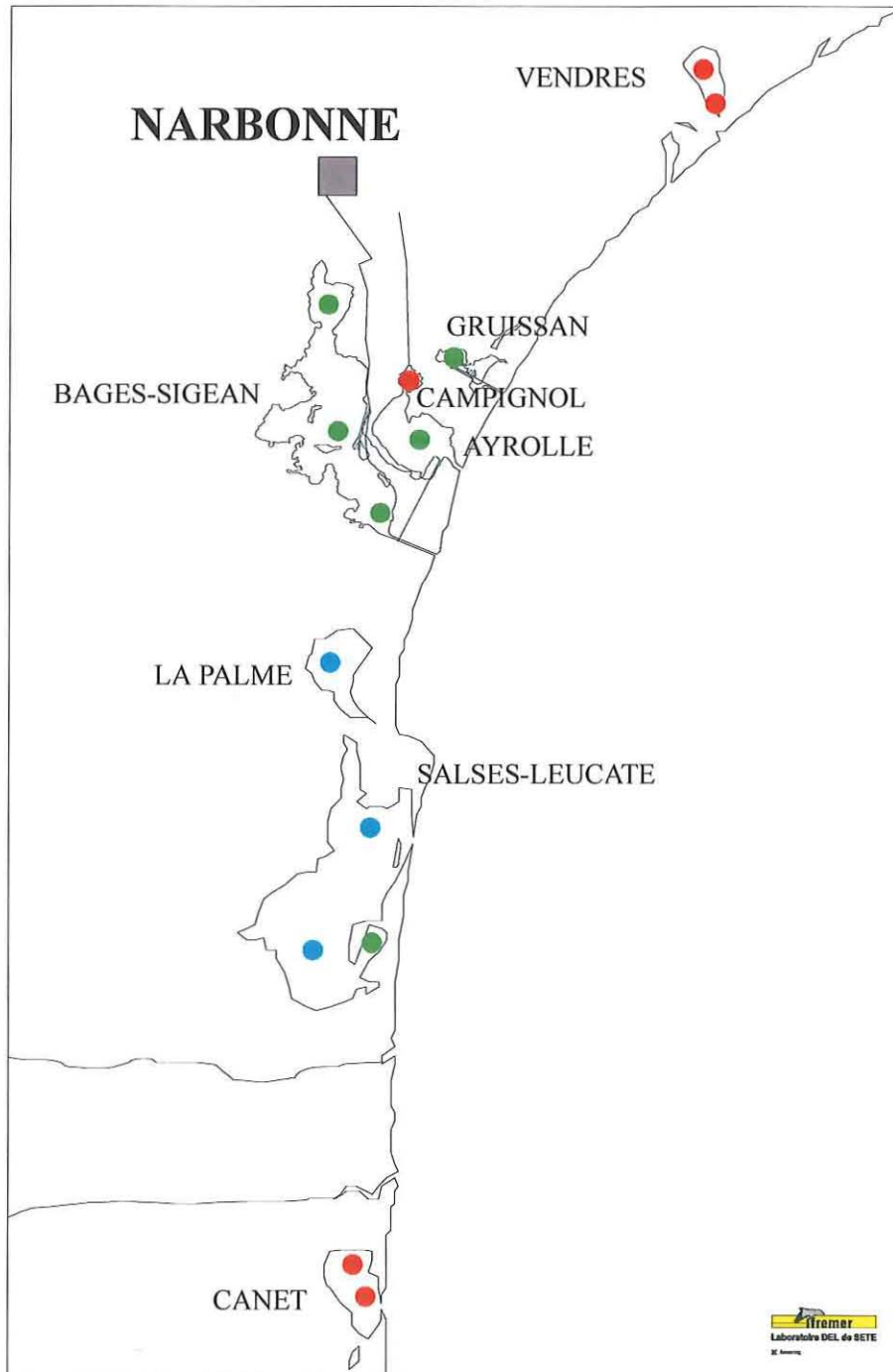


Figure 1.2 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de l'eau en juillet 2002 de l'étang de Canet-St-Nazaire à celui de Vendres.

AOÛT 2002

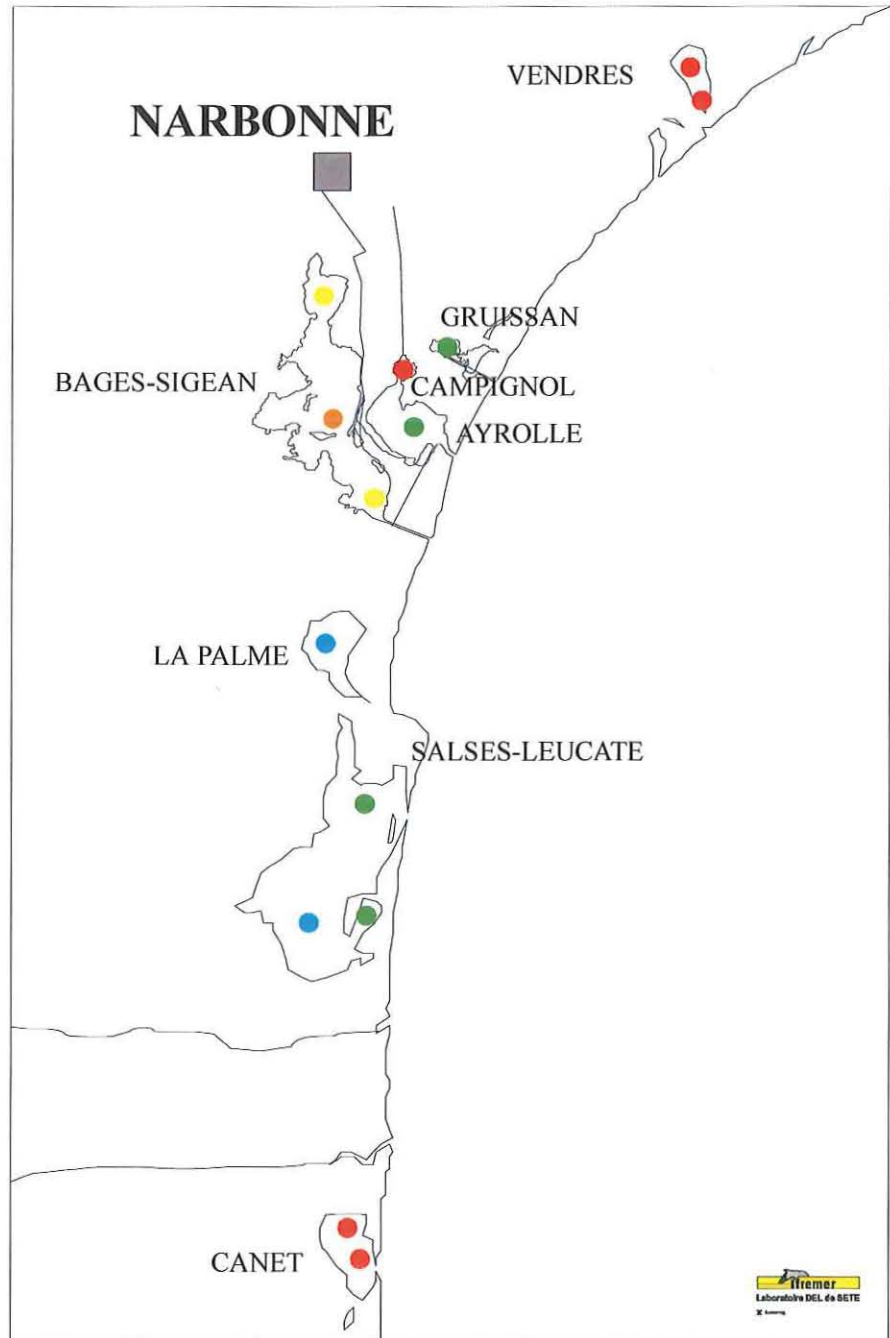


Figure 1.3 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de l'eau en août 2002 de l'étang de Canet-St-Nazaire à celui de Vendres.

ÉTÉ 2002

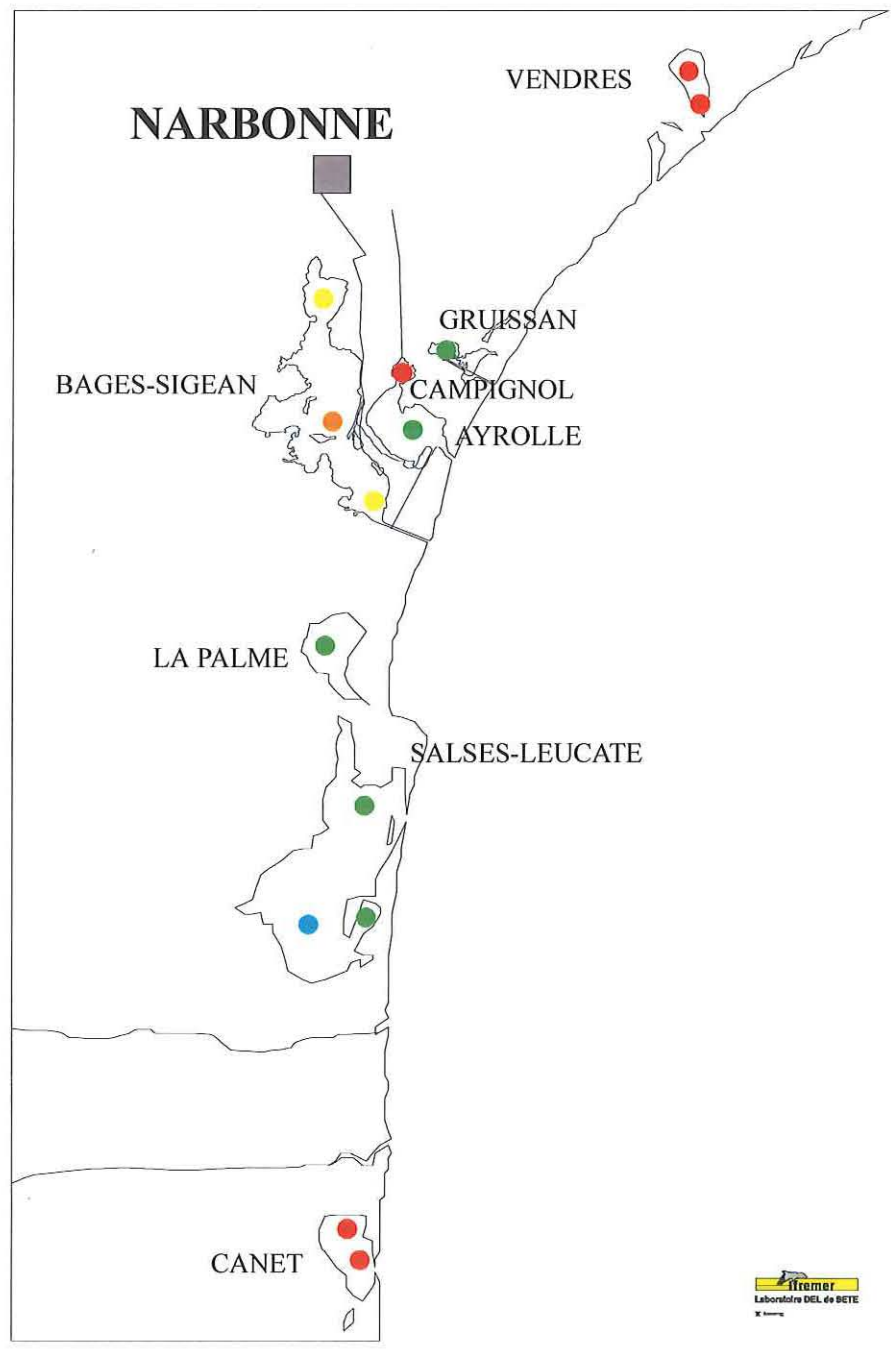


Figure 1.4 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de l'eau en 2002 de l'étang de Canet-St-Nazaire à celui de Vendres.

JUIN 2002

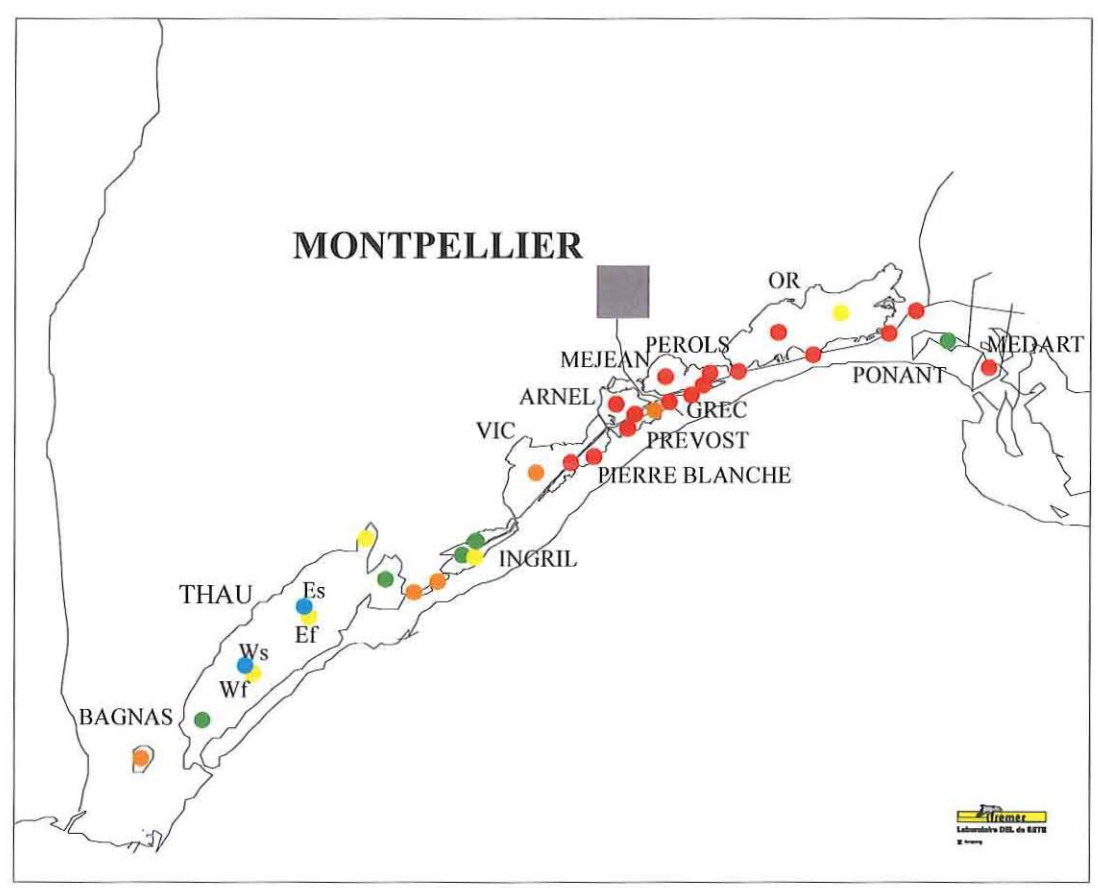


Figure 1.5 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de l'eau en juin 2002 de l'étang du Bagnas à celui du Médard.

JUILLET 2002

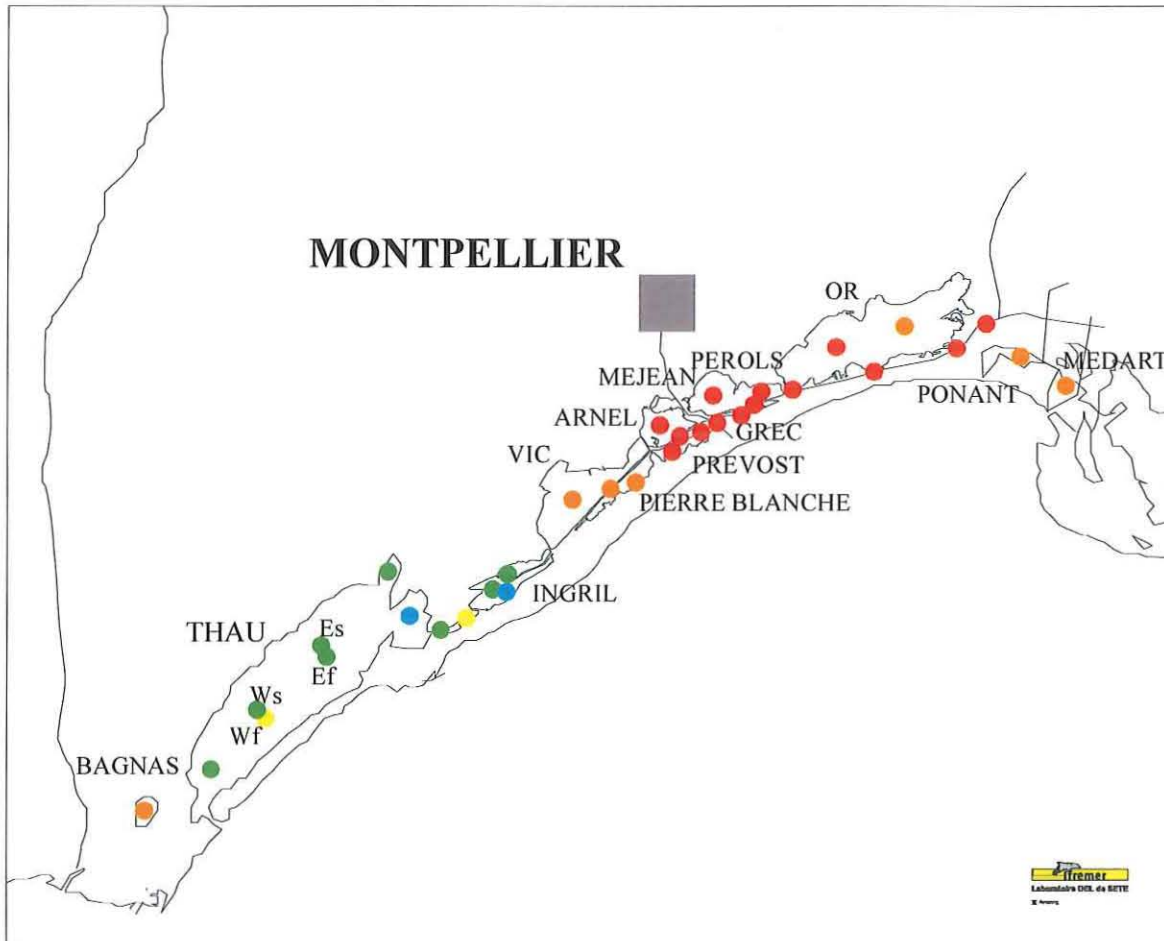


Figure 1.6 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de l'eau en juillet 2002 de l'étang du Bagnas à celui du Médard.

AOÛT 2002

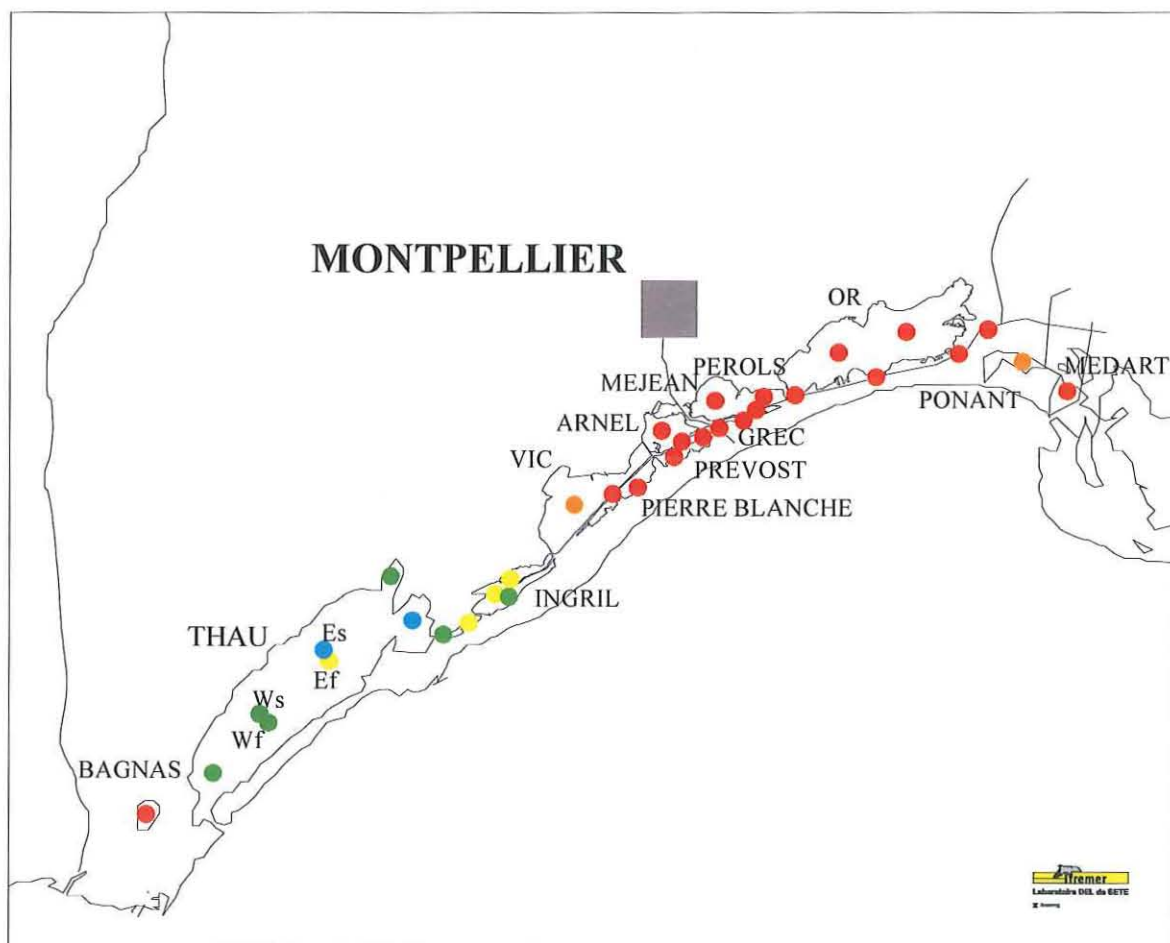


Figure 1.7 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de l'eau en août 2002 de l'étang du Bagnas à celui du Médard.

ÉTÉ 2002

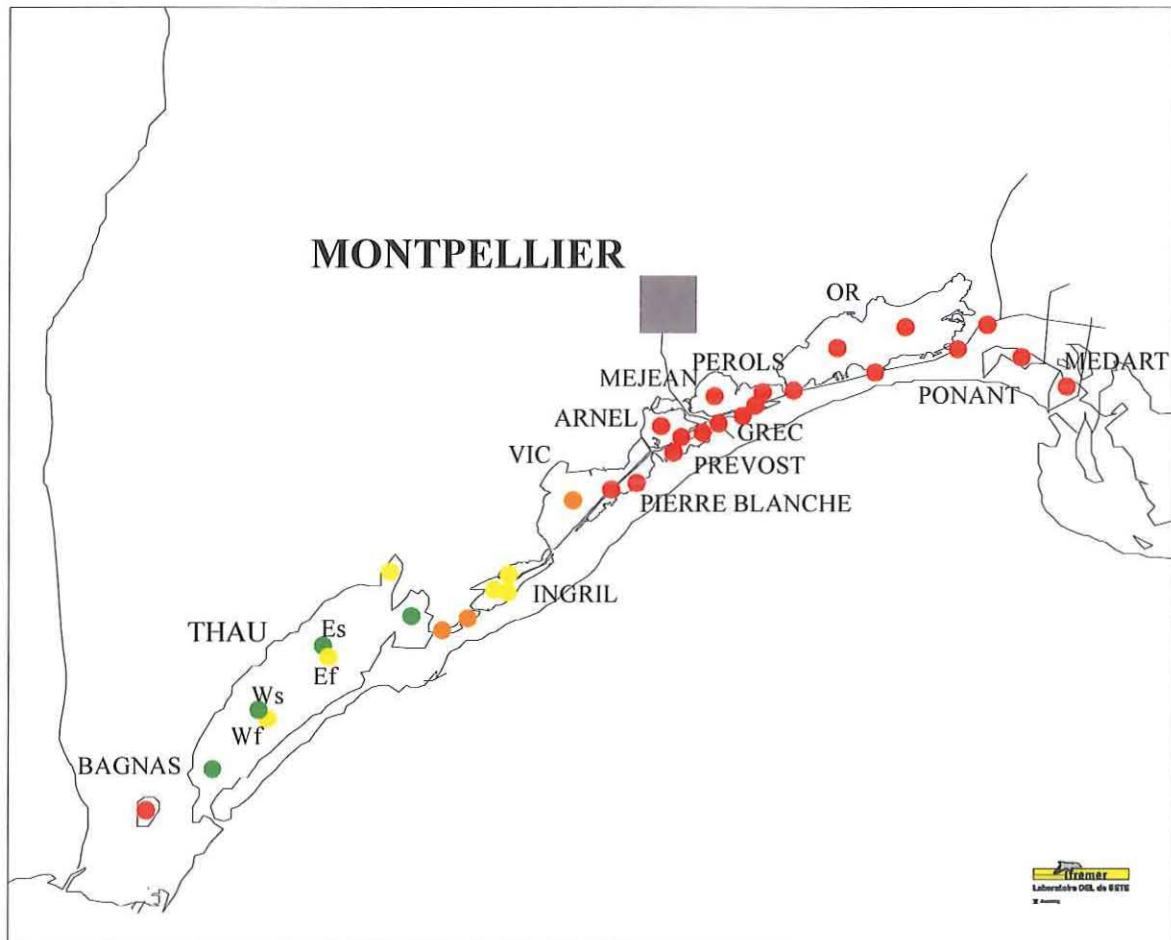


Figure 1.8 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de l'eau en 2002 de l'étang du Bagnas à celui du Médard.

2. Diagnostic du phytoplancton

Le phytoplancton, connu aussi sous l'appellation de « microalgues » constitue encore un monde de l'inconnu pour les chercheurs scientifiques. De nombreuses nouvelles espèces, comme celle trouvée dans l'étang de Thau en 1991, restent encore à découvrir grâce notamment aux progrès de l'observation des organismes microscopiques. Même si des centaines de publications scientifiques voient le jour chaque année sur le phytoplancton, la question : « Pourquoi cette espèce à cet endroit et à cette période ? » risque de rester encore longtemps sans réponse.

L'étude des communautés phytoplanctoniques par cytométrie en flux a permis d'élaborer une grille de diagnostic permettant de renforcer et de préciser l'état donné par la grille de qualité de l'eau. En plus de pouvoir compter séparément les « petites » espèces (picophytoplancton) des plus grandes (nanophytoplancton), la technique utilisée pour compter les cellules, associée à l'identification des différents types de chlorophylles, permet aussi de distinguer certaines grandes familles de phytoplancton. Elle donne donc de précieuses informations sur la qualité des peuplements, contribuant ainsi à mieux comprendre le fonctionnement de nos lagunes.

Les résultats issus des grilles de diagnostic du phytoplancton sont présentés figures 1.9 à 1.16.

2.1. De Canet-St Nazaire à Vendres

- L'étang de Canet-St Nazaire est caractérisé par un état médiocre provenant du nanophytoplancton mais les quantités de cellules mesurées étaient proches du seuil jaune-orange. Le résultat n'est donc pas très différent de celui de 2001 qui classait cette lagune dans un état moyen par le nanophytoplancton.
- Les eaux de la partie sud de l'étang de Salses-Leucate (LES) ont vu se développer en juin une population de petite taille (3 μm) donc de type picophytoplancton mais appartenant au nanophytoplancton selon la grille. Le dénombrement donnait un résultat médiocre mais cependant très proche du seuil moyen/médiocre. Le résultat médiocre ainsi obtenu correspond donc à un double artefact de la grille qui sépare de façon suggestive les tailles et les seuils. Le résultat donné par la grille de diagnostic du phytoplancton ne traduit donc pas une dégradation des eaux. Comme en 2001, les deux stations centrales de l'étang de Salses-Leucate ont révélé des quantités non négligeables de picocyanophytoplancton induisant un état médiocre par addition avec les autres espèces de picophytoplancton. Mais, comme il a été précisé dans le rapport 2001, les espèces appartenant au picocyanophytoplancton sont de très petite taille (< 1 μm). De fortes quantités de ces cellules ne se traduisent pas par de fortes concentrations de chlorophylle. Les biomasses de picocyanophytoplancton peuvent donc être considérées comme négligeables par rapport au reste du picophytoplancton et au nanophytoplancton.

- L'étang de La Palme n'a pas montré de fortes densités de cellules phytoplanctoniques en 2002. En août, le dénombrement du picophytoplancton donnait une valeur légèrement au dessus du seuil bleu/vert. Le picocyanophytoplancton était aussi présent au mois d'août mais les quantités de cellules n'ont pas eu d'influence sur le classement.
- Les comptages dans la partie nord de l'étang de Bages (BGN) donnent des résultats similaires à ceux de 2001 avec un bon état pour le picophytoplancton et une quantité de cellules nanophytoplanctoniques proche du seuil jaune/orange. Les deux stations plus au sud (BGM et BGS) ont de bons états.
- Les grilles élaborées dans les autres étangs du complexe narbonnais confirment les résultats obtenus par les grilles de l'eau. L'étang de l'Ayrolle donne un très bon état avec un comptage de cellules nanophytoplanctoniques à la limite du seuil bleu/vert. Le diagnostic du phytoplancton dans l'étang de Gruissan confirme le retour de cet écosystème à une meilleure qualité avec un état passant du orange au jaune de 2001 à 2002. Enfin, comme en 2001 ; des quantités très faibles de cellules de picocyanophytoplancton ont été mesurées dans l'ensemble du complexe narbonnais.
- L'étang de Vendres, comme en 2002, est caractérisé par de très fortes proliférations phytoplanctoniques avec des comptages en cellules de picophytoplancton près de 3 fois supérieurs au seuil rouge/orange. Le canal en contact avec l'Aude présente une relative amélioration par rapport à 2001 avec un état médiocre.

2.2. Du grand Bagnas au Médard

- L'étang du Bagnas présente une situation originale avec un très bon diagnostic du phytoplancton en opposition avec les concentrations élevées de chlorophylle mesurées notamment au mois d'août. Cette contradiction devrait être levée par une observation plus approfondie de la composition de l'eau (microscopie électronique).
- Comme en 2001 les états donnés par le phytoplancton à Thau sont médiocres pour certaines stations mais ce décalage d'une classe par rapport aux grilles de l'eau (état moyen à bon) traduit la grande capacité de cet écosystème à produire du phytoplancton sans fertilisation excessive. Cette caractéristique fait de l'étang de Thau un site de tout premier ordre pour l'élevage de filtreurs.
- A l'image des résultats obtenus à partir des grilles de l'eau, l'ouest des étangs palavasiens et les stations du canal situées dans ce secteur ont vu leur état s'améliorer en 2002. Pour l'étang d'Ingril, l'état est médiocre par le nanophytoplancton avec des valeurs plutôt proches du seuil jaune/orange, les dénombrements du picophytoplancton restant à un bon état. Pour les étangs de Vic et de pierre Blanche, aucun dénombrement n'a conduit à un mauvais état en 2002. En revanche, plus à l'est et jusqu'à l'étang de l'Or, la plupart des prélèvements a donné un mauvais état, que ce soit pour le

picophytoplancton ou le nanophytoplancton. Comme en 2001, le picocyanophytoplancton était peu représenté en 2002 dans le complexe palavasien. Mais il est remarquable que les quelques densités significatives soient quasiment observées aux mêmes stations d'une année sur l'autre (CANGRE et CANOR).

- Pour l'étang du Ponant, la grille de diagnostic du phytoplancton confirme l'état donné par la grille de l'eau avec un niveau médiocre pour le picophytoplancton et le nanophytoplancton
- En revanche, l'étang du Médard présente une situation différente de 2001 avec de faibles densités de cellules phytoplanctoniques.

NANOPHYTOPLANCTON ÉTÉ 2002

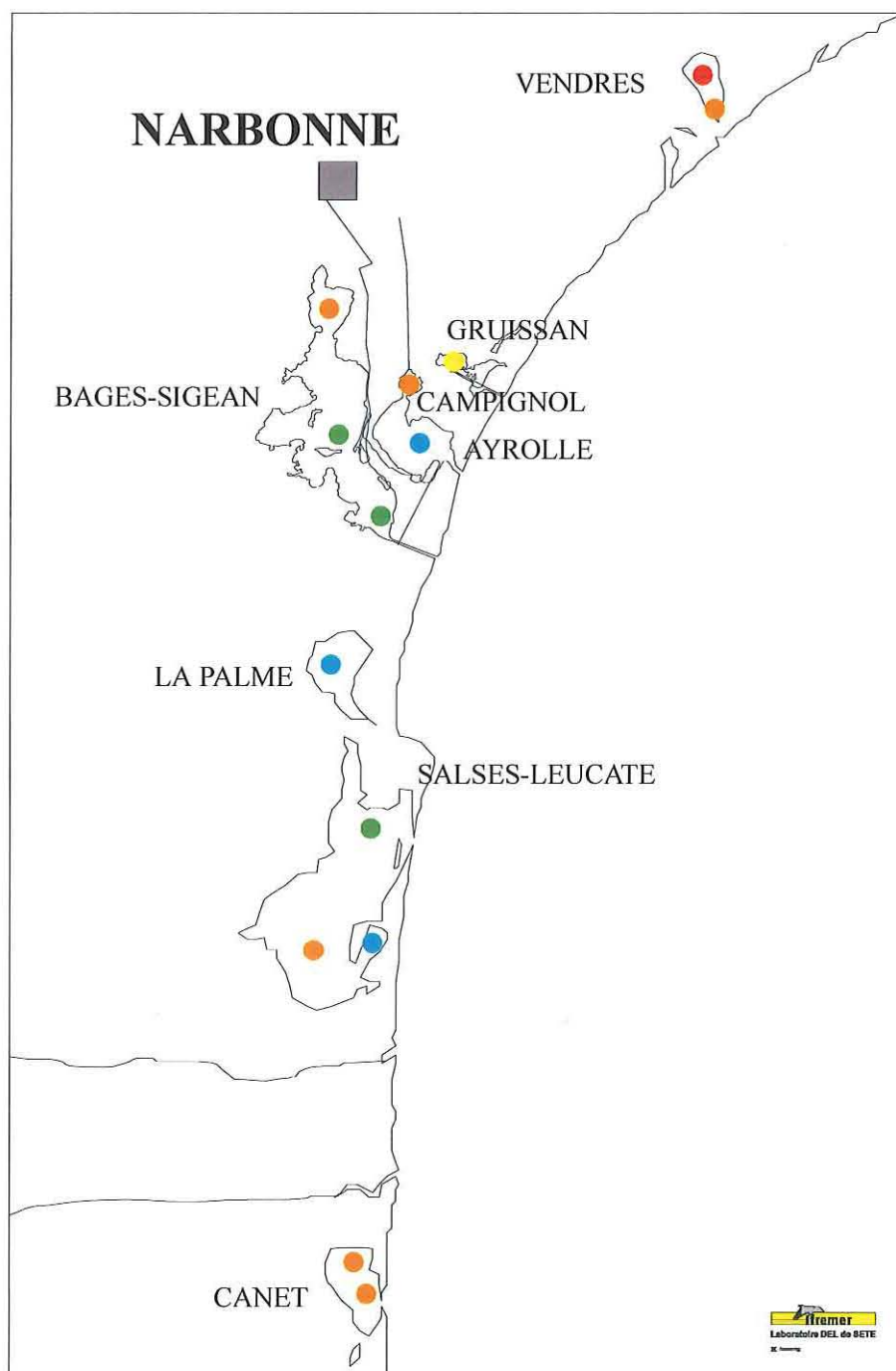


Figure 1.9 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits de la grille de diagnostic du phytoplancton en 2002 pour le nanophytoplancton de l'étang de Canet/St Nazaire à celui de Vendres.

PICOPHYTOPLANCTON TOTAL ÉTÉ 2002

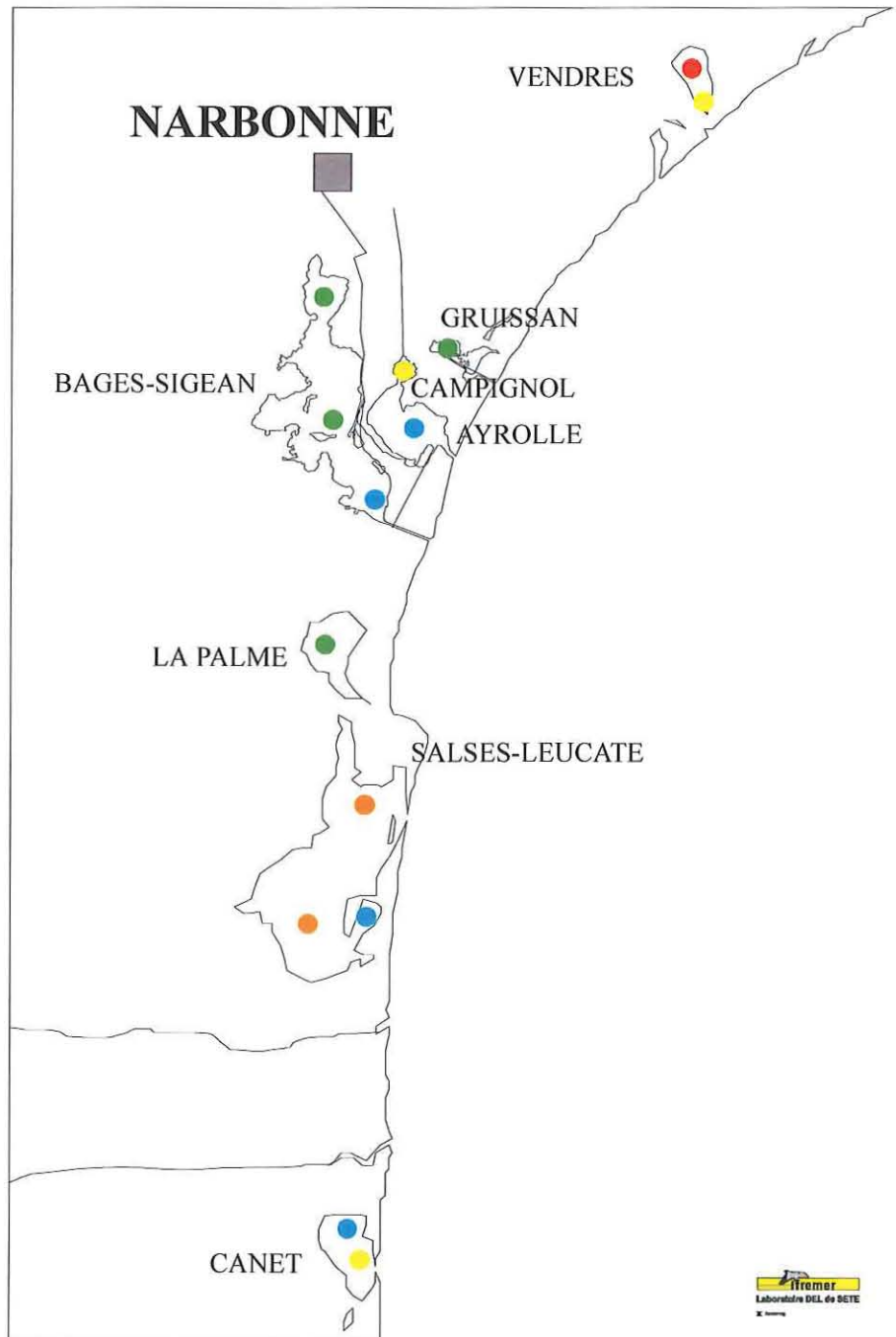


Figure 1.10 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits de la grille de diagnostic du phytoplancton en 2002 pour le picophytoplancton total de l'étang de Canet/St Nazaire à celui de Vendres.

PICOCYANOPHYTOPLANCTON ÉTÉ 2002

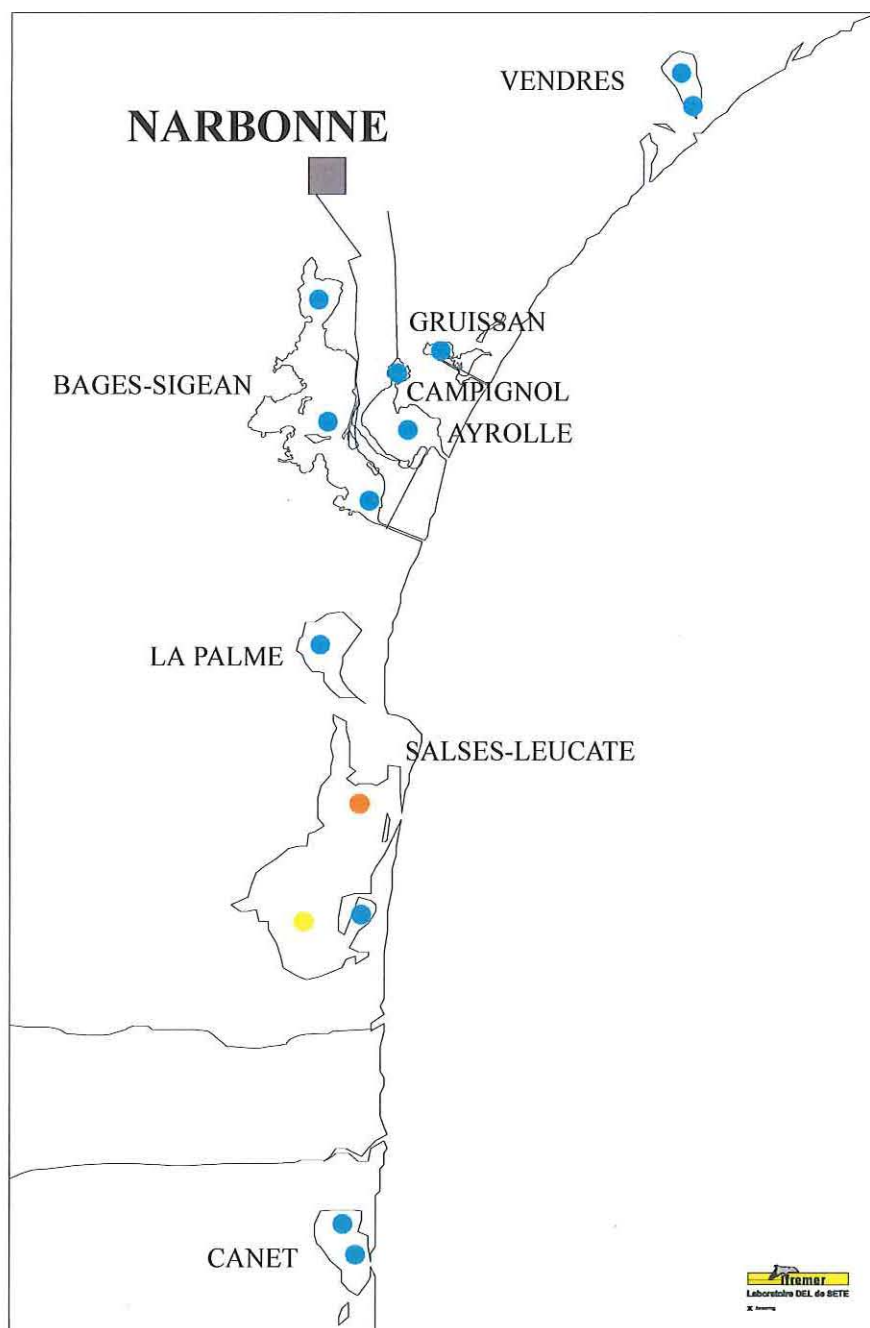


Figure 1.11 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits de la grille de diagnostic du phytoplancton en 2002 pour le picocyanophytoplankton de l'étang de Canet/St Nazaire à celui de Vendres.

PHYTOPLANCTON ÉTÉ 2002

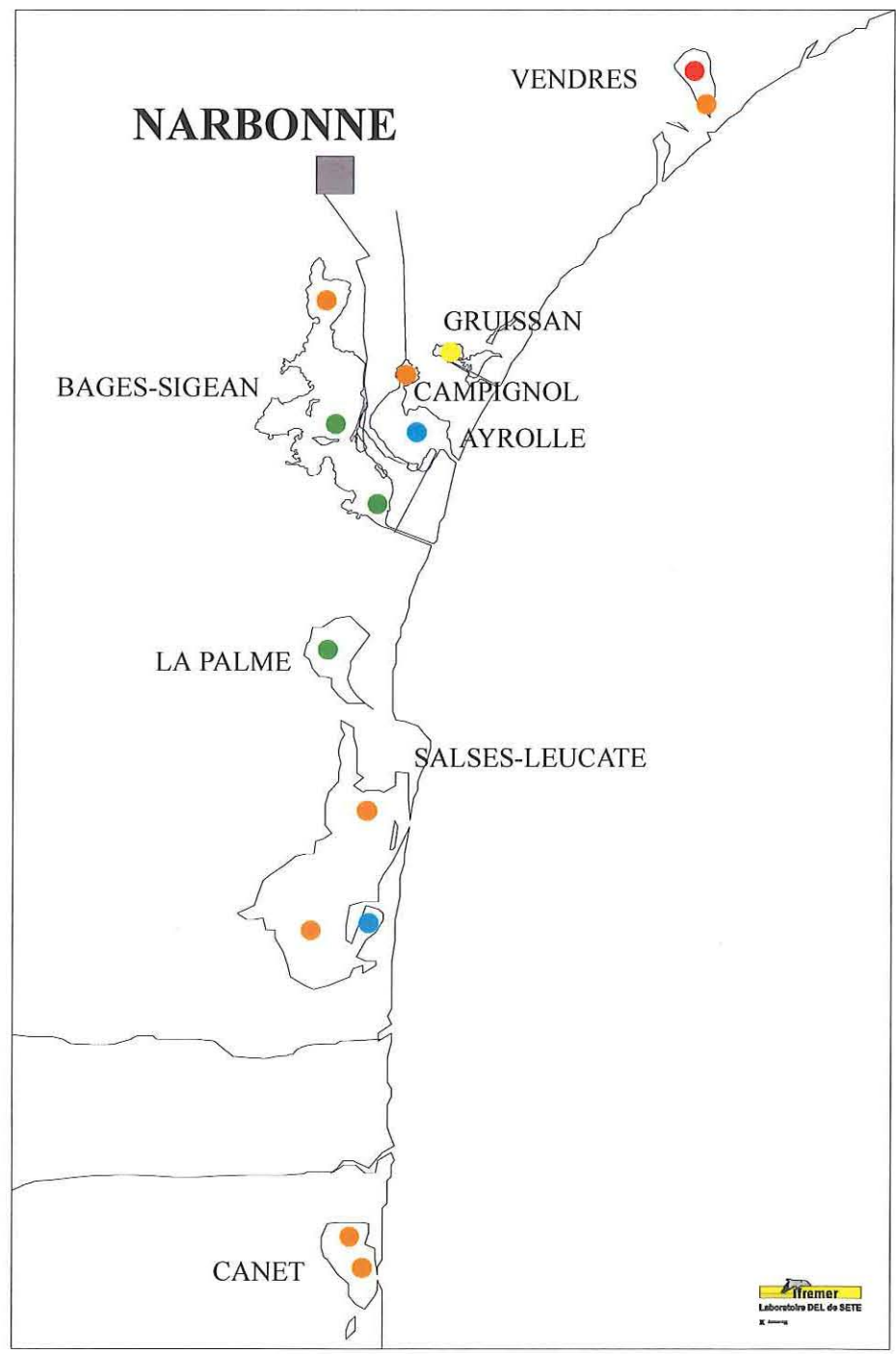


Figure 1.12 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits de la grille de diagnostic du phytoplancton en 2002 de l'étang de Canet/St Nazaire à celui de Vendres.

NANOPHYTOPLANCTON ÉTÉ 2002

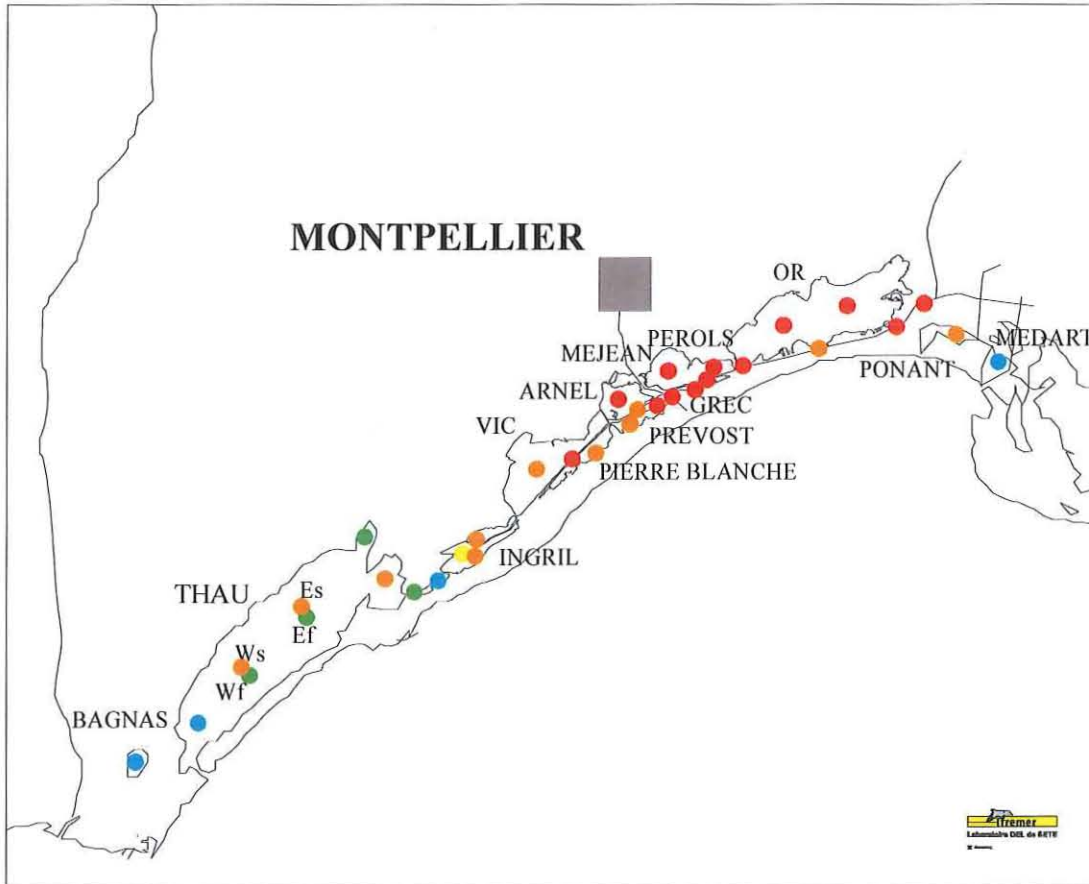


Figure 1.13 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits de la grille de diagnostic du phytoplancton en 2002 pour le nanophytoplancton de l'étang du Bagnas à celui de Médard.

PICOPHYTOPLANCTON ÉTÉ 2002

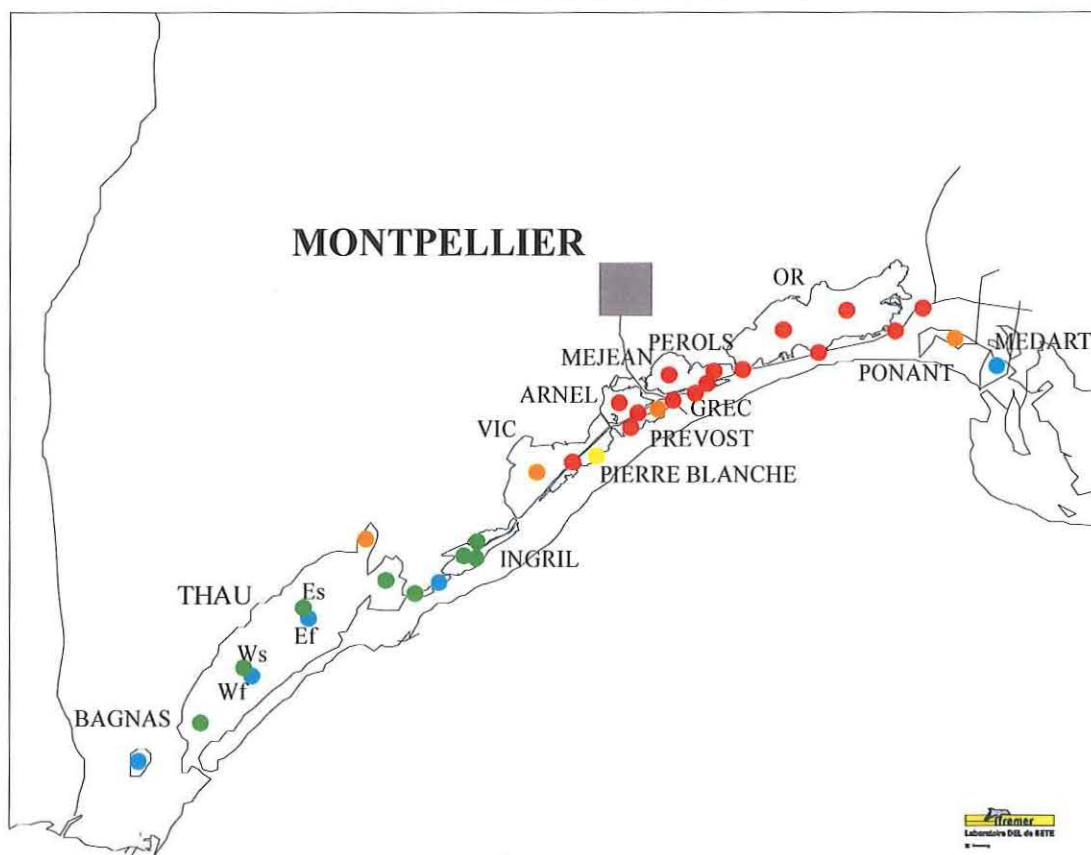


Figure 1.14 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits de la grille de diagnostic du phytoplancton en 2002 pour le picophytoplancton de l'étang du Bagnas à celui de Médard.

PICOCYANOPHYTOPLANCTON ÉTÉ 2002

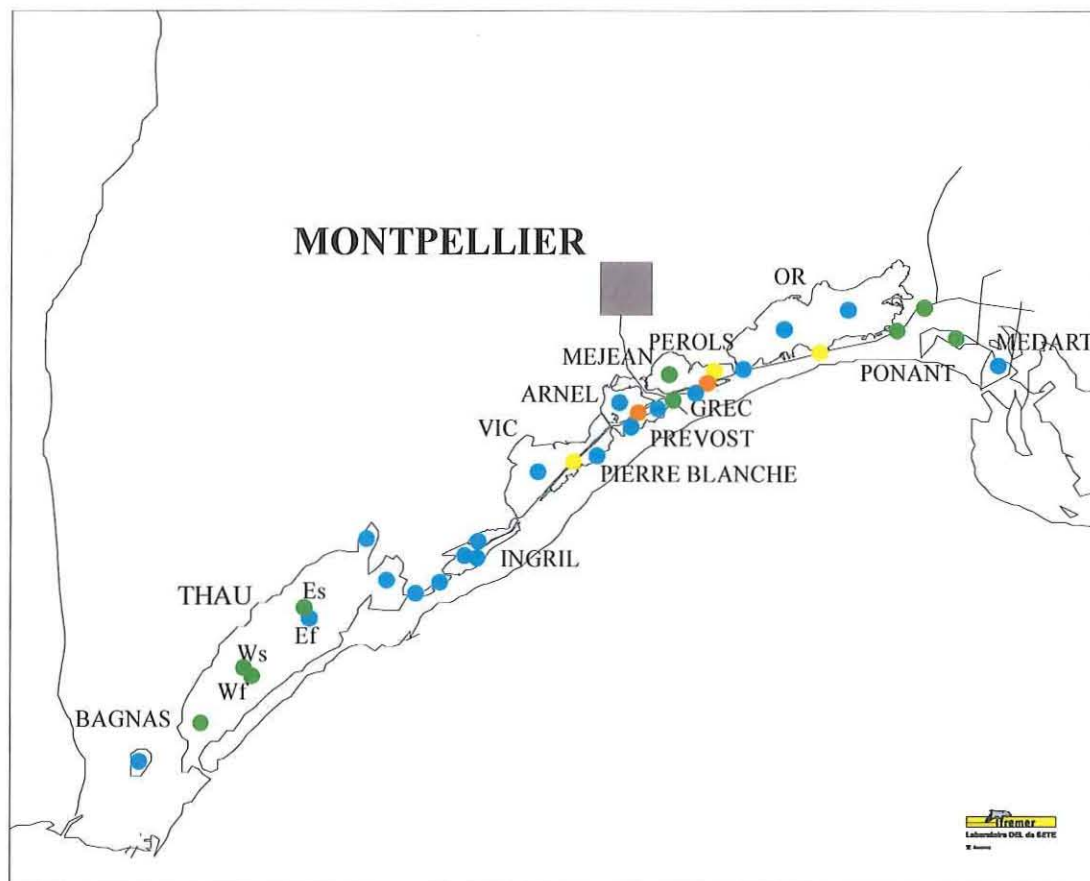


Figure 1.15 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits de la grille de diagnostic du phytoplancton en 2002 pour le picocyanophytoplancton de l'étang du Bagnas à celui de Médard.

PHYTOPLANCTON ÉTÉ 2002

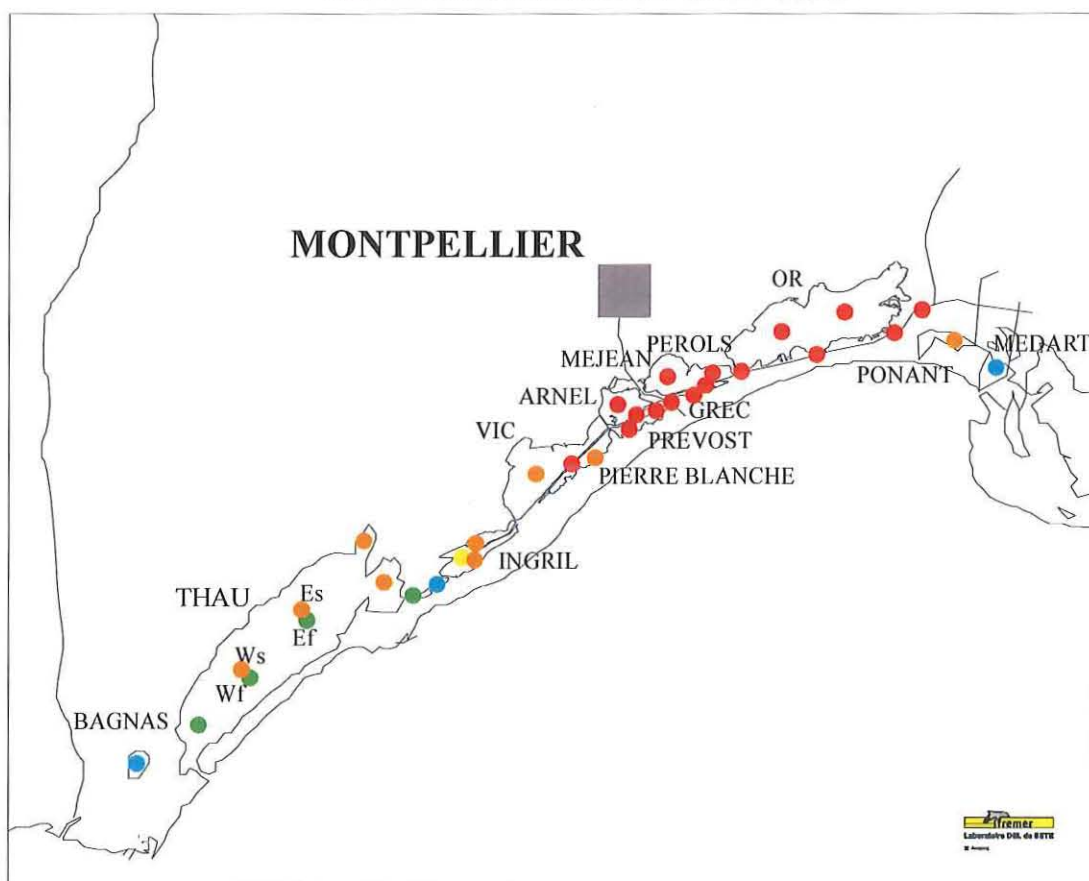


Figure 1.16 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits de la grille de diagnostic du phytoplancton en 2002 de l'étang du Bagnas à celui de Médard.

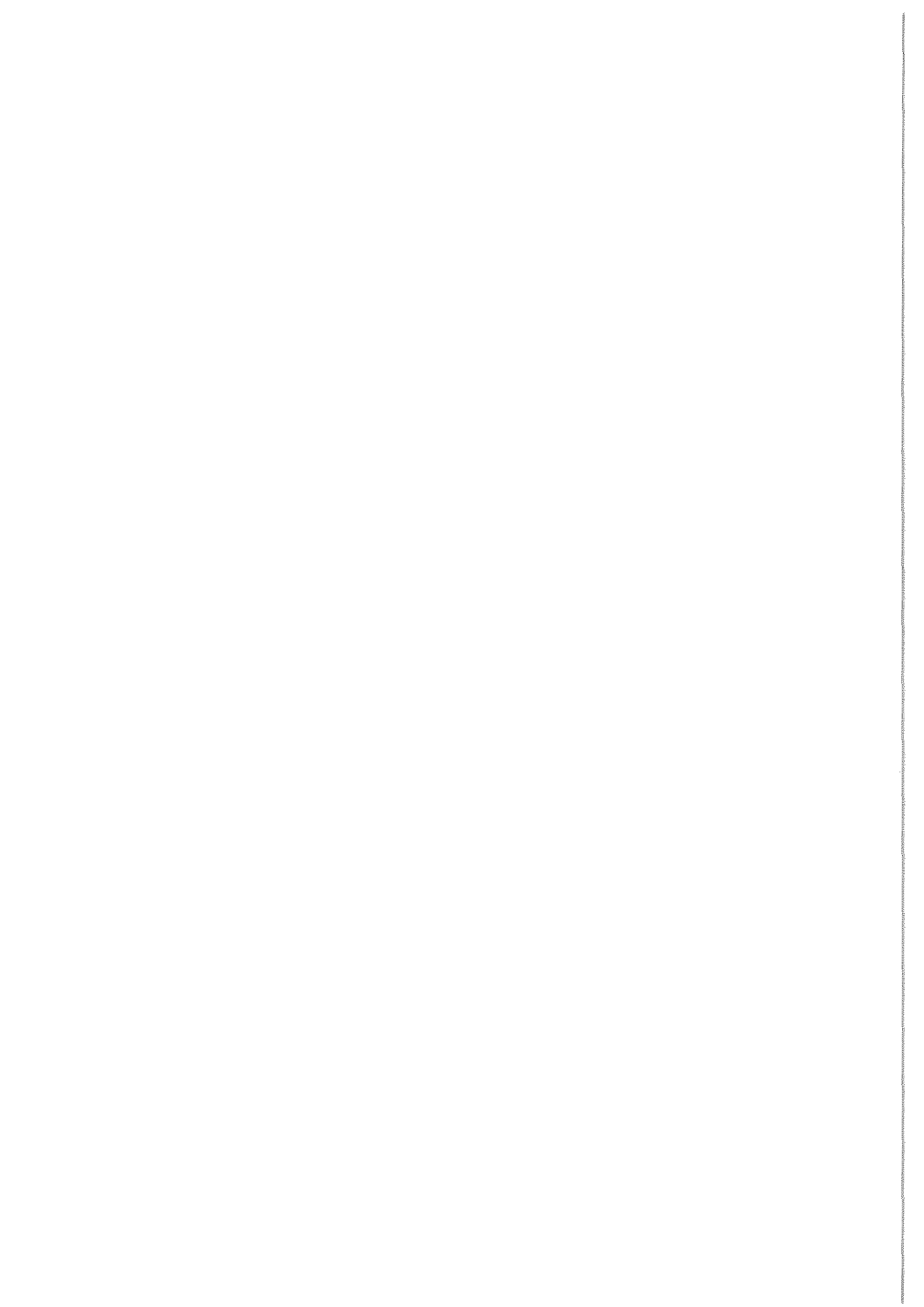
3. Conclusion

A quelques exceptions près, les diagnostics donnés par les grilles de l'eau en 2000 et 2001 ont été reconduits en 2002. La même remarque peut être effectuée concernant les diagnostics du phytoplancton. Cette situation est remarquable compte tenu des variations attendues d'une année sur l'autre en fonction du climat. Il faut en déduire que les états observés sont liés en grande partie à des apports plus ou moins indépendants des facteurs hydrologiques comme les rejets de stations d'épuration.

Comme en 2001, les picocyanophycées sont apparues dans plusieurs environnements lagunaires et leur prise en compte dans la grille de diagnostic induit quelques décalages entre les résultats issus des grilles du phytoplancton et ceux donnés par les grilles de l'eau. L'année 2002 confirme la présence de picocyanophytoplancton dans les grandes lagunes (Salses-Leucate et Thau) et dans quelques stations du canal du Rhône à Sète. Bien qu'elles doivent être confirmées par d'autres années de suivi, la distribution du picocyanophytoplancton dans les lagunes du Languedoc-Roussillon ne semble pas aléatoire. La présence de ce type de phytoplancton pourrait avoir une signification du point de vue de l'eutrophisation. Mais il est encore trop tôt pour intégrer ou exclure le picocyanophytoplancton de l'outil de diagnostic.

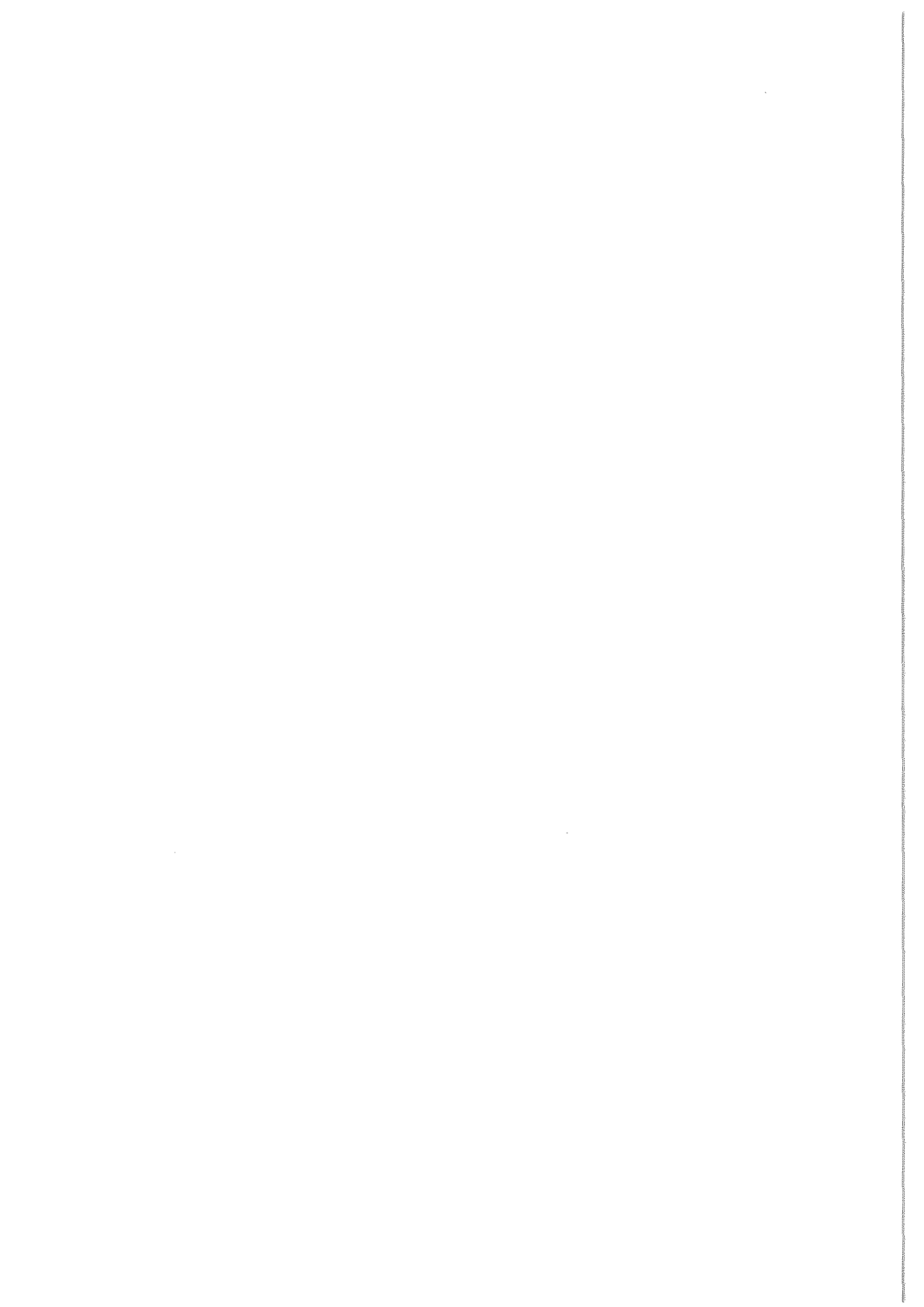


La lagune de Canet St-Nazaire



sommaire

1. INTRODUCTION	31
2. SUIVI MENSUEL DE LA COLONNE D'EAU (2001-2002).....	33
3. DIAGNOSTIC DE L'EUTROPHISATION	36
3.1. LES SÉDIMENTS.....	36
3.2. MACROPHYTES	39
3.3. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON.....	40
3.4. DIAGNOSTIC DE LA MACROFAUNE BENTHIQUE	41
3.4.1. <i>Potentialité liée à la macrofaune benthique</i>	41
3.4.2. <i>Bioconstructions de Ficopomatus enigmaticus (cascails)</i>	42
3.5. PLANCHE DE DIAGNOSTIC	43
4. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU.....	45
4.1. GRILLE ANNUELLE DE LECTURE DE L'EAU	45
4.2. GRILLE DE LECTURE DE L'EAU POUR L'ÉTÉ 2002	46
4.3. EVOLUTION DEPUIS 2000	48
5. AUTRES RÉSEAUX.....	49
6. CONCLUSION	50
7. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	50



1. Introduction

La lagune de Canet St Nazaire est la plus méridionale et l'une des moins profondes lagunes du Languedoc-Roussillon. Des diagnostic de l'eau y ont été réalisés dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire et ont révélé un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation.

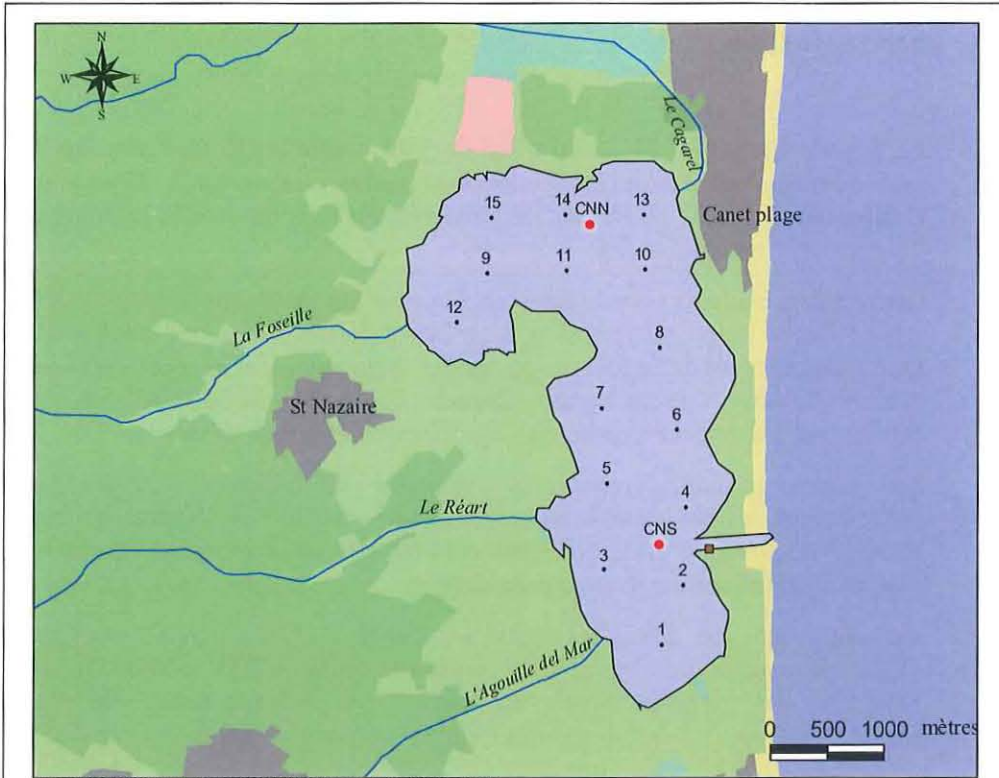
Cette lagune est le réceptacle des eaux drainées sur un bassin versant de 260 km² soit 53 fois sa propre surface (Fig. 2.1). Les apports d'eau douce conditionnent le fonctionnement de la lagune et sa qualité étant donné le rapport entre volume entrant et volume de la lagune (Ifremer, 2002). Les apports solides associés contribuent à son comblement mais également à son eutrophisation.

Les études en cours, menées à l'initiative du Syndicat d'études pour la coordination des objectifs de sauvegarde et de gestion de l'étang de Canet St-Nazaire, permettront d'identifier des solutions durables en terme de gestion des apports hydrauliques et de particules solides.

Au cours de l'été 2002, la lagune de Canet St Nazaire a fait l'objet d'un diagnostic complet de l'eutrophisation dans le cadre du RSL, diagnostic basé sur l'analyse des compartiments biologiques et sédimentaires. De manière complémentaire, un suivi mensuel de la colonne d'eau a été réalisé entre septembre 2001 et septembre 2002 par l'Ifremer afin de mieux appréhender le fonctionnement de la lagune et interpréter le diagnostic obtenu.

Tableau 2.1 : Principales caractéristiques de la lagune de Canet Saint-Nazaire.

Situation géographique	Département : Pyrénées- Orientales
Superficie	600 ha
Bathymétrie	moyenne : 0,2 à 0,5 m maximale : 0,7 à 1,1 m
Volume	1,8 à 2,2 Mm ³
Hydrosystème	<i>Bassin Versant</i> : 260 km ² (représente 53 fois la surface de la lagune) à vocation viticole et maraîchère, divisé en cinq sous-bassins de superficies inégales <i>Alimentation en eau douce</i> : se fait par l'intermédiaire de ruisseaux à régime torrentiel; du nord au sud : la Llobère, la Fosseille, le Réart, l'Agouille del Mar, l'Agouille d'En Ferran, l'Agouille de l'Ayqual . L'Agouille del Mar est la principale source durant toute l'année <i>Communication avec la mer</i> : par l'intermédiaire du Grau de la Basse situé au sud-est de l'étang
Situation juridique	Propriété du Conservatoire du littoral (90%)
Gestionnaire	Commune de Canet en Roussillon
Autres statuts	ZNIEFF de type II, ZICO



source : BD CARTHAGE, version 2.4, IGN 1996 ; BD CARTO, version 2, IGN, 1997 ; Ifremer 2002.

Légende

Occupation du sol

- Bâti
- Zone industrielle, commerciale, de communication ou de loisir
- Carrrière, décharge
- Prairies, pelouse, et toute culture herminière et vergers
- Vigne, vergers
- Forêt
- Végétation naturelle : basse lignosée, maquis, garrigue, lande, broussailles
- Plage, dune, sable, gravier, galet ou terrain nu sans couvert végétal
- Rochers, éboulis
- Marais salants
- Zones humides

- stations colonne d'eau RSL
- stations benthiques RSL
- stations RNO sédiment
- stations RNBIO

Basin Versant

Station d'épuration (EH)

- inf 1000
- 1000 - 5000
- 5000 - 10000
- 10000 - 100000
- sup 100000

- Routes
- voies ferrées

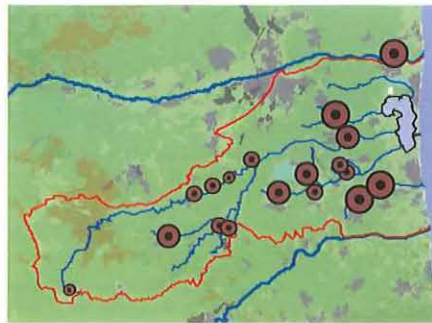


Figure 2.1 : Présentation de la lagune de Canet-St Nazaire et de son bassin versant.

2. Suivi mensuel de la colonne d'eau (2001-2002)

A l'instar de toutes les lagunes diagnostiquées en 2002, l'étang de Canet a fait l'objet d'un suivi mensuel de l'eau aux deux stations centrales (CNN et CNS) de juin 2001 à septembre 2002 (Fig. 2.2 et 2.3).

Avec des valeurs maximales au mois de septembre 2001 (43 pour Canet nord et 38 pour Canet sud), la salinité a diminué de 10 unités en octobre-novembre suite aux premières pluies automnales pour se stabiliser autour de 25 jusqu'à la fin de l'hiver. Les fortes précipitations enregistrées au début du mois d'avril ont entraîné une brusque chute de salinité à des valeurs inférieures à 10. La salinité observe ensuite une remontée progressive jusqu'au mois de septembre 2002 mais sans jamais dépasser 20. Les variations de salinité dans cet étang sont intimement soumises au régime des précipitations dont l'effet est amplifié du fait de l'importance de la surface drainée.

Aucune tendance à l'anoxie n'a été observée au cours du suivi. Des observations d'écart à la saturation sont observées de manière récurrente traduisant la présence d'algues opportunistes observées lors des campagnes de prélèvement, notamment pour la station sud (CNS). Au cours du printemps, la turbidité dépasse régulièrement 10 NTU à cause de la présence de phytoplancton (voir évolution de la chlorophylle a) et d'épisodes de remise en suspension. Les fortes précipitations observées en avril ont entraîné une augmentation très brutale de la turbidité, principalement dans la partie nord suggérant un apport massif de particules fines.

Les concentrations en azote dissous (NID) ont présenté de faibles valeurs tout au long de l'année pour les deux stations à l'exception d'une forte augmentation au moment des fortes précipitations d'avril. Ces apports massifs en sels d'azote, immédiatement consommés, se caractérisent par une dominante ammonium dans la partie nord (origine domestique) et plutôt nitrates dans le sud (lessivage de terres agricoles). Les concentrations en phosphates présentent des valeurs élevées toute l'année aux deux stations suivies mais demeurent relativement insensibles aux apports d'eau douce (cf avril), supposent qu'ils sont majoritairement d'origine endogène (origine sédimentaire). Le phosphate PO_4^{3-} représente la majeure partie du phosphore total. Il y a un fort déséquilibre entre les formes dissoutes de l'azote et du phosphore (en excès) en fonctionnement normal (hors crues), l'azote apparaît comme un facteur limitant la production primaire (pour CNN et CNS).

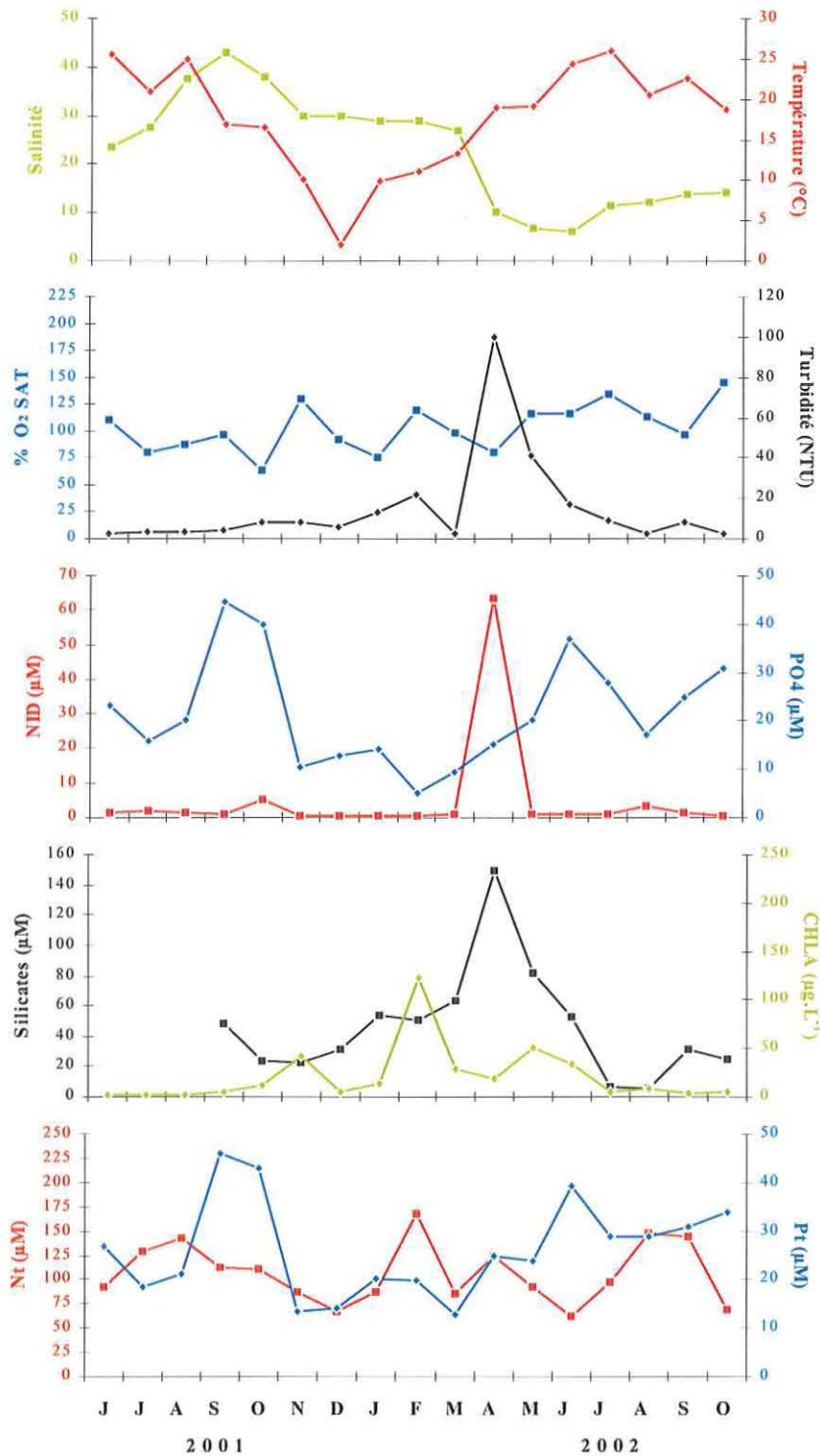


Figure 2.2 : Evolution mensuelle (juin 2001- septembre 2002) des paramètres de la colonne d'eau à la station nord (CNN) de l'étang de Canet St-Nazaire.

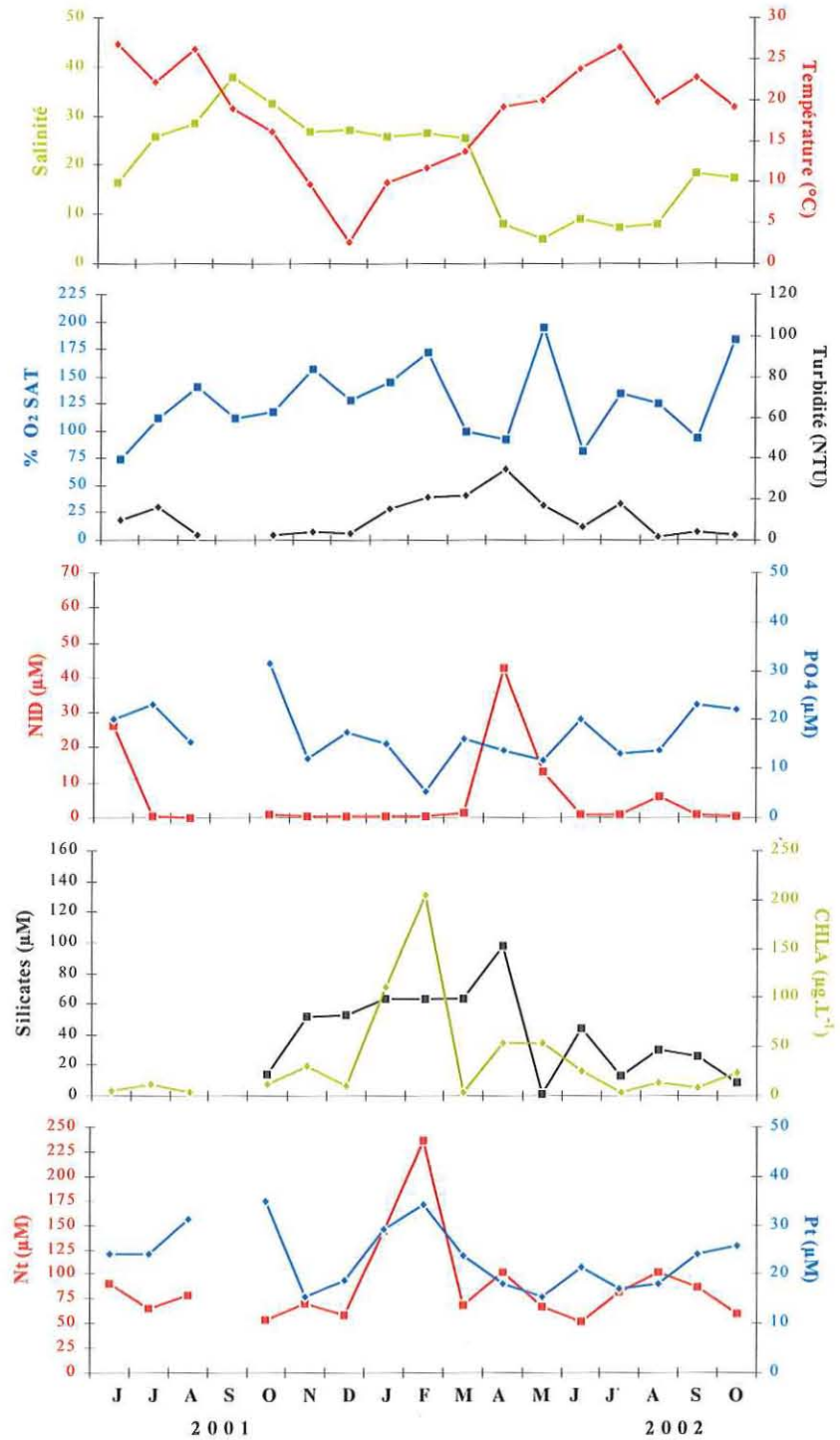


Figure 2.3 : Evolution mensuelle (juin 2001- septembre 2002) des paramètres de la colonne d'eau à la station sud (CNS) de l'étang de Canet St-Nazaire. Pas de données pour le mois de septembre 2001.

Les concentrations en chlorophylle *a* présentent de brusques fluctuations et suivent le rythme des dessalures avec des niveaux moyens deux fois plus importants dans la partie sud. La sensibilité de la production phytoplanctonique pélagique aux apports d'eau douce chargés d'azote renforce l'hypothèse d'une limitation par l'azote, amplifiée par la forte disponibilité en phosphore dissous. Ainsi les niveaux en azote total varient au gré de la biomasse chlorophyllienne (forme organique) alors que les fluctuations du phosphore total sont intimement liées à celles des phosphates (forme dissoute).

3. Diagnostic de l'eutrophisation

Pour le diagnostic de l'eutrophisation, 15 stations benthiques (respectivement 7 et 8 dans les parties nord et sud) ont été définies et positionnées selon un trame régulière (Fig. 2.1).

3.1. Les sédiments

Les sédiments superficiels de l'étang sont majoritairement constitués de vases (0-50 μm), avec une dominante des particules fines (0-2 μm) et de limons fins (2-20 μm). (Fig. 2.4). Seule la station située dans la proximité sud du Grau de la Basse et donc sous influence marine, présente une composante sableuse non négligeable (25% de sables fins). Cette distribution met en évidence que la charge de particules fines apportée par les cours d'eau, principalement, le Réart, est redistribuée à l'ensemble de la lagune.

Les teneurs en matière organique et azote total dans les sédiments sont relativement homogènes sur l'ensemble de la lagune. Elles varient entre 3,9 et 6 % pour la matière organique et 1,31 et 2,46 g/g PS pour l'azote total. L'application de la grille de sédiments confère aux sept stations une qualité bonne (vert) à médiocre (jaune), sans schéma spatial particulier, ni de différence nord-sud marquée (Fig. 2.5).

Les teneurs en phosphore total sont très élevées sur l'ensemble de l'étang, atteignant des valeurs proches du g/kg PS, conférant à ces stations un mauvais état pour ce paramètre. Seul le point 2 présente une concentration plus faible, conséquence directe de la nature sableuse dans cette zone de la lagune. Ces teneurs records en phosphore dans les sédiments sont à mettre en relation avec la dominance des limons fins qui sont apportés du bassin versant. Le phosphore y est apporté soit sous forme directement adsorbé sur les particules soit complexé avec des cations métalliques (Fe, Mg).

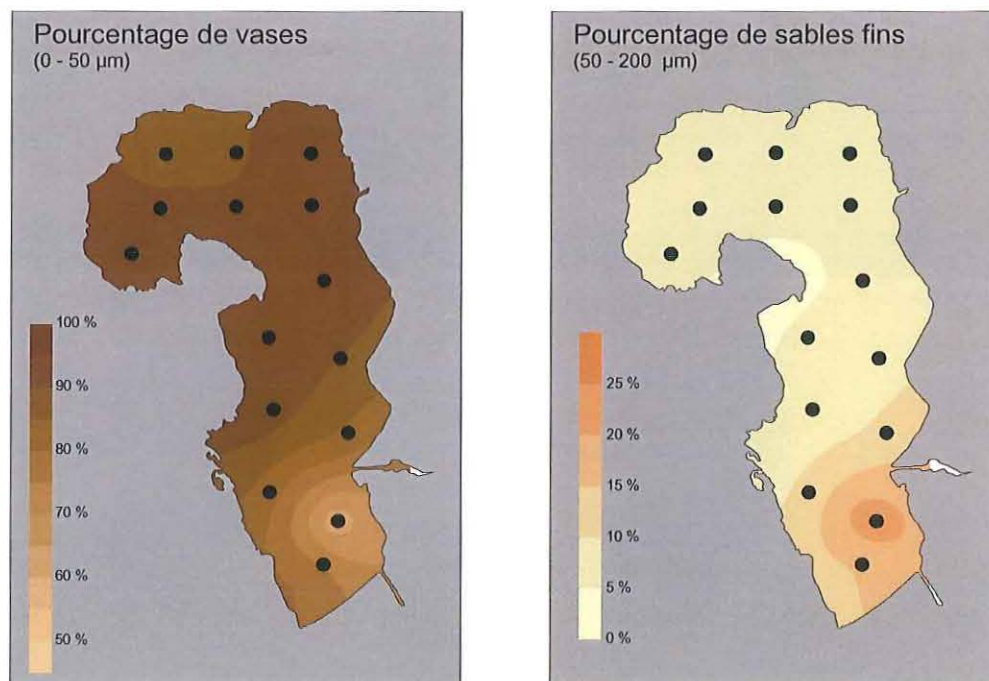


Figure 2.4 : Distribution spatiale des vases et des sables fins dans l'étang de Canet.

Tableau 2.1 : Grille de diagnostic des sédiments de l'étang de Canet (juin 2002).

CNN		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
MO	%	3,5	5,0	5,0	7,5	10,0
NT	g/kgPS	1,0	2,0	2,0	3,0	4,0
PT	mg/kgPS	400	500	600	700	955

CNS		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
MO	%	3,5	5,0	5,9	7,5	10,0
NT	g/kgPS	1,0	2,0	2,2	3,0	4,0
PT	mg/kgPS	400	500	600	700	945

Les deux parties de la lagune présentent un mauvais état pour le phosphore (état rouge) et un état moyen pour l'azote et la matière organique (Tab. 2.1). Pour les deux secteurs, le diagnostic confère donc un mauvais état des sédiments vis-à-vis de l'eutrophisation. Le contraste entre les états du phosphore et de l'azote ou de la matière organique souligne la prépondérance des apports particuliers (dominance du phosphore) sur les apports anthropiques (équilibre azote/phosphore).

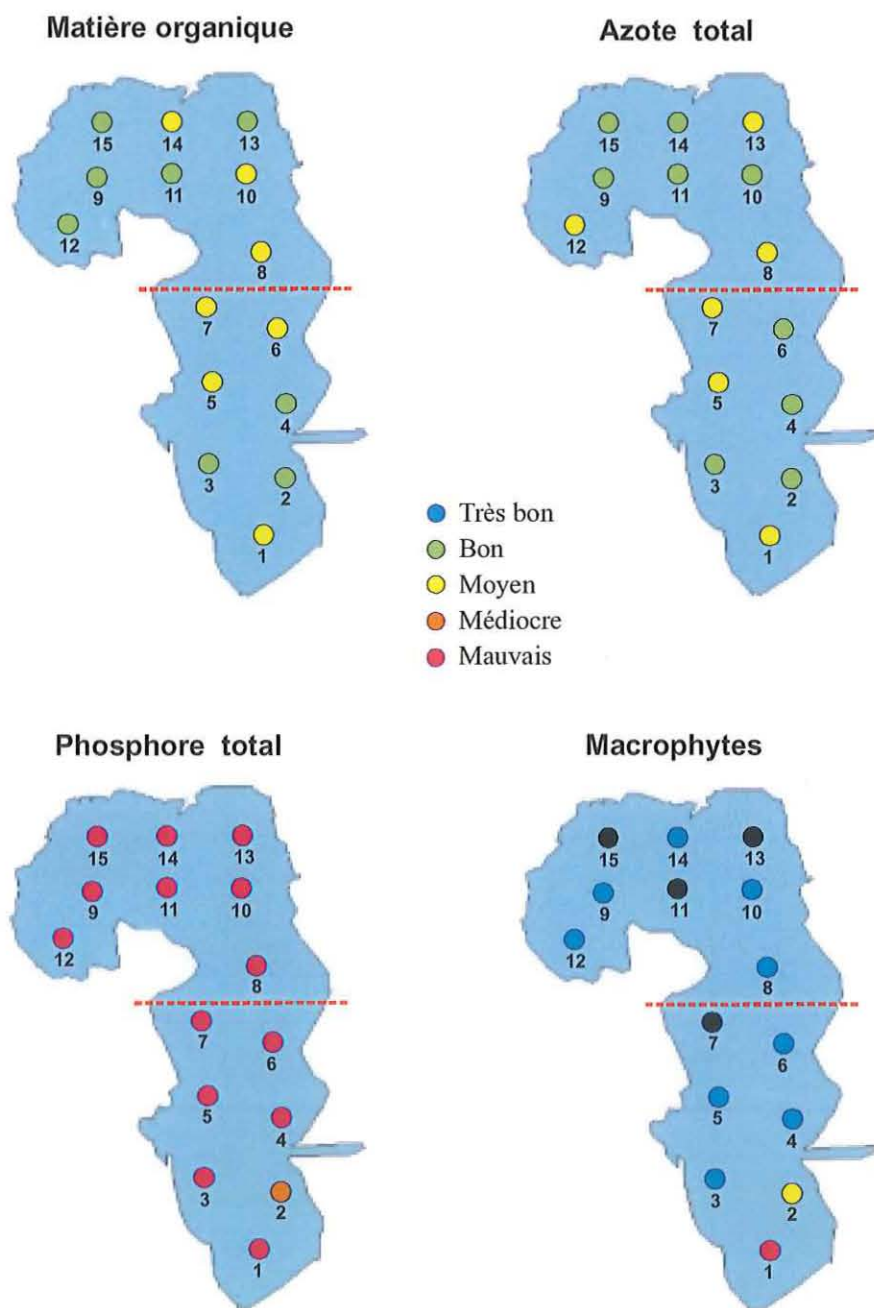


Figure 2.5 : Etats vis-à-vis de l'eutrophisation de la matière organique, de l'azote et du phosphore total dans les sédiments, et des macrophytes (la couleur noire signifie une couverture végétale <5%) pour la lagune de Canet St-Nazaire. La ligne pointillée rouge indique la séparation entre les secteurs nord et la partie sud.

3.2. Macrophytes

Au moment de la campagne de terrain (juin), la quasi-totalité de la lagune est colonisée par un herbier monospécifique de *Ruppia cirrhosa* (Fig. 2.5 ; Tab. 2.2) mais les taux de couverture végétale ainsi que les biomasses relevées demeurent relativement faibles puisque cette espèce connaît son développement maximal en juillet août. Les quelques stations (1, 2 et 12) où est observée l'espèce opportuniste *Chaetomorpha sp* sont localisées aux abords des exutoires des cours d'eau, l'Agouille del Mar et le Réart dans la partie sud et la Foseille dans la partie nord.

Tableau 2.2 : Caractéristiques et diagnostics des macrophytes dans la lagune de Canet St Nazaire (juin 2002).

Station	Profondeur (m)	Recouvrement végétal	Espèces	Biomasse totale (g PS / m ²)	% Climax	Qualité
1	0,9	100%	<i>Chaetomorpha aerea</i>	262	0%	Mauvais
2	0,9	100%	<i>Chaetomorpha aerea</i> <i>Gracilaria verrucosa</i> <i>Ruppia cirrhosa</i>	300	11%	Moyen
3	0,8	100%	<i>Ruppia cirrhosa</i>	123	100%	Très bon
4	1	100%	<i>Ruppia cirrhosa</i>	114	100%	Très bon
5	0,55	100%	<i>Ruppia cirrhosa</i> <i>Chaetomorpha aerea</i>	211	99,8%	Très bon
6	0,9	10%	<i>Ruppia cirrhosa</i>	2	100%	Très bon
7	0,6	40%	<i>Ruppia cirrhosa</i>	145	100%	Très bon
8	0,8	50%	<i>Ruppia cirrhosa</i>	55	100%	Très bon
9	0,65	15%	<i>Ruppia cirrhosa</i>	3	100%	Très bon
10	0,7	100%	<i>Ruppia cirrhosa</i>	124	100%	Très bon
11	0,65	0%		0	0%	N
12	0,55	15%	<i>Ruppia cirrhosa</i> <i>Chaetomorpha aerea</i>	5	99,8%	Très bon
13	0,55	0%		0	0%	N
14	0,6	10%	<i>Ruppia cirrhosa</i>	2	100%	Très bon
15	0,55	0%		0	0%	N

N : pas de diagnostic possible.

Les stations 11, 13 et 15 présentent un recouvrement végétal inférieur à 5% qui interdit le diagnostic par les macrophytes (identifiées en noir sur la figure 2.5).

La richesse spécifique est faible avec seulement 3 espèces observées sur l'ensemble de la lagune.

Du fait de la présence d'espèces opportunistes, les stations 1 et 2 présentent une qualité mauvaise et moyenne respectivement. Toutes les autres stations sont classées en bleu avec un recouvrement végétal allant de 5% à 100%. Ce classement est dû à la présence de l'espèce *Ruppia cirrhosa* considérée comme une espèce climax. Cette phanérogame est généralement inféodée au milieu qui subit de fortes variations de salinité comme la lagune de Canet ; à ce titre elle n'est pas considérée pas les spécialistes comme une phanérogame marine. Dans la lagune de Canet, elle présente un comportement annuel régénérant sa population à partir de la germination des graines stockées dans le sédiment. Sa capacité à puiser ses ressources dans les sédiments et le développement orthotrope des rameaux, jusqu'à affleurer en surface, lui permettent d'être très compétitive avec le phytoplancton.

Malgré une faible richesse spécifique, l'état global de la partie nord et de la partie sud de l'étang est un « bon état » (vert) vis-à-vis de l'eutrophisation (Tab. 2.3).

Tableau 2.3 : Tableau de diagnostic par les macrophytes de l'étang de Canet (juin 2002).

Canet	Recouvrement végétal	% Climax	Nb espèces	Qualité
Secteur sud	78 %	72.8%	3	Bon
Secteur nord	24%	62,4%	2	Bon

3.3. Diagnostic du phytoplancton

La grille du phytoplancton révèle un état médiocre pour le phytoplancton pour les deux parties de la lagune, le déclassement étant lié à l'abondance du nanophytoplancton (Tab 2.4). Cependant pour la partie nord, cette qualité médiocre est uniquement due à la grille de juin et est à mettre au compte des épisodes pluvieux observés à la fin du printemps ; les autres mois étant qualifiés de bon à très bon. A l'inverse pour la partie sud, l'état médiocre est récurrent au cours des trois mois d'été et met en évidence l'existence d'apports continus, vraisemblablement via l'Agouille del Mar, alimentant en permanence la production phytoplanctonique.

Tableau 2.4 : Grille de lecture pour le phytoplancton pour les parties nord (CNN) et sud (CNS) de l'étang de Canet pour l'été 2002.

CNN		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	4,0	20		50		100		500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10	17,1	50	

CNS		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50	73	100		500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10	23	50	

3.4. Diagnostic de la macrofaune benthique

3.4.1. Potentialité liée à la macrofaune benthique

Le sédiment aux deux stations (CNN et CNS) était constitué de vases fortement coquillées, présentant une couche superficielle oxydée.

A la station nord la macrofaune benthique est caractérisée par une richesse spécifique réduite (Tab. 2..5) essentiellement composée par des annélides polychètes. Au vu des seuils établis pour la densité (Annexe 1), la densité de macrofaune à cette station est qualifiée de faible avec une valeur moyenne de 770 individus / m².

La station sud se distingue par une richesse spécifique plus faible qu'à la station nord (en moyenne deux fois d'espèces observées) mais *a contrario* une densité plus élevée qui peut-être qualifiée de normale.

Au deux stations, la composition spécifique de la macrofaune invertébrée affiche une réduction importante voire une quasi absence d'espèces exigeantes, indiquant une potentialité biologique moyenne. Si tous les groupes trophiques sont représentés, les organismes se nourrissant dans des sédiments anaérobies sont dominants. Cette qualité de la macrofaune est surtout à mettre au compte des fortes contraintes liées à la typologie de la lagune (forte variation de salinité, faible profondeur) plutôt qu'à une conséquence de l'eutrophisation.

Tableau 2.5 : Caractéristiques des invertébrés benthiques inventoriés dans les sédiments de l'étang de Canet en 2002.

CANET NORD	Espèce	CNN1	CNN2	CNN3
Densité (nb. ind./m ²)	<i>Cerastoderma edule</i>	0	33	78
	<i>Loripes lacteus</i>	11	0	0
	<i>Scrobicularia cottardi</i>	311	167	333
	<i>Heteromastus filiformis</i>	0	11	0
	<i>Neanthes succinea</i>	133	189	289
	<i>Dipolydora cf. caeca</i>	0	11	22
	<i>Streblospio shrubsolii</i>	89	189	189
	Oligochaeta sp.	67	67	11
	Bryozoa sp.	0	22	89
Richesse spécifique (nb. espèces par station)		5	8	7
Richesse spécifique totale (nb. espèces par étang)		19		
Densité totale par station (nb. ind./m ²)		611	689	1011
Densité totale moyenne (nb. ind./m ²)		770		
Biomasse totale moyenne (mg/m ² poids sec)		6062		

CANET SUD	Espèce	CNS1	CNS2	CNS3
Densité (nb. ind./m ²)	<i>Cerastoderma edule</i>	0	44	11
	<i>Scrobicularia cottardi</i>	133	56	233
	<i>Heteromastus filiformis</i>	0	0	11
	<i>Neanthes succinea</i>	89	78	211
	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	0	33	0
	<i>Streblospio shrubsolii</i>	11	356	111
	Oligochaeta sp.	22	344	22
	<i>Sphaeroma serratum</i>	0	100	11
	<i>Gammarus insensibilis</i>	11	22	0
	Chironomidae sp.	22	56	0
	Richesse spécifique (nb. espèces par station)		6	9
Richesse spécifique totale (nb. espèces par étang)		10		
Densité totale par station (nb. ind./m ²)		288	1089	610
Densité totale moyenne (nb. ind./m ²)		1987		
Biomasse totale moyenne (mg/m ² poids sec)		3624		

3.4.2. Bioconstructions de *Ficopomatus enigmaticus* (cascaills)

Les campagnes de terrain effectuées pour le diagnostic complet ont été mises à profit pour établir un état des lieux de la présence de bioconstructions ou cascaills liés au ver tubicoles *Ficopomatus enigmaticus*. Ainsi, toutes les zones définies par les stations benthiques ont été examinées et le taux de couverture par les cascaills relevé (Fig. 2.6).

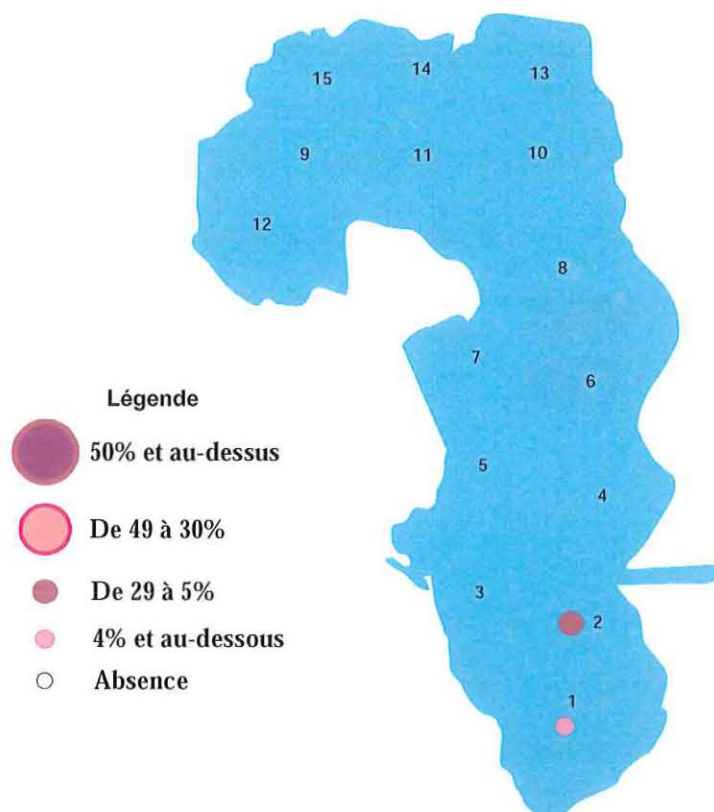


Figure 2.6 : Distribution du taux de recouvrement par les bioconstructions de Ficopomatus enigmaticus dans l'étang de Canet.

Des petites bioconstructions ont été observées dans les zones représentées par les deux stations sud (1 et 2) de la lagune. Elles tapissent le fond de la lagune sur une faible épaisseur (max 10 cm). Ces zones correspondent à la partie de la lagune où l'effet de l'eutrophisation est le plus marqué (macroalgues opportunistes, forte abondance phytoplanctonique, ..).

A l'heure actuelle, si la présence de cascails est avérée dans la lagune et reste confinée au secteur sud sous l'influence des apports de l'Agouille del Mar, les risques de prolifération existent étant donné les biomasses phytoplanctoniques observées.

3.5. Planche de diagnostic

Le diagnostic de l'eutrophisation, synthétisé dans les planches de diagnostic (Tab. 2.6 et 2.7), conclut à un mauvais état pour les deux secteurs lagunaires, le phosphore contenu dans les sédiments étant le paramètre déterminant. Les compartiments des producteurs primaires, les premiers touchés par le phénomène d'eutrophisation, présentent respectivement des états médiocres et bon pour le phytoplancton et les macrophytes. Dans cette lagune, la forte limitation par

l'azote favorise la production pélagique, plus compétitive dans un régime impulsif d'apports en nutriments.

Tableau 2.6 : Diagnostic de l'eutrophisation de la partie nord de l'étang de Canet (juin 2002).

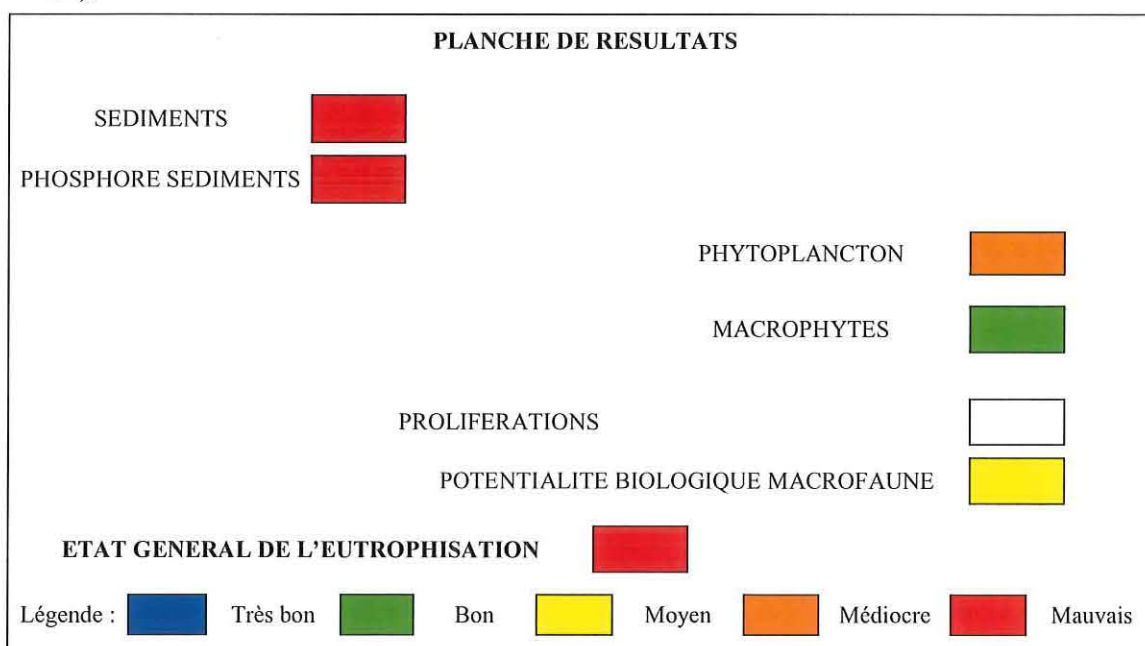
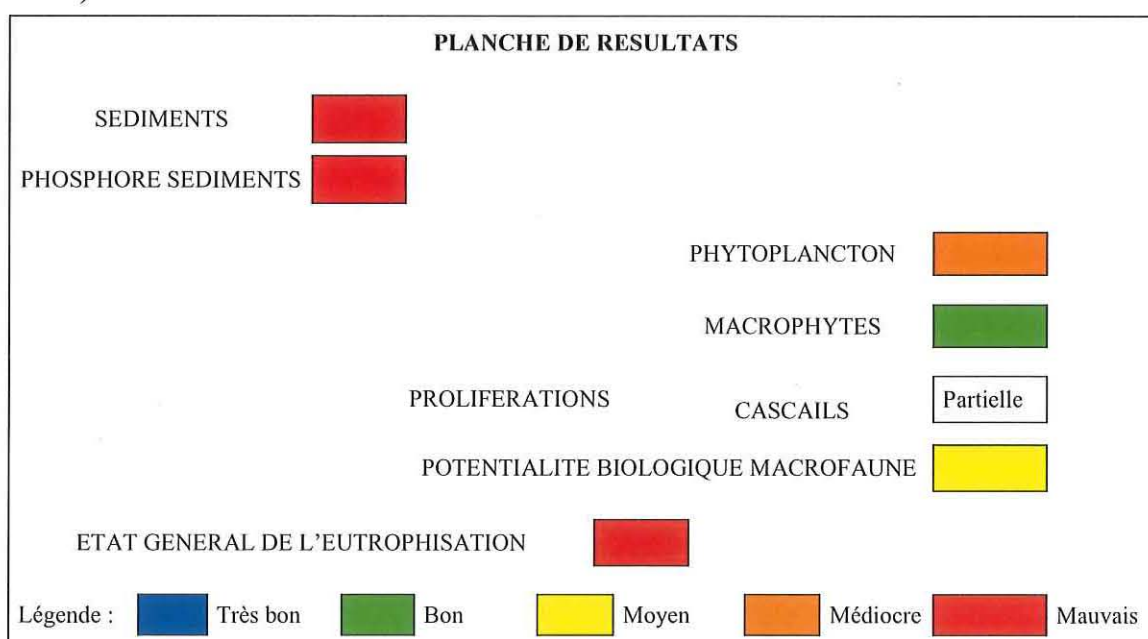


Tableau 2.7 : Diagnostic de l'eutrophisation de la partie sud de l'étang de Canet (juin 2002).



Si la mauvaise qualité du compartiment sédimentaire, notamment du paramètre phosphore, est principalement à mettre au compte de processus physiques (apport de particules fines par le Réart), il n'en demeure pas moins que cet écosystème tend à se dégrader sous l'effet des apports anthropiques issus du bassin versant comme en témoignent les fortes biomasses phytoplanctoniques. La forte limitation en azote limite le développement des macroalgues (compétition pour les nutriments); et seul le genre *Ruppia*, puisant ses ressources dans les sédiments, adapté (cycle de vie annuel) à un fonctionnement hydrologique fluctuant, peut encore se développer.

4. Diagnostic de la colonne d'eau

4.1. Grille annuelle de lecture de l'eau

Le suivi sur un an des paramètres de l'eutrophisation dans l'eau permet de remplir la grille annuelle de diagnostic telle qu'elle a été définie dans l'étude « Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens » (Ifremer-Creoccean-UMII, 2000).

Tableau 2.8 : Grille annuelle (2001-2002) de lecture de l'eau pour les stations sud (CNS) et nord (CNN) de la lagune de Canet.

CANET NORD			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
[Δ%O ₂ SAT]		0	20	30	30	40	50
TUR	(NTU)	0	10	20	30	40	41
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,3	1	1,5	4	43
NID	(μM)	0	5,2	15	20	40	60
NITRI	(μM)	0	0,5	0,61	1	5	10
NITRA	(μM)	0	1,10	7	10	20	30
AMMO	(μM)	0	3,5	7	10	20	30
Chl-a	(mg m ⁻³)	0	5	7	10	30	50
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	7	10	15	40	58
NT	(μM)	0	50	75	100	120	143
PT	(μM)	0	1	2	5	8	40

CANET SUD			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
[Δ%O ₂ SAT]		0	20	30	40	50	72
TUR	(NTU)	0	10	20	30	35	40
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,3	1	1,5	4	24
NID	(μM)	0	15	20	26,2	40	60
NITRI	(μM)	0	0,5	1	4,5	5	10
NITRA	(μM)	0	7	10	20	5,6	30
AMMO	(μM)	0	7	10	11,4	20	30
Chl-a	(mg m ⁻³)	0	5	7	10	30	110
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	7	10	15	40	185
NT	(μM)	0	50	75	100	120	145
PT	(μM)	0	1	2	5	8	32

Pour les deux parties, la grille annuelle révèle un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. Ce sont les mêmes paramètres qui déclassent la qualité dans les deux secteurs, à savoir le phosphore dissous, la chlorophylle *a* et phéopigments et conséquemment les formes totales de l'azote et du phosphore. Pour ce qui est des sels d'azote, ils présentent des états moyens dans la partie sud mais bon à très bon dans la partie nord.

4.2. Grille de lecture de l'eau pour l'été 2002

Tableau 2.9 : Grille estivale (été 2002) de lecture de l'eau pour les stations sud (CNS) et nord (CNN) de la lagune de Canet.

CANET NORD			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0	20	30	35	40	50
TUR	(NTU)	0	5	10	17,0	25	40
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,3	1	1,5	4	37
NID	(μM)	0	2	3,1	6	10	20
NITRI	(μM)	0	0,09	0,3	0,5	0,75	1
NITRA	(μM)	0	0,00	1	3	5	10
AMMO	(μM)	0	1	3	3,0	5	10
Chl-a	(mg m ⁻³)	0	5	7	10	20	33
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	7	10	15	25	37
NT	(μM)	0	50	75	100	120	148
PT	(μM)	0	0,75	1,5	2,5	4,5	39

CANET SUD			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30	35	40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	18,0	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1		1,5		4	20
NID	(μM)	0		2	5,9	6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,10	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,03	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3		5	5,8	10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	25
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	27
NT	(μM)	0		50		75		100	103	120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	22

Les grilles de lecture estivale pour les deux parties sont pleinement cohérentes avec les observations effectuées à partir du suivi et de la grille annuelle. Les deux parties sont classées en mauvais état avec les mêmes paramètres déclassants. A noter qu'en période estivale le déséquilibre azote phosphore est encore plus marqué suite à la consommation de l'azote disponible par le phytoplancton mais surtout par l'herbier à *Ruppia* qui présente alors son développement maximum.

4.3. Evolution depuis 2000

Depuis 2000, une mauvaise qualité est observée pour les deux stations de la lagune. Le phosphore sous sa forme dissoute ou totale est le paramètre déclassant récurrent, et son origine est majoritairement sédimentaire (Tab. 2.10). Les classes de qualité associées aux différentes formes de l'azote fluctuent d'une année sur l'autre mais avec une tendance à la détérioration depuis le début du suivi. C'est la partie sud qui présente des concentrations les plus élevées en azote, incriminant l'Agouille del Mar et dans une moindre mesure le Réart, comme sources d'apport. De plus, des formes dissoutes, l'ammonium est dominant signant une origine domestique.

Tableau 2.10 : Evolution des diagnostics de l'eau estivaux pour les stations sud (CNS) et nord (CNN) de la lagune de Canet.

	Canet Nord		Canet Sud		
	2001	2002	2000*	2001	2002
Oxygène dissous (écart saturation)	Très bon	Moyen		Moyen	Moyen
Turbidité	Très bon	Moyen	Très bon	Moyen	Moyen
Phosphates	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Azote inorganique dissous	Très bon	Bon	Très bon	Mauvais	Bon
Nitrites	Très bon	Très bon	Moyen	Mauvais	Très bon
Nitrates	Très bon	Très bon	Très bon	Médiocre	Très bon
Ammonium	Bon	Moyen	Très bon	Mauvais	Médiocre
Chlorophylle a	Très bon	Mauvais	Très bon	Médiocre	Mauvais
Chlorophylle a + phéopigments	Très bon	Mauvais	Très bon	Moyen	Mauvais
Azote total	Mauvais	Mauvais	Bon	Moyen	Médiocre
Phosphore total	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
ETAT COLONNE D'EAU	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais

Légende : ■ Très bon ■ bon ■ Moyen ■ Médiocre ■ Mauvais

* grille basée sur un seul prélèvement ne permettant pas de faire un diagnostic

5. Autres réseaux

Dans le cadre de la campagne RNO sédiments effectuée en 1996, une station a été positionnée dans l'étang de Canet (Fig. 2.1). La totalité des résultats de cette campagne sont présentés dans le bulletin RNO 1998, et seule une sélection de contaminants organiques et métalliques est présentée dans le présent rapport (cf annexe 2).

Les niveaux de contamination mesurés pour les hydrocarbures polycycliques et les PCB se situent autour des médianes régionales et ne témoignent pas de problématiques spécifiques mais d'un bruit de fond de contamination en conséquence à la surface du bassin versant drainé. Les niveaux en DDT sont relativement élevés au vu des autres lagunes révélant des sources de contamination spécifiques étant donné l'interdiction d'utilisation de cette molécule depuis de nombreuses années.

Tableau 2.11 : Niveaux de contamination chimique des sédiments de la lagune de Canet (RNO, 1998).

Contaminants	Canet	Minimum lagunes L.-R.	Médiane lagunes L.-R.
Hydrocarbures polycycliques ($\mu\text{g kg}^{-1}$ PS)			
Benzo 3,4 pyrène	31.6	4.9	41.2
Benzo 3,4 fluoranthène	43	7.3	45.6
Benzo 1,12 pérylène	40	6.1	40.1
Benzo 1,12 fluoranthène	20.3	3.5	23.1
PCB ($\mu\text{g kg}^{-1}$ PS)			
CB 138	0.6	0.1	0.3
CB 153	0.7	0.1	0.4
CB 180	0.4	0.1	0.3
DDT ($\mu\text{g kg}^{-1}$ PS)			
	6.6	0,1	0,3
Métaux ($\mu\text{g g}^{-1}$ PS)			
Cadmium	0.16	0.14	0,4
Cuivre	119	9.3	32.4
Mercure	0.073	0.03	0.063
Plomb	33.7	10	23
Zinc	132	32.9	64.1

Pour le mercure et le cadmium, les niveaux relevés sont proches des minima régionaux. Le cuivre et le zinc présentent des niveaux 2 à 4 fois plus élevés que la médiane régionale. Étant donné la prédominance des limons fins, ces niveaux doivent être relativisés et reflètent surtout les activités du bassin versant (viticulture, zone urbaine, ...) et les contraintes physiques (surface drainée, apports en particules) que subit la lagune, plutôt que des sources spécifiques de contamination.

6. Conclusion

Le diagnostic complet et celui de la colonne d'eau fournissent un résultat similaire et classent la lagune de Canet St Nazaire dans un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. Cependant, ce mauvais état se singularise des cas de figures généralement rencontrés dans les lagunes très eutrophisées, comme par exemple celui des étangs palavasiens (Ifremer, 2001).

Cette dégradation est essentiellement due à un stock très important de phosphore à la fois dans les sédiments et la colonne d'eau, résultats des apports très importants en phosphore, adsorbé sur les particules charriées par le Réart. Parallèlement, la disponibilité de l'azote est réduite limitant la production phytoplanctonique et le développement de macroalgues opportunistes, si ce n'est aux débouchés de cours d'eau. Seule la phanérogame *Ruppia cirrhosa* se développe, puisant l'azote nécessaire à sa croissance dans les sédiments, et du fait de sa capacité à supporter des variations importantes de salinité. La faible diversité observée est à relier à l'instabilité hydrologique de la lagune, fortement sensible au régime des cours d'eau qui l'alimentent.

Par conséquent, il n'y a pas de dégradation de tous les compartiments (les macrophytes sont classés en vert et le phytoplancton en jaune) mais cet étang a un fort potentiel à se dégrader très rapidement, en cas d'une augmentation des apports en azote.

Les principales problématiques de cette lagune : comblement, eutrophisation et instabilité hydrologique, mais aussi la contamination chimique, se rejoignent donc et sont principalement liées à la surface énorme du bassin versant et les aménagements que ce dernier a subi. Cette situation illustre bien la nécessité d'une gestion intégrée à l'ensemble de l'hydrosystème (bassin versant et lagune) mais également la nécessité de définir des objectifs précis et des modalités de gestion pour y parvenir. La restauration et préservation de cette lagune impliquent un contrôle drastique des apports hydrauliques, tant en terme de quantité que de qualité.

7. Références bibliographiques

Ifremer-Créocéan-UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Tomes I et II. Rapport marché public n°90 9851, 412 p.

Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

RNO, 1998. Surveillance du milieu marin. Travaux du RNO. Edition 1998. Ifremer et MATE, 52 p.



La lagune de Salses-Leucate

sommaire

1. INTRODUCTION.....	53
2. DIAGNOSTIC DE L'EAU	55
2.1. GRILLE ESTIVALE DE LECTURE DE L'EAU	55
2.2. EVOLUTION PLURIANNUELLE	56
3. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON.....	57
4. SUIVI DES STATIONS D'ÉPURATION.....	58
4.1. QUALITÉ DES EFFLUENTS SORTANTS	60
4.1.1. <i>E. coli</i>	60
4.1.2. <i>DBO₅, DCO et MES</i>	60
4.1.3. <i>Azote et phosphore total</i>	61
4.2. ESTIMATION DES FLUX	62
4.2.1. <i>Débits</i>	62
4.2.2. <i>Escherichia coli</i>	63
4.2.3. <i>DBO₅, DCO et MES</i>	63
4.2.4. <i>Phosphore total et azote total</i>	65
4.3. DIAGNOSTIC SIMPLIFIÉ PAR LES MACROPHYTES	66
4.4. CONCLUSIONS	67
5. SUIVI DE LA POLLUTION PAR LE TRIBUTYLÉTAIN (TBT)	67
5.1. ECHANTILLONNAGE	68
5.2. RÉSULTATS	68
5.2.1. <i>Contamination des eaux</i>	68
5.2.2. <i>Chambrage des coquilles d'huîtres</i>	69
5.3. CONCLUSION	69
6. AUTRES RÉSEAUX DE SURVEILLANCE	69
6.1. RÉSEAU MICROBIOLOGIQUE (REMI).....	69
6.2. RÉSEAU PHYTOPLANCTON (REPHY).....	71
6.3. RÉSEAU NATIONAL D'OBSERVATION (RNO)	74
6.3.1. <i>RNO matière vivante</i>	74
6.3.2. <i>RNO sédiments</i>	74
6.4. RÉSEAU INTÉGRATEURS BIOLOGIQUES (RINBIO).....	78
7. MODÈLE HYDRODYNAMIQUE DE SALSES-LEUCATE.....	78
7.1. DESCRIPTION DU SITE.....	78
7.1.1. <i>Bathymétrie</i>	78
7.1.2. <i>Apports d'eau douce</i>	79
7.1.3. <i>Echanges avec la mer</i>	79
7.2. PROBLÉMATIQUE.....	80
7.3. APPLICATION DU MODÈLE MARS 3D	80
7.3.1. <i>La grille de calcul</i>	80
7.3.2. <i>Les forçages</i>	81
7.4. MODÉLISATION HYDRODYNAMIQUE.....	82
7.4.1. <i>Circulation en bassin fermé</i>	82
7.4.2. <i>Calibration des échanges avec la mer</i>	85
7.4.3. <i>Simulation d'une situation réaliste</i>	86
7.5. CONCLUSION ET PERSPECTIVES	87
8. CONCLUSION.....	88
9. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	88

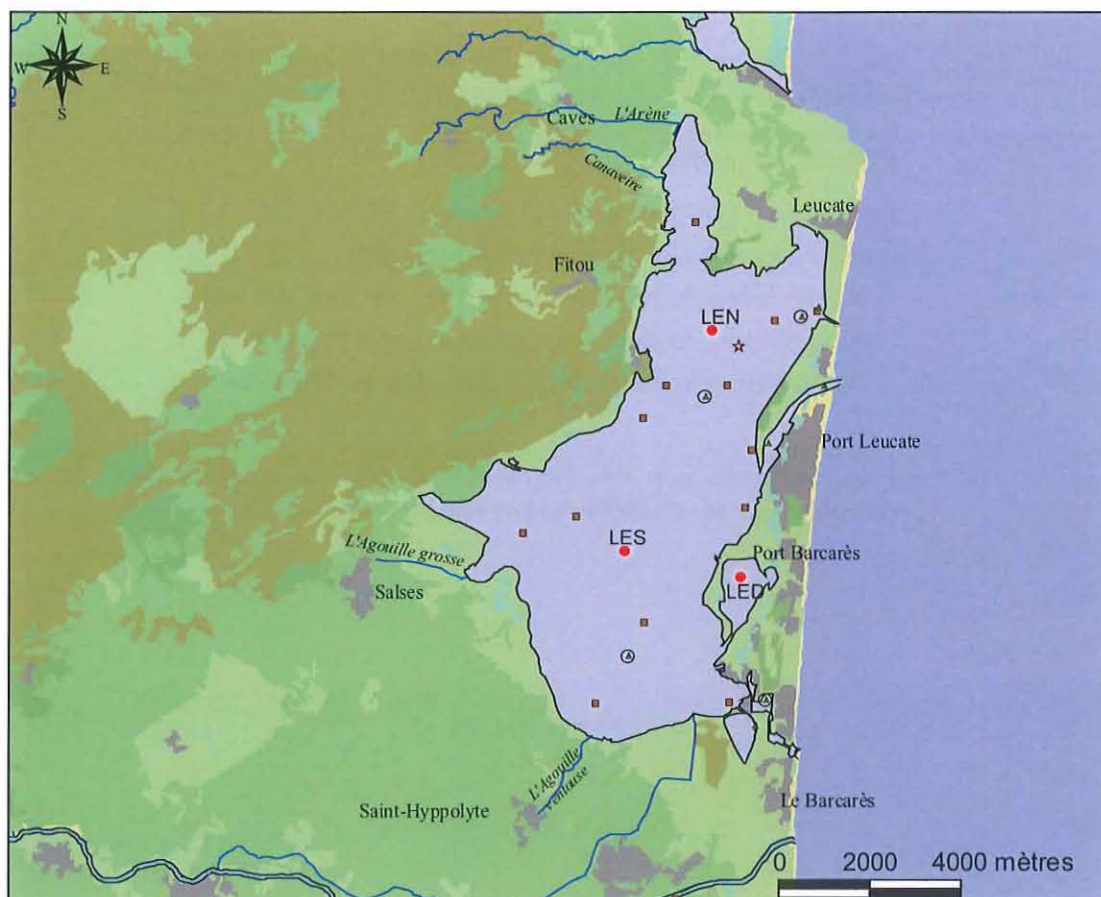
1. Introduction

Du fait des activités conchylicoles présentes, la lagune de Salses-Leucate fait l'objet d'une surveillance accrue de sa qualité environnementale. En plus, du suivi de l'eutrophisation réalisée dans le cadre du RSL, les réseaux de surveillance de l'Ifremer y sont bien implantés (Fig. 3.1).

Pour 2002, y étaient programmés dans le cadre du RSL :

- Le diagnostic de l'eau et du phytoplancton
- la poursuite du suivi des principales stations d'épuration
- la poursuite du suivi de la pollution par le tributylétain
- l'implantation du modèle hydrodynamique Mars 3D

L'ensemble de ces résultats sont présentés et analysés dans ce chapitre, complétés par les résultats des autres réseaux de l'Ifremer.



source: BD CARTHAGE, version 2.4, IGN 1996; BD CARTO, version 2, IGN 1997, Ifremer 2002

Légende

Occupation du sol

- Bâti
- Zone industrielle, commerciale, de communication ou de loisir
- Carrière, décharge
- Prairies, pelouse, et toute culture hors maïs et vergers
- Vigne, vergers
- Forêt
- Végétation naturelle basse ligneuse, maquis, garrigue, lande, broussailles
- Plage, dune, sable, gravier, golet ou terrain nu sans couvert végétal
- Rocher, éboulis
- Marais salant
- Zone humide

- stations colonne d'eau RSL
- stations benthiques RSL
- RNO sédiment
- RNO matière vivante
- RFMI

REPHY

RINBIO

Station d'épuration (EH)

- inf 1000
- 1000 - 5000
- 5000 - 10000
- 10000 - 100000
- sup 100000

Routes

voie ferrée

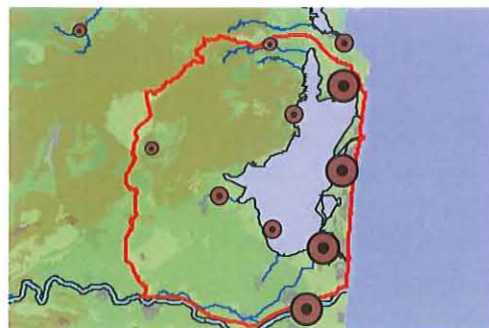


Figure 1 : La lagune de Salses-Leucate et son bassin versant.

2. Diagnostic de l'eau

2.1. Grille estivale de lecture de l'eau

Tableau 3.1 : Grille estivale de lecture de l'eau pour la station Leucate Nord (LEN) pour l'année 2002.

NORD			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
Δ %O ₂ SAT		0	6,3	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	4,2	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μ M)	0	0,06	0,3		1		1,5		4	
NID	(μ M)	0		2	2,4	6		10		20	
NITRI	(μ M)	0	0,15	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μ M)	0	0,30	1		3		5		10	
AMMO	(μ M)	0		1	2,0	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0	3,5	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	4,1	7		10		15		25	
NT	(μ M)	0	28	50		75		100		120	
PT	(μ M)	0	0,67	0,75		1,5		2,5		4,5	

La station de Leucate nord présente un très léger excès en ammonium aux mois de juillet et août faisant passer l'état très bon à bon. Ce constat ne reflète pas une dégradation du milieu qui montrait cette même caractéristique en 1999 et 2000.

Tableau 3.2 : Grille estivale de lecture de l'eau pour la station Leucate Sud (LES) pour l'année 2002.

SUD			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
Δ %O ₂ SAT		0	12,6	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	3,1	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μ M)	0	0,08	0,3		1		1,5		4	
NID	(μ M)	0	1,19	2		6		10		20	
NITRI	(μ M)	0	0,12	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μ M)	0	0,41	1		3		5		10	
AMMO	(μ M)	0	0,86	1		3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0	3,2	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	3,7	7		10		15		25	
NT	(μ M)	0	28	50		75		100		120	
PT	(μ M)	0	0,58	0,75		1,5		2,5		4,5	

Les eaux de la partie sud (LES) donne un très bon état vis-à-vis de l'eutrophisation.

Tableau 3.3 : Grille estivale de lecture de l'eau pour la station Leucate Dindilles (LED) pour l'année 2002.

DINDILLES			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
Δ %O ₂ SAT		0	5,2	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	2,0	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,20	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2	2,4	6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,05	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,35	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	2,0	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0	3,3	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	4,0	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	34	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75	1,01	1,5		2,5		4,5	

La grille de lecture attribue un bon état pour les eaux du bassin des Dindilles. Comme pour le bassin nord, un léger excès d'ammonium est observé. Le léger décalage pour le phosphore total est observé de manière récurrente depuis que cette station est suivie.

2.2. Evolution pluriannuelle

Les eaux de la lagune de Salses-Leucate sont dans un état satisfaisant depuis quatre ans. Les évolutions interannuelle de classe de qualité sont pas signe de dégradation ou d'amélioration de la qualité des eaux, mais reflètent simplement les variations interannuelles de l'hydroclimat local.

Tableau 3.4 : Evolution pluriannuelle du diagnostic de l'eau pour les trois stations suivies dans la lagune de Salses-Leucate.

	Leucate Nord				Leucate Sud				Dindilles			
	1999	2000*	2001	2002	1999	2000*	2001	2002	1999	2000*	2001	2002
Oxygène dissous (écart saturation)	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Turbidité	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Phosphates	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Azote inorganique dissous	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Nitrites	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Nitrates	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Ammonium	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Chlorophylle a	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Chlorophylle a + phéopigments	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Azote total	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Phosphore total	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
ETAT COLONNE D'EAU	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

Légende : ■ Très bon ■ bon ■ Moyen ■ Médiocre ■ Mauvais

* Les résultats de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille et ne peuvent donc être considérés comme un diagnostic

3. Diagnostic du phytoplancton

Tableau 3.5 : Grille estivale de lecture du phytoplancton pour les stations de Leucate Nord (LEN), Sud (LES) et Dindilles (LED) pour l'année 2002.

LEN		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50		100	208	500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2	2,4	5		10		50	
LES		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50		100	114	500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10	11,6	50	
LED		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	12,1	20		50		100		500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	1,60	2		5		10		50	

Les eaux de la partie sud de l'étang de Salses-Leucate (LES) ont vu se développer en juin une population de petite taille (3 μm) donc de type picophytoplancton mais appartenant au nanophytoplancton selon la grille. Le dénombrement donnait un résultat médiocre mais cependant très proche du seuil moyen/médiocre. Le résultat médiocre ainsi obtenu correspond donc à un double artefact de la grille qui sépare de façon suggestive les tailles et les seuils. Le résultat donné par la grille de diagnostic du phytoplancton ne traduit donc pas une dégradation des eaux. De plus, elle traduit une bonne capacité du milieu à la production phytoplanctonique nécessaire pour supporter la bonne croissance des coquillages en élevages.

Comme en 2001, les deux stations centrales (LES et LEN) de l'étang de Salses-Leucate ont révélé des quantités non négligeables de picocyanophytoplancton induisant un état médiocre par addition avec les autres espèces de picophytoplancton. Mais, comme il a été précisé dans le rapport 2001, les espèces appartenant au picocyanophytoplancton sont de très petite taille (< 1 μm). De fortes quantités de ces cellules ne se traduisent pas de fortes concentrations de chlorophylle. Les biomasses de picocyanophytoplancton peuvent donc être considérées comme négligeables par rapport au reste du picophytoplancton et au nanophytoplancton.

4. Suivi des stations d'épuration

Dans la lagune de Salses-Leucate, les principales stations d'épuration du bassin versant rejettent leurs effluents directement dans la lagune ou très légèrement en amont, cette situation fournit une occasion unique d'évaluer et de quantifier ces apports d'origine domestique. Par ailleurs, la démarche de SAGE initiée sur la lagune et la succession des crises de contamination bactériologique ont favorisé la mise en place d'un suivi des apports polluants par les principales STEP dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire.

Ce suivi a débuté en août 2000 et vient, en appui au Contrat d'Etang, alimenter le volet IIC «Suivi de la qualité du milieu» et accompagner la mise en œuvre du volet Assainissement de ce contrat. Au niveau régional, il constitue une démarche pilote applicable aux autres lagunes du Languedoc-Roussillon. A ce titre, une telle démarche a été initiée pour l'étang de Bages-Sigean dans le cadre du programme RSL 2002.

Les stations d'épuration retenues pour le suivi sont celles des communes, de Fitou, Salses-le-Château, St-Hippolyte et Le Barcarès (Tab. 3.6), la station de Leucate Village ayant été abandonnée en septembre 2001 en raison de l'absence

de rejet identifié et de sa prochaine (été 2003) mise en relation avec celle de Port-Leucate (bassin d'infiltration).

Le déroulement du suivi ainsi que les résultats (analyse et présentation) sont validés par un groupe de travail comprenant des représentants des exploitants des stations (SAUR et CGE), des SATESE de l'Aude et des P.O., de la MISE de l'Aude, de l'Agence de l'Eau, du SMNLR (Police de l'Eau), du Cépralmar et de l'Ifremer.

Les résultats présentés dans le présent chapitre courent d'octobre 2001 à septembre 2002, ils présentent ainsi deux saisons estivales et une intersaison. Les données pour le reste de l'année 2002 sont incomplètes en raison de problèmes logistiques. Le protocole du suivi, les méthodes de calcul et d'évaluation de l'impact du rejet sur les peuplements macrophytes du champ proche sont détaillés dans le rapport RSL 2001 (Ifremer, 2002). Les modifications apportées à partir septembre 2001 sont la réduction de la fréquence de mesures (de tous les 15 jours à tous les mois) et l'utilisation de données d'autosurveillance lorsque possible afin de minimiser le coût du suivi.

Tableau 3.6 : Principales caractéristiques des stations suivies

Caractéristiques	Fitou	Le Barcarès	St Hippolyte	Salses le Château
Exploitant	Générale des Eaux	SAUTLEBAR	SAUR	SAUR
Année de mise en service	1970	1989	Janvier 1995 Lagunage 1976	1 ^{ère} tranche 1968 2 ^{ème} tranche 1975
Capacité nominale (EH)	1 800	55 000	3 000	4 000
Filière de traitement	Biologique	Biologique	Biologique	Biologique
Ouvrages	Boues activées Clarificateur Lagunage	Physico-chimique Biofiltration Lagunage	Boues activées Clarificateur Lagunage	Boues activées Clarificateur Lagunage
Autosurveillance	Non	Oui	Oui	Oui
Milieu récepteur (distance étang)	Etang	Etang	Agouille Ventouse (1900 m)	Agouille Grosse (2000 m)
Actions en cours en vue d'une amélioration du fonctionnement	2003-04 : travaux sur réseaux 2004 : travaux sur la station	Travaux sur réseau achevé 2003-04 : travaux sur station	2002-03 : travaux sur réseaux	2003 : travaux sur réseaux 2004 : travaux sur station

4.1. Qualité des effluents sortants

4.1.1. *E. coli*

Depuis septembre 2001, seul un paramètre bactériologique, *Escherichia coli*, indicateur de contamination fécale, est suivi. Le paramètre entérocoque n'ayant pas fourni, sur les suivis effectués en 2000 et 2001, d'informations supplémentaires pertinentes (Rapport RSL 2001). Il n'existe pas actuellement de normes réglementaires de rejet pour les paramètres microbiologiques. La Commission Locale de l'Eau du SAGE, a préconisé en 2001 des seuils de concentrations à ne pas dépasser : 1000 *E. coli*/100 ml en été et 10000 *E. coli*/100 ml en automne, hiver et printemps. Les taux d'abattement des *E. coli* dans les STEP sont calculés à partir de la concentration théorique en *E. coli* des affluents qui est de l'ordre de $6,66 \cdot 10^6 / 100 \text{ ml}$ (en considérant qu'un Equivalent Habitant génère une pollution quotidiennement de 150 litres d'eau et 10^{10} *E. coli* par jour).

La qualité bactériologique des effluents des 4 stations suivies d'octobre 2001 à septembre 2002 présente des fluctuations saisonnières et varie considérablement en fonction de la STEP considérée, illustrant les différences d'efficacité des traitements appliqués sur le paramètre fécal bactérien. A titre d'exemple, en janvier 2002, une différence de concentration d'environ 5 log est observée entre les stations de Barcarès (ou de Saint Hippolyte) et de Fitou dont la concentration atteint à un pic de $2,5 \cdot 10^6$ *E. coli*/100 ml.

Les concentrations d'*E. coli* des effluents des STEP de Barcarès et de Saint Hippolyte évoluent de façon similaire tout au long du suivi (Fig. 3.2). Pendant l'intersaison estivale, le taux d'abattement des bactéries est d'en moyenne 5 log, les concentrations sont stables et bien en dessous du seuil préconisé par la CLE. En revanche, des dépassements sont observés en fin d'été contrairement à ce qui avait été observé en 2001. La station de Salses le Château présente des concentrations inférieures au seuil préconisé par la CLE tout au long du suivi excepté au cours du mois de janvier.

Bien que les analyses des effluents de la station ne soient effectuées que sur des eaux prélevées en début de lagunage (le paramètre de suivi bactérien n'a subi que partiellement son traitement) en raison des infiltrations du caractère poreux du lagunage, les rendements épuratoires de la station de Fitou demeurent moins efficaces que ceux des trois autres stations suivies, quelle que soit la saison considérée. La concentration en *E. coli* de ses effluents est très variable et dépasse fréquemment les seuils préconisés.

4.1.2. DBO₅, DCO et MES

Pour ces trois paramètres, les concentrations observées pour les stations du Barcarès, de Fitou et de St-Hippolyte n'ont jamais dépassé les seuils des normes de rejet (Fig. 3.2). Seule la station de Salses affichent des dépassements

récurrents à partir du mois d'avril 2002 pour les paramètres DBO et la DCO. Cette situation est surtout remarquable pour la DCO et traduit un dysfonctionnement croissant de cette station d'épuration dont la capacité nominale organique et hydraulique est fréquemment dépassée..

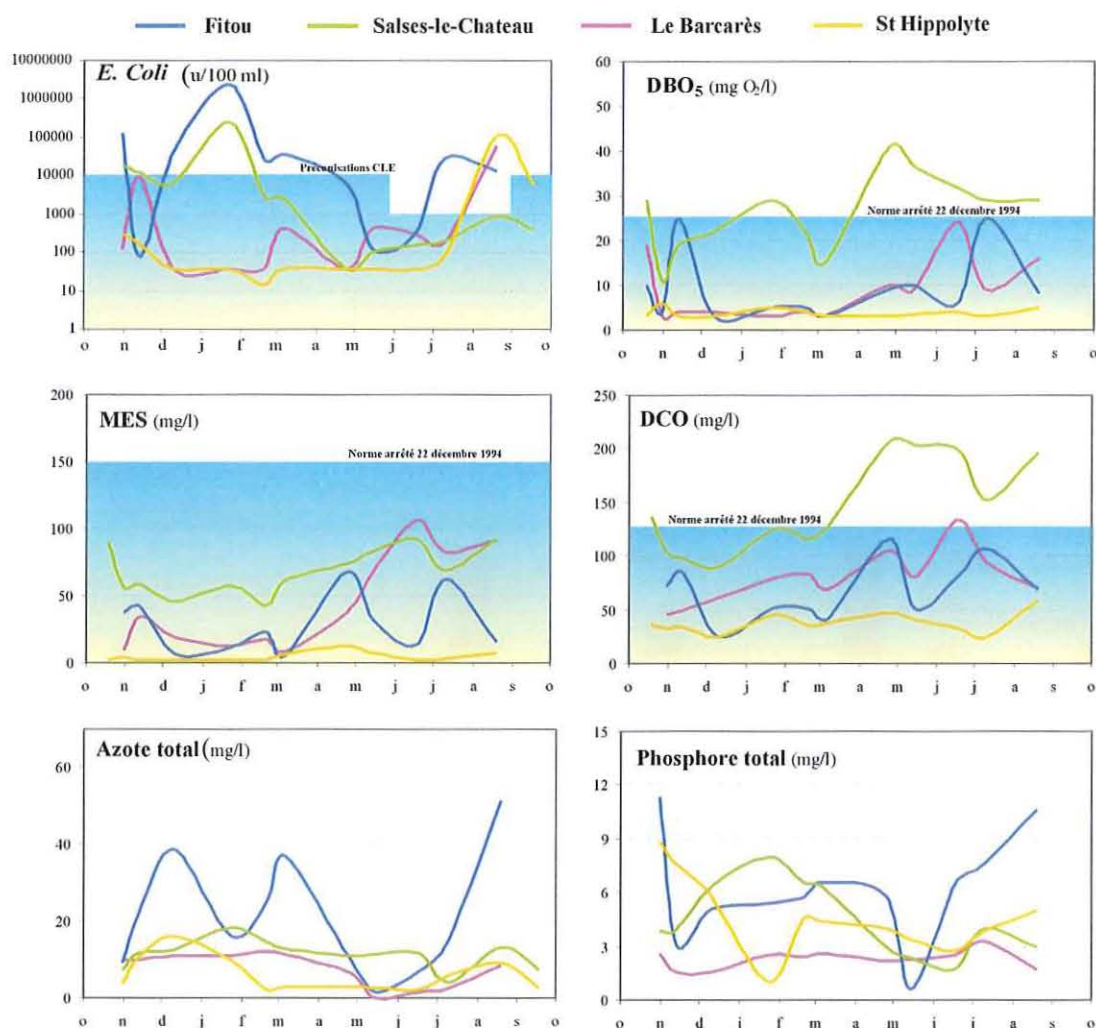


Figure 3.2. : Evolution mensuelle (2001-2002) de la qualité des effluents sortants des stations d'épuration de Fitou, du Barcarès, de Salses-le-Chateau et de St Hippolyte.

4.1.3. Azote et phosphore total

Les fluctuations des concentrations en azote total et phosphore total sont relativement erratiques. Les deux modes généralement observés (Ifremer, 2002) en hiver (moindre rendement du lagunage) et en été (augmentation charges

entrantes), ne sont pas marquées sur la période examinée. C'est la station du Barcarès qui présente la qualité d'effluent la plus régulière.

A l'exception de la station de Fitou (effet du prélèvement dans la première lagune) et des phases de perturbation, la qualité des effluents est satisfaisante pour l'azote et le phosphore avec des concentrations proches de normes appliquées aux zones sensibles.

4.2. Estimation des flux

4.2.1. Débits

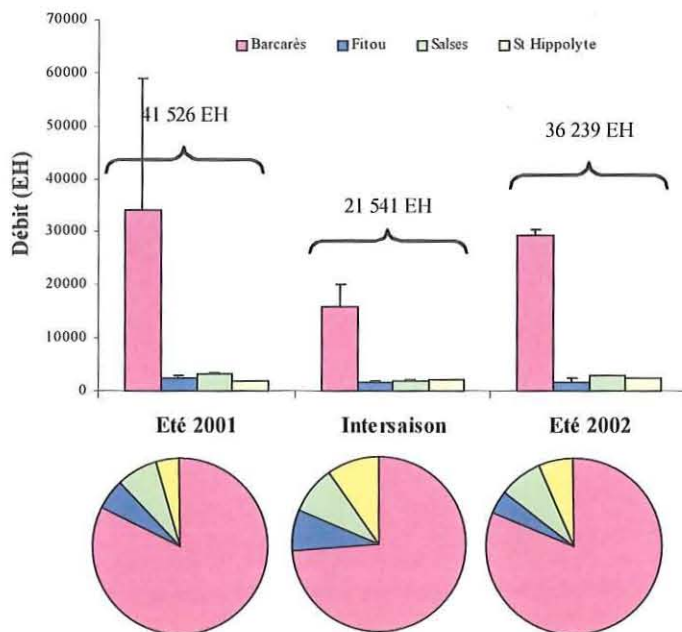


Figure 3.3: Débits par période (moyenne et maximum) et contribution relative de chaque station au flux total (diagramme en secteur)

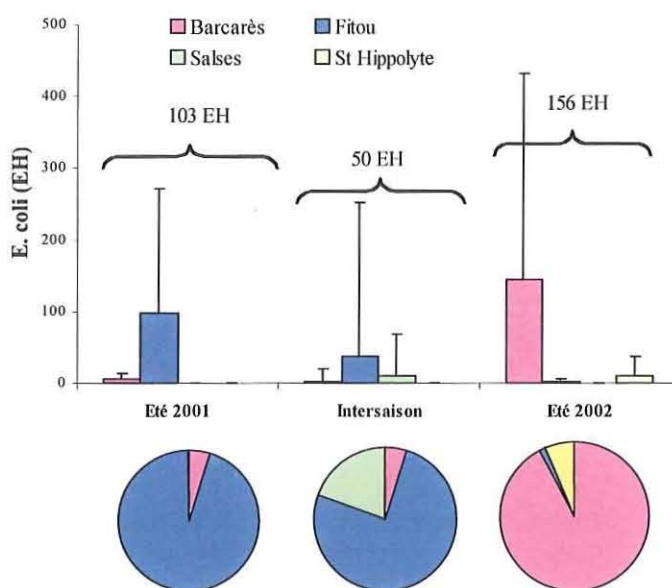
Correspondances EH

- 1 EH = 150 l/j
- 1 EH = 10^{10} E. Coli/j
- 1 EH = 60 g DBO₅/j
- 1 EH = 120 g DCO/j
- 1 EH = 90 g MES/j
- 1 EH = 15g N/j
- 1 EH = 4g P/j

La répartition du flux hydraulique entre les quatre stations reproduit bien celle des capacités nominales (Tab. 3.6). La charge hydraulique à la lagune est réduite d'un facteur 2 entre les périodes estivales et l'intersaison reflétant les variations de population. Aucune différences significative n'est observée entre l'été 2001 et l'été 2002.

4.2.2. *Escherichia coli*

Figure 3.4 : Flux d'*E.coli* par période (moyenne et maximum) et contribution relative de chaque station au flux total (diagramme en secteur)



Les flux moyens sortants d'*E. coli* demeurent faibles pour les trois périodes, ils oscillent entre 43 et 120 EH et sont bien en dessous des capacités nominales des stations. Ceci illustre notamment l'efficacité du lagunage de Barcarès, dont les flux hydrauliques sont largement majoritaires quelle que soit la saison considérée, sur l'abatement de la flore bactérienne d'origine fécale. La contribution relative des stations au flux total d'*E.coli* ne suit pas en été 2001 et à l'intersaison la hiérarchisation des flux hydrauliques, le faible rendement épuratoire de la station de Fitou est à l'origine de ce constat.

4.2.3. DBO₅, DCO et MES

Les schémas saisonnier de charges sortantes des 4 stations suivies sont similaires à ceux observés en 2001 que ce soit du point des valeurs ou de la contribution relative de chaque station (Ifremer, 2002). A noter que ntre l'été 2001 et l'été 2002, les flux de DBO₅ et de DCO ont été légèrement réduits, cette baisse étant essentiellement liée à celle de charge émise par la STEP de Barcarès. Cette évolution s'explique en partie par une étalement plus important des charges entrantes sur la saison estivale. En revanche, les flux en MES ne sont pas diminués mais témoignent du bon fonctionnement des lagunages en été qui transforme la matière organique en plancton.

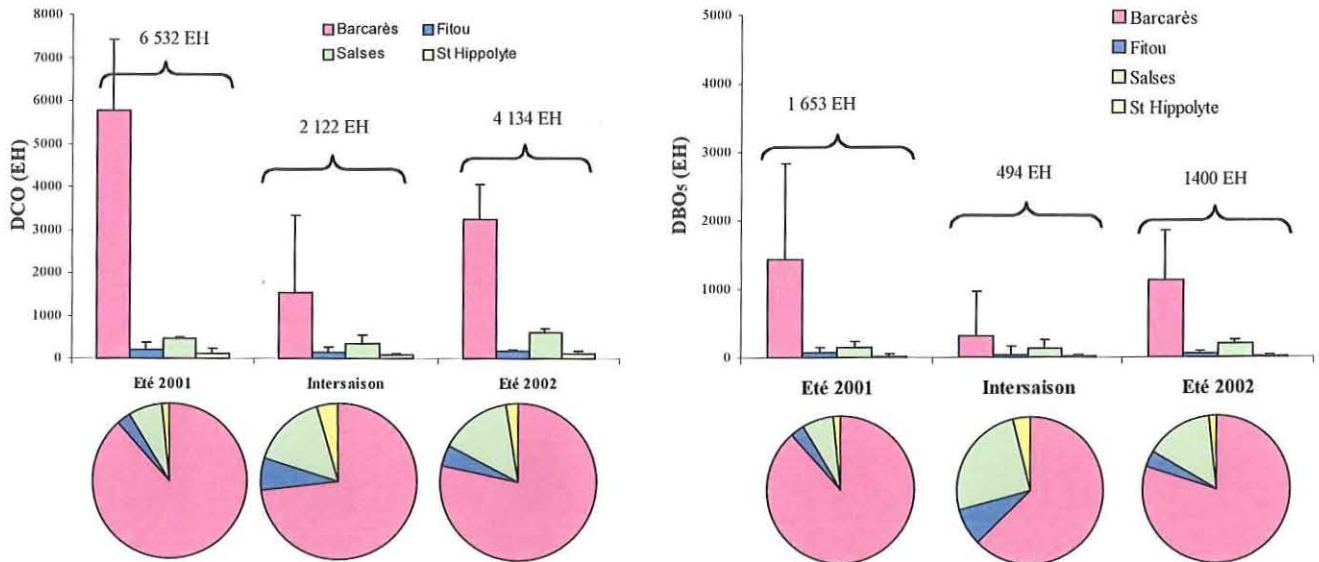


Figure 3.5 : Flux de DCO et de DBO₅ par période (moyenne + maximum), et contribution relative de chaque station au flux total (diagramme en secteur).

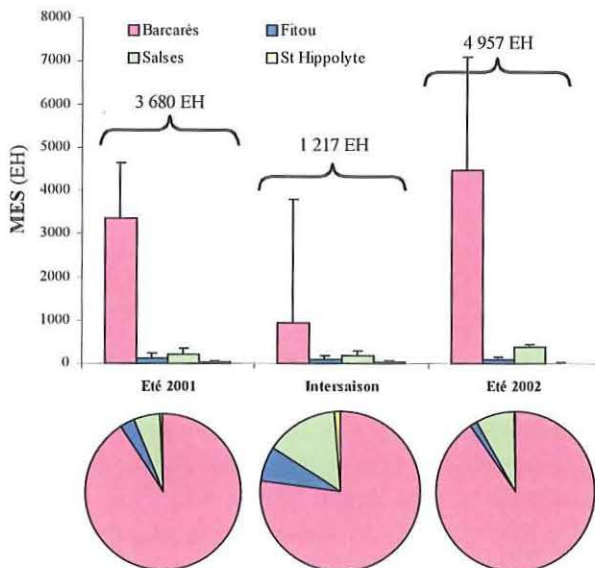


Figure 3.6: Flux de Matières en suspension par période (moyenne et maximum), et contribution relative de chaque station au flux total (diagramme en secteur).

Correspondances EH

- 1 EH = 150 l/j
- 1 EH = 10¹⁰ E. Coli/j
- 1 EH = 60 g DBO₅/j
- 1 EH = 120 g DCO/j
- 1 EH = 90 g MES/j
- 1 EH = 15g N/j
- 1 EH = 4g P/j

Consécutivement, les contributions relatives de chaque station au flux total sont modifiées avec une diminution de la part de la STEP du Barcarès et une augmentation de celle de Salses à l'été 2002, conséquence directe de la dégradation de la qualité des effluents observée pour cette station. D'une manière générale, la hiérarchie obtenue reflète bien celle des capacités nominales.

4.2.4. Phosphore total et azote total

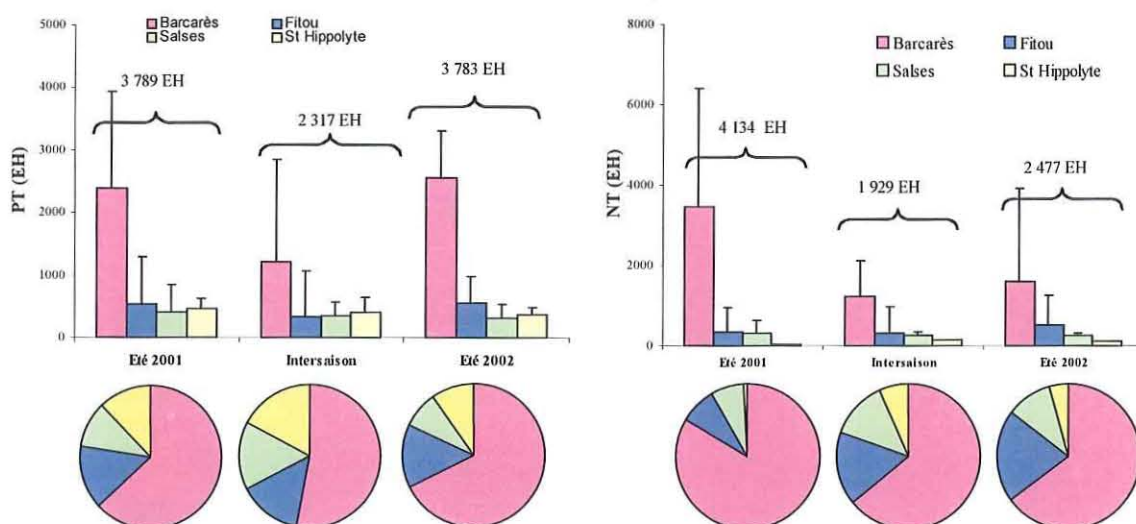


Figure 3.7 : Flux en phosphore (PT) et azote total (NT) par période (moyenne et maximum), et contribution relative de chaque station au flux total (diagramme en secteur).

Les flux de phosphore total, au contraire des précédents paramètres examinés, ne diminuent pas entre l'été 2001 et l'été 2002. La saison estivale entraîne une augmentation du flux total de l'ordre de 50%. C'est la STEP de Fitou qui présente les variations les plus amples avec un quadruplement des flux de phosphore de l'intersaison à l'été. Comme pour les années précédentes, le flux total estimé demeure important (2000-3000 EH). Comme en 2001, la part de la STEP du Barcarès est faible au regard de sa capacité nominale (effet de l'abattement du phosphore dû au traitement physico-chimique) ce qui amplifie la part relative des trois autres stations plus petites.

Le flux total en azote pour les 4 STEP a été diminué entre l'été 2001 et 2002. Cette réduction est majoritairement due à la diminution des flux issus de la station du Barcarès. En conséquence, à l'été 2002, la part de cette STEP au flux total est réduite et le rôle des petites stations, notamment celles de Fitou et St-Hippolyte, amplifié.

4.3. Diagnostic simplifié par les macrophytes aux alentours de la zone de rejet

Tableau 3.7 : Résultats 2002 du diagnostic simplifié par les macrophytes dans les différentes zones aux alentours du rejet ou de l'émissaire de rejet

Station	Zone	Recouvrement total (%)		Recouvrement climax (%)		Nombre d'espèce		Diagnostic	
		Mai	Oct.	Mai	Oct.	Mai	Oct.	Mai	Oct.
Barcarès	< 20 m	50	5	5	1	9	7	Orange	Orange
	20-50 m	40	20	10	10	6	12	Jaune	Jaune
	>50 m	60	70	30	60	8	4	Jaune	Vert
St Hippolyte (agouille Ventouse)	< 20 m	99	5	1	1	4	4	Orange	Orange
	20-50 m	99	99	1	1	3	7	Orange	Orange
	>50 m	100	100	30	20	8	4	Jaune	Jaune
Salses (agouille Grosse)	< 20 m	80	50	0	0	2	2	Rouge	Rouge
	20-50 m	70	100	0	0	3	4	Rouge	Rouge
	>50 m	85	100	0	0	5	4	Rouge	Rouge
Fitou	< 20 m	80	20	65	10	3	4	Vert	Jaune
	20-50 m	90	60	55	35	4	4	Vert	Jaune
	>50 m	100	100	70	65	5	5	Vert	Vert

Légende :  Très bon  Bon  Moyen  Médiocre  Mauvais

Les campagnes de terrain pour établir le diagnostic simplifié par les macrophytes ont été effectuées respectivement le 24 mai et le 22 octobre 2003.

Une dégradation des peuplements de macrophytes est observée pour la quasi-totalité des zones examinées :

- pour la STEP du Barcarès, la qualité des macrophytes affiche un état médiocre et moyen. Contrairement à 2001, il n'y a pas d'impact de la saison estivale, et une amélioration de la zone au-delà des 50 m a été observée. Ce constat est à rapprocher de la réduction des flux enregistrée pour cette STEP.
- Les macrophytes au débouché de l'Agouille Ventouse où sont rejetés les effluents de la STEP de St Hippolyte présentent une qualité médiocre aux deux périodes. Cette zone est envahie par des populations importantes d'ulves, indice d'apports à haute valeur trophique. Cependant, d'autres causes de pollutions trophiques (serres agricoles, pluvial, mauvais entretien hydraulique) sont responsables de la mauvaise qualité des eaux de l'Agouille Ventouse.

- Les macrophytes qui reçoivent les eaux chargées de rejets de la STEP de Salses affichent un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. Toutes les zones examinées sont touchées. Néanmoins, d'autres sources d'azote et de phosphore (ex : agriculture, pisciculture) participent certainement à cet état.
- L'impact de la station de Fitou a surtout été observé à l'issue de la saison estivale avec le développement d'algues vertes eutrophiles comme les genres *Enteromorpha*, *Chaetomorpha* et *Cladophora*.

4.4. Conclusions

Cette année est marquée par une réduction significative des flux totaux émis à la lagune par les quatre STEP suivies, diminution qui est majoritairement à mettre au compte de l'amélioration de la qualité des effluents de la STEP du Barcarès. Une amélioration sensible de l'état des macrophytes autour du rejet a également été observée mais cette évolution demande à être confirmée. Cependant cette STEP demeure la plus grosse contributrice des flux d'eaux résiduaire émis à la lagune du fait de sa capacité nominale.

5. Suivi de la pollution par le tributylétain (TBT)

Le TBT est une substance très toxique pour les mollusques, y compris à des concentrations extrêmement faibles. Ainsi pour des teneurs voisines du ng.l^{-1} , on observe des modifications significatives de la sexualité des gastéropodes marins se traduisant par l'imposition de caractères mâles chez les femelles : imposex. Dans son stade aigu, les femelles deviennent stériles mettant en péril le renouvellement des populations. L'influence de concentrations similaires (2 ng.l^{-1}) sur la calcification (chambrage) des coquilles d'huîtres creuses *Crassostrea gigas* a été observée *in situ* et au laboratoire. Les perturbations se traduisent par la formation de chambres remplies d'une substance gélatineuse et l'absence de croissance. La reproduction des bivalves est affectée à partir de concentrations supérieures à 20 ng.l^{-1} . Une échelle de relation entre concentrations en TBT et effets sur l'embryogenèse et le développement des larves a été proposée par His et Robert (1983-1985). Comparativement, la reproduction des poissons semble être affectée à des concentrations de l'ordre de 1 à $10 \mu\text{g.l}^{-1}$: c'est-à-dire 1 000 à 10 000 fois plus élevées.

Les sources d'apport étant saisonnières et liées aux activités nautiques et portuaires, les teneurs en TBT et celles de ses produits de dégradation (DBT, MBT) ont été déterminées dans les eaux de l'étang de Salses-Leucate, afin de les comparer à un indicateur biologique spécifique de l'exposition au TBT : le chambrage des coquilles d'huîtres *Crassostrea gigas*.

5.1. Echantillonnage

Les prélèvements d'eau ont été réalisés à partir d'embarcations n'ayant pas reçu de protection par des peintures antisalissures ; les dates, coordonnées géographiques (GPS) des points de prélèvements, ainsi que la température et la salinité des eaux échantillonnées sont reportées dans le tableau 3.8.

Tableau 3.8 : Localisation des points de prélèvement d'eau.

Station	Coordonnées GPS		Date de prélèvement	Temp. (°C)	Salinité
Leucate Parc 2	N : 42° 52' 27	E : 3° 00' 94	22/07/02	25,3	35,5
Leucate Port	N: 42° 51' 63	E : 3° 02' 31	05/08/02	22,9	37,7
Zone technique					
Leucate Port	N: 42° 51' 65	E : 3° 02' 33	22/07/02	21,8	37,2
Chenal d'entrée					

Les prélèvements d'huîtres pour l'examen des coquilles ont été réalisés le 22 juillet 2002 au point REPHY Parc Leucate. L'échantillon était constitué de trente individus de taille comprise entre 60 et 90 mm, correspondant à des organismes en élevage depuis plus d'un an.

5.2. Résultats

5.2.1. Contamination des eaux

Les résultats des analyses reportés dans le tableau 3.9 montrent que les teneurs en TBT et triphénylétain (TPHT) dans les parcs sont inférieures aux seuils de détection, soit respectivement 0,28 et 0,32 ng/l. Les concentrations en produits de dégradation, bien que très faibles et non significatives en terme de toxicité, traduisent l'existence d'un apport faible en TBT dont la localisation ne peut être attribuée à la zone échantillonnée. La zone technique du port de Leucate apparaît contaminée par du TBT, ses produits de dégradation (DBT et MBT) et des traces de TPHT : même si les concentrations peuvent être considérées comme faibles elles traduisent néanmoins l'existence d'apports qui ne devraient pas exister compte tenu de la réglementation en vigueur. La contamination des eaux du chenal d'accès, imputable au trafic de la flottille confirme cette conclusion.

Par rapport aux résultats enregistrés en 2001, la contamination par le TBT de la zone de parc est en nette régression, alors que celle du milieu portuaire a peu diminué, soit de 3,73 à 2,53 ng/l.

Tableau 3.9 : Résultats d'analyse des organostaniques dans les eaux.

	Concentrations d'ion en ng.l ⁻¹			
	TBT	DBT	MBT	TPhT
Leucate Parc 2	<0,28	0,06	0,61	<0,32
Leucate Port Zone techn.	2,53	3,59	2,95	traces
Leucate port chenal d'entrée	0,72	1,68	0,24	<0,32

5.2.2. Chambrage des coquilles d'huîtres

La totalité des coquilles examinées est indemne de chambrage caractéristique d'une exposition au TBT. Par contre, il a été observé un taux important (20 %) d'infestation par le ver parasite *Polydora*.

5.3. Conclusion

Les résultats 2002 montrent que dans l'étang de Salses – Leucate, la contamination par le TBT n'est plus décelable dans les eaux au niveau des parcs conchylicoles. Les observations relatives aux anomalies de calcification des coquilles d'huîtres confirment la diminution de la contamination.

Par contre, le chenal d'accès et la zone technique du port, sont toujours soumis à des apports en TBT dont l'origine est à rechercher dans le non-respect de la réglementation. On notera toutefois que le triphénylétain n'est plus détecté dans les échantillons portuaires, alors que sa présence observée en 2001 en faisait une particularité de l'étang de Salses-Leucate.

6. Autres réseaux de surveillance

6.1. Réseau microbiologique (REMI)

La zone conchylicole de l'étang de Salses-Leucate est le deuxième site régional, l'activité principale est basée sur l'ostréiculture, en moyenne 800 tonnes d'huîtres creuses sont produites chaque année. Depuis 1996, l'étang de Leucate était classé A provisoire pour le groupe 3 (bivalves non fouisseurs), et l'étang de Salses B provisoire pour les groupes 2 (bivalves fouisseurs) et 3. En 2002, en application de l'arrêté du 21 mai 1999, l'ensemble de l'étang Salses-Leucate fut classé en B pour les groupes 2 et 3.

Dans le cadre du REMI¹, trois points font l'objet d'un suivi mensuel en stratégie régulière, deux sont situés dans les parcs ostréicoles de l'étang de Leucate (huîtres creuses), et le troisième est situé dans le bassin de Salses (moules). Jusqu'en juin 2001 les moules étaient prélevées à partir du bord au point Coudalère; depuis l'acquisition de moyens nautiques supplémentaires, elles sont prélevées à une cinquantaine de mètres sur les bouées du chenal. Les résultats obtenus sur ces deux points, sont représentés sur le même graphe.

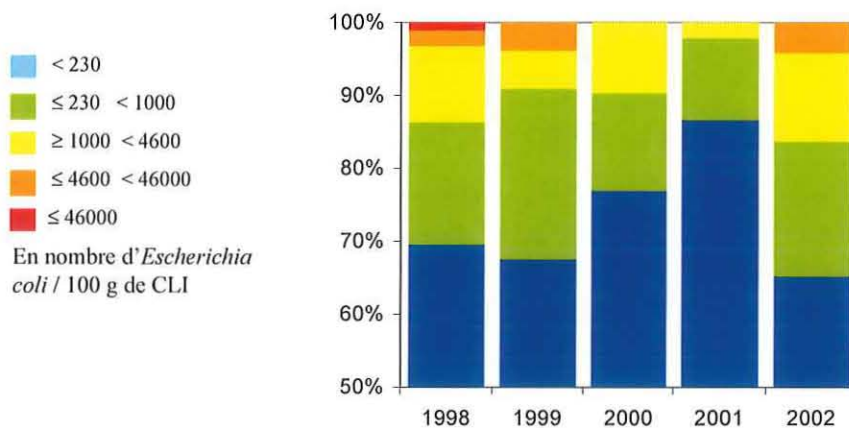


Figure 3.8 : Résultats du REMI de 1998 à 2002 dans l'étang de Salses Leucate. Fréquence d'occurrence des différentes classes de qualité par année pour l'ensemble des points de suivi de l'étang.

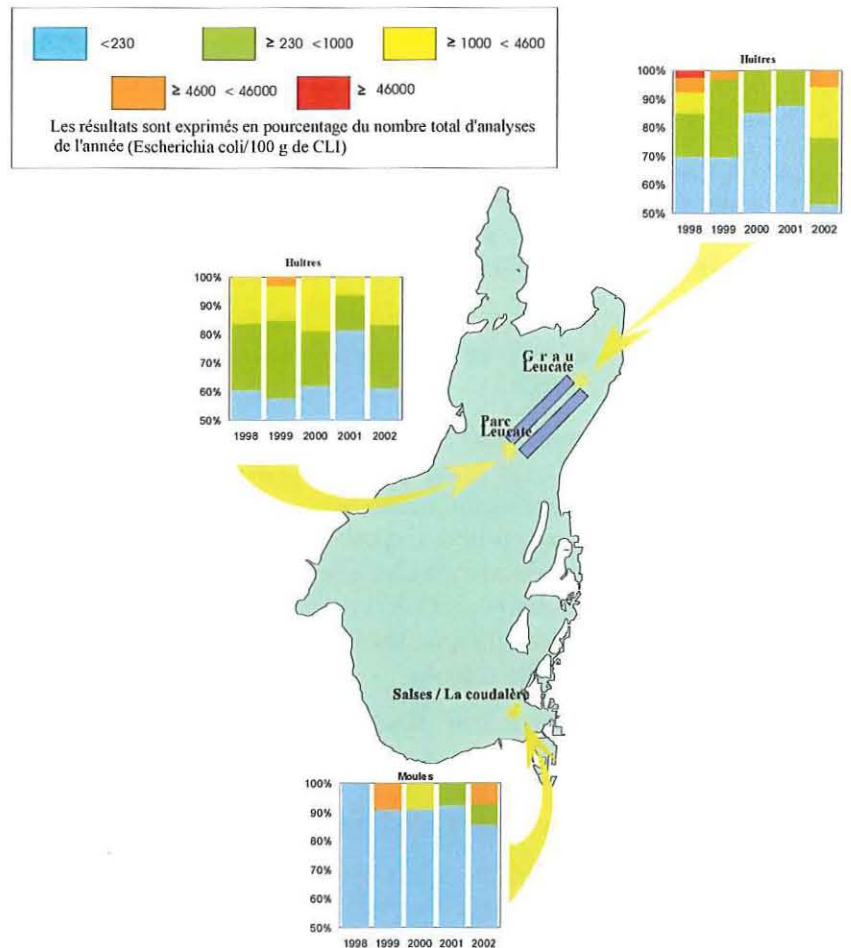
En 2002, en plus des 12 séries prévues dans la stratégie régulière; 6 séries de prélèvements supplémentaires ont été effectuées lors de pré-alertes: suite à des dépassements du seuil des 4600 EC/100 g de CLI, norme définissant la classe de qualité B ou suite à des épisodes de fortes pluies.

Les résultats obtenus en 2002 confirment la sensibilité de la zone vis à vis de contaminations bactériologiques, 35% des résultats sont supérieurs à 230 EC/100 g de CLI. Sur l'ensemble des résultats obtenus en 2002 dans la zone, 96% sont situés en dessous de 4600 EC / 100 g de CLI et 4 % sont situés entre 4600 et 46 000 EC/100 g de CLI. Ces résultats sont en adéquation avec le classement actuel de la zone.

Les événements météorologiques du dernier trimestre ainsi que les dysfonctionnements de stations d'épuration ont probablement à l'origine de la dégradation de la qualité sanitaire en fin d'année, notamment au niveau de l'étang de Leucate.

¹ Cf présentation du REMI et du classement de zone en annexe 4

Figure 3.9 : Résultats du REMI de 1999 à 2002 dans l'étang de Thau. Fréquence d'occurrence des différentes classes de qualité par année pour chaque point de suivi de la zone. (ces résultats ne peuvent être utilisés pour établir un classement sanitaire)



6.2. Réseau phytoplancton (REPHY)

Le réseau de surveillance REPHY a deux objectifs principaux :

1/ la connaissance « patrimoniale » des espèces phytoplanctoniques présentes sur le littoral Français. Cette connaissance permet de suivre les évolutions des différentes espèces en fonction des saisons et de mesurer l'impact de certains événements climatiques sur le phytoplancton (abondance, diversité...).

2/ le suivi des espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques:

- *Dinophysis* et les toxines DSP (diarrhéiques)
- *Alexandrium* et les toxines PSP (paralytiques)
- *Pseudo-nitzschia* et la toxine ASP (amnésiante)

La problématique majeure de cette lagune reste la présence systématique tout au long de l'année de *Dinophysis* (Fig 3.10). Un tableau récapitulatif des épisodes de toxicité est fourni en annexe 6.

Dans le bassin de Salses (point Salses – Leucate ou Coudalère), cette présence importante a entraîné une toxicité des moules supérieure au seuil de santé publique de janvier à mars 2002 (toxicité mise en évidence en octobre 2001) et d'octobre à décembre (toujours en cours au 28/02/2003).

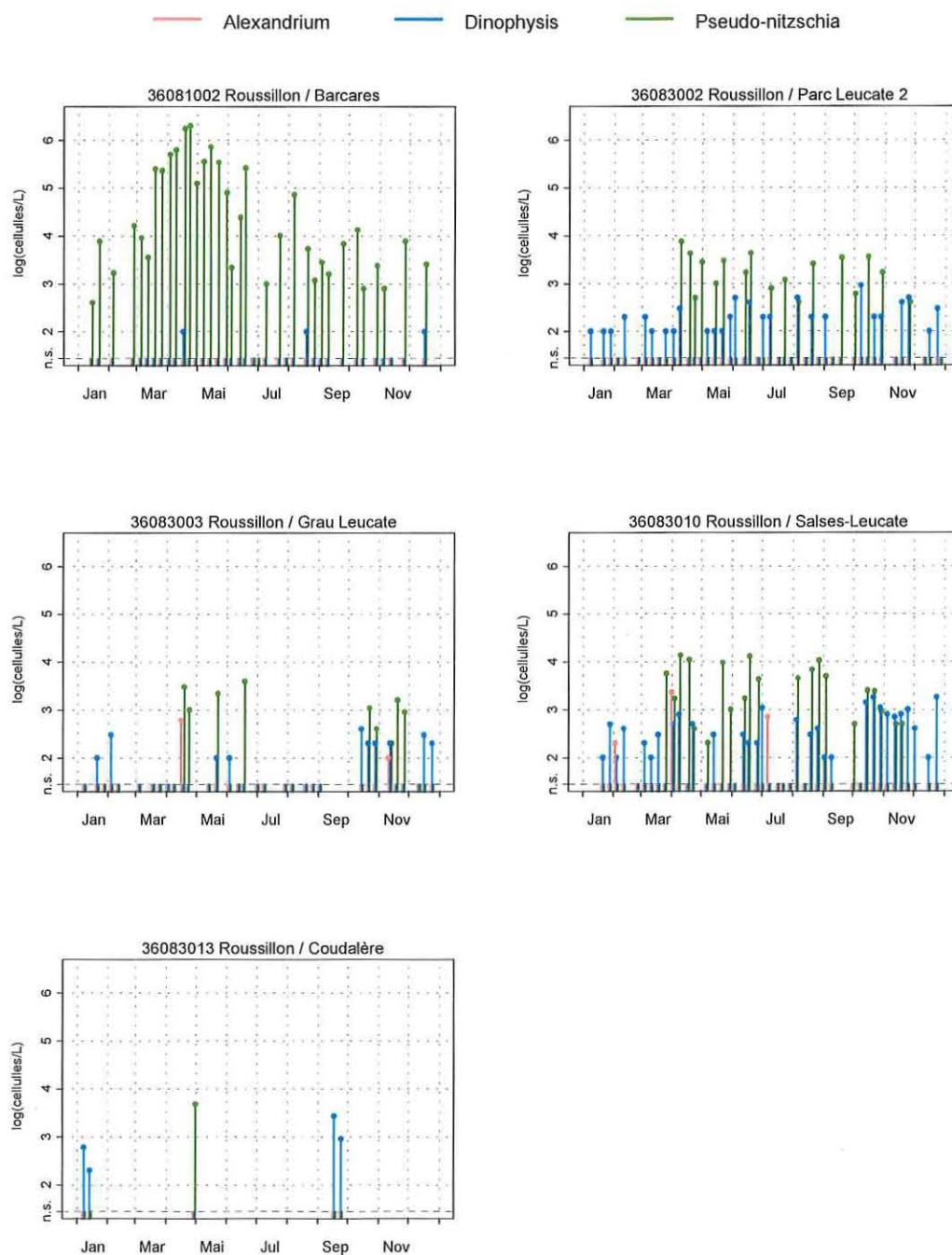
Dans l'étang de Leucate (point parc Leucate 2), les moules ont été toxiques en janvier et février puis en novembre et décembre (moules toujours interdites à la vente au 28/02/2003).

L'événement majeur de l'année 2002 restera l'interdiction de commercialiser les huîtres creuses de cet étang pendant quinze jours du 20 décembre au 2 janvier 2003. Les tests biologiques effectués sur les huîtres dans le cadre d'une étude particulière ont été positifs. Cependant la ou les molécules responsables de cette toxicité n'ont pas encore été identifiées. D'après les premières expertises, l'acide okadaïque et ses dérivés (DTX3) produit par *Dinophysis* qui sont habituellement mesurés dans les coquillages des côtes françaises, n'ont pas été retrouvés dans les échantillons d'huîtres creuses.

L'année 2003 devra être mise à profit pour étudier la mise en place d'un programme de recherche en partenariat avec l'Université de Montpellier II et le laboratoire Arago de Banyuls. Ce programme devrait prendre en compte des recherches sur *Dinophysis* et sur les toxines DSP des coquillages.

Pour *Pseudo-Nitzschia*, c'est l'ensemble des espèces du genre qui sont comptabilisées car il est impossible en microscopie optique de différencier les différentes espèces, notamment les quelques-unes qui sont potentiellement toxiques. C'est pourquoi les abondances observées sont généralement élevées.

Résultats REPHY Abondance des flores toxiques en 2002



Source/Copyright REPHY-Ifremer, banque Quadrige

Figure 3.9 : Abondances cellulaires de espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques suivies par le REPHY dans la lagune de Salses Leucate (année 2002).

6.3. Réseau National d'Observation (RNO)

6.3.1. RNO matière vivante

Le RNO est un programme national mis en place par le Ministère chargé de l'environnement et coordonné par l'Ifremer. Son objectif premier est l'évaluation des niveaux et des tendances des contaminants chimiques et des paramètres généraux de la qualité du milieu. Dans certains cas, en particulier quand l'échantillonnage est réalisé en zone d'élevage des mollusques, les résultats du RNO peuvent être comparés aux seuils fixés pour la protection des consommateurs. Les niveaux des différents contaminants mesurés pour l'ensemble des stations suivies dans le Languedoc Roussillon et leur comparaison aux médianes nationales sont fournies en annexe 2.

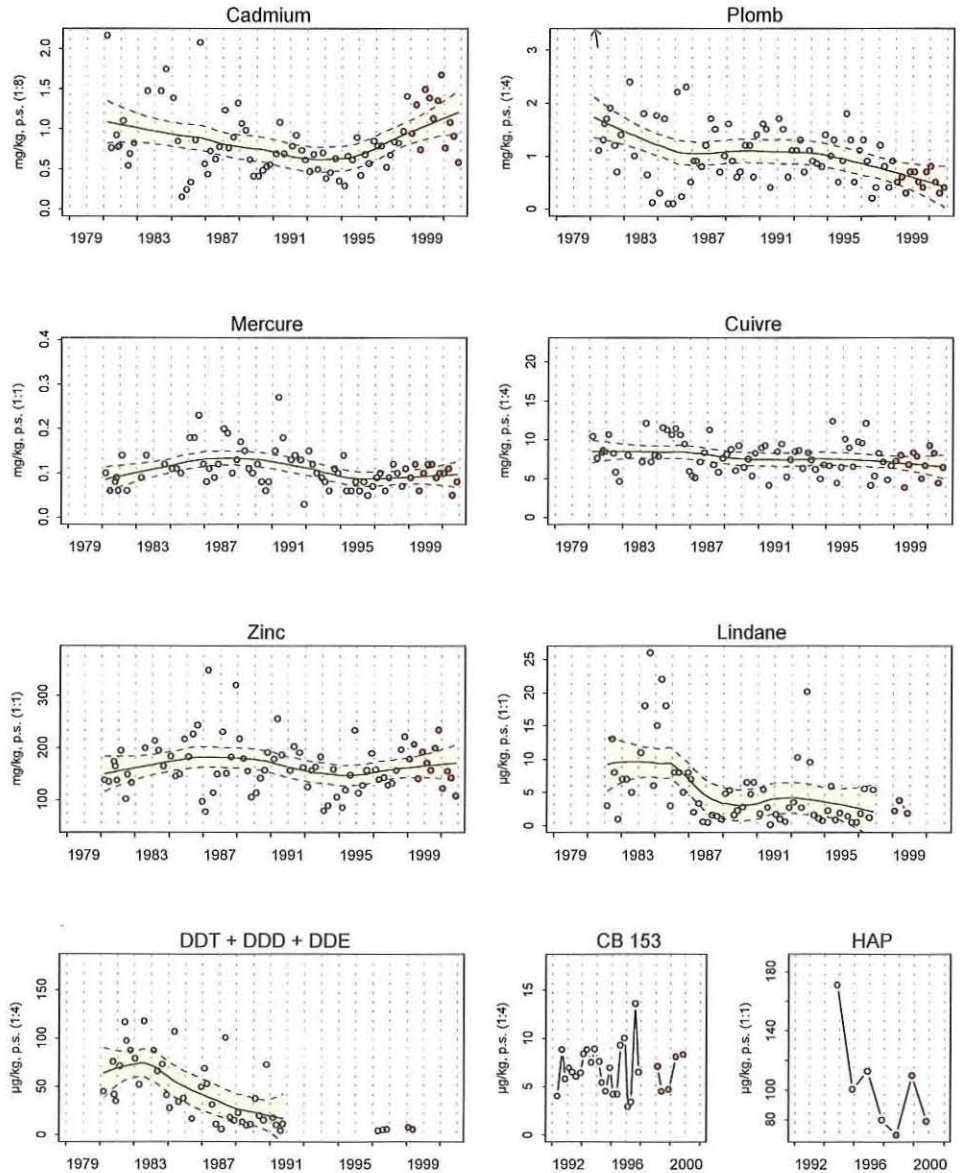
Du point de vue des niveaux, tous les contaminants suivis affichent des valeurs inférieures aux médianes nationales (annexe 6), à l'exception de la somme des DDT, DDD et DDE qui en est proche (à l'inverse des 6 autres points RNO suivis en Languedoc – Roussillon).

Contrairement aux autres lagunes surveillées, les teneurs en zinc et surtout en cadmium présentent une tendance croissante depuis plusieurs années dans les moules de la lagune de Salses-Leucate (Fig. 3.10).

6.3.2. RNO sédiments

Dans le cadre de la campagne RNO sédiments effectuée en 1996, sept stations ont été positionnées dans l'étang de Salses-Leucate (Fig. 3.11). La totalité des résultats de cette campagne sont présentés dans le bulletin RNO 1998, et seule une sélection de contaminants organiques et métalliques est présentée dans le présent rapport (cf annexe 2).

Résultats RNO
36083102 Roussillon / Etang de Leucate - Moule



Source/Copyright RNO MEDD-Ifrermer, banque Quadrige

Figure 3.10 : Niveaux et tendances d'évolution de la contamination dans les moules de la lagune de Salses-Leucate.

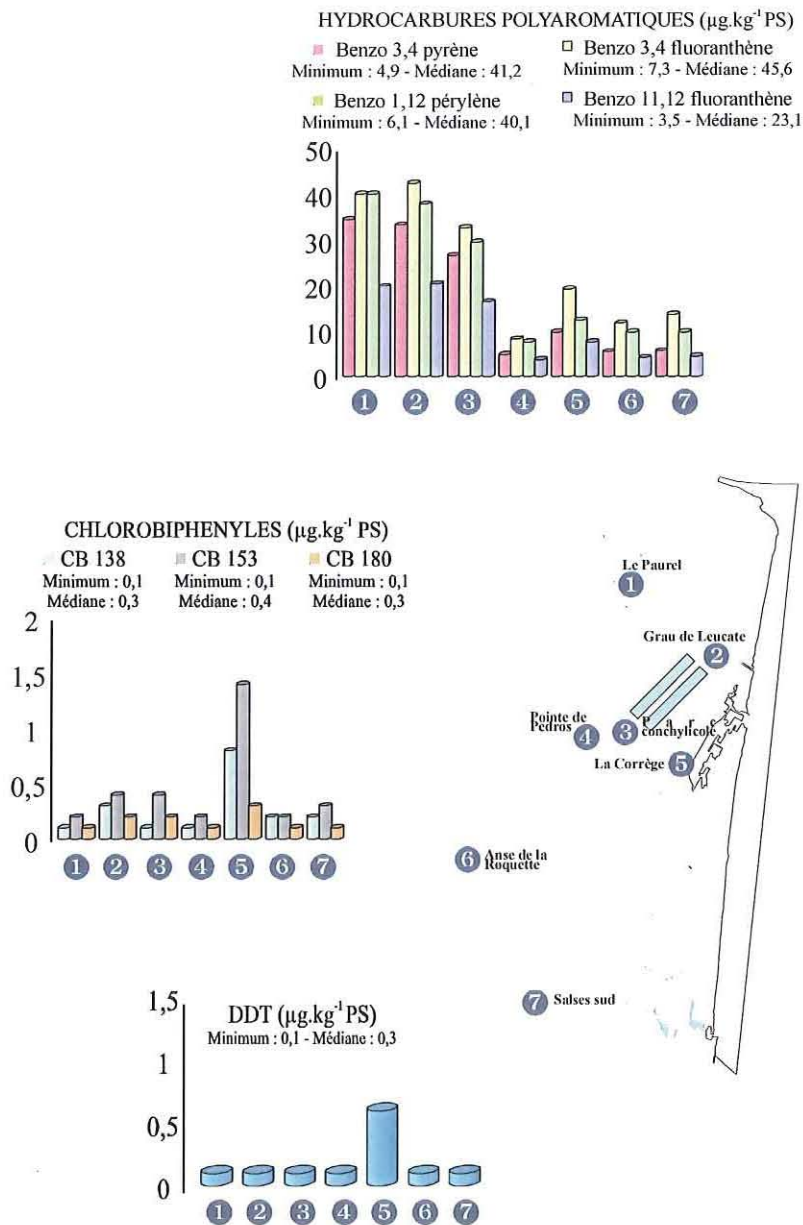


Figure 3.11 : Niveaux de la contamination organique (PAH, PCB et DDT) dans les sédiments (fraction < 2mm) de la lagune de Salses-Leucate (d'après RNO, 1998). Les valeurs médiane et minimum sont données pour l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon.

Pour les hydrocarbures polyaromatiques, deux groupes de stations se distinguent en fonction des concentrations mesurées dans les sédiments. Les stations 1, 2 et 3 situées les plus au nord de la lagune qui arborent des concentrations proches de la médiane des lagunes du Languedoc-Roussillon, et le reste des stations avec des concentrations 2 à 4 fois inférieures. Ce schéma spatial est à mettre en relation avec la densité du réseau routier plus forte sur les rives nord.

Pour les PCB et DDT, le schéma est totalement différent. La station de la Corrège (5) se démarque nettement des autres stations avec des niveaux 2 à 3 fois supérieurs à la valeur médiane pour les lagunes languedociennes.

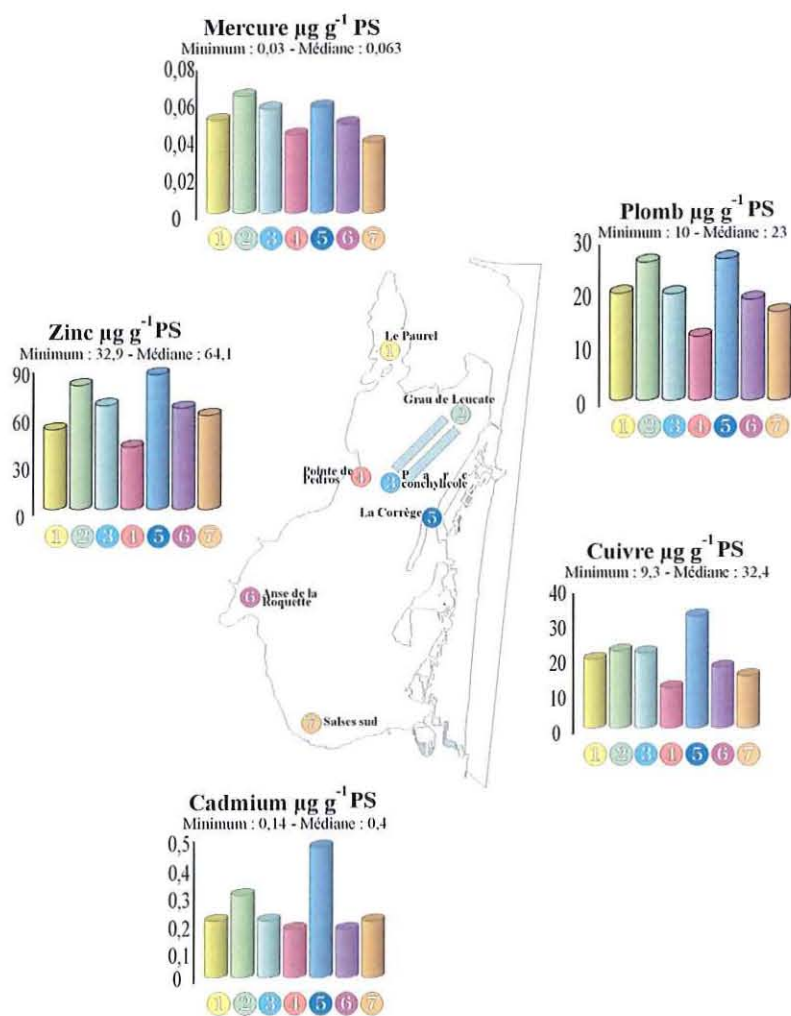


Figure 3.12 : Niveaux de la contamination métallique (Cu, Zn, Hg, Pb, Cd) dans les sédiments (fraction < 2mm) de la lagune de Salses-Leucate (d'après RNO, 1998). Les valeurs médiane et minimum sont données pour l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon

D'une manière générale, les sédiments de la lagune de Salses-Leucate présentent des concentrations sédimentaires aux alentours de valeurs médianes lagunaires pour le mercure et le plomb, légèrement au-dessus pour le zinc et au-dessous pour le cuivre et le cadmium (Fig. 3.12). La station de la Corrège (5), et dans un moindre mesure celle des parcs conchylicoles (2) se détachent du lot et montrent des niveaux légèrement plus élevés, en particulier pour le cadmium, le plomb et le zinc. Ces stations, de par leurs situation, sont celles qui subissent le plus l'influence de la zone portuaire et urbaine de Port-Leucate.

En résumé, pour les métaux et les molécules organiques considérés ici, les sédiments de la lagune de Salses-Leucate apparaissent modérément contaminés.

La zone de Port-Leucate (activité portuaire, zone urbaine, ...) est identifiée comme une source de contamination pour la lagune.

6.4. Réseau intégrateurs biologiques (RINBIO)

Ce réseau a pour but d'évaluer les niveaux de la contamination chimique dans le champ moyen, c'est à dire sur une zone où les concentrations mesurées correspondent à l'effet moyen de l'ensemble des apports, par implantation de stations artificielles à moules sur une période de 3 mois. Pour plus de détails sur les contaminants mesurés, la méthodologie, les modes de calcul et les résultats se reporter au rapport de la campagne 2000 (Andral *et al.*, 2001). Dans le cadre de la campagne du RINBIO 2000, deux stations artificielles à moules ont été positionnées dans la lagune de Salses-Leucate (Fig. 3.1), mais seule les moules de la station du bassin nord ont été retrouvées et analysées.

Pour l'ensemble des contaminants mesurés, les résultats correspondent au bruit de fond (niveau de base) de contamination observé à l'échelle du réseau et témoignent de l'absence d'une contamination avérée du milieu.

7. Modèle hydrodynamique de Salses-Leucate

Les précisions concernant le modèle MARS-3D utilisé ici, le fonctionnement hydrodynamique des lagunes et les connaissances et données nécessaires à leur modélisation sont présentées dans l'annexe 2. Des renvois à cette annexe sont précisés lorsque cela est nécessaire.

7.1. Description du site

La lagune de Salses-Leucate orientée nord-sud sur 13 km de long et 6 km de large s'étend sur 5400 hectares, pour un volume moyen de 90 millions de m³.

7.1.1. Bathymétrie

Les levés bathymétriques récents réalisés en octobre 2001 par le SMNLR (Service Maritime et de Navigation du Languedoc-Roussillon) permettent d'avoir une connaissance précise à 100 m de la topographie de la lagune (Fig. 3.13).

On observe dans la lagune deux bassins séparés par de faibles profondeurs au centre de l'étang : la partie nord de la lagune, le bassin de Leucate (profondeur moyenne de 1,5 m), et la partie sud, le bassin de Salses (profondeur moyenne de 2,1 m). D'est en ouest, les fonds descendent suivant une pente douce et régulière

pour remonter brusquement du côté oriental sous forme d'un talus. Les modifications de topographie entraînées par l'aménagement des graus se traduisent par une forte variabilité de la bathymétrie à l'approche des graus.

7.1.2. Apports d'eau douce

Les apports d'eau douce se font par les sources karstiques dont les plus importantes sont Font Dame et Font Estramar dans la partie sud ouest de la lagune. Les apports dans la partie nord ouest se font principalement par ruisseaux de nature torrentielle. Il existe également des résurgences d'eau douce par le fond de l'étang, se situant vers le centre du bassin nord.

7.1.3. Echanges avec la mer

Les échanges avec la mer se font par trois graus sur le cordon sableux littoral. Au nord, le grau de Leucate, un ancien grau aménagé, ne contribue que faiblement aux échanges entre la lagune et la mer. Plus au sud, le grau de Port-Leucate, artificiel et aménagé, est long de 3000 m et présente une section moyenne de 140 m² pour une profondeur moyenne 2,5 m. Enfin au sud, le grau de Port Barcarès est lui aussi artificiel et aménagé. Ses dimensions sont moindres : il est long de 2000 m avec une section moyenne de 80 m² pour une profondeur moyenne de 2,5 m. Des mesures de courant simultanément dans les deux principaux graus ont été réalisées en période estivale (Anonyme, 1984). Il apparaît que :

- de par leurs dimensions respectives, les volumes échangés par le grau de Port-Leucate sont cinq fois plus importants qu'à Port Barcarès,
- la déformation de l'onde de marée par les deux graus est différente. Le grau de Port-Leucate induit une dissymétrie entre les phases de flot et de jusant en augmentant fortement les périodes de courant sortant. Ainsi, alors que le grau de Port Barcarès présente une tendance à favoriser l'alimentation en eau de mer de la lagune, le grau de Port-Leucate facilite l'évacuation des eaux lagunaires vers la mer.
- il existe un déphasage entre les deux graus dans le basculement des courants de marée. Le courant s'inverse en général dans le grau de Port Barcarès puis en moyenne une heure et demie après dans le grau de Port-Leucate.

Enfin, un système de portes existe sur ces deux graus qui permet de les fermer en partie. Pour des raisons relatives à la pêche, ces portes sont fermées entre les mois d'octobre et de janvier.

7.2. Problématique

Un des premiers enjeux du modèle hydrodynamique sur ce site est de reproduire correctement les volumes échangés entre la mer et la lagune afin d'étudier l'impact de la fermeture des graus sur les fortes variations du niveau d'eau qui peuvent être observées dans l'étang. La complexité réside dans le fait que les échanges avec la mer se font par trois canaux qui présentent des réponses différentes aux variations de niveau entre la mer et la lagune.

Par ailleurs, depuis une vingtaine d'années, l'expansion d'une algue verte *Valonia aegagropila* est observée dans cet étang. La prolifération de cette algue n'est cependant pas due à un problème d'eutrophisation du milieu. Il est alors émis l'hypothèse que le déterminisme de l'invasion de l'algue *Valonia* est lié à sa spécificité morpho-anatomique (buisson sphérique rayonnant) qui la rend fragile et favorise sa fragmentation sous l'effet de contraintes mécaniques, chaque fragment pouvant reconstituer une sphère complète. La conceptualisation des processus gouvernant la dynamique de population de cette algue a débuté dans le cadre d'une thèse. Le couplage de ce futur « module biologique » au modèle hydrodynamique en cours de développement devrait aboutir, à terme, à un modèle écologique capable de reproduire la dynamique invasive de cette algue.

7.3. Application du modèle MARS 3D

7.3.1. La grille de calcul

La lagune de Salses-Leucate peut être considérée comme peu profonde. Les caractéristiques topographiques de cet étang, mettent en valeur les différences nettes entre les deux bassins principaux et présument de leurs conséquences sur la circulation des masses d'eau dans la lagune.

La grille de calcul (Fig. 3.13) qui s'appuie sur la bathymétrie fournie par le SMNLR est réalisée en coordonnées latitude-longitude. Le pas d'espace, suivant ces deux directions, est de 160 mètres, ce qui correspond à 56 mailles suivant la longitude, 91 suivant la latitude. Suivant la verticale, la colonne d'eau est décomposée en 10 couches.

Ce maillage est suffisamment précis pour reproduire les processus de circulation à l'intérieur de l'étang. Toutefois, la précision de cette grille ne permet pas de représenter les géométries complexes des marinas de la partie orientale.

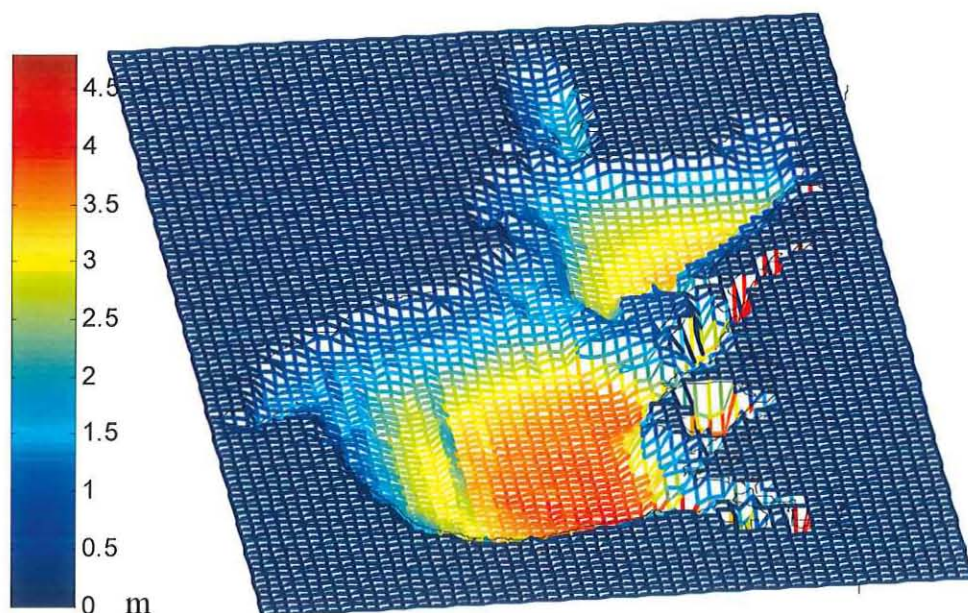


Figure 3.13 : Grille horizontale de calcul du modèle MARS 3D appliquée à la lagune de Salses-Leucate.

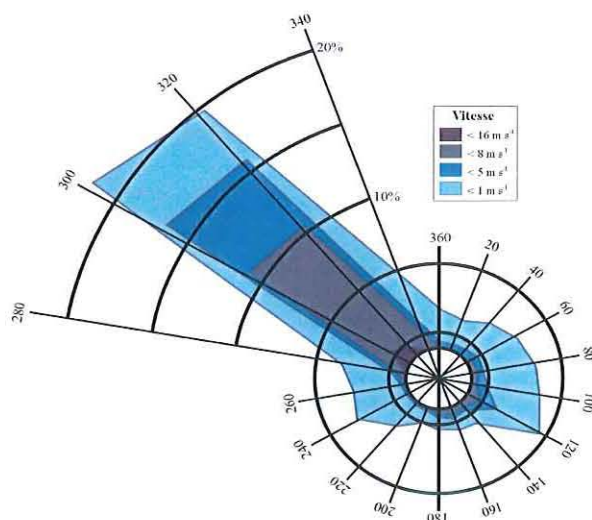
7.3.2. Les forçages

Les principaux forçages de la circulation des masses d'eau en milieu lagunaire sont présentés en Annexe 3.

Le vent : la fréquence des vents dans ce secteur est très élevée (ils soufflent en moyenne 4 jours sur 5) avec des vitesses qui, un tiers du temps, dépassent 60 km/h (> 15 m/s) (Cépralmar, 2000). Majoritairement, les vents dominants sont de secteur nord-ouest (Fig. 3.14).

Les apports d'eau douce par le bassin versant : seules sont considérées les deux sources karstiques d'eau douce Font Dame et Font Estramar, toutes deux situées sur le bord sud ouest de la lagune. Le débit moyen de ces apports est estimé à $1,4 \text{ m}^3/\text{s}$ pour Font Dame et $2 \text{ m}^3/\text{s}$ pour Font Estramar.

Figure 3.14 : Rose des vents : fréquence d'occurrence (d'après Martin, 1978)



7.4. Modélisation hydrodynamique

Dans un premier temps, les échanges avec la mer ne sont pas pris en compte : la lagune est considérée comme un plan d'eau isolé soumis au seul forçage du vent.

7.4.1. Circulation en bassin fermé

Un vent constant de 36 km/h (10 m/s) de secteur 315° nord est imposé à la surface de la lagune pendant plusieurs jours. Compte tenu de l'orientation nord-sud de l'étang, ce vent associé à un fetch important (cf. Annexe 3) induit un basculement du plan d'eau avec une différence de la hauteur d'eau entre les berges sud (surcote) et nord (décote) de l'ordre de sept centimètres.

La circulation stationnaire qui s'instaure, en réponse à ce forçage constant est relativement complexe. Le long des rives, les courants sont dirigés dans le sens du vent sur la totalité de la colonne d'eau. Les faibles profondeurs font que les courants s'accroissent dans ces zones. Au centre des bassins en revanche, les courants de surface sont faibles (Fig. 3.15a) alors qu'il existe au fond (Fig. 3.15b) d'importants courants de retour (opposé au sens du vent).

Le champ de vitesse moyenné sur la verticale présente, dans chacun des principaux bassins nord et sud, deux cellules tourbillonnaires (Fig. 3.16a) de sens opposé. Les hauts fonds, au centre de la lagune, imposent des circulations distinctes dans les bassins de Salses et de Leucate et limitent les échanges d'eau entre les deux parties de l'étang.

Cette limitation des échanges entre ces deux bassins est confirmée par la répartition des apports d'eau douce par les deux principales sources karstiques dont les exutoires se situent dans la partie sud de l'étang.

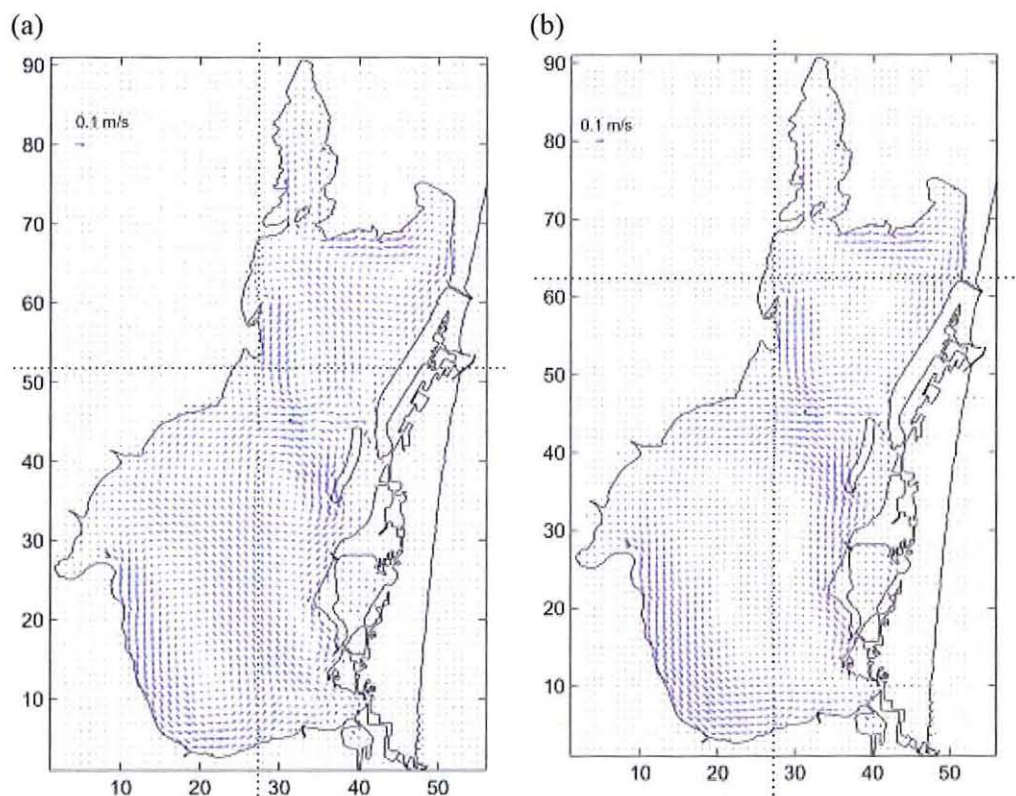


Figure 3.15 : Champ de courant induit par un vent constant de 10 m/s de secteur 315°. (a) : champ de courant en surface. (b) : champ de courant au fond.

La salinité initiale dans toute la lagune a été fixée à 34. Après 12 jours d'apports (Fig. 3.17a), les dessalures en surface associées aux apports par Font Estramar sont localisées au nord du bassin sud, tandis que l'influence de Font Dame se fait sentir le long de la rive sud ouest de ce même bassin.

Cette répartition est à mettre en relation avec la distribution du champ de courant moyenné sur toute la profondeur. Les deux cellules tourbillonnaires qui se sont développées dans le bassin sud (Fig. 3.16) sont telles que les deux apports d'eau douce sont engagés séparément dans chacune de ces deux structures.

Le transport et la dispersion d'un élément dissous apporté en surface dans le milieu ont donc tendance à suivre le champ de vitesse moyen et non pas le champ de courant de surface.

La distribution spatiale de ces noyaux de circulation horizontale est sensible à la direction du vent. Un vent orienté légèrement plus vers le nord (330°N au lieu de 315°N) modifie les structures tourbillonnaires dans le bassin sud et par conséquent la dispersion des éléments dissous dans le milieu. En particulier, la cellule de circulation ouest s'élargit : les deux apports se font alors dans le même noyau et n'induisent des dessalures que le long de la rive sud ouest de l'étang (Fig. 3.17).

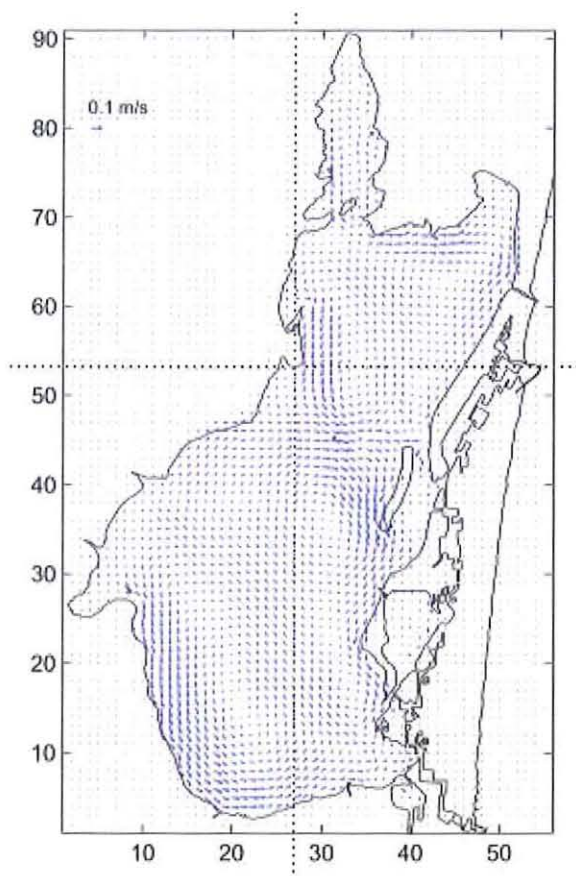


Figure 3.16 : Champ de courant moyen sur la verticale induit par un vent constant de 10 m/s de secteur 315° .

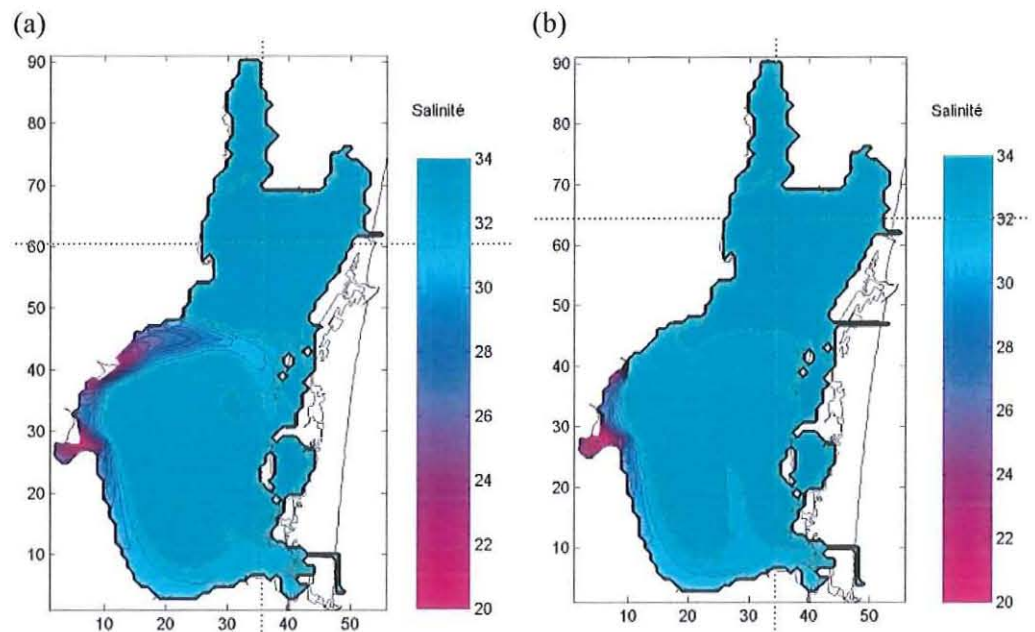


Figure 3.17 : Lignes d'iso-salinité induites par des apports constants d'eau douce par les sources karstiques de Font Dame ($1,4 \text{ m}^3/\text{s}$) et Font Estramar ($2 \text{ m}^3/\text{s}$). (a) Après 12 jours de vent constant de 10 m/s de secteur 315. (b) : Après 12 jours de vent constant de 10 m/s de secteur 330.

7.4.2. Calibration des échanges avec la mer

L'étude de sensibilité réalisée sur la définition de la topographie des graus de Port-Leucate et Port Barcarès a permis de mettre à jour les paramètres, qui dans le modèle, contrôlent les échanges mer-lagune.

En intervenant sur les différences de longueur et de section entre les deux canaux, tout en imposant un forçage identique aux limites ouvertes, le modèle permet de reproduire qualitativement les principales caractéristiques du fonctionnement des deux graus.

- La différence de longueur induit un déphasage sur les débits aux débouchés des graus dans la lagune : ce déphasage peut aller jusqu'à 5h pour la composante semi diurne de la marée.
- L'amortissement dans un canal est d'autant plus marqué que sa section est étroite. La différence de volume échangé entre les graus de Port-Leucate et Port Barcarès peut être mise en relation avec leur différence de section.
- L'allongement de la phase de jusant observé à Port-Leucate a pu être reproduit, de même qu'une dissymétrie inverse (non observée) pour le grau de Port Barcarès. Le fonctionnement combiné des graus, pour lequel Port-Leucate (respectivement Port Barcarès) tend à favoriser les échanges de la

lagune vers la mer (respectivement de la mer vers la lagune) est également reproductible par le modèle.

Toutefois, cette étude de sensibilité ne constitue qu'une première analyse qualitative du fonctionnement des graus. La phase de calibration et validation qui doit maintenant suivre nécessite de confronter les résultats des simulations à des mesures *in situ* de débit dans les graus. L'information apportée par l'analyse des différences de niveau entre des points choisis de façon pertinente ne semble pas suffisante car les déphasages qui apparaissent sur les débits ne sont pas perceptibles sur les hauteurs d'eau.

7.4.3. Simulation d'une situation réaliste

Dans le cadre du suivi des marnages des étangs littoraux audois mené par le Conseil Général de l'Aude, l'évolution des hauteurs d'eau est enregistrée en deux points de l'étang : Port Fitou (Fig. 3.18) et Port-Leucate. La fenêtre en rouge, large de 120 jours, correspond à la période du 25 novembre 2000 au 21 mars 2001. La simulation a porté sur cette période durant laquelle les plus fortes variations du niveau de l'étang ont été enregistrées.

Les données météorologiques de pression atmosphérique et de vent, indispensables pour appliquer les forçages les plus proches possibles de la réalité (cf. Annexe 3), sont celles mesurées par Météo France à Leucate.

Concernant la morphologie des graus, des géométries proches de la réalité ont été choisies.

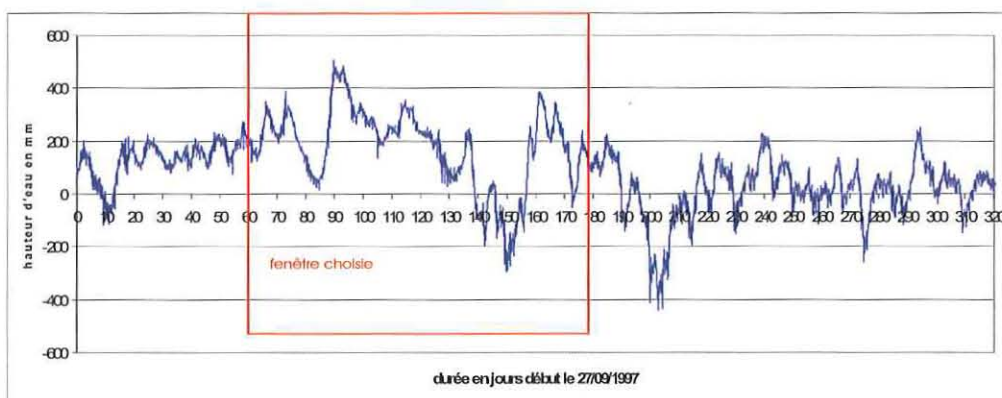


Figure 3.18 : Variations du signal de hauteur d'eau observées à Port Fitou du 27/09/00 au 21/03/01 (Données fournies par le Conseil Général de l'Aude).

Les résultats des simulations dans la maille de la grille correspondant à Port Fitou sont confrontés aux mesures *in situ* (Fig. 3.19).

Les grandes tendances du signal mesuré sont bien reproduites par le modèle, excepté autour du jour 115. Cette date (le 15 janvier) correspond à la période autour de laquelle les portes installées sur les graus sont enlevées. Or dans la simulation la section des graus reste constante. L'écart entre les hauteurs d'eau mesurées et simulées pourrait trouver son explication dans cette modification des sections d'échange entre la mer et la lagune, qui n'est pas prise en compte dans le modèle.

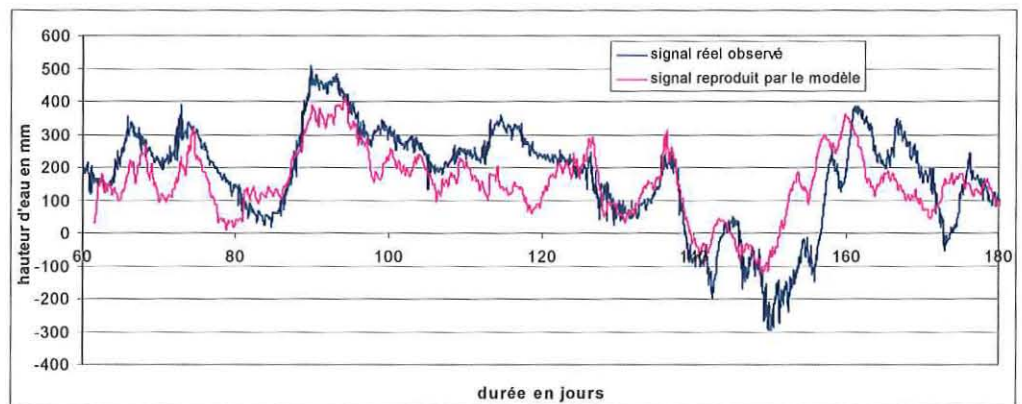


Figure 3.20 : Comparaison des hauteurs d'eau simulées (rose) et mesurées (bleu) à Port Fitou sur la période du 25 novembre 2000 au 21 mars 2001.

Par ailleurs, bien que l'allure générale du signal soit reproduite, elle l'est, dans certain cas, avec un décalage dans le temps. Là encore, les échanges avec la mer n'étant pas calibrés, l'estimation des durées de vidange ou de remplissage de la lagune, sous l'effet des forçages climatiques, ne peut être correctement simulée.

7.5. Conclusion et perspectives

A l'issue de ce travail, réalisé dans le cadre d'un stage de DEA (Cesmat, 2002), le modèle hydrodynamique MARS 3D a été appliqué à la lagune de Salses-Leucate. Les circulations simulées en bassin fermé sont cohérentes avec ce que l'on sait des circulations induites par le vent sur un plan d'eau isolé.

En revanche, les échanges avec la mer par les trois graus sont difficiles à reproduire car, d'une part, les processus auxquels ils font appel sont complexes et d'autre part, ces échanges ont été peu étudiés et caractérisés.

La calibration et la validation de ces échanges constituent donc la prochaine étape du développement de ce modèle sur ce site. Elles nécessitent l'acquisition de mesures de débits simultanées dans les graus de Port-Leucate et Port Barcarès sur une période suffisamment longue pour disposer de la réponse de la lagune aux principaux forçages (avec et sans les portes installées sur les graus, conditions météorologiques « types » : tramontane, vent de mer aux différentes saisons...).

A ce jour, l'influence du vent sur les variations du niveau en mer n'est pas prise en compte dans le modèle, faute de données. L'acquisition de mesures limnigraphiques en zone côtière proche des graus (en mer) pourrait permettre de palier ce manque. En effet, une analyse de séries temporelles pourrait fournir, s'il s'avère que ce forçage n'est pas négligeable, une relation statistique entre le niveau en mer et le vent mesuré dans la zone. En outre, ces mesures pourraient permettre de calibrer et valider la version du modèle MARS 3D appliquée à la Méditerranée (Garreau, 2002). Ce modèle calcule, en tenant compte des principaux forçages, la circulation générale dans le Golfe du Lion. Les valeurs simulées des hauteurs d'eau à la côte, au droit des lagunes, pourraient alors être utilisées comme unique conditions aux limites des modèles lagunaires.

8. Conclusion

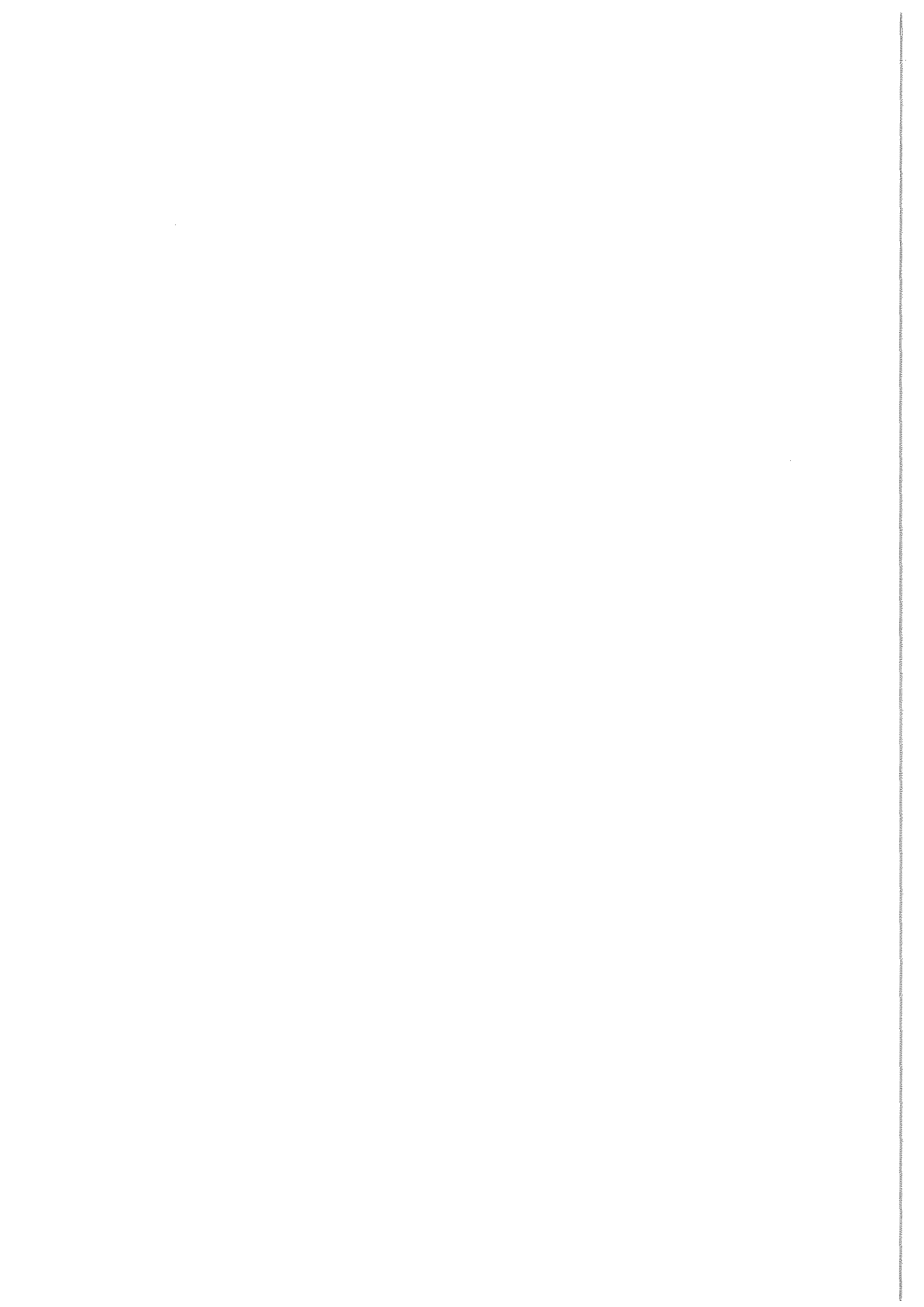
Comme en 2001, la lagune de Salses-Leucate affiche un état satisfaisant vis-à-vis de l'eutrophisation. Les eaux sont peu chargées en sels nutritifs mais elles suffisent à supporter une production primaire suffisante et nécessaire à la conchyliculture. La réduction des flux, émis par les stations d'épuration suivies dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire, entre 2001 et 2002 tend à favoriser la préservation de cette bonne qualité des eaux de la lagune.

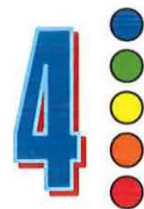
La qualité bactériologique des coquillages en élevage se maintient mais demeure sujette à des épisodes de contamination. L'ensemble des réseaux dévolus à la contamination chimique indique que cette lagune reste épargnée par la contamination chimique. Pour le TBT, même si une amélioration des concentrations mesurées est notée, il existe encore des sources de contamination. Par ailleurs, la tendance à l'augmentation des teneurs en zinc et cadmium dans les moules mérite d'être dans un premier temps d'être confirmée et dans un deuxième temps expliquée. Les épisodes de toxicité liés à la présence récurrente de *Dinophysis* dans les eaux de la lagune demeurent le problème environnemental majeur de cette lagune et des activités traditionnelles qui s'y développent.

Enfin l'année 2002 a vu l'installation du modèle hydrodynamique Mars 3D sur la lagune avec des premières simulations de circulation des masses d'eau. Avant d'être pleinement opérationnel, ce modèle nécessite d'être calibré et validé (programme RSL 2003), notamment pour les échanges avec la mer.

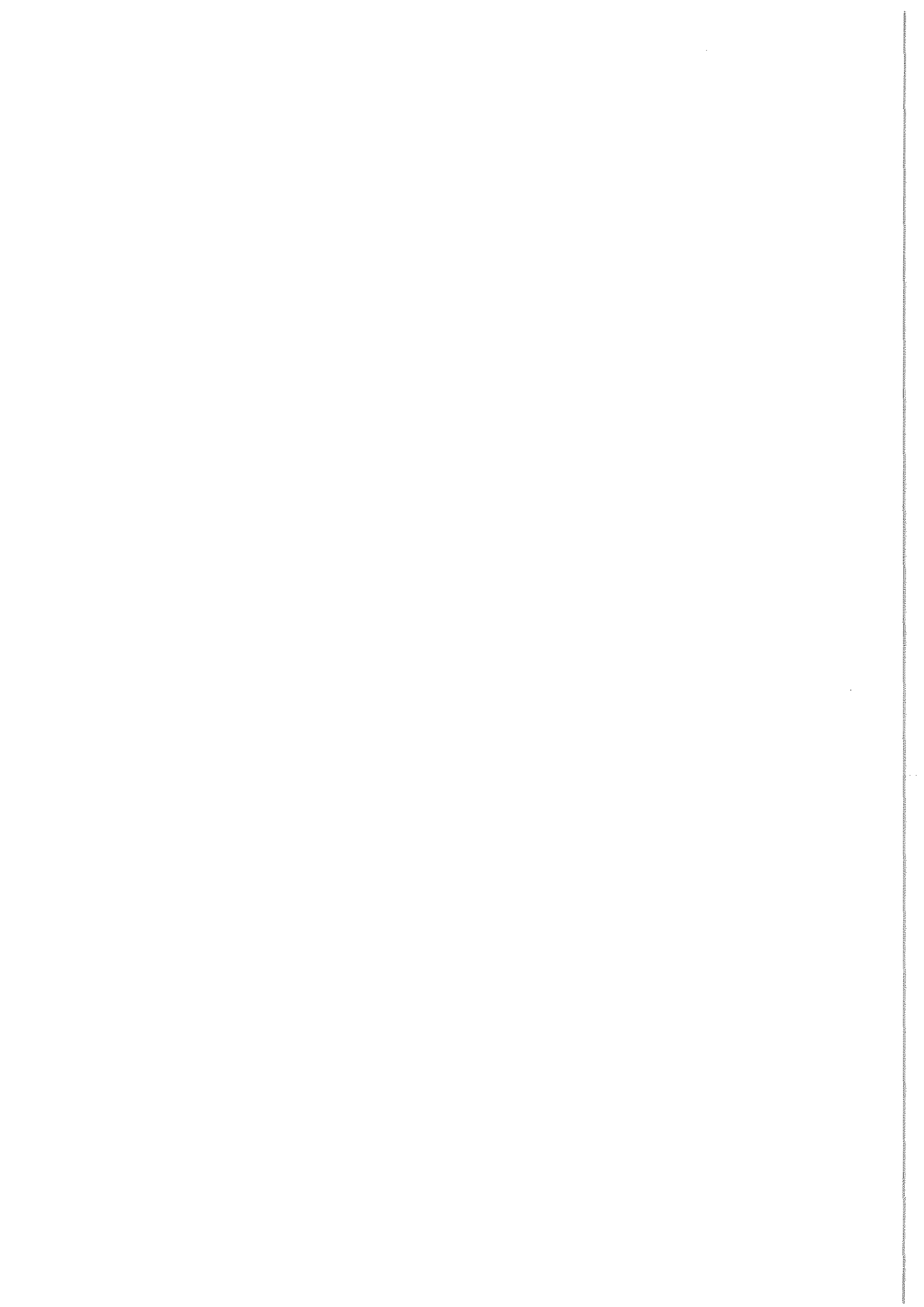
9. Références bibliographiques

- Andral B., Stanisière J.Y., Mercier S., 2001, Réseau Intégrateurs Biologiques. Evaluation de la contamination chimique basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en méditerranée : résultats e la campagne 2000. Rapport Ifremer. Convention Agence de l'Eau RMC, 87 p.
- Anonyme, 1984. Etang de Salses-Leucate. Etude courantologique. Echange avec la mer. Rapport BCEOM pour la DATAR, 76 p.
- Cépralmar, 2000. Bilan écologique et diagnostic de l'étang de Salses-Leucate. Rapport pour le Contrat pour l'étang de Salses-Leucate Volet II.B, 109 p.
- Cesmat L., 2002. Application du modèle MARS 3D sur la lagune de Salses-Leucate. Rapport DEA, Université de la Méditerranée, Marseille. 36p.
- Garreau P., 2002. Modélisation des courants côtiers Méditerranéens. Guide de l'utilisateur et synthèse des résultats et produits. Rapport Ifremer, 33 p.
- Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.
- Ifremer-Créocéan-UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Tomes I et II. Rapport marché public n°90 9851, 412 p.
- Martin R., 1978. Evolution holocène et actuelle des conditions de sédimentation dans le milieu lagunaire de Salses-Leucate. Thèse de doctorat, Univ. Toulouse, 210 p + ann.
- RNO, 1998. Surveillance du milieu marin. Travaux du RNO. Edition 1998. Ifremer et MATE, 52 p.



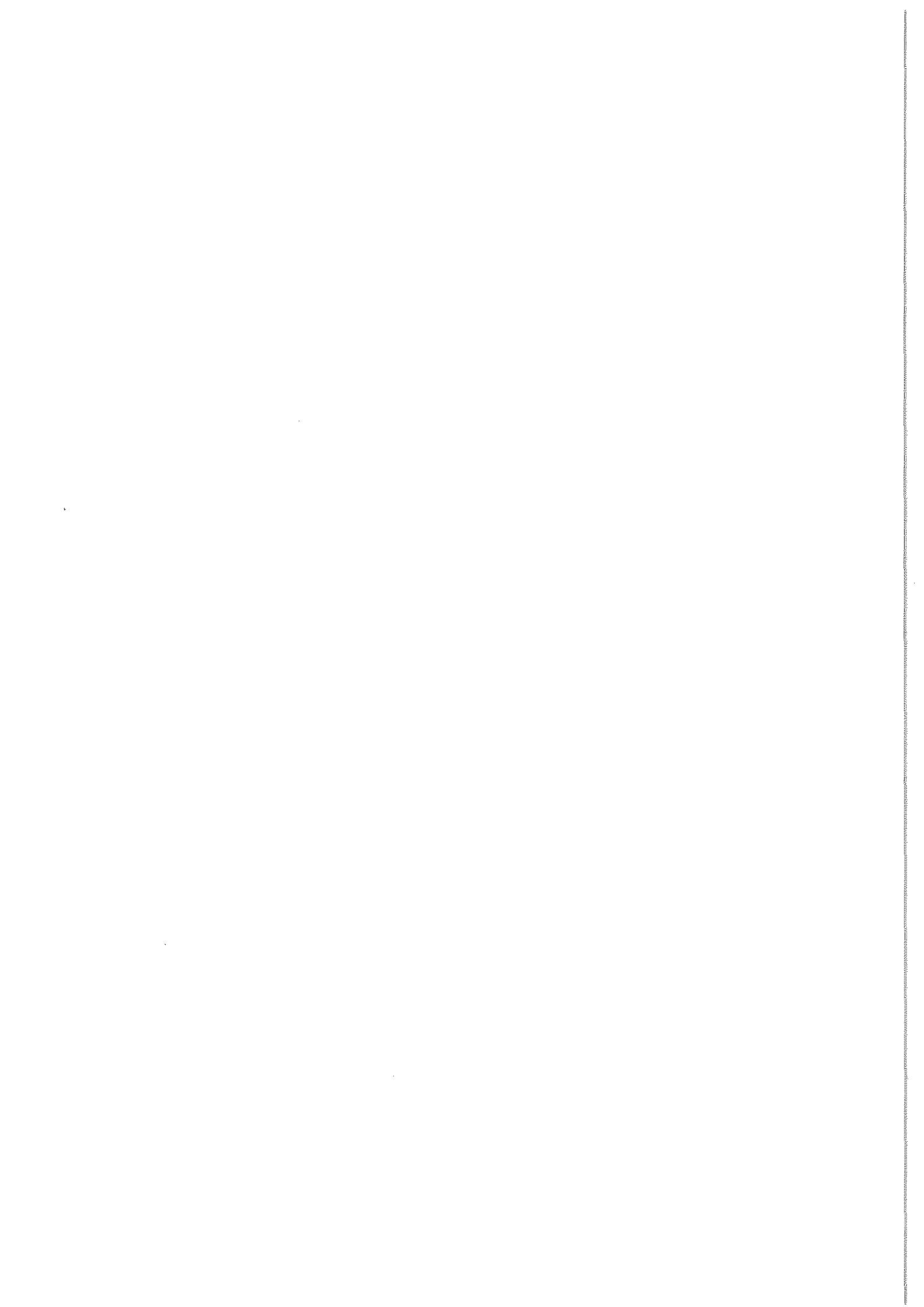


Etang de La Palme



sommaire

1. INTRODUCTION.....	95
2. SUIVI ANNUEL DE LA COLONNE D'EAU	98
3. DIAGNOSTIC COMPLET	99
3.1. DIAGNOSTIC DES SÉDIMENTS	99
3.2. LES MACROPHYTES :	100
3.3. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON	103
3.4. DIAGNOSTIC DE LA MACROFAUNE.....	103
3.5. PLANCHE DU DIAGNOSTIC	104
4. DIAGNOSTIC DE L'EAU	105
4.1. GRILLE ANNUELLE DE LECTURE DE L'EAU	105
4.2. GRILLE DE LECTURE DE L'EAU POUR L'ÉTÉ 2002	106
4.3. ÉVOLUTION DEPUIS 2000	107
5. AUTRES RÉSEAUX	108
5.1. RNO SÉDIMENTS.....	108
5.2. RÉSEAU INTÉGRATEURS BIOLOGIQUES : RINBIO	109
6. CONCLUSION.....	109
7. BIBLIOGRAPHIE.....	110



1. Introduction

L'étang de La Palme (Fig. 4.1) est l'une des lagunes les mieux préservées de l'eutrophisation des lagunes du Languedoc-Roussillon (Ifremer, 2002).

Cet étang a subi de nombreux aménagements qui ont dessiné sa morphologie actuelle : endiguements de certaines zones périphériques, fermeture de trois graus sur quatre, construction de voies de communication (routes, voie ferrée)... (Wilke et Boutière, 1999). Son bassin versant réduit (65 km²) est majoritairement constitué de terrains calcaires peu urbanisés et majoritairement à vocation viticole. Les apports d'eau douce sont assurés par des résurgences situées dans la partie nord et dans une moindre mesure par quelques ruisseaux à caractère torrentiel dans la partie ouest. Cet étang communique avec la mer par le grau naturel (ouverture intermittente) de la Franqui et reçoit les eaux résiduelles domestiques de la ville de La Palme et de la Franqui.

Dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire, la lagune de La Palme n'avait pas encore fait l'objet d'un diagnostic complet de l'eutrophisation (diagnostic des compartiments biologiques et sédimentaires), comme celui réalisé en 2002. Utilisée comme lagune test dans l'étude « Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes » (Ifremer-Creocean-UMII, 2000), cette lagune affichait un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation sur la base de données bibliographiques. Un suivi pluriannuel de la qualité de ses eaux (Souchu et al., 2000) a également démontré que cette lagune était épargnée par l'eutrophisation avec des niveaux en sels nutritifs les plus bas de ceux observés dans les lagunes de la région.

Tableau 4.1 : Principales caractéristiques de la lagune de La Palme

Situation géographique	Département : Aude
Superficie	600 ha
Bathymétrie	moyenne : 0,70 à 0,30 m du nord au sud maximale : 1,70 m dans le bassin nord
Volume	3,3 Mm ³
Hydrosystème	<i>Bassin versant</i> : 65 km ² majoritairement karstique, très peu urbanisé à vocation viticole <i>Alimentation en eau douce</i> : principalement par les résurgences karstiques au nord-ouest et deux canaux contournant les salins, des petits ruisseaux à l'ouest (canaux de drainage des zones viticoles et d'évacuation des eaux pluviales des routes) le Rieu de La Palme au sud-ouest (son bassin versant est essentiellement de la garrigue et des vignes) <i>Communication avec la mer</i> : grâce au Grau naturel de La Franqui au sud <i>Apports trophiques domestiques</i> : deux stations d'épuration rejettent leurs effluents directement dans l'étang : La Palme au nord-ouest et le lagunage de la Franqui au niveau du grau
Situation juridique	Appartient au Domaine Public Maritime
Autres statuts	ZNIEFF

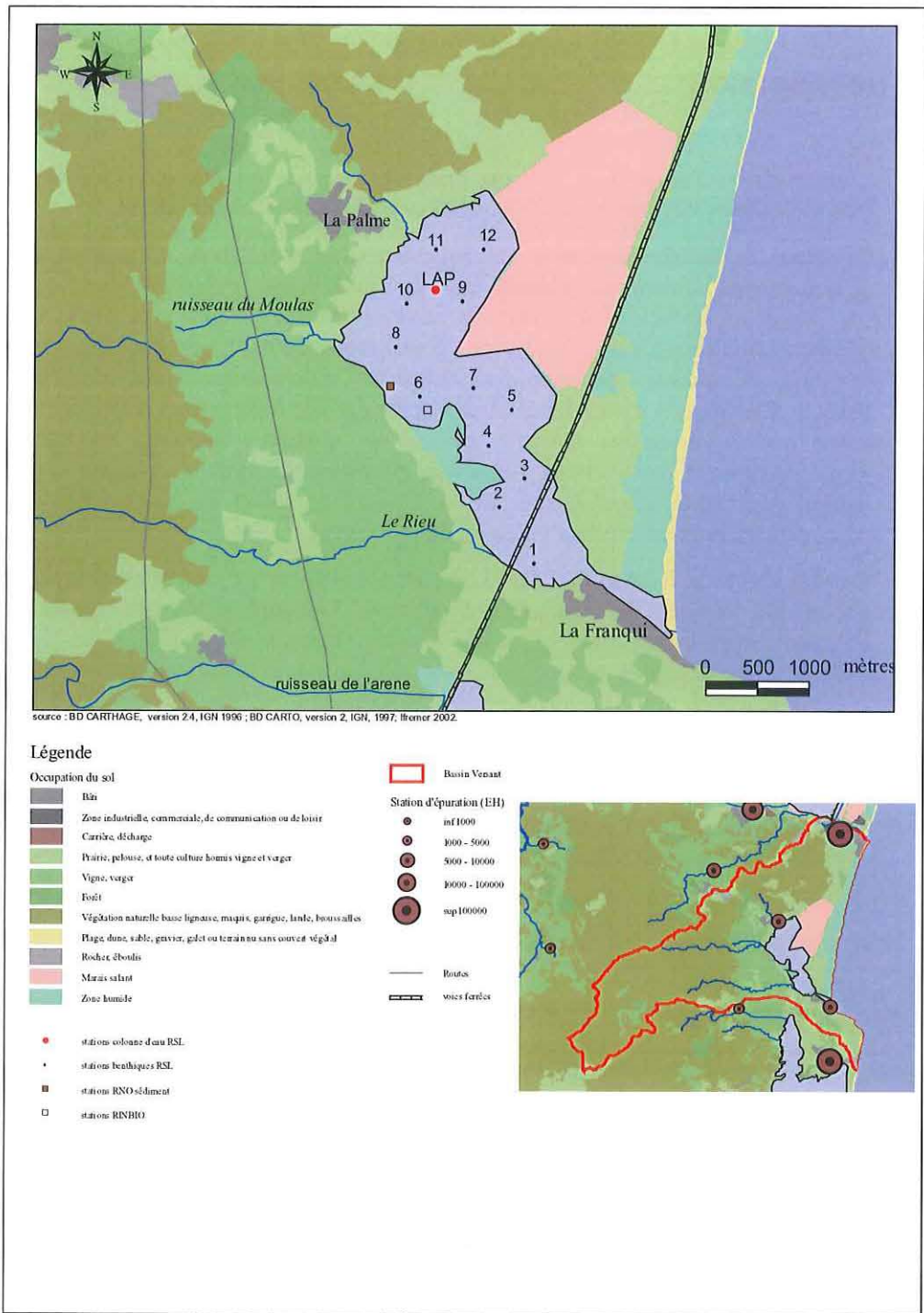


Figure 4.1 : Présentation de l'étang de La Palme et de son bassin versant

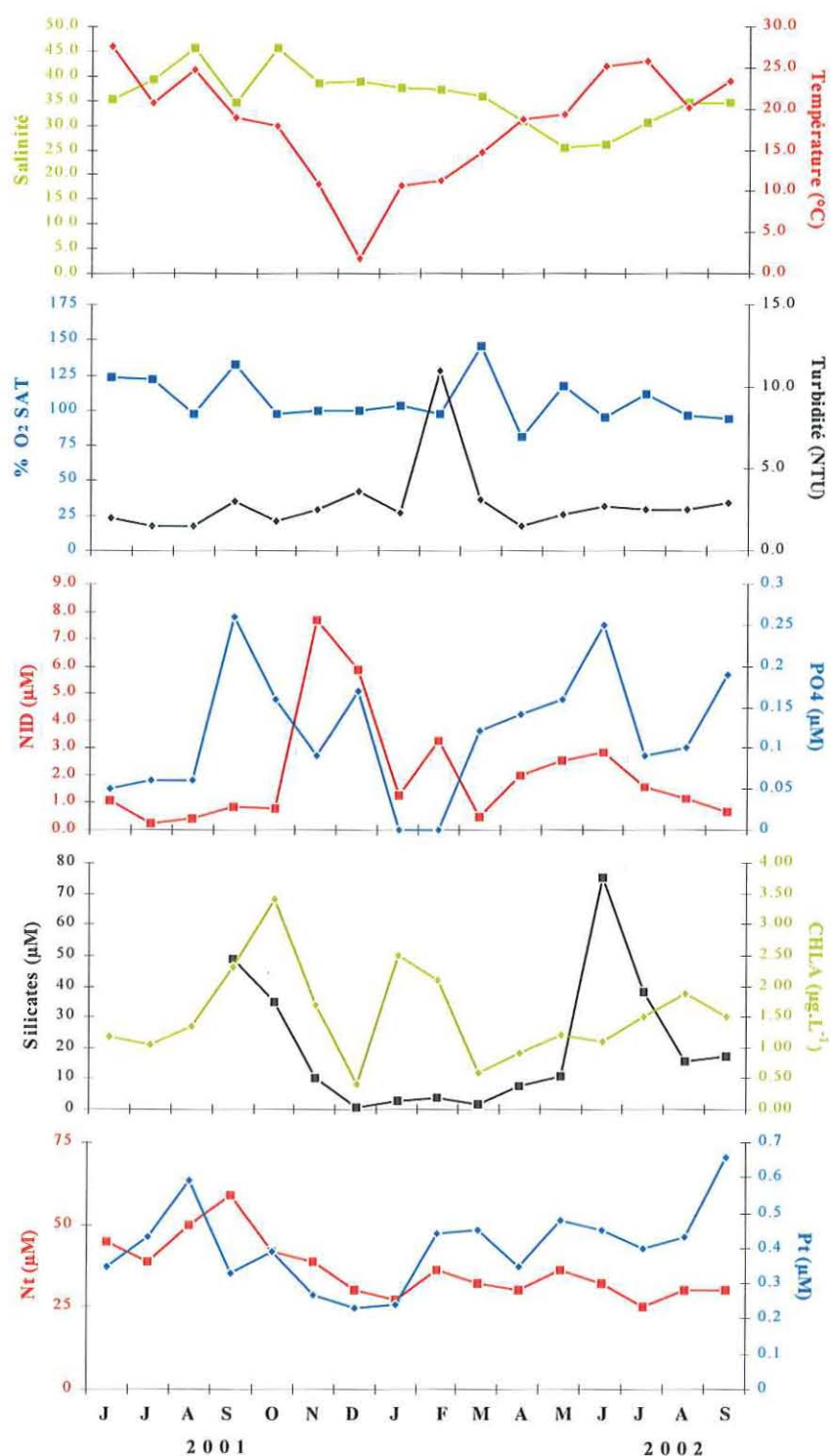


Figure 4.2 : Suivi mensuel (juin 2001 –septembre 2002) des principaux paramètres de la colonne d'eau pour l'étang de La Palme.

2. Suivi annuel de la colonne d'eau

La salinité des eaux de la lagune de La Palme (Fig. 4.2) est restée élevée toute l'année et a varié entre 25 (mai 2002) et 45,8 (août 2001). Les fluctuations saisonnières sont peu marquées et illustrent à la fois la faible pluviométrie enregistrée durant le suivi et la nature karstique de l'alimentation en eau douce de la lagune qui tend à lisser la nature irrégulière des précipitations sous notre climat méditerranéen. D'autre part, l'ouverture du grau se fait préférentiellement de l'automne au printemps et tend à limiter l'effet de dessalure que pourraient occasionner les pluies durant cette période.

Du point de vue de l'oxygène dissous, la tendance est plutôt à une légère sursaturation permanente conséquence directe des herbiers denses qui peuplent le fond de la lagune au niveau de la station de mesure. La turbidité est faible tout au long de l'année garantissant une bonne disponibilité de la lumière pour le macrophytobenthos.

Les concentrations en sels d'azote (NID) ne dépassent jamais 10 μM et montrent un schéma saisonnier corrélé au régime des précipitations (pic au moment des pluies automnales). De la répartition des différents sels, les nitrates dominent en hiver (eaux karstiques) et l'ammonium au printemps (origine domestique). Les phosphates ne sont présents qu'à l'état de trace et leur concentration n'a pas dépassé 0,3 μM . Cette faible disponibilité s'explique par la nature du bassin versant karstique (rétention des particules vectrices de phosphore) et la faible pression anthropique qui s'y exerce. Ces observations viennent confirmer l'hypothèse que le phosphore soit un élément limitant de la production primaire pélagique dans cette lagune à l'instar de ce qui est constaté sur la lagune de Salses-Leucate.

La biomasse phytoplanctonique est restée faible tout au long de l'année (concentrations en Chl_a inférieures à 4 $\mu\text{g/l}$) et ses fluctuations saisonnières paraissent intimement liées à la disponibilité conjuguée des sels d'azote et du phosphore. Les silicates sont relativement abondants à l'exception de la période hivernale suggérant une origine plutôt sédimentaire.

Les formes totales de l'azote et du phosphore sont peu élevées tout au long de l'année et ne présentent pas de schéma saisonnier marqué.

Les résultats de ce suivi annuel confirment ceux obtenus précédemment sur cette même lagune (Souchu *et al.*, 2000 ; Ifremer-Creocean-UMII, 2000). Les eaux de La Palme présentent les niveaux de sels nutritifs les plus faibles de toutes les lagunes suivies dans le cadre du RSL. Les eaux douces qui l'alimentent sont majoritairement d'origine souterraine, peu enrichies en nutriments et peu chargées en particules. La lagune de La Palme confirme donc son statut de bonne référence comme milieu ne subissant pas de pression d'eutrophisation.

3. Diagnostic complet

Dans le cadre de l'étude « Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes » (Ifremer-Creoccean-UMII, 2000), la lagune de La Palme avait été utilisée comme site test de l'outil, en utilisant des données issues de la littérature. C'est donc le premier diagnostic de l'eutrophisation complet pour cette lagune.

Dans cet objectif, 12 stations benthiques ont été définies et positionnées de la manière la plus régulière qui soit en tenant compte de la morphologie de la lagune. Les campagnes d'échantillonnage ont eu lieu au cours du mois de juin.

3.1. Diagnostic des sédiments

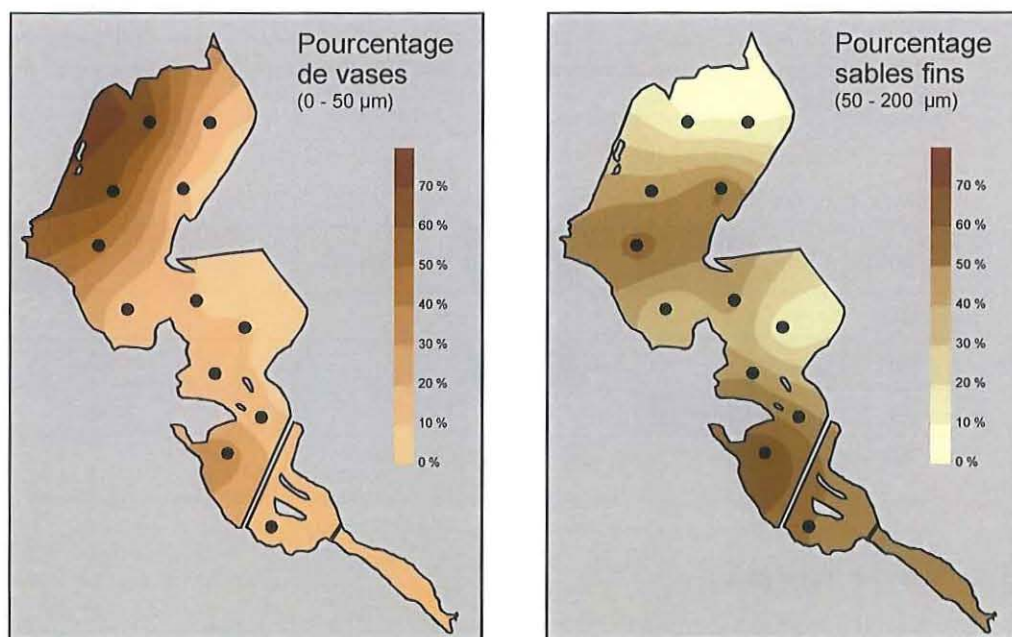


Figure 4.3 : Répartition spatiale du pourcentage de vases et de sables fins des sédiments superficiels de la lagune de La Palme (la cartographie des isoteneurs a été obtenue par krigeage à l'aide sur logiciel Surfer 7 et n'a qu'une valeur illustrative).

La texture des sédiments montre un gradient vaseux croissant du sud-est au nord-ouest. (Fig. 4.3). La partie nord-ouest, la plus éloignée de la mer et la plus soumise aux apports du bassin versant et notamment de la station d'épuration de la commune de La Palme, est la plus vaseuse mais avec des pourcentages qui

restent inférieurs à 70%. La majeure partie des sédiments superficiels de la lagune est de nature sableuse.

La majorité des points présente un « très bon état » (bleu) pour la matière organique et l'azote total (Fig. 4.4). On remarque un déclassement des points 8, 10 et 11, ces derniers étant proches du rejet de la station d'épuration de La Palme, et du point 2 proche du débouché du Rieu. Cette dégradation est plus marquée pour la matière organique que pour l'azote total et est à mettre en relation avec le taux d'envasement, plus élevé, observé dans ce secteur de la lagune indiquant qu'il s'agit d'une zone de sédimentation privilégiée. De surcroît, c'est dans cette partie de la lagune qu'aboutit le rejet des eaux résiduaires de la commune de La Palme.

Concernant le phosphore, toutes les stations présentent un très bon état vis-à-vis de l'eutrophisation, indiquant que cette lagune a toujours été épargnée par l'eutrophisation.

La grille de diagnostic des sédiments (Tab. 4.2) établit un état moyen pour les sédiments, déclassement opéré par la matière organique. Ce classement indique que si, dans son ensemble, la lagune semble avoir toujours été épargnée par l'eutrophisation, quelques zones peuvent être très localement impactées par des apports ponctuels.

Tableau 4.2 : Grille de diagnostic des sédiments de l'étang de Vendres (juin 2002).

La Palme		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
MO	%		3,5		5,0	5.1	7,5		10,0	
NT	g/kgPS		1,0	1.6	2,0		3,0		4,0	
PT	mg/kgPS	300	400		500		600		700	

MO : matière organique ; NT : azote total ; PT : phosphore total.

3.2. Les macrophytes :

L'étang de La Palme est caractérisé par une couverture végétale élevée, seules les stations de la partie sud-ouest présentent une végétation aquatique plus clairsemée (Tab. 4.3).

Les communautés de macrophytes sont dominées par des espèces à statut climax telles que des phanérogames (*Zostera noltii* et *Ruppia cirrhosa*), des algues vertes (*Acetabularia acetabulum*) et des algues rouges (*Laurencia obtusa*), et également la présence de vastes herbiers à characées (*L. Papulosum*). Les herbiers sont présents sur quasiment toute la surface de l'étang mais avec une prédominance de zostères au Nord et de *Ruppia* au sud, l'herbier de zostères étant beaucoup plus dense (Tab. 4.3). Dans le sud, d'importantes colonies d'Acétabulaires ont été observées. Les quelques individus d'espèces

opportunistes (*Ulva*, *Chaetomorpha*, *Cladophora*) ne forment pas de vrais peuplements et ne présentent aucun caractère envahissant.

Ces observations sont cohérentes avec celles rapportées par Wilke et Boutière (2000). Les cartographies rapportées par ces auteurs indiquaient une dominance des herbiers à *Ruppia* et à characées et une plus forte abondance d'algues vertes eutrophiles sur les bordures. Ces légères différences avec les observations du présent diagnostic sont à mettre au compte de la méthodologie utilisée (présence-absence et relevé phytosociologique) et de la variabilité interannuelle.

Tableau 4.3 : Caractéristiques et diagnostics des peuplements de macrophytes dans la lagune de La Palme.

Station	Profondeur (m)	Recouvrement végétal	Espèces	Biomasse totale (g PS / m ²)	% Climax	Qualité
1	0,30	70%	<i>Acetabularia acetabulum</i> , <i>Ruppia cirrhosa</i>	167	100%	Très bon
2	0,55	100%	<i>Ruppia cirrhosa</i> , <i>Laurencia obtusa</i> , <i>Acetabularia acetabulum</i>	361	100%	Très bon
3	0,30	20%	<i>Acetabularia acetabulum</i> , <i>Polysiphonia opaca</i> , <i>Zostera noltii</i> , <i>Ruppia cirrhosa</i>	26	100%	Très bon
4	0,30	15%	<i>Lamprothamnium papulosum</i> , <i>Polysiphonia opaca</i> , <i>Acetabularia acetabulum</i>	49	100%	Très bon
5	0,30	10%	<i>Acetabularia acetabulum</i> , <i>Polysiphonia opaca</i> , <i>Lamprothamnium papulosum</i>	21	100%	Très bon
6	0,40	15%	<i>Lamprothamnium papulosum</i> , <i>Zostera noltii</i> , <i>Acetabularia acetabulum</i>	43	100%	Très bon
7	0,55	5%	<i>Acetabularia acetabulum</i>	29	100%	Très bon
8	1,15	100%	<i>Zostera noltii</i> , <i>Lamprothamnium papulosum</i> , <i>Acetabularia acetabulum</i>	408	100%	Très bon
9	0,7	30%	<i>Chondria capillaris</i> , <i>Lamprothamnium papulosum</i> , <i>Chaetomorpha aera</i> , <i>Acetabularia acetabulum</i>	84	96%	Très bon
10	1,00	100%	<i>Zostera noltii</i> , <i>Ruppia cirrhosa</i> , <i>Lamprothamnium papulosum</i> , <i>Acetabularia acetabulum</i> , <i>Laurencia obtusa</i> , <i>Chaetomorpha aera</i> , <i>Polysiphonia opaca</i>	1365	99%	Très bon
11	0,80	70%	<i>Zostera noltii</i> , <i>Lamprothamnium papulosum</i> , <i>Chaetomorpha aera</i> , <i>Chondria capillaris</i> , <i>Cladophora vagabunda</i>	122	98%	Très bon
12	1,00	70%	<i>Acetabularia acetabulum</i> , <i>Ulva rigida</i> , <i>Chondria capillaris</i> , <i>Lamprothamnium papulosum</i>	131	98%	Très bon

Avec onze espèces observées, la diversité est très satisfaisante. Etant donnée la dominance des espèces climax, toutes les stations sont diagnostiquées dans un état très bon (état bleu) vis-à-vis de l'eutrophisation (Fig. 4.4 ; Tab. 4.4).

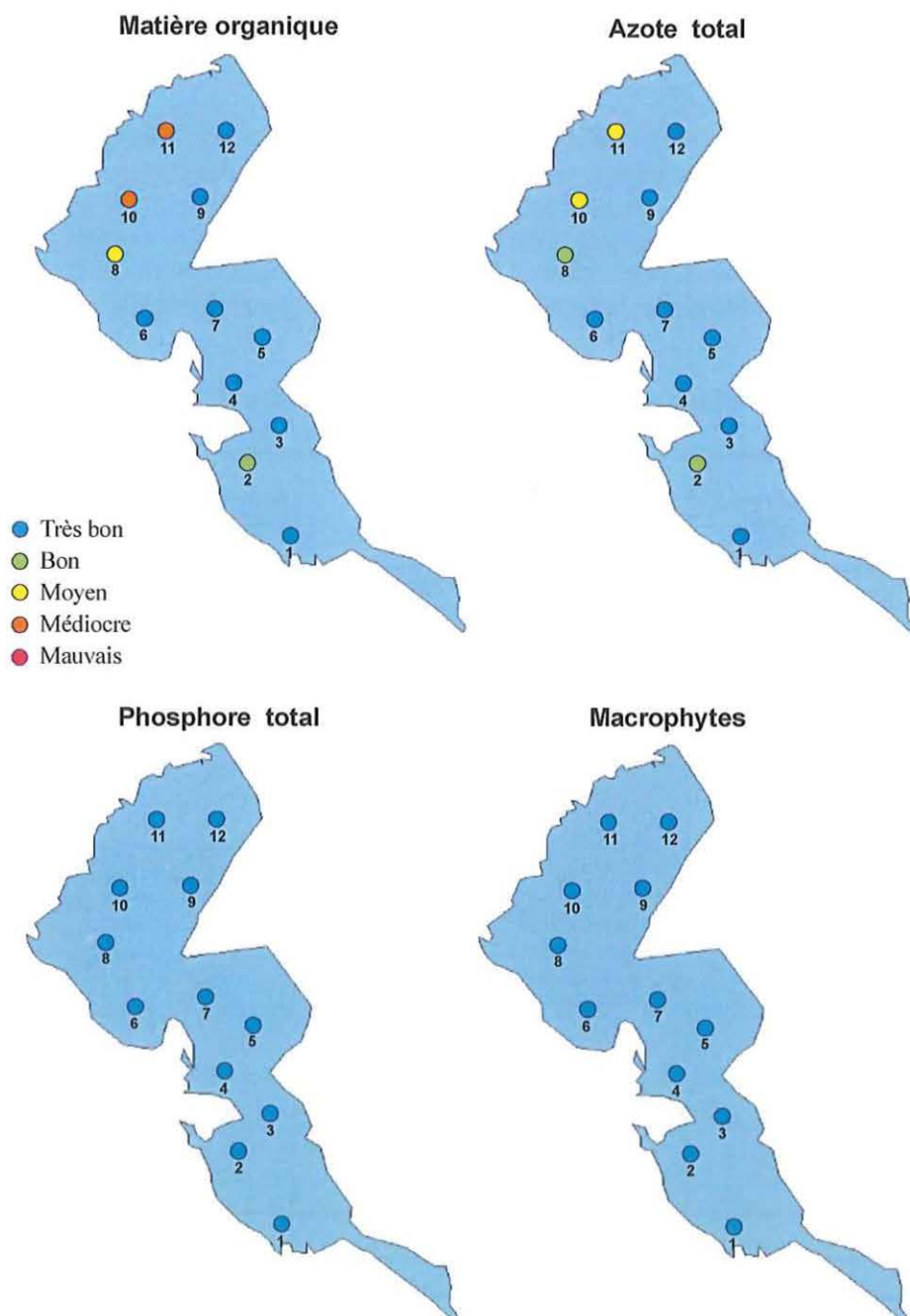


Figure 4.4 : Etats vis-à-vis de l'eutrophisation de la matière organique, de l'azote et du phosphore total dans les sédiments, et des macrophytes pour l'étang de La Palme.

Avec un pourcentage moyen de biomasse climax proche de 100% et 11 espèces observées (Tab. 4.4), les peuplements macrophytes de la lagune de La Palme arborent un très bon état au vu de l'eutrophisation.

Tableau 4.4 : Bilan global des macrophytes pour l'étang de La Palme.

La Palme	Recouvrement végétal	% Climax	Nb espèces	Qualité
	50,4%	99,2%	10	Très bon

3.3. Diagnostic du phytoplancton

Tableau 4.5 : Grille estivale de lecture du phytoplancton pour la lagune de LaPalme

ÉTÉ		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20	27	50		100		500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	1,60	2		5		10		50	

Les abondances mesurées pour le pico- et nanophytoplancton montrent respectivement un bon et très bon état vis-à-vis de l'eutrophisation, et confèrent à la lagune de La Palme une bonne qualité pour le phytoplancton. Néanmoins, l'abondance observée pour le picophytoplancton se situe à la limite du seuil entre la bonne et très bonne qualité.

Ce diagnostic confirme le caractère non eutrophe de la lagune où la production primaire pélagique est limitée par la faible disponibilité en nutriments, particulièrement en phosphore.

3.4. Diagnostic de la macrofaune

Au point de prélèvement, les sédiments étaient caractérisés par des sables grossiers vaseux avec une fine couche oxydée de surface (0,5 cm).

Les peuplements d'invertébrés benthiques sont relativement peu diversifiés avec une richesse spécifique moyenne réduite de seulement 13 espèces (Tab.4.6). Ils sont caractérisés par une réduction importante des espèces exigeantes. Les espèces dominantes sont des mollusques ayant un mode trophique de type suspensivore. Les densités relevées sont faibles.

Ces éléments confèrent à la lagune de La Palme un état moyen pour la potentialité biologique liée à la macrofaune. Cette qualité contraste avec le très bon état de cette lagune vis-à-vis de l'eutrophisation et résulte plutôt de contraintes liées à la typologie de la lagune (forte variation de salinité notamment).

Tableau 4.6 : Caractéristiques des invertébrés benthiques inventoriés dans les sédiments de l'étang de LaPalme en 2002.

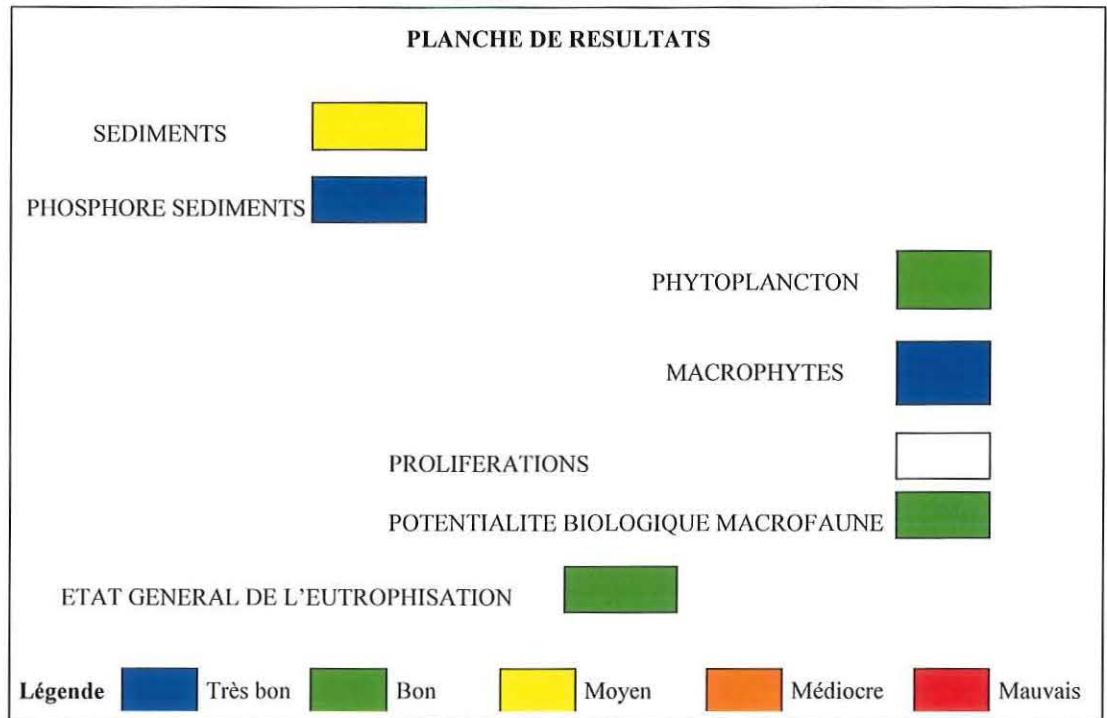
LAPALME	Espèce	LAP1	LAP2	LAP3
Densité (nb. ind./m ²)	Nemertini sp.	11	0	0
	<i>Cyclope neritea</i>	0	11	11
	<i>Parvicardium exiguum</i>	56	11	22
	<i>Loripes lacteus</i>	56	11	56
	<i>Scrobicularia cottardi</i>	100	33	122
	<i>Nephtys cirrhosa</i>	11	0	11
	<i>Neanthes succinea</i>	11	0	0
	<i>Armandia cirrhosa</i>	0	0	11
	<i>Nereiphylla rubiginosa</i>	11	0	22
	<i>Pileolaria pseudomilitaris</i>	33	0	0
	<i>Sphaeroma serratum</i>	11	44	22
	<i>Gammarus insensibilis</i>	11	0	0
	Chironomidae sp.	0	11	0
Richesse spécifique (nb. espèces par station)		10	6	8
Richesse spécifique totale (nb. espèces par étang)		13		
Densité totale par station (nb. ind./m ²)		311	121	277
Densité totale moyenne (nb. ind./m ²)		236		
Biomasse totale moyenne (mg/m ² poids sec)		1115		

3.5. Planche du diagnostic

Le diagnostic global confère un bon état à la lagune, le phytoplancton étant le paramètre déterminant. L'état moyen des sédiments contraste avec le bon état des autres compartiments et reflète l'effet conjugué des apports du bassin versant et du schéma de circulation interne des eaux (zone d'atterrissement de matière détritique issue de l'abondante biomasse de macrophytes). La qualité moyenne associée à la potentialité biologique liée à la macrofaune est à dissocier du phénomène d'eutrophisation.

Ces résultats sont comparables à ceux obtenus lors du diagnostic partiel de 1999 (Ifremer-Creoccean-UMII, 2000).

Tableau 4.7 : Planche de diagnostic de l'eutrophisation de l'étang de La Palme.



4. Diagnostic de l'eau

4.1. Grille annuelle de lecture de l'eau

Le suivi sur un an des paramètres de l'eutrophisation dans l'eau permet de remplir la grille annuelle de diagnostic telle qu'elle a été définie dans l'étude « Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens » (Ifremer-Creoccean-UMII, 2000).

Tableau 4.8 : Grille annuelle (2001-2002) de lecture de l'eau pour l'étang de La Palme.

LA PALME			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ%O ₂ SAT]		0		20		30	33	40		50	
TUR	(NTU)	0	3,6	10		10		30		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,17	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	5,9	15		6		40		60	
NITRI	(μM)	0	0,25	0,5		0,5		5		10	
NITRA	(μM)	0	2,9	7		3		20		30	
AMMO	(μM)	0	2,6	7		3		20		30	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0	2,5	5		7		10		30	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	3,1	7		10		15		40	
NT	(μM)	0		50	50	75		100		120	
PT	(μM)	0	0	1		1,5		5		8	

La grille annuelle fournit une bonne qualité pour la colonne d'eau. Cependant, les deux paramètres déclassants présentent des valeurs à la limite des seuils de la classe de qualité supérieure. Le déclassement de l'écart à la saturation pour l'oxygène dissous résulte de sursaturation au printemps, période de croissance maximale des herbiers (forte activité photosynthétique).

4.2. Grille de lecture de l'eau pour l'été 2002

Tableau 4.9 : Grille estivale (2002) de lecture de l'eau pour l'étang de La Palme

LAPALME			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0	12,1	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	2,7	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,25	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2	2,8	6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,14	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,06	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	2,7	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0	1,88	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	2,4	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	32	50		75		100		120	
PT	(μM)	0	0,45	0,75		1,5		2,5		4,5	

Pour la période estivale, le diagnostic de l'eau définit un bon état pour la colonne d'eau. Cette qualité est le résultat d'un léger excès d'ammonium qui se répercute et décline le NID. Ces niveaux d'ammonium peuvent s'expliquer par une légère augmentation des apports d'origine domestique (STEP de La Palme ou apports diffus) au cours de la saison estivale (augmentation de la population riveraine).

4.3. Evolution depuis 2000

Tableau 4.10 : Evolution des diagnostics estivaux pour la lagune de La Palme.

		La Palme				
		1998 ⁽¹⁾	1999	2000 ⁽²⁾	2001	2002
Oxygène dissous (écart saturation)		Mauvais	Très bon	bon	Très bon	bon
Turbidité		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Phosphates		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Azote inorganique dissous		Très bon	bon	Très bon	Très bon	bon
Nitrites		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Nitrates		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Ammonium		Très bon	Moyen	bon	Très bon	bon
Chlorophylle a		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Chlorophylle a + phéopigments		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Azote total		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Phosphore total		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
ETAT COLONNE D'EAU		Très bon	bon	Très bon	Très bon	bon

Légende : ■ Très bon ■ bon ■ Moyen ■ Médiocre ■ Mauvais

(1) Souchu et al., 2000

(2) Les résultats de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille et ne peuvent donc être considérés comme un diagnostic

Pour la lagune de La Palme, les données disponibles nous permettent d'établir des diagnostics de la colonne d'eau depuis 1998 (Tab. 4.10). Depuis 5 ans, l'état de la colonne d'eau alterne entre une très bonne et bonne qualité. Ce sont les concentrations en ammonium, et consécutivement leur répercussion sur celle du NID, qui déterminent ces fluctuations mineures. Les eaux de la lagune ne

montrent aucune tendance à s'enrichir en sels nutritifs, témoins de sa préservation.

5. Autres réseaux

5.1. RNO sédiments

Dans le cadre de la campagne RNO sédiments effectuée en 1996, une station a été positionnée dans l'étang de La Palme (Fig. 4.1). La totalité des résultats de cette campagne est présentée dans le bulletin RNO 1998, et seule une sélection de contaminants organiques et métalliques est présentée dans le présent rapport (cf annexe 2).

Tableau 4.11 : Niveaux de contamination chimique des sédiments de la lagune de La Palme (RNO, 1998).

Contaminants	La Palme	Minimum lagunes L.-R.	Médiane lagunes L.-R.
Hydrocarbures polyaromatiques ($\mu\text{g kg}^{-1}$ PS)			
Benzo 3,4 pyrène	9	4.9	41.2
Benzo 3,4 fluoranthène	13.7	7.3	45.6
Benzo 1,12 pérylène	12.7	6.1	40.1
Benzo 1,12 fluoranthène	6.4	3.5	23.1
PCB ($\mu\text{g kg}^{-1}$ PS)			
CB 138	0.1	0.1	0.3
CB 153	0.1	0.1	0.4
CB 180	0.1	0.1	0.3
DDT ($\mu\text{g kg}^{-1}$ PS)	0.2	0,1	0,3
Métaux ($\mu\text{g g}^{-1}$ PS)			
Cadmium	0.14	0.14	0,4
Cuivre	9.3	9.3	32.4
Mercure	0.034	0.03	0.063
Plomb	10.7	10	23
Zinc	33.3	32.9	64.1

Les niveaux de contaminants mesurés dans les sédiments de la lagune de La Palme sont parmi les plus faibles de ceux observés sur l'ensemble des lagunes de la région (Tab. 4.11) dont ils définissent souvent les minima.

Ces résultats montrent que la lagune de La Palme a été, dans le passé, épargnée par la contamination chimique comme en témoignent les faibles niveaux

enregistrés dans le compartiment sédimentaire. Cet étang constitue à ce titre un milieu de référence.

5.2. Réseau Intégrateurs Biologiques : RINBIO

Ce réseau a pour but d'évaluer les niveaux de la contamination chimique dans le champ moyen, c'est à dire sur une zone où les concentrations mesurées correspondent à l'effet moyen de l'ensemble des apports, par implantation de stations artificielles à moules sur une période de 3 mois. Pour plus de détails sur les contaminants mesurés, la méthodologie, les modes de calcul et les résultats se reporter au rapport de la campagne 2000 (Andral *et al.*, 2001). Dans le cadre de la campagne du RINBIO 2000, une station artificielle à moules a été positionnée dans la lagune de La Palme (Fig. 3.1).

Les niveaux de contamination mesurés sont majoritairement faibles pour la totalité des xénobiotiques suivis dans le cadre de ce réseau à l'exception du mercure qui affiche un niveau élevé, et dans une moindre mesure du cuivre. Ce même constat avait été observé lors de la campagne 1998. Le mercure est utilisé dans de nombreux secteurs d'activité : industrie, agriculture (fongicide), traitement du bois, piles ou batteries, plastiques et caoutchouc Les niveaux rencontrés dans cette lagune méritent qu'un inventaire des sources potentielles sur le bassin versant de la lagune soit mené.

6. Conclusion

A l'issue de ce premier diagnostic complet de l'eutrophisation, l'étang de La Palme montre un bon état des ses compartiments sédimentaires et biologiques. La végétation aquatique y est remarquablement diversifiée et la colonne d'eau pauvre en sels nutritifs. Cette lagune a été jusqu'à aujourd'hui épargnée de l'eutrophisation mais également de la contamination chimique. Cette situation résulte majoritairement de la faible anthropisation de son bassin versant.

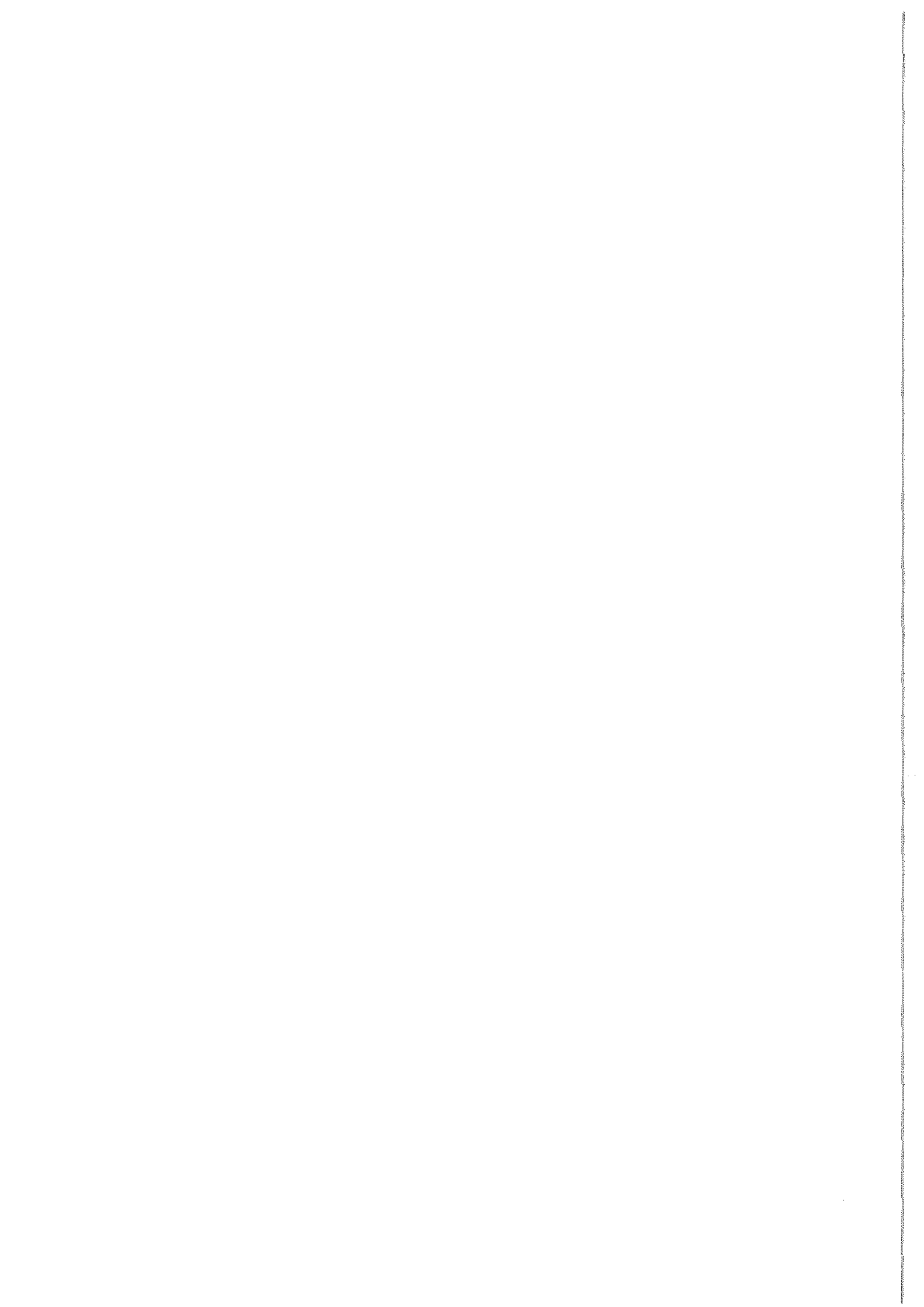
Cependant, les derniers résultats de la campagne RINBIO révèlent une tendance récurrente à une contamination moyenne par le cuivre et le mercure dont l'origine mérite d'être identifiée et contrôlée.

7. Bibliographie

- Andral B., Stanisière J.Y., Mercier S., 2001, Réseau Intégrateurs Biologiques. Evaluation de la contamination chimique basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en méditerranée : résultats de la campagne 2000. Rapport Ifremer. Convention Agence de l'Eau RMC, 87 p.
- Ifremer-Créocéan-UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Tomes I et II. Rapport marché public n°90 9851, 412 p.
- Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.
- RNO, 1998. Surveillance du milieu marin. Travaux du RNO. Edition 1998. Ifremer et MATE, 52 p.
- Souchu P., Laugier T., Dusserre K., Marobin D., 2000. Suivi des paramètres trophiques dans l'eau des étangs de La Palme. Rapport Ifremer DEL/ST, 31p.
- Wilke M., Boutière H., 2000. Synthèse générale du fonctionnement hydrobiologique de l'étang de La Palme. CEH, Perpignan, 173 P.
- Wilke M., Boutière H., 2000. Hydrobiological, physical et chemical characteristics and spatio-temporal dynamics of an oligotrophic mediterranean lagoon : the Etang de La Palme (France). Vie Milieu, 50 : 101-115.



L'étang de Bages-Sigean



1. INTRODUCTION.....	115
2. DIAGNOSTIC DE L'EAU	117
2.1. GRILLE ESTIVALE DE LECTURE DE L'EAU	117
2.1.1. <i>Bages Nord</i>	117
2.1.2. <i>Bages Milieu</i>	118
2.1.3. <i>Bages Sud</i>	118
2.2. EVOLUTION PLURIANNUELLE DU DIAGNOSTIC DE L'EAU.....	119
2.2.1. <i>Bages Nord</i>	119
2.2.2. <i>Bages Milieu</i>	121
2.2.3. <i>Bages Sud</i>	121
2.3. CONCLUSION.....	122
3. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON.....	122
3.1. BAGES NORD	122
3.2. BAGES MILIEU.....	123
3.3. BAGES SUD.....	123
3.4. CONCLUSION.....	123
4. DIAGNOSTIC SIMPLIFIÉ PAR LES MACROPHYTES	124
4.1. DIAGNOSTIC SIMPLIFIÉ EN 2002	124
4.1.1. <i>Bages Nord</i>	124
4.1.2. <i>Bages Milieu</i>	125
4.1.3. <i>Bages Sud</i>	126
4.2. EVOLUTION PLURIELLE DU COMPARTIMENT « MACROPHYTES »	126
4.2.1. <i>Bages Nord</i>	127
4.2.2. <i>Bages Milieu</i>	128
4.2.3. <i>Bages Sud</i>	128
5. SUIVI DES STATIONS D'ÉPURATION DU POURTOUR DE L'ÉTANG.....	130
5.1. QUALITÉ DES EFFLUENTS SORTANTS	131
5.1.1. <i>Qualité bactériologique</i>	131
5.1.2. <i>DBO₅, DCO et MES</i>	132
5.1.3. <i>Phosphore et azote total</i>	134
5.2. ESTIMATION DES FLUX ET CONTRIBUTION RELATIVE DE CHAQUE STEP	135
5.2.1. <i>Débits</i>	136
5.2.2. <i>Escherichia coli</i>	136
5.2.3. <i>DBO₅, DCO et MES</i>	136
5.2.4. <i>Phosphore et azote total</i>	137
5.3. DIAGNOSTIC SIMPLIFIÉ PAR LES MACROPHYTES	140
5.4. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	141
6. AUTRES RÉSEAUX DE SURVEILLANCE	141
6.1. RÉSEAU PHYTOPLANCTON (REPHY).....	141
6.2. RÉSEAU NATIONAL D'OBSERVATION (RNO).....	142
6.2.1. <i>RNO matière vivante</i>	142
6.2.2. <i>RNO sédiments</i>	144
6.3. RÉSEAU INTÉGRATEURS BIOLOGIQUES (RINBIO).....	146

7.	APPLICATION DU MODÈLE SUR LE SITE DE BAGES-SIGEAN	146
7.1.	DESCRIPTION DU SITE	146
7.1.1.	<i>Bathymétrie</i>	146
7.1.2.	<i>Apports d'eau douce</i>	147
7.1.3.	<i>Echanges avec la mer</i>	147
7.2.	PROBLÉMATIQUE	148
7.3.	APPLICATION DU MODÈLE MARS 3D.....	148
7.3.1.	<i>La grille de calcul</i>	148
7.3.2.	<i>Les forçages</i>	149
7.4.	MODÉLISATION HYDRODYNAMIQUE	149
7.4.1.	<i>Circulation induite par le vent en bassin fermé</i>	149
7.4.2.	<i>Circulation induite par le vent et la marée</i>	152
7.5.	CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	154
8.	CONCLUSION	154
9.	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	155



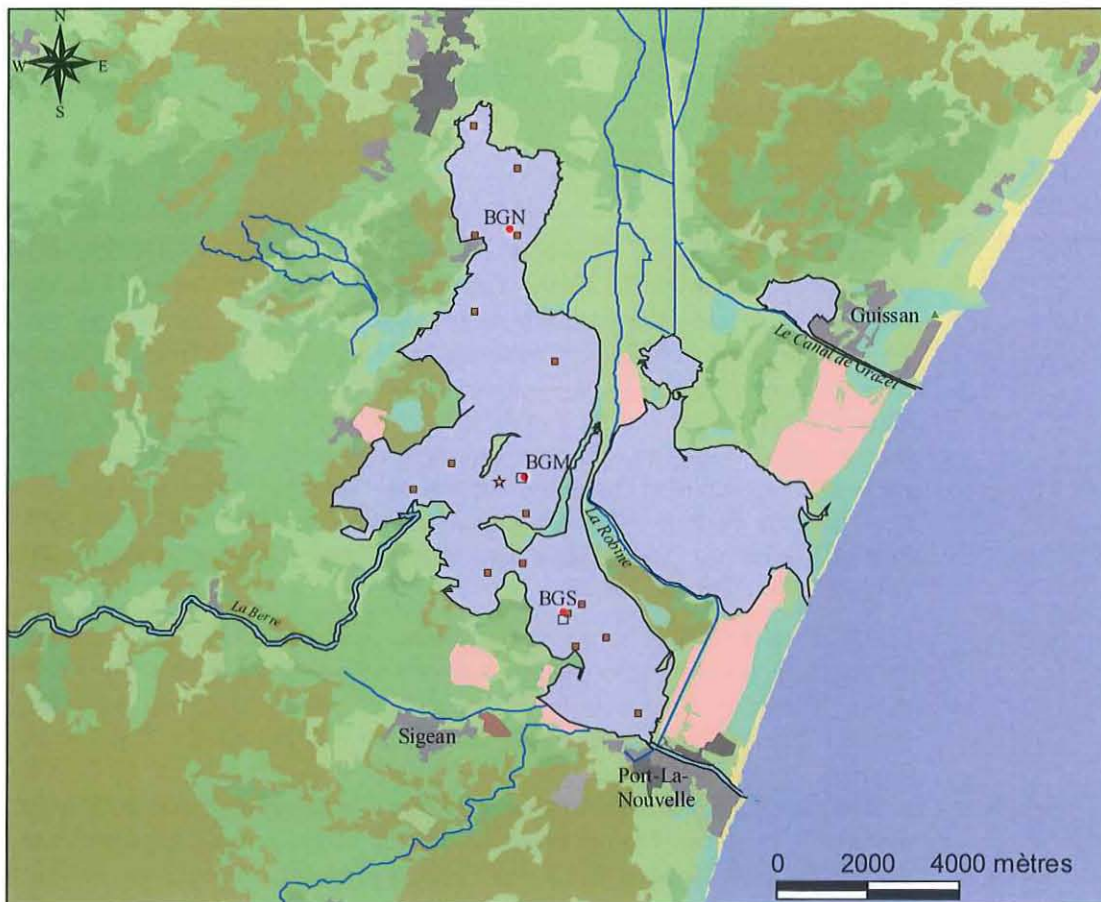
1. Introduction

La lagune de Bages-Sigean faisait partie du jeu de lagunes étudiées pour la mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes (Ifremer-Creoccean-UMII, 2000). Les résultats montraient que cet écosystème était soumis à une eutrophisation élevée avec un gradient décroissant nord-sud. En effet, la partie nord la plus confinée, qui reçoit les eaux chargées en azote et en phosphore du Canal de la Roubine via le Canélou, est fortement eutrophisée, mais le très mauvais état du compartiment biologique benthique (macrofaune et macrophytes) suggérait d'autres causes d'altération (toxicité). La partie sud présentait un meilleur état mais apparaissait soumise à des apports ponctuels issus du grau de Port-la Nouvelle (remontée des eaux de la Roubine, STEP de Port-la-Nouvelle). Ces constats ont été confirmés par les diagnostics de l'eau 2000 et 2001 (Ifremer, 2002).

En 2002, le RSL a effectué un diagnostic de l'eau et du phytoplancton ainsi qu'un diagnostic simplifié des macrophytes afin de faire le point sur l'évolution de la végétation subaquatique. En plus a été initié un suivi des principales stations d'épuration dont les effluents finissent à la lagune (La Nautique, Bages, Peyriac, Narbonne, Sigean, Port-La-Nouvelle) afin d'estimer la contribution relative de chacune aux flux totaux apportés à la lagune et de suivre l'impact des travaux de mise aux normes entrepris dans le cadre du futur contrat d'étang. Le modèle hydrodynamique MARS 3D a été également implanté sur ce site et les résultats des premières simulations sont proposés dans ce chapitre. Enfin, un bilan des principaux réseaux de surveillance opérés par Ifremer sur cet écosystème est également présenté.

L'ensemble de ces informations est de nature à accompagner et alimenter les réflexions menées dans le cadre du futur contrat d'étang qui prendra en compte l'ensemble des lagunes du Narbonnais et dont les principaux objectifs envisagés sont :

- améliorer la qualité des eaux lagunaires
- améliorer le fonctionnement hydraulique de la lagune
- restaurer les marais périphériques
- maintenir durablement l'activité de pêche lagunaire.



source: BD CARTHAGE, version 2.4, IGN 1996; BD CARTO, version 2, IGN 1997, Ifremer 2002

Légende

Occupation du sol

- Bât
- Zone industrielle, commerciale, de communication ou de loisir
- Carrière, décharge
- Prairie, pelouse, et toute culture hors vigne et verger
- Vigne, verger
- Forêt
- Végétation naturelle basse ligneeuse, maquis, garrigue, lande, broussailles
- Plage, dune, sable, gravier, galet ou terrain nu sans couvert végétal
- Rocher, éboulis
- Marais salant
- Zone humide

- stations colonne d'eau RSL
- stations benthiques RSL
- RNO sédiment
- RNO matière vivante
- REMI

Station d'épuration (EH)

- inf 1000
- 1000 - 5000
- 5000 - 10000
- 10000 - 100000
- sup 100000
- Routes
- voie ferrée



Figure 5.1 : Présentation de l'étang de Bages-Sigean et de son bassin versant.

2. Diagnostic de l'eau

2.1. Grille estivale de lecture de l'eau

Les grilles estivales des trois stations sont, pour la quasi totalité des paramètres, remplies à partir des grilles du mois d'août. Les valeurs déclassantes de l'écart à la saturation en oxygène sont pour les trois stations, à mettre en relation avec les sursaturations mesurées au mois de juin.

2.1.1. Bages Nord

Les eaux de cette partie de l'étang présentent cette année un état moyen vis-à-vis de l'eutrophisation. Les concentrations en cellules végétales sont élevées et le phosphore dissous est également en excès dans la colonne d'eau. Les sédiments de cette partie de l'étang, sont fortement enrichis en phosphore (Ifremer, 2001) : les processus de relargage du phosphate qui sont favorisés par l'augmentation de la température sont donc maximaux au mois d'août et ne constituent plus un facteur limitant de la production primaire. De même que l'année précédente, les concentrations relativement faibles des matières azotées dans l'eau, tendent à mettre en évidence une limitation de la production primaire par ces sels d'azote. Les apports continentaux en nutriments sont tels qu'ils induisent une production phytoplanctonique excessive, toutefois celle-ci ne consomme pas la totalité des phosphates qui restent également en excès dans la colonne d'eau.

Tableau 5.1 : Grille estivale de lecture de l'eau pour la partie nord (BGN) de la lagune de Bages-Sigean.

BGN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30	38	40		50	
TUR	(NTU)	0	3,2	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1	1,02	1,5		4	
NID	(μM)	0	1,93	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0		0,3	0,40	0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,49	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	1,38	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7	7,2	10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7	8,5	10		15		25	
NT	(μM)	0		50	62	75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	3,1	4,5	

2.1.2. Bages Milieu

Les eaux de ce secteur présentent cette année un état médiocre vis-à-vis de l'eutrophisation. La raison en est les concentrations élevées en cellules végétales (Chlo. a, Chlo. a + phéophytine-a et phosphore total). C'est dans cette partie de l'étang que sont mesurées, cette année, les plus fortes concentrations chlorophylliennes. Le diagnostic par le phytoplancton ne révèle cependant pas une forte production primaire. L'origine de ces fortes concentrations en chlorophylle est donc à rechercher dans la présence de matières détritiques dans la colonne d'eau.

En outre, contrairement à Bages Nord, la colonne d'eau n'est pas enrichie en phosphate : le relargage par les sédiments est donc moins marqué qu'au nord.

Tableau 5.2 : Grille estivale de lecture de l'eau pour la partie médiane (BGM) de la lagune de Bages-Sigean.

BGM			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20	23	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	4,0	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,55	1		1,5		4	
NID	(μM)	0	1,99	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,10	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,07	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	1,82	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10	10,8	20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10	13,6	15		25	
NT	(μM)	0		50	63	75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	2,5	4,5	

2.1.3. Bages Sud

Les eaux de cette partie de l'étang présentent cette année un état médiocre vis-à-vis de l'eutrophisation. Comme pour la partie médiane de l'étang, outre les fortes sursaturations enregistrées au mois de juin, ce sont les concentrations chlorophylliennes mesurées en août qui déclassent cette zone. Les formes minérales de l'azote et du phosphore sont, à cette même période, épuisées dans la colonne d'eau (la valeur de l'ammonium de la grille de l'eau ayant été mesurée en juin). De même que pour le secteur médian de l'étang, le diagnostic par le phytoplancton révèle des concentrations faibles de nano et picophytoplancton ; elles n'expliquent donc pas les déclassements de la colonne d'eau.

Tableau 5.3 : Grille estivale de lecture de l'eau pour la partie sud (BGS) de la lagune de Bages-Sigean.

BGS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	94
TUR	(NTU)	0	3,0	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,14	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	1,43	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,06	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,11	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	1,26	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10	10,2	20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10	11,9	15		25	
NT	(μM)	0	45	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75	1,12	1,5		2,5		4,5	

2.2. Evolution pluriannuelle du diagnostic de l'eau

Les résultats de 1999 à 2002 sont complétés par les données acquises entre 1996 et 1998 dans le cadre de l'étude Ifremer-AME (Ifremer/AME, 2001).

2.2.1. Bages Nord

L'état de la colonne d'eau dans cette partie de l'étang est dégradé au regard de l'eutrophisation depuis maintenant plusieurs années. Selon la période où sont fait les prélèvements par rapport au cycle de la production primaire, les sels nutritifs sont soit encore sous leurs formes minérales (non encore assimilées) soit déjà sous formes organiques (assimilés dans les cellules végétales) : quoi qu'il en soit, l'excès de sels nutritifs est indiscutable.

Depuis deux ans, il semble cependant que la quantité de matières azotées dans la colonne d'eau soit moins importante que les années précédentes.

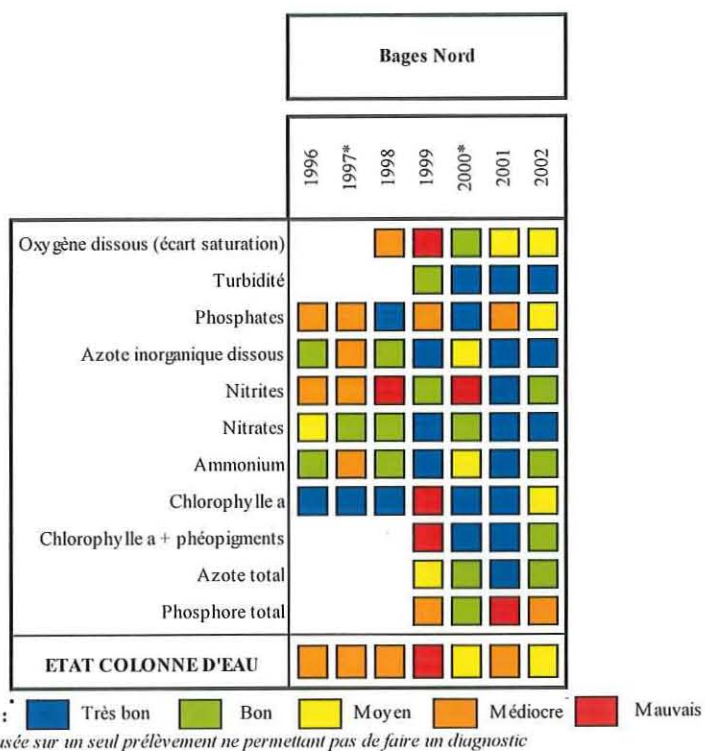


Tableau 5.4 : Evolution pluriannuelle du diagnostic de l'eau pour la partie nord (BGN) de la lagune de Bages-Sigean

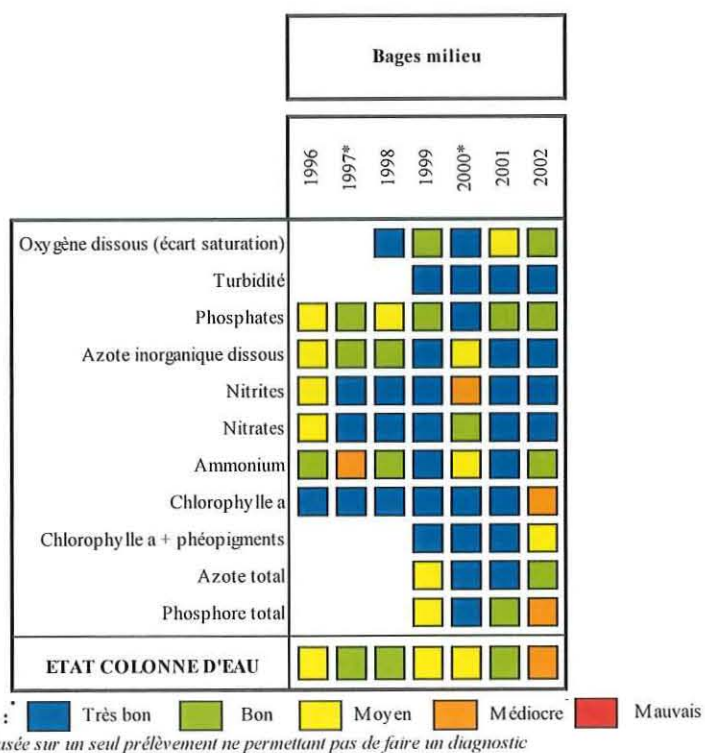


Tableau 5.5 : Evolution pluriannuelle du diagnostic de l'eau pour la partie médiane (BGM) de la lagune de Bages-Sigean.

2.2.2. Bages Milieu

Généralement dans un état « bon » à « moyen » depuis 1996, la partie médiane de Bages présente cette année un état « médiocre » vis-à-vis de l'eutrophisation, dû vraisemblablement à de fortes concentrations en matières détritiques au mois d'août.

Alors que les concentrations en phosphates évoluent peu au cours du temps, la quantité de matières azotées dans la colonne d'eau est en diminution depuis deux ans.

2.2.3. Bages Sud

La partie sud de Bages présente cette année un état « médiocre » vis-à-vis de l'eutrophisation, alors qu'il était « bon » voire « très bon » les années précédentes. De même que pour la partie médiane, cette dégradation est due, pour la première fois dans ce secteur, à de fortes concentrations en matières détritiques au mois d'août.

Par ailleurs, depuis trois ans, des sursaturations importantes sont enregistrées au début de l'été, signe d'une forte activité photosynthétique des macrophytes.

Tableau 5.6 : Evolution pluriannuelle du diagnostic de l'eau pour la partie sud (BGS) de la lagune de Bages-Sigean.

Bages Sud		1996	1997*	1998	1999	2000*	2001	2002
Oxygène dissous (écart saturation)				■	■	■	■	■
Turbidité				■	■	■	■	■
Phosphates		■	■	■	■	■	■	■
Azote inorganique dissous		■	■	■	■	■	■	■
Nitrites		■	■	■	■	■	■	■
Nitrates		■	■	■	■	■	■	■
Ammonium		■	■	■	■	■	■	■
Chlorophylle a		■	■	■	■	■	■	■
Chlorophylle a + phéopigments				■	■	■	■	■
Azote total				■	■	■	■	■
Phosphore total				■	■	■	■	■
ETAT COLONNE D'EAU		■	■	■	■	■	■	■

Légende : ■ Très bon ■ Bon ■ Moyen ■ Médiocre ■ Mauvais

* grille basée sur un seul prélèvement ne permettant pas de faire un diagnostic

2.3. Conclusion

Le gradient nord-sud d'eutrophisation, généralement observé dans cet étang sur l'ensemble des compartiments depuis le début des suivis, n'apparaît pas cette année dans les résultats de la colonne d'eau.

Les flux importants d'éléments nutritifs qui alimentent depuis plusieurs années le secteur confiné au nord induisent un « déséquilibre chronique » : les sédiments stockent du phosphore, les phosphates relargués en été alimentent alors une production primaire excessive qui n'est plus limitée que par les quantités d'azote disponibles dans la colonne d'eau. Cette partie de l'étang oscille entre des états vis-à-vis de l'eutrophisation « moyen » et « médiocre ».

Les secteurs sud et intermédiaire, en revanche, présentent des états vis-à-vis de l'eutrophisation beaucoup plus variables d'une année sur l'autre, fonction non seulement des contraintes extérieures (apports en nutriments, météorologie ...) mais également de la « réponse » de l'écosystème lui-même à ces contraintes. Les résultats de la grille de l'eau ne suffisent pas à appréhender ce fonctionnement dans son intégralité.

Ces résultats mettent cependant en évidence une dégradation de la colonne d'eau de ces deux secteurs qui, cette année, sont caractérisés par un état « médiocre » vis-à-vis de l'eutrophisation alors qu'en 2001 ils étaient « bons ».

3. Diagnostic du phytoplancton

3.1. Bages nord

Les analyses révèlent une forte abondance phytoplanctonique pour ce secteur. L'état observé est « médiocre » pour les cellules supérieures à 2 micromètres. Le mois de juillet affichait déjà un état moyen, confirmé en août par un état médiocre. Ces résultats confirment les analyses effectuées en parallèle dans la colonne d'eau qui révèlent une production primaire qui augmente tout au long de l'été.

Tableau 5.7 : Grilles de lecture du phytoplancton pour les parties nord (BGN), médiane (BGM) et (BGS) de la lagune de Bages-Sigean.

BGN		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20	39	50		100		500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10	12,8	50	

BGM		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20	48	50		100		500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2	2,9	5		10		50	

BGS		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	4,6	20		50		100		500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2	3,7	5		10		50	

3.2. Bages milieu

Les états observés dans ce secteur sont « bons » pour les deux classes de phytoplanctons. Si ces résultats sont en accord avec ceux de l'année précédente pour ce compartiment, ils ne permettent cependant pas d'expliquer les fortes concentrations en chlorophylle mesurées, cette année, dans la colonne d'eau. Comme cela a déjà été noté, le déclassement de ce secteur n'est pas donc pas lié à une forte production primaire.

3.3. Bages sud

Les états observés dans ce secteur sont respectivement « très bons » et « bon » pour les classes de phytoplanctons inférieures et supérieures à 2 micromètres. De même que pour le secteur intermédiaire, ces résultats, identiques à l'année précédente, ne permettent pas d'expliquer le déclassement observé pour la colonne d'eau.

3.4. Conclusion

Le secteur nord de Bages se maintient depuis plusieurs années à un niveau élevé d'eutrophisation avec en 2002 des états « moyen » pour la colonne d'eau et « médiocre » pour le phytoplancton. Depuis deux ans, le stock de matières azotées présent dans la colonne d'eau semble en diminution.

Si le gradient nord-sud d'eutrophisation avéré dans cet étang, se retrouve cette année encore dans les résultats du phytoplancton, les grilles de l'eau dans les secteurs sud et intermédiaire révèlent des concentrations inquiétantes en matériel détritique qui sont responsables du déclassement de ces deux zones. L'origine de ces excès est à rechercher dans l'évolution du comportement « macrophytes ».

4. Diagnostic simplifié par les macrophytes

La distribution des macrophytes au sein de l'étang dépend de nombreux facteurs, notamment de la bathymétrie mais aussi de la qualité physicochimique des eaux. Le suivi de ce compartiment « macrophyte » est indispensable pour compléter et affiner notre connaissance de l'évolution de l'eutrophisation dans l'étang.

4.1. Diagnostic simplifié en 2002

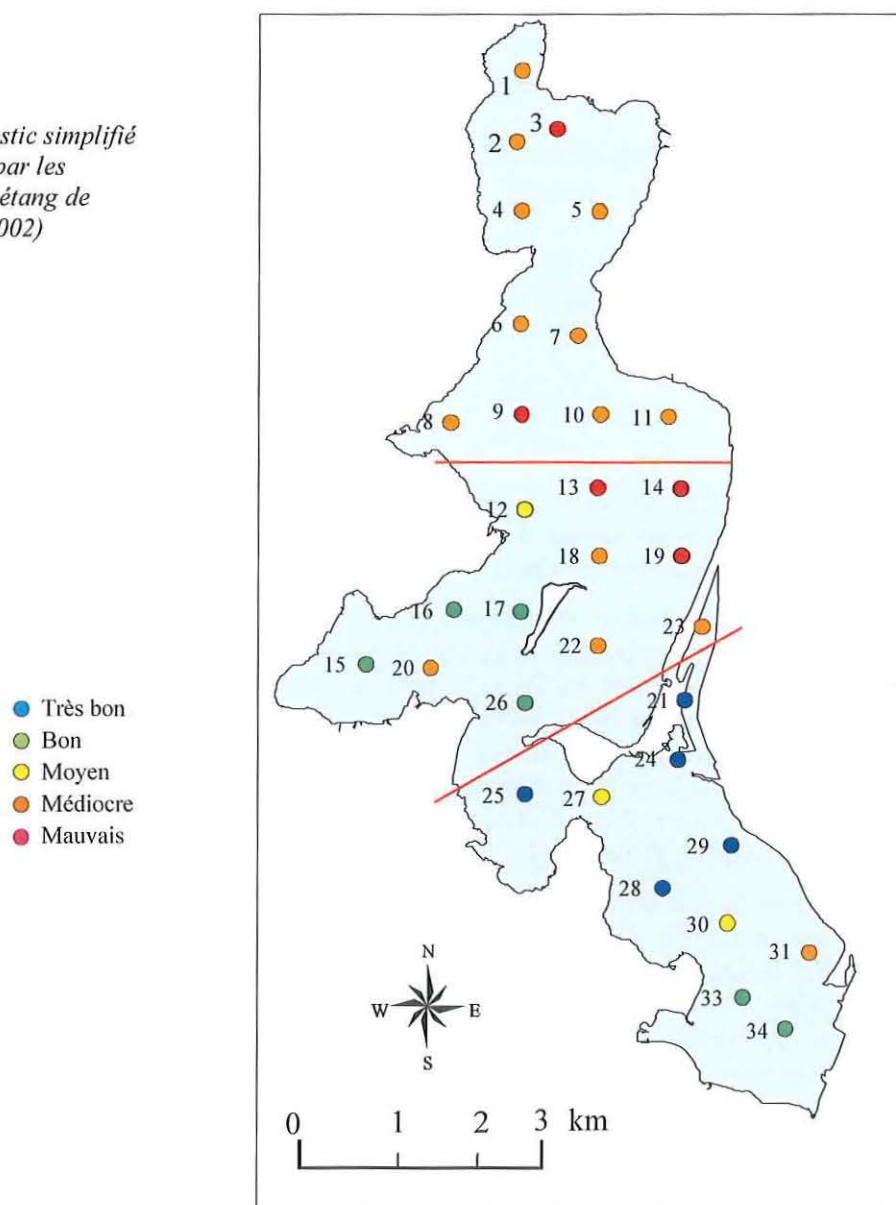
4.1.1. Bages Nord

Les cladophores (algues vertes) prédominent du côté ouest de ce secteur alors que les gracilaires (algues rouges) occupent préférentiellement le côté est. Ces algues forment des tapis qui recouvrent le fond et dégradent les herbiers. En particulier, les surfaces et les hauteurs d'eau occupées par les cladophores (au printemps et en automne¹) expliquent que les herbiers ne peuvent pas s'étendre. Les phanérogames sont cependant présentes en faibles quantités sur les zones de bordure : *Ruppia cirrhosa* à l'extrême nord (station 1), *Zostera marina* et *Zostera noltii* à l'ouest en touffes éparses de faibles surfaces, envahies par les cladophores qui les étioilent. Du côté est, des zostères (*Zostera noltii* et quelques rares *Zostera marina*) sont également près du bord au niveau de la station 7 et au sud de la station 5. Elles sont d'autant plus prospères qu'elles sont éloignées du rejet du Canelou au sud.

Avec seulement moins de 2% de la surface recouverte par des espèces climax, cette partie nord de la lagune est de qualité « médiocre ».

¹ Les observations réalisées lors du suivi des stations d'épuration (cf. § 5 de ce chapitre) complètent ce diagnostic simplifié réalisé en juillet.

Figure 5.2 : Diagnostic simplifié de l'eutrophisation par les macrophytes dans l'étang de Bages-Sigean (été 2002)



4.1.2. Bages Milieu

Les gracilaires (algues rouges) sont largement prédominantes dans les zones où la profondeur est supérieure à deux mètres (stations 13, 14, 18) alors que les herbiers de zostères, colonisent la partie ouest (stations 15, 16, 17) excepté pour la station proche de l'exutoire de la Berre (station 20). Sur les zones de bordure est, la présence de quelques touffes de zostères laisse présumer que l'herbier qui devait se trouver là n'est plus que résiduel.

Les cladophores (algues vertes) sont présents partout. Alors qu'ils formaient des filaments occupant toute la colonne d'eau au printemps, en été et en automne ces algues sont plaquées au fond sur le sédiment et sur les autres macrophytes, gracilaires et zostères.

Ces algues vertes présentes en masse au printemps, ont pu commencer à se dégrader au milieu de l'été et constituer le matériel détritique présent dans la colonne d'eau au mois d'août.

Avec 26% de la surface recouverte par des espèces climax, cette partie médiane de la lagune est de qualité « moyenne ».

4.1.3. Bages Sud

Le secteur situé à l'est et au sud de l'île de l'Aute (stations 21,24 et 27) a pu être diagnostiqué : les herbiers recouvrent en totalité les deux premières stations, et pour moitié avec des algues vertes la partie située au sud de l'Aute (station 27).

Cependant, plus au sud, l'herbier de zostères qui va d'un bord à l'autre de la lagune est dégradé par une population abondante d'ulves qui le recouvre à partir du centre entre les stations 28 et 30, 29 et 30 puis qui recouvre la totalité de la station 31, à l'exception de quelques mètres sur les bords. Les stations situées près de la zone d'influence de la Robine et de la ville de Port-La-Nouvelle lorsque les courants sont rentrants (station 33 et 34) voient leur herbiers dégradés par des ulves. En particulier, l'anse du Clot (à l'ouest de la zone 33) est remplie d'une population exclusive d'*Ulva rigida*.

De même que pour la partie médiane de l'étang, le matériel détritique présent dans la colonne d'eau au mois d'août, peut trouver son origine dans la dégradation de la biomasse relativement importante d'algues vertes opportunistes présentes en juillet.

Toutefois, cette augmentation des zostères, dans la zone sud la plus éloignée des entrées marines permet de faire passer la partie sud de l'étang d'un état moyen en 2000 à un bon état en 2002.

4.2. Evolution plurielle du compartiment « macrophytes »

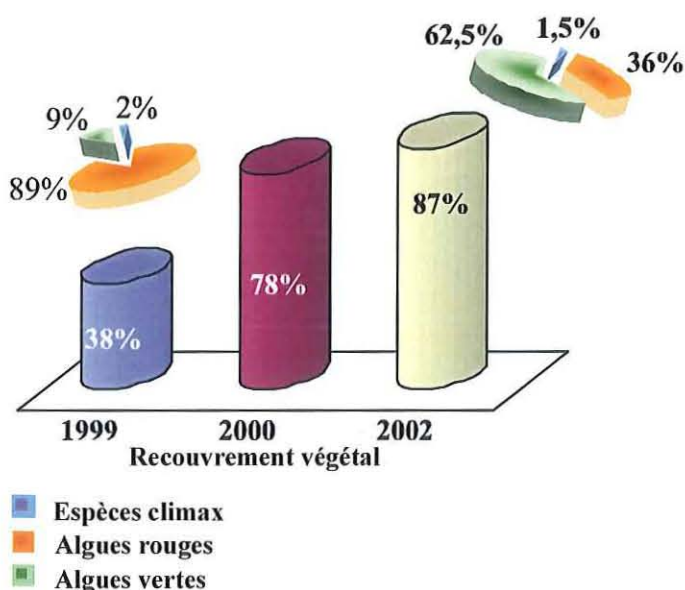
La comparaison de ces résultats avec les données antérieures acquises dans le cadre du RSL² permet de préciser l'évolution de ce compartiment.

² Sur cet étang ont déjà été réalisés, un diagnostic complet en 1999 et un premier diagnostic simplifié en 2000.

4.2.1. Bages Nord

Même si ce secteur de l'étang n'a globalement pas changé d'état depuis 1999, la distribution des espèces de macrophytes et le taux de recouvrement ont quant à eux sensiblement évolué.

Figure 5.3 : Bages Nord. Recouvrement végétal pour les diagnostic complet (1999) et simplifié (2000 et 2002) et répartition au sein des différentes espèces (pour 1999 et 2002).



Alors que les algues rouges dominent en 1999, elles semblent être en compétition avec les algues vertes opportunistes en 2002 (Fig. 5.3). Ces résultats peuvent s'expliquer par la qualité physico-chimique de l'eau sur les périodes estivales respectives.

En 1999, le diagnostic de la colonne d'eau présente des concentrations élevées en chlorophylle a et par conséquent de fortes valeurs pour la turbidité. Cette atténuation de la lumière dans la colonne d'eau ne constitue pas un facteur limitant à la prolifération d'algues rouges.

Au mois de juin et juillet 2002, la grille de l'eau et le diagnostic du phytoplancton affichent un « bon » état vis-à-vis de l'eutrophisation. La lumière peut parvenir jusqu'au fond et ne constitue plus un facteur limitant la production d'espèces végétales autres que les algues rouges. Les algues vertes opportunistes semblent coloniser ce secteur au profit des algues rouges.

Le taux moyen de recouvrement végétal qui était de 38 % en 1999 est passé à 78 % et 87 % en 2000 puis 2002. Cette augmentation de biomasse végétale peut être à l'origine de la diminution de la quantité de matières azotées depuis ces deux dernières années.

4.2.2. Bages Milieu

Le taux de recouvrement est semblable pour les trois échantillonnages. En outre, la répartition des algues rouges et vertes a quelque peu évolué au détriment des herbiers.

En effet, le diagnostic complet de 1999 laisse transparaître une légère prédominance des algues rouges qui semblent en compétition avec les espèces climax, les algues vertes étant en minorité.

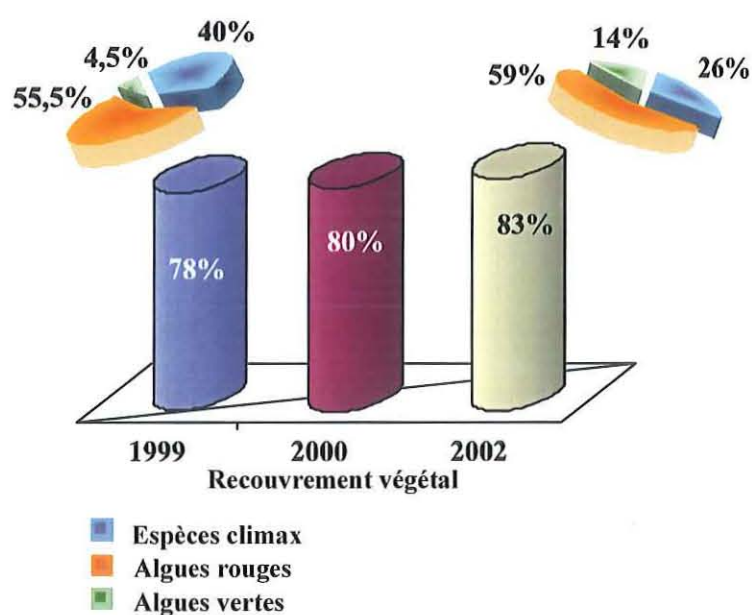


Figure 5.4 : Bages Milieu. Recouvrement végétal pour les diagnostic complet (1999) et simplifié (2000 et 2002) et répartition au sein des différentes espèces (pour 1999 et 2002).

Le diagnostic simplifié de 2002 affiche une domination évidente des algues rouges sur les herbiers. En particulier, alors qu'en 2000, le taux de recouvrement du secteur le plus profond (station 13) est nul, en 2002 90 % de sa surface est couvertes de gracilaires.

4.2.3. Bages Sud

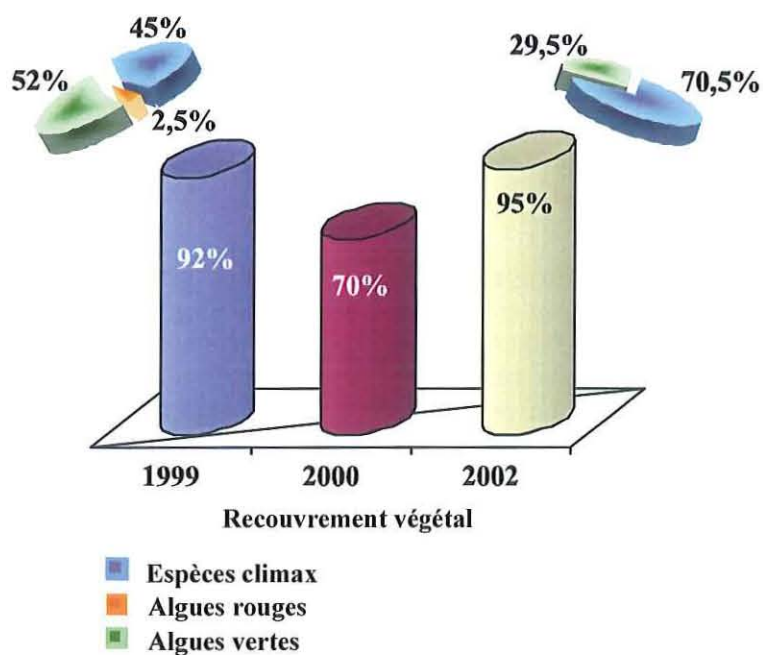
Alors qu'en 2000 le taux de recouvrement de la station située au sud de l'île de l'Aute (station 27) est nul, en 2002 ce secteur est recouvert pour moitié par des espèces climax et des algues opportunistes. La clarté de l'eau a favorisé la pousse des zostères, tandis que l'eutrophisation a permis l'expansion de *Cladophora* et des ulves.

Toutefois, l'apparition d'ulves dans la partie proche du grau est un phénomène récurrent, favorisé par les apports en nutriments de la Robine et de Port-La-Nouvelle, par courants rentrants.

Si cette année, le compartiment « macrophytes » n'est pas déclassé par ces proliférations comme se fut le cas en 1999 et 2000, l'impact de ces algues vertes

a pu se faire sentir au moment de leur dégradation, dans les résultats de la colonne d'eau.

Figure 5.5 : Bages Sud.
Recouvrement végétal pour
les diagnostic complet (1999)
et simplifié (2000 et 2002) et
répartition au sein des
différentes espèces (pour 1999
et 2002).



Point sur les sargasses

L'algue brune envahissante *Sargassum muticum* commence à former des populations, bien visibles au printemps. Les individus sont fixés sur des rochers ou des substrats artificiels (zone 20, 23, 26, 27). Sa croissance annuelle rapide, et ses flotteurs lui permettent d'arracher son support puis, d'être emportée plus loin pour coloniser une autre région (Zone 29).

5. Suivi des stations d'épuration du pourtour de l'étang

Dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire (RSL), un programme de suivi des principaux apports par les stations d'épuration à l'étang de Bages-Sigean, et de leur impact sur le milieu naturel, a été réalisé au cours de l'année 2002. Ce suivi est inspiré du suivi effectué sur la lagune de Salses-Leucate dont il reprend le protocole et la méthodologie (Ifremer, 2001). L'objectif est notamment d'aider la mise en place du contrat d'étang.

Les six principales stations d'épuration situées sur le pourtour de l'étang de Bages-Sigean ont été sélectionnées. Il s'agit des stations de Narbonne ville, La Nautique, Bages, Peyriac de Mer, Sigean et Port-la Nouvelle (Tab. 5.8). Des prélèvements bimensuels sont effectués avec la coopération des compagnies fermières. Le projet de Parc naturel régional est associé à ce programme, et participe à la logistique et au financement d'une partie des analyses.

Le déroulement du suivi ainsi que les résultats (analyse et présentation) sont validés par un groupe de travail comprenant des représentants des exploitants des stations (BRL et CGE), des SATESE et de la MISE de l'Aude, de l'Agence de l'Eau, du SMNLR (Police de l'Eau), du Cépralmar et de l'Ifremer.

Les résultats présentés dans le présent chapitre courent de janvier 2002 à décembre 2002. Le protocole du suivi, les méthodes de calcul et d'évaluation de l'impact du rejet sur les peuplements macrophytes du champ proche sont détaillés dans le rapport RSL 2001 (Ifremer, 2002).

Tableau 5.8 : Caractéristiques des stations d'épuration suivies dans le cadre du RSL en 2002

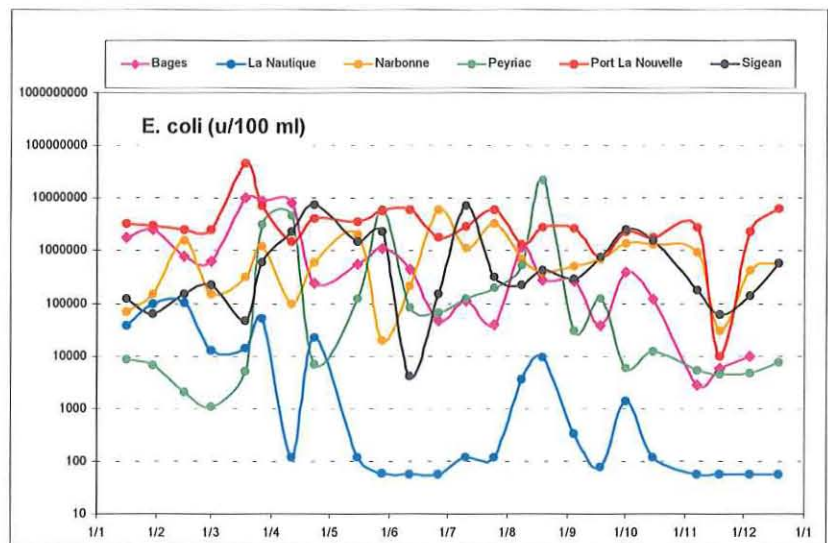
Station	Exploitant	Capacité nominale (EH)	Mise en service	Type de traitement	Autosurveillance	Milieu récepteur
Narbonne ville	CGE	62 000	1975 puis 1987	Boues activées (moy. ch.)	oui	Canal de la Robine (8 km)
Narbonne – la Nautique	CGE	1800	1982	Lagunage	Non	Etang (bassin nord)
Bages village	BRL	1000	1971	Boues activées (faible ch.)	Non	étang (bassin nord)
Peyriac de mer	CGE	3000	1988	Boues activées (faible ch.)	Prévue en 2002	Etang (bassin central)
Sigean	CGE	6000	1985	Boues activées (moy. ch.)	Prévue	Ruisseau puis étang (bassin sud) (2 km)
Port la Nouvelle	CGE	25000	1986	Physico chimique	oui	Grau de l'étang

5.1. Qualité des effluents sortants

5.1.1. Qualité bactériologique

Le paramètre sélectionné pour suivre la qualité bactériologique des effluents en sortie de STEP est la bactérie, indicatrice de contamination fécale, *Escherichia coli*. Il n'existe pas actuellement de normes réglementaires de rejet pour les paramètres microbiologiques. A titre d'exemple, pour la lagune de Salses-Leucate à vocation conchylicole, la Commission Locale de l'Eau du SAGE, a préconisé des seuils de concentrations à ne pas dépasser : 1000 *E. coli*/100 ml en été et 10000 *E. coli*/100 ml en automne, hiver et printemps; la concentration théorique en *E. coli* des affluents d'une STEP étant de l'ordre de $6,66 \cdot 10^6$ / 100 ml (en considérant qu'un Equivalent Habitant génère une pollution quotidiennement de 150 litres d'eau et 10^{10} *E. coli* par jour).

Figure 5.6 : Variations saisonnières des concentrations en *E. coli* dans les effluents des STEP de l'étang de Bages-Sigean suivies en 2002 (échelle des ordonnées logarithmique)



Toutes les stations, exceptée La Nautique, présentent au cours du suivi 2002, des concentrations en *E. coli* relativement élevées (Fig.5.6). La plupart des résultats se situe entre des concentrations de 10^5 et 10^7 u/100ml. Cinq des six stations ne sont d'ailleurs pas conçues pour abattre les coliformes : seule la station de La Nautique est équipée d'un lagunage (résultats compris entre 10^2 et 10^5 coli/100ml). Pour certaines d'entre elles, Port-La-Nouvelle, Sigean et Narbonne, les concentrations sont relativement constantes quelle que soit la saison considérée, le taux d'abattement n'excède pas pour ces stations 2 unités LOG. La station de Peyriac présente des fluctuations de concentrations erratiques, avec cependant des valeurs plus basses et régulières en automne et hiver, au cours desquels les concentrations en *E. coli* ne dépassent pas 1000/ 100 ml.

La station de La Nautique se démarque tout au long du suivi 2002 des autres stations, avec des concentrations en *Escherichia coli* relativement faibles. Ces

concentrations résultent de l'action du lagunage, sur la flore bactérienne d'origine fécale, dont le taux d'abattement est compris entre 2 et 5 unités LOG au cours du suivi.

5.1.2. DBO₅, DCO et MES

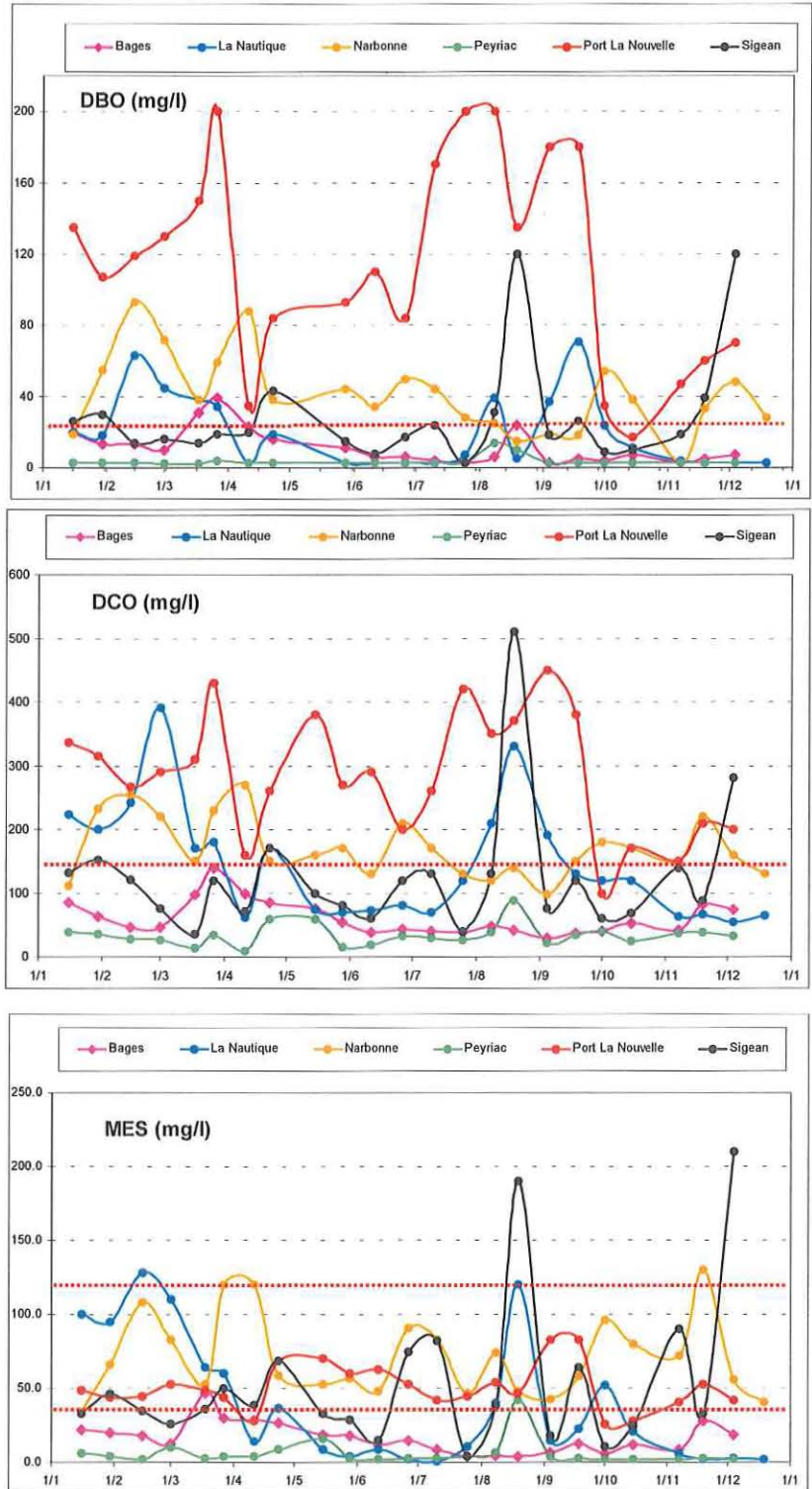
Les normes réglementaires qui s'appliquent sont fixées par l'arrêté du 22 décembre 1994 : 25 mg/l pour la DBO₅, 125 mg/l pour la DCO et 35 mg/l pour les MES (sauf lagunage de La Nautique : 120 mg/l). Ces normes sont reportées sur les graphiques (Fig. 5.7).

Pour ces trois paramètres, trois groupes de stations peuvent être distingués :

- Les STEP de Narbonne et Port-La-Nouvelle qui présentent des dépassements fréquents des normes réglementaires, avec des concentrations très supérieures. Les effluents de ces deux STEP sont aussi caractérisés par une forte irrégularité des concentrations pour ces paramètres.
- La STEP de la Nautique qui présentent quelques dépassements des normes, et des pics de concentrations en fin d'hiver (prélèvement dans la première lagune étant donné l'absence de rejet) et en été (montée en charge avec la saison estivale),
- Les STEP de Bages, Peyriac et de Sigean pour lesquelles peu de dépassements des normes sont observés. Seule la station de Sigean montre des concentrations très supérieures aux normes à la fin de l'été.

Hormis le lagunage de la Nautique, l'effet de la saison estivale ne s'observe sur aucune des autres stations.

Figure 5.7: Variations saisonnières des concentrations en DBO₅, DCO et MES dans les effluents des STEP de l'étang de Bages-Sigean suivies en 2002 (la norme réglementaire est symbolisée par le trait rouge).



5.1.3. Phosphore et azote total

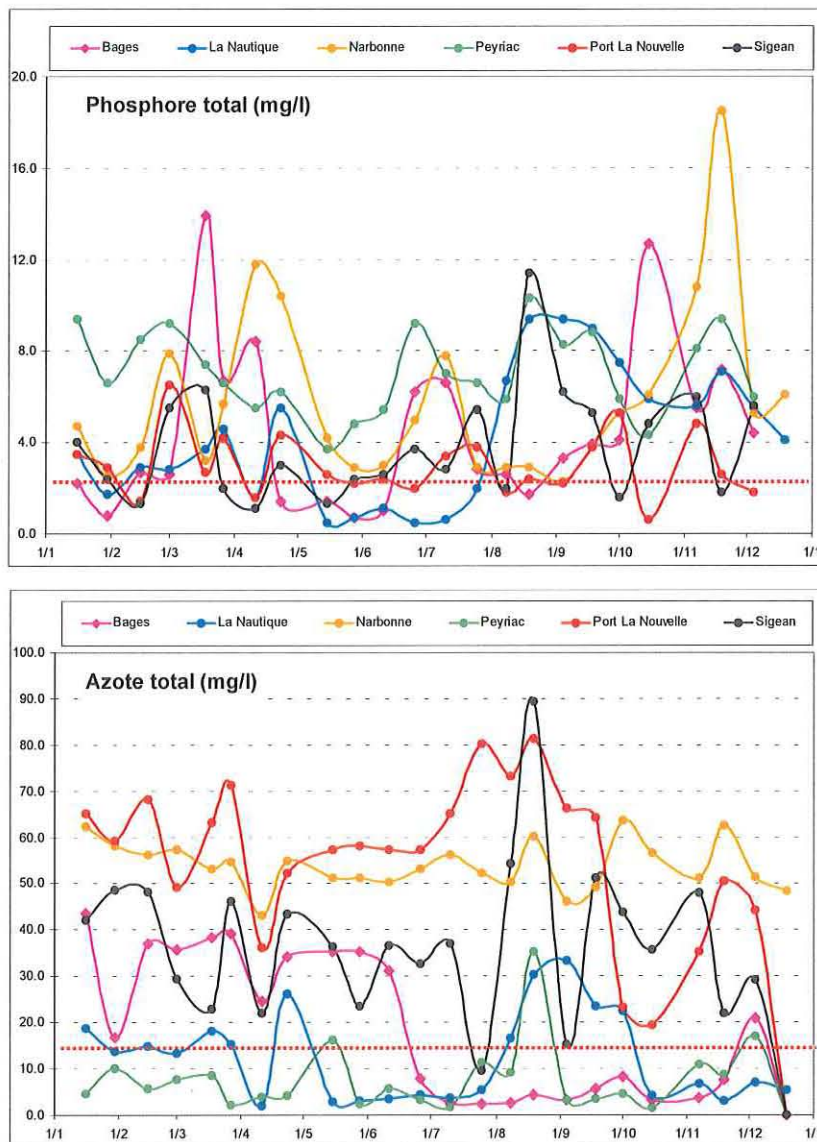


Figure 5.8: Variations saisonnières des concentrations en phosphore et azote total dans les effluents des STEP de l'étang de Bages-Sigean suivies en 2002 (la norme réglementaire pour les zones sensibles est symbolisée par le trait rouge).

Les normes existant pour les zones sensibles à l'eutrophisation peuvent servir de référence : 15 mg/l pour l'azote total et 2 mg/l pour phosphore total, ces normes sont reportées sur les graphiques (Fig 5.8)

En ce qui concerne le phosphore total, les concentrations du rejet de Peyriac sont nettement inférieures aux autres. D'une manière générale, les résultats sont assez fluctuants pour l'ensemble des stations, avec des pics importants pour Bages et

Narbonne. La majorité des valeurs observées pour l'ensemble des 6 stations se situe au dessus de la norme de 2 mg/l pour le phosphore total.

Seule la station de Peyriac est équipée pour traiter l'azote, ce qui se répercute très clairement au niveau des résultats : les concentrations en azote total de Peyriac sont globalement toutes inférieures à la norme de 15 mg/l (Fig. 5.8). Les résultats de La Nautique pour l'azote total oscillent autour de 15 mg/l à l'exception de la période estivale. Pour toutes les autres stations, les niveaux d'azote total sont en grande majorité très au dessus de cette norme. Les concentrations les plus importantes sont observées au niveau des stations de Narbonne et de Port-la-Nouvelle. Pour ces deux dernières, la forme d'azote dominante est l'ammonium (réduite), ce qui est vraisemblablement lié à un temps de transfert long dans les canalisations avant le rejet, notamment à Port la Nouvelle. Pour la station de Bages, la diminution drastique des concentrations en azote total au mois de juillet s'explique par la mise en place d'une nouvelle turbine améliorant considérablement le rendement épuratoire pour l'azote.

5.2. Estimation des flux et contribution relative de chaque STEP

Pour comparer les contributions relatives de chaque STEP, le groupe de travail a préconisé que soit traitées à part les cinq STEP situées directement sur le pourtour de la lagune (Peyriac, La Nautique, Bages, Sigean, Port-la-Nouvelle) en raison de leur capacité nominale et d'opposer Narbonne à la somme de ces cinq stations (Fig. 5.9). Par ailleurs, les considérations suivantes doivent être prises en compte dans l'interprétation des flux :

- le lagunage de la Nautique est soumis à des processus d'évaporation ayant pour effet de réduire la charge hydraulique sortante (mesures de débit faites en entrée). Un bilan hydrique saisonnier montre qu'à certaines périodes de l'année le volume évaporé peut dépasser celui entrant. Les flux estimés sont surestimés et constituent une situation au pire.
- le rejet de Port-La-Nouvelle se réalise au niveau du Grau, une partie des effluents étant évacués en mer. Il a été cependant décidé de conserver la totalité du flux, représentant également une situation au pire.

Enfin, en l'absence de différences majeures en plus de la période estivale et le reste de l'année, il a été décidé de calculer un flux moyen annuel sans distinction de période, au contraire de ce qui a été réalisé pour le suivi effectué sur la lagune de Salses-Leucate.

5.2.1. Débits

La contribution relative de chaque STEP au flux total hydraulique estimé reflète bien les capacités nominales de chacune (Fig. 5.9). Le flux total apporté à la lagune est d'environ 90 000 EH avec par ordre décroissant Narbonne, Port-La-Nouvelle, Sigean, Bages, Peyriac et La Nautique. Les résultats relatifs à la station de Bages en flux paraissent importants par rapport à la capacité de l'ouvrage et en comparaison avec les deux autres « petites » stations : Peyriac et la Nautique. Cependant les données de débits utilisées pour calculer les flux sortants de la station de Bages ne sont qu'approximatifs. En effet, en raison d'un défaut de fonctionnement du système de déclenchement des pompes, les temps de pompage n'ont pas pu être correctement enregistrés au cours des premiers mois de l'année. La valeur utilisée est donc une moyenne des enregistrements de l'année 2001.

5.2.2. Escherichia coli

La hiérarchisation des flux en 2002 d'*E.coli* en sortie de STEP permet de classer les stations en trois groupes distincts:

- les stations de Port La Nouvelle et Narbonne dont les flux en *E. coli* sont comparables et supérieurs à 6000 EH, ils représentent 89 % du flux total. La contribution relative de ces deux stations, aux apports d'*E.coli*, est différente de celle observée pour le débit hydraulique pour lequel la station de Narbonne est largement majoritaire. Ceci résulte du taux d'abattement, quasi nul, de la station de Port -La- Nouvelle.
- les stations de Bages, Peyrac et Sigean dont les flux sont inférieurs à 1000 EH. La contribution relative de ces stations, aux apports d'*E.coli*, suit la hiérarchie des flux hydrauliques.
- la station de La Nautique dont les apports annuels sont négligeables (inférieurs à 1 EH), reflétant l'efficacité du lagunage sur l'abattement du paramètre bactérien.

Hormis la STEP de la Nautique, les STEP suivies ne sont pas prévues pour abattre la contamination bactérienne, et donc les flux moyens apportés à la lagune sont considérables (Fig. 5.9) avec un total de presque 8 000 EH pour les STEP du pourtour de la lagune et de 14 200 EH lorsqu'on ajoute Narbonne. Ce constat pose le problème de la contamination bactériologique des coquillages en cas de réouverture de la pêche.

5.2.3. DBO₅, DCO et MES

Pour la DBO₅ et la DCO, la contribution de la station de Port-La-Nouvelle est très supérieure à celle attendue par rapport à sa capacité nominale (Fig. 5.9). Cette situation découle directement des fortes concentrations observées pour ces

paramètres dans les effluents de cette station. En conséquence, la contribution relative des 4 autres petites stations est minorée. La part de la station de Narbonne relativement aux 5 STEP du pourtour de la lagune est conforme à la hiérarchie établie pour les flux hydrauliques.

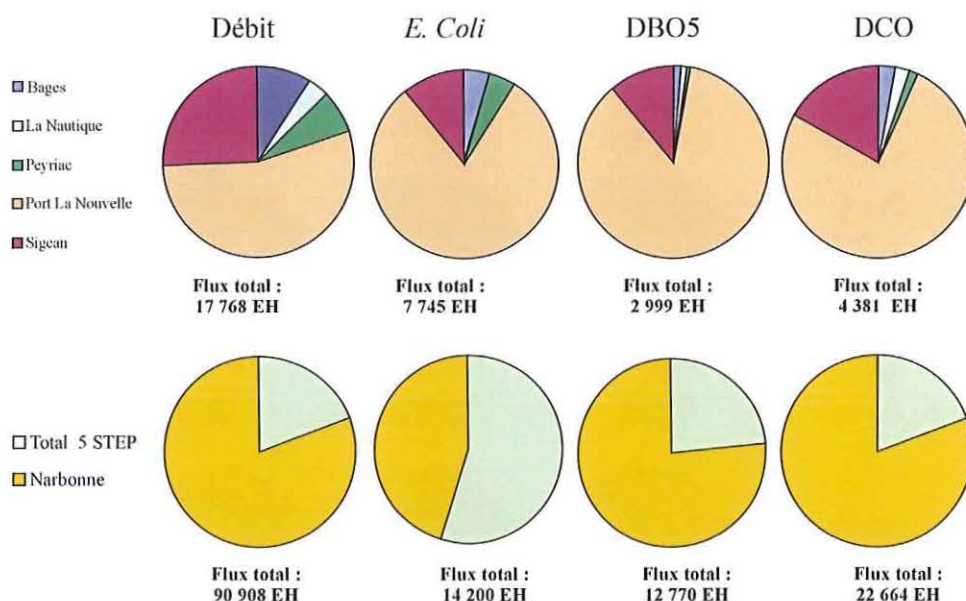


Figure 5.9 : Contribution relative (moyenne annuelle) de chaque station et flux total moyens amenés à la lagune de Bages-Sigean par les STEP suivies dans le cadre du RSL, pour les débits E. coli, la DBO₅ et la DCO.

Pour les MES (Fig. 5.10), la hiérarchie des stations est quelque peu bouleversée par la part importante des flux relatifs de la station de Sigean qui représente environ 30 % du flux total des cinq STEP du pourtour de la lagune. Ce constat s'explique par les fortes concentrations en MES observées dans les effluents de cette station au cours du suivi.

5.2.4. Phosphore et azote total

Pour le phosphore, les flux émis à la lagune sont importants puisqu'ils totalisent 2 300 EH pour les STEP rejetant directement dans la lagune et s'élèvent à 18 500 EH lorsqu'on ajoute ceux issus de Narbonne. La hiérarchie pour les STEP est modifiée par l'augmentation de la part des STEP de Peyriac et Sigean et la diminution de celle de Port-La-Nouvelle (traitement physico-chimique abattant le phosphore). La station demeure néanmoins le contributeur majeur des apports de phosphore à la lagune représentant 85 % de ceux-ci.

Pour l'azote total (Fig. 5.10), la hiérarchie des STEP est respectée avec cependant un recul significatif de la part relative de la station Peyriac, seule station équipée pour abattre l'azote. Les flux apportés à la lagune sont considérables avec un total de 7 309 EH pour les 5 STEP du pourtour direct de la lagune et d'environ 47 000 EH si l'on ajoute ceux issus de Narbonne. Ces apports élevés sont sans aucun doute responsables de l'eutrophisation constatée de la lagune.

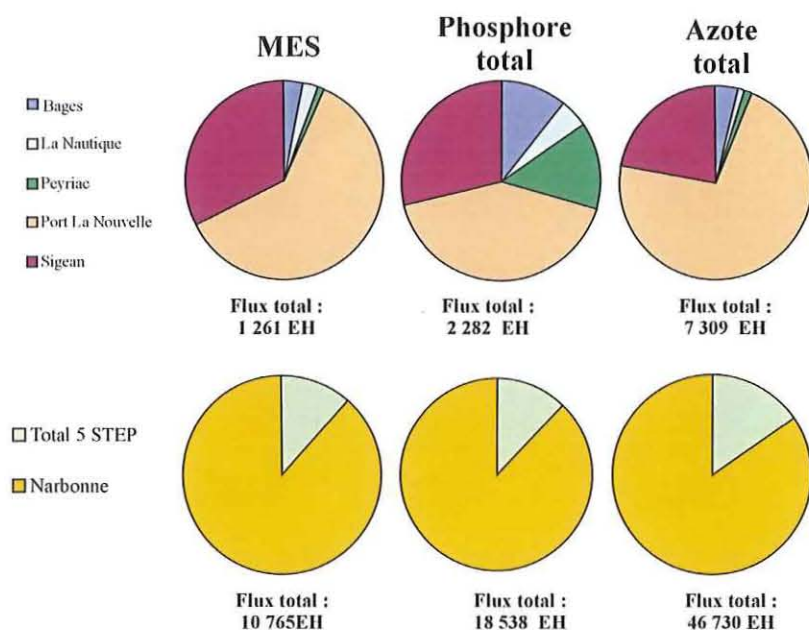


Figure 5.10 : Contribution relative (moyenne annuelle) de chaque station et flux total moyens amenés à la lagune de Bages-Sigean par les STEP suivies dans le cadre du RSL, pour les MES, le phosphore et l'azote total.

A la demande du groupe de travail, une simulation a été réalisée en appliquant aux deux plus importantes stations, Narbonne (NGL : 15 mg/l et PT : 2 mg/l) et Port-La-Nouvelle (NGL : 15 mg/l et PT : 1 mg/l), les normes zones sensibles auxquelles seront astreintes ces stations après leur remise à niveau. Les flux résultants ont été réestimés en appliquant les débits observés lors du suivi, et comparés à la situation réelle (Fig. 5.11).

Station	NGL réel (EH)	NGL simulé (EH)	PT réel (EH)	PT simulé (EH)
Bages	283	272	246	265
La Nautique	76	76	108	108
Peyriac	99	104	327	337
Port La Nouvelle	5220	1153	944	360
Sigean	1631	1683	658	678
S / total 5 STEP	7309	3288	2282	1749
Narbonne	39421	8312	16253	5195
TOTAL	46730	11600	18535	6944



Figure 5.11 : Comparaison des contribution relative (moyenne annuelle) de chaque station et flux total moyens en azote (NGL) et phosphore (PT) en situation réelle et en appliquant (simulé) les normes préconisées pour les stations de Narbonne (NGL : 15 mg/l et PT : 2 mg/l) et Port-La-Nouvelle (NGL : 15 mg/l et PT : 1 mg/l).

Pour l'azote total et le phosphore total (Fig. 5.11), l'application des normes entraînent une réduction des flux par deux pour les STEP du pourtour de la lagune. Lorsqu'on prend en compte les rejets de Narbonne, les flux sont diminués par 4 pour l'azote et par trois pour le phosphore. Cependant, les flux apportés restent considérables avec l'équivalent de 11 600 EH pour l'azote et de presque 700 EH pour le phosphore. Ces résultats mettent en évidence l'intérêt d'appliquer ces normes aux stations du pourtour de la lagune en vue d'une réduction du niveau d'eutrophisation dans cette lagune.

Par ailleurs, la hiérarchie des stations est totalement bouleversée et la part des petites stations devient alors importante. Notamment, la station de Sigean apparaît alors que le premier contributaire pour les apports en azote et en phosphore.

Une diminution significative des apports en sels nutritifs (et notamment en azote) sera donc observée si l'ensemble des travaux sur les stations s'accompagnent d'un respect des normes "zone sensible".

5.3. Diagnostic simplifié par les macrophytes aux alentours de la zone de rejet

L'évaluation de l'impact des rejets au débouché dans la lagune a été réalisé en appliquant le diagnostic simplifié à 5 zones de l'étang au cours de deux campagnes organisées respectivement le 30 mai et 13 novembre :

- débouché du canal recevant les effluents de La Nautique
- point de rejet de la STEP de Bages
- débouché du Canelou (STEP de Narbonne)
- point de rejet de la STEP de Peyriac
- débouché du canal recevant les effluents de la STEP de Sigean dans l'anse du Clot.

Tableau 5.9 : Résultats 2002 du diagnostic simplifié par les macrophytes dans les différentes zones aux alentours du rejet ou de l'émissaire de rejet. N : pas de diagnostic étant donné l'absence de végétation.

Station	Zone	Recouvrement total (%)		Recouvrement climax (%)		Nombre d'espèce		Diagnostic	
		Mai	Nov.	Mai	Nov.	Mai	Nov.	Mai	Nov.
La Nautique	< 20 m	5	10	0	0	2	1	Mauvais	Mauvais
	20-50 m	15	10	5	1	4	3	Médiocre	Médiocre
	>50 m	25	15	5	1	6	2	Médiocre	Médiocre
Bages (agouille Ventouse)	< 20 m	100	100	0	0	3	4	Mauvais	Mauvais
	20-50 m	100	100	0	0	1	2	Mauvais	Mauvais
	>50 m	100	100	1	1	5	5	Médiocre	Médiocre
Canelou (agouille Grosse)	< 20 m	80	0	0	0	3	0	Mauvais	N
	20-50 m	75	100	1	0	4	2	Médiocre	Mauvais
	>50 m	75	80	3	1	4	4	Médiocre	Médiocre
Peyriac	< 20 m	70	5	0	0	2	1	Mauvais	Mauvais
	20-50 m	70	10	0	0	3	2	Mauvais	Mauvais
	>50 m	100	70	70	50	5	5	Bon	Bon
Sigean	< 20 m	100	100	0	0	1	1	Mauvais	Mauvais
	20-50 m	100	100	0	0	1	1	Mauvais	Mauvais
	>50 m	100	90	0	0	1	1	Mauvais	Mauvais

Légende :  Très bon  Bon  Moyen  Médiocre  Mauvais

L'impact négatif de la qualité des eaux qui véhiculent les effluents des STEP suivies, sur les peuplements macrophytes est avéré pour l'ensemble des stations, avec systématiquement des mauvais état des macrophytes vis-à-vis de

l'eutrophisation (Tab. 5.9). Ce constat s'appuie sur l'amélioration de l'état des macrophytes lorsqu'on s'éloigne du point de rejet.

Pour la station de Sigean, l'ensemble de la zone est fortement impacté. Des populations abondantes d'ulves colonisent toute la colonne d'eau et constituent un foyer potentiel de malaïgues. Cependant, la présence d'autres sources d'eutrophisation (distillerie) doit être prise en compte.

L'effet de la saison estivale n'est pas observable du fait de la dégradation déjà très avancée des peuplements macrophytes avant l'été.

5.4. Conclusions et perspectives

Cette première année de suivi des stations d'épuration du pourtour de la lagune de Bages-Sigean confirme le rôle important de celles-ci quant aux apports eutrophisants amenés à la lagune. A l'heure actuelle, la part des grosses STEP comme Port-la-Nouvelle et Narbonne relativise celles des petites stations. Cependant, la simulation effectuée en appliquant les normes « zone sensible » auxquelles seront soumises ces grosses unités après travaux montre la nécessité d'étendre ces contraintes aux petites unités. Enfin l'impact des rejets sur le peuplements macrophytes a été clairement observé, et la réduction des flux en azote et phosphore sera de nature à minimiser cet impact.

A l'issue de cette première année, le Comité de Pilotage du RSL a décidé, à la demande du SMPPNR, de reconduire ce suivi en 2003, mais avec quelques aménagements. Suite à des test statistiques présentés au groupe de travail, il a été décidé de réduire la fréquence de prélèvement à 1 fois par mois. Par ailleurs, la possibilité d'utiliser les données d'autosurveillance s'est avérée restreinte en raison d'un manque de données de comparaison. Seules les données de DBO₅ pour la station de Narbonne viendront remplacer les mesures effectuées dans le cadre du suivi. Enfin en 2003, le diagnostic simplifié des macrophytes autour du point de rejet ou de débouché sera reconduit à deux périodes en y ajoutant la zone d'embouchure de la Berre.

6. Autres réseaux de surveillance

6.1. Réseau phytoplancton (REPHY)

Le réseau de surveillance REPHY a deux objectif principaux :

- la connaissance « patrimoniale » des espèces phytoplanctoniques présentes sur le littoral Français. Cette connaissance permet de suivre les évolutions des différentes espèces en fonction des saisons et de mesurer l'impact de certains évènements climatiques sur le phytoplancton (abondance, diversité...)
- les espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques suivies sont :

- *Dinophysis* et les toxines DSP (diarrhéiques)
- *Alexandrium* et les toxines PSP (paralytiques)
- *Pseudo-nitzschia* et la toxine ASP (amnésiante)

Du fait de l'interdiction de commercialisation des coquillages de cet étang, le point de suivi REPHY a été arrêté fin 2001. Cependant il est important de noter que les plus fortes concentrations du Languedoc – Roussillon en *Dinophysis* y ont été dénombrées.

6.2. Réseau National d'Observation (RNO)

6.2.1. RNO matière vivante

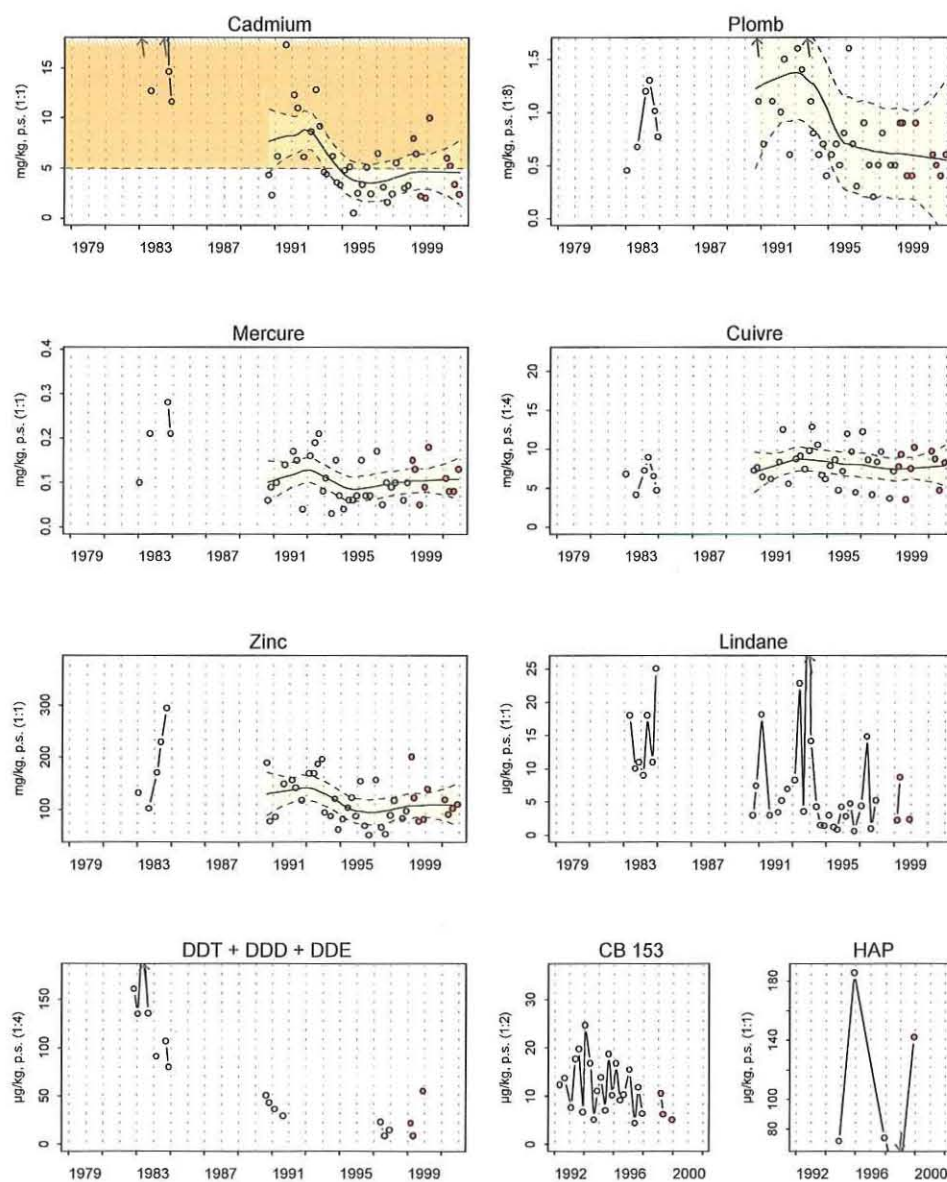
Le RNO est un programme national mis en place par le Ministère chargé de l'environnement et coordonné par l'Ifremer. Son objectif premier est l'évaluation des niveaux et des tendances des contaminants et des paramètres généraux de la qualité du milieu. Dans certains cas, en particulier quand l'échantillonnage est réalisé en zone d'élevage des mollusques, les résultats du RNO peuvent être comparés aux seuils fixés pour la protection des consommateurs. Les niveaux des différents contaminants mesurés pour l'ensemble des stations suivies dans le Languedoc Roussillon et leur comparaison aux médianes nationales sont fournies en annexe 2.

La problématique majeure de cette lagune reste la pollution par le cadmium issue des rejets d'une usine de pigments de peinture située près de Narbonne. Depuis la réduction de ces rejets par l'industriel, la teneur en cadmium dans les moules a sensiblement diminuée. Depuis quelques années cette concentration se stabilise à une teneur proche du seuil de santé publique (Fig. 5.12). Cependant ces résultats restent fortement dépendants du bon état de la station de traitement des rejets de cette usine.

Par ailleurs des résultats obtenus dans le cadre d'études particulières montrent que les teneurs en cadmium dans les moules et surtout les palourdes issues de la zone sud de l'étang sont inférieures au seuil de santé publique. Ces résultats devraient nous inciter à suivre plus précisément cette zone de l'étang sachant que les gisements de palourdes y sont majoritairement représentés.

Comme pour les autres points du Languedoc – Roussillon (à l'exception de Leucate), la somme des DDT,DDD et DDE est très largement supérieure à la médiane nationale.

Résultats RNO
36085107 Roussillon / Etang de Bages - Moule



Source/Copyright RNO MEDD-Ifremer, banque Quadrige

Figure 5.12 : Niveaux et tendances d'évolution de la contamination dans les moules de la lagune de Bages-Sigean.

6.2.2. RNO sédiments

Dans le cadre de la campagne RNO sédiments effectuée en 1996, cinq stations ont été positionnées dans l'étang de Bages-Sigean (Fig. 5.13). La totalité des résultats de cette campagne sont présentés dans le bulletin RNO 1998, et seule une sélection de contaminants organiques et métalliques est présentée dans le présent rapport (cf annexe 2).

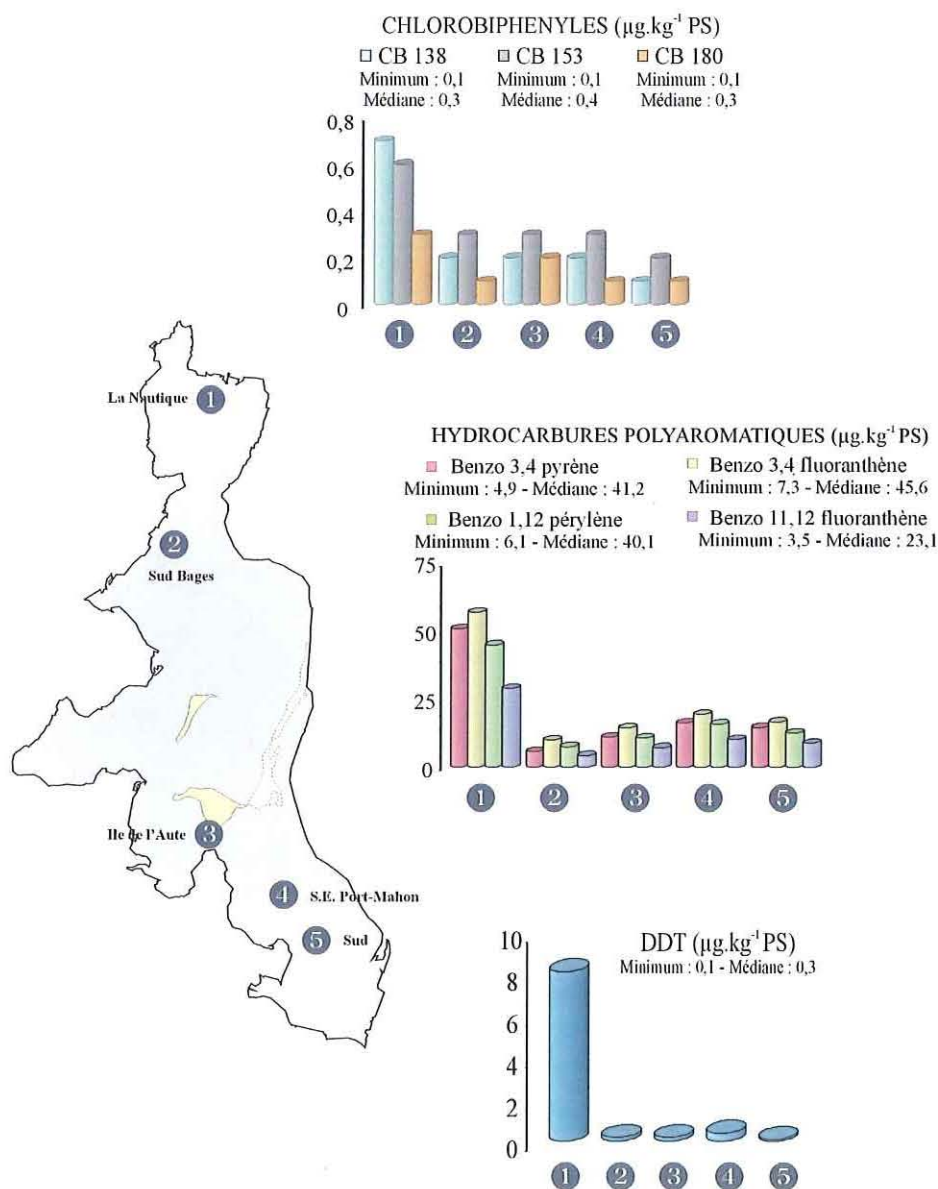
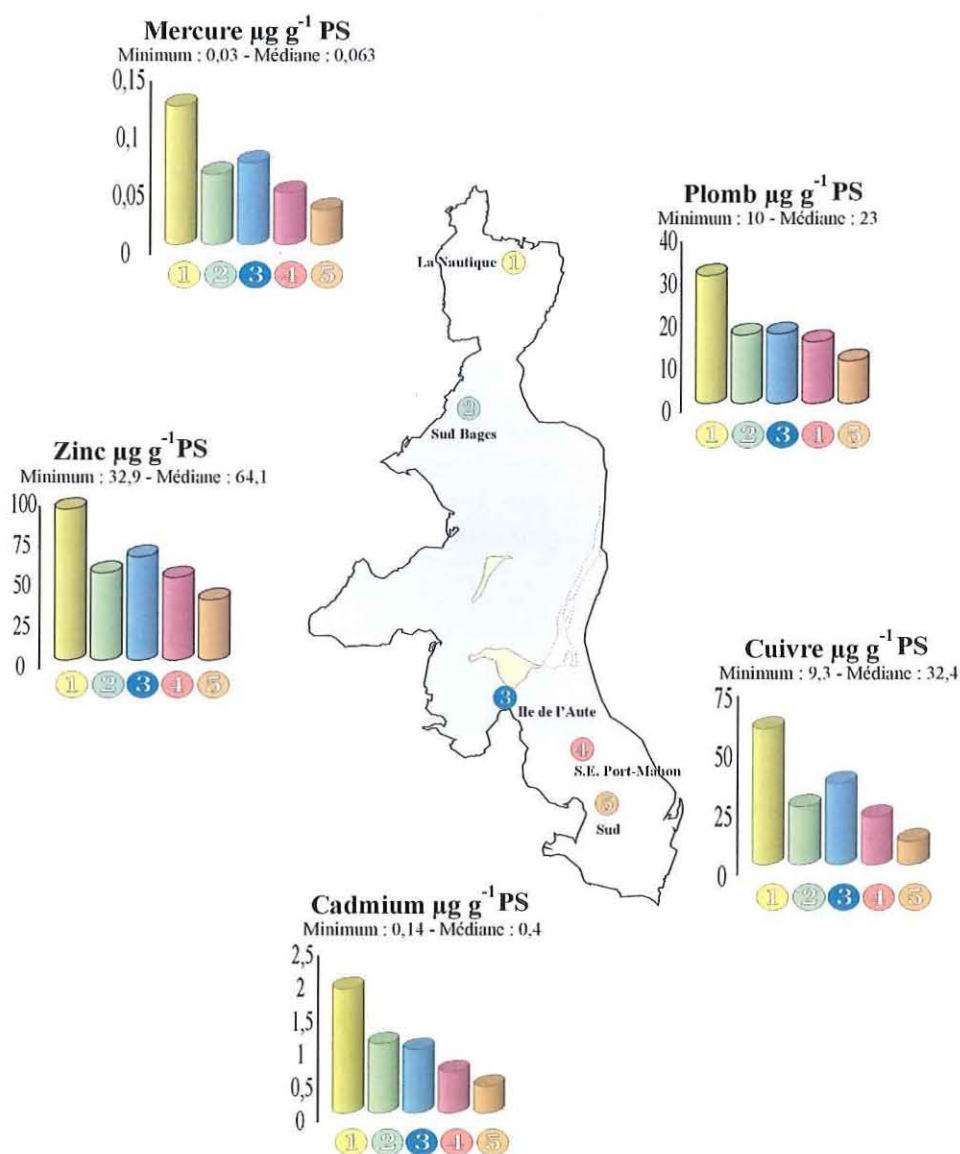


Figure 5.13 : Niveaux de la contamination organique (PAH, PCB et DDT) dans les sédiments (fraction < 2mm) de la lagune de Bages-Sigean (d'après RNO, 1998). Les valeurs médiane et minimum sont données pour l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon.

La contamination des sédiments par des polluants organiques dans l'étang de Bages-Sigean est surtout marquée par des concentrations élevées à la station la plus au nord (station 1) avec des valeurs du double de la médiane lagunaire pour les PAH et les PCB, et presque 30 fois cette valeur pour le DDT. Aux autres stations, les niveaux de contamination mesurés correspondent au bruit de fond de la contamination dans les lagunes du Languedoc-Roussillon.

Figure 5.14 : Niveaux de la contamination métallique (Cu, Zn, Hg, Pb, Cd) dans les sédiments (fraction < 2mm) de la lagune de Bages-Sigean (d'après RNO, 1998). Les valeurs médiane et minimum sont données pour l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon.



Pour les contaminants métalliques (Fig. 5.13), le même schéma spatial est observé avec cependant un gradient nord-sud de contamination décroissante plus marqué. Pour l'ensemble des métaux, excepté le cadmium dans la partie nord, les

concentrations mesurées dans les sédiments atteignent des valeurs environ deux fois supérieures à la médiane lagunaire, indiquant un niveau de contamination moyen. La contamination des sédiments par le cadmium peut-être considérée comme élevée dans la partie nord de la lagune.

6.3. Réseau intégrateurs biologiques (RINBIO)

Ce réseau a pour but d'évaluer les niveaux de la contamination chimique dans le champ moyen, c'est à dire sur une zone où les concentrations mesurées correspondent à l'effet moyen de l'ensemble des apports, par implantation de stations artificielles à moules sur une période de 3 mois. Pour plus de détails sur les contaminants mesurés, la méthodologie, les modes de calcul et les résultats se reporter au rapport de la campagne 2000 (Andral *et al.*, 2001). Dans le cadre de la campagne du RINBIO 2000, deux stations artificielles à moules ont été positionnées dans la lagune de Bages-Sigean respectivement dans la partie médiane et sud de la lagune (Fig. 5.1).

Les résultats obtenus pour la lagune de Bages lors de la campagne 2000 indiquent des niveaux moyens de contamination élevés pour le cadmium aux deux stations, le cuivre pour la station nord, les produits de la dégradation du DDT (DDD et DDE) pour la partie sud. Dans une moindre mesure, une contamination moyenne par le nickel a été observée dans les deux parties lagunaires. Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus dans le cadre du RNO.

7. Application du modèle sur le site de Bages-Sigean

Les précisions concernant le modèle MARS-3D utilisé ici, le fonctionnement hydrodynamique des lagunes et les connaissances et données nécessaires à leur modélisation sont présentées dans l'annexe 3. Des renvois à cette annexe sont précisés lorsque cela est nécessaire.

7.1. Description du site

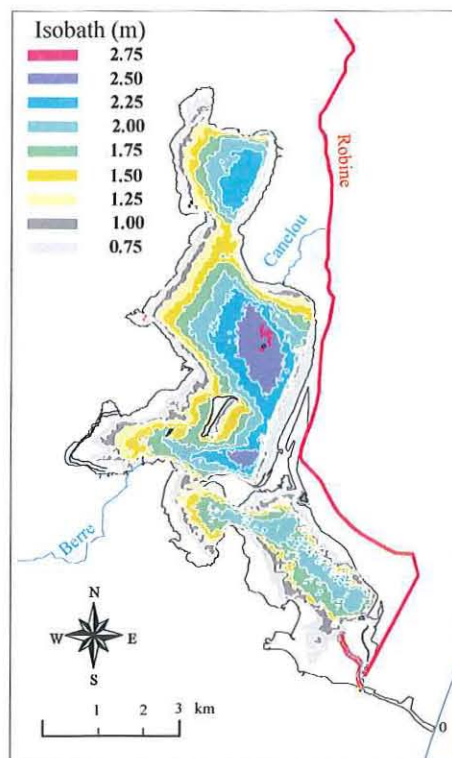
La lagune de Bages-Sigean, orientée nord-sud sur 14 km ; s'étend sur 3700 hectares, pour un volume moyen de 49 millions de m³.

7.1.1. Bathymétrie

Des levés bathymétriques effectués pour le SMPNM ont été réalisés entre septembre 2000 et juillet 2001. La topographie du fond est celle d'une succession de cuvettes régulières n'atteignant pas 3 m dans leur partie centrale (Fig. 5.15). Entre ces différents bassins, des étranglements étroits et peu profonds constituent

autant de frontières qui vont fortement contraindre la circulation des masses d'eau. En particulier, l'île de l'Aute au centre de la lagune limite les échanges d'eau entre la partie nord de l'étang qui reçoit 75 % des apports d'eau douce et la partie sud qui en communication avec la mer.

Figure 5.15 : Bathymétrie de la lagune de Bages-Sigean (source SMPNM, 2001).



7.1.2. Apports d'eau douce

Le bassin versant alimente la lagune en eaux continentales essentiellement via :

- le canal de la Robine au nord-ouest qui reçoit, en particulier, les rejets urbains de l'agglomération de Narbonne. Ce canal rejoint la mer au niveau du chenal de Port-La-Nouvelle. Cependant, en condition de courant entrant, ces apports sont ramenés vers la lagune et non plus évacués vers la mer. Par ailleurs, les deux tiers du débit de la Robine alimentent la partie nord de l'étang via le déversoir du Canérou.
- la Berre à l'ouest, principal tributaire non permanent qui rejoint la lagune dans la partie centrale de l'étang.

7.1.3. Echanges avec la mer

Les processus qui gouvernent les échanges d'eau entre la mer et la lagune sont détaillés en Annexe 3.

La communication avec la mer se fait par un grau unique situé à l'extrême sud est de la lagune au niveau de Port-La-Nouvelle.

Ce grau, d'une longueur d'environ 2 km, d'une largeur allant de 50 à 100 m et d'une section minimale de 134 m² (sous le pont SNCF), est barré, à son entrée dans la lagune, d'un rideau de palplanches qui réduit cette section à 54 m² (Anonyme, 1997). Cet ouvrage qui limite les échanges avec la mer de 75% doit être enlevé.

7.2. Problématique

La qualité « moyenne » à « médiocre » vis-à-vis de l'eutrophisation des eaux des bassins situés au nord de l'île de l'Aute est la conséquence des charges importantes en sels nutritifs qu'ils reçoivent et dans une moindre mesure, du degré de confinement de ce secteur. Différentes solutions d'aménagement au sein de la lagune (creusement d'un chenal à l'est de l'île de l'Aute...) sont proposées afin de favoriser les échanges entre les bassins nord et sud. Le modèle hydrodynamique permettra d'améliorer notre connaissance de la circulation des masses d'eaux au sein de la lagune et de fixer un ordre de grandeur du taux de renouvellement des eaux dans les différents bassins. De même, les impacts des différents scénarii proposés pour « déconfiner » les bassins nord pourront être testés.

En l'absence d'un suivi régulier des débits dans le grau, l'interdépendance des différents forçages fait que les volumes échangés entre la mer et la lagune restent difficiles à évaluer sans l'aide d'un modèle hydrodynamique. En particulier, ce modèle permettra de fixer un ordre de grandeur des volumes d'eau échangés avec la mer par le Grau de Port-la-Nouvelle et des simulations seront faites afin de tester l'impact de l'enlèvement du rideau de palplanches dans le grau.

7.3. Application du modèle MARS 3D

7.3.1. La grille de calcul

La grille de calcul (Fig. 5.16) qui s'appuie sur la bathymétrie fournie par le SMPNM est réalisée en coordonnées latitude-longitude. Le pas d'espace, suivant ces deux directions, est de 130 mètres, ce qui correspond à 73 mailles suivant la longitude, 124 suivant la latitude. Suivant la verticale, la colonne d'eau est décomposée en 10 couches.

Cette précision dans la grille de calcul est imposée par les étranglements existants au niveau des communications entre les différents bassins. Le nombre de maille doit être suffisant pour reproduire l'écoulement dans ces zones.

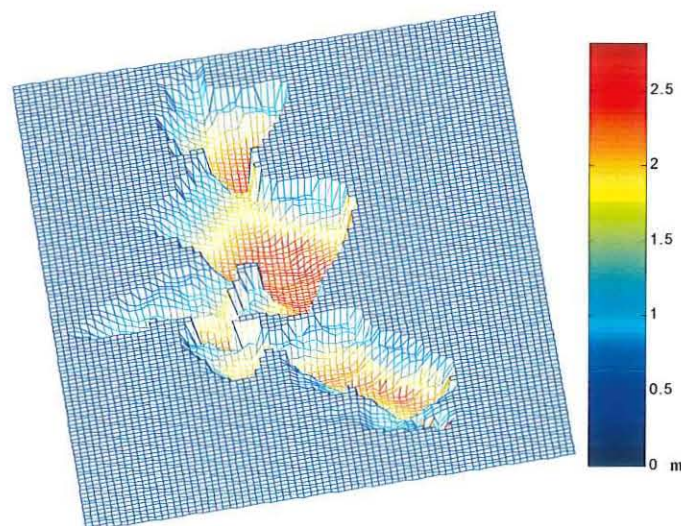


Figure 5.16 : Grille horizontale de calcul du modèle MARS 3D appliquée à la lagune de Bages-Sigean.

7.3.2. Les forçages

Les principaux forçages de la circulation des masses d'eau en milieu lagunaire sont présentés en Annexe 3.

Le vent : en l'absence de données tri-horaires de vent à Narbonne (station météorologique la plus proche de l'étang) ce modèle sera forcé par les vents mesurés à Leucate (cf. Fig. 3.14).

Les apports d'eau douce par le bassin versant : pour les premières simulations seuls sont considérés les apports par la Robine, au niveau du Canélou et dans le chenal de Port-La-Nouvelle sous certaines conditions météorologiques. Le débit moyen de ces apports est estimé à $2 \text{ m}^3/\text{s}$ répartis pour 2/3 dans le déversoir du Canélou (BRL/AME, 1999).

7.4. Modélisation hydrodynamique

Dans un premier temps, les échanges avec la mer ne sont pas pris en compte : la lagune est considérée comme un plan d'eau isolé soumis au seul forçage du vent.

7.4.1. Circulation induite par le vent en bassin fermé

Deux situations de vent les plus fréquemment rencontrés dans cette région ont été étudiées :

- un vent constant de 36 km/h (10 m/s) de secteur 315° (vent de nord ouest)
- un vent constant de 36 km/h (10 m/s) de secteur 120° (vent de sud-sud est)

Ces deux forçages sont imposés à la surface de la lagune pendant plusieurs jours. Compte tenu de l'orientation nord-sud de l'étang, ces deux conditions de vents, associés à un fetch important (cf. Annexe 3) induisent des basculements du plan d'eau symétriques par rapport à l'île de l'Aute (Fig. 5.17) : dans les deux cas, la zone située au voisinage de cette île est celle où le plan d'eau subit le moins de variation : la hauteur d'eau restant proche du niveau moyen de référence.

7.4.1.1. Hauteurs d'eau

La masse d'eau de surface est transportée dans la direction du vent, respectivement vers le sud-est pour un vent de nord-ouest (Fig. 5.17a) et vers le nord-ouest pour un vent de sud-est (Fig. 5.17b), induisant ainsi un déficit d'eau au niveau des rives au vent. La différence maximale de hauteur d'eau entre les bassins nord et sud est de l'ordre de 14,5 cm pour un vent de nord-ouest et de 13,5 cm pour un vent de sud-est.

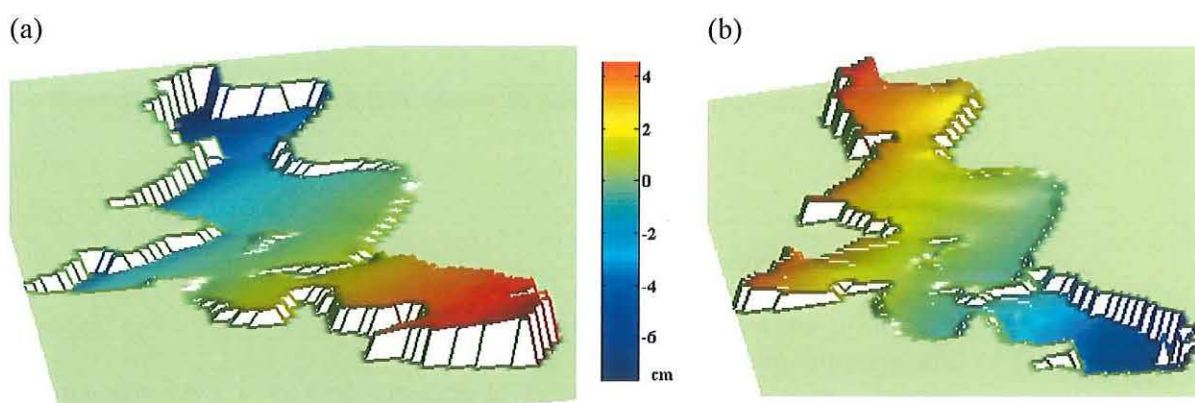


Figure 5.16 : Basculement du plan d'eau après 10 jours de vent, en bassin fermé. (a) : vent de secteur nord ouest de 10 m/s. (b) : vent de secteur sud-sud est de 10 m/s. Le zéro correspond au niveau moyen du plan d'eau en l'absence de forçage.

La rive proche du village de Sigean (située au sud est de l'étang) peut subir de graves inondations lorsqu'un vent marin associé à de la pluie précède un coup de vent de nord-ouest (Dusserre, com.pers.). La simulation de la succession de ces deux conditions de vent, en un point du maillage situé dans ce secteur, met en évidence une différence de hauteur d'eau de plus de 7 cm. Cette variation mesurée sans considérer les échanges avec la mer est encore amplifiée par les entrées d'eau marine dues aux fortes variations de pression.

7.4.1.2. Champs de courant

Du fait de la morphologie très particulière de l'étang, les circulations stationnaires qui s'instaurent, en réponse à ces forçages constants sont extrêmement complexes. Les champs de vitesse moyennés sur la verticale (Fig. 5.18) présentent, pour chacun des bassins, des cellules tourbillonnaires qui selon les vents sont de sens opposé.

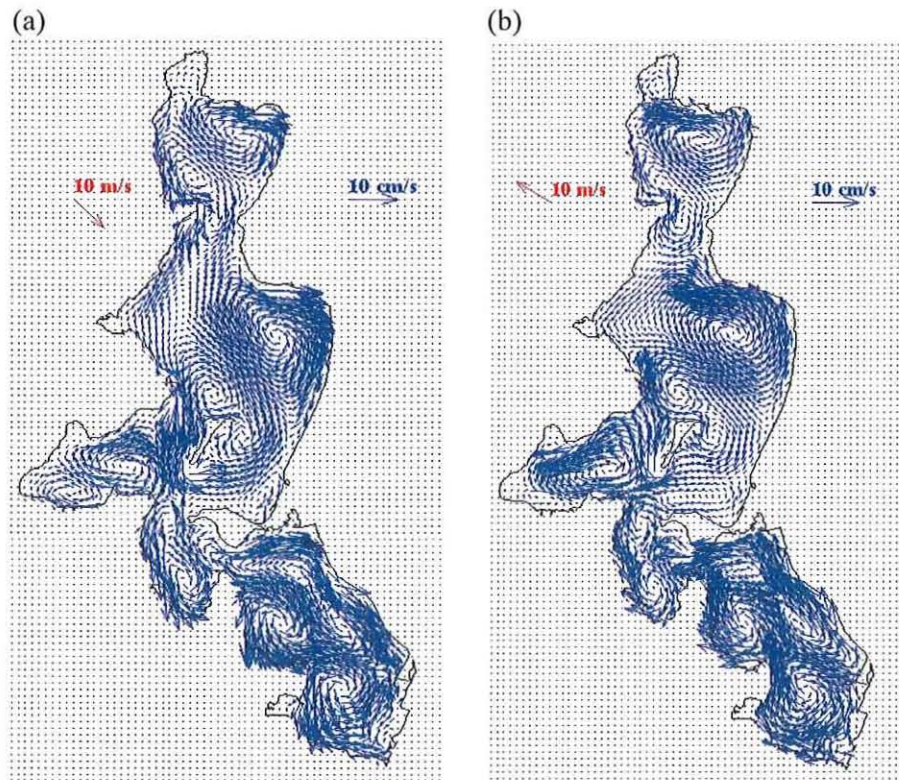


Figure 5.18 : Champ de courant moyen sur la verticale induit par un vent constant de 10 m/s. (a) : Vent de secteur nord-ouest. (b) : Vent de secteur sud-est.

Comme cela a déjà été mis en évidence dans la lagune de Salses-Leucate (cf. chap. 3, §7.4.1), le transport et la dispersion d'un élément dissous conservatif apporté en surface dans le milieu ont tendance à suivre le champ de vitesse moyen et non pas le champ de courant de surface.

L'analyse du devenir, dans la lagune, d'un tel traceur permet donc de suivre la circulation des masses sous l'action de ces courants (Fig. 5.19).

7.4.1.3. Dispersion d'un paramètre dissous conservatif

Dans un premier temps, seuls les apports par le Canélou sont simulés. Les concentrations obtenues dans la lagune sont ramenées à des fractions de la concentration maximale mesurée à l'exutoire.

Après deux jours d'apports constants, sous l'action d'un vent de secteur nord-ouest (Fig. 5.19a), le traceur reste plaqué le long de la côte située au sud-est de l'exutoire. Par suite (Fig. 5.19c), entraîné par les cellules tourbillonnaires en place (Fig. 5.18a), il est transporté sur la totalité du Grand Etang et gagne le bassin nord. Les concentrations maximales restent localisées le long de la côte est.

Après deux jours d'apports constants, sous l'action d'un vent de secteur sud-est (Fig. 5.19b), le traceur est entraîné le long de la côte située au nord-est de l'exutoire. L'étendue de la zone impactée après 10 jours de ce vent de secteur sud

(Fig. 5.19d) est peu différente de celle impactée par le vent de secteur nord. Les concentrations maximales se situent dans le centre nord du Grand Etang.

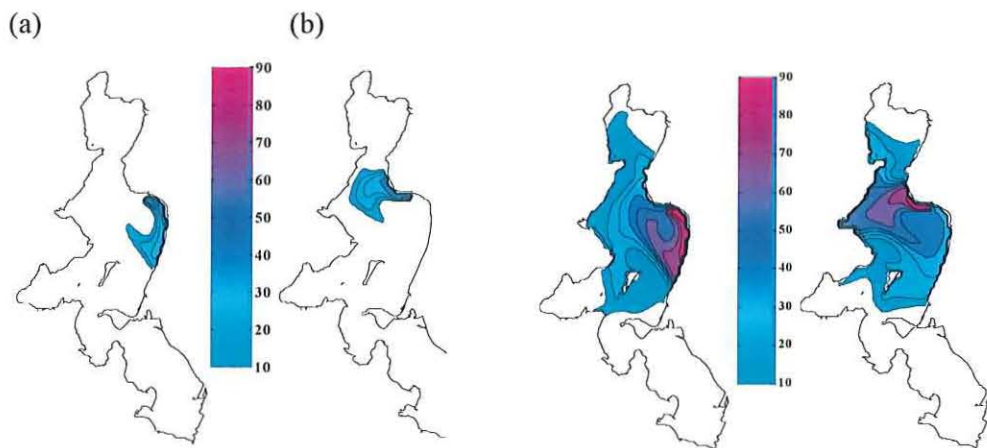


Figure 5.19 : Evolution des lignes d'iso-concentration d'un paramètre dissous conservatif. (a) : après 2 jours de vent de secteur nord ouest. (b) : après 2 jours de vent de secteur sud est. (c) : après 10 jours de vent de secteur nord ouest. (d) : après 10 jours de vent de secteur sud est. Les résultats sont présentés en fonction de % de la concentration maximale mesurée dans la lagune à l'exutoire de l'apport.

Il apparaît en outre, que pour ces deux conditions de vent opposées en direction, après 10 jours de simulation, le traceur ne contamine ni l'Anse de Peyriac ni les bassins sud. Les « frontières bathymétriques » qui existent dans ce secteur semblent créer un couloir privilégié (Fig. 5.18) qui isole ces deux secteurs de la zone située au nord de l'île de la Planasse.

7.4.2. Circulation induite par le vent et la marée

Des premiers essais de simulations³ ont été fait en ouvrant la lagune sur la mer au niveau du grau de Port-La-Nouvelle et en prenant en compte les rejets par la Robine. Outre le vent de secteur sud-est, seul le forçage par la marée est pris en compte.

En dehors du grau, l'influence de la marée sur les courants à l'intérieur de la lagune est très peu marquée. En condition de vent favorable les apports par la Robine au niveau de Port-La-Nouvelle ont un impact non négligeable (Fig. 5.20). Après 10 jours de vent, la totalité des bassins sud est contaminée à plus de 10% de la contamination maximale (mesurée à l'exutoire du Canélou). Cette contamination atteint 40% à l'extrême sud de la lagune.

Cependant, la renverse périodique des courants due à la marée joue un rôle prépondérant dans l'évacuation des rejets vers la mer.

³ Ces premiers résultats ne sont donnés qu'à titre de comparaison avec les précédents, la calibration et la validation des échanges avec la mer n'ayant pas encore été réalisée.

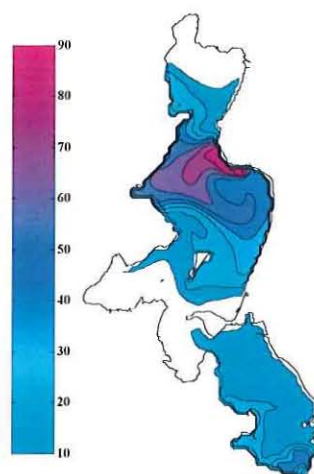


Figure 5.20 : Evolution des lignes d'iso-concentration d'un paramètre dissous conservatif après 10 jours de vent de secteur sud-est. Les résultats sont présentés en fonction du pourcentage de la concentration maximale mesurée dans la lagune à l'exutoire du Canéou.

A titre de comparaison, lorsque les échanges avec la mer ne sont pas simulés (Fig. 5.21a), les apports se concentrent au niveau du grau : la concentration maximale dans ce cas est enregistrée dans cette zone et est 2,5 fois plus importante que celle mesurée à l'exutoire du Canéou lorsque le grau est ouvert. Cette simulation n'est en aucun cas réaliste, mais elle illustre le rôle majeur que peuvent jouer les échanges avec la mer.

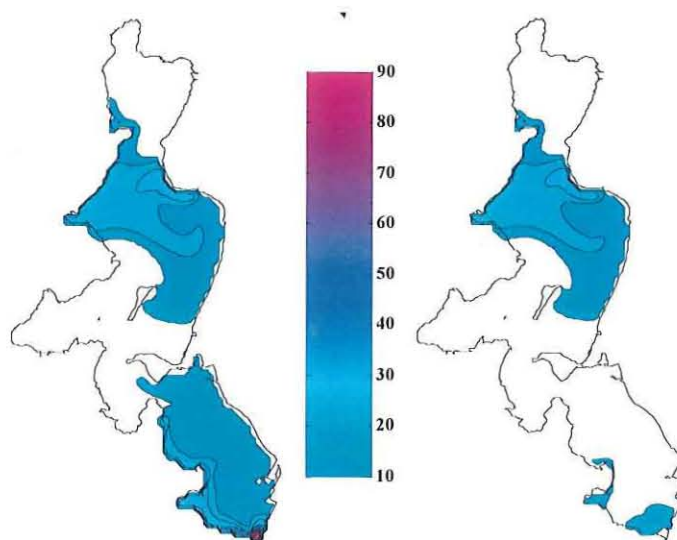


Figure 5.21 : Evolution des lignes d'iso-concentration d'un paramètre dissous conservatif après 10 jours du vent de secteur sud-est (a) : en bassin fermé. (b) : en considérant les échanges avec la mer. Les résultats sont présentés en fonction de % de la concentration maximale mesurée dans la lagune au niveau du grau de Port-La-Nouvelle.

7.5. Conclusion et perspectives

Le modèle hydrodynamique MARS 3D a été appliqué sur la lagune de Bages-Sigean. Des premières simulations, en bassin fermé, ont montré la complexité des écoulements induits par les vents dominants sur ce site qui présente une morphologie atypique (comparativement aux étangs de Thau et de Salses-Leucate). Ces premiers résultats ont également confirmé le fait, mis en évidence par ailleurs (Ifremer-Créocéan-UMII, 2000), que les échanges entre les secteurs situés de par et d'autre de l'île de l'Aute sont relativement faibles, sur de courtes échelles de temps.

En outre, le rôle des échanges avec la mer a également pu être abordé. Il apparaît, en première analyse, que même en condition de vent marin, la marée favorise l'évacuation d'apports qui se font dans la partie sud de l'étang. Dans cette même optique, l'impact de l'enlèvement des portes, qui actuellement limitent ces échanges, pourra être étudié.

Cependant, à l'heure actuelle, les échanges avec la mer ne sont pas calibrés. De même que pour le modèle de Salses-Leucate, la calibration et la validation de ces échanges constituent donc la prochaine étape du développement de ce modèle. Elle nécessite l'acquisition de mesures de débits dans le grau de Port-La-Nouvelle sur une période suffisamment longue pour disposer de la réponse de la lagune aux principaux forçages (conditions météorologiques « types » : tramontane, vent marin aux différentes saisons...).

8. Conclusion

Le suivi des compartiments « phytoplancton » et « macrophyte » confirment les résultats obtenus sur cette lagune depuis maintenant plusieurs années : il existe un gradient sud-nord croissant de l'eutrophisation sur cette lagune.

Par ailleurs, depuis 2000, la reprise de la production de macrophytes dans le secteur nord peut laisser supposer que les causes d'altération (autres que l'eutrophisation) envisagées en 1999 sont en régression. Le prochain diagnostic complet, qui devrait être réalisé en 2005, apportera un éclairage nouveau à cette question. Toutefois, il est inquiétant de constater que, du fait de l'eutrophisation élevée dans ce secteur, cette reprise de la production primaire se fait au profit des algues dérivantes et opportunistes.

Par ailleurs, le diagnostic de la grille de l'eau de cette année attire notre attention sur les fortes concentrations en matières détritiques enregistrées à la fin de l'été dans les secteurs sud et intermédiaire de l'étang. L'origine de ce phénomène est vraisemblablement à mettre en relation avec les productions récurrentes dans cette partie de l'étang depuis 1999, d'algues opportunistes. Le transport de matières détritiques issues de la dégradation d'algues vertes produites dans les secteurs soumis à une plus forte eutrophisation peut avoir amplifié ce phénomène. L'état « médiocre » de la colonne d'eau vis-à-vis de l'eutrophisation peut donc être perçu comme un signal d'alarme qui rappelle que, l'état dégradé des bassins situés au nord de l'île de l'Aute ne peut être, à terme, sans influence sur la qualité des eaux des bassins sud, de même que les rejets « épisodiques »

liés aux événements climatiques, de la ville de Port-La-Nouvelle et de la Robine au niveau du grau.

Le suivi particulier des stations d'épuration a permis de préciser le rôle important que jouent ces stations de traitement dans les apports d'azote et de phosphore à la lagune. Toutefois, il a été montré dans cette étude que l'application des normes « zone sensible » **sur l'ensemble de toutes les stations d'épuration** du tour d'étang entraînerait une diminution significative des apports en sels nutritifs.

L'outil de modélisation, mis en place en 2002 sur cet étang, permettra, une fois calibré et validé, de tester l'impact de la diminution des charges en nutriments ; une étude comparative des différentes options d'aménagement proposées pour réduire l'eutrophisation de cette lagune est également envisageable avec ce type d'outil.

Enfin, se posent sur cet étang, des problèmes de contamination des coquillages. Des suivis spécifiques ont montré que les teneurs en cadmium dans les moules et les palourdes issues de la zone sud de l'étang pouvaient être inférieures au seuil de santé publique.

En parallèle, le suivi de la contamination par le phytoplancton toxique, réalisé jusqu'en 2001 a révélé des blooms de *Dinophysis* susceptibles d'induire une pollution dans les coquillages. De même, le suivi particulier des stations d'épuration, a mis en évidence des rejets importants en bactéries, susceptibles d'induire des contaminations non négligeables des coquillages.

La poursuite, la reprise ou la mise en place de réseaux de surveillance, tant au niveau de la contamination par les métaux que par le phytoplancton toxique et les micro organismes d'intérêt sanitaire seront nécessaires pour évaluer la qualité sanitaire des coquillages de cette lagune.

9. Références bibliographiques

Andral B., Stanisière J.Y., Mercier S., 2001, Réseau Intégrateurs Biologiques. Evaluation de la contamination chimique basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en méditerranée : résultats de la campagne 2000. Rapport Ifremer. Convention Agence de l'Eau RMC, 87 p.

Anonyme, 1997. Etude des impacts du projet d'enlèvement des ouvrages du barrage à vannes. BRL pour la commune de Port-La-Nouvelle, Programme Life, 84 p + ann.

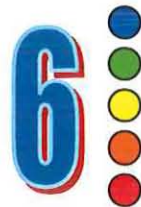
BRL/AME, 1999. Définition d'un plan de gestion des apports trophiques du canal de la Robine dans l'étang de Bages-Sigean. 61 p. + annexes.

Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

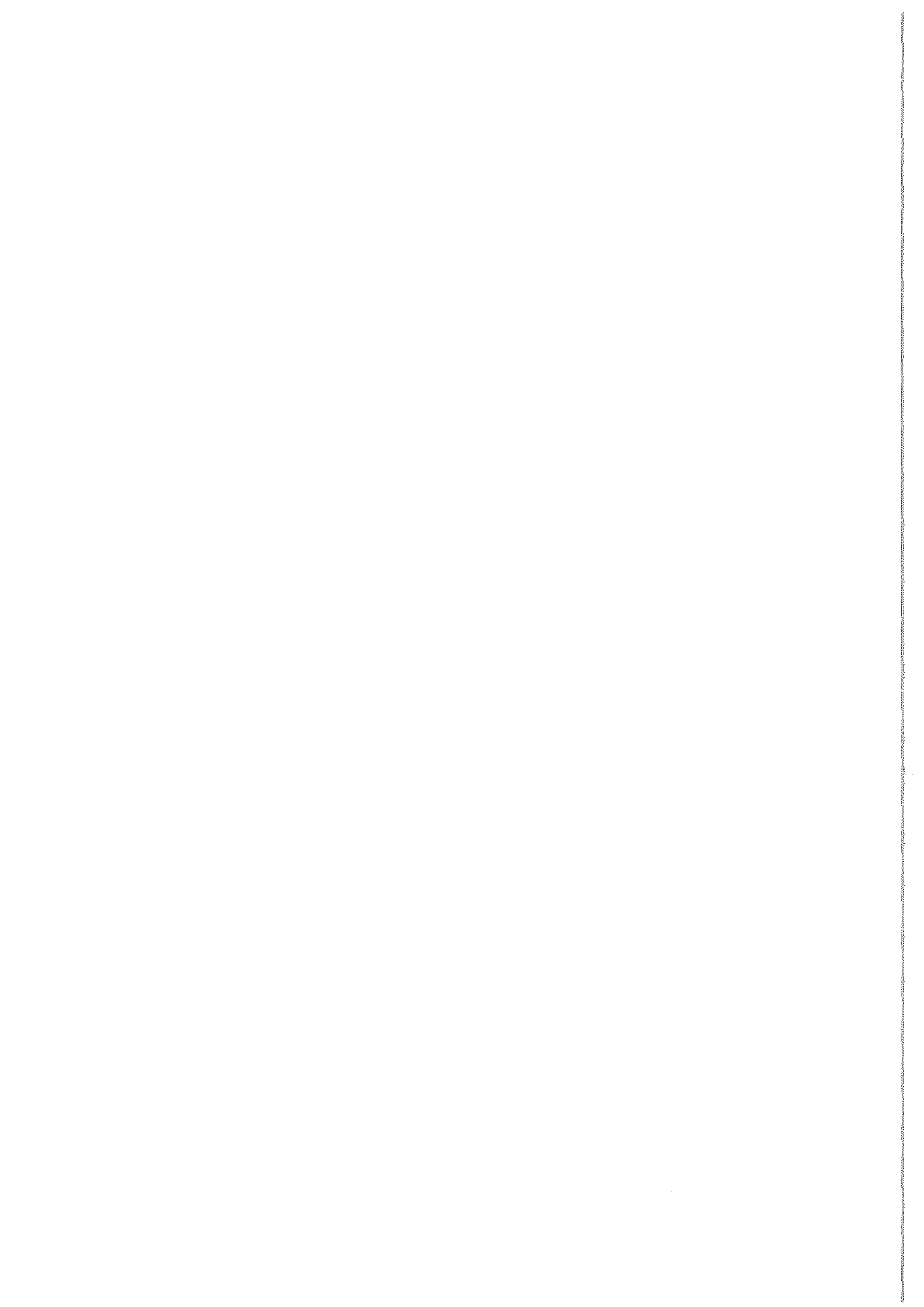
Ifremer/AME, 2001. P. Souchu, T. Laugier, K. Dusserre, D. Marobin. Suivi des paramètres trophiques dans les eaux de la Narbonnaise. Ifremer/AME, 2001. 41 p. + annexes.

Ifremer-Créocéan-UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Tomes I et II. Rapport marché public n°90 9851, 412 p.

RNO, 1998. Surveillance du milieu marin. Travaux du RNO. Edition 1998. Ifremer et MATE, 52 p.

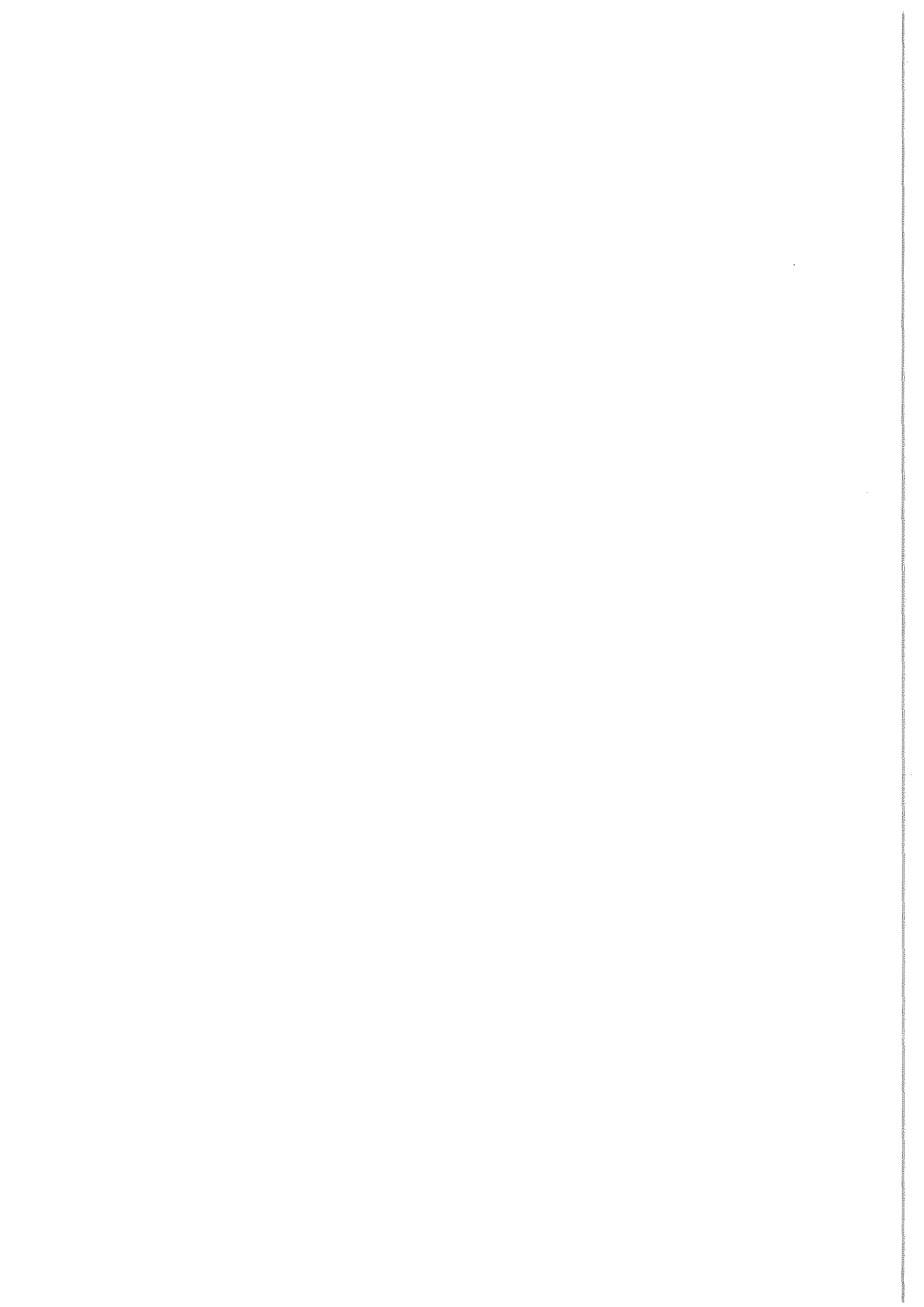


Les étangs de Campagnol, de l'Ayrolle et de Gruissan



1. INTRODUCTION.....	161
2. ETANGS DE CAMPIGNOL ET DE L'AYROLLE.....	163
2.1. DIAGNOSTIC DE L'EAU	163
2.1.1. <i>Grille lecture estivale (2002)</i>	163
2.1.2. <i>Evolution pluriannuelle du diagnostic de l'eau</i>	164
2.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON	166
2.3. DIAGNOSTIC SIMPLIFIÉ PAR LES MACROPHYTES	167
2.3.1. <i>Etang de Campagnol</i>	167
2.3.2. <i>Etang de l'Ayrolle</i>	167
2.4. BIOCONSTRUCTIONS DU VER FICOPOMATUS ENIGMATICUS (CASCAILS).....	169
3. ETANG DE GRUISSAN	170
3.1. DIAGNOSTIC DE L'EAU ET DU PHYTOPLANCTON	170
3.1.1. <i>Grille estivale de lecture de l'eau (2002)</i>	170
3.1.2. <i>Evolution du diagnostic de l'eau depuis 1996</i>	170
3.1.3. <i>Diagnostic du phytoplancton</i>	171
3.2. DIAGNOSTIC SIMPLIFIÉ PAR LES MACROPHYTES	172
4. AUTRES RÉSEAUX	173
4.1. RNO SÉDIMENTS.....	173
4.2. RINBIO – ETANG DE L'AYROLLE	175
5. CONCLUSIONS	175
6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	176





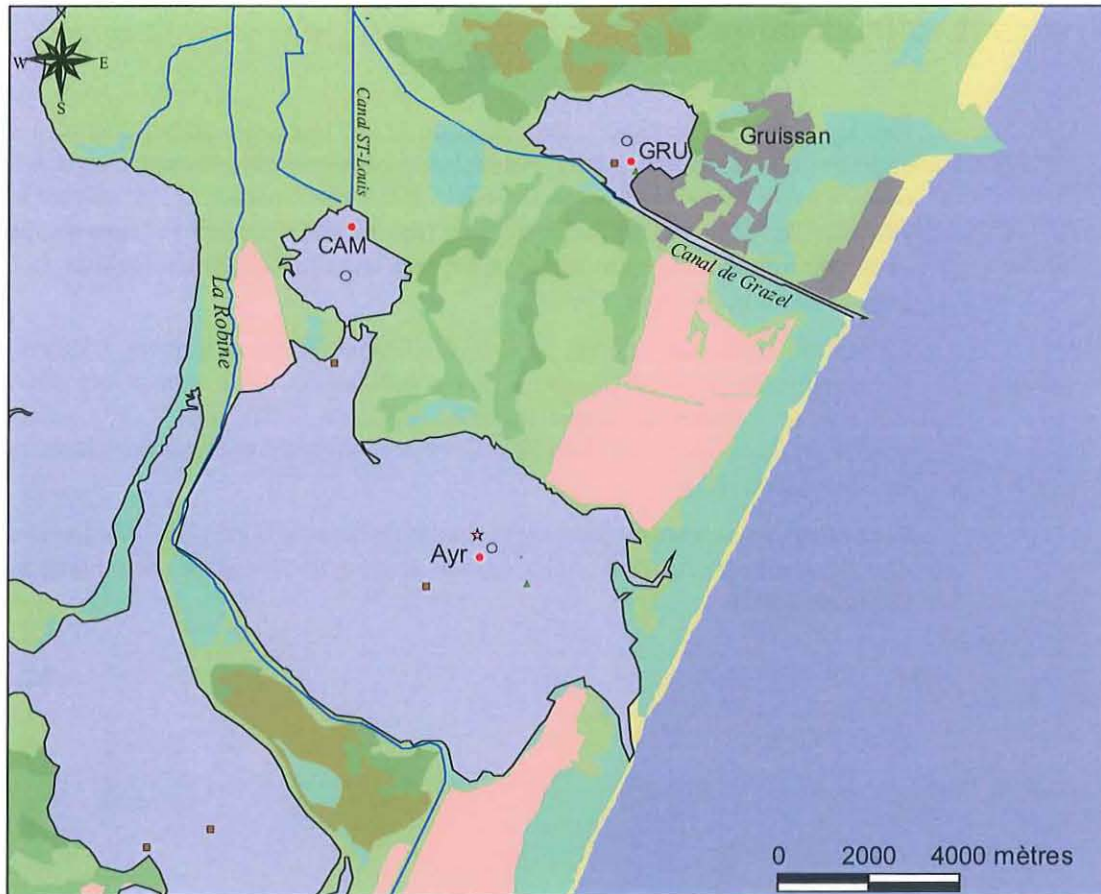
1. Introduction

Les lagunes de Campagnol, de l'Ayrolle et de Gruissan appartiennent à l'aire englobée par le projet de Parc Naturel de la Narbonnaise. Comme en 2001, ces trois lagunes sont traitées ensemble puisqu'elles partagent le même bassin versant (Fig. 6.1). Une description détaillée du bassin versant et de la qualité des eaux apportées à ces lagunes a été fournie dans le rapport du Réseau de Suivi Lagunaire 2001 (Ifremer, 2002).

En 1999, elles ont toutes trois fait l'objet d'un diagnostic complet de l'eutrophisation lors de la mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes (Ifremer-Creoccean-UMII, 2000). Par ailleurs la qualité de leurs eaux est suivie depuis 1996 permettant une analyse pluriannuelle de leur évolution.

Pour 2002, un diagnostic de l'eau et du phytoplancton a été effectué dans le cadre du suivi global du RSL ainsi qu'un diagnostic simplifié des macrophytes (Ifremer, 2001).





source: BD CARTHAGE, version 2.4, IGN 1996; BD CARTO, version 2, IGN 1997, Ifremer 2002

Légende

Occupation du sol

- Bâti
- Zone industrielle, commerciale, de communication ou de loisir
- Carrière, décharge
- Prairie, pelouse, et toute culture herbacée
- Vigne, vergers
- Forêt
- Végétation naturelle basse ligneeuse, maquis, garrigue, lande, broussailles
- Plage, dune, sable, gravier, galet ou terrain nu sans couvert végétal
- Rocher, éboulis
- Marais salant
- Zone humide

- stations colonne d'eau RSL
- stations benthiques RSL
- RNO sédiment
- RNO matière vivante
- REMI

○ REPHY

□ RINBIO

Station d'épuration (EH)

- inf 1000
- 1000 - 5000
- 5000 - 10000
- 10000 - 100000
- sup 100000

— Routes

— voie ferrée

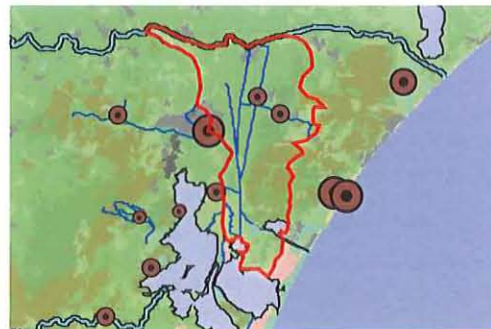


Figure 6.1 : Les lagunes de l'Ayrolle, de Campagnol et de Gruissan et leur bassin versant.

2. Etangs de Campagnol et de l'Ayrolle

Ces deux lagunes communiquent étroitement (Fig. 6.1) et méritent donc d'être analysées ensemble.

2.1. Diagnostic de l'eau

2.1.1. Grille lecture estivale (2002)

Tableau 6.1: Grille de lecture de l'eau de l'étang de Campagnol pour l'été 2002

CAMPIGNOL		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais	
[Δ %O ₂ SAT]		0	20	30	40	42	50
TUR	(NTU)	0	5	10	17,0	25	40
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,3	1	1,5	4	6,6
NID	(μM)	0	2	6	10	20	156
NITRI	(μM)	0	0,3	0,5	0,75	1	11,3
NITRA	(μM)	0	1	3	5	10	78
AMMO	(μM)	0	1	3	5	10	81
Chl-a	(mg m ⁻³)	0	5	7	7,8	10	20
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	7	10	12,7	15	25
NT	(μM)	0	50	75	100	120	171
PT	(μM)	0	0,75	1,5	2,5	4,5	9,3

Comme en 2001, les eaux de l'étang de Campagnol sont diagnostiquées en mauvais état. Lors des trois prélèvements, la salinité des eaux de l'étang de Campagnol est faible (<12). Bien que la période estivale ne soit pas caractérisée par des pluies continues, les apports d'eau via le canal Saint Louis sont tout de même importants car les vignes des basses plaines de l'Aude ainsi que les rizières sont alors irriguées. Les indicateurs de la grille de l'eau sont majoritairement mauvais vis-à-vis de l'eutrophisation (Tab. 6.1). Les concentrations élevées en sels nutritifs : ammonium, nitrites et nitrates indiquent que les apports sont à la fois de type agricole et domestique. Cet état caractérise bien les eaux du Canal St Louis qui alimentent l'étang et reçoivent les eaux de l'Aude en aval de l'Agglomération de Narbonne, ainsi que les eaux de ruissellement des terres agricoles des basses plaines de l'Aude. Les concentrations de chlorophylle dans l'état moyen et la présence de fortes concentrations en sels d'azote et de phosphore confirment une fois de plus que les eaux de l'étang de Campagnol n'ont pas un temps de résidence suffisant pour

laisser le phytoplancton consommer tous les nutriments apportés, comme c'est le cas à Vendres. L'étang de Campignol libère dans celui de l'Ayrolle des eaux riches en sels nutritifs.

Tableau 6.2: Grille de lecture de l'eau de l'étang de l'Ayrolle pour l'été 2002.

AYROLLE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
$[\Delta \%O_2]$		0		20		30		40		50	50
TUR	(NTU)	0	3,2	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(μM)	0		0,3	0,99	1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,95	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,05	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,07	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,86	1		3		5		10	
Chl-a	($mg\ m^{-3}$)	0	1,82	5		7		10		20	
Chlaphe	($mg\ m^{-3}$)	0	4,5	7		10		15		25	
NT	(μM)	0		50	54	75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75	1,09	1,5		2,5		4,5	

La qualité de l'eau de l'étang de l'Ayrolle est diagnostiquée de bonne qualité, reconduisant ainsi les résultats enregistrés en 2001 (Ifremer, 2002).

Les salinités des trois prélèvements varient de 31.2 à 35.1 alors que la salinité des eaux marines est aux alentours de 38. Les eaux douces apportées par l'étang de Campignol influencent significativement la salinité des eaux de l'étang de l'Ayrolle. Les observations de terrains indiquent la présence d'algues vertes et d'herbiers morts à la station échantillonnée. La décomposition des végétaux est donc à l'origine de la faible oxygénation des eaux mesurées en juillet. L'état bon est déterminé par des concentrations en phosphates proches du seuil bon/moyen qui se répercutent sur celles du phosphore total. Ce phosphore excédentaire peut provenir de la dégradation des végétaux mais surtout des apports d'eau de l'étang de Campignol.

2.1.2. Evolution pluriannuelle du diagnostic de l'eau

La qualité des eaux des lagunes de Campignol et de l'Ayrolle a été suivie depuis 1996 (Souchu *et al.*, 2000) et permet une vision pluriannuelle du niveau d'eutrophisation de ces deux lagunes.

Le résumé des grilles de l'eau pour la lagune de Campignol, qui est soumise aux apports du canal Saint-Louis (Tab 6.3), démontre la récurrence des mauvais états au vu de l'eutrophisation. En 2002, la qualité moyenne des paramètres liés à la biomasse chlorophyllienne ne peut-être interprétée comme un signe de restauration.

Tableau 6.3 : Evolution du diagnostic de l'eau depuis 1996 pour l'étang de Campagnol.

	1996	1997*	1998	1999	2000*	2001	2002
Oxygène dissous (écart saturation)			bon	Médiocre	bon	Très bon	Médiocre
Turbidité				Moyen	Moyen	Moyen	Moyen
Phosphates	Mauvais	Médiocre	Mauvais	Mauvais	Médiocre	Mauvais	Mauvais
Azote inorganique dissous	Mauvais		Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Nitrites	Mauvais	bon	Mauvais	Médiocre	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Nitrates	Mauvais	Très bon	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Ammonium	Mauvais		Mauvais	Mauvais	bon	Mauvais	Mauvais
Chlorophylle a	Mauvais	Mauvais	Médiocre	Médiocre	Mauvais	Mauvais	Moyen
Chlorophylle a + phéopigments				Médiocre	Mauvais	Mauvais	Moyen
Azote total				Mauvais	Moyen	Médiocre	Mauvais
Phosphore total				Médiocre	Médiocre	Mauvais	Mauvais
ETAT COLONNE D'EAU	Mauvais	Médiocre	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais

Légende : ■ Très bon ■ bon ■ Moyen ■ Médiocre ■ Mauvais

* grille basée sur un seul prélèvement ne permettant pas de faire un diagnostic

Tableau 6.4 : Evolution du diagnostic de l'eau depuis 1996 pour l'étang de l'Ayrolle.

	1996	1997*	1998	1999	2000*	2001	2002
Oxygène dissous (écart saturation)			Médiocre	Très bon	Très bon	bon	Mauvais
Turbidité				Très bon	Très bon	bon	Très bon
Phosphates	Très bon		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	bon
Azote inorganique dissous	Très bon		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Nitrites	Très bon		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Nitrates	Très bon		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Ammonium	Très bon		Très bon	Très bon	Très bon	bon	Très bon
Chlorophylle a	Très bon		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Chlorophylle a + phéopigments				Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Azote total				Très bon	Très bon	bon	bon
Phosphore total				Très bon	Très bon	bon	bon
ETAT COLONNE D'EAU	Très bon		Très bon	Très bon	Très bon	bon	bon

Légende : ■ Très bon ■ bon ■ Moyen ■ Médiocre ■ Mauvais

* grille basée sur un seul prélèvement ne permettant pas de faire un diagnostic

Le résumé des grilles de l'eau pour la lagune de l'Ayrolle traduit la bonne santé durable de cet étang qui affichait de très bons états vis à vis de l'eutrophisation entre 1996 et 2000 et un bon état depuis 2001 traduisant un léger enrichissement en azote et en phosphore (Tab. 6.4).

Cette légère dégradation est due à la mauvaise qualité des eaux de Campagnol qui alimentent la lagune par le nord. La lagune de Campagnol fait fonction de lagunage pour l'étang de l'Ayrolle transformant la quasi-totalité des nutriments qui lui arrivent, en phytoplancton. Mais à l'image des lagunages d'eaux résiduaires si sa capacité nominale est dépassée, l'excès de sels nutritifs non transformés aboutit et dégrade la qualité des eaux de l'Ayrolle. Préserver la lagune de l'Ayrolle passe donc forcément par la restauration de la qualité des eaux de Campagnol.

2.2. Diagnostic du phytoplancton

Tableau 6.5: Diagnostic du phytoplancton dans l'étang de Campagnol en 2002.

ÉTÉ		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50	85	100		500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10	20	50	

La grille du phytoplancton élaborée pour Campagnol définit un état médiocre pour ce compartiment, déclassement dû au nanophytoplancton. Ce résultat est cohérent avec celui de la grille de l'eau et traduit une production phytoplanctonique moyenne à médiocre. Il s'améliore légèrement par rapport à 2001 (mauvais).

Tableau 6.6 : Diagnostic du phytoplancton dans l'étang de l'Ayrolle en 2002.

ÉTÉ		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	3,7	20		50		100		500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	1,90	2		5		10		50	

La grille du phytoplancton indique un très bon état pour l'étang de l'Ayrolle avec des abondances pour le nanophytoplancton proche du seuil très bon/bon. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus en 2001 et indiquent que cet étang reste épargné par les proliférations phytoplanctoniques malgré les très légères dégradations observées au niveau de la colonne d'eau. Comme le reste du complexe du Narbonnais et comme en 2001, de très faibles abondances de cellules de picocyanophytoplancton ont été mesurées dans cette lagune mais sans conséquence sur l'état du compartiment phytoplanctonique.

2.3. Diagnostic simplifié par les macrophytes

2.3.1. Etang de Campagnol

Le taux de recouvrement végétal de l'étang de Campagnol est faible pour l'ensemble des quatre zones examinées puisqu'il ne dépasse pas les 25%. Les concentrations relativement élevées en chlorophylle a traduisant la présence de phytoplancton induisent une réduction de lumière sur la totalité de la colonne d'eau et limitent ainsi le développement végétal sur les fonds de l'étang. Les eaux de Campagnol sont aussi caractérisées par une salinité instable, peu propice au développement durable des herbiers.

Tableau 6.7 : Caractéristiques et diagnostic des macrophytes pour la lagune de Campagnol (été 2002).

Zone	Prof (m)	Espèces observées	Taux de recouvrement (%)	% recouvrement climax	% Potamot	Qualité
1	0,6	<i>Potamogeton pectinatus</i> <i>Enteromorpha intestinalis</i> <i>Chaetomorpha aerea</i>	25	0	15	Mauvais
2	0,8	<i>Potamogeton pectinatus</i> <i>Enteromorpha intestinalis</i> <i>Chaetomorpha aerea</i> <i>Polysiphonia sertularioides</i>	20	0	20	Médiocre
3	0,7	<i>Potamogeton pectinatus</i> <i>Enteromorpha intestinalis</i> <i>Polysiphonia sertularioides</i>	16	0	20	Médiocre
4	0,6	<i>Potamogeton pectinatus</i> <i>Enteromorpha intestinalis</i> <i>Chaetomorpha aerea</i>	25	0	20	Mauvais

L'étang de Campagnol est caractérisé par la présence de la phanérogame d'eau douce « *Potamogeton pectinatus* » qui représente 80 à 100% du recouvrement végétal de chaque station. Les autres espèces se développant (entre 5 et 20%) sont les algues vertes opportunistes (chaetomorphe et entéromorphe) caractéristiques d'apports excessifs en sels nutritifs.

Exceptée la station N° 1, les trois autres zones sont recouvertes de cascails avec des taux de l'ordre de 10 à 20%, ce qui constitue un indice supplémentaire d'une eutrophisation élevée.

2.3.2. Etang de l'Ayrolle

Le diagnostic simplifié des macrophytes indique un taux de recouvrement de 95% pour l'ensemble de l'étang (Tab. 6.8). Pratiquement tous les fonds de l'étang de l'Ayrolle sont couverts de végétaux dont 86% d'espèces climax. Ce sont

Zostera noltii, *Zostera marina*, *Ruppia cirrhosa*, *Acetabularia acetabulum* et *Valonia aegagropila* qui est présente un peu partout formant des tapis compacts .

Les autres populations sont des algues vertes opportunistes comme *Cladophora vadorum* qui forment des tapis de boules et que l'on peut confondre de loin avec *Valonia*. *Cladophora vagabunda* forme un feutrage recouvrant les autres macrophytes. Le *Chaetomorpha aerea* forme des petites populations un peu partout.

En plus des huit espèces formant des populations, huit autres espèces sont présentes. On les trouve sous forme de quelques individus isolés, dans peu de zones, comme *Chaetomorpha linum*, *Enteromorpha clathrata*, *Enteromorpha intestinalis*, *Dictyota linearis*, *Halopteris filicina*, *Cystoseira repens*, *Laurencia obtusa*. La laitue de mer, *Ulva rigida*, présente dans la moitié des zones examinées, ne présente pas de caractère envahissant.

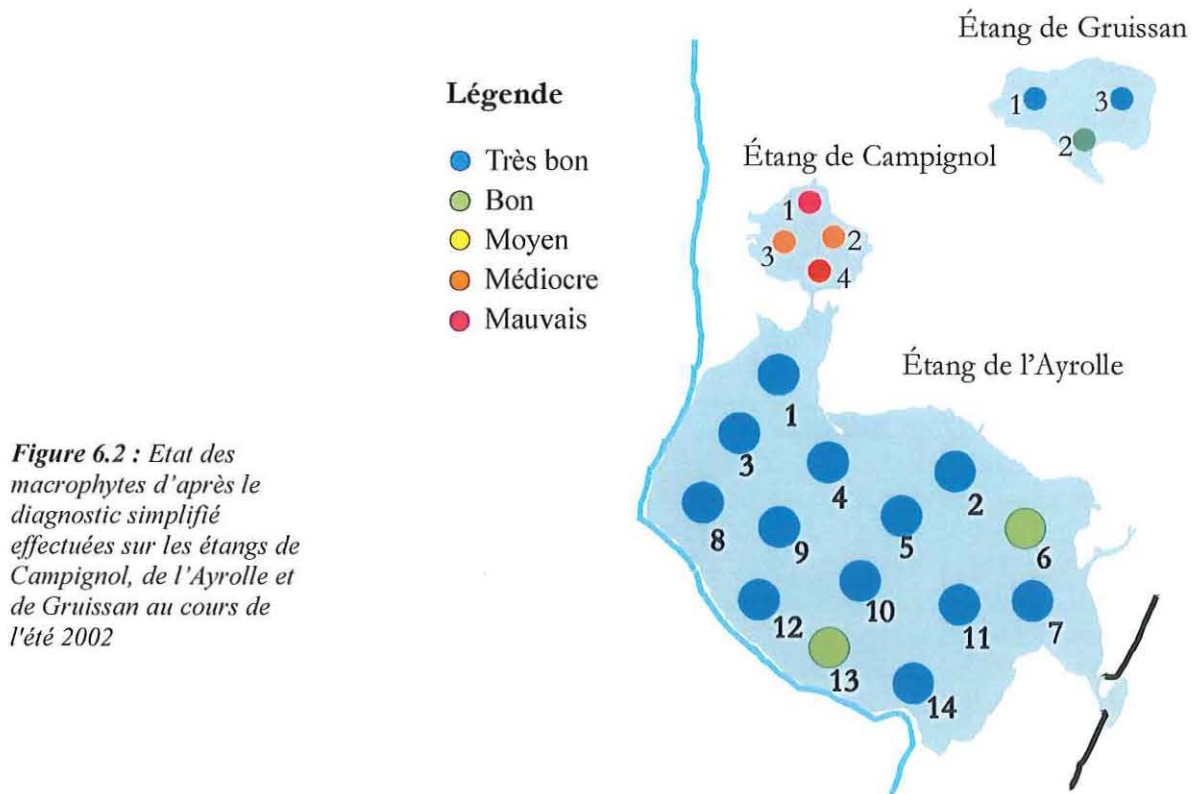
Tableau 6.8 : Caractéristiques et diagnostic des macrophytes pour la lagune de l'Ayrolle (été 2002).

Zone	Prof (m)	Richesse spécifique	Recouvrement végétal (%)	% recouvrement climax	Qualité
1	0,4	8	95	95	Très bon
2	1,2	9	95	90	Très bon
3	0,6	3	100	95	Très bon
4	0,7	4	100	80	Très bon
5	0,5	8	100	95	Très bon
6	0,9	12	90	75	Bon
7	0,4	7	90	85	Très bon
8	1	4	99	80	Très bon
9	1,2	8	100	95	Très bon
10	0,55	10	90	80	Très bon
11	0,7	12	100	90	Très bon
12	1,3	5	95	90	Très bon
13	0,7	8	85	75	Bon
14	0,6	10	90	80	Très bon

Toutes les zones explorées sont bleues, sauf deux (6 et 13) dont le recouvrement en espèces climax (75%) est à la limite entre le vert et le bleu (Fig. 6.2). Avec une prédominance des espèces climax et une bonne richesse spécifique (16 espèces observées), la lagune de l'Ayrolle est classée en très bon état pour les macrophytes.

Cet étang faisait partie du jeu de lagunes étudiées en 1999 pour l'étude des mises à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation (Ifremer-creocean-UMII, 2000). Le diagnostic avait alors également établi un bon état vis-à-vis de

l'eutrophisation, et les peuplements de la lagune avaient été considérés comme référence de cette classe de qualité.



2.4. Bioconstructions du ver *Ficopomatus enigmaticus* (cascaills)

La campagne pour le diagnostic simplifié par les macrophytes a été mise à profit pour évaluer l'état de la colonisation du fond des lagunes par les cascaills.

De nombreux cascaills parsèment les zones 2 à 4 de la lagune de Campagnol. Ils servent de support à des algues comme des entéromorphes, des *Chaetomorpha* qui s'y accrochent au gré des courants, ou qui s'y fixent comme le *Polysiphonia*. Ils sont surtout localisés de part et d'autre du chenal balisé pour la traversée des barques. La zone 1 en est dépourvue. Le taux moyen d'occupation des fonds de la lagune a été estimé à 12,5%.

Dans l'étang de l'Ayrolle, aucun cascaill n'a été observé.



3. Etang de Gruissan

3.1. Diagnostic de l'eau et du phytoplancton

3.1.1. Grille estivale de lecture de l'eau (2002)

Tableau 6.9: Grille de lecture de l'eau de l'étang de Gruissan pour l'été 2002.

GRUISSAN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂		0		20	26	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	20,0	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,17	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2	3,0	6		10		20	
NITRI	(μM)	0		0,3	0,31	0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0		1	1,16	3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	1,54	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0	3,9	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7	7,2	10		15		25	
NT	(μM)	0	42	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75	1,30	1,5		2,5		4,5	

L'application de la grille de lecture de l'eau à l'étang de Gruissan pour l'été 2002 établit un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation. Cet état est obtenu pour de nombreux paramètres dont les concentrations en sels d'azote (valeur retenue au mois d'août).

Cet état de la colonne d'eau contraste fortement avec celui observé en 2001 où tous les paramètres affichaient des états moyens à mauvais définissant un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation (Ifremer, 2002). Cette situation souligne l'importance de la gestion hydraulique (contrôle des flux apportés) pour les milieux lagunaires confinés recevant des eaux douces de mauvaise qualité. Cependant, les eaux de Gruissan n'ont pas totalement retrouvé leur très bonne qualité des années précédentes.

3.1.2. Evolution du diagnostic de l'eau depuis 1996

Le résumé des grilles de l'eau depuis 1996 permet de constater que cet étang jusqu'en 2000 affichait une très bonne qualité des eaux (Tab. 6.9) et signalait la bonne restauration de cette lagune, qui est eutrophisée dans les années précédentes (BRL, 1996). La dégradation de la qualité des eaux en 2001 ne semble pas avoir eu des conséquences majeures (voir diagnostic simplifié par les

macrophytes) mais montre la sensibilité de ce type de lagune à la qualité des apports d'eau douce.

Tableau 6.9: Evolution du diagnostic de l'eau depuis 1996 pour la lagune de Gruissan.

		Gruissan						
		1996	1997*	1998	1999	2000*	2001	2002
Oxygène dissous (écart saturation)				Mauvais	Très bon	Mauvais	Médiocre	Bon
Turbidité					Très bon	Très bon	Moyen	Moyen
Phosphates		Bon	Bon	Très bon	Très bon	Très bon	Médiocre	Très bon
Azote inorganique dissous		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Mauvais	Bon
Nitrites		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Bon	Mauvais	Bon
Nitrates		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Mauvais	Bon
Ammonium		Bon	Très bon	Très bon	Bon	Très bon	Moyen	Bon
Chlorophylle a		Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Moyen	Très bon
Chlorophylle a + phéopigments					Très bon	Très bon	Moyen	Bon
Azote total					Très bon	Très bon	Moyen	Très bon
Phosphore total					Très bon	Très bon	Moyen	Bon
ETAT COLONNE D'EAU		Bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Mauvais	Bon

Légende : ■ Très bon ■ bon ■ Moyen ■ Médiocre ■ Mauvais
 * grille basée sur un seul prélèvement ne permettant pas de faire un diagnostic

3.1.3. Diagnostic du phytoplancton

Tableau 6.10: Diagnostic du phytoplancton dans l'étang de l'Ayrolle en 2002.

ÉTÉ		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	20	36	50	100	500
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	2	5	9,2	10	50

Le diagnostic du phytoplancton dans l'étang de Gruissan confirme le retour de cet écosystème à une meilleure qualité avec un état passant du orange au jaune de 2001 à 2002. Le déclassement par le nanophytoplancton indique que cette lagune reçoit encore des apports en sels nutritifs. Enfin, comme en 2001, des quantités très faibles de cellules de picocyanophytoplancton ont été mesurées comme dans l'ensemble du complexe narbonnais.

La grille du phytoplancton est plus déclassante que la grille de l'eau témoignant qu'un stock résiduel de sels nutritifs apportés l'année dernière continue d'alimenter la production phytoplanctonique.

3.2. Diagnostic simplifié par les macrophytes

Trois stations benthiques caractérisent cette lagune. La diversité algale et végétale y est importante avec 7 ou 8 espèces pour les trois stations et le taux de recouvrement est élevé puisque avoisinant les 80%. Les espèces climax sont bien représentées dans toute la lagune (Tab. 6.11).

Tableau 6.11 : Caractéristiques et diagnostic des macrophytes pour la lagune de Gruissan (été 2002).

Zone	Prof (m)	Richesse spécifique	Recouvrement végétal (%)	% recouvrement climax	Qualité
1	0,6	8	83	95	Très bon
2	1	8	65	90	Bon
3	0,4	7	80	95	Très bon

La population nettement dominante est l'herbier de *Zostera noltii* qui est parfois accompagné et parfois remplacé par la chlorophyte climax *Acetabularia acetabulum*. Les *Ruppia cirrhosa* sont mélangées aux zostères par des individus isolés ou de petites plaques mais ne forment pas d'herbier monospécifique. Cet herbier serait continu s'il n'y avait pas des plaques d'*Ulva rigida* et de *Chaetomorpha aerea* qui l'ont dégradé. La surface occupée par ces opportunistes est assez importante puisqu'elle occupe 15% des fonds des zones 1 et 3 et 30% de la zone 2. En plus des cinq espèces qui forment des populations, six autres se rencontrent éparées, dérivantes ou fixées. Même les opportunistes *Cladophora vagabunda* et *Enteromorpha intestinalis* n'étaient représentées que par quelques individus.

Selon la grille du diagnostic simplifié, la qualité est très bonne pour les stations un et trois situées au nord de l'étang et bonne pour la zone 2 située au sud de l'étang (Tab. 6.11 ; Fig.6.2). Pourtant bien que ce diagnostic soit satisfaisant, des populations d'espèces opportunistes sont bien présentes sur chaque secteur avec des taux de recouvrement pouvant atteindre les 30% (pour la station n°2). Les ulves et les chaetomorphes envahissent certaines parties de l'étang, particulièrement la zone sud proche du village de Gruissan. Cette présence est sans doute à rattacher aux apports excessifs relevés lors de l'été 2001. L'enrichissement en sels nutritifs de la colonne d'eau a pour conséquence un développement d'algues opportunistes et une dégradation des herbiers.

Avec un pourcentage moyen de recouvrement pour les espèces climax de 76 %, l'étang de Gruissan est classé en très bon état (à la limite du seuil très bon /bon) d'après le diagnostic simplifié des macrophytes.

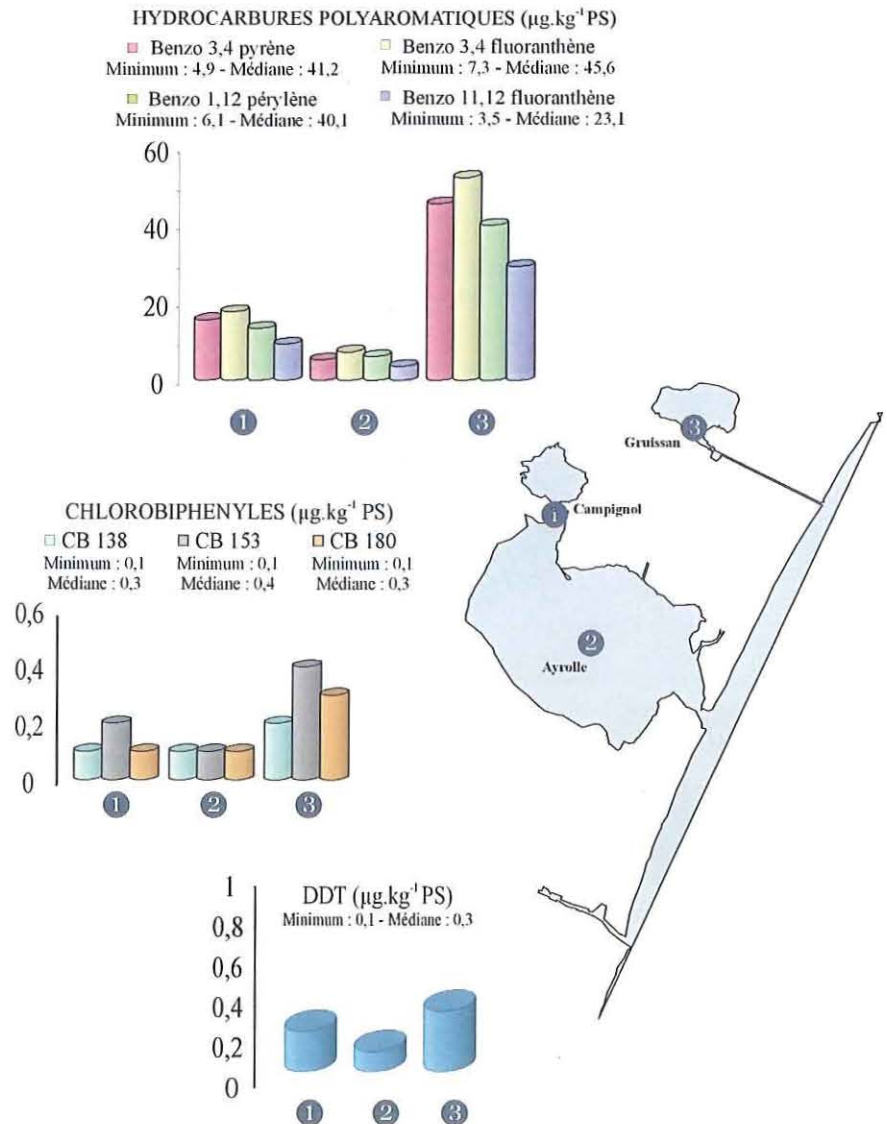
Aucune bioconstruction du ver *Ficopomatus enigmaticus* n'a été observée lors de l'examen de chaque zone.

4. Autres réseaux

4.1. RNO sédiments

Dans le cadre de la campagne RNO sédiments effectuée en 1996, une station a été positionnée dans les étangs de Campagnol, de l'Ayrolle et de Gruissan (Fig. 6.3 et 6.4) La totalité des résultats de cette campagne est présentée dans le bulletin RNO 1998, et seule une sélection des contaminants organiques et métalliques les plus représentatifs est fournie dans le présent rapport (cf annexe 2).

Figure 6.3 : Niveaux de la contamination organique (PAH, PCB et DDT) pour les étangs de Campagnol, l'Ayrolle et Gruissan (d'après RNO, 1998). Les valeurs médiane et minimum sont données pour l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon.



Les étangs de Campagnol et de l'Ayrolle montrent des niveaux de contamination environ 2 fois inférieurs à la valeur médiane des lagunes du Languedoc-Roussillon pour les PAH et les PCB, et aux alentours de cette valeur pour le DDT. Les teneurs des sédiments de la lagune de Campagnol sont toujours légèrement supérieures à celles mesurées dans l'Ayrolle. Pour la lagune de Gruissan, les niveaux mesurés se situent sensiblement au-dessus de la médiane pour les trois classes de contaminants. Ces résultats indiquent que les sédiments de ces trois lagunes ne sont pas affectés par une source de contamination spécifique.

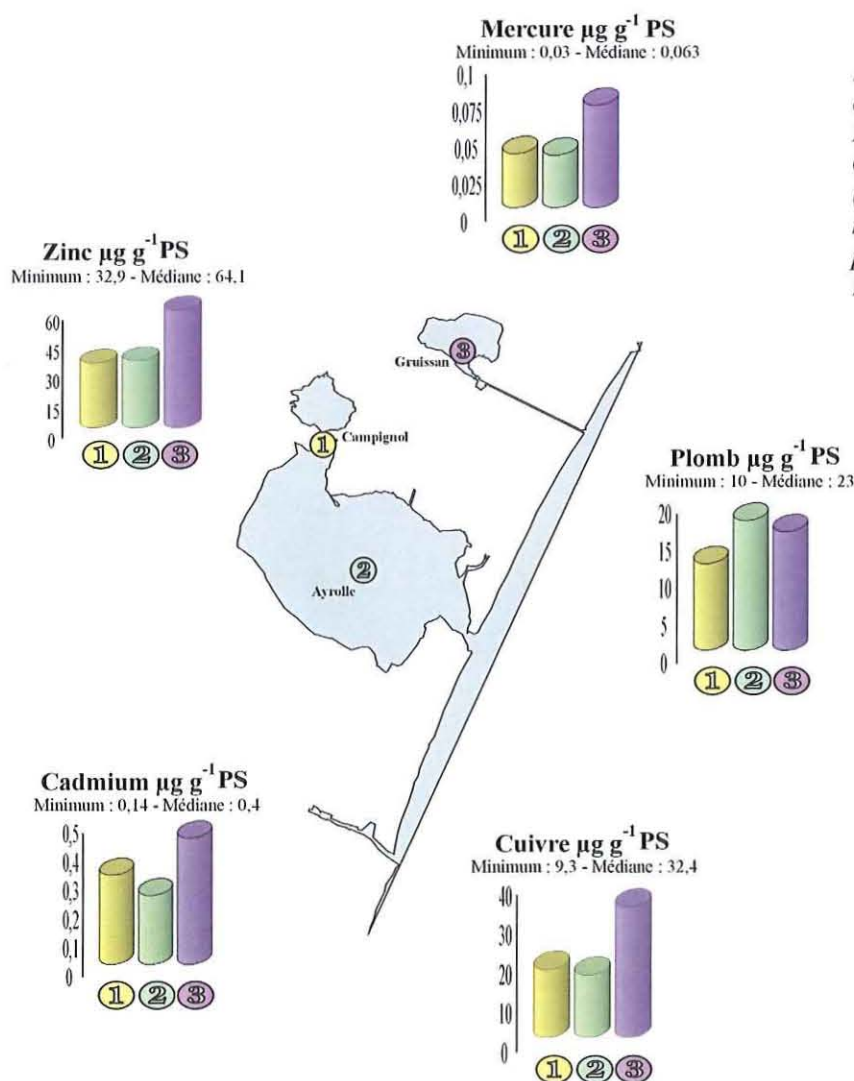


Figure 6.4 : Niveaux de la contamination métallique (Cu, Zn, Hg, Pb, Cd) pour les étangs de Campagnol, l'Ayrolle et Gruissan (d'après RNO, 1998). Les valeurs médiane et minimum sont données pour l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon.

Pour les métaux (Fig. 6.4), le schéma général est comparable à celui observé pour les contaminants organiques avec des niveaux proches ou légèrement inférieurs aux concentrations médianes observées dans les lagunes de la région.

Cependant, pour la lagune de Gruissan, la contamination est un peu plus marquée que dans les autres lagunes, notamment pour le cadmium, le zinc, le cuivre et le mercure, sans pour autant indiquer des sources de contamination spécifiques.

4.2. RINBIO – Etang de l'Ayrolle

Ce réseau a pour but d'évaluer les niveaux de la contamination chimique dans le champ moyen, c'est à dire sur une zone où les concentrations mesurées correspondent à l'effet moyen de l'ensemble des apports, par implantation de stations artificielles à moules sur une période de 3 mois. Pour plus de détails sur les contaminants mesurés, la méthodologie, les modes de calcul et les résultats se reporter au rapport de la campagne 2000 (Andral *et al.*, 2001). Dans le cadre de la campagne du RINBIO 2000, une station artificielle à moules a été positionnée dans la lagune de l'Ayrolle (Fig. 6.1).

Pour la lagune de l'Ayrolle, l'ensemble des contaminants analysés présente des niveaux correspondant au niveau de base à l'échelle du réseau, à l'exception du DDD et DDE pour lesquels on observe des niveaux de contamination respectivement moyen et élevé. Ces molécules sont les produits de dégradation du DDT, et les niveaux rencontrés dans la lagune témoignent d'une contamination ancienne par le DDT.

5. Conclusions

Campagnol : Le diagnostic du RSL pour cet étang est donc un mauvais état de l'eutrophisation pour la colonne d'eau ainsi que pour le compartiment macrophyte.

Ayrolle : Cet étang justifie par ce diagnostic simplifié des macrophytes son statut d'étang de référence pour sa bonne qualité vis-à-vis de l'eutrophisation. Pourtant, les analyses de la colonne d'eau des deux derniers étés mettent à jour un léger enrichissement en sels nutritifs. Les espèces climax sont encore très largement représentées et la qualité des eaux demeure satisfaisante.

Gruissan : la restauration et la bonne qualité des eaux de l'étang de Gruissan se sont vues menacées en 2001 par des apports excessifs en sels nutritifs. Ces apports ont été réduits depuis mais des conséquences perdurent sur le milieu puisqu'un développement d'algues opportunistes un peu plus important que lors des précédentes années est observé. Ainsi, la mauvaise gestion des eaux continentales en 2001 montre son impact immédiat (visible sur les paramètres de la colonne d'eau) et *a posteriori* (visible sur le compartiment macrophytique en



2002) sur la lagune de Gruissan. La réduction des apports en nutriments a conduit à de bons résultats de la colonne d'eau en 2002 et montre la vulnérabilité de cet écosystème aux apports d'eau douce (quantité et qualité).

Pour ces trois écosystèmes, les données sur la contamination chimique ne révèlent pas de problèmes spécifiques. Ces trois lagunes sont alimentées par les eaux de la basse plaine de l'Aude connues pour leurs charges d'azote et de phosphore (BRL, 1996 ; Ifremer, 2002). A long terme, il est évident que la bonne santé des trois lagunes passe par la reconquête de la qualité de ces eaux douces. Mais à court et moyen terme, si le maintien de la qualité vis-à-vis de l'eutrophisation de la lagune de Gruissan dépend avant tout d'un contrôle quantitatif des apports, celui de l'Ayrolle est intimement lié à une restauration significative de la lagune de Campagnol.

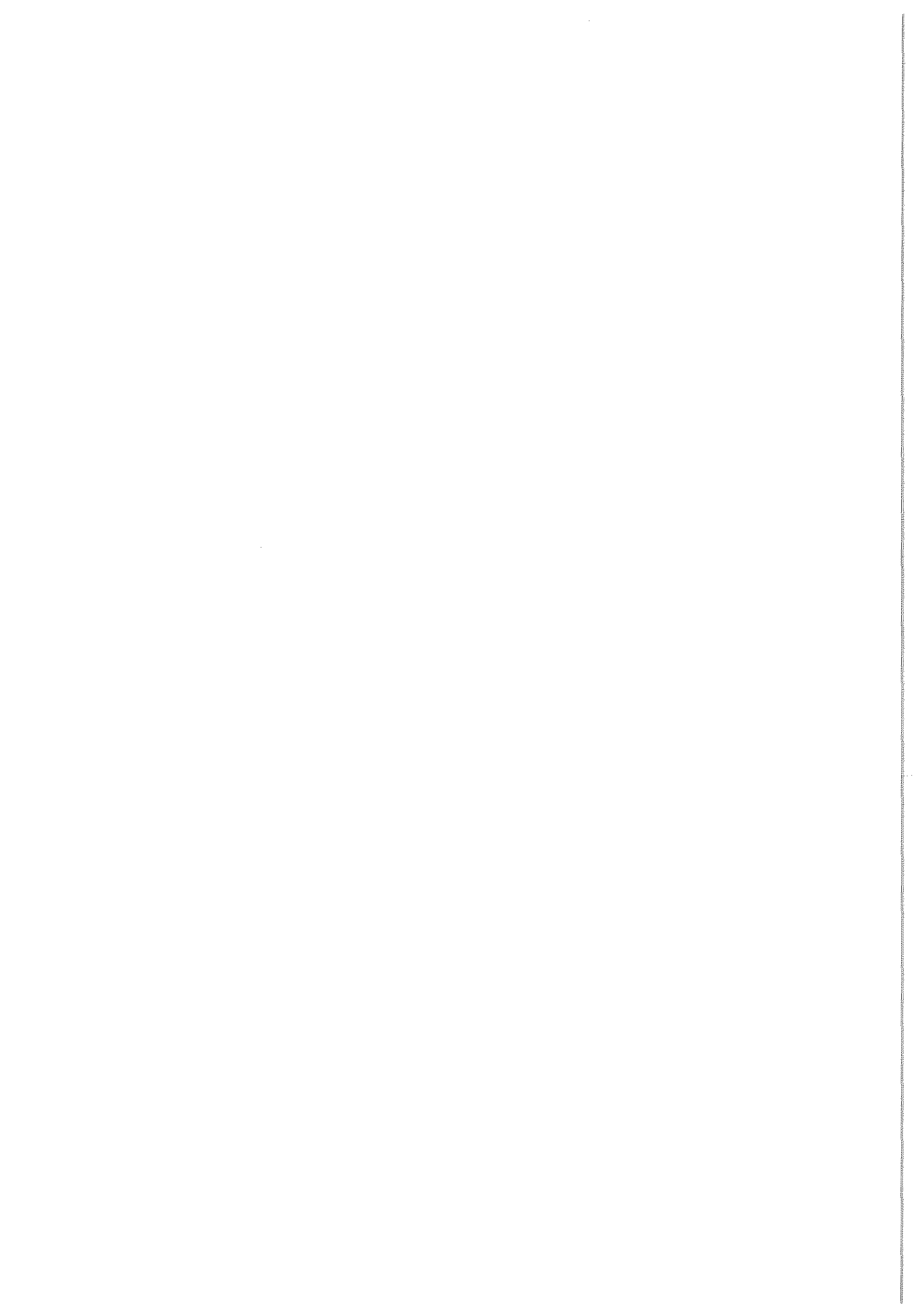
6. Références bibliographiques

- BRL, 1996. Bilan des apports toxiques et trophiques dans les étangs du Narbonnais. Rapport pour le Ministère de l'Agriculture, 169 p. +6 annexes.
- Andrai B., Stanisière J.Y., Mercier S., 2001, Réseau Intégrateurs Biologiques. Evaluation de la contamination chimique basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée : résultats de la campagne 2000. Rapport Ifremer. Convention Agence de l'Eau RMC, 87 p.
- Ifremer-Créocéan-UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Tomes I et II. Rapport marché public n°90 9851, 412 p.
- Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.
- RNO, 1998. Surveillance du milieu marin. Travaux du RNO. Edition 1998. Ifremer et MATE, 52 p.
- Souchu P., Laugier T., Dusserre K., Marobin D., 2000. Suivi des paramètres trophiques dans l'eau des étangs de La Palme. Rapport Ifremer DEL/ST, 31p.

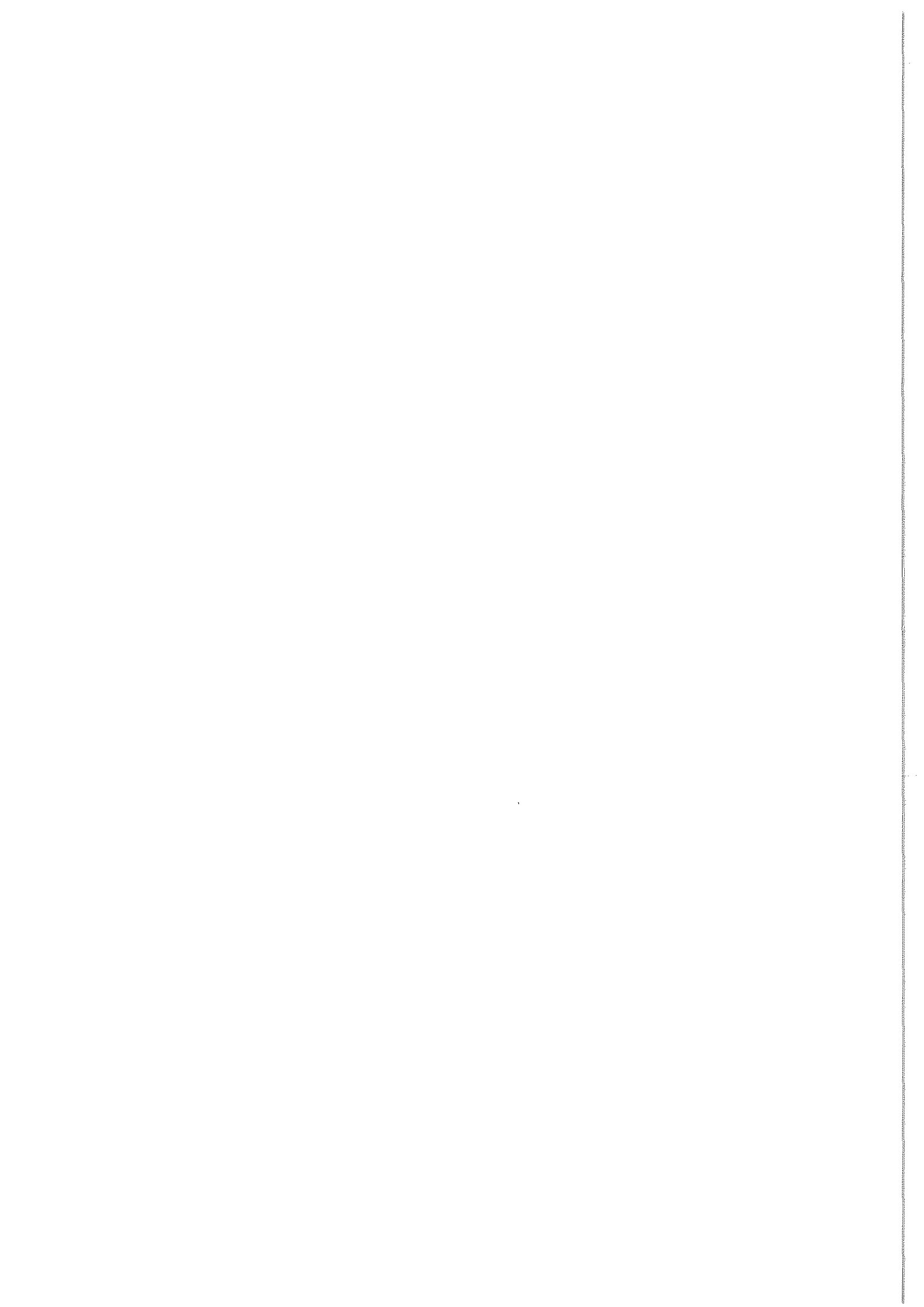




Etang de Vendres



1. INTRODUCTION.....	181
2. SUIVI ANNUEL DE LA COLONNE D'EAU	184
3. DIAGNOSTIC COMPLET.....	185
3.1. DIAGNOSTIC DES SÉDIMENTS :	185
3.2. LES MACROPHYTES :	188
3.3. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON	189
3.4. DIAGNOSTIC DE LA MACROFAUNE.....	190
3.4.1. <i>Potentialité biologique liée à la macrofaune</i>	190
3.4.2. <i>Bioconstructions de Ficopomatus enigmaticus (casail)</i>	191
3.5. PLANCHE DU DIAGNOSTIC	192
4. DIAGNOSTIC DE L'EAU	193
4.1. GRILLE DE LECTURE DE L'EAU ANNUELLE	193
4.2. GRILLE DE LECTURE DE L'EAU POUR L'ÉTÉ 2002	194
4.3. EVOLUTION DU DIAGNOSTIC DE L'EAU.....	195
5. CONCLUSION.....	196
6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	197



1. Introduction

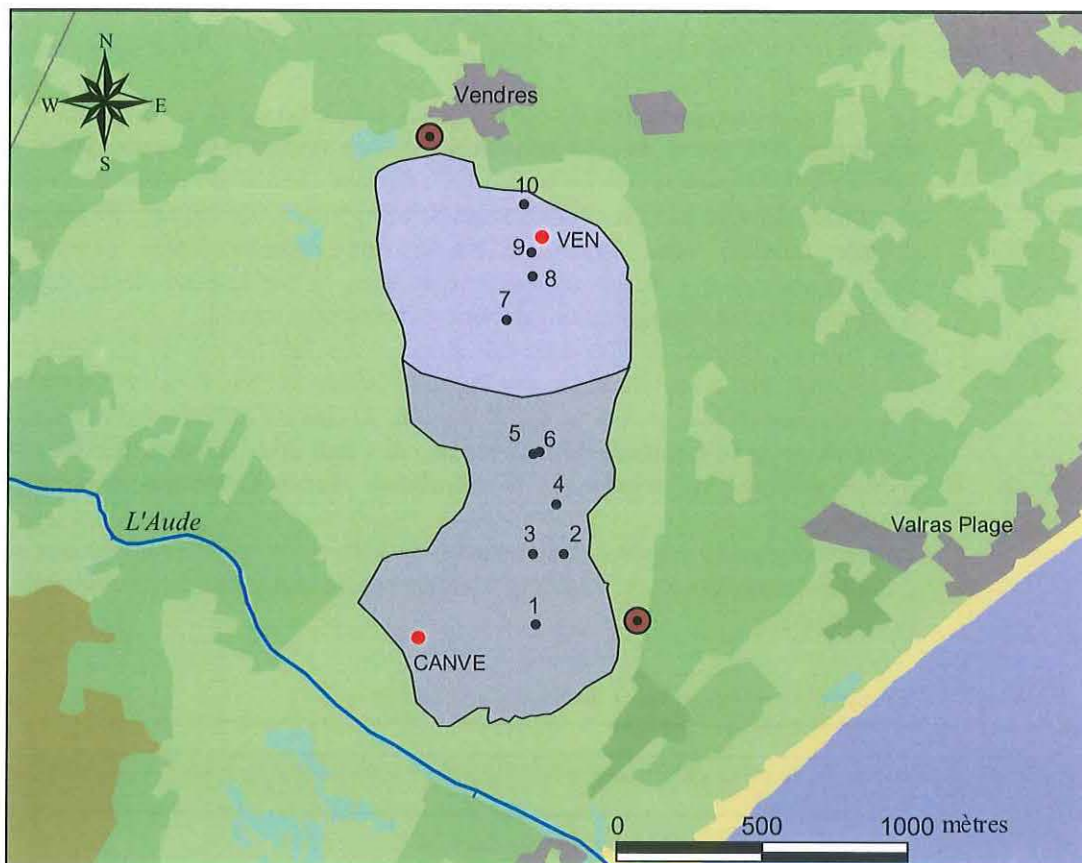
Le suivi de l'eutrophisation de cette lagune, débuté en 2000, avec le remplissage des grilles de l'eau et du phytoplancton a mis en évidence une dégradation de la partie nord, la plus profonde et la plus confinée, liée à un excès de biomasse phytoplanctonique qui est profitable au développement de cascaïl. Le diagnostic complet réalisé cette année a permis de préciser l'état vis-à-vis de l'eutrophisation des autres compartiments dans la partie nord de la lagune et d'améliorer notre connaissance des zones situées plus au sud.

Par ailleurs, l'étang de Vendres fait partie, avec les étangs de la Matte et de Pissevache, des zones humides des Basses Plaines de l'Aude pour lesquelles un plan de gestion est en cours d'élaboration. L'objectif affiché pour l'étang de Vendres est la restauration de la roselière : il s'agit donc de contrôler les entrées d'eaux marines et d'optimiser la circulation des eaux douces prélevées sur l'Aude.

Les connaissances acquises dans le cadre du RSL pourront aider les gestionnaires à définir les actions qu'il convient d'entreprendre afin d'atteindre l'objectif fixé pour cet étang.

Tableau 7.1 : Principales caractéristiques de l'étang de Vendres.

Localisation	Département : Hérault
Superficie	480 (pour un niveau de plan d'eau à la cote 0,2 NGF) à 1000 ha (pour un niveau de plan d'eau à la cote 0,6 NGF)
Bathymétrie	gradient croissant ouest-est et sud-nord (50 cm à 1 m)
Volume	1,4 à 3 Mm ³
Hydrosystème	<p><i>Le bassin versant : 54 km²</i> <i>Alimentation en eau douce :</i> <i>par les précipitations :</i> le bassin versant comprend : 15,3 km² pour le bassin versant de la Carriérasse, ruisseau débouchant au nord de l'étang ; 14,7 km² pour le bassin versant de l'étang de la Matte, communiquant avec l'étang de Vendres (dans sa partie ouest) par le canal de la Matte <i>par l'Aude :</i> la chasse, l'élevage et la viticulture inondée favorisent l'introduction d'eau douce par pompage ou écoulement gravitaire <i>Communication avec la mer :</i> par l'intermédiaire de la vanne du Chichoulet ayant pour objectif de vidanger l'étang en cas de crues ou de précipitations importantes, de réguler les échanges entre la mer et le canal de l'EID (Entente Interdépartementale pour la démoustication) <i>Apports trophiques domestiques :</i> deux lagunages (au nord et au sud-est)</p>
Situation juridique	Propriété privée
Autres statuts	ZPS (soumise à la Directive Oiseaux) et Site d'Intérêt Communautaire (soumis à la Directive Habitat)



source : BD CARTHAGE, version 2.4, IGN 1996 ; BD CARTO, version 2, IGN, 1997; Ifremer 2002.

Légende

Occupation du sol

- Bâti
- Zone industrielle, commerciale, de communication ou de loisir
- Carrière, décharge
- Prairie, pelouse, et toute culture hormis vigne et verger
- Vigne, verger
- Forêt
- Végétation naturelle basse ligneuse, maquis, garrigue, lande, broussailles
- Plage, dune, sable, gravier, galet ou terrain nu sans couvert végétal
- Rocher, éboulis

Marais salant

Zone humide

station colonne d'eau RSL

stations benthiques RSL

stations RNO sédiment

stations RINBIO

Station d'épuration (EH)

inf 1000

1000 - 5000

5000 - 10000

10000 - 100000

sup 100000

Routes

voies ferrées

Figure 7.1 : Présentation de l'étang de Vendres.

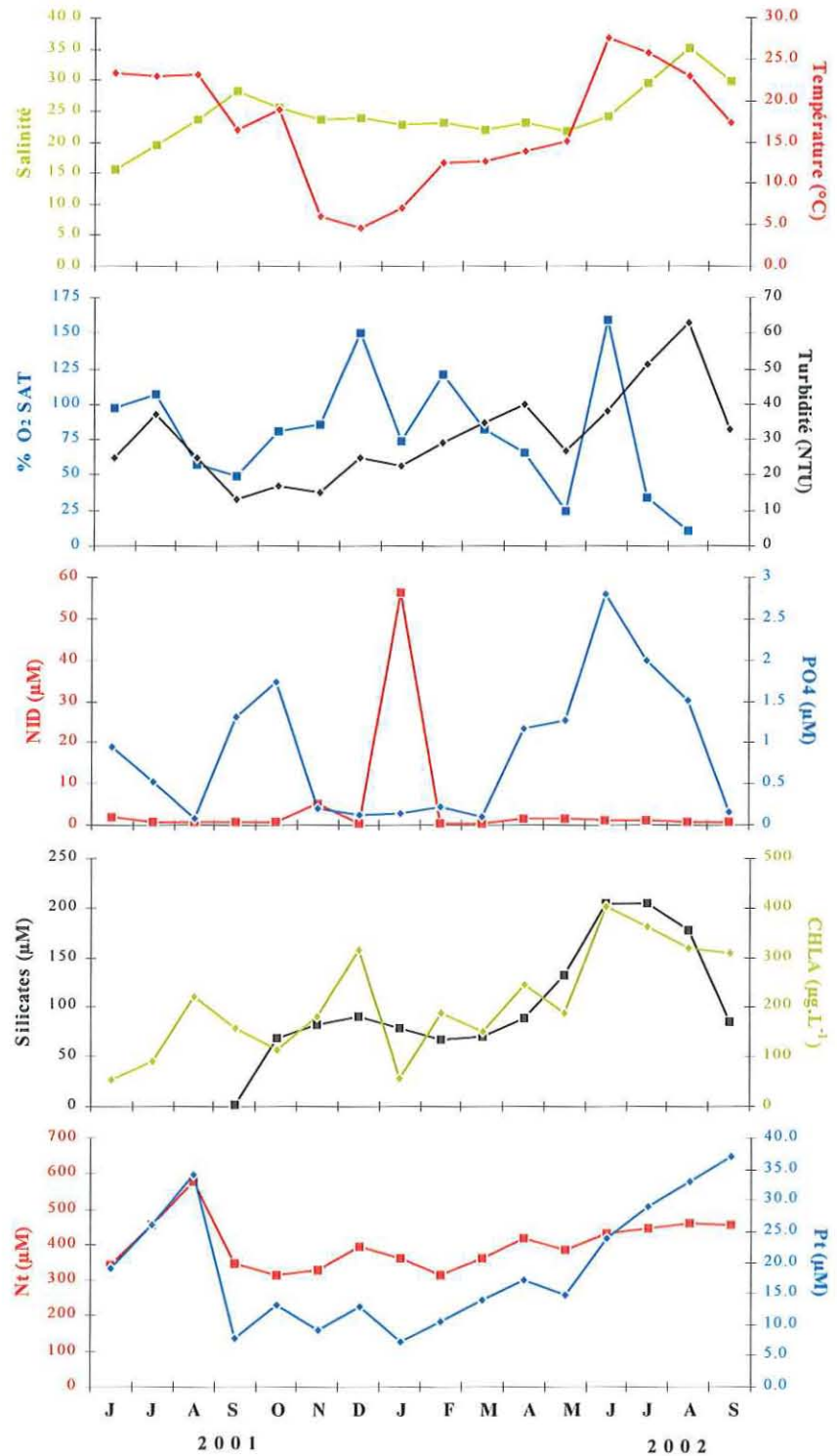


Figure 7.2 : Suivi mensuel (juin 2001 - septembre 2002) des paramètres de la colonne d'eau pour l'étang de Vendres.

2. Suivi annuel de la colonne d'eau

L'étang de Vendres présente des salinités comprises entre 17 et 35 avec une moyenne de l'ordre de 24.5 (Fig. 7.2). La salinité augmente au cours de l'été sous l'effet de l'évaporation mais montre une certaine stabilité tout au long de l'année. Au contraire des autres petites lagunes suivies cette année (Bagnas, Canet, Ponant, ...), le régime de salinité de cette lagune ne subit pas l'influence directe des fortes précipitations automnales ou printanières suggérant que l'essentiel des apports d'eau douce se réalise via la prise d'eau sur l'Aude de manière contrôlée et que le ruissellement sur le bassin versant de la lagune est négligeable dans le régime hydraulique de cette lagune.

La turbidité de l'eau demeure élevée tout au long de l'année avec des valeurs toujours supérieures à 10 NTU et une moyenne d'environ 30 NTU. Ces valeurs de turbidité sont à relier aux fortes biomasses phytoplanctoniques observées. Le pourcentage de saturation en oxygène dissous observe de larges fluctuations alternant des périodes de sursaturation (conséquence de l'activité photosynthétique du phytoplancton) et de tendance à l'anoxie, sans schéma saisonnier bien défini.

Les sels d'azote (NID) présentent de basses concentrations durant tout le suivi indiquant qu'ils sont en presque totalité consommés par la forte production phytoplanctonique. D'ailleurs, le seul pic est observé au mois de janvier 2002 et coïncide à une chute brutale de la production phytoplanctonique suite aux très basses températures observées ce mois-là. Les concentrations en phosphates sont fluctuantes et montrent deux pics en octobre 2001 et juin 2002 et font suite aux épisodes de désoxygénation, suggérant une origine endogène (reminéralisation de la matière détritique et/ou relargage par les sédiments). En dehors de ces périodes, on observe de faibles concentrations de phosphates, résultat, comme pour le NID, de la forte consommation par la production phytoplanctonique.

L'étang de Vendres est celui qui affiche les concentrations en « chlorophylle a » les plus élevées de l'ensemble des étangs du Languedoc Roussillon puisqu'elles atteignent 400 µg/l (pour ce paramètre, le seuil caractérisant le mauvais état est de 30 µg/l). Ces fortes biomasses phytoplanctoniques conduisent à des concentrations en azote et phosphore total élevées tout au long de l'année, généralement bien supérieures au seuil du mauvais état établi dans la grille annuelle de lecture de l'eau. Au cours de l'été 2002, malgré une diminution de la biomasse phytoplanctonique, l'azote et le phosphore total continuent d'augmenter, vraisemblablement suite à une augmentation du matériel détritique issu de la sénescence des herbiers à Potamot ou des roselières bordant toute la lagune.

Ce suivi annuel de l'étang de Vendres met en évidence une relative indépendance du régime hydrologique de cette lagune vis-à-vis du régime des précipitations, probablement en raison de la surface réduite de son bassin versant direct et de l'effet tampon des zones humides entourant la lagune. La lagune est alimentée en

permanence par les eaux de l'Aude, riches en azote et phosphore, qui entretiennent une production phytoplanctonique soutenue. A ce régime, se surajoute une dynamique interne de décomposition et reminéralisation de matière végétale et détritique amplifiant au gré des saisons l'eutrophisation du plan d'eau.

3. Diagnostic complet

La topographie particulière de la lagune n'a pas permis une disposition régulière des stations benthiques lors de la campagne d'été (Fig. 7.1). En effet, la lagune est scindée selon un axe nord-sud par le canal de l'EID, et selon un axe est-ouest avec :

- Un bassin principal situé au nord, d'une profondeur comprise entre cinquante centimètres et un mètre qui comprend les stations 7, 8, 9 et 10.
- Un chapelet de petits plans d'eau, au sud, de part et d'autre du canal de l'EID, entouré d'une ceinture de roselières. Les prélèvements correspondants aux stations 1, 2, 3, 4, 5, 6 ont été effectués sur les plans d'eau accessibles.

3.1. Diagnostic des sédiments :

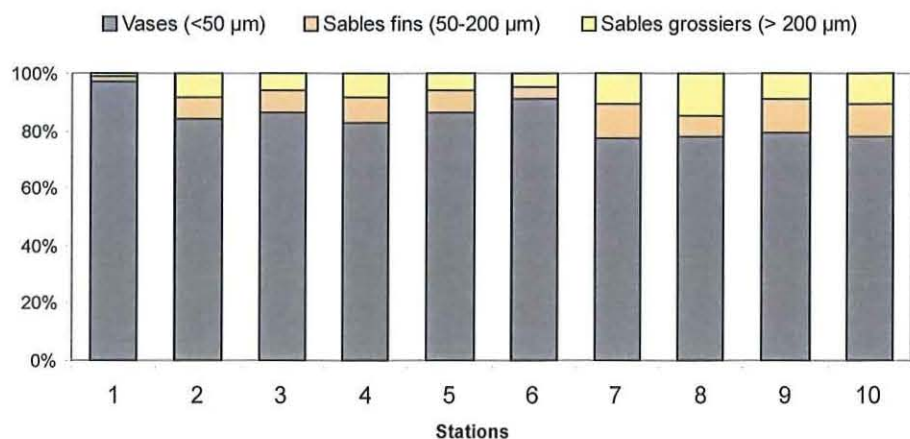


Figure 7.3: Granulométrie des sédiments superficiels (0-5 cm) dans l'étang de Vendres.

Les sédiments superficiels de l'étang de Vendres sont majoritairement de type vaseux avec des pourcentages de vases aux alentours de 80 % (Fig. 7.3). Les

sédiments analysés aux stations du plan d'eau principal (7, 8, 9 et 10) présentent une composante légèrement plus sableuse que les petits plans d'eau de la partie sud. Cette différence est à mettre au compte de la forte présence de massifs calcaires de *Ficopotamus enigmaticus* qui ne colonisent que cette partie de l'étang (voir « Diagnostic de la macrofaune ») et qui en se délitant constituent une fraction grossière du sédiment, participant également au comblement de la lagune.

A l'exception des stations 1, 3 et 4 de la zone sud qui sont caractérisées par des états médiocres pour l'azote uniquement, l'ensemble des autres stations est qualifié par des états mauvais pour les paramètres de l'azote total, du phosphore total et de la matière organique (Fig. 7.4). Le sédiment étant un compartiment intégrateur, ces résultats montrent que cette lagune a été soumise à une forte eutrophisation depuis plusieurs années. Les pourcentages en matière organique sont élevés (11.5-29.4 %) et parmi les plus forts rencontrés en milieu lagunaire. Ces valeurs sont sans doute dues à l'histoire de cet étang. Il y a une vingtaine d'années, les surfaces en eau étaient moins importantes, les roselières colonisaient une grande partie de la superficie actuelle de l'étang de Vendres. Au fur et à mesure de l'exondation des zones de phragmite, les roselières se sont dégradées et ont généré du matériel détritique difficilement reminéralisable qui s'est accumulé dans les sédiments.

Tableau 7.2 : Grille de diagnostic des sédiments de l'étang de Vendres (juin 2002).

Vendres		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
MO	%	3,5	5,0	7,5	10,0	21,6
NT	g/kgPS	1,0	2,0	3,0	4,0	8,2
PT	mg/kgPS	400	500	600	700	1020

Le diagnostic établit un mauvais état pour les trois paramètres sédimentaires. Le diagnostic par les sédiments confère donc un mauvais état de la lagune vis-à-vis de l'eutrophisation.

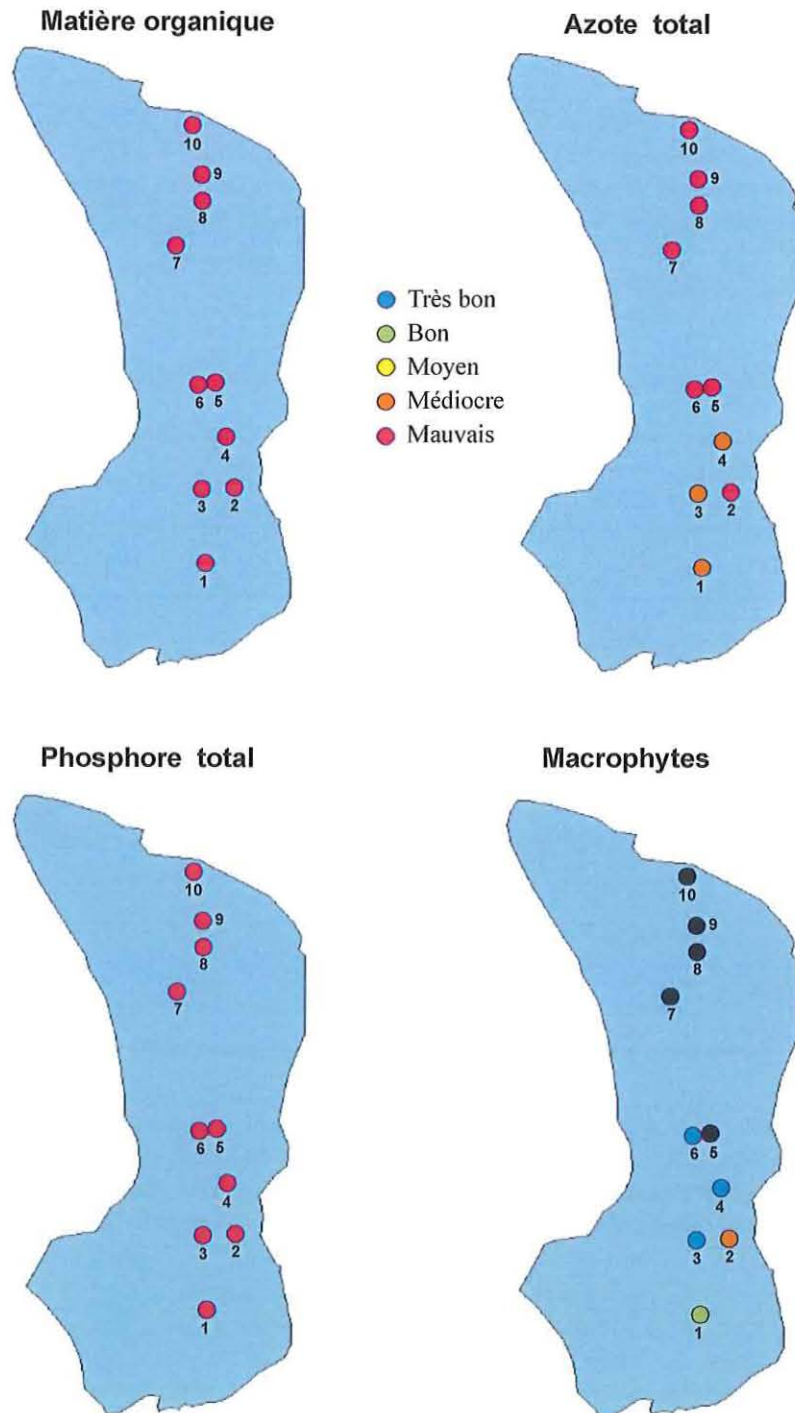


Figure 7.4 : Etats vis-à-vis de l'eutrophisation de la matière organique, de l'azote et du phosphore total dans les sédiments, et des macrophytes (la couleur noire signifie une couverture végétale <5%) pour l'étang de Vendres.

3.2. Les macrophytes :

La partie nord de l'étang de Vendres (stations de 7 à 10) est caractérisée par une absence de macrophytes (Fig. 7.4 ; Tab. 7.3). Etant donné les fortes biomasses phytoplanctoniques, les eaux sont très turbides et l'opacité résultante ne permet pas de développement sur le fond de cette partie de l'étang. Seule une algue rouge du genre *Polysiphonia* a été identifiée et se développe, à proximité de la surface, sur les obstacles immergés (piquet en bois),.

Tableau 7.3 : Caractéristiques et diagnostics des macrophytes de l'étang de Vendres (juin 2002).

Station	Profondeur (m)	Recouvrement végétal	Espèces	Biomasse totale (g PS / m ²)	% Climax	Qualité
1	0,30	45%	<i>Ruppia cirrhosa</i> <i>Chaetomorpha aerea</i>	170	66%	Bon
2	0,25	50%	<i>Ruppia cirrhosa</i> <i>Chaetomorpha aerea</i>	544	7%	Médiocre
3	0,40	30%	<i>Ruppia cirrhosa</i> <i>Chaetomorpha aerea</i> <i>Enteromorpha intestinalis</i>	112	93%	Très bon
4	0,30	30%	<i>Ruppia cirrhosa</i>	118	100%	Très bon
5	0,60	50%	<i>Ruppia cirrhosa</i>	94	100%	Très bon
6	0,45	0%	néant			N
7	0,50	0%	néant			N
8	0,60	0%	néant			N
9	0,70	0%	néant			N
10	0,70	0%	néant			N

Les stations de la zone sud (1 à 6) situées de part et d'autre du canal de l'EID présentent une couverture végétale peu diversifiée, les trois espèces dénombrées sont la phanérogame *Ruppia cirrhosa* (climax), et des chlorophycées opportunistes *Chaetomorpha area* et *Enteromorpha intestinalis* (seulement pour la station 3). Le niveau de l'eau de ces bassins est faible et se situe aux alentours de 30 cm. Ainsi, ces faibles profondeurs sont favorables à la diffusion de la lumière jusqu'aux sédiments et permettent le développement des macrophytes. Pour ce secteur, les états vis-à-vis de l'eutrophisation pour ce compartiment sont bons et médiocres pour les stations 1 et 2, très bons pour les stations 3, 4, 5 recouvertes principalement par *Ruppia* (Fig. 7.4).

Tableau 7.4 : Bilan global des macrophytes pour l'étang de Vendres.

Vendres	Recouvrement végétal	% Climax	Nb espèces	Qualité
	20%	36,6%	3 + (1)	Moyen

Avec une biomasse relative moyenne d'espèces climax égale à 36%, l'état retenu pour l'ensemble de la lagune est moyen (Tab. 7.4).

3.3. Diagnostic du phytoplancton

Tableau 7.5 : Grille de lecture du phytoplancton pour l'étang de Vendres (été 2002).

Vendres		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50		100		500	9160
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10	42	50	

Le phytoplancton est très abondant dans l'étang de Vendres pour les deux classes de taille dénombrées (Tab 7.6). C'est le picophytoplancton (< 2 µm) qui est le plus déclassant et qui, à l'instar des années précédentes, présente des abondances record sur l'ensemble des dénombrements réalisés dans le cadre du RSL. La dominance de cette classe de taille met en évidence l'importance de la production phytoplanctonique régénérée, c'est à dire que cette biomasse phytoplanctonique s'auto-entretient indépendamment des apports exogènes en azote et phosphore.

Le diagnostic du phytoplancton conduit donc à un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation pour l'étang de Vendres.

Le remplissage d'une grille du phytoplancton avec l'eau de la partie sud (voire aussi une grille de l'eau) pourrait révéler un meilleur diagnostic et ainsi expliquer la présence d'espèces climax dans ce secteur.

Tableau 7.5 : Grille de lecture du phytoplancton pour le point CANVE (été 2002).

ÉTÉ		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50	81	100		500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10	15,6	50	

Un diagnostic du phytoplancton a également été établi pour le point CANVE au niveau du Canal du Capel et correspondant à la prise d'eau sur l'Aude (Tab. 7.5). Même si cette grille n'intervient pas dans la détermination du diagnostic global de la lagune, elle fournit des informations complémentaires quant à la qualité des eaux à leur entrée dans la lagune. A ce niveau, les abondances phytoplanctoniques sont déjà très élevées mais c'est alors le nanophytoplancton qui est le plus déclassant.

3.4. Diagnostic de la macrofaune

3.4.1. Potentialité biologique liée à la macrofaune

Au point de prélèvement, le sédiment était de nature sableuse avec une absence totale de couche oxydée.

La macrofaune invertébrée présente une richesse spécifique réduite avec en moyenne seulement 12 espèces observées (Tab. 7.6). Ces peuplements sont essentiellement composés d'annélides polychètes et de crustacés (isopodes et gammarès), et sont donc caractérisés par une absence d'espèces marines les plus sensibles aux variations physico-chimiques. Du point de vue trophique, les espèces rencontrées sont majoritairement de types détritivores et dépositivores.

Les densités rencontrées sont caractérisées de normales au vu des seuils établis pour la macrofaune benthique (cf annexe 1).

En terme de potentialité biologique liée à la macrofaune benthique, l'étang de Vendres affiche donc un bon état en raison des densités d'individus élevées.

Tableau 7.6 : Caractéristiques des invertébrés benthiques inventoriés dans les sédiments de l'étang de Vendres en 2002.

VENDRES	Espèce	VEN1	VEN2	VEN3
Densité (nb. ind./m ²)	<i>Peringia ulvae</i>	11	0	122
	<i>Neanthes succinea</i>	556	278	389
	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	33	0	22
	<i>Hydroides elegans</i>	11	0	0
	<i>Dipolydora</i> cf. <i>caeca</i>	1567	722	233
	<i>Streblospio shrubsolii</i>	0	0	11
	Oligochaeta sp.	511	156	33
	<i>Balanus amphitrite</i>	0	11	0
	<i>Sphaeroma serratum</i>	244	200	300
	<i>Corophium insidiosum</i>	900	600	578
	<i>Gammarus insensibilis</i>	44	0	78
	Chironomidae sp.	100	144	67
Richesse spécifique (nb. espèces par station)		10	7	10
Richesse spécifique totale (nb. espèces par étang)		12		
Densité totale par station (nb. ind./m ²)		3977	2111	1833
Densité totale moyenne (nb. ind./m ²)		2640		
Biomasse totale moyenne (mg/m ² poids sec)		8465		

3.4.2. Bioconstructions de *Ficopomatus enigmaticus* (cascaïl)

Juillet 2002

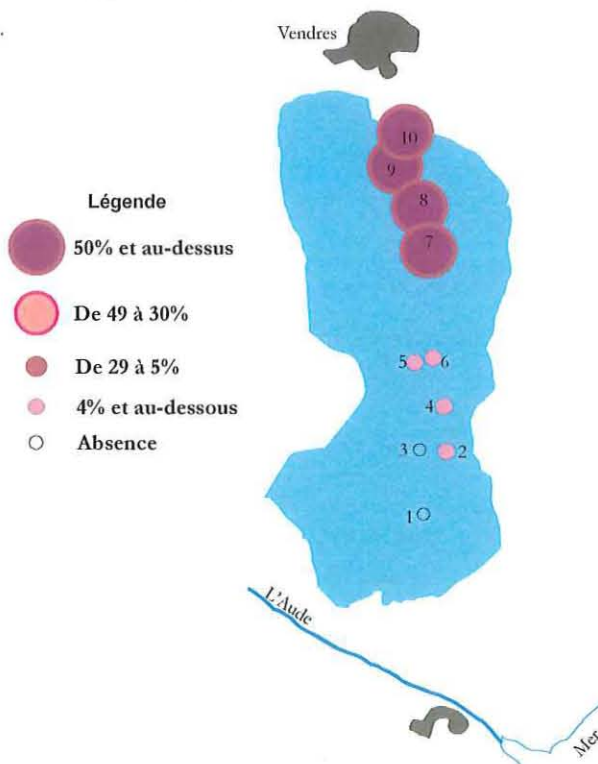


Figure 7.5 : Distribution du recouvrement par les bioconstructions de *Ficopomatus enigmaticus* dans l'étang de Vendres

La campagne pour le diagnostic simplifié par les macrophytes a été mise à profit pour effectuer un point sur la colonisation de cet étang par les bioconstructions de *Ficopomatus enigmaticus* (Fig. 7.5).

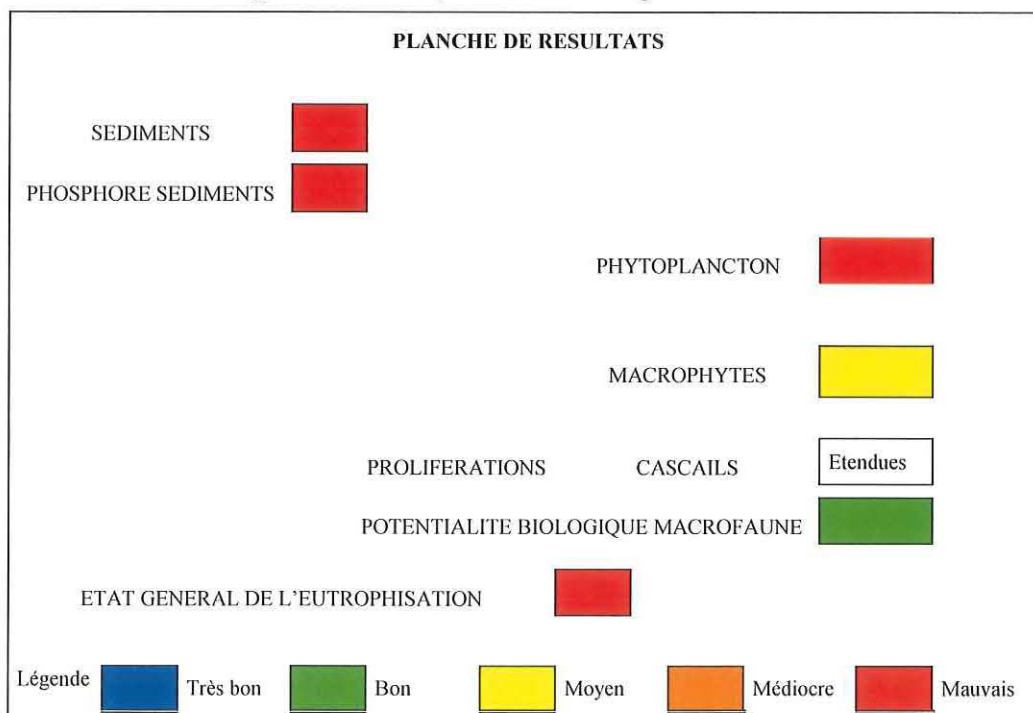
Pour le plan d'eau principal (nord), 80% de la surface et 20 % de la hauteur de la colonne d'eau sont occupés par des cascails non affleurants. Ce taux de recouvrement est parmi les plus élevés observés sur l'ensemble des lagunes suivies dans le cadre du RSL. L'impact de ces édifices est constaté lors de l'analyse granulométrique des sédiments (voir « Diagnostic des sédiments »). Ces forts développements de cascails sont la conséquence directe de la forte biomasse phytoplanctonique observée tout au long de l'année et qui constitue la source alimentaire première du ver filtreur constructeur.

Dans les petits plans d'eau de la partie sud, les cascails sont peu présents et sont généralement observés sur les tiges ou rhizomes des roselières.

3.5. Planche du diagnostic

L'état général de l'eutrophisation retenu pour l'étang de Vendres est mauvais. Les paramètres déclassants sont le phosphore contenu dans les sédiments et l'état lié au phytoplancton. Le compartiment « macrophytes » affiche un état moyen pour l'ensemble de l'étang, grâce à la présence massive de l'espèce *Ruppia* classée en climax.

Tableau 7.7: Diagnostic de l'eutrophisation de l'étang de Vendres.



L'état moyen des macrophytes, contrastant avec l'état global de la lagune, est essentiellement dû aux stations des petits plans d'eau de la partie sud de la lagune. Nous ne disposons pas de données sur l'eau ou le phytoplancton pour cette zone mais il est vraisemblable qu'il existe une limitation dans l'un des principaux nutriments, en l'occurrence l'azote, compte tenu des concentrations mesurées lors du suivi annuel. Les roselières environnantes pourraient aussi jouer un rôle d'autoépuration limitant la production phytoplanctonique et permettant ainsi aux macrovégétaux de se développer.

D'autre part, l'état moyen de la potentialité liée à la macrofaune benthique traduit surtout les fortes densités observées pour certaines espèces très spécialisées qui profitent des fortes quantités de matière organique détritique sédimentant sur le fond de la lagune.

4. Diagnostic de l'eau

4.1. Grille de lecture de l'eau annuelle

Le suivi sur un an des paramètres de l'eutrophisation dans l'eau permet de remplir la grille annuelle de diagnostic telle qu'elle a été définie dans l'étude « Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens » (Ifremer-Creoccean-UMII, 2000).

La grille de lecture annuelle fournit un mauvais état pour la saturation en oxygène dissous, la chlorophylle a et les formes totales de l'azote et du phosphore. En revanche, les paramètres relatifs aux sels nutritifs (NID et phosphates) présentent des qualités très bonnes à moyennes soulignant leur consommation par la production primaire. Conséquence de cette forte eutrophisation, la lagune est soumise à des épisodes d'hypoxie et présente un état médiocre pour la turbidité fortement défavorable au développement des macrophytes.

Tableau 7.9 : Grille annuelle (2001-2002) de lecture de l'eau pour l'étang de Vendres.

ANNEE 2001-2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ%O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	60
TUR	(NTU)	0		10		20		30	38	40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1	1,30	1,5		4	
NID	(μM)	0	5,3	15		20		40		60	
NITRI	(μM)	0		0,5		1	1,25	5		10	
NITRA	(μM)	0	3,8	7		10		20		30	
AMMO	(μM)	0	1,34	7		10		20		30	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		30	315
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		40	358
NT	(μM)	0		50		75		100		120	458
PT	(μM)	0		1		2		5		8	26

4.2. Grille de lecture de l'eau pour l'été 2002

Tableau 7.10 : Grille estivale (2002) de lecture de l'eau pour l'étang de Vendres.

VENDRES			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	90
TUR	(NTU)	0		5		10		25		40	63
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1		1,5	2,8	4	
NID	(μM)	0	1,09	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,17	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,00	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	1,01	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	402
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	457
NT	(μM)	0		50		75		100		120	461
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	33

A l'instar de la grille annuelle, la grille estivale établit un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation pour la colonne d'eau de l'étang de Vendres avec les mêmes groupes de paramètres déclassants. La lagune fonctionne comme un véritable réacteur biologique transformant tout l'azote, et dans une moindre mesure, le phosphore disponible (formes dissoutes) en matière vivante.

Comme en 2001, concomitamment au diagnostic opéré au point central de la lagune, des prélèvements d'eau ont été réalisés juste après la prise d'eau sur l'Aude au niveau du Canal du Capel et une grille de l'eau établie (Tab. 7.11).

Tableau 7.10 : Grille estivale (2002) de lecture de l'eau pour le point CANVEN.

CANVEN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A %O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	65
TUR	(NTU)	0		5		10		25		40	88
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,40	1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	70
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75		1	2,8
NITRA	(μM)	0		1		3		5		10	54
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	15,7
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	28
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	39
NT*	(μM)	0		50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	7,3

*Pas de données

Cette grille montre un déclassement de la quasi-totalité des paramètres et met en évidence la mauvaise qualité des eaux entrantes. A ce niveau de la lagune, les sels d'azote et de phosphore ne sont pas encore totalement consommés par la production primaire pélagique, même si celle-ci est alors déjà très élevée.

4.3. Evolution du diagnostic de l'eau

Depuis 2000, la qualité de la colonne d'eau de l'étang de Vendres présente le même mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation avec les paramètres déclassant à l'exception de 2002 où des fortes turbidités et des tendances à l'anoxie témoignent d'une dégradation accrue de l'écosystème.

Pour le point CANVE, l'évolution observée, abstraction faite du diagnostic 2000 peu représentatif (une seule grille dans l'été), mène à conclure que les eaux entrantes dans la lagune sont de mauvaise qualité au vu de l'eutrophisation et continuent à enrichir le milieu en azote et phosphore.

Tableau 7.12 : Evolution du diagnostic de l'eau depuis 2000 pour l'étang de Vendres.

	Vendres			CANVE		
	2000*	2001	2002	2000*	2001	2002
Oxygène dissous (écart saturation)	Vert	Orange	Rouge	Blanc	Rouge	Rouge
Turbidité	Jaune	Jaune	Rouge	Jaune	Rouge	Rouge
Phosphates	Vert	Vert	Orange	Bleu	Jaune	Vert
Azote inorganique dissous	Bleu	Bleu	Bleu	Bleu	Rouge	Rouge
Nitrites	Vert	Jaune	Bleu	Bleu	Rouge	Rouge
Nitrates	Bleu	Bleu	Bleu	Bleu	Rouge	Rouge
Ammonium	Bleu	Bleu	Vert	Bleu	Rouge	Rouge
Chlorophylle a	Rouge	Rouge	Rouge	Orange	Orange	Rouge
Chlorophylle a + phéopigments	Rouge	Rouge	Rouge	Jaune	Orange	Rouge
Azote total	Rouge	Rouge	Rouge	Vert	Rouge	Blanc
Phosphore total	Rouge	Rouge	Rouge	Jaune	Orange	Rouge
ETAT COLONNE D'EAU	Rouge	Rouge	Rouge	Jaune	Rouge	Rouge

Légende : ■ Très bon ■ Bon ■ Moyen ■ Médiocre ■ Mauvais

* Les résultats de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille et ne peuvent donc être considérés comme un diagnostic

5. Conclusion

La lagune de Vendres n'avait encore jamais fait l'objet d'un diagnostic complet de l'eutrophisation. Cependant, les précédents diagnostics de l'eau et les quelques informations recueillies dans la bibliographie indiquaient un niveau d'eutrophisation très avancé. Le diagnostic complet met en évidence le mauvais état de santé de cette lagune vis-à-vis de l'eutrophisation. Au vu des teneurs en phosphore dans les sédiments, cette dégradation est le fruit de plusieurs années d'eutrophisation. Pour l'heure, la lagune fonctionne comme un véritable réacteur biologique transformant la quasi-totalité de l'azote et du phosphore dissous en biomasse phytoplanctonique, excluant tout développement de macrovégétaux subaquatiques dans la partie nord. Le développement des cascails, participant au comblement du plan d'eau, est significatif du fort degré d'altération de l'écosystème.

Ce plan d'eau est le prolongement d'une vaste zone humide et constitue, à ce titre, un réceptacle ultime de la matière organique détritique issue de ces biotopes hautement productifs. De part sa nature, c'est donc un écosystème naturellement

eutrophisé (impossibilité d'atteindre un très bon état). Cependant, cette situation structurelle est largement amplifiée par des apports d'eaux douces de mauvaise qualité auxquels s'ajoutent deux stations d'épuration de la commune de Vendres.

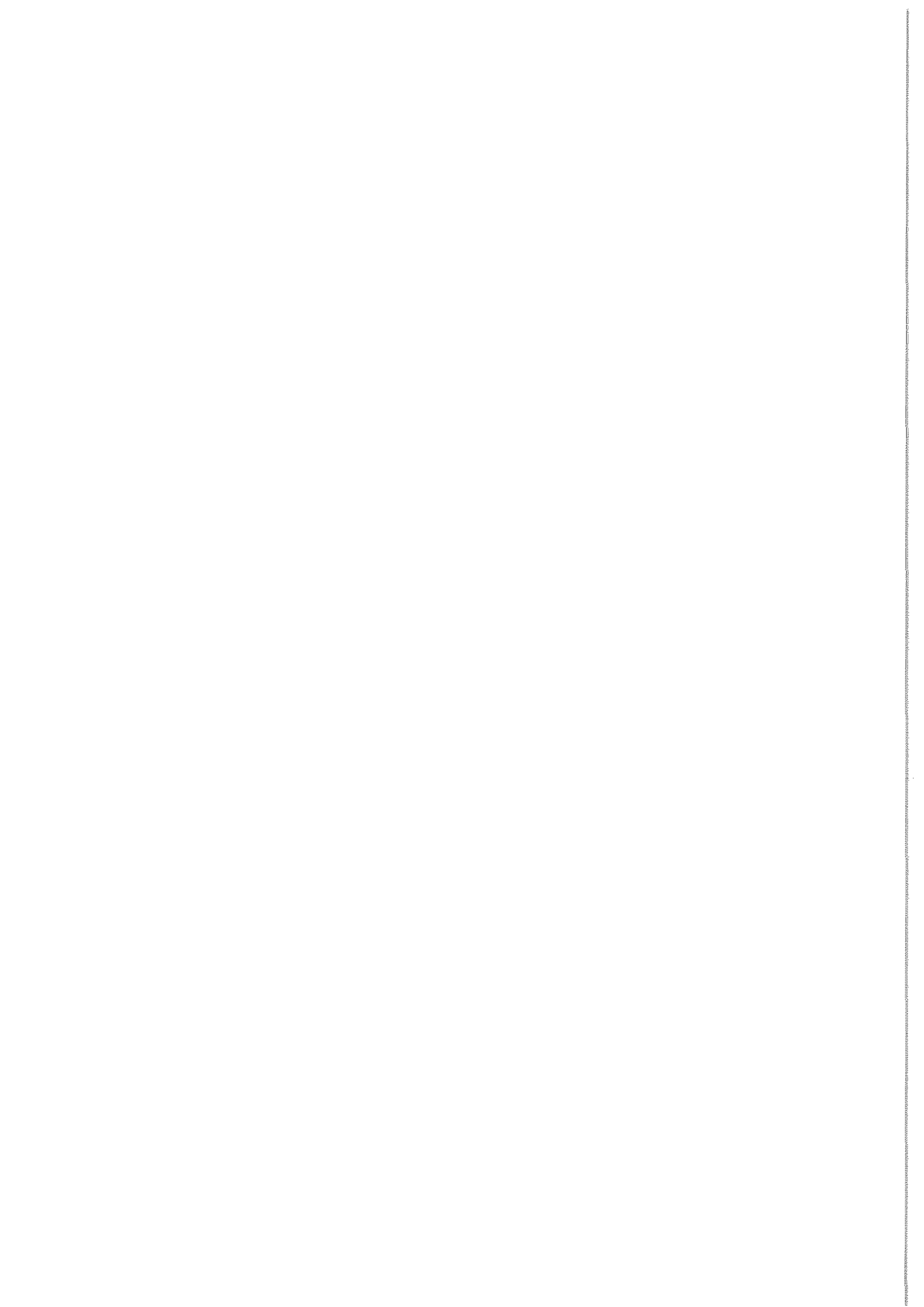
La restauration de cette lagune passe donc par un contrôle étroit et une réduction des apports en sels nutritifs d'origine anthropique (STEP, eaux de l'Aude) qui soit compatible avec la pérennité des roselières et les usages de la lagune.

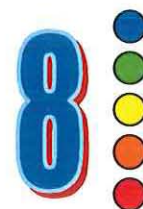
Enfin, étant donné la configuration de la lagune, il est proposé de ne plus considérer que le plan d'eau principal lors du prochain diagnostic complet, la partie sud étant plutôt identifiée comme une zone humide.

6. Références bibliographiques

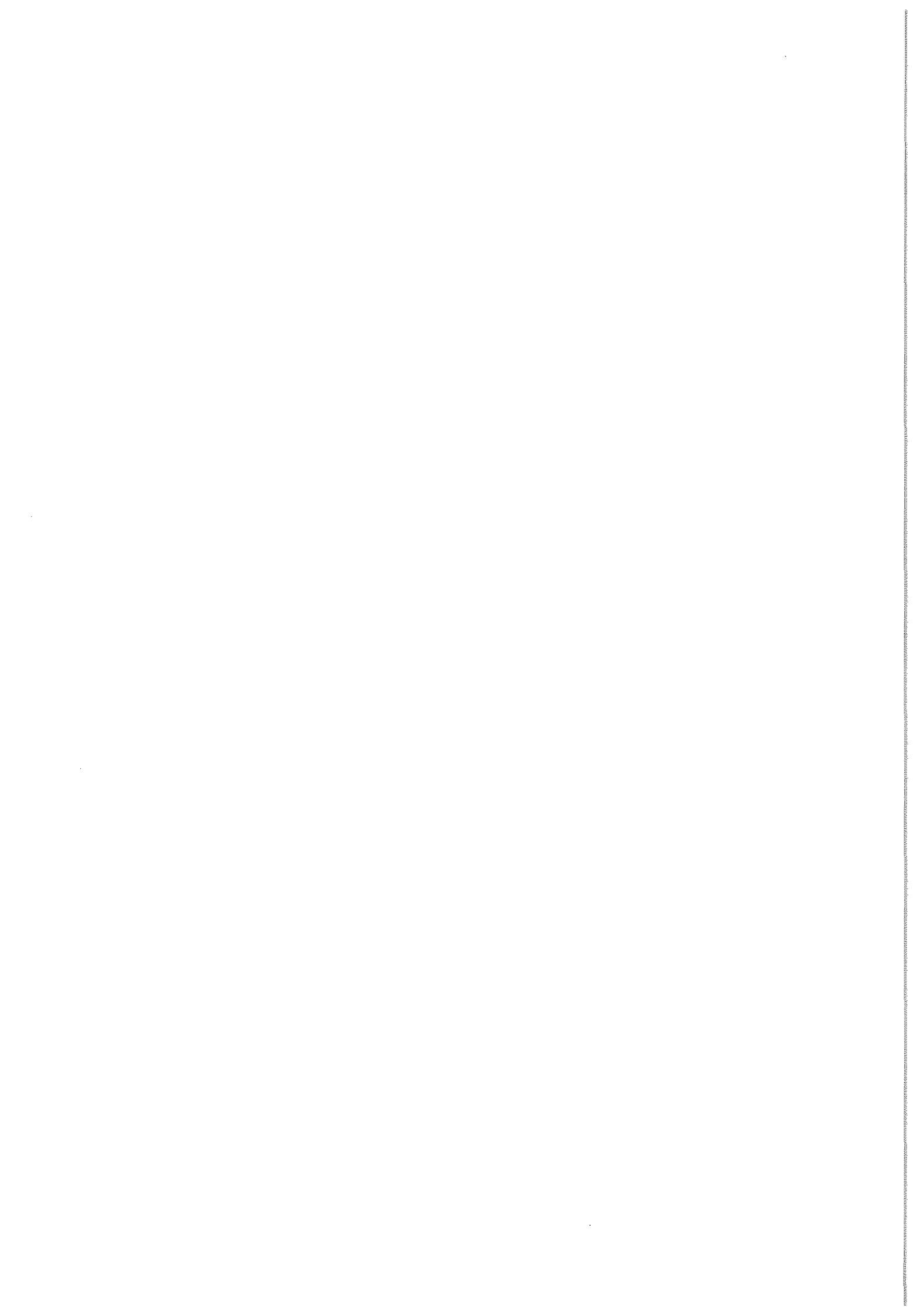
Ifremer-Créocéan-UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Tomes I et II. Rapport marché public n°90 9851, 412 p.

Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

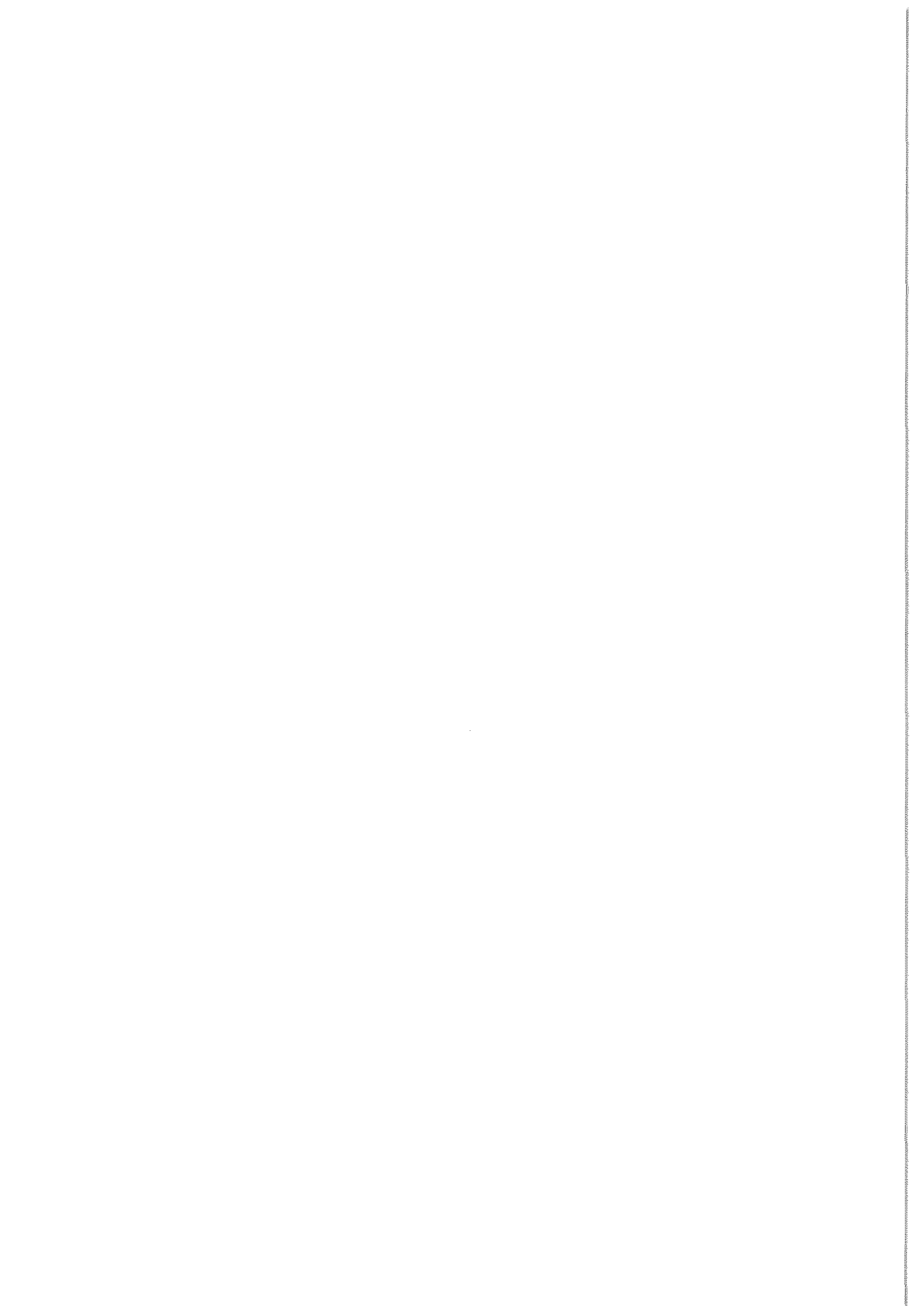




Etang du Grand Bagnas



1. INTRODUCTION.....	203
2. SUIVI ANNUEL DE LA COLONNE D'EAU	205
3. DIAGNOSTIC COMPLET	207
3.1. DIAGNOSTIC DES SÉDIMENTS :	207
3.2. DIAGNOSTIC DES MACROPHYTES :.....	210
3.3. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON	211
3.4. DIAGNOSTIC DE LA MACROFAUNE BENTHIQUE.....	211
3.4.1. <i>Potentialité liée à la macrofaune benthique</i>	211
3.4.2. <i>Bioconstructions de Ficopomatus enigmaticus (cascails)</i>	212
3.5. PLANCHE DU DIAGNOSTIC	213
4. DIAGNOSTIC DE L'EAU	214
4.1. GRILLE DE LECTURE ANNUELLE (2001-2002)	214
4.2. GRILLE DE LECTURE DE L'EAU POUR L'ÉTÉ 2002	214
4.3. EVOLUTION DU DIAGNOSTIC DE L'EAU DEPUIS 2000	215
5. CONCLUSION.....	216
6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	217



1. Introduction

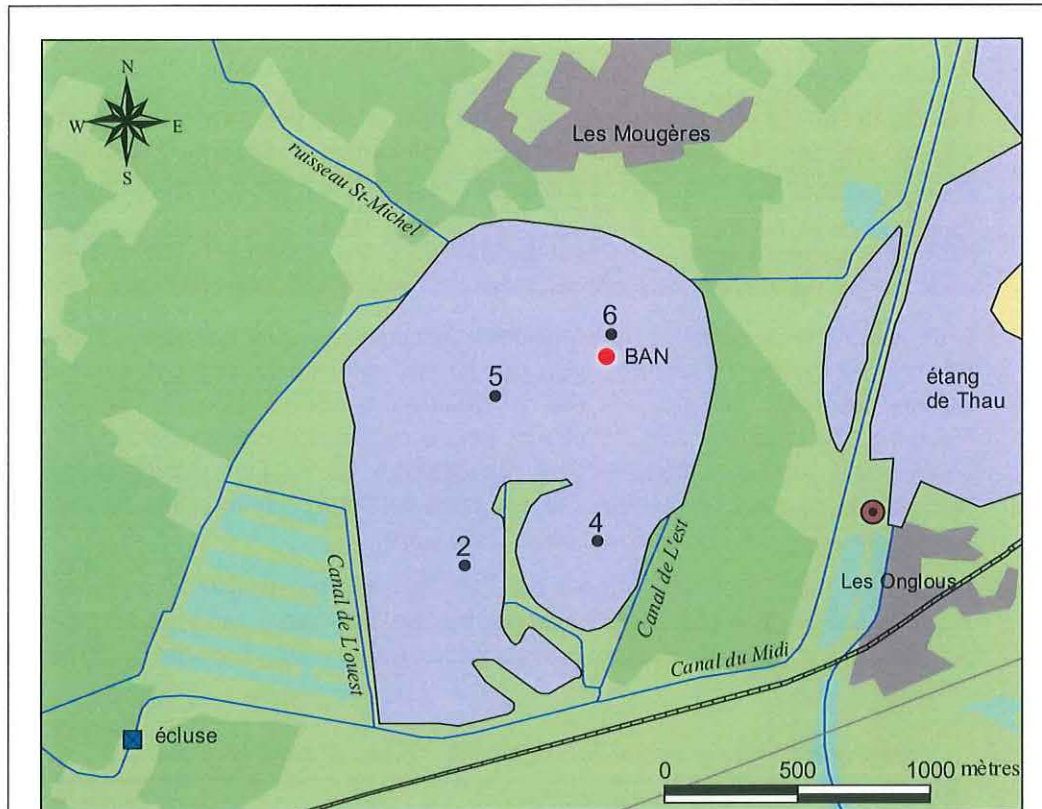
La lagune du Grand Bagnas est un petit plan d'eau peu profond, d'environ 150 ha, entourée de vastes zones humides constituant la Réserve Naturelle du Bagnas depuis 1983. Cet étang est alimenté en eau douce par le ruissellement sur le bassin versant, encore mal défini. Des apports d'eau plus ou moins salée se font via une prise d'eau sur le Canal du Midi. Une description détaillée de l'étang et de son bassin versant a été effectuée dans le rapport RSL 2001 (Ifremer, 2002).

Cette lagune se singularise de la majorité des lagunes suivies dans le cadre du Réseau par de basses salinités, plus proches de milieux dulcaquicoles que des lagunes littorales. De plus, de par sa situation et comme pour la lagune de Vendres, elle se définit plus comme un plan d'eau libre d'une zone humide que comme une véritable lagune. Ces particularités la rendent particulièrement intéressante en terme de limites d'application de l'outil « Indicateurs du niveau d'eutrophisation » (Ifremer-Creocean-UMII, 2000).

Jusqu'à ce jour, cet étang n'avait pas fait l'objet d'un diagnostic complet de l'eutrophisation. Les précédentes campagnes du RSL ont, à partir de diagnostic de l'eau, révélé un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation de cet écosystème.

Tableau 8.1: Principales caractéristiques de l'étang du grand Bagnas.

Localisation	Département : Hérault
Superficie	150 ha
Bathymétrie de l'étang	40 cm
Volume de l'étang	0,6 Mm ³
Objectifs de gestion	Gestion optimale de l'eau afin de : Préserver des biotopes remarquables Reconstituer des populations animales ou végétales ou leurs habitats Préserver les étapes sur les voies de migration de l'avifaune sauvage Préserver des espèces animales ou végétales et habitats présentant de grandes qualités
Situation juridique	classée Réserve Naturelle en 1983
Gestionnaire	Société de Protection de la Nature d'Agde
Principaux propriétaires fonciers	Salins du Midi, CELRL
Autres statuts	Natura 2000, ZICO, ZPS, ZSC, ZNIEFF



source : BD CARTHAGE, version 24, IGN 1996 ; BD CARTO, version 2, IGN, 1997; Ifremer 2002.

Légende

Occupation du sol

- Bâti
- Zone industrielle, commerciale, de communication ou de loisir
- Carrière, décharge
- Prairie, pelouse, et toute culture hormis signe et verger
- Vigne, verger
- Forêt
- Végétation naturelle basse ligneuse, maquis, garrigue, lande, broussailles
- Plage, dune, sable, gravier, galet ou terrain nu sans couvert végétal
- Rocher, éboulis

Marais salin

Zone humide

station colonne d'eau RSL

stations benthiques RSL

stations RNO sédiment

stations RINBIO

Station d'épuration (EH)

inf 1000

1000 - 5000

5000 - 10000

10000 - 100000

sup 100000

Routes

voies ferrées

Figure 8.1 : Présentation de la lagune du Grand Bagnas

2. Suivi annuel de la colonne d'eau

Du mois de septembre 2001 au mois de juin 2002, la salinité des eaux de l'étang du Grand Bagnas présente des valeurs assez homogènes aux alentours de 5 (Fig. 8.2). Plus en détail, deux effets marquants sont caractéristiques du fonctionnement hydraulique de cette lagune. Aux mois de septembre et octobre, les données météorologiques extraites de la station la plus proche (Sémaphore de Sète, données Météo-France) révèlent des périodes de précipitations importantes (40 à 60 mm pour les jours les plus pluvieux) et la conséquence sur la lagune est immédiate puisque la salinité qui était de 7, après la période estivale sèche, passe à 3. A partir du mois de juin, la salinité a augmenté rapidement pour atteindre 18,3 en août en raison de l'effet conjugué des températures estivales et de l'arrêt des entrées d'eau douce pour exondation des roselières (reminéralisation de la matière organique accumulée), l'évaporation étant accélérée sous l'effet du réchauffement de la masse d'eau.

Les eaux de la lagune alternent des phases d'hypoxie en fin d'été et au printemps et des phases de sursaturation en oxygène dissous en hiver et en été, reflet de l'alternance des phases de forte activité photosynthétique du phytoplancton et des macrophytes et des phases de sénescence et de reminéralisation de cette biomasse. De plus, des apports de matériel particulaire de nature détritique issu des zones humides avoisinantes ou de l'eau dérivée du Canal du Midi pourraient venir également amplifier ou atténuer cette alternance. Comme conséquence, la turbidité des eaux est très fluctuante et présente des valeurs souvent supérieures à 10 NTU limitant fortement la lumière disponible pour le développement des macrophytes.

Les sels d'azote (NID) présentent des concentrations peu élevées tout au long de l'année avec des valeurs toujours inférieures à 10 μM . Les augmentations de concentrations sont associées à des dessalures soulignant l'origine exogène de cet azote qui est immédiatement consommé et intégré au compartiment biologique. Les niveaux de phosphates ont diminué de l'été 2001 jusqu'en mai 2002. Ensuite, avec l'augmentation des températures et de la salinité, on assiste à une remise à disposition du phosphore immobilisé dans les sédiments.

La biomasse chlorophyllienne en suspension varie aux alentours de 10 $\mu\text{g/l}$ (état médiocre) tout au long de suivi pour augmenter brusquement au mois d'août 2002 sans que pour autant les abondances mesurées pour les deux classes de taille du phytoplancton ne présentent des valeurs élevées (cf diagnostic du phytoplancton). Les concentrations enregistrées pour les formes totales de l'azote sont élevées toute l'année et indiquent la présence de matériel organique non chlorophyllien vraisemblablement d'origine détritique. L'azote total et le phosphore total observent aussi une brusque augmentation au début de l'été pour culminer en août comme la chlorophylle a.

Ce suivi annuel confirme les diagnostics fortement établis les années précédentes dans le cadre du RSL et montre que ces eaux sont eutrophisées. Les sels nutritifs apportés à la lagune sont immédiatement transformés en phytoplancton mais la

principale source d'azote et de phosphore semble se réaliser via des apports détritiques issus des zones humides ou des eaux du Canal du Midi.

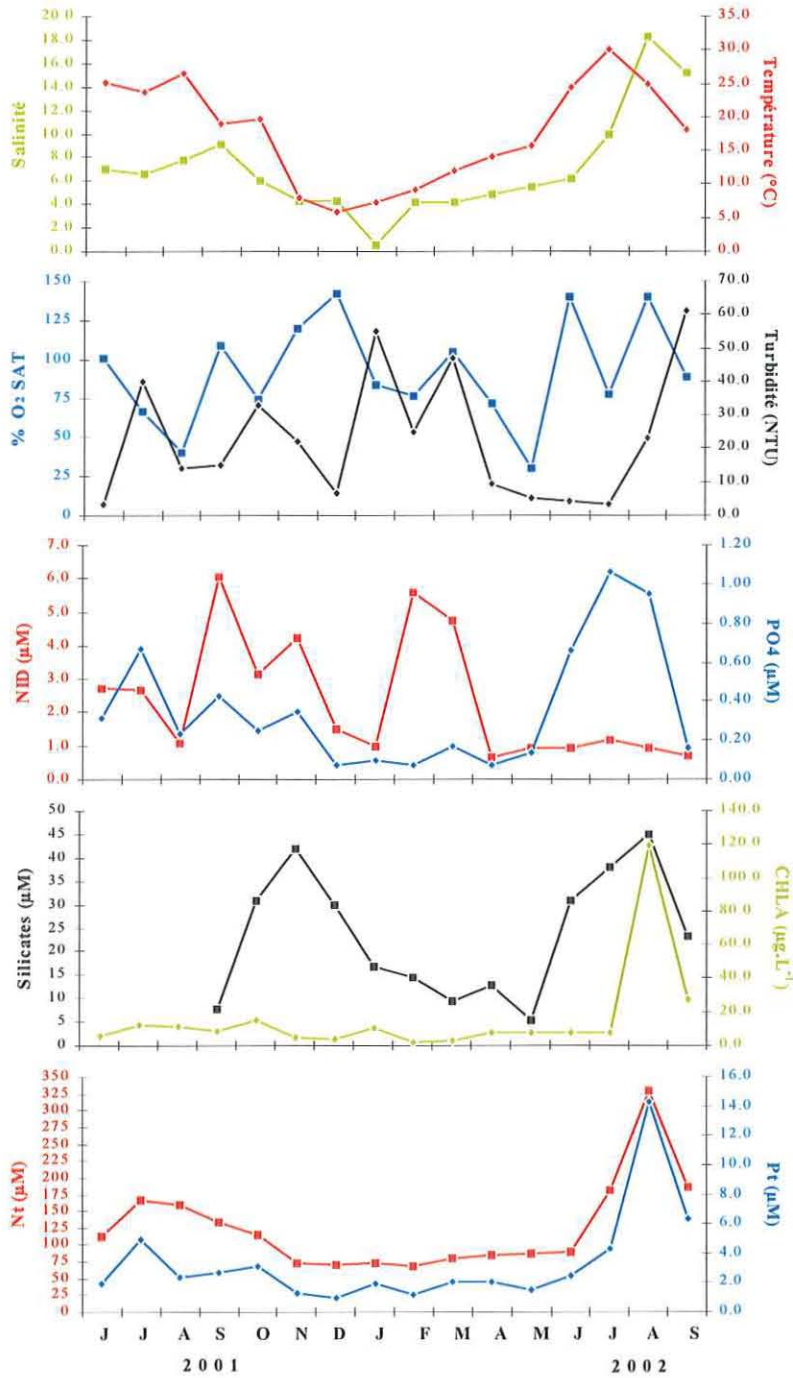


Figure 8.2 : Evolution mensuelle (juin 2001 – septembre 2002) des paramètres de la colonne d'eau dans l'étang du Grand Bagnas

Cependant, les niveaux de phytoplancton demeurent peu élevés en comparaison avec ce qui est observé dans les lagunes de Vendres et de l'Or. La limitation de la production phytoplanctonique pourrait être liée à la faible disponibilité en phosphore qui piégé dans les sédiments n'est pas aisément relargué étant donné les faibles salinités observées.

3. Diagnostic complet

3.1. Diagnostic des sédiments :

■ Vases (<50 µm) ■ Sables fins (50-200 µm) ■ Sables grossiers (> 200 µm)

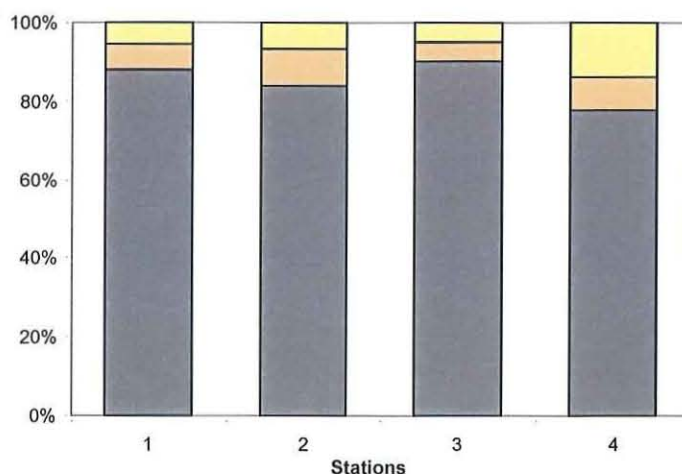


Figure 8.3 :
Répartition granulométrique des sédiments superficiels (0-5 cm) de l'étang du Grand Bagnas

Les sédiments superficiels de la lagune du grand Bagnas sont constitués majoritairement de vases (Fig. 8.3). La partie ouest est légèrement plus vaseuse. Pour l'ensemble des prélèvements, les deux premiers centimètres sont composés de matériel sédimentaire très fin de couleur marron clair. Plus en profondeur, la structure des sédiments est de type vaso-coquillé, avec des débris de coquillages marins, rappelant les influences passées que cette lagune a subies.

La répartition des états vis-à-vis de l'eutrophisation pour la matière organique et pour l'azote total donne des résultats médiocres à l'ouest et moyens à l'est

(Fig. 8.4). La zone d'approvisionnement en eau douce du canal du midi se situe au sud ouest de l'étang et peut expliquer le fait que le matériel en suspension présent dans la colonne d'eau sédimente dans cette zone. Les sédiments du secteur ouest sont alors structurellement plus riches en matière organique et en azote total.

Si la matière organique et l'azote présentent le même état pour les 4 stations, le phosphore présente partout de mauvais états vis-à-vis de l'eutrophisation. Le phosphore, comme l'azote, est un des constituants de la matière organique mais les phosphates ont en plus tendance à s'adsorber sur les particules sédimentaires lorsque celles-ci sont bien oxygénées. Dans les lagunes marines, la présence de sel, et donc de sulfates, est à l'origine des conditions réduites qui règnent dans les sédiments en été lorsque la pénétration d'oxygène diminue. La sulfato-réduction, processus à l'origine des conditions réduites et des malaïgues, se traduit par un noircissement des sédiments. Pour les lagunes marines, la conséquence est un relargage de phosphates en été (Rapport RSL 2001, figure 9.9). L'observation de sédiments de couleur claire dans l'étang du grand Bagnas suggère une faible présence de la sulfato-réduction en raison des faibles salinités. Cette faible sulfato-réduction pourrait expliquer le fort stockage de phosphore dans les sédiments au détriment des concentrations dans l'eau.

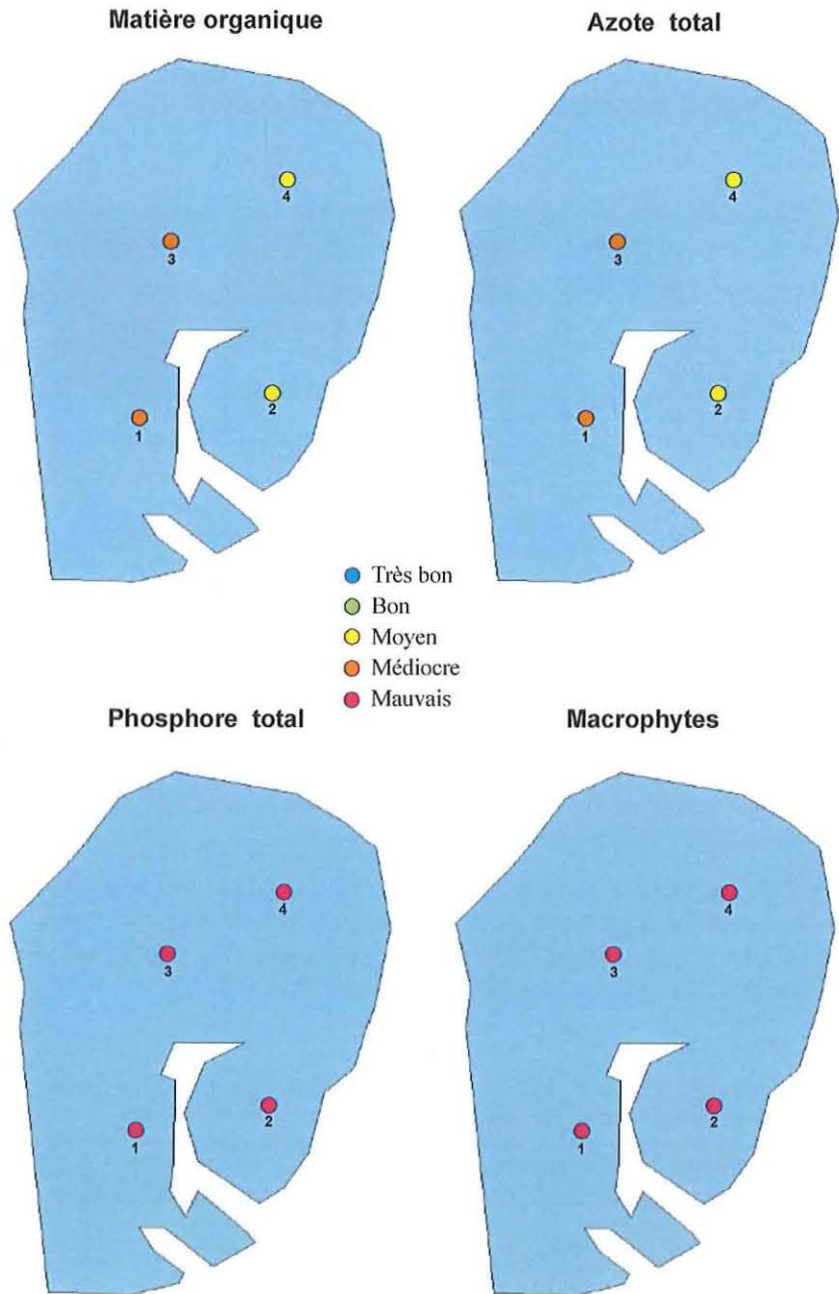


Figure 8.4 : Etats vis-à-vis de l'eutrophisation de la matière organique, de l'azote et du phosphore total dans les sédiments, et des macrophytes pour la lagune du Grand Bagnas.

L'ensemble de la lagune présente un mauvais état (état rouge) pour le phosphore et un état médiocre (état orange) pour l'azote et la matière organique (Tab. 8.2), ce qui définit donc un mauvais état pour les sédiments.

Tableau 8.2: Grille de diagnostic des sédiments de l'étang de Bagnas (juin 2002).

BAGNAS		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
MO	%	3,5	5,0	7,5	8,0	10,0
NT	g/kgPS	1,0	2,0	3,0	3,0	4,0
PT	mg/kgPS	400	500	600	700	860

3.2. Diagnostic des macrophytes :

Les quatre secteurs de l'étang sont colonisés quasi-exclusivement par *Potamogeton pectinatus*, phanérogame caractéristique des eaux douces (Tab. 8.3). Quelques thalles de l'algue verte opportuniste *Enteromorpha intestinalis* ont été observés aux stations 2 et 4, ainsi que quelques pieds de la phanérogame *Ruppia cirrhosa* à la station 4.

Par ailleurs, dans la partie nord-est de la lagune (station 4), les tiges et les feuilles du potamot sont recouvertes de boules d'un diamètre de 4 à 5 mm, formées par une Cyanophycées (algue bleue) du genre *Gloetrichia*. Cette espèce d'eau douce forme des colonies massives visibles à l'œil nu.

Tableau 8.3 : Caractéristiques et diagnostic des peuplements de macrophytes dans la lagune du Grand Bagnas pour l'été 2002.

Station	Profondeur (m)	Recouvrement végétal	Espèces	Biomasse totale (g PS / m ²)	% Climax	Qualité
1	0,5	90%	<i>Potamogeton pectinatus</i>	107		Mauvais
2	0,5	90%	<i>Potamogeton pectinatus</i>	96		Mauvais
3	0,6	70%	<i>Potamogeton pectinatus</i>	148		Mauvais
4	0,5	90%	<i>Potamogeton pectinatus</i>	199		Mauvais

En cas de présence de Potamot, ce sont les critères du SEQ-Bio qui sont retenus et non la grille de lecture du diagnostic par les macrophytes (Ifremer-Creoccean-UMII, 2000). En conséquence, les quatre stations diagnostiquées présentent un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation (Fig. 8.4). Cependant, l'abondance de potamot, bien que trop élevée, représente une zone d'accueil privilégiée pour de

nombreux insectes et crustacés aquatiques qui, à leur tour, constituent une source importante de nourriture pour l'avifaune.

Avec la dominance du Potamot, l'ensemble de la lagune est classé en mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation pour les macrophytes.

3.3. Diagnostic du phytoplancton

Tableau 8.4: Diagnostic par le phytoplancton pour l'été 2002

ÉTÉ		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	8,9	20		50		100		500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	0,50	2		5		10		50	

La grille du phytoplancton pour l'été 2002 fournit un très bon état pour les deux classes de taille. Cette situation a été récurrente pour les trois mois de prélèvement où les abondances du nano et du picophytoplancton sont restées faibles. Ces résultats sont en contradiction avec les valeurs de chlorophylle a observées au mois d'août.

Cette situation a déjà été rencontrée en 2001 où le comptage par cytométrie en flux a permis de révéler un grand nombre de particules dont les tailles élevées suggéraient la présence de matériel détritique végétal. Néanmoins, une analyse plus approfondie de la composition du matériel en suspension (microscopie électronique) devrait expliquer ces contradictions.

3.4. Diagnostic de la macrofaune benthique

3.4.1. Potentialité liée à la macrofaune benthique

Les sédiments au point de prélèvement étaient constitués exclusivement de vases avec une absence de couche oxydée de surface. La richesse spécifique des peuplements invertébrés est réduite avec en moyenne seulement 11 espèces inventoriées. Cependant les densités d'individus comptabilisés sont élevées (niveau normal d'après les seuils, annexe 1) à cause des fortes densités observées pour deux espèces de crustacés (gammare et isopodes) de type détritivore et dépositivore, à l'image de ce qui a été constaté dans la lagune de Vendres.

Tableau 8.5 : Caractéristiques des invertébrés benthiques inventoriés dans les sédiments de l'étang du grand Bagnas.

BAGNAS	Espèce	BAN1	BAN2	BAN3
Densité (nb. ind./m ²)	<i>Scrobicularia cottardi</i>	0	11	0
	<i>Neanthes succinea</i>	78	33	100
	<i>Streblospio shrubsolii</i>	0	0	89
	<i>Sphaeroma serratum</i>	3322	267	244
	<i>Corophium orientale</i>	1133	78	22
	<i>Gammarus insensibilis</i>	222	11	44
	<i>Talitrus saltator</i>	0	11	0
	Crambidae sp.	11	22	22
	Coenagrionidae sp.	11	0	0
	Chironomidae sp.	11	78	156
<i>Syngnathus</i> sp.	11	11	0	
Richesse spécifique (nb. espèces par station)		8	9	7
Richesse spécifique totale (nb. espèces par étang)		11		
Densité totale par station (nb. ind./m ²)		4799	522	677
Densité totale moyenne (nb. ind./m ²)		1999		
Biomasse totale moyenne (mg/m ² poids sec)		7896		

Etant donné les résultats obtenus pour la richesse spécifique et la densité totale, la lagune du grand Bagnas est classée dans un bon état pour la potentialité liée à la macrofaune benthique.

3.4.2. Bioconstructions de *Ficopomatus enigmaticus* (cascaills)

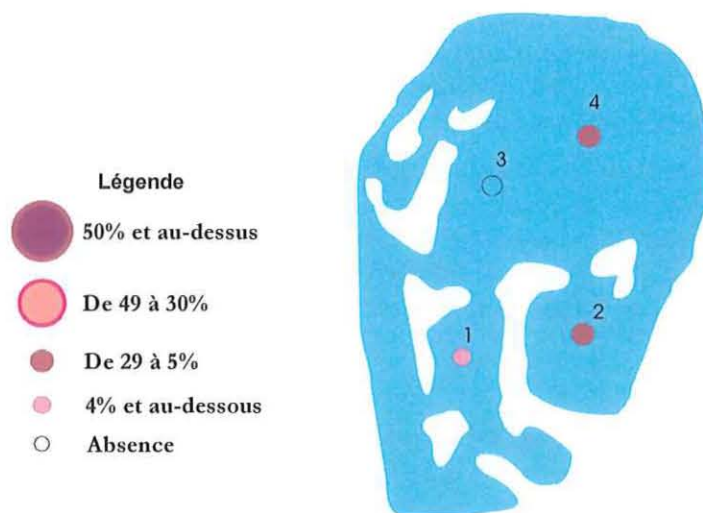


Figure 8.5 : Pourcentage de la surface recouverte par les cascaills (*Ficopomatus enigmaticus*) dans les 4 zones définies dans la lagune du Grand Bagnas.

La présence de cascaills a été constatée lors des prélèvements benthiques (Fig. 8.5). Ils sont répartis de façon discontinue sur l'ensemble de la lagune. Ils colonisent surtout les zones peu profondes relatives aux stations 1, 2 et 4, et sont plutôt localisés sur les bords et sur des pieux plantés. Au milieu de la lagune, les

disponibles par un autre compartiment végétal (macrophytes, cyanophycées) et aussi l'effet des faibles salinités.

4. Diagnostic de l'eau

4.1. Grille de lecture annuelle (2001-2002)

Le suivi sur un an des paramètres de l'eutrophisation dans l'eau permet de remplir la grille annuelle de diagnostic telle qu'elle a été définie dans l'étude « Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens » (Ifremer-Creoccean-UMII, 2000).

Tableau 8.7: Grille annuelle (2001-2002) de la colonne d'eau pour l'étang du Bagnas

BAGNAS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
$\Delta\%O_2$ SAT		0		20		30		40		50	60
TUR	(NTU)	0		10		20		30		40	47
PO_4^{3-}	(μ M)	0		0,3	0,43	1		1,5		4	
NID	(μ M)	0	5,6	15		20		40		60	
NITRI	(μ M)	0	0,34	0,5		1		5		10	
NITRA	(μ M)	0	3,4	7		10		20		30	
AMMO	(μ M)	0	1,94	7		10		20		30	
Chl-a	($mg\ m^{-3}$)	0		5		7		10	12,6	30	
Chlaphe	($mg\ m^{-3}$)	0		7		10		15	15	40	
NT	(μ M)	0		50		75		100		120	160
PT	(μ M)	0		1		2	3	5		8	

Dans le cadre du suivi annuel de la colonne d'eau, les paramètres du phosphore inorganique dissous et de l'azote inorganique dissous affichent respectivement des états bon et très bon vis-à-vis de l'eutrophisation, traduisant des concentrations peu élevées tout au long de l'année. Les paramètres «chlorophylle a» et «chlorophylle a- phéopigment» bien que présentant un état médiocre, ne permettent cependant pas d'expliquer à eux seuls les fortes concentrations en azote et phosphore total qui déclassent la lagune.

Le mauvais état constaté est surtout déterminé par les épisodes d'hypoxie, de fortes turbidités qui témoignent d'apports de matériel détritique comme le confirme la mauvaise qualité de l'azote total.

4.2. Grille de lecture de l'eau pour l'été 2002

La grille de lecture estivale aboutit à un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation pour la colonne d'eau. Cet état est le résultat des fortes concentrations mesurées

en chlorophylle a et qui se répercutent sur les formes totales de l'azote et du phosphore, principalement au mois d'août. Or le diagnostic du phytoplancton n'indique aucune augmentation de l'abondance des cellules phytoplanctoniques qui reste très basse tout au long de l'été, suggérant une autre origine de cette matière chlorophyllienne à l'instar de la situation observée au cours de l'été 2001.

Tableau 8.8: Grille de lecture estivale pour l'étang du Grand Bagnas en 2002

BAGNAS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais	
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40	40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	23	25			40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1	1,06	1,5			4	
NID	(μM)	0	1,16	2		6		10			20	
NITRI	(μM)	0	0,08	0,3		0,5		0,75			1	
NITRA	(μM)	0	0,08	1		3		5			10	
AMMO	(μM)	0		1	1,05	3		5			10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10			20	119
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15			25	129
NT	(μM)	0		50		75		100			120	329
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5			4,5	14,3

4.3. Evolution du diagnostic de l'eau depuis 2000

L'évolution du diagnostic de la colonne d'eau depuis 2000 indique que la qualité des eaux de la lagune du Bagnas au vu de l'eutrophisation tend à se maintenir dans un mauvais état. Une légère tendance à la dégradation est observée mais demande à être confirmée lors des prochains diagnostic.

Tableau 8.9: Evolution du diagnostic de la colonne d'eau pour l'étang du Grand Bagnas.

Bagnas			
	2000*	2001	2002
Oxygène dissous (écart saturation)			
Turbidité			
Phosphates			
Azote inorganique dissous			
Nitrites			
Nitrates			
Ammonium			
Chlorophylle a			
Chlorophylle a + phéopigments			
Azote total			
Phosphore total			
ETAT COLONNE D'EAU			

Légende : Très bon Bon Moyen Médiocre Mauvais

*Les résultats de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille et ne peuvent donc être considérés comme un diagnostic

5. Conclusion

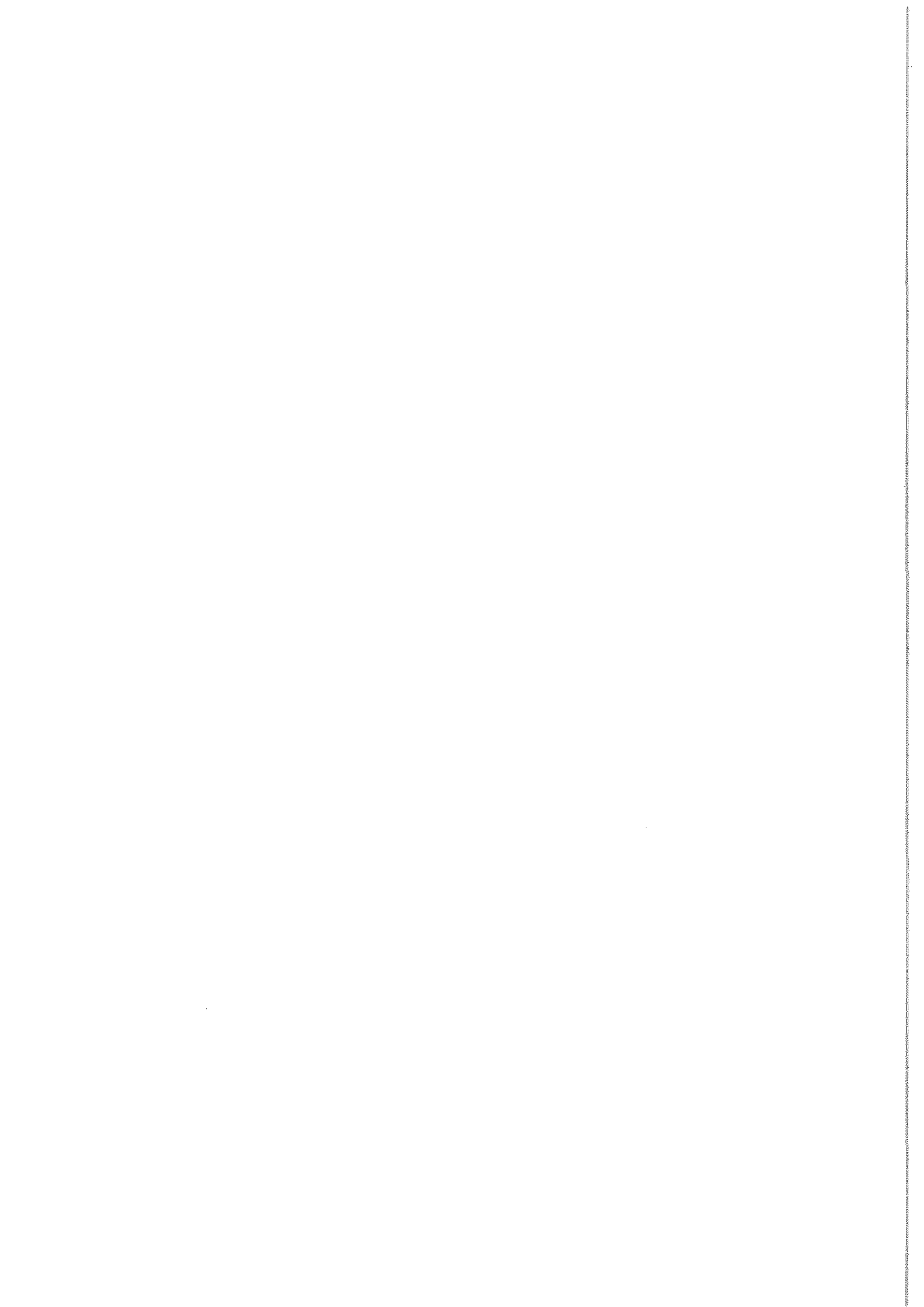
Au terme de ce premier diagnostic complet de l'eutrophisation, la lagune du Grand Bagnas apparaît fortement eutrophisée comme l'indiquaient les diagnostics de l'eau entrepris les années précédentes (Ifremer, 2002). Cette lagune reçoit des apports conséquents de matière organique, principalement sous forme détritique, issus des zones humides qui la bordent. Ces apports viennent enrichir les stocks sédimentaires et induisent de fortes turbidités et des phases d'anoxie lors de sa reminéralisation. Les apports en sels nutritifs directement assimilables pour la production primaire, même s'ils ne semblent pas très importants, viennent aggraver l'eutrophisation naturelle de cet écosystème. La dégradation s'observe essentiellement au niveau de la macroflore et de la flore associée (cyanophycées) et dans une moindre mesure sur le phytoplancton dont le développement pourrait être limité par un faisceau de facteurs (salinité, disponibilité en sels nutritifs, turbidité, ...).

Pour l'heure, l'objectif de gestion majeur de la Réserve est d'ordre patrimonial, essentiellement dédié à la diversité et la richesse de la faune. Celle-ci ne semble pas avoir été altérée par l'eutrophisation du milieu. L'herbier à Potamot remplit ici le rôle de réservoir alimentaire (nombreux crustacés, larves d'insectes, etc..) pour cette faune patrimoniale. Cependant, une aggravation du niveau d'eutrophisation pourrait conduire à une diminution drastique de cet herbier au profit de la production phytoplanctonique, comme cela est constaté dans des lagunes plus dégradées (Or, Vendres) et à la prolifération massive des cascails, déjà bien présents sur certaines parties de la lagune. Ce type d'évolution serait préjudiciable à la bonne gestion de cet espace de biodiversité.

Cette lagune est en voie de dégradation, et il apparaît nécessaire de stopper cette évolution même si le biotope lagunaire ne représente qu'une faible composante écologique de la Réserve. Pour ce faire, une connaissance de la qualité des apports d'eau douce est indispensable, afin de réfléchir à un plan de réduction des apports azotés et phosphorés à la lagune.

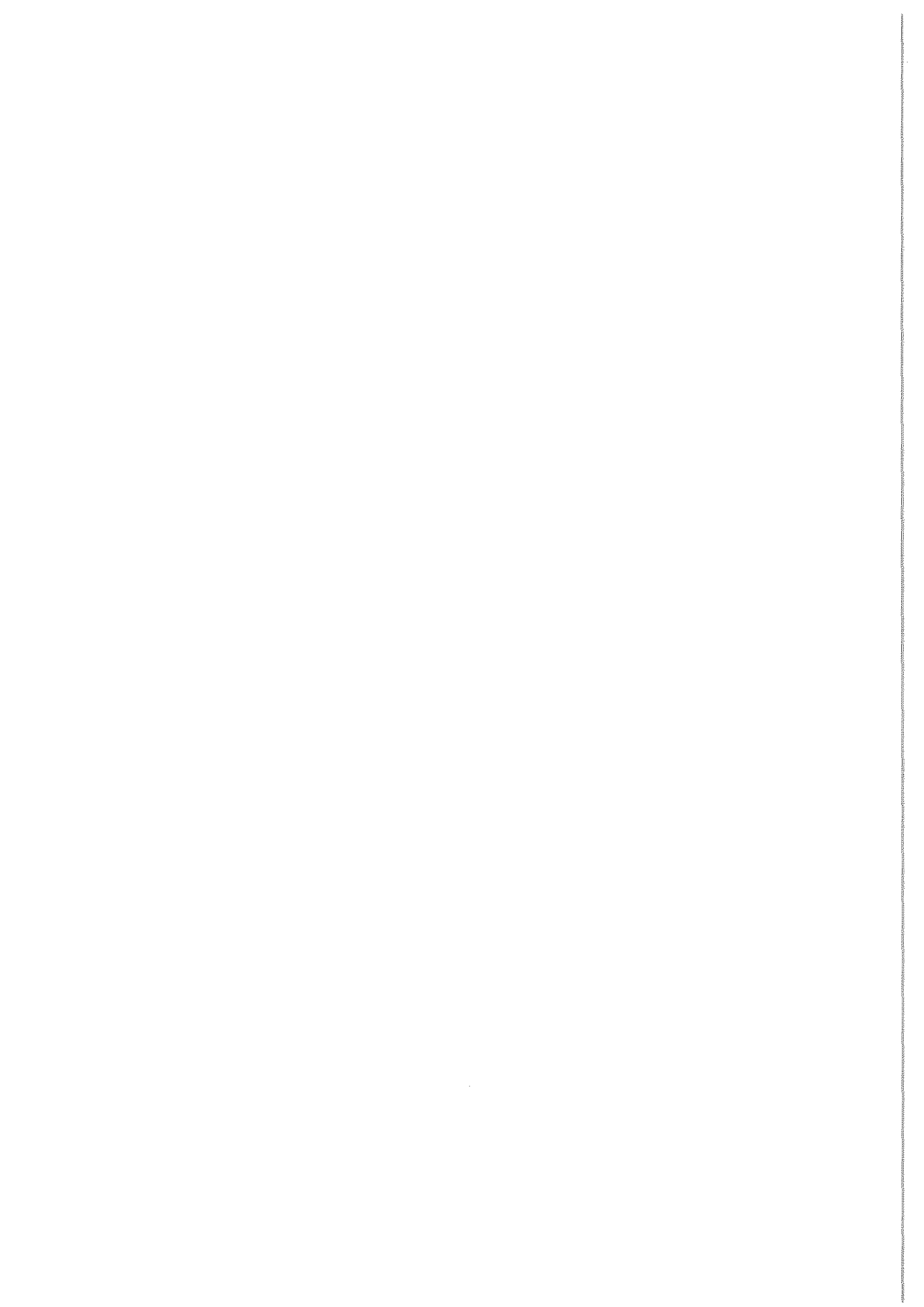
6. Références bibliographiques

- Ifremer-Créocéan-UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Tomes I et II. Rapport marché public n°90 9851, 412 p.
- Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

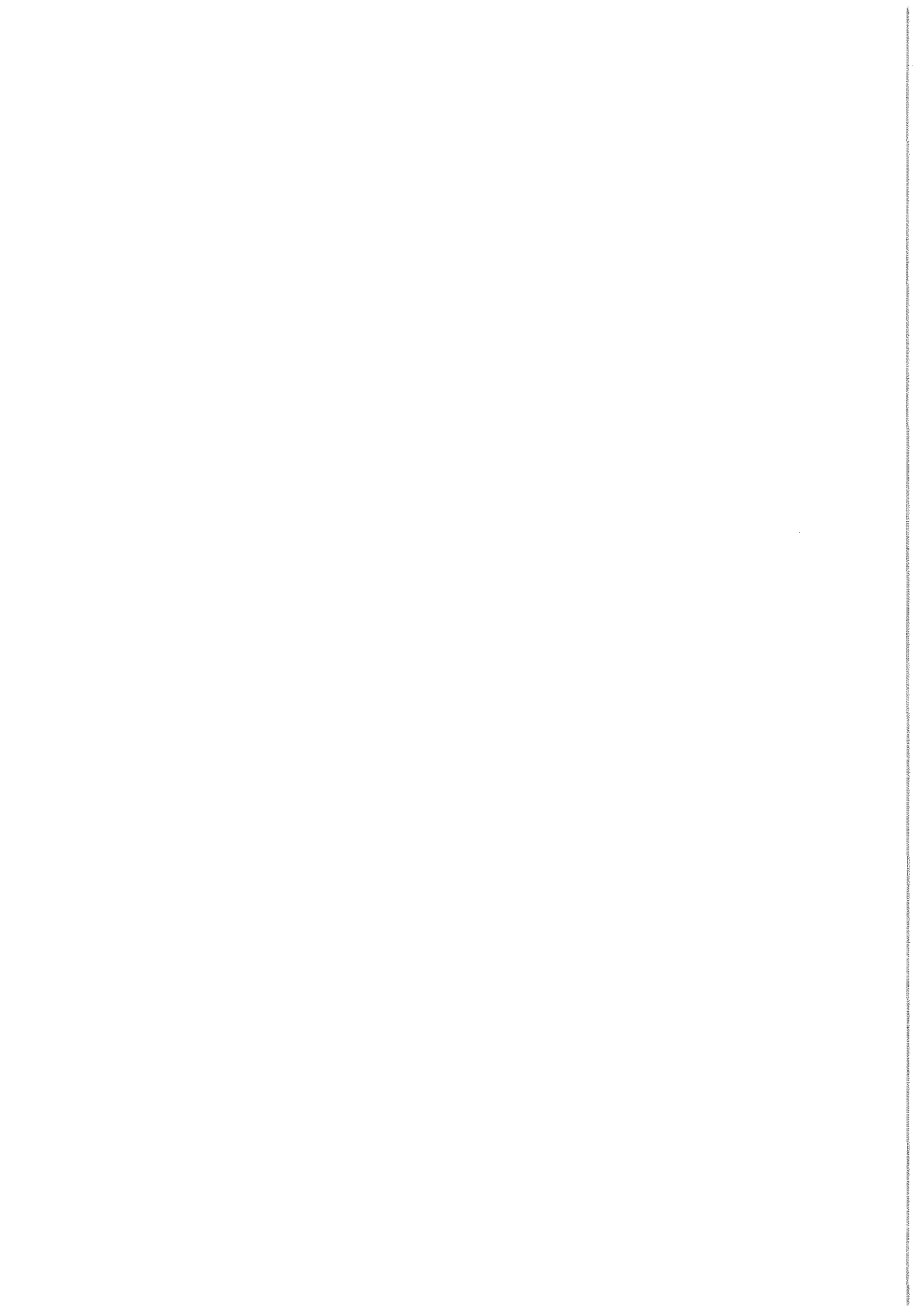




Etang de Thau



1. INTRODUCTION.....	223
2. DIAGNOSTIC DE L'EAU	226
2.1. GRILLE ESTIVALE DE LECTURE DE L'EAU	226
2.2. EVOLUTION PLURIANNUELLE DU DIAGNOSTIC DE L'EAU.....	230
3. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON.....	232
4. RÉSEAUX MOLLUSQUES.....	234
4.1. RÉSEAU DE SUIVI REMORA (RÉSEAU D'ÉVALUATION DE LA CROISSANCE DE L'HUÎTRE CREUSE SUR LES CÔTES FRANÇAISES)	234
4.2. RÉSEAU DE SUIVI REPAMO (RÉSEAU DE PATHOLOGIE DES MOLLUSQUES).....	235
4.2.1. <i>Bilan de l'année 2001</i>	235
4.2.2. <i>Evolution pluriannuelle</i>	237
5. QUALITÉ BACTÉRIOLOGIQUE	238
5.1. RÉSEAU MICROBIOLOGIQUE (REMI).....	238
5.2. SIMULATION DES REJETS THÉORIQUES DES STATIONS D'ÉPURATION DU BASSIN VERSANT DE THAU.....	243
5.2.1. <i>Objectif</i>	243
5.2.2. <i>Hypothèses de travail</i>	243
5.2.3. <i>Matériel et méthode</i>	244
5.2.4. <i>Résultats et discussion</i>	249
5.2.5. <i>Conclusions et perspectives</i>	258
6. PHYTOPLANCTON TOXIQUE	259
6.1. RÉSEAU PHYTOPLANCTON TOXIQUE (REPHY)	259
6.2. PROGRAMME DE RECHERCHE <i>ALEXANDRIUM</i>	261
7. SUIVI DE LA POLLUTION PAR LE TRIBUTYLÉTAIN (TBT)	264
7.1. CONTAMINATION DES EAUX.....	264
7.1.1. <i>Echantillonnage</i>	264
7.1.2. <i>Résultats</i>	265
7.2. IMPOSEX	266
7.3. CHAMBRAGE DES COQUILLES D'HUÎTRES	269
7.4. SIMULATION DU DEVENIR DES APPORTS SUSPECTÉS	271
7.4.1. <i>Objectif</i>	271
7.4.2. <i>Matériel et méthode</i>	271
7.4.3. <i>Résultats et discussion</i>	273
7.5. CONCLUSION.....	276
8. CONTAMINATION CHIMIQUE.....	277
8.1. LE RÉSEAU NATIONAL D'OBSERVATION (RNO)	277
8.1.1. <i>RNO matière vivante</i>	277
8.1.2. <i>RNO sédiments</i>	280
8.2. RÉSEAU INTÉGRATEURS BIOLOGIQUES (RINBIO).....	281
9. CONCLUSION GÉNÉRALE	282
10. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	283

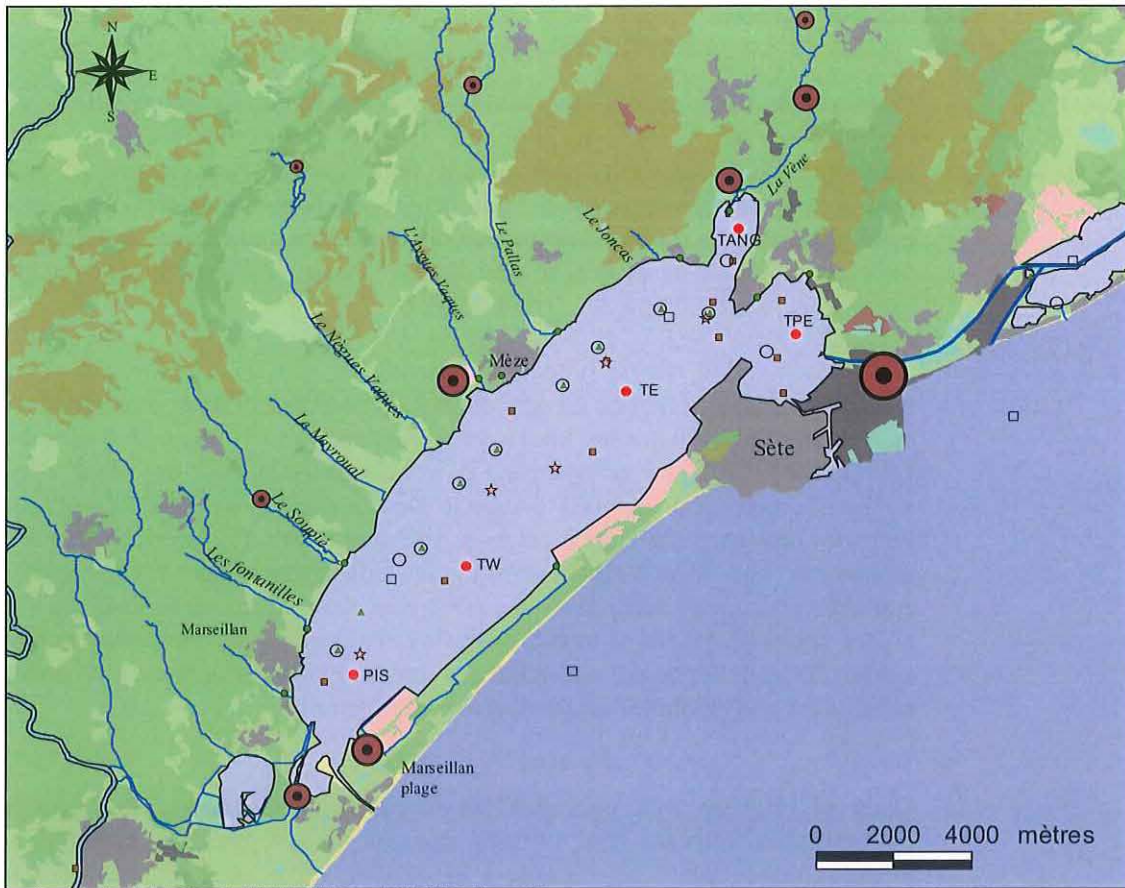


1. Introduction

Le bassin de Thau se trouve au cœur d'un biotope attractif et représente de par sa biodiversité une valeur patrimoniale. Il fait l'objet, depuis une vingtaine d'années, d'aménagements réalisés sur son bassin versant suite aux grandes crises anoxiques des années 70. Les actions réglementaires (SMVM, mise en place des contrats de baie successifs) plus récentes contribuent également à la nette amélioration de la qualité globale de l'étang, notamment pour la qualité (trophique, microbiologique...) de ses eaux.

L'étang de Thau est un lieu au sein duquel se rassemblent de nombreux usages et ou doivent « cohabiter » les loisirs, la préservation de la diversité biologique et l'économie ; l'activité dominante, la conchyliculture, est un atout régional important, mais son maintien demande des conditions de salubrité drastiques. Pour ces raisons, cette lagune présente une couverture de réseau de surveillance importante liée à la qualité sanitaire et environnementale. Cette couverture constitue un gage de sécurité et de qualité pour les « acteurs et utilisateurs » de ce milieu convoité. Bien que tous les efforts réalisés pour sa restauration depuis les années 70 aient donné de bons résultats, il reste encore des événements ponctuels et localisés perturbant les usages liés à cette lagune.

Dans ce chapitre sont présentés les résultats du diagnostic de l'eau et du phytoplancton effectué dans le cadre du suivi global, de deux applications de modèles numériques comme aide à la gestion, de la poursuite du suivi de la pollution par le TBT, et des autres réseaux de l'Ifremer. En préalable, un préambule sur les systèmes d'assainissement du pourtour du bassin de Thau devrait permettre de mieux appréhender, dans la suite du chapitre, les problématiques notables.



source: BD CARTHAGE, version 2.4, IGN 1998; BD CARTO, version 2, IGN 1997, Ifremer 2002

Légende

Occupation du sol

- Bâti
- Zone industrielle, commerciale, de communication ou de loisir
- Carrière, décharge
- Prairie, pelouse, et toute culture hormis vigne et verger
- Vigne, verger
- Forêt
- Végétation naturelle basse ligneuse, maquis, garrigue, lande, broussailles
- Plage, dune, sable, gravier, galet ou terrain nu sans couvert végétal
- Rocher, éboulis
- Marais salant
- Zone humide

- stations colonne d'eau RSL
- stations benthiques RSL
- RNO sédiment
- ★ RNO matière vivante
- ▲ REMI

- REPHY
 - RINBIO
 - suivi SMNLR
- Station d'épuration (EH)
- inf 1000
 - 1000 - 5000
 - 5000 - 10000
 - 10000 - 100000
 - sup 100000
- Routes
 - voies ferrées

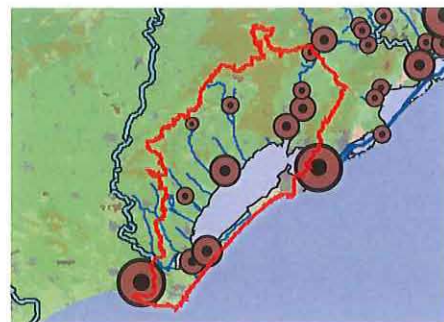


Figure 9.1. : Présentation de l'étang de Thau et de son bassin versant.

Point sur les systèmes d'assainissement du bassin versant de l'étang de Thau.

Le bassin versant de l'étang de Thau comprend neuf centres de collecte des eaux usées domestiques répartis en huit lagunages et une station d'épuration.

Le choix du lagunage est adapté pour un rejet des eaux épurées dans les eaux conchylicoles ou de baignade. En effet, les principes de ce système permettent de diminuer significativement la pollution microbiologique, tout en assurant un abattement de la pollution carbonée suffisant pour respecter les normes réglementaires. La mise en place des lagunages (volonté politique affichée sur ce secteur à partir des années 75), s'est bien sûr accompagnée de l'installation des réseaux de collecte associés. Pourtant, depuis ces deux dernières décennies, la population sur le bassin versant de Thau n'a cessé d'augmenter (Ifremer, 2002). La vétusté de certains réseaux existants ainsi que le retard de la mise en place de ceux qui doivent raccorder les anciennes habitations aux systèmes d'assainissement conduisent à des apports au milieu naturel non maîtrisés et méconnus. S'ajoute à cela la cabanisation sur le pourtour de l'étang qui, à l'heure actuelle, n'est pas répertoriée précisément. Dans le cadre du volet « étude » du contrat de baie, l'étude SIEE « Inventaire des Foyers de pollution » mettait à jour en 1992, l'ensemble des rejets directs d'eaux usées domestiques (populations agglomérées non raccordées d'un part, anomalies de fonctionnement de réseaux d'autre part). Des aménagements ont été réalisés depuis. Pourtant le suivi réalisé par le SMNLR aux sorties de certains exutoires du pourtour de l'étang de Thau révèle des concentrations en coliformes et streptocoques fécaux élevées par période traduisant ainsi des apports d'eaux usées mal ou non traitées. Le taux de raccordement de la population est donc mal connu, et par conséquent, la part des eaux usées domestiques qui ne sont pas conduites aux systèmes d'assainissement collectif. A titre d'exemple, le taux de raccordement régional est de 93%. Des études en cours devraient pouvoir renseigner prochainement sur un chiffre plus précis pour le bassin versant de Thau.

Le fonctionnement des lagunages dans notre région est variable selon les saisons (Baleux et Gales, 1993).

- Pour les lagunages, pendant les périodes de fort ensoleillement, les sels nutritifs sont assimilés par les phytoplanctons d'eau douce qui se développent massivement dans les lagunages, l'azote et le phosphore en sortie de lagunage se retrouvent alors sous forme particulaire. Le phytoplancton parvient in fine dans les eaux salées de l'étang, meurt, et sa dégradation constitue un stock d'azote et de phosphore dissous dans la colonne d'eau. Lorsque l'ensoleillement est moins important (en hiver), la production primaire est réduite, le phytoplancton ne se développe plus dans les lagunages, l'azote et le phosphore sont à l'état dissous à la sortie de ceux-ci.

- Cette différence de fonctionnement saisonnier des lagunages s'applique également pour le taux d'abattement des bactéries provenant des eaux usées domestiques. L'efficacité de l'abattement des bactéries est fonction du rayonnement solaire. En hiver, les radiations UV A (responsables de la mortalité des bactéries) sont moins importantes que pendant la période estivale et le taux de survie de ces microorganismes est plus important.
- Lors d'événements pluvieux intenses, bien que la plupart des systèmes d'assainissement sur le bassin versant de Thau soient de type séparatif, certains dysfonctionnements font que les débits entrants dans ces systèmes de traitement sont trop importants. Le temps de résidence des eaux dans chaque bassin de lagunage est réduit, l'abattement des bactéries est moindre.

De même, lors de ces fortes pluies hivernales, le mauvais fonctionnement de certains réseaux de collecte, le trop d'eau saturant les lagunages et la remise en suspension des mouilles des rivières conduisent à des apports importants de bactéries et de sels nutritifs dans l'étang de Thau.

2. Diagnostic de l'eau

2.1. Grille estivale de lecture de l'eau

En 2002, la qualité globale pour la colonne d'eau de l'étang de Thau présente des similitudes avec celle de 2001, à savoir :

- Une qualité bonne ou moyenne pour les points centraux représentatifs des secteurs profonds de l'étang (Tab. 9.1 et 9.2).

Les eaux de surface sont de bonne qualité vis-à-vis de l'eutrophisation, les paramètres de la grille de l'eau caractérisant cet état sont les orthophosphates et le phosphore total, tous les autres paramètres affichent des états très bons.

Les eaux de fond perdent une classe par rapport aux eaux de surface. Les paramètres déclassant sont l'écart à la saturation en oxygène, le phosphore total. Les concentrations en ammonium et orthophosphates bien que donnant un bon état sont également plus élevées que celles des eaux de surface.

Pendant ces périodes estivales, la température de l'eau augmente, une des conséquences est que la diffusion de l'oxygène dans l'eau est moins efficace, les secteurs profonds (TEF et TWF) sont alors privés d'oxygène. La couche oxydée à la surface des sédiments diminue entraînant la mort des organismes atteints par la zone réduite. Leur reminéralisation entraîne un flux de sels nutritifs du sédiment vers la colonne d'eau profitant par la suite à la production phytoplanctonique (voir RSL 2001). Pourtant les concentrations en orthophosphates n'expliquent pas les fortes valeurs de phosphore total mesurées. Il ne s'agit pas non plus du phosphore particulaire contenu dans le phytoplancton car les paramètres « chlorophylle a » sont très bons ou bons (selon le mois). Ce phosphore ne provient pas non plus de la dégradation éventuelle de macrophytes

car sur ces secteurs, la lumière ne parvient pas jusqu'au fond et empêche ainsi le développement des macrophytes. Ces fortes concentrations en phosphore total sur TEF et TWF peuvent s'expliquer par la remise en suspension des sédiments superficiels lors des prélèvements réalisés à l'aide des bouteilles hydrobios.

Tableau 9.1 : Grille estivale (2002) de lecture de l'eau pour les stations surface (TWS) et fond (TWF) du point ouest de l'étang de Thau

TWS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0	8,0	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	1,70	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,34	1		1,5		4	
NID	(μM)	0	1,05	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,05	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,08	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,93	1		3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5	5,0	7		10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	6,0	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	29	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5	1,9	2,5		4,5	

TWF			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30	38	40		50	
TUR	(NTU)	0		5	5,1	10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,51	1		1,5		4	
NID	(μM)	0	1,54	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,12	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,23	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	1,35	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0	4,5	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	5,8	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	35	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5	1,8	2,5		4,5	

Tableau 9.2 : Grille estivale (2002) de lecture de l'eau pour les stations surface (TES) et fond (TEF) du point est de l'étang de Thau

TES			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0	14,5	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	2,5	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,29	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	1,34	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,06	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,54	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,75	1		3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5	5,5	7		10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	6,6	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	29	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75	1,36	1,5		2,5		4,5	

TEF			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	60
TUR	(NTU)	0	1,50	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,83	1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2	3,5	6		10		20	
NITRI	(μM)	0		0,3	0,38	0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,66	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	2,5	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0	4,0	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7	7,7	10		15		25	
NT	(μM)	0	32	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5	1,98	2,5		4,5	

- Une qualité bonne voire très bonne pour les secteurs moins profonds excepté pour le point situé dans la Crique de l'Angle (Tab. 9.3)

Les stations «Pisses-Saumes» et «Petit étang» sont qualifiées respectivement d'un bon et très bon état vis-à-vis de l'eutrophisation, traduisant un maintien ou une amélioration par rapport aux états de l'année précédente. A l'opposé, le point situé dans la crique de l'Angle a perdu une classe de qualité depuis l'été dernier. Il présente un état médiocre et se trouve déclassé par le phosphore total.

Tableau 9.3 : Grille estivale (2002) de lecture de l'eau pour les stations de Pisses-Saumés (PIS), de la Crique de l'Angle (TANG) et du Petit Etang (PTE) de l'étang de Thau

PISSES-SAUMES			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40	41	50	
TUR	(NTU)	0	1,40	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,45	1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,99	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,05	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,08	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,88	1		3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0	1,37	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	1,62	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	27	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75	1,30	1,5		2,5		4,5	

CRIQUE DE L'ANGLE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30	35	40		50	
TUR	(NTU)	0	2,9	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,83	1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2	2,7	6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,09	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,24	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	2,5	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0	4,3	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	5,2	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	47	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	2,7	4,5	

PETIT ETANG			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0	5,9	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	1,80	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,24	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,78	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,07	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,10	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,64	1		3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5	5,8	7		10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	6,6	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	23	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75	0,99	1,5		2,5		4,5	

Les concentrations en phosphore total sont élevées sur les trois mois estivaux. Les orthophosphates ainsi que la chlorophylle *a* sont présents à des concentrations assez faibles et n'expliquent pas cet état médiocre de la variable phosphore total.

Mis à part ce point particulier, en 2002, les stations caractérisant l'étang de Thau gardent une qualité satisfaisante. Pourtant, bien que les résultats démontrent que l'étang s'est restauré au fil des années, des secteurs de bordure sont dégradés au vu de l'eutrophisation. Cette dégradation est observable visuellement par la présence en période estivale, sur des zones soumises à des apports en nutriments, d'algues vertes opportunistes. Ces apports nutritifs en provenance de cours d'eau, parviennent sur la couronne de bordure de l'étang. Les algues vertes opportunistes assimilent ces sels nutritifs sur les faibles profondeurs de l'étang. Ce phénomène s'observe notamment sur les zones nord-ouest de la crique de l'Angle et la reculée de Riach (zones qui ont fait l'objet d'observations annuelles suffisamment fréquentes pour justifier ce type d'affirmation).

Un suivi particulier des zones de bordure pourrait être mis en place afin d'identifier avec précision l'ensemble des secteurs soumis à un enrichissement en sels nutritifs.

2.2. Evolution pluriannuelle du diagnostic de l'eau

Depuis 2000, l'étang de Thau est caractérisé par un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation pour la majorité des points représentatifs. Seuls les secteurs profonds ainsi que le secteur de la crique de l'Angle présentent la récurrence d'un état moyen.

Tableau 9.3 : Evolution du diagnostic de l'eau pour la station Thau ouest.

	Thau Ouest Surface				Thau Ouest Fond			
	1999	2000*	2001	2002	1999	2000*	2001	2002
Oxygène dissous (écart saturation)	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Moyen
Turbidité	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Bon
Phosphates	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon
Azote inorganique dissous	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Moyen	Très bon	Très bon	Très bon
Nitrites	Bon	Très bon	Très bon	Très bon	Bon	Très bon	Très bon	Très bon
Nitrates	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Ammonium	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Médiocre	Très bon	Très bon	Bon
Chlorophylle a	Moyen	Très bon	Bon	Bon	Moyen	Très bon	Très bon	Très bon
Chlorophylle a + phéopigments	Bon	Très bon	Bon	Très bon	Bon	Très bon	Très bon	Très bon
Azote total	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Phosphore total	Bon	Bon	Bon	Moyen	Bon	Bon	Moyen	Moyen
ETAT COLONNE D'EAU	Bon	Bon	Bon	Bon	Moyen	Bon	Bon	Moyen

Légende : ■ Très bon ■ Bon ■ Moyen ■ Médiocre ■ Mauvais

* Les résultats de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille et ne peuvent donc être considérés comme un diagnostic

Tableau 9.4 : Evolution du diagnostic de l'eau pour la station Thau EST

	Thau est Surface				Thau est Fond			
	1999	2000*	2001	2002	1999	2000*	2001	2002
Oxygène dissous (écart saturation)	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Moyen	Très bon	Très bon	Mauvais
Turbidité	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Phosphates	Bon	Moyen	Bon	Très bon	Moyen	Moyen	Bon	Bon
Azote inorganique dissous	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Bon	Très bon	Bon	Bon
Nitrites	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Bon	Bon	Bon
Nitrates	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Bon	Très bon
Ammonium	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Moyen	Très bon	Bon	Bon
Chlorophylle a	Bon	Très bon	Médiocre	Bon	Bon	Très bon	Moyen	Très bon
Chlorophylle a + phéopigments	Bon	Très bon	Moyen	Très bon	Bon	Très bon	Moyen	Bon
Azote total	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Phosphore total	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Moyen	Moyen
ETAT COLONNE D'EAU	Bon	Bon	Bon	Bon	Moyen	Bon	Moyen	Moyen

Légende : ■ Très bon ■ bon ■ Moyen ■ Médiocre ■ Mauvais

* Les résultats de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille et ne peuvent donc être considérés comme un diagnostic

Tableau 9.5 : Evolution du diagnostic de l'eau pour les stations Pisses-Saumes, Crique de l'Angle et Petit Etang de l'étang de Thau.

	Pisses-Saumes			Crique de l'Angle			Thau Petit Etang		
	2000*	2001	2002	2000*	2001	2002	2000*	2001	2002
Oxygène dissous (écart saturation)	bon	Très bon	Médiocre	Très bon	Très bon	Moyen	Très bon	Très bon	Très bon
Turbidité	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Phosphates	bon	bon	bon	Moyen	bon	bon	bon	bon	Très bon
Azote inorganique dissous	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	bon	Très bon	Très bon	Très bon
Nitrites	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Nitrates	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Ammonium	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	bon	Très bon	Très bon	Très bon
Chlorophylle a	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	bon
Chlorophylle a + phéopigments	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Azote total	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Phosphore total	bon	bon	bon	Moyen	bon	Médiocre	bon	bon	bon
ETAT COLONNE D'EAU	bon	bon	bon	Moyen	bon	Moyen	bon	bon	bon

Légende : ■ Très bon ■ bon ■ Moyen ■ Médiocre ■ Mauvais

* Les résultats de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille et ne peuvent donc être considérés comme un diagnostic

3. Diagnostic du phytoplancton

Les stations TWS TES TPE et TANG sont caractérisées par des états médiocres d'après la grille du phytoplancton. Les états des autres stations sont qualifiés de très bons à bons pour les deux types de cellules phytoplanctoniques. Le décalage d'une classe par rapport aux grilles de l'eau (état moyen à bon) traduit la grande capacité de ce milieu à produire du phytoplancton sans fertilisation excessive.

Tableau 9.6 : Grille de lecture du phytoplancton pour les stations de l'étang de Thau.

PIS		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	20	28	50	100	500
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	1,10	2	5	10	50

TANG		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	20	50	100	209	500
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	2	4,6	5	10	50

TPE		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	20	28	50	100	500
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	2	5	10	18,6	50

TWS		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	20	27	50	100	500
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	2	5	10	33	50

TWF		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	15,5	20	50	100	500
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	2	3,8	5	10	50

TES		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	20	39	50	100	500
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	2	5	10	31	50

TEF		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	17,4	20	50	100	500
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	2	5,0	5	10	50

4. Réseaux mollusques

4.1. Réseau de suivi REMORA (Réseau d'évaluation de la croissance de l'huître creuse sur les côtes françaises)

L'objectif principal du réseau REMORA est d'acquérir des références sur la croissance, la mortalité et la qualité des huîtres creuses *Crassostrea gigas* dans les principaux bassins de production ostréicoles français. Les séries de données enregistrées depuis 1993 permettent de dégager les tendances géographiques interannuelles en s'affranchissant des pratiques culturales. Les huit stations suivies dans la lagune de Thau sont localisées

Figure 9.2 : Positions des points REMORA dans la lagune de Thau

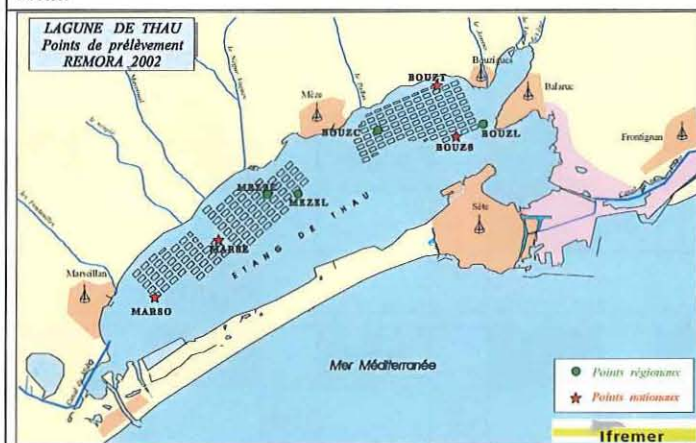
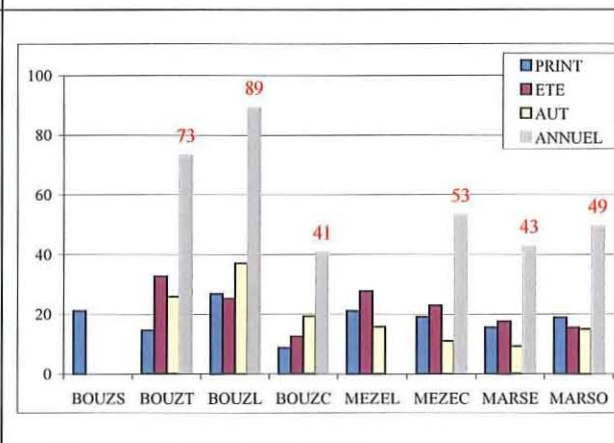


Figure 9.3 : Gains de poids saisonniers et annuels



La figure 9.3 présente l'évolution saisonnière du gain de poids total entre mars (mise à l'eau) et décembre 2002 (absence de données pour la station BOUZS dont les cordes ont disparu en juin). Exceptionnellement, la station située en terre dans la zone de Bouzigues (BOUZT) a connu une forte croissance automnale (8 g en 2001, 26 g en 2002).

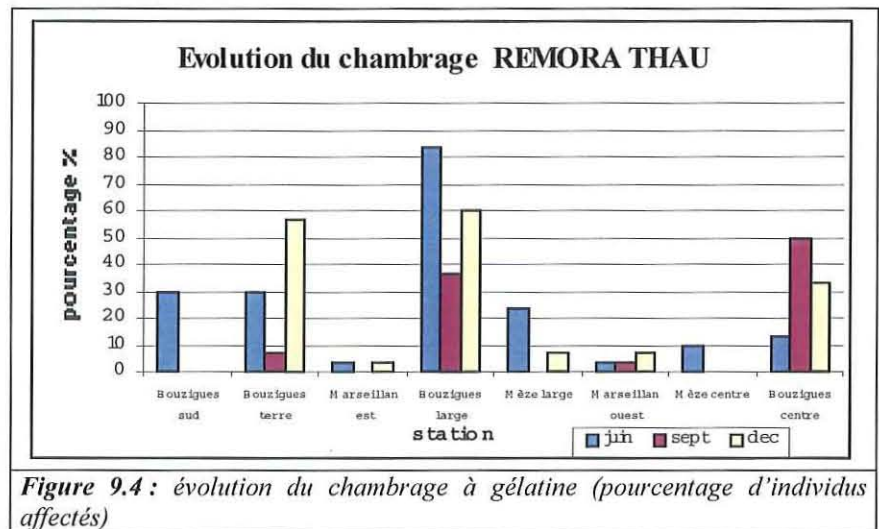
La meilleure croissance pondérale est constatée sur les stations de BOUZL (+89 g), BOUZT (+72 g) et MEZEC (+56 g), pour lesquelles on retrouve le constat habituellement fait dans le cadre REMORA : un poids moyen individuel triplé en 8 mois.

Les croissances observées en 2002 pour toutes les stations de la lagune de Thau sont en baisse par rapport à l'année précédente ; cependant, cette tendance se retrouvant sur l'ensemble des bassins de production, il est possible qu'il ne s'agisse que de fluctuations naturelles globales.

La figure 9.4 représente l'évolution saisonnière du chambrage à gélatine, évolution différente selon les stations observées : à BOUZL le chambrage est prépondérant en juin, diminue en septembre puis augmente légèrement en

décembre. Pour d'autres stations (BOUZT, MARSO) les valeurs les plus importantes sont trouvées en final, voire en septembre (BOUZT). La station MARSE est la seule à présenter une absence totale de chambrage lors de la visite en juin.

D'une manière générale, le chambrage est en diminution par rapport à l'année précédente, ce qui est cohérent avec les valeurs de TBT mesurées dans l'eau (cf. § 7.1). Le taux de chambrage reste cependant préoccupant sur la zone de Bouzigues.



La qualité des huîtres, exprimée en terme de remplissage par l'indice AFNOR, permet de classer toutes les stations en catégorie « Spéciale » (> 10,5). Cet indice se situe toujours au-dessus de la moyenne observée dans tous les autres bassins de production.

L'ensemble des résultats du REMORA est désormais accessible sur le site : <http://www.ifremer.fr/remora>.

4.2. Réseau de suivi REPAMO (Réseau de Pathologie des Mollusques)

4.2.1. Bilan de l'année 2001

L'effort d'examen effectués, au cours de cette année, par la Cellule Méditerranéenne de veille zoo sanitaire a été sensiblement réduit par rapport à celui des années précédentes. Environ 1400 mollusques des 4 zones CE de

Méditerranée¹ ont été soumis à analyses aussi bien dans le cadre de la recherche de l'étiologie de mortalités (huîtres creuses et moules), que pour le suivi des élevages (huîtres creuses et plates et moules) et des gisements naturels (huîtres plates, moules, palourdes et tellines) ou encore en soutien aux programmes développés par le Laboratoire Conchylicole de Méditerranée.

Bien que des mortalités aient été observées sur certains élevages de l'étang de Thau, celles d'huîtres creuses issues de captages naturels en Atlantique et de moules initialement considérées comme « anormales » puisque touchant plus de 30% des échantillons, sont restées, au regard de leur extension, « anecdotiques ». Plus importantes ont été les mortalités affectant du naissain issu de larves d'écloserie puis télé captées par un professionnel de l'étang. Leur étude en histologie, PCR, bactériologie et test de « cohabitation » n'a pas permis d'en préciser la cause.

En 2001, l'effort d'examens a porté en priorité sur le suivi de l'état zoo sanitaire des huîtres plates *Ostrea edulis* élevées dans l'étang de Thau dans le cadre du programme « Test de souches » initié en 1999 par le Laboratoire Conchylicole de Méditerranée et poursuivi jusqu'en octobre. Des individus des trois souches, Croate, Atlantique (Quiberon) et Méditerranée (étang de Thau) élevées en casiers rigides sur une structure expérimentale de la table Ifremer ont été examinés pour la recherche en priorité de *Marteilia refringens* et de *Bonamia ostreae*. Les résultats confirment ceux obtenus en 2000 avec une forte prévalence (jusqu'à 97% des huîtres infestées) de *Marteilia* durant pratiquement toute l'année d'élevage et une infection moindre par *Bonamia* sauf durant le mois d'août où le pathogène de la maladie hémocytaire a été identifié chez 32,5% des huîtres examinées. Durant cette même période *Marteilia* n'affectait que 5% des huîtres. Comme l'année précédente les mortalités ont été relativement fortes et la croissance médiocre.

Un effort a également été fait sur le suivi d'un élevage dans l'étang de Thau d'environ 40000 huîtres plates *Ostrea edulis* importées de Norvège en début d'année 2001. Avant mise en élevage les huîtres importées présentaient outre de rares cas d'infections par des ciliés, des colonies de micro organismes de type rickettsien localisées dans l'épithélium des diverticules digestifs. La présence de « rickettsies » et de ciliés *Ancistrocoma*-like a déjà été signalée sur les huîtres plates élevées en Norvège (Hellberg et Mortensen, 2000). *Marteilia refringens* et *Bonamia ostreae* n'ont pas été observés. La recherche par PCR du virus de type *Herpès* fréquemment observé chez les huîtres creuses s'est révélée négative. Les examens en histologie pratiqués en août et septembre ont montré une contamination importante des huîtres par *Marteilia* (plus de 96% en août et 100% en septembre) et une contamination moindre par *Bonamia* (~7% les deux mois). Des mortalités étaient observées en septembre (27%). Aucune commercialisation n'a pu finalement être assurée en raison de l'extension des mortalités jusqu'en décembre.

Une autre priorité a été accordée à l'état des gisements de palourdes *Tapes decussatus* de l'étang de Thau. Bien qu'en légère diminution par rapport à

¹ Zone 1 : Corse. Zone 2 : Frontière italienne - Rive gauche du Petit Rhône. Zone 3 : Rive droite du Petit Rhône - Rive gauche de l'Aude. Zone 4 : Rive droite de l'Aude - Frontière espagnole.

l'année 2000 l'infestation par le sporozoaire *Perkinsus atlanticus* reste relativement élevée sur l'ensemble des lots examinés (31%). Cette parasitose peut en partie expliquer la régression des stocks observée par les professionnels. Une notable augmentation de l'infestation par des formes plasmodiales d'une haplosporidie est également à signaler (7% en 2000 – 11% en 2001).

4.2.2. Evolution pluriannuelle

Les bilans des examens réalisés depuis plusieurs années dans le cadre des actions du REPAMO permettent de préciser la situation zoo sanitaire des mollusques de l'étang de Thau. Des résultats obtenus, deux observations principales peuvent être faites :

- les mortalités fréquemment observées sur le naissain où les jeunes huîtres creuses *Crassostrea gigas* et considérées annuellement comme « anormales » n'ont à ce jour jamais eu un caractère épizootique. N'affectant que quelques « carrés » voire quelques cordes de rares tables d'élevage des sites ostréicoles elles n'ont qu'exceptionnellement fait l'objet de déclaration de la part des professionnels (un épisode dans l'étang de Leucate en 1999). L'association d'une infection par un virus de type Herpès est de plus en plus rare. Le rôle du virus HLV n'a jamais été démontré et les mortalités étaient alors généralement attribuées à des facteurs environnementaux.
- les examens réalisés sur les huîtres plates *Ostrea edulis* qu'elles soient originaires de gisements naturels ou mises en élevage par des professionnels montrent une très forte augmentation depuis 1997 des prévalences de *Marteilia refringens* sur les sites de production. Les infections par *Bonamia ostreae* restent stables voire en diminution. Parallèlement toutes tentatives de mise en élevage par les professionnels ou dans le cadre de programmes expérimentaux développés par le L.C.M. pour relancer la production de l'huître plate à partir de souches non indigènes sont « contrariées » par de fortes infections par *Marteilia* en particulier mais également, bien qu'à taux plus faible, par *Bonamia*. Il a pu être démontré que des huîtres originaires de souches Atlantique, Croatie ou de Norvège initialement indemnes de ces deux agents sont rapidement contaminées par *Marteilia* lorsqu'elles sont retrempées dans l'étang de Thau. Des mortalités parfois élevées, associées à *Marteilia* sont également rapidement observées.

5. Qualité bactériologique

5.1. Réseau microbiologique (REMI)

De 1976 à 1995, les zones conchylicoles de l'étang de Thau étaient considérées salubres, selon les normes fixées par l'arrêté du 12 octobre 1976. Suite à la mise en place de la nouvelle réglementation (Directive Européenne 91/492/CEE du 15 juillet 1991, décret 94-340 du 28 avril 1994), la zone fut classée en A provisoire en 1996, sur la base notamment des bons résultats obtenus dans le cadre du réseau REMI en 1995. Depuis, la qualité bactériologique de la zone, enregistrée au travers des résultats du REMI, est variable et présente des dégradations épisodiques.

La zone fait l'objet d'une surveillance sanitaire importante. Dans le cadre du dispositif de surveillance régulière REMI, 9 points (8 d'huîtres creuses et 1 de moules) sont échantillonnés à une fréquence mensuelle (Fig. 9.1). Le réseau de surveillance microbiologique mis en place par l'Ifremer, ainsi que le principe des classements de zone sont présentés en annexe 4.

En 2002, en plus des 12 séries de prélèvements programmées en stratégie de surveillance régulière, 9 séries supplémentaires ont été effectuées suite au déclenchement du dispositif de surveillance renforcée. Au total, 189 échantillons de coquillages ont été prélevés et analysés dans le cadre du réseau de contrôle microbiologique REMI dans la zone de l'étang de Thau. La répartition de ces résultats d'analyses, ainsi que de ceux obtenus depuis 1997, en pourcentage dans chacune des classes définies par les valeurs seuils de l'arrêté du 21 mai 1999 est présentée sur la figure 9.5.

Sur l'ensemble des résultats d'analyse obtenus sur la zone en 2002, 86.7% sont inférieurs à 230 EC/100 g de CLI, 9,6% sont situés entre 230 et 1000 EC/100 g de CLI et 3.7% sont supérieurs à 1000 et inférieurs à 4600. Ces résultats sont sensiblement meilleurs que ceux obtenus les années précédentes (aucun résultat supérieur à 4600 EC/100 g de CLI n'a été recensé) mais ils confirment cependant la fragilité de la zone vis-à-vis de contaminations microbiologiques sporadiques. D'après les données de Météo-France, le cumul des précipitations enregistrées sur Sète en 2002 est de 779,7 mm, ce qui représente un excès de précipitations annuelles de 25% (par rapport à la moyenne annuelle à Sète de 1961-1995), en 2001 et 2000 des déficits de précipitations étaient enregistrés (respectivement 7 et 40%). Les années déficitaires en pluviométrie ne présentent pas de meilleurs résultats du REMI.

Une analyse statistique réalisée sur l'ensemble des résultats REMI de la zone en stratégie régulière sur les 10 dernières années (Test de Man-Kendall) ne montre pas de tendance générale significative. Malgré l'accroissement important de la population au cours de cette période, et donc l'augmentation des flux de polluants bactériologiques rejetés dans la lagune, la qualité microbiologique de la zone s'est maintenue. Ceci est probablement la conséquence des améliorations apportées sur le bassin versant (augmentation de la capacité épuratoire, du taux

d'abattement des bactéries dans les STEP, augmentation du taux de raccordement de la population aux systèmes d'assainissement collectif...)

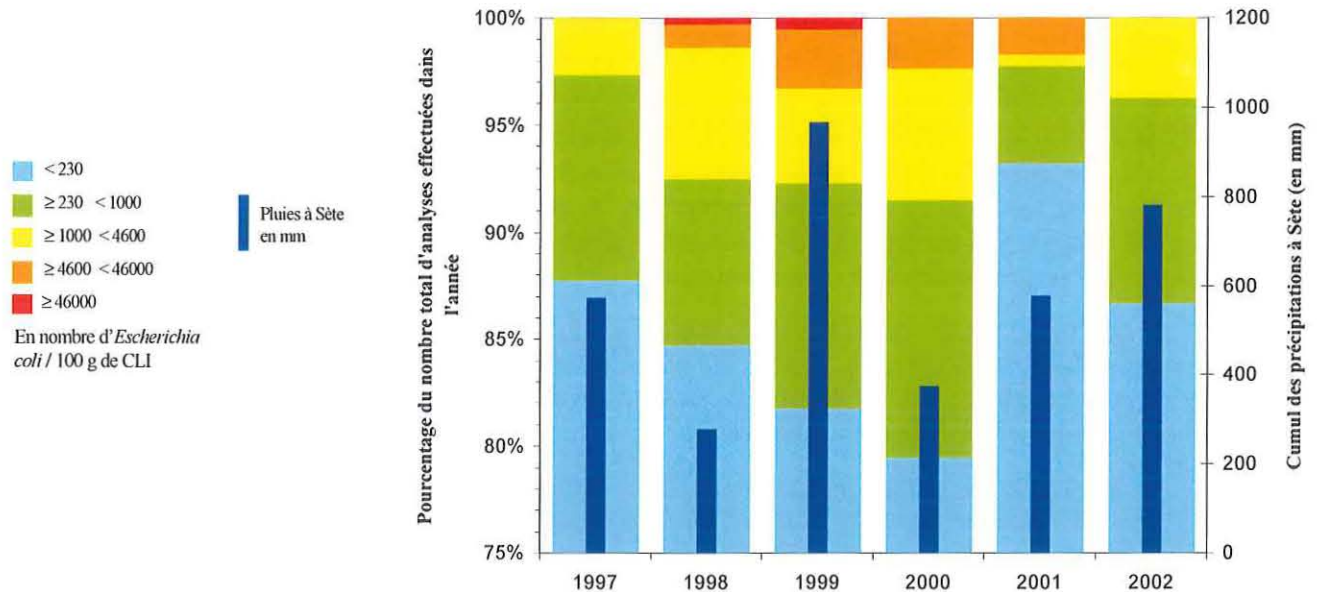


Figure 9.5 : Résultats du REMI de 1997 à 2002 dans l'étang de Thau obtenus en surveillance régulière et surveillance renforcée. Fréquence d'occurrence des différentes classes de qualité par année sur l'ensemble de la zone et cumul des précipitations à Sète par année (ces résultats ne peuvent être utilisés pour établir un classement sanitaire).

De nombreux événements météorologiques ont marqué en 2002 le Languedoc Roussillon, notamment de septembre à décembre. Les données des Bulletins de Situation Hydrologique (BSH) du Réseau National des Données de l'Eau (RNDE), indiquent que cette pluviométrie a entraîné la réhumectation des sols, au 1^{er} janvier 2003, la réserve utile en eau des sols de l'Hérault est à son maximum. Les pluies intenses du dernier trimestre 2002 ont provoqué des écoulements d'eau très importants à l'origine de plusieurs crues et de nombreuses inondations. Des dysfonctionnements de station de traitements des eaux usées du bassin versant de Thau ont été signalés en décembre suite aux événements pluvieux.

L'impact de ces événements météorologiques sur la qualité bactériologique des coquillages a été suivi au travers des résultats des alertes REMI (Fig. 9.6) :

- événements pluvieux des 24, 25 et 26 août : le cumul des précipitations sur ces 3 jours est de 26,8 mm sur Sète et 36 mm sur Marseillan. Ces pluies ne sont pas importantes mais à cette période de l'année, le risque de contamination est présent : les pluies estivales peuvent provoquer la remise en suspension des bactéries présentes dans le lit des rivières (à sec hors événement pluvieux), le lessivage des sols ainsi que des dysfonctionnements

de certaines stations de traitement des eaux usées du bassin versant qui reçoivent, en période estivale, des charges supérieures à leur capacité épuratoire. Sur la première série des 9 prélèvements supplémentaires effectuée le 26 août, 2 résultats d'analyses dépassent le seuil des 230 EC/100g de CLI et 1 le seuil des 1000. La contamination des coquillages n'a pas persisté, elle est négligeable sur la série de prélèvements du 2 septembre.

- orages des 8 septembre, et 30 et 31 octobre : le cumul des précipitations de la journée du 08/09/02 est de 71 mm sur Marseillan et 26 sur Sète et de respectivement 76 mm et 59 mm pour les événements de fin octobre. Ces pluies ne semblent pas avoir eu d'impact sur la qualité bactériologique des coquillages, les analyses des coquillages prélevés le 9 septembre et le 4 novembre ne montrent pas de contamination.

- épisode de fortes pluies de type Cévenol du 9 au 10 octobre : le cumul des précipitations sur cette période est 66,5 mm sur Marseillan et 114 mm sur Sète. Seul le point 15 (Bouzigues c) présente une contamination de 780 EC/100 g de CLI suite à cet événement.

- alerte de décembre 2002 : plusieurs événements ont déclenché le dispositif d'alerte. Des pluies intenses sont enregistrées du 9 au 12 décembre (100 mm de pluies sont tombés sur Sète pendant cette période), elles ont provoqué le dysfonctionnement de la plupart des stations de traitement des eaux du bassin versant. De plus, au cours de la semaine 50, l'incidence hebdomadaire de diarrhées aiguës est de 519 cas pour 100 000 habitants (données du réseau Sentinelle), ces résultats dépassent le seuil épidémique (247 cas pour 100 000 habitants). Les résultats REMI ont montré des contaminations des coquillages (7 points présentaient une contamination supérieure à 230 EC/100 g de CLI) sur l'ensemble de la zone suite à ces événements, elles ont persisté pendant plusieurs jours et sont probablement à l'origine des problèmes sanitaires soulevés ci-dessous.

Le 6 janvier 2003, une alerte sanitaire européenne concernant des huîtres commercialisées en Italie par un établissement de Mèze a été déclarée. De plus, en décembre 2002 et janvier 2003, 13 signalements de toxi-infections alimentaires collectives (TIAC) ont été recensés (69 malades déclarés), dans la région du Languedoc Roussillon, suite à la consommation de coquillages de la zone de Thau (informations collectées par la DDASS et la DSV). Depuis le 1^{er} janvier l'Ifremer est désigné en tant que laboratoire français de référence (LNR) pour le contrôle des contaminations bactériennes et virales des mollusques bivalves. L'une de ses missions est l'assistance à l'administration, il a contribué en relation avec les services de l'Etat au suivi de ces TIAC et a participé à la collecte et à la gestion des informations liées à ces déclarations.

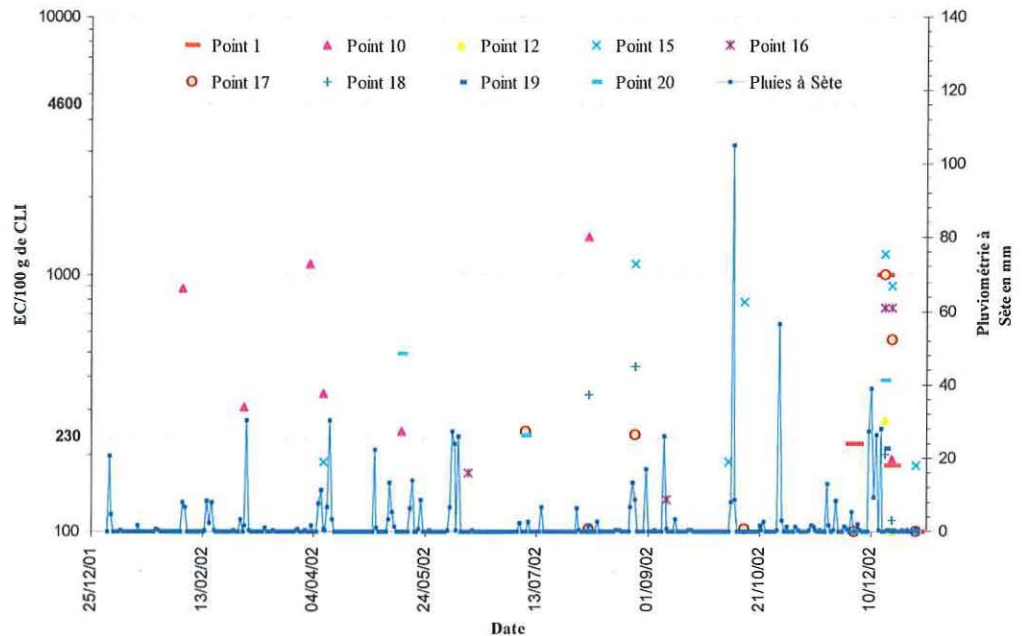


Figure 9.6 : Résultats d'analyse supérieurs à 100 EC/ 100 g de CLI (seuil de détection de la méthode V08-106) du REMI en 2002 sur la zone de Thau, pluviométrie à Sète (données Météo France).

Les résultats REMI obtenus pour chaque point de suivi de la zone en stratégie de surveillance régulière et surveillance renforcée de 1999 à 2002 sont présentés sur le graphe 9.7. par fréquence d'occurrence (en pourcentage du nombre total d'analyse) des différentes classes de qualité délimitées par les valeurs seuils de l'arrêté du 21 mai 1999.

En 2002, le point 10 montre toujours un comportement différent des autres points de suivi de la zone. Il présente une contamination récurrente non associée à des événements météorologiques particuliers. Le dispositif de surveillance renforcée a été déclenché deux fois (en avril et août) suite à l'obtention de résultats d'analyse supérieurs aux normes définissant les classes de qualité sur ce point. Ces pollutions bactériennes n'ont pas persisté (résultats inférieurs à 230 EC/100 g de CLI lors des analyses supplémentaires réalisées pendant ces alertes). L'analyse statistique des résultats obtenus sur le point 10 ne montre pas de tendance significative de contamination au cours des dix dernières années.

Selon une analyse statistique réalisée pour chaque point, sur l'ensemble des résultats REMI en stratégie régulière ces 9 dernières années (Test de Mann-Kendall), les points 15, 16, 17, 18 et 19 (huîtres) ne semblent pas montrer de tendance significative de la contamination.

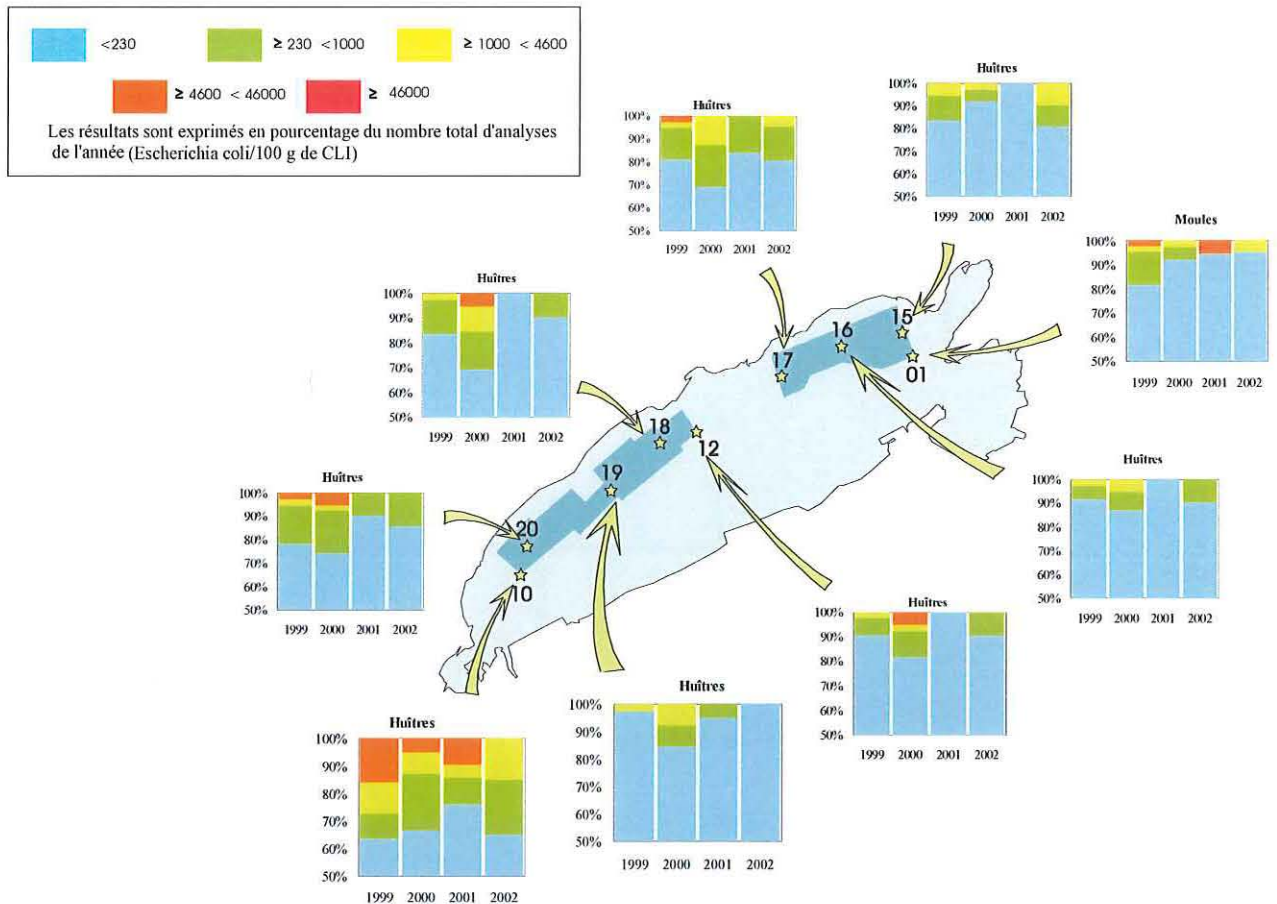


Figure 9.7 : Résultats du REMI de 1999 à 2002 dans l'étang de Thau. Fréquence d'occurrence des différentes classes de qualité par année pour chaque point de suivi de la zone. (ces résultats ne peuvent être utilisés pour établir un classement sanitaire)

La zone de Thau est très sensible aux apports microbiologiques de son bassin versant, notamment lors d'épisodes pluvieux. En 2002, les apports engendrés par les épisodes pluvieux n'ont pas provoqué systématiquement des dégradations de la qualité bactériologique des coquillages, mais sont cependant à l'origine de tous les résultats supérieurs à 230 EC/100 g de CLI, excepté pour le point 10 "marseillan large". Afin d'avoir une meilleure compréhension des phénomènes qui sont à l'origine de la contamination des eaux de la lagune et des coquillages, l'impact des rejets théoriques des stations d'épurations du bassin versant de Thau sur la qualité bactériologique des eaux de l'étang a été simulé pendant une période estivale (sans événement pluvieux) et lors d'un événement pluvieux automnal.

5.2. Simulation des rejets théoriques des stations d'épuration du bassin versant de Thau

5.2.1. Objectif

L'objectif de ce travail est double. Le modèle hydrodynamique MARS 3D couplé au module biologique qui simule le devenir des microorganismes d'intérêt sanitaire dans la lagune a été utilisé afin d'estimer :

- d'une part, l'impact des rejets des stations d'épuration sur la contamination des coquillages en élevage, hors période d'épisode pluvieux,
- d'autre part, les flux minimaux susceptibles d'entraîner une contamination non négligeable des coquillages.

Une comparaison des contaminations induites par les lagunages et lors d'un épisode pluvieux est également présentée.

5.2.2. Hypothèses de travail

Les données disponibles sur le fonctionnement des lagunages du bassin de Thau ne permettent pas de définir complètement les flux de bactéries qui arrivent à la lagune. Les « flux théoriques », **que l'on suppose constants** sur la période estivale simulée, sont donc estimés en fonction du :

- nombre d'habitants sur le bassin versant,
- taux d'abattement des lagunages sur les microorganismes d'intérêt sanitaire,
- taux de raccordement de la population aux stations de traitement des eaux usées.

Ces paramètres sont estimés en fonction des données disponibles ou bibliographiques. Par ailleurs, les hypothèses suivantes ont été faites :

- ♦ quel que soit le nombre d'habitants raccordés aux différentes stations de traitement des eaux usées, la capacité épuratoire de ces stations n'est pas dépassée.
- ♦ la capacité épuratoire des rivières elles-mêmes, n'est pas prise en compte dans le modèle : aucun abattement n'est modélisé pour les bactéries sortant des lagunages et transitant par les cours d'eau.
- ♦ ne disposant pas d'informations relatives aux systèmes d'assainissement autonomes, la totalité de la population non raccordée ne possède pas de systèmes d'assainissement autonome et la totalité des rejets non traités rejoint la lagune, sans qu'aucun abattement ne soit appliqué.
- ♦ les exutoires de ces rejets non traités sont les mêmes que les effluents des stations d'épuration.
- ♦ exceptés les rejets de la population non raccordée, les pollutions directement rejetées au milieu naturel par le réseau d'assainissement avant traitement (dysfonctionnement du réseau de collecte) ne sont pas prises en compte.

5.2.3. Matériel et méthode

5.2.3.1. Présentation du modèle et des hypothèses simplificatrices utilisées

Seul le devenir des bactéries dans la colonne d'eau est **modélisé**. La contamination des coquillages est **déduite** en utilisant la notion de facteur d'enrichissement² qui permet d'établir une relation entre les concentrations instantanées en bactéries dans l'eau et dans les coquillages. Les principales données concernant le facteur d'enrichissement chez les bivalves ont été recensées (Prieur *et al.*, 1990), la valeur généralement rapportée pour les coliformes fécaux dans les huîtres est de 10. Nous avons donc appliqué un **facteur de 10** pour affiner les interprétations des résultats des simulations obtenus dans l'eau, cependant il est à appliquer avec précaution car l'incertitude sur ce facteur est importante.

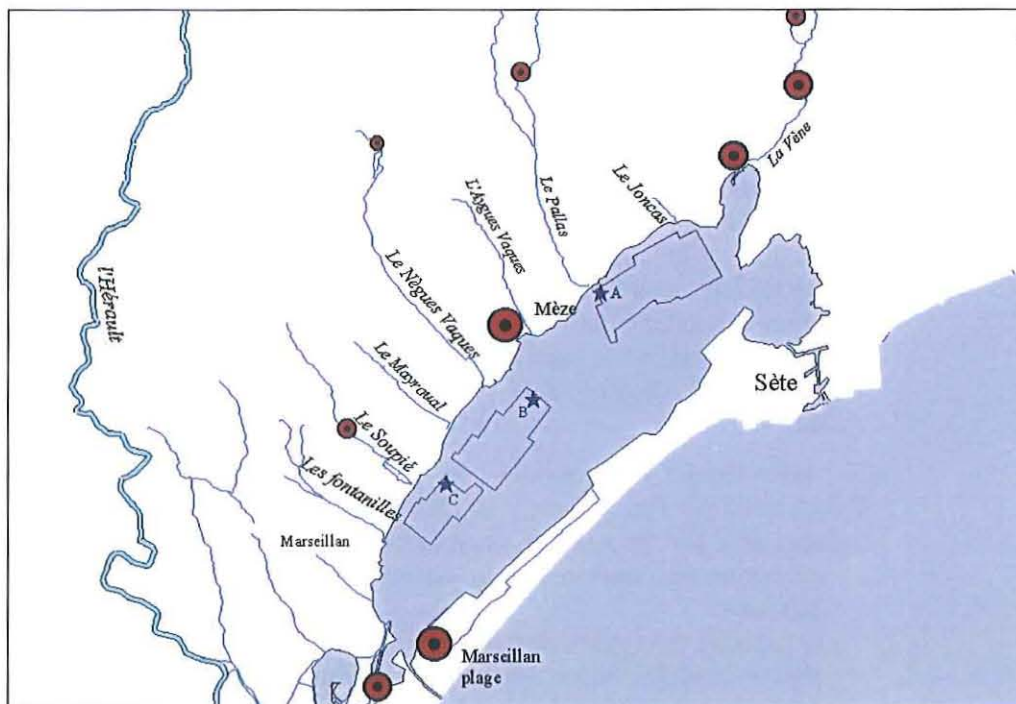


Figure 9.8 : Positionnement des STEP et des cours d'eau du bassin versant de la lagune de Thau. La signification des points A, B, C est donnée dans le texte.

² Voir l'encart sur la définition du facteur d'enrichissement.

Notion de facteur d'enrichissement :

La rétention des bactéries par les bivalves est un phénomène complexe où interviennent à la fois des processus assurant l'augmentation du nombre apparent de bactéries (par filtration et accumulation) et sa diminution (par digestion et épuration). Elle dépend de nombreux facteurs tels que l'espèce de bivalve et sa physiologie elle-même conditionnée par des facteurs environnementaux (température, salinité et turbidité de l'eau), de la concentration de bactéries dans l'eau, de l'espèce bactérienne et de la durée de rejet du polluant... (Beucher, 1993; Less, 1994). Ce phénomène de bio-accumulation des bactéries dans les coquillages conduit à un état d'équilibre entre concentrations dans l'eau et les bivalves. Le facteur d'enrichissement permet de caractériser cet état d'équilibre.

Il est défini de la façon suivante : afin de pouvoir déterminer les concentrations dans l'eau susceptibles d'entraîner une contamination non négligeable des coquillages (changement de catégorie), les seuils de concentration dans les coquillages définissant les classes de qualité sont converties en appliquant l'inverse d'un facteur d'enrichissement. Selon une étude réalisée par l'EU Scientific Veterinary Committee Working Group on Faecal Colifoms in Shellfish en 1996, (dont l'objectif était de comparer les législations européennes et américaines), les facteurs de concentration des *Escherichia coli* sont compris dans une fourchette allant de 2 à 30 en fonction des paramètres cités ci-dessus.

5.2.3.2. Périodes de simulation

Afin de traiter séparément l'impact des rejets de stations d'épuration et les apports en bactéries lors d'épisodes pluvieux, deux périodes caractéristiques ont été choisies : la première "estivale" sans précipitation, la seconde "automnale" faisant suite à un épisode pluvieux sur le bassin versant de la lagune.

La période estivale couvre les mois de juillet et août 1994. Les conditions météorologiques de vent, pression atmosphérique, température et humidité de l'air, couverture nuageuse, qui constituent les paramètres forçants des modèles hydrodynamiques et biologiques, sont celles enregistrées par Météo France sur cette période (Fig. 9.9).

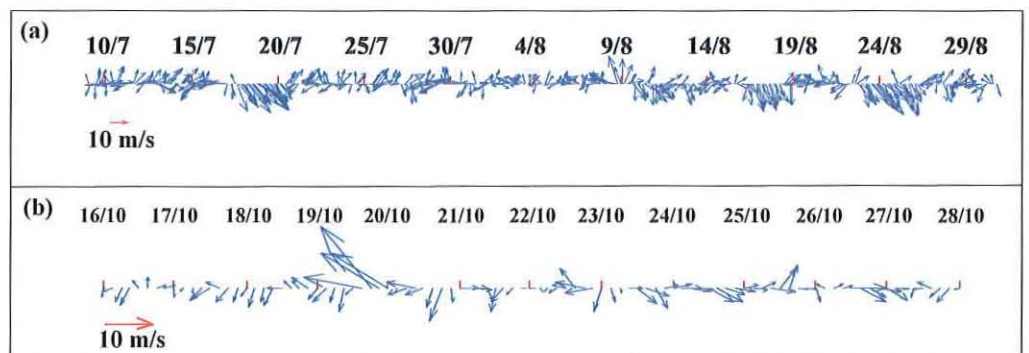


Figure 9.9 : Evolution temporelle du vent (intensité et direction) mesuré au sémaphore de Sète (données Météo France) durant les périodes de simulation : (a) : période estivale du 10 juillet au 30 août 94. (b) : épisode pluvieux du 15 au 28 octobre 1994.

5.2.3.3. Effluents des stations d'épuration

■ Population sur le bassin versant

Les stations de traitement des eaux usées prises en compte sont : Cournonsec, Gigean, Montbazin (via la Vène), Poussan-Bouzigues (via la zone humide en relation avec le fond de la Crique de l'Angle), Villeveyrac (via le Pallas), Mèze et Loupian (via l'Aygues Vaques), Domaine de Bessilles (via le Nègue Vaques), Pinet Pomerols (via le Soupié) et Marseillan (via les Salins de Villeroy) (Fig.9.8).

Les populations, permanentes et estivales, sont estimées en 2003 et 2015 (tableau 1) à partir des données INSEE³ du dernier recensement de 1999 et de l'estimation du taux de variation annuel de la population des communes du bassin versant de l'étang de Thau⁴. Lorsque ce taux n'est pas disponible (sur les communes de Gigean, Montbazin et Montagnac) la valeur moyenne (+1,415%), définie pour le département de l'Hérault, est utilisée.

Tableau 9.7 : Nombre d'habitants sur les bassins versants des cours d'eau qui rejoignent la lagune de Thau, en 1999, 2003 et 2015.

	1999		2003		2015	
	Permanente	Estivale	Permanente	Estivale	Permanente	Estivale
Vène	7714	8423	8164	8915	9680	10569
Zone humide	5252	7363	5596	7846	6771	9492
Pallas	2211	2944	2398	3193	3059	4073
Aygues vaque	9113	18232	9770	19549	12037	24099
Nègues vaques	0	600	0	600	0	600
Soupié	2686	4577	3039	5179	4411	7519
Salins	6199	46199	6808	50737	9017	67204

■ Taux d'abattement des bactéries dans les lagunages

Les caractéristiques (type de traitement, capacité épuratoire, nombre d'habitants raccordés et point de rejet) des stations d'épuration, dont les rejets sont simulés dans cette étude, sont présentées dans l'annexe 5.

Toutes les stations de traitement des eaux usées prises en compte dans le calcul des flux sont constituées de lagunages naturels, exceptée la station à boues activées de Cournonsec.

³ Données disponibles sur le site internet de l'INSEE : <http://www.recensement.insee.fr>

⁴ Etude en cours de la MISE de l'Hérault sur les objectifs de réduction des flux de substances polluantes.

Le parcours réalisé dans la Vène par les effluents de cette station à boues activées avant d'arriver dans la lagune est de 11 km. Compte tenu de la distance parcourue par les effluents et du temps de transit avant de se déverser dans l'étang de Thau, nous avons ajouté au taux d'abattement des bactéries dans la station à boues activées (1 à 2 log d'abattement) un taux d'abattement des effluents dans la rivière, afin de ne pas surestimer les apports en contaminants bactériologiques de cette station. Le taux d'abattement total appliqué aux effluents de cette station correspond au taux d'abattement des bactéries dans le lagunage.

Les performances des stations de traitement des eaux usées constituées de lagunage sont variables en fonction de la saison (fonction des UV), de la nature des effluents traités, du type d'installation... Le taux d'abattement d'une station de type lagunage est compris entre 3 et 5 unités Log. Cette fourchette ne tient pas compte des dysfonctionnements pouvant occasionner des flux bien plus élevés que ceux calculés.

Un équivalent habitant génère quotidiennement, en moyenne 10^{10} *Echerichia coli* et 150 litres d'eaux usées. Les affluents des stations d'épuration ont donc une concentration estimée de $6,66 \cdot 10^6$ *Echerichia coli*/100 ml. En appliquant les facteurs d'abattement dans les lagunes, les effluents théoriques des lagunages sont situés dans une fourchette de 70 à 6670 *Echerichia coli*/100 ml.

▪ Taux de raccordement

L'étude en cours de la MISE de l'Hérault, sur les objectifs de réduction des flux de substances polluantes, a également permis d'estimer les taux de raccordement des populations du bassin versant de Thau à leur station d'épuration. De même que précédemment, pour les communes de Gigean, Monbazin et Montagnac, pour lesquelles ce paramètre n'est pas connu, la valeur de 93% calculée pour la région, est appliquée.

▪ Estimation des rejets théoriques

Dans ces conditions, il est possible de définir les flux « théoriques » minimaux et maximaux induits, à l'heure actuelle, par les stations d'épuration du bassin versant. Les rejets minimaux sont obtenus en considérant la population permanente, raccordée à 100% et un taux d'abattement des bactéries dans les lagunages de 5 log.

Les rejets maximaux sont obtenus en considérant la population estivale et les taux de raccordement estimés.

Différentes situations intermédiaires sont également définies afin d'étudier la sensibilité des résultats du modèle aux paramètres caractéristiques des lagunages (population traitée, taux de raccordement, taux d'abattement des bactéries). Le tableau 9.8 récapitule l'ensemble des situations étudiées.

Tableau 9.8 : Description des situations étudiées⁵ en période estivale et lors d'un épisode pluvieux. Les populations permanentes ou estivales choisies sont celles estimées en 2003 (excepté pour les simulations *s_er5₁₅* et *s_er3₁₅* pour lesquelles ce sont les populations estimées en 2015 qui sont utilisées). Les simulations *s_pr5* et *s_enr* correspondent respectivement aux flux minimaux et maximaux évoqués dans le texte.

Simulations	Population		Taux d'abattement		Taux de raccordement		Apport en bactéries	
	Permanente	Estivale	3 log	5 log	100%	estimé	(10 ¹² EC)	/s pr5
<i>s_pr5</i>	X			X	X		0,22	1
<i>s_pr3</i>	X		X		X		22	100
<i>s_er5</i>		X		X	X		0,59	2,7
<i>s_er3</i>		X	X		X		59	270
<i>s_pnr</i>	X			X		X	1732	7940
<i>s_enr</i>		X		X		X	5111	23420
<i>s_er5₁₅</i>		X (2015)		X	X		0,75	3,4
<i>s_er3₁₅</i>		X (2015)	X		X		75	340
<i>s_crue</i>							1632	7480

Les flux instantanés de bactéries sont calculés en utilisant la notion d'équivalent habitant.

5.2.3.4. Apports suite à un épisode pluvieux

Les mesures acquises sur les concentrations en bactéries et les débits de la Vène et du Pallas entre 1993 et 1996 (Anonyme, 1997) permettent d'évaluer les flux arrivant à la lagune, via ces deux cours d'eau, suite à un épisode pluvieux.

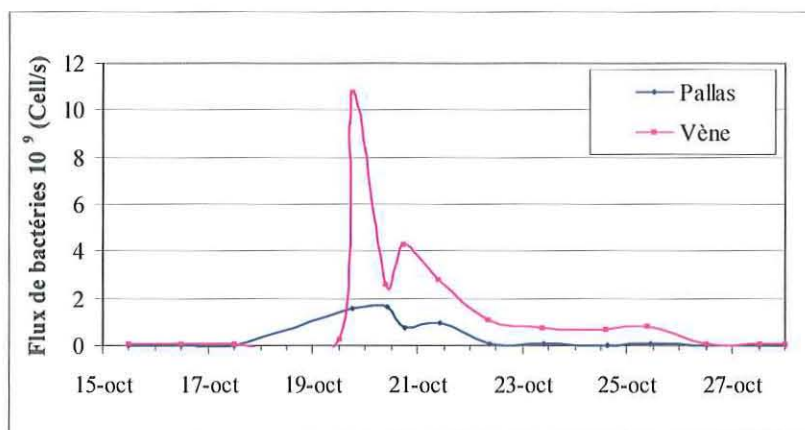


Figure 9.10 : Evolution temporelle des flux en bactéries induits par la Vène et le Pallas durant la période de crue d'octobre 1994.

⁵ La dénomination des situations (*s*) est la suivante : la 1^{ère} lettre correspond à la population (*p* : permanente, *e* : estivale), la 2^{ème} correspond au taux de raccordement (*r* : raccordement de 100%, *nr* : raccordement estimé), la 3^{ème} correspond au taux d'abattement (3 : abattement de 3 log, 5 : abattement de 5 log).

Seuls les apports lors d'une crue de la Vène et le Pallas sont pris en considération dans les simulations de l'événement pluvieux car aucune donnée n'est disponible sur les autres tributaires. Les flux utilisés pour les simulations (Fig. 9.10) ont été mesurés suite aux fortes précipitations survenues les 19 et 20 octobre 1994 : respectivement 156 et 119 mm de pluie ont été enregistrés sur les bassins versants de la Vène et du Pallas. A titre de comparaison, les flux instantanés en bactérie apportés par la Vène et le Pallas au plus fort de la crue sont respectivement 100 et 25 fois plus importants que ceux induits par la population estivale non complètement raccordée (situation s_enr) sur les deux bassins versants de ces cours d'eau.

5.2.4. Résultats et discussion

5.2.4.1. Préambule

Les résultats sont discutés en fonction des **concentrations simulées dans la colonne d'eau**. Ainsi, les seuils de classement des zones définis pour les coquillages sont traduits en seuil de concentration dans la colonne d'eau en utilisant le facteur d'enrichissement précédemment défini. Le tableau 3 résume ces correspondances.

Tableau 9.9 : Correspondance entre les seuils de classement des zones définis par l'arrêté du 31 mai 1999 pour les coquillages et les seuils supposés équivalents dans la colonne d'eau définis pour la modélisation en fonction du facteur d'enrichissement.

Classement des zones	Concentration dans les coquillages (Cell/100g de chair + LI)	Concentration dans l'eau (Cell/100 ml)
En A : moins de 10% des échan. compris entre : et aucun échan. supérieur à :	230 et 1000 1000	23 et 100 100
En B : moins de 10% des échan. compris entre : et aucun échan. supérieur à :	4600 et 46000 46000	460 et 4600 4600
En D : 10% des échan. supérieur à :	46000	4600

L'analyse des simulations est faite en ne considérant que les résultats obtenus à 8 heures du matin (heure locale). Le choix d'un horaire fixe dans la journée a été fait afin de s'affranchir des variations nyctémérales des concentrations en bactéries dans l'eau. L'horaire (8 heures du matin) correspond à une situation intermédiaire entre la contamination maximale durant la nuit et minimale en milieu de journée. Par ailleurs, la représentation des résultats en terme de valeur moyenne sur la journée ne semble pas satisfaisante, car peu représentative de la réalité des prélèvements *in situ* réalisés dans le cadre de la surveillance.

Compte tenu des dimensions de la grille de calcul du modèle (400 m de côté), les zones de Marseillan, Mèze et Bouzigues occupent respectivement 21, 25 et 35 mailles. L'analyse spatiale des résultats sera faite à partir des concentrations simulées sur l'ensemble de ces mailles de surface, à raison d'une valeur par jour. Pour les simulations estivales de 57 jours, cette analyse est faite sur 1197 valeurs à Marseillan, 1425 à Mèze et 1995 à Bouzigues: soit 4617 pour l'ensemble de la lagune.

5.2.4.2. Impact des rejets « théoriques » des stations d'épuration sur la contamination des eaux lagunaires

▪ Influence de l'augmentation de la population sur le bassin versant.

Les taux de raccordement et d'abattement étant identiques dans les simulations s_pr5, s_er5 et s_er5₁₅, la concentration à l'exutoire dans la lagune est également la même pour ces trois situations (de l'ordre de 67 cell/100ml). Seul le nombre d'équivalent habitant traité augmente, et avec lui, les volumes d'eau apportés à la lagune : la population sur le bassin versant, et par conséquent, les débits induits par les situations s_er5 et s_er5₁₅ sont respectivement 2,68 et 3,45 fois plus importants que ces mêmes variables définies dans la situation s_pr5.

L'analyse comparée des résultats de ces trois simulations permet donc de tester l'impact de l'augmentation de la population sur la contamination des coquillages dans la lagune.

Il apparaît, dans ces conditions (capacités épuratoires des lagunages optimales (5 log d'abattement) et 100% de la population permanente ou estivale en 2003 raccordée à une station de traitement des eaux usées), que les flux induits sont tels que les concentrations en *E.coli* simulées dans la colonne d'eau restent bien inférieures au seuil de contamination des coquillages (23 Cell/100 ml).

Ces conclusions restent vraies lorsqu'on considère la population estivale prévue pour 2015.

L'augmentation de la population sur le bassin versant, **si celle-ci est entièrement raccordée à un lagunage dont le taux d'abattement est optimal (5 log)**, ne constitue pas un facteur limitant la qualité sanitaire des eaux de production conchylicole.

▪ Influence du taux d'abattement des lagunages sur les microorganismes d'intérêt sanitaire

Les débits générés par les situations s_pr3, s_er3 et s_er3₁₅ sont identiques à ceux induits respectivement par les situations s_pr5, s_er5 et s_er5₁₅. En revanche, pour les situations s_pr3, s_er3 et s_er3₁₅, les concentrations à l'exutoire sont 100 fois plus importantes que précédemment (de l'ordre de 6670 cell/100ml).

L'analyse comparée (deux à deux) des résultats de ces simulations permet donc de tester l'impact du taux d'abattement des stations d'épuration (et donc l'augmentation des concentrations en bactéries dans les rejets) sur la contamination des eaux lagunaires.

Dans l'hypothèse où la capacité épuratoire des lagunages n'est pas optimale (3 log d'abattement et non plus 5) des occurrences de contamination de la zone conchylicole de Bouzigues existent dès les plus faibles flux (situation *s_pr3*). La figure 9.11 représente les concentrations simulées à 8 heures du matin dans l'eau de surface des trois zones conchylicoles de Marseillan (point C sur la figure 9.8), Mèze (point B) et Bouzigues (point A). Pour chacune de ces zones le point le plus impacté à été choisi.

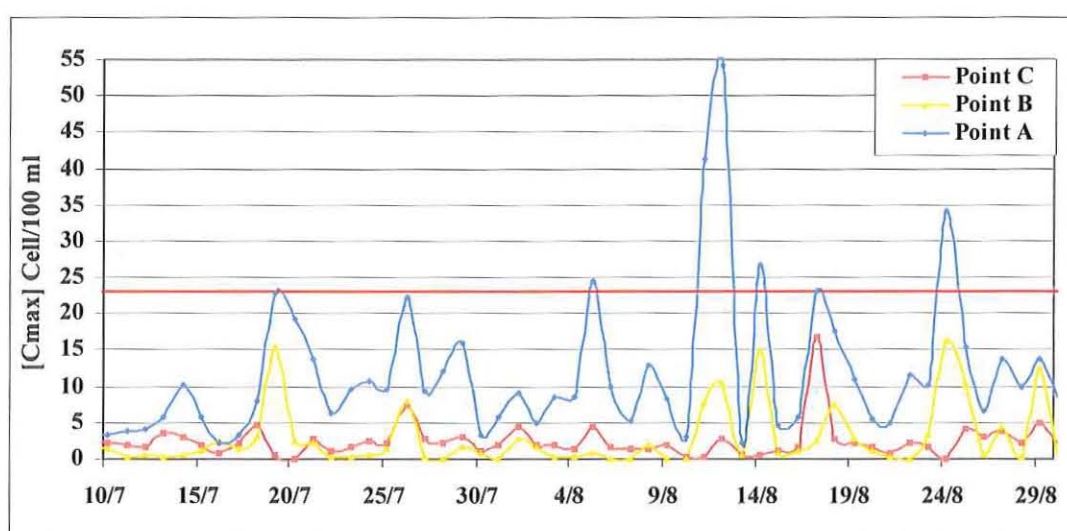


Figure 9.11 : Evolution temporelle de la concentration des eaux de surface dans les zones de productions conchylicoles. Les valeurs simulées à 8 heures du matin (soit 6 heures GMT) sont représentées aux points les plus impactés de chacune des zones (cf. positionnement de ces points sur la figure 1). Cette contamination est engendrée par la population permanente estimée en 2003, raccordée à 100 %, et en considérant un abattement de 3 log sur les bactéries dans les lagunages (situation *s_pr3*).

Les apports étant constants, la variabilité des concentrations simulées est à mettre en relation avec les conditions météorologiques variables (Fig.9.9a). Les maxima de concentration (dans la zone de Bouzigues) font généralement suite à des épisodes de vent de secteur nord-ouest.

Sous certaines conditions météorologiques, des débits plus importants (prise en compte de la population estivale, situation *s_er3*) induisent une extension de la contamination aux zones de Mèze et Marseillan. Une représentation instantanée sur l'ensemble de la lagune de la distribution spatiale des concentrations en bactéries des eaux de surface (Fig. 9.12) permet de préciser cette dépendance aux conditions météorologiques :

- le 9 août (Fig.9.12a), suite à une période de vents dominants de secteur sud-sud-est, les panaches au nord restent « collés » à la côte, alors que les apports au niveau des Salins de Villeroy au sud sont entraînés vers le centre de la lagune.

- Cette situation est inversée le 24 août durant un épisode de vent de secteur nord-ouest (Fig.9.12b). Les apports du bassin versant au nord sont transportés vers les zones de production conchylicole et l'impact des rejets des salins de Villeroy est limité.

Lorsque les capacités épuratoires du lagunage sont optimales (5 log d'abattement), aucune contamination n'est décelée. Il apparaît ici qu'une perte d'efficacité de 2 log induit des flux en sortie de lagunages qui sont (s'ils rejoignent la lagune sans perte de charge), susceptibles de contaminer le milieu.

L'efficacité d'abattement des bactéries, avant leur arrivée dans la lagune (lagunages et cours d'eau) constitue donc un paramètre sensible du modèle. En effet, les flux générés par la population permanente estimée en 2003 peuvent induire, ponctuellement en fonction des conditions météorologiques, des épisodes de contamination dans la zone de Bouzigues. Si l'on considère la population estivale, la fréquence des contaminations dans cette zone augmente et s'étend aux secteurs de Mèze et Marseillan.

Il apparaît, en outre que, même si la fréquence des contaminations durant la période de simulation ne dépasse pas 2,5%, les flux générés par la population estivale en 2015 induiraient des concentrations en bactéries dans les zones de Mèze et Bouzigues supérieures à 100 Cell/100 ml.

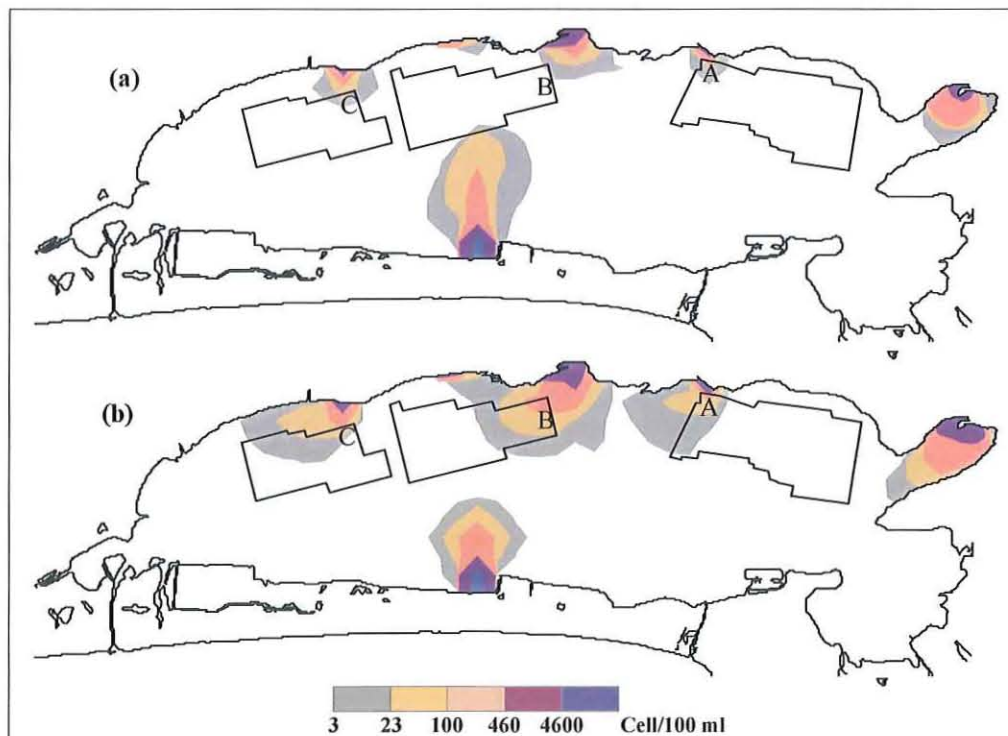


Figure 9.12 : Lignes d'iso concentrations en bactéries dans les eaux de surface de la lagune. Contamination engendrée par la population estivale estimée en 2003, raccordée à 100 %, et en considérant un abattement de 3 log sur les bactéries dans les lagunages (situation s_er3). (a) : le 9 août. (b) : le 24 août. Les points A, B, C de contamination maximale dans les zones conchylicoles sont également représentés.

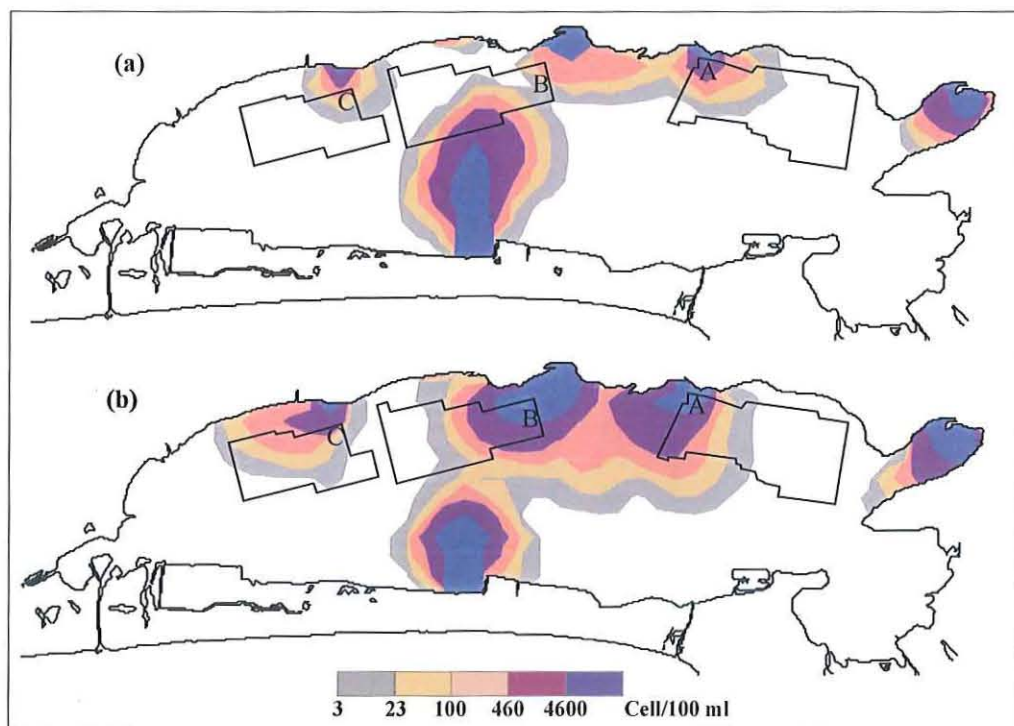


Figure 9.13 : Lignes d'iso concentrations en bactéries dans les eaux de surface de la lagune. Contamination engendrée par la population estivale estimée en 2003 en considérant un taux de raccordement « réaliste » (situation *s_enr*). (a) : le 9 août., (b) : le 24 août.

Influence du taux de raccordement de la population

Les situations *s_pnr* et *s_enr* sont définies en considérant un taux de raccordement « réaliste » pour chacun des lagunages. Toutefois, les hypothèses faites, dans le modèle, sur le traitement des rejets générés par la population non raccordée font que les flux correspondants sont :

- sur-évalués, car la totalité de ces effluents arrivent à la lagune et aucun abattement n'est appliqué sur les bactéries.
- mal répartis spatialement sur le tour d'étang, car les exutoires de ces rejets non traités restent les mêmes que les effluents des stations d'épuration.

Ainsi, en terme de volume d'eau produit par équivalent habitant et arrivant à la lagune via les cours d'eau, les situations *s_pnr* et *s_enr* sont équivalentes respectivement aux situations *s_pr5* (ou *s_pr3*) et *s_er5* (ou *s_er3*). En revanche, les flux calculés en considérant la part des rejets non traités (situations *s_pnr* et *s_enr*) sont 80 fois plus concentrés que ceux définis avec un taux de raccordement de 100% (situations *s_pr3* et *s_er3*). Par ailleurs, même si cette part de rejets non-traités n'excède pas 10% en moyenne du volume d'eaux usées, du fait qu'aucun abattement ne leur est appliqué, le poids de ces derniers dans le

calcul des concentrations aux exutoires est largement prépondérant devant le taux d'abattement de 3 ou même 5 log que l'on considère dans les lagunages⁶.

Les concentrations dans les rejets sont telles que les processus biologiques de lyse⁷ ne sont pas suffisants pour éliminer efficacement les bactéries dans les eaux de la lagune (Fig.9.13).

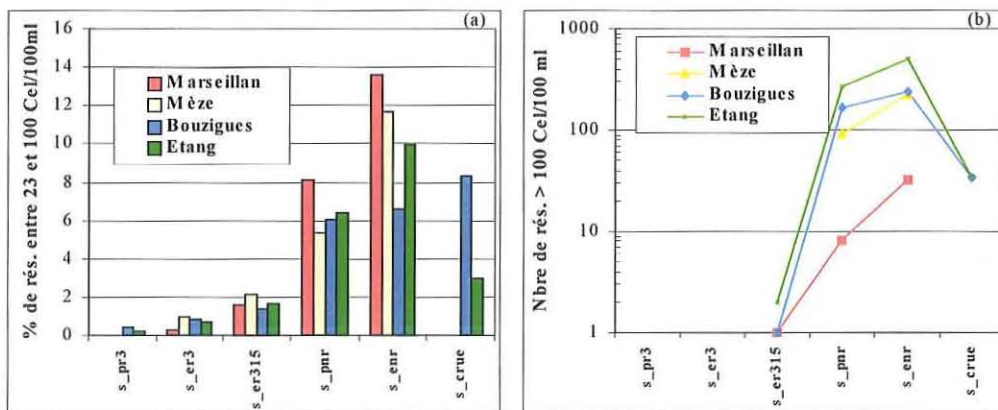


Figure 9.14 : Représentation de la fréquence de la contamination des eaux de surface en utilisant les critères basés sur le protocole de classement de zone. La description des différentes situations considérées (situations s_{pr3} à s_{er315} , crue) est donnée dans le tableau 9.8. (a) : pourcentage de résultats compris entre 23 et 100 cell/100 ml. (b) : Nombre de résultats supérieurs à 100 cell/100 ml. Le nombre total de résultats est de 1197 (à Marseillan), 1425 (à Mèze) et 1995 (à Bouzigues) : soit 4617 pour l'ensemble de la lagune en période estivale et de 210 (à Marseillan), 250 (à Mèze) et 350 (à Bouzigues) soit : 810 pour l'ensemble de la lagune lors de l'épisode pluvieux.

Une analyse des résultats en utilisant les normes définies par le protocole de classement de zone (Fig.9.14 et Fig. 9.15) indique que :

- plus de 6% (situation s_{pnr}), des zones conchylicoles de l'étang sont contaminés entre 23 et 100 cell/100 ml (Fig.9.14a). Ce pourcentage est proche de 10 lorsqu'on considère la population estivale (situation s_{enr}). Par ailleurs, dans les trois zones le seuil de 100 cell/100 ml est dépassé (Fig. 9.14b) : ces résultats correspondraient à un classement de l'étang en B.
- en outre, 2% (situation s_{pnr}) en moyenne, des zones de production (Mèze et Bouzigues) sont contaminés entre 460 et 4600 cell/100 ml (Fig. 9.15a). Ce pourcentage est doublé lorsqu'on considère la population estivale (situation s_{enr}). Dans la zone de Bouzigues et de Mèze (avec la population estivale), le

⁶ A titre d'exemple, lorsqu'on prend en compte les rejets non traités, le passage de 3 à 5 log du taux d'abattement dans les lagunages n'induit qu'une diminution des flux de 1,2% (donc négligeable devant le facteur 80 à appliquer lorsqu'on considère que la population n'est plus raccordée à 100%).

⁷ les coliformes fécaux rejetés dans le milieu marin sont soumis à différents facteurs environnementaux, tels que l'exposition à la lumière, la carence nutritive, les chocs hyperosmotiques et thermiques, la prédation, dont les effets combinés provoquent la mortalité ou le passage dans un état viable non cultivable de ces bactéries.

seuil de 4600 cell/100 ml est dépassé (Fig. 9.15b) : ces résultats correspondraient à un classement de l'étang en C.

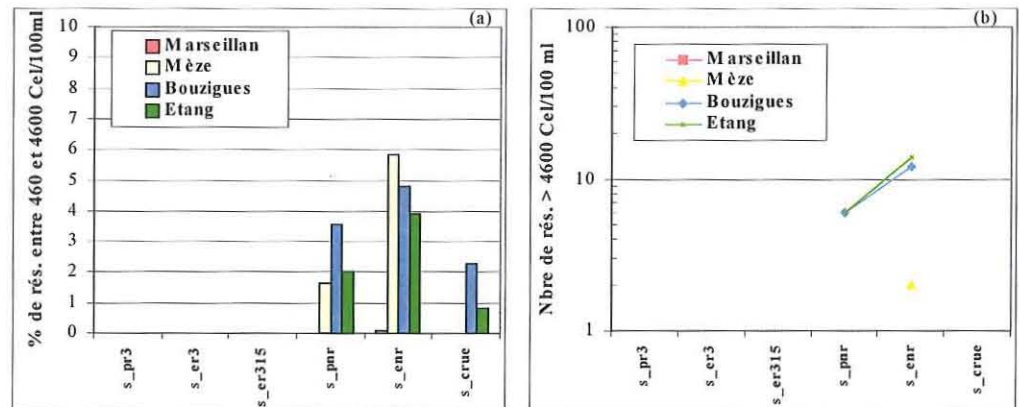


Figure 9.15 : Représentation de la fréquence de la contamination des eaux de surface en utilisant les critères basés sur le protocole de classement de zone. La description des différentes situations considérées (situations s_pr3 à s_er315) est donnée dans le tableau 2. (a) : pourcentage de résultats compris entre 460 et 4600 cell/100 ml. (b) : Nombre de résultats supérieurs à 4600 cell/100 ml.

La même analyse faite sur les résultats des situations (s_pr3 et s_er3) équivalentes à s_pnr et s_enr mais pour lesquelles de taux de raccordement est de 100% montre que les concentrations dans les eaux lagunaires restent toujours bien inférieures à 100 cell/100 ml. Ces deux situations conduiraient à un classement en A de la lagune.

Les différences significatives entre les conclusions obtenues en considérant ou non que l'ensemble de la population est raccordé à un système de traitement des eaux, souligne le rôle important que joue ce taux de raccordement. Ainsi, même si les flux considérés dans les situations s_pnr et s_enr sont sur estimés, ces premiers résultats mettent en évidence l'impact marqué, sur la contamination des coquillages en élevage, que peuvent avoir les rejets non traités qui rejoignent effectivement l'étang.

▪ Conclusion

Du fait des fortes concentrations en bactéries qui en résultent, la population non raccordée constitue le paramètre le plus sensible du modèle. Or, les informations nécessaires à une caractérisation plus réaliste du devenir des rejets non-traités ne sont, à notre connaissance, pas disponibles. Une meilleure compréhension (et par conséquent une meilleure gestion) des phénomènes de contamination bactérienne nécessite donc l'acquisition d'informations complémentaires sur le devenir des rejets non traités (points d'entrée et flux effectifs arrivant à la lagune).

D'autre part, il apparaît sur l'ensemble des simulations (hors crue) que les flux entrants via la Vène et la zone humide ne contaminent pas la zone de Bouzigues.

Les débits d'étiage de la Vène et la distance qui sépare son embouchure des premières tables permettent d'expliquer ces résultats.

En revanche, les apports « théoriques » via les autres cours d'eau ont tous, selon les situations considérées, un impact non négligeable sur la contamination des eaux lagunaires (Fig.9.11 et Fig. 9.12).

Les limites de ce type de modélisation résident dans le fait que, en période estivale (hors événements pluvieux), les cours d'eau (autres que la Vène) sont à sec. Cependant, durant ces assecs les bactéries se stockent dans les mouilles où elles sont protégées physiquement de l'action de facteurs environnementaux (rayonnement) et disposent de ressources nutritives plus abondantes que celle existant dans les cours d'eaux. Les crues qui succèdent à ces périodes de sécheresse, remettent en suspension le matériel sédimentaire, et donc les bactéries qui sont dans une seconde étape drainées jusqu'à la lagune.

Ainsi, les simulations basées sur des flux estivaux constants pour l'ensemble de ces cours d'eau, si elles ne sont pas représentatives de la réalité (excepté pour la Vène), mettent en évidence les contaminations marquées que ces flux peuvent induire dans la lagune. De plus, ces simulations sont réalisées en condition d'exposition maximale aux UV (donc de destruction des bactéries), ce qui ne serait pas le cas lors d'éventuelles pluies estivales (faible exposition aux UV). Ces résultats soulignent donc l'intérêt que l'on a de mieux connaître le fonctionnement hydraulique de ces cours d'eau ainsi que les charges en bactérie qu'ils véhiculent.

5.2.4.3. Impact des apports en période de crue

▪ Crue sur la Vène et le Pallas

Contrairement aux situations observées lorsque les flux entrants via la Vène sont constants, l'importance de son débit de crue fait que ce cours d'eau peut induire de fortes contaminations dans la lagune.

En effet, suite à un épisode pluvieux, la Vène et le Pallas (Fig. 9.16a) contaminent la quasi totalité de la zone de Bouzigues durant les jours qui suivent la crue, sans toutefois impacter les deux autres secteurs conchylicoles.

Le positionnement géographique de leur embouchure fait que l'impact des deux tributaires sur la zone de Bouzigues reste très marqué : quatre jours après le début de la crue, la contamination des eaux dépasse encore le seuil de 100 cell/100ml dans ce secteur (Fig. 9.16b). Il faut attendre sept jours après le début de la crue pour que les concentrations en bactéries descendent en deçà du seuil de détection.

L'application des normes de classement de zone (Fig. 9.14 et 9.15) sur la durée de la crue conduit à des résultats de classement en B pour la zone de Bouzigues.

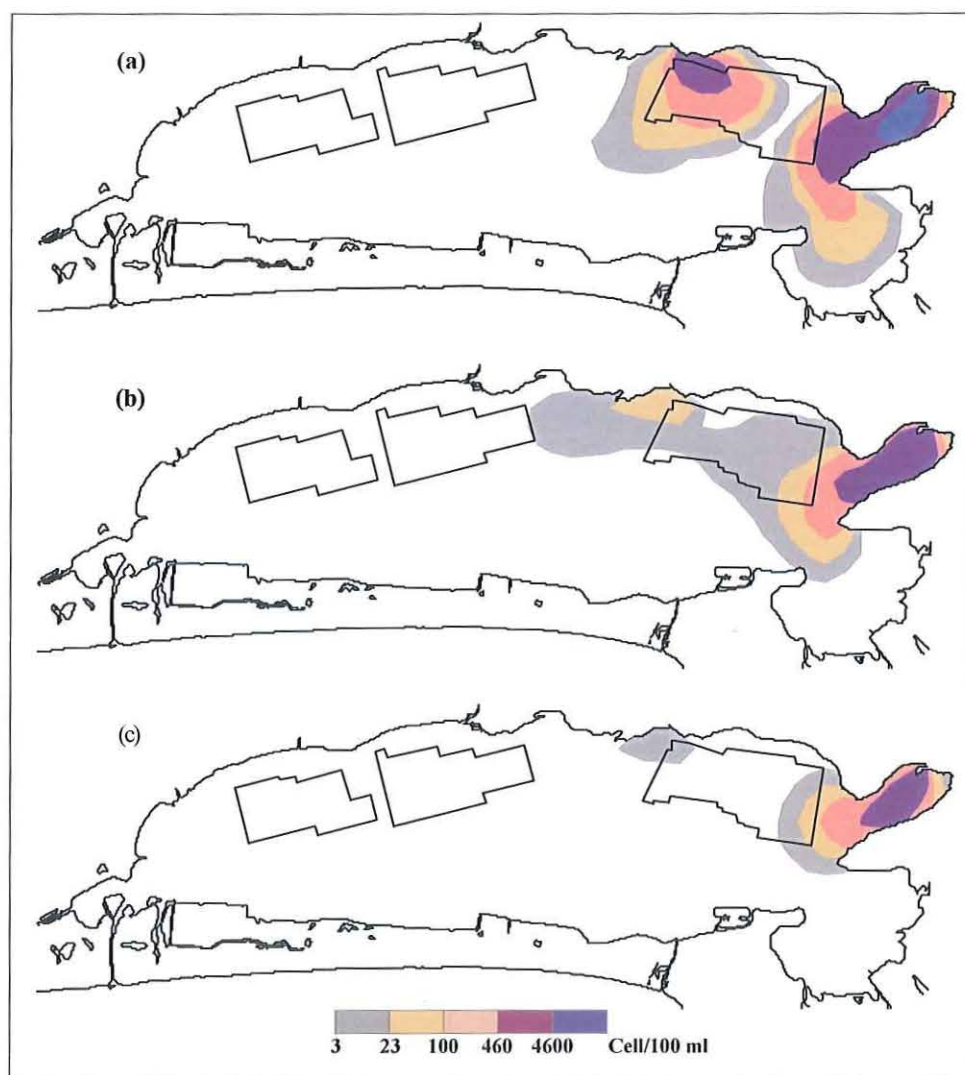


Figure 9.16 : Lignes d'iso concentrations en bactéries dans les eaux de surface de la lagune. Contamination engendrée par la crue de la Vène et du Pallas. (a) : 21 octobre, (b) : 23 octobre, (c) 26 octobre.

▪ Conclusion

Les résultats des simulations sont en accord avec les mesures réalisées dans le cadre du REMI : les épisodes majeurs de contamination bactérienne font suite à des précipitations sur le bassin versant. Ainsi, compte tenu de l'importance des apports de type événementiel, une meilleure connaissance des flux arrivant à la lagune via les autres cours d'eau s'avère nécessaire.

En outre, l'origine des concentrations mesurées dans les eaux de la Vène et du Pallas lors des crues n'est pas clairement établie. Afin de lutter efficacement contre ces pollutions, il conviendrait d'identifier leurs sources (mouilles, trop plein de station de traitement des eaux, dysfonctionnement...).

5.2.5. Conclusions et perspectives

Les résultats obtenus dans le cadre de ce travail ont permis de hiérarchiser les sources de contamination bactérienne de la lagune :

- **En accord avec les résultats de la surveillance, il apparaît que les événements pluvieux constituent la première et principale cause d'épisodes de contaminations marquées des coquillages.**
- **Hors période de pluie, les rejets urbains non traités et, dans une moindre mesure, les mauvais fonctionnements des stations de traitement des eaux usées sont également susceptibles d'engendrer des dégradations de la qualité sanitaire des coquillages en élevage.**

En outre, cette étude de sensibilité a permis de préciser les besoins existant en terme de caractérisation des rejets urbains. Une modélisation pertinente et, nous semble-t-il, une limitation efficace de ces rejets passe par :

- concernant les rejets non raccordés à un lagunage :
 - un inventaire des apports diffus et une estimation de la part de ces rejets qui rejoint effectivement la lagune ainsi que leur point d'entrée potentiel dans l'étang,
 - une estimation des flux induits par ces rejets diffus et leur variabilité saisonnière éventuelle.
- concernant les apports par les cours d'eau hors période de crue :
 - une meilleure connaissance de leur fonctionnement hydraulique saisonnier ainsi qu'une estimation des flux qu'ils engendrent lorsqu'ils sont en eaux,
 - une estimation du devenir des bactéries dans les mouilles et dans le sédiment durant les périodes d'assecs,
 - une estimation des apports par les différents canaux qui rejoignent l'étang et qui n'ont pas été pris en considération dans cette étude : le canal du Midi, le canal du Rhône à Sète, les canaux de Sète.
- concernant les apports par les rivières en crue :
 - une estimation des flux induits par **l'ensemble des cours d'eau** qui alimentent l'étang,
 - une caractérisation de l'origine des charges en bactéries qui arrivent à la lagune suite aux épisodes pluvieux.

Les études en cours devront permettre de répondre en partie à ces questions.

Enfin, il est important de rappeler que le modèle utilisé dans cette étude est en cours de développement. En particulier, au préalable à la prise en compte du compartiment « filtreurs » dans le modèle, une étude des processus de contamination et décontamination des coquillages est nécessaire. Par suite, la calibration et la validation du modèle couplé devra s'appuyer sur des mesures simultanées des flux en provenance du bassin versant et des concentrations en bactéries dans la colonne d'eau et les coquillages.

Ces améliorations à apporter au modèle constituent une étape indispensable afin de disposer, à terme, d'un outil opérationnel d'aide à la gestion.

6. Phytoplancton toxique

6.1. Réseau phytoplancton toxique (REPHY)

Le réseau de surveillance REPHY a deux objectifs principaux :

- la connaissance « patrimoniale » des espèces phytoplanctoniques présentes sur le littoral Français. Cette connaissance permet de suivre les évolutions des différentes espèces en fonction des saisons et de mesurer l'impact de certains événements climatiques sur le phytoplancton (abondance, diversité...)
- Les espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques suivies sont :
 - *Dinophysis* et les toxines DSP (diarrhéiques)
 - *Alexandrium* et les toxines PSP (paralytiques)
 - *Pseudo-nitzschia* et la toxine ASP (amnésiante)

Un tableau récapitulatif des épisodes de toxicité est fourni en annexe 6.

Depuis 1998 et l'apparition de l'espèce *Alexandrium catenella* dans l'étang, trois points de suivi sont échantillonnés régulièrement (hebdomadaire pendant la période à risque et par quinzaine hors période à risque). Les échantillons d'eau sont observés au microscope. Dès que l'espèce *Alexandrium catenella* est détectée, un test biologique est effectué sur un prélèvement de coquillages pour mesurer la teneur en toxine PSP.

Actuellement seule cette espèce pose un problème pour l'activité conchylicole. *Dinophysis* et *Pseudo-nitzschia* sont eux aussi observés mais nous n'avons jamais mis en évidence de toxicité supérieure au seuil de santé publique.

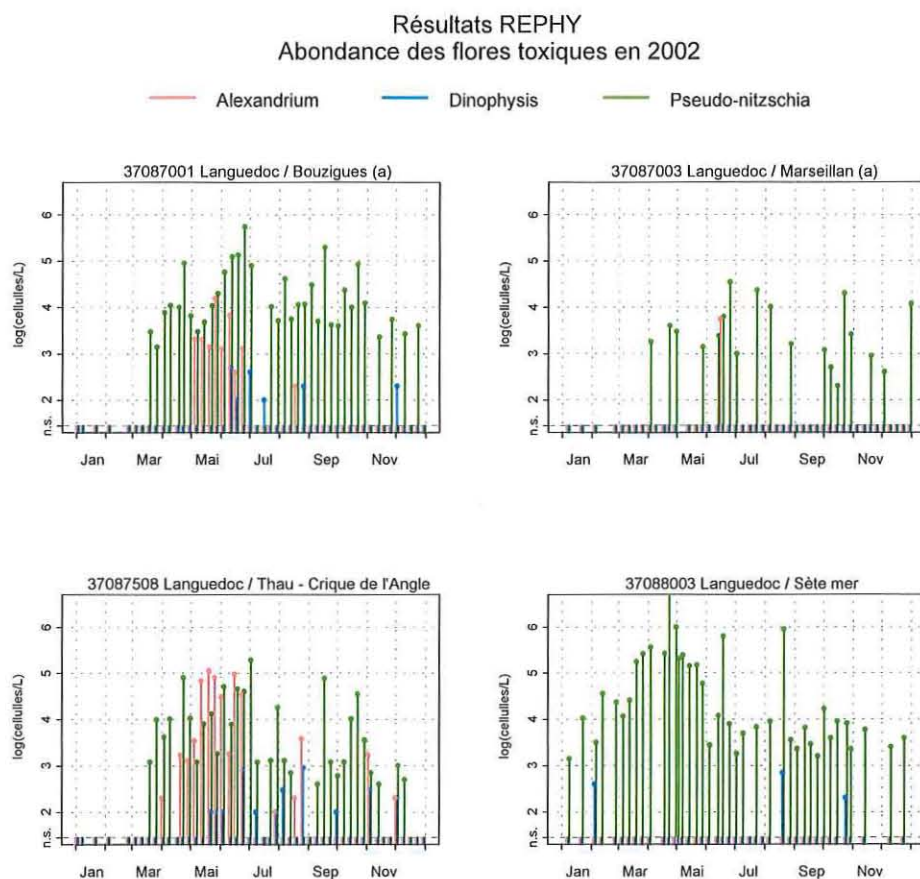


Figure 9.17 : Abondances cellulaires de espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques suivies par le REPHY dans la lagune de Thau (année 2002).

Les points marquants à retenir pour l'année 2002 sont (Fig. 9.17) :

- Pour le point de Marseillan : l'absence de *Dinophysis* et la présence au printemps dans un seul prélèvement d'*Alexandrium catenella* (aucune toxicité n'a été détectée dans les coquillages). *Pseudo-nitzschia* est observé de mars à novembre mais l'abondance est restée inférieure au seuil d'alerte.
- Au point Bouzigues : *Dinophysis* a été dénombré en faible quantité principalement au printemps et en été. Cependant aucune toxicité n'a été mesurée dans les coquillages. Un bloom d'*Alexandrium catenella* a été observé en mai et juin et le maximum de cellules par litre a dépassé 10 000. Les toxines PSP ont été détectées dans les moules, les palourdes et les huîtres creuses mais sans atteindre le seuil de santé publique. Aucune mesure de restriction de la commercialisation n'a été nécessaire. *Pseudo-nitzschia* a été présent dans l'eau de mars à décembre. Bien que le seuil de toxicité n'ait

pas été atteint, des traces de toxine ASP ont été mesurées dans les moules en septembre. Cette présence de toxine indique que l'espèce toxique est présente dans l'étang.

- Au point Crique de l'Angle : ce point a été créé pour suivre précocement les blooms d'*Alexandrium catenella* ; la crique de l'Angle est un foyer avéré de démarrage. Un bloom de cette espèce a été observé en mai et juin avec un maximum d'environ 100000 cellules par litre. *Pseudo-nitzschia* et *Dinophysis* sont régulièrement dénombrés.

6.2. Programme de recherche *Alexandrium*

La récurrence depuis 1998 des efflorescences d'*Alexandrium catenella* dans l'étang de Thau a incité à la mise en place en 2002 d'un programme de recherche sur le déterminisme de ces efflorescences. Les observations effectuées au cours des épisodes précédents ont permis d'identifier la crique de l'Angle comme l'un point des foyers de ces efflorescences. Cette zone présente des particularités du fait de son relatif confinement et des apports de son bassin versant. Ces apports sont la rivière Vène qui reçoit en amont 2 lagunages (Gigean et Montbazin) et une station d'épuration (Cournonsec). Le lagunage de Poussan-Bouzigues arrive dans la crique via une zone humide. A cela s'ajoutent les rejets liés aux activités de thermalisme et d'élevage de poissons. La crique de l'Angle est donc relativement eutrophisée et la première hypothèse à considérer est que les apports en nutriments correspondent aux spécificités nutritionnelles d'*Alexandrium catenella* et le favorisent dans sa compétition avec les autres microalgues.

L'augmentation en fréquence et en intensité des efflorescences d'algues toxiques à l'échelle mondiale a été mise en relation avec l'augmentation générale de l'eutrophisation des zones côtières (Anderson *et al.* 2002). Cependant, il ressort de l'ensemble des travaux qu'il n'existe pas toujours un lien direct entre ces deux phénomènes et que l'aspect nutritionnel ne peut être considéré sans établir les tolérances environnementales de l'espèce concernée.

Le programme a pour but d'évaluer, dans un premier temps, l'influence des apports en sels nutritifs sur les efflorescences d'*Alexandrium catenella* tout en observant l'ensemble des conditions environnementales dans la crique de l'Angle. Cette espèce présente un cycle de vie complexe avec un stade d'enkystement qui permet à l'espèce de résister à des conditions défavorables et de reprendre son activité quand les conditions le permettent (Fig. 9.18).

CYCLE DE VIE D'UNE CELLULE DU GENRE ALEXANDRIUM

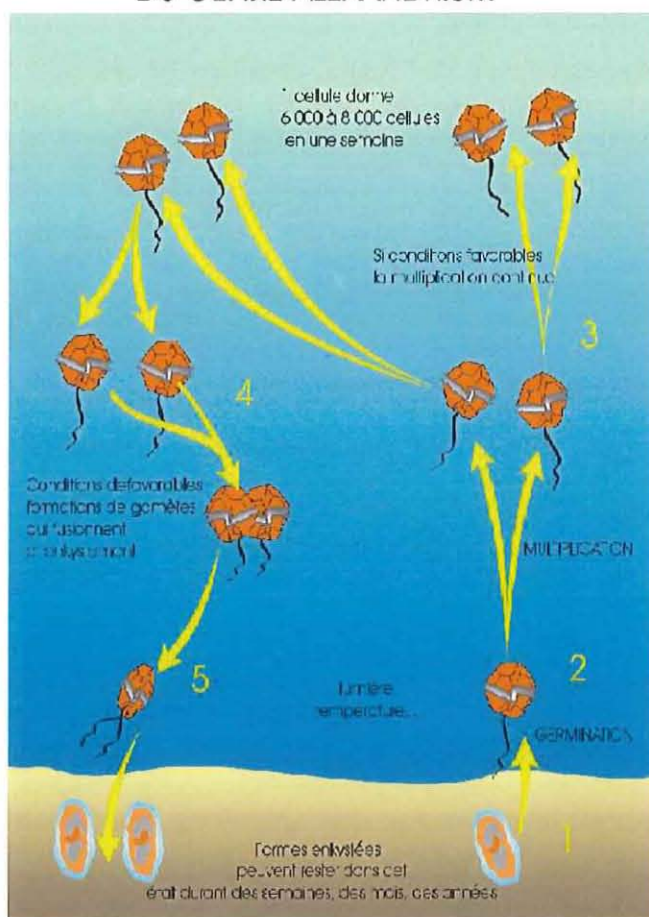


Figure 9.18 : Cycle de vie d'une cellule du genre *Alexandrium*

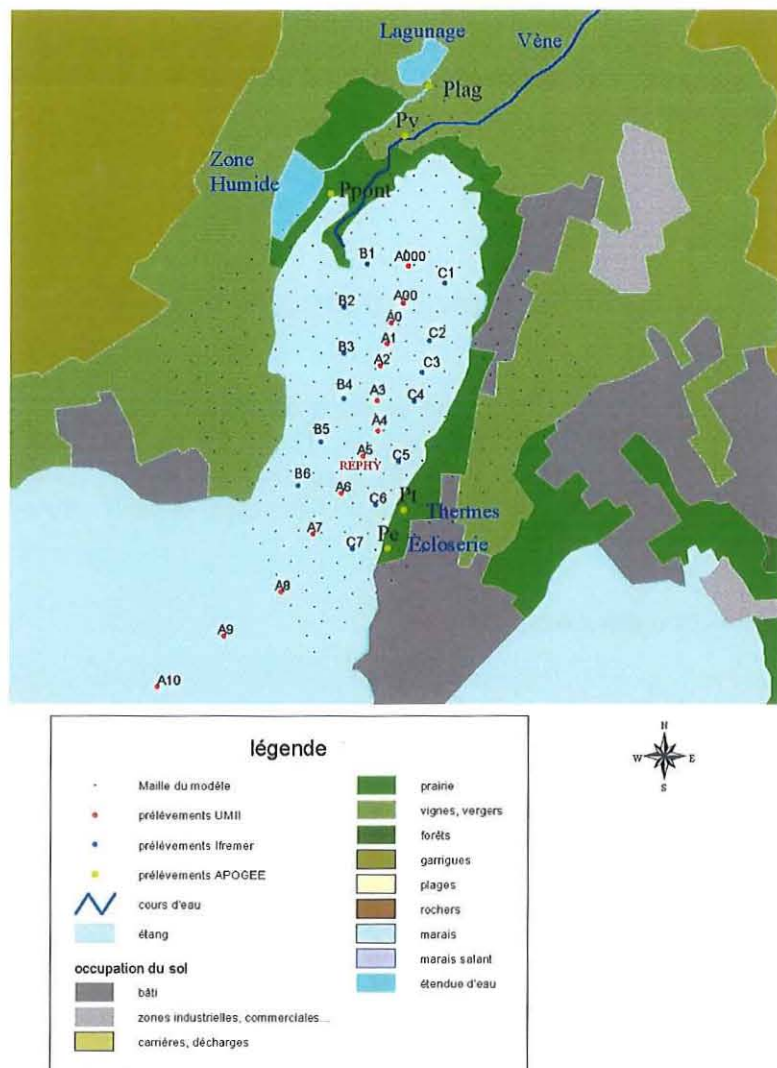
La compréhension du déterminisme des efflorescences implique donc :

- **la connaissance des conditions environnementales** qui accompagnent les trois phases de l'efflorescence : germination des kystes, multiplication des cellules végétatives, et déclin quand se produit la reproduction sexuée puis l'enkystement et/ou quand les cellules subissent une forte prédation.
- **la connaissance de la physiologie de l'espèce** aux différentes phases de son cycle de vie.

Pour mettre en relation l'ensemble des processus physiques, chimiques et biologiques, la modélisation est indispensable. Le modèle hydrodynamique MARS 3D permet en effet, en fonction des forçages météorologiques, de simuler les variations dans l'espace et le temps de la température, la salinité et des

courants. En le couplant à un modèle de sels nutritifs et de production primaire globale (Chapelle *et al.* 2000), il permet aussi d'approcher les paramètres hydro-écologiques du milieu.

Figure 9.19 : Distribution des stations de mesures et de prélèvements dans la Crique de l'Angle pour l'action 2002-2003.



Les objectifs du programme sont d'alimenter ce modèle et pour cela de :

- constituer une banque de données pour la modélisation incluant les paramètres physiques, biogéochimiques, biologiques, météorologiques et les caractéristiques sédimentaires de la zone. La figure 9.19 indique les points d'échantillonnage.
- mesurer les flux des différentes formes d'azote et de phosphore arrivant dans la crique de l'Angle (cette action sera prise en charge par l'APOGEE en

2003 dans le cadre du « Suivi des apports du bassin versant de la crique de l'Angle »).

- mettre à jour les caractéristiques nutritionnelles d'*Alexandrium* et des groupes de microalgues compétiteurs.

Ce modèle pourra alors constituer un outil permettant de tester des options d'aménagement.

7. Suivi de la pollution par le tributylétain (TBT)

Les teneurs en TBT et celles de ses produits de dégradation (DBT, MBT) ont été déterminées dans les eaux de l'étang de Thau afin de les comparer à deux indicateurs biologiques spécifiques de l'exposition au TBT : le chambrage des coquilles d'huîtres *Crassostrea gigas* et l'imposex chez le murex *Hexaplex trunculus* (nom vernaculaire = poivre).

7.1. Contamination des eaux

7.1.1. Echantillonnage

Les prélèvements d'eau ont été réalisés le 10 juillet 2002 :

- en trois points de la zone portuaire de Sète ; grande rade (S2), face au carénage (S3) et dans le canal d'entrée dans l'étang de Thau,
- dans les ports de, Marseillan, Mèze et Bouzigues,
- en sept points répartis à l'intérieur de l'étang.

Les coordonnées des points de prélèvements et les conditions de milieu (température, salinité) sont indiquées dans le tableau 9.10.

Tableau 9.10 : Localisation des points de prélèvement d'eau.

Station	Coordonnées GPS		Date de prélèvement	Temp. (°C)	Salinité
Thau 01	N : 43 ° 24' 901	E : 3° 41' 483	10/07/02	23,8	38,4
Thau 02	N : 43° 26' 514	E : 3° 38' 686	10/07/02	24,3	38,4
Thau 03	N : 43° 22' 846	E : 3° 34' 430	10/07/02	24,2	38,8
Thau 06	N : 43° 21' 437	E : 3° 33' 523	10/07/02	24,0	39,0
Thau 07	N : 43° 23' 639	E : 3° 35' 090	10/07/02	24,0	38,7
Thau 10	N : 43° 25' 640	E : 3° 37' 796	10/07/02	24,1	38,4
Thau - Roquerols	N : 43° 24' 901	E : 3° 41' 483	10/07/02	23,4	38,4
Marseillan port	N : 43° 21' 176	E : 3° 32' 165	10/07/02	24,9	39,1
Mèze port (ville)	N : 43° 25' 443	E : 3° 36' 454	10/07/02	25,1	38,6
Bouzigues port	N : 43 °26' 837	E : 3° 69' 680	10/07/02	24,3	38,2
Sète port S1	N : 43° 24' 826	E : 3° 41' 580	10/07/02	22,6	38,3
Sète port S2	N : 43° 24' 016	E : 3° 43' 328	10/07/02	19,1	38,4
Sète port S3	N : 43° 23' 897	E : 3° 42' 325	10/07/02	19,3	38,4

7.1.2. Résultats

Tableau 9.11 : Résultats d'analyse des organostaniques dans les eaux.

	Concentrations d'ion en ng.l ⁻¹			
	TBT	DBT	MBT	TPhT
Thau 01	0,40	3,00	1,52	<0,32
Thau 02	Traces	3,15	1,33	<0,32
Thau 03	<0,28	0,41	0,14	<0,32
Thau 06	<0,28	4,08	2,54	<0,32
Thau 07	<0,28	3,05	1,12	<0,32
Thau 10	Traces	2,04	1,06	<0,32
Thau - Roquerols	0,71	5,24	2,82	<0,32
Marseillan port	2,58	11,46	5,50	<0,32
Mèze port (ville)	0,61	9,35	4,90	Traces
Bouzigues port	3,19	8,47	2,31	Traces
Sète port S1	1,77	5,53	2,02	<0,32
Sète port S2	2,45	4,96	1,62	<0,32
Sète port S3	7,75	8,03	2,25	<0,32

Les résultats des analyses reportés dans le tableau 9.11 montrent que pour l'ensemble des échantillons les concentrations en TBT sont comprises entre le seuil de détection de la méthode (<0,28) et 7,75 ng/l. Celles en triphénylétain sont inférieures ou voisines de 0,3 ng/l. Les teneurs les plus élevées sont rencontrées dans les eaux des ports de Sète, Bouzigues et Marseillan. Pour ces deux derniers ports, on remarquera que la contamination des eaux est significativement supérieure à celle des eaux du port de Sète entrant dans l'étang

de Thau (S1). Cette situation ne peut s'expliquer que par des sources internes aux deux ports en question, ce qui confirme les observations antérieures. En ce qui concerne les eaux intérieures de l'étang, les résultats montrent que la contamination n'est décelable qu'aux stations Roquerols (0,71 ng/l) et Thau 01 (0,40 ng/l) vraisemblablement sous l'influence des apports des ports de Sète, Bouzigues et d'autres sources locales.

Par rapport aux résultats obtenus en 2001 la figure 9.20 montre une diminution quasi générale des niveaux de contamination, à l'exception des stations Roquerols et S1 (canal de Sète à Thau) qui sont en augmentation. Toutefois ces accroissements demeurent relativement faibles soit, respectivement de 0,28 à 0,71 ng/l et de 1,02 à 1,77 ng/l.

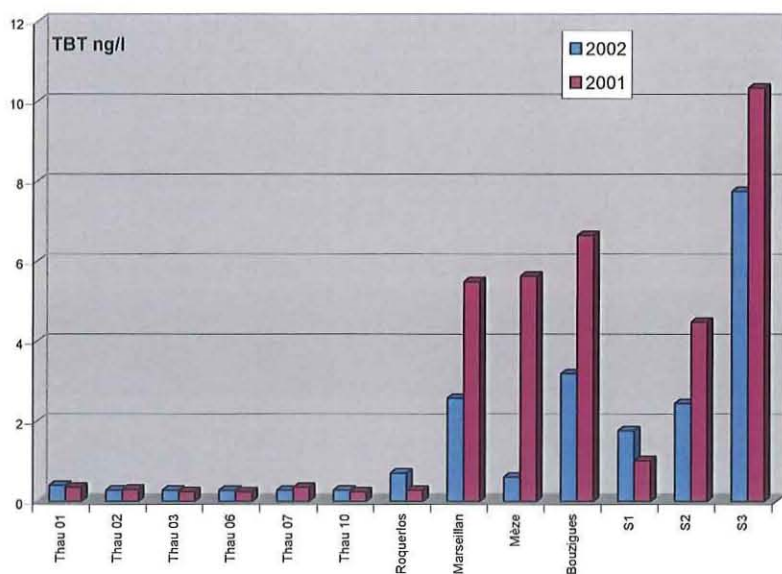


Figure 9.20 : Evolution des concentrations en TBT de 2001 à 2002.

7.2. Imposex

L'estimation de la contamination des eaux de l'étang de Thau par le tributylétain à l'aide du bioindicateur imposex a été confiée à l'Institut Européen de la Mer de l'Université de Bretagne Occidentale. Les résultats détaillés figurent dans le rapport d'étude de M. Huet, Y. M. Paulet et J. Clavier 2002 (contrat n°023581105). En 2002, 10 stations ont été échantillonnées, deux stations examinées en 2001 ont été écartées en raison de leur absence de représentativité. Les prélèvements ont été, comme en 2001, effectués en juin, afin d'éliminer un éventuel biais occasionné par des fluctuations saisonnières. Les stades de développement de l'imposex sont déterminés selon l'échelle de *Vas Deferens Sequence* (VDS) élaborée par Gibbs *et al.* (1987), la moyenne de ces stades

fournit la valeur de l'indice VDS *Index* (VDSI). Un deuxième indice, *Relative Penis Size Index* (RPSI), basé sur la longueur des pénis, est calculé comme suit :

$$\frac{(\text{longueur moyenne du pénis des femelles})^3}{(\text{longueur moyenne du pénis des mâles})^3} \times 100$$

La répartition par station des stades et des valeurs des deux indices est reportée dans le tableau 9.12.

Tableau 9.12 : Répartition des stades de VDS aux différentes stations, moyenne par échantillon (VDSI) et RPSI (campagne 2002)

<i>Stade/</i> <i>Station</i>	0	1	2	3	4	4.3	4.7	5	VDSI	RPSI
T3	2	3	0	1	0	0	0	0	1,00	0,00
Marseillan	0	3	1	4	7	0	0	0	3,00	0,06
T6	0	3	3	4	13	0	0	0	3,17	0,09
Mèze	0	0	0	0	10	0	0	0	4,00	0,74
T10	0	0	0	0	36	0	0	0	4,00	1,07
T2	0	0	0	0	28	2	0	1	4,05	5,04
T1	0	0	0	0	14	11	0	1	4,17	12,95
Roquerols	0	0	0	0	10	11	2	1	4,24	17,35
Balaruc	0	0	0	0	4	14	2	5	4,42	35,05
S1	0	0	0	0	3	5	0	5	4,50	33,47

La présence simultanée de stades inférieurs et supérieurs à 4 n'est jamais observée. Les stations peuvent ainsi être classées dans 3 catégories différentes :

- - présence de stades de VDS inférieurs à 4,
- - toutes les femelles sont au stade 4,
- - présence de stades supérieurs à 4.

Les 3 catégories de stations se répartissent selon un gradient est-ouest : la présence de stades de VDS supérieurs à 4 n'est observée qu'aux 5 stations les plus à l'est, la présence de stades inférieurs à 4 n'apparaît qu'aux 3 stations les plus à l'ouest alors qu'au centre, seuls des stades 4 sont rencontrés (Fig. 9.21).

Le gradient de VDSI décroissant d'est en ouest est également observé pour le RPSI.

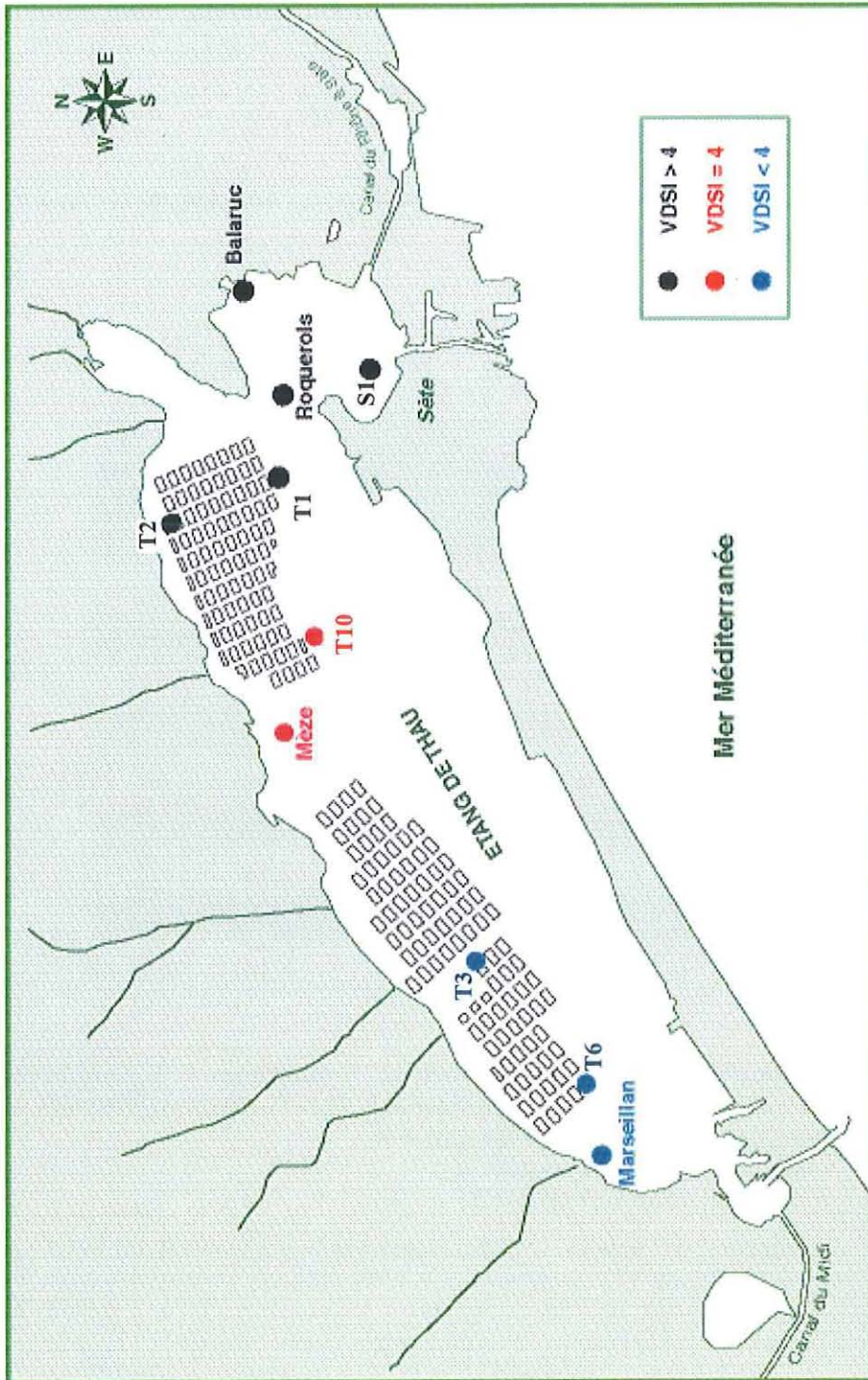


Figure 9.21 : Intensité de l'imposex aux différentes stations d'échantillonnage de l'étang de Thau.

Tout comme en 2001, un gradient d'intensité de l'imposex est observé en 2002 dans l'étang de Thau. Les deux indices biologiques, qui sont corrélés positivement, montrent des valeurs décroissantes de l'est vers l'ouest. Ces indices sont également corrélés aux teneurs en TBT dans l'eau. Ceci confirme que les eaux du port de Sète constituent l'une des principales sources de contamination par le TBT des eaux de la lagune.

En 2001, les analyses avaient révélé une autre source de pollution notable au niveau du port de Marseillan. Les résultats 2002 confirment cet apport sans toutefois permettre de déceler une éventuelle évolution temporelle de la contamination. Mis à part la station T2, où une augmentation des indices est enregistrée, aucune évolution sensible de l'exposition à la pollution par le TBT n'est mise en évidence entre 2001 et 2002 dans l'étang de Thau.

Les résultats obtenus en 2002 sont comparables à ceux de 2001. De plus, l'ensemble des observations met en évidence la sensibilité de l'espèce étudiée, *Hexaplex trunculus*, comme bioindicateur d'exposition au TBT.

7.3. Chambrage des coquilles d'huîtres

L'exposition de l'huître creuse à des concentrations en TBT de l'ordre de 2 ng.l⁻¹ se traduit par des effets sur la calcification des coquilles qui donnent lieu à la formation de chambres remplies d'une substance gélatineuse. Ce type d'anomalies est considéré comme spécifique de la présence de TBT dans les eaux.

Dans l'étang de Thau l'observation du chambrage a été réalisée sur 8 stations réparties dans les trois zones conchylicoles (T1 à T8) à partir d'échantillons provenant du cheptel mis en élevage durant un cycle annuel dans le réseau Ifremer REMORA.

Les données du réseau REMORA présentent un double intérêt : l'origine des animaux et leur durée d'immersion dans le bassin de Thau sont parfaitement connues et les résultats peuvent être comparés aux données historiques obtenues selon le même protocole depuis 1993.

Les huîtres âgées de 18 mois ont été échantillonnées en juin, septembre et décembre. Chaque prélèvement de 30 individus fait l'objet de mesures classiques de biométrie. La qualité de la coquille est notée sur plusieurs critères et notamment sur le chambrage avec présence de gel, qui est apprécié par pression du pouce. L'intensité de l'anomalie est notée selon l'échelle suivante :

- Absence de chambrage → 0
- Chambrage sur une valve → 1
- Chambrage sur deux valves → 2

Tableau 9.13 : Evolution du taux de chambrage des huîtres (%). La notation n.d. correspond à un taux non déterminé.

Stations	Juin	Septembre	Décembre
TH01 Bouzigues sud	30	n. d.	n. d.
TH02 Bouzigues terre	30	7	57
TH04 Bouzigues large	83	37	60
TH08 Bouzigues Centre	13	50	33
TH07 Mèze centre	10	n.d.	n.d.
TH05 Mèze large	23	0	7
TH06 Marseillan ouest	3	3	7
TH03 Marseillan est	3	0	3

Le tableau 9.13 montre qu'aucune zone n'est exempte de chambrage pendant la période d'échantillonnage. Ces données confirment, d'une part le gradient est-ouest constaté et d'autre part que la zone de Bouzigues est la plus impactée. Ainsi, la forme la plus aiguë du chambrage (intensité de l'anomalie égale à 2) n'a été observée qu'aux stations TH04 en septembre et TH02 et TH04 en décembre avec des taux de l'ordre de 7%.

La figure 9.22 montre une diminution importante du chambrage entre 2001 et 2002, plus particulièrement marquée dans les zones de Mèze et Marseillan.

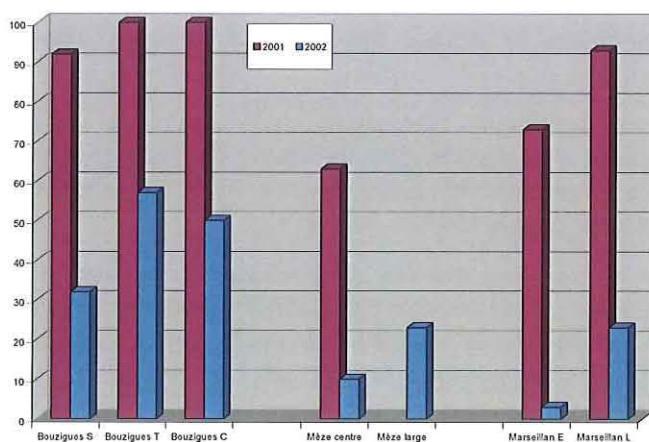


Figure 9.22 : Comparaison des taux de chambrage maximum en 2001 et 2002 d'après les données RSL.

7.4. Simulation du devenir des apports suspectés

7.4.1. Objectif

L'objectif est d'estimer, à l'aide de l'outil numérique dont on dispose sur l'étang de Thau (cf. Annexe 3) l'étendue dans la lagune des zones impactées par les flux de TBT en provenance des canaux de Sète. L'hypothèse selon laquelle les ports de l'étang constituent une source potentielle (les bateaux amarrés étant suspectés d'utiliser des peintures de carène à base de TBT) est également testée.

7.4.2. Matériel et méthode

7.4.2.1. Estimation des apports en TBT à la lagune

Les principales sources de TBT étant liées aux activités portuaires et nautiques, il convient de disposer des flux en provenance des ports qui sont en communication avec la lagune.

▪ Apport par les canaux de Sète

Le TBT étant sous forme dissoute dans l'eau, les entrées de TBT dans l'étang par les canaux de Sète sont assujetties aux mouvements des masses d'eau échangées entre la mer et la lagune (cf. Annexe 3).

Les mesures des concentrations en TBT dans les canaux de Sète, réalisées en juillet 2001 (résultats non publiés) ont été utilisées pour fixer la concentration dans les canaux de Sète, à la limite ouverte sur la mer. La valeur maximale mesurée de 2 ng/l est utilisée comme un forçage constant.

▪ Apport par les ports de l'étang

Les ports de l'étang considérés comme source potentielle de TBT sont Balaruc, Bouzigues, Mèze et Marseillan. Le tableau 9.14 récapitule le nombre de places disponibles dans chacun de ces ports.

Tableau 9.14 : Nombre de places de bateau disponibles dans les ports de l'étang de Thau

Port	Nombre de places
Balaruc	375
Bouzigues	169
Mèze	337
Marseillan	330

Ces ports de plaisance abritent des bateaux qui sont suspectés d'utiliser des peintures de carène à base de TBT. Une estimation grossière des apports est basée sur les hypothèses suivantes :

- un bateau relargue en moyenne dans le milieu $5 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{j}$ de TBT
- la surface de carène moyenne des bateaux amarrés dans les ports de plaisance est prise égale à 10 m^2 .

Dans ces conditions, les flux de TBT relargués par un bateau sont de l'ordre de $6 \mu\text{g}/\text{s}$.

Les apports diffus en TBT dans les mailles de la grille correspondant aux ports sont estimés en supposant que 1% des bateaux amarrés utilisent ces peintures interdites.

7.4.2.2. Cinétique de dégradation du TBT dans la lagune

La cinétique de dégradation du TBT n'étant pas connue dans l'étang de Thau, deux situations « extrêmes » ont été envisagées. Dans un premier temps le TBT est considéré comme un paramètre conservatif : les résultats obtenus définissent les « limites supérieures » de la zone impactée par les apports considérés. Dans un second temps, les processus de transformation du TBT en ses produits de dégradation sous l'action des radiations UV sont simulés en considérant que l'été le TBT présente une demie-vie optimale de 7 jours (Alzieu, 1999) (Fig. 9.23) : cette estimation fixe les « limites inférieures » de la zone contaminée.

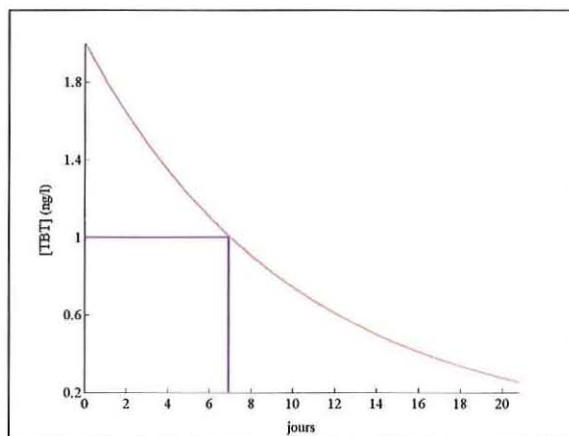


Figure 9.23 : Cinétique de dégradation du TBT définie à partir de la notion de demie-vie. La demie-vie correspond au temps nécessaire pour dégrader la moitié de la concentration en TBT présente dans le milieu.

7.4.2.3. Comparaison des résultats du modèle et des mesures in situ

La période de simulation couvre le mois de juillet 2001. Les données météorologiques de forçage du modèle sont les vents et les variations de la pression atmosphérique enregistrés sur cette période au sémaphore de Sète.

Différents scénarii sont testés et une comparaison est réalisée entre les résultats de ces simulations et les mesures d'imposex effectuées au mois de juin 2001 sur les murex (Fig. 9.24). Cette comparaison bien que purement qualitative permet cependant de tester la pertinence des hypothèses émises. Rappelons que l'imposex chez les murex apparaît dès que les concentrations dans l'eau dépasse 1 ng/l.

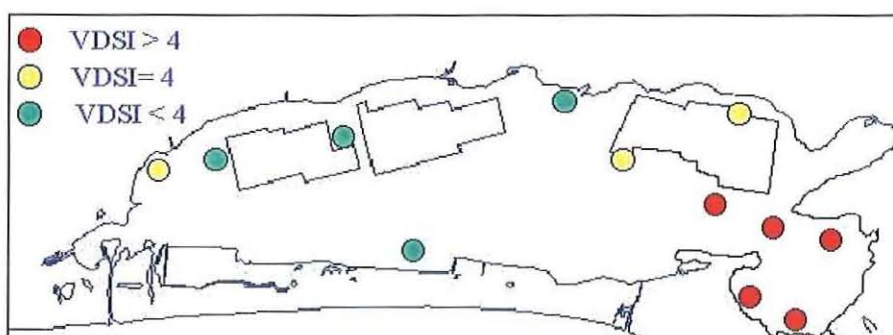


Figure 9.24 : Résultats de l'imposex mesurés en juin 2001.

7.4.3. Résultats et discussion

La première hypothèse testée est la suivante : *les apports en TBT par les canaux de Sète permettent d'expliquer à eux seuls les contaminations mesurées sur l'ensemble de lagune*. Les limites inférieures et supérieures des zones contaminées sont étudiées.

Le TBT est considéré comme un paramètre non conservatif : après 7 jours de présence dans le milieu, la concentration en TBT dans les eaux de la lagune est réduite de moitié (Fig. 9.25).

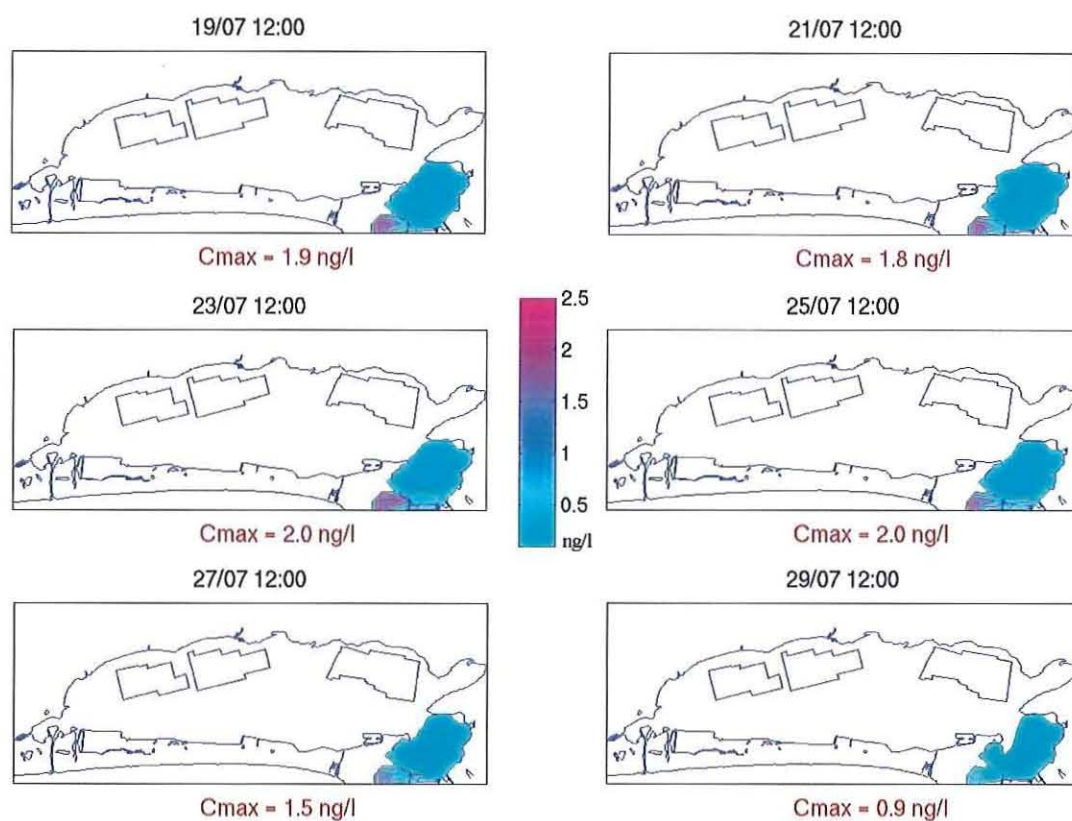


Figure 9.25 : Evolution temporelle des concentrations en TBT dans les eaux de surface. Seuls les apports par les canaux de Sète sont simulés. La cinétique de dégradation du TBT est également simulée.

Sur les 10 jours simulés, seule la zone du petit étang est contaminée en TBT avec des concentrations qui dépassent 0,5 ng/l mais restent inférieures au seuil de 1 ng/l. Les concentrations de l'ordre de l'apport lui-même (2 ng/l) restent localisées dans les canaux de Sète. La comparaison avec les résultats de l'imposex (Fig. 9.24) met en évidence le fait que lorsque le TBT est considéré comme un paramètre non conservatif, les apports de Sète ne permettent pas d'expliquer la contamination.

Si le TBT est considéré comme conservatif, (les seules pertes étant les quantités exportées vers la mer lors des phases de courant sortant) la zone impactée par les faibles concentrations s'élargit (Fig. 9.26) : les concentrations atteignent 1 ng/l dans la zone du petit étang. Les concentrations voisines de la concentration maximale restent là encore localisées dans les canaux de Sète.

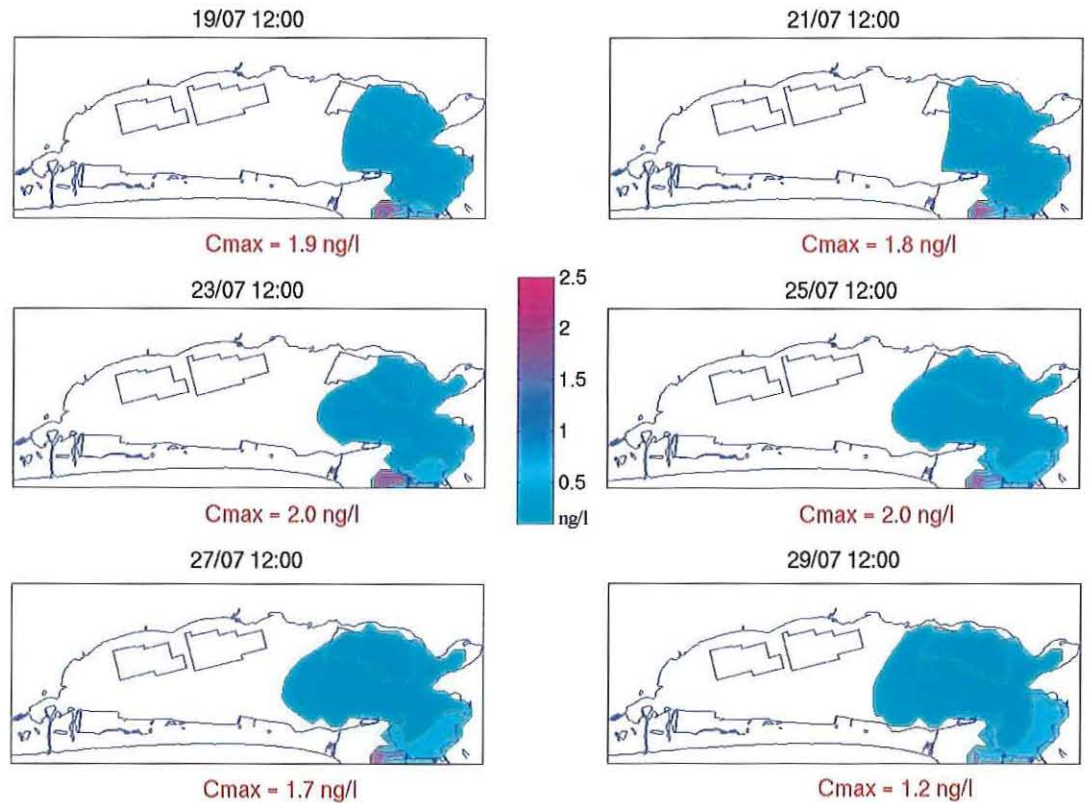


Figure 9.26 : Evolution temporelle des concentrations en TBT dans les eaux de surface. Seuls les apports par les canaux de Sète sont simulés. Le TBT est considéré comme un paramètre conservatif.

Ainsi, même dans le cas le plus favorable à la dispersion de ce contaminant dans la lagune, les apports par les canaux de Sète ne permettent d'expliquer les anomalies rencontrées chez les murex que dans la zone du petit étang.

Au vu de ces résultats, l'hypothèse est émise que 1 % des bateaux amarrés dans les ports de l'étang utilisent des peintures à base de TBT.

Ces différentes sources induisent des concentrations en TBT dans l'eau qui permettent d'expliquer, pour partie, les anomalies révélées sur les murex (Fig. 9.27).

En outre, l'étendue des zones impactées par les relargages dans les ports sont inquiétantes au regard du faible nombre de bateaux impliqués dans cette contamination. En effet, dans cette simulation, seulement trois bateaux de plaisance par port (en moyenne) sont utilisateurs de peinture au TBT.

L'impact d'un seul bateau n'est donc pas négligeable. Cette forte sensibilité du milieu peut donc expliquer certaines contaminations relativement éloignées des ports.

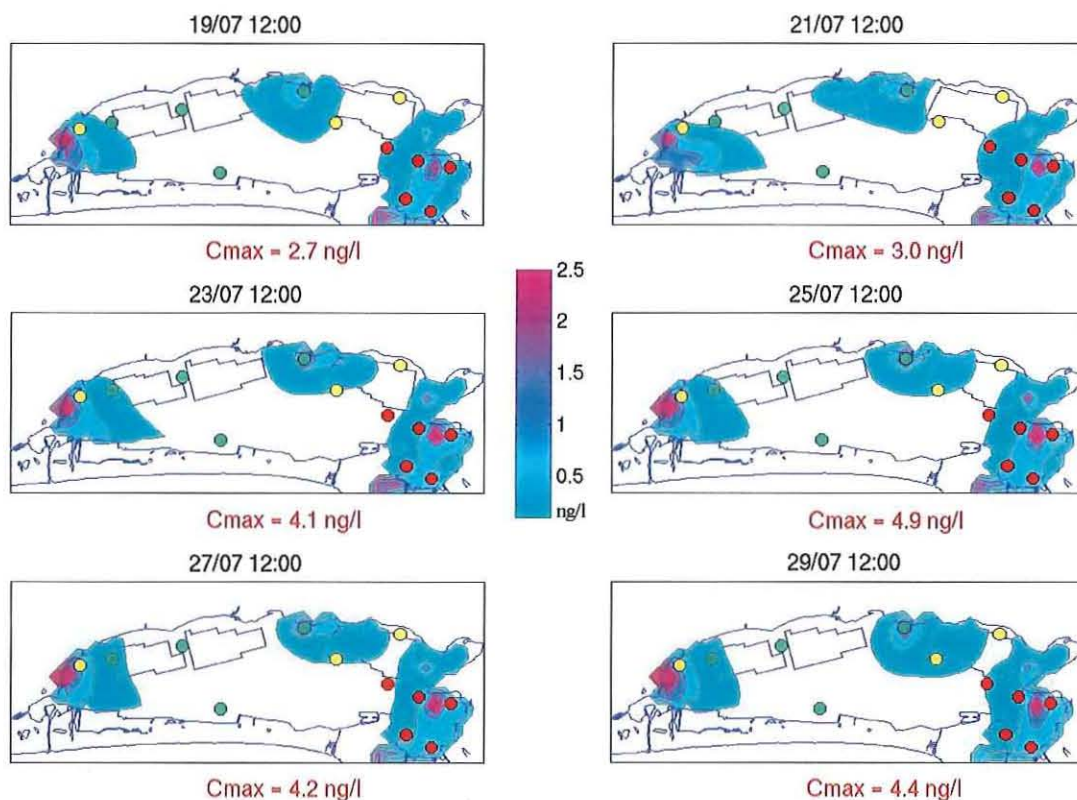


Figure 9.27 : Evolution temporelle des concentrations en TBT dans les eaux de surface. Outre les canaux de Sète, 1 % des bateaux utilisent des peintures à base de TBT. Le TBT est considéré comme un paramètre non conservatif. Les résultats de l'imposex sont superposés à titre comparatif.

Cette analyse qualitative des résultats du modèle confirme le fait que les apports par les canaux de Sète permettent d'expliquer la contamination en TBT de la Zone des Eaux Blanches. Les zones impactées par ailleurs trouvent leur origine dans l'utilisation illicite de peinture dans les ports de l'étang.

7.5. Conclusion

Les résultats d'analyse du TBT et ses produits de dégradation dans les eaux du port de Sète et de l'étang de Thau montrent une diminution significative des teneurs, y compris dans les zones portuaires fréquentées par des bateaux de commerce. Par contre la présence de TBT dans les eaux des ports de l'étang, à des concentrations supérieures à celles des canaux de Sète, confirme la présence de sources illicites internes à l'étang. Les résultats de la modélisation démontrent que si la partie est de l'étang est sous influence des eaux du port de Sète, les

apports qui en résultent ne permettent pas d'expliquer la globalité de la pollution de l'étang sans y intégrer une source interne. De ce point de vue les simulations des modèles sont en accord avec les résultats des mesures de contamination.

Les suivis des indicateurs biologiques montrent l'absence d'évolution 2001-2002 pour l'imposex et une diminution des taux de chambrage des huîtres. Ces constatations en apparence contradictoires, sont à attribuer d'une part à l'absence de réversibilité de l'imposex lorsque des stades aigus sont atteints et d'autre part à la sensibilité des jeunes individus d'huîtres qui reflètent mieux l'exposition au TBT pendant la période entre les suivis.

En conclusion générale, on retiendra que la tendance est à l'amélioration de la qualité des eaux de l'étang, mais que les niveaux de contamination constatés sont de l'ordre de grandeur de ceux ayant un effet sur la qualité des coquilles d'huîtres. Ce qui est par ailleurs confirmé par les taux de chambrage constatés : aucune zone n'est exempte du phénomène.

8. Contamination chimique

8.1. Le réseau national d'observation (RNO)

8.1.1. RNO matière vivante

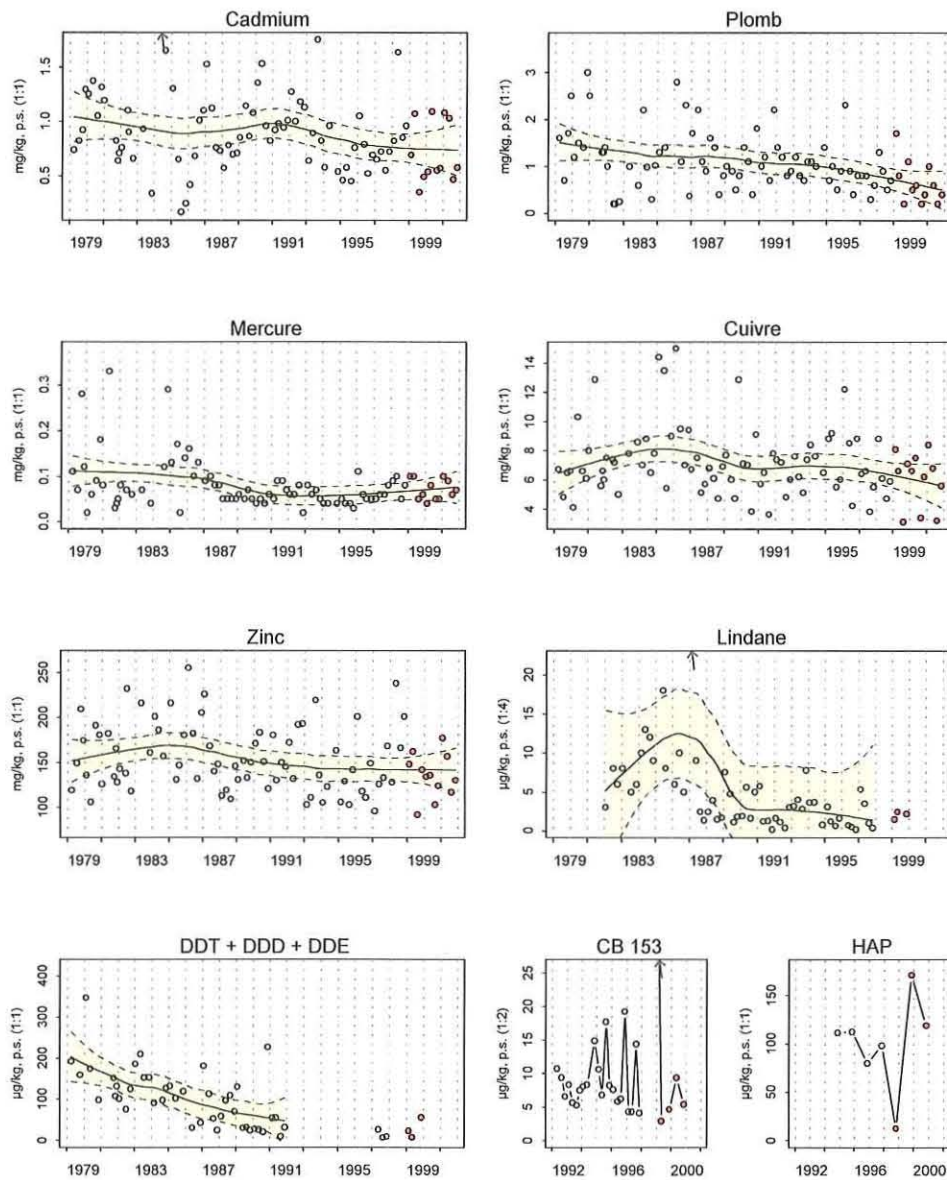
Le RNO est un programme national mis en place par le Ministère chargé de l'environnement et coordonné par l'Ifremer. Son objectif premier est l'évaluation des niveaux et des tendances des contaminants et des paramètres généraux de la qualité du milieu. Dans certains cas, en particulier quand l'échantillonnage est réalisé en zone d'élevage des mollusques, les résultats du RNO peuvent être comparés aux seuils fixés pour la protection des consommateurs. Les niveaux des différents contaminants mesurés dans les moules pour l'ensemble des stations suivies dans le Languedoc Roussillon et leur comparaison aux médianes nationales sont fournies en annexe 2. En 2002, deux stations ont été échantillonnées trimestriellement dans la lagune de Thau (Fig. 9.1).

Sur les principaux contaminants mesurés, on peut noter que le plomb continue sa tendance à la décroissance (Fig. 9.28 et 29). Les teneurs en cadmium, mercure, zinc et lindane semblent avoir atteint un seuil où plus aucune tendance n'est détectable.

Par contre bien qu'on observe depuis 20 ans une tendance décroissante des teneurs en DDT, DDD et DDE, la somme de ces trois composants reste sensiblement supérieure à la médiane nationale (annexe 2). Cependant cet état de

fait relève plus d'une problématique régionale que d'un cas particulier à cette lagune.

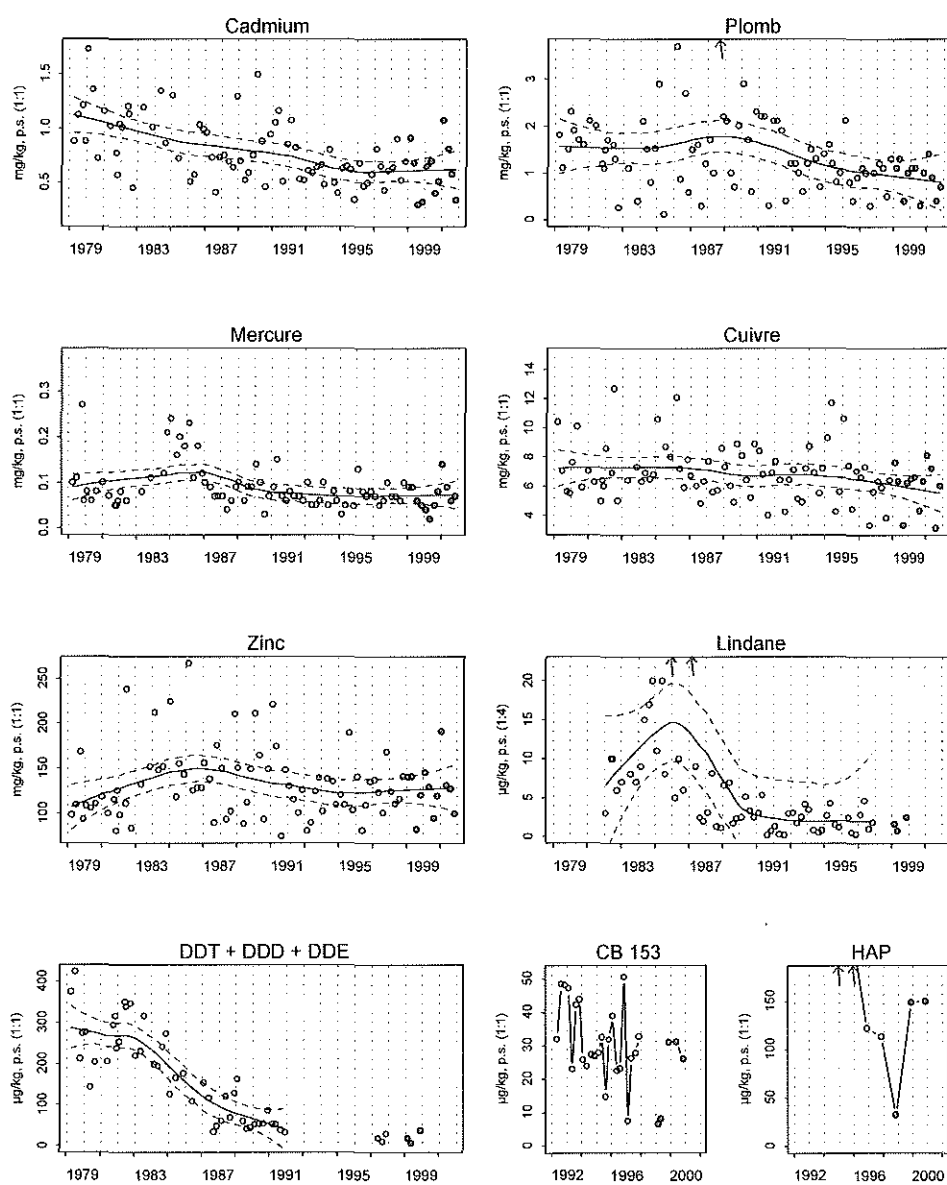
Résultats RNO
37087101 Languedoc / Thau 1 - Moule



Source/Copyright RNO MEDD-Ifremer, banque Quadrige

Figure 9.28 : Niveaux et tendances d'évolution de la contamination dans les moules de l'étang de Thau (station 1).

Résultats RNO
37087104 Languedoc / Thau 4 - Moule



Source/Copyright RNO MEDD-Iframer, banque Quadrige

Figure 9.29 : Niveaux et tendances d'évolution de la contamination dans les moules de la lagunes de Thau (station 4).

8.1.2. RNO sédiments

Dans le cadre de la campagne RNO sédiments effectuée en 1996, cinq stations ont été positionnées dans l'étang de Thau (Fig. 9.30 et 31). La totalité des résultats de cette campagne sont présentés dans le bulletin RNO 1998, et seule une sélection de contaminants organiques et métalliques est présentée dans le présent rapport (cf annexe 2).

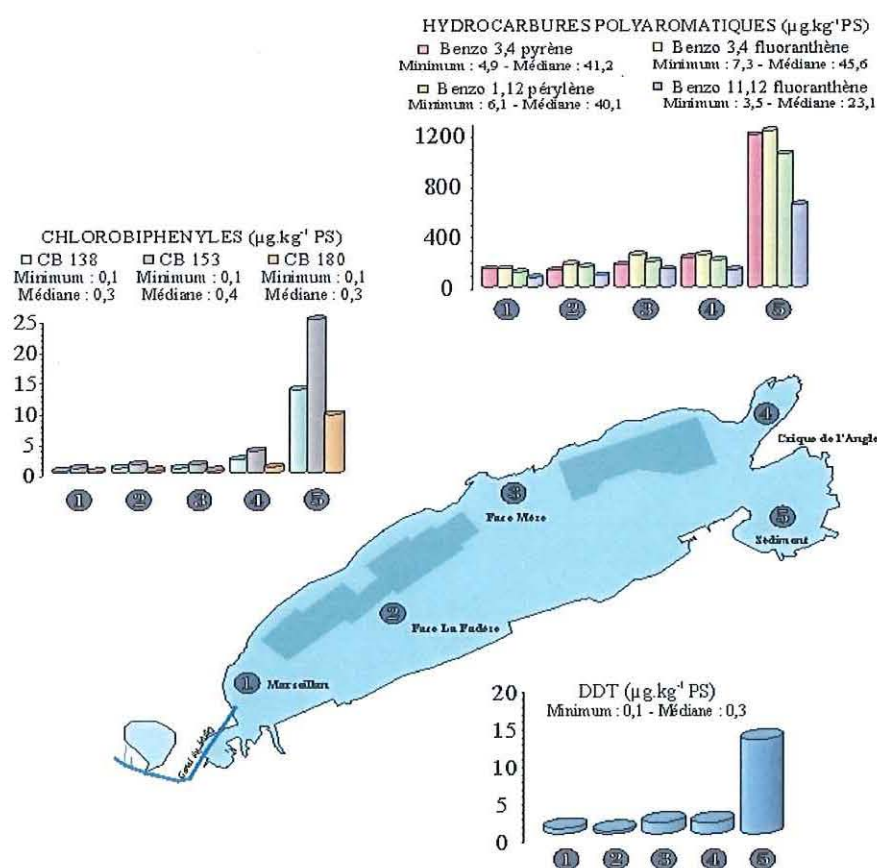
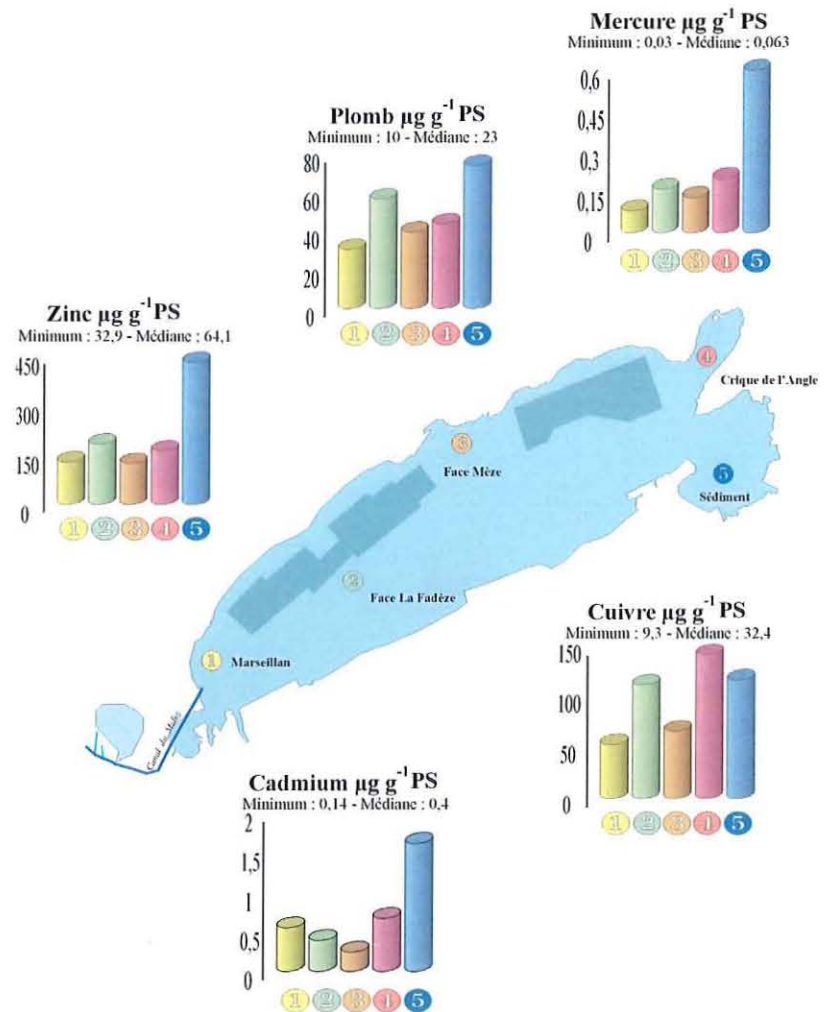


Figure 9.30 : Niveaux de la contamination organique (PAH, PCB et DDT) dans les sédiments (fraction < 2mm) de la lagune de Thau (d'après RNO, 1998). Les valeurs médiane et minimum sont données pour l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon.

Concernant les contaminants organiques, les sédiments de la station 5 (Petit Etang) sont fortement contaminés avec des concentrations mesurées 20 à 40 fois supérieures aux médianes des lagunes languedociennes. Si la contamination en PAH et PCB sont le reflet des activités industrielles, portuaires et urbaines, passées et présentes, qui s'exercent aux abords de cette zone, les niveaux en DDT indiquent que malgré l'interdiction d'utilisation de ce produit, il existe encore des sources de contamination qui doivent être identifiées et réduites. Pour les autres zones de la lagune, les niveaux mesurés sont nettement moins élevés, mais restent, notamment pour les stations 3 et 4, supérieurs à la médiane lagunaire.

Figure 9.31 : Niveaux de la contamination métallique (Cu, Zn, Hg, Pb, Cd) dans les sédiments (fraction < 2mm) de la lagune de Thau (d'après RNO, 1998). Les valeurs médiane et minimum sont données pour l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon.



Les sédiments de l'étang de Thau sont contaminés à des degrés divers pour l'ensemble des métaux mesurés. Il existe un gradient est-ouest de contamination croissante avec des niveaux de contamination très élevés, comme pour les molécules organiques, dans les sédiments du Petit Etang. Ces concentrations résultent d'épisodes anciens de contamination qui tendent à se réduire comme en témoignent les tendances à la décroissance enregistrées dans les moules (cf. RNO matière vivante).

8.2. Réseau Intégrateurs biologiques (RINBIO).

Ce réseau a pour but d'évaluer les niveaux de la contamination chimique dans le champ moyen, c'est à dire sur une zone où les concentrations mesurées

correspondent à l'effet moyen de l'ensemble des apports, par implantation de stations artificielles à moules sur une période de 3 mois. Pour plus de détails sur les contaminants mesurés, la méthodologie, les modes de calcul et les résultats se reporter au rapport de la campagne 2000 (Andral *et al.*, 2001). Dans le cadre de la campagne du RINBIO 2000, deux stations artificielles à moules ont été positionnées dans la lagune de Thau (Fig. 9.1).

Pour l'ensemble des contaminants analysés, les niveaux de contamination mesurés se situent dans les gammes du bruit de fond des contaminations enregistrées à l'échelle de la façade méditerranéenne et confirment la tendance à l'amélioration de la qualité chimique des eaux de la lagune. Néanmoins, les niveaux en DDE (produit de dégradation du DDT), et dans une moindre mesure en PCB, demeurent élevés et corroborent les résultats obtenus dans le cadre du RNO.

9. Conclusion générale

La qualité environnementale de la lagune de Thau peut-être considérée comme satisfaisante étant donné les nombreuses pressions anthropiques qu'elle subit ou qu'elle a subi. Depuis plusieurs années, les efforts faits par les acteurs locaux pour améliorer la qualité de cet écosystème et préserver l'activité conchylicole ont porté leur fruit et ont contrebalancé la pression croissante exercée sur cet écosystème. Le bilan 2002 des données environnementales réalisé dans le présent chapitre en est tout à fait démonstratif même si quelques points « noirs » demeurent :

- Du point de vue de l'eutrophisation, le suivi mené dans le cadre du RSL confirme la bonne qualité des eaux et la forte capacité de cet écosystème à produire du phytoplancton, indispensable pour garantir la bonne croissance observée des mollusques en élevage. Toutefois, certaines zones de bordure confinées et soumises à des apports en sels nutritifs (crique de l'Angle, reculée de Riach) peuvent être le siège de proliférations importantes de macro-algues.
- La qualité bactériologique des coquillages demeure stable et sujette à des épisodes de contamination. La mise en relation de ces résultats avec les événements pluvieux, confirmée par les résultats de simulations numériques, suggère de mener une réflexion pour la gestion de ces événements.
- La qualité chimique est satisfaisante et tend clairement à s'améliorer. La pollution par le TBT diminue et les résultats de la modélisation ont confirmé l'existence de source de contamination interne à la lagune.
- Cette année, aucun épisode de toxicité liée à la microalgue du genre *Alexandrium* n'a perturbé l'activité conchylicole. Mais, les possibilités de

bloom demeurent et un programme de recherche est en cours (Ifremer – UM II) pour en déterminer les causes et les processus mis en jeu.

Les modèles numériques ont permis de confirmer et de compléter les hypothèses sur la contamination bactériologique et sur les sources de TBT. Ils s'affirment comme outil d'aide à la gestion, mais ils nécessitent d'être sans cesse améliorés et alimentés par des données mesurées. En 2003, en plus du diagnostic complet de l'eutrophisation qui sera réalisé sur la lagune, une part importante du programme de recherche d'accompagnement du RSL sera dévolu au développement des outils numériques (*Alexandrium*, bactériologie) pour la lagune de Thau, tout comme d'autres programmes de recherche nationaux (PNEC) et européens (DITTY).

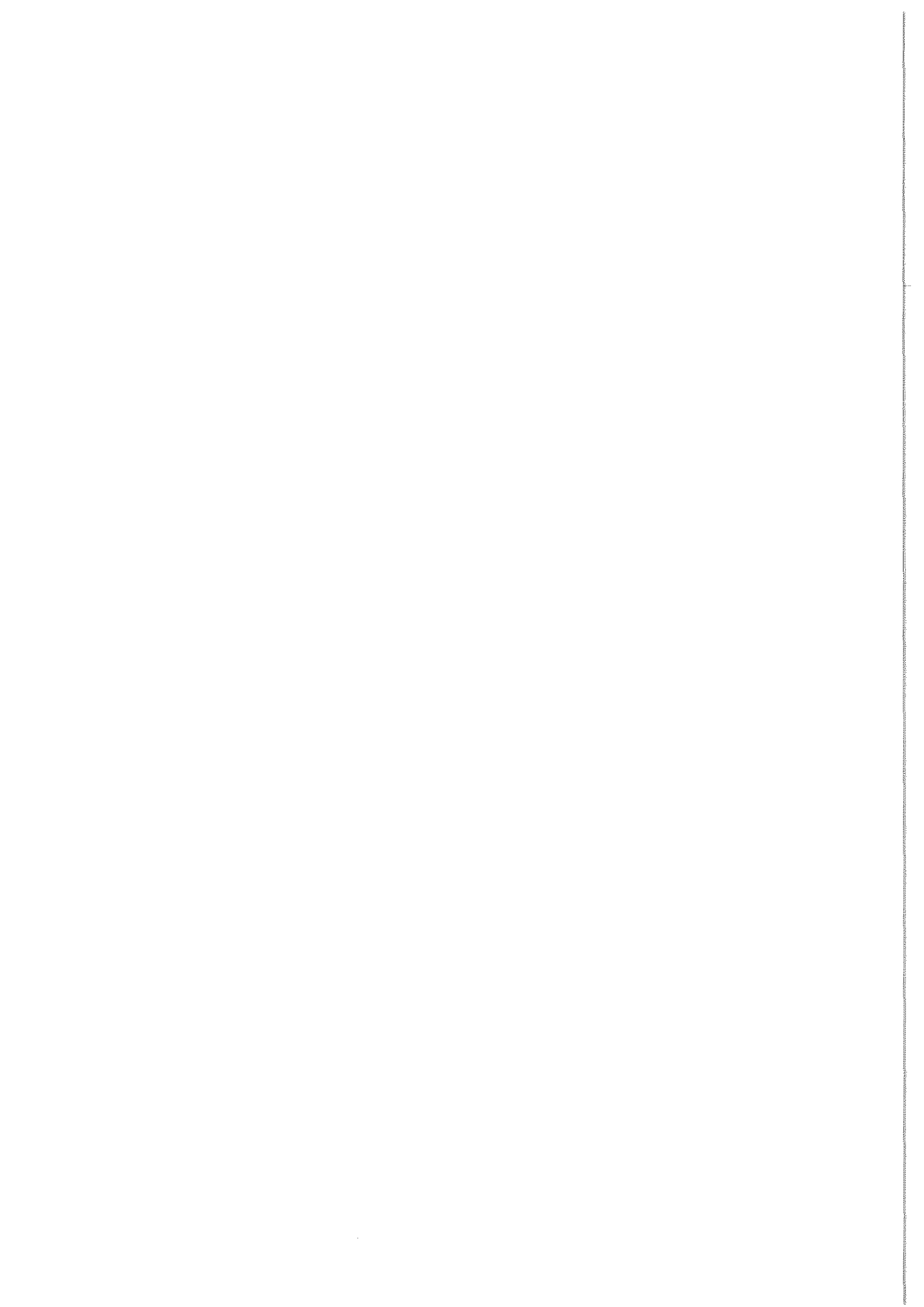
10. Références bibliographiques

- Alzieu Cl., Michel P., 1999. Géochimie et écotoxicologie des organoétains. Rapport Scient. Tech. Ifremer, n°19.
- Anderson D.M., Glibert P.M., Burkholder J.M. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25, 704-726.
- Andral B., Stanisière J.Y., Mercier S., 2001, Réseau Intégrateurs Biologiques. Evaluation de la contamination chimique basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée : résultats de la campagne 2000. Rapport Ifremer. Convention Agence de l'Eau RMC, 87 p.
- Anonyme, 1997. Suivi des apports du bassin versant de l'étang de Thau et des échanges avec la mer par les canaux de Sète. Contrat pour l'étang de Thau. Univ. Montpellier I et II, 175 p. + annexes.
- Baleux B., Gales P., 1993. Etude sur les apports des salmonelles et leur devenir dans les différents compartiments (eau, sédiment, coquillages filtreurs) de l'étang de Thau. Contrat pour l'étang de Thau. Univ. Montpellier II, 93 p.
- Chapelle, A., Ménesguen, A., Deslous-Paoli, J.M., Souchu, P., Mazouni, N., Vaquer, A., Millet, B. 2000. Modelling nitrogen, primary production and oxygen in a Mediterranean lagoon. Impact of oyster farming and inputs from the watershed. *Ecological Modelling*. 127 : 161-181.
- Gibbs P.E., Bryan G.W., Pascoe P.L., Burt G.R., 1987. The use of the dogwhelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 67 : 507-523.
- Ifremer-Créocéan-UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Tomes I et II. Rapport marché public n°90 9851, 412 p.

- Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.
- Hellberg H. and Mortensen S., 2000. Communication Workshop La Tremblade.
- Huet M., Paulet Y. M. et Clavier J., 2002. Comparaison des niveaux d'imposex *Hexaplex trunculus* dans l'étang de Thau entre 2001 et 2002 . contrat universitaire n°023581105, 26p.
- Michel P. et Averty B., 1996. Bilan 1992 de la contamination des côtes françaises par les composés organostanniques. Ifremer, R. Int. DEL/96.06/Nantes 12 p.

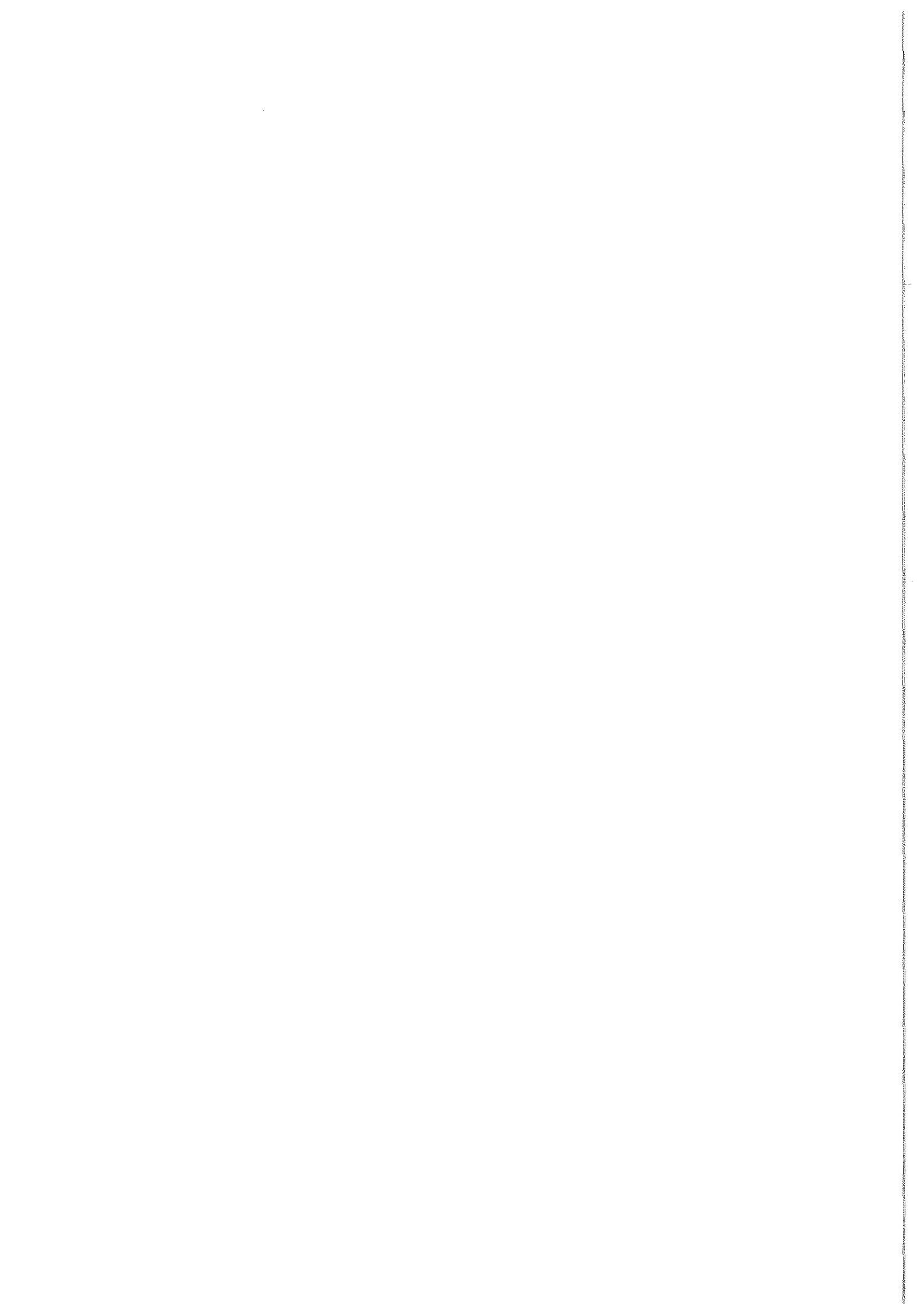


Le Canal du Rhône à Sète



sommaire

1. INTRODUCTION.....	289
2. HYDROLOGIE GÉNÉRALE.....	291
3. DIAGNOSTIC DE L'EAU	295
4. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON.....	304
5. CONCLUSION.....	306



1. Introduction

Du Vidourle à l'étang de Thau, le canal du Rhône à Sète constitue une voie de transfert des polluants contenus dans les cours d'eau vers les lagunes. La qualité de ses eaux conditionne en grande partie celle des lagunes avec lesquelles il entre en communication par de nombreuses passes. Les résultats obtenus en 2001 montraient que le canal présente un gradient croissant de salinité du Vidourle (eau douce) à l'étang de Thau (eaux marines). Il reçoit des apports importants en azote par le Lez et la station d'épuration (STEP) de la Grande Motte. Le Lez constitue aussi une source importante de phosphates pour les eaux du canal mais pas la STEP de la Grande Motte qui applique des processus de déphosphatation sur les rejets. En revanche, le canal de Lunel est caractérisé par des concentrations de phosphates aussi élevées que celles du Lez. Le canal du Rhône à Sète constitue une composante importante de l'hydrosystème Or/palavasiens.

En 2002, l'élaboration de grilles de qualité de l'eau et du phytoplancton a été reconduite sur les 11 stations (Fig. 10.1). En revanche, la qualité des cours d'eau douce qui alimentent directement le canal (Vidourle, canal de Lunel, Lez et Mosson) n'a pas été étudiée dans le cadre du RSL.



source: BD CARTHAGE, version 2.4, IGN 1996; BD CARTO, version 2, IGN 1997, Ifremer 2002

Légende

Occupation du sol

- Bâti
- Zone industrielle, commerciale, de communication ou de loisir
- Carrière, décharge
- Prairie, pelouse, et toute culture hormis vigne et verger
- Vigne, verger
- Forêt
- Végétation naturelle basse ligneuse, maquis, garrigue, lande, broussailles
- Plage, dune, sable, gravier, galet ou terrain nu sans couvert végétal
- Rocher, éboulis
- Marais salant
- Zone humide

• stations colonne d'eau RSL

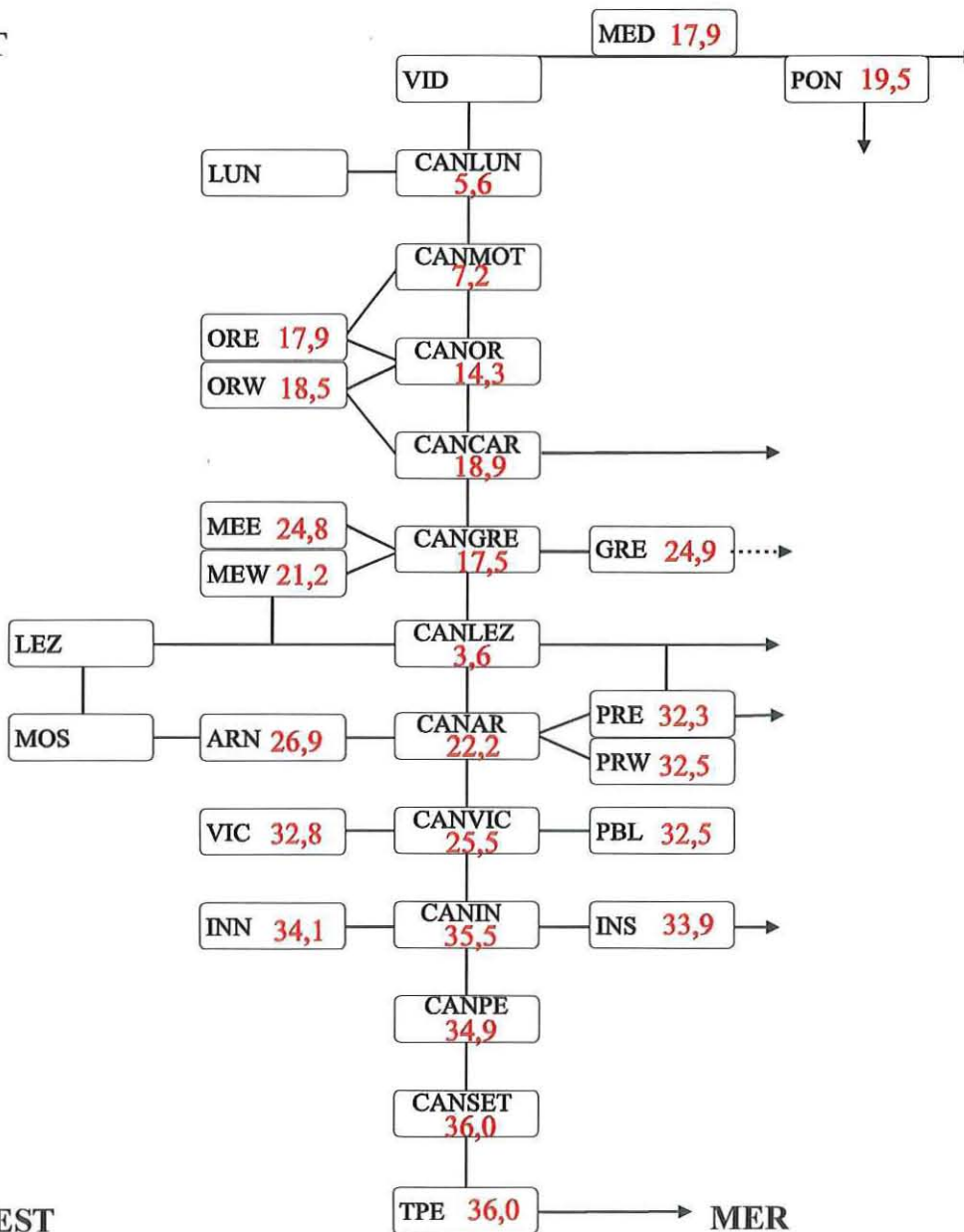
Figure 10.1 : Présentation des stations de prélèvement RSL dans les eaux du canal du Rhône à Sète.

2. Hydrologie générale

Comme en 2001, les eaux du canal du Rhône à Sète présentent un gradient croissant de salinité d'est en ouest (Figures 10.2 à 10.4). La station située la plus à l'est (CANLU) voit sa salinité augmenter de juin à août diminuant d'autant le gradient entre le Vidourle et Thau. La situation 2002 se distingue nettement de celle observée en 2001 pour le secteur situé à l'ouest du Lez. Les eaux situées à l'intersection du canal et du Lez (CANLEZ) restent très déssalées pendant les trois mois d'observation (3,6 à 12,7) alors que la station voisine à l'ouest (CANAR) garde un caractère marin et montre même une sursalure en août (44,6). De toute évidence la situation de 2002 indique que les eaux du Lez ont peu pénétré dans le canal. Cette situation montre encore, si cela était nécessaire, l'intérêt d'un modèle hydrodynamique pour comprendre la dispersion des eaux douces dans le complexe (canal – étangs).

Salinité juin 2002

EST



OUEST

Figure 10.2 : Distribution des salinités dans l'hydrosystème (canal-lagunes) dans les prélèvements de juin 2002. Chaque cadre représente une lagune ou un secteur de lagune, un secteur de canal ou un cours d'eau. Les traits symbolisent une liaison hydraulique. Les flèches indiquent une communication avec la mer.

Salinité juillet 2002

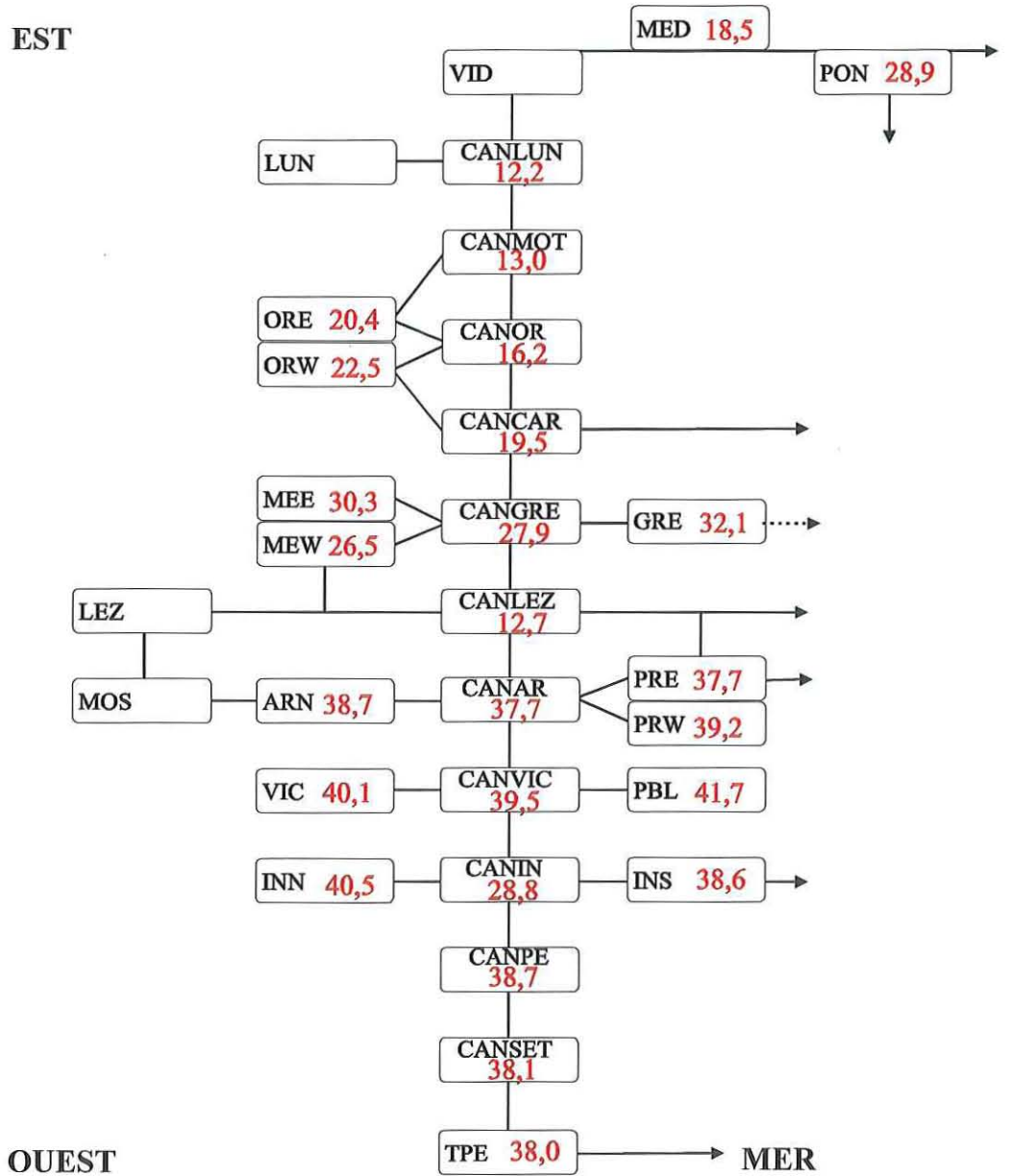
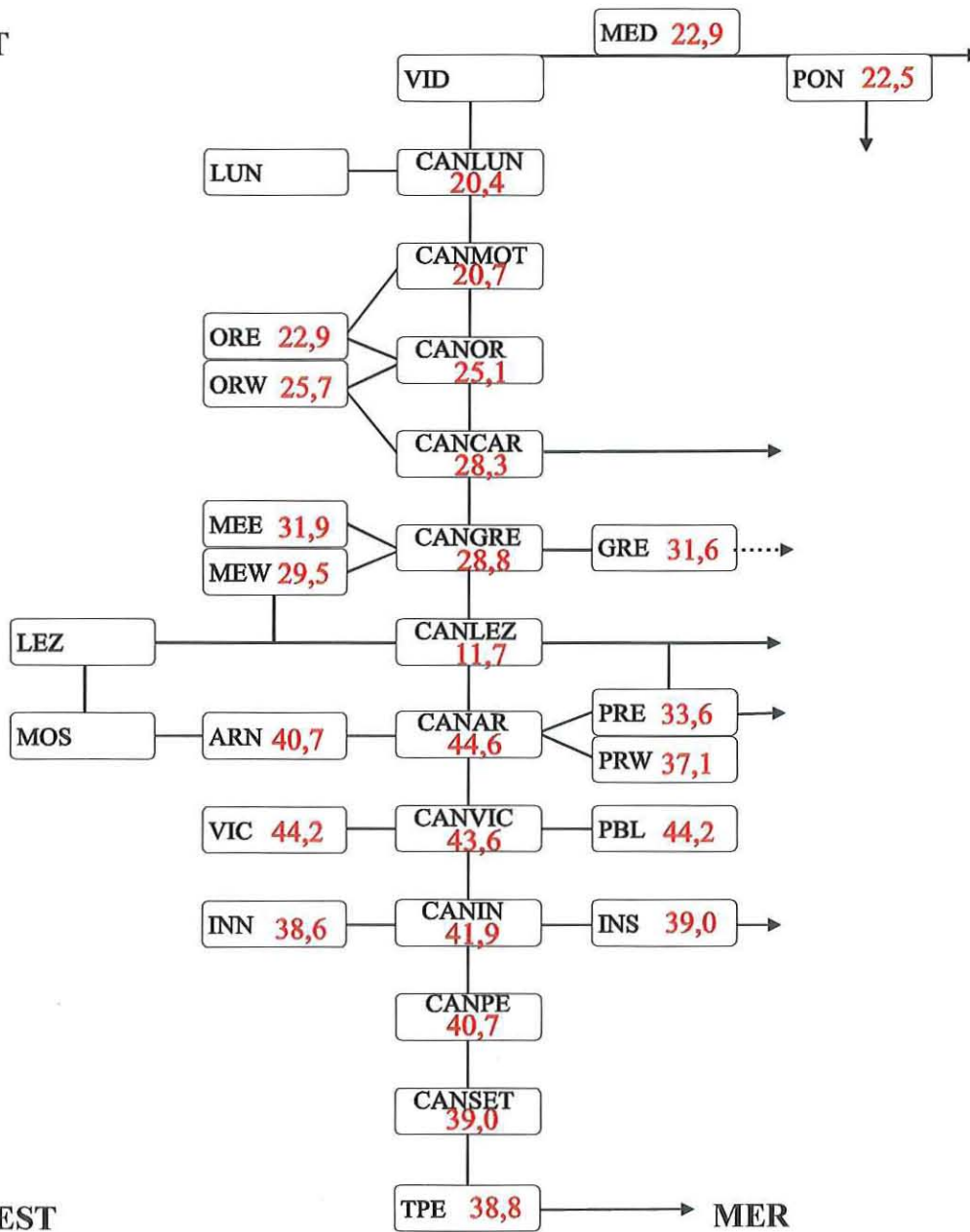


Figure 10.3 : Distribution des salinités dans l'hydrosystème (canal-lagunes) dans les prélèvements de juillet 2002. Chaque cadre représente une lagune ou un secteur de lagune, un secteur de canal ou un cours d'eau. Les traits symbolisent une liaison hydraulique. Les flèches indiquent une communication avec la mer.

Salinité août 2002

EST



OUEST

Figure 10.4: Distribution des salinités dans l'hydrosystème (canal-lagunes) dans les prélèvements d'août 2002. Chaque cadre représente une lagune ou un secteur de lagune, un secteur de canal ou un

cours d'eau. Les traits symbolisent une liaison hydraulique. Les flèches indiquent une communication avec la mer.

3. Diagnostic de l'eau

Les grilles établies en 2002 sur les eaux du canal présentent, comme en 2001, une majorité de mauvais états (tab 10.1). Toutefois la situation dans la partie ouest est différente :

- Aux stations CANSET et surtout CANPE, une pollution en nitrates a été enregistrée en juin (près de 20 μM). Cette dernière est à l'origine du déclassement de la qualité de ces deux stations (respectivement du vert et jaune au orange),
- alors que l'influence du Lez se faisait sentir jusqu'au niveau de l'étang d'Ingril en 2001, elle semble ne se répercuter que jusqu'au niveau de Vic en 2002 (Fig. 10.5),
- la faible dispersion des apports du Lez, observée au travers des salinités, est confirmée par la distribution des phosphates (Fig.10.6) qui donne des états très bons à bons pour toutes les stations situées à l'ouest du Lez,
- les concentrations de chlorophylle-a confirment les 2 précédentes remarques avec des niveaux bons à très bons de Sète à l'Ingril (Fig.10.7).

En revanche, les stations situées à l'est du Lez présentent toujours une forte eutrophisation. Les eaux situées dans l'influence du rejet de la station d'épuration de la Grande Motte (CANMOT) sont, comme en 2001, caractérisées par de fortes concentrations en azote (Fig. 10.8).

Tableau 10.1 : Grilles de lecture de l'eau aux stations du canal du Rhône à Sète en 2002.

CANLU ÉTÉ 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
Δ %O ₂ SAT		0		20	24	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	17,0	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1		1,5		4	5,3
NID	(μM)	0		2		6		10		20	132
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75		1	9,1
NITRA	(μM)	0		1		3		5		10	47
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	75
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	93
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	109
NT	(μM)	0		50		75		100		120	250
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	8,5

CANMOT ÉTÉ 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
$ \Delta \%O_2 SAT $		0		20	24	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	16,0	25		40	
PO_4^{3-}	(μM)	0		0,3		1		1,5		4	4,4
NID	(μM)	0		2		6		10		20	240
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75		1	11,8
NITRA	(μM)	0		1		3		5		10	36
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	192
Chl-a	($mg m^{-3}$)	0		5		7		10		20	76
Chlaphe	($mg m^{-3}$)	0		7		10		15		25	91
NT	(μM)	0		50		75		100		120	768
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	7,3

CANOR ÉTÉ 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
$ \Delta \%O_2 SAT $		0	16,9	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	23	25		40	
PO_4^{3-}	(μM)	0		0,3		1		1,5	2,6	4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	80
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75		1	5,2
NITRA	(μM)	0		1		3		5		10	30
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	45
Chl-a	($mg m^{-3}$)	0		5		7		10		20	62
Chlaphe	($mg m^{-3}$)	0		7		10		15		25	74
NT	(μM)	0		50		75		100		120	155
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	9,1

CANCAR ÉTÉ 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
$ \Delta \%O_2 SAT $		0		20	21	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	21	25		40	
PO_4^{3-}	(μM)	0		0,3		1	1,20	1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	63
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75		1	4,1
NITRA	(μM)	0		1		3		5		10	27
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	32
Chl-a	($mg m^{-3}$)	0		5		7		10		20	81
Chlaphe	($mg m^{-3}$)	0		7		10		15		25	91
NT	(μM)	0		50		75		100		120	156
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	6,4

CANGRE ÉTÉ 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0	18,0	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25	29	40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,60	1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	1304
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75		1	1,78
NITRA	(μM)	0		1		3		5		10	11,6
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	26
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	249
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	289
NT	(μM)	0		50		75		100		120	351
PT	(μM)	0		0,7		1,5		2,5		4,5	19,0

CANLEZ ÉTÉ 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	61
TUR	(NTU)	0		5		10		25	39	40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1		1,5		4	30
NID	(μM)	0		2		6		10		20	1304
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75		1	19,0
NITRA	(μM)	0		1		3		5		10	54
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	1267
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	399
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	470
NT	(μM)	0		50		75		100		120	1091
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	40

CANAR ÉTÉ 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30	33	40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25	27	40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,95	1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	123
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75		1	1,57
NITRA	(μM)	0		1		3		5		10	10,9
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	112
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	86
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	103
NT	(μM)	0		50		75		100		120	233
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	12,0

CANVIC ÉTÉ 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20	21	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25	32	40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,26	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	39
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75		1	1,00
NITRA	(μM)	0		1		3		5		10	10,4
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	28
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	61
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	69
NT	(μM)	0		50		75		100		120	181
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	6,4

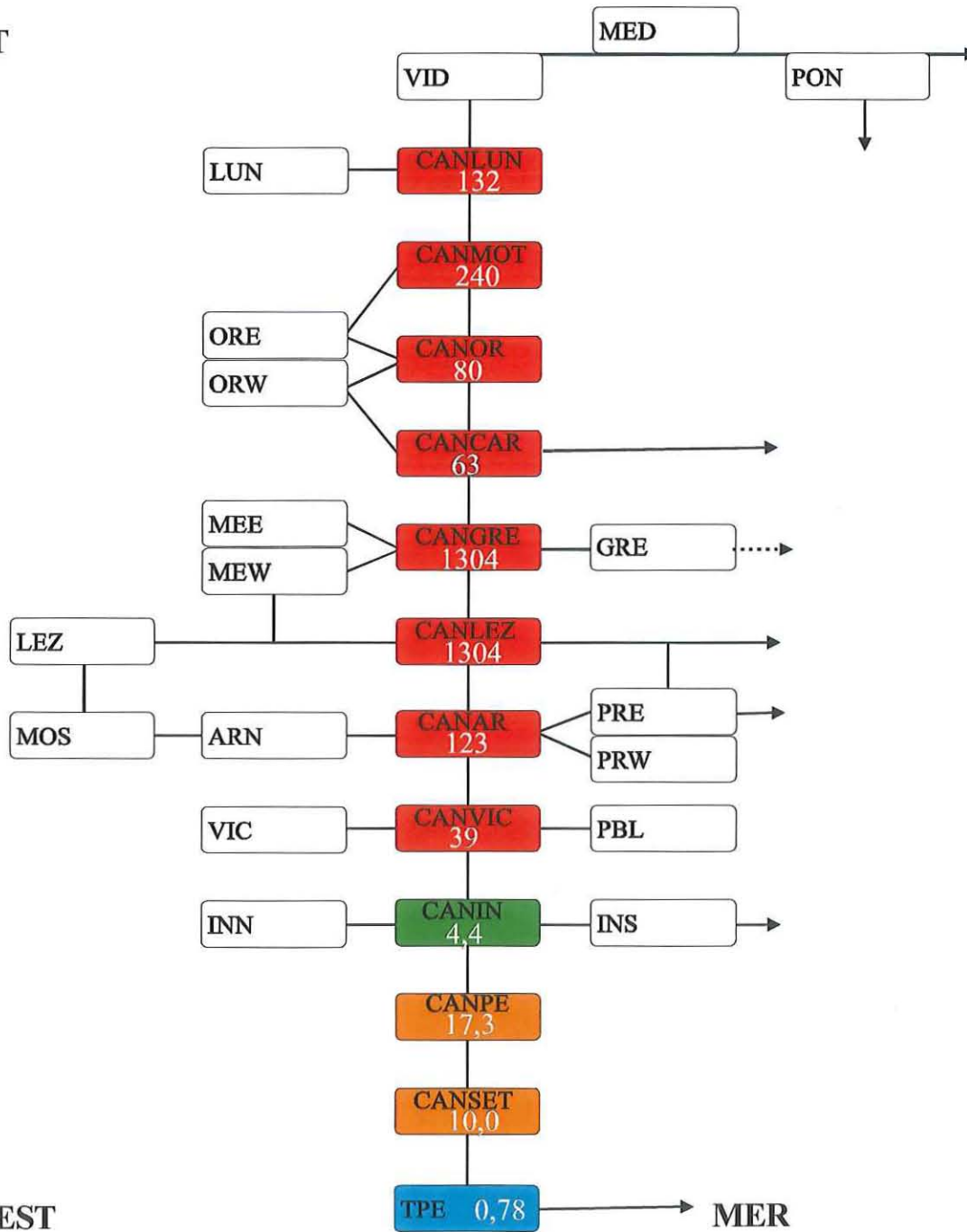
CANIN ÉTÉ 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0	16,2	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	17,0	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,29	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2	4,4	6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,28	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0		1	1,35	3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3	3,1	5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5	5,3	7		10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7	8,4	10		15		25	
NT	(μM)	0	45	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	3,0	4,5	

CANPE ÉTÉ 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20	27	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	2,5	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,42	1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6		10	17,3	20	
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75	0,81	1	
NITRA	(μM)	0		1		3		5		10	10,0
AMMO	(μM)	0		1		3		5	6,5	10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0	1,24	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	2,4	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	47	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5	2,0	2,5		4,5	

CANSET ÉTÉ 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0	10,8	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	2,3	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,50	1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6		10	10,0	20	
NITRI	(μM)	0		0,3	0,40	0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0		1		3		5	6,4	10	
AMMO	(μM)	0		1		3	3,2	5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0	2,6	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0	3,4	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	44	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	3,7	4,5	

NID ÉTÉ 2002

EST



OUEST

MER

Figure 10.5 : Distribution des concentrations d'azote inorganique dissous (μM) retenues pour le diagnostic 2002 dans les eaux du Canal du Rhône à Sète.

PHOSPHATES ÉTÉ 2002

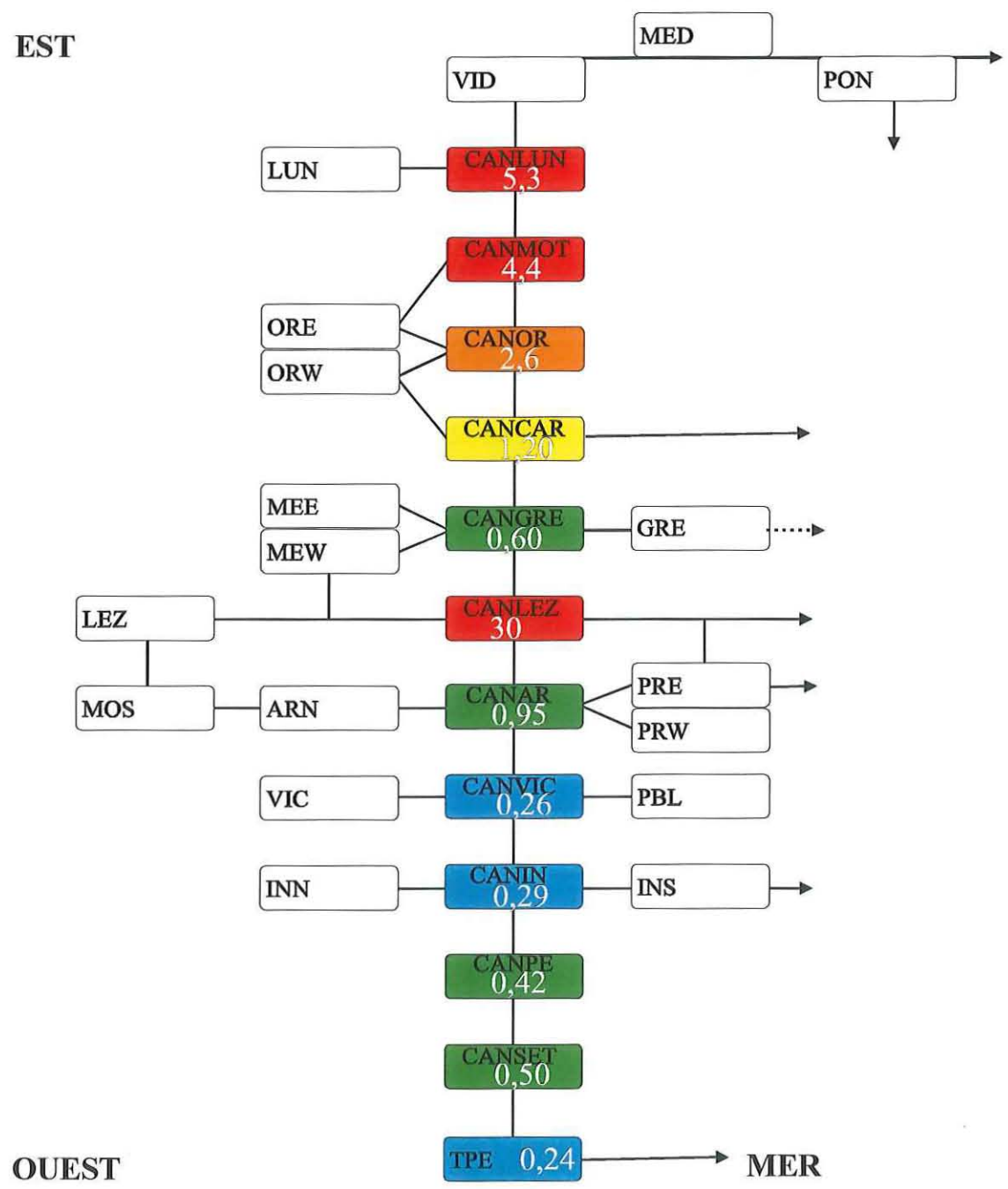


Figure 10.6 : Distribution des concentrations de phosphates(µM) retenues pour le diagnostic 2002 dans les eaux du Canal du Rhône à Sète.

CHLOROPHYLLE – a ÉTÉ 2002

EST

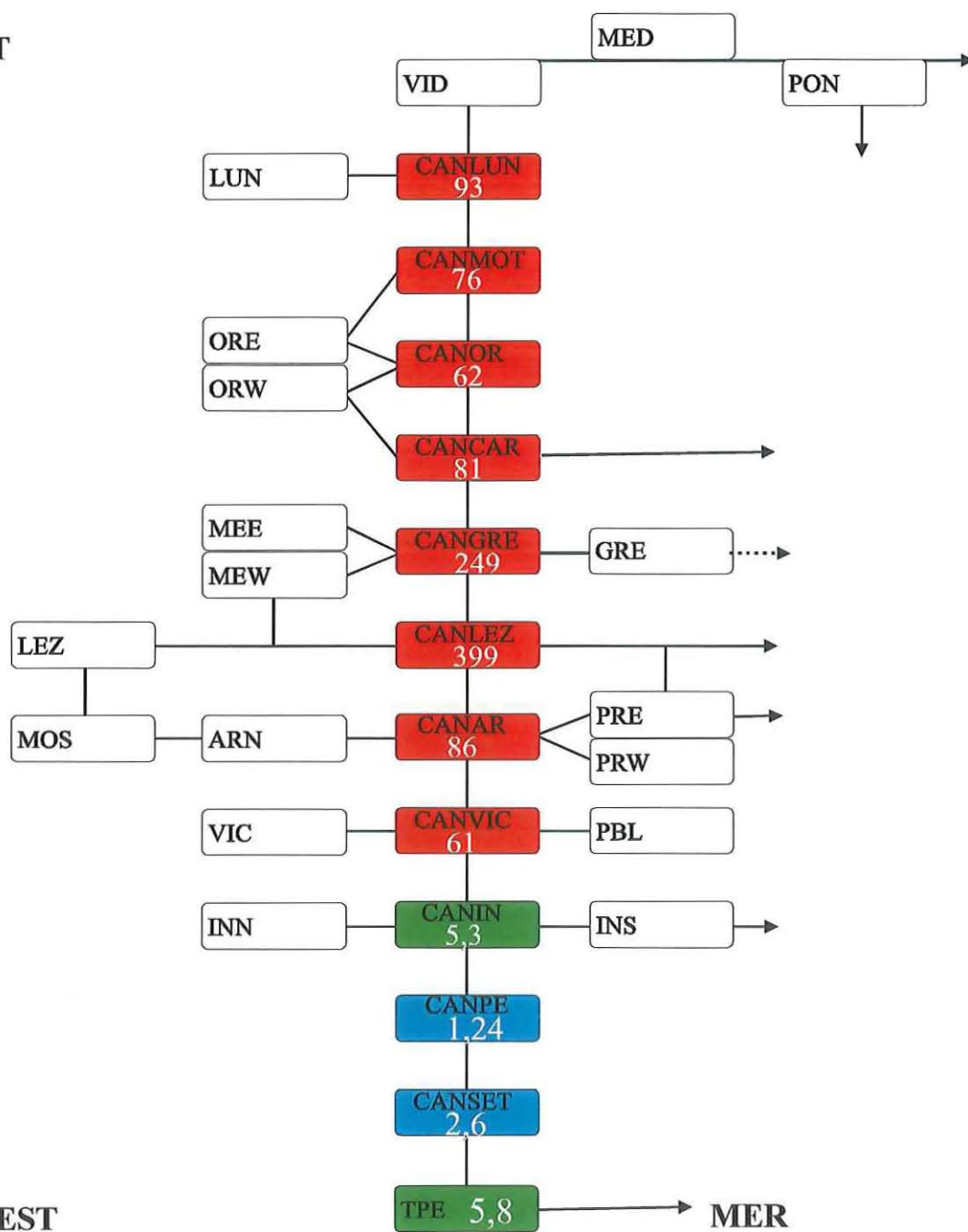


Figure 10.7 : Distribution des concentrations de chlorophylle-a ($\mu\text{g/L}$) retenues pour le diagnostic 2002 dans les eaux du Canal du Rhône à Sète.

AZOTE TOTAL ÉTÉ 2002

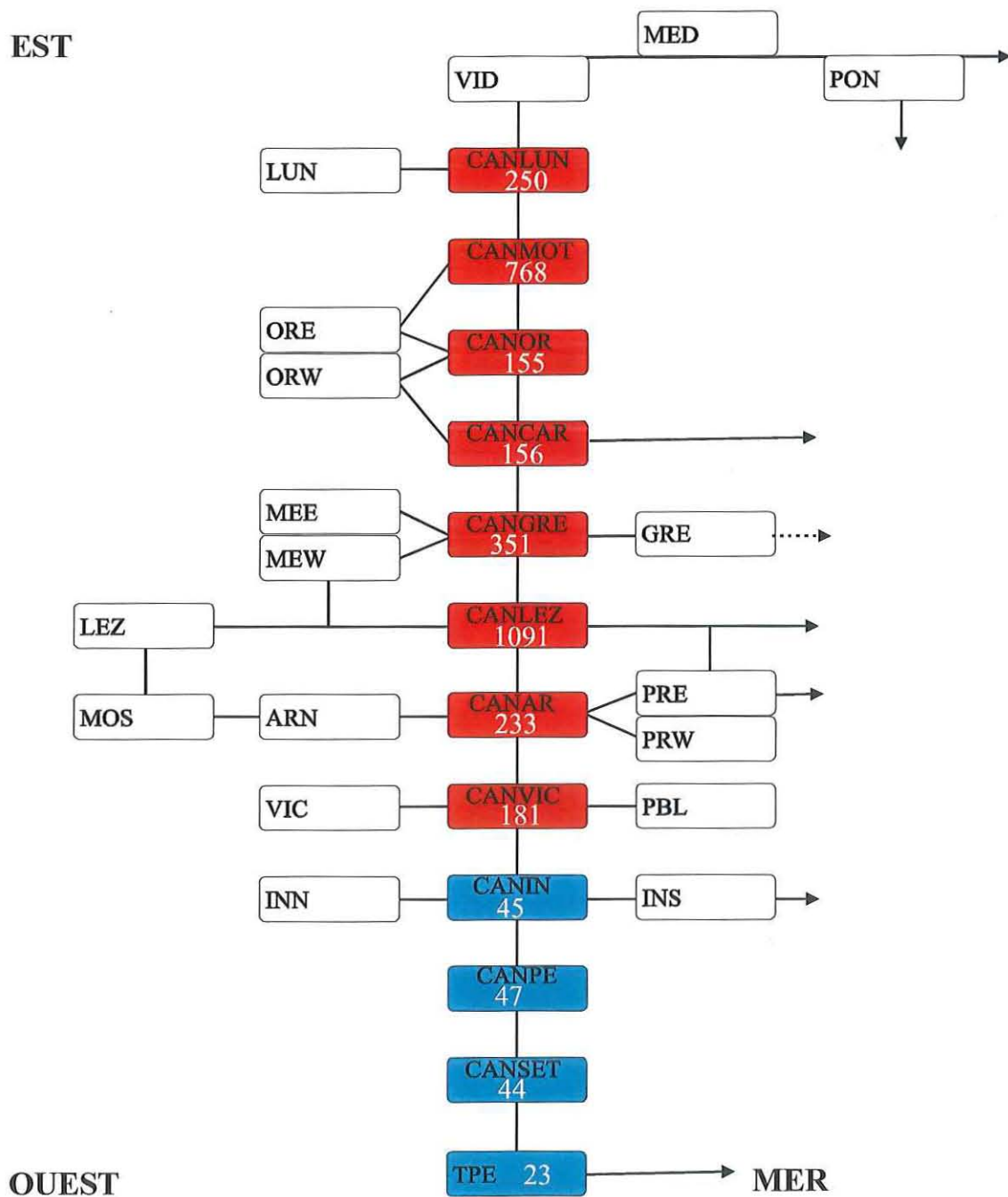


Figure 10.8 : Distribution des concentrations d'azote total (μM) retenues pour le diagnostic 2002 dans les eaux du Canal du Rhône à Sète.

4. Diagnostic du Phytoplancton

Les grilles de diagnostic du phytoplancton reflètent bien la situation donnée par les grilles de l'eau. Comme en 2001, des proliférations de nanophytoplancton et de picophytoplancton caractérisent les eaux du canal sur pratiquement toute sa longueur à l'exception des 3 stations les plus à l'ouest (tab 10.2). A la différence de 2001, et comme pour l'eau, le secteur de l'Ingril a été moins touché en 2002.

Tableau 10.2 : Grilles de diagnostic du phytoplancton des stations prélevées dans le Canal du Rhône à Sète en 2002.

CANLU		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50		100		500	4816
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10		50	95

CANMOT		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50		100		500	4887
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10		50	70

CANOR		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50		100		500	3287
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10	43	50	

CANCAR		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50		100		500	3415
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10		50	589

CANGRE		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50		100		500	12043
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10		50	1009

CANLEZ		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	20	50	100	500	4050
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	2	5	10	50	175

CANAR		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	20	50	100	500	2536
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	2	5	10	48	50

CANVIC		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	20	50	100	500	1032
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	2	5	10	50	390

CANIN		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	20	30	50	100	500
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	2	5	7,3	10	50

CANPE		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	12,4	20	50	100	500
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	0,70	2	5	10	50

CANSET		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	20	23	50	100	500
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	2	4,5	5	10	50

Les secteurs du canal situés à proximité du Lez présentent les densités les plus fortes. Que ce soit pour le nanophytoplancton (Fig. 10.9) ou le picophytoplancton (Fig. 10.10) les densités maximales sont mesurées entre les étangs du Méjean et du Grec (CANGRE). Comme en 2001 cette station est aussi marquée par une densité

importante de picocyanophycées. La station du canal située entre les étangs de l'Arnel et du Prévost (CANAR) se distingue aussi par des densités de cyanopicophytoplancton entraînant un état médiocre. La signification de la présence de ces picocyanophycées nous est encore inconnue mais la qualité des eaux du Lez doit avoir un impact qualitatif sur ces deux stations situées de part et d'autre du fleuve.

5. Conclusion

Les résultats obtenus en 2002 sur les stations du canal confirment la forte eutrophisation de ce cours d'eau avec un fort impact des eaux du Lez associées à celles de la Mosson. Mais par rapport aux observations de 2001, la dispersion des eaux du Lez dans le canal a été différente, probablement en raison de conditions météorologiques variables d'une année sur l'autre. Seul un modèle hydrodynamique permettra d'appréhender ces variations interannuelles de la circulation, la qualité des eaux du canal conditionnant en partie l'état d'eutrophisation des étangs palavasiens en relation hydraulique avec celui-ci.

NANOPHYTOPLANCTON ÉTÉ 2002

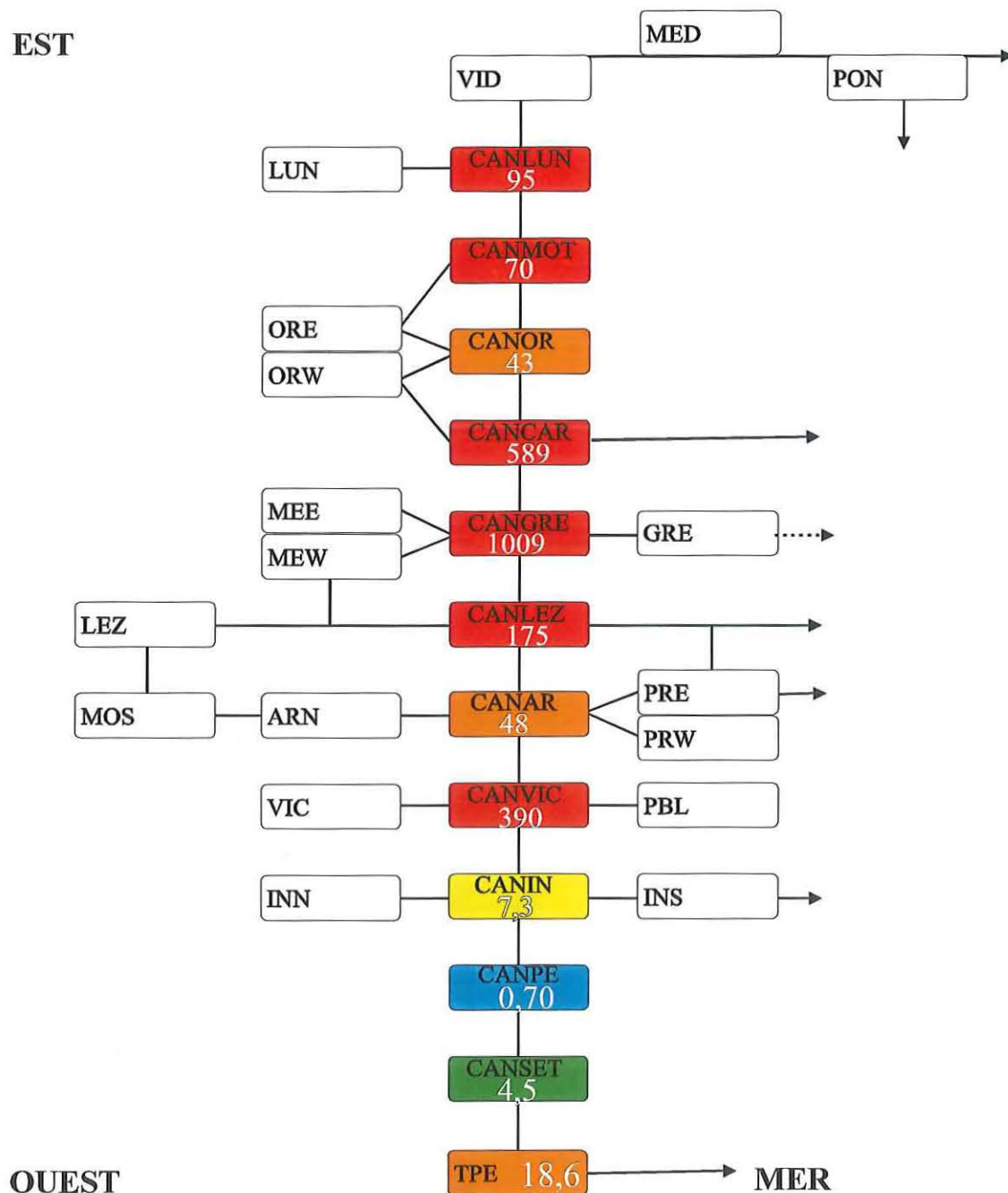
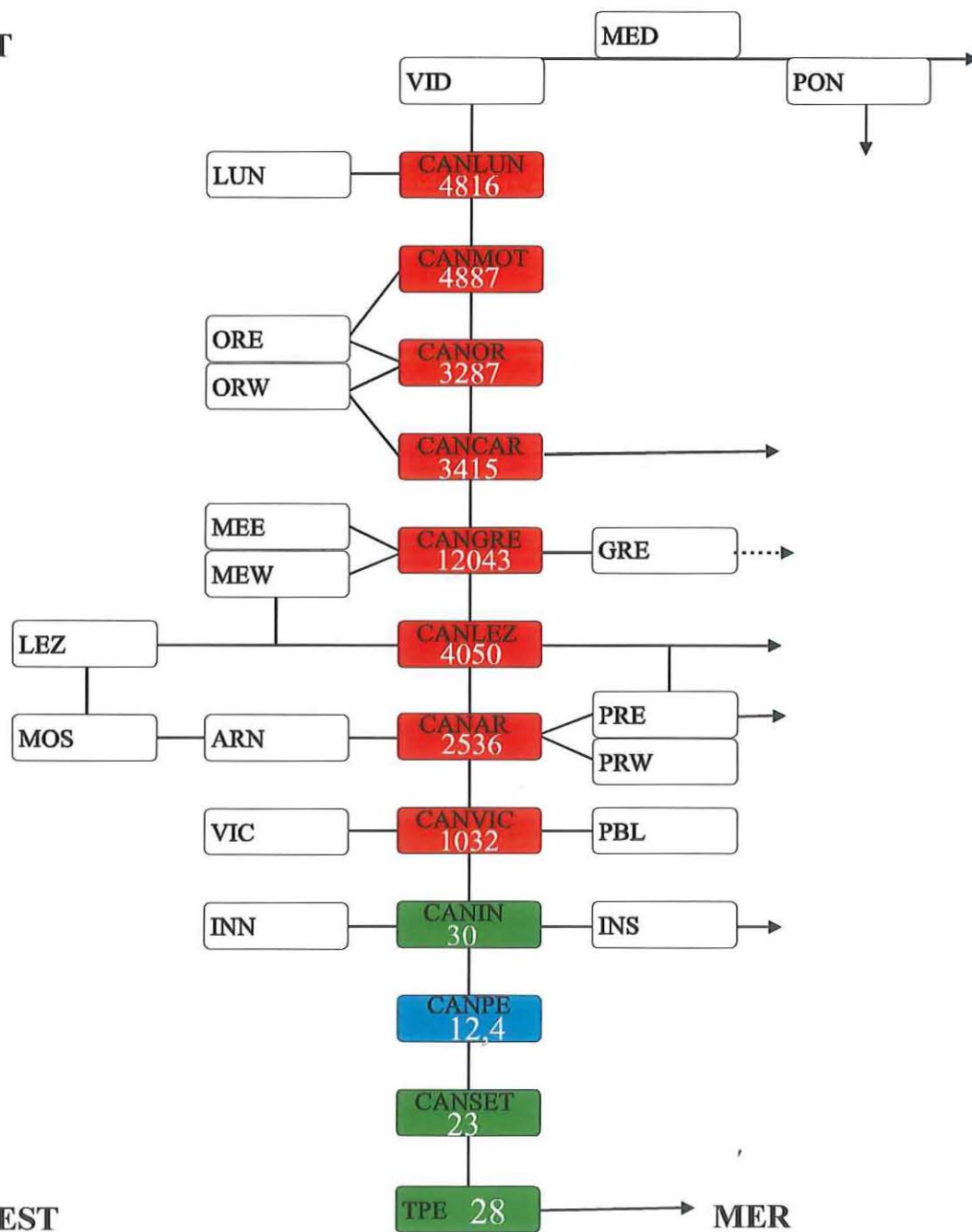


Figure 10.9 : Distribution des densités de cellules nanophytoplanctoniques (Cell/ μ L) retenues pour le diagnostic du phytoplancton dans le canal du Rhône à Sète en 2002.

PICOPHYTOPLANCTON ÉTÉ 2002

EST



OUEST

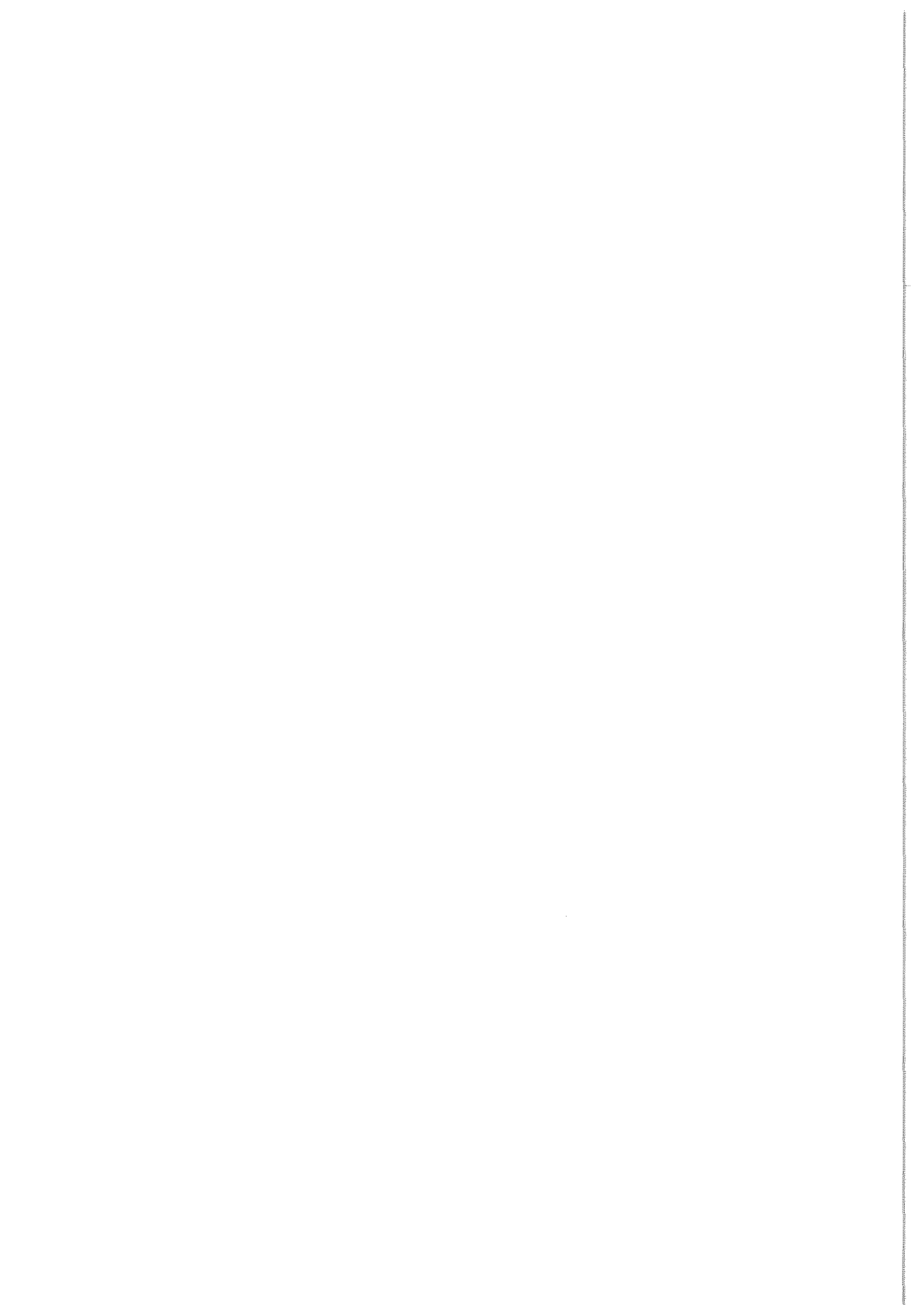
MER

Figure 10.10 : Distribution des densités de cellules picophytoplanctoniques (Cell/µL) retenues pour le diagnostic du phytoplancton dans le canal du Rhône à Sète en 2002.



Les étangs palavasiens

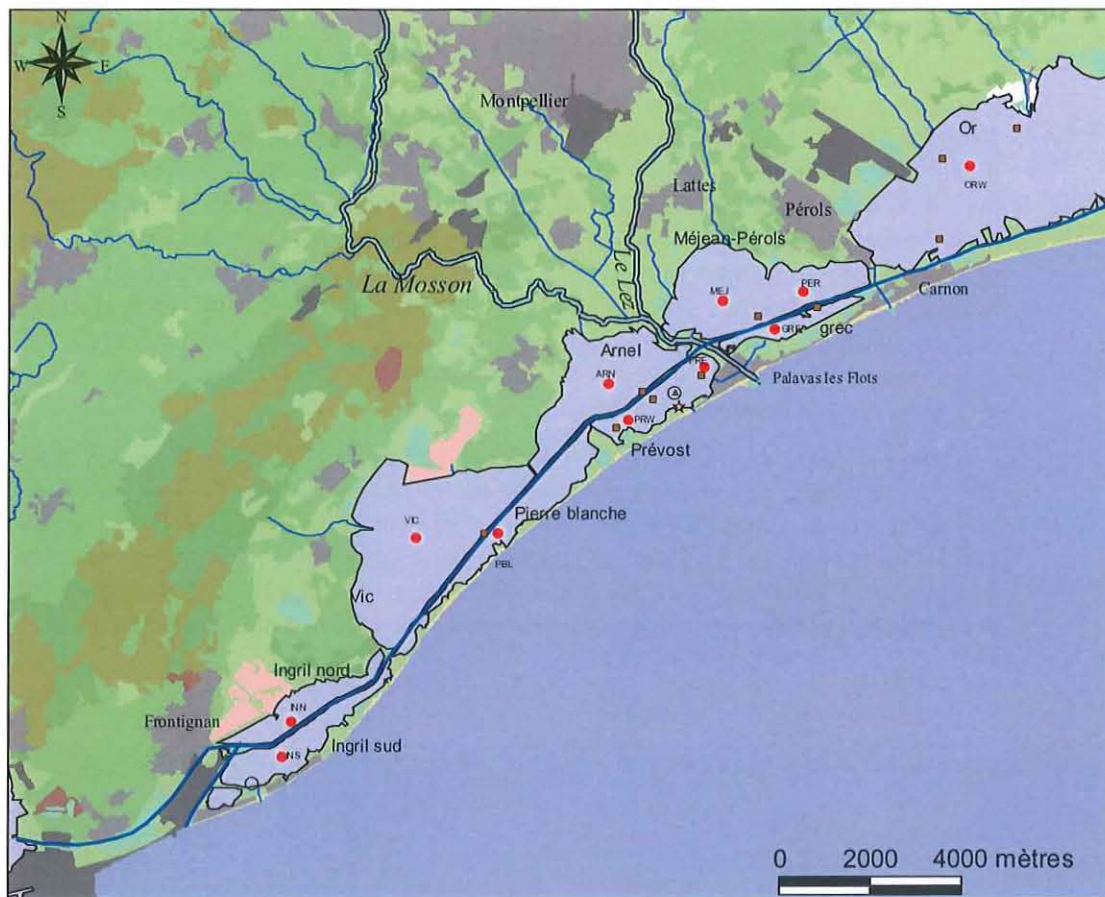
1. INTRODUCTION.....	313
2. SUIVI MENSUEL SUR UNE ANNÉE.....	315
2.1. L'ÉTANG D'INGRIL.....	315
2.2. ETANG DE VIC.....	321
2.3. ETANG DE PIERRE-BLANCHE	321
2.4. ETANG DE L'ARNEL	321
2.5. ETANG DU PRÉVOST.....	322
2.6. ETANG DE MÉJEAN-PÉROLS.....	329
2.7. ETANG DU GREC	329
2.8. BILAN.....	329
3. DIAGNOSTIC DE L'EAU	329
4. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON.....	345
5. AUTRES RÉSEAUX	347
5.1. RÉSEAU MICROBIOLOGIQUE (REMI) – ETANG DE PRÉVOST	347
5.2. RÉSEAU PHYTOPLANCTON (REPHY)	348
5.3. RÉSEAU NATIONAL D'OBSERVATION (RNO)	349
5.3.1. RNO matière vivante.....	349
5.3.2. RNO sédiments.....	352
5.4. RÉSEAU INTÉGRATEURS BIOLOGIQUES (RINBIO).....	353
6. SUIVI DU TBT – ETANG DU PRÉVOST	354
7. CONCLUSION.....	355
8. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	355



1. Introduction

Les étangs palavasiens ont fait l'objet d'un diagnostic complet en 2001 (Ifremer, 2002). L'ensemble des observations effectuées sur les eaux des cours d'eau, des canaux et des étangs du complexe palavasiens montrait clairement le rôle du Lez qui eutrophise les lagunes de façon décroissante jusqu'à l'étang d'Ingril. L'influence semblait plus marquée pour l'azote inorganique dissous que pour les phosphates. L'azote total, qui intègre l'azote sous les formes inorganiques (sels nutritifs) et organiques (surtout du phytoplancton), montrait le fort gradient d'eutrophisation existant entre l'étang de Thau (écosystème pourtant très productif) et les étangs palavasiens qui sont véritablement pollués par l'azote et le phosphore d'origine essentiellement domestique.

L'Ifremer a opéré un suivi mensuel des paramètres de la colonne d'eau de mars 2001 à mars 2002 aux stations de routine du RSL dans l'objectif d'une meilleure connaissance de l'hydrologie du complexe palavasiens. Ce suivi sur une année permet de remplir les grilles de diagnostic annuelles en plus des grilles estivales utilisées en routine pour le RSL et de renforcer ainsi le diagnostic. Sont également présentés les résultats des principaux réseaux de surveillance opérés par Ifremer.



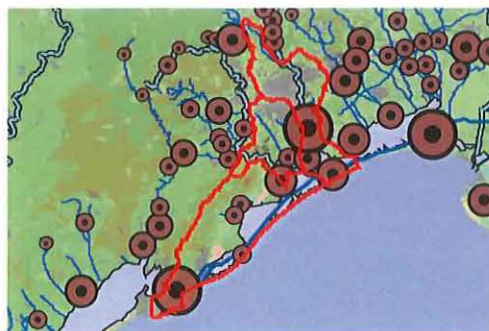
source: BD CARTHAGE, version 2.4, IGN 1996; BD CARTO, version 2, IGN 1997, Ifremer 2002

Légende

Occupation du sol

- Bâti
- Zone industrielle, commerciale, de communication ou de loisir
- Carrière, décharge
- Prairie, pelouse, et toute culture hominis vigne et verges
- Vigne, verges
- Forêt
- Végétation naturelle basse lignoteuse, maquis, garrigue, lande, broussailles
- Plage, dune, sable, gravier, galet ou terrain nu sans couvert végétal
- Rocher, éboulis
- Marais salant
- Zone humide

- REPHY
 - RNBIO
- Station d'épuration (EH)**
- inf 1000
 - 1000 - 5000
 - 5000 - 10000
 - 10000 - 100000
 - sup 100000
- Routes
 - voie ferrée



- stations colonne eau RSL
- stations benthiques RSL
- RNO sédiment
- RNO matière vivante
- REMI

Figure 11.1 : les lagunes du complexe palavasien et leur bassin versant

2. Suivi mensuel sur une année

Les 10 stations de routine du RSL ont été prélevées simultanément tous les mois. A quelques reprises, pour des raisons d'accès en bateau, les prélèvements dans l'étang du Prévost ont été décalés des autres stations d'un ou deux jours.

Les évolutions des dix stations lagunaires sont représentées figures 11.2 à 11.12 avec les mêmes échelles pour chaque paramètre, afin de pouvoir comparer les lagunes du complexe palavasien entre elles.

Les précipitations enregistrées à Fréjorgues pendant l'année 2001 totalisent un cumul de 966 mm, ce qui représente plus d'une fois et demi le cumul normal (moyenne 1960-1990 : 637 mm). L'année 2001 est donc une année pluvieuse.

Le début du suivi s'est déroulé dans un contexte de fortes précipitations : de début janvier à fin mars, il est tombé plus de 70% du cumul normal. L'automne 2001 est aussi marqué par de fortes précipitations entre le 28 septembre et le 10 octobre avec un tiers du cumul normal en 2 semaines.

2.1. L'étang d'Ingril

Ingril Sud : la salinité de cet étang a varié de 28,5 en début de suivi (mars 2001) à 40,0 en août 2001. C'est l'amplitude de salinité la plus faible enregistrée sur les 10 stations (Fig. 11.2). De façon générale, les eaux de l'étang d'Ingril sud présentent les paramètres physico-chimiques les plus stables et les concentrations les plus faibles en composés de l'azote et du phosphore. Cette plus faible eutrophisation dans l'étang d'Ingril s'explique à la fois par des échanges soutenus avec les eaux marines par le grau de Frontignan et par le relatif des fortes sources d'eutrophisation (Lez, station d'épuration de la Grande Motte, Vidourle). Les concentrations en azote total demeurent largement en dessous de 100 μM . Certaines valeurs, inférieures à 20 μM , traduisent une forte influence marine. Les concentrations de chlorophylle-a, indicatrices des proliférations phytoplanctoniques, n'ont dépassé 20 $\mu\text{g l}^{-1}$ qu'à une seule occasion (juin 2001), mais restent plus élevées que celles généralement mesurées dans le milieu marin extérieur ou dans l'étang de Thau. A l'échelle des concentrations rencontrées dans l'étang du Méjean (ce sont ces dernières qui déterminent les échelles pour NT, PT et Chl-a), l'étang d'Ingril présente apparemment des concentrations indétectables mais son état par rapport à l'eutrophisation ne peut être rangé dans les catégories très bonnes ou bonnes.

Ingril nord : l'évolution des paramètres de l'eau dans l'étang d'Ingril nord est pratiquement identique à celle de l'étang d'Ingril sud (Fig. 11.3). Cela traduit une relative homogénéité de deux bassins en dépit de la séparation entraînée par le canal du Rhône à Sète. Un modèle hydrodynamique devrait confirmer l'efficacité des échanges par les passes qui traversent le canal du Rhône à Sète.

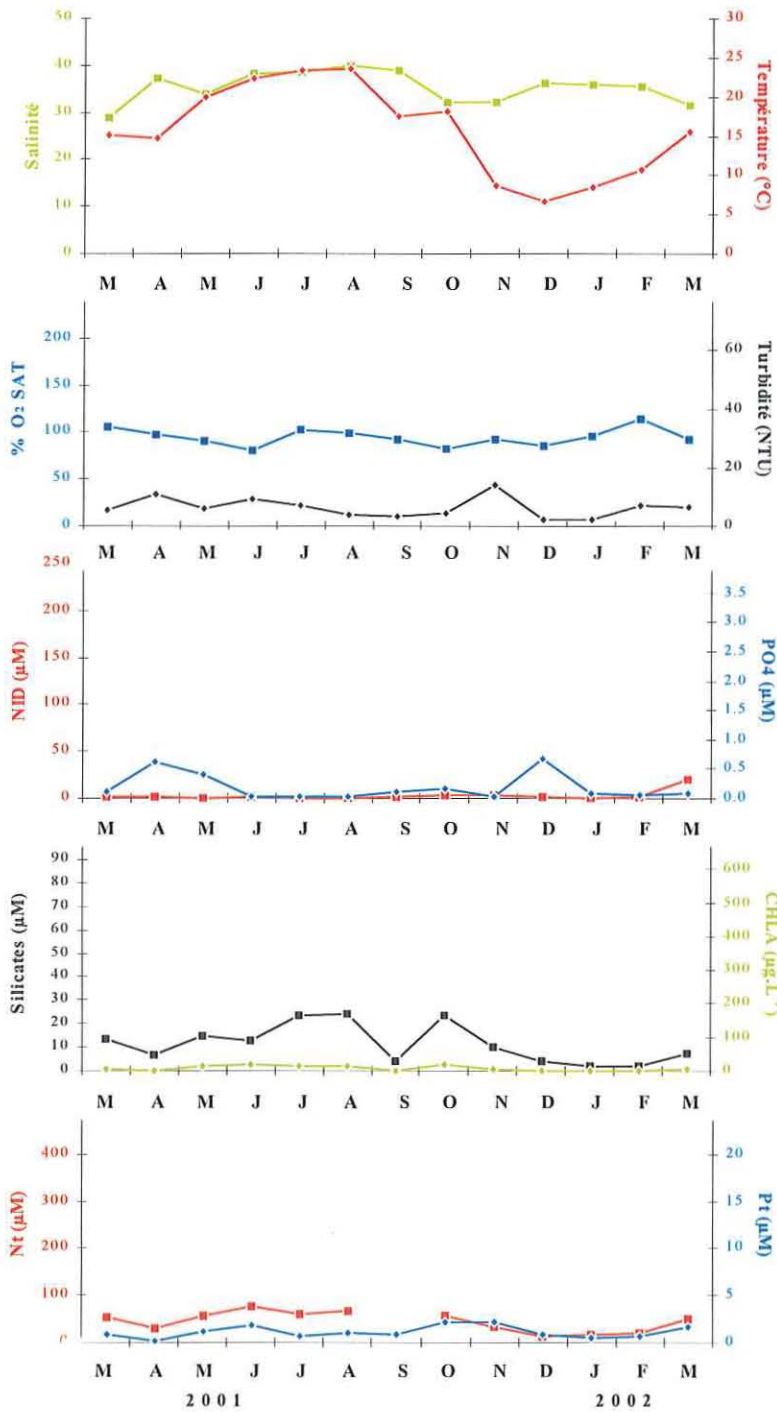


Figure 11.2 : Evolution des paramètres de l'eau de l'étang d'Ingril Sud de mars 2001 à mars 2002

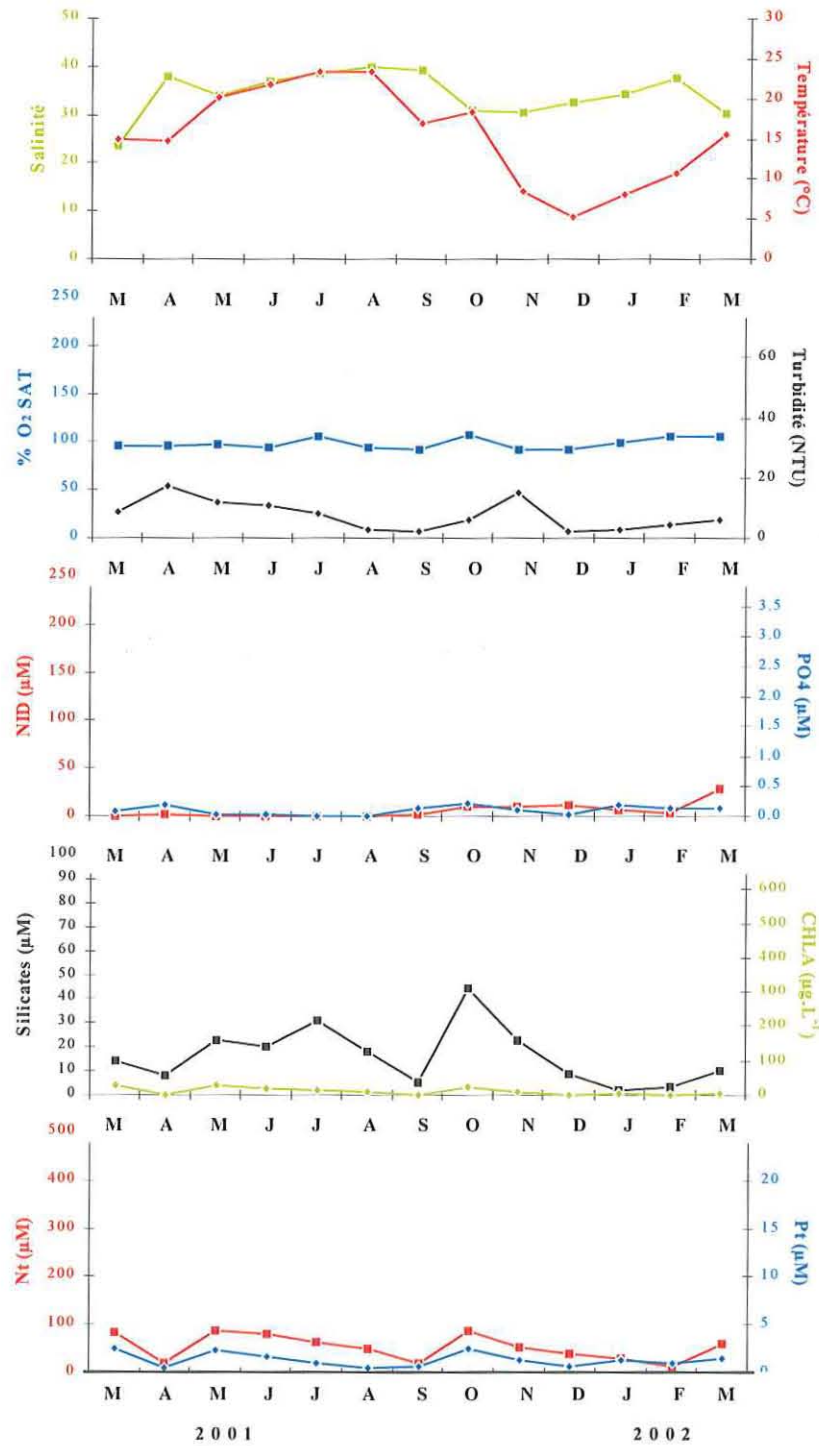


Figure 11.3 : Evolution des paramètres de l'eau de l'étang d'Ingril Nord de mars 2001 à mars 2002.

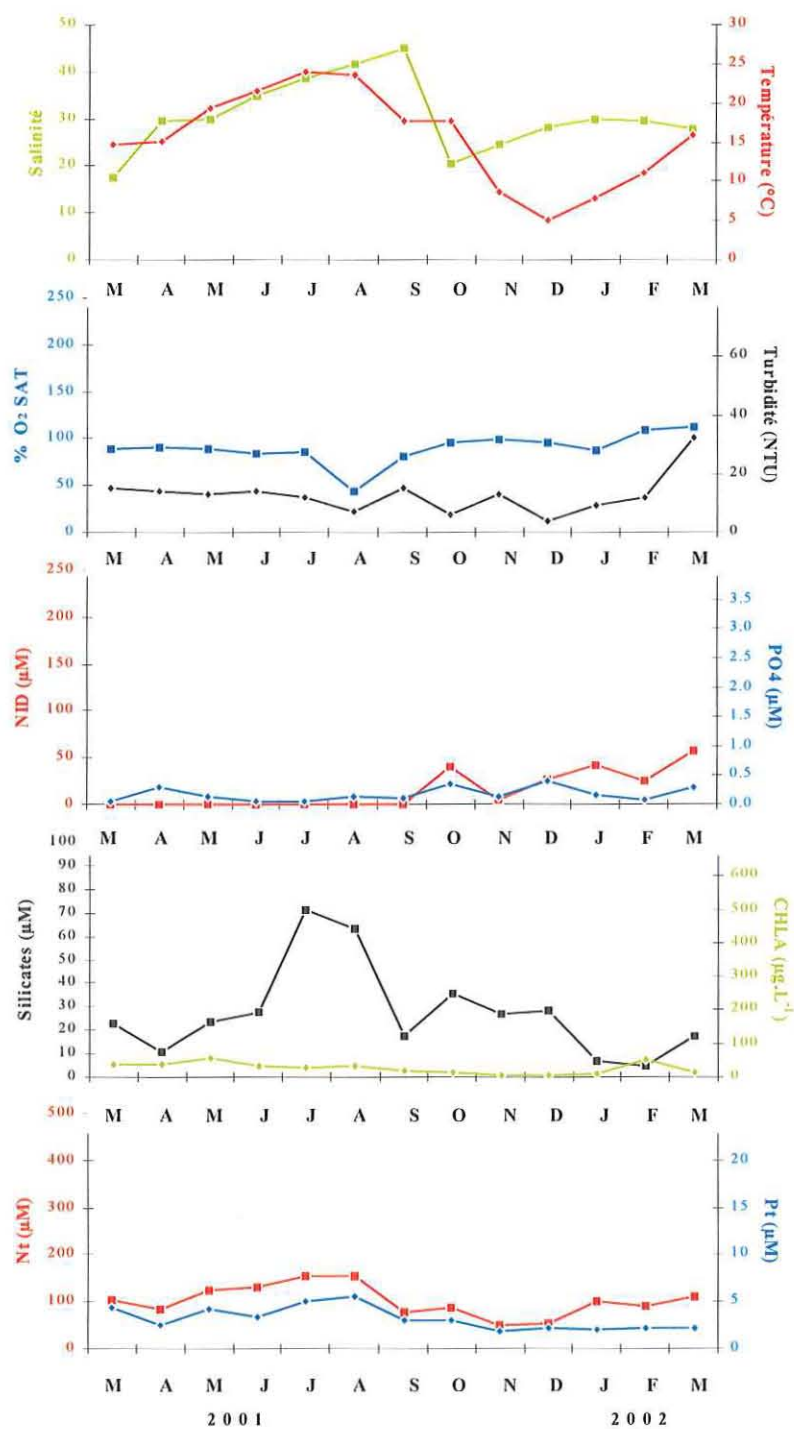


Figure 11.4 : Evolution des paramètres de l'eau de l'étang de Pierre Blanche de mars 2001 à mars 2002.

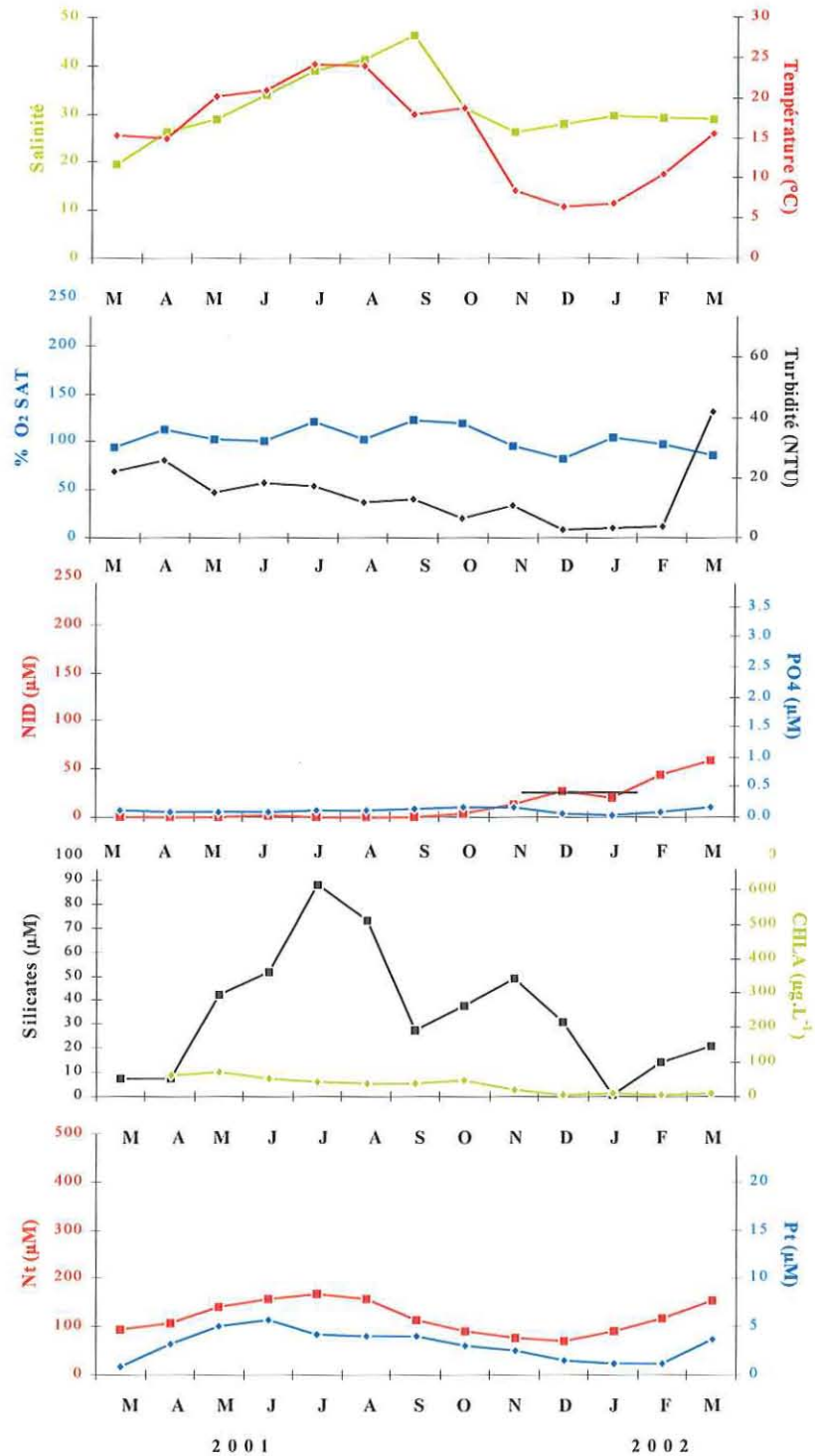


Figure 11.5 : Evolution des paramètres de l'eau de l'étang de Vic de mars 2001 à mars 2002.

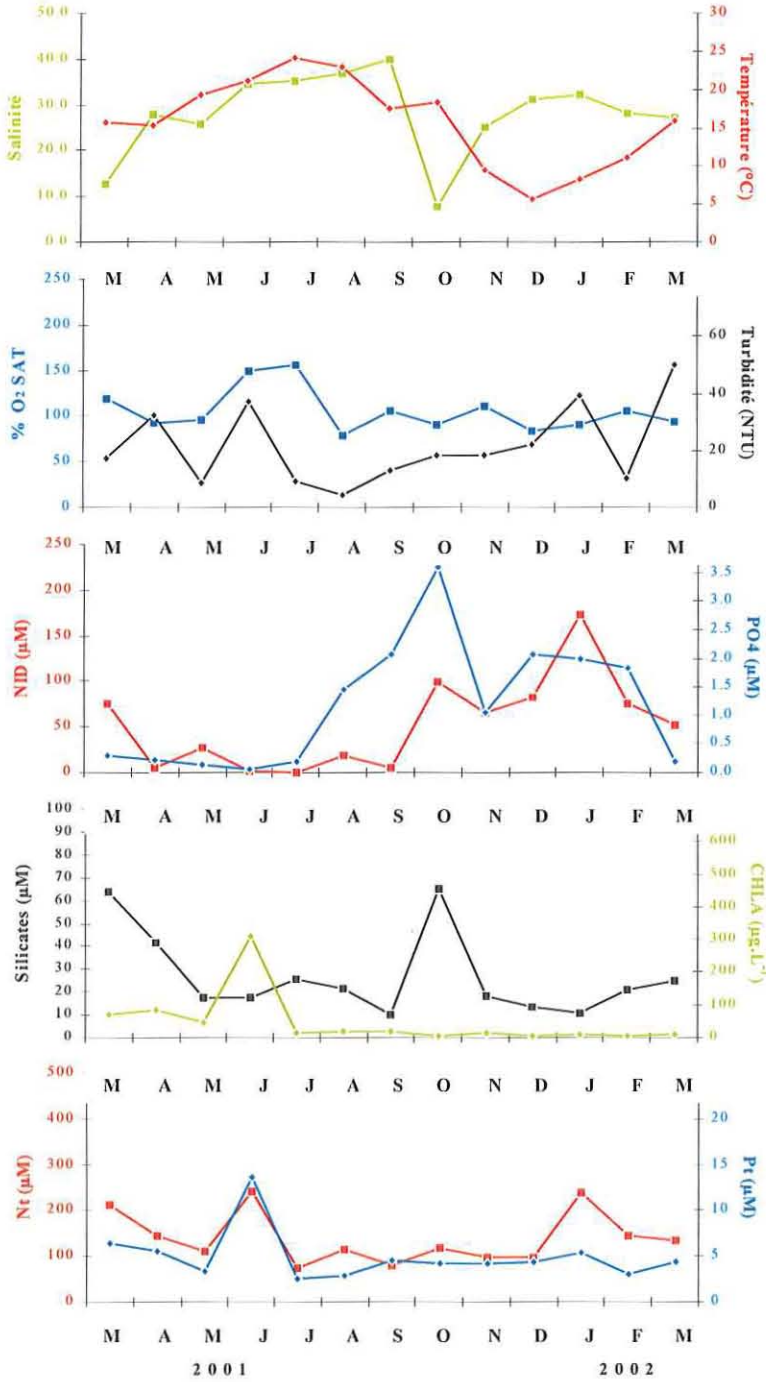


Figure 11.6 : Evolution des paramètres de l'eau de l'étang de l'Arnel de mars 2001 à mars 2002.

2.2. Etang de Vic

Les salinités de l'étang de Vic ont une amplitude de salinité plus marquée que celles de l'étang d'Ingril avec des dessalures en mars et octobre 2001 correspondant aux forts cumuls de pluies dans la région à cette période (Fig. 11.5). Les variables associées à l'eutrophisation présentent aussi des niveaux plus élevés dans l'étang de Vic que dans l'étang d'Ingril. L'augmentation des concentrations en sels d'azote (NID) jusqu'à plusieurs dizaines de micromoles en fin de suivi est due à un enrichissement en ammonium. Ce dernier va être d'autant plus important que l'on se rapproche du Lez. Les concentrations de silicates atteignent des valeurs élevées pendant deux périodes. Le premier pic correspond à la période estivale pendant laquelle la température accélère la dissolution des tests de diatomées accumulés sur le fond. Dans ce cas, l'origine des silicates est endogène, c'est à dire issue du recyclage. Le deuxième pic de concentration est associé aux apports d'eaux douces qui constituent aussi une source importante de silicates pour les eaux lagunaires (origine exogène). Les concentrations d'azote total oscillent autour de 100 μM avec des valeurs maximales proches de 150 μM . Les concentrations de chlorophylle-a atteignent en moyenne plusieurs dizaines de microgrammes par litre.

2.3. Etang de Pierre-Blanche

De la même manière que pour les étangs d'Ingril nord et Ingril sud, ceux de Vic et Pierre Blanche, en regard de part et d'autre du canal du Rhône à Sète, ont des hydrologies très similaires (Fig. 11.4).

2.4. Etang de l'Arnel

C'est dans l'étang de l'Arnel que la chute de salinité a été la plus forte à l'automne 2001, avec un passage de 40,0 en septembre à 7,8 en octobre (Fig. 11.6). Une telle amplitude de salinité a déjà été observée dans les étangs de Canet, Campagnol ou Ponant mais jamais sur une période aussi courte. Cette forte dessalure dans l'étang de l'Arnel, la plus importante de toutes celles enregistrées dans les étangs palavasiens, est à mettre en relation avec les crues de la Mosson (données de débits en attente). Toutefois, la contribution des crues de la Mosson à la dessalure générale des eaux du complexe palavasiens ne peut être distinguée de celles, probablement simultanées des autres cours d'eau comme le Lez ou le Vidourle. L'étang de l'Arnel se distingue également des autres étangs palavasiens par des concentrations plus élevées en phosphates. Les maxima se situent en été (relargage par les sédiments) et pendant les crues. Cette situation rappelle celle des étangs de Canet et Ponant qui sont soumis à des crues et donc à des apports de particules du bassin versant. Ces particules d'origine terrestre sont riches en phosphore qu'elles ont tendance à libérer dans les eaux lagunaires après sédimentation et remise en équilibre avec les eaux salées.

Les crues constituent donc une source de phosphore venant s'ajouter aux rejets des stations d'épuration.

Comme pour les concentrations de phosphates et de silicates, celles de NID présentent dans l'étang de l'Arnel un pic en octobre 2001 dont la composition est dominée par la forme nitrate, ce qui confirme bien l'origine diffuse des apports entraînés par les crues. Le deuxième pic dans les concentrations de NID, dont le maximum se situe en janvier, est essentiellement sous forme ammoniacale. Son origine est semblable à celle des pics observés à la même période dans les étangs de Vic et Pierre Blanche, soit les rejets domestiques.

En juin 2001, les eaux de l'étang de l'Arnel ont été le siège d'un fort bloom de phytoplancton entraînant des concentrations de chlorophylle-*a* proches de 300 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ et l'épuisement des concentrations de sels d'azote et de phosphore. Ce bloom n'a pas été observé dans les autres étangs palavasiens durant cette période, à l'exception du Méjean caractérisé par des valeurs records de Chl-*a* durant tout le printemps 2001.

2.5. Etang du Prévost

Les deux stations de l'étang du Prévost présentent des caractéristiques hydrologiques comparables (Fig. 11.7 et 11.8). Les concentrations de phosphates et d'ammonium mesurées pendant l'hiver 2001-2002 augmentent nettement plus dans la partie est, plus proche du Lez, que dans la partie ouest. Le plus remarquable est la forte similarité entre les salinités de l'étang du Prévost et celui de l'Arnel, situé de l'autre côté du canal. Pourtant, l'étang de l'Arnel, soumis aux crues de la Mosson s'oppose structurellement à celui du Prévost qui possède une ouverture directe avec la mer. La différence réside essentiellement dans les concentrations de phosphates beaucoup plus élevées dans l'étang d'Arnel pendant la crue d'octobre 2001. En effet, si les passes de part et d'autre du canal semblent assurer une bonne circulation de l'eau entre les étangs de première et de seconde lignes, le canal constitue en toute logique un barrage aux apports solides du bassin versant pour les étangs de première ligne. En conséquence, les fortes concentrations de phosphates mesurées dans les eaux de l'étang de l'Arnel, issues des particules, ne sont pas retrouvées dans les eaux de l'étang du Prévost. La dynamique du phytoplancton n'est pas non plus la même pour les étangs de l'Arnel et du Prévost car le bloom observé dans le premier n'a pas été retrouvé dans le second.

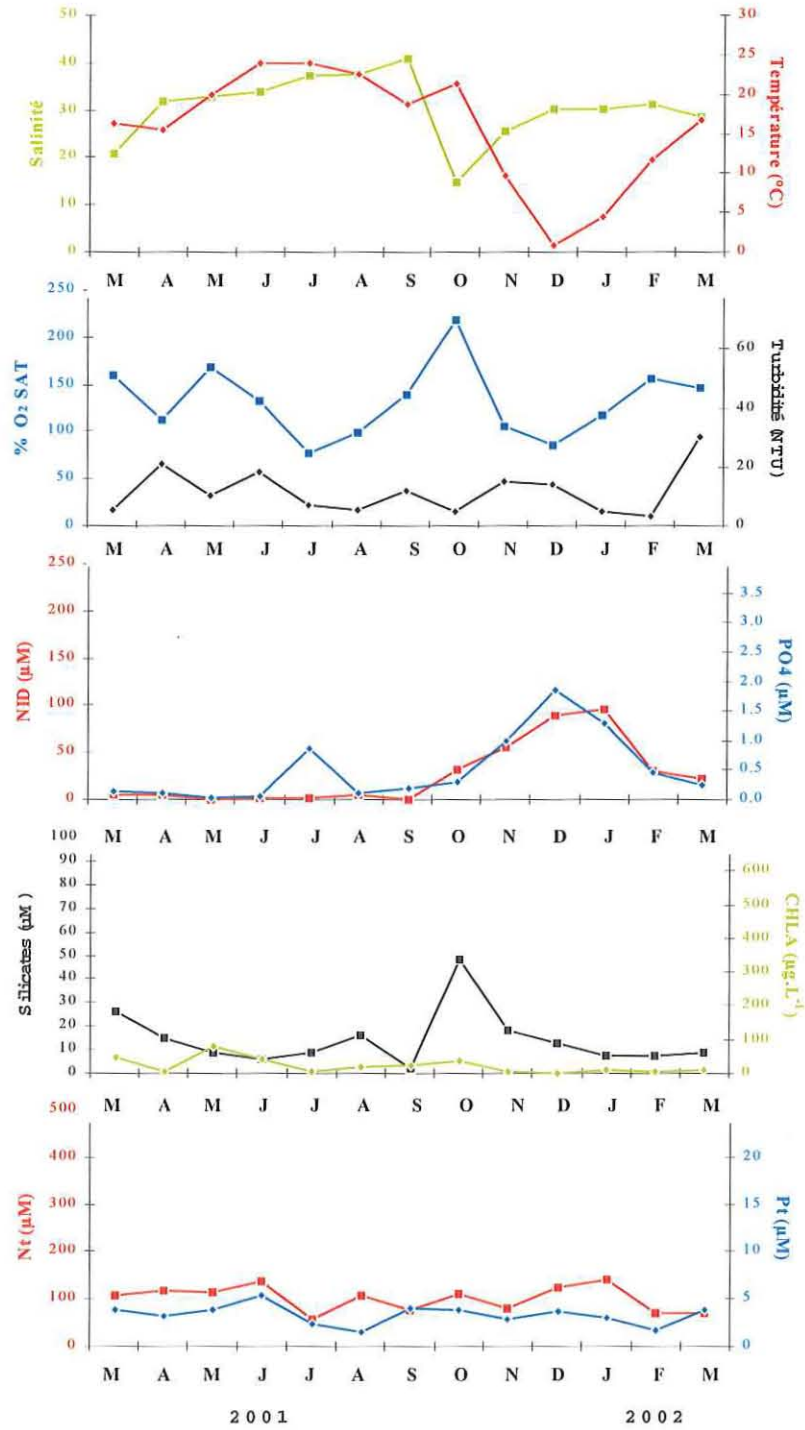


Figure 11.7: Evolution des paramètres de l'eau de l'étang de Prévost Ouest de mars 2001 à mars 2002.

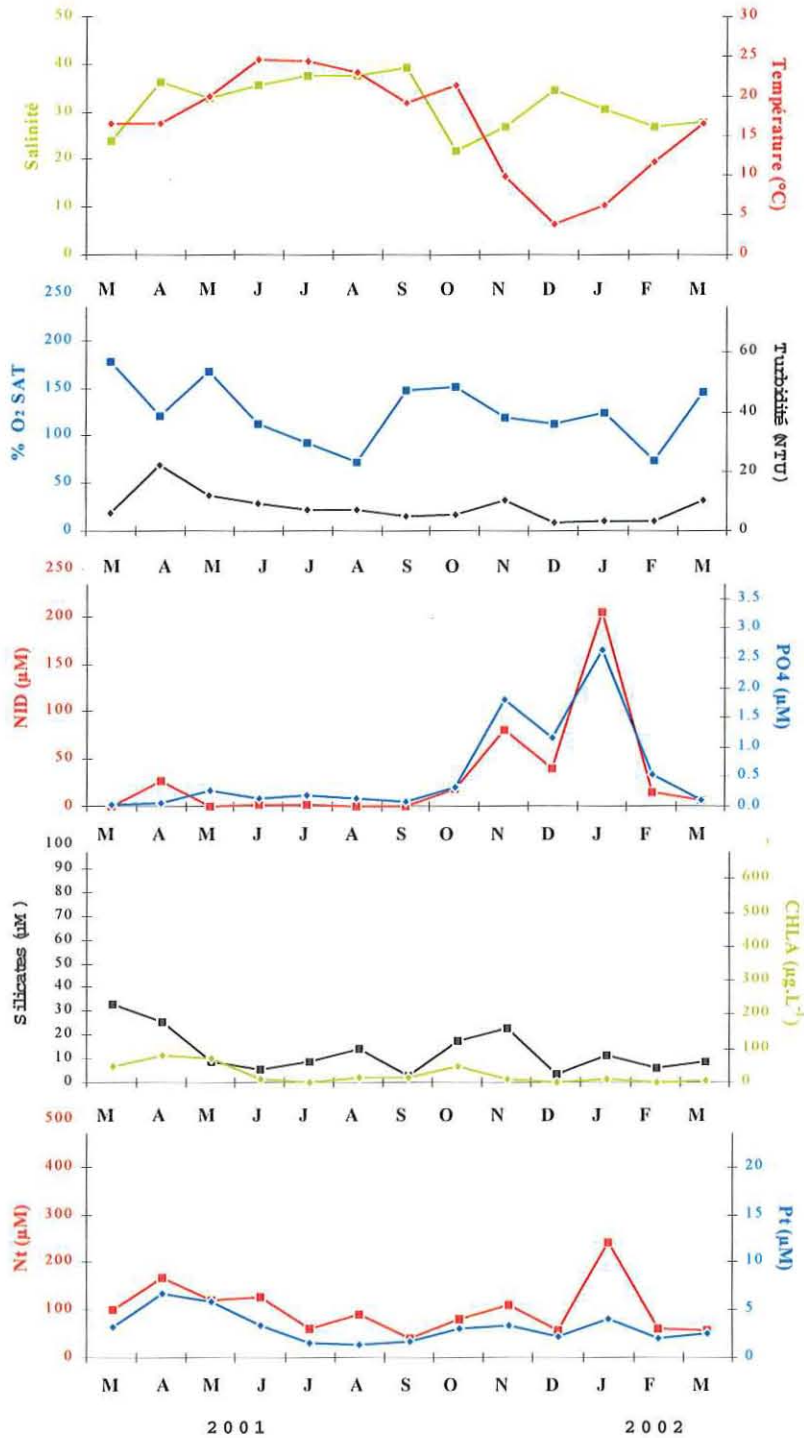


Figure 11.8 : Evolution des paramètres de l'eau de l'étang de Prévost Est de mars 2001 à mars 2002.

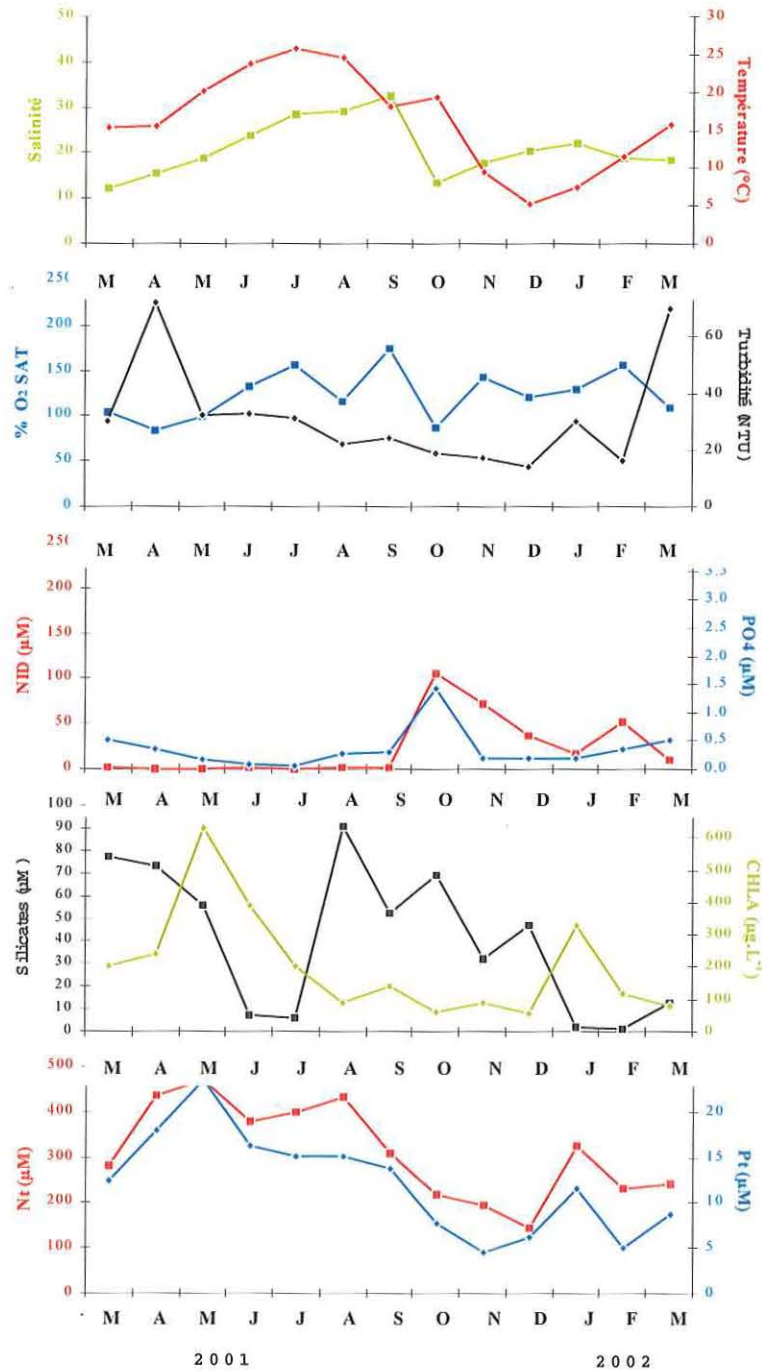


Figure 11.9 : Evolution des paramètres de l'eau de l'étang du Méjean Ouest de mars 2001 à mars 2002.

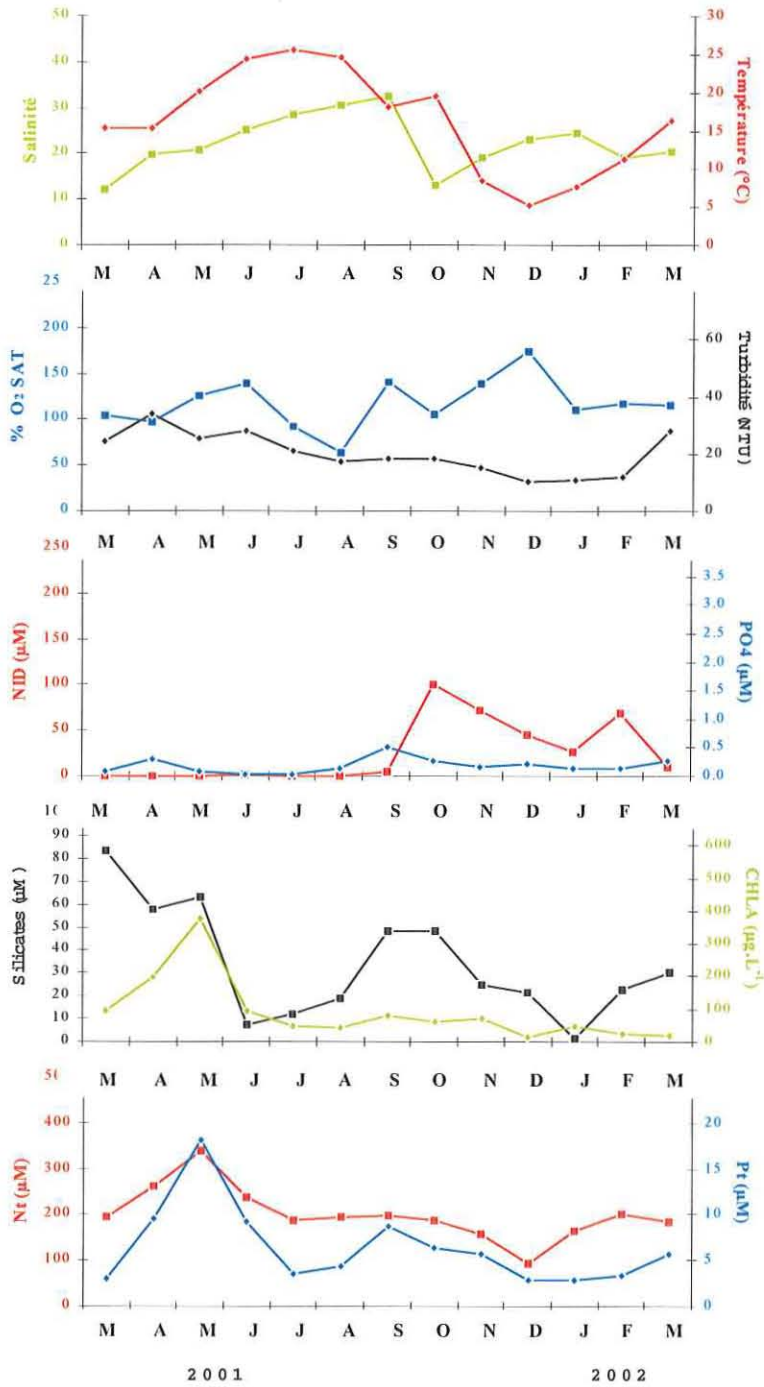


Figure 11.10 : Evolution des paramètres de l'eau de l'étang du Méjean Est (Pérols) de mars 2001 à mars 2002.

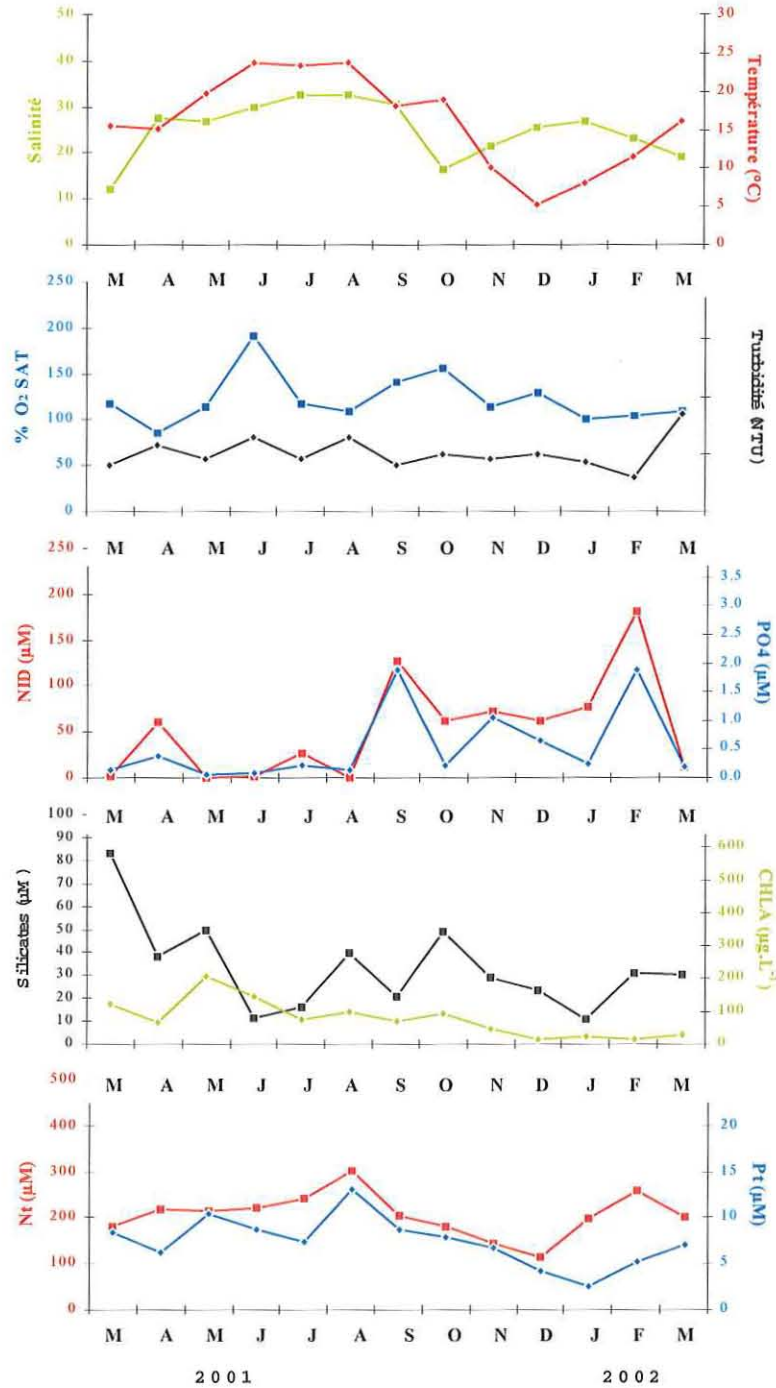


Figure 11.11 : Evolution des paramètres de l'eau de l'étang du Grec de mars 2001 à mars 2002

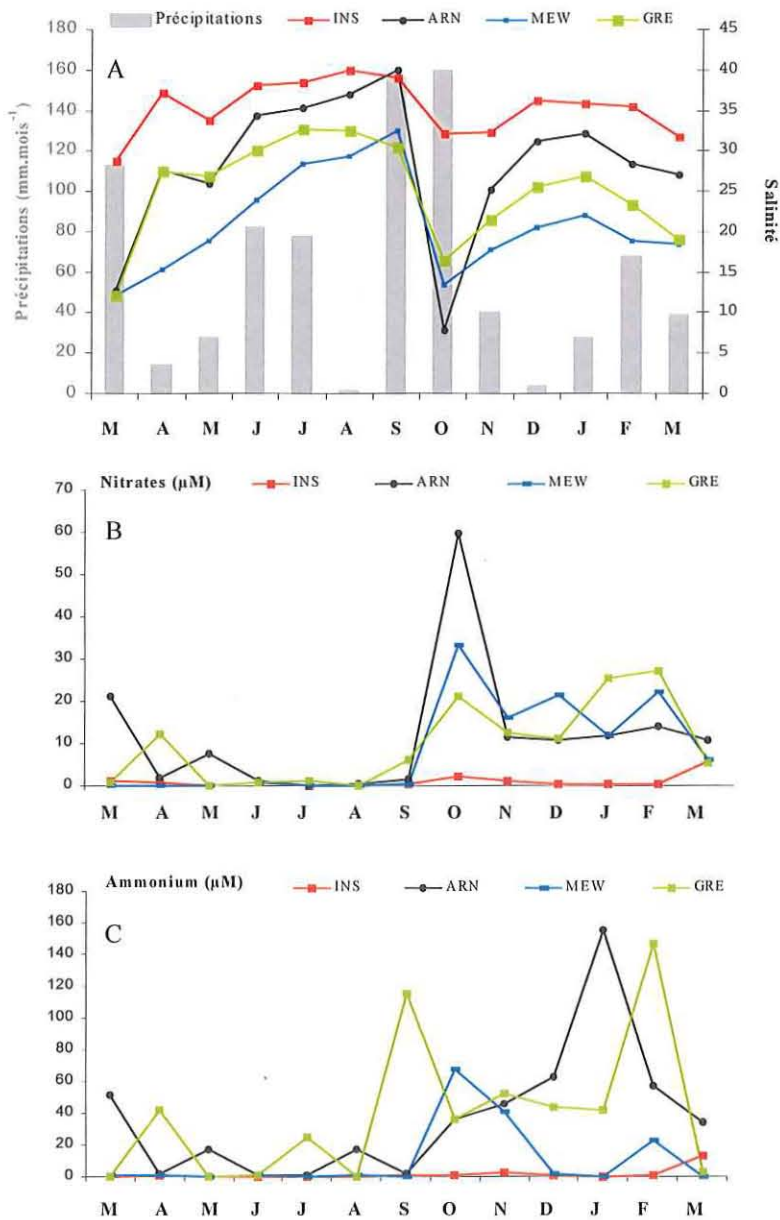


Figure 11.12 :

A - Comparaison des salinités de 4 stations des étangs palavasiens de mars 2001 à mars 2002 en parallèle sur les hauteurs mensuelles de précipitation à Fréjorgues.

B - Comparaison des concentrations de nitrates.

C - Comparaison des concentrations d'ammonium.

2.6. Etang de Méjean-Pérois

Les températures et salinités mesurées aux deux stations de l'étang du Méjean présentent des évolutions identiques et très comparables à celles des autres étangs (Fig. 11.9 et 11.10) En revanche, la station du Méjean ouest a fait l'objet de nombreuses valeurs records concernant les paramètres de l'eutrophisation. La valeur de $630 \mu\text{g L}^{-1}$ constitue un record absolu pour des concentrations de chlorophylle-a dans les lagunes de Méditerranée. Les concentrations en formes totales de l'azote et du phosphore (NT et PT) sont plus élevées dans la partie ouest du Méjean qui reçoit les rejets de la STEP de Lattes et qui se trouve en contact avec les apports du Lez.

2.7. Etang du Grec

Comme tous les autres étangs palavasiens, celui du Grec a enregistré une baisse de sa salinité en octobre 2001 (Fig. 11.11). Cette dernière n'a pu être transmise que par le biais des échanges avec les eaux du canal du Rhône à Sète dont la fonction d'homogénéisation des masses d'eau se vérifie à nouveau. La salinité de l'étang du Grec suit une évolution analogue à celle des deux stations de l'étang du Méjean. Mais pour les paramètres de l'eutrophisation les eaux du Grec se rapprochent plus de la station est du Méjean (Fig. 11.10) avec des concentrations en azote total situées aux alentours de $200 \mu\text{M}$.

2.8. Bilan

Le suivi simultané des paramètres de la colonne d'eau aux 10 stations RSL du complexe palavasiens montre donc qu'il existe une certaine homogénéité des masses d'eau se traduisant par une relative covariance des paramètres dans le temps (Fig. 11.12). Le gradient est-ouest est plus marqué que celui entre les étangs de première et de seconde ligne. Le peu de différence entre les eaux des étangs d'Ingril Nord et Sud est remarquable, illustrant l'efficacité des passes traversant le canal du Rhône à Sète.

3. Diagnostic de l'eau

Un suivi sur 12 mois des paramètres de l'eau dans les étangs palavasiens a permis de remplir la grille de diagnostic annuel de l'eutrophisation telle qu'elle a été définie dans l'étude « Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisations des lagunes méditerranéennes » (Ifremer *et al.*, 2000). Cette grille présente des seuils moins sévères que celles servant au diagnostic et établies pour les trois mois d'été car elle

doit prendre en compte les blooms phytoplanctoniques d'hiver se développant à la suite de crues.

Les tableaux 11.1 à 11.10 présentent pour chaque lagune une grille annuelle et une grille été, chacune ayant été remplie avec des données différentes. Les données utilisées pour remplir la grille année comprennent les mois d'été 2001 et permettent donc de remplir la grille de diagnostic été (dont les résultats ont servi au diagnostic 2001).

Tableau 11.1 : Grilles de lecture de l'eau annuelle (mars 2001 – mars 2002) et estivale (2002) pour l'étang d'Ingril Sud.

INGRIL SUD année			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0	5,5	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		10	11,0	20		30		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,62	1		1,5		4	
NID	(μM)	0	4,1	15		20		40		60	
NITRI	(μM)	0	0,43	0,5		1		5		10	
NITRA	(μM)	0	2,3	7		10		20		30	
AMMO	(μM)	0	2,6	7		10		20		30	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10	18,1	30	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15	22,4	40	
NT	(μM)	0		50	67	75		100		120	
PT	(μM)	0		1		2	2,1	5		8	

INGRIL SUD été 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30	30	40		50	
TUR	(NTU)	0	2,6	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,34	1		1,5		4	
NID	(μM)	0	1,85	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,23	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,46	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	1,30	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7	7,5	10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7	9,0	10		15		25	
NT	(μM)	0	46	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75	0,77	1,5		2,5		4,5	

Tableau 11.2 : Grilles de lecture de l'eau annuelle (mars 2001 – mars 2002) et estivale (2002) pour l'étang d'Ingril Nord.

INGRIL NORD année			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0	6,0	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		10	15,0	20		30		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,03	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	11,6	15		20		40		60	
NITRI	(μM)	0		0,5	0,93	1		5		10	
NITRA	(μM)	0	6,4	7		10		20		30	
AMMO	(μM)	0		7	8,3	10		20		30	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10	27	30	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15	31	40	
NT	(μM)	0		50		75	86	100		120	
PT	(μM)	0		1		2	2,4	5		8	

INGRIL NORD été 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0	19,3	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	3,1	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,07	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2	3,1	6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,18	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,33	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3	3,0	5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7	7,8	10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10	10,1	15		25	
NT	(μM)	0	40	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75	1,08	1,5		2,5		4,5	

Tableau 11.3 : Grilles de lecture de l'eau annuelle (mars 2001 – mars 2002) et estivale (2002) pour l'étang de Vic.

VIC année			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20	21	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		10		20	26	30		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,16	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0		15		20		40	44	60	
NITRI	(μM)	0		0,5		1	4,1	5		10	
NITRA	(μM)	0	5,5	7		10		20		30	
AMMO	(μM)	0		7		10		20		30	34
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		30	63
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		40	70
NT	(μM)	0		50		75		100		120	158
PT	(μM)	0		1		2		5	5,1	8	

VIC été 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20	29	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	18,0	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,14	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6	9,1	10		20	
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75	0,76	1	
NITRA	(μM)	0		1	1,25	3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3	7,1	5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10	11,3	20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10	13,4	15		25	
NT	(μM)	0		50		75	84	100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	11,3

Tableau 11.4 : Grilles de lecture de l'eau annuelle (mars 2001 – mars 2002) et estivale (2002) pour l'étang de Pierre Blanche.

PIERRE BLANCHE année			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0	10,0	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		10	15,0	20		30		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,35	1		1,5		4	
NID	(μM)	0		15		20		40	41	60	
NITRI	(μM)	0		0,5		1		5	6,5	10	
NITRA	(μM)	0		7		10	13,1	20		30	
AMMO	(μM)	0		7		10		20	26	30	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		30	51
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		40	63
NT	(μM)	0		50		75		100		120	153
PT	(μM)	0		1		2		5	5,1	8	

PIERRE BLANCHE été 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	53
TUR	(NTU)	0	4,3	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1	1,14	1,5		4	
NID	(μM)	0		2	2,4	6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,15	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,06	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	2,2	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	33
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	40
NT	(μM)	0		50		75	89	100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	3,7	4,5	

Tableau 11.5 : Grilles de lecture de l'eau annuelle (mars 2001 – mars 2002) et estivale (2002) pour l'étang d'Arnel.

ARNEL année			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	50
TUR	(NTU)	0		10		20		30	39	40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1		1,5	2,07	4	
NID	(μM)	0		15		20		40		60	98
NITRI	(μM)	0		0.5		1		5	7,7	10	
NITRA	(μM)	0		7		10		20	21	30	
AMMO	(μM)	0		7		10		20		30	63
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		30	83
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		40	94
NT	(μM)	0		50		75		100		120	238
PT	(μM)	0		1		2		5	6,4	8	

ARNEL été 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	51
TUR	(NTU)	0		5		10		25	30	40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1		1,5		4	4,6
NID	(μM)	0		2		6		10		20	54
NITRI	(μM)	0		0.3		0.5		0.75	0,99	1	
NITRA	(μM)	0		1		3		5	8,6	10	
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	45
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	148
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	172
NT	(μM)	0		50		75		100		120	190
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	7,5

Tableau 11.6 : Grilles de lecture de l'eau annuelle (mars 2001 – mars 2002) et estivale (2002) pour l'étang de Prévost Ouest.

PREVOST OUEST année			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	67
TUR	(NTU)	0		10		20	21	30		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1	1,29	1,5		4	
NID	(μM)	0		15		20		40		60	89
NITRI	(μM)	0		0,5		1		5	5,7	10	
NITRA	(μM)	0		7		10	19,0	20		30	
AMMO	(μM)	0		7		10		20		30	71
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		30	45
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		40	53
NT	(μM)	0		50		75		100		120	137
PT	(μM)	0		1		2	4,1	5		8	

PREVOST OUEST été 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	160
TUR	(NTU)	0		5		10	21	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,19	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,82	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,08	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,05	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,71	1		3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	54
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	65
NT	(μM)	0		50		75		100		120	136
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	6,1

Tableau 11.7 : Grilles de lecture de l'eau annuelle (mars 2001 – mars 2002) et estivale (2002) pour l'étang de Prévost Est.

PREVOST EST année			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	67
TUR	(NTU)	0		10	12	20		30		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1		1,5	1,79	4	
NID	(μM)	0		15		20		40		60	81
NITRI	(μM)	0		0,5		1	4,3	5		10	
NITRA	(μM)	0		7		10	14,9	20		30	
AMMO	(μM)	0		7		10		20		30	60
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		30	71
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		40	75
NT	(μM)	0		50		75		100		120	168
PT	(μM)	0		1		2		5	5,9	8	

PREVOST EST été 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	90
TUR	(NTU)	0		5		10	18,0	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,38	1		1,5		4	
NID	(μM)	0	1,17	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,23	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,08	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,92	1		3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	54
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	70
NT	(μM)	0		50		75		100		120	188
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	4,4	4,5	

Tableau 11.8 : Grilles de lecture de l'eau annuelle (mars 2001 – mars 2002) et estivale (2002) pour l'étang du Méjean Ouest

MEJEAN OUEST année			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	56
TUR	(NTU)	0		10		20		30		40	70
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,52	1		1,5		4	
NID	(μM)	0		15		20		40		60	73
NITRI	(μM)	0		0,5		1		5		10	14,3
NITRA	(μM)	0		7		10		20	22	30	
AMMO	(μM)	0		7		10		20		30	41
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		30	391
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		40	415
NT	(μM)	0		50		75		100		120	437
PT	(μM)	0		1		2		5		8	18,0

MEJEAN OUEST été 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	51
TUR	(NTU)	0		5		10		25	27	40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1		1,5	3,8	4	
NID	(μM)	0		2		6		10	12,5	20	
NITRI	(μM)	0	0,12	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,21	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	12,3
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	287
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	316
NT	(μM)	0		50		75		100		120	423
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	30

Tableau 11.9 : Grilles de lecture de l'eau annuelle (mars 2001 – mars 2002) et estivale (2002) pour l'étang du Méjean Est.

MEJEAN EST année			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A %O ₂ SAT]		0		20		30		40	42	50	
TUR	(NTU)	0		10		20	28	30		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,29	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0		15		20		40		60	72
NITRI	(μM)	0		0,5		1		5	7,3	10	
NITRA	(μM)	0		7		10		20	25	30	
AMMO	(μM)	0		7		10		20		30	48
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		30	198
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		40	214
NT	(μM)	0		50		75		100		120	262
PT	(μM)	0		1		2		5		8	9,6

MEJEAN EST été 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A %O ₂ SAT]		0		20		30		40	48	50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25	27	40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,52	1		1,5		4	
NID	(μM)	0	1,40	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,13	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,19	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	1,23	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	100
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	114
NT	(μM)	0		50		75		100		120	201
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	16,4

Tableau 11.10 : Grilles de lecture de l'eau annuelle (mars 2001 – mars 2002) et estivale (2002) pour l'étang du Grec.

GREC année			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	57
TUR	(NTU)	0		10		20	26	30		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1		1,5	1,88	4	
NID	(μM)	0		15		20		40		60	128
NITRI	(μM)	0		0,5		1		5	7,6	10	
NITRA	(μM)	0		7		10		20	26	30	
AMMO	(μM)	0		7		10		20		30	115
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		30	147
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		40	156
NT	(μM)	0		50		75		100		120	258
PT	(μM)	0		1		2		5		8	10,4

GREC été 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ %O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	170
TUR	(NTU)	0		5		10		25	25	40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1	1,09	1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	80
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75		1	48
NITRA	(μM)	0		1	2,6	3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	29
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	259
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	354
NT	(μM)	0		50		75		100		120	328
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	16,2

Tableau 11.11 : Comparaison des diagnostics obtenus sur l'année (mars 2001 à mars 2002) avec ceux des étés 2001 et 2002.

	INN	INS	PBL	VIC	ARN	PRW	PRE	MEW	MEE	GRE
année										
été 2001										
été 2002										

Le tableau 11.12 comparant les trois diagnostics montre, qu'à l'exception de la station de l'étang du Prévost est, les deux grilles donnent des résultats identiques ce qui confirme l'efficacité de l'outil. La comparaison des résultats de 2002 avec ceux de 2001 indique une meilleure qualité de l'eau en 2002 dans les étang d'Ingril et de Vic. Ce résultat est à rapprocher de ceux obtenus dans les eaux du Canal du Rhône à Sète (chapitre 10). Ces derniers montraient que pendant l'été 2002, les eaux du Lez ont été moins dispersées vers l'ouest du canal qu'en 2001. Les eaux de l'étang d'Ingril, et dans une moindre mesure celles de Vic et de Pierre Blanche, ont été moins touchées par les apports du Lez en 2002 qu'en 2001. Il existe donc des variations interannuelles dans le niveau d'eutrophisation des lagunes palavasiennes situées à l'ouest du Lez en fonction de l'hydrologie du canal du Rhône à Sète. Les figures 11.13 à 11.16 peuvent être comparées à celles élaborées en 2001. Pour tous les paramètres de l'eutrophisation, les étangs palavasiens les plus à l'ouest du Lez ont de façon cohérente de meilleurs états par rapport à l'eutrophisation en 2002. Cette relative amélioration n'est pas due à celle de la qualité des eaux du Lez mais probablement à leur plus grande dispersion en mer.

NID ETE 2002

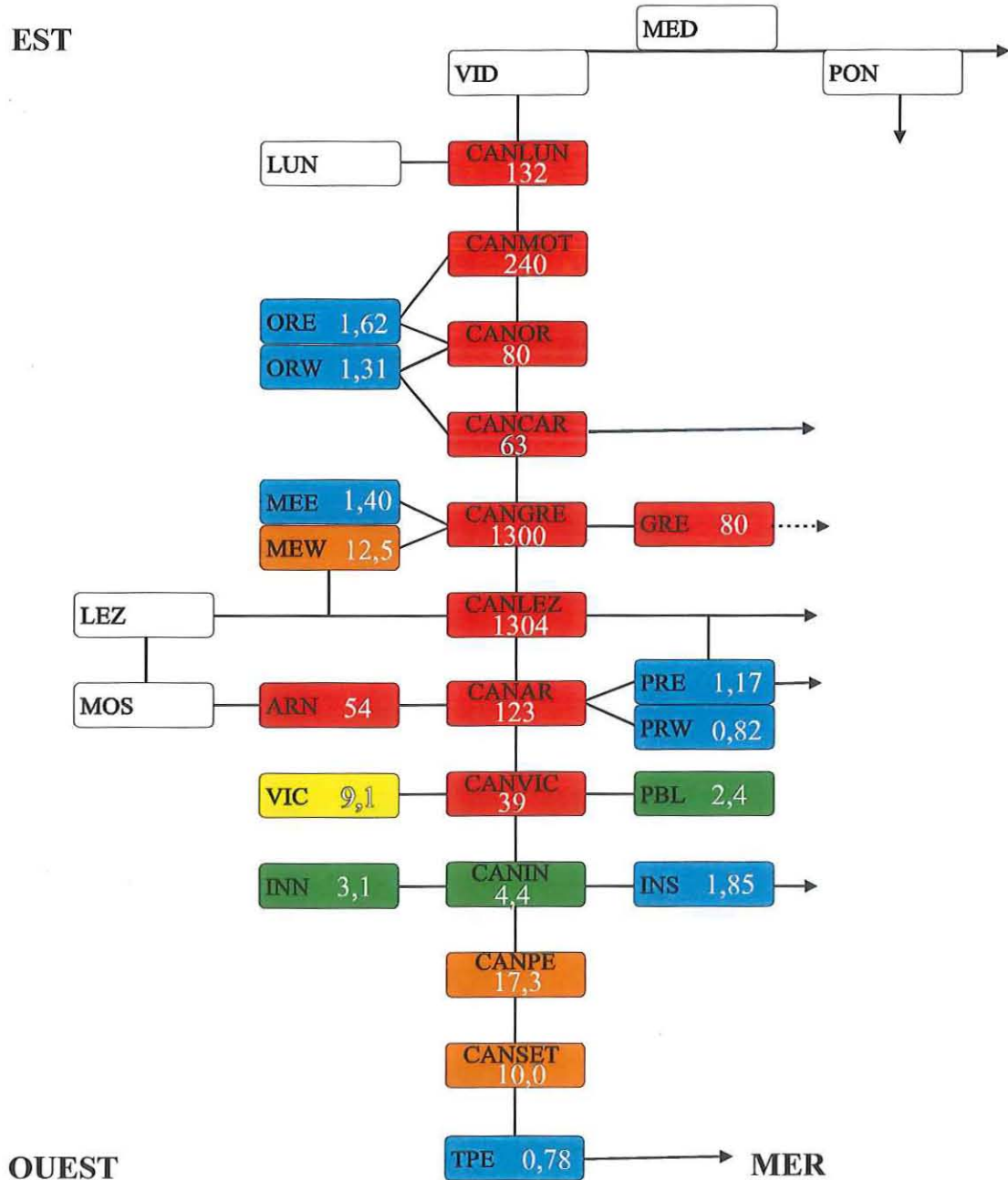


Figure 11.13 : Distribution des concentrations d'azote inorganique dissous dans l'hydrosystème canal-palavasiens-or en été 2002.

PHOSPHATES ETE 2002

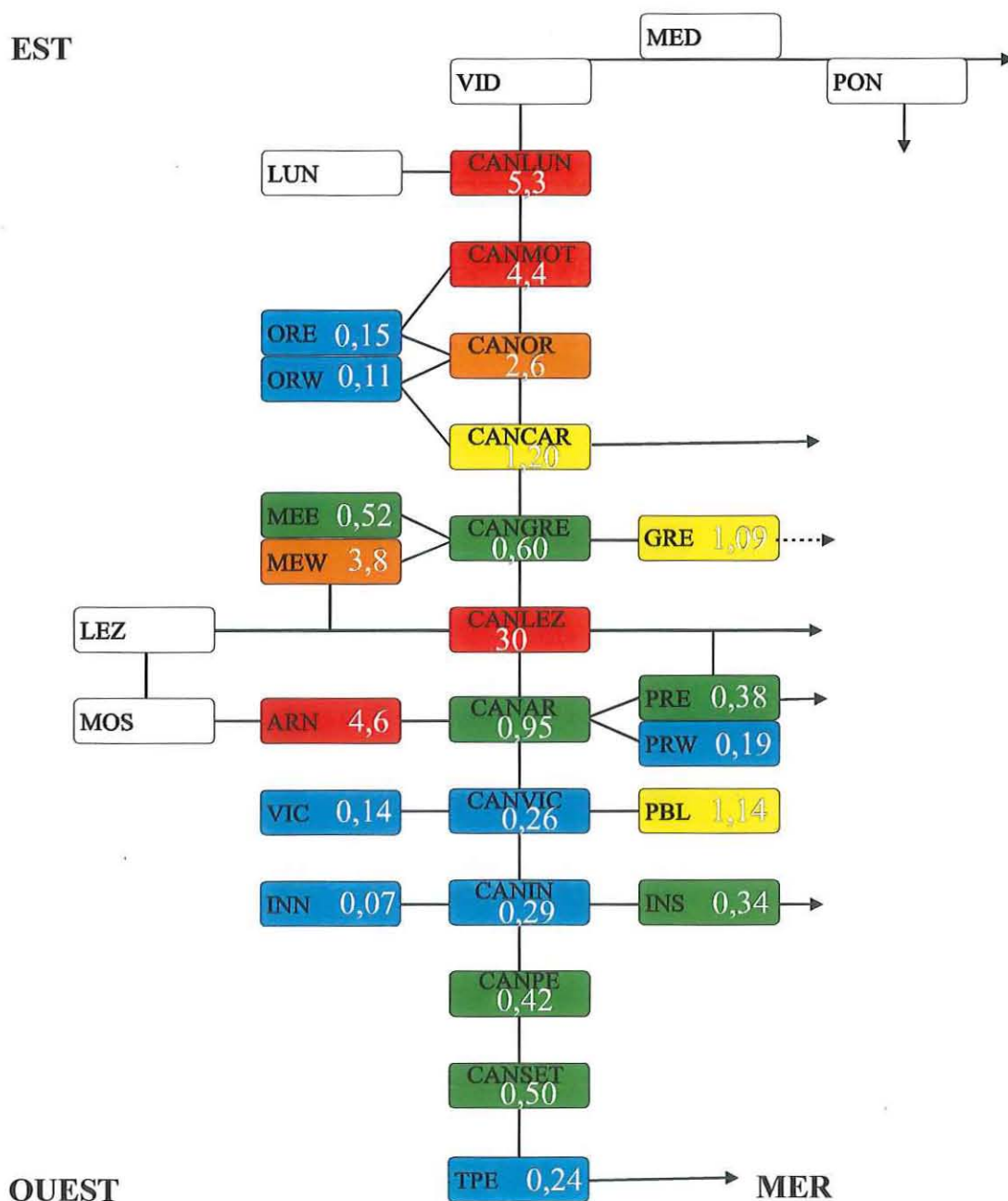


Figure 11.14 : Distribution des concentrations de phosphates dissous dans l'hydrosystème canal-palavasiens-or en été 2002.

CHLOROPHYLLE a ETE 2002

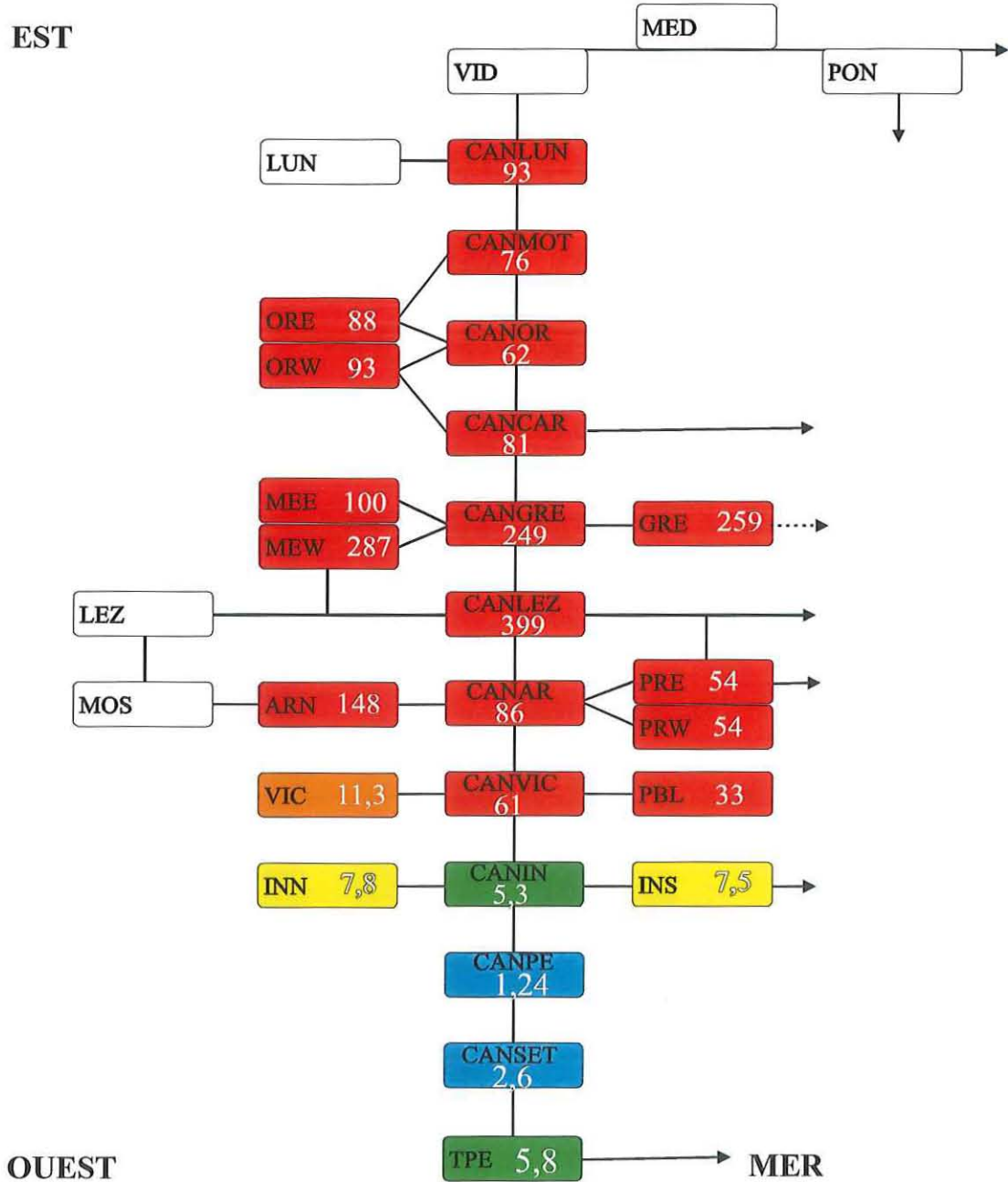


Figure 11.15 : Distribution des concentrations de chlorophylle-a dissous dans l'hydrosystème canal-palavasiens-or en été 2002.

AZOTE TOTAL ETE 2002

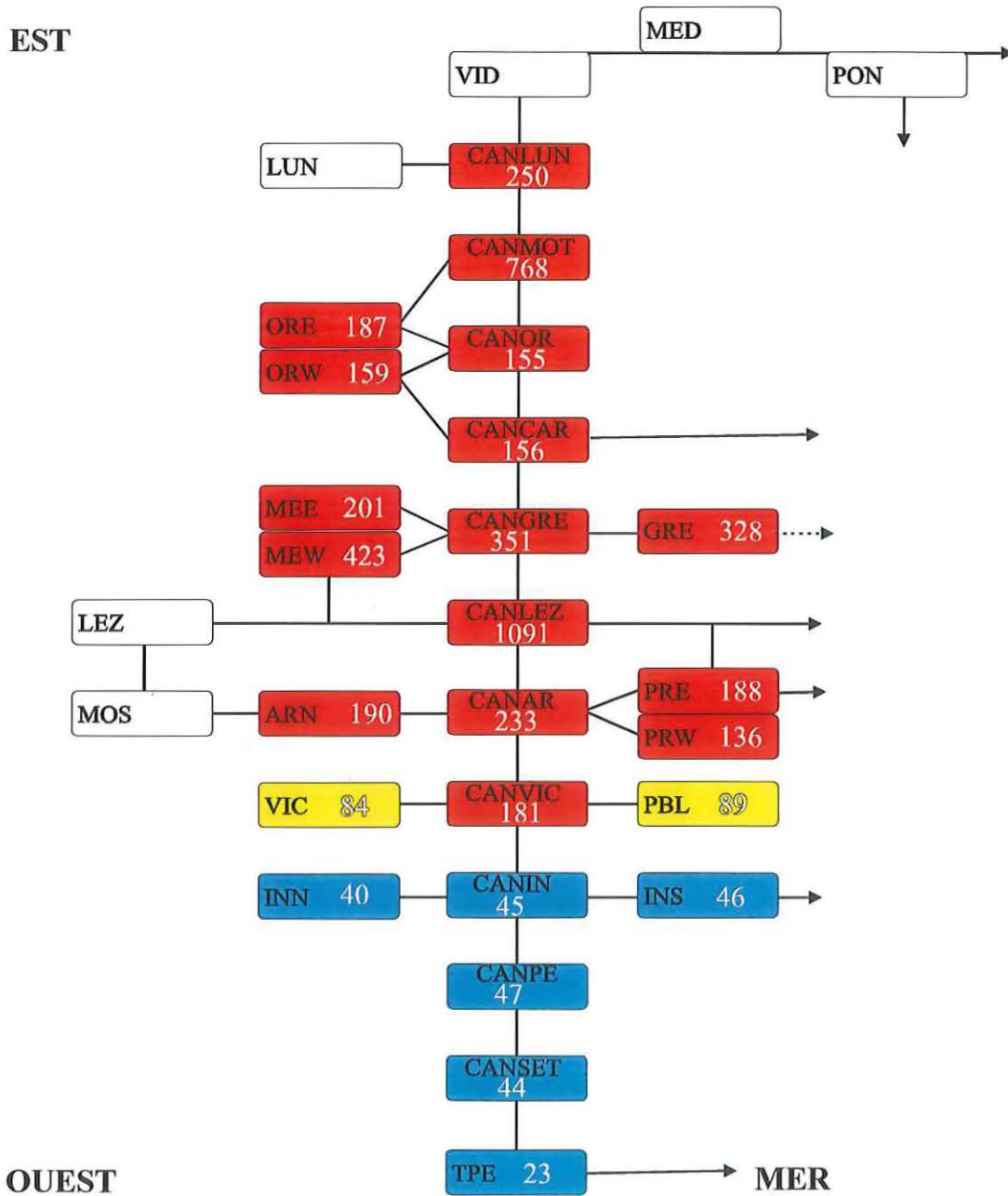


Figure 11.16 : Distribution des concentrations d'azote total dissous dans l'hydrosystème canal-palavasiens-or en été 2002.

4. Diagnostic du phytoplancton

Les résultats obtenus pour le phytoplancton dans les étangs palavasiens confirment le diagnostic obtenu à partir des grilles de l'eau (Tableau 11.12).

Tableau 11.12 : Grilles de diagnostic du phytoplancton dans les étangs palavasiens pour l'été 2002.

INS		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20	22	50		100		500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10	27	50	

INN		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20	28	50		100		500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10	15,6	50	

VIC		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50		100	158	500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10	11,5	50	

PBL		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50	72	100		500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10	19,3	50	

ARN		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50		100		500	3100
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10		50	146

PRW		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50		100		500	1012
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10	45	50	

Tableau 11.12 (suite) : Grilles de diagnostic du phytoplancton dans les étangs palavasiens pour l'été 2002.

PRE		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50		100	268	500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10		50	66

MEW		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50		100		500	7928
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10		50	426

MEE		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50		100		500	6154
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10		50	59

GRE		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶		20		50		100		500	5728
> 2µm	Cel/L 10 ⁶		2		5		10		50	469

Dans les étangs d'Ingril, Vic et Pierre Blanche, Les densités de cellules picophytoplanctoniques ont été largement plus faibles en 2002 qu'en 2001 (Tab. 11.13) avec un passage du rouge au vert pour l'étang d'Ingril. Un résultat analogue a été obtenu pour le nanophytoplancton mais dans une moindre mesure (Tableau 11.14), ce qui entraîne un diagnostic médiocre pour le phytoplancton des quatre étangs palavasiens les plus à l'ouest (Tableau 11.15). Ces résultats confirment donc que l'eutrophisation a été moins importante pendant l'été 2002 dans ces étangs. La raison provient d'une moindre influence des eaux du Lez.

Tableau 11.13 : Comparaison des diagnostics du picophytoplancton en 2001 et 2002.

PICO	INN	INS	PBL	VIC	ARN	PRW	PRE	MEW	MEE	GRE
été 2001										
été 2002										

Tableau 11.14 : Comparaison des diagnostics du nanophytoplancton en 2001 et 2002.

NANO	INN	INS	PBL	VIC	ARN	PRW	PRE	MEW	MEE	GRE
été 2001										
été 2002										

Tableau 11.15 : Comparaison des diagnostics du phytoplancton (grille) en 2001 et 2002.

PHYTO	INN	INS	PBL	VIC	ARN	PRW	PRE	MEW	MEE	GRE
été 2001										
été 2002										

5. Autres réseaux

5.1. Réseau microbiologique (REMI) – Etang de Prévost

Le réseau de surveillance microbiologique REMI mis en place par l'Ifremer, ainsi que le principe des classements de zone sont présentés en annexe 4.

Un seul producteur exploite quelques tables conchylicoles dans l'étang du Prévost et produit en moyenne 50 tonnes de moules et 50 tonnes d'huîtres par an. En 2002, suite aux mortalités de coquillages provoquées par la malaïgue printanière, la production annuelle a été affectée de 50% pour les moules et de 35% pour les huîtres. Ce secteur est classé C pour les coquillages du groupe 3 (bivalves fousseurs), depuis 1996. La zone fait l'objet d'une surveillance sanitaire, dans le cadre du dispositif de surveillance régulière REMI, des moules sont prélevées et analysées à une fréquence mensuelle. En 2002, de juillet à octobre, le suivi a été effectué sur des huîtres (mortalité des moules).

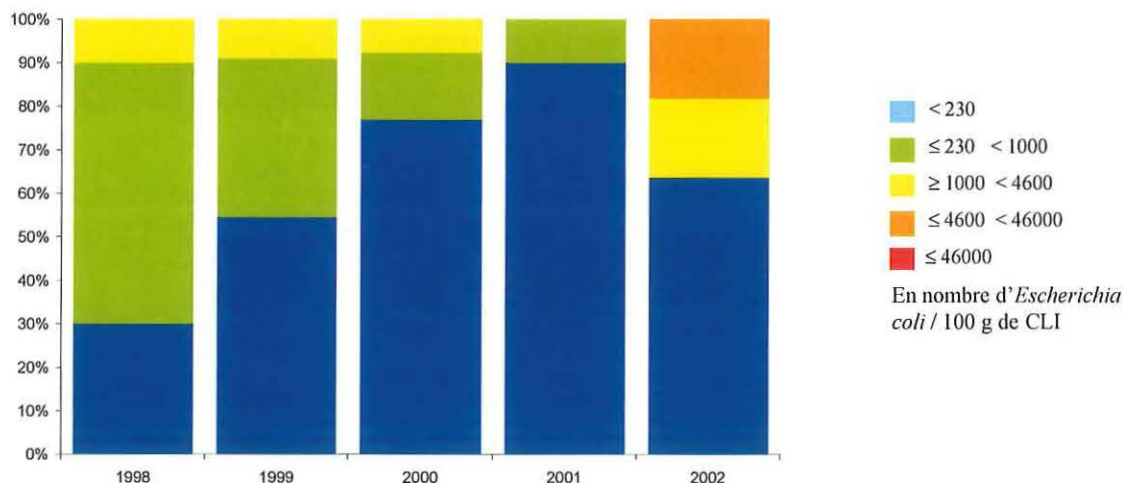


Figure 11.17 : Résultats du REMI de 1998 à 2002 dans l'étang du Prévost. Fréquence d'occurrence des différentes classes de qualité par année.

En 2002, 100% des valeurs obtenues sont inférieures à 46 000 EC/100 g de CLI (norme définissant la classe de qualité C). Des résultats d'analyses supérieurs à 1000 EC/100g de CLI ont été obtenus suite aux fortes pluies de septembre et d'octobre. Bien que les contaminations fécales des coquillages aient été plus marquées en 2002 que les deux années précédentes, l'étang du Prévost présente depuis 1993 une tendance à l'amélioration (test de Man-Kendall sur l'ensemble des résultats obtenus par le REMI dans la zone).

5.2. Réseau phytoplancton (REPHY)

Le réseau de surveillance REPHY a deux objectifs principaux :

- la connaissance « patrimoniale » des espèces phytoplanctoniques présentes sur le littoral Français. Cette connaissance permet de suivre les évolutions des différentes espèces en fonction des saisons et de mesurer l'impact de certains événements climatiques sur le phytoplancton (abondance, diversité...)
- les espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques suivies sont:
 - *Dinophysis* et les toxines DSP (diarrhéiques)
 - *Alexandrium* et les toxines PSP (paralytiques)
 - *Pseudo-nitzschia* et la toxine ASP (amnésiante)

Au sein du complexe palavasien, seuls les étangs du Prévost et d'Ingril font l'objet d'un suivi. Un tableau récapitulatif des épisodes de toxicité est fourni en annexe 6.

Etang du Prévost : en 2002, *Dinophysis* a été observé à deux reprises en août et en octobre. Aucun test dans les moules n'a pu être effectué car une crise anoxique a décimé le cheptel.

Pseudo-nitzschia a été dénombré régulièrement de janvier à novembre et le nombre de cellules dans l'eau a atteint le seuil d'alerte en octobre. Mais comme pour le *Dinophysis* aucun test n'a été réalisé.

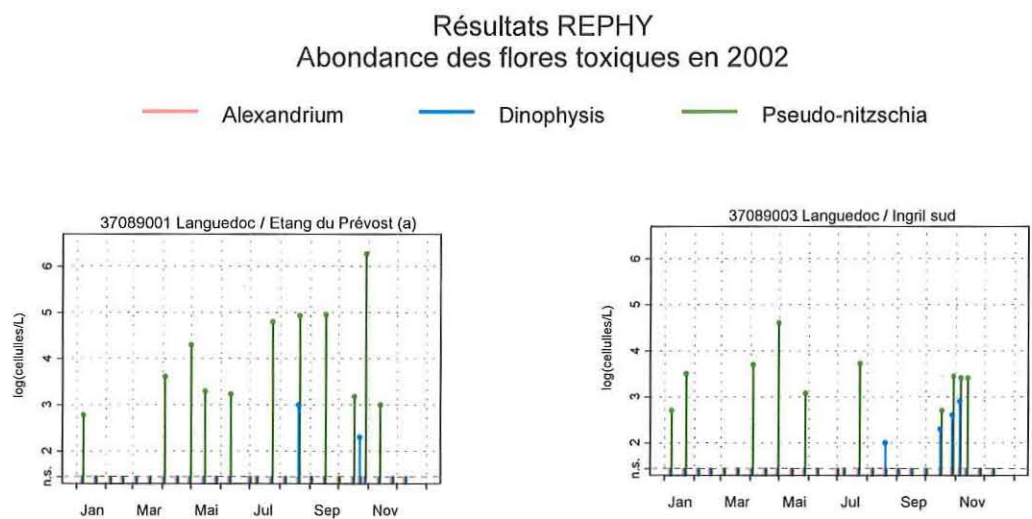


Figure 11.18 : Abondances cellulaires de espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques suivies par le REPHY dans les lagunes de l'Ingril et du Prévost (année 2001).

Etang de l'Ingril : en 2002, *Dinophysis* a été observé en octobre et novembre. Le seuil de toxicité a été atteint dans les moules pendant quinze jours entraînant une mesure d'interdiction de pêche et de commercialisation des coquillages de cet étang.

Pseudo-nitzschia a été observé épisodiquement sans atteindre le seuil d'alerte.

5.3. Réseau national d'observation (RNO)

5.3.1. RNO matière vivante

Le RNO est un programme national mis en place par le Ministère chargé de l'environnement et coordonné par l'Ifremer. Son objectif premier est l'évaluation des niveaux et des tendances des contaminants et des paramètres généraux de la

qualité du milieu. Dans certains cas, en particulier quand l'échantillonnage est réalisé en zone d'élevage des mollusques, les résultats du RNO peuvent être comparés aux seuils fixés pour la protection des consommateurs. Les niveaux des différents contaminants mesurés pour l'ensemble des stations suivies dans le Languedoc Roussillon et leur comparaison aux médianes nationales sont fournies en annexe 2.

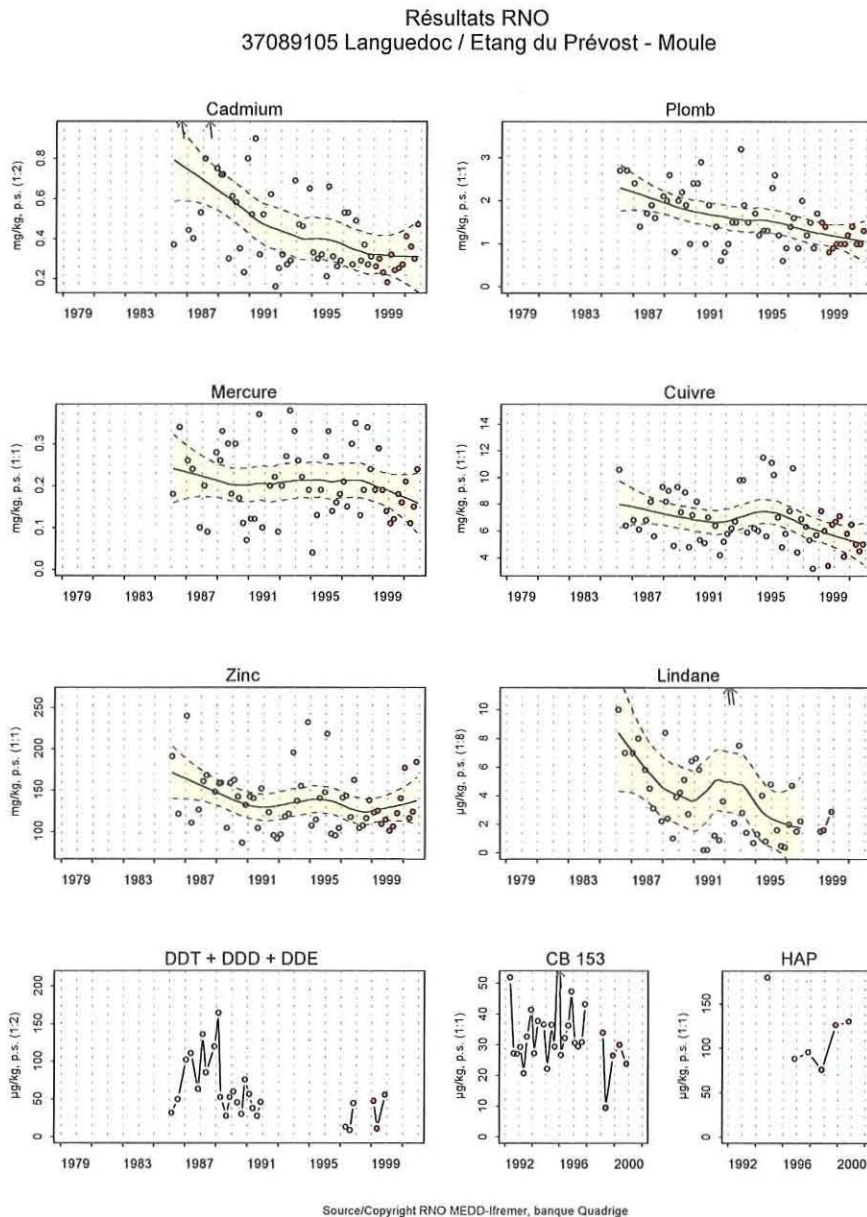


Figure 11.19 : Niveaux et tendances d'évolution de la contamination dans les moules de la lagunes du Prévost.

Seules les moules de la lagune du Prévost font l'objet d'une surveillance. Les teneurs mesurées restent inférieures aux seuils réglementaires. Comme dans l'étang de Thau, la somme des DDT, DDD et DDE est fortement supérieure à la médiane nationale, indiquant l'existence de sources de contaminations par le DDT alors que ce produit n'est plus utilisé.

Du point de vue des tendances d'évolution (Fig. 11.19), la teneur en mercure mesurée dans les moules semble avoir amorcée une décroissance depuis quelques années, comme pour le reste des métaux. Cependant les teneurs observées restent sensiblement supérieures à la médiane nationale.

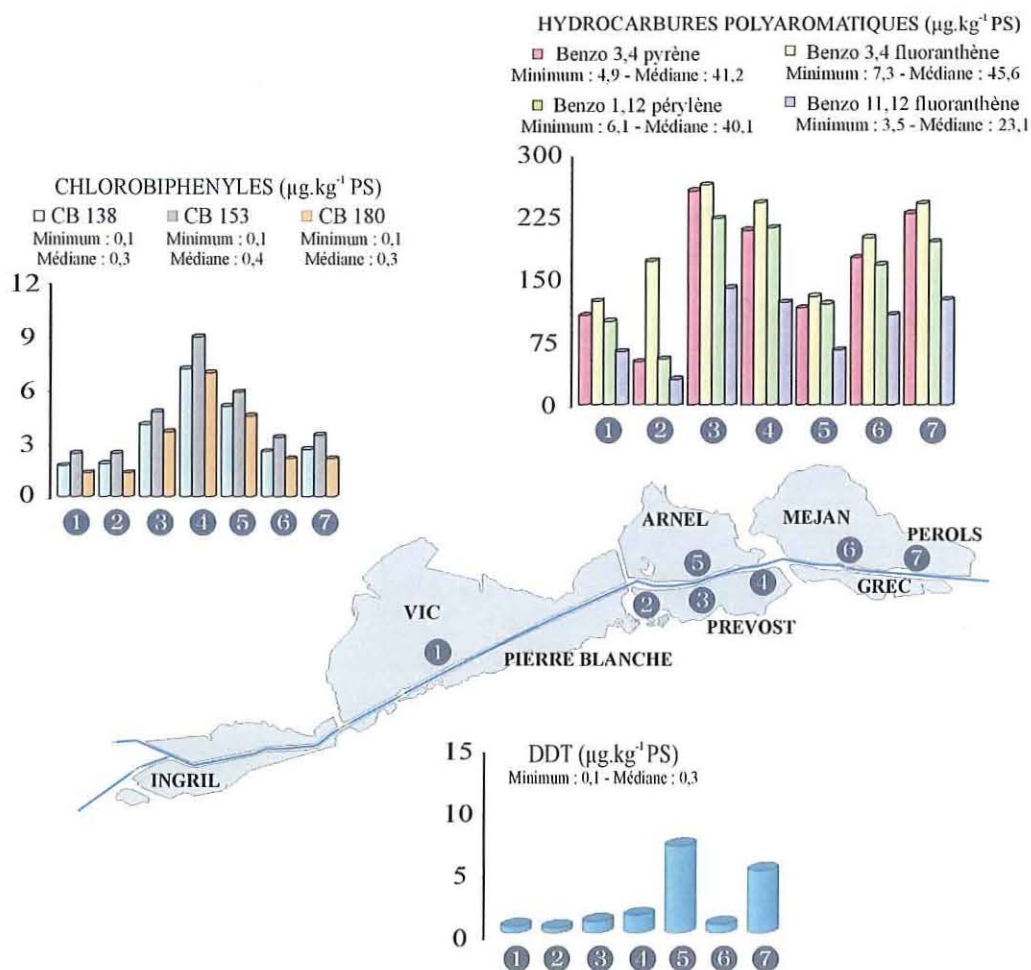


Figure 11.18 : Niveaux de la contamination organique (PAH, PCB et DDT) dans les sédiments des étangs palavasiens (d'après RNO, 1998). Les valeurs médiane et minimum sont données pour l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon.

5.3.2. RNO sédiments

Dans le cadre de la campagne RNO d'évaluation de la contamination chimique dans les sédiments méditerranéens effectuée en 1996, 7 stations ont été positionnées dans les étangs du complexe palavasien (Fig. 11.18 et 11.19). La totalité des résultats de cette campagne sont présentés dans le bulletin RNO 1998, et seule une sélection des contaminants organiques et métalliques les plus représentatifs est fournie dans le présent rapport (cf annexe 2).

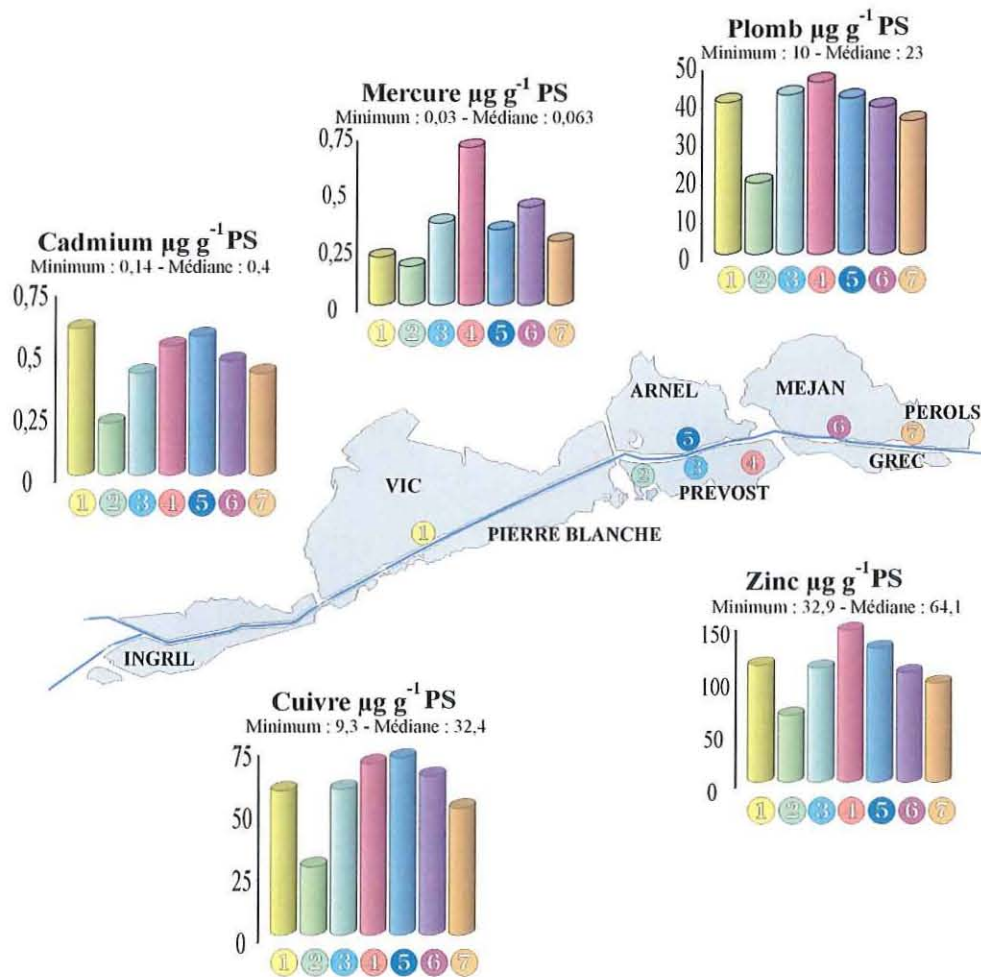


Figure 11.19 : Niveaux de la contamination métallique (Cu, Zn, Hg, Pb, Cd) dans les sédiments des étangs palavasiens (d'après RNO, 1998). Les valeurs médiane et minimum sont données pour l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon.

Les niveaux de contamination des sédiments des lagunes palavasiennes par les PAH sont élevés avec des concentrations mesurées de 3 à 6 fois la médiane lagunaire (Fig. 11.18). La contamination est plus marquée dans la partie ouest. Pour les PCB, les plus fortes valeurs ont été mesurées à la station 4 dans la partie est de l'étang du Prévost et la plus proche du Lez, avec des valeurs proches de 20 fois la médiane lagunaire. Pour les autres stations, les niveaux de contamination diminuent au fur et à mesure que l'on s'éloigne du Lez. Les niveaux enregistrés pour le DDT indiquent deux zones fortement contaminées, à savoir les parties est de la lagune du Prévost et du Méjean (stations 4 et 7).

Concernant les métaux (Fig. 11.19), les concentrations mesurées dans les sédiments pour le plomb, le cadmium, le cuivre et le zinc sont environ deux fois supérieures à la médiane lagunaire pour l'ensemble des stations à l'exception de celle de l'extrémité ouest de la lagune du Prévost (station 2), la plus éloignée de l'influence du Lez et du Canal du Rhône à Sète. Pour le mercure, le schéma est différent avec un point de forte contamination (plus de 10 fois la médiane lagunaire) à la station ouest du Prévost, et de moindre contamination au fur et à mesure que l'on s'éloigne du Lez.

5.4. Réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO)

Ce réseau (Ifremer- Agence de l'Eau RMC) a pour but d'évaluer les niveaux de la contamination chimique dans le champ moyen, c'est à dire sur une zone où les concentrations mesurées correspondent à l'effet moyen de l'ensemble des apports, par implantation de stations artificielles à moules sur une période de 3 mois. Pour plus de détails sur les contaminants mesurés, la méthodologie, les modes de calcul et les résultats se reporter au rapport de la campagne 2000 (Andral *et al.*, 2001). Dans le cadre de la campagne du RINBIO 2000, des stations artificielles à moules ont été installées dans les lagunes de Vic, du Prévost, de l'Ingril et du Méjean (Fig. 11.1).

Les résultats indiquent :

- Une forte contamination par le mercure dans les étang du Prévost, Vic et de l'Ingril et dans une moindre mesure dans celui du Méjean. Ce résultat vient confirmer ceux obtenus dans le cadre du RNO, et indique l'existence d'une source spécifique de contamination par le mercure qui doit être identifiée.
- Une contamination élevée par les PCB et les produits de dégradation du DDT (DDE, DDD) pour les étangs du Méjean, de l'Ingril et du Prévost, témoins d'une contamination ancienne.

6. Suivi du TBT – Etang du Prévost

Le comité de pilotage du RSL a décidé de compléter en 2001 et 2002 les connaissances sur la contamination des eaux conchylicoles des trois lagunes où cette activité représente une ressource économique : Thau, Leucate et Prévost. Les objectifs visés consistaient à déterminer les teneurs en TBT et ses produits de dégradation (DBT, MBT) dans les eaux de ces étangs et de les comparer aux indicateurs biologiques spécifiques de l'exposition au TBT : taux de chambrage des huîtres *Crassostrea gigas* et taux d'imposex chez le murex *Hexaplex trunculus* (nom vernaculaire = poivre). La stratégie et les méthodes de suivi ont été décrites dans la version 2001 du rapport RSL (Ifremer, 2002).

Les teneurs en TBT et celles de ses produits de dégradation (DBT, MBT) et triphénylétain (TPHT) ont été déterminées dans les eaux de l'étang du Prévost, afin de les comparer à un indicateur biologique spécifique de l'exposition au TBT : le chambrage des coquilles d'huîtres *Crassostrea gigas*.

Un échantillon d'eau a été prélevé dans la zone conchylicole de l'étang le 16 juillet 2002 ; la température et la salinité étant respectivement de 17,3°C et 38,6. Les teneurs rencontrées dans cet échantillon, ainsi que celles observées en 2001 sont rassemblées dans le tableau 11.16 : Elles font apparaître des niveaux comparables pour les deux années. On notera toutefois qu'en 2002 la présence de TBT est décelable et s'accompagne d'une teneur significative en DBT. Cette observation tend à suspecter l'existence d'apports limités de TBT.

Tableau 11.16 : Teneurs 2001 et 2002 en organoétains dans les eaux de l'étang du Prévost

<i>Année</i>	<i>TBT</i>	<i>DBT</i>	<i>MBT</i>	<i>TPHT</i>
2001	traces	<0,19	<0,29	<0,38
2002	0,32	5,32	1,34	<0,32

Deux échantillons d'huîtres ont été prélevés en juillet 2002, l'un sur un stock d'origine inconnue, l'autre provenant de naissain mis en élevage au Prévost. La taille des individus examinés était comprise entre 85 et 105 mm pour le premier lot et de 65 à 95 mm pour le deuxième. Les taux de chambrages observés étaient respectivement de 10 avec quelques coquilles atteintes sur les deux valves et de 0 %. Ces résultats sont en accord avec les concentrations faibles mesurées dans l'eau et très inférieures à ceux observés en 2001, soit 57% de chambrage.

L'ensemble des données démontre qu'il existe dans l'étang du Prévost des apports très limités de TBT.

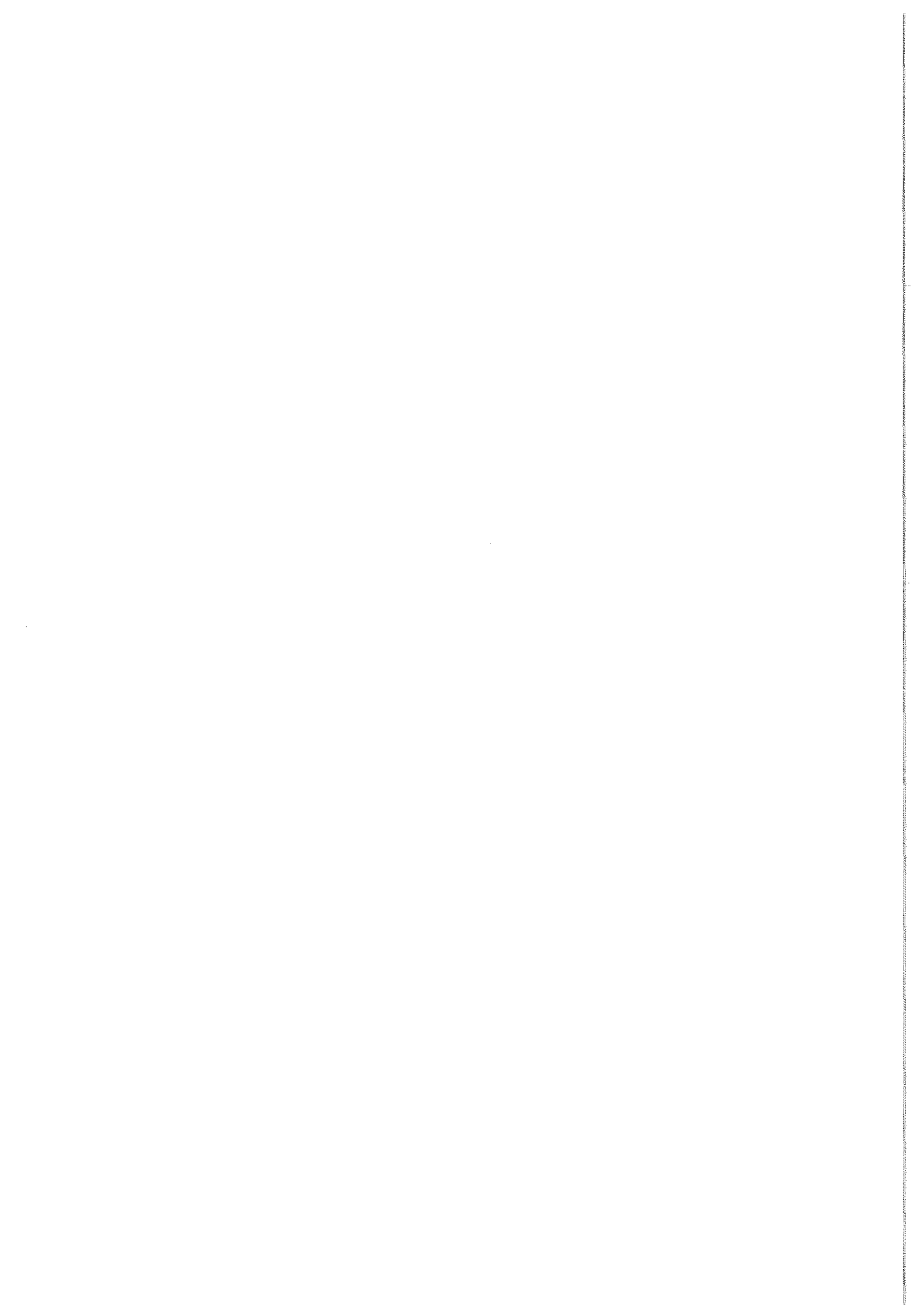
7. Conclusion

Le suivi pendant un an des paramètres de l'eau dans les étangs palavasiens a permis de mettre en évidence leur relative homogénéité de comportement en réponse aux événements climatiques majeurs. Cette année supplémentaire de diagnostic dans les étangs palavasiens permet de confirmer le rôle majeur des apports du Lez et des autres cours d'eau douce dans l'eutrophisation, mais également dans la contamination chimique, de ces écosystèmes. Mais l'hydrodynamisme semble assez variable pour influencer la dispersion des apports d'une année sur l'autre, ce qui détermine l'état par rapport à l'eutrophisation des lagunes palavasiennes les plus à l'ouest. Ces constatations confirment la nécessité de mettre en place un modèle hydrodynamique afin de mieux appréhender la circulation des substances eutrophisantes et donc de mieux gérer l'espace lagunaire.

Les problèmes de contaminations spécifiques révélés par les résultats des réseaux de surveillance, notamment en ce qui concerne le mercure, nécessitent l'attention des gestionnaires et une identification des sources potentielles sur les bassins versants de ce complexe lagunaire.

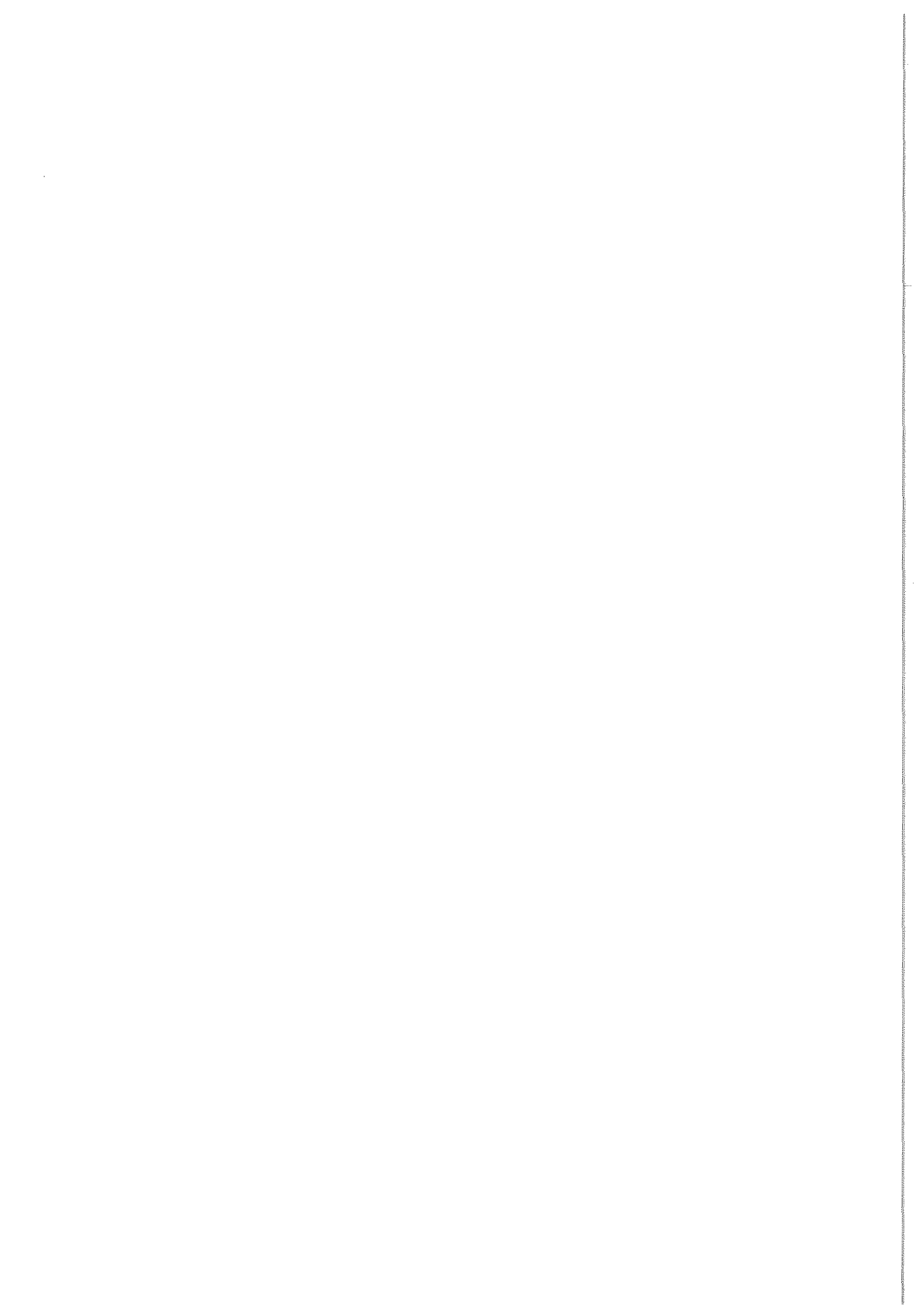
8. Références bibliographiques

- Andral B., Stanisière J.Y., Mercier S., 2001, Réseau Intégrateurs Biologiques. Evaluation de la contamination chimique basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée : résultats de la campagne 2000. Rapport Ifremer. Convention Agence de l'Eau RMC, 87 p.
- Ifremer-Créocéan-UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Tomes I et II. Rapport marché public n°90 9851, 412 p.
- Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.
- RNO, 1998. Surveillance du milieu marin. Travaux du RNO. Edition 1998. Ifremer et MATE, 52 p.

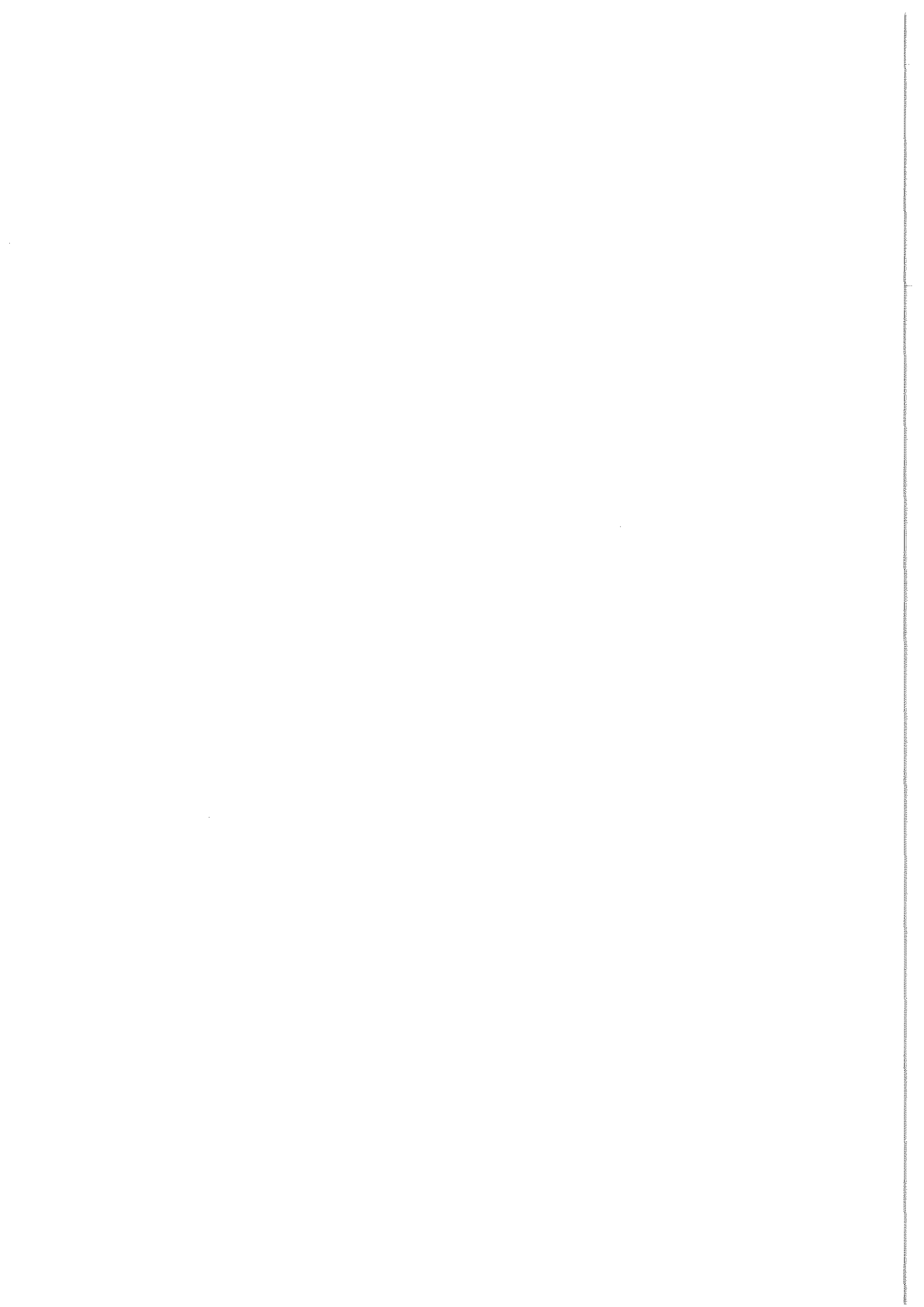




L'étang de l'Or



1. INTRODUCTION.....	361
2. DIAGNOSTIC DE L'EAU	363
3. PHYTOPLANCTON	364
4. DIAGNOSTICS SIMPLIFIÉS PAR LES MACROPHYTES.....	365
4.1. POPULATIONS DE MACROPHYTES	365
4.1.1. <i>Phanérogames</i>	365
4.1.2. <i>Algues</i>	366
4.2. DIAGNOSTIC 2002	367
4.3. ÉTATS ANTÉRIEURS ET ÉVOLUTION DES MACROPHYTES.....	367
5. BIOCONSTRUCTIONS DE <i>FICOPOMATUS ENIGMATICUS</i> (CASCAILS).....	369
6. AUTRES RÉSEAUX	371
6.1. RNO SÉDIMENTS.....	371
6.2. RÉSEAU INTÉGRATEURS BIOLOGIQUES (RINBIO).....	373
7. CONCLUSION.....	373
8. RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIQUE	373

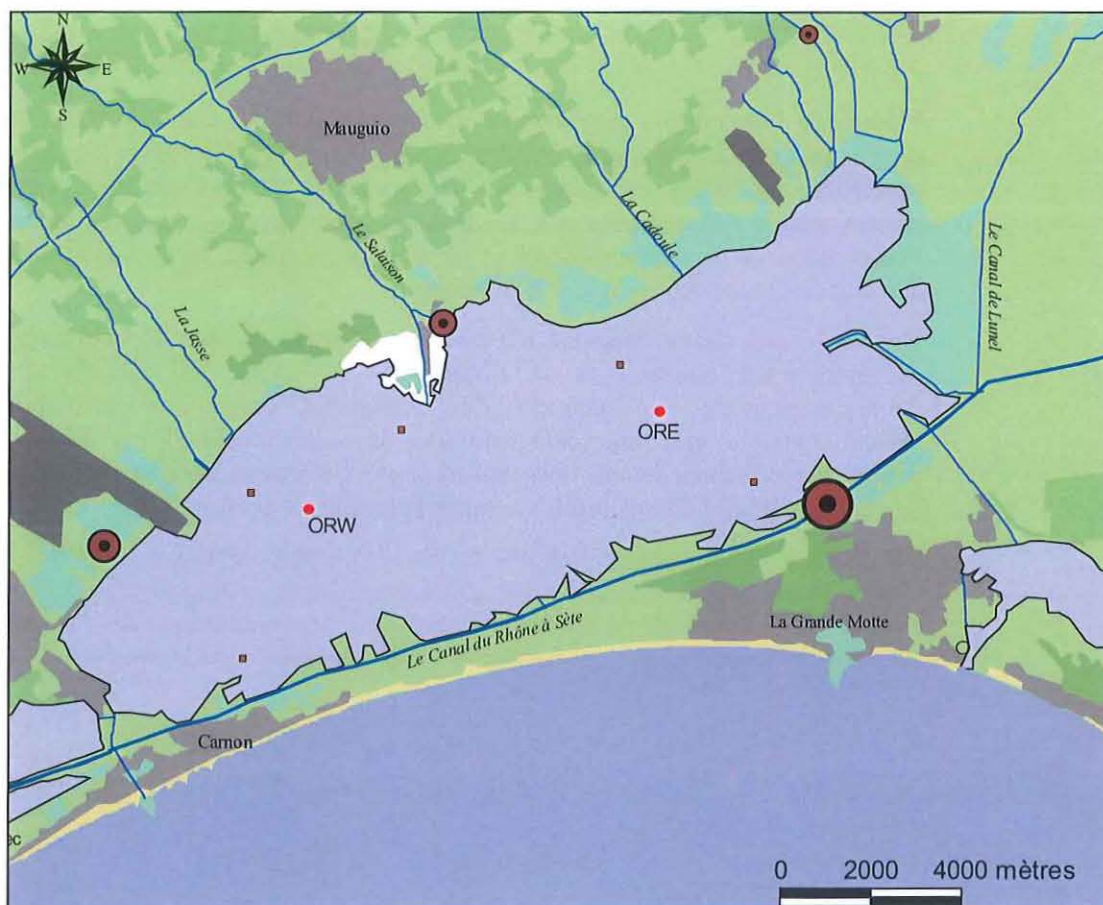


1. Introduction

L'étang de l'Or est une vaste lagune bordée au sud par le canal du Rhône à Sète avec lequel elle communique par des passes (Fig. 12.1). Le bassin versant d'une superficie de 410 km² est occupé par 31 communes qui totalisent une population permanente de 125 000 habitants. Le développement du tourisme, avec notamment l'émergence de la Grande-Motte et de Carnon, a porté la population estivale actuelle du bassin versant à 250 000 habitants.

Depuis 25 ans, l'eutrophisation n'a cessé de dégrader l'étang de l'Or jusqu'à un degré pouvant conduire à sa disparition. En effet, les cascails dont le développement est lié à l'eutrophisation produisent, lors de leur destruction, des sables calcaires qui pourraient entraîner le comblement de la lagune. Les diagnostics effectués depuis 1999 montrent que l'état de l'étang de l'Or est proche de celui de Méjean-Pérols (voir les étangs palavasiens, chapitre 11).

En plus des diagnostics de l'eau et du phytoplancton, l'étang de l'Or fait l'objet chaque année depuis 1999 d'un diagnostic simplifié des macrophytes. Ce dernier a permis de recenser en parallèle l'étendue des bioconstructions de *Ficopomatus enigmaticus* (cascails) qui menacent l'intégrité physique de la lagune.



source: BD CARTHAGE, version 2.4, IGN 1996; BD CARTO, version 2, IGN 1997, Ifremer 2002

Légende

Occupation du sol

- Bâti
- Zone industrielle, commerciale, de communication ou de loisir
- Carrière, décharge
- Prairie, pelouse, et toute culture hors vignes et vergers
- Vigne, verger
- Forêt
- Végétation naturelle basse ligneuse, maquis, garrigue, lande, broussailles
- Plage, dune, sable, gravier, galet ou terrain nu sans couvert végétal
- Rocher, éboulis
- Marais salant
- Zone humide

- stations colonne eau RSL
- stations benthiques RSL
- RNO sédiment
- RNO matière vivante
- REMI

Station d'épuration (EH)

- REPIV
- RNBIO
- inf 1000
- 1000 - 5000
- 5000 - 10000
- 10000 - 100000
- sup 100000
- Routes
- voie ferrée



Figure 12.1 : L'étang de l'Or et son bassin versant.

2. Diagnostic de l'eau

Les grilles de l'eau élaborées en 2002 sont similaires à celles de 2001 (Tab. 12.1).

Tableau 12.1 : Grilles de lecture de l'eau dans l'étang de l'Or en 2002.

OR OUEST			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
%O ₂ SAT		0	17	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	22	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,15	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	1,62	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,12	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,19	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	1,41	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	88
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	102
NT	(μM)	0		50		75		100		120	187
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	7,2

OR EST			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[%O ₂ SAT]		0	13	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	18,0	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,11	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	1,31	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,11	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,06	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	1,15	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	93
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	104
NT	(μM)	0		50		75		100		120	159
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	8,5

Le déclassement en rouge (mauvais état) provient des fortes biomasses de phytoplancton qui entraînent aussi de mauvais états dans les concentrations d'azote et de phosphore totaux.

	ORW				ORE			
	1999	2000*	2001	2002	1999	2000*	2001	2002
Oxygène dissous (écart saturation)	bon	bon	Moyen	Très bon	Médiocre	Très bon	bon	Très bon
Turbidité	Mauvais	Médiocre	Moyen	Moyen	Mauvais	Médiocre	Moyen	Moyen
Phosphates	bon	Très bon	Très bon	Très bon	Moyen	bon	Très bon	Très bon
Azote inorganique dissous	Mauvais	Très bon	Très bon	Très bon	Mauvais	Très bon	Très bon	Très bon
Nitrites	Mauvais	bon	Très bon	Très bon	Mauvais	Très bon	Très bon	Très bon
Nitrates	Moyen	Très bon	Très bon	Très bon	Mauvais	Très bon	Très bon	Très bon
Ammonium	Mauvais	Très bon	Très bon	bon	Mauvais	Très bon	Très bon	bon
Chlorophylle a	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Chlorophylle a + phéopigments	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Azote total	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Phosphore total	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Médiocre	Mauvais	Mauvais	Mauvais
ETAT COLONNE D'EAU	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais

Légende : ■ Très bon ■ bon ■ Moyen ■ Médiocre ■ Mauvais

Tableau 12.2 : Résultats des grilles de l'eau de l'étang de l'Or de 1999 à 2002. Ceux de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille et ne peuvent donc être considérés comme un réel diagnostic.

Cette situation se répète pratiquement à l'identique depuis le début des observations du RSL (Tab. 12.2). L'étang de l'Or se comporte comme un incubateur à phytoplancton. Au fur et à mesure que les sels d'azote et de phosphore du bassin versant intègrent les eaux de la lagune, ils sont consommés par le phytoplancton qui prolifère à des niveaux très élevés.

3. Phytoplancton

Les résultats obtenus par les grilles de l'eau sont confirmés par le diagnostic du phytoplancton (Tab. 12.3).

Tableau 12.3 : Grilles de diagnostic du phytoplancton dans l'étang de l'Or en 2002.

OR OUEST		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	20	50	100	500	3337
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	2	5	10	50	441

OR EST		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	20	50	100	500	4563
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	2	5	10	50	423

Comme pour les années précédentes, que ce soit au niveau du nanophytoplancton ou du picophytoplancton, les densités mesurées sont très largement supérieures aux valeurs seuils du orange au rouge. Ces résultats traduisent une eutrophisation massive.

4. Diagnostics simplifiés par les macrophytes

Dans le cadre du diagnostic simplifié, l'ensemble des fonds de l'étang de l'Or a été observé afin d'estimer les recouvrements des différentes espèces de macrophytes ainsi que ceux des bioconstructions de *Ficopomatus enigmaticus* (cascaills)

4.1. Populations de macrophytes.

4.1.1. Phanérogames

En 2002, la population de *Potamogeton pectinatus* est toujours présente à l'extrémité nord-est de l'étang de l'Or. Cette phanérogame d'eau douce s'étale à la surface de l'eau sur de grandes étendues, formant des "marées marrons", les secteurs avoisinants étant occupés par des individus moins longs, sous affleurants mais, aussi nombreux et denses.

La phanérogame *Ruppia cirrhosa* est aussi présente mais sur les bords de l'étang (1 à 3 m). Elle est trouvée en touffes au sud, des marais du Petit Travers à l'anse de la Radelle. D'autres touffes sont aussi observées sur les bords nord, de la baie de la Capoulière à la région de potamots denses. Les marais du Petit Travers constituent le seul secteur où les *Ruppia* forment des herbiers de plusieurs dizaines de m².

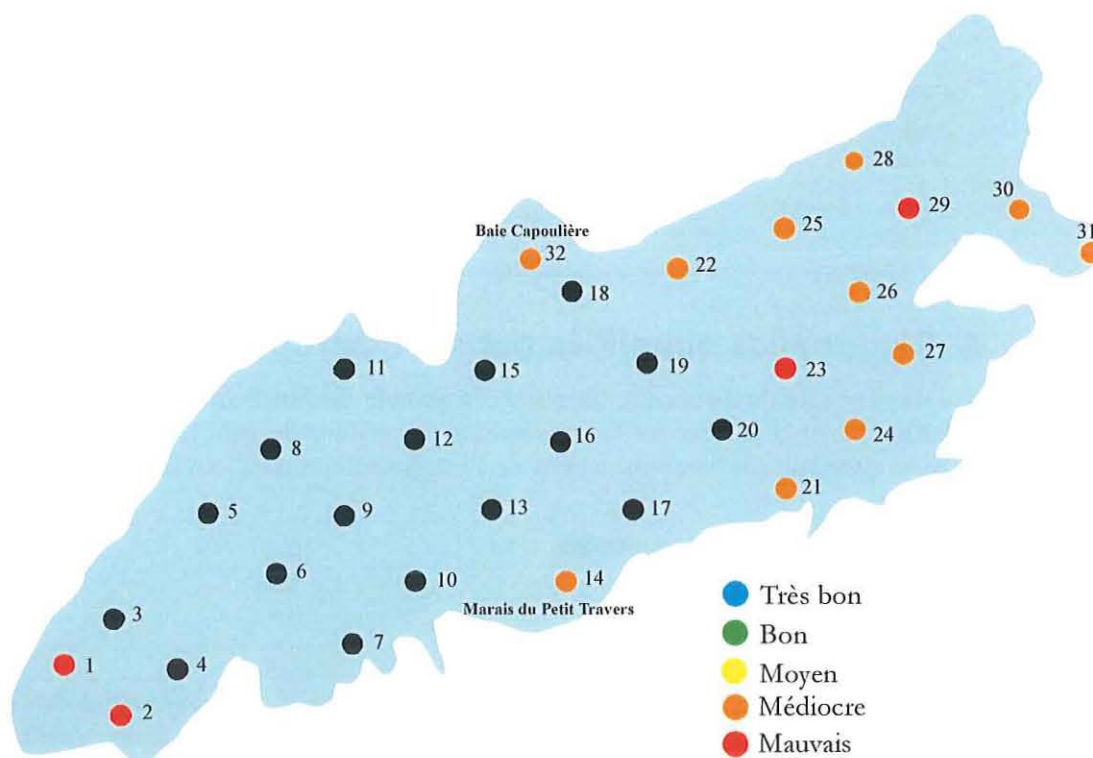


Fig. 12.2 : Distribution des états des macrophytes par rapport à l'eutrophisation dans l'étang de l'Or en 2002 (diagnostic simplifié).

4.1.2. Algues

En 2002, seulement 7 espèces d'algues ont été récoltées. Malgré la présence de belles gracilaires il n'y avait pas d'*Acrochaetium* épiphytes comme l'an dernier. De même les deux *Polysiphonia* ainsi que *Enteromorpha clathrata* n'étaient pas là. Par contre, il y a en 2002 une Rhodophyte *Chondria capillaris* qui, n'avait pas été retrouvée dans l'étang de l'Or depuis 1977, époque où il y avait 24 espèces de macrophytes dans l'étang.

L'absence de *Polysiphonia*, trouvés en 2001 sur des cascails et des rochers, peut s'expliquer par la hauteur importante d'eau, après les pluies des 8 et 9 septembre, hauteur qui était toujours sensible le 3 octobre. Les *Polysiphonia* ont besoin de lumière, et la turbidité importante des 30 à 40 cm de hauteur supplémentaire suffit pour les éliminer en une semaine.

Les algues opportunistes et dérivantes forment de vraies populations à l'Est ce qui a permis un diagnostic global comme en 1999 :

- A l'extrémité ouest, près des cabanes de Pérols sont trouvées des ulves et des gracilaires,

- à l'est, sont observées des associations d'ulves, de chaetomorphes, de gracilaires et du genre *Chondria*, recouvrant par endroits les fonds et les cascails.

Entre ces deux extrémités, des individus d'algues soit dérivants dans les fonds soit fixés sur les cascails sont observés mais ne forment pas de population. Cette faible représentation des macrophytes ne permettant pas de définir un état (couleur du bleu au rouge), les secteurs concernés se voient attribuer la couleur noire (Fig. 12.2).

4.2. Diagnostic 2002

Avec un recouvrement végétal de 30%, la présence de neuf espèces de macrophytes dont la phanérogame *Ruppia cirrhosa*, l'état obtenu est médiocre, couleur orange (Tab. 12.5).

Tableau 12.5 : Diagnostic simplifié des macrophytes par rapports à l'eutrophisation dans l'étang de l'or en 2002. **Fe** = pourcentage de la surface occupée par les cascails. **RV** = recouvrement végétal. **RC** = recouvrement des espèces climax. **RD** = recouvrement des espèces dérivantes. **RO** = recouvrement des espèces opportunistes. **RP** = recouvrement des potamots. **Nsp** = nombre d'espèces. **NspC** = nombre d'espèces climax. **NspD** = nombre d'espèces dérivantes. **NspO** = nombre d'espèces opportunistes. **NspE** = nombre d'espèce d'eaux douces. **E** = Etat par rapport à l'eutrophisation

Septembre 2002	Fe	RV	RC	RD	RO	RP	Nsp	NspC	NspD	NspO	NspE	E
	35	30	0,5	10	8,5	11	9	3	1	4	1	O

4.3. États antérieurs et évolution des macrophytes

L'évolution du nombre d'espèces inventoriées dans l'étang de l'or depuis 1957 montre que le changement a été important entre 1977 et 1996 (Tab. 12.7).

Tableau 12.7 : Evolution du nombre d'espèces de macrophytes dans l'étang de l'Or de 1957 à 2002.

Année	Juil-57	Juil-77	Juil-96	Juil-99	Juil-00	Août-01	sept 2002
Espèces macroalgues	19	21	8	5	3	10	7
Espèces Phanérogames	4	3	2	1	2	2	2

Depuis 1996 la situation est plutôt stabilisée avec deux phanérogames et quelques espèces d'opportunistes et de dérivantes. Ces dernières peuvent être peu représentées laissant un étang pratiquement dépourvu d'algues. Certaines années, les algues opportunistes et dérivantes forment des populations sur de grandes surfaces mais éphémères. Parfois, quelques pieds isolés d'algues rouges,

considérées comme climax arrivent à vivre fixées sur les cascails près de la lumière (*Acrochaetium*, *Ceramium*, *Polysiphonia*).

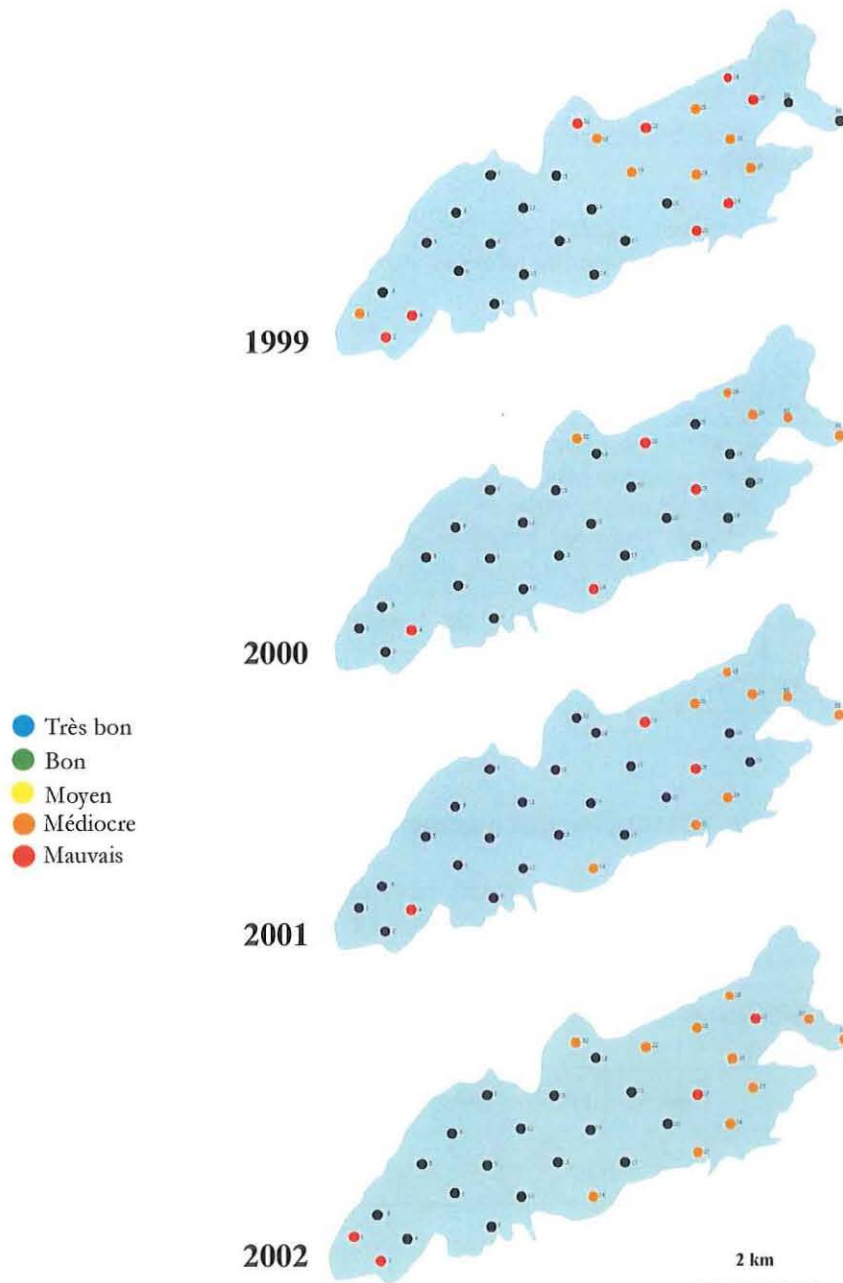


Fig. 12.3 : Evolution des états des macrophytes par rapport à l'eutrophisation dans l'étang de l'Or de 1999 à 2002 (diagnostic simplifié).

L'ensemble des diagnostics simplifiés effectués depuis 1999 montrent que la distribution des états des macrophytes a peu évolué dans l'étang de l'Or (Fig. 12.3, Tab. 12.6). Les densités de cellules phytoplanctoniques entraînent une pénétration de la lumière faible à nulle sur les fond ce qui exclue le développement de véritables populations de macrophytes. A l'extrémité est, subsiste un herbier de potamots qui peut pousser en surface et donc se développer en milieu turbide. Ailleurs, seuls les secteurs les moins profonds, et donc souvent les bords, accueillent encore de façon irrégulière quelques populations d'algues opportunistes et dérivantes. La présence d'algues rouges fixées reste anecdotique. Le diagnostic oscille d'une année sur l'autre entre l'état médiocre ou l'absence d'état en raison d'une trop faible représentation des macrophytes dans cet écosystème.

Tableau 12.6 : Evolution des diagnostics simplifiés des macrophytes par rapports à l'eutrophisation dans l'étang de l'or de 1999 à 2002. **Fe** = pourcentage de la surface occupée par les cascails. **RV** = recouvrement végétal. **RC** = recouvrement des espèces climax. **RD** = recouvrement des espèces dérivantes. **RO** = recouvrement des espèces opportunistes. **RP** = recouvrement des potamots. **Nsp** = nombre d'espèces. **NspC** = nombre d'espèces climax. **NspD** = nombre d'espèces dérivantes. **NspO** = nombre d'espèces opportunistes. **NspE** = nombre d'espèce d'eaux douces. **E** = Etat par rapport à l'eutrophisation

	Fe	RV	RC	RD	RO	Nsp	NspC	NspD	NspO	E
1999		19	*	11	8	5	1	1	3	O
2000		<3		1	<2	3		1	2	N
2001	8	<3	<1	<1	<1	12	4	1	5	N
2002	35	30	0,5	10	8,5	9	3	1	4	O

5. Bioconstructions de *Ficopomatus enigmaticus* (Cascails)

L'augmentation des surfaces occupées par les bioconstructions du ver (cascails) a été très importante de 2001 à 2002. En 2001, trois des zones n'étaient pas concernées alors que l'année suivante, il en a été trouvé dans tout l'étang de l'Or (Fig.12.4). Ceux qui commençaient à former des constructions sur la vase sont devenus de petits cascails. Partout, même au milieu de l'étang, les vers forment des tubes calcaires, très souvent ce sont déjà des bioconstructions de 10 cm à 20 cm. Souvent ces cascails atteignent 50 cm de hauteur, les embarcations pouvant passer dessus sans accrocher. Par contre les filets de pêche sont gênés. Sur les bords (et parfois assez loin de la grève) beaucoup de cascails occupent toute la colonne d'eau constituant un obstacle à la circulation des barques et à la pose des filets de pêche. Cette évolution n'est que la conséquence de biomasses très importantes de phytoplancton qui constitue la source de nourriture de *Ficopomatus enigmaticus*. Dans un environnement aussi favorable, ces animaux arrivent à développer plusieurs générations pas an. Seule une baisse drastique du phytoplancton, et donc

des apports d'azote et de phosphore à l'étang, peut freiner l'envahissement de la masse d'eau par ces cascails.

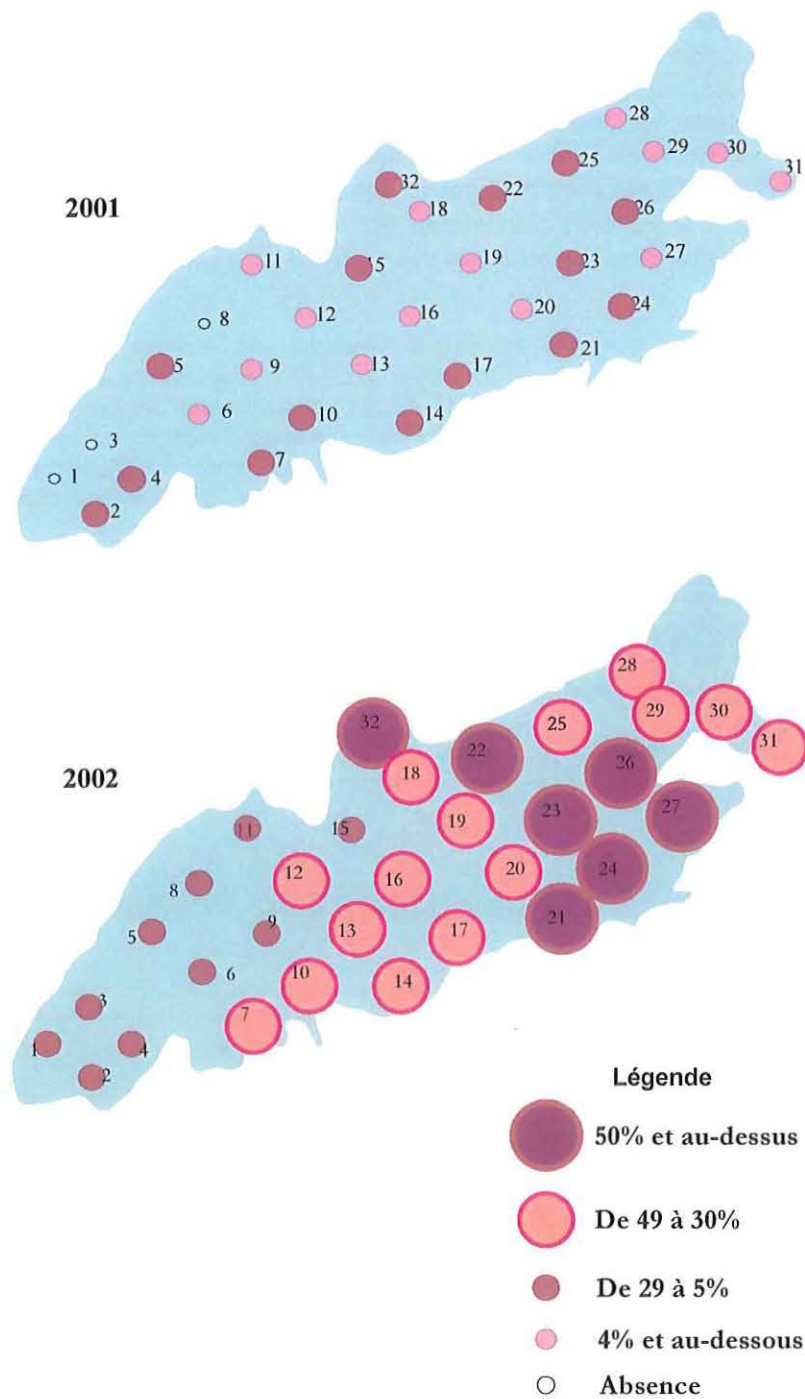


Figure 12.4 : Distribution du taux de recouvrement par les bioconstructions de *Ficopomatus enigmaticus* dans l'étang de l'Or en 2001 et 2002.

6. Autres réseaux

6.1. RNO sédiments

Dans le cadre de la campagne RNO d'évaluation de la contamination chimique dans les sédiments méditerranéens effectuée en 1996, cinq stations ont été positionnées dans l'étang de l'Or (Fig. 11.18 et 11.19). La totalité des résultats de cette campagne sont présentés dans le bulletin RNO 1998, et seule une sélection des contaminants organiques et métalliques les plus représentatifs est fournie dans le présent rapport (cf annexe 2).

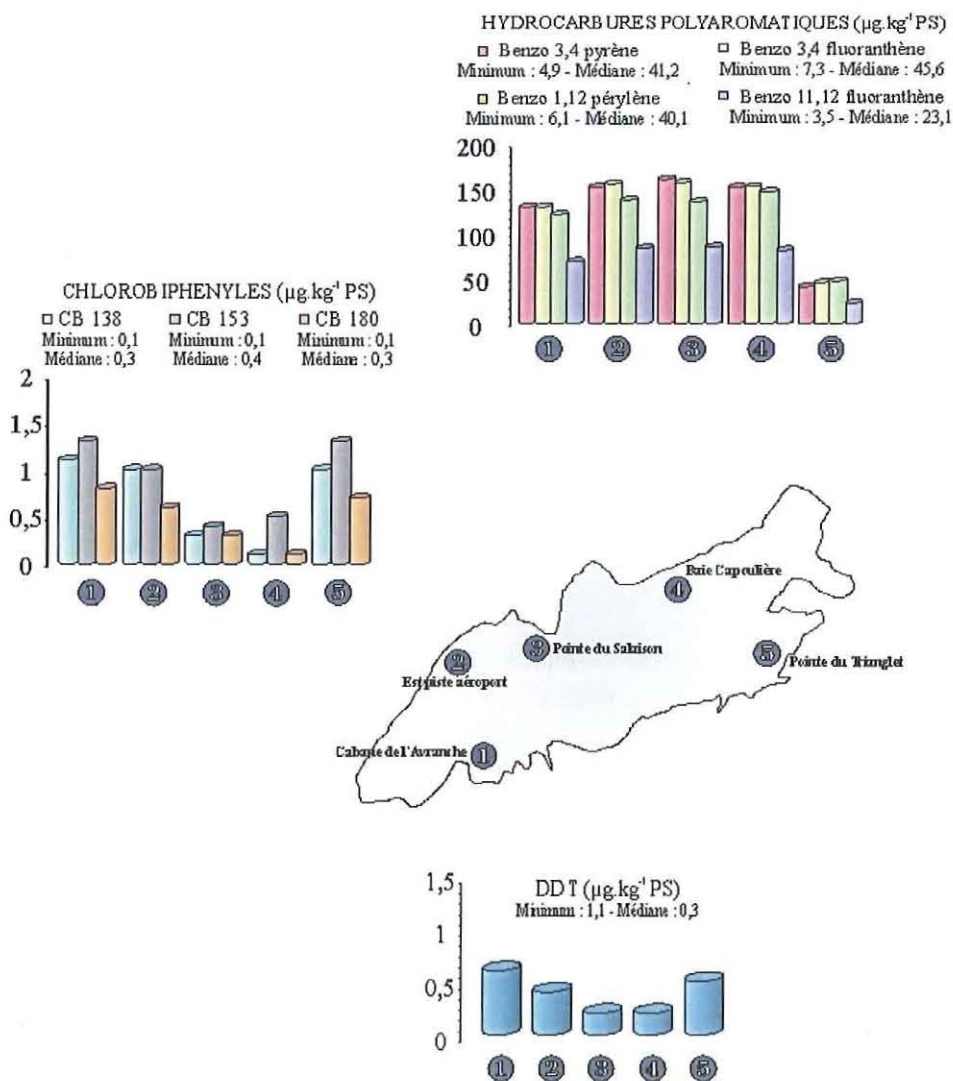


Figure 12.5 : Niveaux de la contamination organique (PAH, PCB et DDT) dans les sédiments de l'étang de l'Or (d'après RNO, 1998). Les valeurs médiane et minimum sont données pour l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon.

Les concentrations en PAH mesurés dans les sédiments de l'étang de l'Or présentent des valeurs 3 à 4 fois supérieures à la médiane lagunaire, à l'exception de la station la plus orientale. Ces niveaux témoignent d'un niveau de contamination élevé. Pour les PCB et le DDT, les stations situées dans la partie sud de la lagune, proches de liaisons hydrauliques avec le Canal du Rhône à Sète, sont les plus contaminées. Le gradient de contamination ouest-est (stations 1 à 4) observé indique que ces contaminants sont amenés via le grau de Carnon et le Canal du Rhône à Sète.

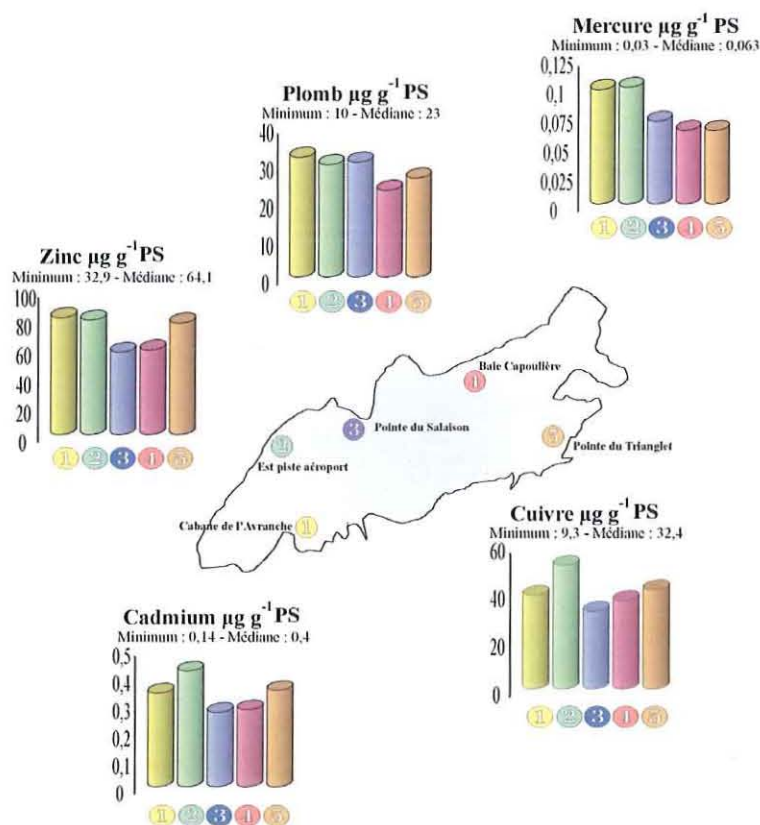


Figure 12.6 : Niveaux de la contamination métallique (Cu, Zn, Hg, Pb, Cd) dans les sédiments de l'étang de l'Or (d'après RNO, 1998). Les valeurs médiane et minimum sont données pour l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon.

Les concentrations en métaux (Fig. 12.6) mesurées dans les sédiments de l'étang de l'Or sont légèrement au-dessus des valeurs médianes enregistrées sur l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon, et ce pour l'ensemble des contaminants métalliques et des stations examinées. Aucun schéma spatial ne peut-être mis en évidence. Ces constats indiquent que cette lagune n'est pas soumise à des sources spécifiques de contamination métallique.

6.2. Réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO)

Ce réseau a pour but d'évaluer les niveaux de la contamination chimique dans le champ moyen, c'est à dire sur une zone où les concentrations mesurées correspondent à l'effet moyen de l'ensemble des apports, par implantation de stations artificielles à moules sur une période de 3 mois. Pour plus de détails sur les contaminants mesurés, la méthodologie, les modes de calcul et les résultats, se reporter au rapport de la campagne 2000 (Andral *et al.*, 2001).

Dans le cadre de la campagne du RINBIO 2000, une station artificielle à moules a été positionnée dans l'étang de l'Or mais les moules implantées n'ont pas survécu à cause du développement massif de cascaills sur les poches expérimentales.

7. Conclusion

L'eutrophisation de l'étang de l'Or préoccupe les aménageurs et les gestionnaires depuis plus de 25 ans. Pourtant, l'état de cette lagune ne cesse de se dégrader depuis. Seule une véritable prise de conscience des acteurs concernés peut renverser la tendance. Cela a été le cas pour la lagune de Tunis (Ben Charrada, 1995).

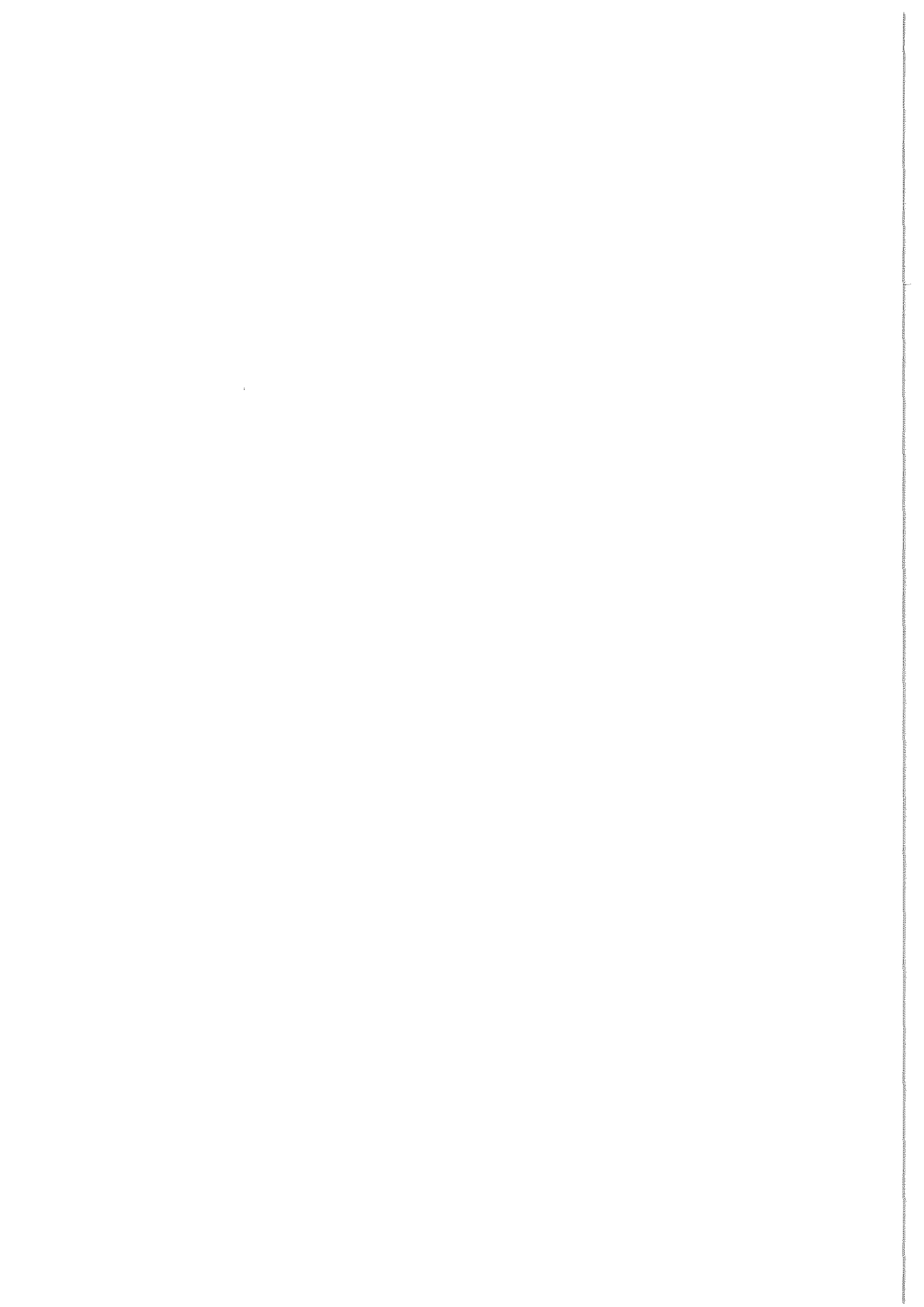
En cinquante ans, la pression humaine du bassin versant de l'étang de l'Or a été multipliée par un facteur variant de 5 à 10 selon la saison. Cette lagune n'a plus la capacité de recevoir les effluents d'un tel bassin de population sans subir de graves déséquilibres. Il devient nécessaire d'évaluer les flux d'azote et de phosphore compatibles avec une restauration durable de l'étang de l'Or.

8. Références bibliographiques

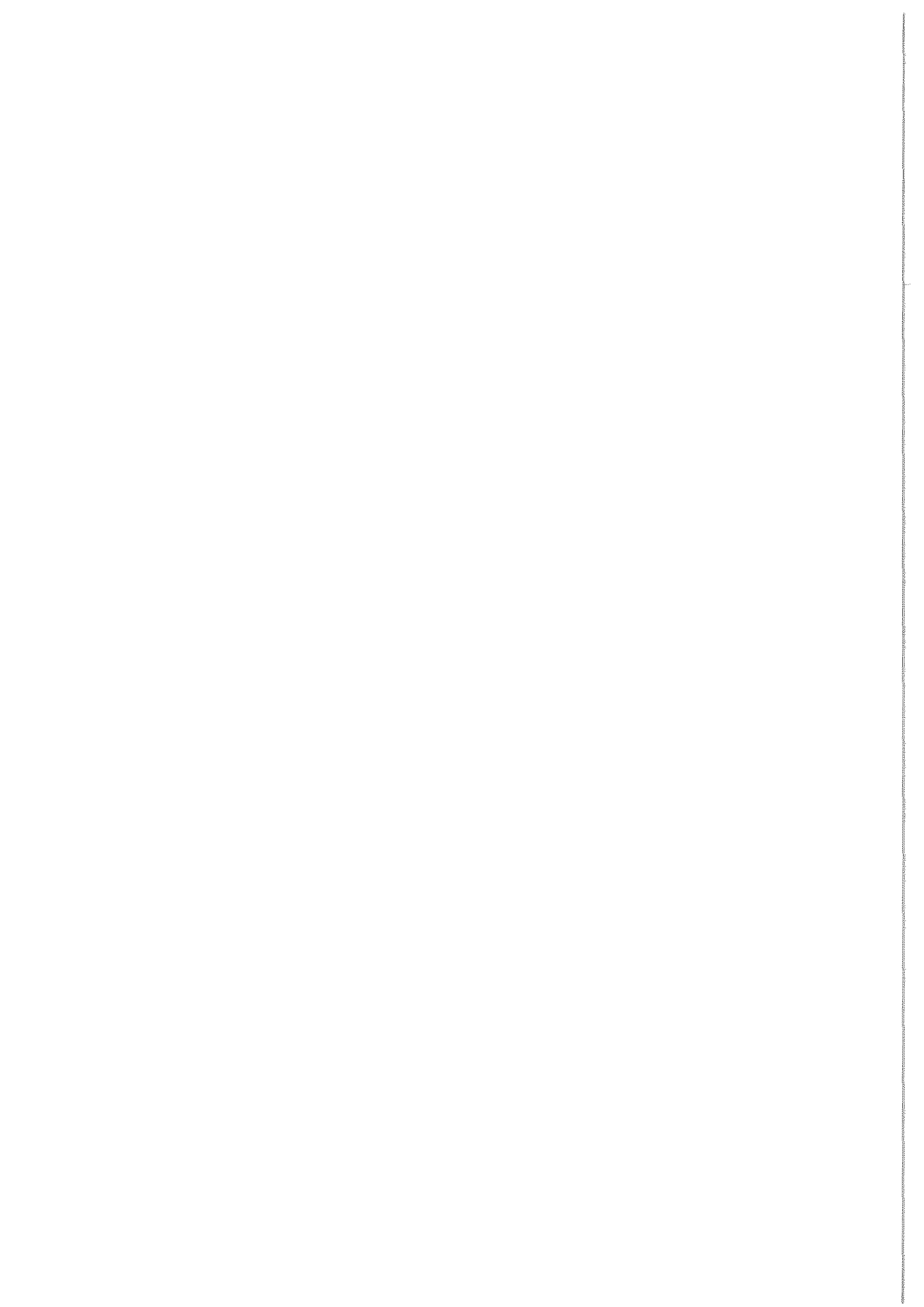
- Andral B., Stanisière J.Y., Mercier S., 2001, Réseau Intégrateurs Biologiques. Evaluation de la contamination chimique basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée : résultats de la campagne 2000. Rapport Ifremer. Convention Agence de l'Eau RMC, 87 p.
- Ben Charrada R. 1995 Impact des aménagement de restauration sur la qualité des eaux et des peuplement benthiques du lac de Tunis. Mar. Life 5 :51-64.
- Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

- Ifremer-Créocéan-UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Tomes I et II. Rapport marché public n°90 9851, 412 p.
- Martin R., 1978. Evolution holocène et actuelle des conditions de sédimentation dans le milieu lagunaire de Salses-Leucate. Thèse de doctorat, Univ. Toulouse, 210 p + ann.
- RNO, 1998. Surveillance du milieu marin. Travaux du RNO. Edition 1998. Ifremer et MATE, 52 p.

L'étang du Médard



1. INTRODUCTION.....	379
2. SUIVI MENSUEL DE L'EAU PENDANT UN AN	382
3. DIAGNOSTIC COMPLET.....	383
3.1. SÉDIMENTS.....	383
3.2. PHYTOPLANCTON.....	385
3.3. MACROPHYTES	385
3.3.1. Résultats par station.....	385
3.3.2. Résultats par zone.....	386
3.4. MACROFAUNE BENTHIQUE.....	387
3.4.1. Potentialité liée à la macrofaune.....	387
3.4.2. Bioconstructions de <i>Ficopomatus enigmaticus</i> (cascaïls)	388
3.5. PLANCHE DE DIAGNOSTIC DES RÉSULTATS.....	388
4. DIAGNOSTIC DE L'EAU	389
5. CONCLUSION.....	391
6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	392

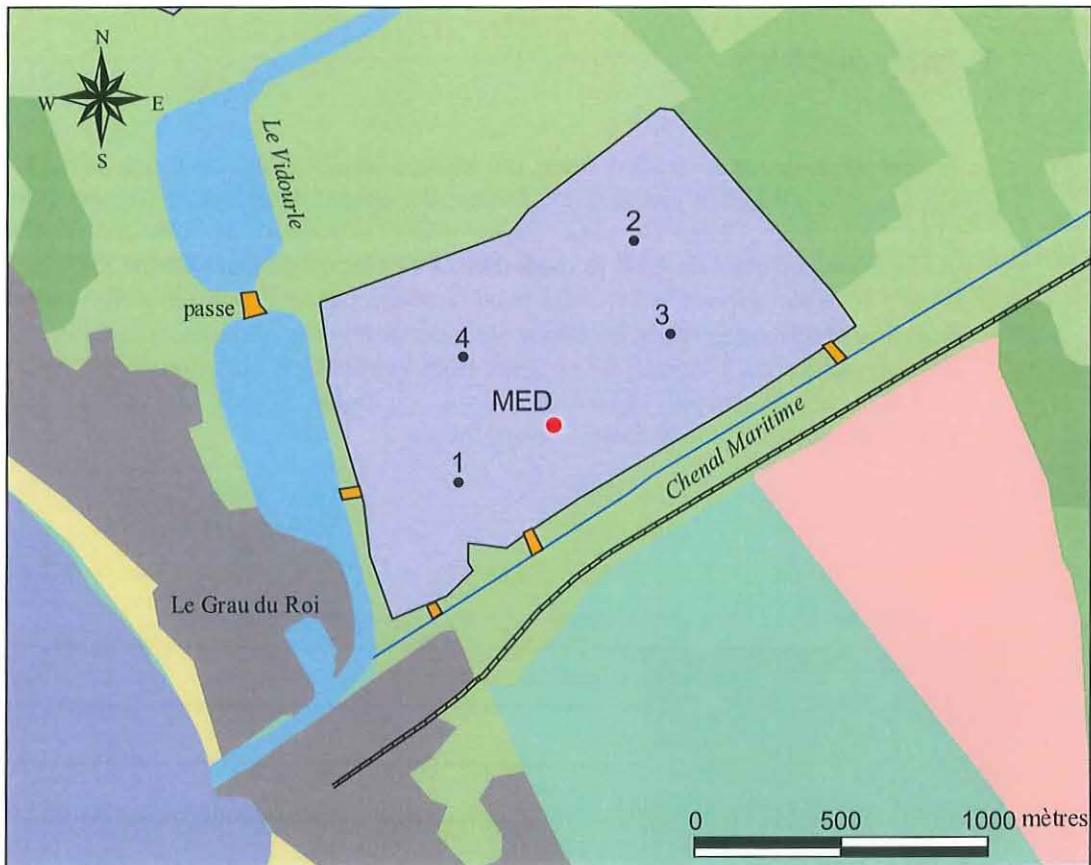


1. Introduction

Jusque dans les années 50, l'étang du Médard était inclus dans une vaste zone humide qui s'étendait de part et d'autre du chenal maritime d'Aigues-Mortes (Tab. 13.1; Fig. 13.1). Ce petit étang, d'une superficie de 140 ha et d'une profondeur moyenne de 0,60 m, appartient à la Compagnie des Salins du Midi. Il n'est pas exploité pour le sel mais pour la pêche par la Prud'homie du Grau-du-Roi. Son fonctionnement hydraulique a été décrit dans le cadre du programme Life (Conservatoire du Littoral, 1996). Ses eaux rentrent en communication avec le Vidourle et le chenal maritime par 4 ouvrages (buses de béton) gérés principalement par la prud'homie des pêcheurs.

Tableau 13.1 : Principales caractéristiques de la lagune du Médard.

Situation géographique	Département : Gard
Superficie	140 ha
Température	2,8 à 25,8°C
Salinité	15,6 à 23,4
Bathymétrie	moyenne : 0,6 m maximale : 0,8 m
Hydrosystème	<i>Bassin versant :</i> non défini <i>Alimentation en eau douce :</i> est réalisée par un système de buse avec : Vidourle le canal d'Aigues-Mortes
Propriétaires	Salins du Midi



source : BD CARTHAGE, version 2.4, IGN 1996 ; BD CARTO, version 2, IGN, 1997; Ifremer 2002.

Légende

Occupation du sol

- Bâti
- Zone industrielle, commerciale, de communication ou de loisir
- Carrière, décharge
- Prairie, pelouse, et toute culture hormis vigne et verger
- Vigne, verger
- Forêt
- Végétation naturelle basse ligneuse, maquis, garrigue, lande, broussailles
- Plage, dune, sable, gravier, galet ou terrain nu sans couvert végétal
- Rocher, éboulis

- Marais salant
- Zone humide
- station colonne d'eau RSL
- stations benthiques RSL
- stations RNO sédiment
- stations RINBIO
- Station d'épuration (EH)
- inf 1000
- 1000 - 5000
- 5000 - 10000
- 10000 - 100000
- sup 100000
- Routes
- voies ferrées

Figure 13.1 : Présentation de la lagune du Médard.

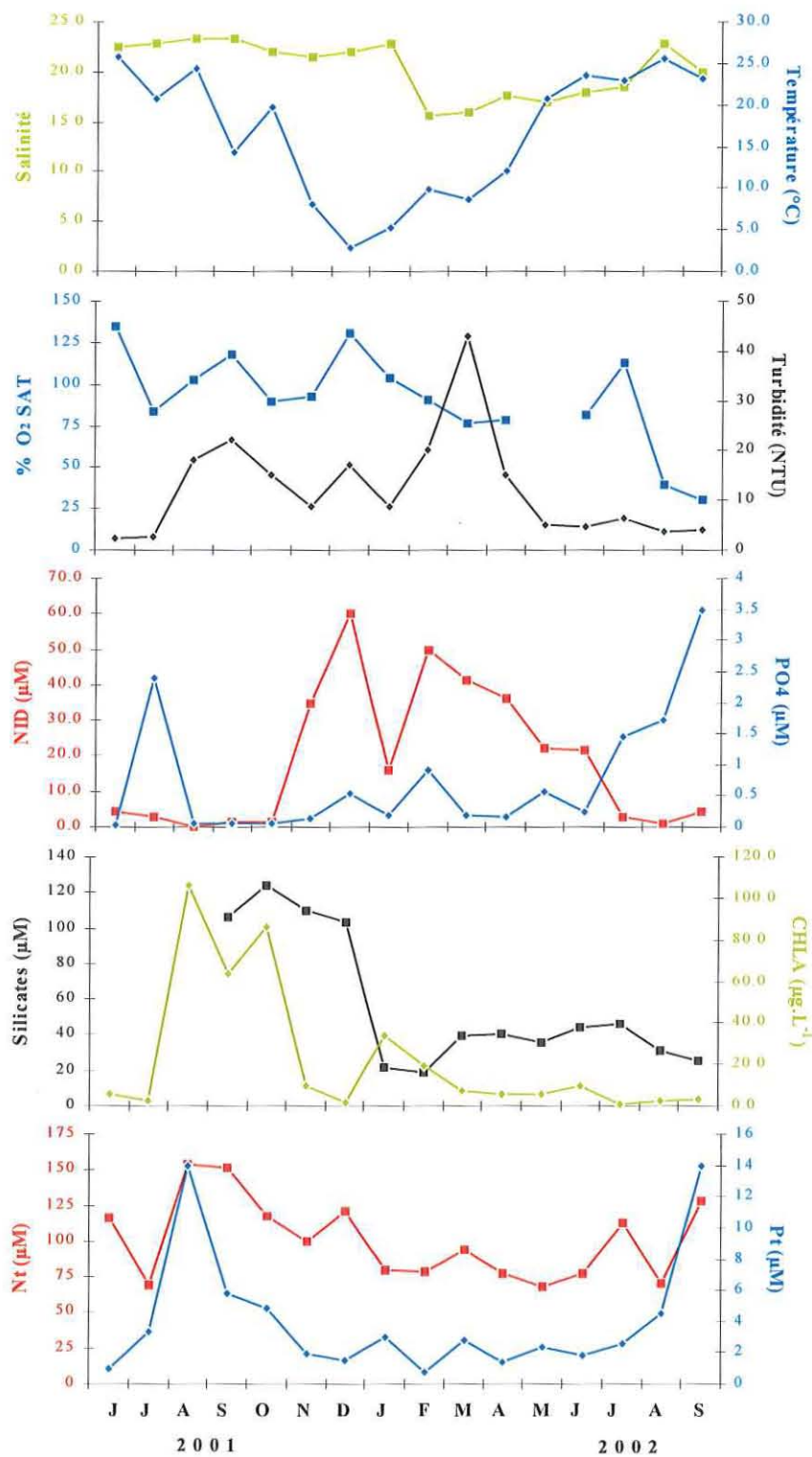


Figure 13.2 : Evolution des paramètres de la colonne d'eau dans l'étang du Médard de juin 2001 à juin 2002.

2. Suivi mensuel de l'eau pendant un an

Comme pour l'étang du Ponant, le Médard a fait l'objet d'un suivi mensuel de la station centrale de juin 2001 à septembre 2002, ce qui en réalité correspond à un suivi durant 16 mois (Fig. 13.2). La salinité présente une valeur entre 20 et 25 de juin 2001 à janvier 2002. La crue du Vidourle d'octobre 2001, qui avait entraîné une forte chute de salinité dans les eaux superficielles de l'étang du Ponant, ne semble pas avoir eu d'influence notable sur la salinité des eaux du Médard. A partir de janvier 2002, la salinité chute en dessous de 16 puis amorce une remontée progressive vers 20 pendant le printemps et l'été 2002. Cette baisse de salinité pourrait être attribuée à des entrées d'eau du Vidourle dont les débits sont élevés en début d'année 2002. Les variations de salinité dans cet étang dépendent essentiellement de la gestion des martelières. Cette gestion a probablement permis de maintenir l'amplitude de salinité entre 20 et 25, et, ainsi d'éviter une trop forte déstabilisation de la masse d'eau.

Aucune anoxie n'a été constatée à la station centrale pendant le suivi annuel. Les écarts à la saturation sont cependant élevés et traduisent la présence d'algues vertes opportunistes. Les nombreuses valeurs de turbidité supérieures à 10 suggèrent des eaux chargées en plancton et/ou en particules d'origine détritique.

Les concentrations en sels d'azote (NID) atteignent des valeurs élevées, soit plusieurs dizaines de micromoles à la fin de l'année 2001. Cette augmentation de NID ne s'accompagne pas d'une baisse de salinité et la forme majoritaire est l'ammonium suivi du nitrite et du nitrate. L'origine de ce NID est donc à rechercher dans des rejets domestiques qui doivent influencer la qualité des eaux du canal maritime. Par contre, le deuxième pic de NID, enregistré au début 2002, s'accompagne d'une baisse de salinité et comporte comme forme majoritaire le nitrate. Dans ce cas, l'origine est à chercher dans les apports du Vidourle. Il y a donc alternance entre dominance des nitrates et ammonium dans la composition des sels d'azote (NID). Cela illustre l'influence conjuguée des eaux du Vidourle (apports agricoles) et du Canal maritime (rejets domestiques).

Pendant les périodes estivales 2001 et 2002, les concentrations de NID restent inférieures à 5 μM mais les concentrations en phosphates atteignent leur maximum à cette période. C'est durant cette période que les concentrations de chlorophylle-a atteignent leur maximum. En 2001, le maximum du mois d'août de 106 $\mu\text{g.l}^{-1}$ coïncide avec un épuisement des sels d'azote et de phosphore. La forte augmentation des concentrations de chlorophylle en fin d'été ne s'est pas reproduite en 2002, alors que les concentrations en azote et phosphore totaux en tout de même atteignent un pic de concentration en septembre 2002. Les observations de terrain correspondant à ce dernier prélèvement rapportaient de forte biomasse d'algues vertes en décomposition ce qui peut expliquer les fortes concentrations en azote et phosphore total

3. Diagnostic complet

3.1. Sédiments

Les fonds de l'étang sont constitués de vase (80 à 97% de silt), la partie est étant légèrement plus vaseuse que la partie ouest (Fig. 13.3).

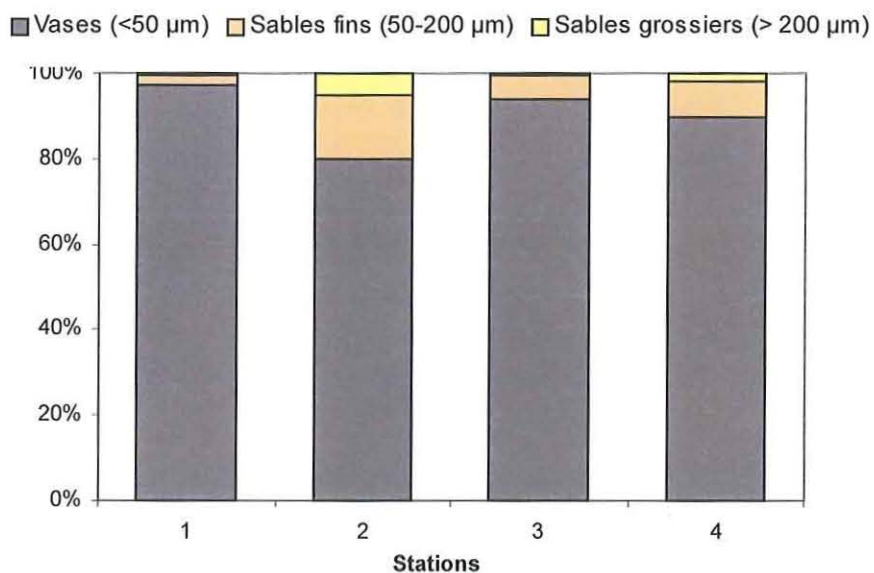


Figure 13.3 : Granulométrie des sédiments dans l'étang du Médard.

Quelques soient les paramètres, les stations présentent des états médiocre à mauvais. Seule la station 2, la plus éloignée des entrées d'eau, montre un état moyen pour l'azote et le phosphore (Fig.13.4).

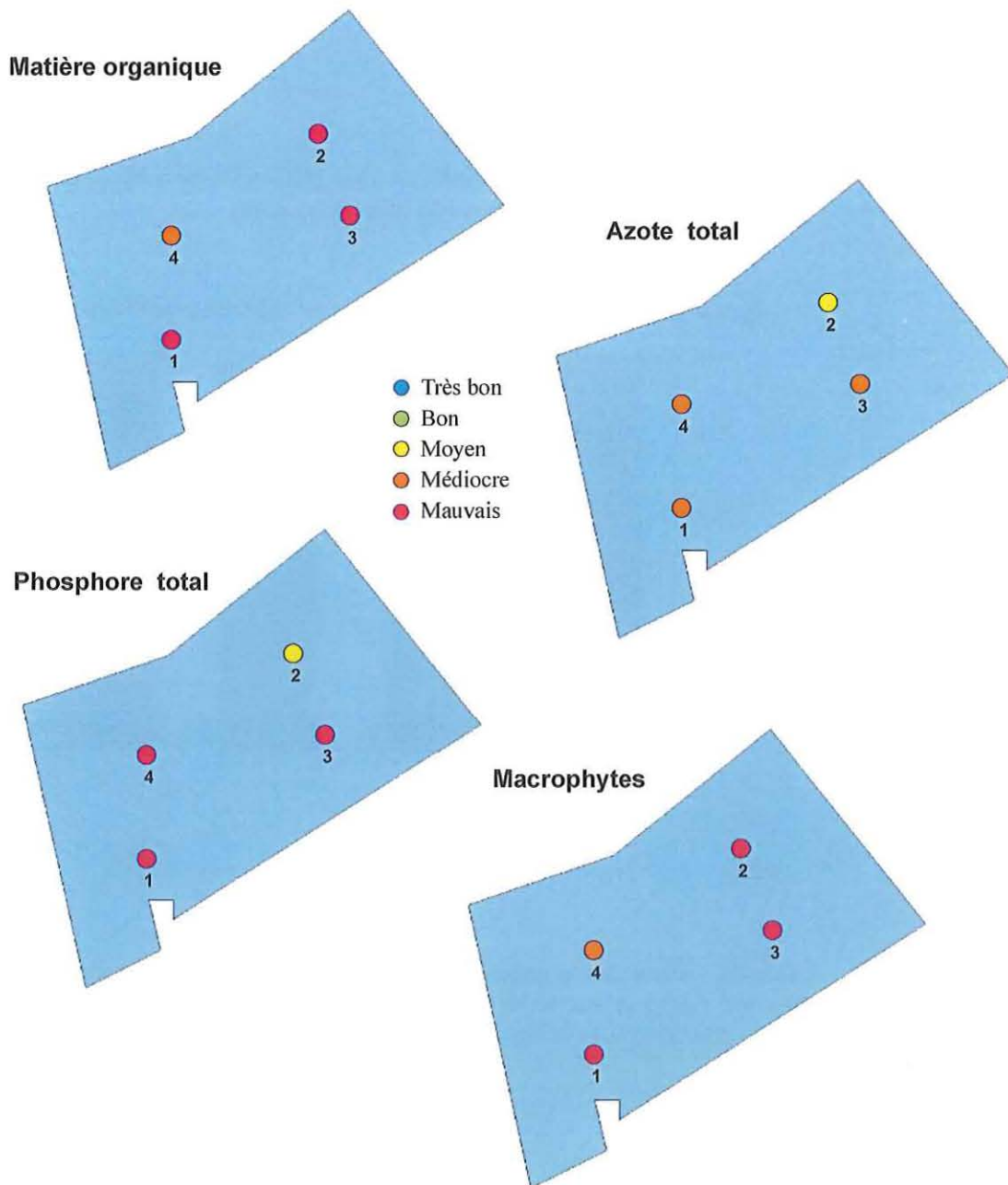


Figure 13.4 : Etats vis-à-vis de l'eutrophisation des sédiments (matière organique, azote et phosphore total) et des macrophytes pour l'étang du Médard..

Tableau 13.2 :Grille de diagnostic des sédiments l'étang du Médard (juin 2002)

Médard		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
MO	%		3,5		5,0		7,5		10,0	16
NT	g/kgPS		1,0		2,0		3,0	3,7	4,0	
PT	mg/kgPS		400		500		600		700	750

L'ensemble de la lagune présente un mauvais état pour le phosphore et la matière organique et un état médiocre pour l'azote. La concentration en phosphore total de la station retenue n'est cependant pas très éloignée du seuil orange/rouge.

Pour les sédiments, l'étang du Médard est donc diagnostiqué dans un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation (Tab.13.2).

3.2. Phytoplancton

Le diagnostic du phytoplancton conduit à un état très satisfaisant, contrairement à celui de 2001 qui donnait un mauvais état à la fois par le picophytoplancton et le nanophytoplancton (Tab.13.3). Comme les données de concentration en chlorophylle-a l'ont montré dans le suivi mensuel pendant un an (Fig. 13.4), la variabilité d'une année sur l'autre semble très importante dans cette lagune concernant le phytoplancton. L'étang du Médard possède une profondeur et un niveau de fertilisation qui permettent aux macrophytes de rester en compétition avec le phytoplancton pour la lumière

Tableau 13.3 :Grille de diagnostic du phytoplancton de l'étang du Médard (juin 2002)

ÉTÉ		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	5,4	20		50		100		500	
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	0,80	2		5		10		50	

3.3. Macrophytes

3.3.1. Résultats par station

Trois stations sur les 4 étudiées dans l'étang du Médard sont composées exclusivement d'espèces algales opportunistes (Tab. 13.4). Seule la station 4, avec 5 espèces dont une algue rouge climax donne un état orange.

Tableau 13.4 : Caractéristiques et diagnostic des macrophytes pour l'étang du Médard en été 2002.

Station	Profondeur (m)	Recouvrement végétal	Espèces	Biomasse totale (g PS / m ²)	% Climax	Qualité
1	0,7	80%	<i>Ulva rigida</i> <i>Enteromorpha intestinalis</i>	77	0	Mauvais
2	0,75	20%	<i>Chaetomorpha aerea</i> mélange <i>Cladophora/Enteromorpha</i>	53	0	Mauvais
3	0,7	40%	<i>Ulva rigida</i>	17,5	0	Mauvais
4	0,7	40%	<i>Ulva rigida</i> <i>Chaetomorpha aerea</i> <i>Enteromorpha clathrata</i> <i>Gracilaria verrucosa</i> <i>Ceramium tenerrimum</i>	142	1%	Médiocre

Tableau 13.5 : Bilan global des macrophytes pour l'étang du Médard.

Medard	Recouvrement végétal	% Climax	Nb espèces	Qualité
	45%	1	7 + (3)	Médiocre

Avec la présence d'une espèce climax et de six autres espèces dans les relevés (Tab. 13.5), un recouvrement végétal de 45%, l'étang du Médard est classé en orange.

3.3.2. Résultats par zone

L'ensemble de la zone correspondant à chaque station a été visité afin de décrire tous les macrophytes présents dans l'étang du Médard. En dehors des prélèvements d'autres espèces ont été observées :

Les plantes à herbiers sont présentes mais en très faibles quantités et sans y développer de population. Quelques touffes d'une phanérogame stérile à feuilles fines et vertes (*Ruppia* ou potamot) se trouvent près du débarcadère (Zone 1). De même sur le bord nord de la zone 2, on observe quelques plaques de *Potamogeton pectinatus*.

L'algue rouge *Ceramium tenerrimum*, présente en faible quantité dans le prélèvement 4 est une petite algue qui pousse sur un substrat solide et que nous avons trouvée par ailleurs fixée sur des feuilles de *Ruppia*. Les gracilaires avec *Gracilaria verrucosa* dans le prélèvement 4 et *Gracilaria dura*, ne forment pas de population, parfois des plaques dans la zone 3 et fixées sur les cascaills des zones 3 et 4.

Seules des espèces opportunistes forment des populations dans l'étang du Médard avec des proliférations dans la partie sud (marées vertes). Ailleurs, les ulves sont accompagnées de populations de *Chaetomorpha aerea*, et de deux espèces d'entéromorphes : *E. intestinalis* faisant de grands tubes du fond jusqu'à la surface, *E. clathrata* faisant des touffes fines et claires.

Dans l'étang du Médard, la prolifération d'espèces opportunistes traduit une eutrophisation importante mais pas suffisamment massive pour empêcher leur développement par prolifération excessive de phytoplancton. La présence de populations d'algues rouges dérivantes, et l'absence de population climax indiquent cependant une certaine permanence de cette eutrophisation.

3.4. Macrofaune benthique

3.4.1. Potentialité liée à la macrofaune

Au point de prélèvement, le sédiment était de type vaseux avec une fine couche oxydée en surface. Il dégagait une forte odeur d'hydrogène sulfurée (H_2S) indice de fort processus de réduction. La zone d'échantillonnage était recouverte par des ulves.

Les peuplements d'invertébrés examinés étaient caractérisés par une très faible richesse spécifique (Tab. 13.6) et une faible densité totale. Tous les groupes trophiques sont représentés mais avec une dominance d'espèces détritivores et dépositivores.

La potentialité biologique liée à la macrofaune benthique présente donc un état médiocre, avec une disparition de toute espèce exigeante qui aboutit à une réduction de la diversité.

Tableau 13.6 : Caractéristiques des invertébrés benthiques inventoriés dans les sédiments de l'étang du Médard en 2002.

MEDARD	Espèce	MED1	MED2	MED3
Densité (nb. ind./m ²)	<i>Cerastoderma edule</i>	233	122	100
	<i>Cerastoderma glaucum</i>	11	0	0
	<i>Scrobicularia cottardi</i>	400	178	178
	<i>Neanthes succinea</i>	233	100	33
	<i>Dipolydora cf. caeca</i>	167	56	67
	<i>Oligochaeta</i> sp.	11	0	0
	<i>Sphaeroma serratum</i>	11	11	0
	<i>Corophium insidiosum</i>	0	11	0
	Chironomidae sp.	78	233	0
Richesse spécifique (nb. espèces par station)		8	7	4
Richesse spécifique totale (nb. espèces par étang)		9		
Densité totale par station (nb. ind./m ²)		1144	711	378
Densité totale moyenne (nb. ind./m ²)		744		
Biomasse totale moyenne (mg/m ² poids sec)		6922		

3.4.2. Bioconstructions de *Ficopomatus enigmaticus* (cascaills)

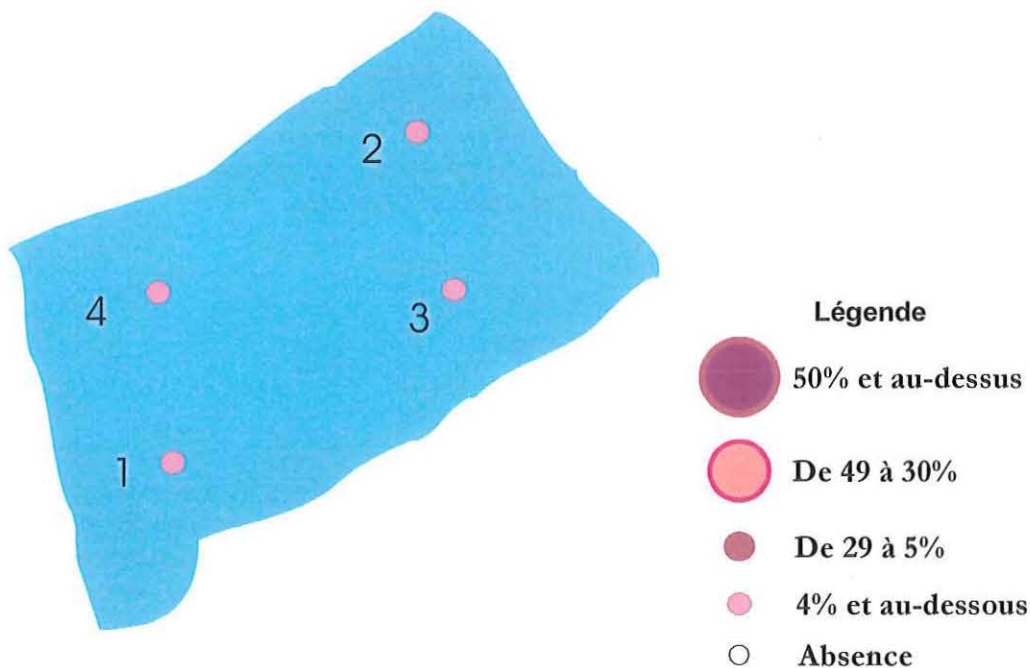


Figure 13.5 : Distribution du taux de recouvrement par les bioconstructions de *Ficopomatus enigmaticus* dans l'étang du Médard.

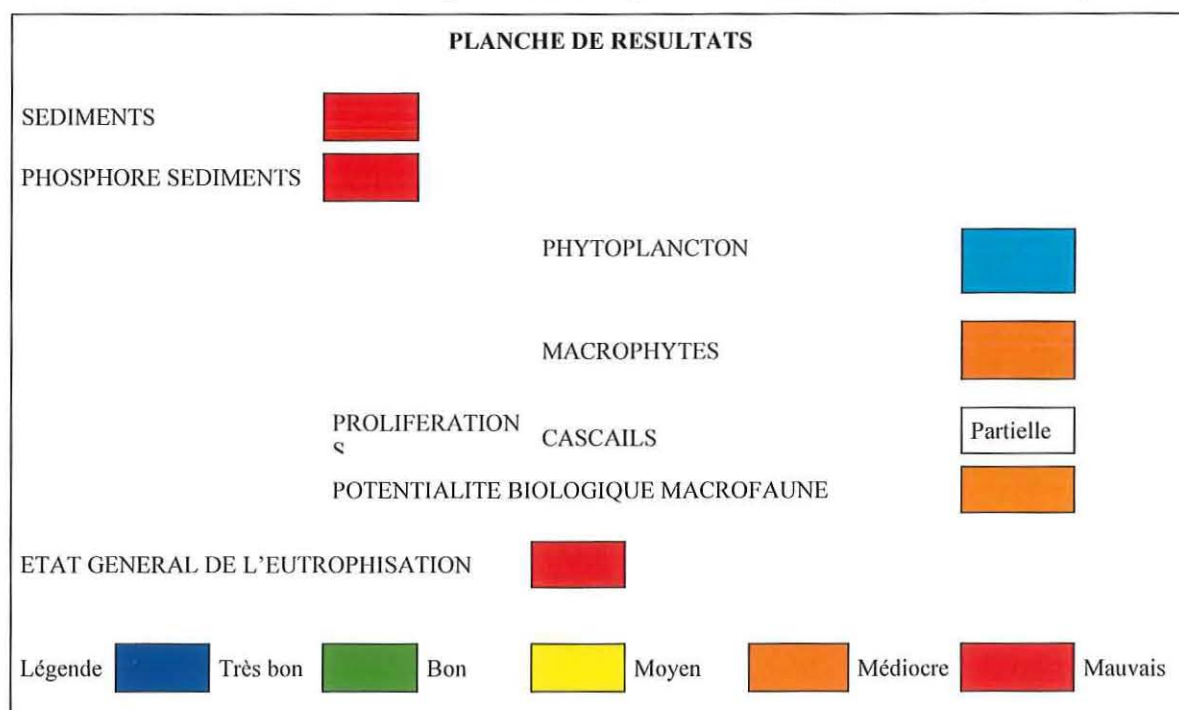
Des cascaills non affleurant sont présents un peu partout (Fig. 13.5). Ils sont plus nombreux sur les bords nord-est. Dans l'ensemble leur recouvrement total est inférieur à 5%. Des Gracilaires sont fixées sur beaucoup d'entre eux. On trouve aussi des débuts de cascaills un peu partout. Pour l'instant leur développement n'est pas envahissant, probablement parce que les densités de cellules phytoplanctoniques, sources de nourriture pour *Ficopomatus enigmaticus*, ne sont pas suffisantes pour maintenir d'importantes colonies.

3.5. Planche de diagnostic des résultats

La lagune du Médard est caractérisée par un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation (Tab.13.7), conséquence du déclassement par le phosphore. Le très bon état donné par le phytoplancton contraste avec le mauvais état enregistré en 2001 et avec les fortes valeurs de chlorophylle-a mesurées le reste de l'année (voir suivi de la colonne d'eau pendant un an). Le niveau d'eutrophisation n'est probablement pas assez élevé pour entraîner une prolifération massive et continue des microalgues comme c'est le cas dans l'étang de l'Or. Les macroalgues

reçoivent encore assez de lumière pour rentrer en compétition avec le phytoplancton à certaines périodes de l'année comme cela a du être le cas pendant l'été 2002. En conséquence, les macrophytes sont encore bien diversifiés (état médiocre cependant) et abondants et les cascails peu abondants.

Tableau 13.7 : Diagnostic de l'eutrophisation de l'étang du Médard (juin 2002).



4. Diagnostic de l'eau

Le suivi sur un an des paramètres de l'eutrophisation dans l'eau permet de remplir la grille annuelle de diagnostic telle qu'elle a été définie dans l'étude « Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens ».

Tableau 13.8 : Grille annuelle (2001-2002) de lecture de l'eau de l'étang du Médard

MEDARD année			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ%O ₂ SAT]		0		20		30	31	40		50	
TUR	(NTU)	0		10		20	22	30		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,9	1		1,5		4	
NID	(μM)	0		15		20		40	50	60	
NITRI	(μM)	0		0,5		1		5	6	10	
NITRA	(μM)	0		7		10		20	22	30	
AMMO	(μM)	0		7		10		20		30	30
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		30	86
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		40	97
NT	(μM)	0		50		75		100		120	151
PT	(μM)	0		1		2		5	6	8	

La grille rapporte un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation par l'ammonium, la Chl-a et l'azote total (Tab. 13.8). Les concentrations de nitrates donnent un niveau médiocre et celles de phosphates un état satisfaisant. L'influence du Vidourle se fait moins sentir dans la grille de l'eau du Médard que dans celle du Ponant.

Tableau 13.9 : Grille de lecture de l'eau de l'étang du Médard pour l'été 2002

MEDARD été			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ%O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	90
TUR	(NTU)	0		5	6,4	10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1		1,5	1,71	4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	22
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75		1	1,04
NITRA	(μM)	0		1	1,88	3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	18,9
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7	9,6	10		20	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10	10,9	15		25	
NT	(μM)	0		50		75		100	113	120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	4,5

La grille de lecture de l'eau estivale 2002 donne un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation (Tab. 13.9). Pendant cette période, les eaux du Vidourle ne semblent pas influencer fortement celle du Médard (niveau bleu pour les nitrates). En revanche, l'ammonium et les phosphates dont l'origine est à rechercher dans les rejets domestiques véhiculés par les eaux du canal maritime. Les biomasses phytoplanctoniques restent cependant à un état moyen et confirment le bon état

donné par la grille de diagnostic du phytoplancton. Les fortes concentrations en azote et phosphore totaux qui classent cette lagune en mauvais état par rapport à l'eutrophisation doivent provenir en partie de microdébris d'algues vertes opportunistes.

Tableau 13.10 : Résultats des grilles de qualité des eaux pour 2000, 2001 et 2002.

		Médard		
		2000*	2001	2002
Oxygène dissous (écart saturation)		Jaune	Jaune	Rouge
Turbidité		Bleu	Jaune	Vert
Phosphates		Vert	Rouge	Orange
Azote inorganique dissous		Vert	Rouge	Rouge
Nitrites		Vert	Jaune	Rouge
Nitrates		Vert	Rouge	Vert
Ammonium		Bleu	Vert	Rouge
Chlorophylle a		Jaune	Rouge	Jaune
Chlorophylle a + phéopigments		Jaune	Rouge	Jaune
Azote total		Jaune	Rouge	Orange
Phosphore total		Jaune	Rouge	Rouge
ETAT COLONNE D'EAU		Jaune	Rouge	Rouge

Légende : ■ Très bon ■ Bon ■ Moyen ■ Médiocre ■ Mauvais

* Les résultats de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille et ne peuvent donc être considérés comme un diagnostic

5. Conclusion

De la même manière que pour l'étang du Ponant, l'état vis-à-vis de l'eutrophisation de l'étang du Médard est soumis à la qualité des eaux du Vidourle mais aussi à celle du Canal maritime du Grau du Roi. Cette situation est accrue du fait du faible volume et du confinement structurel de la lagune. L'observation de quelques pieds de *Ruppia cirrhosa*, espèce climax, suggère un bon potentiel de restauration.

L'ensemble des résultats indique qu'il existe une compétition entre les microalgues (phytoplancton) et les macroalgues (algues vertes opportunistes) pour les sels nutritifs et la lumière et donc que l'eutrophisation n'est pas encore assez massive dans cette lagune pour n'y trouver que du phytoplancton comme c'est le cas dans la plupart des étangs palavasiens et l'étang de l'Or.

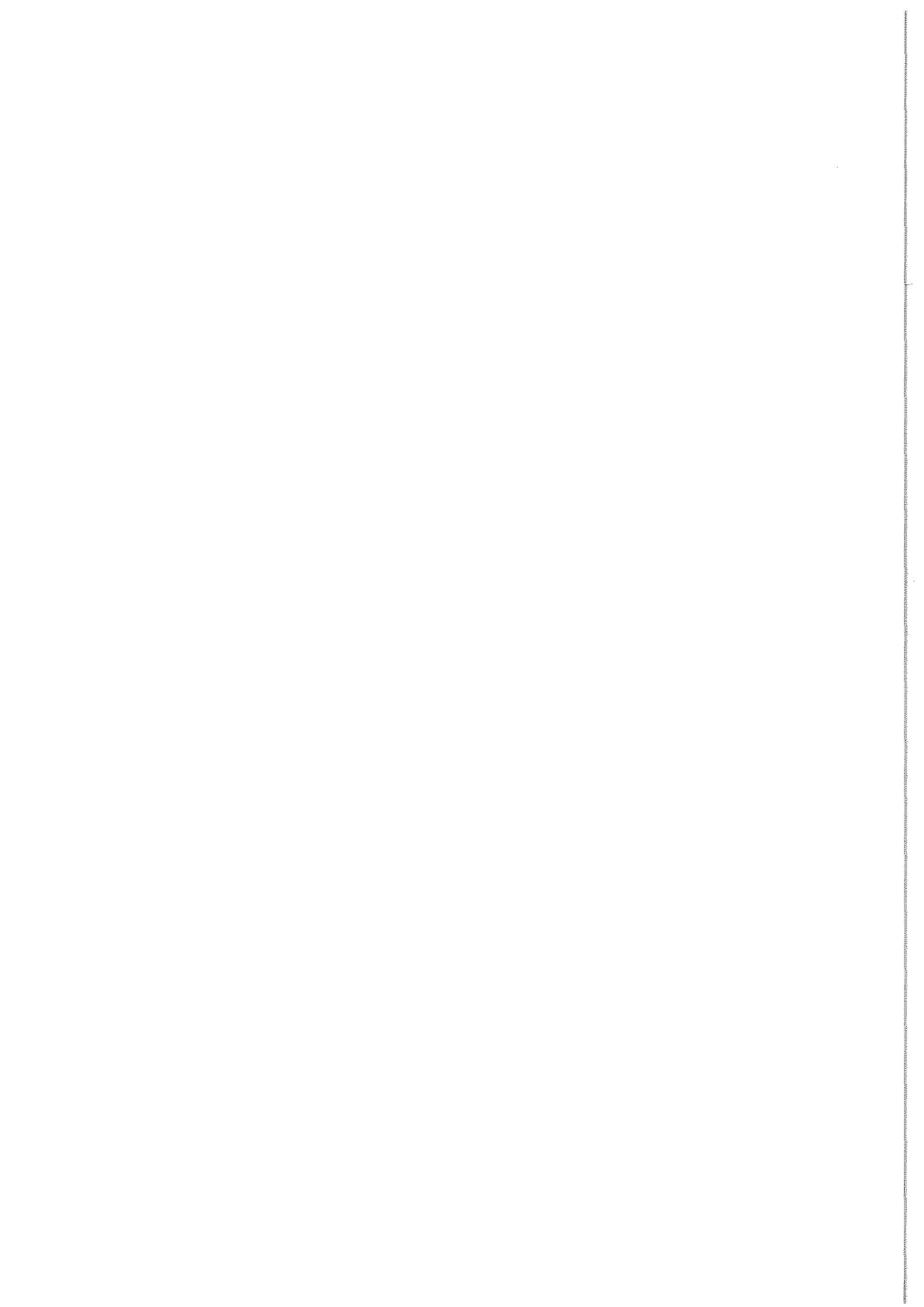
6. Références bibliographiques

- AQUASCOP, 1984. Etang côtiers du Languedoc-Roussillon. 1-Situation actuelle. Rapport pour Cépralmar et Le Secrétariat d'Etat à la mer. pp 293.
- AQUASERVICE, 1981 Projet d'aménagement de l'étang du Ponant. Rapport pour le Groupement Aquacole Grauléen.
- BRL, 1997 . Etude des pollutions du port de la Grande Motte et de l'étang du Ponant. Rapport d'étude pour le SIVOM de l'étang de l'or, la Commune de la Grande Motte et Agence de l'Eau RMC, pp. 46.
- Ifremer-Créocéan-UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Tomes I et II. Rapport marché public n°90 9851, 412 p.
- Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

L'étang du Ponant



1. INTRODUCTION.....	397
2. SUIVI MENSUEL DE L'EAU PENDANT UN AN	400
3. DIAGNOSTIC COMPLET	401
3.1. SÉDIMENTS.....	401
3.2. MACROPHYTES	404
3.3. PHYTOPLANCTON.....	405
3.4. MACROFAUNE BENTHIQUE.....	406
3.4.1. <i>Potentialité liée à la macrofaune benthique</i>	406
3.4.2. <i>Bioconstructions de Ficopomatus enigmaticus (cascails)</i>	407
3.5. PLANCHE DE DIAGNOSTIC	407
4. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU	408
5. AUTRES RÉSEAUX	410
5.1. RÉSEAU PHYTOPLANCTON (REPHY).....	410
5.2. RÉSEAU INTÉGRATEUR BIOLOGIQUES (RINBIO).....	411
6. CONCLUSION.....	411
7. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	411



1. Introduction

Jusqu'au début des années 60, l'étang du Ponant était un marécage, d'environ 300 ha de superficie, qui servait de trop plein aux crues du Vidourle. Dans les années 64-65, près de 7 millions de m³ de matériaux ont été dragués pour la réalisation des plates-formes urbaines et routières de la Grande-Motte. Il en a résulté une étendue d'eau de 280 ha d'une profondeur moyenne de 2.7 m (Figure 14.1, Tableau 14.1).

Il existe une bathymétrie effectuée par Aquaservice (1981) et reportée par Aquascop pour le Cépralmar (1984). L'étang du Ponant est caractérisé par des profondeurs supérieures à 3,5 m dans sa partie centrale ce qui en fait le deuxième étang le plus profond du Languedoc-Roussillon après Thau.

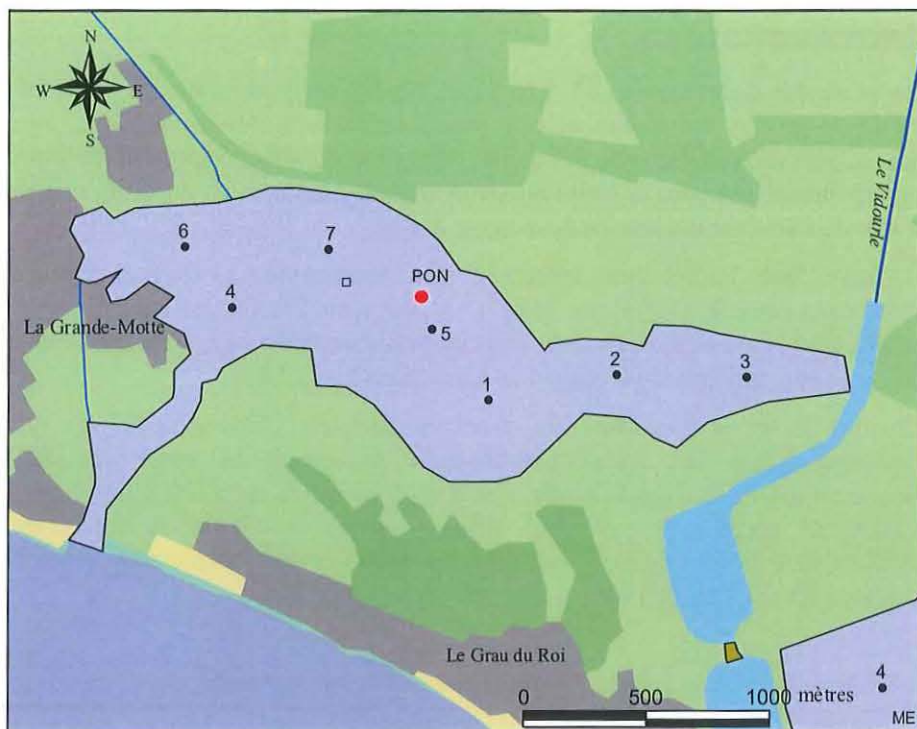
En plus de servir d'exutoire aux crues du Vidourle, l'étang du Ponant subit une pollution diffuse liée essentiellement au ruissellement des eaux pluviales d'une bonne moitié de la Grande Motte. Cette agglomération est à l'origine d'une grande variété de sources de pollution diffuse comme la circulation automobile, les déchets de la consommation humaine, les débris et rejets organiques et les engrais phytosanitaires épandus sur les espaces verts (BRL, 1997).

Tableau 14.1 : Principales caractéristiques de l'étang du Ponant.

Situation géographique	Département : à cheval sur les départements du Gard à l'Est et de l'Hérault à l'Ouest	
Superficie	280 ha	
Bathymétrie	moyenne : 2,70 m	maximale : 5 m
Hydrosystème	<i>Bassin versant :</i> non défini à vocation agricole <i>Alimentation en eau douce :</i> par les eaux du Vidourle se déversant en partie à l'Est de l'étang des ruissellements d'eau de pluie <i>Communication avec la mer :</i> par la passe des Abîmes au sud-ouest de l'étang. <i>Apports en nutriments :</i> Plusieurs petites stations d'épuration rejettent leurs eaux épurées dans le Vidourle, ce dernier étant classé en rivière prioritaire eutrophisée d'après le SDAGE RMC	
Statut	Domaine Public Maritime	

L'étang du Ponant est le siège d'une activité de pêche mais les activités récréatives y sont majoritaires. Un modèle hydrodynamique a été élaboré par le BCEOM (1990) afin d'appréhender les nuisances potentielles d'un port de plaisance dans l'étang (Port Grégau).

En 2002, l'étang du Ponant a fait l'objet d'un diagnostic complet présenté dans ce chapitre.



source : BD CARTHAGE, version 2.4, IGN 1996 ; BD CARTO, version 2, IGN, 1997, Ifremer 2002.

Légende

Occupation du sol

- Bâti
- Zone industrielle, commerciale, de communication ou de loisir
- Carrière, décharge
- Prairie, pelouse, et toute culture fourmis vigne et verger
- Vigne, verger
- Forêt
- Végétation naturelle basse ligneuse, maquis, garrigue, lande, broussailles
- Plage, dune, sable, gravier, galet ou terrain nu sans couvert végétal
- Rocher, éboulis

Marais salin

Zone humide

station colonne d'eau RSL

stations benthiques RSL

stations RNO sédiment

stations RINBIO

Station d'épuration (EH)

inf 1000

1000 - 5000

5000 - 10000

10000 - 100000

sup 100000

Routes

voies ferrées

Figure 14.1 : Présentation de la lagune du Ponant.

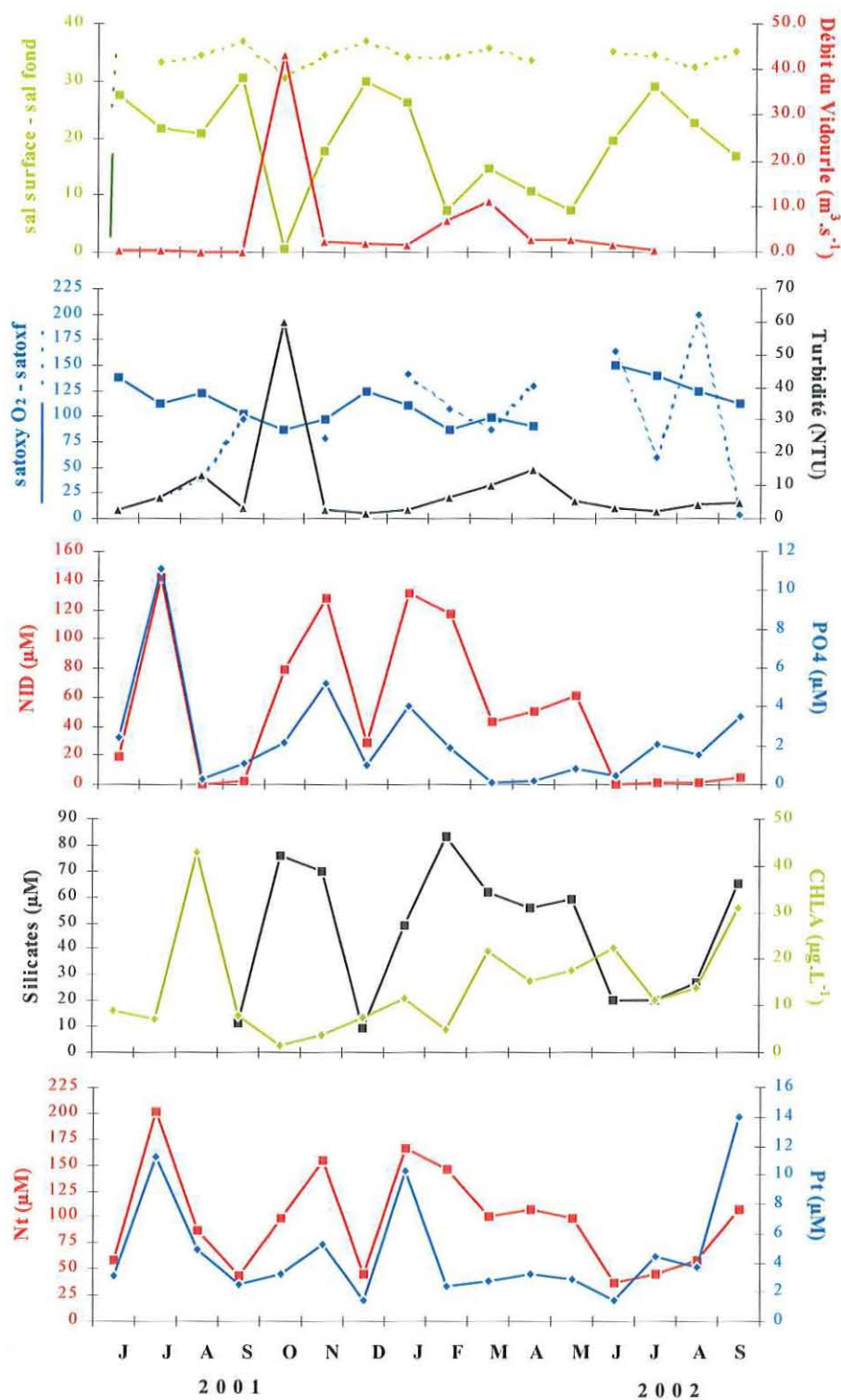


Figure 14.2 : Variations des paramètres de la colonne d'eau dans les eaux du Ponant de mars 2001 à mars 2002.

2. Suivi mensuel de l'eau pendant un an

L'étang du ponant a fait l'objet d'un suivi mensuel de la station centrale de juin 2001 à septembre 2002 (Fig.14.2). Les paramètres physico-chimiques (température, salinité, pourcentage d'oxygène par rapport à la saturation) ont aussi été mesurés à 50 cm du fond.

Les températures oscillent de 5,5 °C en janvier à 25°C en août. Elles peuvent présenter d'importantes différences surface/fond, avec des eaux de fond plus chaudes en hiver et plus froides en été. Les salinités de surface ont tendance à suivre une évolution inverse de celle des débits mensuels du Vidourle alors que celles mesurées près du fond restent supérieures à 30 (fig.2). La crue d'octobre 2001 correspond à une salinité pratiquement nulle dans les eaux de surface. Une relation significative de type exponentielle est obtenue entre les débits du Vidourle et la salinité de surface [$Sal = \exp(3,1 - 0,09 \text{Débit})$, $p < 0,04$ $r^2 = 0,85$]. Les coefficients de la régression restent les mêmes si l'on retire le point de la crue d'octobre 2001. La crue du Vidourle correspond aussi à une valeur exceptionnelle de turbidité (60 NTU). La stratification eaux douces sur eaux salées induit une barrière de densité qui a tendance à freiner les échanges d'oxygène entre les eaux de fond et celles de surface. L'observation de tapis d'algues sur les fonds au moment des mesures explique les fortes saturations mesurées (accumulation d'oxygène dissous produit par photosynthèse). Une anoxie de fond a été observée en septembre 2002, probablement issue de la sénescence des tapis d'algues et de leur minéralisation par dégradation bactérienne.

A la différence de la plupart des lagunes du Languedoc-Roussillon, l'azote inorganique dissous présent dans les eaux du Ponant est majoritairement présent sous forme de nitrates. Cette particularité ne se retrouve que dans l'étang de Campagnol, lagune identifiée comme principalement soumise à des apports d'origines agricoles. La relative covariance des concentrations en nitrates et en phosphates, et dans une moindre mesure des silicates, suggère une origine commune de ces nutriments.

L'étang du Ponant est alimenté en eaux douces par le Vidourle, en particulier lors de crues. Les eaux de crues sont particulièrement chargées en particules qui entraînent une forte turbidité dans les eaux de l'étang du Ponant. Ces particules sédimentent, puis constituent une source supplémentaire de phosphore pour l'étang. Les nitrates du Vidourle ne sont pas, à eux seuls, à l'origine de l'eutrophisation dans l'étang du Ponant. Les flux de phosphore sont aussi à l'origine du déclassement des eaux de cette lagune.

A l'exception des mois d'été, les nutriments ne sont pratiquement jamais épuisés dans l'étang du Ponant. Les concentrations de chlorophylle n'atteignent pas les valeurs records de Vendres ou des étangs palavasiens (la moyenne de 13 $\mu\text{g L}^{-1}$ correspond cependant à un état orange). Cette plus faible capacité à transformer les nutriments en matières végétales que les autres lagunes traduit une certaine instabilité hydrologique liée à l'irrégularité des apports du Vidourle.

C'est cette même instabilité des eaux qui est à l'origine des différences de seuils entre les grilles du SEQ-eau des Cours d'eau. Les cours d'eau en mouvement présentent un degré d'agitation qui limite le développement des plantes et des algues. Aussi, les seuils pour l'eutrophisation seront plus sévères pour les plans d'eaux douces que pour les cours d'eaux douces. Les seuils deviennent encore plus sévères lorsque les plans d'eau deviennent salés car les eaux marines présentent une grande réactivité par rapport aux apports d'azote et phosphore (pour doser les sels nutritifs, les unités utilisées par les « chimistes d'eau douce » sont 100 fois plus élevées que celles des chimistes marins).

3. Diagnostic complet

3.1. Sédiments

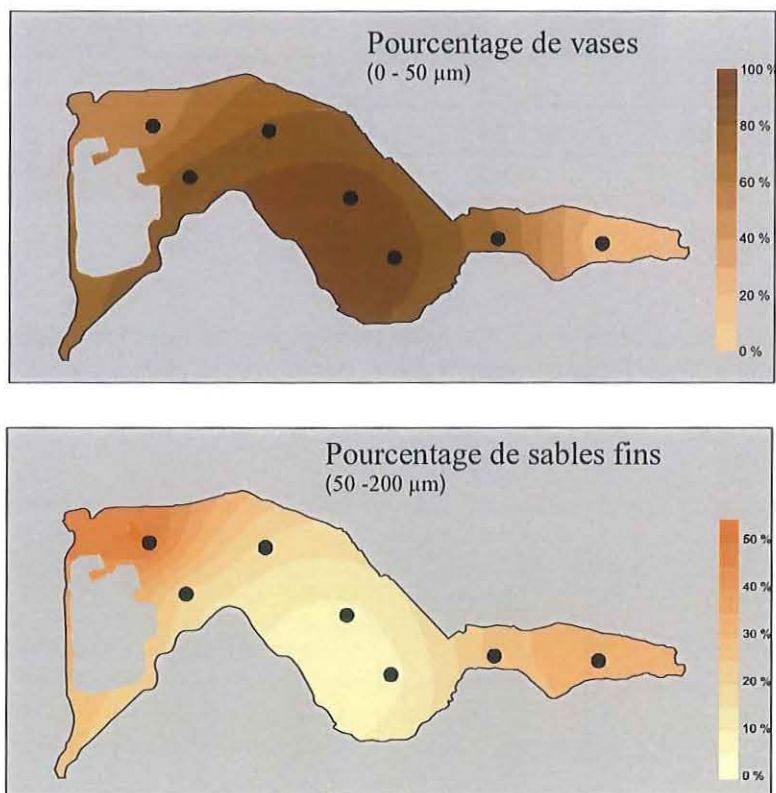


Figure 13.3 : Granulométrie des sédiments dans l'étang du Ponant.

Les sédiments du Ponant sont majoritairement du type vaseux (Fig. 14.3). Seule la station peu profonde (0,9 m), située à l'extrémité est, au niveau de la zone d'arrivée des eaux du Vidourle, présente une composante nettement sableuse. De façon

générale, les champs de vitesse calculés par le modèle BCEOM (1990) pour différents scénarios météorologiques montrent que la zone de dépôt de particules fines est bien située dans la partie centrale où les pourcentages de vases sont les plus élevés. Le modèle montre aussi des champs élevés à l'entrée est de l'étang, notamment lors de crues du Vidourle, ce qui indiquerait un secteur moins propice à la déposition de particules fines.

Les répartitions des états vis-à-vis de l'eutrophisation pour l'azote et la matière organique suivent celles de la granulométrie. Ainsi, ce sont les stations les plus vaseuses situées dans la partie centrale qui possèdent les concentrations les plus élevées en matière organique et en azote total. En revanche, la station possédant une forte composante sableuse montre de très bons états. (Fig. 14.4).

A l'exception de la station située à l'extrême est, les concentrations en phosphore total sont assez homogènes, correspondant à un état médiocre (620 à 685 mg Kg⁻¹ ps). Seule la station la plus à l'est présente un état satisfaisant.

Tableau 14.2 : Grille de diagnostic des sédiments de l'étang du Ponant en 2002.

Ponant		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
MO	%		3,5		5,0		7,5		10,0	14
NT	g/kg ps		1,0		2,0	2,1	3,0		4,0	
PT	mg/kg ps		400		500		600	655	700	

La grille des sédiments attribue donc un mauvais état pour les sédiments dans leur ensemble. Mais l'état d'eutrophisation, donné par le phosphore, correspond à un état médiocre (Tab. 14.2).

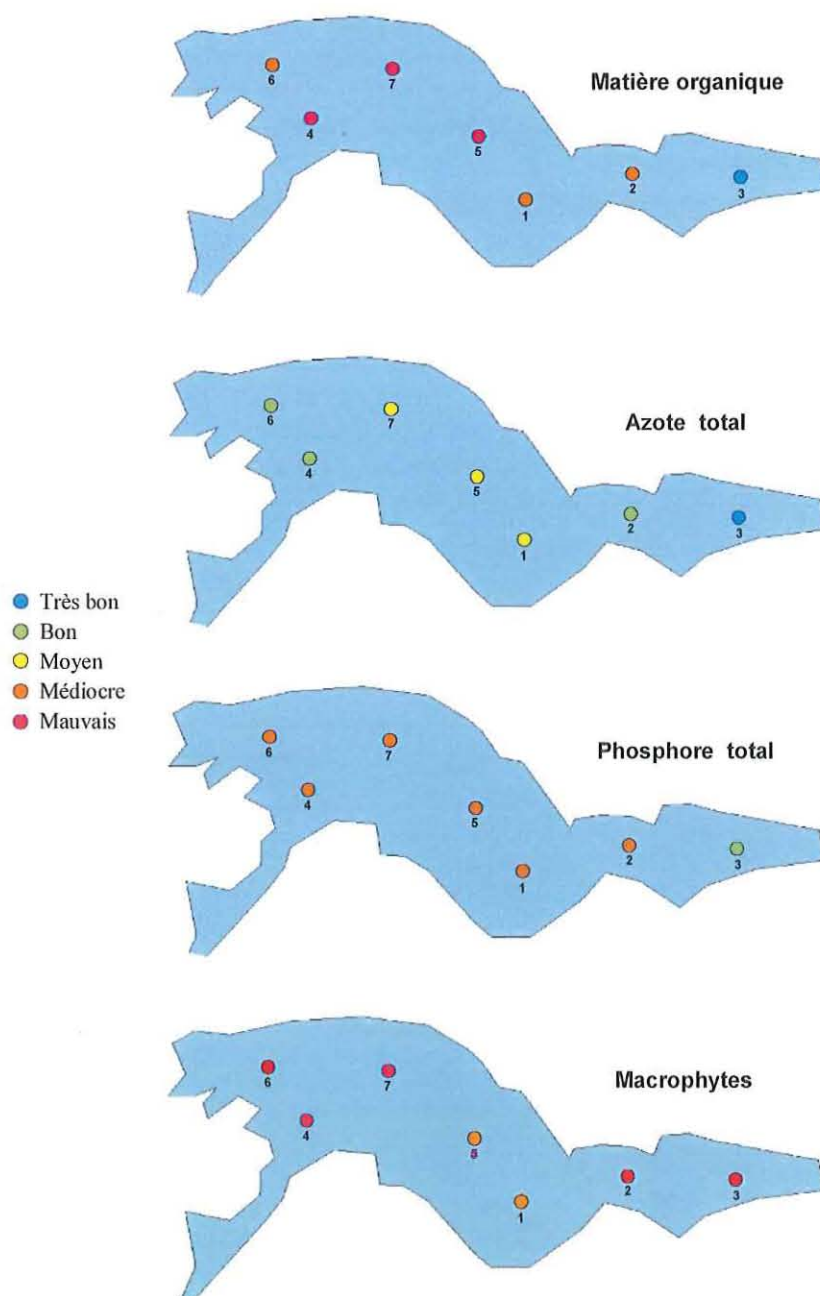


Figure 14.4 : Etats vis-à-vis de l'eutrophisation pour les sédiments (matière organique, azote et phosphore total), et des macrophytes.

3.2. Macrophytes

Aucune espèce climax n'a été trouvée dans les prélèvements. En revanche, l'algue opportuniste, *Ulva rigida*, est présente dans tous les prélèvements. Ses thalles forment un tapis continu sur le fond, parfois sur plusieurs couches notamment à l'Est. Près de quelques rives, on observe des marées vertes d'ulves affleurant la surface. La biomasse de cette espèce opportuniste dépasse 70 % de la biomasse totale des prélèvements.

Des algues rouges étaient aussi présentes dans les prélèvements :

- au milieu de la lagune (stations 1 et 5) avec des gracilaires (*Gracilaria verrucosa*, *Gracilaria bursa-pastoris*) et du *Solieria chordalis*,
- dans l'Ouest (stations 7 et 6) avec des *Lophosiphonia obscura* et *Radicilingua thysanorhizans*. Il est rare de trouver ces deux dernières espèces dérivant dans les fonds en belles touffes abondantes. Normalement leurs thalles sont fixées sur des substrats solides au sein d'une mosaïque d'espèces. Ici elles forment des populations importantes non fixées et proliférant dans les fonds. Elles ont donc un comportement d'algues rouges dérivantes et non d'espèce climax.

La biomasse des espèces dérivantes représente environ 30 % de la biomasse des prélèvements.

Tableau 14.3 : Caractéristiques et diagnostics des macrophytes dans l'étang du Ponant en été 2002.

Station	Profondeur (m)	Recouvrement végétal	Espèces	Biomasse totale (g PS / m ²)	% Climax	Qualité
6	4,7	30%	<i>Ulva rigida</i> <i>Radicilingua thysanorhizans</i>	8		Mauvais
4	2,9	10%	<i>Ulva rigida</i> <i>Radicilingua thysanorhizans</i>	56		Mauvais
7	1,8	85%	<i>Ulva rigida</i> <i>Lophosiphonia obscura</i>	149		Mauvais
5	2,9	90%	<i>Ulva rigida</i> <i>Gracilaire verrucosa</i> <i>Solieria chordalis</i>	116		Médiocre
1	2,25	85%	<i>Ulva rigida</i> <i>Gracilaria verrucosa</i> <i>Gracilaria bursa-pastoris</i>	186		Médiocre
2	1,5	100%	<i>Ulva rigida</i>	704		Mauvais
3	0,85	90%	<i>Ulva rigida</i>	43		Mauvais

Une touffe de *Ruppia* épiphytée par un *Acrochaetium* a été trouvée dans la zone 3 qui est la moins profonde de l'étang. La présence de cette phanérogame laisse espérer que la mauvaise qualité est réversible. L'algue rouge fixée *Giffordia virescens* a été observée, mélangée au fond avec les ulves et les *Lophosiphonia*. En plus des ulves, 2 algues vertes opportunistes ont été observées : *Monostroma obscurum* flottant en surface (zones 3, 2) et *Enteromorpha intestinalis* flottant en surface au centre de la lagune (zone 1).

Les stations 4 et 5, situées au centre de la lagune, avec trois espèces chacune, ont une biodiversité qui permet de les classer dans un état médiocre. Les autres stations avec une ou deux espèces non climax sont classées en rouge (Fig. 14.4 ; Tab. 14.3).

Tableau 14.4 : Diagnostic global de l'étang du Ponant pour les macrophytes.

Ponant	Recouvrement végétal	% Climax	Nb espèces	Qualité
	70%	0	6	Médiocre

Il n'y a pas d'espèces climax dans les prélèvements (Tableau 14.4) Mais avec au total six espèces différentes, la diversité spécifique justifie un classement total en orange pour les macrophytes de l'étang du Ponant.

L'abondance des ulves indique une eutrophisation importante. La présence de plus d'un quart d'algues dérivantes suggère de plus que cette eutrophisation est permanente. L'observation des deux espèces qui ailleurs seraient climax et qui, ici, ont un comportement de dérivantes est inédite. Malgré cette invasion d'algues opportunistes et d'algues dérivantes, la présence de onze espèces de macrophytes montre que cet étang garde un bon potentiel pour la diversité des végétaux. La présence d'une touffe de *Ruppia* pourrait constituer un indice d'évolution vers une meilleure qualité. Cependant, l'absence de données antérieures ne permet pas de dire si cette phanérogame est le dernier vestige d'une population ou si elle débute une population qui va grandir.

3.3. Phytoplancton

Tableau 14.5 : Grille de diagnostic du phytoplancton de l'étang du Ponant en 2002.

ÉTÉ		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 2µm	Cel/L 10 ⁶	20	50	100	484	500
> 2µm	Cel/L 10 ⁶	2	5	10	24	50

Le phytoplancton est abondant dans l'étang du Ponant, que ce soit en picophytoplancton ou en nanophytoplancton (Tableau 14.5). Les deux classes de taille donnent un niveau médiocre avec une valeur proche de l'état mauvais pour le picophytoplancton.

3.4. Macrofaune benthique

3.4.1. Potentialité liée à la macrofaune benthique

Les sédiments à la station de prélèvement étaient de type vaseux, fortement réduits et recouverts par des algues brunes et des ulves.

La macrofaune benthique présente une richesse spécifique relativement élevée avec en moyenne 21 espèces recensées et un nombre important de taxons exigeants. En terme d'abondance, les densités mesurées sont satisfaisantes et correspondent à la classe « normale » retenue (cf. annexe 1).

La lagune du Ponant affiche donc un très bon état pour la potentialité biologique liée à la macrofaune benthique.

Tableau 14.6 : Caractéristiques des invertébrés benthiques inventoriés dans les sédiments de l'étang du Ponant en 2002.

PONANT	Espèce	PON1	PON2	PON3
Densité (nb. ind./m ²)	Nemertini sp.	56	56	0
	<i>Haminoea</i> sp.	78	11	0
	<i>Cerastoderma edule</i>	11	44	0
	<i>Corbula gibba</i>	22	0	11
	<i>Spisula subtruncata</i>	0	0	11
	<i>Musculista sohosiana</i>	100	44	0
	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0	22	0
	<i>Scrobicularia cottardi</i>	0	11	122
	<i>Heteromastus filiformis</i>	0	578	11
	<i>Ophydromus flexuosus</i>	11	11	78
	<i>Hydroides elegans</i>	100	22	67
	<i>Dipolydora</i> cf. <i>caeca</i>	22	78	0
	<i>Prionospio</i> sp.	0	11	0
	<i>Nebalia</i> sp.	11	0	0
	<i>Corophium insidiosum</i>	133	222	11
	<i>Gammarus insensibilis</i>	1567	656	167
	<i>Microdeutopus anomalus</i>	33	44	11
	<i>Talitrus saltator</i>	22	0	0
	Chironomidae sp.	11	300	0
	<i>Phoronis</i> sp.	267	356	289
	Ascidacea sp.	22	0	11
Richesse spécifique (nb. espèces par station)		16	16	11
Richesse spécifique totale (nb. espèces par étang)		21		
Densité totale par station (nb. ind./m ²)		2466	2466	789
Densité totale moyenne (nb. ind./m ²)		1907		
Biomasse totale moyenne (mg/m ² poids sec)		3806		

3.4.2. Bioconstructions de *Ficopomatus enigmaticus* (cascaïls)

Les bioconstructions de *Ficopomatus enigmaticus* ont été observées dans trois des sept zones. Elles forment de petits cascaïls de 20 cm à 30 cm de haut et de 20 cm à 30 cm de diamètre dans la partie Est (zones 2 et 3). Sur les bords nord de la partie centrale (zone 7), les cascaïls sont un peu plus grands et affleurent quand le niveau baisse. Au point de prélèvement de cette zone quelques individus ne formant pas de cascaïls sont présents (Fig.14.5).

Pour l'instant, les cascaïls ne sont pas très abondants dans l'étang du Ponant avec un taux d'occupation sur les fonds de moins de 1 %. Il y a lieu de craindre qu'ils ne se développent comme dans les étangs de Méjean/Pérois et de l'Or si l'eutrophisation persiste.

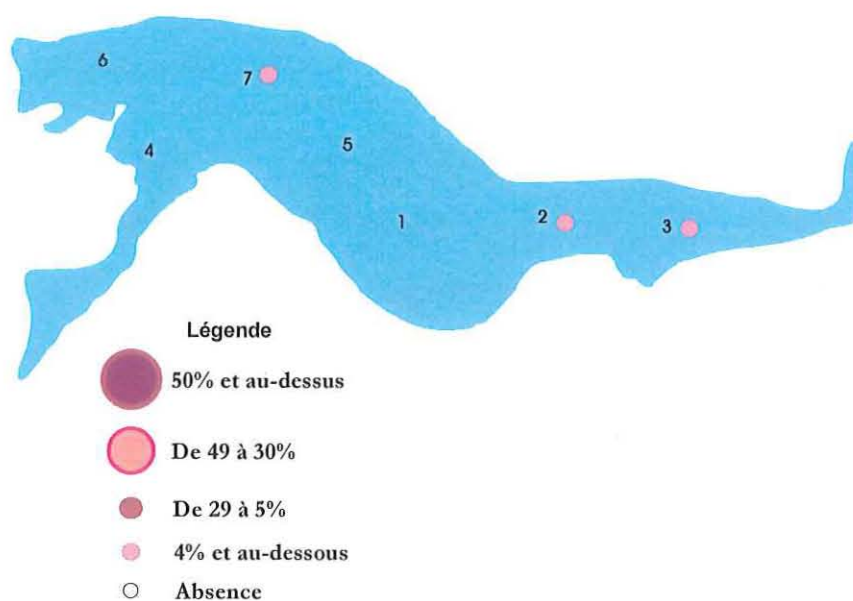


Figure 14.5 : Distribution du taux de recouvrement par les bioconstructions de *Ficopomatus enigmaticus* dans l'étang du Ponant.

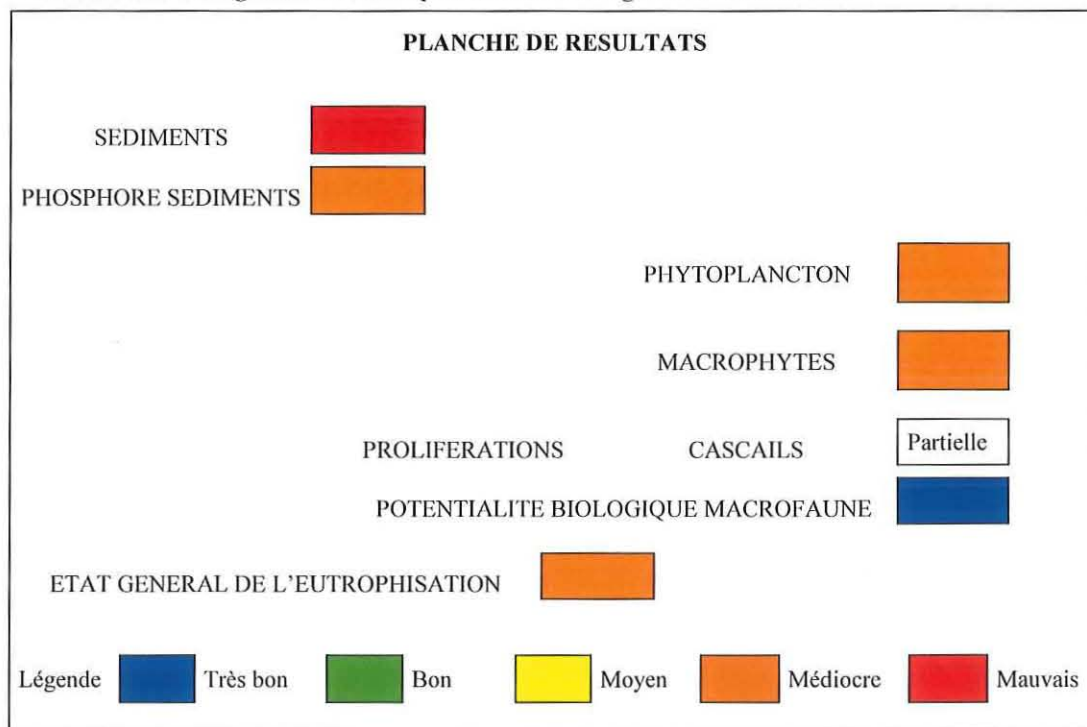
3.5. Planche de diagnostic

Les trois compartiments utilisés pour le classement général de l'étang sont dans un état médiocre. Le diagnostic global établit un état médiocre pour l'étang du Ponant (Tableau 14.7).

L'état contrasté de la potentialité biologique liée à la macrofaune benthique avec les autres compartiments indique que cette lagune est en voie de dégradation mais que ce compartiment reste encore épargné. Il reflète également la stratification

quasi-permanente de la masse d'eau avec des eaux à caractère marin sur le fond qui favorisent l'installation d'espèces exigeantes.

Tableau 14.7 : Diagnostic de l'eutrophisation de l'étang du Ponant en 2002.



4. Diagnostic de la colonne d'eau

Le suivi sur un an des paramètres de l'eutrophisation dans l'eau permet de remplir la grille annuelle de diagnostic telle qu'elle a été définie dans l'étude « Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens » (Tableau 14.8).

Tableau 14.8 : Grille annuelle de lecture de l'eau de l'étang du Ponant (2001-2002).

PONANT année			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
$ \Delta \%O_2 \text{ SAT} $		0		20		30	38	40		50	
TUR	(NTU)	0		10	15	20		30		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1		1,5		4	5,2
NID	(μM)	0		15		20		40		60	132
NITRI	(μM)	0		0,5		1		5	5,4	10	
NITRA	(μM)	0		7		10		20		30	102
AMMO	(μM)	0		7		10	18,5	20		30	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10	22,3	30	
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15	27,2	40	
NT	(μM)	0		50		75		100		120	166
PT	(μM)	0		1		2		5		8	10

Cette grille « annuelle » rapporte un mauvais état par rapport à l'eutrophisation. Le déclassement est entraîné par les concentrations de nitrates et de phosphates. Le mauvais état pour les nitrates est exceptionnel dans les lagunes du Languedoc-Roussillon. Seul l'étang de Campagnol présente, comme celui du Ponant, des concentrations de NID constituées majoritairement de nitrates.

Tableau 14.9 : Grille de lecture de l'eau de l'étang du Ponant pour l'été 2002.

PONANT été 2002			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
$ \Delta \%O_2 \text{ SAT} $		0		20		30		40		50	88
TUR	(NTU)	0	4,1	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1		1,5	2,1	4	
NID	(μM)	0	1,20	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,09	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,34	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	1,14	3		5		10	
Chl-a	(mg m ⁻³)	0		5		7		10		20	22
Chlaphe	(mg m ⁻³)	0		7		10		15		25	27
NT	(μM)	0		50	59	75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	4,4	4,5	

La grille d'été utilisée dans le cadre du RSL ne montre pas ce déclassement par les nitrates en 2002 (Tableau 14.9). Le diagnostic reste cependant mauvais en raison d'une forte sursaturation en oxygène et de concentrations excessives en chlorophylle. Ces dernières se situent à la limite du seuil orange/rouge et sont loin d'atteindre celles mesurées dans les étangs palavasiens.

5. Autres réseaux

5.1. Réseau phytoplancton (REPHY)

Le réseau de surveillance REPHY a deux objectifs principaux :

- la connaissance « patrimoniale » des espèces phytoplanctoniques présentes sur le littoral Français. Cette connaissance permet de suivre les évolutions des différentes espèces en fonction des saisons et de mesurer l'impact de certains événements climatiques sur le phytoplancton (abondance, diversité...)
- le suivi des espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques :
 - *Dinophysis* et les toxines DSP (diarrhéiques)
 - *Alexandrium* et les toxines PSP (paralytiques)
 - *Pseudo-nitzschia* et la toxine ASP (amnésiante)

Pseudo-nitzschia est le seul genre potentiellement toxique à avoir été observé en 2002 dans les eaux de l'étang du Ponant (Fig. 14.5). Cependant les abondances observées n'ont jamais entraîné la mise en œuvre de test de toxicité ASP dans les coquillages.

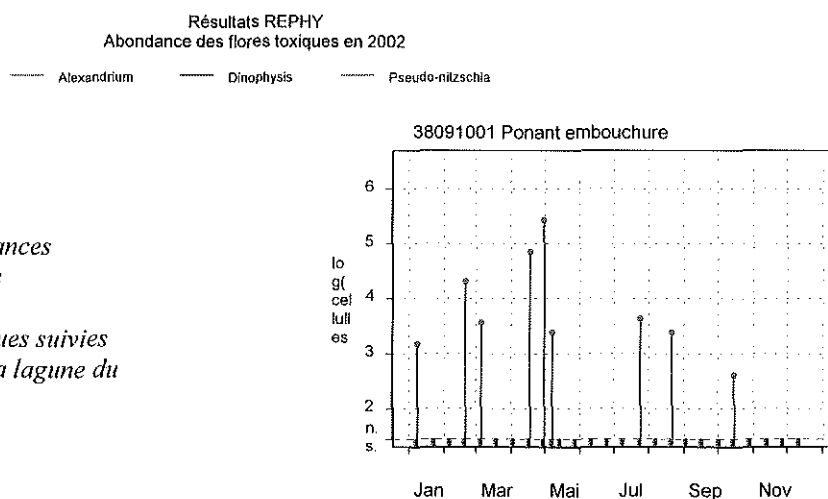


Figure 14.5 : Abondances cellulaires de espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques suivies par le REPHY dans la lagune du Ponant (année 2002).

5.2. Réseau Intégrateur Biologiques (RINBIO)

Ce réseau a pour but d'évaluer les niveaux de la contamination chimique dans le champ moyen, c'est à dire sur une zone où les concentrations mesurées correspondent à l'effet moyen de l'ensemble des apports, par implantation de stations artificielles à moules sur une période de 3 mois. Pour plus de détails sur les contaminants mesurés, la méthodologie, les modes de calcul et les résultats se reporter au rapport de la campagne 2000 (Andral *et al.*, 2001). Dans le cadre de la campagne du RINBIO 2000, une station artificielle à moules a été positionnée dans la lagune du Ponant (Fig. 14.1).

Sur l'ensemble des contaminants mesurés, seulement deux présentent des niveaux supérieurs au bruit de fond de contamination à l'échelle méditerranéenne. Il s'agit du Lindane avec des niveaux élevés et dans une moindre mesure du DDD, produit de la dégradation du DDT. Le lindane est un insecticide chloré, largement utilisé pour le traitement des cultures et des moustiques et termites.

6. Conclusion

L'étang du Ponant présente un fonctionnement original par rapport aux autres lagunes car il est alimenté pratiquement en permanence par les eaux douces du Vidourle qui ont tendance à rester en surface induisant une stratification de la masse d'eau. Bien que les concentrations estivales en nitrates du Vidourle puissent descendre à des niveaux assez bas pour un cours d'eau ($< 15 \mu\text{M}$), elles restent souvent à des niveaux susceptibles d'eutrophiser les plans d'eau saumâtres dont la relative stagnation est favorable aux développements végétaux. La conséquence en est l'épuisement des nitrates au profit des microalgues (phytoplancton) et macroalgues (ulves et autres algues vertes).

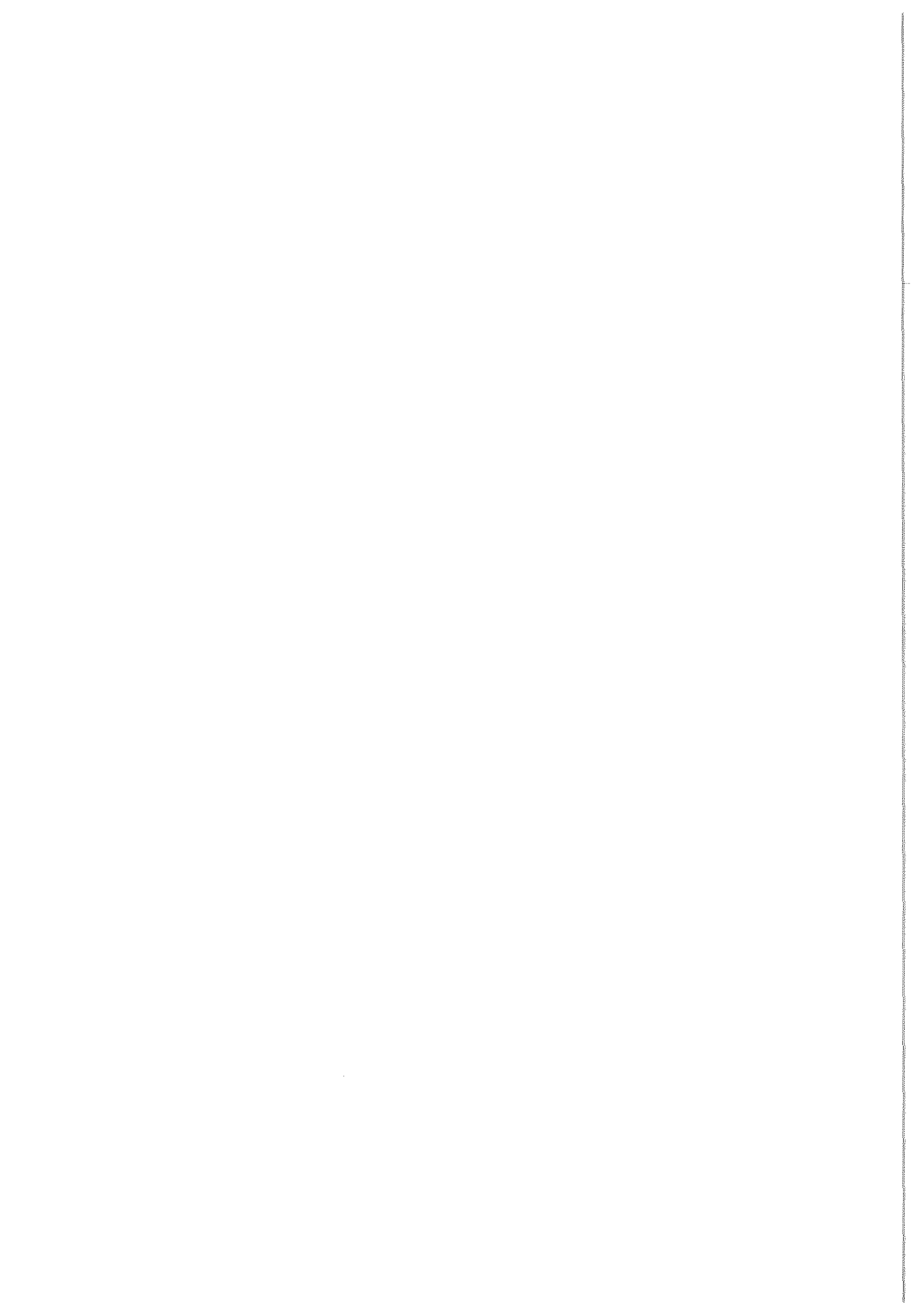
Cependant, cette lagune n'est pas à un stade très avancé de dégradation puisque le phosphore dans les sédiments, bon indicateur de l'eutrophisation dans le temps, est classé en orange.

7. Références bibliographiques

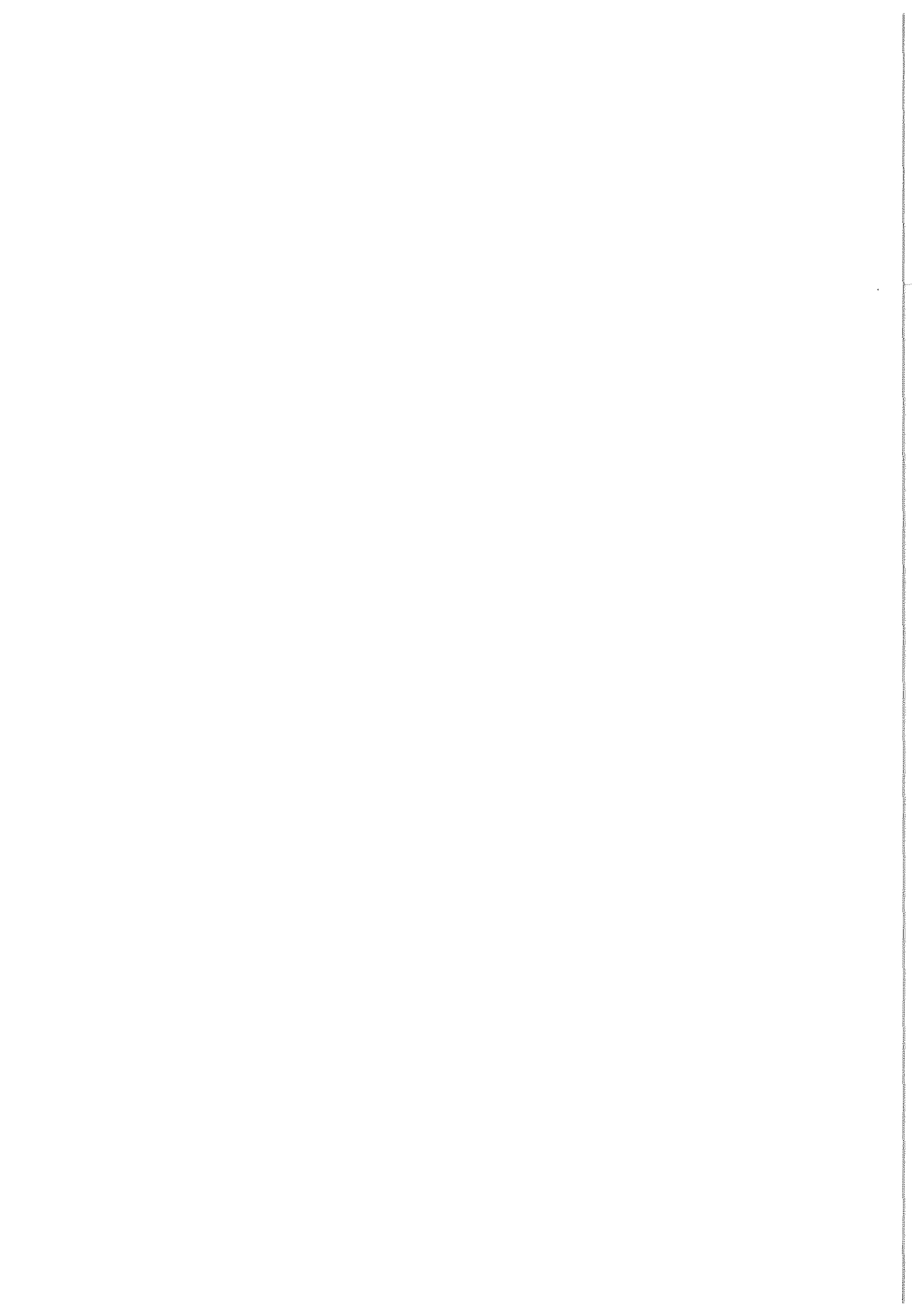
AQUASCOP, 1984. Etang côtiers du Languedoc-Roussillon. 1-Situation actuelle. Rapport pour Cépralmar et Le Secrétariat d'Etat à la mer. pp 293.

- AQUASERVICE, 1981 Projet d'aménagement de l'étang du Ponant. Rapport pour le Groupement Aquacole Grauléen.
- BRL, 1997 . Etude des pollutions du port de la Grande Motte et de l'étang du Ponant. Rapport d'étude pour le SIVOM de l'étang de l'or, la Commune de la Grande Motte et Agence de l'Eau RMC, pp. 46.
- Ifremer-Créocéan-UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Tomes I et II. Rapport marché public n°90 9851, 412 p.
- Andral B., Stanisière J.Y., Mercier S., 2001, Réseau Intégrateurs Biologiques. Evaluation de la contamination chimique basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en méditerranée : résultats de la campagne 2000. Rapport Ifremer. Convention Agence de l'Eau RMC, 87 p.
- Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

**Impact des rejets de stations
d'épuration sur les milieux lagunaires
méditerranéens (première approche)**



1. INTRODUCTION.....	417
2. MATÉRIELS ET MÉTHODES	419
2.1. SÉLECTION DES LAGUNES.....	419
2.2. DÉLIMITATION DU BASSIN VERSANT DES LAGUNES.....	419
2.3. INVENTAIRE DES POPULATIONS	420
2.3.1. <i>Population permanente</i>	420
2.3.2. <i>Population saisonnière</i>	420
2.4. RECENSEMENT DES STATIONS D'ÉPURATION ET SYSTÈME D'INFORMATIONS GÉOGRAPHIQUES	422
2.5. ESTIMATIONS DES APPORTS D'AZOTE ET DE PHOSPHORE.....	422
2.5.1. <i>Méthode d'estimations des apports issus des rejets domestiques</i>	423
2.5.2. <i>Unités retenues pour le calcul des apports</i>	423
2.5.3. <i>Détermination des paramètres de calcul</i>	424
2.5.4. <i>Bilan</i>	426
2.6. RELATIONS ENTRE LES MESURES DU RSL ET LES ESTIMATIONS DES APPORTS ISSUS DES REJETS DOMESTIQUES	428
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION	429
3.1. COMMUNES.....	429
3.2. POPULATIONS.....	429
3.2.1. <i>Population permanente</i>	429
3.2.2. <i>Population saisonnière</i>	433
3.2.3. <i>Bilan</i>	435
3.3. STATIONS D'ÉPURATION.....	438
3.3.1. <i>Inventaire des stations d'épuration</i>	438
3.3.2. <i>Efficacité épuratoire des stations d'épuration</i>	441
3.4. ESTIMATIONS DES APPORTS ISSUS DES STATIONS D'ÉPURATION.....	444
3.4.1. <i>Apports nets</i>	444
3.4.2. <i>Apports par unité de surface du bassin versant</i>	446
3.4.3. <i>Apports par unité de volume de la lagune</i>	448
3.4.4. <i>Bilan</i>	451
3.5. RELATIONS APPORTS DU BASSIN VERSANT/DONNÉES DU RSL.....	452
3.5.1. <i>Colonne d'eau</i>	452
3.5.2. <i>Sédiments</i>	455
3.5.3. <i>Bilan des relations</i>	457
4. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	459
5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	461



1. INTRODUCTION

Ce chapitre est extrait du travail intitulé « Rôle des rejets des stations d'épuration dans l'eutrophisation des lagunes du Languedoc-Roussillon. Exemple du complexe palavasien », effectué par N. Dupré au cours d'un stage UMII-Cepralmar-Ifremer (Dupré, 2002).

Dans les écosystèmes aquatiques fermés tels que les lacs, il existe une relation de type linéaire entre les apports en azote et/ou phosphore issus du bassin versant et les concentrations de chlorophylles *a* dans le milieu (Vollenweider dans Cloern, 2001). Cette relation entre apports et résultante dans le milieu est beaucoup plus difficile à obtenir dans les écosystèmes côtiers, en raison de leurs échanges avec le milieu marin extérieur qui entraînent une grande variation du temps de résidence des apports d'un écosystème à l'autre (Nixon, 1983 ; Cloern, 2001). Les études de ces relations dans les estuaires côtiers de l'océan atlantique, où le marnage est important, ne permettent pas de mettre en relation les apports et les concentrations dans le milieu récepteur (Nixon & Pilson, 1983). Le temps de renouvellement des eaux est trop court pour pouvoir établir des corrélations. Les nutriments étant évacués rapidement en mer, les apports du bassin versant ne sont pas intégrés dans les concentrations mesurées dans l'eau et dans les sédiments. L'étude de ces relations n'est donc envisageable que dans des milieux où le taux de renouvellement des eaux est suffisamment faible pour que les concentrations en phosphore et en azote dans l'eau et les sédiments soient représentatives des apports issus du bassin versant. C'est le cas pour des eaux des lagunes méditerranéennes, où l'amplitude de la marée est faible et ne permet pas un renouvellement rapide des eaux. Les éléments nutritifs séjournent relativement longtemps dans la lagune et ne sont pas directement évacués en mer.

Les lagunes du Languedoc-Roussillon appartiennent à une entité géographique présentant une relative homogénéité concernant les échanges avec le milieu extérieur (faible marnage). C'est pourquoi, les corrélations entre les nutriments issus du bassin versant des milieux lagunaires et leurs répartitions dans les différents compartiments biotiques et abiotiques ont fait l'objet de plusieurs études. La relation entre la biomasse phytoplanctonique (Chl-*a*) et les apports en sels nutritifs a été mise en évidence pour trois lagunes corses (Biguglia, Diana et Urbino), l'étang de Thau et l'étang de l'Or (Vaulot & Frisoni, 1986). Les relations entre les concentrations de phosphore et d'azote dans les milieux lagunaires et les apports de ces mêmes composés issus du bassin versant ont également été étudiés au niveau des sédiments des étangs palavasiens et de l'étang de Thau (CEMAGREF et al., 1991). Les relations montrent que plus les apports du bassin versant sont importants et plus les concentrations mesurées dans les sédiments sont élevées.

Dans le cadre du RSL, la reproductibilité d'une année sur l'autre des concentrations mesurées dans l'eau des lagunes suggère que ces dernières reçoivent des apports réguliers présentant une certaine indépendance vis à vis des

variations météorologiques. Les seuls apports susceptibles d'influencer les concentrations en phosphore total et azote total de façon permanente et avec une telle amplitude sont les rejets des stations d'épuration. La recherche de relations entre les apports issus des rejets des stations d'épuration et les concentrations dans l'eau est donc pertinente dans le cas des lagunes du Languedoc-Roussillon. Cependant, aucun bilan régional des apports utilisant les mêmes bases de calculs n'a encore été effectué, rendant ainsi difficile la comparaison entre lagunes. La démarche de cette étude est donc d'effectuer des estimations des apports de matières issues des effluents domestiques, impliquées dans les processus d'eutrophisation des principales lagunes languedociennes, en utilisant des méthodes de calculs uniformes.

Les différentes étapes de ce chapitre sont :

- La construction d'un Système d'Informations Géographiques (SIG) sur les stations d'épuration des communes du bassin versant des lagunes du Languedoc-Roussillon,
- l'estimation des apports d'azote et de phosphore d'origine domestique en sortie de stations d'épuration susceptibles d'aboutir dans les milieux lagunaires,
- la mise à jour de relations entre les estimations des apports issus des rejets domestiques et les mesures du Réseau de Suivi Lagunaire dans l'eau et les sédiments.

Ce travail permettra ensuite le développement d'un outil d'aide à la gestion des apports des stations d'épuration aux lagunes du Languedoc-Roussillon en accompagnement de la politique de restauration programmée dans le cadre européen et appliquée au niveau régional.

2. Matériels et méthodes

2.1. Sélection des lagunes

Les lagunes retenues sont celles étudiées dans le cadre du RSL car ce programme met à disposition une base de données homogène sur l'eau et les sédiments.

Cependant, pour l'étude des relations entre les apports du bassin versant et les concentrations dans l'eau et les sédiments, seules les lagunes qui possèdent un bassin versant identifiable à l'aide d'un Système d'Informations Géographiques sont retenues. Pour cette raison, quelques lagunes sont écartées :

- Les étangs d'Ayrolle, de Campagnol et de Gruissan possédant le même bassin versant, il est difficile de déterminer la part des apports issus des stations d'épuration qui participent à l'enrichissement en éléments nutritifs dans les différentes lagunes. De plus, ces étangs reçoivent principalement des apports d'origine agricole. Cependant, l'étang d'Ayrolle est conservé, car avec ses herbiers, il est représentatif des lagunes pas ou peu eutrophisées (il a servi de référence basse dans la construction de l'outil de diagnostic de l'état d'eutrophisation des lagunes languedociennes). Les rejets des stations d'épuration aboutissant à cet étang seront considérés comme nul.
- Le bassin versant de l'étang de Vendres est mal connu du fait du faible relief au niveau des plaines de l'Aude. De plus, il subit fortement l'influence des crues de l'Aude, dont les quantités d'azote et de phosphore apportées à l'étang ne peuvent être évaluées par une approche géographique.
- Les apports à l'étang du Bagnas, du fait de son alimentation contrôlée par l'intermédiaire du canal du Midi qui reçoit notamment une partie des eaux de l'Hérault ne peuvent également être quantifiés. De plus, son bassin versant est non défini.
- L'étang du Ponant et du Médard, reçoivent en partie les eaux du Vidourle et les apports issus de ce cours d'eau ne peuvent pas être quantifiés par les méthodes utilisées dans ce travail.

2.2. Délimitation du bassin versant des lagunes

Le bassin versant hydrographique superficiel des lagunes correspond à l'aire de collecte des eaux précipitées dont l'exutoire est la lagune.

Pour chaque hydrosystème (lagune-bassin versant), un inventaire des communes ayant une influence sur l'enrichissement des eaux lagunaires est effectué.

La délimitation du bassin versant sera effectuée en prenant en compte les communes qui rejettent leurs eaux épurées directement dans la lagune ou dans un cours d'eau dont l'exutoire est la lagune.

2.3. Inventaire des populations

2.3.1. Population permanente

La quantité d'apports en éléments nutritifs issue des rejets des stations d'épuration d'une commune est liée principalement au nombre d'habitants de cette commune. Une étude de la population est donc effectuée au niveau communal. Pour cela, les effectifs du Recensement Général de la Population (RGP) de 1982, 1990 et 1999 sont disponibles (www.insee.fr). Ces données correspondent à la population ayant déclaré avoir leur résidence principale dans la commune recensée.

Le nombre d'habitants donné par les recensements de l'INSEE correspond donc à la population permanente.

A partir des différents recensements sont retenus :

- le nombre d'habitants des communes dont les rejets des stations d'épuration se situent dans la lagune.
- le nombre d'habitants des communes dont les rejets des stations d'épuration se situent dans un système hydrographique dont l'exutoire est la lagune.
- le nombre d'habitants des communes comprises dans le bassin versant mais qui ne possèdent pas de système d'assainissement.

La densité moyenne de la population permanente pour les bassins versants étudiés sera calculée en considérant la somme des superficies communales et non la superficie du bassin versant.

2.3.2. Population saisonnière

Le Languedoc-Roussillon est une région particulièrement touristique. La contribution de la population saisonnière aux apports d'azote et de phosphore en entrée de stations d'épuration nécessite d'être prise en compte.

2.3.2.1. Identification des différents types de population touristique

Un inventaire des structures d'accueil touristique au niveau communal est fourni par le Comité Régional du Tourisme à Montpellier. Cette base de données est complétée par une enquête sur Internet auprès des offices de tourisme.

Les hébergements à vocation touristique ainsi à disposition, en particulier ceux des communes du bassin versant des lagunes, sont les suivants :

- les hôtels,
- les campings,
- les villages de vacances et les auberges de jeunesse,
- les résidences secondaires, disponible sur le site internet de l'INSEE.

Dans l'étude de la population saisonnière, les hébergements dans les maisons familiales, qui échappent aux statistiques, ainsi que les gîtes ruraux, qui représentent moins de 1 % des capacités d'accueil au niveau régional sont négligés (CRT, 2000).

2.3.2.2. Méthode d'estimation

Toutes les communes ne connaissent pas forcément le nombre de touristes qui résident sur leur territoire car les estimations du nombre de touristes ne sont généralement pas effectuées à l'échelle communale. La population saisonnière est estimée en recensant les capacités d'accueil de chaque commune du bassin versant des lagunes étudiées. L'unité pour estimer la capacité d'accueil d'une commune est l'équivalent personne (La Jeunesse, 2001). Il correspond au nombre de lits disponibles pour les touristes suivant les types d'hébergements ; puis, on affecte à ce nombre de personnes potentielles un taux d'occupation suivant la période considérée.

La liste des hôtels est fournie en nombre de chambres ; il est usuellement considéré qu'une chambre d'hôtel comprend deux lits et correspond donc à deux équivalents personne. Pour les campings, la liste est fournie en nombre d'emplacements sur une base de trois équivalents personne. Les villages de vacances et les auberges de jeunesse sont fournis directement en nombre de lits.

Pour les résidences secondaires, l'INSEE donne le nombre de résidences secondaires au niveau communal. Il est généralement admis de considérer qu'une résidence secondaire peut accueillir quatre personnes.

Concernant le taux d'occupation des différents types d'hébergements, deux périodes sont considérées, pour lesquelles le même taux, quelque soit le type d'hébergement, est appliqué :

- une période de haute saison correspondant aux mois de juillet et août, avec un taux d'occupation compris entre 50 et 80 %.

- une période de basse saison correspondant au reste de l'année, avec un taux d'occupation compris entre 0 et 10 %.

En revanche, pour la comparaison des capacités d'accueil des différents bassins versants des lagunes étudiées, un taux d'occupation de 100 % est considéré.

2.4. Recensement des stations d'épuration et Système d'Informations Géographiques

Une base de données des stations d'épuration de tout le bassin Rhône-Méditerranée-Corse, comprenant notamment les coordonnées géographiques du point de rejet des différentes stations est mise à disposition par l'Agence de l'Eau RMC.

A l'aide d'un logiciel de Système d'Informations Géographiques, Arcview 3.2, les points géoréférencés correspondant aux points de rejet des stations d'épuration sont projetés.

Seules sont conservées :

- les stations qui rejettent les eaux épurées directement dans la lagune.
- les stations qui rejettent les eaux épurées dans un système hydrographique dont l'exutoire est la lagune.

2.5. Estimations des apports d'azote et de phosphore

Des données d'autosurveillance des principales stations d'épuration du Languedoc-Roussillon sont également mises à disposition par l'AE RMC. Mais le nombre de données d'autosurveillance n'est pas le même pour les différents bassins versants des lagunes étudiées. Pour certains bassins versants, de nombreuses mesures d'autosurveillance sont disponibles alors que pour d'autres il en existe peu.

Dans le but de comparer les pollutions azotées et phosphorées issues des rejets domestiques pour les différentes lagunes du Languedoc-Roussillon, les estimations doivent reposer sur les mêmes méthodes de calcul avec une uniformité dans l'extraction des données. Ces données d'autosurveillance ne peuvent donc pas être utilisées dans cette étude.

2.5.1. Méthode d'estimations des apports issus des rejets domestiques

Les deux facteurs limitants de la prolifération des algues opportunistes sont les teneurs en phosphore et en azote. Les stations d'épuration rejetant principalement de l'ammonium¹, les apports d'azote Kjeldahl (NTK) sont calculés. Pour le phosphore, ce sont les apports de phosphore total (PT) qui sont calculés.

La charge en entrée de station d'épuration dépend des quantités de matières azotées et phosphorées produites par les habitants permanents et saisonniers de la commune et du taux de raccordement de la population à la station. La méthode utilisée est donc la quantification des apports ponctuels de chaque station d'épuration. Connaissant la charge entrante et le rendement de la station vis-à-vis de l'azote Kjeldahl et du phosphore total, les apports en sortie de station peuvent être estimés par la formule suivante (d'après Région L-R, 2000) :

$$\text{Apport} = (1 - R_{\text{ép}}) \times T_r \times [(P_p + (F \times P_s))]$$

Avec :

- $R_{\text{ép}}$ = rendement épuratoire de la station vis-à-vis du paramètre considéré (%)
- T_r = taux de raccordement des habitations à la station d'épuration (%)
- P_p = pollution issue de la population permanente (EH)
- F = taux de fréquentation des hébergements touristiques selon la période considérée (%)
- P_s = pollution issue de la population saisonnière (EH)

2.5.2. Unités retenues pour le calcul des apports

Les résultats des calculs des apports sont exprimés en équivalent-habitant (EH). Ils sont également exprimés en équivalent-habitant par unité de surface de bassin versant (EH ha^{-1}), pour hiérarchiser la pression de la population humaine au niveau du bassin versant des différentes lagunes, et en équivalent-habitant par unité de volume de lagune (EH m^{-3}) afin d'évaluer la pression humaine exercée au niveau des différentes lagunes. L'utilisation de ces deux dernières unités implique de poser l'hypothèse que les apports en azote et en phosphore se répartissent de façon homogène sur le bassin versant et dans la lagune.

2.5.3. Détermination des paramètres de calcul

2.5.3.1. Rendement épuratoire

Les rendements épuratoires vis-à-vis de l'azote Kjeldahl et du phosphore total utilisés sont issus du calcul des redevances et des primes fournies par l'AE RMC :

- - Les redevances sont définies par rapport à la quantité de pollution produite un jour normal du mois de rejet maximal (Direction des journaux officiels, 1999).
- - Les primes reposent sur la quantité journalière de pollution exprimée pour les mêmes éléments, dont l'apport au milieu naturel est supprimé ou évité.

L'Agence de l'Eau, en tenant compte des caractéristiques des stations d'épuration, fait donc des estimations forfaitaires pour calculer l'assiette des redevances et des primes. En faisant le rapport Redevances/Primes, un rendement épuratoire moyen de la station d'épuration vis-à-vis d'un paramètre donné peut donc être obtenu.

Cependant, la redevance n'est pas perçue pour les communes comprenant moins de 400 habitants agglomérés (permanents + saisonniers). Dans ce cas, un rendement moyen est utilisé suivant le type de traitement de la station d'épuration (Tableau 15.1).

Tableau 15.1: Efficacité épuratoire moyenne des traitements des eaux usées (Région L-R, 2000).

Types de traitement	Rendement épuratoire vis-à-vis de l'Azote (%)	Rendement épuratoire vis-à-vis du Phosphore (%)
décantation primaire	10-15	10
physico-chimie	15-20	très variable
boues activées	25-30	20-30
lits bactériens	30-50	20
lagunage à la mise en service	70	50
lagunage après 10 ans et plus	30	30

Pour les types de traitements présentant une plage de valeurs pour le rendement épuratoire, la valeur au centre de la plage est retenue (ex : pour le rendement épuratoire vis-à-vis du phosphore, avec un traitement par boues activées la valeur 25 % est retenue).

¹ Les eaux en sortie de lagunage contiennent une charge en nitrate, qui reste relativement faible, mais qui est plus importante que dans le cas d'utilisation d'autres procédés d'épuration des eaux résiduaires. Cette charge est négligée.

2.5.3.2. Taux de raccordement

Le taux de raccordement de la population à une station d'épuration est peu souvent égal à 1. En effet, il existe des habitations situées en périphérie de nombreuses communes, dont les coûts d'investissement de leurs raccordements sont trop élevés. Ces habitations non raccordées disposent généralement d'un système d'assainissement autonome. Il est donc plus raisonnable d'utiliser un intervalle pour cette variable. L'intervalle choisi est un taux de raccordement compris entre le taux de raccordement départemental (www.insee.fr) et un taux de raccordement égal à 1.

Même si une commune possède un taux de raccordement hors de cet intervalle, c'est-à-dire inférieur au taux de raccordement départemental, l'erreur sur les apports en matières azotées et phosphorées au niveau de la lagune peut être considérée comme minime. En effet, le taux de raccordement départemental au tout à l'égout correspond à la moyenne des taux de raccordement des communes à une station d'épuration. Les communes rurales, possédant généralement un développement de leurs infrastructures moins avancé que dans les grandes villes et les communes balnéaires, ont un taux de raccordement plus faible, faisant ainsi baisser la moyenne départementale du taux de raccordement. Les communes rurales ayant une densité de population peu élevée, la charge azotée et phosphorée produite quotidiennement est donc faible et de ce fait l'erreur sur l'estimation des apports est faible.

De plus, l'étude portant sur des milieux littoraux, le pourcentage de communes rurales est faible. Il peut donc être considéré que le taux de raccordement réel de la commune sera compris dans l'intervalle choisi. Cela ne change donc pas l'objectif de comparaison des apports du bassin versant pour les différentes lagunes.

Les taux de raccordements départementaux issus du RGP de 1999 donnent les résultats suivants :

- Pyrénées-Orientales : 0,95
- Aude : 0,88
- Hérault : 0,93
- Gard : 0,81

On a donc : $T_r \text{ départemental} < T_r < 1$.

L'intervalle est appliqué à tous les types d'hébergements.

2.5.3.3. Population

Le nombre d'habitants du recensement de 1999 est utilisé pour évaluer la population permanente. Ce nombre est identique en basse et en haute saison. La population touristique est estimée en utilisant la somme des capacités d'accueil, affectée d'un taux de fréquentation en basse et en haute saison.

2.5.4. Bilan

Les estimations des apports en NTK et en PT issus des rejets domestiques en basse et en haute saison sont donc obtenues sous forme d'intervalles. En basse saison, la borne inférieure correspond au calcul des apports avec un taux d'occupation des structures d'hébergement nul et un taux de raccordement départemental (*Tableau 15.2*). La borne supérieure correspond au calcul des apports avec un taux d'occupation de 10 % et un taux de raccordement égal à 1.

En haute saison, la borne inférieure correspond à un taux d'occupation de 50 % et un taux de raccordement départemental. La borne supérieure correspond à un taux d'occupation de 80 % et un taux de raccordement égal à 1.

Tableau 15.2: Intervalles retenus pour le calcul des apports suivant la saison considérée.

Basse saison		Haute saison	
borne inférieure	borne supérieure	borne inférieure	borne supérieure
T_r départemental	$T_r = 1$	T_r départemental	$T_r = 1$
$F = 0 \%$	$F = 10 \%$	$F = 50 \%$	$F = 80 \%$

La valeur au centre de l'intervalle, en basse et en haute saison, est utilisée pour l'intégration des résultats.

Certaines communes n'ont pas leur propre système d'assainissement et sont reliées au réseau d'assainissement d'une autre commune. Dans ce cas, les populations permanente et saisonnière de la commune ne possédant pas de système d'assainissement sont ajoutées à celles de la commune possédant une station d'épuration.

Dans le cas où une commune possède plusieurs stations d'épuration, la charge de pollution issue de la population est répartie proportionnellement à la capacité nominale de chaque station.

Dans le cas où une partie du territoire communal est raccordée à sa propre station d'épuration et une autre partie reliée à la station d'épuration d'une commune voisine, la population est également répartie proportionnellement à la capacité nominale des stations d'épuration.

Les stations d'épuration utilisant un bassin d'infiltration, ne sont pas comptabilisées dans l'estimation des apports aux différentes lagunes.

De plus, la station d'épuration de La Grande Motte, dont le point de rejet se situe au niveau du canal du Rhône à Sète, n'est pas considérée. En effet, il est difficile de connaître la quantité des apports qui transite dans les différents étangs en communication avec le canal.

Les études qui permettraient d'appliquer un coefficient d'abattement, prenant ainsi en compte les phénomènes d'autoépuration au niveau des cours d'eau, sont peu nombreuses et en général très spécifiques d'un milieu donné. Des études appliquent un abattement théorique de la charge de 5 % tout les 1000 m (GAEA, 2000). Or, l'autoépuration des cours d'eau dépend de nombreux facteurs comme le débit, la pente du lit de la rivière, la température, l'état d'eutrophisation des cours d'eau (Lagasque, 1999). Il paraît donc peu réaliste d'appliquer un coefficient d'abattement identique pour tous les cours d'eau du bassin versant des différentes lagunes du Languedoc-Roussillon. Le calcul est donc réalisé dans son scénario le plus défavorable en considérant que toute la charge azotée et phosphorée sortante de la station aboutit à la lagune.

Les efforts de traitement de la pollution phosphorée et azotée réalisés au niveau des différents bassins versants, suivant les capacités de traitement des stations d'épuration, sont également estimés. Pour ces estimations, le taux de raccordement des habitations à la station d'épuration n'est pas intégré dans les calculs et seulement la population permanente est considérée.

Les quantités de phosphore total et d'azote Kjeldahl éliminées lors du traitement des eaux usées sont calculées pour chaque station. Les quantités sont alors sommées suivant les capacités nominales des stations d'épuration et sont pondérées par la somme de la population reliée à ces stations d'épuration. On obtient ainsi un rendement épuratoire moyen suivant la capacité nominale des stations d'épuration pour les différents bassins versants des lagunes étudiées. Les résultats sont exprimés en distinguant les stations d'épuration possédant :

- capacité nominale < 2 000 EH.
- $2\ 000 \leq$ capacité nominale < 10 000 EH.
- $10\ 000 \leq$ capacité nominale < 50 000 EH.
- capacité nominale \geq 50 000 EH.

2.6. Relations entre les mesures du RSL et les estimations des apports issus des rejets domestiques

Le bassin versant joue un rôle tampon entre la sortie des rejets de stations d'épuration et leur arrivée dans les lagunes. Certains rejets peuvent se stocker dans les sols et les aquifères en période de faibles précipitations (étiage). La mesure des apports en phosphore et azote issus des stations d'épuration est donc intégrée sur l'année afin d'amortir les variations climatiques. Les apports estivaux journaliers sont donc multipliés par 62 (nombre de jours estivaux), et les apports journaliers en basse saison sont multipliés par 303 (nombre de jours en basse saison).

Pour les mêmes raisons que pour l'étude des relations entre le compartiment sédimentaire et aquatique, ce sont les valeurs des concentrations en phosphore total et en azote total qui sont choisies pour effectuer l'étude des relations entre les concentrations mesurées dans les lagunes et les apports du bassin versant. De plus, ces paramètres permettent de caractériser de façon pertinente l'état d'eutrophisation des lagunes du Languedoc-Roussillon (Ifremer et al., 2000).

L'étude statistique des relations est réalisée à l'aide du logiciel STATGRAPHICS Plus 5.0. Les écarts à la relation sont dans certains cas décrits. La représentation graphique des résultats comporte des barres d'erreur :

- pour les moyennes des données du RSL, l'écart moyen est utilisé.
- les estimations des apports sont présentées sous forme d'intervalles, en retenant la valeur au centre de cet intervalle pour l'étude des relations avec les données du RSL. La barre d'erreur choisie correspond à la différence entre la valeur retenue et la borne inférieure ou supérieure de l'intervalle.

3. Résultats et discussion

3.1. Communes

Les différentes lagunes peuvent être caractérisées par le nombre de communes appartenant à leurs bassins versants (Tableau 15.3). Ce nombre est très variable, partant de 2 pour l'étang de La Palme (lagune présentant une très faible eutrophisation) à plusieurs dizaines pour les lagunes eutrophisées (Canet, Complexe palavasien, Or).

Tableau 15.3: Nombre de communes du bassin versant des différentes lagunes dont le point de rejets des stations d'épuration se situe dans un système hydrographique qui à pour exutoire la lagune (les communes incluses dans les limites du bassin versant hydrographique qui ne possèdent pas de système d'assainissement sont également comptabilisées).

Lagunes	Nombre de communes du bassin versant
Canet	20
Salses-Leucate	8
La Palme	2
Bages-Sigean	18
Thau	12
Complexe palavasien	37
Or	29

La variabilité du nombre de communes appartenant au bassin versant est donc très importante suivant les lagunes considérées.

3.2. Populations

3.2.1. Population permanente

3.2.1.1. Variation 1982-1999

Durant les vingt dernières années, le Languedoc-Roussillon a enregistré une augmentation de sa population supérieure à la moyenne nationale (Figure 15.1).

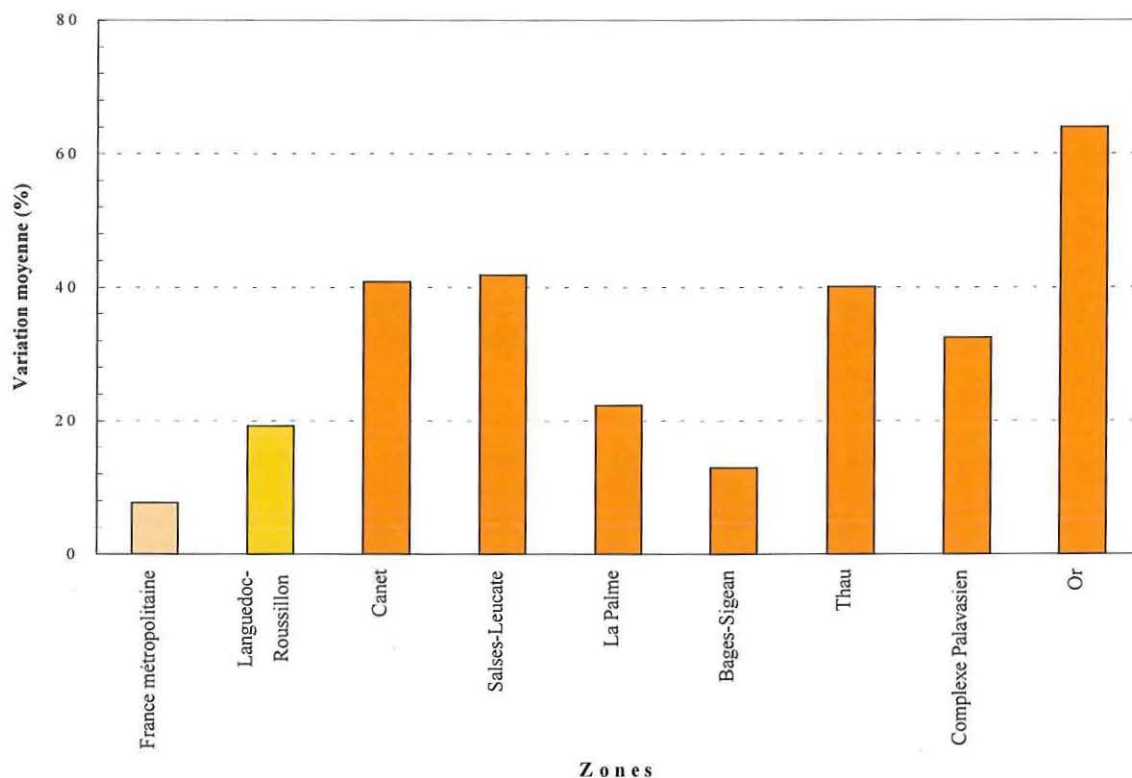


Figure 15.1: Variation moyenne de la population permanente nationale, régionale et des communes du bassin versant des différentes lagunes entre 1982 et 1999.

De plus, la population permanente des communes du bassin versant de toutes les lagunes étudiées a augmenté beaucoup plus que la population nationale.

Enfin, la croissance moyenne de la population permanente des communes du bassin versant des lagunes du Languedoc-Roussillon est supérieure à l'accroissement moyen régional (hormis pour le bassin versant de Bages-Sigean).

3.2.1.2. Densité

La densité moyenne de la population permanente diffère selon le bassin versant considéré. Certains bassins versants comme celui des étangs palavasiens, et dans une moindre mesure celui de l'étang de l'Or, ont une forte densité moyenne avec respectivement 560 et 300 hab/km² (Figure 15.2).

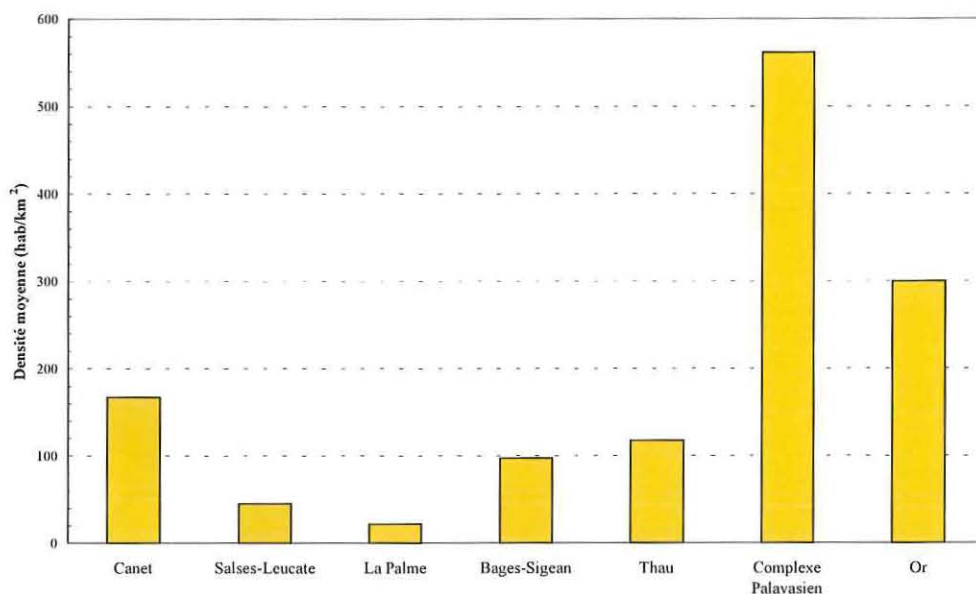
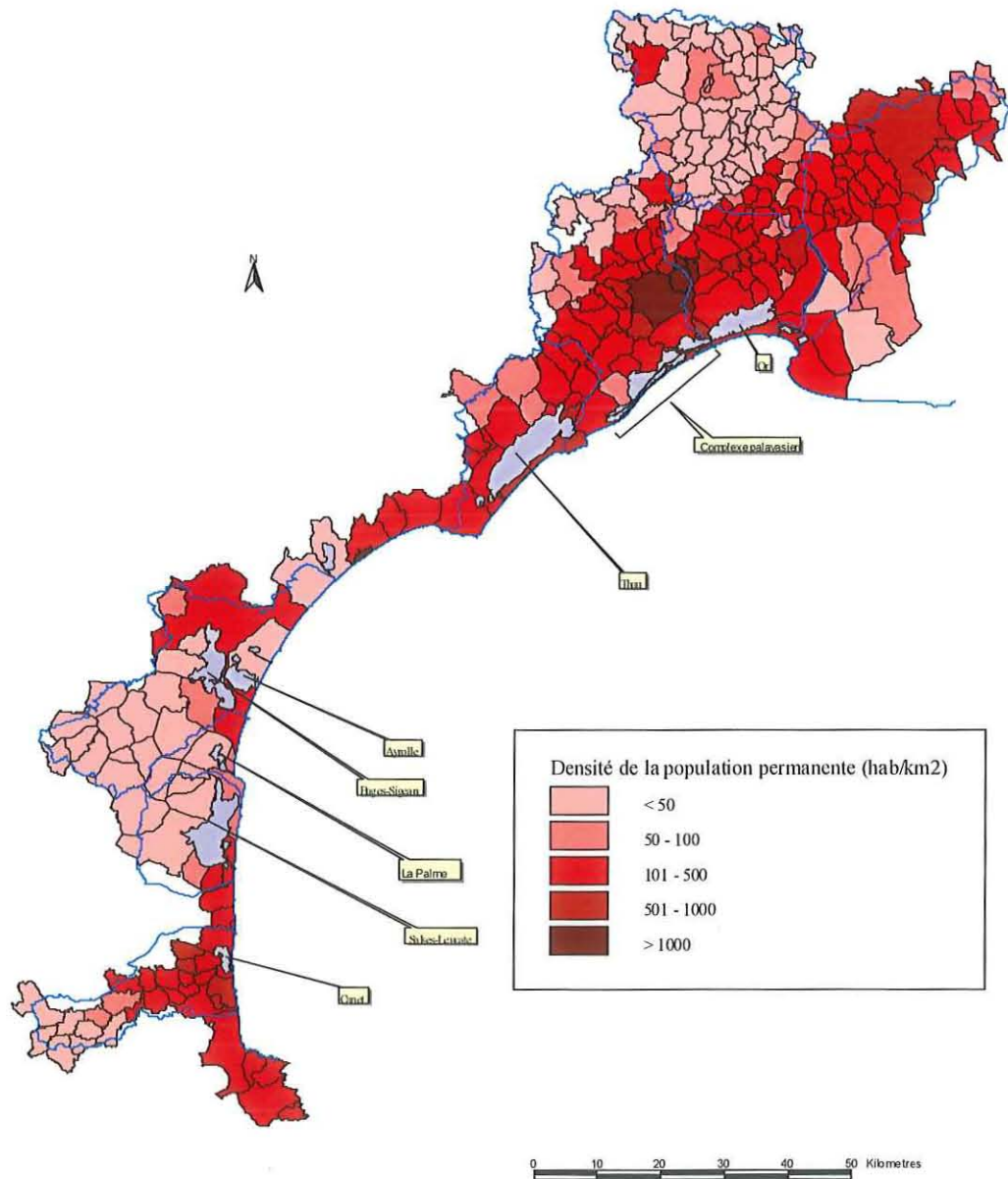


Figure 15.2: Densité moyenne de la population permanente des communes du bassin versant des différentes lagunes.

En revanche, les communes du bassin versant des étangs de Thau, de Bages-Sigean et de Canet, avec une densité moyenne de population comprise entre 100 et 200 hab/km² sont moins peuplées comparativement aux étangs palavasiens. La Palme et Salses-Leucate sont les deux lagunes qui possèdent, avec une densité moyenne inférieure à 100 hab/km², les plus faibles densités de la population permanente sur leur bassin versant.

A l'échelle du bassin versant, les fortes densités de population sont principalement rencontrées au niveau des communes littorales (Carte 1).



Carte 1 : Répartition de la densité de population sur les communes situées sur les bassins versants des lagunes du Languedoc-Roussillon.

La comparaison des densités de la population à l'échelle des différents bassins versants des lagunes étudiées permet de mettre en évidence une répartition hétérogène de la population. Ainsi, les bassins versants du complexe palavasien, de l'étang de l'Or et de Canet sont fortement peuplés. Cette forte densité s'explique notamment par la nature essentiellement sédimentaire de leur bassin versant. La grande fertilité associée aux plaines sédimentaires permet le développement de cultures agricoles, et le faible relief facilite la construction d'habitations. Ce type de terrain est donc favorable à l'occupation humaine.

A l'inverse, les bassins versants des lagunes de Salses-Leucate et de La Palme sont beaucoup moins peuplés en raison de la nature karstique du sol (et donc pauvre) et des contraintes techniques associées à la construction d'habitations sur ce type de roche.

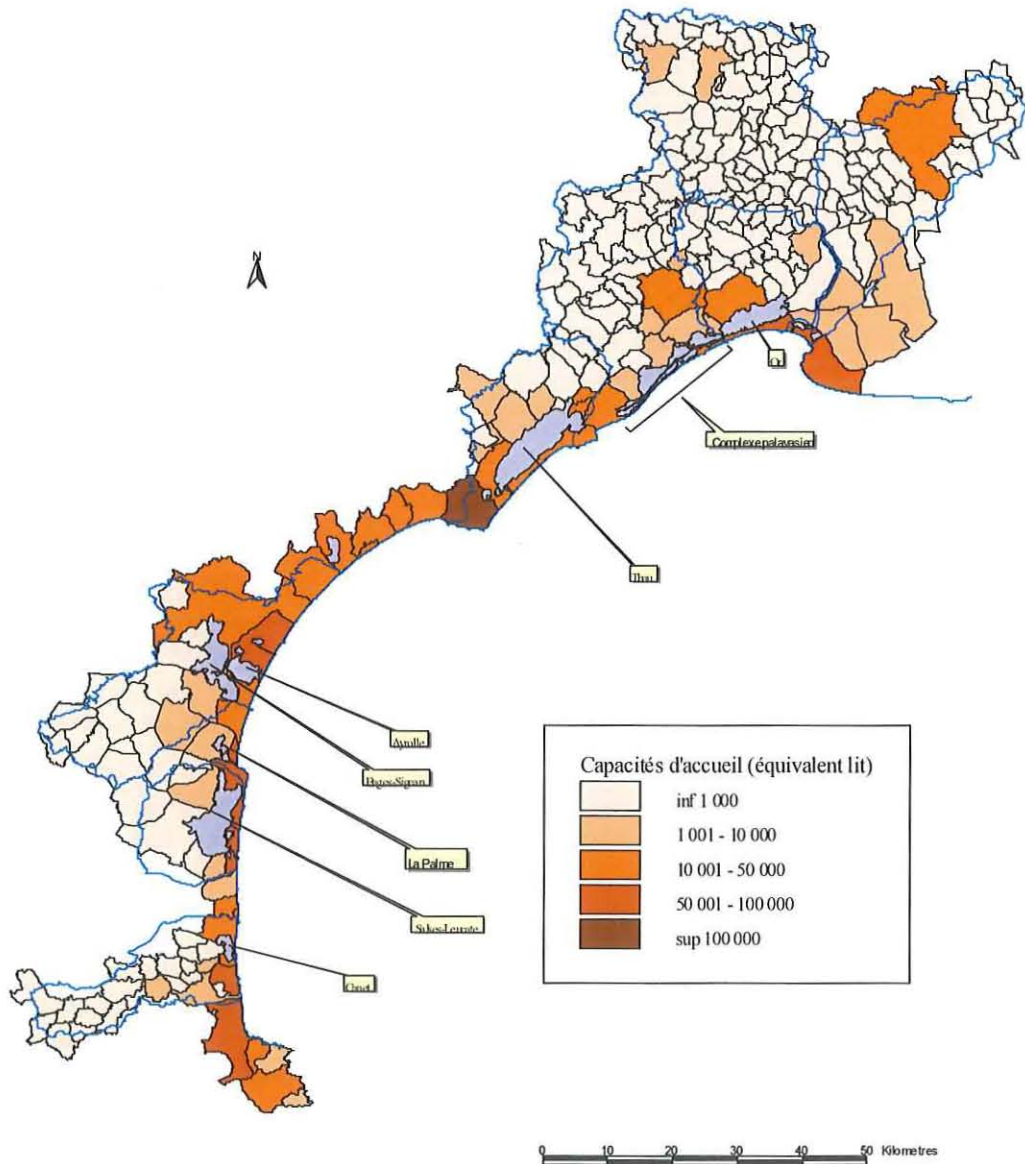
Les bassins versants des étangs de Thau et de Bages-Sigean ont des densités de population qui se situent à des niveaux intermédiaires par rapport aux étangs précédemment regroupés. L'étang de Thau possède un bassin versant constitué à la fois d'une partie sédimentaire et d'une partie karstique. L'étang de Bages-Sigean possède également un bassin versant de type mixte avec à l'ouest des collines arides, défavorables à l'urbanisation et à l'agriculture, et au nord une partie sédimentaire fortement peuplée. La nature mixte du bassin versant de ces deux lagunes est probablement à l'origine des densités de population intermédiaires.

La nature du sous-sol, associée probablement à d'autres facteurs, a donc conditionné la répartition de la population au niveau du bassin versant des lagunes languedociennes.

La grande variabilité de densité de population des différents bassins versants est à mettre en relation avec la grande variabilité observée au niveau des concentrations en phosphore et en azote dans le compartiment aquatique et sédimentaire. Ainsi, globalement, les étangs palavasiens, l'étang de l'Or et celui de Canet qui possèdent un bassin versant fortement peuplé, présentent les plus fortes concentrations en phosphore et en azote. Les bassins versants de lagune moins fortement peuplés, présentent des teneurs plus faibles.

3.2.2. Population saisonnière

D'une manière générale, les communes littorales et limitrophes d'étangs du Languedoc-Roussillon possèdent plus de capacité d'accueil que les communes situées en tête de bassin versant des lagunes (Carte 2).



Carte 2 : Répartition de la capacité d'accueil sur les communes situées sur les bassins versants des lagunes du Languedoc-Roussillon.

Le bassin versant de Salses-Leucate possède le plus grand nombre d'hébergements à vocation touristique avec près de 123 000 lits touristiques (Figure 15.3). Le bassin versant des étangs de l'Or, de Bages-Sigean et du complexe palavasien ont des capacités d'accueil comprises entre 50 000 et 100 000, tandis que les bassins versants des lagunes de Thau, de La Palme et de Canet ont des capacités d'accueil inférieures à 50 000.

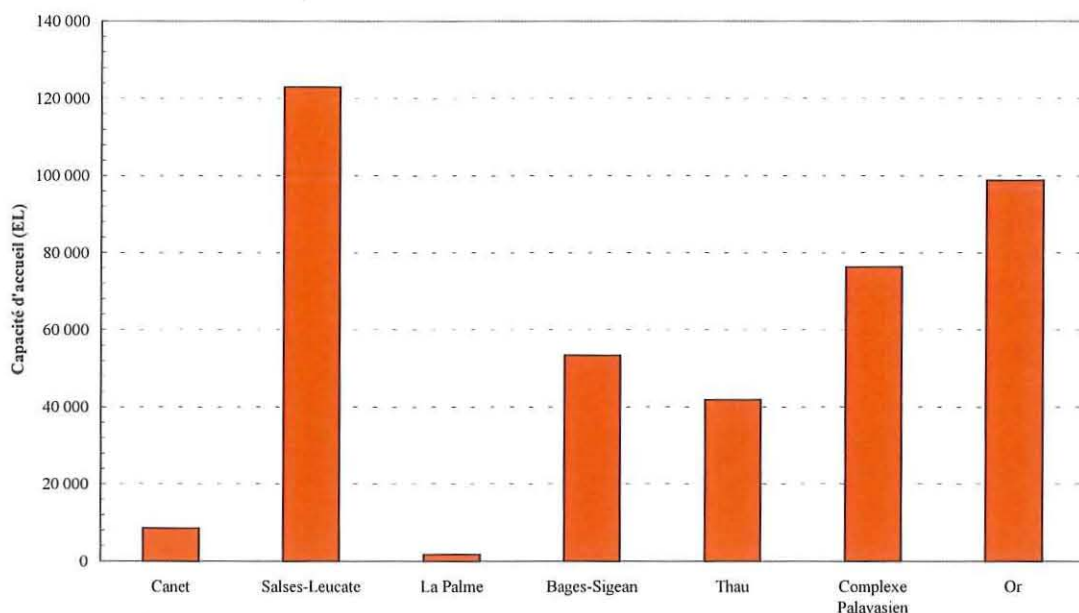


Figure 15.3: Estimations des capacités d'accueil en équivalent lit (EL) des communes du bassin versant des différentes lagunes.

Globalement, les bassins versants des lagunes languedociennes possèdent de nombreux hébergements à vocation touristique et peuvent donc potentiellement accueillir de nombreux touristes.

3.2.3. Bilan

En considérant la population en période estivale, ce sont les étangs palavasiens qui ont le plus grand nombre d'habitants (plus de 450 000) au niveau des communes de leur bassin versant (Figure 15.4). Le bassin versant de l'étang de

La Palme est le moins peuplé avec potentiellement seulement 3 000 habitants en haute saison. Les autres bassins versants des lagunes ont des populations estivales comprises entre 50 000 et 200 000 habitants.

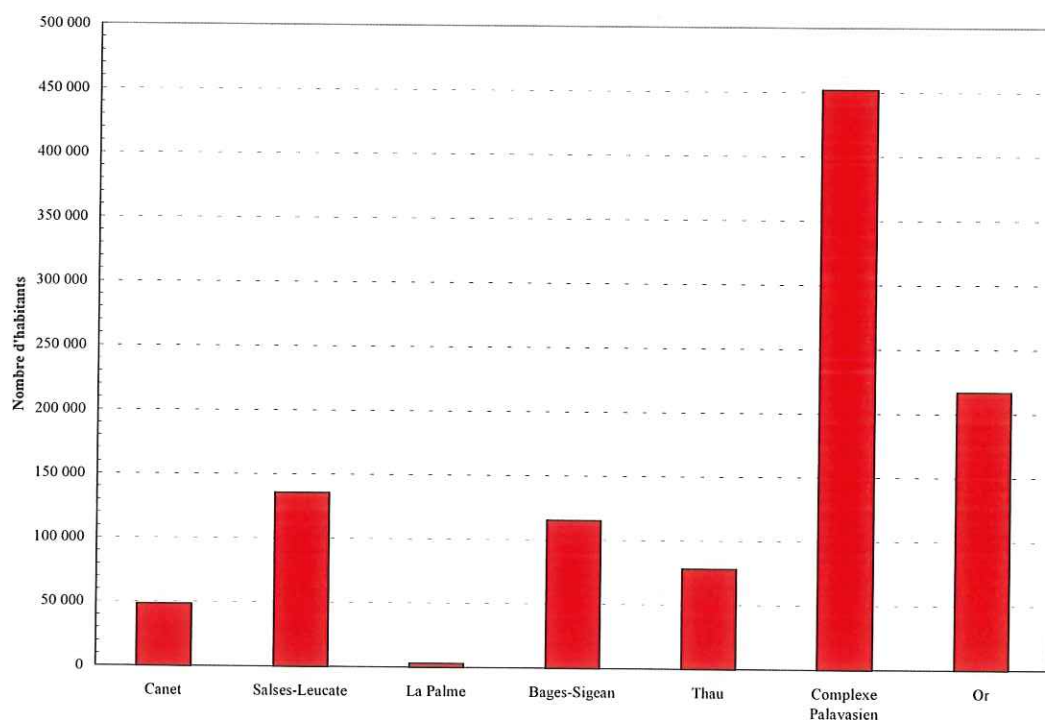


Figure 15.4: Estimations du nombre total d'habitants en période estivale² sur chaque bassin versant des différentes lagunes.

L'hétérogénéité de la répartition de la population est également accentuée en période estivale, où, à l'exception de Salses-Leucate, la population saisonnière s'installe sur les bassins versants des étangs présentant déjà une population permanente très importante (Tableau 15.4).

² Dans ce graphique, le nombre d'habitants en période estivale correspond à la somme de la population permanente et touristique en considérant que 100 % des hébergements à vocation touristique sont occupés.

Tableau 15.4: Comparaison de la population permanente et saisonnière au niveau du bassin versant des différentes lagunes étudiées. Ce tableau a été rempli qualitativement à partir des Figure 15.2, Figure 15.3 et Figure 15.4. Pour la population permanente, un « + » équivaut à une densité moyenne de 100 hab/km² et un « - » à une densité moyenne inférieure à 100 hab/km². Pour la population saisonnière, un « + » équivaut à une capacité d'accueil de 20 000 personnes et un « - » à une capacité d'accueil inférieure à 20 000 personnes.

Bassin versant	Population permanente	Capacité d'accueil
Canet	++	-
Salses-Leucate	-	+++++
La Palme	-	-
Bages-Sigean	+	+++
Thau	+	++
Palavasien	+++++	++++
Or	+++	++++

De plus, l'afflux de touristes s'effectue principalement au niveau des communes limitrophes d'étangs en raison de leur proximité de la mer Méditerranée. L'eutrophisation des lagunes languedociennes est donc potentiellement plus importante en période estivale.

A l'échelle du bassin versant des différentes lagunes du Languedoc-Roussillon, la pression anthropique, potentiellement générée par l'homme, s'exerce donc différemment selon la saison :

- en basse saison, le complexe palavasien, l'étang de l'Or et de Canet sont plus susceptibles de se dégrader que les lagunes de Salses-Leucate ou de La Palme. L'eutrophisation potentielle des étangs de Thau et de Bages-Sigean est intermédiaire par rapport aux lagunes précédemment citées.
- en haute saison, avec l'augmentation de la population, toutes les lagunes reçoivent des apports supplémentaires. C'est au niveau du bassin versant de Salses-Leucate que l'effort de gestion en période estivale est proportionnellement le plus important à fournir par rapport à la basse saison.

La gestion des rejets domestiques nécessite donc la prise en compte de la population touristique et ne peut être mise en place de manière identique pour tous les bassins versants des lagunes.

3.3. Stations d'épuration

3.3.1. Inventaire des stations d'épuration

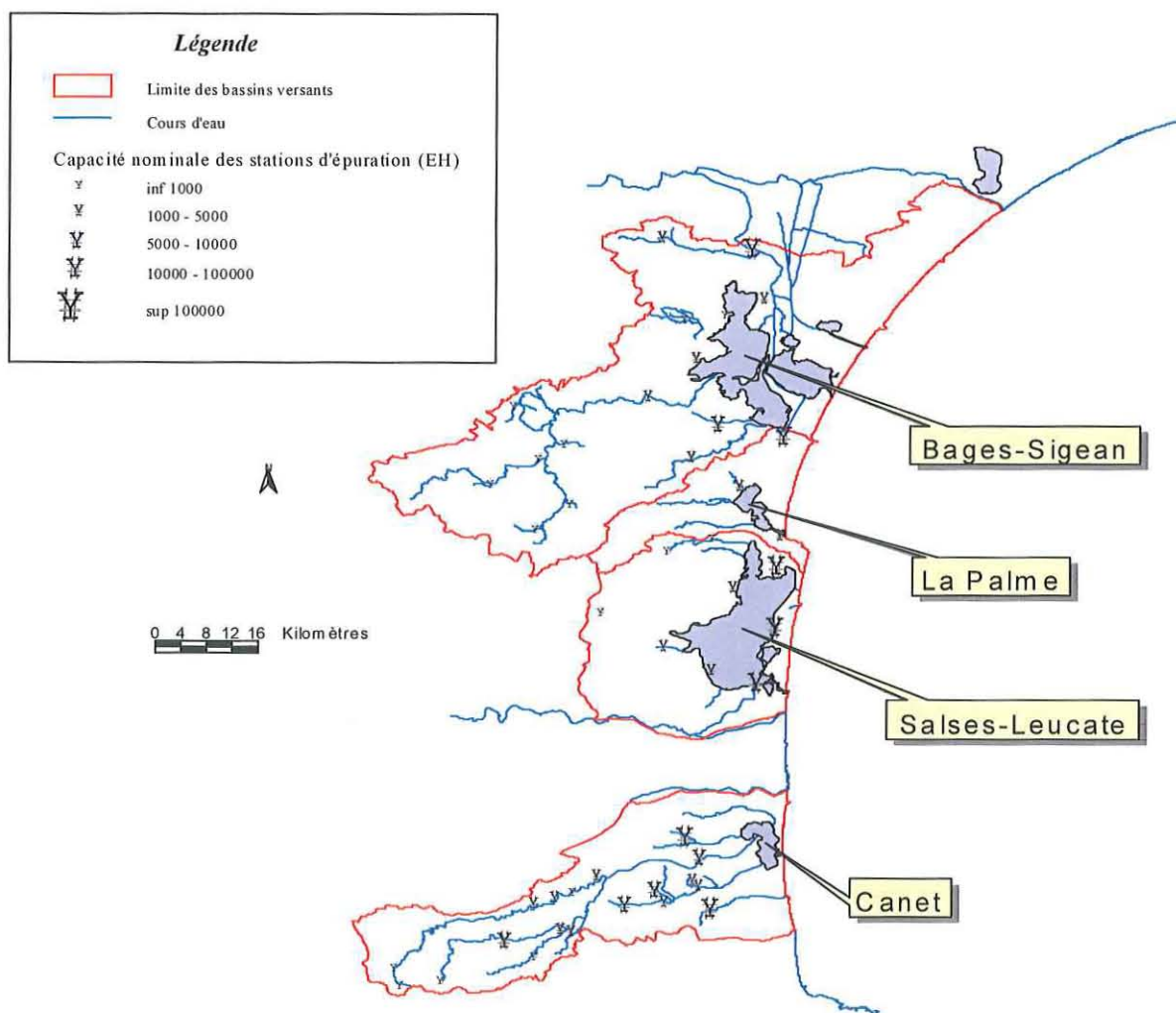
Le nombre de stations d'épuration présentes au niveau des différents bassins versants est très variable (Tableau 15.5). Sur les bassins versants des étangs palavasiens et de l'étang de l'Or, de nombreuses stations d'épuration sont présentes (Carte 3 et 4).

Les bassins versants de l'étang de Canet et de Bages-Sigean sont également dotés d'un nombre relativement important de stations d'épuration. Les autres lagunes possèdent relativement moins de stations d'épuration sur leurs bassins versants, en particulier pour la lagune de La Palme où seulement deux stations d'épuration sont présentes.

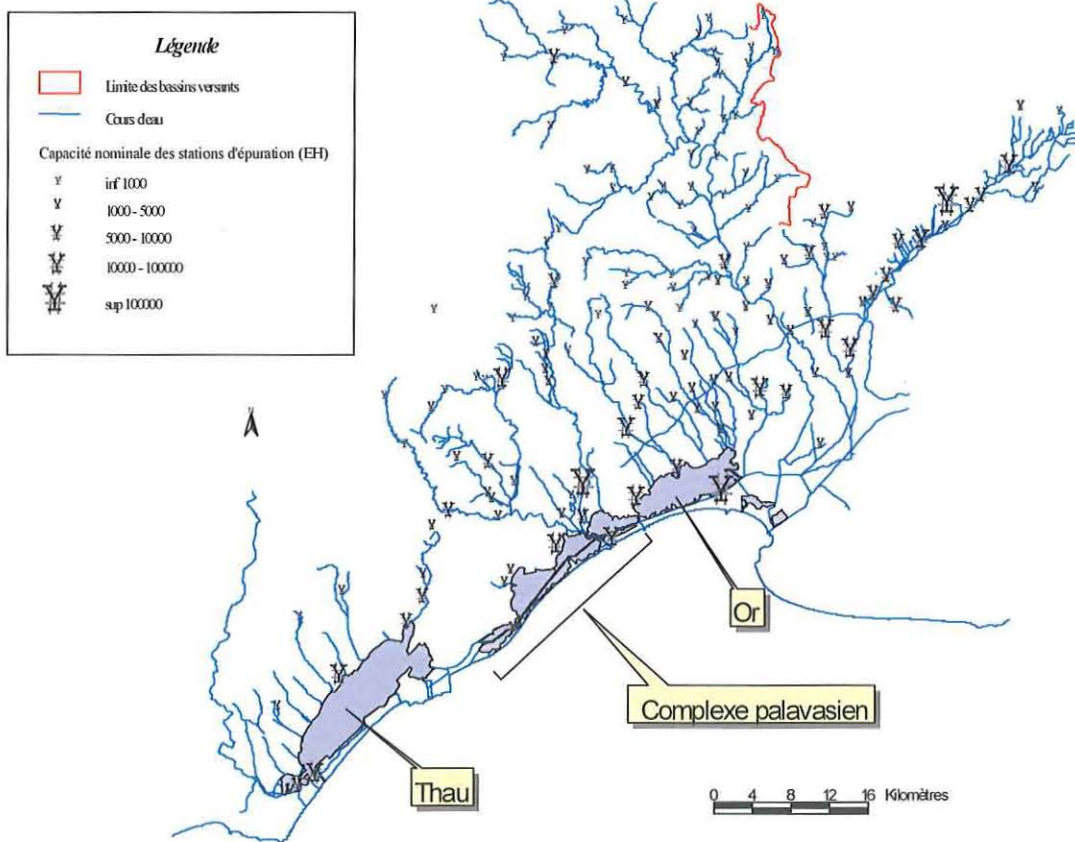
Tableau 15.5: Nombre de stations d'épuration en fonction de leurs capacités nominales pour les différents bassins versants des lagunes étudiées. Le nombre de communes non raccordées à une station d'épuration appartenant au bassin versant est également indiqué à titre indicatif.

Bassins versants	Communes non raccordées	Capa Steps < 2 000 EH	2 000 EH ≤ Capa Steps < 10 000 EH	10 000 EH ≤ Capa Steps < 50 000 EH	Capa Steps ≥ 50 000 EH	Total
Canet	2	7	10	2	0	19
Salses-Leucate	0	4	2	2	1	9
La Palme	0	0	2	0	0	2
Bages-Sigean	0	13	2	1	1	17
Thau	0	2	6	2	0	10
Palavasiens	1	16	15	3	1	35
Or	0	7	13	3	1	24

Certaines lagunes sont donc potentiellement plus soumises aux rejets de stations d'épuration que d'autres lagunes.



Carte 2 : Répartition des stations d'épuration sur les bassins versants des lagunes du Languedoc-Roussillon : de Canet St-Nazaire au complexe du Narbonnais.



Carte 3 : Répartition des stations d'épuration sur les bassins versants des lagunes du Languedoc-Roussillon : de Thau à celles de la petite Camargue.

3.3.2. Efficacité épuratoire des stations d'épuration

3.3.2.1. Phosphore

Il existe une grande variation du rendement épuratoire vis-à-vis du phosphore suivant la capacité des stations d'épuration et le bassin versant considéré (Figure 15.5). D'une manière générale, l'effort de traitement de la charge phosphorée issue des rejets domestiques est plus important au niveau des grandes stations.

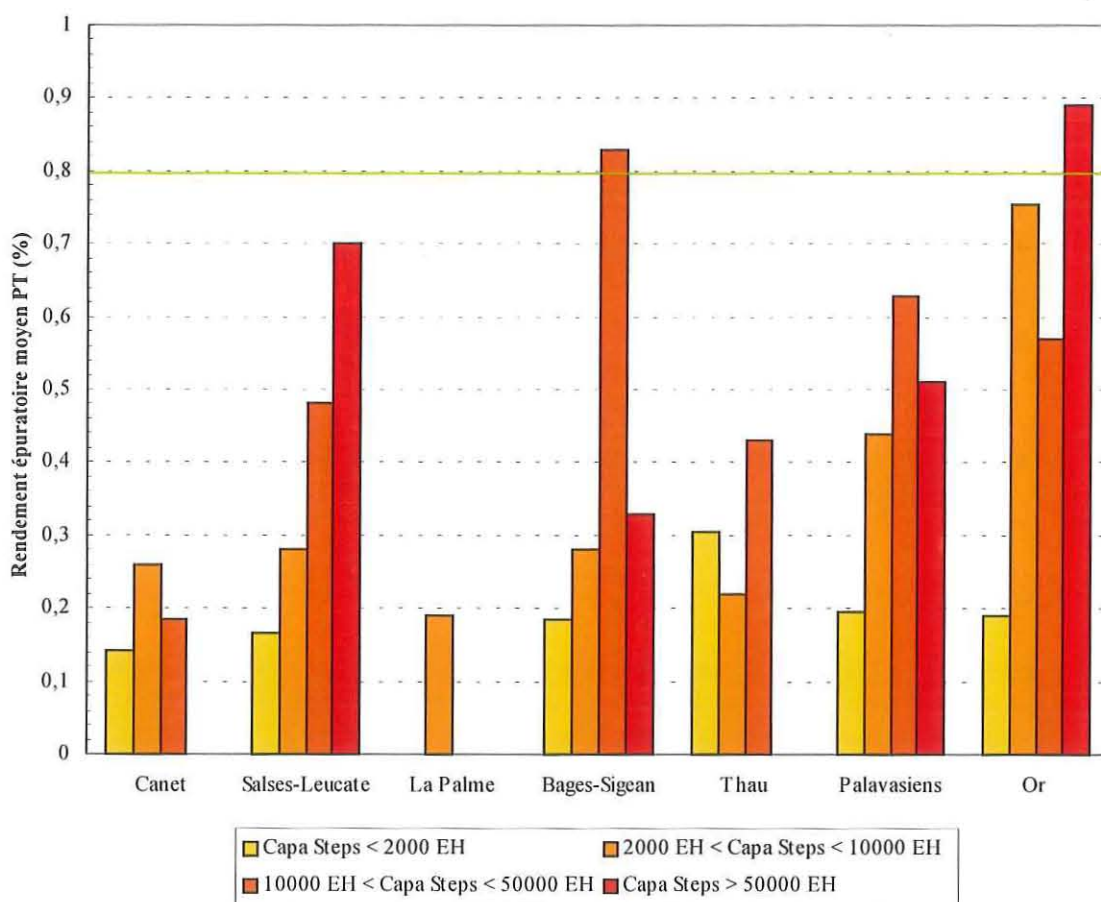


Figure 15.5: Comparaison des rendements épuratoires moyens des stations d'épuration vis-à-vis du phosphore total (PT), suivant leurs capacités de traitement, sur les bassins versants des différentes lagunes étudiées. La ligne verte correspond aux normes européennes pour les rejets en zone sensible.

Les stations d'épuration de moins de 2 000 EH éliminent très peu la charge phosphorée contenue dans les eaux résiduaires urbaines.

L'effort de traitement du phosphore au niveau des stations d'épuration comprises entre 2 000 et 10 000 EH, bien que globalement supérieur à celui effectué par les stations de moins de 2 000 EH, reste faible au niveau des différents bassins versants. Un effort important est cependant notable au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or.

C'est au niveau du bassin versant de la lagune de Canet que les stations d'épuration comprises entre 10 000 et 50 000 EH éliminent le moins bien le phosphore, avec un rendement moyen inférieur à 20 %, tandis que les stations d'épuration situées sur les autres bassins versants possèdent des rendements supérieurs à 40 %.

L'effort en matière d'épuration du phosphore au niveau des stations d'épuration supérieures à 50 000 EH est très variable d'un bassin versant à un autre :

- La Céreirède possède un rendement épuratoire faible vis-à-vis du phosphore. Ceci est dû à un sous-dimensionnement des installations, incompatible avec le traitement de la charge importante engendrée par l'agglomération montpelliéraine en entrée de station.
- La station d'épuration de Narbonne élimine très peu le phosphore contenu dans les eaux résiduaires urbaines.
- La station d'épuration du Barcarès, située sur le bassin versant de Salses-Leucate, traite les eaux usées à un niveau proche des normes européennes pour les rejets en zone sensible.
- La station d'épuration de La Grande Motte possède un bon rendement épuratoire vis-à-vis du phosphore.

3.3.2.2. Azote

Comme pour le rendement épuratoire vis-à-vis du phosphore, la charge moyenne en azote Kjeldahl éliminée par les stations d'épuration est très variable suivant la capacité des stations et le bassin versant considéré (Figure 15.6). Globalement, les stations d'épuration possédant une petite capacité nominale éliminent peu la charge azotée par rapport aux grandes stations d'épuration. L'effort effectué sur l'élimination de l'azote Kjeldahl est cependant relativement plus important que celui effectué sur le phosphore.

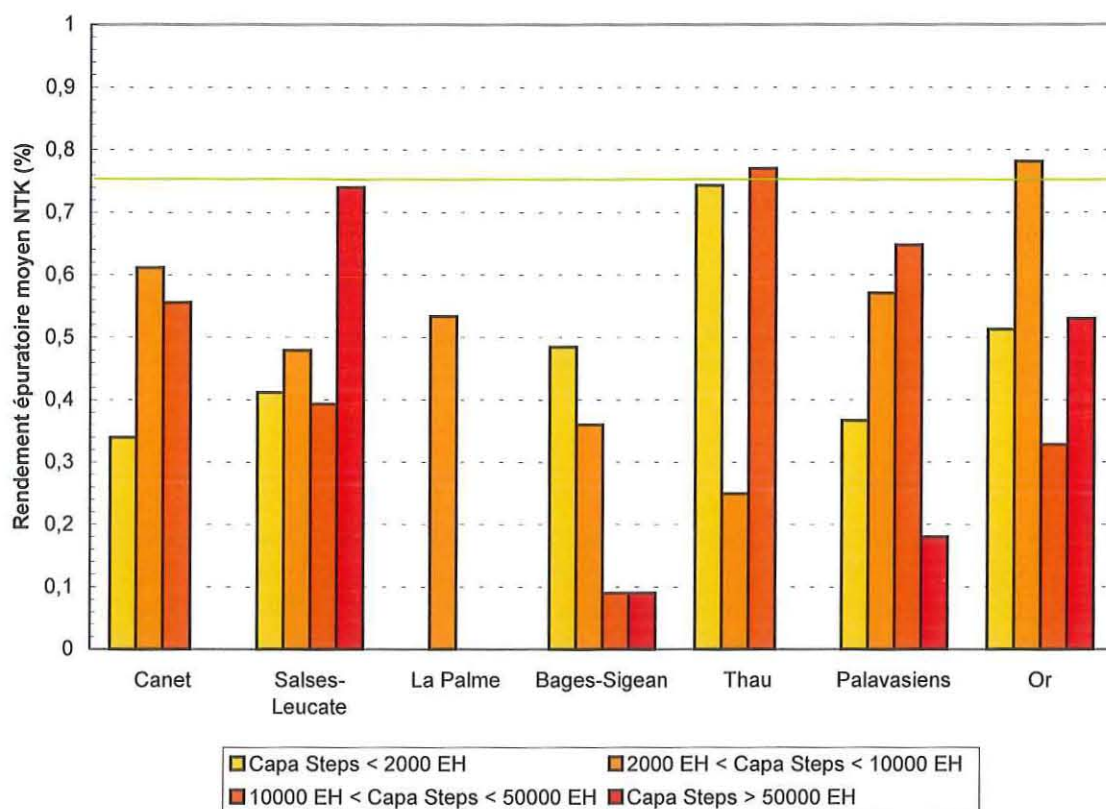


Figure 15.6: Comparaison des rendements épuratoires moyens des stations d'épuration vis-à-vis de l'azote Kjeldahl (NTK), suivant leurs capacités de traitement, sur les bassins versants des différentes lagunes étudiées. La ligne verte correspond aux normes européennes pour l'azote global (NGL) pour les rejets en zone sensible.

C'est au niveau des stations d'épuration situées sur le bassin versant de l'étang de Canet que la différence de rendement épuratoire entre l'azote et le phosphore est la plus importante. Les stations d'épuration traitent en moyenne mieux l'azote Kjeldahl comparativement au traitement du phosphore total.

Les stations d'épuration supérieure à 50 000 EH du complexe palavasien (Céreiède), de l'étang de l'Or (La Grande Motte) et de l'étang de Bages-Sigean (Narbonne) éliminent peu la pollution azotée.

La station d'épuration du Barcarès traite, comme pour le phosphore, correctement l'azote Kjeldahl avec un rendement moyen d'environ 75 %.

Les efforts en matière d'assainissement sont très variables d'un bassin versant à un autre et apparaissent globalement proportionnels à la capacité nominale des stations d'épuration. Cependant, les rendements épuratoires des stations ne permettent pas d'effacer l'hétérogénéité observée au niveau de la densité de

population. Les apports d'origine domestique sont donc très élevés lorsque les bassins versants sont fortement peuplés.

3.4. Estimations des apports issus des stations d'épuration

3.4.1. Apports nets

Les apports nets correspondent à la charge totale en sortie de stations d'épuration pour chaque bassin versant. Ils permettent de hiérarchiser les différents bassins versants vis-à-vis de la pollution domestique rejetée.

3.4.1.1. Phosphore

Les étangs palavasiens, avec un apport en phosphore total issu des rejets domestiques de plus de 170 000 EH (en basse saison), reçoivent la charge phosphorée journalière la plus importante parmi toutes les lagunes étudiées (Figure 15.7). Les apports issus de la Cereirède représentent plus de 70 % des apports totaux.

L'étang de l'Or, recevant un apport en PT de 50 000 EH en basse saison, est le deuxième étang à recevoir la charge phosphorée quotidienne la plus importante.

Les apports en phosphore total aux étangs de Canet, de Thau et de Bages-Sigean sont du même ordre de grandeur avec un apport quotidien de PT d'environ 30 000 EH. Enfin, les lagunes de Salses-Leucate et de La Palme reçoivent une quantité journalière de PT relativement faible avec seulement 10 000 EH.

Les lagunes du Languedoc-Roussillon reçoivent une charge en phosphore total plus importante en période estivale. C'est au niveau du bassin versant de la lagune de Salses-Leucate que la variation des apports est la plus grande, avec un apport trois fois plus important qu'en basse saison.

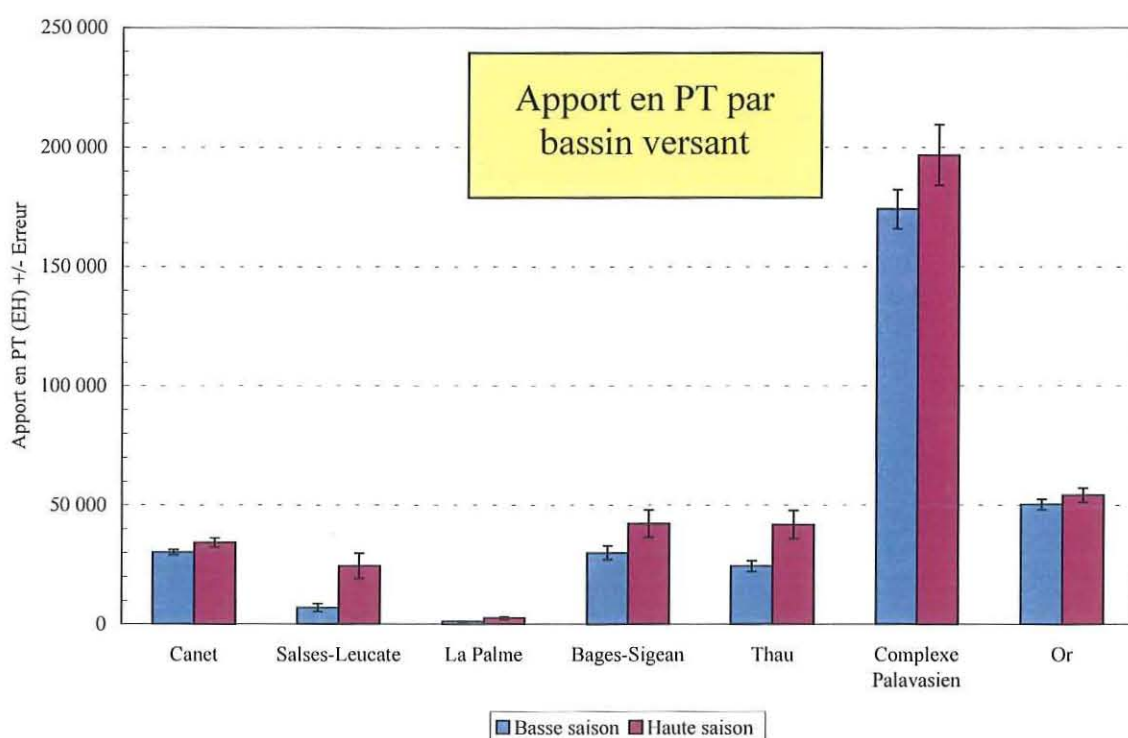


Figure 15.7: Estimations des apports en phosphore total (PT) issus des rejets domestiques, en basse et en haute saisons, pour les différentes lagunes étudiées.

3.4.1.2. Azote

Comme pour le phosphore total, les étangs palavasiens reçoivent les apports en NTK issus des rejets domestiques les plus importants parmi toutes les lagunes étudiées, avec une charge de NTK de 250 000 EH en basse saison (Figure 15.8). Les apports de la Cereirède représentent plus de 80 % des apports totaux reçus par le complexe palavasien.

Les apports en NTK issus des rejets domestiques sont également importants pour les étangs de l'Or et de Bages-Sigean avec respectivement un apport de 60 000 EH et 40 000 EH en basse saison. Les autres étangs reçoivent des apports en NTK plus modérés.

Les lagunes du Languedoc-Roussillon reçoivent, comme pour le phosphore total, un apport en NTK plus important en période estivale. C'est toujours au niveau du bassin versant de la lagune de Salses-Leucate que la variation des apports est la plus grande avec une charge trois fois plus importante qu'en basse saison.

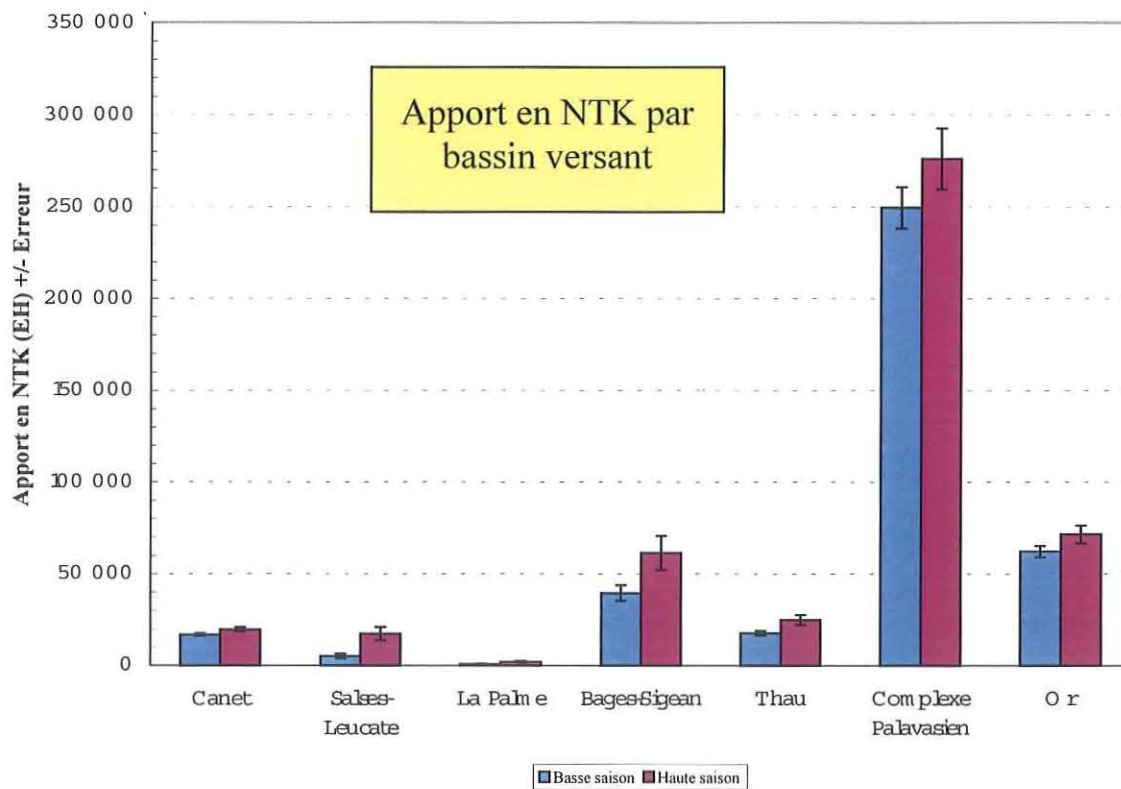


Figure 15.8: Estimations des apports en azote Kjeldahl (NTK) issus des rejets domestiques, en basse et en haute saisons, pour les différentes lagunes étudiées.

Le bassin versant des étangs palavasiens est donc le plus gros producteur de rejets domestiques de tous les bassins versants des lagunes du Languedoc-Roussillon. La lagune de Salses-Leucate connaît la plus forte variation des apports en PT et en NTK entre la basse saison et la haute saison.

3.4.2. Apports par unité de surface du bassin versant

Les apports issus des rejets domestiques par unité de surface de bassin versant permettent de hiérarchiser la pression exercée par les rejets au niveau des différents bassins versants considérés.

3.4.2.1. Phosphore

Globalement, lorsque que les apports en phosphore total issus des rejets domestiques sont exprimés par unité de surface de bassin versant, la hiérarchisation des lagunes est la même que pour les apports nets (Figure 15.9).

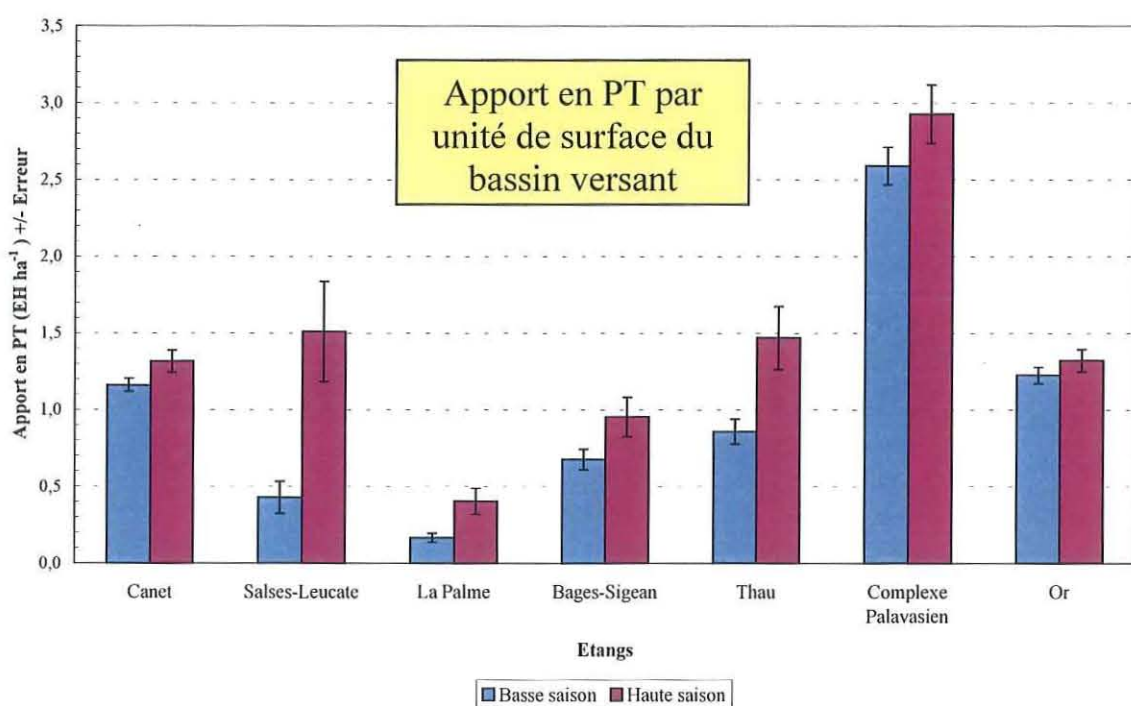


Figure 15.9: Estimations des apports en phosphore total (PT) par unité de surface du bassin versant issus des rejets domestiques, en basse et en haute saisons, pour les différentes lagunes étudiées.

3.4.2.2. Azote

Comme pour le phosphore, la hiérarchisation des différentes lagunes ne varie pas lorsque les résultats des apports en azote Kjeldahl issus des rejets domestiques sont exprimés par unité de surface du bassin versant (Figure 15.10).

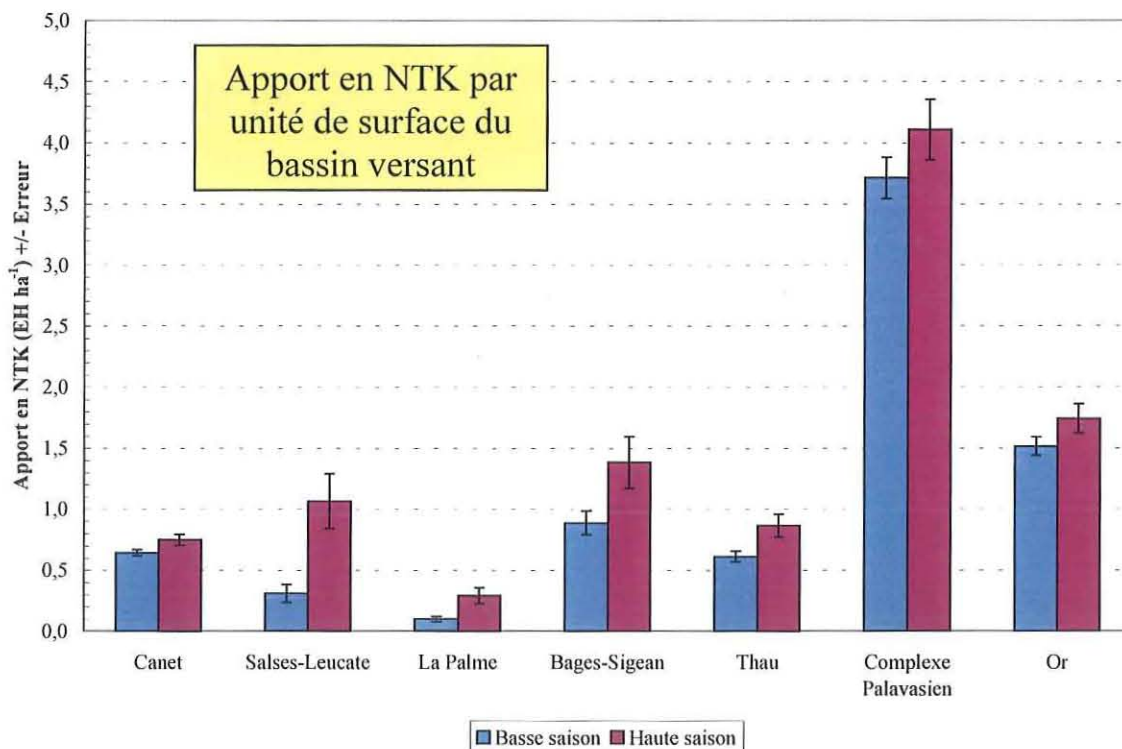


Figure 15.10: Estimations des apports en azote Kjeldahl (NTK) par unité de surface du bassin versant issus des rejets domestiques, en basse et en haute saisons, pour les différentes lagunes étudiées.

Le bassin versant des étangs palavasiens subit la plus forte pression exercée par l'homme parmi tous les bassins versants étudiés.

3.4.3. Apports par unité de volume de la lagune

Les apports par unité de volume de lagunes permettent d'évaluer et de hiérarchiser la pression exercée par les rejets domestiques au niveau des différentes lagunes.

3.4.3.1. Phosphore

Lorsque les apports en phosphore total sont exprimés par unité de volume de lagune, la hiérarchisation des lagunes n'est plus la même (Figure 15.11). C'est l'étang de Canet qui reçoit les apports en PT par unité de volume issus des rejets domestiques les plus importants. Le complexe palavasien et l'étang de l'Or reçoivent respectivement des apports 2,5 et 7,5 moins importants que Canet. Les autres lagunes se situent à des niveaux relativement faibles.

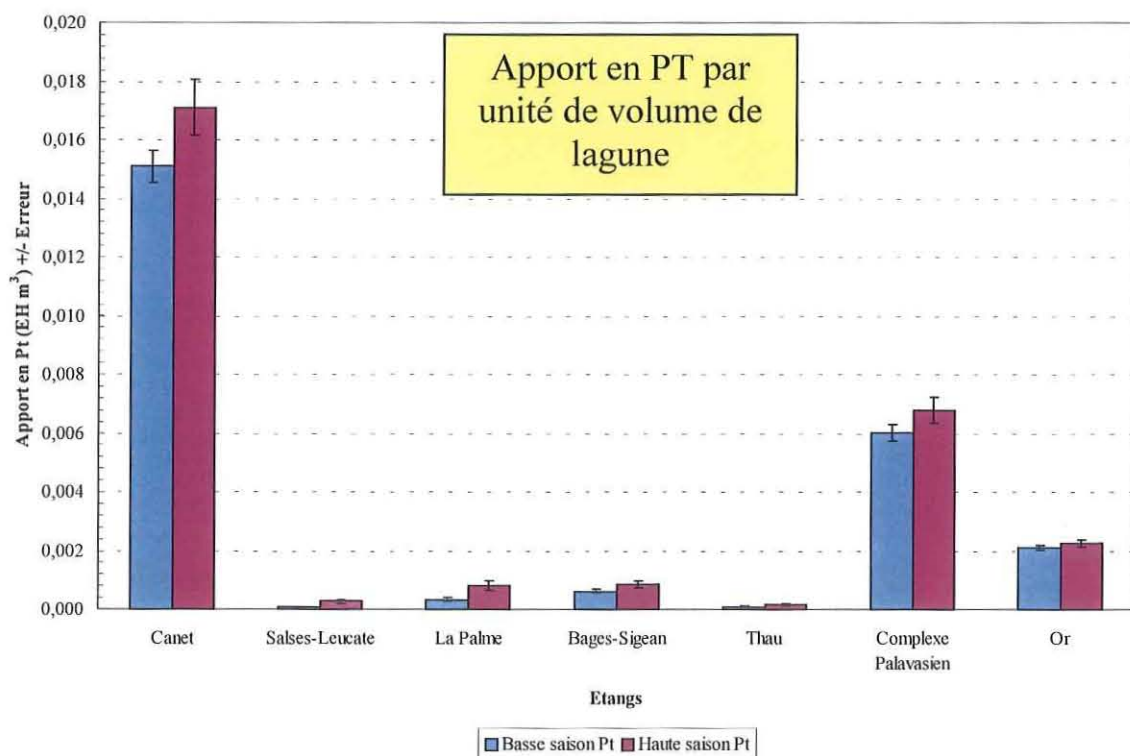


Figure 15.11: Estimations des apports en phosphore total (PT) par unité de volume de lagune issus des rejets domestiques, en basse et en haute saisons, pour les différentes lagunes étudiées.

3.4.3.2. Azote

Pour les apports en azote Kjeldahl, l'étang de Canet se situe au même niveau que le complexe palavasien, tandis que l'étang de l'Or reçoit une charge quatre fois moins importante (Figure 15.12). La lagune de Bages-Sigean reçoit, quant à elle, des apports deux fois moins importants que l'étang de l'Or. Enfin, l'étang de Thau, de La Palme et de Salses-Leucate se situent à des valeurs relativement faibles.

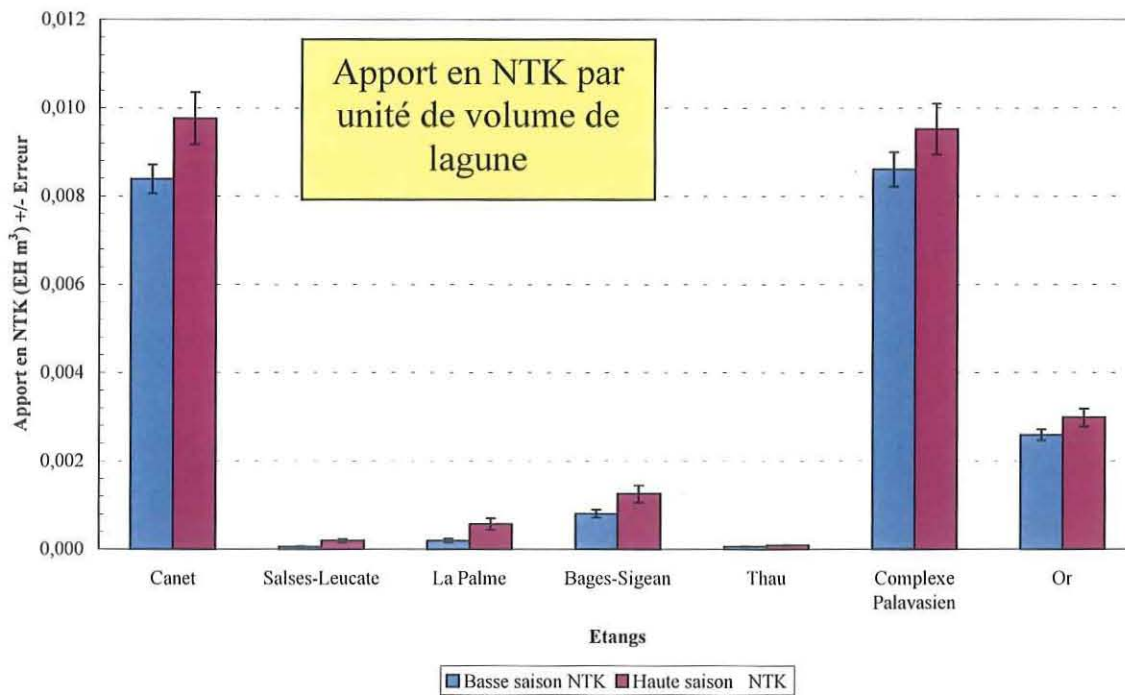


Figure 15.12: Estimations des apports en azote Kjeldahl (NTK) par unité de volume de lagune issus des rejets domestiques, en basse et en haute saisons, pour les différentes lagunes étudiées.

Les étangs palavasiens sont une nouvelle fois à des niveaux élevés comparativement aux autres lagunes. Mais la lagune de Canet s'avère être la plus soumise à la pression exercée par les rejets domestiques.

3.4.4. Bilan

Les résultats des estimations apparaissent être cohérents et du même ordre de grandeur avec ceux réalisés dans d'autres études (CEMAGREF et al., 1991). L'utilisation de différentes unités pour représenter les estimations a permis de hiérarchiser la pression exercée sur le bassin versant, puis sur la lagune, par la population. Ceci a été rendu possible par l'utilisation de mêmes méthodes de calcul pour effectuer les estimations des rejets domestiques issus des différents bassins versants.

L'équivalent habitant, l'unité retenue pour le calcul des estimations des apports, est contesté dans certaines études car il ne permet pas de représenter la diversité des situations (AIF, 1993). L'équivalent habitant représentant la pollution d'un habitant moyen avec un niveau de vie moyen, cette notion est effectivement peu précise si l'on souhaite comparer la charge en sortie de deux stations d'épuration. Cependant, l'approche régionale utilisée dans cette étude, et l'objectif de hiérarchisation des différents écosystèmes, font que cette notion apparaît être suffisante pour la détermination des grands enjeux concernant l'assainissement des collectivités. L'équivalent habitant est donc une unité pratique d'utilisation pour quantifier globalement les apports issus des rejets des stations d'épuration.

Les estimations des apports d'azote et de phosphore qui sont faites au niveau des bassins versants des différentes lagunes sont des apports potentiels, c'est-à-dire que la charge en sortie de station d'épuration est transférée directement dans la lagune. Un coefficient d'abattement de la charge phosphorée et azotée permettant de tenir compte d'une éventuelle autoépuration au niveau des rivières n'a pu être appliqué étant donné la grande variabilité des caractéristiques des cours d'eau. Les estimations sont calculées pour les scénarii les plus défavorables (abattement nul). L'idéal serait de mesurer les flux à l'exutoire de chaque rivière et ainsi d'évaluer précisément les charges qui rentrent réellement dans les différentes lagunes. Cependant cette approche de quantification des apports apparaît difficile à mettre en œuvre et très coûteuse (Région L-R, 2000).

Enfin, la transformation de l'équivalent habitant par ces valeurs couramment admises (15 g jour⁻¹ pour l'azote Kjeldahl et 4 g jour⁻¹ pour le phosphore total) n'a pas été effectuée dans le but de faciliter la lecture des différents graphiques et de s'imaginer concrètement la pression exercée par la population au niveau de la lagune.

3.5. Relations apports du bassin versant/données du RSL

3.5.1. Colonne d'eau

3.5.1.1. Phosphore

La relation entre les apports annuels de phosphore total issus des rejets domestiques et les moyennes des concentrations en PT mesurées dans l'eau des différentes lagunes est significative ($R^2 = 0,94$; ANOVA, $p < 0,001$) (Figure 15.13).

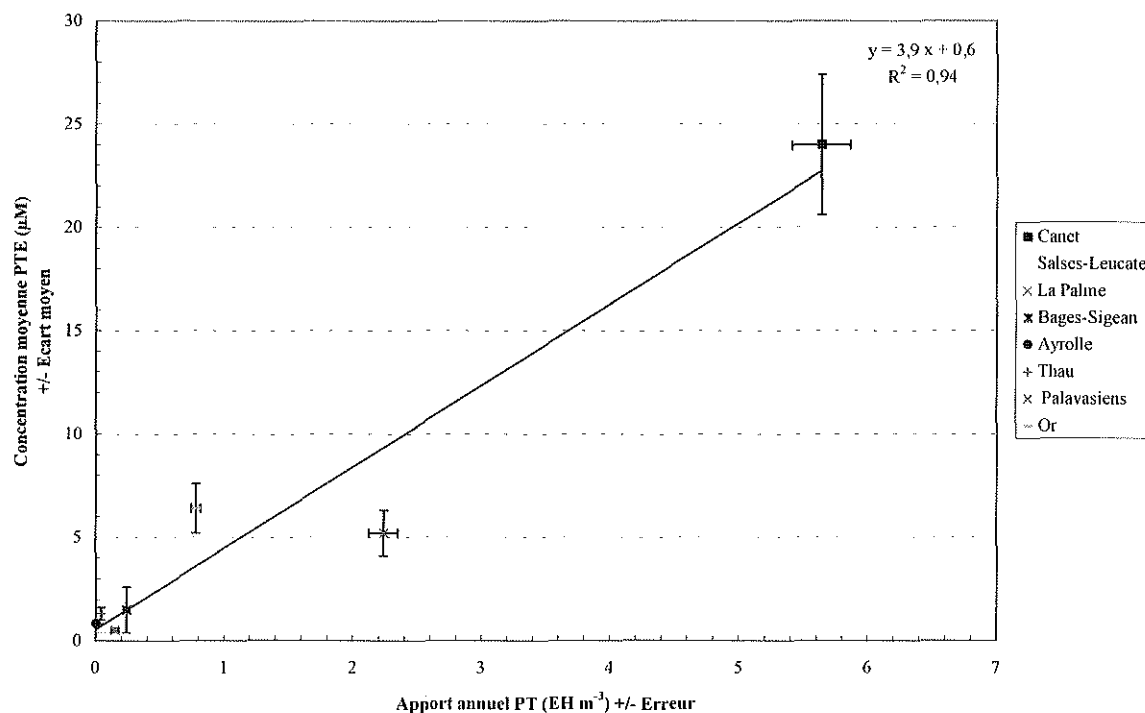


Figure 15.13: Relation entre les moyennes des concentrations en phosphore total des mois de juin, juillet, août 2001 mesurées dans l'eau (PTE) et les apports annuels en phosphore total (PT) issus des rejets domestiques pour les différentes lagunes étudiées.

La lagune de Canet est à l'origine d'un point extrême qui « tire » la régression (leverage = 0,87), mais la régression calculée sans considérer ce point reste significative ($R^2 = 0,86$; ANOVA, $p < 0,05$). De plus, l'analyse de covariance

montre qu'il n'existe pas de différence significative entre la droite de régression considérant l'étang de Canet et celle ne considérant pas ce dernier.

L'analyse des écarts à la relation montre que les étangs palavasiens et l'étang de l'Or ne sont pas compris dans l'intervalle de confiance de la droite de régression. Les étangs palavasiens et l'étang de l'Or possèdent des concentrations en phosphore total dans l'eau respectivement inférieures et supérieures à celles attendues à partir de la relation.

Pour les étangs palavasiens, les apports sont donc surestimés car les calculs considèrent que la totalité des rejets apportés au Lez intègre les eaux lagunaires. Or, environ 50% des eaux du Lez sont évacuées directement en mer (BCEOM, 1990). Pour l'étang de L'Or, la sous-estimation des apports provient au moins en partie de la non prise en compte de la station de la Grande-Motte et des apports d'origine agricole.

3.5.1.2. Azote

La relation entre les apports annuels en azote Kjeldahl issus des rejets domestiques et les moyennes des concentrations en azote total mesurées dans l'eau pour les différentes lagunes est également significative (Figure 15.14), mais avec un pourcentage de variance expliquée plus faible que pour le phosphore total ($R^2 = 0,51$; ANOVA, $p < 0,05$).

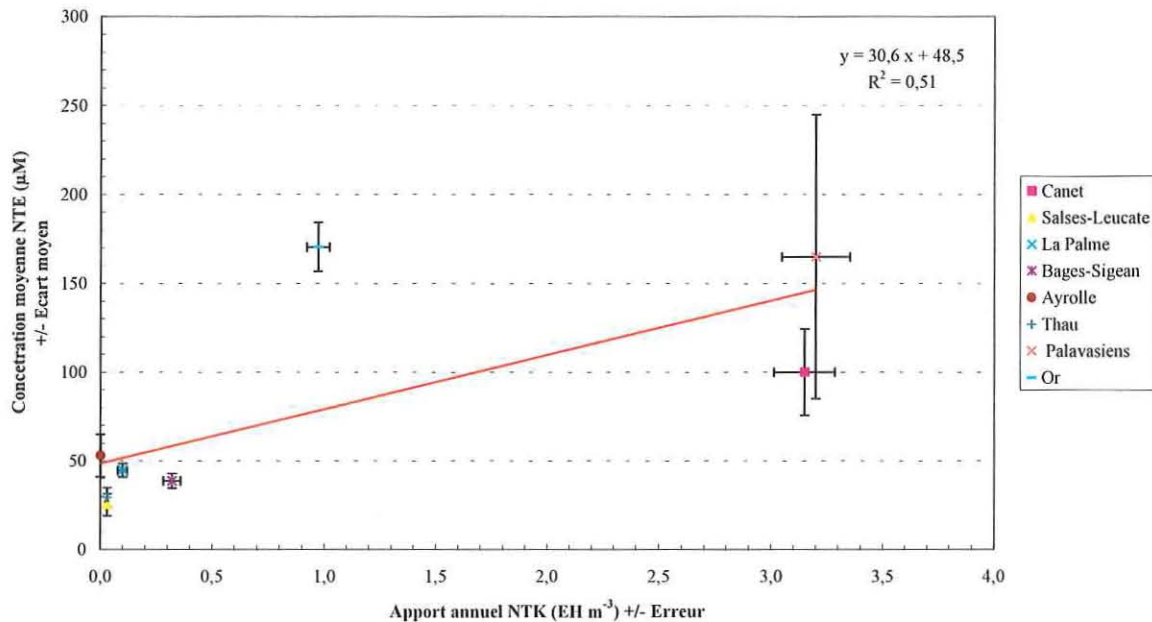


Figure 15.14: Relation entre les moyennes des concentrations en azote total des mois de juin, juillet, août 2001 mesurées dans l'eau (NTE) et les apports annuels en azote Kjeldahl (NTK) issus des rejets domestiques pour les différentes lagunes étudiées.

Le point correspondant à l'étang de l'Or est situé hors de l'intervalle de confiance de la régression linéaire. L'analyse des résidus montre que cet étang présente une concentration moyenne supérieure à celle attendue à partir de la relation. Cet écart est plus important que pour le phosphore. A l'inverse, les concentrations en azote total dans les eaux de l'étang de Canet sont inférieures à celles attendues à partir des apports.

Pour l'étang de l'Or la prise en compte des apports d'origine agricole est nécessaire. Concernant l'étang de Canet, l'écart pourrait provenir de la faible hauteur d'eau de cette lagune et la présence des herbiers à *Ruppia* qui favoriserait le piégeage de l'azote dans cette biomasse végétale.

Les concentrations en phosphore total mesurées dans l'eau des lagunes sont en grande partie expliquées par les apports en phosphore total issus des rejets domestiques du bassin versant des différentes lagunes.

Les concentrations en azote total mesurées dans l'eau des lagunes sont en relation avec les apports en NTK issus des rejets domestiques du bassin versant des différentes lagunes. Cependant, ces apports n'expliquent qu'en partie les concentrations en azote total mesurées dans l'eau des différentes lagunes.

3.5.2. Sédiments

3.5.2.1. Phosphore

La relation entre les concentrations en phosphore total mesurées dans les sédiments des lagunes et les apports annuels en PT issus des rejets domestiques du bassin versant des différentes lagunes est significative ($R^2 = 0,61$; ANOVA, $p < 0,05$).

La régression, sans considérer le point correspondant à la lagune de Thau, est renforcée, avec un coefficient de détermination de 83 % (ANOVA, $p < 0,01$) (Figure 15.15).

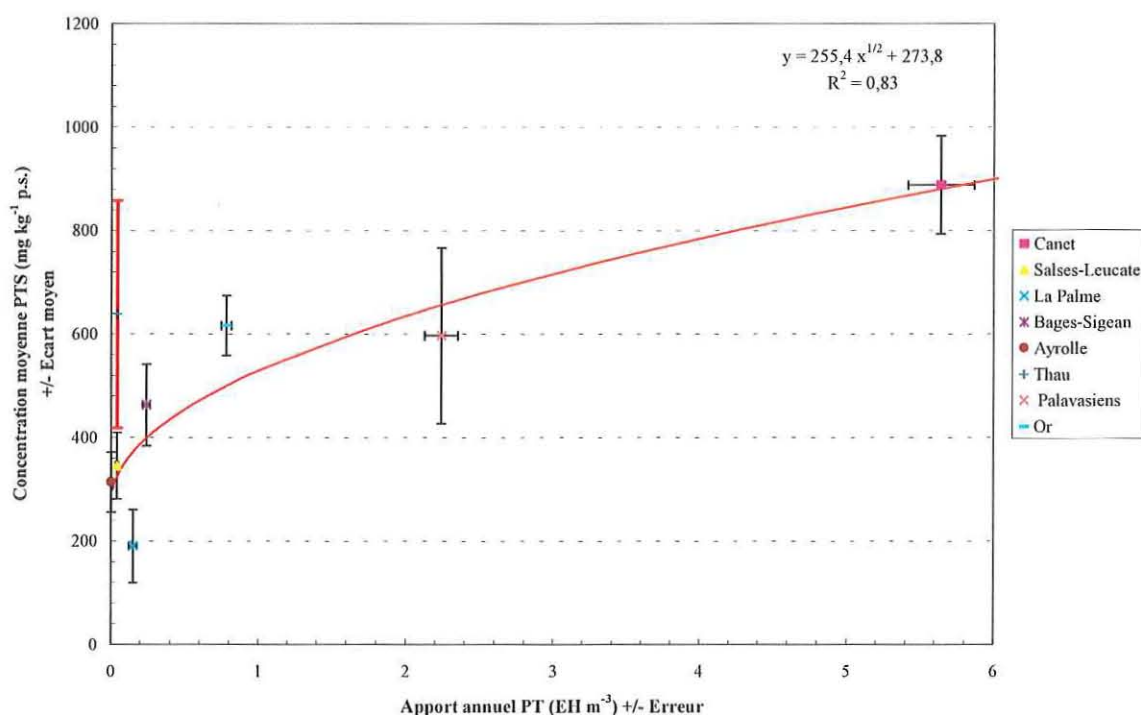


Figure 15.15: Relation entre les concentrations moyennes en phosphore total mesurées dans les sédiments (PTS) et les estimations des apports en phosphore total (PT) issus des rejets domestiques pour les différentes lagunes étudiées. Le point correspondant à l'étang de Thau est ajouté au graphique à titre indicatif. Ce point ne fait pas partie de la régression calculée.

L'étang de Thau constitue donc une exception à cette relation : au début des années 1970, les apports en phosphore et en azote issus du bassin versant étaient excessifs (La Jeunesse, 2001) et engendraient des crises anoxiques incompatibles

avec la conchyliculture, principale activité sur cet étang. En raison de l'intérêt économique que représente cette activité, une politique de réduction des apports à la lagune, notamment une réduction des rejets domestiques, a été mise en place dès la fin des années 70 (Souchu & al., 1998). Ainsi, aujourd'hui, il existe un décalage entre les concentrations en phosphore total et en azote total mesurées dans l'eau et celles mesurées dans les sédiments. Les concentrations en phosphore total et en azote total dans l'eau présentent globalement un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation, tandis que les concentrations dans les sédiments présentent encore un état médiocre. Ce décalage entre les concentrations mesurées dans l'eau et celles mesurées dans les sédiments est donc caractéristique des lagunes en restauration vis-à-vis de leur état d'eutrophisation. L'étang de Thau constitue donc un exemple encourageant pour les lagunes en attente d'aménagements concernant les rejets domestiques.

3.5.2.2. Azote

La relation entre les concentrations en azote total mesurées dans les sédiments et les apports en NTK issus des rejets domestiques du bassin versant des différentes lagunes n'est pas significative ($R^2 = 0,15$; ANOVA, $p = 0,34$) (Figure 15.16).

Lorsque le point correspondant à la lagune de Thau est écarté de l'analyse de régression, la relation reste non significative ($R^2 = 0,38$; ANOVA, $p = 0,14$).

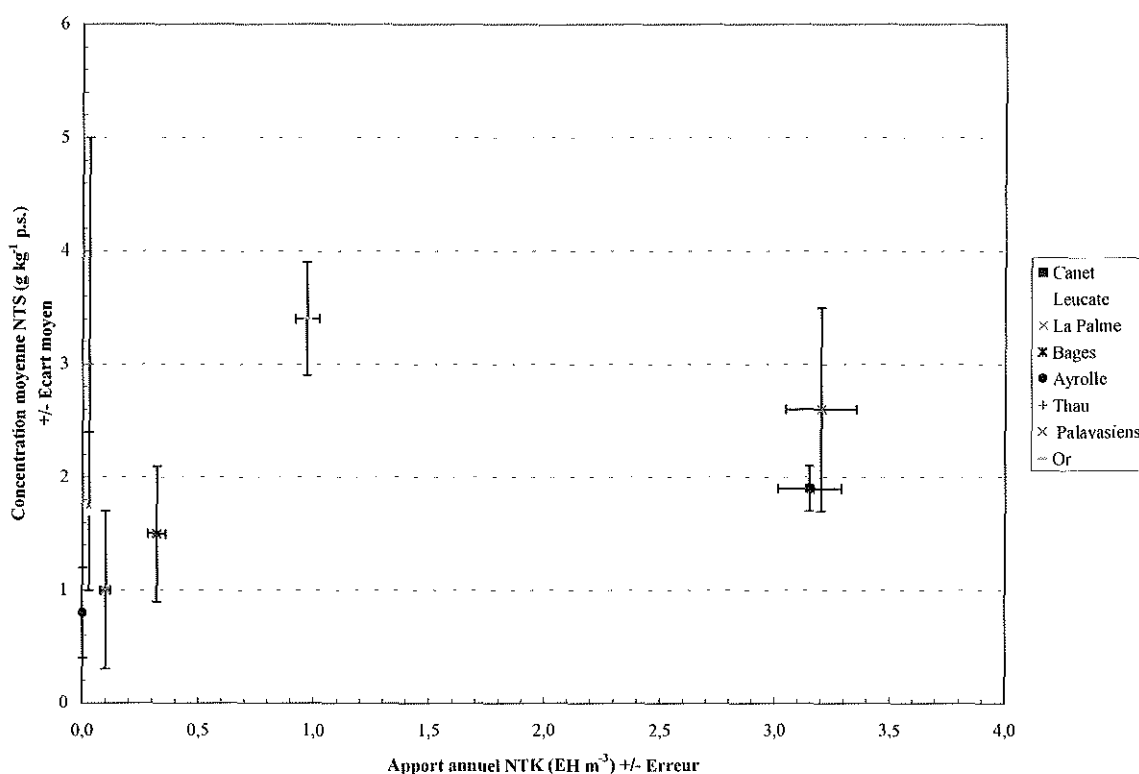


Figure 15.16: Relation entre les concentrations moyennes en azote total mesurées dans les sédiments (NTS) et les estimations des apports en azote Kjeldahl (NTK) issus des rejets domestiques pour les différentes lagunes étudiées.

Les concentrations en phosphore total mesurées dans les sédiments des lagunes s'expliquent par les apports en phosphore total issus des rejets domestiques du bassin versant. En revanche, les concentrations en azote total mesurées dans les sédiments des lagunes sont peu expliquées par les apports en azote Kjeldahl issus des rejets domestiques du bassin versant des différentes lagunes.

3.5.3. Bilan des relations

Les relations entre les concentrations mesurées dans les lagunes et les apports du bassin versant ont été mises en évidence. Ces relations devront être confirmées par d'autres données du milieu, en particulier celles récoltées dans l'eau sur une base mensuelle pendant un an. Que ce soit pour l'eau ou les sédiments, les relations sont mieux définies pour le phosphore que pour l'azote. En effet, pour l'azote il existe une forte composante organique d'origine détritique à la fois dans

l'eau et les sédiments dont l'origine n'est pas l'eutrophisation. Cette composante produit un « bruit de fond » important dans les relations concernant l'azote. En revanche, dans les écosystèmes faiblement eutrophisés, les concentrations de phosphore total sont faibles dans les deux compartiments eau et sédiment. De plus, une grande partie du phosphore total dans l'eau est constitué de phosphate (minéral) et de matière vivante (plancton). Le bruit de fond introduit par les concentrations en phosphore organique détritique est donc très faible dans les relations entre apports et concentrations. Le phosphore est donc plus représentatif des processus d'eutrophisation que l'azote.

Les relations entre apports et concentrations dans le milieu sont destinées à constituer une aide à la gestion des rejets domestiques. La quantité d'azote ou de phosphore par unité de volume d'eau lagunaire peut être comparée aux seuils donnés par l'outil du RSL pour évaluer un état du bleu au rouge. Ces relations, valables pour l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon, pourra alors être utilisé pour fixer des objectifs d'aménagement en fonction d'un niveau de qualité du milieu.

Les relations entre les concentrations dans l'eau et les apports par les rejets de STEP présentées dans ce chapitre, indiquent deux groupes de lagunes :

- Celles dont les concentrations moyennes dans l'eau atteignent ou dépassent les seuils du orange au rouge pour l'azote et le phosphore. Ce sont les l'étang de Canet, les étangs palavasien pris dans leur ensemble et l'étang de l'Or,
- Les autres, regroupées dans un nuage de points entre les niveaux très bons à moyens.

Pour le premier groupe, les quantités d'azote et de phosphore apportées aux eaux lagunaires sont très excessives par rapport à leur capacité de dilution et d'épuration. Pour le complexe palavasien, la solution d'un rejet en mer a été adoptée.

Pour l'autre groupe, la capacité de dilution et d'épuration n'a pas encore été dépassée et l'application de la directive européenne sur les zones sensibles pourrait peut-être encore suffire dans l'objectif de respecter leur intégrité biologique.

4. Conclusions et perspectives

L'étude de la participation des rejets des stations d'épuration dans l'eutrophisation des lagunes du Languedoc-Roussillon constitue une étape supplémentaire indispensable à la gestion des lagunes. L'un des grands objectifs sera de connaître la quantité d'éléments nutritifs que l'on peut apporter aux lagunes, sans en affecter significativement le fonctionnement écologique et les activités économiques qui en dépendent. La forte densité de la population sur le bassin versant des différentes lagunes languedociennes fait que ce sont essentiellement les rejets domestiques qui sont à l'origine des problèmes d'eutrophisation rencontrés au niveau des lagunes languedociennes. Les estimations des apports issus des rejets domestiques ont permis de hiérarchiser les différentes lagunes vis-à-vis de cette source de pollution :

- L'étang de Canet, avec des stations d'épuration situées sur son bassin versant qui possèdent des rendements épuratoires faibles, notamment vis-à-vis du phosphore total, se distingue lorsque les estimations des apports sont exprimées par unité de volume de lagune. Cela s'explique par le faible volume de la lagune qui ne permet pas d'amortir les apports du bassin versant, bien que plus faible en comparaison avec d'autres lagunes. La pollution rejetée au niveau du bassin versant de l'étang de Canet apparaît incompatible avec une gestion durable de ce milieu lagunaire déjà fortement dégradé.
- L'étang de Salses-Leucate est une lagune bien préservée de l'eutrophisation en raison d'un effort important des collectivités au niveau des rendements épuratoires des grandes stations d'épuration. Il existe cependant une grande variation des apports entre la haute saison et la basse saison. Un effort de gestion des apports semble donc être nécessaire en période touristique.
- L'étang de La Palme, avec seulement deux stations d'épuration et un bassin versant réduit, reçoit peu de phosphore et d'azote. De plus, le rejet de la station d'épuration de la Franqui se situant au niveau du grau, les rejets vont avoir tendance à être évacués en mer sans transiter dans la lagune. Bien que les rendements épuratoires vis-à-vis du phosphore et de l'azote des deux stations d'épuration ne soient pas très élevés, cette lagune est l'une des mieux préservées des lagunes languedociennes.
- La dégradation de la partie nord de l'étang de Bages-Sigean semble être due aux faibles rendements épuratoires de la station d'épuration de Narbonne. La restauration de cette zone nécessite donc un effort important au niveau de cette agglomération.

- L'étang de Thau constitue un exemple de lagune ayant l'objet d'un programme de restauration basée une meilleure gestion des rejets de STEP. Si les traces de l'eutrophisation passée subsistent encore dans les sédiments, les diagnostics de l'eau attestent du retour de cette lagune à un état compatible à la fois avec son intégrité biologique et avec une exploitation durable pour la conchyliculture.
- Les rendements épuratoires des stations d'épuration situées sur le bassin versant des étangs palavasiens, dont le bassin versant est classé en zone sensible à l'eutrophisation, ne permettent pas de respecter les obligations de la Directive CEE n°91/271. Ce sont ces étangs qui apparaissent comme les plus fortement anthropisés par les apports en phosphore et en azote issus des rejets domestiques. Ceci est principalement dû aux rejets de la station d'épuration de Montpellier qui joue donc un rôle clé dans l'eutrophisation actuelle des étangs palavasiens.
- L'étang de l'Or fait aussi partie des écosystèmes fortement perturbés par des apports massifs d'azote et de phosphore par les rejets de STEP. Mais il apparaît en plus que la participation des rejets agricoles dans l'enrichissement du milieu, notamment des composés azotés, n'est pas négligeable. Pour l'étang de l'Or, la gestion nécessite la prise en compte des rejets domestiques et agricoles.

La politique en matière d'assainissement ne peut être appliquée de la même façon sur les différents bassins versants des lagunes languedociennes en raison des caractéristiques morphologiques différentes des lagunes et de leurs capacités différentes à assimiler la pollution reçue. Une politique locale de gestion des rejets domestiques, en considérant chaque association lagune-bassin versant comme un hydrosystème particulier, apparaît être la meilleure solution.

L'évaluation de l'impact des aménagements ainsi que les relations établies ne pourra être améliorée que grâce à la mise en place de modèles hydrodynamiques intégrant l'ensemble de l'hydrosystème. La mise à jour de tels modèles et les relations entre les concentrations mesurées dans le cadre du RSL avec les estimations des apports issus du bassin versant pourront être utilisées comme outil opérationnel de gestion des milieux lagunaires languedociens. Un modèle hydrodynamique a déjà été élaboré sur l'étang de Thau, et d'autres sont en construction sur les étangs de Salses-Leucate et de Bages-Sigean. Un modèle intégrant les étangs palavasiens, le canal du Rhône à Sète et l'étang de l'Or reste à programmer.

Enfin, certaines lagunes n'ont pu être prises en compte parce que leur bassin versant n'est pas définissable par simple approche géographique (Narbonnais autres que Bages, Vendres, Bagnas, Ponant et Médard). Pour ces lagunes une approche hydrographique spécifique doit être envisagée rapidement afin de ne pas les exclure de la dynamique régionale mise en place ces dernières années.

5. Références bibliographiques

AIF (1993). Recherche et quantification des paramètres caractéristiques de l'équivalent-habitant : Etude bibliographique. 41 p.

BCEOM (1990). Etude par modélisation mathématique de l'hydrosystème et du mouvement de la pollution. Etangs de l'Arnel, du Prévost, du Grec et de Méjean-Pérols. Etude pour SIVOM Méjean, Lattes-Palavas. 40 p + annexes.

CEMAGREF, USTL, Faculté de pharmacie (1991). Efficacité de la réduction de la masse des nutriments dans la prévention des malaïgues. Application aux étangs palavasiens. Document de synthèse des travaux. 28 p.

Cloern J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **210** : 223-253.

CRT (2000). Languedoc-Roussillon Méditerranée. Memento du tourisme. 40 p.

Directive 91/271/CEE du 21 mai 1991, relative au traitement des eaux résiduaires urbaines.

Direction des journaux officiels (1999). Pollution des eaux. Redevances. *Les éditions des journaux officiels*. 156 p.

GAEA Environnement (2000). Contrat pour l'étang de Salses-Leucate. Volet II.B. Inventaire des sources de pollution sur le périmètre du SAGE de l'étang de Leucate ou de Salses. Rapport d'études. 93 p + annexes.

Ifremer, Creocéan, Université Montpellier II (2000). Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Rapport marché public n°989051. **1** et **2**, 412 p.

Lagasque M-P. (1999). Modélisation de l'autoépuration bactérienne des rivières. Application au bassin versant du Célé dans le but de la définition de zones vulnérables à la pollution bactérienne. 32 p.

La Jeunesse I. (2001). Etude intégrée dynamique du phosphore dans le système bassin versant-lagune de Thau (Mer Méditerranée, Hérault). Thèse, Université Orléans. 289 p.

Nixon S.W., Pilson M.E.Q. (1983). Nitrogen in estuarine and coastal marine ecosystems. *Nitrogen in the marine environment*. **16** : 565-647.

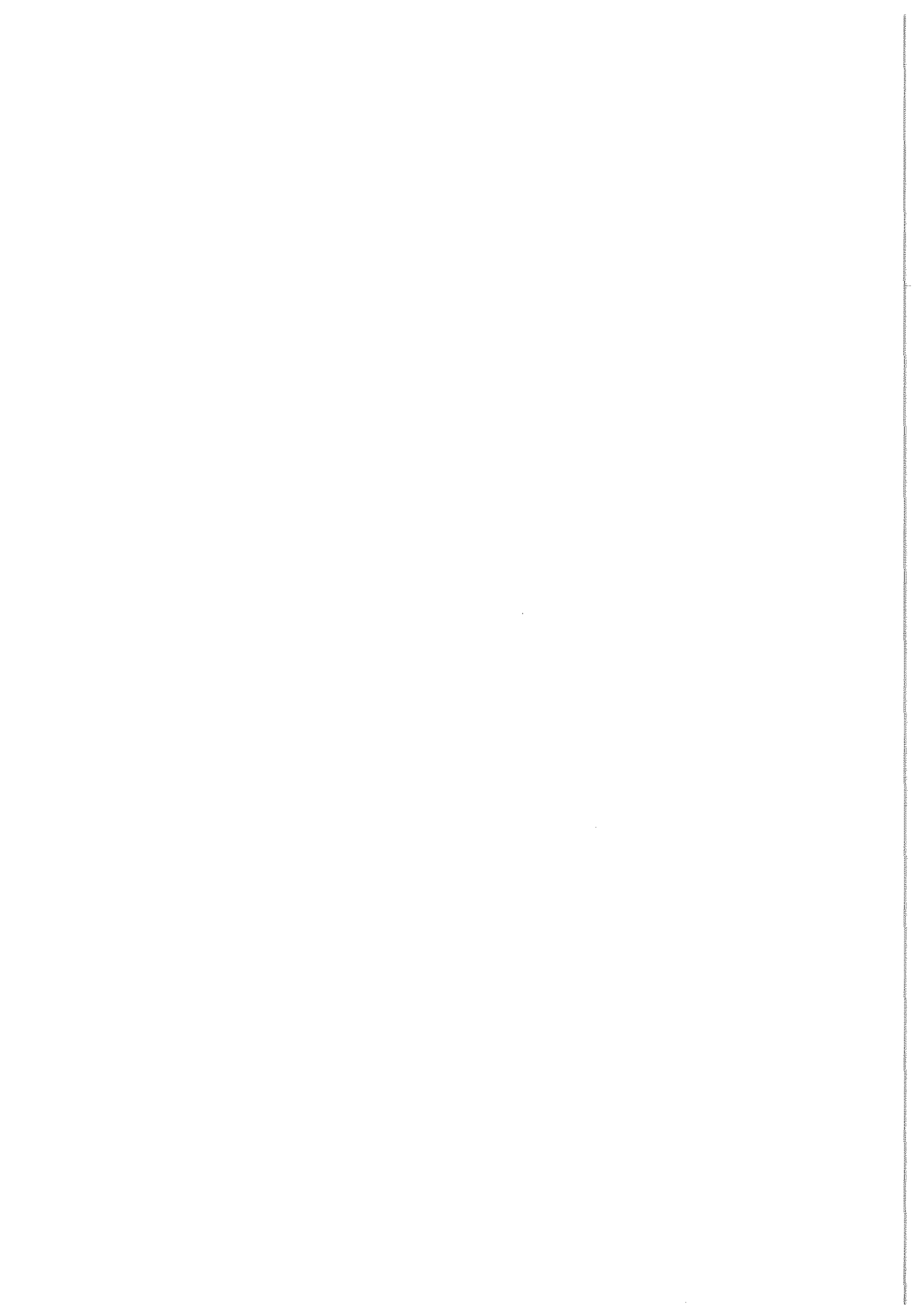
Région Languedoc-Roussillon (2000). Guide méthodologique de gestion des lagunes méditerranéennes. Document pour le programme européen Life.

Souchu P., Gasc A., Collos Y., Vaquer A., Tournier H., Bibent B., Deslous-Paoli J-M. (1998). Biogeochemical aspects of bottom anoxia in a Mediterranean lagoon (Thau, France). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **164** : 135-146.

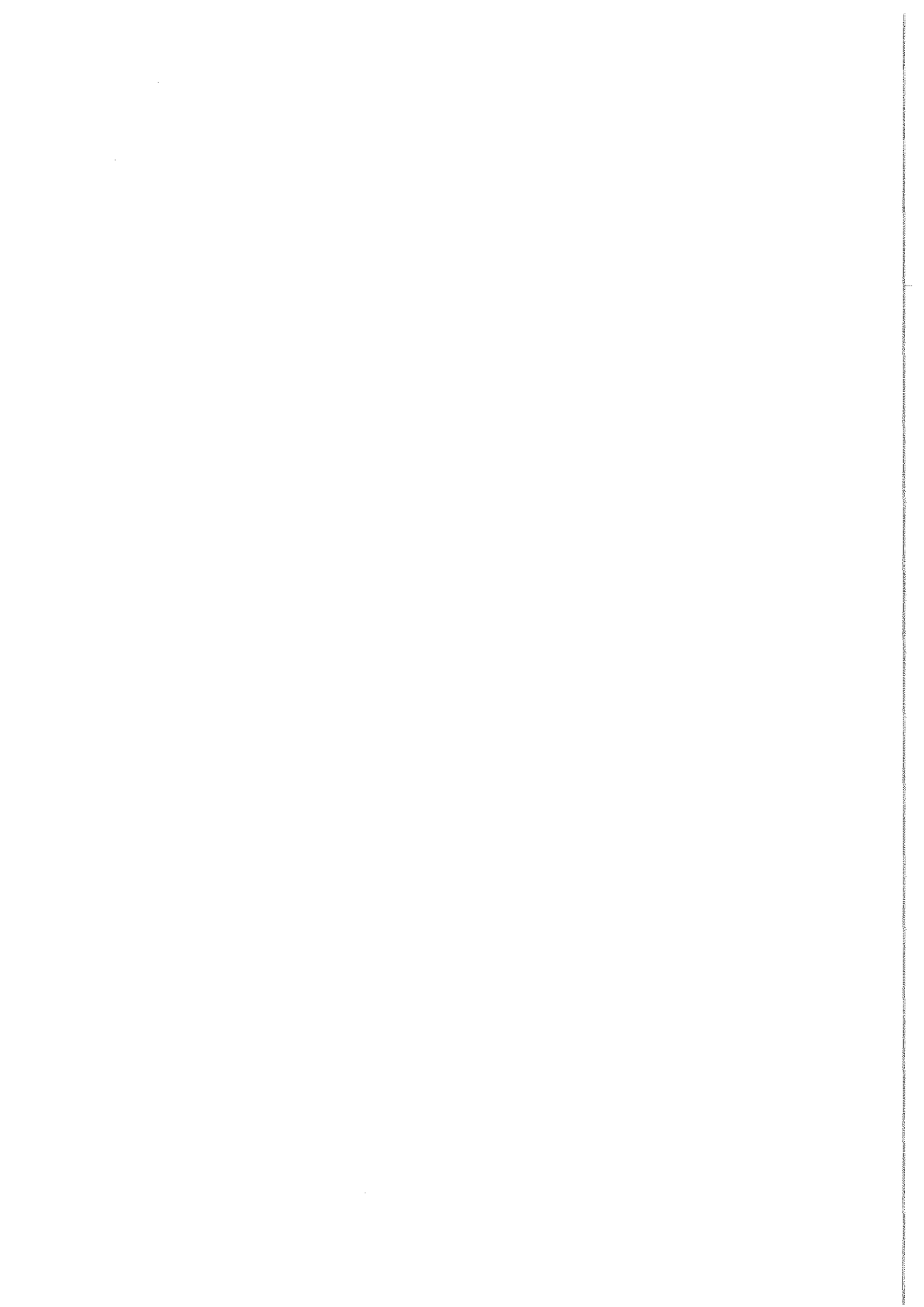
Vaulot D., Frisoni G-F. (1986). Phytoplanktonic productivity and nutrients in five Mediterranean lagoons. *Oceanol. Acta.* **9** (1) : 57-63.

Wollenweider R.A. (1976). Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* **33** : 53-83.

**Evaluation de la réponse globale des
sédiments dans les lagunes
languedociennes à un bioessai :
développement larvaire de l'huître
creuse *Crassostrea gigas* en présence
d'élutriats de sédiments.**



1. INTRODUCTION, PROBLÉMATIQUE.....	467
1.1. INTRODUCTION.....	467
1.2. RISQUES DE POLLUTION PAR LES SÉDIMENTS	467
1.3. CHOIX DE LA MÉTHODE DE SCREENING.	468
2. MÉTHODOLOGIE.	469
2.1. TEST ÉCOTOXICOLOGIQUE : PRINCIPE DU DÉVELOPPEMENT LARVAIRE SUR ÉLUTRIAT	469
2.2. CAMPAGNE DE TERRAIN.	469
2.2.1. Localisation des stations de prélèvement des sédiments.....	469
2.2.2. Prélèvements de sédiments.	472
2.2.3. Prélèvement de l'eau de référence.	473
2.3. TEST DE DÉVELOPPEMENT LARVAIRE.	473
2.3.1. Stimulation et ponte des géniteurs.....	474
2.3.2. Fécondation in vitro.....	474
2.3.3. Fixation des larves et détermination des pourcentages d'anomalies.	475
2.4. MÉTHODES DE TRAITEMENT DES DONNÉES.	475
2.4.1. Expression de la réponse	475
2.4.2. Classes de toxicité.....	476
3. RÉSULTATS.....	477
3.1. ETANG DE CANET ST NAZAIRE	477
3.2. ETANG DE SALSSES-LEUCATE.....	478
3.3. ETANG DE LA PALME.	478
3.4. ETANGS DE BAGES-SIGEAN ET DE CAMPIGNOL.....	480
3.5. ETANG DE THAU	481
3.6. LE COMPLEXE PALAVASIEN.....	483
3.6.1. Etang d'Ingril	483
3.6.2. Etang du Prévost.....	483
3.6.3. Etang de l'Arnel (débouché de la Mosson).....	484
3.6.4. Le Lez.....	484
3.6.5. Etang du Grec.....	484
3.6.6. Etang de Méjean. (Figure 15.24).....	484
3.7. ETANG DE L'OR	484
3.8. ETANG DU PONANT	485
4. CONCLUSION.....	485
5. PERSPECTIVES.....	487
6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.	488



1. Introduction, problématique.

1.1. Introduction.

L'étude de la toxicité d'un échantillon sédimentaire provenant du milieu naturel repose sur la présence d'un cocktail de substances potentiellement toxiques pouvant provoquer un effet biologique négatif sur la biocénose environnante.

Deux approches d'étude sont envisageables. L'approche chimique tend à caractériser la présence de tel ou tel contaminant et d'en déterminer les concentrations, alors que l'approche écotoxicologique vise à déterminer l'effet biologique de l'échantillon sur une espèce de référence caractéristique du milieu étudié, en s'affranchissant des paramètres de contamination.

C'est cette approche écotoxicologique que nous avons mis en œuvre sur les lagunes languedociennes sous forme de screening global à travers une méthode d'analyse rapide et peu coûteuse, non spécifique vis à vis des micropolluants (prise en compte de l'effet total des contaminants présents, des interactions entre composés, de leur biodisponibilité, sans considérer leurs natures et leurs concentrations) et modulable par rapport à la validité temporelle et environnementale souhaitée (compartiment d'étude, méthodes de traitement des échantillons).

Le but du volet Ecotoxicologie du programme RSL 2002 est donc d'évaluer, dans les principales lagunes du Languedoc-Roussillon, la réponse des sédiments et de définir, par une méthode de screening, les zones qui nécessiteraient éventuellement des études particulières.

1.2. Risques de pollution par les sédiments

Ce risque provient :

- d'une part de la capacité des contaminants (en particulier les métaux et composés organiques hydrophobes) à s'adsorber et/ou à se complexer avec les particules en suspension qui coprécipitent ensuite, sous l'action de variations de la salinité (interfaces eaux douces/eaux marines, cas des lagunes languedociennes), transférant ainsi les contaminants de la colonne d'eau vers le sédiment (Tarbouriech, 2001). Le compartiment sédimentaire agit donc comme un réservoir en contaminants dans lequel leurs concentrations peuvent être de plusieurs ordres de magnitudes supérieures à celles observables dans la colonne d'eau (Livett, 1988) et dans lequel leur durée de vie peut atteindre plusieurs dizaines d'années (Alzieu, 2001).

- d'autre part, de la capacité du sédiment superficiel (2 premiers cm) à être remis en suspension sous l'effet d'événement climatique important associé à la faible profondeur des lagunes (environ 1 m sauf pour Thau) ou lors de dragages. Les

sédiments ainsi remis en suspension, peuvent restituer à la colonne d'eau environnante, une fraction importante de l'ensemble des contaminants initialement présents, par désorption et relargage (Alzieu, 2001) en milieu oxygène. Il y a ainsi création de phénomènes de pics de toxicité que l'on peut considérer comme maximum en comparaison des toxicités observables dans l'eau proche de sédiments en place, pouvant occasionner des perturbations locales.

1.3. Choix de la méthode de screening.

Dans cette optique nous avons choisi :

- d'étudier le compartiment sédimentaire dans ses 2 premiers cm sous forme d'éluviat (surnageant d'agitation du sédiment dans de l'eau de mer non toxique), **prenant en compte l'effet global des contaminants présents, les interactions entre composés et leur biodisponibilité,**
- un test de développement larvaire utilisant comme espèce de référence l'huître creuse *Crassostrea gigas* car celle-ci est ubiquitaire dans nos lagunes et donc représentative du milieu étudié. Elle possède, en outre, un intérêt commercial certain. Le point de départ choisi est l'embryon, et le point final est la larve au stade D obtenue en 24 h car ce stade est le plus sensible (His *et al.*, 1999).

2. Méthodologie.

2.1. Test écotoxicologique : principe du développement larvaire sur élutriat.

Le sédiment à analyser est agité dans de l'eau de mer reconnue non toxique (référence). Le surnageant (élutriat) contient alors la fraction relarguée de l'ensemble des micropolluants présents initialement. Puis des œufs d'huîtres creuses fraîchement fécondés sont alors mis en développement dans différentes concentrations d'élutriat et les pourcentages d'anomalies de développement larvaire sont alors déterminés, servant à estimer la relation entre effet toxique mesuré à la concentration en élutriat (donc à la concentration en sédiment).

2.2. Campagne de terrain.

Dans le but d'évaluer la toxicité totale non spécifique des sédiments des lagunes du Languedoc Roussillon, une campagne d'échantillonnage a été réalisée à la fin du printemps, après les épisodes pluvieux d'avril et de mai. Ainsi, les charges dans les étangs en micropolluants lessivés du bassin versant sont supposées maximales. Dans la limite du nombre de stations prévues dans le cadre du projet (70), en tenant compte de la répartition géographique des éventuels apports anthropiques et des zones de cultures marines, 27 points ont été échantillonnés sur l'étang de Thau et 50 points sur l'ensemble des autres lagunes plus 1 point en mer (total = 78). Pour les stations lagunaires aux abords du canal du Rhône à Sète, les prélèvements ont été réalisés dans les passes afin de prendre en compte les effets du canal et son impact sur les lagunes adjacentes.

2.2.1. Localisation des stations de prélèvement des sédiments

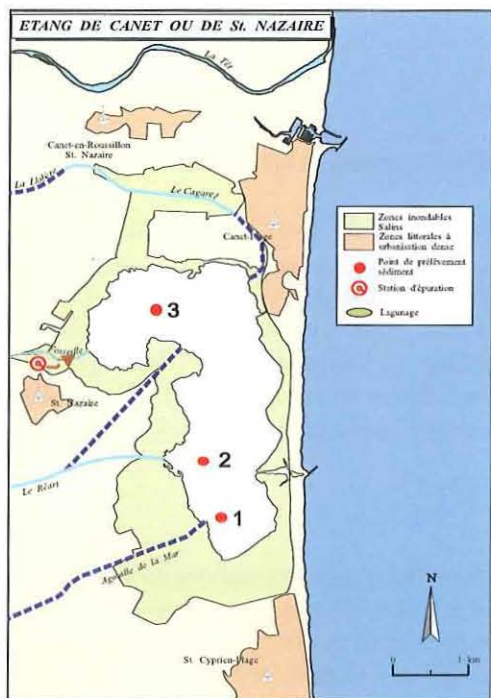


Figure 16.1 : Etang de Canet

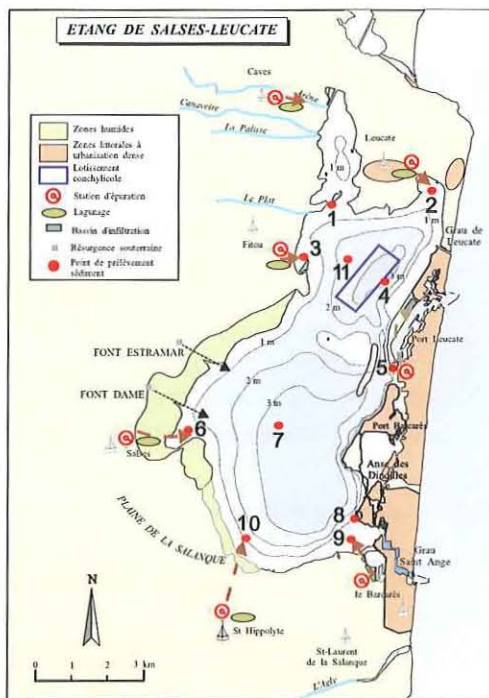


Figure 16.2 : Etang de Salses-Leucate

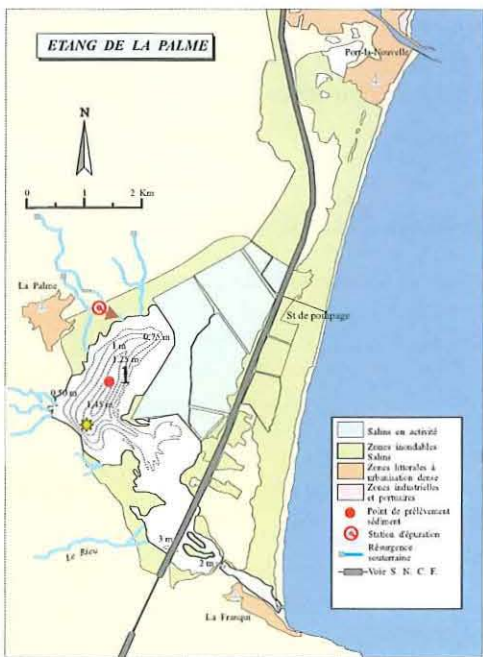


Figure 16.3 : Etang de La Palme

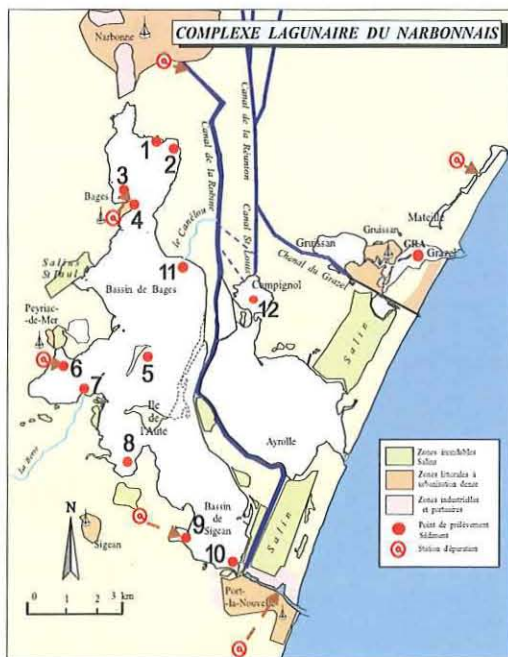


Figure 16.4 : Etangs de Bages-Sigean et de Campagnol

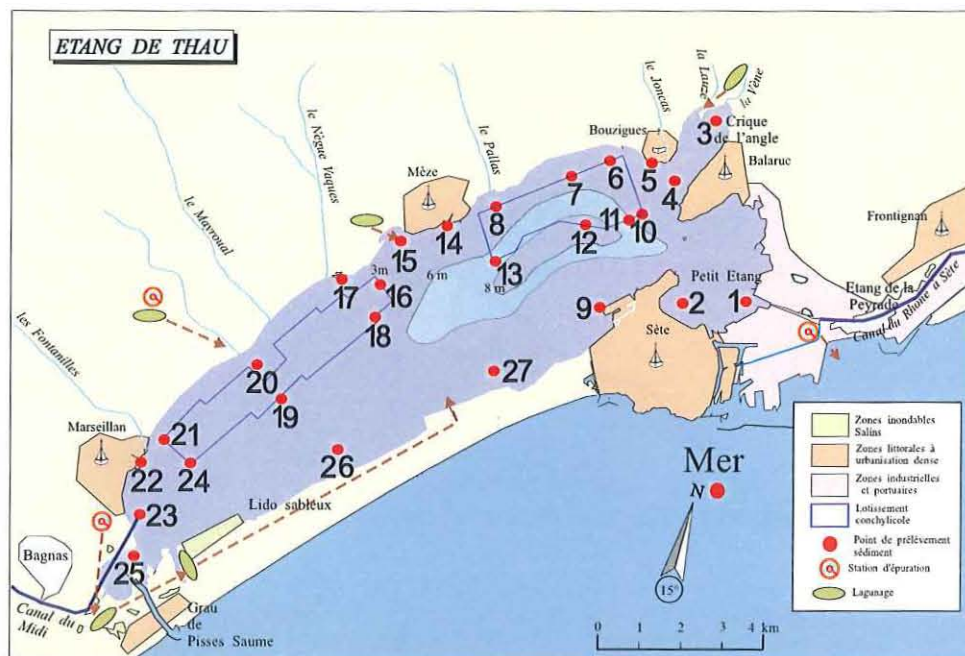


Figure 16.5 : Etang de Thau

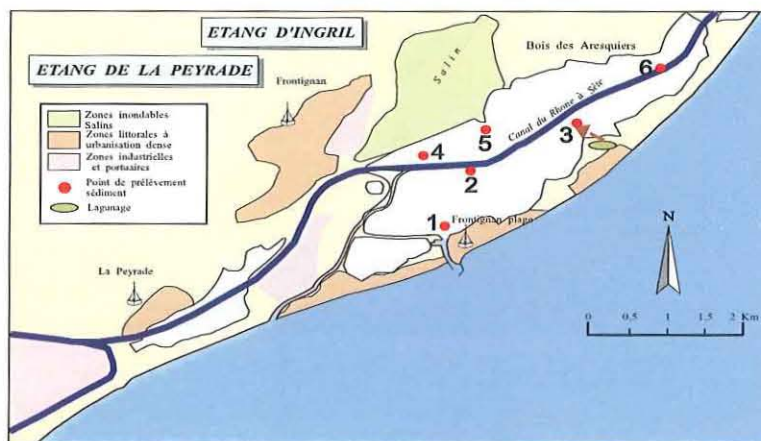


Figure 16.6 : Etang de l'Ingril.

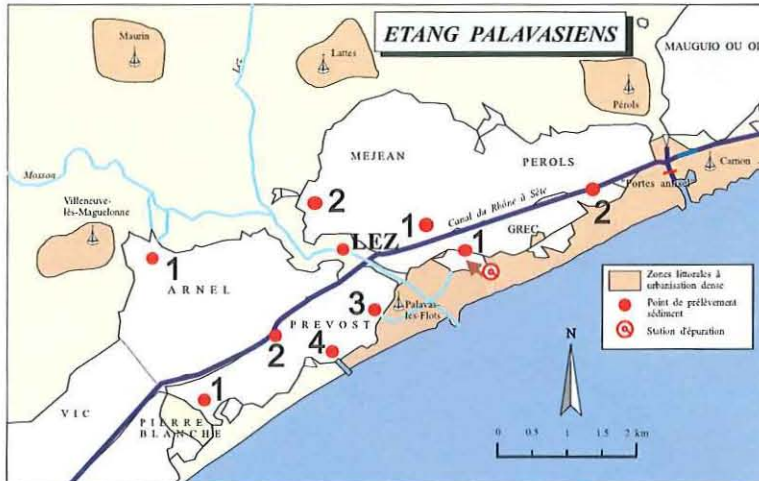


Figure 16.7 : Etangs du Prévost, de l'Arnel, du Méjean, du Grec et le Lez.

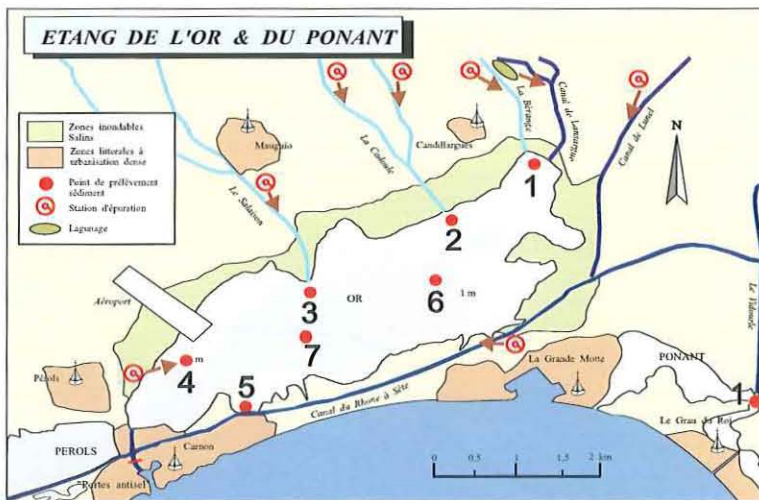


Figure 16.8 : Etangs de l'Or et du Ponant.

2.2.2. Prélèvements de sédiments.

A partir de l'embarcation, 250 g des 2 premiers centimètres ont été récupérés à la benne Van Veen (surface de prélèvement : $0,45 \text{ m}^2$) et tamisés à bord sur maille 2 mm pour éliminer la fraction coquillière et homogénéiser le sédiment. Les taux de sédimentation moyens dans les lagunes languedociennes étant estimés à environ 1 mm/an, on peut considérer que cette fraction est relative aux contaminants accumulés depuis une vingtaine d'année environ.



Figure 16.9 : Matériel de prélèvement pour le sédiment.

Les échantillons ont été conservés dans des sachets en polyéthylène recouverts de papier d'aluminium mis en glacière réfrigérée jusqu'à arrivée au laboratoire où ils ont été stockés au réfrigérateur à +4°C jusqu'à traitement.

2.2.3. Prélèvement de l'eau de référence.

La qualité de celle-ci revêt une importance majeure dans la conduite du test.

Le prélèvement doit se faire le jour même de son utilisation. Elle est prise au large de Sète après contrôle de salinité. Si la salinité est supérieure à 37,5, une bouteille de prélèvements Hydrobios est immergée par -10 m, remontée, et l'eau est stockée en jerrycan jusqu'à filtration.

2.3. Test de développement larvaire.

Les géniteurs mûres proviennent de l'écloserie GUERNESEY SEA FARMS spécialisée dans la maturation de coquillages pour test en laboratoire.

L'eau de référence est filtrée sur membrane 0,22 µm juste avant utilisation.

Les éluutriats sont réalisés à partir 60 g de chaque échantillon mélangé avec 240 ml d'eau de référence filtrée, et agité pendant 8 h avant 8 h de décantation.

Les surnageants (éluutriats) sont récupérés et des dilutions contenant 100% à 3% d'éluutriat sont effectuées.

Des microplaques de cultures stériles IWAKI à puits de 3 ml sont remplies avec les différentes dilutions réalisées et l'eau de référence filtrée sert à remplir les cuves des témoins (0 %). Pour chaque dilution, 5 cuves formant répliquats sont remplies. Soit 35 cuves pour 7 dilutions par échantillon.

De manière à limiter la variabilité des résultats inter étangs en fonction de leurs témoins, le nombre de séries d'analyses a été réduit à 2 : la première pour l'étang de Thau (réalisée du 26/09/02 au 29/09/02), la deuxième pour les autres lagunes (réalisée du 09/10/02 au 12/10/02).



Figure 16.10 : Agitateur pour élutriation.

Compte tenu de la méthode de préparation des éluutriats qui aboutit à procéder à des extractions à partir d'un rapport sédiment /volume d'eau (250 g/l) notablement plus élevé que ce que l'on peut observer dans des conditions naturelles, les résultats de ce screening ne sont pas en mesure de rendre compte d'un quelconque potentiel de dangerosité des sédiments, et constitue « un pire cas » non extrapolable au milieu naturel.

2.3.1. Stimulation et ponte des géniteurs

Les géniteurs matures sont soigneusement nettoyés et immergés dans de l'eau de référence non filtrée à 18°C pendant 30 minutes. Le bain est ensuite remplacé par de l'eau chauffée à 28°C et ce, pour 30 minutes. Il faut recommencer jusqu'à ce que ce choc thermique provoque l'émission des gamètes. Les individus en cours d'émission sont placés dans 2 bains successifs d'eau de référence filtrée. Le dernier bain sera utilisé comme suspension de gamètes pour la fécondation après avoir sélectionné le mâle le plus mobile et la femelle dont les oeufs sont les plus gros avec des sacs vitellins pleins.



Figure 16.11 : Emission des gamètes mâles et visualisation de la mobilité (x 400)

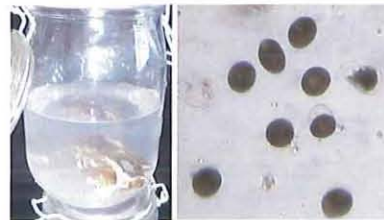


Figure 16.12 : Emission des gamètes femelles et visualisation de la qualité : sac vitellins pleins et semi remplis (x 400).

2.3.2. Fécondation *in vitro*

La fécondation est réalisée en introduisant la suspension de gamètes femelles dans une éprouvette de 250 ml en complétant le volume avec de l'eau de référence filtrée. On ajoute alors 3 ml de suspension dense de sperme et on agite doucement et sans arrêt.

Un contrôle sous microscope permet de voir l'apparition des globules polaires qui est témoin de la réalisation de la fécondation.

Quand la fécondation est effective, la concentration en œufs est déterminée et le volume nécessaire pour obtenir 300 larves est calculé. Elles sont alors introduites dans chaque cuve et les plaques sont mises en développement dans une enceinte thermorégulée à 23°C ±1°C pendant 24 h.

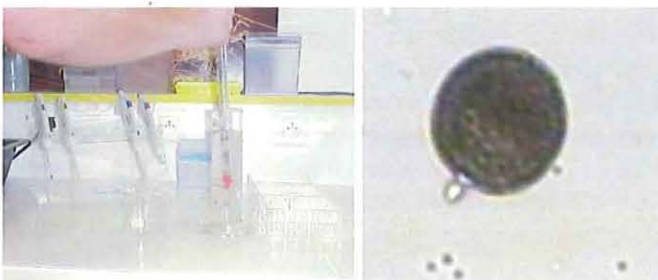
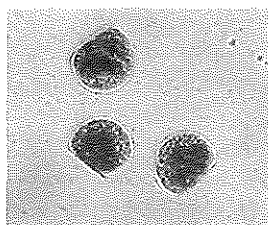


Figure 16.13 et 14 : Fécondation *in vitro* et apparition du premier globule polaire (X400+zoom).



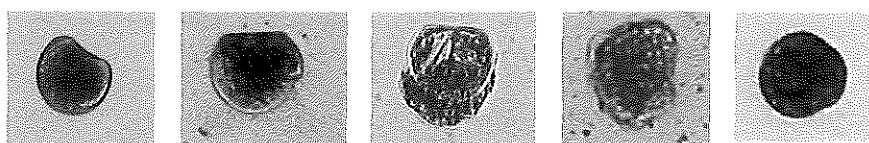
Larves normales stade D

Figure 14.15 : Larves de *Crassostrea gigas* normales au stade D (24h de développement)

2.3.3. Fixation des larves et détermination des pourcentages d'anomalies.

Après incubation, les larves sont fixées au formaldéhyde 40%. Celles-ci décantent et le comptage sous microscope de 100 larves (comptage aléatoire sur les 300 inoculées) par cuve permet d'en tirer le taux d'anomalies.

La détermination de ces taux dépend fortement des définitions des larves au stade D normales et des larves anormales. Les larves considérées normales sont définies exhaustivement par les deux valves de la coquilles formant un D parfait, associées à un vélum (masse de chair du futur manteau) parfaitement en place. Toutes les autres formes de larves seront considérées comme anormales. Plusieurs cas particuliers se démarquent : barre du D convexe, encoche sur une des valves, développement externe du vélum, irrégularité morphologique générale et blocage à un stade de développement antérieur au stade D.



Coquille convexe Encoche sur la coquille Développement externe du vélum Malformation générale Développement bloqué

Figure 16.16 : Types d'anomalies larvaires caractéristiques. (24h de développement).

2.4. Méthodes de traitement des données.

2.4.1. Expression de la réponse.

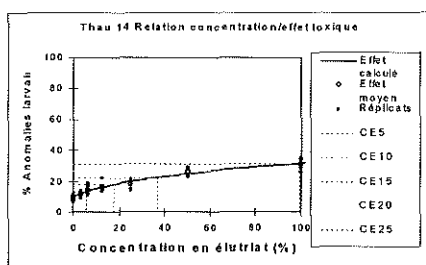
Les **CE (Concentrations Effectives) 50, 25, 20, 15, ou 10** sont les concentrations en élutriat nécessaires pour obtenir respectivement **50%, 25%, 20%, 15% ou 10% d'anomalies larvaires**. Elles sont calculées en fonction de toutes les concentrations testées sur un même échantillon et permettent la mise en relation des données par classes de CE (His *et al.*, 1999). Au sein d'une même classe, la toxicité relative des échantillons est donnée par le pourcentage d'élutriat : plus celui-ci est faible, plus la réponse est forte.

Le tableau de données brutes est introduit dans le logiciel de régression non linéaire spécialisé pour la toxicologie REGTOX (E.Vindimian), le paramètre **effet maximum** est fixé à **100**. L'**intervalle de confiance** est fixé à **95%**, le calcul des valeurs de CE 50, 25, 20, 15 et 10 % est sélectionné et **500 itérations** sont demandées suivant la méthode de Hill. Les résultats sont obtenus sous la forme d'un tableau associant les limites inférieures et supérieures des intervalles de confiance.

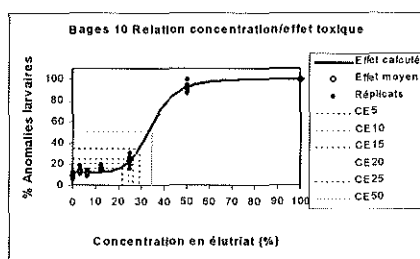
Pour chaque échantillon, la valeur de toxicité retenue sera la plus forte CE calculée comprise entre 0% et 100%.

Dans certains cas, les paramètres CE ne peuvent pas être calculés car la variation d'effet mesurée est trop faible.

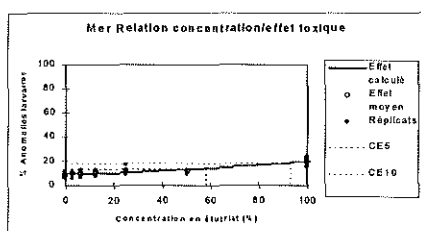
Exemples de calculs de concentrations effectives.



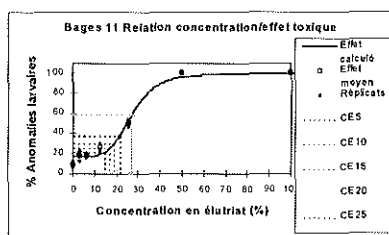
Port de Mèze CE 25 = 99,4 %



Port-La-Nouvelle CE 50 = 34,4 %



Mer CE 10 = 93,3 %



Canélou CE 50 = 26,6 %

2.4.2. Classes de toxicité.

Selon Woelke (1966) un échantillon peut être considéré comme toxique pour une variation minimum d'effet de 15% par rapport au témoin (soit une CE15 calculable). Ce seuil de toxicité a été arbitrairement fixé (His *et al*, 1999), mais par souci d'adaptation au contexte de ce travail, nous nous proposons de reprendre ce seuil et de fixer des classes de réponse en fonction des CE calculées :

CE 50 calculable	Echantillon à réponse élevée dans les conditions du test (élutriat pouvant provoquer des taux d'anomalies larvaires de l'ordre de 50%).
CE 25 calculable	Echantillon à réponse forte dans les conditions du test (élutriats pouvant provoquer des taux d'anomalies larvaires de l'ordre de 25%).
CE 20 calculable	Echantillon à réponse moyenne dans les conditions du test (élutriat pouvant provoquer des taux d'anomalies larvaires de l'ordre de 20%).
CE 15 calculable	Echantillon à réponse faible dans les conditions du test (élutriat pouvant provoquer des taux d'anomalies larvaires de l'ordre de 15%).
CE 10 calculable	Echantillon à réponse négligeable les conditions du test (élutriat pouvant provoquer des taux d'anomalies larvaires de l'ordre de 10%).
CE non calculable	Echantillon sans effet , dans les conditions du test (élutriat ne pouvant provoquer d'anomalies larvaires de manière significative).

3. Résultats

En préambule des résultats, nous rappelons que compte tenu de la méthode de préparation des élutriats, les résultats de ce screening ne sont pas en mesure de rendre compte d'un quelconque potentiel de dangerosité des sédiments, et constitue « un pire cas » non extrapolable au milieu naturel.

3.1. Etang de Canet St Nazaire

La station 2, située à proximité du débouché du Réart (Fig. 15.17), donne la réponse la plus forte avec une CE 25 de 50.9% d'élutriat. Au centre de la partie Nord de l'étang, station 3, la CE 25 mesurée est de l'ordre de 74% d'élutriat. L'élutriat de la station 1 présente une réponse moyenne avec une CE 20 mesurée de 93,1%.

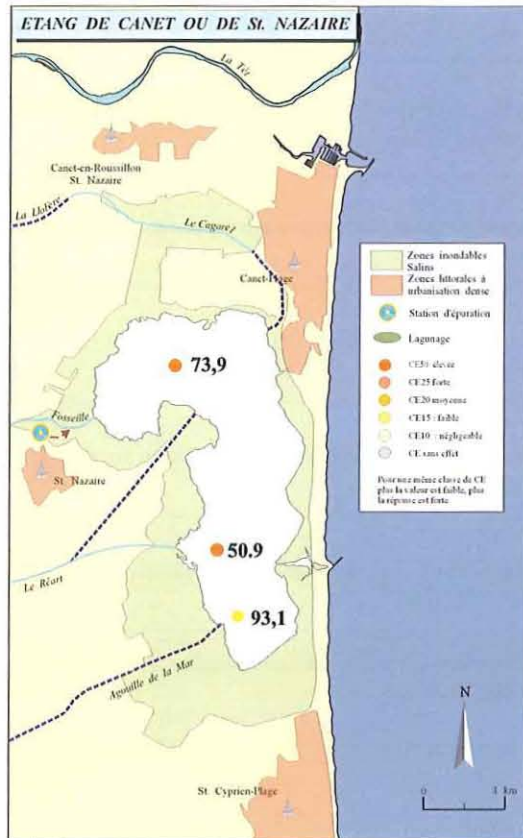


Figure 16.17 : Classes de réponse des sédiments pour l'étang de Canet. Les valeurs indiquent les concentrations en pourcentage d'éluviat pour chaque classe de CE.

3.2. Etang de Salses-Leucate

Les éluviats donnent des réponses moyennes à la station 2, débouché de la STEP de Leucate, à négligeable dans la zone conchylicole (Fig. 16.18). Pour tous les autres points échantillonnés, aucun effet n'a été détecté.

L'ensemble des sédiments de l'étang apparaît donc être dans de bonnes conditions écotoxicologiques.

3.3. Etang de La Palme.

La CE 15 de l'éluviat de l'unique point échantillonné sur cet étang ne met pas en évidence de réponse autre que négligeable (Fig. 16.19).

Figure 16.18 : Classes de réponse des sédiments pour l'étang de Salses-Leucate. Les valeurs indiquent les concentrations en pourcentage d'élutriat pour chaque classe de CE.

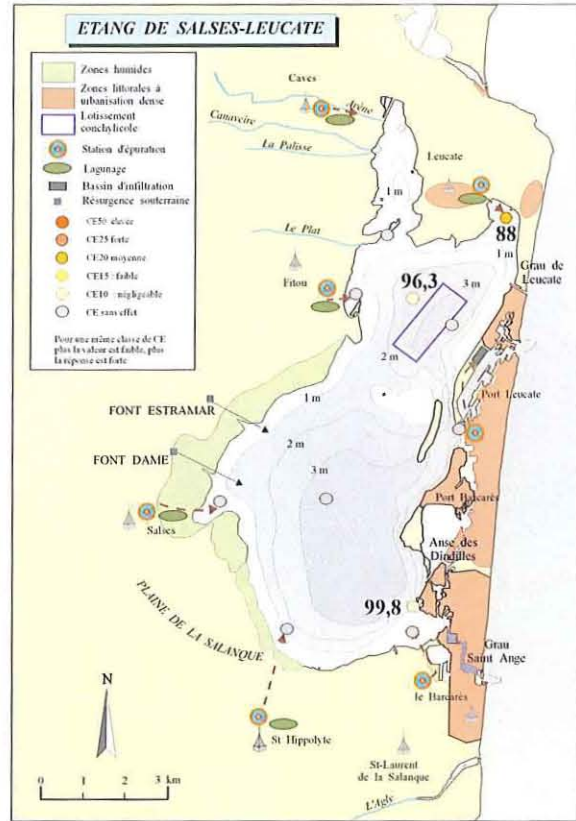
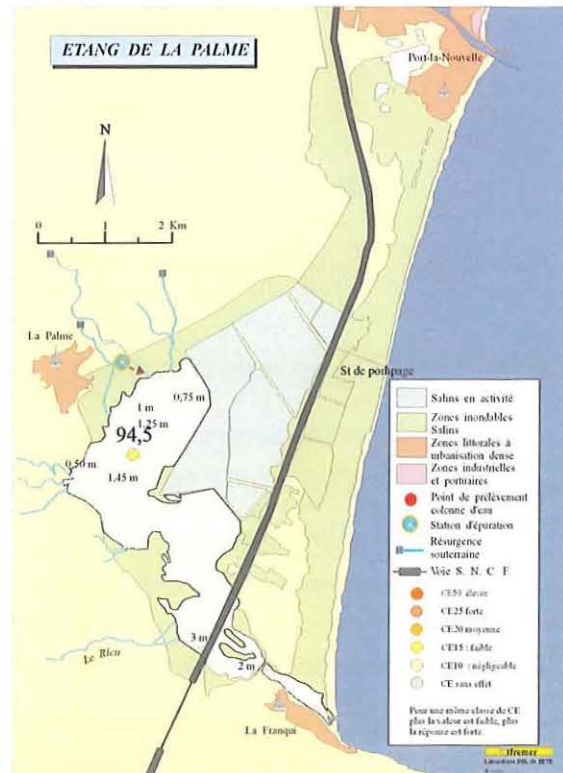


Figure 16.19 : Classes de réponse des sédiments pour l'étang de La Palme. Les valeurs indiquent les concentrations en pourcentage d'élutriat pour chaque classe de CE.



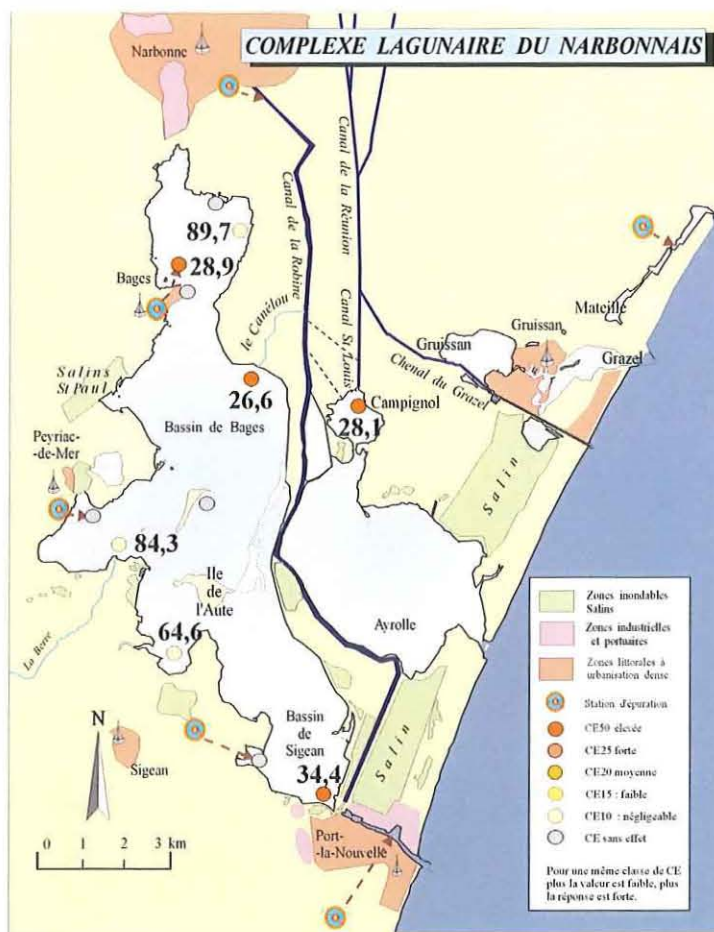


Figure 16.20 : Classes de réponse des sédiments pour les étangs de Bages-Sigean et de Campagnol. Les valeurs indiquent les concentrations en pourcentage d'élutriat pour chaque classe de CE.

3.4. Étangs de Bages-Sigean et de Campagnol.

Les résultats montrent des réponses élevées dans certaines zones (Fig. 16.20) :

- débouché du Canélou (CE 50 26,6% d'élutriat),
- Campagnol (CE 50 mesurée de 28,1% d'élutriat),
- la station 3, située au débouché de la STEP de Bages (CE 50 mesurée de 28,9% d'élutriat)
- la station 10, prise dans la partie lagunaire du grau de Port-La-Nouvelle (CE 50 obtenue pour 34,4 % d'élutriat).

Pour toutes les autres stations échantillonnées, on ne détecte pas de réponses autre que négligeables.

3.5. Etang de Thau

L'étang de Thau apparaît, dans son ensemble, dans un bon état vis-à-vis de la réponse au test utilisé (Fig. 16.21)

Les réponses maximales mesurées se rencontrent au niveau du débouché du canal du Rhône à Sète (CE 25 de 84,2% d'élutriat) et dans la port de Mèze intra muros (CE 25 de 99,4% d'élutriat). Un effet moyen est constaté au niveau du débouché du canal du Midi avec une CE 20 de 78,3% d'élutriat.

Les faibles réponses mesurées sur la rive Nord montrent un faible impact du bassin versant sur celle-ci alors que la rive sud ne semble pas touchée. Enfin, dans les zones conchylicoles, les réponses mesurées à l'extrémité Nord-Ouest de la zone C près de Marseillan, à la sortie des Fontanilles (CE 15 de 88,1 % d'élutriat) et à l'extrémité Nord-Ouest de la zone A au niveau du débouché du Pallas (CE 15 de 52,9% d'élutriat) sont faibles.

Pour la station en mer, les sédiments ont montré une réponse négligeable.

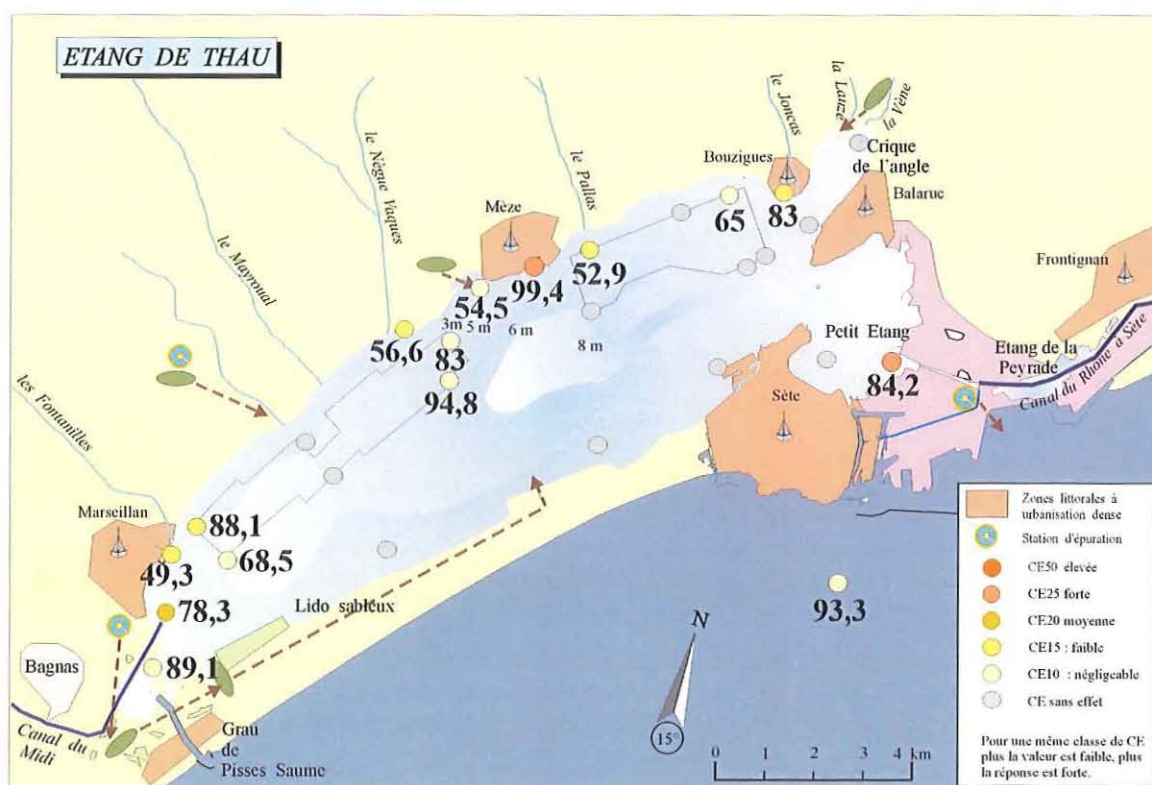


Figure 16.21 : Classes de réponse des sédiments pour l'étang de Thau. Les valeurs indiquent les concentrations en pourcentage d'élutriat pour chaque classe de CE.

Ces résultats sont cohérents avec les sources d'apport connues et les observations qui ont pu être faites, soit dans le cadre de la surveillance de la contamination chimique, soit dans le cadre d'études particulières.

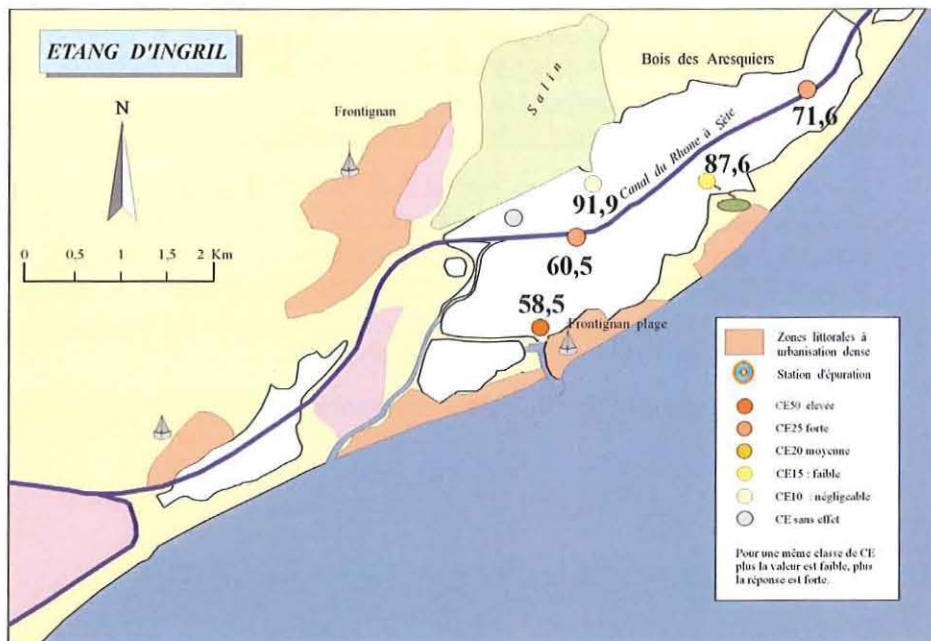


Figure 16.22 : Classes de réponse des sédiments pour l'étang de l'Ingril. Les valeurs indiquent les concentrations en pourcentage d'éluviat pour chaque classe de CE.

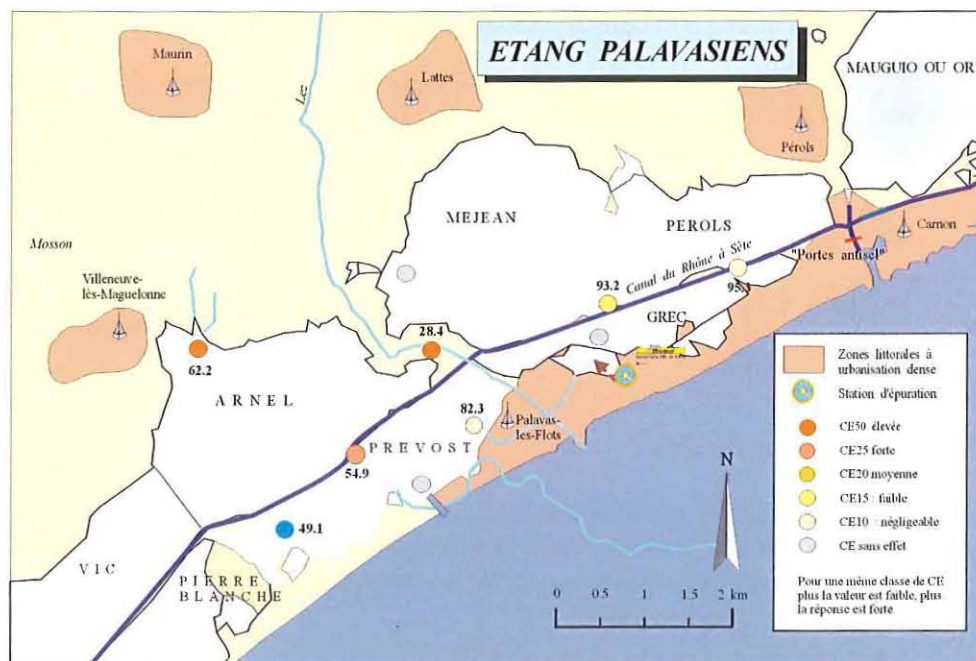


Figure 16.23 : Classes de réponse des sédiments pour les étangs du Prévost, de l'Arnel, du Méjean, du Grec et le Lez. Les valeurs indiquent les concentrations en pourcentage d'éluviat pour chaque classe de CE.

3.6. Le complexe palavasien

3.6.1. Etang d'Ingril

Dans l'ensemble, la partie nord de l'étang semble moins impactée que la partie sud (Fig. 16.22). Les plus fortes réponses sont constatées au niveau du grau Sud avec des éluviats donnant des réponses élevées (CE 50 de 58,5% d'éluviat) et, dans une moindre mesure, au niveau des passes entre l'étang et le canal du Rhône à Sète avec de fortes réponses (CE 25 de 60,5 et 71,6% d'éluviat).

3.6.2. Etang du Prévost

La plus forte réponse a été mesurée au niveau de la passe entre l'étang et le canal du Rhône à Sète (CE 25 de 54,9%). L'éluviat des sédiments au débouché du Canal de Palavas se caractérise par une réponse moyenne (Fig. 16.23). Dans le reste de l'étang, aucune réponse autre que faible n'est relevée malgré une contamination connue par le mercure et le méthylmercure.

3.6.3. Etang de l'Arnel (débouché de la Mosson)

L'unique station échantillonnée sur cet étang se trouve au débouché de la Mosson (Fig. 16.23). La réponse observée est élevée avec une CE 50 calculée de 62,2% d'élutriat.

3.6.4. Le Lez

Le point d'échantillonnage, situé 200 m en amont de la croisée des Quatre Canaux, met en évidence un élutriat avec un réponse élevée. (CE 50 obtenue pour 28,4% d'élutriat).

3.6.5. Etang du Grec

L'élutriat du sédiment de la station 2, pris dans la passe avec le canal du Rhône à Sète, montre une réponse négligeable (CE 10 calculée de 95,3% d'élutriat) alors que pour la station 1 située au débouché aucun effet n'a été détecté (Fig. 16.23).

3.6.6. Etang de Méjean. (Figure 15.24).

Aucun effet autre que négligeable (passe du canal du Rhône à Sète) n'a été décelé pour les deux stations échantillonnées dans cette lagune (Fig. 16.23).

3.7. Etang de l'Or

D'une manière générale, les bords de l'étang montrent des réponses plus fortes qu'en son centre (Fig. 16.24). Ainsi des réponses fortes (CE 25 calculées) ont été mesurées aux stations 4 et 3 respectivement situées au débouché de l'étang du Maire et du Salaison. Ceci confirme que la partie nord-ouest est sous l'influence d'apport du bassin versant alors que la partie sud est, dans une moindre mesure, liée aux apports du Canal du Rhône à Sète à proximité de ses passes.

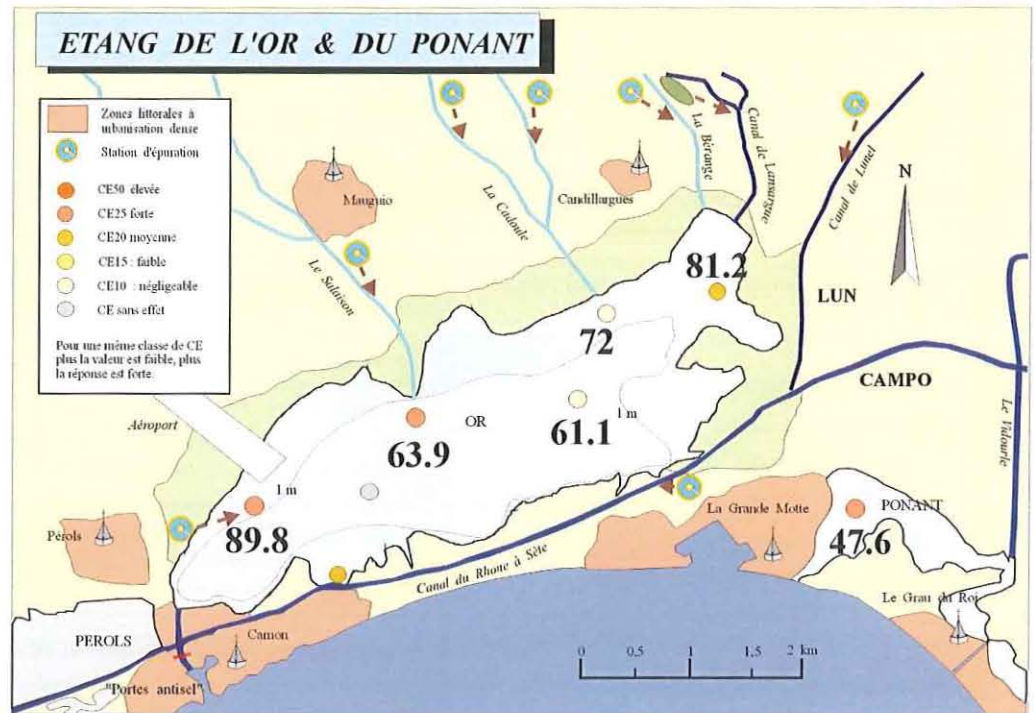


Figure 16.24 : Classes de réponse des sédiments pour les étangs de l'Or et du Ponant. Les valeurs indiquent les concentrations en pourcentage d'éluviat pour chaque classe de CE.

3.8. Etang du Ponant

L'unique point échantillonné dans le centre de la partie Ouest de la lagune, présente des éluviats à réponse forte avec une CE 25 de 47,6% (Fig. 16.24). Cette lagune est sous l'influence directe du Vidourle qui s'y jette.

4. Conclusion

Cette étude a permis de réaliser une vue d'ensemble de la qualité globale des sédiments des principales lagunes languedociennes. Il en ressort que :

Pour les lagunes offrant des activités aquacoles majeures telles que Thau et Leucate, aucun problème significatif n'a pu être mis en évidence, en particulier autour des zones conchylicoles. Pour le Prévost, au point le plus proche des parcs (le grau), aucune réponse n'a été détectée. Cependant, l'influence du canal du Rhône à Sète, relativement proche, n'est pas à négliger. Il en va de même pour l'arrivée de ce canal dans l'étang de Thau

Tableau 16.1 : Récapitulatif des stations ayant présentées des réponses élevées et fortes des sédiments et mise en perspective des sources potentielles d'apports en polluants.

Classe de réponse	Stations	Sources potentielles d'apports en polluants
CE50, élevée	STEP de Bages (Bages-Sigean)	Effluents de retraitement des eaux usées + influences zones industrielle de Narbonne.
	Débouché du Canélou (Bages-Sigean)	Effluents industriels de Narbonne + effluents de retraitement des eaux usées de Narbonne + eaux de ruissellement de zones agricoles + effluents portuaires (voie navigable, utilisation touristique intense l'été).
	Campagnol	Effluents industriels de Narbonne + effluents de retraitement des eaux usées de Narbonne + eaux de ruissellement de zones agricoles + effluents portuaires (voie navigable, utilisation touristique intense)
	La Mosson .	Effluents industriels de Montpellier + effluents de retraitement des eaux usées de Montpellier + eaux de ruissellement de zones agricoles + décharge du Thot.
	Partie lagunaire du grau de Port-La-Nouvelle (Bages-Sigean).	Effluents industriels de Port-La-Nouvelle (usines de pesticides), effluents portuaires, effluents de retraitement des eaux usées, + influence intermittente de la Robine avec tous ses effluents.
	Partie lagunaire du grau de Frontignan-Plage.	Effluents portuaires + influence du canal du Rhône à Sète.
CE 25, forte	Débouché étang du Maire (Or).	Effluents de retraitement des eaux usées + eaux de ruissellement + éventuels rejets de l'aéroport de Lattes.
	Débouché du Salaison(Or).	Effluents de retraitement des eaux usées+ eaux de ruissellement.
	Ponant	Effluents industriels du bassin versant + effluents de retraitement des eaux usées du bassin versant + eaux de ruissellement de zones agricoles.
	Débouché de la Fosseille, le Cagarel, et l'ancien lit du Réart (Canet Nord).	Eaux de ruissellement de zones agricoles + effluents de retraitement des eaux usées de St Nazaire.
	Débouché du Réart (Canet centre).	Eaux de ruissellement de zones agricoles + effluents de retraitement des eaux usées.
	Le canal du Rhône à Sète (du Prévost à Thau).	Effluents industriels de Montpellier, effluents de retraitement des eaux usées de Montpellier + eaux de ruissellement de zones agricoles + effluents portuaires (voie navigable, utilisation commerciale + touristique intense l'été)
	Port de Mèze, intra muros (Thau)	Effluents portuaires.

L'objectif du screening réalisé était de faire apparaître les stations pour lesquelles des apports connus ou inconnus de substances polluantes pouvaient présenter un risque de pollution des sédiments. Une manière de sélectionner les zones pour lesquelles des études complémentaires devraient éventuellement être envisagées consiste à ne retenir que les stations pour lesquelles les éutriats étaient suffisamment nocifs pour donner lieu à un calcul de CE 50. Le tableau 16.1 montre que 7 stations répondent à ce critère. Elles sont localisées dans l'étang de Bages, de Campagnol et dans le complexe palavasien. Ces trois zones sont par

ailleurs connues pour être sous l'influence d'apports anthropiques identifiés, essentiellement provenant d'activités urbaines et industrielle.

Les résultats obtenus aux autres stations ne mettent pas en évidence d'impact environnemental particulier.

5. Perspectives.

Les résultats des tests de toxicité confirment que la contamination chimique des sédiments de l'étang de Bages, le complexe Palavasien, et le canal du Rhône à Sète, peuvent être une source de danger pour les biotopes concernés. Ce constat est en accord avec la qualité générale de ces milieux évaluée au travers des indicateurs du RSL ou d'études particulières. Dorénavant les travaux futurs doivent être considérés dans un contexte multidisciplinaire d'analyse des risques environnementaux incluant :

- évaluation quantitative et qualitative des toxiques susceptibles d'atteindre ces zones,
- identification du, ou des, polluant(s) majeurs nécessitant une attention particulière en raison de leur dangerosité et de la possibilité technique de réduire leurs sources,
- estimation des effets des polluants incriminés sur les écosystèmes lagunaires à partir d'espèces représentatives,
- fixation des priorités en matière de restauration des milieux, selon les vœux des structures de gestion.

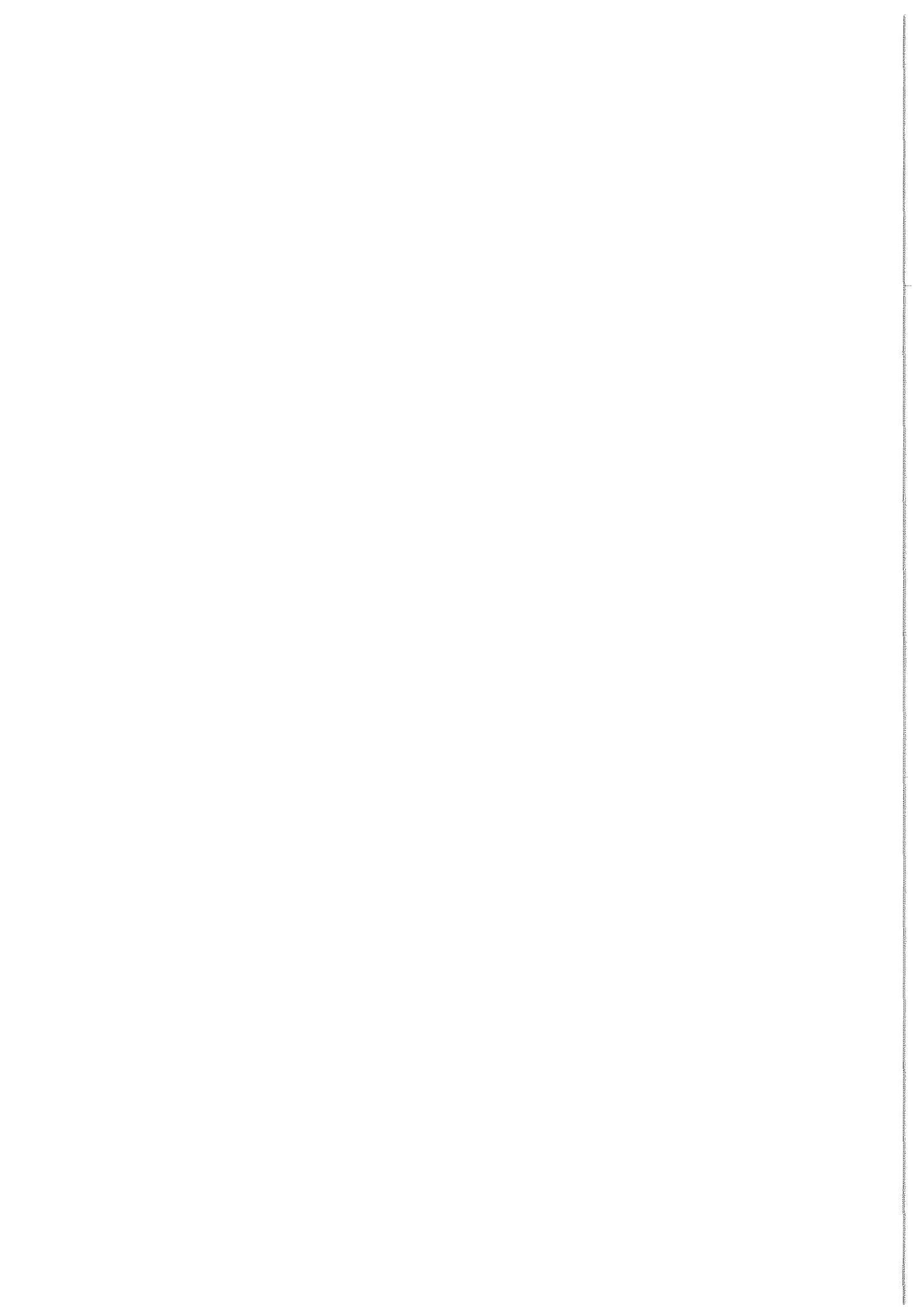
Après l'état de référence qui vient d'être réalisé, les suivis spatio-temporels du compartiment sédimentaire ne paraissent plus appropriés en utilisant une méthode screening, en raison des échelles de temps auxquelles ils s'adressent. On rappellera qu'en zone de faible sédimentation on estime à cinq ans la représentativité des analyses de contaminant dans les sédiments. En résumé toute étude future, sauf cas particulier à examiner, devrait être incluse dans un programme de restauration des milieux. Dans l'attente, il conviendrait de se limiter à une approche locale d'étude la toxicité, à partir de méthodes représentatives des conditions de milieu les plus fréquentes : sédiment contact, eaux interstitielles.

6. Références bibliographiques.

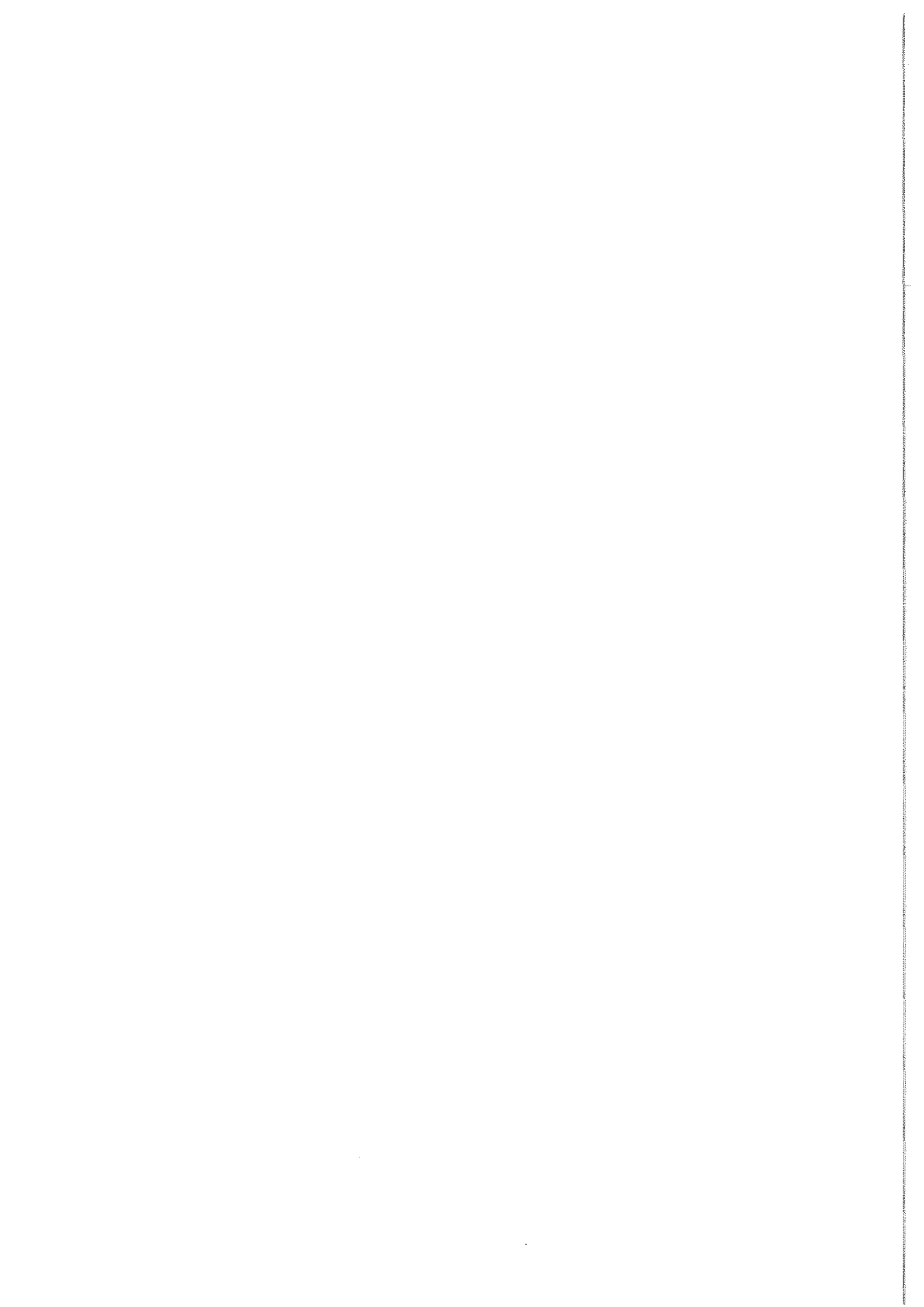
- Alzieu, C. (2001). Dragages et environnement marin. *Editions IFREMER*. 223p.
- Alzieu, C, Abadie, E. (2000). Contamination de l'étang de Bages-Sigean par les polluants chimiques – Incidence des inondations de novembre 1999. Rapport interne, Direction de l'Environnement et de l'aménagement Littoral, laboratoire côtier de Sète. 31p.
- Dupré.N. (2002). Rôle des Rejets des Stations d'Épuration dans l'Eutrophisation des lagunes du Languedoc-Roussillon. Exemple du complexe palavasien. Rapport de stage de Diplôme d'Etude Supérieure. Université de Montpellier II. 202 p
- Emmens, C.W. (1948). Principles of biological assays. *Chapman and Hall, London*.205p.
- Finney, D. J. (1971). Probits analysis. 3rd edn. p 1-133. Cambridge University Press. Cambridge, England.
- His E., Beiras, R, & Seaman, M. (1999). The Assessment of Marine Pollution – Bioassays with Bivalve Embryos and Larvae. *Advances in Marine Biology, volume 37, 1-168*. Academic Press , London, 178p.
- Livett, E. A. (1988). Geochemical monitoring of atmospheric heavy metal pollution : theory and applications. *Advances in Ecological Research* 18. 65 – 177.
- Moriarty F.,1990. Ecotoxicology. The study of pollutants in Ecosystems. Academic Press, London, 289p.
- Tarbouriech, L. (2001). Rapport de stage IFREMER, direction de l'Environnement et de l'aménagement Littoral, laboratoire côtier de Sète. 85p.
- Wilke, M, Boutière.H. (1997). Cent ans de recherche, de travaux et de projets sur l'étang de Canet, ses rives et son bassin versant. Conservatoire du Littoral, Montpellier.
- Woelke C. E., 1967. Measurement of water quality with the Pacific oyster embryo bioassay. *Water Quality Criteria, ASTM STP 416*, Am. Soc. Testing Mats, 112-120.
- RNO (1999). Résultats de la Surveillance de la Qualité du Milieu Marin Littoral. IFREMER, Direction de l'Environnement et de l'aménagement Littoral, laboratoire côtier de Sète. *Editions IFREMER*. 49p.



ANNEXES



1. OUTIL INDICATEURS DU NIVEAU D'EUTROPHISATION DES LAGUNES MEDITERRANÉENNES.....	493
2. RÉSEAU NATIONAL D'OBSERVATION (RNO).....	501
3. MODÉLISATION EN MILIEU LAGUNAIRE.....	503
4. QUALITÉ MICROBIOLOGIQUE DES COQUILLAGES.....	513
5. STATIONS D'ÉPURATION DU BASSIN VERSANT DE L'ÉTANG DE THAU	519
6. RÉSULTATS REPHY 2002 – PHYCOTOXINES.....	522



1. Outil indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes

INTRODUCTION

Selon la directive du Conseil des Communautés européennes du 21 mai 1991 (91/271/CEE), **l'eutrophisation se définit comme l'enrichissement en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question.**

Les signes de l'eutrophisation vont se manifester dans des compartiments de l'écosystème concernés par les apports en éléments nutritifs dans l'eau :

- Le **phytoplancton** peut être considéré comme un indicateur "objectif" de l'eutrophisation. Les proliférations phytoplanctoniques ou blooms sont en relation étroite avec les apports d'azote et de phosphore. Les niveaux de proliférations doivent être formalisés au travers des comptages. Les chlorophylles qui constituent des indicateurs de biomasses phytoplanctoniques sont associées aux variables de routine.
- Les **macrophytes** sont aussi en relation directe et indirecte avec les apports d'azote et de phosphore dans le milieu. La relation indirecte provient de l'augmentation de turbidité liée à l'accroissement des densités phytoplanctoniques. Ce dernier entraîne le déclin des phanérogames au profit des algues. La prolifération d'algues vertes constitue la relation directe sur les apports en azote de phosphore dans les lagunes. Les changements dans les biomasses de macrophytes, au fur et à mesure que les apports en azote et phosphore augmentent, doivent faire l'objet d'une formalisation.
- Le **sédiment** est en relation indirecte avec les apports d'azote et de phosphore car il constitue le "lieu de passage" des matières eutrophisantes dans l'écosystème lagunaire. Le phytoplancton et les macrophytes sont recyclés à son interface, consommant de l'oxygène et libérant des sels minéraux. Ces derniers viennent enrichir en partie le sédiment. Ce processus fait du sédiment un compartiment intégrateur des apports d'azote et de phosphore dans le milieu. Aussi, les niveaux de concentration en matière organique, azote et phosphore, doivent présenter une graduation.
- Placée en aval de la production primaire dans la chaîne trophique, la **macrofaune** benthique est en relation indirecte avec les apports d'azote et de phosphore. Les excès de matière organique entraînent une diminution de l'oxygène dissous dans les sédiments ce qui change les conditions de vie pour les animaux. L'excès de phytoplancton peut aussi entraîner la prolifération de filtreurs benthiques.
- La **colonne d'eau** comporte une batterie de variables, certaines révéleront les causes et d'autres les conséquences de l'eutrophisation. Les sels nutritifs constituent les causes, la turbidité et les chlorophylles restituent les conséquences. Enfin, les formes totales d'azote et de phosphore intègrent les causes et les conséquences, car les formes organiques (plancton, matière

détritique) constituent à terme des matières eutrophisantes en raison du recyclage efficace à l'interface eau-sédiment.

La mise à jour d'une grille de seuil des variables de l'eau pouvant permettre, au moins chaque année, d'indiquer l'état trophique des environnements lagunaires, repose au préalable sur **la définition des états de l'eutrophisation**. Cette définition ne peut s'effectuer qu'à partir des variables biologiques indicatrices couplées à celles du sédiment très intégratrices dans le temps.

LE PHYTOPLANCTON

Le diagnostic du phytoplancton est obtenu à partir du comptage des cellules phytoplanctoniques sur deux gammes de taille : $> 2 \mu\text{m}$ et $< 2 \mu\text{m}$. Cette distinction de taille arbitraire permet de distinguer des groupes phytoplanctoniques au comportement écologique différent. Les analyses par cytométrie en flux permettent de remplir la grille suivante.

Tableau 1. : Grille de diagnostic pour le phytoplancton.

		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
$< 2\mu\text{m}$	Cel/L 10^6		20		50		100		500	
$> 2\mu\text{m}$	Cel/L 10^6		2		5		10		50	

L'état retenu est le plus déclassant de la grille.

LES MACROPHYTES

L'inventaire des espèces de macrophytes, leur biomasse en poids sec et leur taux de recouvrement à chaque station échantillonnée permet de définir l'état d'eutrophisation.

Les macrophytes sont d'abord classés en 4 catégories :

- phanérogames d'eau douce (Potamot)
- espèces climax (phanérogames marines et algues permanentes)
- algues dérivantes
- algues opportunistes

Le pourcentage de la biomasse des espèces climax par rapport à la biomasse totale est calculé pour chaque prélèvement. L'utilisation de la diversité spécifique

(nombre d'espèces) en deuxième entrée permet de lever d'éventuelles ambiguïtés soulevées par certains prélèvements (mélange d'espèces climax et d'algues opportunistes par exemple). La grille suivante est alors utilisée :

Tableau 2. : Grille de diagnostic pour les macrophytes.

ESPECES CLIMAX	DIVERSITE		
	Satisfaisante nb sp > 6	Réduite 3 < nb sp < 6	Très faible nb sp < 3
Dominantes 75% < BMC	Très bon		
Dominantes 50% < BMC < 75%	Bon		
Présentes 5% < BMC < 50%	Moyen		
Faiblement présentes BMC < 5%		Médiocre	
Absentes			Mauvais

BMC : biomasse relative des espèces climax ;
Nb sp : nombre total d'espèces dans le relevé

Les états peuvent ainsi être cartographiés, permettant un diagnostic de l'eutrophisation à partir des macrophytes.

L'état général de la lagune est obtenu en utilisant la grille avec les proportions moyennes en espèces climax et le nombre total d'espèces observées dans l'ensemble des prélèvements où le taux de recouvrement est supérieur à 5%. Les seuils déterminant si la diversité est satisfaisante, réduite ou très faible, sont calés sur le nombre d'espèces observées aux stations (cadre de 0,25 m²).

Remarque : En dessous de 5% de recouvrement des macrophytes, le diagnostic n'est pas possible. Dans ce cas, la station, la lagune ou le secteur de lagune sont symbolisés par la couleur noire.

Diagnostic simplifié des macrophytes

Peu de lagunes peuvent être diagnostiquées en une seule année par la technique utilisée. Une autre technique basée sur l'observation qualitative d'une zone de 100 hectares centrée sur une station peut constituer un outil de validation sur un nombre plus important de lagunes. Du point de vue logistique et des coûts, les prélèvements qualitatifs sont moins contraignants que les relevés phytosociologiques. Le temps à passer sur le terrain est plus court. Le traitement des échantillons demande un travail de laboratoire moins long ce qui permet de multiplier les prélèvements.

Le diagnostic simplifié prend en compte le pourcentage de recouvrement des espèces climax et le nombre d'espèce (Tableau 3). Le tableau suivant est utilisé. La biomasse est remplacée par le pourcentage de recouvrement des espèces climax sur la surface de chaque zone visitée.

Dans le diagnostic simplifié, le nombre total d'espèces a des chances de varier car les prélèvements sont effectués sur la zone entière de 100 ha correspondant à la station.

Le second critère est donc moins sévère que dans le diagnostic normal.

Tableau 3 : Grille de diagnostic simplifié par les macrophytes. Ce tableau peut être utilisé pour le diagnostic global d'une lagune ou d'un secteur lagunaire lorsque le taux de recouvrement est supérieur à 5%.

ESPECES CLIMAX	DIVERSITE		
	Satisfaisante	Réduite	Très faible
	nb sp > 6	3 < nb sp < 6	nb sp < 3
Dominantes RC > 75%	Très bon		
Dominantes 50% < RC < 75%	Bon		
Présentes 5% < RC < 50%	Moyen		
Faiblement présentes RC < 5%	Médiocre		
Absentes			Mauvais

C: recouvrement relatif des espèces climax (% de la surface du fond occupé par les espèces climax ; nb sp : nombre total d'espèces observées.

LA MACROFAUNE BENTHIQUE

L'inventaire des espèces et leur nombre d'individus par mètre carré permet, grâce à un tableau à double entrée, de définir la **potentialité biologique liée à la macrofaune**.

Les espèces indicatrices de forte charge en matière organique sont : *Capitella capitata* et *Scololepsis fuliginosus* (ou *Malacoceros indicus*).

Tableau 4 : Grille de diagnostic pour la potentialité biologique liée à la macrofaune

		RICHESSE SPÉCIFIQUE				
		Très satisfaisante	Satisfaisante	Réduite	Très faible	
Espèces indicatrices de matière organique	Densité	Nulle			Mauvais	
		Très faible		Médiocre	Mauvais	
		Faible	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre
		Normale	Très bon	Très bon	Bon	Mauvais
	Présence	Forte	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre
	Prolifération	Très forte		Moyen	Médiocre	Mauvais

Le double encadré représente les situations généralement rencontrées dans les lagunes du Languedoc Roussillon

L'attribution d'un état se fait à partir des valeurs seuils présentées dans le tableau suivant :

Tableau 5 : Valeurs seuils pour la macrofaune benthique.

RICHESSE SPÉCIFIQUE :	DENSITÉS :
Très satisfaisante : plus de 30 espèces	Nulle : 0
Satisfaisante : 21 à 30 espèces	Très faible : 1 à 200 individus
Réduite : 11 à 20 espèces	Faible : 201 à 1500 individus
Très faible : 0 à 10 espèces	Normale : 1501 à 6000 individus
	Forte : 6001 à 8000 individus
	Très forte : plus de 8000 individus

La prolifération du polychète *Ficopotamus enigmaticus* qui se caractérise par la présence de cascaills doit être indiquée.

LES SEDIMENTS

Les sédiments sont diagnostiqués en cartographiant les données de concentrations en matière organique (MO), azote et phosphore (NT et PT), après encodage suivant la grille de diagnostic suivante :

Tableau 6 : Grille de diagnostic pour les sédiments.

VARIABLE		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
MO	%		3,5		5,0		7,5		10,0	
NT	g/kg PS		1,0		2,0		3,0		4,0	
PT	mg/kg PS		400		500		600		700	

Chaque station échantillonnée donne accès à un état défini par la grille de qualité trophique des sédiments. Des cartes, montrant la distribution spatiale des états, permettent d'identifier notamment les secteurs les plus dégradés. La détermination de l'état général d'un secteur ou d'une lagune est donnée pour chaque variable en retenant le rang (rangement par ordre croissant) correspondant à l'entier le plus proche de la quantité $0,8 \times N$ où N est le nombre de stations échantillonnées. L'état retenu pour une lagune ou un secteur de lagune est le plus déclassant de la grille.

ETAT GENERAL ISSU DU DIAGNOSTIC DE L'EUTROPHISATION

Les résultats pour chaque écosystème peuvent être rassemblés dans une planche qui conduit à un état global de l'écosystème pour ce qui concerne l'eutrophisation.

Tableau 7 : Planche de diagnostic global de l'écosystème vis-à-vis de l'eutrophisation.

PLANCHE DE RESULTATS	
SEDIMENTS	<input type="text"/>
PHOSPHORE SEDIMENTS	<input type="text"/>
PHYTOPLANCTON	<input type="text"/>
MACROPHYTES	<input type="text"/>
PROLIFERATIONS	<input type="text"/>
POTENTIALITE BIOLOGIQUE MACROFAUNE	<input type="text"/>
ETAT GENERAL VIS-A-VIS DE L'EUTROPHISATION	<input type="text"/>
Légende : Très bon Bon Moyen Médiocre Mauvais	

L'ensemble des résultats rassemblés dans cette planche permet d'identifier sommairement dans quel(s) compartiment(s) les éventuelles dégradations entraînées par le niveau d'eutrophisation se font sentir. Cette planche doit être accompagnée de l'interprétation d'un expert.

La détermination de l'état général de l'écosystème par rapport à l'eutrophisation est effectuée en prenant l'état le plus déclassant des variables suivantes (en rouge dans le tableau 7) :

- le phosphore des sédiments
- le phytoplancton
- les macrophytes

GRILLE DE QUALITE DE L'EAU

La grille de lecture de l'eau est remplie à partir d'un triple échantillonnage reparti sur les trois mois d'été (juin, juillet et août). Pour chaque variable, la valeur la plus élevée des trois mois est retenue pour remplir la grille. La grille permet de guider l'interprétation de l'expert sur le niveau d'eutrophisation (Tableau 8).

Chaque grille conduit à un état général obtenu en retenant l'avant dernier état le plus déclassant.

Tableau 8 : Grille de lecture de l'eau utilisée dans le RSL.

Variable		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
$ \Delta \%O_2 \text{ SAT} $		0	20	30	40	50
TUR	(NTU)	0	5	10	25	40
PO_4^{3-}	(μM)	0	0,3	1	1,5	4
NID	(μM)	0	2	6	10	20
NITRI	(μM)	0	0,3	0,5	0,75	1
NITRA	(μM)	0	1	3	5	10
AMMO	(μM)	0	11	3	5	10
Chl-a	(mg m^{-3})	0	5	7	10	20
Chlaphe	(mg m^{-3})	0	7	10	15	25
NT	(μM)	0	50	75	100	120
PT	(μM)	0	0,75	1,5	2,5	4,5

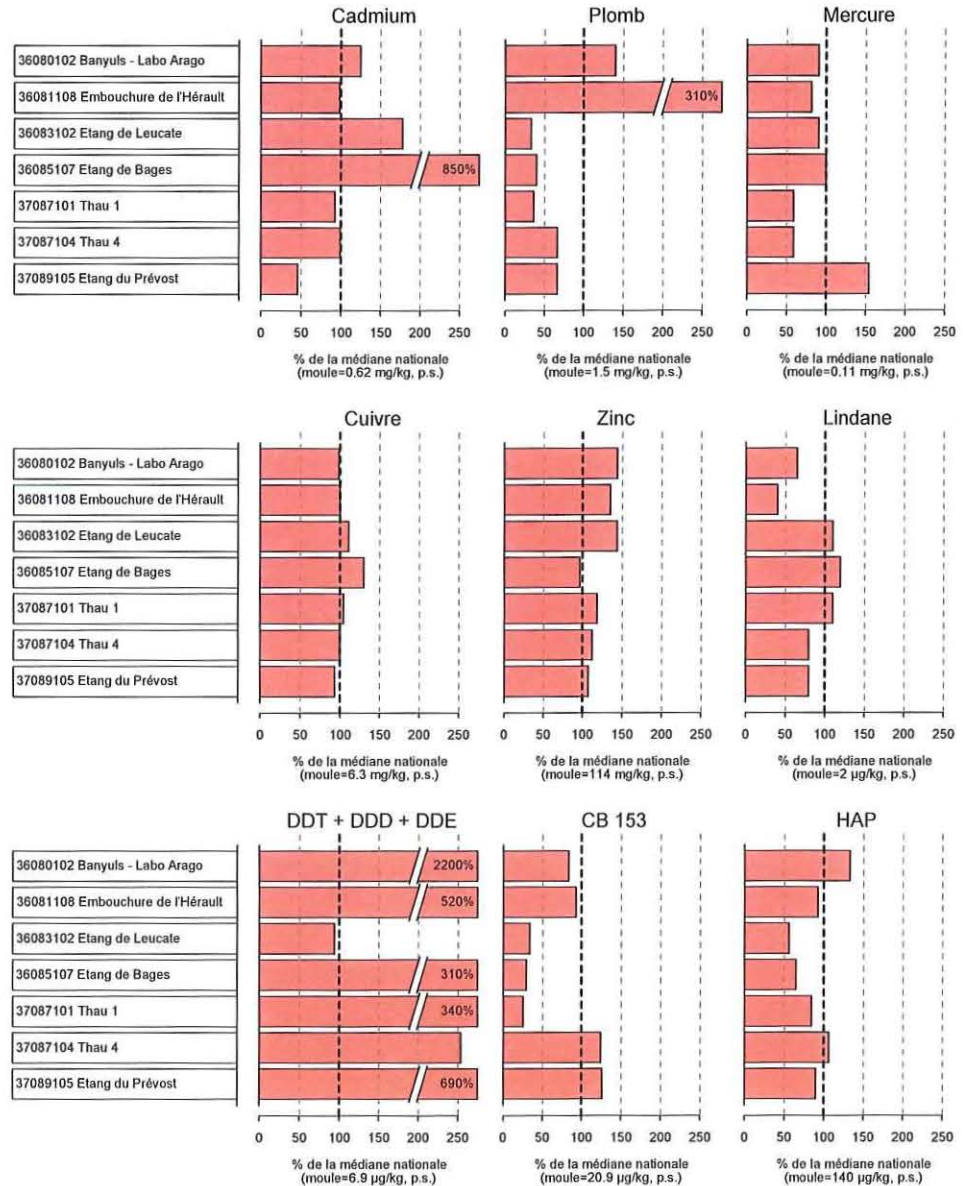
Les variables utilisées dans la grille sont les suivantes :

- $|\Delta \%O_2 \text{ SAT}|$: Ecart par rapport à 100% de saturation (sans unité)
- TUR : Turbidité (NTU)
- PO_4^{3-} : Concentration en phosphates (μM)
- NID : Concentration en azote inorganique dissous (μM)
- NITRI : Concentration en nitrites (μM)
- NITRA : Concentration en nitrates (μM)
- AMMO : Concentration en ammonium (μM)
- CHL-A : Concentration en chlorophylle-a ($\mu\text{g/l}$)
- Chlaphe : Concentration en chlorophylle-a + phéophytine-a ($\mu\text{g/l}$)
- NT : Concentration en azote total (μM)
- PT : Concentration en phosphore Total (μM)

2. Réseau national d'Observation (RNO)

RNO MATIERES VIVANTES

Résultats RNO
Comparaison des contaminants aux médianes nationales pour les trois dernières années



Source/Copyright RNO MEDD-Ifremer, banque Quadrigé

RNO SEDIMENTS

Une évaluation simplifiée de la contamination des lagunes du Languedoc-Roussillon peut être réalisée à partir d'une sélection des métaux et substances prioritaires analysés pendant la campagne RNO (1996). Parmi les éléments métalliques, nous avons retenus le mercure, en raison de son caractère toxique et de sa capacité à être biomagnifié dans les chaînes trophiques, le cadmium, élément toxique et bioaccumulable connu pour provenir de sources industrielles régionales. Bien qu'étant des oligoéléments, c'est-à-dire impliqués dans les processus biologiques mais toxiques à fortes doses, le cuivre et zinc méritent attention du fait de leurs utilisations multiples.

En ce qui concerne les substances organiques le DDT insecticide largement utilisé par le passé en Languedoc Roussillon est aujourd'hui suivi à titre de traceur régional ; les niveaux de contamination étant faibles mais persistants. Une comparaison des situations des différentes lagunes peut se révéler intéressante. Trois congénères des PCB, CB138, CB153 et CB180 qui constituent les « majeurs », ainsi que quatre Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, représentatifs des hydrocarbures d'origine pyrolytique, dont le Benzo 3, 4 pyrène cancérigène notoire, complètent l'évaluation.

3. Modélisation en milieu lagunaire

INTRODUCTION

La gestion des écosystèmes marins nécessite une bonne connaissance de leur fonctionnement et par suite une capacité à prédire leur réponse à une perturbation donnée, que celle-ci soit d'origine climatique ou anthropique.

En particulier, la connaissance des courants marins qui représentent à la fois le vecteur des masses d'eau et de leur contenu, chimique ou biologique et le mécanisme de mélange de toutes ces substances constitue une information qu'il convient d'acquérir.

Différentes techniques existent qui permettent d'estimer les courants *in situ* (Mauvais *et al.*, 1989) :

- *mesures à l'aide de courantomètres*. Ces mesures fournissent des informations sur la variation des courants dans le temps, en un point fixe de la zone à étudier. De plus, ces appareils donnent généralement accès à la courantologie instantanée¹. L'extraction du champ de courant moyen nécessite un traitement statistique des données. Une bonne connaissance de la courantologie sur l'ensemble d'une zone impose donc de mouiller plusieurs appareils pendant des temps relativement longs.
- *suivi de flotteurs*. Le suivi de flotteurs met à jour des trajectoires. Toutefois, il est difficile de dissocier dans ces trajectoires la partie significative de la part aléatoire associée à des tourbillons locaux peu représentatifs de la circulation générale dans la zone. La mise en œuvre de ces techniques est également coûteuse et délicate (sensibilité des flotteurs au vent lui-même et non pas seulement aux courants engendrés par le vent...)
- *suivi de traceurs conservatifs*. Ces suivis peuvent donner accès aux mouvements de la masse d'eau sur des échelles de temps et d'espace significatives. Cependant, la description complète de ces panaches nécessitent la mise en œuvre de moyens très lourds et mal perçus par le public (lâchers de colorants, prélèvements, dosage...).

Une alternative à la mesure de ces courants est de les calculer. Les équations qui décrivent le mouvement d'un fluide et des constituants dissous qu'il contient sont connues². Toutefois, ces équations n'admettent pas de solutions analytiques c'est à dire de solutions continues dans l'espace et dans le temps. Leur résolution se fait en « découpant » le temps en une succession d'instantanés et l'espace en une succession de points. A un instant donné et en un point donné de l'espace, la solution dépend alors de la solution obtenue l'instant précédent en ce même point et aux points voisins : c'est la discrétisation.

Si une grille de calcul (succession de points) est définie au préalable sur le site à étudier, et si l'état initial du système est connu sur l'ensemble de cette grille, un modèle mathématique permet alors de calculer, à différents instants et pour l'ensemble des points de la grille les valeurs du courant, de la hauteur d'eau et des concentrations des paramètres dissous conservatifs.

¹ Courant instantané : composante moyenne représentant le déplacement net d'une particule d'eau + composante fluctuante due à la turbulence (Région Languedoc Roussillon, 2000).

² Les équations de Navier-Stokes et de conservation de la masse permettent, en théorie, de décrire et prédire à peu près tous les mouvements marins. Complétées par les équations « d'advection dispersion » elles permettent de rendre compte de la dispersion d'un élément dissous conservatif.

La résolution des équations du mouvement est cependant extrêmement complexe et le modèle développé est nécessairement basé sur des hypothèses simplificatrices : ces simplifications sont alors fonction du degré de précision que l'on souhaite obtenir dans la description des phénomènes étudiés ainsi que des échelles caractéristiques de temps et d'espace des contraintes extérieures qui génèrent le mouvement.

Ces simplifications imposent, en outre, de définir le champ d'application du modèle c'est-à-dire le contexte dans lequel le modèle reproduit la réalité avec une marge d'erreur acceptable. Ces phases préliminaires indispensables de calibration et validation nécessitent des mesures *in situ* (de courant ou de hauteur d'eau) afin de les confronter aux résultats des simulations.

Par suite, un modèle validé sur un site constitue un outil puissant d'aide à la gestion de ce milieu de par son caractère prédictif et la capacité qu'il offre de tester des propositions d'aménagement.

Le modèle mathématique MARS-3D, développé par l'Ifremer (DEL/AO), a été appliqué sur le site de l'étang de Thau dans le cadre du chantier « Lagunes Méditerranéennes » du Programme National d'Environnement Côtier. Son utilisation a contribué à affiner notre connaissance du fonctionnement de cet écosystème.

Dans le cadre du volet « Développement d'outils d'aide à la gestion » du Réseau de Suivi Lagunaire, un des objectifs est d'appliquer le modèle MARS 3D sur les lagunes de Salses-Leucate et de Bages-Sigean. Un modèle hydrodynamique devrait également être mis en place sur une zone allant du Vidourle à Frontignan afin de couvrir le complexe « étangs palavasiens-étang de l'Or-Canal du Rhône à Sète ».

DYNAMIQUE DES MASSES D'EAU EN MILIEU LAGUNAIRE

Les lois de la physique postulent qu'un système « au repos » ne quitte cette position d'équilibre stable que lorsqu'il subit des contraintes extérieures qui le mettent en mouvement. Ces contraintes extérieures sont appelées « forçages ». Ainsi, un système en mouvement ne pourra être modélisé que si les forçages qui gouvernent son évolution sont clairement identifiés et « mesurables ».

Hydrodynamique

La mise en mouvement des masses d'eau en milieu lagunaire résulte principalement du frottement exercé par le vent à la surface du plan d'eau et des variations du niveau en mer qui peuvent être considérées comme un forçage au niveau des graus.

Localement, les cours d'eau qui rejoignent la lagune modifient la dynamique dans la zone proche de leur embouchure.

A l'inverse, la dissipation d'énergie par frottement sur le fond de la lagune limite les mouvements de la masse d'eau.

Le vent

A l'intérieur de la lagune, le vent constitue le principal moteur de la dynamique des masses d'eau. Le frottement qu'il engendre à la surface du plan d'eau, met la couche superficielle en mouvement. Le frottement interne, résultant de ce

mouvement de la couche de surface, provoque le mouvement des couches sous-jacentes. Au large en milieu ouvert, l'épaisseur de la colonne d'eau impactée par le vent est de quelques dizaines de mètres. En zone fermée ou semi-fermée peu profonde, la topographie et la présence des côtes modifient de façon complexe cette circulation par les contraintes qu'elles imposent aux courants. Du fait de la présence des côtes, le transport d'une partie de la masse d'eau dans la direction du vent aboutit à un basculement du plan d'eau qui se traduit par une surcote au niveau de la rive sous le vent et une décote au niveau de la rive au vent. Des courants de retour au fond (opposés aux courants de surface) s'instaurent pour compenser le déficit ou l'apport d'eau près des côtes.

Dans des configurations de site simple, les équations du mouvement d'un fluide contraint uniquement par le vent admettent une solution analytique. A titre d'exemple, si l'on schématise la lagune de Salses-Leucate comme un bassin rectangulaire à fond plat (2,5 m de profondeur), un vent constant de secteur nord de 15 m/s génère une différence de niveau de 15 cm entre deux points distants³ de 10000 m, situés l'un au nord (décote), l'autre au sud (surcote).

Notion de fetch : on appelle fetch, la distance d'eau libre (de toute obstacle) sur laquelle souffle le vent. Dans l'exemple précédent, le fetch est de 10000 m. Plus cette distance est faible, moins l'impact du vent est important : pour une lagune dont le fetch est deux fois plus petit qu'à Leucate (5000 m), la différence de niveau entre les rives est également réduite de moitié (7.5 cm).

Variation du niveau en mer

Les différences de hauteur d'eau entre la mer et la lagune créent des échanges d'eau à travers les graus afin de compenser ces déséquilibres.

Marée

Le niveau de la mer oscille régulièrement sous l'action de l'onde de marée. En Méditerranée, même si le marnage ne dépasse pas 40 cm, son caractère permanent fait que ce forçage joue un rôle essentiel dans les échanges d'eau entre la mer et la lagune. Les graus, qui constituent des étranglements plus ou moins importants, amortissent l'onde de marée : l'influence de la marée dans la lagune est d'autant plus faible que l'on s'éloigne des graus.

Variation de pression atmosphérique

La pression atmosphérique, qui traduit le poids que l'air exerce sur le monde qui nous entoure, varie en permanence sous l'action de nombreuses contraintes et selon des lois complexes. Une hausse de la pression que l'air exerce sur la mer s'accompagne donc d'une baisse du niveau en mer (et favorise généralement du

³ Cette distance s'appelle le fetch. Cf. encart pour plus de détails.

beau temps) tandis qu'une baisse de pression (souvent associée à du mauvais temps) occasionne une augmentation du niveau de la mer.

Aux oscillations régulières dues à la marée se superposent donc le forçage induit par les variations irrégulières de la pression atmosphérique.

Vent

De même que dans la lagune, l'action du vent en mer induit, selon sa direction, des élévations ou des baisses de la hauteur d'eau à la côte.

Dans le Golfe du Lion, les vents dominants, de secteur Nord (Mistral) ou Nord-Ouest (Tramontane) ont une forte influence sur la circulation des masses d'eau (Millot, 1990). Après une journée de vent (Mistral ou Tramontane), les courants de surface sont dirigés vers le sud et transportent les eaux superficielles vers le large induisant ainsi un déficit d'eau sur la côte orientée « Est-Ouest » du Languedoc. A l'inverse, le long de la côte orientée « Sud-Nord » du Roussillon, les courants de surface transportent l'eau vers la côte.

Bilan

La marée et les variations de la pression atmosphérique sont des phénomènes barotropes, c'est à dire qu'ils agissent de manière uniforme sur l'ensemble de la colonne d'eau : le courant décroît de façon logarithmique de la surface vers le fond sans toutefois présenter d'inversion. En revanche, l'action du vent est plus complexe : il génère, au sein des couches horizontales, des cellules de circulation différentes entre la surface et le fond et mélange (donc homogénéise) la colonne d'eau : les lagunes peu profondes sont donc, en règle générale, des milieux rarement stratifiés.

Stratification ponctuelle

La stratification se traduit par la coexistence dans la colonne d'eau de couches superposées de densité différente qui ne se mélangent pas. Les eaux moins denses constituent la couche de surface, les eaux plus denses se retrouvant au fond. Cette différence de densité peut être due à une différence de salinité ou dans une moins mesure à une différence de température.

En milieu lagunaire, des stratifications halines ou thermiques peuvent exister temporairement et localement.

Lors de forts épisodes pluvieux, les apports importants d'eau douce en provenance du bassin versant peuvent générer localement et temporairement une stratification haline : les eaux douces, moins denses, restent en surface et sont transportées dans la lagune (sous l'effet de la dynamique de l'apport lui-même) : le mélange avec la couche d'eau salée sous-jacente est alors fortement limité.

De même, l'été en l'absence de vent, dans les lagunes profondes (telle que Thau), une stratification thermique peut s'installer (Souchu *et al.*, 1998) : les eaux de surface se réchauffent sous l'effet du soleil créant ainsi une différence de température avec les eaux de fond qui peut atteindre 5°C (Région Languedoc Roussillon, 2000).

Dispersion d'éléments dissous

Un élément dissous dans le milieu subit les mêmes processus de transport et de dispersion que la masse d'eau qui le contient. Le forçage qu'il convient alors de maîtriser est la répartition dans l'espace et dans le temps des flux entrants. Si cet élément n'est pas conservatif, les processus de croissance ou de dégradation

chimique ou biologique doivent être identifiés. Il en est de même des contraintes extérieures qui forcent ces processus (tel que l'éclairement sur la production phytoplanctonique, ou la lyse bactérienne).

MODELE D'ECOSYSTEME LAGUNAIRE

Depuis une vingtaine d'années, différents modèles hydrodynamiques ont été appliqués sur différentes lagunes du Languedoc-Roussillon (Thau (Millet, 1989), les étangs palavasiens, (BCEOM, 1990 ; Millet, Guelorget, 1994 ; Menesguen, 1999), Bages-Sigean (Anonyme, 1997)). La présentation qui suit concerne le modèle hydrodynamique MARS 3D (Lazure, 1992) qui, depuis une dizaine d'années, est appliqué, perfectionné et développé dans une optique d'aide à la gestion, sur le site de Thau. L'application de ce même outil sur la lagune de Salses-Leucate a fait l'objet d'un stage de DEA (Cesmat, 2002) (cf. chap. 3.6), son « installation » sur la lagune de Bages-Sigean est en cours dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire (cf. chap. 5.5).

Modèle hydrodynamique : MARS-3D

Description sommaire

Ce modèle, à surface libre⁴, calcule les variations dans le temps et dans l'espace selon une grille horizontale régulière et un nombre constant de niveaux sur la verticale⁵ des paramètres suivants :

- les composantes du courant suivant les trois directions et les composantes moyennes sur la verticale,
- la température, la salinité ainsi que la concentration en tout autre élément dissous conservatif
- les coefficients de mélange.

Application sur la lagune de Thau

L'étang de Thau, d'une superficie de 7500 ha et d'une profondeur moyenne de 4 m (10 m au maximum), est découpé suivant une grille horizontale de 400 m de côté et 10 niveaux sur la verticale. Selon la nature du problème traité, les simulations peuvent s'étendre de la semaine à l'année (avec un pas de temps de calcul pouvant aller jusqu'à 5 mn).

⁴ La définition de la grille de calcul suivant la verticale permet de reproduire les variations de la hauteur d'eau.

⁵ Des techniques de calcul permettent de rendre compte à la fois de la topographie des fonds et des variations de la hauteur d'eau tout en gardant un nombre constant de niveaux sur la verticale.

Ce modèle a en particulier permis de mettre en évidence différents phénomènes :

- les échanges avec la mer par les canaux de Sète sont le résultat de la superposition du signal de marée, haute fréquence et du signal plus basse fréquence lié aux variations de la pression atmosphérique. Le forçage dû à l'action du vent en mer peut, en première approximation pour la lagune de Thau, être négligé.
- le vent constitue le principal moteur de la dynamique des masses d'eau et peut engendrer des inversions de courant entre la surface et le fond : cette inversion des courants a été confirmée par des mesures réalisées avec un courantomètre Doppler.
- le transport de paramètres dissous est gouverné par le champ de vitesse moyen sur la verticale, et non pas par les champs locaux.
- les apports importants en période de crue induisent des fortes stratifications dans la lagune, à l'embouchure des cours d'eau (entre les couches d'eau de densité différente), qui augmentent encore la dynamique du jet et induisent des transports de surface rapides.

Modules biologiques

Afin d'étudier les principaux phénomènes auxquels un écosystème lagunaire peut être soumis, ce modèle hydrodynamique a été couplé⁶ à différents modules biologiques et chimiques. Les processus suivants ont été modélisés :

- la consommation de l'oxygène en milieu lagunaire, afin de reproduire l'extension des crises anoxiques auxquelles la lagune de Thau est régulièrement confrontée et de tester des propositions visant à limiter l'impact de ces malaïgues (Chapelle *et al.*, 2001).
- la croissance des macrophytes qui pourra permettre de compléter le modèle précédent en simulant la phase de « démarrage » des malaïgues (Plus, 2001).
- la croissance du phytoplancton (production primaire nouvelle lors d'épisode de crue) (Chapelle *et al.*, 2000).

Ces outils, dont la vocation initiale était de satisfaire à des objectifs de recherche ont, pour certains, atteint un degré de maturité qui permet d'envisager leur utilisation en terme d'applications opérationnelles (évolution des « malaïgues », transport d'élément dissous (cf. chap 9.7.4)).

D'autres sont en cours de développement. En particulier, un modèle de survie des entérobactéries en milieu saumâtre (Martin *et al.*, 1998) est également couplé au modèle hydrodynamique afin d'étudier le devenir des micro-organismes d'intérêt sanitaire dans les eaux de l'étang et la contamination des coquillages en élevage.

Devenir des microorganismes d'intérêt sanitaire en milieu lagunaire

Les entérobactéries d'origine tellurique parviennent à l'étang suite à des apports ponctuels ou diffus. Lors de leur entrée dans la lagune, ces entérobactéries sont soumises à divers stress environnementaux qui peuvent s'avérer défavorables à leur survie dans le milieu.

Le modèle suppose que les bactéries viables cultivables (BVC) peuvent évoluer vers un état physiologique viable mais non cultivable⁷ (BVNC), lorsque les conditions environnementales deviennent défavorables (déficit en nutriments, gradient de salinité, augmentation du rayonnement solaire...).

⁶ Dans le cadre du chantier « Lagunes Méditerranéennes » du PNEC.

⁷ Les bactéries viables non cultivables (BVNC) présentent toujours une activité respiratoire et garde l'intégrité de leur cellule mais ne forment plus de colonies.

La présence de zones conchylicoles fait que trois environnements distincts sont considéré : la colonne d'eau, les sédiments et les filtreurs. Cependant, la prise en compte des compartiments « Coquillages » et « sédiments » dans l'étang de Thau n'a fait l'objet d'aucune calibration *in situ*. Certains des paramètres du module d'écophysiologie des filtreurs sont principalement issus de la bibliographie et n'ont pu être mesurés à Thau. Ce modèle « complet » doit être calibré et validé : à l'heure actuelle son utilisation en tant qu'outil d'aide à gestion n'est donc pas envisageable. Toutefois, le modèle de survie des entérobactéries **dans la colonne d'eau** ayant été validé (Martin, 1998), cette version « simplifiée » couplée au modèle hydrodynamique a pu être utilisée pour étudier l'impact des rejets des stations d'épuration du bassin versant de Thau (cf. chap. 9.5.2).

DONNEES DE FORÇAGE DU MODELE MARS 3D

Bathymétrie

Comme cela a déjà été signalé, la présence des côtes et plus généralement les variations de la topographie des fonds modifient la direction et l'intensité des courants. Une connaissance suffisamment fine (adaptée à la taille de la grille de calcul) de la bathymétrie est donc indispensable à l'application d'un modèle hydrodynamique sur un site.

Les données bathymétriques qui sont à la base du modèle de l'étang de Thau ont été acquises entre 1984 et 1987 (source inconnue).

Vent

La prise en compte du forçage par le vent à l'interface air-eau se fait en calculant la tension de cisaillement (le frottement) que celui-ci exerce sur la surface de la lagune. Cette force externe, qui est fonction de l'intensité et de la direction du vent, est donc imposée en chaque maille de la couche de surface. Ce forçage peut, de même que dans la réalité, varier dans l'espace et dans le temps.

Les données de vent disponibles sont celles enregistrées par Météo France à un pas de temps tri-horaire en différentes stations. Les stations météorologiques qui intéressent les lagunes du Languedoc-Roussillon, se situent à Fréjorgues, Sète, Leucate, Narbonne, Perpignan.

En milieu lagunaire, compte tenu des superficies qui sont en jeu, on peut supposer en première approximation que le vent est homogène sur l'ensemble de la lagune. Cependant, certaines analyses fines de processus (cas de l'*Alexandrium* à Thau, cf chap. 9.6.2) peuvent nécessiter de disposer de données de vent à une échelle locale. L'acquisition de mesures complémentaires *in situ* s'avère alors nécessaire. Par ailleurs, l'altitude à laquelle les mesures sont effectuées (le sémaphore de Sète est à plusieurs dizaines de mètres d'altitude), la distance qui sépare une lagune de la station météorologique la plus proche, sont autant

d'imprécisions sur ce forçage par le vent. Le niveau de représentativité des données de vent choisies pour un site fixe donc les limites de validité du modèle. **La prise en compte du forçage par le vent sur une lagune nécessite des séries de mesures de vent (intensité et direction) pour lesquelles il convient de vérifier qu'elles sont suffisamment représentatives du site étudié.**

Niveau en mer

Le forçage induit par les variations du niveau en mer est pris en compte dans le modèle en imposant, à chaque pas de temps de calcul, la hauteur d'eau dans la (ou les) maille(s) correspondant aux limites ouvertes du domaine. Cette contrainte qui fixe la valeur d'une (ou plusieurs) variable(s) simulée(s) par le modèle dans une (ou plusieurs) maille(s) de la grille de calcul est appelée condition aux limites.

Dans les modèles lagunaires, la limite ouverte est généralement représentée par une maille unique qui correspond à l'ouverture du grau sur la mer. Dans le cas de Leucate, où les échanges avec la mer se font par trois graus, les limites ouvertes sont au nombre de trois.

Dans le cas de Thau, les échanges par le grau de Pisses-Saume, très faibles, ne sont pas pris en compte.

La condition aux limites imposée sur la hauteur d'eau est donc définie en fonction des principaux forçages décrits précédemment.

A l'heure actuelle, les variations des hauteurs d'eau à la côte sous l'action du vent ne sont pas prises en compte dans le modèle faute de données disponibles.

Marée

La prise en compte du forçage par la marée en condition aux limites est relativement aisée à mettre en œuvre dans le modèle. En effet, la marée est un phénomène totalement déterministe dont les lois sont connues : le signal de marée peut donc être prédit et simulé à partir de la « reconstruction » de ses principales harmoniques (les composantes lunaires et solaires semi-diurnes).

Les composantes harmoniques de la marée sont fournies par le SHOM⁸ en différents points des côtes françaises. Le signal recalculé à Banyuls a été choisi pour forcer les modèles de Salses-Leucate et Bages-Sigean. Le modèle de Thau a été calibré avec les composantes calculées à Marseille.

Ce signal de marée permet de fixer la hauteur d'eau, à chaque pas de temps de calcul, dans la (ou les) maille(s) de la grille correspondant aux graus.

Pression atmosphérique

De même que pour la marée, l'effet des variations de la pression atmosphérique sur le niveau marin est connu : schématiquement, on admet qu'une augmentation de 1 millibar engendre une baisse du niveau marin de 1 cm.

Les données de pression atmosphérique fournies par Météo France, au pas de temps de trois heures, sont traduites en hauteur d'eau. Ce signal, interpolé au pas de temps de calcul, se superpose à celui de la marée en condition aux limites.

La prise en compte du forçage par les variations du niveau d'eau en mer nécessite des mesures de la pression atmosphérique dont le pas de temps et la localisation spatiale sont suffisamment représentatifs de la réalité.

⁸ Les prédictions de la marée sont disponibles sur le site du SHOM : <http://www.shom.fr>

Apports d'éléments dissous à la lagune

Les entrées d'éléments dissous biologiques ou chimiques se font principalement par les cours d'eau et par les graus.

Apports par la mer

Les apports en éléments dissous au niveau des graus sont assujettis aux phases de courants entrants. La prise en compte de ces apports se fait alors en imposant, en période de courant entrant uniquement, une condition à la limite au niveau de la communication avec la mer, sur la concentration de l'élément dissous. Le flux entrant est alors calculé en fonction de cette concentration imposée, de la vitesse simulée et de la section connue du grau.

Flux en provenance du bassin versant

Les apports en éléments dissous par le bassin versant sont pris en compte de façon similaire, si ce n'est que les débits des cours d'eau constituent un forçage supplémentaire qu'il convient de simuler.

La maille correspondant à l'embouchure du cours d'eau est alors considérée comme une limite ouverte supplémentaire dans le domaine de calcul. Les débits du cours d'eau sont traduits en terme de quantité d'eau supplémentaire apportée dans la maille et par suite en condition aux limites sur la hauteur d'eau. De même la concentration en élément dissous est imposée en condition aux limites dans cette même maille.

La prise en compte des apports en éléments dissous par les cours d'eau nécessite des mesures de débits des cours d'eau et de concentrations de l'élément dissous. Le pas de temps doit être suffisamment représentatif de la réalité. Les apports via les graus nécessitent de disposer de mesures de concentrations de l'élément dissous.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Anonyme, 1997. Etude des impacts du projet d'enlèvement des ouvrages du barrage à vannes. BRL pour la commune de Port-La-Nouvelle, Programme Life, 84 p + ann.

BCEOM, 1990. Etude par modélisation mathématique de l'hydrodynamique et du mouvement de la pollution, Etangs de l'Arnel, du Prévost, du Grec et de Méjean-Pérols. Etude pour SIVOM Méjean, Lattes-Palavas. 40 p. + ann.

Cesmat L., 2002. Application du modèle MARS 3D sur la lagune de Salses-Leucate. Rapport DEA, Université de la Méditerranée, Marseille. 36p.

Chapelle A., Ménesguen A., Desous-Paoli J.M., Souchu P., Mazouni N., Vaquer A., Millet B., 2000. Modelling the nitrogen, primary production and oxygen in a Mediterranean lagoon. Impact of the oysters cultivation and inputs from the watershed. *Ecol. Model.* 127, 161-181.

Chapelle A., Lazure P., Souchu P., 2001. Modélisation numérique des crises anoxiques (malaïgues) dans la lagune de Thau (France). *Oceanol. Acta* 24, 87-97.

Fiandrino A., Martin Y., Got P., Bonnefont J.L., Troussellier M., 2002. Bacterial contamination of Mediterranean coastal seawater as affected by riverine inputs: simulation approach applied to a shellfish breeding area (Thau lagoon, France). *Water Research sous presse.*

Lazure P., 1992. Etude de la dynamique de l'étang de Thau par un modèle numérique tridimensionnel. *Vie et Milieu* 42, 137-145.

Martin Y., Troussellier M. and Bonnefont J.L. (1998) Adaptive response of *E. coli* to marine environmental stresses: a modelling approach based on viability and dormancy concepts. *Oceanol. Acta* 21, 951-964.

Mauvais J.L., Salomon J.C., Lazure P., Breton M., 1989. Modèles de courant en zone côtière. Un outil indispensable pour l'aide à la décision de l'aménageur. *Equinoxe*, 27, 4-13.

Ménesguen A., 1999. L'utilisation des modèles écologiques dans la lutte contre l'eutrophisation des eaux côtières françaises. Actes du Colloque « Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral », Ispiaia-Zoopôle, Saint-Brieuc-Ploufragan, 23-24 septembre 1999, Eds. Ifremer, 31-48.

Millet B., 1989. Fonctionnement hydrodynamique du bassin de Thau. Validation écologique d'un modèle numérique de circulation (programme Ecothau) *Oceanol. Acta* 12, 37-46.

Millet B., Gueloget O., 1994. Spatial and seasonal variability in the relationship between benthic community and physical environment in a lagoon ecosystem. *Marine ecology*, 108 (2), 161-174.

Millot, 1990. The Gulf of Lions' hydrodynamics. *Continental Shelf Research*, 10 (9-11), 885-894.

Plus M., 2001. Etude et modélisation des populations de macrophytes dans la lagune de Thau (Hérault, France). Thèse de l'Université de Paris VI, 369 pp.

Région Languedoc-Roussillon, 2000. Guide méthodologique de gestion des lagunes méditerranéennes. Les eaux. Document pour le programme européen Life. 1, 188 p.

Souchu P., Gasc A., Vaquer A., Collos Y., Tournier H. and Deslous-Paoli J.M., 1998. Biogeochemical aspects of bottom anoxia in a mediterranean lagoon. *Marine Ecology Progress Series* 164:135-146.

4. Qualité microbiologique des coquillages

Les premiers contrôles sanitaires des coquillages ont été mis en place en France au début du siècle à la suite de graves épidémies attribuées à la consommation d'huîtres, puis étendues aux centres d'expédition et à l'ensemble des zones de production. Les directives européennes (79/923/CEE) du 30 octobre 1979 et (91/492/CEE) du 15 juillet 1991 ont imposé la mise en place d'un système de surveillance périodique des zones de production et de classement de ces zones en fonction de critères de qualité, notamment microbiologiques.

L'Ifremer est chargé d'apporter son concours à l'Etat et aux autres personnes morales de droit public pour le contrôle de la qualité des produits de la mer et du milieu marin (Décret du 5 juin 1984 modifié). Il apporte son concours, en particulier, à la Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture (Sous-Direction de l'Aquaculture) pour élaborer la réglementation relative au suivi de la salubrité des zones de production de coquillages conchylicoles, et veiller à son application (Arrêté du 2 juillet 1999).

Le classement de salubrité des zones de production et des zones de reparcage des coquillages vivants est prononcé par le Préfet sur proposition du Directeur Départemental des Affaires Maritimes. Celui-ci fait appel à l'appui scientifique et technique de l'Ifremer pour faire les propositions qui lui incombent et exercer la surveillance permanente des zones en vue du contrôle de la qualité des coquillages.

Dans cette perspective, le REMI, **réseau de contrôle microbiologique** des zones de production conchylicoles, a été mis en place par l'Ifremer en 1989, puis révisé en 1997, en vue de préparer les propositions de classement des zones et d'effectuer la surveillance sanitaire des dites zones dans les conditions prévues par la réglementation. Il comprend un dispositif de surveillance régulière et un dispositif d'alerte.

INDICATEUR DE CONTAMINATION FECALE, EVALUATION DU RISQUE SANITAIRE, METHODES D'ANALYSES.

Indicateur de contamination fécale et évaluation du risque sanitaire

Du fait de la présence très irrégulière et de la multitude des microorganismes pathogènes (bactéries, virus, protozoaires) dans les eaux littorales, et de l'absence de technique de routine pour la recherche de virus et de la fixation de normes virologiques, le contrôle sanitaire est actuellement basé sur le dénombrement, dans les échantillons de coquillages, d'*Escherichia coli* (*E.coli*), bactéries indicatrices de contamination fécale. La quasi-totalité des microorganismes pathogènes identifiés dans les eaux littorales sont de provenance fécale, humaine ou animale, et sont accompagnés d'*E.coli* en grande abondance, et spécifiques des matières fécales.

Par leur présence, ces témoins de contamination fécale indiquent la probabilité, mais non la certitude, d'une contamination par des pathogènes de même origine car la présence et le nombre des pathogènes dépendent de l'état de santé de la population responsable de la pollution fécale. A l'inverse, l'absence de témoin

n'est pas une preuve de l'absence de risque sanitaire car certains microorganismes pathogènes, en particulier les virus, peuvent survivre plus longtemps qu'*E.coli* dans les eaux littorales et les coquillages.

En pratique, le niveau du risque sanitaire est évalué en fonction de l'importance de la pollution d'origine fécale, c'est-à-dire de l'abondance des témoins (*E. coli*). La réglementation a ainsi défini 4 catégories (A, B, C, D) par ordre décroissant de salubrité, pour classer les zones de production de coquillages.

Méthodes d'analyse

La norme NF V08-600, d'octobre 2000, pour le dénombrement des *E.coli* présumés dans les coquillages vivants, par la technique du nombre le plus probable à 5 tubes et 3 dilutions, est adoptée comme méthode de référence pour la surveillance, en application de la directive 91/492/CEE du 15 juillet 1995 modifiée par la directive 97/61 du 20 novembre 1997.

La norme V08-106, de janvier 2002, pour le dénombrement des *E.coli* présumés dans les coquillages vivants par impédancemétrie directe est la technique de routine utilisée pour la surveillance dans les laboratoires côtiers DEL de l'Ifremer en tant que méthode équivalente en niveau de précision à la méthode de référence en application à la directive citée ci-dessus. La technique impédancemétrique a pour avantage une plus grande efficacité de la surveillance sanitaire en permettant le déclenchement du dispositif d'alerte sous 48 heures au lieu d'environ une semaine pour la méthode de référence.

Les résultats de la surveillance de la contamination des coquillages sont exprimés par le nombre d'*Escherichia coli* présumés dans 100 g de chair de coquillage et de liquide inter valvaire.

Classement de zones

Les zones de production professionnelle sont classées selon les résultats d'une étude sanitaire préalable, dite **Etude de zone**. Le Directeur Départemental des Affaires Maritimes est le maître d'œuvre de la procédure administrative de classement de salubrité (selon les termes de l'arrêté du 21 mai 1999). Il réalise le dossier de demande d'étude et le confie au laboratoire côtier DEL d'Ifremer, maître d'œuvre de la réalisation de l'étude.

Un rapport d'étude de zone rédigé par l'Ifremer a pour objet de définir le niveau de qualité microbiologique de la zone étudiée en vue de son classement et de proposer le ou les points de prélèvement qui seront intégrés au réseau de contrôle REMI, ainsi que la fréquence de surveillance appliquée à l'ensemble des points de la zone.

Le principe du classement des zones de production repose sur des critères chimiques, phytoplanctoniques et microbiologiques.

Les critères microbiologiques sont les suivants :

E.coli (EC) / 100 g de CLI ⁹	Zones	Exploitation	
		Elevage	Pêche professionnelle
Au moins 90 % résultats < 230 EC et aucun > 1000 EC	A	Autorisé (consommation directe)	Autorisée (consommation directe)
Au moins 90 % résultats < 4600 EC et aucun > 46000 EC	B	Autorisé (purification ou reparcage)	Autorisée (purification ou reparcage)
Au moins 90 % résultats < 46000 EC	C	Interdit (sauf dérogation)	Autorisée (reparcage longue durée 2 mois mini associé ou non à une purification)
Non A, non B et non C	D	Interdit	Interdit

Au 1er janvier 2003, le littoral français comporte 488 zones de production classées, dont 141 en A, 197 en B, 46 en C et 94 dont le classement est encore provisoire.

LE RESEAU DE CONTROLE MICROBIOLOGIQUE REMI

Le dispositif de surveillance régulière

Le dispositif de surveillance régulière vérifie que le niveau de contamination microbiologique de chaque zone de production reste conforme au classement défini dans les arrêtés préfectoraux et dépiste d'éventuels épisodes de contamination.

Il s'appuie sur un réseau de points de prélèvements pérennes représentatifs des zones de production classées de qualité A, B, et C et des zones de production de reparcage situées en milieu ouvert sans possibilité de maîtrise de la qualité de l'eau de mer. Les zones D ne font pas l'objet d'une surveillance régulière.

En 2003, le REMI a défini au total 388 points de prélèvement.

⁹ CLI = Chair et Liquide Intervalvaire

Les zones étant réputées homogènes sur le plan sanitaire, en règle générale un seul point de prélèvement est défini pour représenter une zone de petite dimension. Ce point de prélèvement est placé de telle sorte qu'il permette aussi la mise en œuvre du dispositif d'alerte dès que nécessaire, il est donc situé dans un secteur exposé à un risque d'insalubrité dû à un éventuel apport contaminant.

Afin d'avoir une compatibilité maximale entre les résultats d'analyses des coquillages d'une même zone, les séries de prélèvements sont systématiquement effectuées dans les mêmes conditions tout au long de l'année, aux périodes ou l'usage professionnel maximum est possible.

La fréquence de prélèvement mensuelle, bimestrielle ou trimestrielle des coquillages est adaptée au classement sanitaire (A, B, ou C) de la zone et aux risques de dégradation épisodiques de la qualité bactériologique de la zone, c'est à dire au caractère plus ou moins stable de la contamination bactériologique :

- les zones A, non exposées à un risque de dégradation en B, et les zones C stables, dont les coquillages nécessitent le reparcage de longue durée en zone "propre" ou un traitement thermique approuvé par la Commission européenne en vue de la mise sur le marché après transformation, sont surveillées à une fréquence trimestrielle,
- les zones B, non exposées à un risque de dégradation en C, sont surveillées à une fréquence bimestrielle
- les zones A, B et C présentant un risque de dégradation de la qualité bactériologique et les zones B et C présentant une amélioration telle qu'elles seraient reclassées respectivement en A ou B, font l'objet d'une surveillance mensuelle.

Dispositif de surveillance renforcée en alerte

Le dispositif de surveillance renforcée, dénommé alerte, a pour objet le suivi des épisodes inhabituels de contamination ou de risque de contamination.

Il est déclenché par:

- un dépassement ou risque de dépassement des normes définissant les classes de qualité, détecté dans le cadre de la surveillance régulière,
- un risque de contamination (rejet polluant, incident sur un réseau d'assainissement, événements météorologiques),
- une épidémie constatée ou présumée d'origine coquillière.

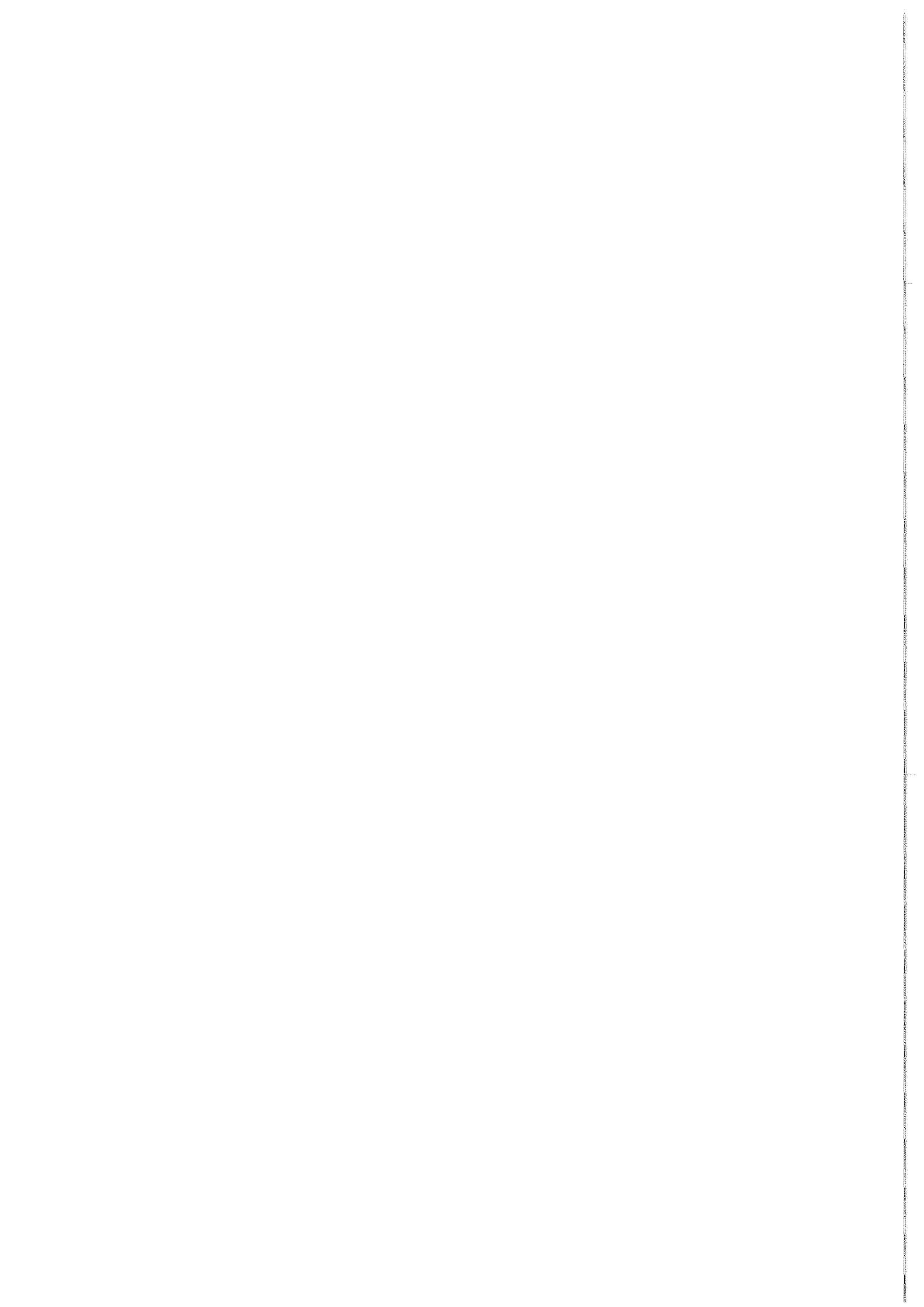
En pratique, l'alerte se traduit essentiellement par l'augmentation de la fréquence de prélèvement de la zone de production concernée. Cette fréquence est hebdomadaire, jusqu'à disparition du phénomène de pollution ayant entraîné le déclenchement du dispositif d'alerte (obtention de deux séries consécutives de résultats compris dans les intervalles correspondant à la classe de la qualité de la zone classée).

L'efficacité du dispositif d'alerte peut être significativement améliorée par des informations préventives transmises par les partenaires des services administratifs intervenant sur le littoral ainsi que par les professionnels de la conchyliculture.

Les résultats du dispositif d'alerte REMI sont transmis, dans les plus brefs délais à l'Administration, afin qu'elle décide des mesures réglementaires en vue de la protection de la santé des consommateurs

Références bibliographiques

- Arrêté du 21 mai 1999 relatif au classement de la salubrité et de la surveillance des zones de production et des zones de reparquage des coquillages vivants. 10 juin 1999. Textes généraux. Ministère de l'agriculture et de la pêche. *Légifrance. Journal officiel*, n° 132, p 8508.
- Décret n° 84-428 du 5 juin 1984 relatif à la création, à l'organisation et au fonctionnement de l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (*J.O de la République française du 8 juin 1984*) modifié par le décret n° 2002-380 du 14 mars 2002. *J.O de la République française du 21 mars 2002*.
- Directive n° 79/923 du 30 octobre 1979 du Conseil des Communautés européennes relative à la qualité des eaux conchylicoles. *J.O.C.E., N° L 281 du 10 novembre 1979*.
- Directive n° 91/492/CEE du 15 juillet 1991 du Conseil des Communautés européennes fixant les règles sanitaires régissant la production et la mise sur le marché des mollusques bivalves vivants (*J.O.C.E., N° L 268 du 24 septembre 1991*), modifiée par la directive 97/61 du 20 novembre 1997. *J.O.C.E., N° L 295 du 29 octobre 1997*
- NF V08-106. janvier 2002. Microbiologie des aliments. Dénombrement des *Escherichia coli* présumés dans les coquillages vivants. Technique indirecte par impédancemétrie directe. *AFNOR*
- NF V08-600. octobre 2000. Microbiologie des aliments. Dénombrement des *Escherichia coli* présumés dans les coquillages vivants. Technique du nombre le plus probable. *AFNOR*.



5. Stations d'épuration du bassin versant de l'étang de Thau

Station d'épuration de MONTAGNAC

Située à l'ouest de la commune, la station d'épuration de Montagnac d'une capacité de 5000 EH est de type boues activées, aération prolongée. Le taux de desserte du réseau d'assainissement communal est de 96%. De nombreux dysfonctionnements sur l'ensemble de ce réseau ont été mis en évidence (diagnostic établi par BCEOM).

Le milieu récepteur des rejets de la station est l'Ensigaud, à 1,6 km en amont de la confluence avec l'Hérault.

Lagunage du DOMAINE DE BESSILLES (capacité épuratoire 600 EH)

Le domaine de Bessilles est situé sur la commune de Montagnac, il possède son propre réseau de collecte et de traitement des eaux usées de type lagunage. La population domestique raccordée, essentiellement estivale (camping, village de vacances), est estimée de 500 à 600 EH.

Le milieu récepteur des rejets de la station est le Negues Vacques (5,5 km en amont de l'exutoire dans le bassin de Thau).

Lagunage de MEZE

La station d'épuration de Mèze est un lagunage d'une capacité épuratoire de 23000 EH, auquel sont raccordés 100% de la population de Loupian et 90% de la population de Mèze. En période estivale la population de Loupian est estimée à 1120.

Les rejets de la station effectuent un trajet de 360 m dans la roubine avant de se déverser dans la crique de la Conque (étang de Thau).

En 2015, le lagunage devrait dépasser de 1000 EH sa capacité épuratoire en période estivale.

Lagunage de VILLEVEYRAC

La station de Villeveyrac est un lagunage d'une capacité de 2500 EH, auquel est raccordé 82% de la population de la commune. La population non raccordée, en assainissement autonome est estimée à 400 EH.

Les rejets de la station transitent 10 km dans différents ruisseaux avant de se déverser via Le Pallas dans l'étang de Thau.

En 2003, la population estivale estimée est d'environ 3200 habitants, la capacité épuratoire du lagunage en été est dépassée.

Station d'épuration de COURNONSEC

De type boues activées, aération prolongée, la station d'épuration de Cournonsec est située en bordure est du bassin versant de l'étang de Thau. Sa capacité

épuration est de 1500 EH, elle traite les eaux usées de 80% de la population de la commune de Cournonsec.

Les effluents de la station se déversent, via des fossés de colature, dans la rivière de la Vène, en amont de Montbazin, 11 km avant son exutoire dans la zone humide de la crique de l'Angle.

Cette station d'épuration est sous-dimensionnée, en 2002 elle recevait les affluents d'environ 1800 habitants (population permanente).

Station de Marsillan des Pradels

La station d'épuration des Pradels est un lagunage d'une capacité de 17 000 EH. Elle reçoit les effluents de Marseillan Plage ainsi que 90% des effluents produits par la population de Marseillan ville dont 50% ont déjà subi un traitement dans le lagunage des Onglous.

Un canal de circonvallation reçoit les rejets du lagunage, il se prolonge vers Sète sur une longueur de 7 km. L'exutoire du canal est constitué par une petite dépression dans les anciens salins de Villeroy, un dispositif de pompage permet de renvoyer les eaux vers l'étang lors de surplus exceptionnels. Les eaux qui s'écoulent dans le canal en aval de la vanne s'insinuent à travers un réseau hydrographique dense qui traverse le domaine de Listel.

En période estivale, les stations de Marseillan sont en surcharge, la population estivale en 2003 étant estimée à 50 700 habitants.

Station de Marseillan Plage Onglous

La station d'épuration des Onglous est un lagunage d'une capacité de 7000 EH. Il reçoit 50% des eaux usées de la population raccordée de Marseillan ville (taux de raccordement de 90%). Les effluents épurés sont dirigés vers une bêche de stockage où ils sont mélangés avec l'autre partie des eaux usées de la population de Marseillan ville avant d'être dirigés vers la station des Pradels.

La station d'épuration Pinet-Pomerols

La station d'épuration Pinets Pomerols est un lagunage d'une capacité épuration de 4700 EH. Il est situé au sud est de la commune de Pinet et traite les eaux usées de la totalité de la population de la commune de Pomerols ainsi que celles de 97% de la population de Pinet.

La station rejette les eaux traitées dans la Font Française qui conflue avec le ruisseau du Soupié, 2,3 km en amont de son exutoire dans l'étang de Thau.

En 2003, la population estivale sera d'environ 5200 habitants, ce qui représente une charge supérieure à la capacité de la station.

La station de Montbazin

La station de Montbazin est un lagunage d'une capacité épuratoire de 2300 EH. Elle reçoit les effluents de la population raccordée, de la commune de Montbazin, au réseau collectif (taux estimé à 93% selon la moyenne départementale)

Les rejets de la station s'effectuent directement dans le lit de la Vène, ils sont busés sur un tronçon contournant le captage d'Issanka. La Vène rejoint l'étang de Thau au sud de la zone humide de la crique de l'Angle.

La station de Gigean

La capacité du lagunage de Gigean est estimée à 6000 EH.

Les eaux traitées empruntent un tronçon busé situé à l'aval d'Issanka, puis se déversent dans la Vène.

Station de Poussan-Bouzigues

Le lagunage de Poussan-Bouzigues traite la totalité des eaux usées de la population des communes de Poussan et de Bouzigues. Elle est située au nord est de la crique de l'Angle. Sa capacité épuratoire est de 6700 EH depuis son extension en 1994.

Les eaux traitées transitent sur 800 m dans le ruisseau de la Lauze, situé dans la zone marécageuse du Marais des Moulières, dont le point de déversement dans l'étang est la crique de l'Angle.

La population estivale des communes de Poussan-Bouzigues en 2003 est estimée à plus de 7800 habitants, ce qui est supérieur à la capacité épuratoire de la station. Jusqu'en 2015, la station devrait traiter la population permanente sans voir sa capacité épuratoire dépassée.

6. Résultats REPHY 2002 – Phycotoxines











pas
d'information

toxine non
détectée



toxine
présente

toxicité

DSP : Toxicité diarrhéique liée au *Dinophysis*

Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
3608300 2	Parc Leucate 2													
3608300 2	Parc Leucate 2													
3608301 0	Salses-Leucate													
3608301 0	Salses-Leucate													
3608301 3	Coudalère													
3708700 1	Bouzigues (a)													
3708800 1	Les Aresquiers													
3708800 2	Marseillan plage													
3708801 3	Espiguette													
3708900 3	Ingril sud													

PSP : Toxicité paralysante liée à *Alexandrium*

Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
3708700 1	Bouzigues (a)													
3708700 1	Bouzigues (a)													
3708700 3	Marseillan (a)	