

Mars 2007

RST/LER/LR/07-06



Cépralmar

Ifremer

Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon

Bilan des résultats 2006



L'étang d'Ingril et le Canal du Rhône à Sète (H. Farrugio, Ifremer)

Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon

Bilan des résultats 2006

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

Ifremer, 2007. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2006. Rapport RSL-07/2007, 484 p.

Préambule

Ce rapport présente le bilan des résultats des actions programmées dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire en 2006 :

- *Les diagnostics de l'eau et du phytoplancton ont été réalisés sur les 23 lagunes du Languedoc-Roussillon et le Canal du Rhône à Sète suivis dans le cadre du réseau,*
- *Le deuxième cycle de diagnostics complets s'est poursuivi avec l'ensemble des lagunes du complexe palavasien dont le précédent diagnostic complet datait de 2001.*
- *A Thau, a été réalisé un diagnostic simplifié par les macrophytes avec un zoom sur la Crique de l'Angle, ainsi qu'un suivi de la qualité des eaux du Canal du Midi et une estimation des flux d'azote et de phosphore véhiculés par cette voie,*
- *Comme les années précédentes sont restitués les résultats des autres réseaux de surveillance opérés par l'Ifremer sur tout ou partie de ces écosystèmes (REMI, REPHY, RNO, REMORA, REPAMO). Cette année, une attention particulière a été donnée à ces réseaux en fournissant un bilan sur les 6 ans du RSL.*
- *Le suivi des apports des stations d'épuration situées sur le pourtour des étangs de Bages-Sigean s'est poursuivi,*
- *Un suivi de l'impact des piscicultures a été réalisé sur la lagune de Salses-Leucate,*
- *Le modèle hydrodynamique disponible sur la lagune de Bages-Sigean a été utilisé afin d'évaluer l'effet de l'enlèvement des anciennes piles du pont SNCF sur les échanges mer-lagune et sur l'hydrodynamisme interne de la lagune.*
- *Enfin, sont rapportés les résultats du suivi sur l'état de la contamination par les phytosanitaires de l'étang de Vendres initiée en 2005.*

La première phase du Réseau de Suivi Lagunaire (2000-2006) s'achève avec ce rapport. Néanmoins, les partenaires, la Région Languedoc-Roussillon, l'Agence de l'Eau et Ifremer ont pris la décision de reconduire le Réseau pour les six ans à venir, avec des modifications de son contenu et de son fonctionnement. Pour répondre aux mieux aux besoins des gestionnaires, le Réseau se devait d'évoluer.

Responsables des secteurs géographiques à Ifremer:

<i>Thierry LAUGIER</i>	<i>: Canet-St Nazaire, Salses-Leucate et La Palme</i>
<i>Annie FIANDRINO</i>	<i>: Narbonnais et Vendres</i>
<i>Valérie DEROLEZ</i>	<i>: Grand Bagnas et Thau</i>
<i>Dominique MUNARON</i>	<i>: Palavasiens, Or, Petite Camargue gardoise</i>

Liste des personnes ayant collaboré au programme RSL 2006

NOMS		ORGANISMES
ABADIE Eric CARRERAS Antoni CHIANTELLA Claude DEROLEZ Valérie FIANDRINO Annie FORTUNE Martine GUILLOU Jean-Louis GUILLOUET Geneviève LAGARDE Franck LAUGIER Thierry	LAURENT Christian LOUBERSAC Lionel LE GALL Patrick MESSIAEN Gregory MUNARON Dominique OHEIX Jocelyne PICHOT Yves PASTOUREAUD Annie SERAIS Ophélie SOSPEDRA Colette	Ifremer – LER-LR/Sète
LAURET Michel VAQUER Yvonne		HYDRECO
BEC Béatrice COLLOS Yves GENOVESI-GIUNTI Benjamin	LAUTIER Michel PONS Virginie VAQUER André	Université Montpellier II - CNRS Laboratoire « Ecosystèmes lagunaires ».
BENAU Laurent DUSSEY Karine		Syndicat Mixte de Gestion du Parc Naturel Régional de la Narbonnaise
DUPRE Nicolas		Cépralmar
CASES Ludovic		Syndicat Mixte pour la Gestion de l'Etang de l'Or
CAZIN Franck		Syndicat Mixte de la Basse Vallée de l'Aude
TRIADOU Laurent		SAGE Basse Vallée de l'Aude
CANOVAS LAMOUREUX Sophie DUTRIEUX Eric THORIN Sébastien		Créocéan

Sommaire général

1. Panorama régional du suivi

1. Introduction.....	1
2. Conditions hydroclimatiques	1
3. Suivi global de l'eutrophisation	7
3.1. Diagnostic de l'eau	7
3.2. Diagnostic du phytoplancton	15
4. La surveillance dans le cadre de la DCE.....	21
5. Conclusion.....	23

2. Etang de Canet Saint-Nazaire

1. Introduction.....	27
2. Diagnostic de la colonne d'eau	30
3. Diagnostic par le phytoplancton	31
4. Evolution pluriannuelle	32
5. Conclusions	34
6. Références bibliographiques	34

3. La lagune de Salses-Leucate

1. Introduction.....	39
2. Hydrologie générale	Erreur ! Signet non défini.
3. Diagnostic de l'eutrophisation.....	45
3.1. Diagnostic de la colonne d'eau.....	45
3.2. Diagnostic par le phytoplancton	47
3.3. Evolution pluriannuelle	48
4. Suivi de l'impact des apports issus des piscicultures.....	50
4.1. Descriptions des exploitations	50
4.2. Méthodologie.....	51
4.3. Résultats des campagnes de mesures.....	54
4.4. Conclusions	58
5. Autres réseaux de surveillance.....	60
5.1. Réseau Microbiologique (REMI)	60
5.2. Réseau phytoplancton (REPHY)	73
5.3. Réseau National d'Observation	77
6. Conclusions	79
7. Références bibliographiques	80

4. Etang de La Palme

1. Introduction	85
2. Diagnostic de la colonne d'eau.....	88
3. Diagnostic du phytoplancton	89
4. Evolution pluriannuelle.....	89
5. Conclusions.....	90
6. Références bibliographiques.....	91

5. Etang de Bages Sigean

1. Introduction	97
2. Hydroclimatologie.....	101
3. Faits marquants	102
4. Diagnostic de la colonne d'eau.....	102
4.1. Grilles de l'eau	102
4.2. Grilles du phytoplancton	106
4.3. Evolution pluriannuelle	108
5. Suivi des stations d'épuration.....	112
5.1. Qualité des effluents sortants	114
5.2. Estimation des flux et contribution relative de chaque STEP	115
5.3. Diagnostic simplifié par les macrophytes aux alentours des zones de rejet	119
5.4. Conclusion.....	120
6. Autre réseau de surveillance.....	121
6.1. Réseau National d'Observation.....	121
6.2. Etude sanitaire	121
7. Application du modèle hydrodynamique – Impact de l'enlèvement des anciennes piles du pont SNCF sur le renouvellement des masses d'eau.....	123
7.1. Contexte	123
7.2. Objectifs	126
7.3. Données de forçage du modèle	126
7.4. Estimation de l'impact de l'enlèvement des anciennes piles du pont SNCF.....	128
7.5. Conclusions et perspectives.....	135
8. Conclusions.....	135
9. Références bibliographiques.....	137

6. Les étangs de Campagnol–Ayrolle et Gruissan

1. Introduction.....	143
2. Diagnostic de la colonne d'eau	147
2.1. Grilles de l'eau.....	147
2.2. Grilles du phytoplancton.....	150
2.3. Evolution pluriannuelle	152
3. Autres réseaux.....	157
3.1. Réseau Microbiologique (REMI)	157
3.2. Réseau phytoplancton (REPHY)	165
4. Conclusions.....	166
5. Références bibliographiques	168

7. L'étang de Vendres

1. Introduction.....	173
2. Diagnostic de l'eutrophisation.....	176
2.1. Suivi des salinités estivales.....	176
2.2. Grille estivale de lecture de l'eau	176
2.3. Diagnostic du phytoplancton	179
2.4. Evolution pluriannuelle	180
3. Evaluation de la contamination par les produits phytosanitaires.....	181
4. Conclusions.....	182
5. Références bibliographiques	183

8. Etang du Bagnas

1. Introduction.....	189
2. Hydrologie générale	192
3. Diagnostic de l'eutrophisation.....	192
3.1. Diagnostic de la colonne d'eau	192
3.2. Diagnostic du phytoplancton	193
3.3. Evolution pluriannuelle	193
4. Conclusions.....	195
5. Références bibliographiques	195

9. Etang de Thau

1.	Introduction	201
2.	Hydrologie générale.....	205
3.	Le point sur la malaïgue de juillet 2006	207
3.1.	Déroulement de l'épisode de malaïgue de 2006	208
3.2.	Bilan de la malaïgue de 2006	211
4.	Diagnostic de l'eutrophisation	213
4.1.	Diagnostic de la colonne d'eau	213
4.2.	Diagnostic du phytoplancton.....	217
4.3.	Evolution pluriannuelle	218
4.4.	Diagnostic simplifié par les macrophytes.....	221
5.	Suivi particulier : apports du Canal du Midi	229
5.1.	Suivi réalisé.....	230
5.2.	Diagnostic de la qualité des eaux	231
5.3.	Evaluation des flux apportés à l'étang de Thau	232
6.	Autres réseaux de surveillance	237
6.1.	Réseaux de surveillance des mollusques.....	237
6.2.	Qualité microbiologique.....	241
6.3.	Phytoplancton toxique.....	254
6.4.	Contamination chimique	259
7.	Conclusions.....	263
8.	Références bibliographiques.....	264

10. Le Canal du Rhône à Sète

1.	Introduction	271
2.	Conditions hydrologiques et climatiques 2006	275
2.1.	Températures.....	275
2.2.	Précipitations.....	275
2.3.	Salinité	277
3.	Suivi mensuel de la colonne d'eau	282
3.1.	Salinité	282
3.2.	Indicateurs de l'eutrophisation	283
4.	Diagnostic de la colonne d'eau.....	286
4.1.	Etat général.....	286
4.2.	Grilles de l'eau	286
5.	Evolution pluriannuelle des concentrations	294
5.1.	Ammonium (NH ₄) et phosphates (PO ₄)	294
5.2.	Azote total (Nt) et phosphore total (Pt)	295
6.	Diagnostic du phytoplancton	302
7.	Conclusions.....	305
8.	Références Bibliographiques.....	306

11. Les étangs palavasiens

1. Introduction.....	311
1.1. Historique et localisation	311
1.2. Résultats antérieurs.....	311
1.3. Suivis réalisés en 2006	311
2. Suivi mensuel de la colonne d'eau.....	315
2.1. Salinité.....	319
2.2. Oxygène dissous	319
2.3. Sels nutritifs.....	320
2.4. Chlorophylle a et formes totales de l'azote et du phosphore	320
2.5. Evolution pluriannuelle des teneurs en NH_4 et PO_4	321
2.6. Evolution pluriannuelle des teneurs en Nt et Pt.....	322
2.7. Conclusion.....	323
3. Diagnostic de l'eau	332
3.1. Etang d'Ingril.....	332
3.2. Etang de Vic	333
3.3. Etang de Pierre-Blanche	334
3.4. Etang du Prévost.....	335
3.5. Etang de l'Arnel.....	336
3.6. Etang de Méjean-Pérois	337
3.7. Etang du Grec	339
3.8. Diagnostic pluriannuel.....	339
4. Diagnostic complet	341
4.1. Diagnostic des sédiments.....	341
4.2. Diagnostic du phytoplancton	353
4.3. Diagnostic des macrophytes	357
4.4. Diagnostic de la macrofaune benthique.....	365
4.5. Résultats du diagnostic complet	369
5. Autres réseaux.....	372
5.1. Réseau Microbiologique (REMI)	372
5.2. Réseau Phytoplancton (REPHY).....	380
5.3. Réseau National d'Observation (RNO)	383
6. Conclusion générale	385
7. Références bibliographiques	389

12. L'étang de l'Or

1. Introduction	395
2. Diagnostic estival de la colonne d'eau	399
2.1. Diagnostic du phytoplancton.....	400
2.2. Evolution pluriannuelle	401
3. Conclusions.....	402
4. Références bibliographiques.....	403

13. Etangs de la Camargue gardoise

1. Introduction générale	409
2. Etang du Médard (ou étang du Repausset Couchant).....	412
2.1. Diagnostic de l'eau	413
2.2. Diagnostic du phytoplancton.....	413
2.3. Diagnostics pluriannuels	414
3. Etang du Ponant	415
3.1. Diagnostic de l'eau	415
3.2. Diagnostic du phytoplancton.....	417
3.3. Diagnostics pluriannuels	417
4. L'étang de la Marette	419
4.1. Diagnostic de la colonne d'eau	419
4.2. Diagnostic du phytoplancton.....	421
4.3. Evolution pluriannuelle et conclusions	421
5. Etang du Rhône de St Roman (ou bras mort de St Roman)	422
5.1. Diagnostic de la colonne d'eau	423
5.2. Diagnostic du phytoplancton.....	424
5.3. Evolution pluriannuelle et conclusions	424
6. Conclusions.....	425
7. Références bibliographiques.....	426

14. Etat de la contamination de l'étang de Vendres par des produits phytosanitaires

1. Introduction.....	433
1.1. Problématique générale en Languedoc-Roussillon.....	433
1.2. Elément de Contexte : La Directive Cadre sur l'Eau.....	434
2. Objectifs de l'étude	436
3. Méthodes.....	436
3.1. Site d'étude : l'étang de Vendres.....	436
3.2. Stratégie d'échantillonnage	438
4. Résultats.....	442
4.1. Campagne ressuyage, hiver 2005	442
4.2. Campagne épandages, printemps 2006.....	451
5. Conclusion.....	456
6. Références Bibliographiques.....	457
7. Annexes	458
7.1. Matières actives recherchées qualitativement sur les POCIS	458
7.2. Renseignements généraux concernant le Glyphosate :.....	459

15. Annexes

1. Annexe REMI.....	465
1.1. Principes techniques du REMI	465
1.2. Evaluation de la qualité d'une zone.....	467
2. Le Réseau National d'Observation (RNO).....	469
2.1. RNO matière vivante	469
2.2. RNO Sédiment.....	469
2.3. Toxicité et provenance.....	470
3. Outil d'évaluation du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires	477
3.1. Introduction	477
3.2. Le phytoplancton	478
3.3. Les macrophytes	478
3.4. La macrofaune benthique	481
3.5. Les sédiments	481
3.6. Etat général issu du diagnostic de l'eutrophisation	482
3.7. Grille de qualité de l'eau	483



Panorama régional

1.	INTRODUCTION	1
2.	CONDITIONS HYDROCLIMATIQUES	1
3.	SUIVI GLOBAL DE L'EUTROPHISATION	7
3.1.	DIAGNOSTIC DE L'EAU.....	7
3.1.1.	<i>De Canet St-Nazaire à Vendres.....</i>	<i>7</i>
3.1.2.	<i>Du Grand Bagnas au Rhône de St-Roman</i>	<i>12</i>
3.2.	DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON	15
3.2.1.	<i>De Canet St-Nazaire à Vendres.....</i>	<i>15</i>
3.2.2.	<i>Du Grand Bagnas au Rhône de St Roman</i>	<i>19</i>
4.	LA SURVEILLANCE DANS LE CADRE DE LA DCE	21
5.	CONCLUSION	23

1. Introduction

Dans le cas du suivi global de l'eutrophisation 2006, des grilles de lecture de l'eau et du phytoplancton ont été établies en juin, juillet et août sur 42 stations lagunaires et 11 stations réparties sur le canal du Rhône-à-Sète. C'est le panorama de ces résultats qui est présenté dans ce chapitre.

Comme en 2005 (Ifremer 2006), sont tout d'abord présentés les éléments des conditions météorologiques pour l'année précédant ce diagnostic afin d'en tenir compte dans l'interprétation des résultats. Ces données couvrent la période d'octobre 2005 à septembre 2006 et sont présentées juxtaposées aux conditions médianes des cinq années précédentes, c'est-à-dire depuis la mise en route du Réseau de Suivi Lagunaire. Ces données sont fournies de la Figure 1. 1 à la Figure 1. 5 pour 5 stations météorologiques (Perpignan, Narbonne, Sète, Mauguio-Fréjorgues et Aigues-Mortes).

Enfin, est synthétisé en fin de chapitre l'état d'avancement de l'élaboration des programmes de contrôle de surveillance au titre de la DCE. Les résultats acquis dans le cadre du RSL devraient alimenter ces programmes.

2. Conditions hydroclimatiques

En terme de précipitations, l'année précédant le diagnostic estival a été caractérisée par de fortes pluies en fin d'année 2006 et en tout début d'année 2006. Dans le Roussillon, les cumuls mensuels enregistrés lors de ces précipitations ont largement dépassé les moyennes quinquennales, alors qu'elles étaient proches des normales pour la zone du Languedoc. La fin de l'hiver, le printemps, et une bonne partie de l'été ont affiché un clair déficit hydrique sur toutes les zones.

Le régime de températures s'est caractérisé par une fin d'hiver relativement froid par rapport aux normales quinquennales et surtout un printemps nettement plus doux, notamment aux mois d'avril et mai. Après un mois de juin normal, le mois de juillet s'est montré particulièrement chaud, voire caniculaire, avec des températures moyennes journalières supérieures de 3 à 4°C à celle des six années écoulées. Enfin le mois d'août a vu une chute importante de la température de l'air sur à peu près l'ensemble de la région.

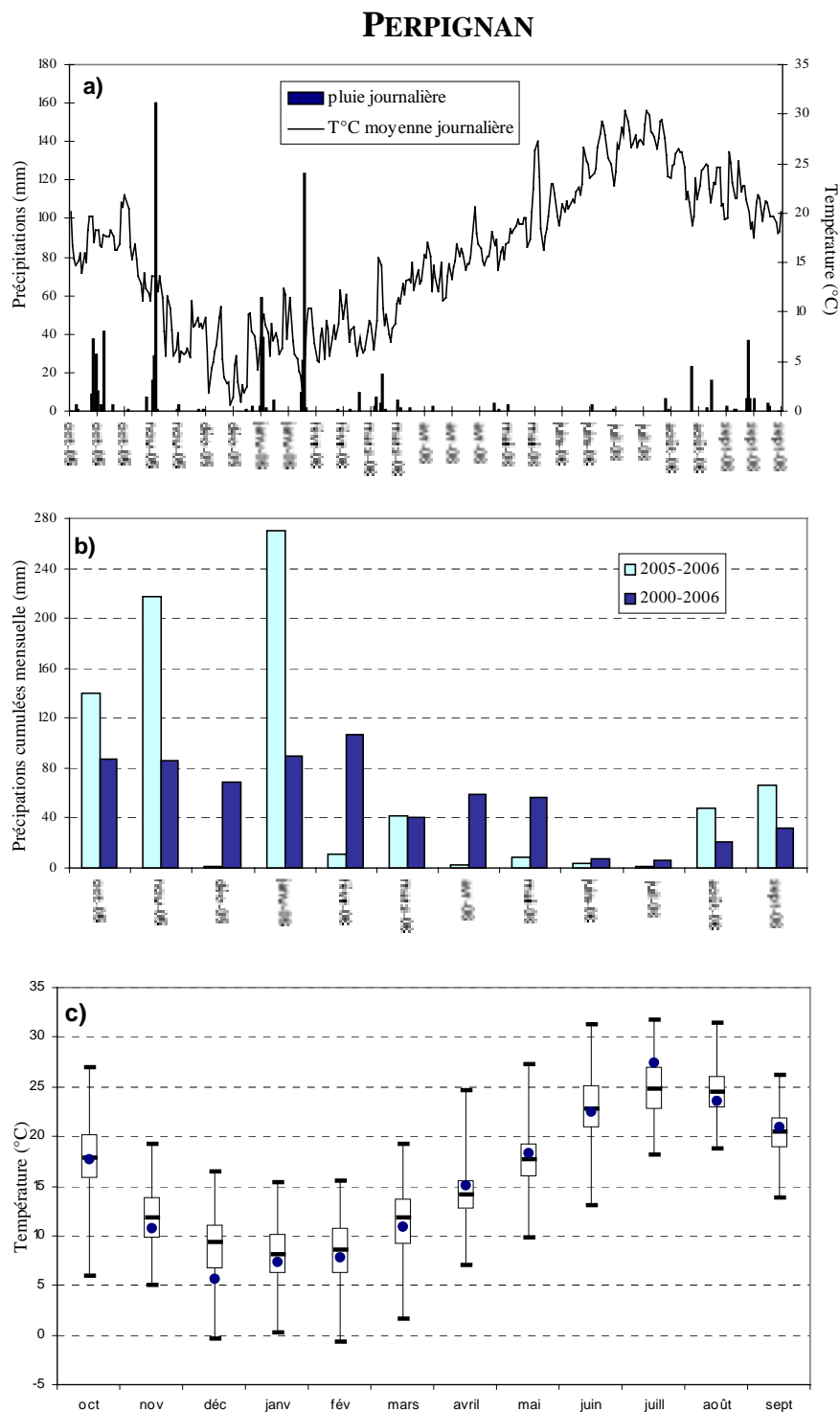


Figure 1.1 : Conditions météorologiques mesurées à la station de Perpignan d'octobre 2005 à septembre 2006 (données Météo France) : évolutions (a) de la température moyenne et des précipitations journalières, (b) des précipitations cumulées mensuelles (avec comparaison moyenne 2000-2006) et (c) des températures moyennes mensuelles (comparaison avec distribution 2000-2006).

NARBONNE

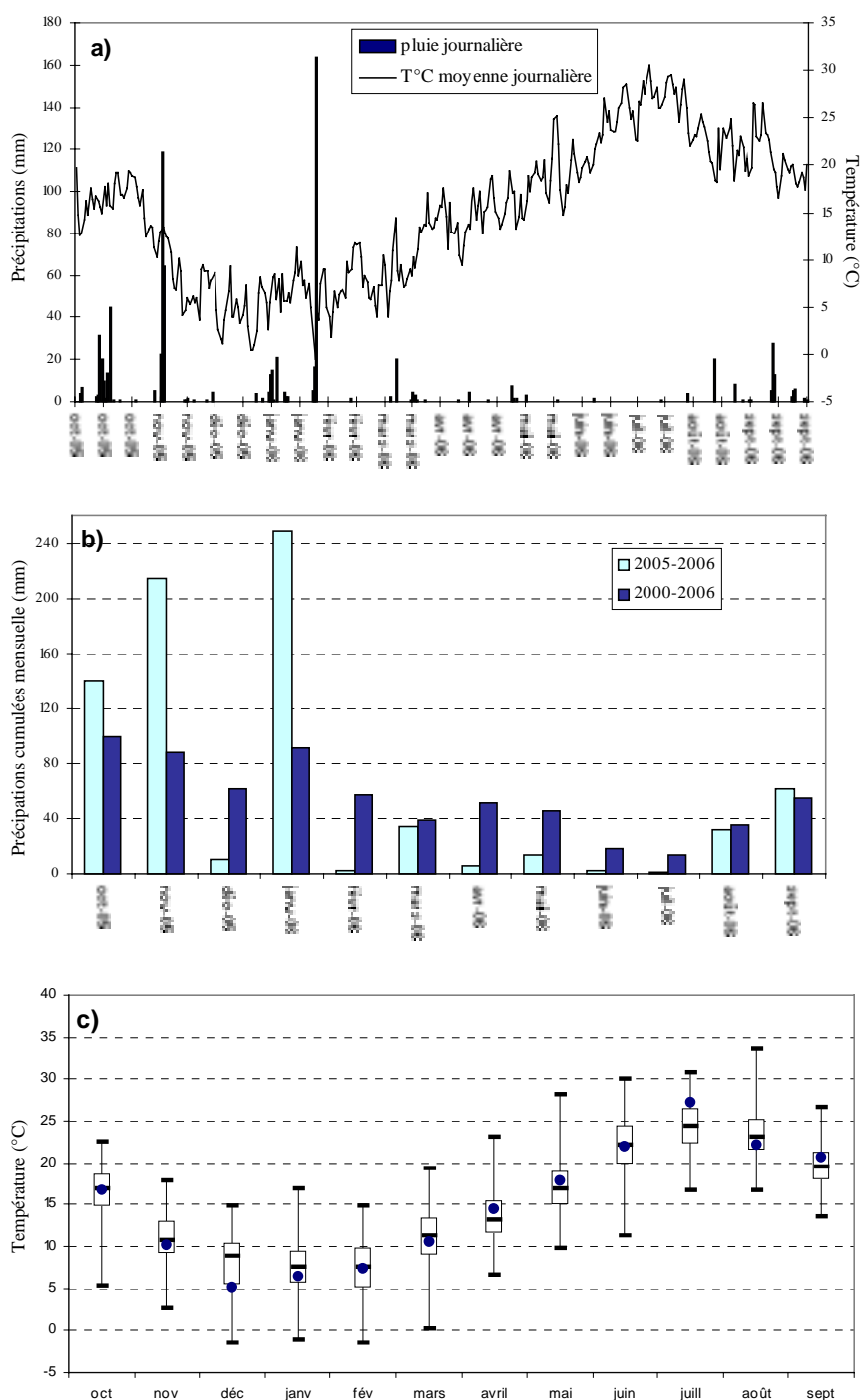


Figure 1. 2 : Conditions météorologiques mesurées à la station de Narbonne d'octobre 2005 à septembre 2006 (données Météo France) : évolutions (a) de la température moyenne et des précipitations journalières, (b) des précipitations cumulées mensuelles (avec comparaison moyenne 2000-2006) et (c) des températures moyennes mensuelles (comparaison avec distribution 2000-2006).

SETE

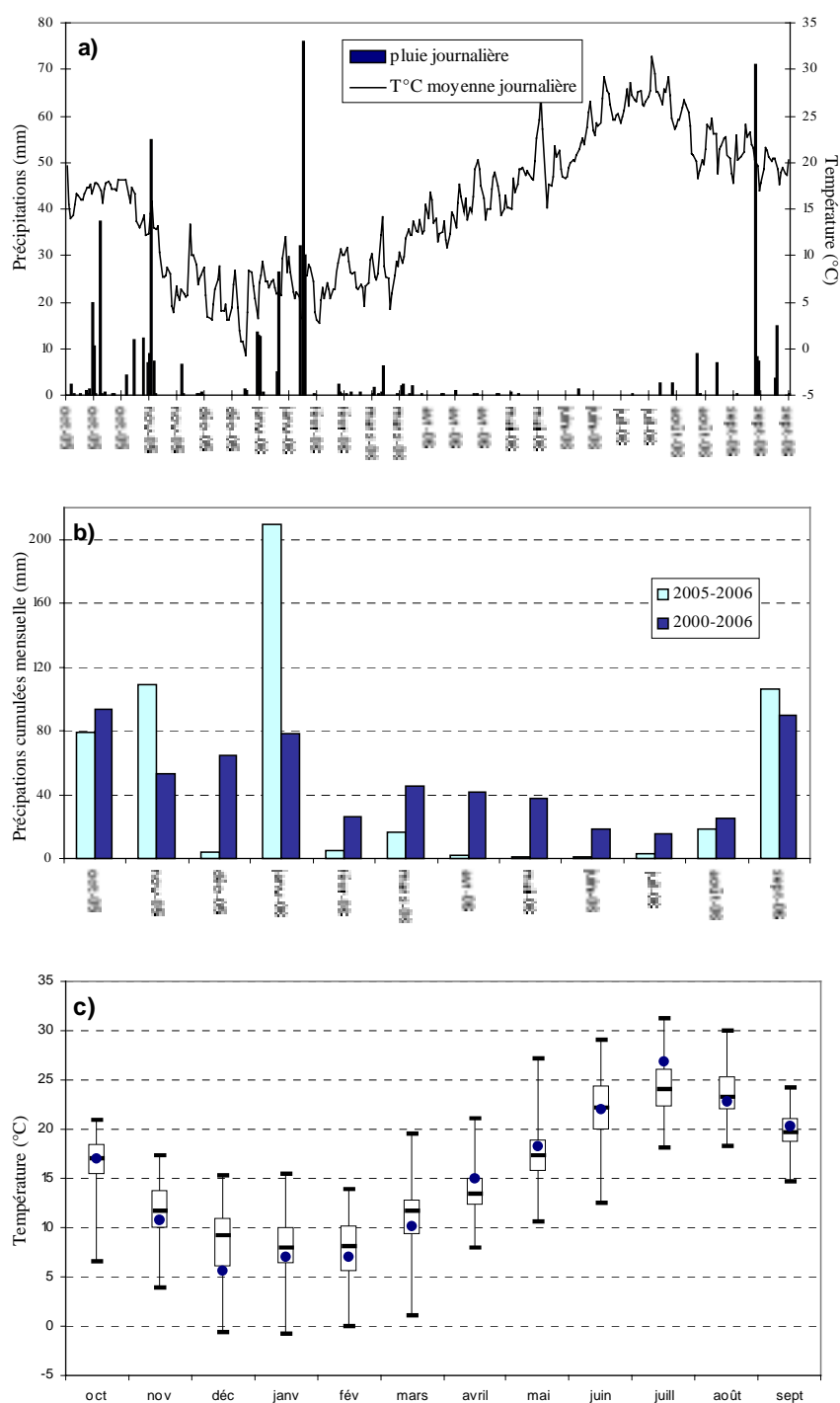


Figure 1.3 : Conditions météorologiques mesurées à la station de Sète d'octobre 2005 à septembre 2006 (données Météo France) : évolutions (a) de la température moyenne et des précipitations journalières, (b) des précipitations cumulées mensuelles (avec comparaison moyenne 2000-2006) et (c) des températures moyennes mensuelles (comparaison avec distribution 2000-2006).

MAUGUIO-FREJORGUES

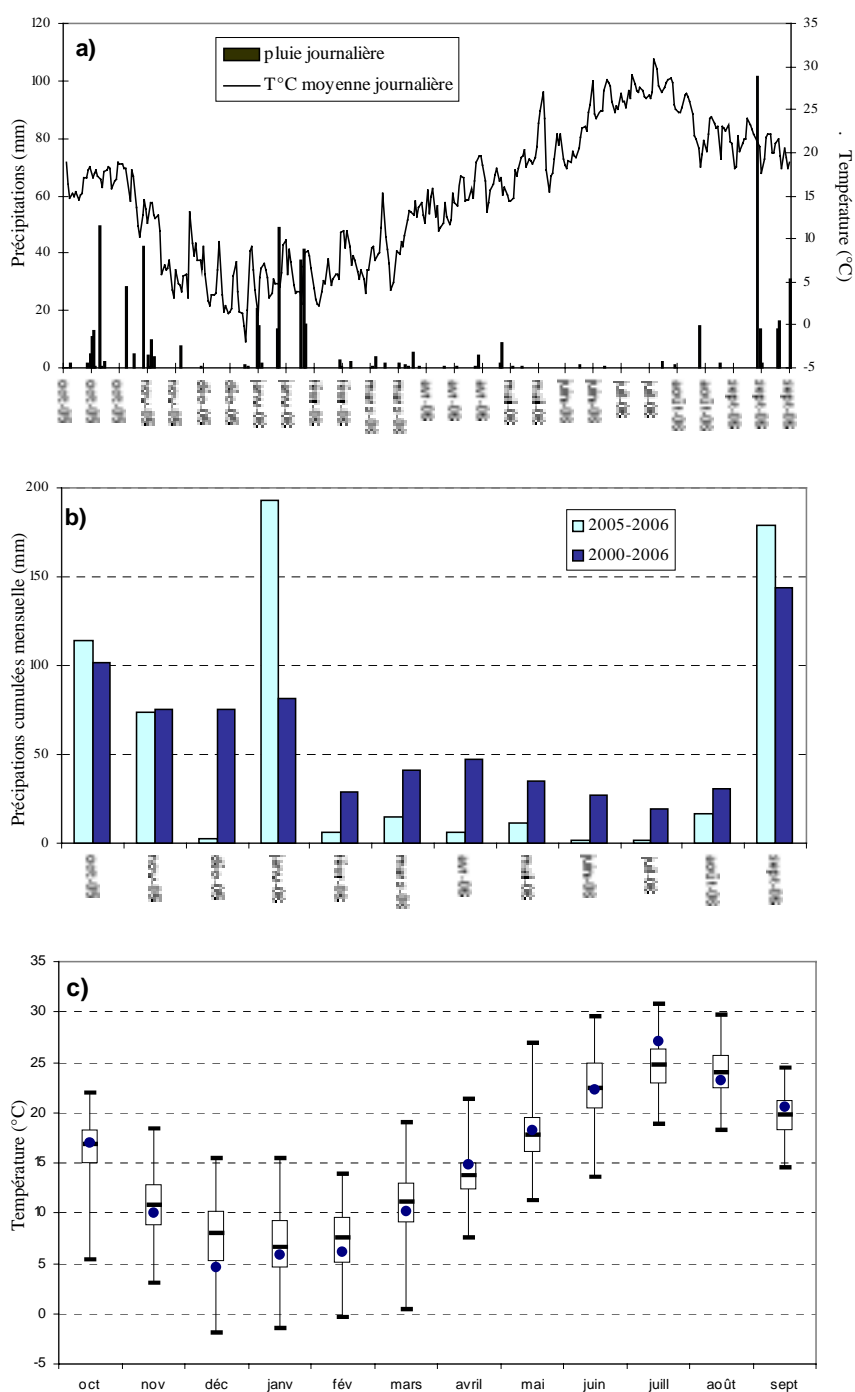


Figure 1.4 : Conditions météorologiques mesurées à la station de Mauguio-Fréjorgues d'octobre 2005 à septembre 2006 (données Météo France) : évolutions (a) de la température moyenne et des précipitations journalières, (b) des précipitations cumulées mensuelles (avec comparaison moyenne 2000-2006) et (c) des températures moyennes mensuelles (comparaison avec distribution 2000-2006).

AIGUES-MORTES

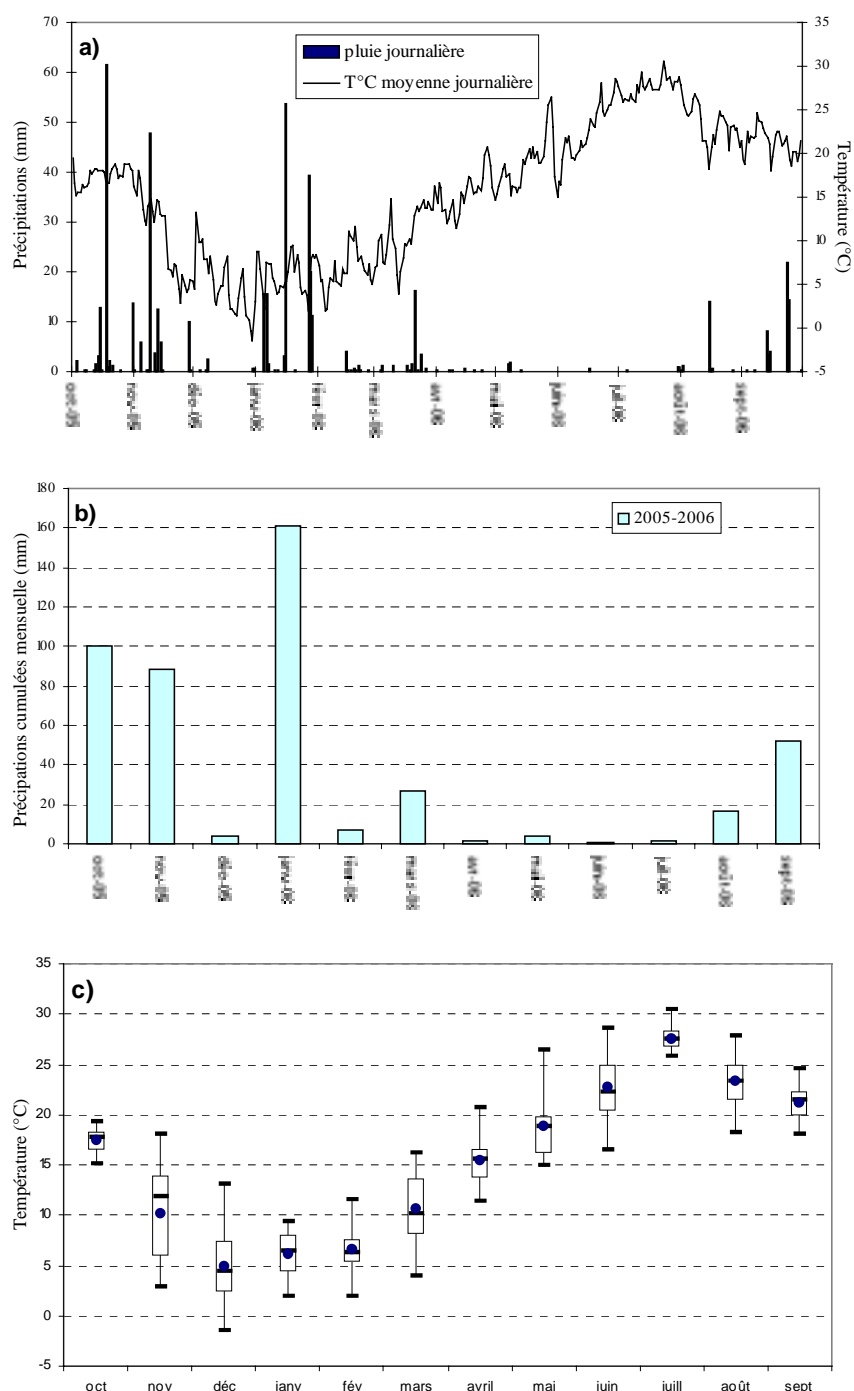


Figure 1. 5 : Conditions météorologiques mesurées à la station d'Aigues-Mortes d'octobre 2005 à septembre 2006 (données Météo France) : évolutions (a) de la température moyenne et des précipitations journalières, (b) des précipitations cumulées mensuelles et (c) des températures moyennes mensuelles (comparaison avec distribution 2000-2006).

3. Suivi global de l'eutrophisation

3.1. Diagnostic de l'eau

Les diagnostics de l'eau vis-à-vis de l'eutrophisation issus des grilles de lecture pour les mois de juin, juillet et août et pour l'ensemble de la période estivale sont reportés :

- de la Figure 1. 6 à la Figure 1. 9 pour la zone géographique allant de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres
- de la Figure 1. 10 à la Figure 1. 13 pour la zone géographique allant de l'étang du Grand Bagnas à celui du Rhône St-Roman.

3.1.1. De Canet St-Nazaire à Vendres.

- L'étang de Canet-St Nazaire est, comme les années précédentes, qualifié en mauvais état du fait de concentrations très élevées en chlorophylle-a,
- Dans la lagune de Salses-Leucate, toutes les stations ont présenté un état très bon vis-à-vis de l'eutrophisation. Cette lagune demeure depuis le début du Réseau de Suivi Lagunaire épargnée par l'eutrophisation.
- Après un déclassement drastique en 2005, l'étang de La Palme retrouve un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation. Cependant des concentrations en ammonium anormalement élevées pour cette lagune ont encore été observées au cours de l'été.
- Le processus de restauration de la lagune de Bages-Sigean se poursuit et se confirme avec des états bons à très bons pour les trois stations suivies. Ce niveau de qualité n'avait jamais été observé depuis le début des suivis en 1998 sauf pour la station sud.
- Concernant les autres étangs du complexe narbonnais, ceux de Campagnol et de l'Ayrolle confirment leurs états respectivement mauvais et très bons observés les années précédentes. Les eaux de l'étang de Gruissan affichent un bon état en 2006.
- Si le diagnostic estival révèle un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation pour l'étang de Vendres, cette année 2006 a été caractérisée par une diminution importante des biomasses phytoplanctoniques mesurées avec notamment un état médiocre au mois d'août.

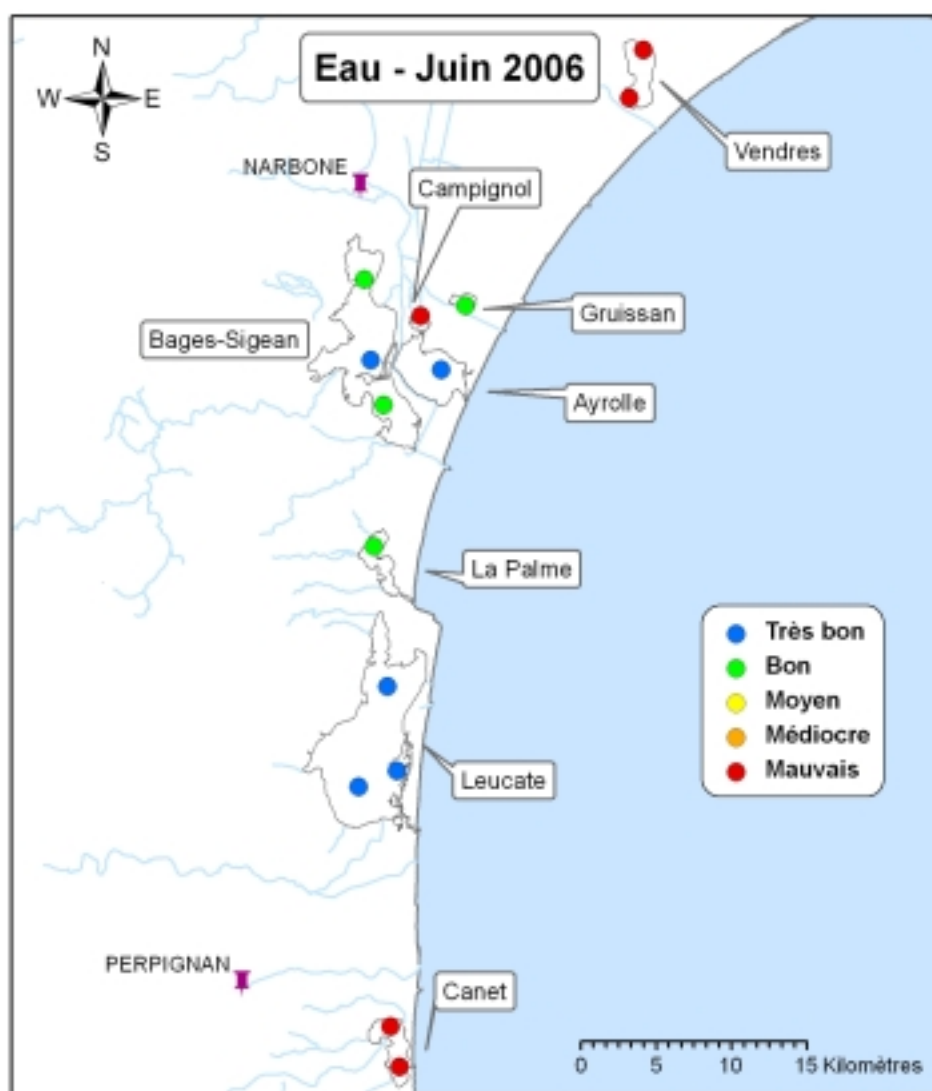


Figure 1. 6 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de lecture de l'eau en juin 2006, de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres.

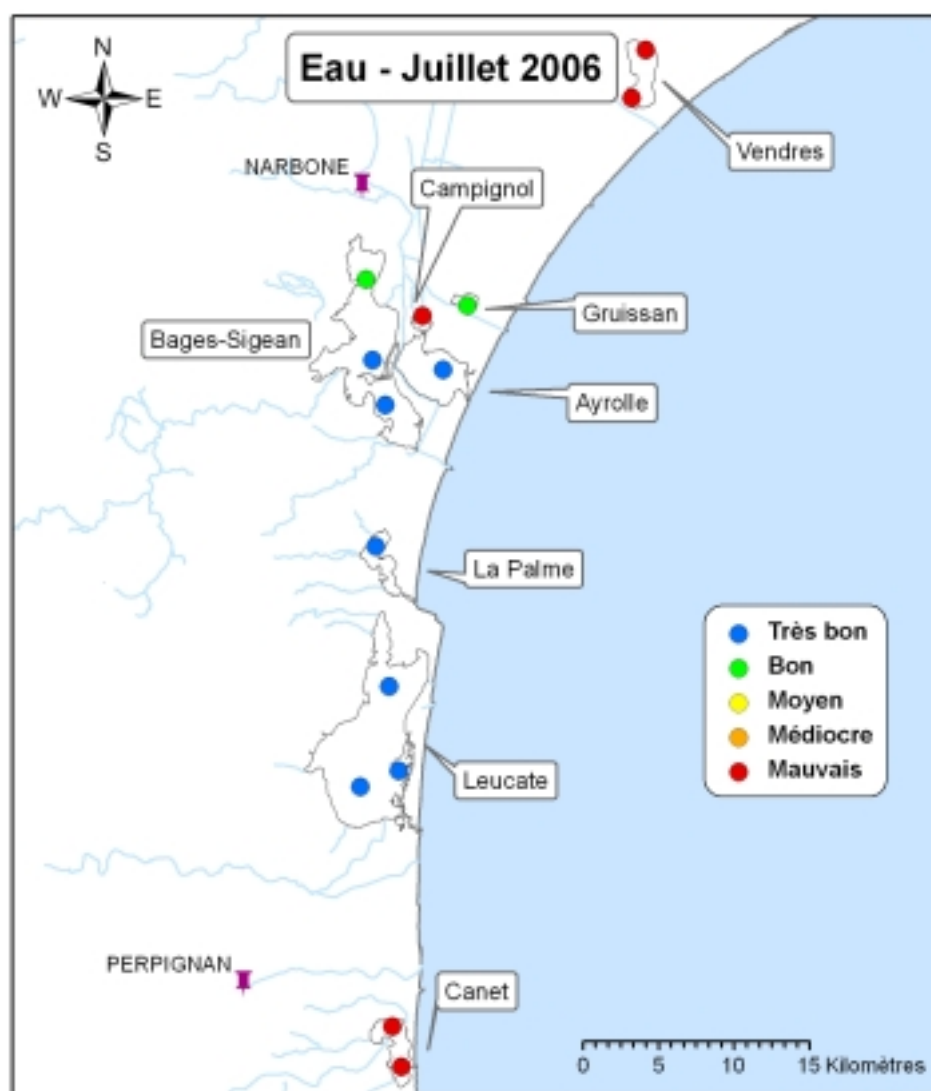


Figure 1. 7 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de lecture de l'eau en juillet 2006, de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres.

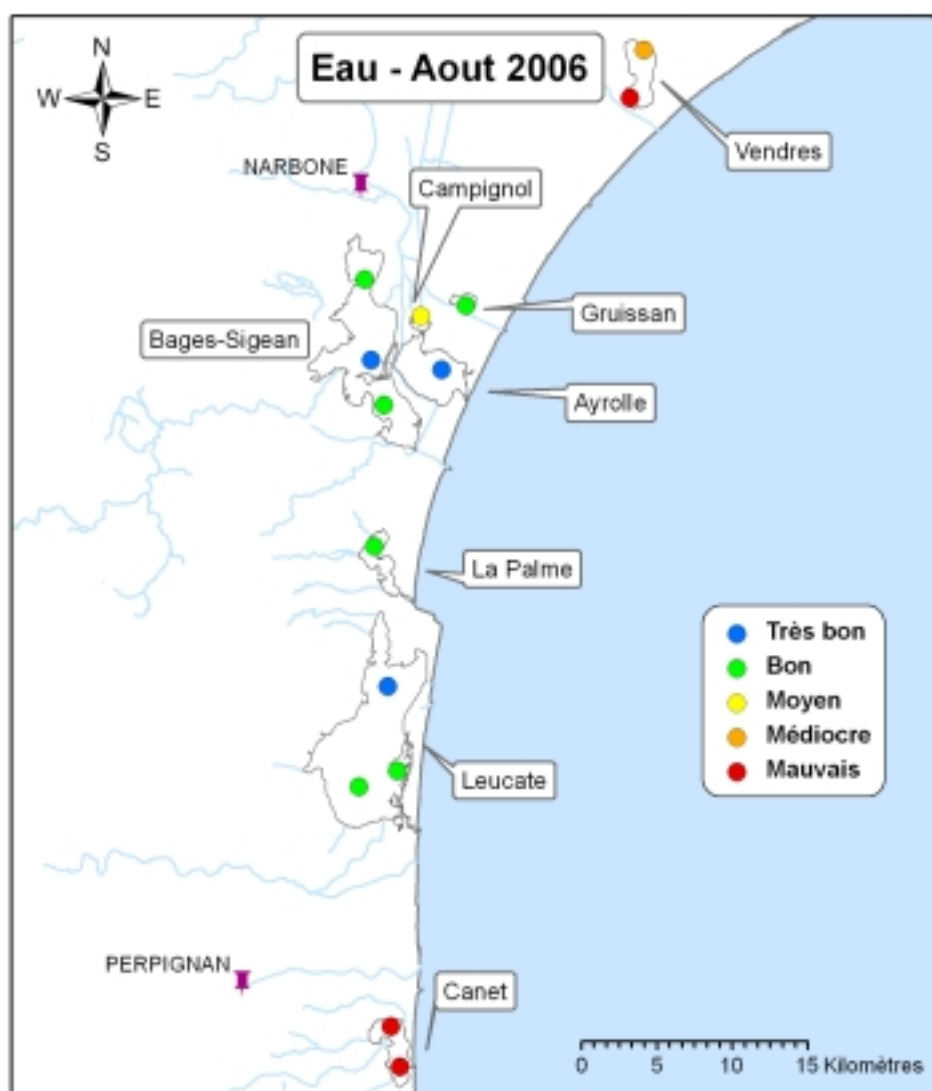


Figure 1. 8 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de lecture de l'eau en août 2006, de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres.

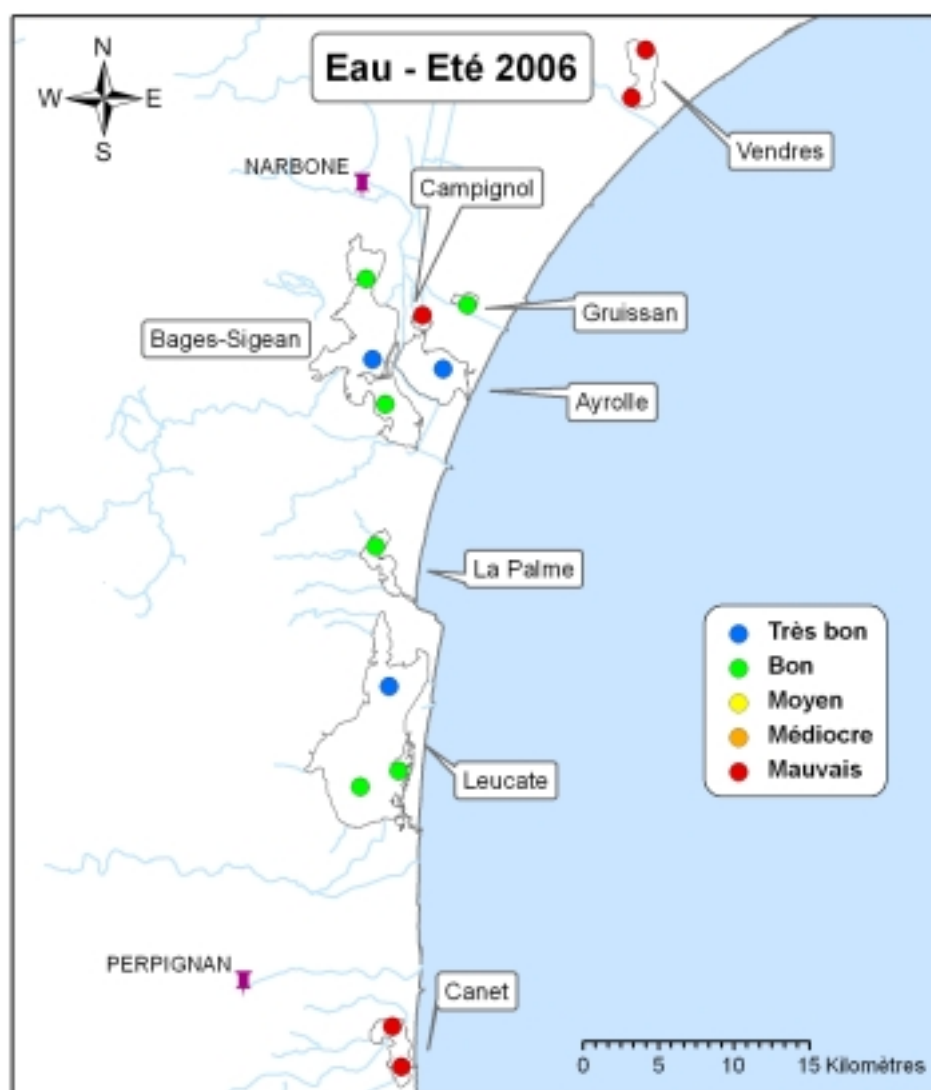


Figure 1. 9 : Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de lecture de l'eau pour l'été 2006, de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres.

3.1.2. Du Grand Bagnas au Rhône de St-Roman

- L'étang du Grand Bagnas présente toujours un mauvais état par rapport à l'eutrophisation en 2006 mais avec une amélioration apparente des niveaux mesurés,
- Dans l'étang de Thau, les états de l'eau vis-à-vis de l'eutrophisation ont été majoritairement déterminés et déclassés (bon à mauvais) par l'épisode de malaïgue de juillet qui a engendré des blooms phytoplanctoniques. Au mois de juin, toutes les stations affichaient des états bons à très bons,
- Les stations du Canal du Rhône en amont du Lez affichent des états mauvais vis-à-vis de l'eutrophisation et les stations en aval des états moyens à médiocres. Si la mise en route de l'émissaire de l'agglomération de Montpellier n'a pas eu d'impact sur les états obtenus, une diminution importante des concentrations en azote et en phosphore totaux a été observée pour les stations adjacentes au Lez,
- En 2006, les états de l'eau demeurent mauvais pour l'ensemble des stations suivies dans les lagunes palavasiennes sauf pour les étangs du Prévost qui affiche un état médiocre cette année, et d'Ingril Sud et Nord où des états respectivement moyens et bons ont été mesurés. L'effet de la mise en route de l'émissaire n'est toujours pas observable sur ces lagunes.
- Aux deux stations de l'étang de l'Or, le diagnostic estival aboutit à un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation
- Les étangs de la Camargue gardoise affichent des mauvais états vis-à-vis de l'eutrophisation, à l'exception du Rhône de St Romans où une qualité moyenne a été diagnostiquée.

Figure 1. 10 :
Distribution des états
vis-à-vis de
l'eutrophisation déduits
des grilles de lecture de
l'eau en juin 2006, de
l'étang du Grand
Bagnas à celui du
Rhône St-Roman.

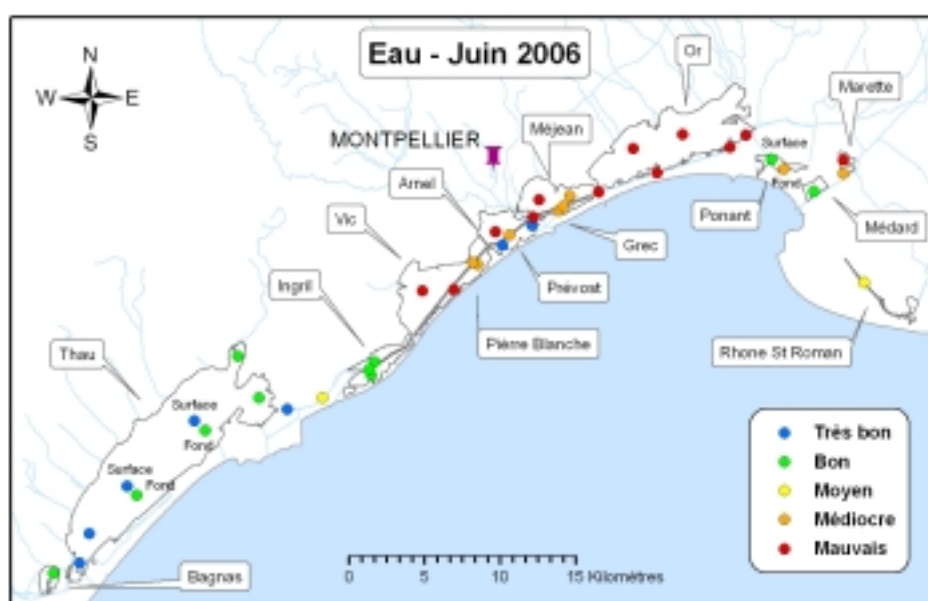
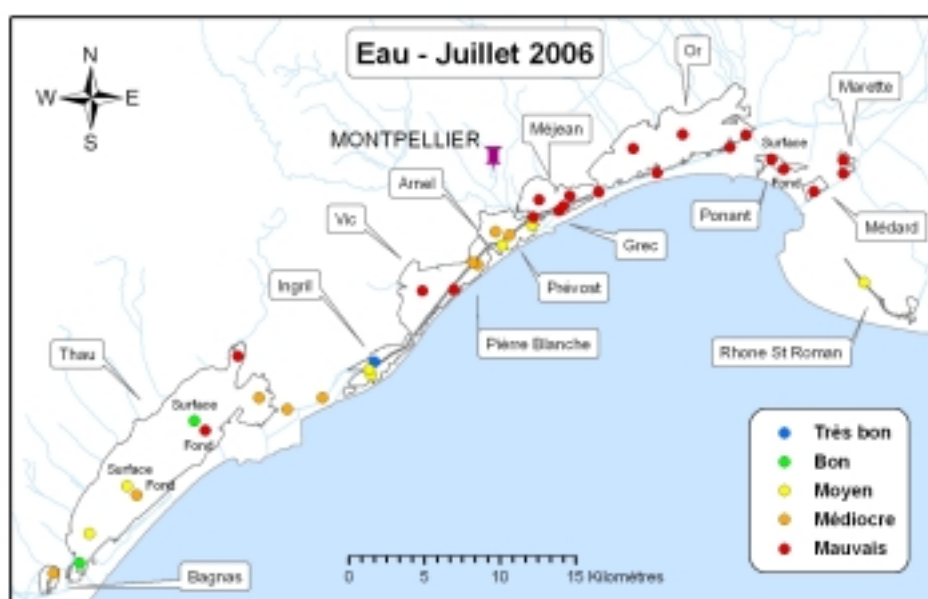


Figure 1. 11 :
Distribution des états
vis-à-vis de
l'eutrophisation déduits
des grilles de lecture de
l'eau en juillet 2006, de
l'étang du Grand
Bagnas à celui du
Rhône St-Roman.



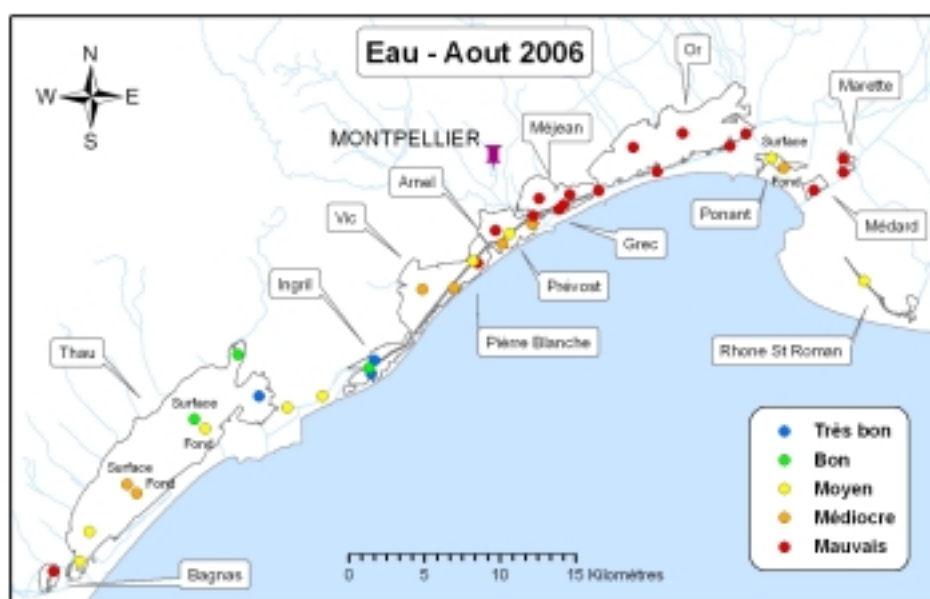


Figure 1. 12 :
Distribution des états
vis-à-vis de
l'eutrophisation déduits
des grilles de lecture de
l'eau en août 2006, de
l'étang du Grand
Bagnas à celui du
Rhône St-Roman.

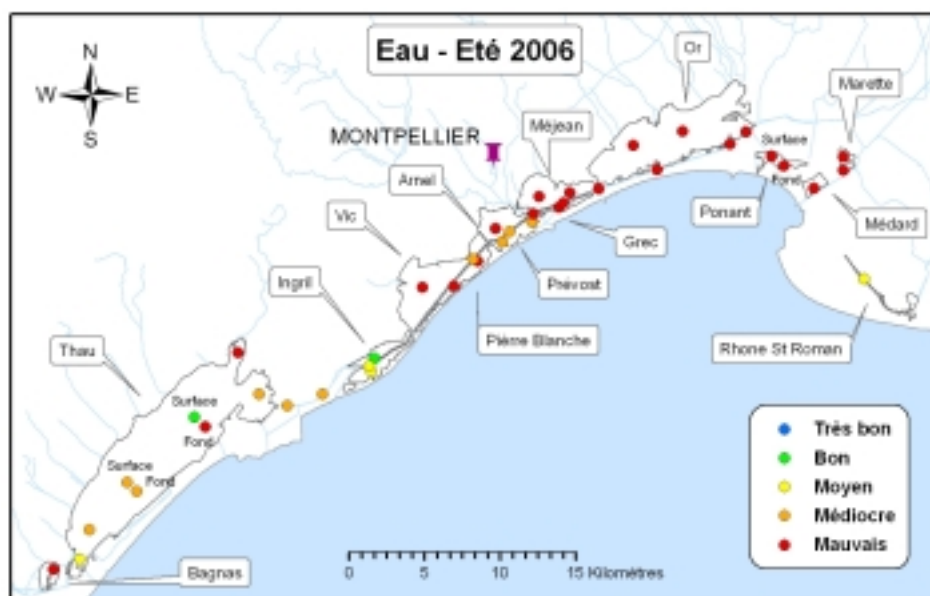


Figure 1. 13 :
Distribution des états
vis-à-vis de
l'eutrophisation déduits
des grilles de lecture de
l'eau pour l'été 2006, de
l'étang du Grand
Bagnas à celui du
Rhône St-Roman.

3.2. Diagnostic du phytoplancton

Les diagnostics estivaux du nanophytoplancton, du picophytoplancton et du phytoplancton vis-à-vis de l'eutrophisation sont reportés :

- de la Figure 1. 14 à la Figure 1. 16 pour la zone géographique allant de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres
- de la Figure 1. 17 à la Figure 1. 19 pour la zone géographique allant de l'étang du Grand Bagnas à celui du Rhône St-Roman.

3.2.1. De Canet St-Nazaire à Vendres.

- Pour l'étang de Canet, les états du phytoplancton sont mauvais encore cette année avec une augmentation importante des abondances en nanophytoplancton.
- A Salses-Leucate, le phytoplancton présente des états moyens à médiocre qui sont liés à la présence de cellules de nanophytoplancton de petites tailles sans répercussion sur les teneurs en chlorophylle a, et donc ne témoignent pas d'une dégradation de la qualité de la lagune vis-à-vis de l'eutrophisation.
- Le phytoplancton est de bonne qualité vis-à-vis de l'eutrophisation dans la lagune de La Palme,
- Dans l'étang de Bages-Sigean, l'amélioration de la qualité de l'eau est confirmée par les états du phytoplancton qui affichent de bons états aux trois stations suivies, avec notamment une nette amélioration à la station du bassin nord,
- Pour les petits étangs du Narbonnais, les états du phytoplancton varient d'un état bon pour l'Ayrolle à des états médiocres pour les étangs de Campagnol et de Gruissan. L'apparente dégradation de la qualité du phytoplancton dans la lagune de Gruissan est essentiellement due à la présence de petites cellules de nanophytoplancton à faible teneur en chlorophylle a,
- Si l'étang de Vendres affiche toujours des mauvais états du phytoplancton les abondances mesurées cette année sont nettement inférieures à celles enregistrées les années précédentes, confirmant un affaiblissement de la production primaire pélagique.

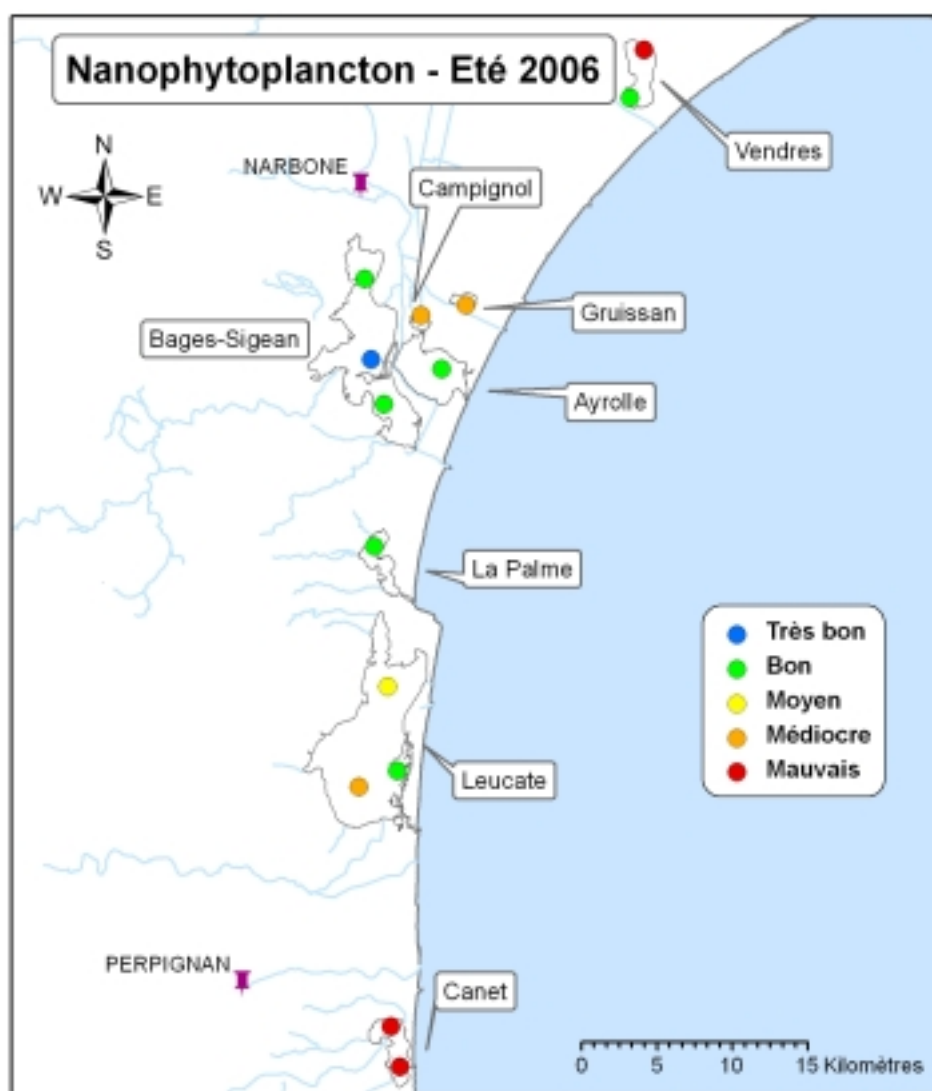


Figure 1. 14 : Distribution des états du nanophytoplancton vis-à-vis de l'eutrophisation pour l'été 2006, de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres.

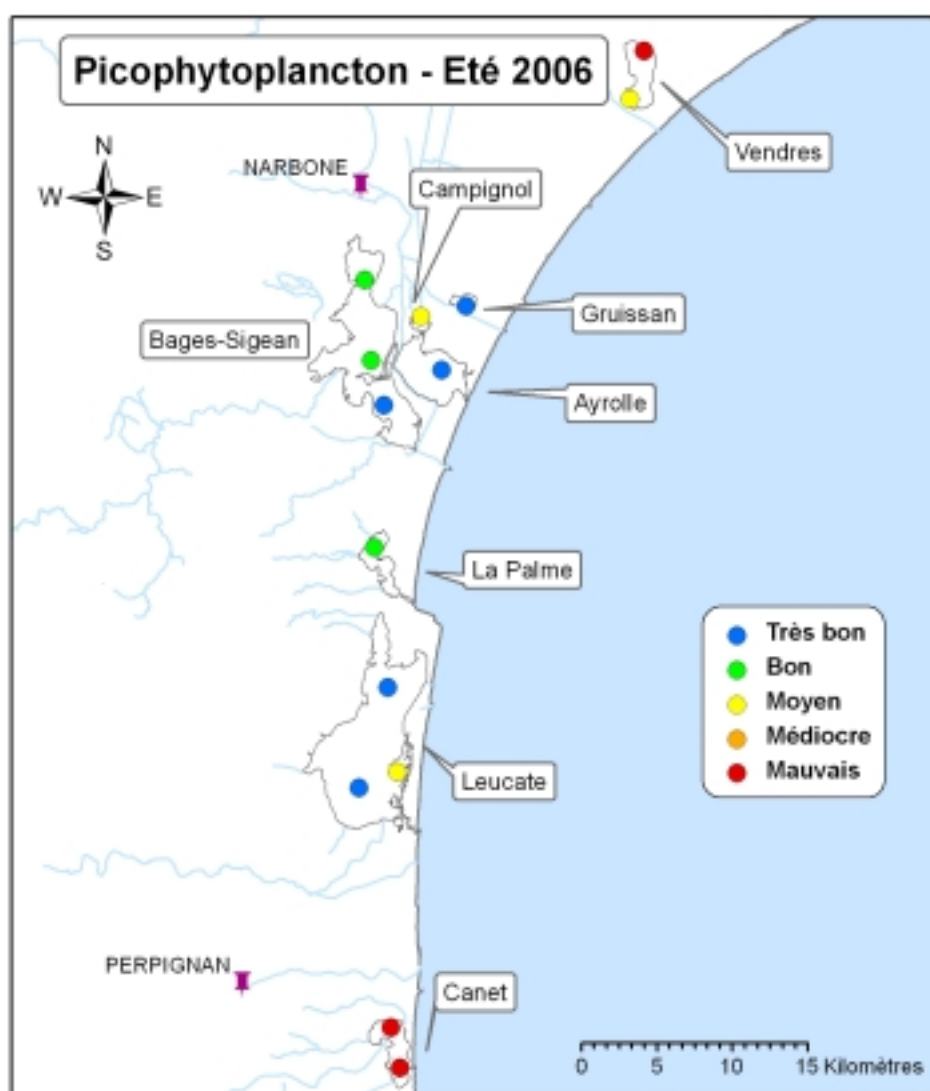


Figure 1. 15 : Distribution des états du picophytoplancton vis-à-vis de l'eutrophisation pour l'été 2006, de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres.

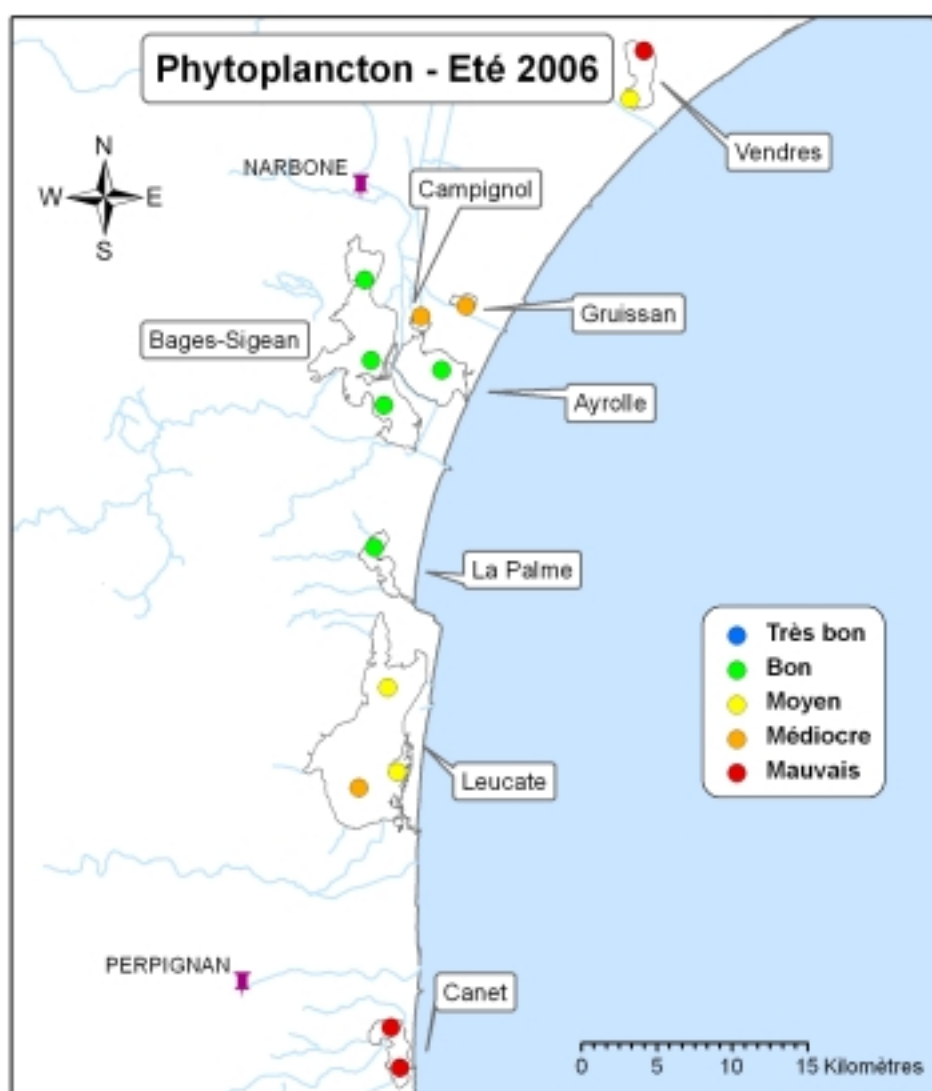


Figure 1. 16 : Distribution des états du phytoplancton vis-à-vis de l'eutrophisation pour l'été 2006, de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres.

3.2.2. Du Grand Bagnas au Rhône de St Roman

- Un état moyen du phytoplancton est observé dans l'étang du Grand Bagnas dénotant d'une amélioration certaine conséquence probable de la modification de gestion hydraulique opérée au début 2006,
- Dans l'étang de Thau, si les états du phytoplancton pour l'ensemble de la période estivale présentent des états médiocres à mauvais, ils ne sont que la conséquence ponctuelle de la malaïgue survenue au mois de juillet et ayant entraîné des blooms phytoplanctoniques. Les grilles du phytoplancton du mois de juin attestent d'ailleurs de la bonne qualité globale du phytoplancton dans cette lagune,
- En 2006, la qualité du phytoplancton dans les eaux du canal du Rhône à Sète demeure très proche de celle des années précédentes, avec toujours une majorité de mauvais états pour la zone Est et des états qui s'améliorent à l'Ouest (jusqu'à bon pour CING),
- Pour les étangs palavasiens, de mauvaises qualités sont globalement observées sauf pour les lagunes de Vic et d'Ingril où des états médiocres ont été révélés,
- Comme les années précédentes, le phytoplancton présente de mauvais états dans l'étang de l'Or,
- Les étangs de la Camargue Gardoise présentent de mauvais états du phytoplancton vis-à-vis de l'eutrophisation à l'exception de la station du Rhône de St Roman qui présente un état médiocre.

Figure 1. 17 : Distribution des états du nanophytoplancton vis-à-vis de l'eutrophisation pour l'été 2006, de l'étang du Grand Bagnas au Rhône de St-Roman.

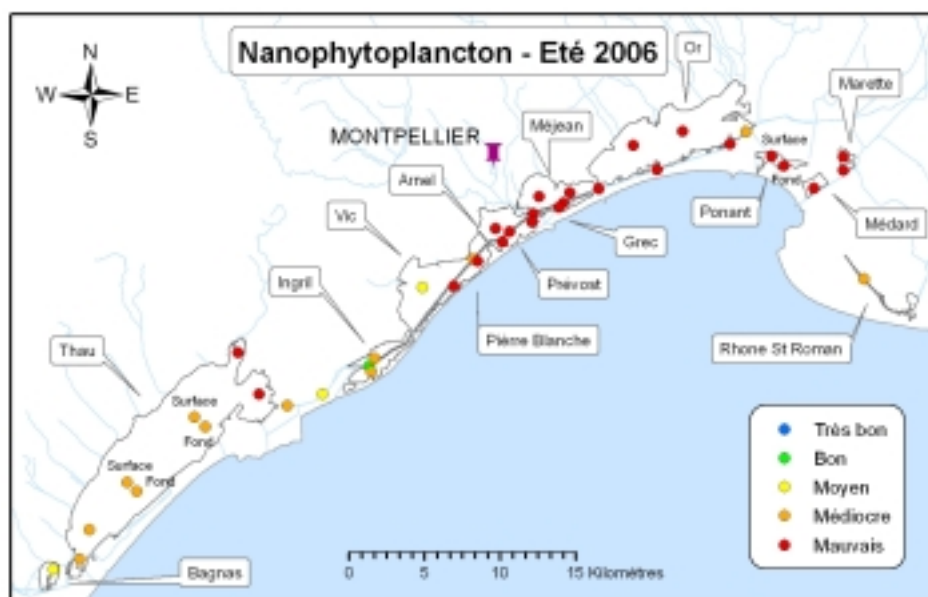


Figure 1. 18 : Distribution des états du picophytoplancton vis-à-vis de l'eutrophisation pour l'été 2006, de l'étang du Grand Bagnas au Rhône de St-Roman.

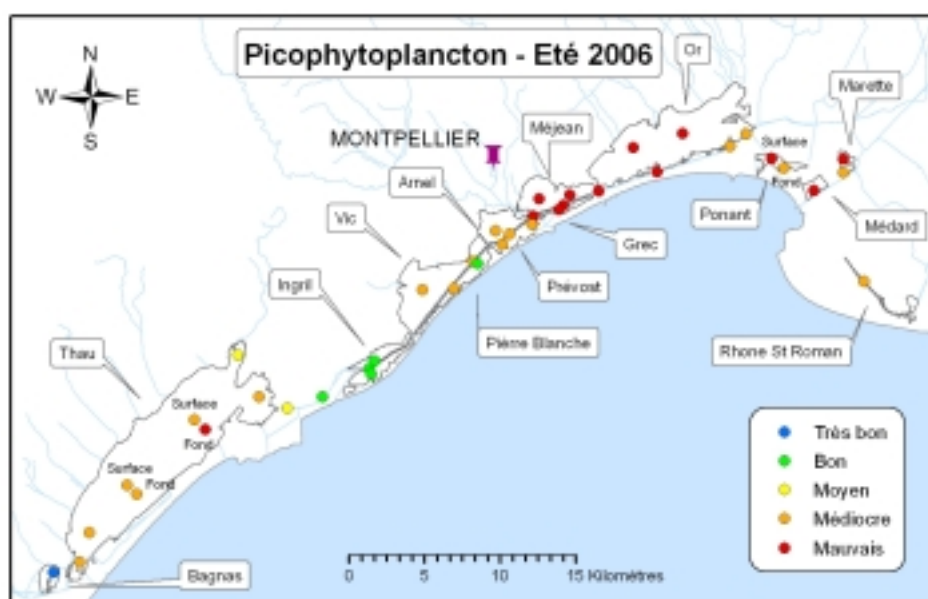
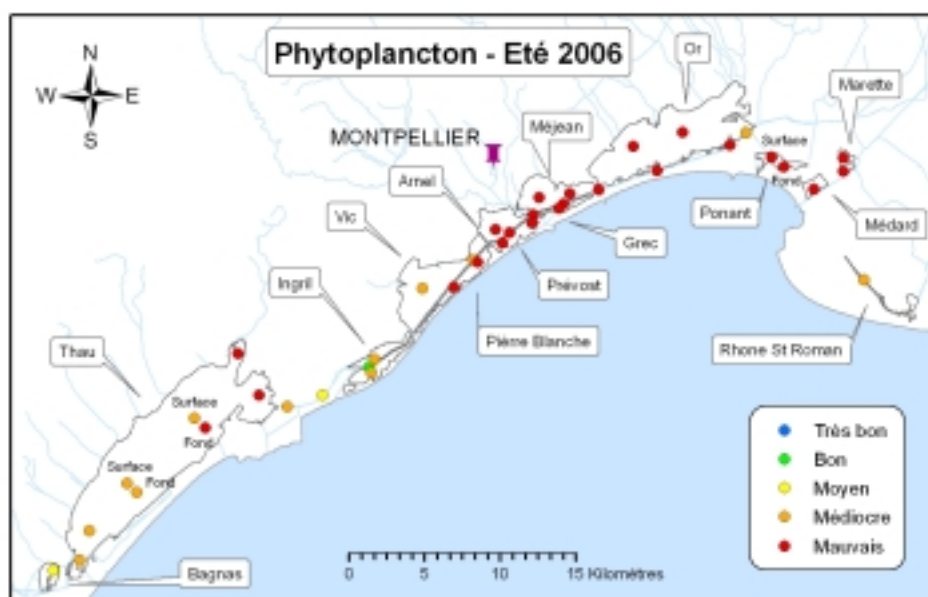


Figure 1. 19 :
Distribution des états du
picophytoplancton vis-
à-vis de l'eutrophisation
pour l'été 2006, de
l'étang du Grand
Bagnas au Rhône de St-
Roman.



4. La surveillance dans le cadre de la DCE

La Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 (DCE), transposée en droit français le 30 décembre 2006 dans la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques, établit un nouveau cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau et la gestion des écosystèmes côtiers. L'objectif de la DCE est d'atteindre un bon état écologique et chimique des eaux souterraines, des eaux douces de surface et des eaux côtières et de transition en 2015, sauf dérogation. Après l'état des lieux du Bassin du Rhône et des cours d'eau côtiers méditerranéens réalisé en commun avec les acteurs de l'eau et adopté par le Comité de Bassin en 2005 suite à la consultation institutionnelle et du grand public, les chantiers de mise en œuvre de la DCE ont consisté en la caractérisation plus poussée des masses d'eau et la définition du programme de surveillance.

L'article 8 de la DCE prévoit en effet la mise en œuvre d'un programme de surveillance pour suivre l'état écologique et l'état chimique des différents types de masses d'eau. Un programme de surveillance est prévu pour chaque période couverte par un plan de gestion (unité temporelle de base de la DCE d'une durée de 6 ans). La circulaire DCE 2007/20¹, parue le 5 mars 2007, donne les éléments

¹ relative à la constitution et la mise en œuvre du programme de surveillance (contrôle de surveillance contrôles opérationnels, contrôles d'enquête et contrôles additionnels) pour les eaux littorales (eaux de, transition et eaux côtières) en application de la directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau

permettant de procéder à la constitution et à la mise en œuvre de ce programme de surveillance pour les eaux littorales (paramètres et fréquence des suivis). Le contrôle de surveillance, visant à suivre une sélection de masses d'eau représentatives de chaque type, de manière à dresser un tableau régulier de l'état des eaux pour l'Europe, est le premier à mettre en œuvre.

Dans le Bassin Rhône Méditerranée et Corse, il a été décidé d'engager le contrôle de surveillance dès l'année 2006 sur les masses d'eau côtières et de transition, avec une maîtrise d'ouvrage confiée à Ifremer. Parmi les masses d'eau de transition lagunaires identifiées en Languedoc-Roussillon, 7 masses d'eaux ont été retenues pour faire partie du contrôle de surveillance du type "lagune" : Salses-Leucate, La Palme, Bages-Sigean, Grand Bagnas, Thau, Palavasiens Est (Méjean, Arnel, Prévost et Grec) et Or. L'ensemble des stations du contrôle de surveillance sont listées dans un arrêté préfectoral de décembre 2006².

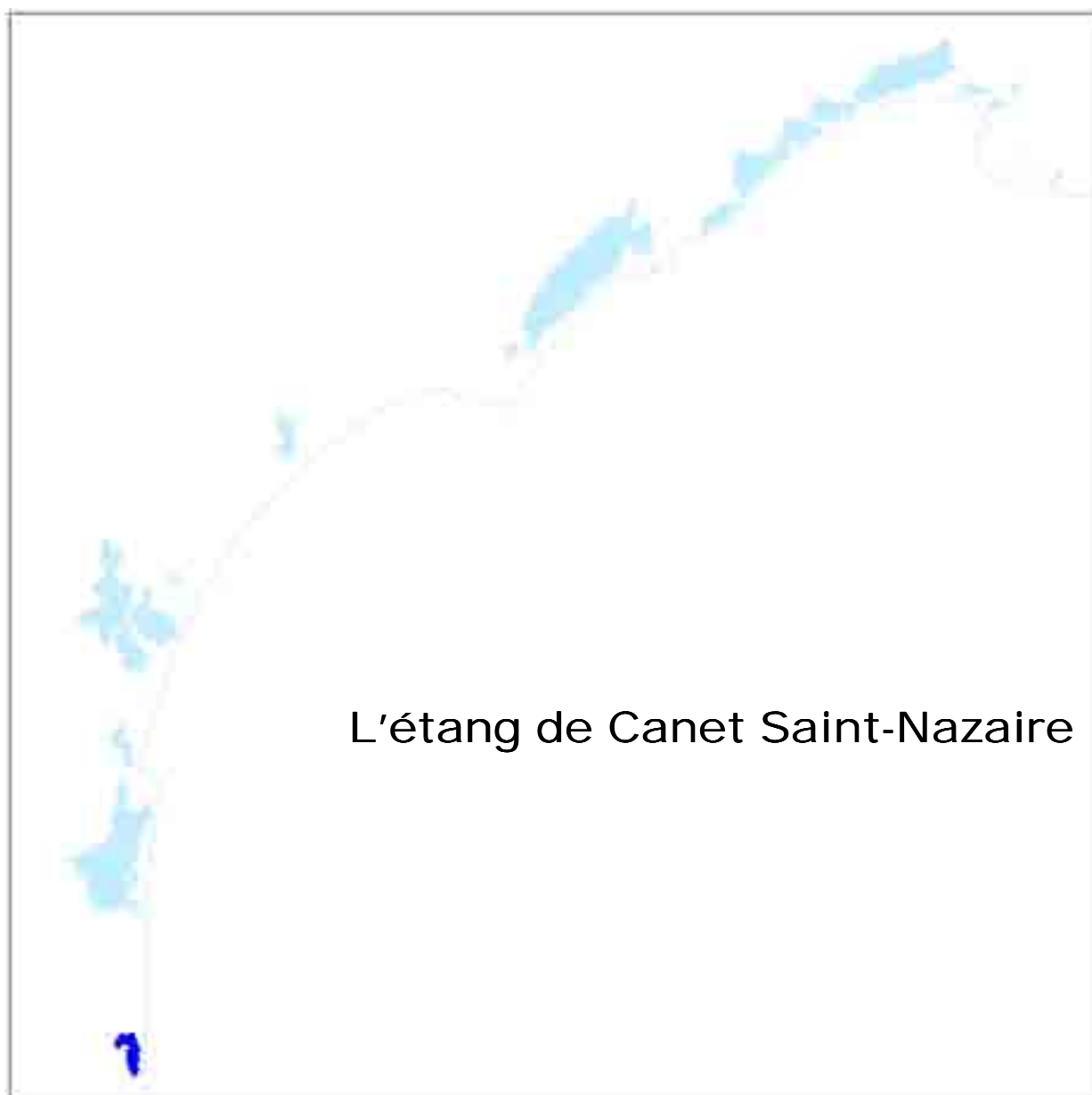
Les paramètres chimiques et biologiques listés dans la DCE ont été suivis pour permettre de qualifier l'état écologique des masses d'eau. Les suivis se sont appuyés en grande partie sur les réseaux existants : RNO et RINBIO, complétés par le suivi des substances de l'annexe X pour la chimie ; REPHY (phytoplancton) et RSL pour la biologie (phytoplancton, macrophytes et macrofaune benthique). Pour tous ces paramètres, les grilles et les seuils de qualité qui permettront l'interprétation des données dans le cadre de la DCE, sont en cours de validation. Le Cemagref de Bordeaux a démarré en 2006 une étude sur les poissons des eaux de transition méditerranéennes (lagunes et bras du Rhône) visant à développer une méthode de diagnostic de ce compartiment biologique, dont le suivi est également demandé dans le cadre du contrôle de surveillance.

Actuellement le chantier de révision du SDAGE de 1996 est en cours. Ce futur SDAGE présentera les orientations fondamentales et les dispositions associées, pour la période 2010-2015, ainsi que l'objectif fixé pour chaque masse d'eau du bassin. Le SDAGE sera complété par le Programme de mesures qui vise à recenser les actions-clés à engager sur la période 2010-2015 pour atteindre les objectifs environnementaux du SDAGE. Ces documents seront adoptés en 2009 suite aux étapes de consultation. Le contrôle opérationnel, visant à suivre les masses d'eau risquant de ne pas atteindre le bon état en 2015 et l'effet des mesures de gestion, est en cours d'élaboration en collaboration avec les acteurs locaux, sera mis en œuvre à partir de 2009.

² Arrêté portant sur le programme de contrôle de surveillance de l'état des eaux du bassin Rhône-Méditerranée.

5. Conclusion

Le fait marquant de cette campagne 2006 est la confirmation et la poursuite de la restauration des eaux de la lagune de Bages-Sigean avec un diagnostic estival qui aboutit à qualifier les eaux de la lagune de bonnes à très bonnes vis-à-vis de l'eutrophisation. C'est le premier cas « d'oligotrophisation » pour l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon depuis le début du RSL. En revanche, du côté des lagunes palavasiennes, la réduction drastique des apports en azote et en phosphore suite à la mise en service de l'émissaire de l'agglomération de Montpellier, n'a pas conduit, 6 à 9 mois après, à une quelconque amélioration de l'état d'eutrophisation des eaux. Etant donné leur état de dégradation plus avancé, il est fort probable que ces milieux soient moins réactifs que ne l'a été la lagune de Bages-Sigean.



1. INTRODUCTION	27
2. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU.....	30
3. DIAGNOSTIC PAR LE PHYTOPLANKTON.....	31
4. EVOLUTION PLURIANNUELLE	32
5. CONCLUSIONS.....	34
6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	34

1. Introduction

La lagune de Canet St Nazaire est le réceptacle des eaux drainées par un bassin versant de 260 km², soit 53 fois sa propre surface (Figure 2. 1). Les apports d'eau douce conditionnent le fonctionnement de la lagune et sa qualité étant donné le rapport entre le volume entrant et le volume de la lagune (Ifremer, 2002). Les apports solides associés contribuent à son comblement et en partie à son eutrophisation (apports de phosphore). Les principales problématiques écologiques de la lagune de Canet-St-Nazaire : comblement, eutrophisation et instabilité hydrologique, mais aussi contamination chimique, se rejoignent et sont principalement liées à la surface énorme du bassin versant et aux aménagements hydrauliques que ce dernier a subi (Ifremer 2002 et 2003). La restauration et la préservation de cette lagune impliquent un contrôle drastique des apports hydrauliques, tant en terme de quantité que de qualité.

La lagune de Canet St Nazaire continue de se dégrader vis-à-vis de l'eutrophisation au fil des diagnostics estivaux (Ifremer 2006). En 2005, elle pouvait être rangée parmi les lagunes les plus dégradées du Languedoc-Roussillon au même titre que les lagunes de Méjean ou de Vendres. Les macrophytes (herbiers et macroalgues) avaient totalement disparu, le milieu fonctionnant comme un réacteur biologique à phytoplancton.

Etant donné le niveau de perturbation atteint, on peut être quelque peu réservé quant aux effets immédiats de mesures mêmes drastiques de gestion. En effet, il y a de fortes présomptions pour que les milieux très fortement eutrophisés, totalement dominés par le phytoplancton, présentent une inertie à la restauration. Cependant, le faible volume d'eau de cet étang pourrait être un atout pour une moindre inertie à la restauration.

Sur cet étang, dans le cadre du programme d'action du RSL, a été effectué en 2006 un diagnostic estival de la colonne d'eau et du phytoplancton en remplissant les grilles de lecture correspondantes pour les mois de juin, juillet et août.

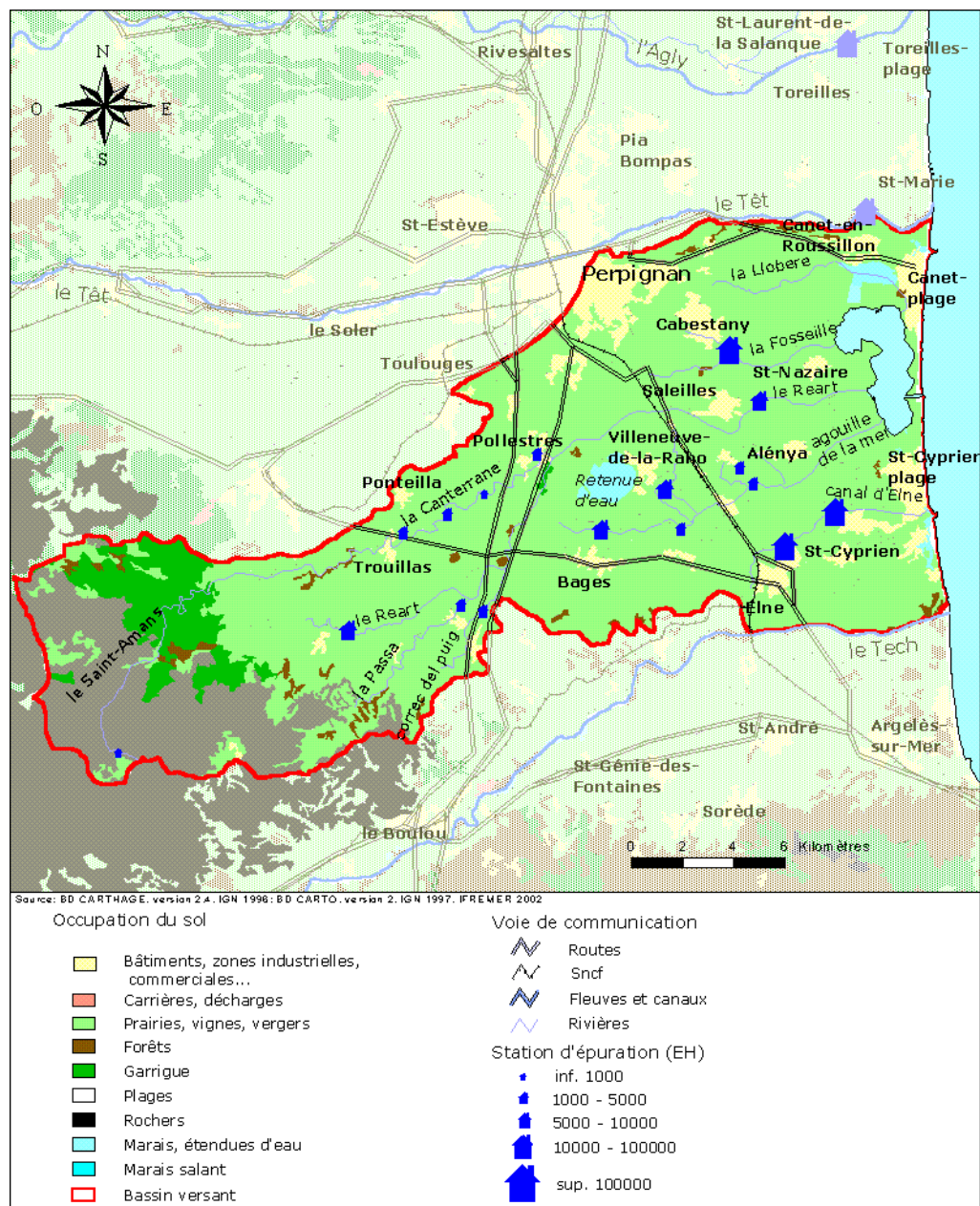


Figure 2. 1 : Présentation de la lagune de Canet-St-Nazaire et de son bassin versant.



Figure 2. 2 : Localisation des stations de prélèvements du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur l'étang de Canet-St-Nazaire.

2. Diagnostic de la colonne d'eau

Deux stations sont suivies dans la lagune de Canet St-Nazaire, une dans la partie sud (CNS), sous l'influence des apports permanents de l'Agouille del Mar et intermittents du Réart, l'autre dans la partie nord (CNN), plus confinée et sous l'influence des apports de la Llobère (Figure 2. 1).

Au cours de l'été, la salinité des eaux a fortement augmenté au cours de l'été aux deux stations suivies. Aux alentours de 5 au mois de juin, elle a culminé aux alentours de 30 au mois d'août, de manière identique aux deux stations. Durant les trois mois d'été, la température de l'eau a été supérieure à 20°C avec un maximum de 28,7°C et 28,7°C aux stations SNN et CNS respectivement au mois de juillet.

Pour la station Canet Sud (CNS, Tableau 2. 1), le diagnostic estival indique un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. Les paramètres qui confèrent cet état sont ceux relatifs à la biomasse phytoplanctonique. De manière directe, il s'agit de la concentration en chlorophylle a et phéopigments (Chla et Chlaphe), puis indirectement de leur répercussion sur les concentrations des formes totales de l'azote et du phosphore, et enfin des conséquences en terme de turbidité. Les biomasses phytoplanctoniques ont augmenté progressivement au cours de l'été et ont été maximales au mois d'août. Pour le phosphore total (10 fois le seuil médiocre-mauvais), il faut aussi prendre en compte l'effet des fortes concentrations en orthophosphates, également déclassantes. Ces valeurs sont apparues en fin d'été suggérant, non pas une conséquence d'apports issus du bassin versant, mais un processus de relargage par les sédiments.

Tableau 2. 1 : Grille estivale (été 2006) de lecture de l'eau pour la station Sud (CNS) de la lagune de Canet St Nazaire.

CNS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O ₂ SAT]		0		20		30		40	42	50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25		40	122
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0.3		1		1.5		4	9.4
NID	(μM)	0		2	3.0	6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0.13	0.3		0.5		0.75		1	
NITRA	(μM)	0	0.16	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	2.7	3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	84
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	95
NT	(μM)	0		50		75		100		120	257
PT	(μM)	0		0.75		1.5		2.5		4.5	44

A la station Nord (CNN, *Tableau 2. 2), la grille de lecture de l'eau est quasiment similaire à celle obtenue pour la partie sud de la lagune et indique donc un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. Les paramètres déclassant sont identiques avec des niveaux très similaires à ceux observés à la station sud (CNS).

**Tableau 2. 2 : Grille estivale (été 2005) de lecture de l'eau pour la station Nord (CNN) de la lagune de Canet St Nazaire.*

CNN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40	48	50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25		40	243
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0.3		1		1.5		4	13.3
NID	(μM)	0	1.5	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0.10	0.3		0.5		0.75		1	
NITRA	(μM)	0	0.26	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	1.4	3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	50
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	63
NT	(μM)	0		50		75		100		120	271
PT	(μM)	0		0.75		1.5		2.5		4.5	59

Aux deux stations, les formes inorganiques de l'azote (NID) affichent de très faibles concentrations tout au long de l'été. Cette situation est comparable à celle rencontrée dans les lagunes les plus eutrophisées où malgré des apports vraisemblablement conséquents supportant une forte biomasse phytoplanctonique, ceux-ci sont en permanence totalement consommés par cette dernière.

3. Diagnostic par le phytoplancton

Les grilles du phytoplancton pour les stations nord et sud (Tableau 2. 3 et Tableau 2. 4) montrent des mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation pour les deux classes de phytoplanctons qui ont affiché des mauvais état au cours des trois mois d'été. Si les abondances mesurées sont du même ordre de grandeur pour les picophytoplancton, il y a une nette augmentation des abondances du nanophytoplancton qui ont été multipliée par presque 10 par rapport au

maximum observés dans cette lagune (2004). Cependant, il est fort probable que cette augmentation soit surtout liée à la présence de petites cellules de nanophytoplancton (proche de 3 µm), phénomène observé dans plusieurs lagunes au cours de l'été 2006. Ces abondances très élevées ont surtout été observées au mois de juillet au moment des fortes températures et ont été vraisemblablement alimentées par des flux de sels nutritifs benthiques intensifiées par ces conditions thermiques particulières.

Tableau 2. 3 : Grille estivale (été 2006) pour le phytoplancton à la station sud (CNS) de la lagune de Canet St Nazaire

CNS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100		500	12781
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10		50	9596

Tableau 2. 4 : Grille estivale (été 2006) pour le phytoplancton à la station nord (CNN) de la lagune de Canet St Nazaire

CNN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100		500	20948
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10		50	12380

4. Evolution pluriannuelle

A l'exception du paramètre concernant l'écart à la saturation en oxygène dissous (Tableau 2.5), le tableau pluriannuel montre une similarité des diagnostics depuis 2004 pour le reste des paramètres, avec des niveaux de valeur relativement stables pour les paramètres de l'eau. Cette apparente stabilité, après une dégradation spectaculaire de la colonne d'eau (Ifremer, 2006), illustre l'atteinte d'un état stable eutrophisé à l'instar de ce que l'on peut constater dans d'autres lagunes très eutrophisées de la région comme certaines lagunes palavasiennes ou l'étang de l'Or.

De la même manière, il est bon de rappeler que le diagnostic simplifié par les macrophytes conduit en 2005 (Ifremer, 2006) avait constaté la disparition quasi-

complète des macrophytes dans cette lagune, notamment celle des herbiers à *Ruppia*. Lors des campagnes 2006, ce constat a été confirmé.

Tableau 2. 5 : Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton aux deux stations suivies dans l'étang de Canet St Nazaire.

	Canet Nord						Canet Sud							
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006	
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														
Picophytoplancton (< 3 µm)														
Nanophytoplancton (> 3 µm)														
ETAT PHYTOPLANCTON														

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

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

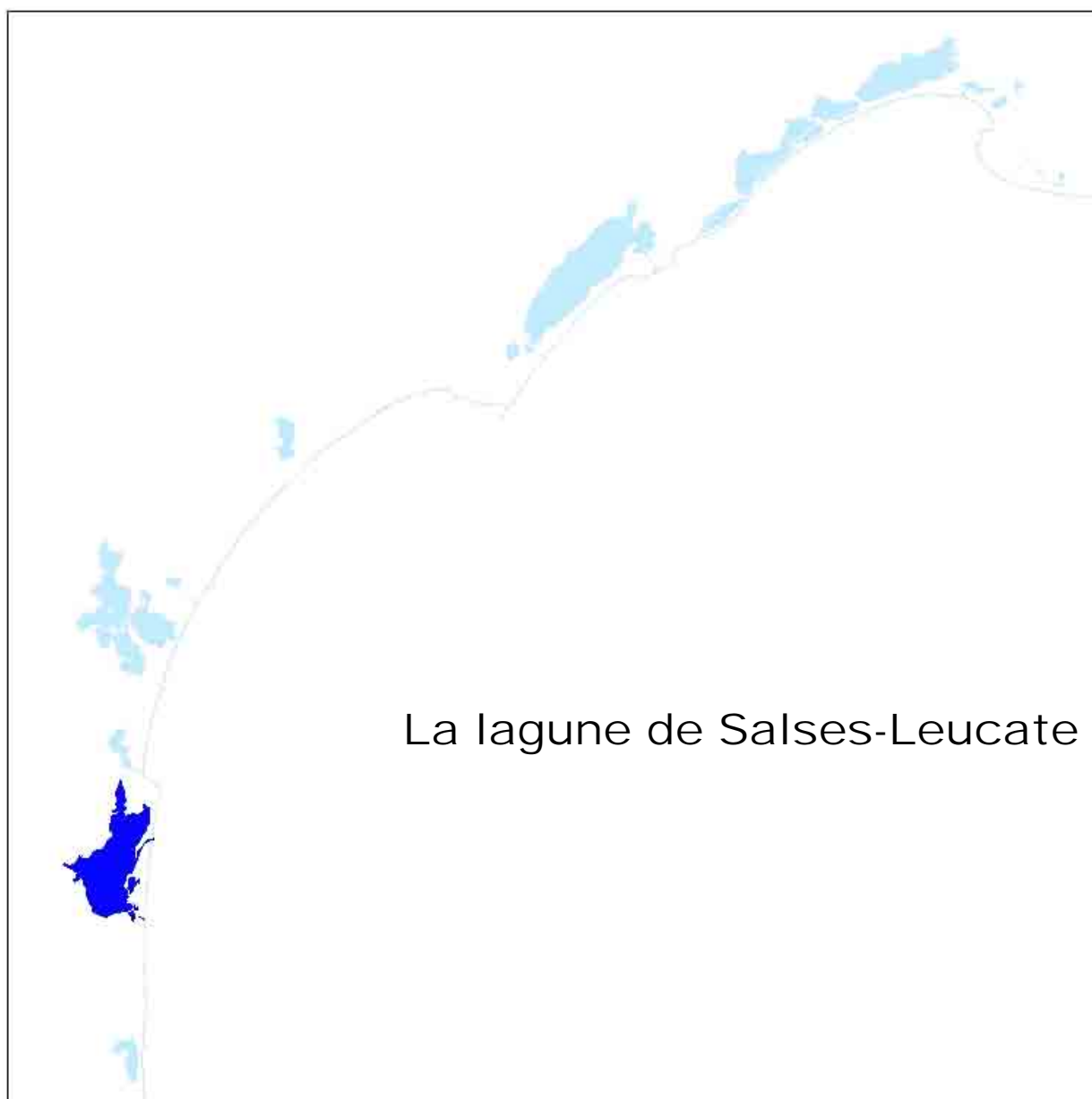
5. Conclusions

Le diagnostic estival 2006 de la lagune de Canet St Nazaire confirme son mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. Cette lagune est maintenant bien installée dans un régime de fonctionnement typique des milieux très fortement eutrophisés avec une production primaire complètement séquestrée par la production phytoplanctonique, avec comme conséquence/effet secondaire la prolifération de massifs de cascaïls.

Au fil des ans et des rapports, la nécessité et l'urgence de mesures de gestion drastique qui soient opérées à l'échelle du bassin versant ont été mis en évidence, sans que de réelles actions ne soient mises en œuvre. Si le stade de dégradation ultime a été atteint vis-à-vis de l'eutrophisation, il n'est cependant pas irréversible, seul le temps de restauration en sera d'autant plus allongé. Cependant, le faible volume de la lagune constitue un facteur favorable pour une accélération des processus de restauration en cas de mesures de gestion appropriées.

6. Références bibliographiques

- Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.
- Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-03/2003, 495 p.
- Ifremer, 2004.. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 523 p.
- Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 424 p.
- Ifremer, 2006. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2005. Rapport RSL-05/2005, 450 p.



1. INTRODUCTION.....	39
2. HYDROLOGIE GENERALE	42
3. DIAGNOSTIC DE L'EUTROPHISATION.....	45
3.1. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU	45
3.2. DIAGNOSTIC PAR LE PHYTOPLANCTON	47
3.3. EVOLUTION PLURIANNUELLE	48
4. SUIVI DE L'IMPACT DES APPORTS ISSUS DES PISCICULTURES.....	50
4.1. DESCRIPTIONS DES EXPLOITATIONS.....	50
4.2. METHODOLOGIE	51
4.2.1. Campagnes de mesures.....	51
4.3. RESULTATS DES CAMPAGNES DE MESURES.....	54
4.3.1. Profil de salinité.....	54
4.3.2. Paramètres de l'azote	55
4.3.3. Paramètres du phosphore	58
4.4. CONCLUSIONS	58
5. AUTRES RESEAUX DE SURVEILLANCE	60
5.1. RESEAU MICROBIOLOGIQUE (REMI)	60
5.1.1. Classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage, programme de suivi REMI et situation de la production	60
5.1.2. Bilan du suivi REMI en 2006	64
5.1.3. Evaluation de la qualité microbiologique des zones de production conchylicole 67	
5.1.4. Bilan 2001-2006	72
5.2. RESEAU PHYTOPLANCTON (REPHY)	73
5.2.1. Résultats 2006.....	73
5.2.2. Bilan 2001-2006	76
5.3. RESEAU NATIONAL D'OBSERVATION	77
6. CONCLUSIONS	79
7. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	80

1. Introduction

La « bonne santé écologique » de la lagune de Salses-Leucate, malgré des événements de toxicité phytoplanctonique préjudiciable à la conchyliculture, lui confère une robustesse et résilience face aux perturbations d'origine anthropique, dans la mesure où celles-ci sont contrôlées et maîtrisées.

En effet, depuis la mise en œuvre du Réseau de Suivi Lagunaire, la lagune de Salses-Leucate présente globalement un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation. En terme d'apports, les suivis des stations d'épuration ont montré qu'en 5 ans, avec l'achèvement du premier contrat d'étang, les flux de pollution émis via l'assainissement collectif sont restés constants pour les 4 stations suivies et globalement réduits considérant le raccordement de la STEP de Leucate village à celle de Port-Leucate. Cependant, un nombre important de dysfonctionnements demeurent sur certaines stations d'épuration. Il apparaît donc que la poursuite de l'effort en terme de réduction des flux polluants issus de l'assainissement collectif et individuel soit encore nécessaire afin de préserver la bonne qualité de ce milieu et les activités traditionnelles qui l'exploitent.

Parmi les sources d'apport, le recensement des sources de pollution à la lagune avait identifié les établissements de pisciculture comme des contributeurs potentiellement importants en terme d'azote et de phosphore. Suite à l'arrêt du suivi des stations d'épuration, il a été décidé cette année de regarder l'impact de ces rejets piscicoles sur la qualité des eaux de la lagune et de comparer les flux avec ceux émis via l'assainissement collectif.

Même si la mise en place d'un protocole de sauvegarde a permis en fin d'année de réduire l'impact économique de la toxicité liée au *Dinophysis*, la présence de cette espèce de manière quasi-permanente tout au long de l'année et d'épisodes de toxicités récurrents demeure un problème environnemental et économique majeur pour la pêche et la conchyliculture sur ce milieu. Une attention particulière a été donnée cette année à faire un bilan des résultats du réseau REPHY depuis la mise en œuvre du RSL.

Donc, le calendrier 2006 du Réseau de Suivi Lagunaire prévoyait le diagnostic estival de l'eau et du phytoplancton et le suivi de l'impact des piscicultures, ce sont l'ensemble de ces résultats qui sont présentés dans ce chapitre accompagné de ceux issus des autres réseaux de surveillance de l'Ifremer opérés sur cet étang : le REMI, le REPHY et le RNO.

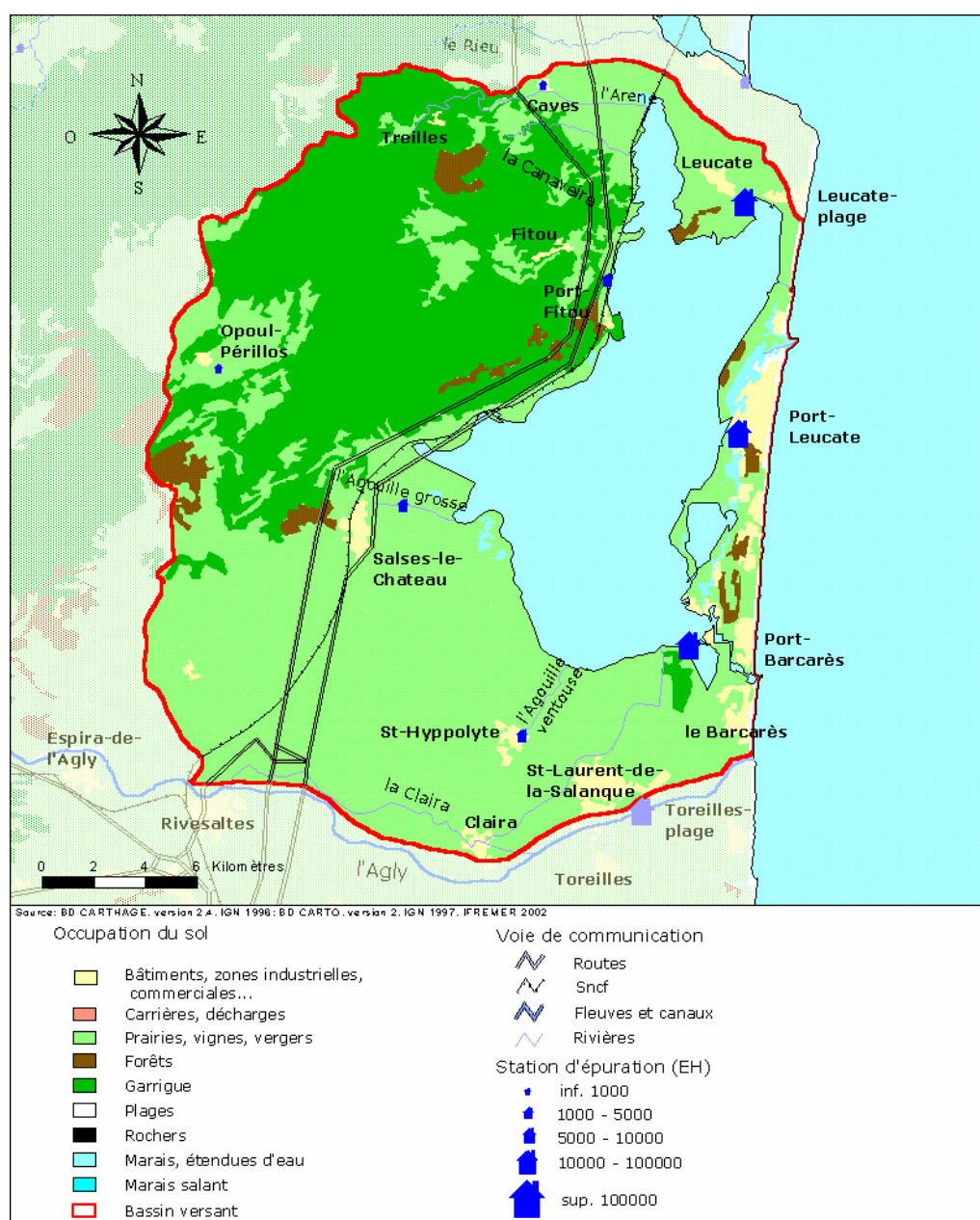


Figure 3. 1 : Présentation de la lagune de Salses-Leucate et son bassin versant.

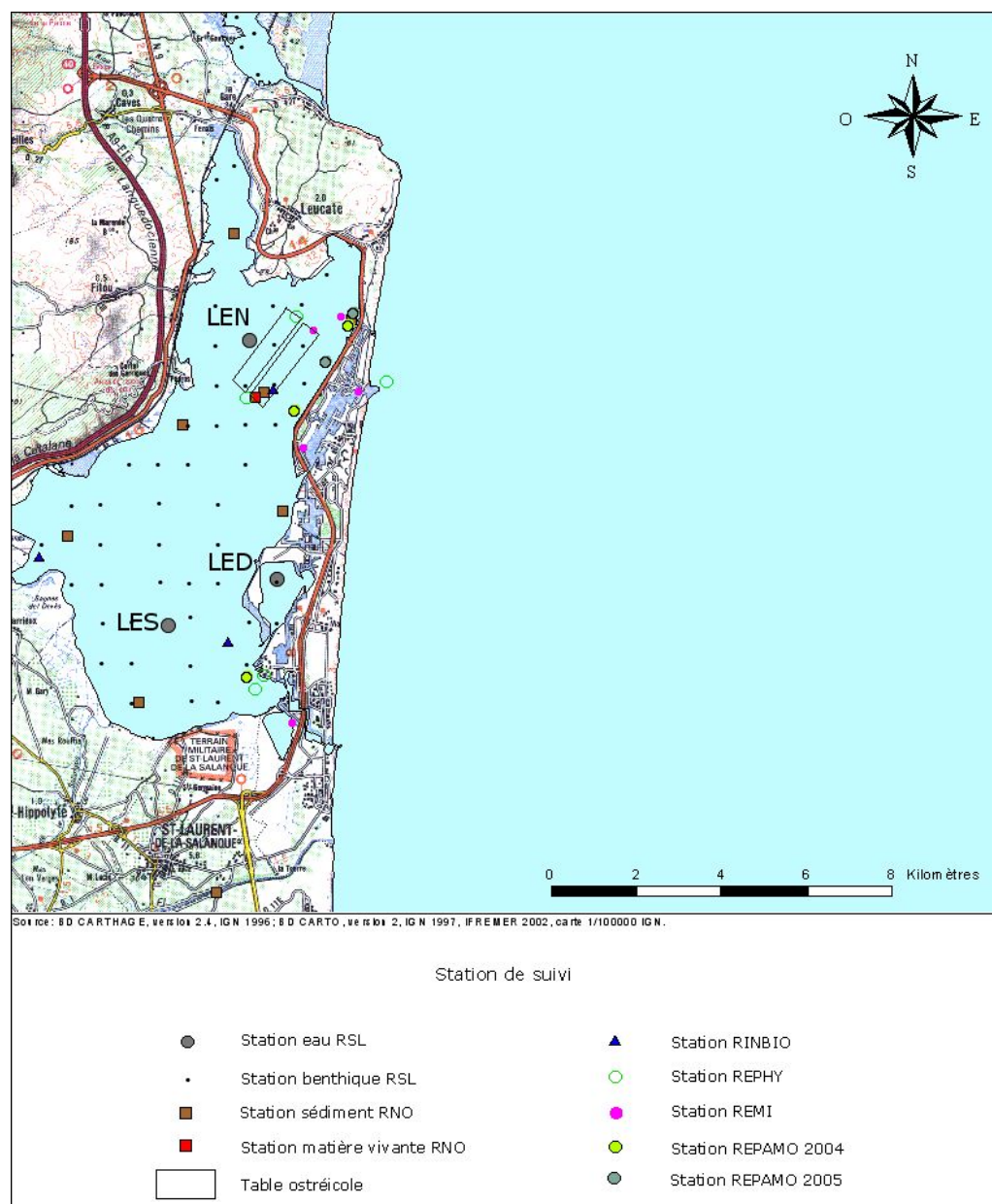


Figure 3. 2 : Localisation des stations de prélèvements du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur l'étang de Salses-Leucate.

2. Hydrologie générale

Les figures 3.3 et 3.4 présentent l'évolution saisonnière et pluriannuelle (10 ans) de la température de l'eau, de la salinité et de la turbidité mesurée de manière hebdomadaire lors des prélèvements du REPHY aux stations nommées Parc Leucate 2 et Salses, situées respectivement au sud des parcs conchylicoles et dans le bassin sud (Figure 3. 2).

Concernant la température de l'eau, la fin de l'hiver a été marquée par des températures de l'eau plus froides que la normale décennale. Dès le mois d'avril, les températures ont augmenté et se sont situées au -dessus des normales de quelques degrés à la station du bassin Nord (Parc Leucate 2, Figure 3. 3). Dans le bassin sud, la température de l'eau a été conforme au normale durant cette période, illustrant l'effet régulateur des apports karstiques et de l'ouverture à la mer dans cette partie de la lagune. Dès le mois de juin, on observe une augmentation des températures de l'eau qui culmine au mois d'août avec des valeurs moyennes de 4 à 6°C au-dessus des normales, conséquences des fortes chaleurs enregistrées alors. Ce maximum a été suivi d'une chute brutale de la température de l'eau au mois d'août, aux deux. Durant l'automne, on note des températures légèrement supérieures aux normales aux mois d'octobre et de novembre.

La salinité des eaux aux deux stations a été inférieure aux normales décennales de l'année jusqu'au milieu du printemps et sont la conséquence des fortes précipitations enregistrées au cours de l'hiver 2005-2006 (cf. Chapitre 1). Malgré un printemps relativement sec, la salinité est basse illustrant la prédominance des apports sous-terrains dans cet écosystème. Par la suite les salinités ont présenté des valeurs normales avec cependant des valeurs légèrement supérieures aux normales en fin d'automne et début d'hiver.

Aux deux stations, les turbidités ont montré des valeurs conformes aux normales tout au long de l'année, avec cependant des valeurs nettement plus élevées aux mois de février (Sud) et avril (Sud et Nord) suite à des régimes de Tramontane soutenus.

Résultats REPHY (hydrologie)
36083002 Roussillon / Parc Leucate 2

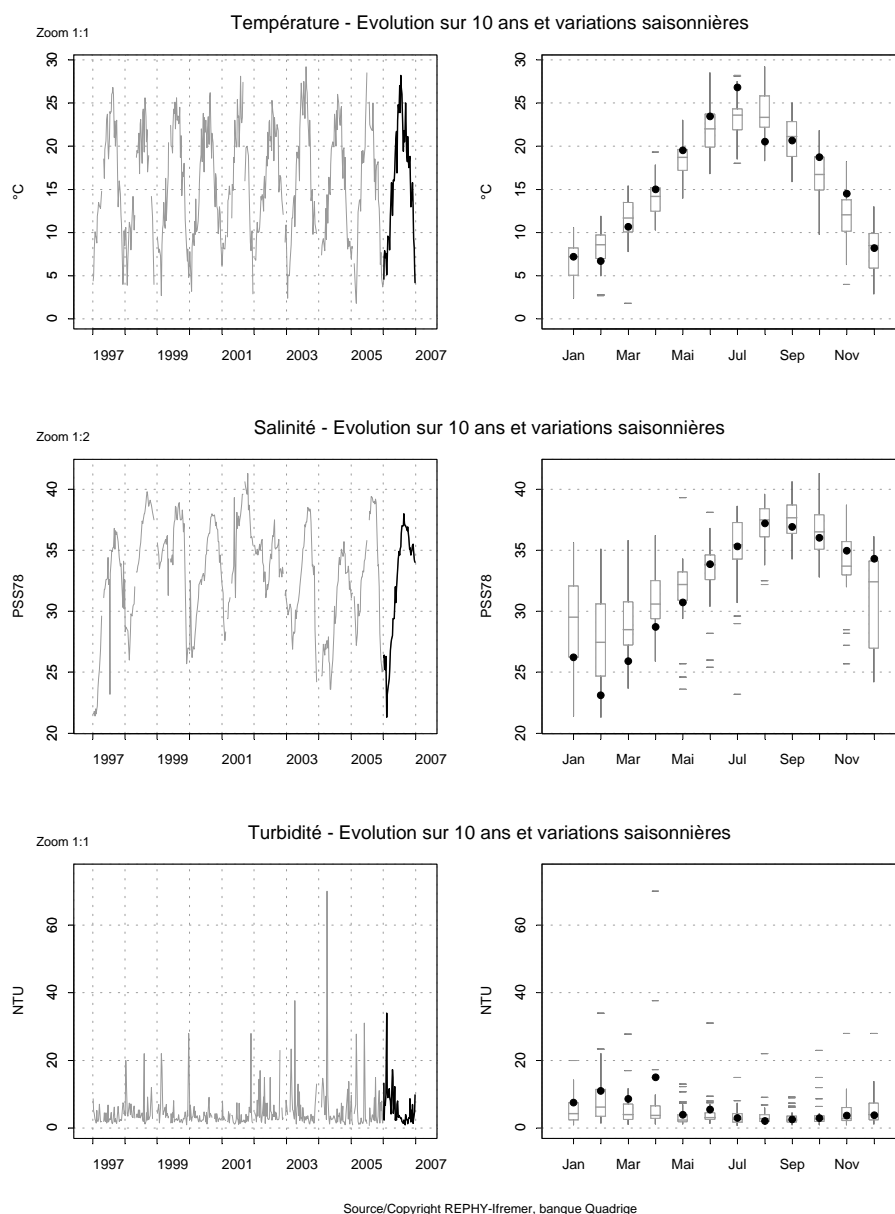
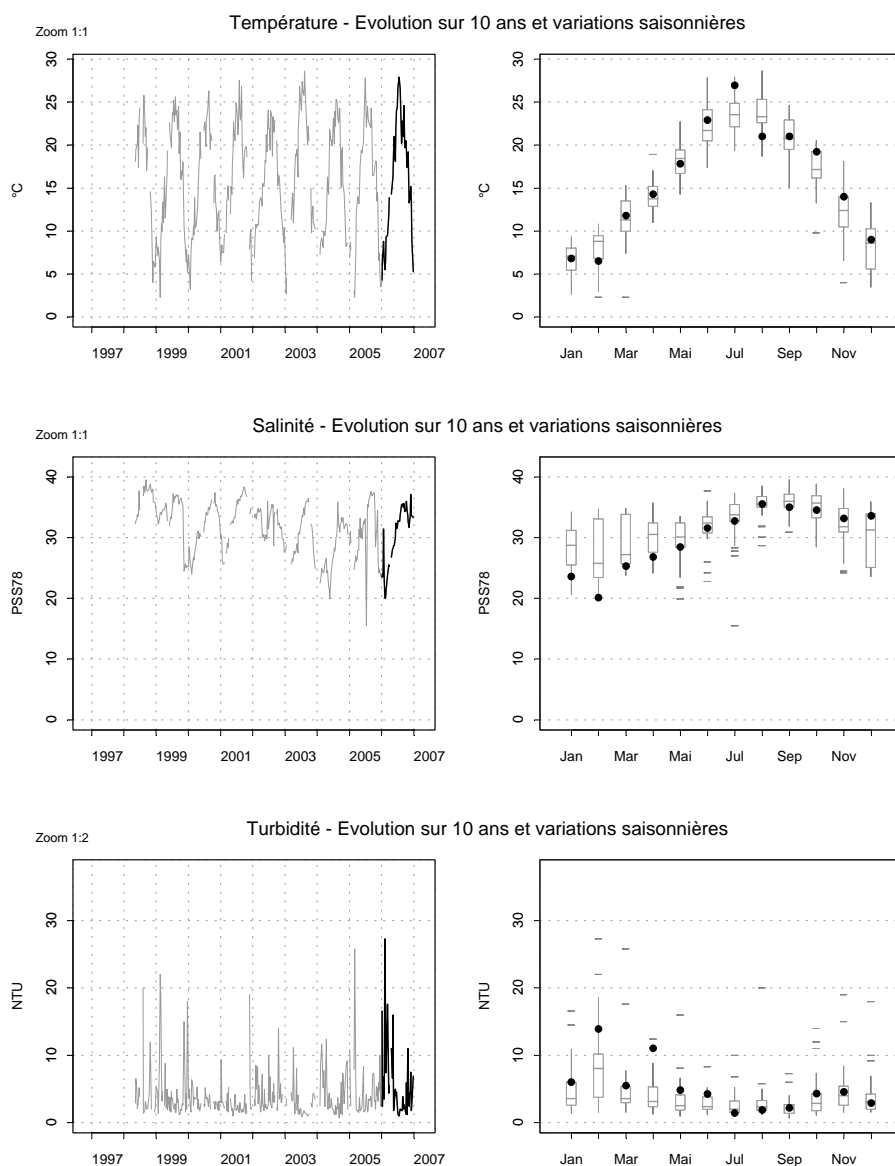


Figure 3.3 : Variations saisonnières et pluriannuelles de la température de l'eau, de la salinité et de la turbidité à la station REPHY Parc Leucate 2 dans la lagune de Salses-Leucate. L'année 2006 est représentée en noir. Les graphes de droite (boîte à moustaches) présentent la distribution statistique de la température de l'eau, de la salinité et de la turbidité sur les dix dernières années

Résultats REPHY (hydrologie)
36083010 Roussillon / Salses-Leucate



Source/Copyright REPHY-Ifrermer, banque Quadrige

Figure 3. 4 : Variations saisonnières et pluriannuelles de la température de l'eau, de la salinité et de la turbidité à la station REPHY Salses dans la lagune de Salses-Leucate. L'année 2005 est représentée en noir. Les graphes de droite (boîte à moustaches) présentent la distribution statistique de la température de l'eau, de la salinité et de la turbidité sur les dix dernières années.

3. Diagnostic de l'eutrophisation

3.1. Diagnostic de la colonne d'eau

Trois stations sont suivies pour la colonne d'eau dans la lagune de Salses-Leucate (Figure 3. 2), une située dans le bassin nord, une dans le bassin sud et une dans le bassin confiné des Dindilles.

Comme mis en évidence dans la partie précédente, la température de l'eau a connu un maximum au mois de juillet aux trois stations suivies, avec des températures supérieures à 28°C aux stations LEN et LES et à 29°C à LED. Au mois d'août, la température a brutalement chuté avec des valeurs inférieures à 20°C dans les deux principaux bassins.

La grille pour la station Leucate Nord (LEN) révèle un très bon état vis-à-vis de l'eutrophisation pour l'été 2006 (Tableau 3. 1). A l'exception de l'écart à la saturation en oxygène dissous, tous les paramètres affichent des valeurs correspondant à un très bon état. L'état moyen du paramètre « écart à la saturation en oxygène dissous » est lié à une mesure de sur-saturation au mois de juillet, probablement liée à une activité photosynthétique phytoplanctonique amplifiée par les fortes températures enregistrées au cours de ce mois.

Tableau 3. 1 : Grille estivale (été 2006) de lecture de l'eau pour la station Nord (LEN) de la lagune de Salses-Leucate.

LEN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O ₂ SAT]		0		20		30	38	40		50	
TUR	(NTU)	0	3.4	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0.15	0.3		1		1.5		4	
NID	(μM)	0	0.9	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0.06	0.3		0.5		0.75		1	
NITRA	(μM)	0	0.21	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0.69	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0	0.9	5		7		10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0	1.1	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	9	50		75		100		120	
PT	(μM)	0	0.63	0.75		1.5		2.5		4.5	

La grille de l'eau estivale établit un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation pour la colonne d'eau à la station Leucate Sud LES (Tableau 3. 2). A l'instar des années précédentes, c'est un léger excès d'ammonium et sa répercussion sur le paramètre azote inorganique dissous (NID) qui décline la colonne à cette station. Néanmoins, ces valeurs, observées au mois d'août, demeurent très proches du seuil bleu-vert. Elles ne peuvent donc être considérées comme indicatrices de pollution du milieu, même s'il est probable qu'elles résultent d'une montée en charge des stations d'épuration en période estivale.

Tableau 3. 2 : Grille estivale (été 2006) de lecture de l'eau pour la station Sud (LES) de la lagune de Salses-Leucate.

LES			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O ₂ SAT]		0	17	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	4.3	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0.13	0.3		1		1.5		4	
NID	(μM)	0		2	2.8	6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0.11	0.3		0.5		0.75		1	
NITRA	(μM)	0	0.08	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	2.7	3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0	1.9	5		7		10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0	2.0	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	9	50		75		100		120	
PT	(μM)	0	0.75	0.75		1.5		2.5		4.5	

A la station Leucate Dindilles (LED), le diagnostic pour l'été 2006 aboutit à un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 3.3). Ce sont, par ordre, le phosphore total et la turbidité qui conditionnent cet état, tous les autres paramètres affichant des valeurs correspondant à un très bon état. Ces valeurs ont été observées au mois d'août et sont vraisemblablement le fruit d'un phénomène de remise en suspension de particules sédimentaires fines riches en phosphore dans ce bassin. En effet, le mois d'août a été caractérisé par un régime de vent du nord soutenu.

Tableau 3. 3 : Grille estivale (été 2006) de lecture de l'eau pour la station Dindilles (LED) de la lagune de Salses-Leucate.

LED			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O ₂ SAT]		0	19	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5	5.4	10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0.19	0.3		1		1.5		4	
NID	(μM)	0	0.5	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0.10	0.3		0.5		0.75		1	
NITRA	(μM)	0	0.04	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0.38	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0	4.0	5		7		10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0	5.3	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	22	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0.75		1.5	2.10	2.5		4.5	

3.2. Diagnostic par le phytoplancton

Les grilles du phytoplancton pour l'été 2006 indique respectivement pour les stations sud (LES), nord (LEN) et Dindilles (LED) des états médiocres, moyen et moyen vis-à-vis de l'eutrophisation. Pour les stations des deux principaux bassins (LES et LEN), ce sont les abondances du nanophytoplancton qui déclassent la grille du phytoplancton, avec des valeurs maximales mesurées au mois de juillet.

Les résultats de cytométrie ont montré que ces abondances étaient surtout dues à des groupes de cellules dans les classes de plus faibles tailles (3 à 6 μm) et forment continuum avec la classe de picophytoplancton. A noter d'ailleurs que ces abondances n'ont en aucune manière affecté les concentrations en chlorophylle a des grilles de l'eau.

Même si aucun éléments ne permet d'expliquer cette singularité, la récurrence du phénomène dans plusieurs lagunes suivies dans le cadre du RSL en 2006 laisse à penser que les conditions hydroclimatiques particulières observées en 2006 pourraient l'avoir favoriser.

Tableau 3. 4 : Grilles estivales (été 2006) de lecture du phytoplancton pour les stations Nord (LEN), Sud (LES) et Dindilles (LED) de la lagune de Salses-Leucate.

LES			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	5.7	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10	12	50	

LEN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	18.6	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5	5.2	10		50	

LED			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50	50	100		500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2	3.4	5		10		50	

3.3. Evolution pluriannuelle

La synthèse de l'ensemble des diagnostics de l'eau et du phytoplancton depuis 1999 (Tableau 3. 5) confirme la stabilité du milieu vis-à-vis de l'eutrophisation, celui-ci oscillant suivant les années entre un très bon état et un bon état. La situation de dégradation observée en 2004 à la station du bassin des Dindilles ne s'est pas reproduit confirmant son caractère ponctuel suspecté alors (Ifremer, 2005).

Tableau 3. 5 : Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton aux trois stations (LEN, LES et LED) suivies dans l'étang de Salses-Leucate.

	Leucate Nord								Leucate Sud								Leucate Dindilles							
	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006
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	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■
Picophytoplancton (< 3 µm)	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■
Nanophytoplancton (> 3 µm)	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■
ETAT PHYTOPLANCTON	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■

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

4. Suivi de l'impact des apports issus des piscicultures

Au sein de l'inventaire des sources de pollution réalisé dans le cadre du premier contrat d'étang (GAEA, 2001), les deux exploitations piscicoles situées au niveau des sagnes de Font-Dame et de Pedros sur les rives ouest de la lagune de Salses-Leucate avaient été identifiées comme une des sources d'apports en azote et phosphore à la lagune. Les eaux d'élevage de ces deux exploitations sont rejetées et véhiculées à la lagune via le réseau d'agouilles des sources karstiques de Font-Dame et Font-Estramar.

A la demande du syndicat mixte Rivage, qui a inscrit dans le second contrat une action visant à mieux caractériser l'impact des ces deux exploitations sur le milieu, il a été proposé de procéder à une première caractérisation vis-à-vis de l'eutrophisation de la qualité des eaux des agouilles et lagunaires en effectuant deux campagnes ponctuelles de mesures de l'amont des exploitations jusqu'à la lagune.

En parallèle, les services de l'état (DRE) s'étaient proposés de réaliser une estimation des flux rejetés en terme d'azote et de phosphore par les deux exploitations, en utilisant les résultats d'analyses effectuées par les exploitants dans le cadre de leur auto-surveillance, complétées avec des analyses supplémentaires (sur les formes totales de l'azote et du phosphore).

4.1. Descriptions des exploitations

Deux piscicultures sont actuellement installées sur la commune de Salses-le-Château :

- SA Méditerranée située à l'aval de la résurgence de Font-Dame avec une production annuelle d'environ 100 tonnes de loup. Les bassins d'élevage sont alimentés en eau de pompage dans le ruisseau de Font-Dame. Les rejets d'exploitation sont dirigés vers d'anciens bassins d'élevage pour décantation avant rejet en aval de l'établissement dans l'agouille de Font-Dame.
- la SARL Extramer à l'aval de la résurgence de Font-Estramar avec une production annuelle d'environ 260 tonnes. Les bassins d'élevage sont alimentés en eau de pompage dans le ruisseau de Font-Dame. L'eau des bassins est dirigée vers d'anciens bassins pour décantation et est ensuite rejetée dans une agouille (non navigable) qui conflue avec l'agouille de Font-Estramar dans sa partie aval.

Pour les deux établissements, les débits de pompage, et donc de rejets, varient autour du m³/s en fonction des débits dans les ruisseaux issus des sources et de la charge en élevage.



D'un point de vue réglementaire, les piscicultures sont des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE). Le suivi des piscicultures dans leurs fonctionnements est réalisé par la Direction Départementale des Services Vétérinaires.

La SA Méditerranée a été autorisée par arrêté préfectoral n°4057 du 11 décembre 1972 à exploiter un établissement de salmonidés sur le territoire de la commune de Salses. Une nouvelle déclaration d'existence en date du 21 décembre 1994 a été déposée au titre du droit d'antériorité au regard du changement de classement de rubrique de la nomenclature qui soumet l'activité à autorisation.

Concernant la SARL Extramer, l'arrêté préfectoral n°5633 du 26 avril 1989 et le récépissé de déclaration de changement d'exploitant n°6088 du 16 octobre 1993 autorise la création et l'exploitation de l'établissement. A ce jour, les analyses des rejets de cette exploitation est conforme à l'arrêté ICPE (DSV66, communication personnelle)

4.2. Méthodologie

4.2.1. Campagnes de mesures

Deux campagnes ont été réalisées, une première au printemps (16/05/06, en matinée) et une seconde en fin d'été (1/09/06, dans l'après-midi). Pour chacune des deux agouilles véhiculant jusqu'à la lagune les eaux issues des piscicultures, 5 stations ont été suivies (Figure 3.5.). Une station située en amont des exploitations et quatre stations en aval réparties régulièrement jusqu'au débouché dans la lagune de manière à caractériser le gradient de salinité.

Le point de rejet de l'exploitation situé sur l'agouille de Font-Dame a été bien identifié et localisé sur le parcours.

Le réseau hydrologique est plus complexe sur l'agouille de Font-Estramar. En effet la source s'écoule via plusieurs agouilles, séparées par des halophytes mais connectées hydrauliquement entre elles. Les stations de prélèvements et mesures sont situées sur celle qui est navigable.

Pour chaque campagne et à chaque station ont été mesurés in situ et en subsurface, la température, la salinité, l'oxygène dissous et des prélèvements d'eau ont été réalisés en subsurface (-0,5m) pour analyse au laboratoire de la turbidité et des formes inorganiques dissoutes et totales de l'azote et du phosphore. Les méthodes d'analyse et de mesure sont celles décrites dans l'étude « Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes Méditerranéennes » (Ifremer –UMII- Crocean, 2000).

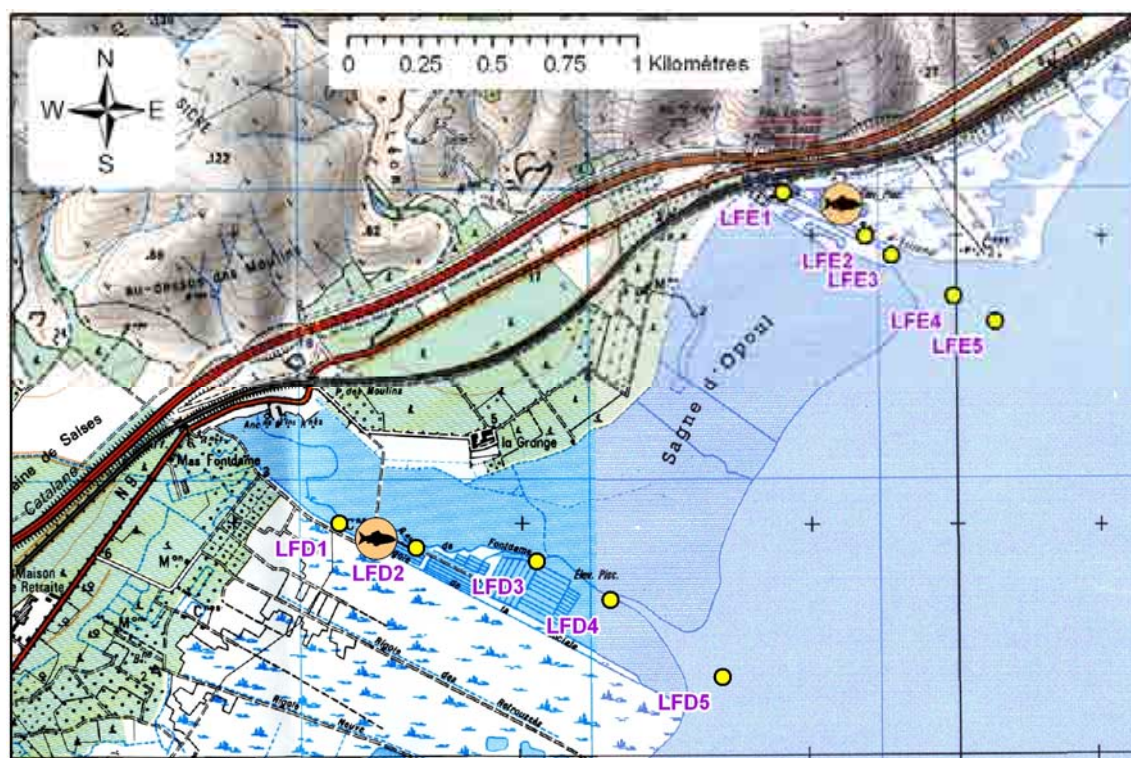
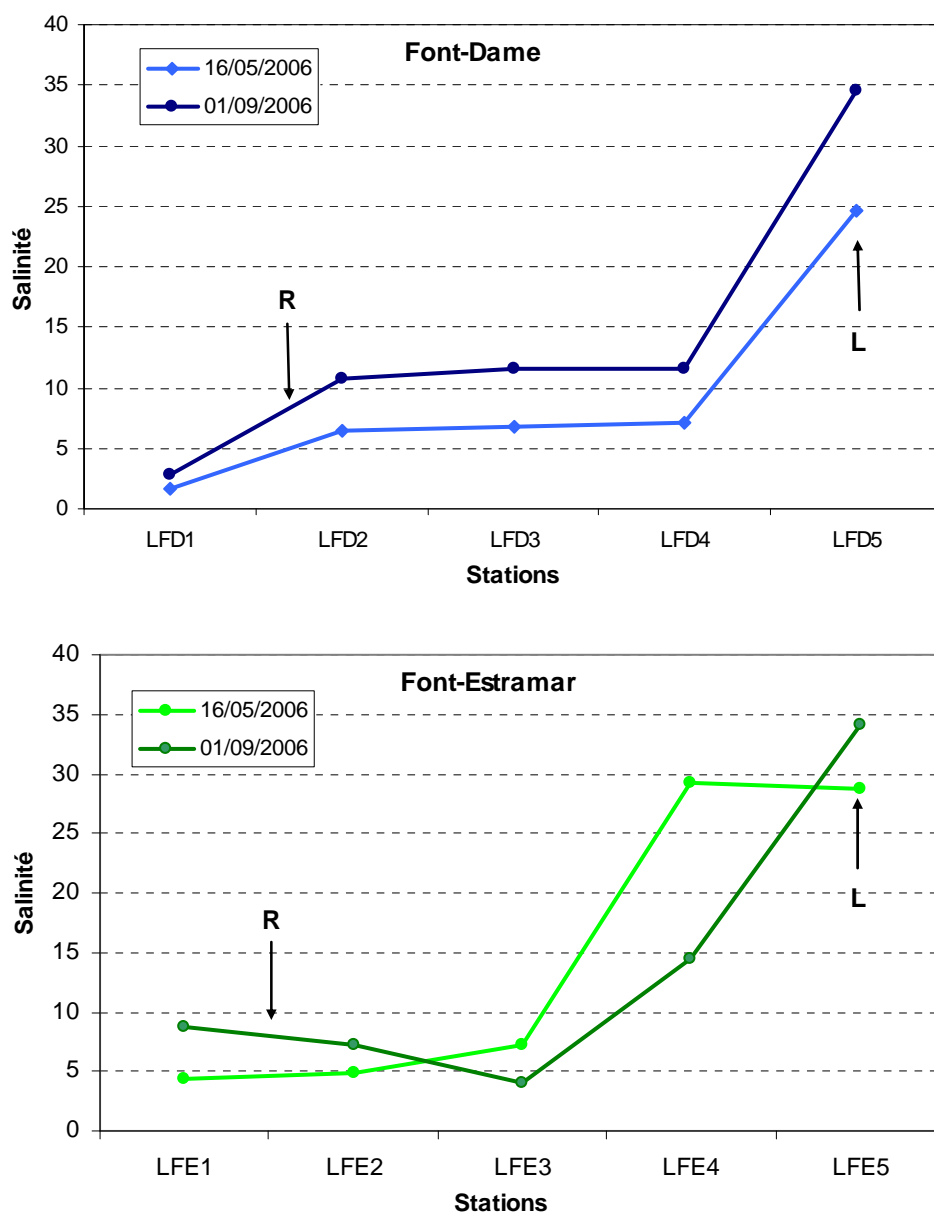


Figure 3. 5 : Localisation des exploitations piscicoles (cercle rose) et des points de prélèvements (cercle jaune) sur les agouilles sur la lagune de Salses-Leucate.

Concernant l'estimation des flux d'azote et de phosphore issus des piscicultures, cette partie n'a pu être menée à bien faute de mise à disposition des données d'autosurveillance par les piscicultures.

Figure 3. 6 : Evolution de la salinité de l'amont des établissements de piscicultures jusqu'à la lagune pour les agouilles de Font-Dame et Font-Estramar et pour les deux campagnes. R : localisation des exploitations. L : point de mesures dans les eaux lagunaires.



4.3. Résultats des campagnes de mesures

4.3.1. Profil de salinité

Les profils salinité d'amont en aval des agouilles permettent d'illustrer le parcours des eaux douces karstiques (Figure 3. 6) et les points à partir desquels le gradient de dilution lié à la masse d'eau lagunaire s'exerce :

- Dans l'agouille de Font-Dame, l'évolution de la salinité d'amont en aval est comparable lors des deux campagnes avec seulement des valeurs légèrement supérieures en septembre, montrant une plus grande influence des eaux lagunaires à cette période, vraisemblablement liée à un moindre débit de la source par rapport au mois de mai. On note une légère élévation de la salinité à partir du point LFD2 et c'est entre les points LFD4 et LFD5 que l'influence des eaux lagunaires est marquée, et donc où s'opère l'essentiel des processus de dilution/dispersion.
- Dans l'agouille de Font-Estramar, jusqu'au point LFE3, la salinité est relativement stable voire diminue lors de la campagne de septembre. Cette diminution s'explique par le fait qu'en septembre le débit dans l'agouille navigable était très faible donc l'influence des eaux lagunaires est plus importante (remontée) et les eaux provenant de la pisciculture arrivent au niveau de la confluence avec une salinité moindre. Alors qu'au printemps, l'influence des eaux douces s'estompe totalement dès le point LFE4, en septembre la dispersion complète de ces eaux douces ne se réalise qu'au point LFE5.

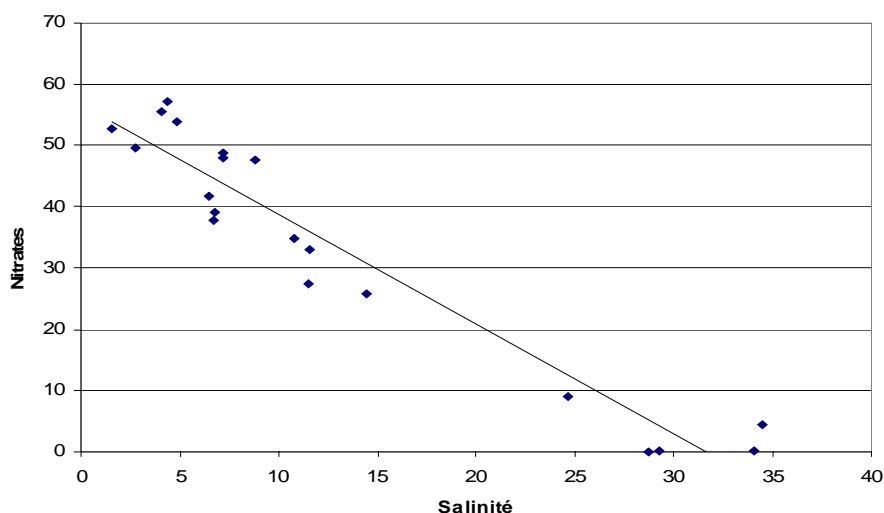


Figure 3. 7 : Relation entre la salinité et les concentrations en nitrates des eaux karstiques (toutes stations et périodes confondues).

4.3.2. Paramètres de l'azote

Les eaux des sources karstiques sont naturellement chargées en nitrates avec des concentrations stables dans le temps et très peu différentes d'une source à l'autre (entre 50 et 60 μM). Les concentrations mesurées au point les plus amont sont très similaires de celles mesurées lors de précédentes études (Dagault, 1997 ; Tournoud *et al.*, 2004). Les profils de variation des concentrations en nitrates sont donc inversement corrélés avec celui des salinités (Figure 3.7) pour les deux agouilles avec peu d'évolution jusqu'au point de rencontre avec les eaux lagunaires (Figure 3.8. et 3.9.). Le long du parcours des eaux karstiques, ce sont donc uniquement les processus de dilution/dispersion qui gouvernent l'évolution des concentrations des nitrates et que par ailleurs, il n'existe pas d'autres sources d'apports en nitrates que les eaux karstiques elles-mêmes.

Pour tous les autres paramètres de l'azote, on observe un schéma d'évolution amont-aval qui met en évidence l'influence d'autres sources d'apport que les seules eaux karstiques :

- Pour l'ammonium, les concentrations en ammonium au point le plus en amont des deux agouilles sont très faibles ($< 5 \mu\text{M}$). A noter une légère augmentation des concentrations entre mai et septembre probablement liée à des processus de reminéralisation après les fortes chaleurs. Sur l'agouille de Font Dame, on note une augmentation des concentrations tout de suite à l'aval de l'exploitation piscicole (station LFD2) avec des valeurs de concentrations deux fois plus élevées en septembre qu'en mai. Dans l'agouille de Font-Estramar, l'augmentation est observée au point LFE2 en mai et au point LFE3 en septembre, avec également des valeurs plus élevées en septembre. Cette différence du point d'augmentation peut s'expliquer par la complexité du réseau hydraulique et l'existence de deux agouilles parallèles. Il est vraisemblable que suivant les niveaux d'eau entre les deux agouilles, l'une se déverse dans l'autre est vice-versa. Et donc en mai, il devait y avoir une déverse de l'agouille secondaire dans l'agouille navigable en amont de LFE2 et donc l'influence du rejet est observable, alors qu'en septembre cette influence n'était observable qu'au niveau de la confluence. Après les points d'augmentation des concentrations, on observe une diminution des concentrations corrélativement au mélange avec les eaux lagunaires et en cohérence avec les profils de salinités.

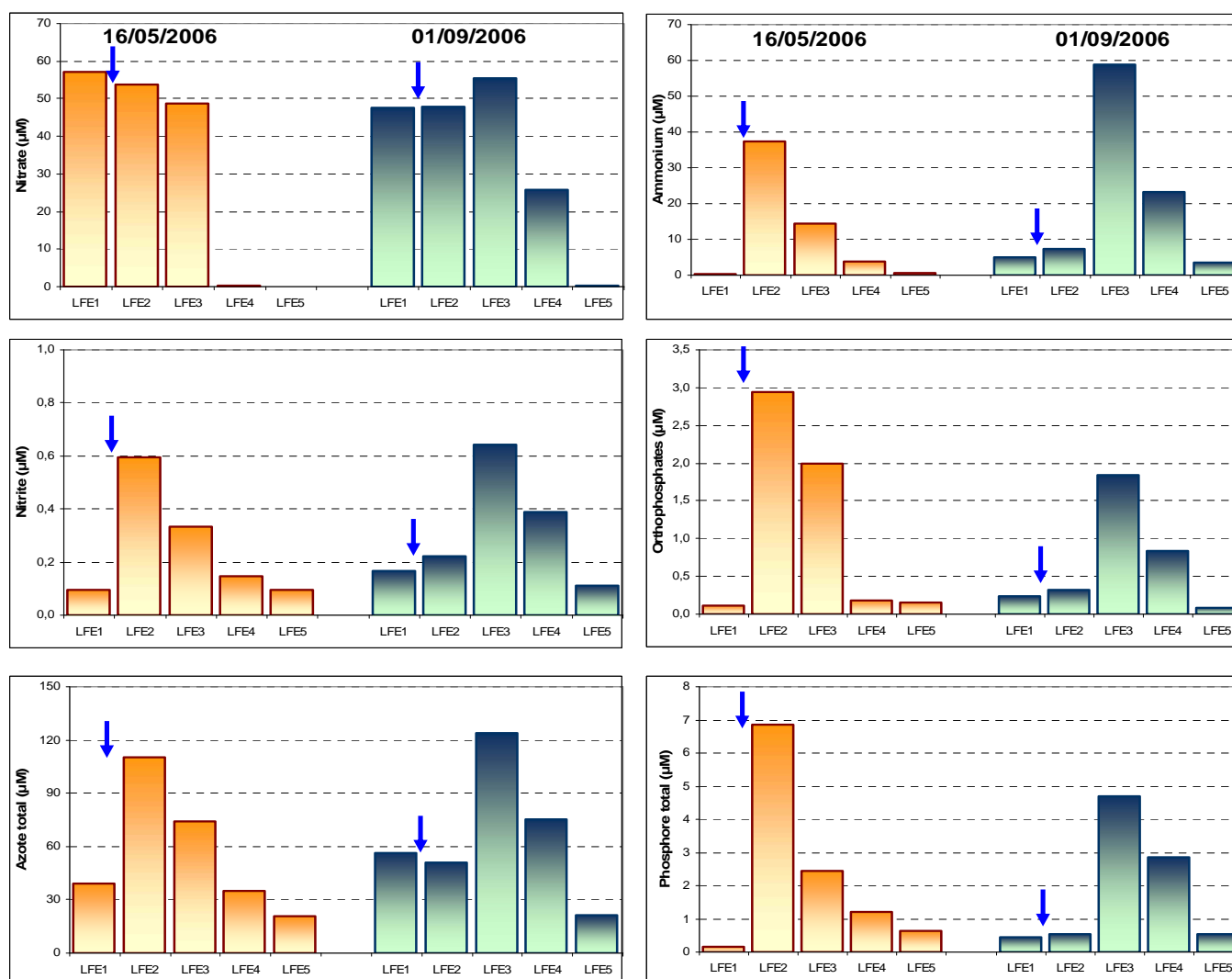


Figure 3. 8 : Evolution des concentrations en nitrates, ammonium, nitrites, azote total, orthophosphates et phosphore total le long de l'agouille Font-Estramar lors des campagnes de mai et septembre 2006. Les flèches bleues indiquent le lieu d'implantation de l'exploitation piscicole sur le cours de l'agouille.

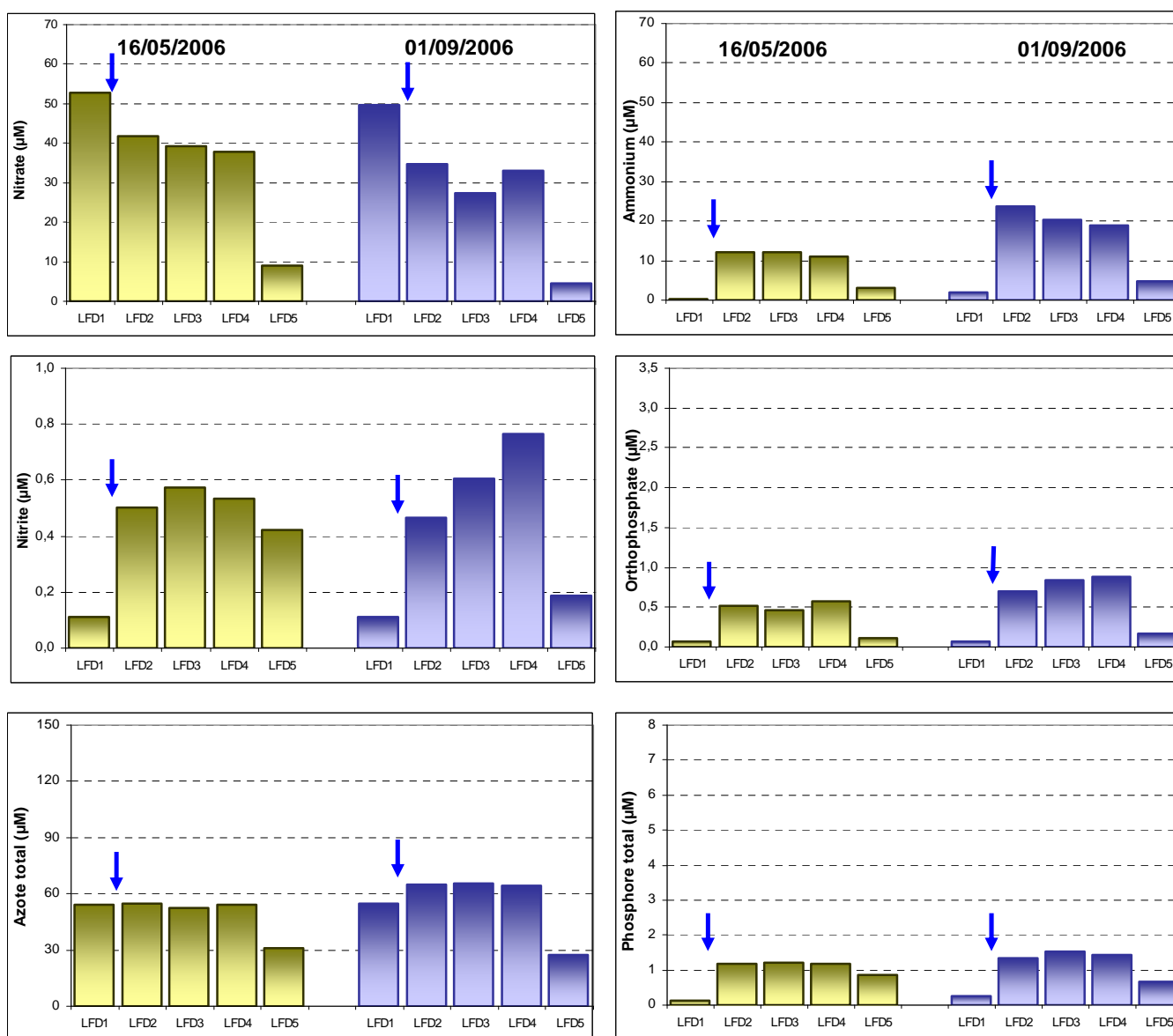


Figure 3. 9 : Evolution des concentrations en nitrates ammonium, nitrites, azote total, orthophosphates, et phosphore total le long de l'agouilles Font-Dame lors des campagnes de mai et septembre 2006. Les flèches bleues indiquent la localisation de l'exploitation piscicole sur le cours de l'agouille.

- Pour les nitrites, les concentrations mesurées sont très faibles, et les profils d'évolution amont-aval sont très comparables à ceux de l'ammonium pour les deux agouilles et les deux campagnes.
- Pour l'azote total, les concentrations sur les stations amont sont très proches de celles des nitrates, principales formes azotées dans les eaux douces karstiques. Ensuite, les profils d'évolution diffèrent suivant les agouilles. A Font-Dame, on n'observe pas d'augmentation marquée au point LFD2 comme pour l'ammonium ni de gradient de dilution comme pour les nitrates, sauf à partir du point LFD4. Ce profil s'explique par le fait que ce sont les nitrates qui dominent dans ces eaux et que leur dilution est tout juste compensée par des apports d'autres formes. A noter qu'en septembre, à partir du point LFD3, on note une forte augmentation de la part organique (azote total moins formes inorganiques dissoutes ; de 20% à 65%) d'amont en aval. Dans l'agouille de Font-Estramar, les profils sont similaires à ceux observés pour l'ammonium mais avec des variations moins marquées liées à l'effet lissant de la composante nitrate. Là aussi, on note une part croissante de la composante organique au fur et à mesure que l'on se rapproche de la lagune.

4.3.3. Paramètres du phosphore

Les eaux dans les deux stations les plus amont des deux agouilles montrent des concentrations très faibles en orthophosphates et phosphore total, soulignant que les eaux douces karstiques ne sont pas une source d'apport en phosphore à la lagune. Ces résultats sont également similaires avec ceux obtenus lors de précédentes études (Dagault, 1997 ; Tournoud *et al.*, 2004).

Dans les deux agouilles, les profils de variations pour les deux paramètres liés au phosphore sont similaires à ceux observées pour l'ammonium, témoignant de l'existence de sources d'apport à l'aval du point le plus amont mesuré. Les concentrations observées dans Font-Estramar sont plus élevées que dans Font-Dame. Dans cette partie des agouilles, la comparaison entre orthophosphates et phosphore total montre une part organique du phosphore correspondant environ à la moitié de phosphore total.

4.4. Conclusions

Les campagnes de mesures sur les deux agouilles ont montré que les eaux karstiques issues des sources sont naturellement chargées en azote sous formes nitrates. Ces nitrates s'accumulent dans les eaux karstiques lors du ruissellement dans les sols calcaires des Corbières. Au cours de leur parcours à travers les deux agouilles examinées jusqu'au milieu lagunaire, ces eaux karstiques se chargent avec d'autres

formes d'azote, essentiellement de l'ammonium mais également de l'azote organique. Il apparaît clairement, au regard du schéma d'évolution des concentrations dans les deux agouilles que cet enrichissement s'effectue ponctuellement à un point d'écoulement des roubines et non de manière continue le long du parcours. Si pour l'azote ces apports viennent s'ajouter à ceux naturels des eaux karstiques, dans une proportion d'environ moitié-moitié comme le montrent les concentrations en nitrates et ammonium, ils constituent, en revanche pour le phosphore, la seule source contaminant les eaux karstiques aboutissant à la lagune.

Certes, il est difficile à partir de ces seules données de caractériser précisément l'impact sur le milieu lagunaire. Il faut rappeler que globalement la lagune de Salses-Leucate demeure, depuis plusieurs années, épargnée par l'eutrophisation. Seules quelques zones, très localisées, comme l'anse de la Roquette, montrent des signes d'eutrophisation avec notamment des accumulations d'algues vertes nitrophiles (ulves, entéromorphes) au sortir des deux agouilles suivies.

Des sources d'apport à cette anse ont déjà été étudiées (exemple STEP de Salses-le-Chateau) et les flux émis estimés. Il serait bienvenu de pouvoir réaliser une telle démarche, comme cela était envisagé initialement, sur les effluents des piscicultures et les autres sources potentielles. Un travail de réactualisation des sources de pollution (identification et quantification) de cette zone devrait donc être mené dans le cadre du contrat d'étang et des actions envisagées pour réduire les flux apportés à l'Anse de la Roquette.

5. Autres réseaux de surveillance

5.1. Réseau Microbiologique (REMI)

5.1.1. Classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage, programme de suivi REMI et situation de la production

La lagune de Salses-Leucate est découpée en plusieurs zones de pêche et d'élevage dont les délimitations géographiques et les classements sanitaires sont présentés, pour chaque groupe de coquillage, sur les Figure 3. 10, Figure 3. 11 et Figure 3. 12. Ces classements sont fixés par deux arrêtés préfectoraux :

- n°2003-0989 du 23/04/2003 portant classement de salubrité des zones de production et des zones de reparcage des coquillages vivants sur le littoral du département de l'Aude,
- n°2003-2913 du 11/09/2003 portant classement de salubrité des zones de production et des zones de reparcage des coquillages vivants sur le littoral du département des Pyrénées-Orientales.

Ces classements s'appuient sur les résultats des études menées en 2000 et 2001 dans le cadre du « Programme régional d'études des zones de pêche de coquillages en vue de leur classement sanitaire » coordonné par le Cépralmar et, pour la zone d'élevage des parcs ostréicoles et les moules de Salses sur les résultats acquis dans le cadre du REMI.

Aucune zone de pêche n'est classée pour les coquillages du groupe 1 (gastéropodes, échinodermes et tuniciers) dans la lagune de Salses-Leucate (Figure 3. 10). En conséquence, ce groupe n'est pas suivi dans le cadre du REMI.

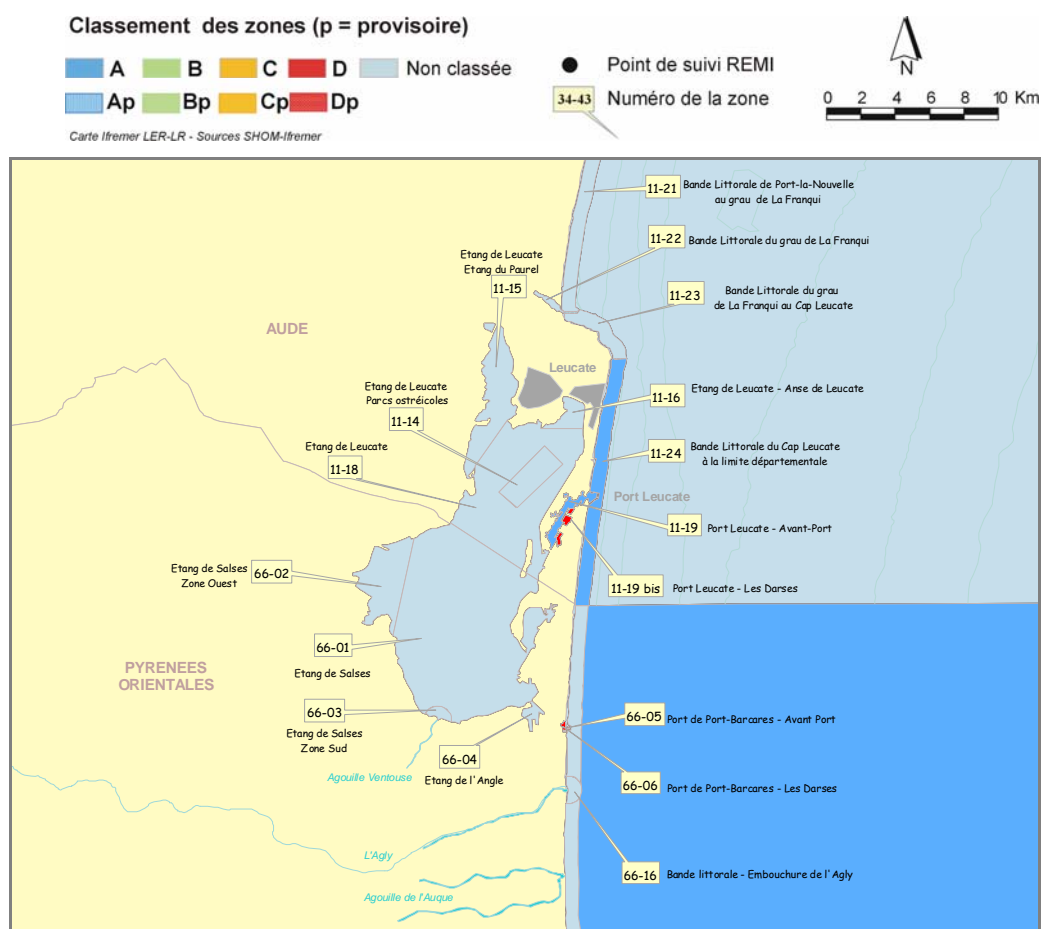


Figure 3. 10 : Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 1 dans les Pyrénées-Orientales et l'Aude, de l'embouchure de l'Agouille de l'Auque au grau de La Franqui.

Classement des zones (p = provisoire)

■ A ■ B ■ C ■ D ■ Non classée
■ Ap ■ Bp ■ Cp ■ Dp

● Point de suivi REMI

34-43 Numéro de la zone



Carte Ifremer LER-LR - Sources SHOM-Ifremer

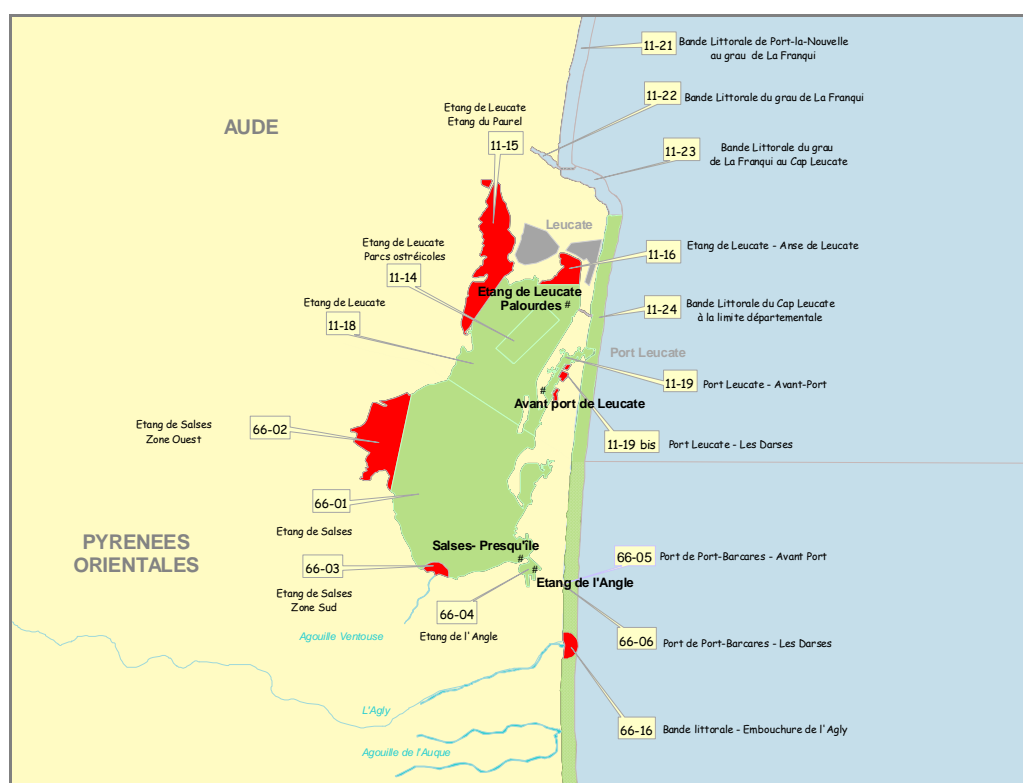


Figure 3. 11 : Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 2 dans les Pyrénées-Orientales et l'Aude, de l'embouchure.

La pêche et la commercialisation après purification des coquillages du groupe 2 (filtreurs fouisseurs) est autorisée dans les parties centrales de l'étang de Salses et de l'étang de Leucate, dans les zones de l'étang de l'Angle et de l'Avant-Port de Leucate. Selon les dernières données disponibles sur la pêche aux petits métiers (rapport Cépralmar 2004), la pêche annuelle de palourdes dans la lagune de Salses-Leucate est estimée à 2,5 tonnes. Afin de mieux gérer les stocks de gisements naturels de palourdes, les prud'homies délivrent des nombres limités de licences de pêche et ont recours à des fermetures saisonnières des zones, publiées chaque année par la DIDAM¹ Pyrénées-Orientales et Aude (Tableau 3. 5).

¹ Direction Inter Départementale des Affaires Maritimes

La surveillance REMI est prévue pour ce groupe pendant les périodes d'ouvertures de la pêche, avec un échantillonnage mensuel de quatre points de prélèvements de palourdes localisés sur les principaux gisements (Figure 3. 11).

Tableau 3. 6: Périodes d'interdiction temporaire de pêche de palourdes dans les zones de pêche de Leucate en 2006 définies par la DIDAM 66 -11.

N° Zone	Nom de la zone	Période d'interdiction	N° arrêté
11.18	Etang de Leucate	Du 01/07/06 au 31/08/06	899/06 du 4 août 2006
11.19	Avant Port de Leucate	Du 01/01/06 au 01/03/06	899/06 du 4 août 2006

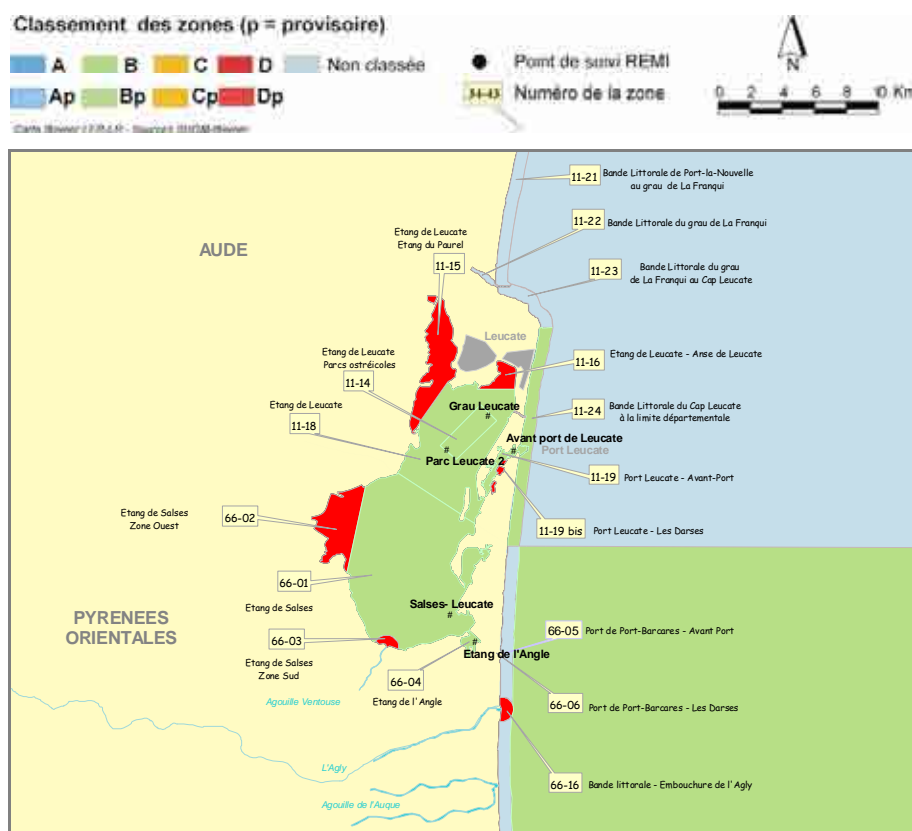


Figure 3. 12 : Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 3 dans les Pyrénées-Orientales et l'Aude, de l'embouchure de l'agouille de l'Aude au Grau de La Franqui et localisation des points de suivi REMI.

La zone d'élevage des coquillages du groupe 3 (huîtres, moules) et les zones de pêche de ce groupe dans la lagune de Salses-Leucate sont classées en B. Ce classement permet la récolte des coquillages et leur mise sur le marché pour la consommation humaine après avoir subi un traitement dans un centre de purification. Le site d'élevage sur les tables conchylicoles de la zone des parcs de Leucate est exploité par une trentaine d'entreprise, qui produisent annuellement environ 200 tonnes de moules et 800 tonnes d'huîtres (Rapport REMI, 2006).

La surveillance REMI est programmée pour ce groupe, avec un échantillonnage bimestriel sur deux points de prélèvements « huîtres » localisés sur les tables conchylicoles au Nord et au Sud, et 3 points « moules » localisés dans les zones classées de pêche (Figure 3. 12) et suivies pendant les périodes d'ouverture de la pêche.

5.1.2. Bilan du suivi REMI en 2006

Les objectifs et les principes techniques du réseau de contrôle REMI sont présentés dans le chapitre annexe.

Les données acquises en 2006, pour l'ensemble des zones de pêche et d'élevage suivi dans le cadre du REMI dans la lagune de Salses Leucate sont présentées sur les Figure 3. 13, Figure 3. 14, Figure 3. 15, Figure 3. 16, Figure 3. 17. Les données obtenues dans le cadre de la surveillance régulière sont représentées par un symbole rond, et les données liées à des prélèvements supplémentaires (dispositif d'alerte) par un symbole en étoile. Les symboles qui apparaissent encerclés permettent de visualiser les dates pour lesquelles la concentration en *E. coli* est concomitante à de fortes précipitations (cumul sur les deux jours précédant le prélèvement). Le terme "fortes précipitations" est utilisé lorsque les précipitations, cumulées sur les deux jours précédant le prélèvement au niveau de la station de Leucate, sont supérieures au quantile 90², estimé sur l'ensemble des données de pluviométrie de la période étudiée.

Zone des parcs ostréicoles de Leucate

Depuis janvier 2006, l'effort de surveillance REMI de la zone des parcs ostréicoles de Leucate (n°11.14) est réduit en raison de la stabilité de la qualité microbiologique de cette zone, et donc de son faible risque de dégradation épisodique. La fréquence de prélèvement, dont la détermination s'appuie sur le traitement statistique des données acquises sur les 3 dernières années calendaires pour l'ensemble des points de suivi de la zone, est dorénavant bimestrielle.

² Le quantile 90 est la valeur pour laquelle 90% des données lui sont inférieures.

Les niveaux de contamination microbiologique d'origine fécale enregistrés en 2006 sont similaires à ceux observés les années précédentes. A l'instar de l'année 2005, bien qu'aucun évènement majeur de pollution ne soit observé (Figure 3. 13), la zone présente des épisodes de dégradation de sa qualité sanitaire qui se maintiennent en dessous du seuil de mise en alerte d'une zone B. La qualité de la zone n'a pas été impactée significativement par le principal épisode pluvieux de l'année, survenu fin janvier 2006, et représentant un cumul de pluviométrie de 60 mm à la station météorologique de Leucate (données Météo France). Aucune mesure d'interdiction temporaire de commercialisation des coquillages en élevage consécutive à une pollution microbiologique n'a été décidée par l'Administration en 2006.

Zones de pêche de la lagune de Salses-Leucate

La mise en œuvre de la surveillance REMI dans les zones de pêche est conditionnée par la mise à disposition des coquillages par les prud'homies chargées de réaliser les prélèvements au niveau des points de suivi. En 2006, bien que l'échantillonnage ait été amorcé, la réalisation des prélèvements demeure trop irrégulière pour opérer efficacement la surveillance des zones de pêche de la lagune de Salses-Leucate. Seul le suivi des moules prélevées au niveau des balises du chenal de navigation, mensuellement par une équipe Ifremer, est complet.

En 2006, aucun pic de pollution microbiologique d'origine fécale, dépassant le seuil de mise en alerte d'une zone B, n'a été mis en évidence dans les zones de pêche de la lagune de Salses-Leucate lors du suivi. De même que pour la zone d'élevage, aucune mesure d'interdiction temporaire de commercialisation des coquillages consécutive à une pollution microbiologique d'une zone de pêche n'a été décidée par l'Administration en 2006.

Sur la base des premiers résultats acquis dans les zones n°66.01 « Etang de Salses » (Figure 3. 14) et n°66.04 « Etang de l'Angle » (Figure 3. 15), corroborant ceux obtenus en 2000 et 2001 dans le cadre des études de zone, les zones de pêche du sud de la lagune présentent une bonne qualité microbiologique.

Au nord de la lagune, les zones n°11.18 « Etang de Leucate » (Figure 3. 16) et n°11.19 « Port de Leucate – avant Port » (Figure 3. 17), affichent des résultats plus contrastés. Le profil de contamination des palourdes de l'avant Port de Leucate est plus dégradé que celui des moules, ce qui témoigne des différences de processus de contamination de ces deux espèces.

Zone 11.14 - groupe 3

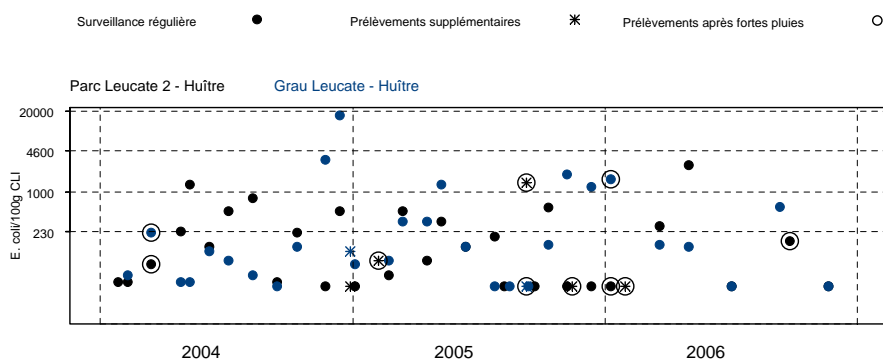


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2004-2006)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	59	40	11	7	1	0	0	0	17000	104
%		67.8	18.6	11.9	1.7	0	0	0		

ESTIMATION DE LA QUALITE BACTERIOLOGIQUE

Arrêté du 21 mai 1999 : B >>>> Fréquence : Bimestrielle

Règlement CE 854/2004 : B

Qualité et Fréquence sont des propositions déduites directement des résultats.

Les prélèvements supplémentaires sont figurés sur le graphe mais ne sont pas pris en compte dans les résultats.

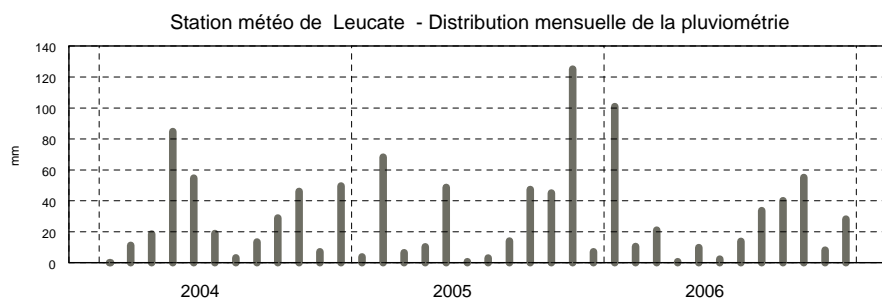


Figure 3. 13: Résultats REMI acquis en surveillance régulière et en alerte au cours de la période 2004-2005-2006 sur la zone conchylicole n°11.14 de l'étang de Leucate pour le groupe 3, synthèse des résultats acquis en surveillance régulière et distribution mensuelle de la pluviométrie à la station de Leucate (données Météo France).

Ces premiers résultats sont cependant insuffisants pour évaluer la sensibilité de ces zones aux sources de pollution microbiologiques identifiées dans le SAGE de Salses-Leucate, que sont :

- les systèmes d'assainissement des communes qui rejettent leurs effluents dans l'étang,
- les vidanges des eaux usées de campings-cars qui stationnent de façon sauvage sur les bords de l'étang,
- les rejets des eaux usées des cabanes situés sur le pourtour de l'étang présentant des risques localisés de pollution.

5.1.3. Evaluation de la qualité microbiologique des zones de production conchylicole

L'estimation de la qualité microbiologique d'une zone de production utilise les données acquises en surveillance régulière REMI sur une période de 3 années calendaires consécutives afin d'obtenir un nombre de résultats statistiquement suffisant pour prendre en compte les fluctuations interannuelles. L'interprétation se fait ensuite par rapport aux critères microbiologiques définis réglementairement. De façon transitoire, et dans l'attente d'instructions DPMA³-DGA⁴ spécifiques à ce sujet, la qualité microbiologique des zones de production est estimée dans ce rapport successivement suivant les seuils microbiologiques définis par l'arrêté du 21 mai 1999 et suivant les seuils microbiologiques définis par le règlement CE 854/2004 (cf. chapitre Annexes).

Les Figure 3. 13, Figure 3. 14, Figure 3. 15, Figure 3. 16 et Figure 3. 17 présentent l'ensemble des données acquises sur la période 2004-2005-2006 dans le cadre du REMI. La deuxième partie des figures résume sous forme d'un tableau la répartition des résultats bactériologiques obtenus sur les trois dernières années calendaires en surveillance régulière par tranche de valeurs en nombre et en pourcentage. La valeur maximale de contamination sur cette période est indiquée, ainsi que la moyenne géométrique des données de surveillance régulière. En dernière partie, pour la zone n°11.24, un graphe présente les données mensuelles de pluviométrie pour la station météorologique de Leucate.

Il ressort de l'analyse de ces données que la qualité microbiologique estimée de la zone n°11.14 des parcs ostréicoles de Leucate est B pour le groupe 3 pour la période 2004-2005-2006 selon les critères microbiologiques de l'arrêté du 21 mai 1999 et règlement CE 854/2004. Cette qualité estimée est en adéquation avec le classement administratif actuel de cette zone.

Les données acquises au cours de la période 2004-2005-2006 sont insuffisantes pour permettre une estimation de la qualité microbiologique des zones de pêche

³ Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture

⁴ Direction Générale de l'Alimentation

n°66.01 « Etang de Salses », n°11.18 « Etang de Leucate », n°66.04 « Etang de l'Angle » et n°11.19 « Port de Leucate – avant Port ». Les premiers résultats obtenus en surveillance régulière en 2005 et 2006 sont cependant conformes aux seuils de la classe B.

Zone 66.01 - groupe 2

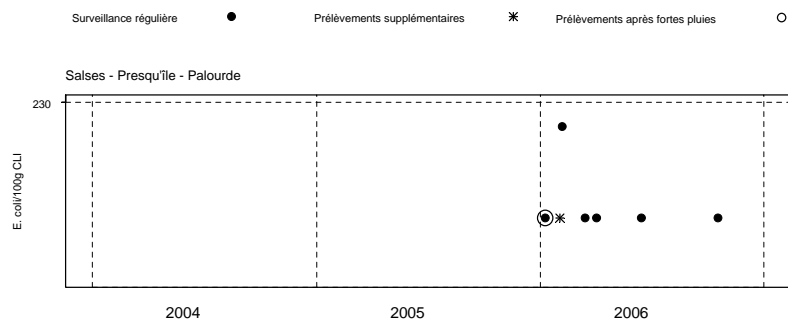


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2004-2006)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	6	6	0	0	0	0	0	0	150	16
%		100	0	0	0	0	0	0		

Zone 66.01 - groupe 3

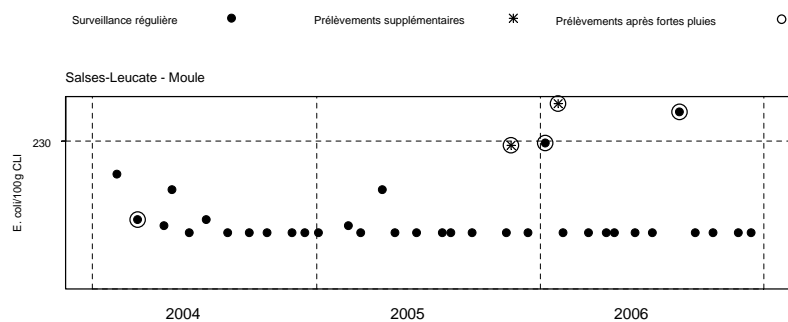


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2004-2006)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	34	33	1	0	0	0	0	0	440	17
%		97.1	2.9	0	0	0	0	0		

Figure 3. 14 : Résultats REMI acquis en surveillance régulière et en alerte au cours de la période 2004-2005-2006 sur la zone de pêche de l'étang de Salses n°66.01 pour les groupes 2 et 3, synthèse des résultats acquis en surveillance régulière et distribution mensuelle de la pluviométrie à la station de Leucate (données Météo France).

Zone 66.04 - groupe 2

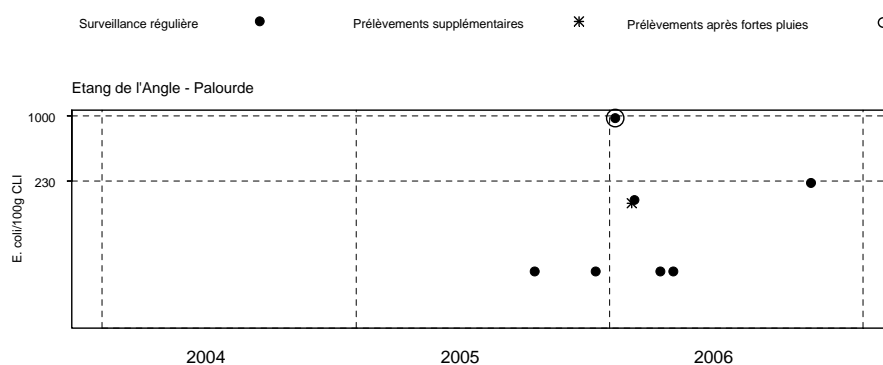


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2004-2006)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	7	6	1	0	0	0	0	0	950	44
%		85.7	14.3	0	0	0	0	0		

Zone 66.04 - groupe 3

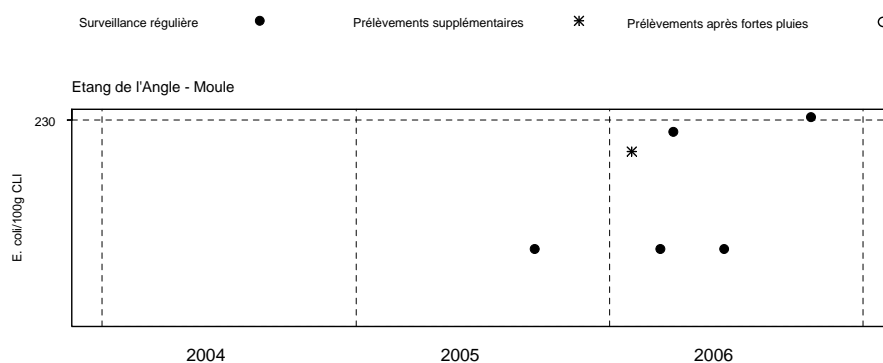


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2004-2006)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	5	4	1	0	0	0	0	0	240	34
%		80	20	0	0	0	0	0		

Figure 3. 15 : Résultats REMI acquis en surveillance régulière et en alerte au cours de la période 2004-2005-2006 sur la zone de pêche de l'étang de l'Angle n°66.04 pour les groupes 2 et 3, synthèse des résultats acquis en surveillance régulière et distribution mensuelle de la pluviométrie à la station de Leucate (données Météo France).

Zone 11.19 - groupe 2

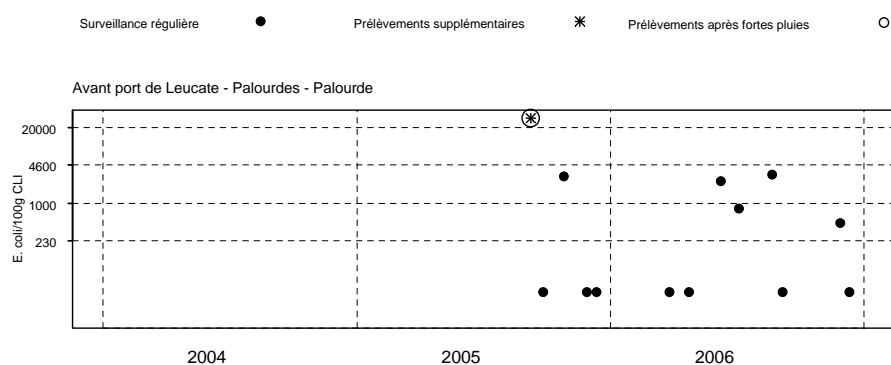


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2004-2006)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	12	7	2	3	0	0	0	0	3100	81
%		58.3	16.7	25	0	0	0	0		

Zone 11.19 - groupe 3

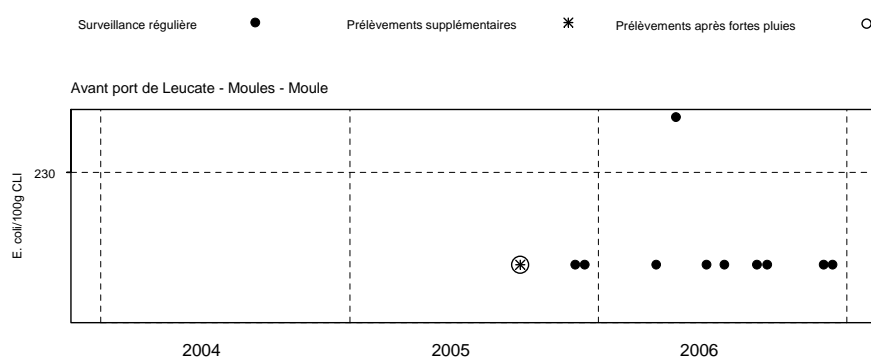


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2004-2006)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	10	9	1	0	0	0	0	0	770	15
%		90	10	0	0	0	0	0		

Figure 3. 17 : Résultats REMI acquis en surveillance régulière et en alerte au cours de la période 2004-2005-2006 sur la zone de pêche du Port Leucate – Avant Port n°11.19 pour les groupes 2 et 3, synthèse des résultats acquis en surveillance régulière et distribution mensuelle de la pluviométrie à la station de Leucate (données Météo France).

5.1.4. Bilan 2001-2006

D'un point de vue réglementaire, la zone conchylicole de la lagune de Salses Leucate a été marquée en 2002 par l'évolution de son classement sanitaire de A en B, imposant dès lors un traitement des coquillages dans un centre de purification avant leur mise sur le marché pour la consommation humaine. Les résultats acquis de 2001 à 2006 sont en adéquation avec ce classement administratif, en conséquence aucune mesure d'interdiction temporaire de commercialisation des coquillages de la zone d'élevage consécutive à une pollution microbiologique n'a été prise par l'Administration pendant cette période. Les zones de pêche de la lagune de Salses-Leucate ont bénéficié en 2000 et 2001 du « Programme régional d'études des zones de pêche et coquillages en vue de leur classement sanitaire ». A l'issue des évaluations de la qualité sanitaire de ces zones, la majorité des zones de pêche de la lagune a été classée en 2003 par l'Administration en B pour les groupes 2 et 3. Depuis, la surveillance régulière REMI se met progressivement en place dans ces zones.

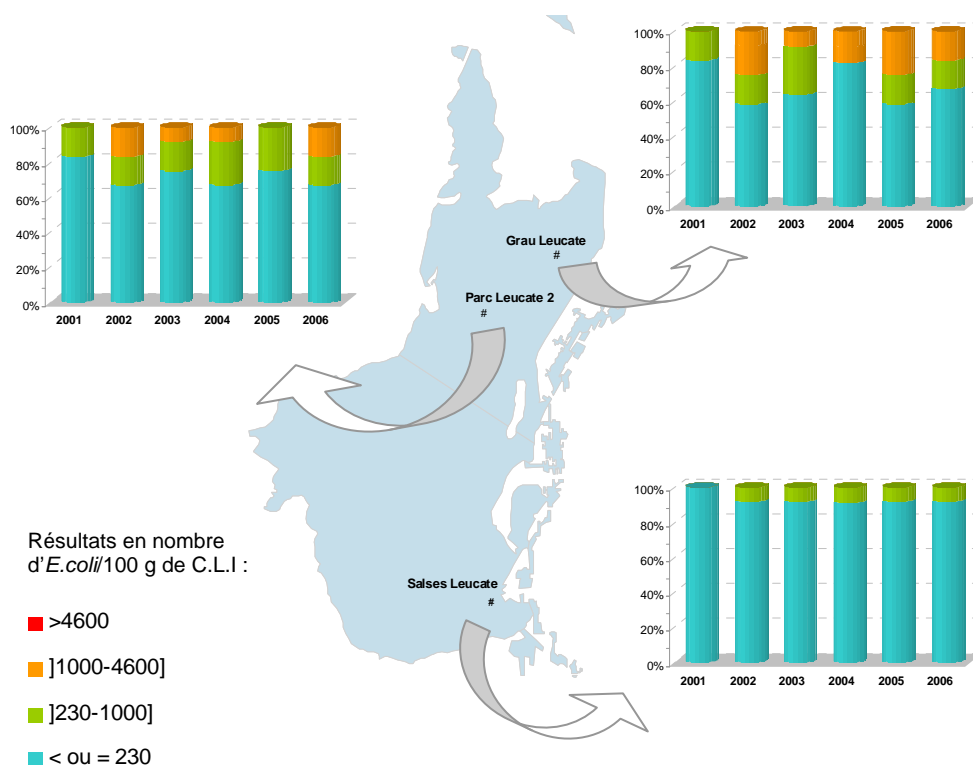


Figure 3. 18: Résultats REMI acquis en surveillance régulière au niveau des points Grau Leucate, Parc Leucate 2 et Salses Leucate de 2001 à 2006. Fréquence d'occurrence des différentes classes de qualité en pourcentage du nombre total d'analyses.

Depuis le début de la mise en œuvre du RSL, trois points REMI font l'objet d'une surveillance régulière dans la lagune de Salses Leucate, il s'agit des points « huîtres » Grau Leucate et Parc Leucate 2 localisés dans la zone d'élevage, et au sud du point « moule » Salses Leucate. La Figure 3. 18 présente pour ces points de suivi la répartition annuelle des résultats acquis en surveillance régulière, dans les différentes classes de qualité microbiologique définies dans la réglementation, pour la période 2001-2006.

Les résultats du suivi de la zone de production conchylicole ne montrent pas d'évolution notable de la qualité microbiologique des coquillages en élevage de 2001 à 2006. Pour chacun des deux points de suivi, les profils de contamination sont relativement similaires sur les six dernières années. Les résultats se maintiennent à des niveaux moyens de contaminations, aucun résultat dépassant le seuil de 4600 *E.Coli* / 100 g de CLI (chair et liquide intervalvaire) n'est enregistré, et le pourcentage d'analyses supérieures à 230 varie de 17 à 42 %. La zone d'élevage est régulièrement impactée par des sources de pollution microbiologique. Elle n'est pas sensible aux apports de son bassin versant consécutifs à des événements pluvieux, les épisodes de contamination sont enregistrés majoritairement par temps sec.

La zone de pêche de l'étang de Salses est nettement moins assujettie à des contaminations microbiologiques que la zone d'élevage. Les résultats obtenus au point de suivi « Salses » sont stables et de bonne qualité microbiologique sur la période 2001-2006. Aucun pic majeur de pollution n'a été mis en évidence au cours du suivi.

5.2. Réseau phytoplancton (REPHY)

5.2.1. Résultats 2006

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)

En 2006, l'abondance du microphytoplancton a été légèrement plus élevée que les années précédentes, avec notamment un pic d'abondance à la fin de l'été (Figure 3. 19). Ces variations sont liées aux conditions météorologiques où après une période de fortes chaleurs ont succédé des précipitations au mois d'août favorisant des blooms à diatomées.

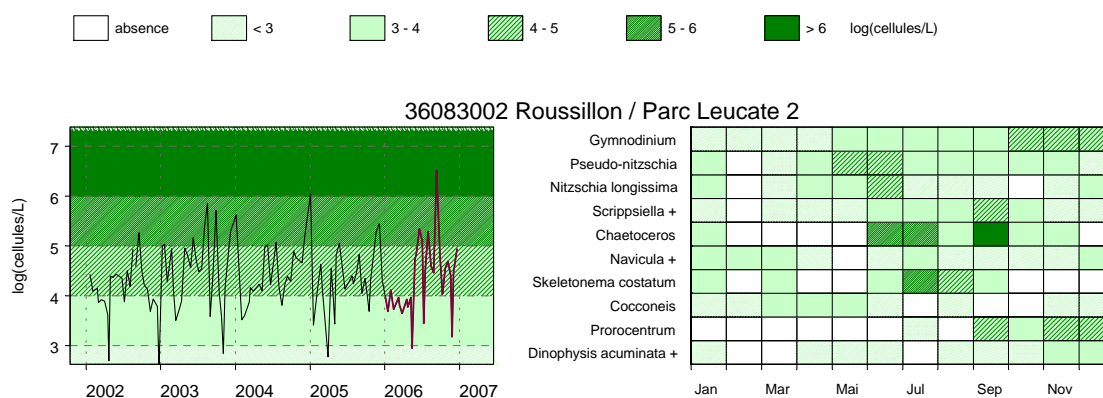


Figure 3. 19 : Abondances totales phytoplanctoniques sur 5 ans et abondance des dix taxons dominants en 2006 mesurées dans le cadre du REPHY dans l'étang de Salses-Leucate à la station « Parc Leucate 2 ». Ces taxons sont ordonnés de haut en bas en fonction de leur indice de Sanders (le taxon en première ligne est jugé le plus caractéristique du point pour l'année 2006).

Comme chaque année depuis 1994, l'étang de Salses-Leucate a connu un épisode à *Dinophysis*, producteur de toxine diarrhéique (Figure 3.20). Cette espèce a été surtout abondante en tout début d'année, au printemps et en fin d'année, mais elle apparaît présente quasiment toute l'année en particulier à la station « Salses-Leucate » située dans le bassin Sud. Les deux autres genres potentiellement producteurs de toxines, *Alexandrium* et *Pseudo-Nitzschia*, ont été épisodiquement présentes mais sans toutefois présenter des abondances susceptibles de déclencher des recherches de toxine dans les bivalves.

Résultats REPHY Abondance des flores toxiques en 2006

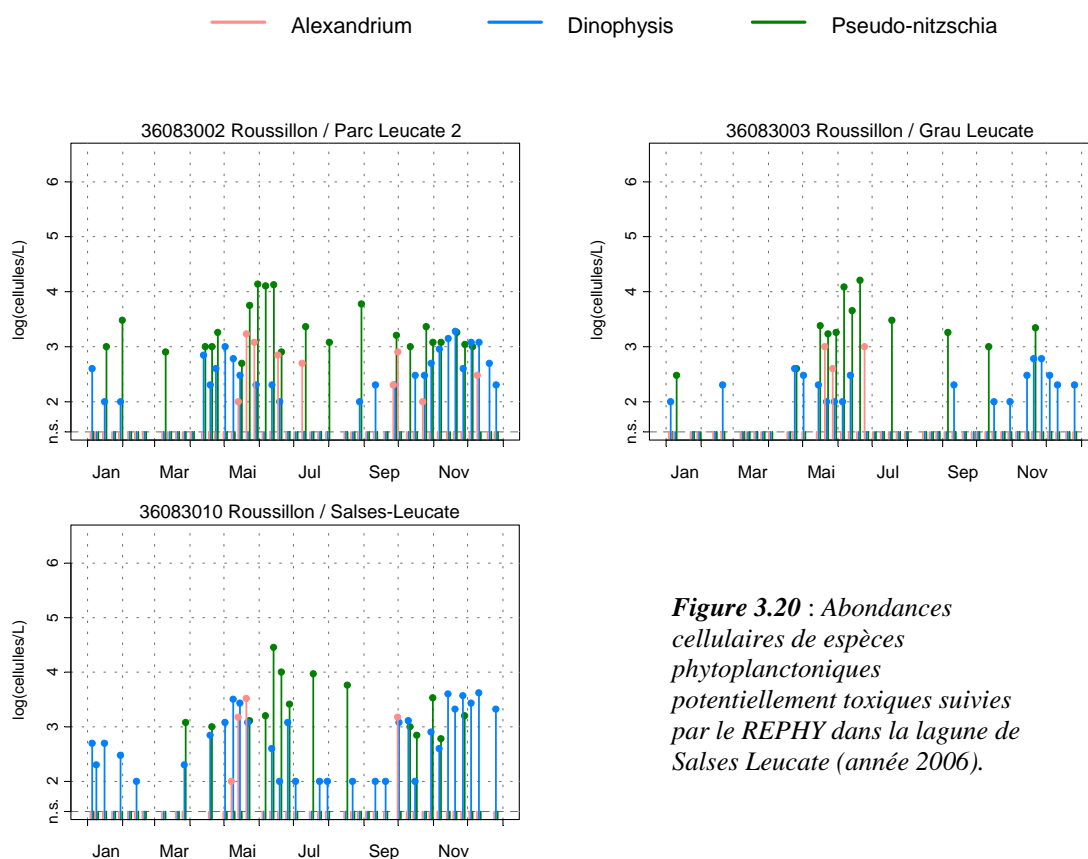


Figure 3.20 : Abondances cellulaires de espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques suivies par le REPHY dans la lagune de Salses Leucate (année 2006).

Ces épisodes de présence de *Dinophysis* ont donné lieu à des évènements de toxicité, à peu près dans tous les cas pour les moules mais uniquement en fin d'année pour les huîtres (Tableau 3. 7). Si pour les huîtres cet épisode a été le plus long observé (jusqu'en février 2007) depuis 2001, il se poursuit au moment où sont rédigées ces lignes pour les moules.

Tableau 3. 7 : Résultats des tests de toxicité effectués sur les coquillages de la lagune de Salses-Leucate dans le cadre du REPHY en 2006.

Toxines lipophiles incluant les toxines diarrhéiques (DSP)

Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
36083002	Parc Leucate 2		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
36083002	Parc Leucate 2		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
36083010	Salses-Leucate		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
36083013	Coudalère		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■



pas d'information



toxine non détectée



toxine présente en faible quantité



toxicité

Source/Copyright REPHY-Ifremer, banque Quadrige

5.2.2. Bilan 2001-2006

Depuis plus de 10 ans le problème majeur de la lagune reste la contamination par les toxines DSP (Diarrethic Shellfish Poisoning) liée à la présence de *Dinophysis* en moyenne 10 mois sur 12 dans l'étang.

- Jusqu'en 2001, la stratégie d'échantillonnage n'incluait pas les huîtres creuses car les toxines jusqu'alors identifiées ne s'accumulaient pas dans ces coquillages. Cependant avec l'apparition de nouvelles toxines, la recherche des DSP est devenu systématique dans tous les coquillages dès l'apparition de *Dinophysis* et pendant les périodes à risque et ce même en l'absence de plancton toxique.
- Dès 2002, les huîtres creuses de cette lagune ont été contaminées par des toxines DSP pendant les deux dernières semaines de décembre provoquant un problème majeur de commercialisation.
- Depuis on peut remarquer l'augmentation des périodes de contamination des huîtres creuses et des moules.
- En 2003, les huîtres ont été toxiques pendant 3 semaines d'octobre à novembre mais la réouverture est intervenue avant les ventes de fin d'année.
- En 2004, on a pu observer deux périodes de toxicité pour les huîtres. La première au printemps a provoqué une contamination des coquillages pendant trois semaines. La deuxième en hiver, a eu pour conséquence l'arrêt de la



commercialisation des huîtres tout le mois de décembre et une partie du mois de janvier 2005.

- En décembre 2005, la toxicité des huîtres est apparue tardivement ce qui a permis aux professionnels de commercialiser normalement pour Noël et le réveillon du Nouvel An grâce au stock de coquillages non contaminés conservé en bassin alimenté par une eau de forage exempte de *Dinophysis*.
- Par contre en 2006, la contamination des huîtres a débuté fin novembre et le retour à une situation normale n'est intervenue que mi-février 2007. C'est la plus longue période de contamination des huîtres creuses observée dans cet étang.

5.3. Réseau National d'Observation

Le Réseau National d'Observation (RNO) est un programme national mis en place par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable 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.

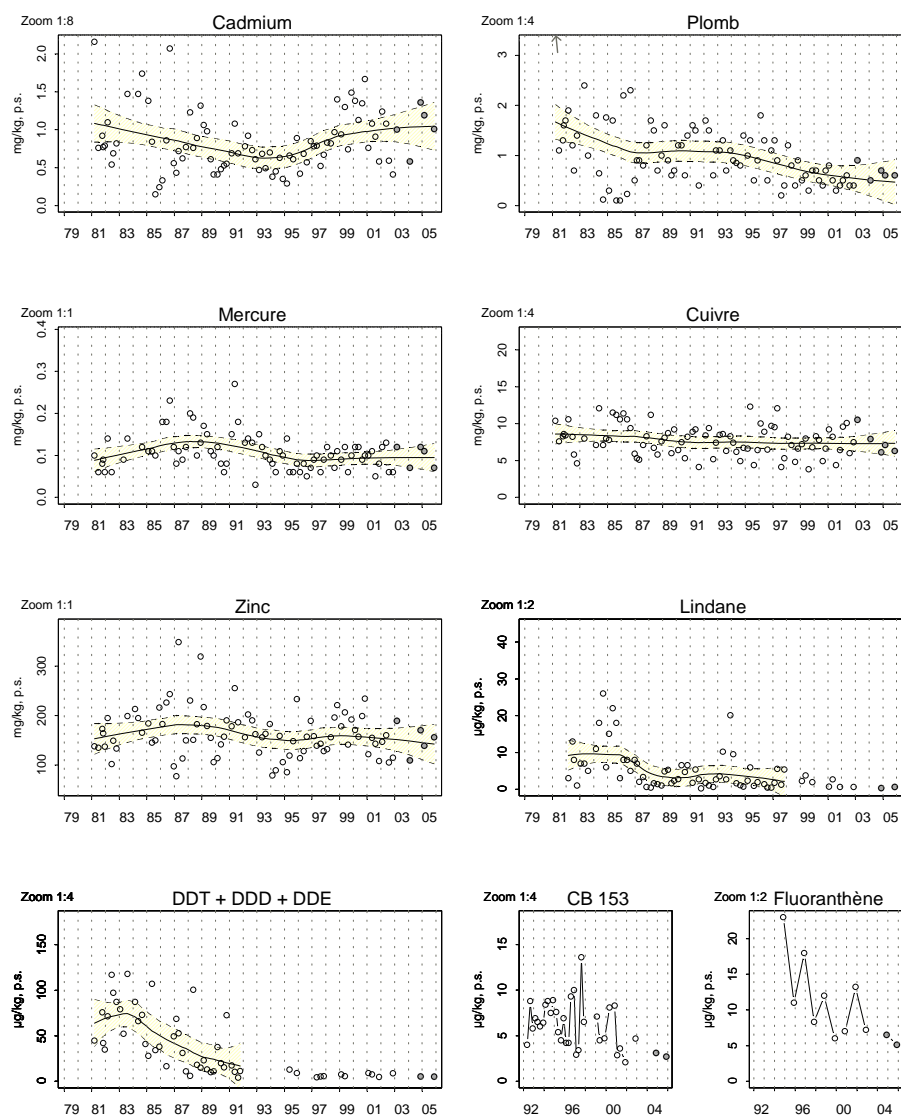
Ce suivi a démarré depuis 1981 sur la lagune de Salses-Leucate, à la fois sur les sédiments à raison d'une campagne tous les dix ans et sur les organismes filtreurs (moules) à raison de deux campagnes par an (février et novembre). Depuis 2002, de nouveaux contaminants sont recherchés pour la matière vivante, il s'agit de l'argent, du chrome, du nickel et du vanadium.

Concernant les résultats présentés dans le présent rapport, les dernières données prises en compte datent de février 2005 (les données du RNO sont rendues avec un an de décalage pour des raisons techniques).

Pour les sédiments, la dernière campagne date de 1995-1996, les résultats ont été présentés dans le rapport RSL 2002 (IFREMER, 2003). Une nouvelle campagne a été menée en avril-mai 2006 dont les résultats ne seront disponibles et validés qu'en fin 2007 et donc reportés dans le rapport 2008.

Dans le cas d'échantillonnages réalisés en zone d'élevage de mollusques, les résultats RNO peuvent être comparés aux seuils fixés pour la protection du consommateur. Les niveaux des différents contaminants mesurés dans les lagunes du Languedoc Roussillon et leurs comparaisons aux médianes nationales sont fournis dans l'annexe 2. La provenance et la toxicité des différents contaminants sont également fournis dans l'annexe 2.

Résultats RNO
36083102 Roussillon / Etang de Leucate - Moule



Source/Copyright RNO MEDD-Iframer, banque Quadrigé

Figure 3. 21 : Niveaux et tendances d'évaluation de la contamination chimique dans les moules de la lagune de Leucate.

Les résultats du RNO (Figure 3. 21) font apparaître que globalement l'ensemble des contaminants suivi dans le cadre de ce réseau présentent de tendances à la baisse ou à la stabilité.

Concernant le cadmium, dont les niveaux montraient des tendances à la hausse les années précédentes, les dernières données semblent indiquer une stabilisation des niveaux. Néanmoins, une attention particulière doit être portée à ce métal et un recherche des sources potentielles serait pertinente.

6. Conclusions

Les résultats du diagnostic de l'eau et du phytoplancton font encore, en 2006 état d'un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation pour la lagune de Salses-Leucate. Les résultats obtenus pour le phytoplancton bien que plus déclassants ne sont que le reflet d'une situation particulière liée probablement à relire aux conditions climatiques particulières cet été 2006. Cet écosystème demeure épargné par ce phénomène d'eutrophisation.

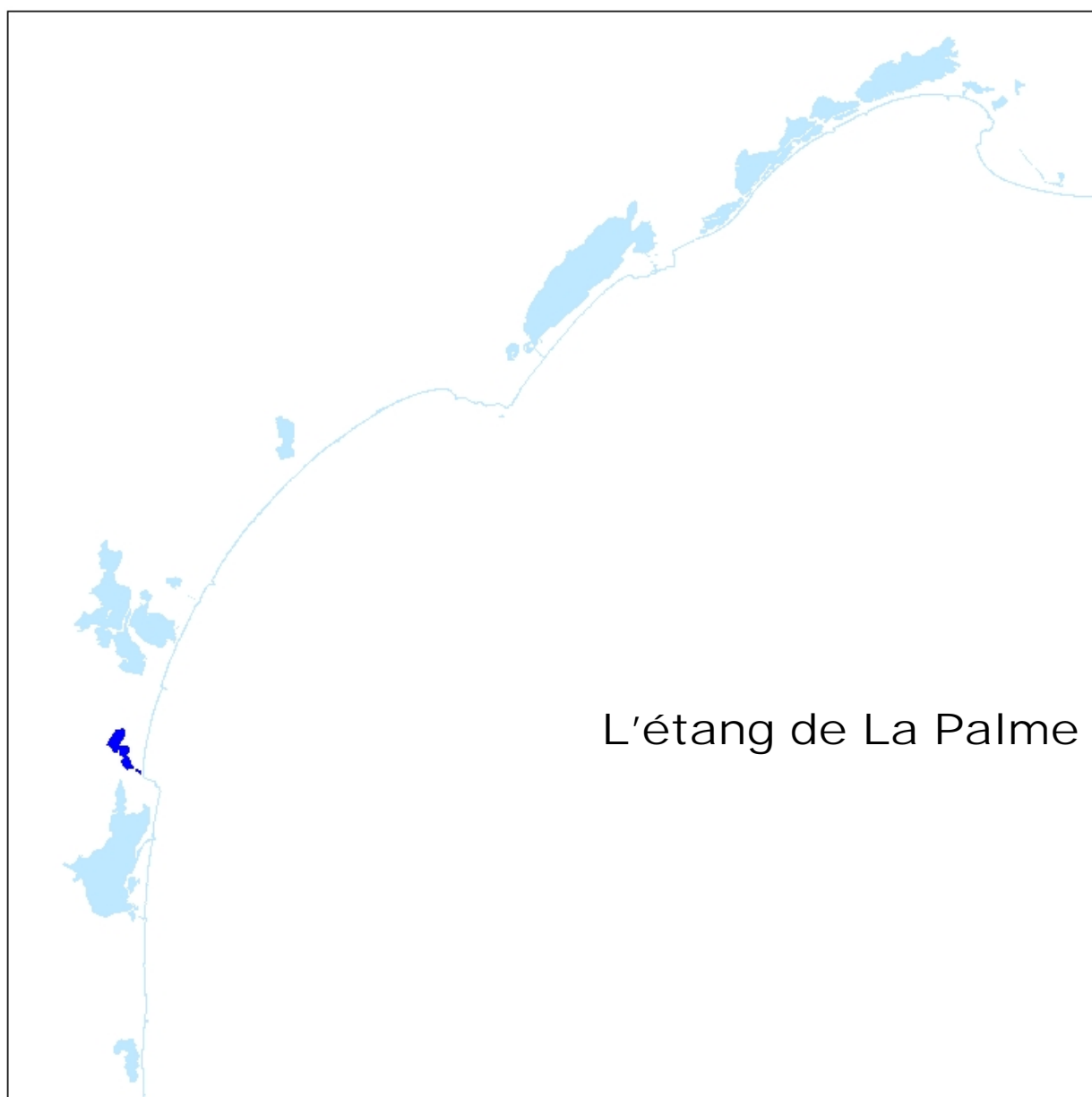
Le suivi sur les deux agouilles dans lesquelles les deux exploitations piscicoles captent et rejettent leurs eaux, a mis en évidence la présence d'apports en azote (ammonium et azote organique) et en phosphore le long de leur parcours. Un travail de réactualisation des sources de pollution (identification et quantification) de cette zone devrait donc être mené dans le cadre du contrat d'étang et des actions envisagées pour réduire les flux apportés à l'Anse de la Roquette.

De la même façon, la qualité microbiologique de la lagune se maintient depuis plusieurs années. Les quelques événements de contamination observés au niveau de la zone d'élevage apparaissent indépendants des événements pluvieux et sont donc à mettre au compte d'installations d'assainissement défaillantes (collectifs ou individuels) qui sont donc en mesure d'être identifiés et supprimés.

La présence de *Dinophysis* et des toxicités DSP associées des coquillages demeure la problématique environnementale majeure de cette lagune et surtout pour son exploitation conchylicole. Les procédures de sauvegarde du cheptel doivent être développées afin d'assurer une pérennité de cette activité.

7. Références bibliographiques

- Dagault S., 1998. Etude de la dilution des sels nutritifs rejetés par la pisciculture SA Méditerranée dans l'étang de Salses-Leucate. Rapport stage IUP Génie de l'Environnement, 30 p.
- Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.
- Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-03/2003, 495 p.
- Ifremer, 2004.. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 523 p.
- Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 424 p.
- Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 424 p.
- Ifremer, 2006. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2006. Rapport RSL-06/2006, 450 p.
- Tournoud M.G., Payraudeau S., Dörfliger N., Picot B., Souchu P., Cernesson F., Luck J.M. et C. Rodier. Dynamique et qualité des apports superficiels et souterrains aux lagunes du Languedoc-Roussillon. Contrat CPER, 293 p + annexes.



1. INTRODUCTION.....	85
2. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU	88
3. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON	89
4. EVOLUTION PLURIANNUELLE.....	89
5. CONCLUSIONS	90
6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	91

1. Introduction

Même si au fil de son histoire récente, la lagune de La Palme a connu de nombreux aménagements (salins, voie ferroviaire, route,...) qui ont altéré son intégrité physique et favorisent le comblement de sa partie sud (Wilke, 2000), elle demeure, au sein des lagunes du Languedoc-Roussillon, l'une des plus préservées, à la fois de l'eutrophisation et de la contamination chimique. Intégrée au Parc Naturel Régional de la Narbonnaise, c'est un site Natura 2000 sur lequel un document d'objectif est en cours d'élaboration, et elle a été par ailleurs retenue comme site de référence pour les masses d'eau de transition de type lagunaire au titre de la Directive Cadre sur l'Eau.

Cependant, depuis 2003, cette lagune est l'objet de pollution récurrente à l'ammonium dont l'origine est sans aucun doute urbaine. Heureusement, son bon état écologique lui confère une robustesse et une forte résilience aux perturbations et a fait qu'aucune conséquence significative sur son fonctionnement écologique n'a pu être observé.

En 2006, a été réalisé dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire, un diagnostic de l'eau et du phytoplancton, et un diagnostic simplifié des macrophytes.

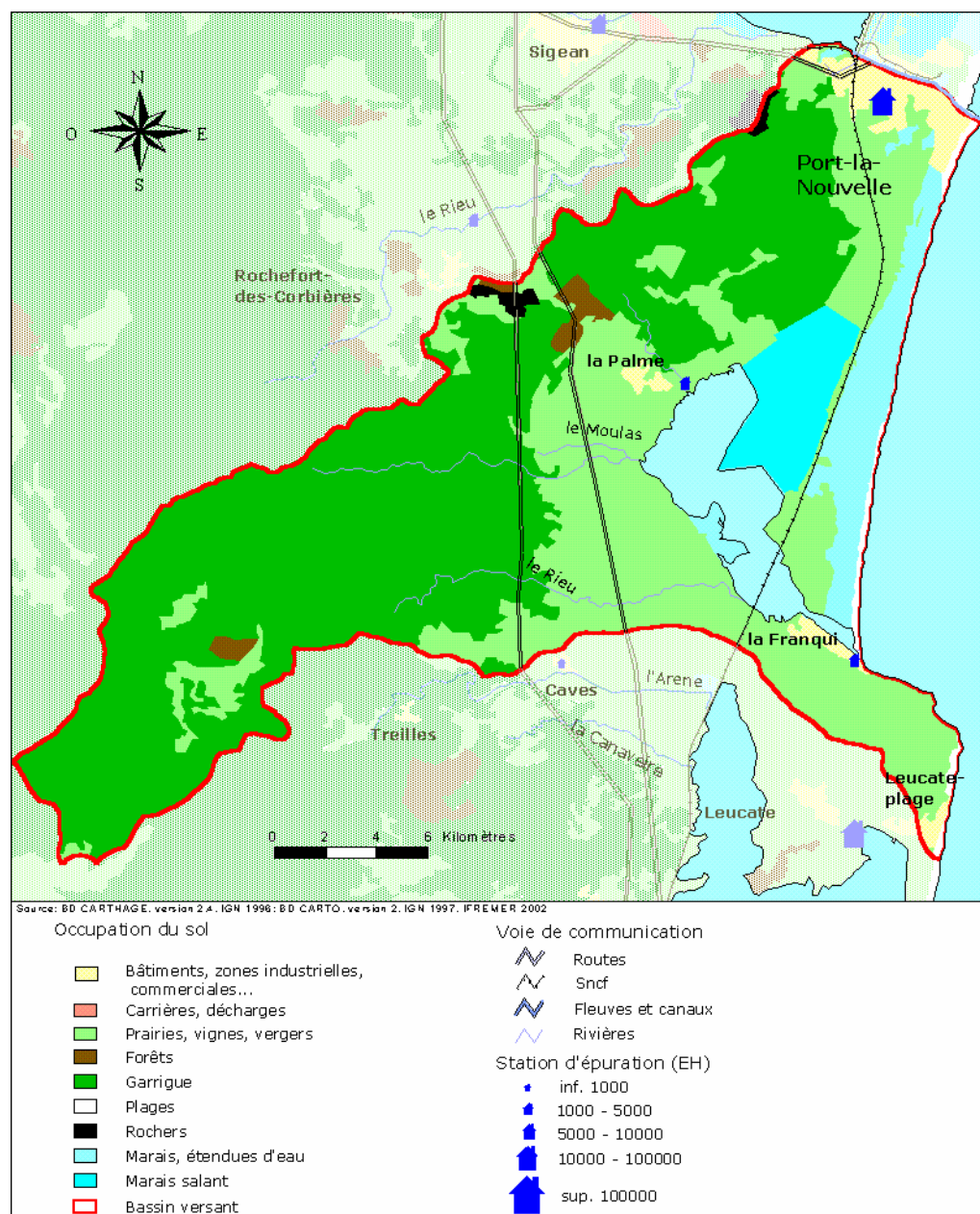


Figure 4. 1 : Présentation de la lagune de La Palme et de son bassin versant.

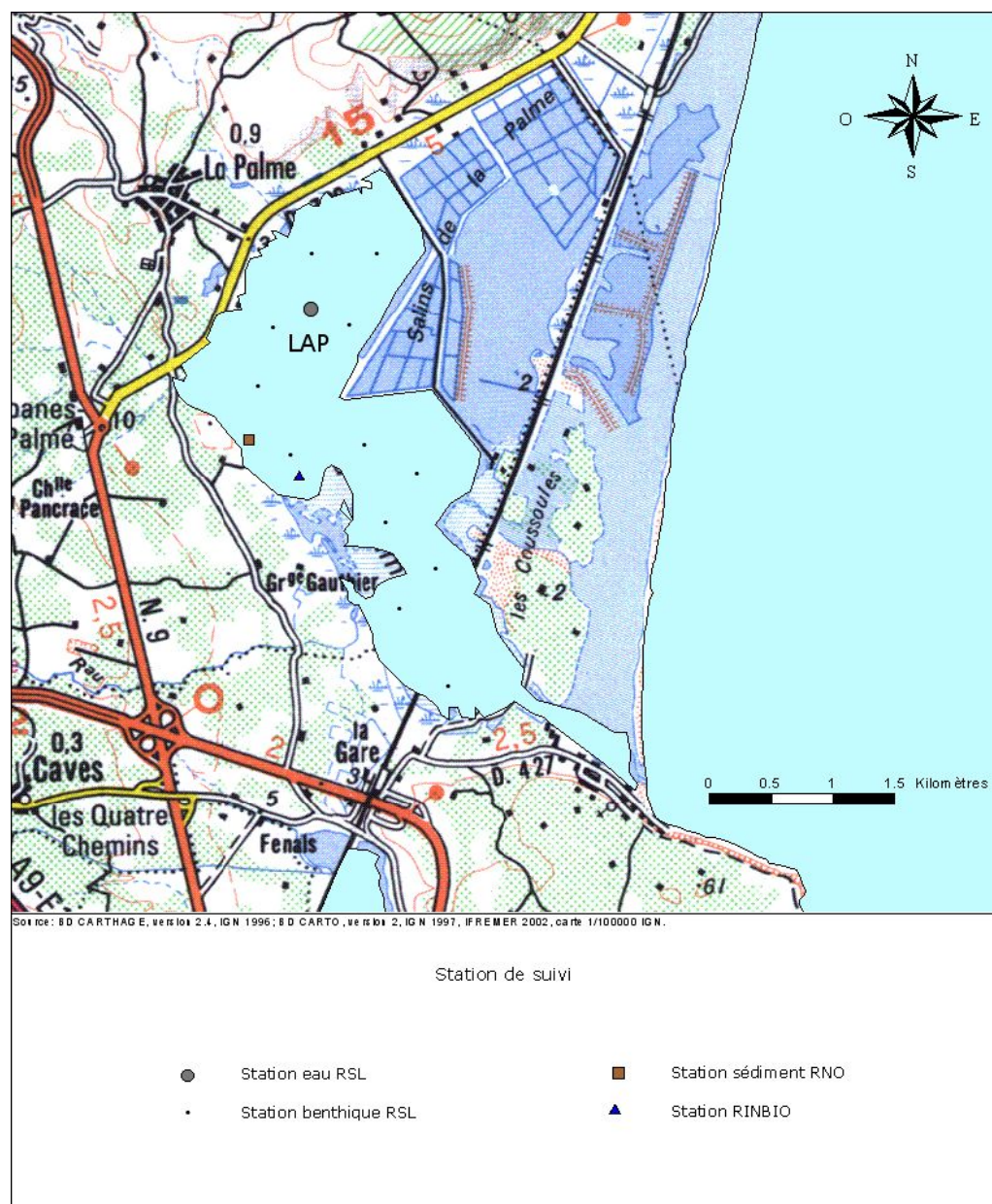


Figure 4. 2 : Localisation des stations de prélèvements du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur l'étang de La Palme.

2. Diagnostic de la colonne d'eau

Au cours de l'été, la salinité au niveau de la station suivie dans l'étang de La Palme a augmenté régulièrement passant de 23,5 au mois de juin à 37,6 au mois d'août. La température de l'eau a connu un maximum au mois de juillet (26,2°C).

En 2005, la grille de l'eau pour la lagune de La Palme présente un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 4. 1). Ce sont les paramètres relatifs aux formes inorganiques dissoutes de l'azote qui concourent à cet état avec notamment un état moyen pour l'ammonium. Des concentrations en ammonium correspondant à un niveau de qualité moyen ont été mesurées en juin et en août. Les paramètres écart à la saturation, nitrates et phosphore total affichent des états bons mais avec des valeurs proches du seuil très bon – bon. Les biomasses chlorophylliennes (paramètres Chl-a et Chlaphe), indicatrices de la production phytoplanctoniques, sont demeurées basses tout au long de l'été.

Depuis quatre ans, l'étang de La Palme connaît des épisodes récurrents de pollution avec des concentrations anormales d'ammonium durant la période estivale, significatifs d'une source d'origine urbaine. Très marqués en 2003 et 2005, les niveaux rencontrés en 2006 sont plus faibles et témoignent d'une amélioration des systèmes d'assainissement urbains sur le bassin versant (en particulier la station d'épuration de La Palme).

Tableau 4. 1 : Grille estivale (été 2006) de lecture de l'eau pour la lagune de La Palme (LAP).

LAP			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20	27	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	4.4	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0.17	0.3		1		1.5		4	
NID	(μM)	0		2	5.2	6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0.07	0.3		0.5		0.75		1	
NITRA	(μM)	0		1	1.0	3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3	4.2	5		10	
Chl-a	(μg/l)	0	1.4	5		7		10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0	1.5	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	24	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0.75	0.94	1.5		2.5		4.5	

3. Diagnostic du phytoplancton

LA grille estivale du phytoplancton révèle un bon état vis à vis du phytoplancton pour les deux classes de taille. Les valeurs d'abondance observées sont d'ailleurs relativement des seuils bon - très bon. Comme les années précédentes, les concentrations relativement d'ammonium n'ont pas de conséquences sur le biomasse phytoplanctoniques dans les eaux de la lagune de La Palme.

Tableau 4. 2: Grille estivale (été 2006) pour le phytoplancton pour la lagune de La Palme (LAP).

LAP			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	20	26	50	100	500
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	2	3.1	5	10	50

4. Evolution pluriannuelle

Le tableau 4.3. présente l'ensemble des diagnostics de l'eau et du phytoplancton depuis 1998.

Malgré des pollutions récurrentes par l'ammonium, l'état vis-à-vis de l'eutrophisation de la lagune de La Palme demeure bon. Pour le moment, si aucune conséquence des ces pollutions sur les compartiments biologiques n'a pu être observée, on note une tendance à la dégradation de certains paramètres qui contraste avec le caractère « vierge » observé les premières années.

		La Palme									
		1998 ⁽¹⁾	1999	2000 ⁽²⁾	2001	2002	2003	2004	2005	2006	
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		■	■	■	■	■	■	■	■	■	
Picophytoplancton (<3 µm)				■	■	■	■	■	■	■	
Nanophytoplancton (> 3 µm)				■	■	■	■	■	■	■	
ETAT PHYTOPLANKTON		■	■	■	■	■	■	■	■	■	

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

Tableau 4.3 : Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton dans l'étang de La Palme.

5. Conclusions

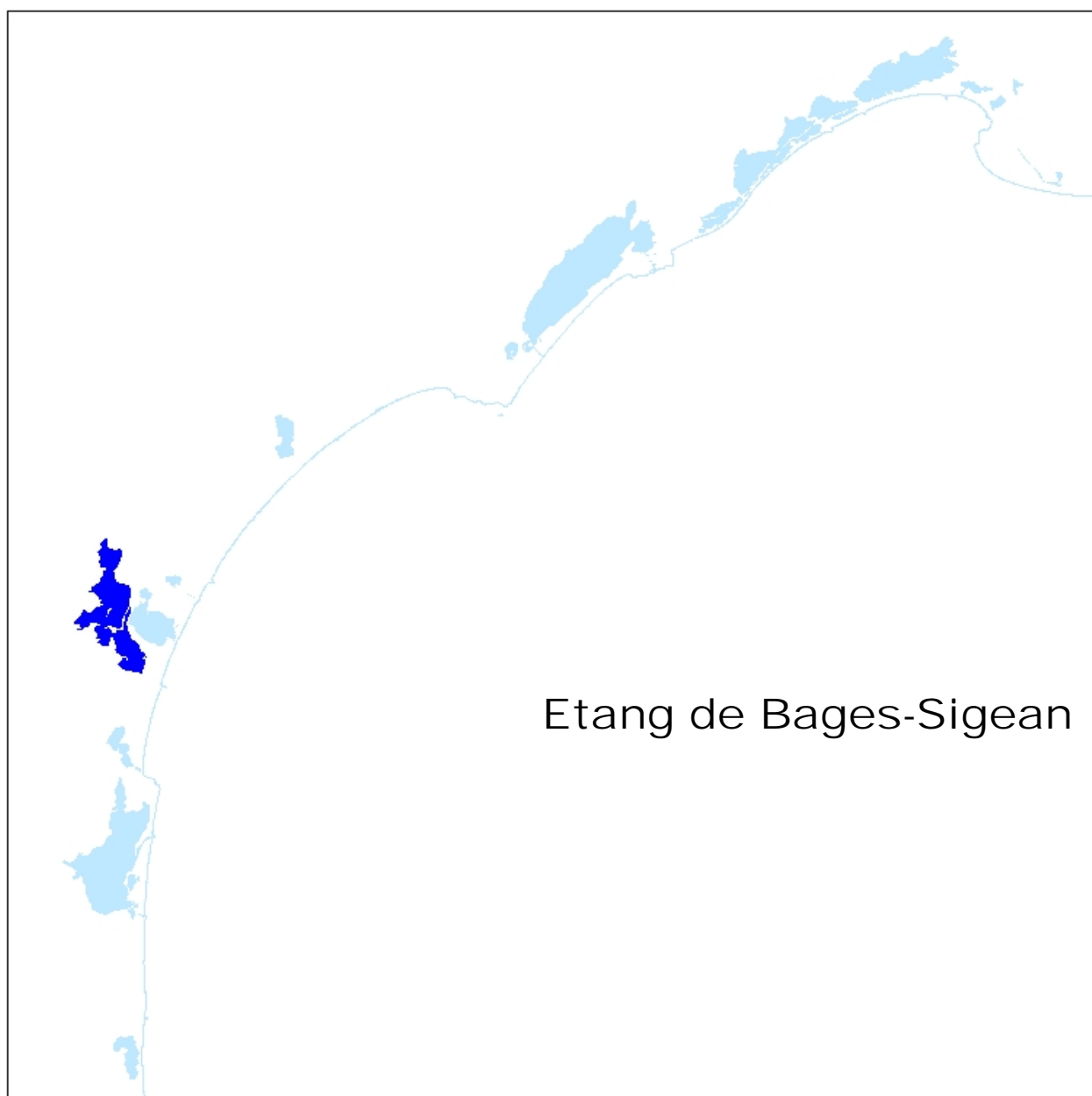
Une fois de plus l'étang de La Palme a subi cette année une perturbation liée à une pollution ponctuelle d'ammonium, sans pour autant altérer significativement le diagnostic vis-à-vis de l'eutrophisation. En effet, le diagnostic de l'eau affiche un bon état ainsi que le diagnostic sur le phytoplancton.

Cette pollution est vraisemblablement liée aux dysfonctionnement des systèmes d'assainissement. Si le bon état de l'étang et la forte limitation par le phosphore qu'il subit lui confère une certaine résistance et résilience aux pollutions azotées, son caractère confiné et la réduction de son grau en accroissent sa sensibilité. Son bon état est donc sous le contrôle direct de l'efficacité de l'assainissement urbain sur lequel il s'avère d'être très vigilant, et ce d'autant plus que l'occurrence plus fréquente de fortes chaleurs estivales est de nature à amplifier les conséquences de telles pollutions.



6. Références bibliographiques

- Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.
- Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-03/2003, 495 p.
- Ifremer, 2004.. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 523 p.
- Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 424 p.
- Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 424 p.
- Ifremer, 2006. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2006. Rapport RSL-06/2006, 450 p.
- Wilke M., Boutière H., 2000. Synthèse générale du fonctionnement hydrobiologique de l'étang de La Palme. CEH, Perpignan, 173 P.



1. INTRODUCTION.....	97
2. HYDROCLIMATOLOGIE	101
3. FAITS MARQUANTS.....	102
4. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU	102
4.1. GRILLES DE L'EAU.....	102
4.1.1. Bages nord.....	102
4.1.2. Bages milieu.....	104
4.1.3. Bages sud.....	105
4.2. GRILLES DU PHYTOPLANCTON.....	106
4.2.1. Bages nord.....	106
4.2.2. Bages milieu.....	107
4.2.3. Bages sud.....	107
4.3. EVOLUTION PLURIANNUELLE	108
5. SUIVI DES STATIONS D'EPURATION.....	112
5.1. QUALITE DES EFFLUENTS SORTANTS	114
5.1.1. Qualité bactériologique	114
5.1.2. DBO ₅ , DCO et MES.....	114
5.1.3. Azote et phosphore total.....	115
5.2. ESTIMATION DES FLUX ET CONTRIBUTION RELATIVE DE CHAQUE STEP.....	115
5.2.1. Débits.....	116
5.2.2. Escherichia. Coli	116
5.2.3. DBO ₅ , DCO et MES.....	117
5.2.4. Phosphore et azote total.....	118
5.3. DIAGNOSTIC SIMPLIFIE PAR LES MACROPHYTES AUX ALENTOURS DES ZONES DE REJET	119
5.4. CONCLUSION	120
6. AUTRE RESEAU DE SURVEILLANCE	121
6.1. RESEAU NATIONAL D'OBSERVATION	121
6.2. ETUDE SANITAIRE.....	121
7. APPLICATION DU MODELE HYDRODYNAMIQUE – IMPACT DE L'ENLEVEMENT DES ANCIENNES PILES DU PONT SNCF SUR LE RENOUVELLEMENT DES MASSES D'EAU	123
7.1. CONTEXTE.....	123
7.2. OBJECTIFS	126
7.3. DONNEES DE FORÇAGE DU MODELE.....	126
7.4. ESTIMATION DE L'IMPACT DE L'ENLEVEMENT DES ANCIENNES PILES DU PONT SNCF.	128
7.4.1. Taux de renouvellement	128
7.4.2. Limite de validité du taux de renouvellement	130
7.4.3. Temps de résidence.....	131
7.4.4. Temps de résidence local.....	133
7.5. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	135
8. CONCLUSIONS	135
9. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	137

1. Introduction

La lagune de Bages-Sigean se situe dans le Parc Naturel Régional de la Narbonnaise, créé en 2003 et est également sur le périmètre du SAGE de la Basse Vallée de l'Aude.

Le Contrat d'étang, signé en avril 2005, a pour principaux objectifs : d'améliorer la qualité du milieu vis-à-vis de l'eutrophisation, des contaminations chimiques et biologiques et d'optimiser le fonctionnement hydraulique.

L'état vis-à-vis de l'eutrophisation de la colonne d'eau est suivi, dans cette lagune, depuis 1996 (Ifremer/AME, 2001 ; Ifremer-Créocéan-UMII, 2000).

Jusqu'en 2004, ces suivis montraient une tendance à l'homogénéisation de l'état d'eutrophisation des trois secteurs, avec une dégradation progressive des bassins sud.

Deux diagnostics complets, en 1999 puis 2005, ont permis d'estimer l'évolution des compartiments sédiments, macrofaune benthique, macrophytes et phytoplancton. Le diagnostic complet et les suivis annuel et estival de la colonne d'eau réalisés en 2005 mettaient en évidence une inversion de la tendance à la dégradation avec une amélioration de l'état vis-à-vis de l'eutrophisation des bassins sud et médian.

L'évolution de la qualité du bassin nord était moins nette : le passé eutrophisé de ce secteur ayant porté atteinte à la qualité de ses sédiments.

Ainsi, les travaux réalisés sur le bassin versant afin de limiter les apports en sels nutritifs, avec en particulier la mise aux normes de la station d'épuration de Narbonne portaient déjà leurs fruits.

L'évolution des différents secteurs de la lagune de Bages-Sigean, au cours de ces dernières années, tend à montrer que « l'inertie » de l'écosystème dans sa réponse à la diminution des apports est fortement dépendante de la qualité du milieu. La restauration de la colonne d'eau et des compartiments biologiques dans le bassin sud est quasi immédiate du fait que le compartiment sédimentaire n'est pas « touché ». Dans le bassin médian, deux ans après la modification des forçages, l'écosystème est stabilisé, la restauration est engagée. Dans le bassin nord, où l'état du sédiment a été dégradé, les autres compartiments sont en phase de stabilisation, on ne peut pas encore parler de restauration d'autant que les apports en sels nutritifs via la Robine dans ces secteurs confinés de la lagune sont encore probablement trop importants.

Durant l'été 2006, seuls les suivis de la colonne d'eau et du phytoplancton ont été réalisés sur cette lagune et il conviendra de vérifier s'ils permettent de confirmer ou d'infirmer les tendances observées depuis 2005.

Le suivi des apports par les principales stations d'épuration du pourtour d'étang a été poursuivi en 2006.

En outre, une étude sanitaire a débuté en juillet 2006 visant à définir le classement de la zone sud de la lagune de Bages-Sigean pour la pêche à la palourde. Cette étude nécessite trois années de suivis et un nombre statistiquement suffisant d'analyses. Le contexte de cette étude est présenté dans ce rapport.

Enfin, à la demande du PNR, le modèle hydrodynamique MARS-3D appliqué sur cet étang a été utilisé afin d'estimer l'impact de l'enlèvement des anciennes piles du pont SNCF sur le renouvellement des masses d'eau dans la lagune.

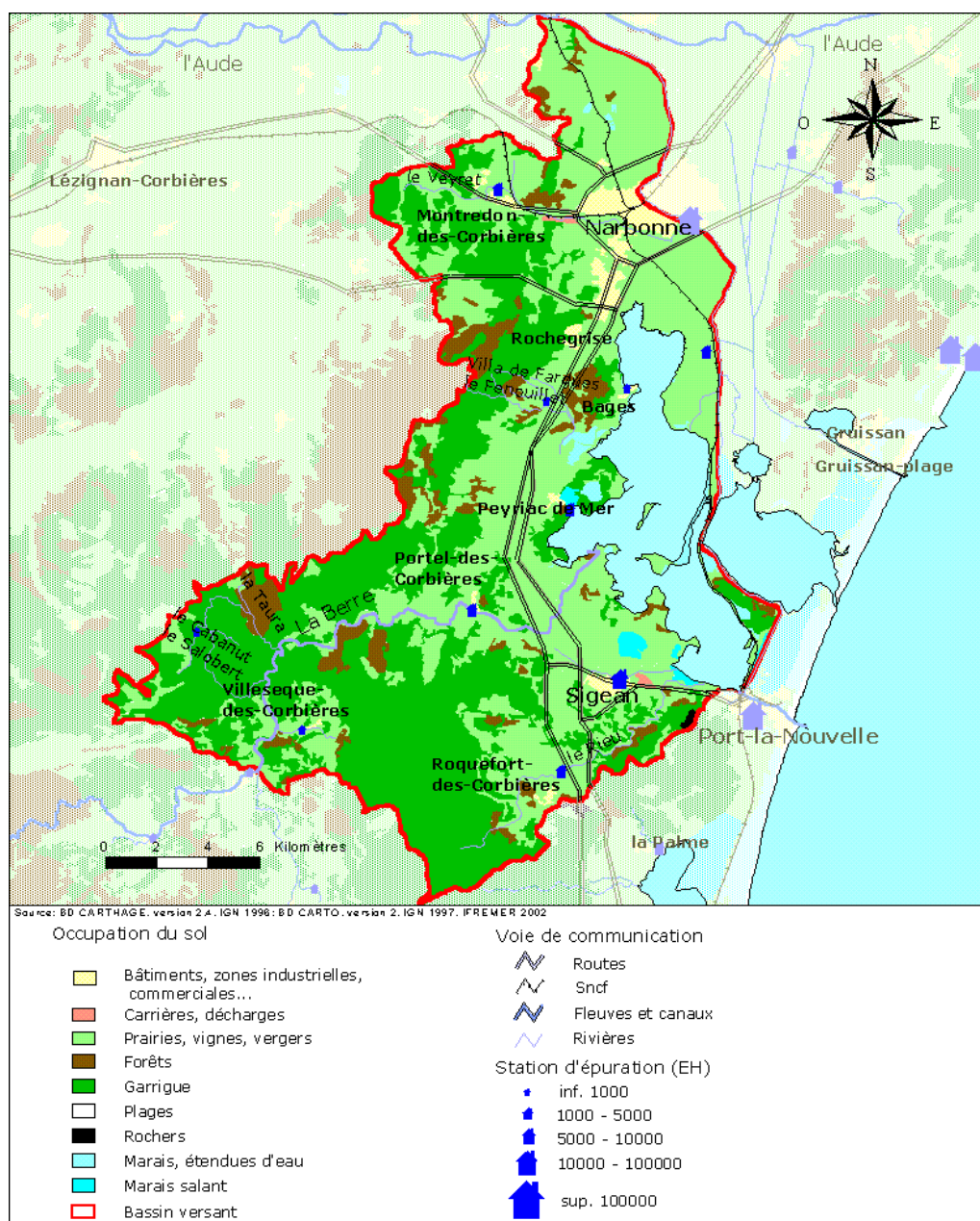


Figure 5.1 : Présentation de la lagune de Bages-Sigean et de son bassin versant.

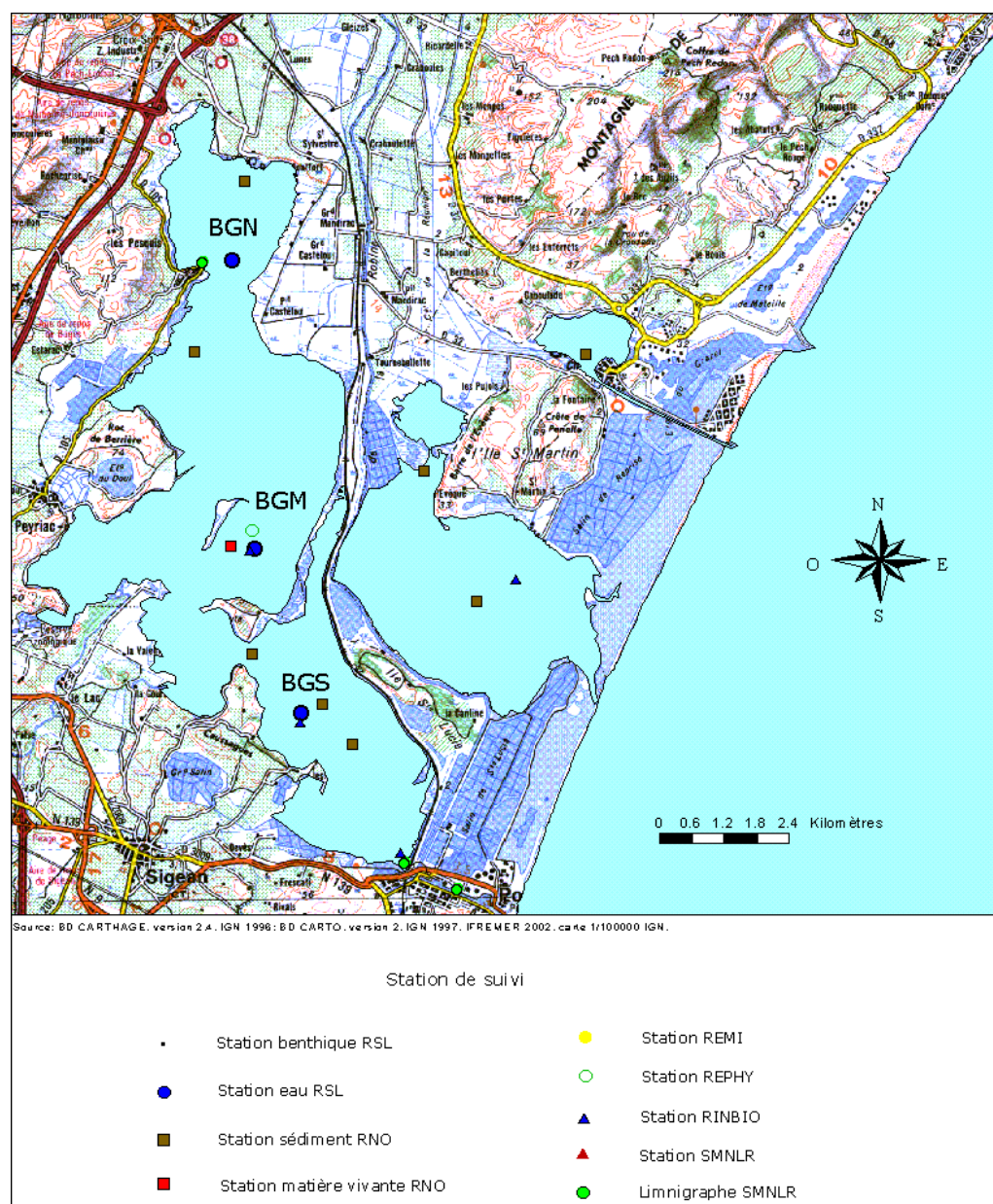


Figure 5.2 : Localisation des stations de prélèvements du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur l'étang de Bages-Sigean.

2. Hydroclimatologie

L'hiver 2005-2006 a été particulièrement pluvieux : le cumul des précipitations entre octobre 2005 et février 2006 (615 mm) est proche du cumul annuel moyen sur les années 2000-2006 (655 mm) et 1,5 fois plus élevé que la moyenne des hivers 2000 - 2006 (397 mm). A l'inverse, le printemps 2006 a été sec (55 mm en 2006, contre 155 mm sur les 6 dernières années) et ce déficit en précipitation a persisté durant le mois de juillet (Figure 5.3).

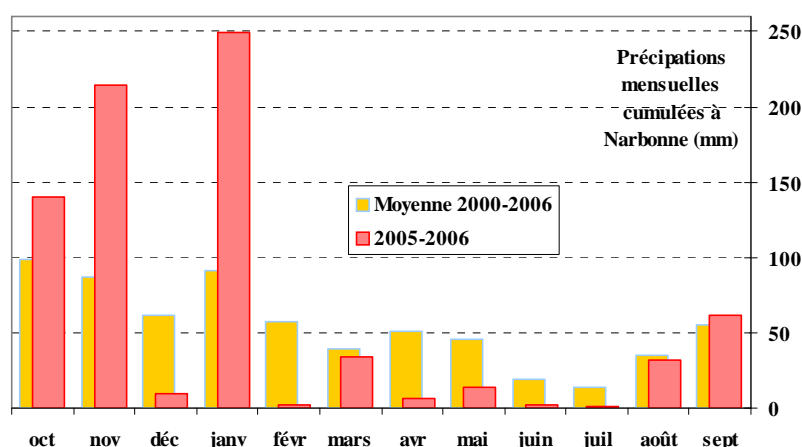


Figure 5.3 : Précipitations mensuelles enregistrées par Météo France à la station de Narbonne durant l'année hydrologique 2005-2006 et comparaison avec les précipitations mensuelles moyennes sur les 6 dernières années.

Les températures de l'air, enregistrées à la station Météo France de Narbonne sur l'année hydrologique 2005-2006 (d'octobre 2005 à septembre 2006), sont restées proches des moyennes mensuelles calculées sur la période 2000-2006 (Figure 1.2). Concernant la période estivale, si le mois d'août a été plus frais que les années précédentes, le mois de juillet en revanche a été exceptionnel par le nombre de jours où la température a été supérieure ou égale à 30°C (source Météo France¹).

¹ Site Internet Météo France : <http://www.meteofrance.com>.

3. Faits marquants

Suite à la rupture de la digue d'un bassin de stockage de ses effluents nitrés en mars 2004 (Ifremer, 2004), la Comurhex a construit deux bassins supplémentaires et les a cerclés d'un fossé de « sécurité ». Ce fossé a été creusé sur un sol saturé en nitrate (eaux et boues issues de la rupture de la digue).

Les fortes précipitations des 28 et 29 janvier 2006 ont entraîné une accumulation d'eau dans l'enceinte du site industriel. Ces eaux ont notamment rempli les fossés de ceinture de ces deux nouveaux bassins. Les nitrates présents dans les sédiments du fossé ont diffusé du sol vers la colonne d'eau. Les eaux chargées en nitrate ont ensuite débordé dans le canal de Tauran qui rejoint la Robine en amont de la ville de Narbonne.

Les concentrations en nitrate mesurées aux différents points de mesures aval (Tauran puis la Robine) sont devenues rapidement élevées pour atteindre des valeurs de l'ordre de 40 mg/l (le 2/02/2006) dans la Robine. Rappelons que les concentrations moyennes mesurées dans ce canal sont de l'ordre de 7 mg/l.

Fort de l'expérience de 2004 et afin de préserver l'étang, VNF a été prévenu rapidement par les services de l'état afin de diriger les eaux de la Robine vers le bief aval (Port La Nouvelle). Cependant, pendant les 3 jours suivant l'accident, VNF n'a pas pu « déconnecter » le Canélou (pour des raisons de sécurité liées aux inondations). Le PNR a pu estimer que, durant cette courte période, 5,5 tonnes d' N-NO_3 ont rejoint l'étang dans sa partie nord. La « fermeture » du Canélou est intervenue le 2/02/2006 laissant les eaux s'écouler vers le bief aval. La connexion entre le Canélou et la Robine a été rétablie le 25/03/2006 et durant ces deux mois, les flux d'azote total transitant par la Robine (somme des flux « habituels » et de ceux générés par l'accident) ont été estimés à 57 tonnes.

4. Diagnostic de la colonne d'eau

4.1. Grilles de l'eau

4.1.1. Bages nord

Les grilles de lecture de l'eau pour la station nord de la lagune de Bages-Sigean (point BGN) affiche un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation.

Au mois de juin, de l'ammonium et des nitrites non consommés sont présents dans la colonne d'eau (Tableau 5.1), alors qu'en juillet et août, ce sont les phosphates et par conséquent le phosphore total qui sont relativement



excédentaires dans la colonne d'eau. Durant tout l'été, les faibles concentrations en chlorophylle a sont le signe d'une production primaire limitée. L'estimation des abondances de picophytoplancton permettront de préciser l'évolution de la production primaire régénérée.

Jusqu'à 2005, les apports excessifs en sels nutritifs dans la partie nord de la lagune de Bages-Sigean se retrouvaient dans la colonne d'eau sous forme minérale ou organique selon que :

- la production phytoplanctonique était importante et consommait la quasi-totalité des sels d'azote, laissant du phosphore en excès dans la colonne d'eau
- la production phytoplanctonique était limitée par d'autres facteurs que la disponibilité en sels nutritifs ; de l'azote et du phosphore se retrouvaient alors en excès dans la colonne d'eau.

Cette année, pour la première fois depuis le début du suivi de cette station, les concentrations en sels nutritifs et chlorophylle a sont restées peu élevées durant tout l'été.

Tableau 5.1: Grille de lecture de l'eau de la partie nord de l'étang de Bages-Sigean pour l'été 2006.

BGN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0	14	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	3,1	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,86	1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2	2,5	6		10		20	
NITRI	(μM)	0		0,3	0,35	0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,98	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	1,3	3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0	2,8	5		7		10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0	4,6	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	21	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5	1,96	2,5		4,5	

Les observations *in situ* mensuelles des macrophytes, réalisées par le PNR dans le cadre du suivi FOGEM², viennent compléter et corroborer ce diagnostic de la colonne d'eau. Si une domination d'algues vertes et rouges est notée au mois de mai, le fait marquant du printemps 2006 demeure la nette restauration des herbiers à zostères. En début d'été, les herbiers occupent des zones où ils

² Bulletin du PNR : site internet

n'avaient plus été observés depuis longtemps, telles que le secteur situé au sud du Canélou et l'Anse des galères au nord du bassin de Bages.

Le gain de deux classes de qualité de la colonne d'eau est indiscutablement lié à la diminution des rejets de la station de Narbonne. Toutefois, la fermeture du Canélou du 2 février au 25 mars suite à l'incident de la Comurhex, suivi d'un printemps très sec ont eu pour conséquence de réduire encore les apports d'azote et de phosphore dans cette partie nord de la lagune durant le premier semestre 2006. Ces conditions environnementales particulières ont donc vraisemblablement participé à cette amélioration notable de la qualité de la colonne d'eau du secteur nord de la lagune.

4.1.2. Bages milieu

La colonne d'eau du secteur médian de la lagune de Bages-Sigean affiche cette année un très bon état vis-à-vis de l'eutrophisation. Durant tout l'été, tous les paramètres sont restés stables et bien inférieurs au seuil « Très Bon / Bon ». Seul le phosphore total présente des concentrations légèrement supérieures à ce seuil : la concentration maximale ayant été enregistrée durant les fortes chaleurs du mois de juillet.

Par ailleurs, de même que pour la partie nord, une recolonisation des herbiers dans de nombreux secteurs de cette partie centrale de la lagune a été observée lors des suivis FOGEM. Dès le mois de mai, les herbiers sont bien développés dans l'Anse de l'Olivier (au nord de Port-Mahon), dans l'Anse de Peyriac et tout autour de l'île de la Planasse. Rappelons que le diagnostic du compartiment « macrophytes » réalisé en 2005 (Ifremer, 2006) qualifiait ce secteur médian de qualité moyenne, les herbiers n'étant alors dominants qu'à l'ouest de l'île de la Planasse.

Sans pouvoir présumer d'une restauration des macrophytes dans ce secteur médian de la lagune, cette mise en évidence d'une recolonisation marquée des herbiers est cohérente avec le diagnostic de la colonne d'eau. Ainsi, la tendance à la restauration, vis-à-vis de l'état d'eutrophisation, de la colonne d'eau observée depuis 2004 est aujourd'hui confirmée. Le très bon état observé en 2006 pour la première fois dans ce secteur, est vraisemblablement le résultat combiné des conditions environnementales particulières rencontrées durant le premier semestre 2006 et des efforts réalisés sur le bassin versant en matière de réduction des apports en sels nutritifs.

Tableau 5.2 : Grille de lecture de l'eau de la partie médiane de l'étang de Bages-Sigean pour l'été 2006.

BGM			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0	11	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	2,4	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,19	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	1,0	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,10	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,09	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,76	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0	1,4	5		7		10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0	1,5	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	17	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75	1,21	1,5		2,5		4,5	

4.1.3. Bages sud

Le remplissage de la grille de qualité confère à la colonne d'eau de la station Sud de la lagune de Bages-Sigean (BGS) un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation pour l'été 2006. Des concentrations excédentaires en phosphore total (Tableau 5.3) sont enregistrées au mois de juin. Une légère sursaturation en oxygène est également observée en début d'été ; celle-ci peut vraisemblablement être mise en relation avec la présence d'herbier dans ce secteur. Au mois d'août, de l'ammonium et des nitrates non consommés se retrouvent en excès dans la colonne d'eau. En revanche, durant les fortes chaleurs du mois de juillet, l'ensemble des paramètres de la grille de l'eau affiche des valeurs inférieures au seuil « Très Bon-Bon ».

De même que pour les secteurs nord et médian, les concentrations en chlorophylle a, faibles durant toute la période estivale, indiquent que la production primaire a été peu abondante.

La prolifération d'algues vertes à l'extrémité sud de l'étang et la colonisation par les ulves de l'Anse de Sigean, observées au mois de juin lors du suivi FOGEM, pourraient expliquer les faibles concentrations en chlorophylle a : la production primaire a pu être limitée du fait de la compétition avec les macroalgues.

Un parallèle peut être fait entre l'évolution des paramètres des grilles de l'eau durant l'été et les flux de nutriments engendrés par les stations d'épuration qui rejettent dans ce secteur de la lagune. Pour les deux stations de Sigean et Port-La-Nouvelle, les flux de phosphore maximaux (près de 3000 EH pour la STEP de Sigean et 1500 EH pour celle de Port-La-Nouvelle) sont enregistrés au mois de juin. De même, les flux d'azote sont maximaux au mois d'août (avec 5000 EH pour la STEP de Sigean et plus de 1100 EH pour celle de Port-La-Nouvelle).

La grille estivale de lecture de l'eau témoigne ainsi de ces apports excessifs de phosphore en juin et d'azote en août.

Tableau 5.3 : Grille de lecture de l'eau de la partie sud de l'étang de Bages-Sigean pour l'été 2006.

BGS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O ₂ SAT]		0		20	22	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5	6,1	10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,16	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2	4,3	6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,22	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0		1	1,4	3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	2,7	3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0	1,3	5		7		10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0	1,4	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	8	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75	0,81	1,5		2,5		4,5	

4.2. Grilles du phytoplancton

4.2.1. Bages nord

Le compartiment phytoplancton affiche, dans le secteur nord de la lagune de Bages-Sigean, un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation pour les deux classes de

Tableau 5.4 : Grille du phytoplancton dans la partie nord de l'étang de Bages-Sigean pour l'été 2006.

BGN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 μm	Cel/L 10 ⁶	0		20	33	50		100		500	
> 3 μm	Cel/L 10 ⁶	0		2	2,8	5		10		50	

taille de phytoplancton. Ce diagnostic est cohérent avec les résultats de la colonne d'eau et confirme que la production primaire nouvelle et/ou régénérée est restée limitée durant tout l'été.

4.2.2. Bages milieu

Le secteur médian de la lagune de Bages-Sigean affiche également pour l'été 2006, un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation du compartiment phytoplanctonique. Les abondances de nanophytoplancton sont restées faibles durant les trois mois d'été et seules les abondances de picophytoplancton enregistrées au mois d'août présentent des valeurs supérieures au seuil « Très bon / Bon ».

Tableau 5.5 : Grille du phytoplancton dans la partie médiane de l'étang de Bages-Sigean pour l'été 2006.

BGM			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	20	44	50	100	500
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	1,3	2	5	10	50

4.2.3. Bages sud

Le compartiment « Phytoplancton » du secteur sud de la lagune de Bages-Sigean présente un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation. Cet état est à mettre en relation avec les concentrations en nanophytoplancton enregistrées durant les fortes chaleurs du mois de juillet.

Tableau 5.6 : Grille du phytoplancton dans la partie sud de l'étang de Bages-Sigean pour l'été 2006.

BGS			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	16,6	20	50	100	500
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	2	3,0	5	10	50

4.3. Evolution pluriannuelle

Les résultats de 1999 à 2006 sont complétés par les données acquises entre 1996 et 1998 dans le cadre de l'étude Ifremer-AME (Ifremer/AME, 2001). Les diagnostics du phytoplancton réalisés annuellement depuis 1999 permettent d'étudier l'évolution du compartiment « phytoplancton » en complément de la colonne d'eau pour les trois secteurs de la lagune.

Depuis les travaux réalisés sur la station d'épuration de Narbonne en 2003, l'amélioration de l'état vis-à-vis de l'eutrophisation de la colonne d'eau et du compartiment phytoplanctonique du secteur nord de la lagune a été graduelle mais néanmoins remarquable. Ainsi, en trois ans, ce secteur a gagné deux classes de qualité pour atteindre en 2006 un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 5.7) état encore jamais observé depuis le début du suivi.

Tableau 5.7 : Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton dans la partie nord de la lagune de Bages-sigean.

		Bages Nord										
		1996	1997*	1998	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006
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												
Picophytoplancton (< 3 µm)												
Nanophytoplancton (> 3 µm)												
ETAT PHYTOPLANKTON												

Légende :  Très bon  Bon  Moyen  Médiocre  Mauvais

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

Entre 2002 et 2004, une tendance à la dégradation de la qualité des eaux a été observée dans les parties médiane et sud de la lagune de Bages-Sigean. L'alimentation de ces bassins par les eaux de moins bonne qualité, en provenance des bassins nord, participait à cette homogénéisation de l'état vis-à-vis de l'eutrophisation de la colonne d'eau et du compartiment « Phytoplancton » sur l'ensemble de la lagune.

Depuis 2005, une nette amélioration de la qualité des eaux du secteur médian est observée, là encore en lien direct avec la restauration des eaux du secteur nord qui alimente cette partie centrale de la lagune.

Tableau 5.8 : Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton dans la partie sud de la lagune de Bages-sigean.

	Bages milieu											Bages Sud										
	1996	1997*	1998	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006	1996	1997*	1998	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006
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																						
Picophytoplancton (< 3 µm)																						
Nanophytoplancton (> 3 µm)																						
ETAT PHYTOPLANCTON																						

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

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

Si une telle évolution de la colonne d'eau et la reprise des herbiers dans les bassins situés au nord de l'île de l'Aute sont plus qu'encourageants, il convient de rappeler que la restauration de l'ensemble des compartiments de ce secteur ne

pourra s'inscrire que dans la durée. Les conditions environnementales particulières rencontrées durant le premier semestre 2006 (interruption des apports par le Canélou pendant 2 mois en hiver suivi d'un printemps sec) font que les quantités de sels nutritifs rejetées dans les bassins nord et médian ont probablement été moins importantes que ces deux dernières années.

Dans les années à venir, l'évolution de l'état de la colonne d'eau, du phytoplancton et de la végétation aquatique nous permettra de vérifier si 2006 marque réellement le début de la restauration des bassins situés au nord de l'île de l'Aute ou si elle n'aura été qu'une année exceptionnellement bonne.

Dans les bassins sud en revanche, depuis 2005, le bon état de la colonne d'eau peut être interprété comme le signe d'une inversion de la tendance à la dégradation. Toutefois l'évolution du compartiment phytoplanctonique et l'observation des macrophytes, réalisée dans le cadre du FOGEM, nuancent cette analyse et témoignent de la sensibilité du milieu aux effluents des stations d'épuration de Sigean et dans une moindre mesure de Port-La-Nouvelle. De même, la fermeture durant près de deux mois du Canélou, repose la question de l'impact des apports de matières eutrophisantes par la Robine sur la qualité des eaux et de la végétation aquatique des bassins sud et d'une optimisation de la gestion de ce canal.

Estimation des volumes journaliers échangés entre la lagune et la mer durant la période de fermeture du Canélou.

Suite à l'incident de la Comurhex survenu après les fortes pluies de la fin janvier, le Canélou a été fermé du 2 février au 25 mars 2006. A partir des mesures de courant enregistrées par les courantomètres positionnés dans le grau de Port-La-Nouvelle, les volumes journaliers échangés entre la lagune et la mer peuvent être estimés. La méthode d'estimation des débits (Ifremer, 2006) à partir des mesures de courant est en cours de validation. Ainsi, si les volumes échangés ne sont pas totalement validés, les résultats préliminaires sont présentés ici afin d'illustrer les occurrences de « remplissage » et de « vidange » durant la période de fermeture du Canélou.

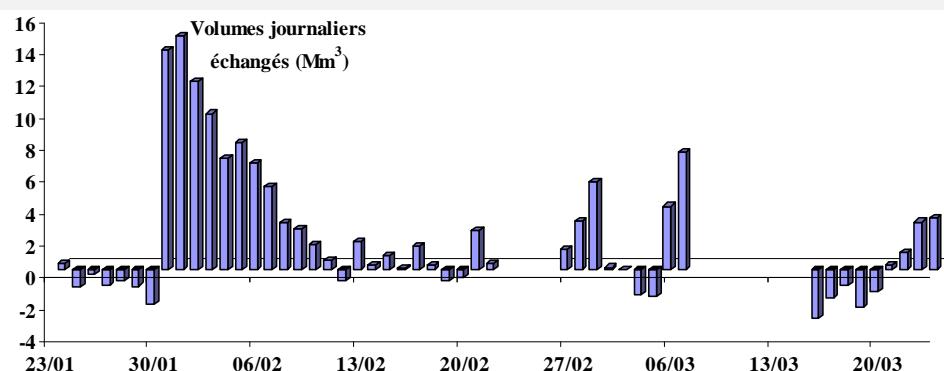


Figure 5.4 : Volumes journaliers échangés entre la lagune et la mer sur la période du 23 janvier au 25 mars 2006. Ces volumes, estimés à partir des mesures de courant, sont comptés positivement dans le sens lagune – mer.

Du 30 janvier au 4 février, la lagune connaît une phase de vidange importante après les fortes pluies de la fin janvier (65 Mm³ d'eau seraient sortis de la lagune en 6 jours). Si sur toute la période de fermeture du Canélou, la lagune a exporté de l'eau vers la mer, 26 % des mesures correspondent à des volumes entrants.

Durant cette période, les apports par la Robine, enrichis en nutriments suite à l'incident de la Comurhex, ont donc vraisemblablement alimenté les bassins sud de la lagune de Bages-Sigean.

5. Suivi des stations d'épuration

Initié en 2002, le 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 reconduit en 2006. Les six principales stations d'épuration suivies, situées sur le pourtour de l'étang de Bages-Sigean, sont celles de Narbonne ville, La Nautique, Bages, Peyriac de Mer, Sigean et Port-La-Nouvelle (Tableau 5.9). Des prélèvements mensuels sont effectués avec la coopération des compagnies fermières. Le Parc Naturel Régional est associé à ce programme et participe à la logistique du suivi.

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 VEOLIA), des SATESE et de la MISE de l'Aude, de l'Agence de l'Eau, du SMNLR (Police de l'Eau), de la Région Languedoc-Roussillon, du Cépralmar et de l'Ifremer.

Tableau 5.9: Caractéristiques des stations d'épuration suivies dans le cadre du RSL en 2005.

Station	Exploitant	Capacité nominale (EH)	Mise en service	Type de traitement	Autosurveillance officielle	Milieu récepteur
Narbonne ville	Veolia	120 000	1975, 1987 et juin 2003*	Boues activées+ déphosphatation physico-chimique	Oui 156 analyses/an	Canal de la Robine (6 km)
Narbonne – la Nautique	Veolia	1800	1982	Lagunage	Non 2 analyses/an	Etang (bassin nord)
Bages village	BRL	1000	1971	Boues activées (faible ch.)	Prévue en 2006	étang (bassin nord)
Peyriac de mer	Veolia	3000	1988	Boues activées (faible ch.)	NON 2 analyses/an	Etang (bassin central)
Sigean	Veolia	6000	1985	Boues activées (moy. ch.)	Oui 12 analyses/an	Ruisseau puis étang (bassin sud) (2 km)
Port la Nouvelle	Veolia	30 000	1986 2005**	Boues activées + déphosphatation physico-chimique	Oui 51 analyses/an	Grau de l'étang

* nouvelle STEP

** modification de la STEP

Les résultats présentés dans le présent chapitre courent de janvier 2002 à décembre 2006. 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). Depuis le début du suivi, deux aménagements majeurs ont été apportés aux infrastructures : la modification et l'amélioration du système de traitement pour Port-la-Nouvelle en mars 2005 et

la mise en route d'une nouvelle usine de traitement pour Narbonne-Ville en mai 2003.

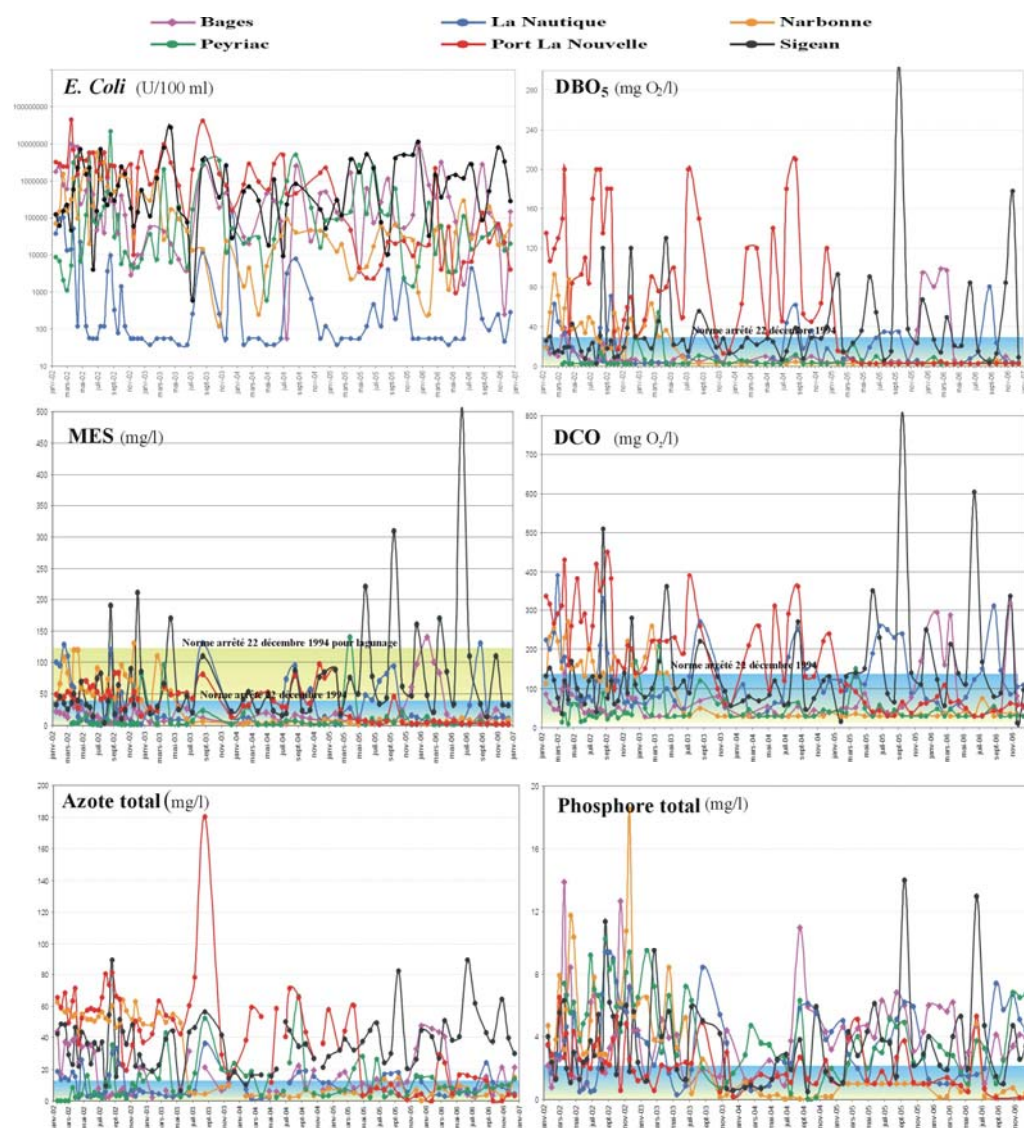


Figure 5.5 : Evolution mensuelle (2002-2006) de la qualité des effluents sortants des stations d'épuration situées sur le pourtour de la lagune de Bages-Sigean et suivies dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire. Pour les graphes de l'azote et du phosphore, sont indiquées les normes applicables dans le cadre de la Directive « Nitrates » et retenues par le PNR pour les stations se rejetant dans la lagune.

5.1. Qualité des effluents sortants

5.1.1. Qualité bactériologique

Actuellement, il n'existe pas de normes réglementaires de rejet pour le paramètre *E. coli* pour les stations suivies. D'ailleurs, à l'exception de la station de lagunage de La Nautique, aucune des autres stations n'est conçue pour abattre la pollution microbiologique.

Au cours de l'année 2006 (Figure 5.5), la variation de la qualité bactériologique des effluents des 5 stations d'épuration est très similaire à celle observée en 2005 :

C'est la station de la Nautique qui présente évidemment les concentrations les plus faibles (au niveau du seuil de détection) mais avec une augmentation des concentrations durant la période estivale. Rappelons que cette diminution de l'efficacité du lagunage en été, période pourtant favorable à l'abattement microbiologique, est probablement la conséquence d'un dépassement de la capacité hydraulique ayant pour effet un temps de séjour raccourci. La station de Sigean présente les plus fortes concentrations (entre 5 et 8 log).

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 (Figure 5.5).

Pour ces trois paramètres (Figure 5.5), il y a eu similarité de fluctuations. On peut distinguer trois groupes de stations en fonction de la variabilité au cours de l'année et des valeurs mesurées :

- les stations de Peyriac, Narbonne ville et Port la Nouvelle où les concentrations mesurées pour ces trois paramètres sont le plus souvent inférieures ou très proches du seuil de détection,
- la station de la Nautique avec des valeurs mesurées très faibles tout au long de l'année à l'exception de la période estivale où l'on observe les conséquences de la montée en charge avec un pic au mois d'août ou de septembre
- les stations de Sigean et Bages qui présentent de très fortes fluctuations de ces paramètres avec des valeurs qui dépassent régulièrement les normes réglementaires.

5.1.3. Azote et phosphore total.

Concernant l'azote total, la station de Sigeon se démarque singulièrement des autres STEPs avec des concentrations dans ses effluents 3 à 8 fois supérieures. Pour les autres stations, les concentrations observées sont proches du seuil de la Directive « Nitrates » voulu par le PNR. On notera tout de même quelques dépassements ponctuels de cette valeur pour les stations de Port la Nouvelle, la Nautique et Bages.

Pour le paramètre phosphore total, les effluents des STEPs de Port la Nouvelle et Narbonne, qui sont équipées pour traiter la phosphore, présentent des concentrations bien en dessous de la valeur seuil de 2 mg/l préconisée par le PNR à l'exception d'un dépassement très ponctuel au mois de juin. Pour les autres STEPs, on observe des concentrations généralement supérieures à cette valeur seuil. On distingue le lagunage de la Nautique où la montée en charge estivale conduit à une augmentation marquée des concentrations en phosphore total, et les autres stations où des fluctuations relativement erratiques sont constatées probablement à mettre en lien avec la présence d'eaux parasites au moment de pluies.

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 soient traitées à part les cinq STEP situées directement sur le pourtour de la lagune (Peyriac, La Nautique, Bages, Sigeon, Port-La-Nouvelle) en raison de leur capacité nominale et de comparer ensuite Narbonne à la somme de ces cinq stations (Figure 5.6). 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 donc surestimés et constituent une situation au pire.
- le rejet de Port-La-Nouvelle se réalise dans le 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.

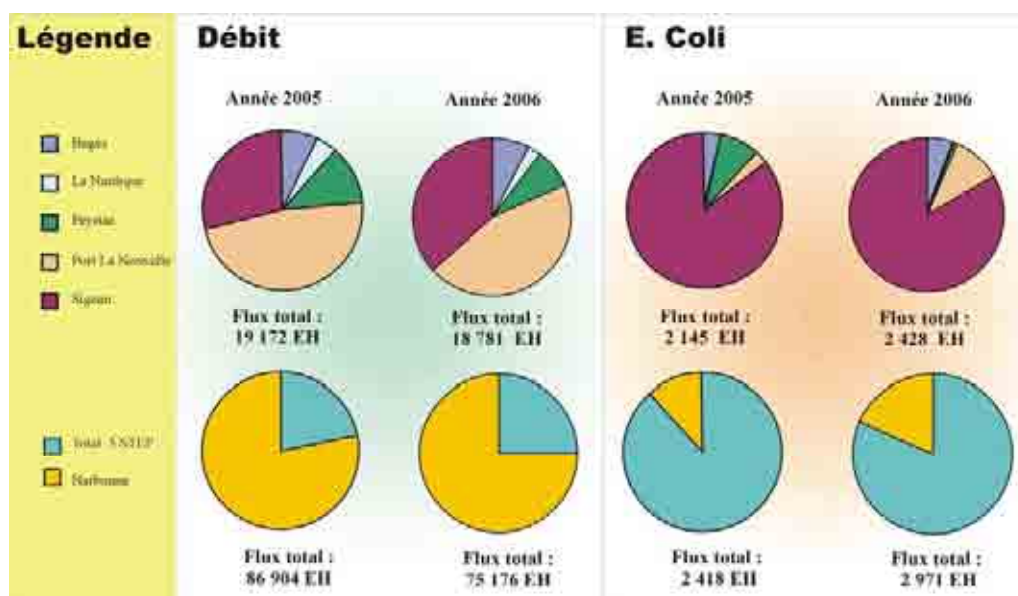


Figure 5.6 : Contribution relative (moyenne annuelle) de chaque station et flux totaux moyens (chiffres) en eau et en E. coli amenés à la lagune de Bages-Sigean par les STEP suivies dans le cadre du RSL en 2005 et 2006.

5.2.1. Débits

De 2005 à 2006, il n'y a pas de modification significative de flux hydriques apportés à la lagune par les 5 STEP du pourtour de la lagune suivies dans le cadre du présent suivi (Figure 5.6). Sur l'ensemble des STEP, on note une diminution du flux global de plus de 10 000 EH, essentiellement due à une diminution des débits sortants de la STEP de Narbonne ville.

En terme de contribution relative, une légère diminution de la part des STEP de Port-la-Nouvelle et Narbonne ville est constatée.

5.2.2. *Escherichia. Coli*

Concernant les flux totaux de *E. coli*, la situation demeure très comparable à 2005 que ce soit du point de vue des valeurs calculées ou de la contribution relative des STEP (Figure 5.6). L'augmentation des valeurs de flux totaux doit être relativisée par le fait que les concentrations en E.coli dans les effluents peuvent varier de quelques log d'un prélèvement à l'autre avec une influence considérable sur le calcul du flux. D'une manière globale, on peut considérer que l'ordre de grandeur du flux émis n'a pas varié entre les deux années.

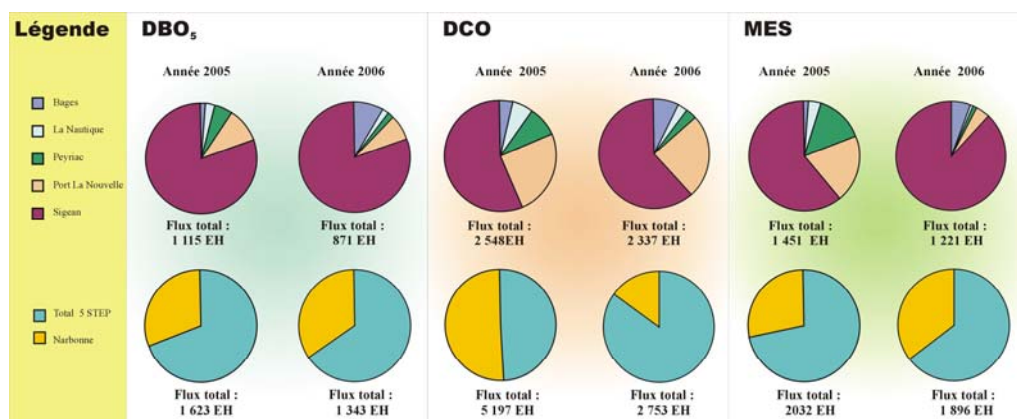


Figure 5.7 : Contribution relative (moyenne annuelle) de chaque STEP et flux totaux moyens (chiffres) en DBO, DCO et MES amenés à la lagune de Bages-Sigean par les STEP suivies dans le cadre du RSL en 2005 et 2006.

5.2.3. DBO₅, DCO et MES

Pour ces paramètres, on note une diminution des flux émis entre 2005 et 2006 (Figure 5.7). Cette réduction des flux poursuit la tendance initiée en 2003 avec la mise en service de la STEP de Narbonne. Cette réduction est surtout remarquable pour le paramètre DCO, elle est le résultat conjugué d'une meilleure qualité des effluents sortants et de la réduction sensible des débits émis par la STEP de Narbonne ville.

En terme de contribution relative, le schéma de répartition est globalement similaire à l'année 2005. Pour les MES, la contribution relative de la station de Sigean est significativement augmentée du fait des fortes concentrations mesurées au cours de l'année.

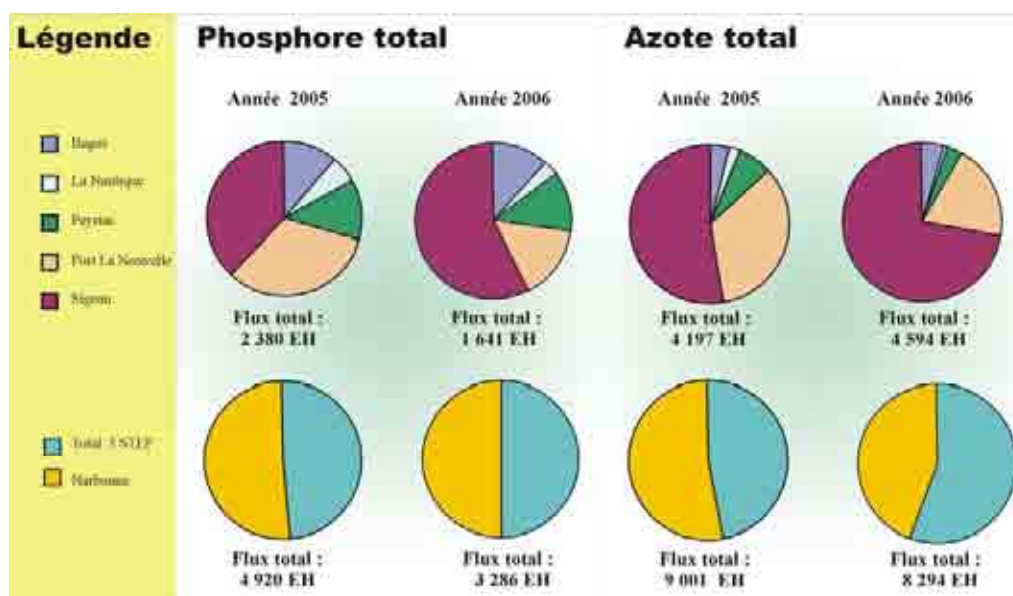


Figure 5.8: Contribution relative (moyenne annuelle) de chaque station et flux total moyens amenés à la lagune de Bages-Sigean par les STEP suivies dans le cadre du RSL, le phosphore et l'azote total en 2005 et 2006. Pour le calcul du flux de phosphore pour la station de Narbonne, les données de concentrations utilisées sont celles mesurées par l'exploitant (Veolia).

5.2.4. Phosphore et azote total

Comme pour les paramètres précédents, la tendance à la réduction des flux initiée en 2004 est poursuivie en 2006 pour l'azote et le phosphore total (Figure 5.8). De plus, comme nombre de concentrations en azote et phosphore se sont avérées inférieures au seuil de détection, comme pour la STEP de Narbonne ville, il faut considérer que le flux calculé et reporté ici surestime quelque peu le flux réel émis. Même si cela n'influence les flux totaux, le flux émis par la STEP de Sigean continue à augmenter.

En terme de contribution relative (Figure 5.8), les constats précédents conduisent évidemment à une augmentation significative de la contribution relative de la STEP de Sigean aux flux totaux émis pour ces deux paramètres.

5.3. Diagnostic simplifié par les macrophytes aux alentours des zones de rejet

L'évaluation de l'impact des rejets à leur débouché dans la lagune, sur les peuplements de macrophytes, a été réalisée en appliquant le protocole du diagnostic simplifié à 6 zones de l'étang au cours de deux campagnes organisées respectivement les 26 juin et 23 novembre 2006. Les zones examinées sont :

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

Malgré la réduction des flux observés dans les paragraphes précédents, on note une persistance d'un impact sur les populations de macrophytes dans le champ très proche (0-20 m) du débouché de ces effluents dans la lagune de Bages-Sigean (Tableau 5.10). D'une manière générale, excepté pour les zones de Sigean et de Peyriac, on observe une amélioration de la qualité des peuplements macrophytes des zones de référence (> 50 m), résultantes de l'amélioration de la qualité globale de la lagune vis-à-vis de l'eutrophisation.

Comme les années précédentes, l'impact s'étend bien au-delà du champ proche pour la station de Sigean. En effet, jusqu'à 700 m du rejet, l'anse est entièrement colonisée par des ulves, espèces indicatrices d'une très forte eutrophisation du milieu.

Sur la zone de la STEP de Bages, s'il y a une amélioration par rapport aux années précédentes, notamment visible en juin, un effet sensible de la période estivale est observé. En effet, en novembre, on observe un accroissement de l'abondance relative d'algues rouges du genre *Gracilaria*, qui remplace les algues vertes opportunistes. Cette évolution montre que des peuplements plus stable s'installent moins assujettis aux apports externes en sels nutritifs.

Pour la Berre, il n'y pas d'impact direct lié à des apports eutrophisants. Les herbiers sont bien présents mais de manière très éparse, conséquence directe d'apports solides et de l'envasement liées au crue de ce cours d'eau.

Tableau 5.10 : Résultats 2006 du diagnostic simplifié par les macrophytes dans les différentes zones aux alentours du rejet ou de l'émissaire de rejet. La couleur noir indique une impossibilité de diagnostic étant donné l'absence de végétation.

Station	Zone	Recouvrement total (%)		Recouvrement climax (%)		Nombre d'espèce		Diagnostic	
		Juin	Nov.	Juin	Nov.	Juin	Nov.	Juin.	Nov.
La Nautique	< 20 m	100	20	0	20	3	1		
	20-50 m	100	20	0	20	2	2		
	>50 m	100	30	10	30	4	3		
Bages	< 20 m	30	50	30	<5	5	4		
	20-50 m	80	70	80	30	4	3		
	>50 m	100	80	45	<5	5	6		
Canelou	< 20 m	5	15	0	0	2	2		
	20-50 m	40	20	0	0	3	2		
	>50 m	90	30	100	30	3	4		
Peyriac	< 20 m	85	60	0	0	2	2		
	20-50 m	100	60	0	0	2	1		
	>50 m	100	60	0	60	3	2		
Sigean	< 20 m	20		0		1			
	20-50 m	100		0		2			
	>50 m	100		0		1			
Berre	< 20 m	5		5		2			
	20-50 m	50		100		1			
	>50 m	80		40		2			

Légende :  Très bon  Bon  Moyen  Médiocre  Mauvais

5.4. Conclusion

La réduction des flux initiée en 2003 avec la mise en service de la nouvelle station de Narbonne ville et en 2005 avec celle de Port-la-Nouvelle se confirme et se poursuit en 2006. Les conséquences en terme de restauration du milieu vis-à-vis de l'eutrophisation en témoignent, notamment avec des diagnostics estivaux de l'eau du bon au très bon état pour 2006. L'amélioration de la qualité des effluents de ces deux principaux contributeurs en terme de capacité nominale place au premier plan des contributeurs des flux émis la station de Sigean. En effet, alors qu'elle représente moins de 4% de la capacité nominale totale des stations suivies, les flux apportés par cette station peuvent dépasser plus de la moitié (ex MES, DCO) du flux total apporté à la lagune.

6. Autre réseau de surveillance

6.1. Réseau National d'Observation

Le Réseau National d'Observation (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.

Ce suivi qui a commencé en 1982 pour l'étang de Bages-Sigean se fait à la fois sur des sédiments littoraux à raison d'une campagne tous les dix ans, et sur des organismes filtreurs (moules) à raison de deux campagnes par an (février et novembre).

Les prélèvements de moules n'ayant pu être effectués en novembre 2005, les dernières données concernant la matière vivante prises en compte dans l'analyse des tendances datent de février 2005 et ont été restituées dans le rapport RSL 2005 (Ifremer, 2006). Les prélèvements de moules des deux semestres 2006 ont pu être réalisés. La restitution des résultats d'analyse sera faite en 2007 (les données du RNO sont rendues avec un an de décalage pour des raisons techniques).

Pour les sédiments, les résultats de la campagne 1995-1996 ont été présentés dans le rapport RSL 2002 (Ifremer, 2003). La dernière campagne sédiment a eu lieu en avril 2006.

Dans le cas d'échantillonnages réalisés en zone d'élevage de mollusques, les résultats RNO peuvent être comparés aux seuils fixés pour la protection du consommateur. Les niveaux des différents contaminants mesurés dans les lagunes du Languedoc Roussillon et leurs comparaisons aux médianes nationales sont fournis en annexe 2. De nouveaux contaminants sont recherchés : argent, chrome, nickel et vanadium. Les sources potentielles et la toxicité des différents contaminants sont fournies dans l'annexe 2.

6.2. Etude sanitaire

La reprise d'une activité de pêche de coquillages sur l'étang de Bages-Sigean est un objectif du contrat d'étang. Environ 25 pêcheurs de Port-La-Nouvelle et des villages du tour d'étang, sont concernés par l'exploitation de cette zone, en complément de ressources. En 2006, la zone de production n°11.21S « Etang de Bages Sigean Sud » a été classée par le DIDAM³ Pyrénées-Orientales et Aude

³ Direction Inter Départementale des Affaires Maritimes

dans les quatre zones prioritaires, pour la réalisation d'une étude sanitaire en 2007, en vue de son classement.

En préalable au démarrage d'une étude sanitaire, et afin de s'affranchir d'un déclassement éventuel de la zone induit par des résultats d'analyses chimiques défavorables, une analyse de métaux lourds a été financée par le PNR en 2006. Les palourdes échantillonnées dans la partie sud de la lagune en 1995, 1997, dans le cadre de l'élaboration du Parc Naturel Régional, présentaient des teneurs faibles en cadmium (Ifremer, 1997). Les résultats d'analyses complémentaires effectuées en 2001 dans le cadre du Programme Régional d'Etudes de zones (Cepralmar, 2003), puis en 2006 par le PNR confirment ces résultats. Les résultats de l'évaluation 2006 de la contamination chimique de la zone sont compatibles avec un classement en B (Ifremer, 2007).

A l'issu de ces résultats, l'étude sanitaire a pu démarrer en juillet sur financement du Comité Local des Pêches de Port-Vendres pour la période juillet - décembre 2006. Les données acquises au cours de la période étudiée sont insuffisantes pour permettre une estimation de la qualité microbiologique de cette zone.

Tableau 5.11: *Seuils réglementaires pour les métaux dans la chair des moules.*

	Cadmium	Mercure	Plomb
mg/kg chair humide	1	0.5	1.5
mg/kg poids sec	5	2.5	7.5

Tableau 5.12: *Résultats de la Contamination Chimique (PNR de la Narbonnaise) en Cadmium, Mercure total et Plomb des palourdes de la zone n°11.12S en février 2001 et mars 2006, exprimés en mg/kg poids sec.*

Palourdes - Etang de Bages			
	Cadmium	Mercure	Plomb
Prélèvement du 13/02/2001	3.54	0.42	1.66
Prélèvement du 20/04/2006	1.76	0.12	1.1

7. Application du modèle hydrodynamique – Impact de l'enlèvement des anciennes piles du pont SNCF sur le renouvellement des masses d'eau

7.1. Contexte

Le grau de Port-La-Nouvelle est le seul axe de communication entre l'étang de Bages-Sigean et la mer Méditerranée. D'une longueur de 2 km, il est bordé de digues artificielles (Port de commerce) et reçoit les apports du canal de la Robine dans sa partie la plus amont, ainsi que les rejets de la station d'épuration de Port-La-Nouvelle à la hauteur de la station d'avitaillement. A son embouchure en mer, la section du chenal est d'environ 600 m² pour une profondeur maximale de 9 m et une largeur de 85 m. En remontant vers la lagune les levés mettent en évidence deux marches bathymétriques (Figure 5.9). Au droit de la station d'avitaillement, (repérée par le symbole ☆ sur la Figure 5.9) la section n'est plus que de 275 m² pour une profondeur maximale de 6 m et une largeur de 50 m. Plus en amont encore, à la hauteur du barrage à vannes, la section mouillée est aujourd'hui de 89 m². Ainsi, suite aux travaux d'enlèvement partiel des palplanches en avril 2004, la section d'échange la plus faible ne se situe plus au barrage à vannes, mais au débouché du grau dans la lagune, à la hauteur du pont SNCF. En effet, d'anciennes piles du pont immergées encombrant la section qui à ce niveau n'est plus que de 51 m².

A la demande du PNR, un travail de modélisation, à l'aide du modèle hydrodynamique MARS-3D appliqué sur ce site, a été réalisé en 2003 (Ifremer, 2004) afin de tester l'impact de l'enlèvement partiel du barrage à vannes sur le renouvellement des masses d'eau dans la lagune. Ce travail avait également pour objectif de vérifier si l'élargissement de la section risquait d'induire d'importantes élévations du niveau dans l'étang lors d'événements pluvieux importants.

Avant travaux, le barrage à vannes jouait un rôle de frein sur les échanges entre la lagune et la mer et entretenait une différence des niveaux d'eau quasi permanente de part et d'autre de l'ouvrage. Les travaux d'enlèvement du barrage ont abouti à une augmentation de la section mouillée de 60%. Les simulations ont montré qu'un tel aménagement, qui favorise les phénomènes de vidange et de remplissage de la lagune, améliore de 20% les taux de renouvellement des eaux sur l'ensemble de la lagune. Ainsi, l'augmentation de la section mouillée induit des effets d'accélération des phénomènes plus que d'amplification de ceux-ci. De ce fait, excepté dans les secteurs les plus au nord, lors des événements de fort vent marin accompagnés d'une dépression, les cotes maximales atteintes dans les différents secteurs de la lagune ne devaient pas augmenter de manière significative par rapport à la situation avant travaux.

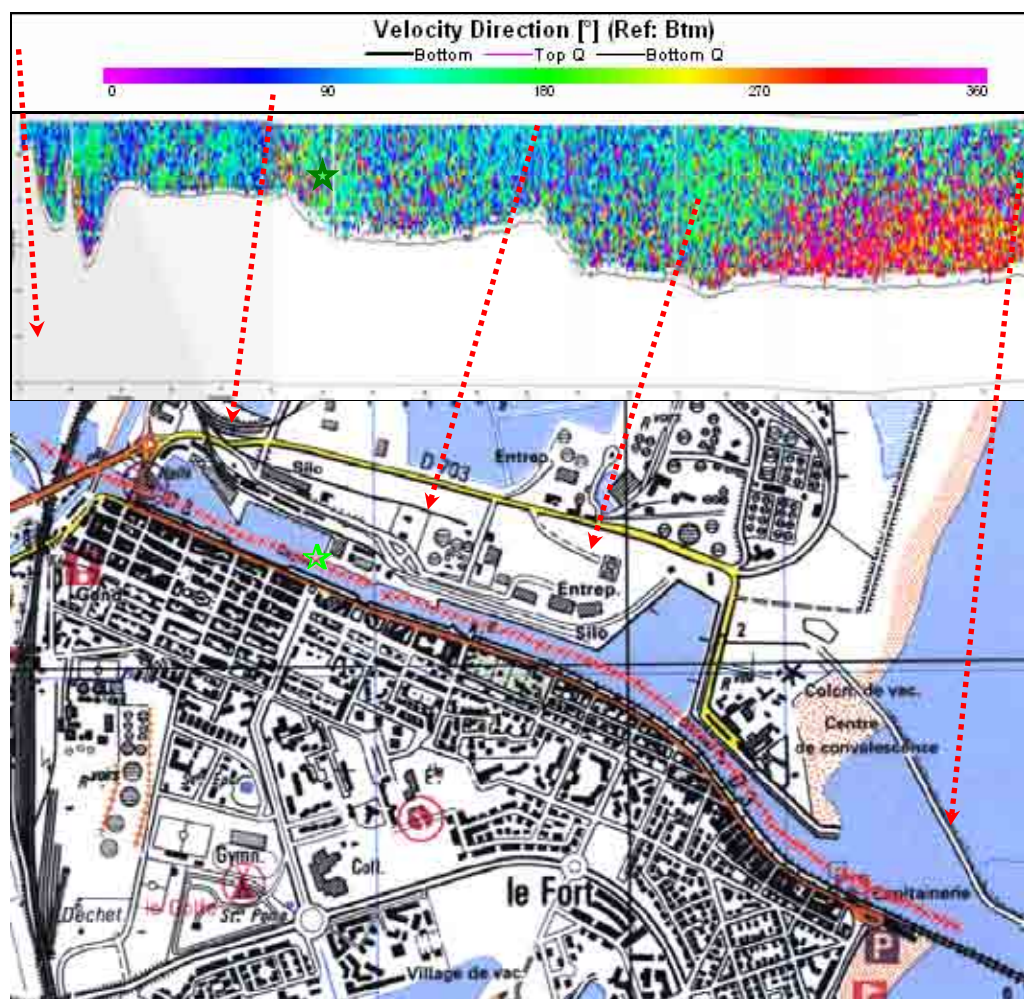


Figure 5.9 : Coupe verticale des directions du courant et profondeurs mesurées dans le chenal portuaire de Port-La-Nouvelle à l'aide du courantomètre 3D-ADCP. Le symbole ☆ repère le positionnement de la station de mesure des courants et de la hauteur d'eau.

Il est également apparu que la notion de temps de renouvellement n'apporte que des informations partielles. Ainsi, dès lors que l'on s'intéresse à la qualité des eaux, un indicateur hydrodynamique qui intègre l'histoire de la masse d'eau doit être défini.

A l'heure actuelle, le modèle hydrodynamique appliqué sur la lagune de Bages-Sigean est en cours de calibration. Cette phase indispensable pour disposer à terme d'un outil opérationnel, nécessite en particulier des mesures *in situ* de débits dans le grau afin de les confronter aux résultats des simulations.

Ainsi, depuis novembre 2005, deux courantomètres à effet doppler sont positionnés dans le chenal de Port-La-Nouvelle afin de disposer de mesures de courant et de hauteur en continu dans ce chenal. L'analyse de ces mesures haute fréquence (Roucher, 2005 ; Meyer, 2006) a permis de mettre en évidence un fonctionnement complexe des échanges entre la lagune de Bages-Sigean et la mer Méditerranée. En particulier, un phénomène d'inversion de courant suivant la verticale a pu être observé ponctuellement sans que les phénomènes qui l'engendrent aient pu être clairement identifiés. Ce cisaillement met toutefois en évidence le caractère potentiellement non barotrope⁴ des forçages qui gouvernent les échanges entre la lagune et la mer.

Ce phénomène de cisaillement a nécessité le développement d'une méthode spécifique d'estimation des débits à partir de la mesure des courants et des hauteurs d'eau dans le chenal. Cette méthode, encore en cours de validation, a été appliquée sur la totalité des données acquises entre novembre 2005 et janvier 2007. L'estimation des volumes journaliers échangés entre la lagune et la mer durant la période de fermeture du Canélou (cf. §.3.3 du présent chapitre) constitue une des premières applications de cette méthode.

Ce phénomène de cisaillement observé est également susceptible d'entraîner une estimation erronée des débits par le modèle. En effet, l'hypothèse d'écoulement homogène sur toute la verticale dans le grau est à la base du forçage imposé en condition à la limite du modèle hydrodynamique MARS-3D. La hauteur d'eau est imposée à chaque pas de temps à la limite ouverte du domaine alors que les courants et par conséquent les débits échangés entre la lagune et la mer sont simulés en fonction de cette hauteur d'eau, de différents paramètres (section d'échange, frottements sur le fond et les berges), et en faisant l'hypothèse d'un écoulement qui, dans le grau, ne présente pas d'inversion sur la verticale.

Les différents ouvrages existants sur le chenal de Port-La-Nouvelle (barrage à vannes, pont SNCF) limitent les échanges entre la lagune et la mer du fait de la réduction de la section mouillée mais également du fait de la turbulence (et par conséquent de la perte d'énergie) que leur présence engendre. Seule la confrontation des résultats de simulation et des débits mesurés permet de paramétrer ces phénomènes dans le modèle.

Une première confrontation des débits simulés et estimés a été réalisée au préalable à ce travail. Les résultats de cette première phase de calibration des échanges entre la lagune et la mer ne sont pas présentés ici. Ils feront l'objet d'un rapport spécifique. Notons simplement que la version du modèle utilisée lors des précédentes études (Ifremer, 2004 ; Ifremer, 2005) surestimait fortement les débits. Des premiers ajustements ont été faits dans le modèle sur la

⁴ Phénomène barotrope : phénomène physique qui agit de façon homogène sur toute la colonne d'eau. La marée est un phénomène barotrope qui induit un profil de courant sur la verticale de type logarithmique (càd sans inversion de sens et avec une intensité qui décroît de la surface vers la fond).

paramétrisation de l'écoulement dans le chenal portuaire afin de limiter les débits. Les écarts entre débits simulés et mesurés ont ainsi pu être réduits.

Ainsi, la fiabilisation de la méthode d'estimation des débits et la calibration du modèle hydrodynamique sont actuellement menées en parallèle. La version du modèle MARS-3D utilisée dans ce travail n'est donc pas une version validée.

NOTA BENE : Ce sont, dans la plupart des cas, des modèles non encore validés qui sont utilisés pour les différentes applications demandées par les gestionnaires dans le cadre du RSL. Cependant, bien que non validé, un modèle constitue tout de même un outil performant d'aide à la compréhension des processus et à la gestion du milieu, dans la mesure où il permet de réaliser des études de sensibilité par rapport à une situation choisie comme situation de référence. Il est en effet possible d'estimer l'impact d'une modification dans les forçages, à partir des écarts obtenus entre la « réponse du milieu » aux deux conditions de forçage différentes (forçages à étudier et forçages de référence). L'utilisation du modèle dans ce travail est faite, comme à l'accoutumée, en définissant une situation de référence et en commentant les différences entre la situation à étudier et cette situation de référence.

7.2. Objectifs

L'objectif de ce travail est donc d'étudier, à l'aide du modèle hydrodynamique MARS 3D appliqué sur cet étang, l'impact que peut avoir l'enlèvement des piles du pont SNCF sur les volumes échangés entre la mer et la lagune de Bages-Sigean.

Deux simulations ont été réalisées afin de tester deux configurations :

- **Simulation 1** : choisie comme situation de référence et correspondant à la situation actuelle en présence des anciennes piles du pont. La section mouillée est de 51 m^2 .
- **Simulation 2** : correspondant à la situation à tester, après enlèvement des piles. La section d'échange serait alors de 89 m^2 .

7.3. Données de forçage du modèle

Le déséquilibre induit par la différence de hauteur d'eau de part et d'autre du grau est à l'origine du mouvement des masses d'eau entre la mer et la lagune. Dans le modèle hydrodynamique MARS-3D, ce phénomène est modélisé en imposant à chaque pas de temps de calcul, en condition à la limite ouverte du domaine, la valeur de la hauteur d'eau.

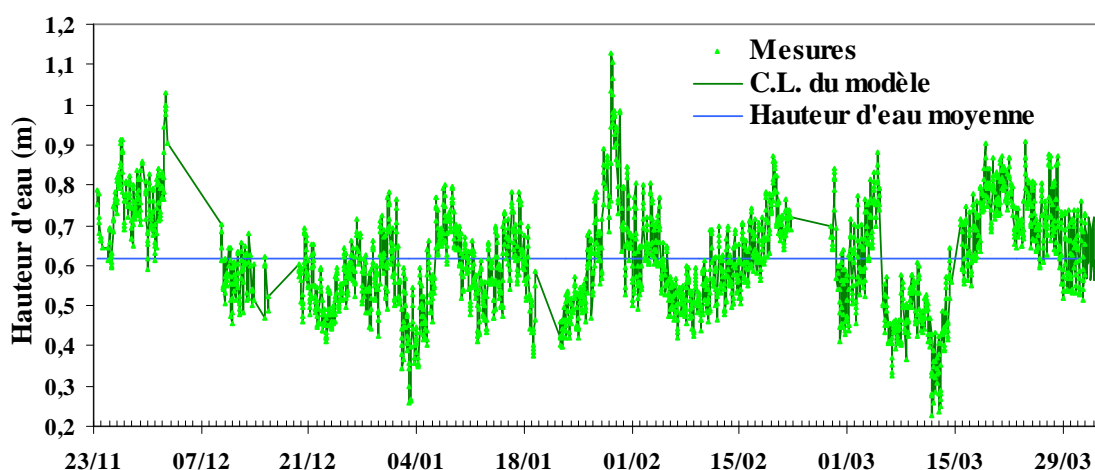


Figure 5.10 : Variations des hauteurs d'eau enregistrées (symboles vert) dans le chenal de Port-La-Nouvelle à la hauteur de la station d'avitaillement (cf. positionnement de la station de mesure Figure 5.9). Ces données sont repérées par rapport au zéro hydrographique. Le signal vert en trait plein correspond au signal de forçage du modèle. La ligne bleue représente la valeur moyenne du signal de hauteur d'eau sur la période simulée.

Les mesures de hauteur d'eau, acquises au niveau de la station d'avitaillement, sont utilisées pour forcer le modèle. Les simulations ont été réalisées sur la période du 23 novembre 2005 au 31 mars 2006 et couvrent, en particulier, l'événement pluvieux qui a eu lieu à la fin du mois de janvier 2006. Les fortes pluies des 28 et 29 janvier 2006 (180 mm enregistrés à Narbonne) ont été associées à des vents de secteur sud-est qui, dans la journée du 29 janvier, ont soufflé en moyenne à 80 km/h. Cet événement a engendré une augmentation du niveau d'eau, dans le chenal de Port-La-Nouvelle, de près de 50 cm (Figure 5.10).

Des dysfonctionnements de la station de mesure sont survenus à plusieurs reprises durant la période simulée. Une interpolation linéaire des mesures de hauteur d'eau est alors réalisée pour définir, sur ces périodes non échantillonnées, les données de hauteur d'eau nécessaire au forçage du modèle.

La prise en compte du vent dans le modèle est basée sur les données tri-horaires enregistrées par Météo France à la station de Leucate. Dans ce travail, les apports d'eau douce par les cours d'eau et les précipitations directes lors des épisodes pluvieux ne sont pas pris en compte.

7.4. Estimation de l'impact de l'enlèvement des anciennes piles du pont SNCF

Différents auteurs ont tenté de définir des paramètres permettant de décrire les caractéristiques générales des échanges de masses d'eau entre un système à étudier et l'extérieur ou au sein même du système. Ces « indicateurs hydrodynamiques » sont généralement proposés pour des systèmes parfaitement mélangés, c'est-à-dire des systèmes pour lesquels le postulat est fait qu'une substance dissoute conservative introduite à un instant donné, en un endroit donné, est instantanément et uniformément mélangée dans la totalité du volume étudié.

7.4.1. Taux de renouvellement

Dans ce contexte de « milieux parfaitement mélangés », le temps de renouvellement est défini (Geyer *et al.*, 2000) comme le temps nécessaire pour renouveler la totalité du volume du système en fonction des flux échangés avec l'extérieur. Cet indicateur a déjà été utilisé pour caractériser l'impact de l'enlèvement du barrage à vannes dans le grau de Port-La-Nouvelle. La méthode employée pour le calculer est décrite dans le rapport RSL-2003 (Ifremer, 2004). Afin de s'affranchir des volumes des différents sous-bassins, c'est le taux de renouvellement journalier (correspondant au pourcentage du volume échangé par jour) qui sera présenté dans ce travail.

Le taux de renouvellement est calculé sur les quatre mois pour chacun des trois bassins et pour la lagune entière (Figure 5.11). Dans la configuration actuelle, en présence des piles du pont SNCF, le taux de renouvellement journalier moyen simulé pour l'ensemble de la lagune est de 1,8 %. Le taux de renouvellement maximal est observé lors de l'événement pluvieux de fin janvier. Entre le 27 janvier et le 4 février, ce sont 2,5% du volume total de la lagune qui, dans les simulations, sont échangés journalièrement. En outre, avec des taux de renouvellement de près de 28 %, le volume des bassins sud serait renouvelé 2,5 fois sur cette même période. L'eau des bassins médian pourrait également être renouvelée dans son intégralité lors de cet événement pluvieux.

Cependant les taux de renouvellement simulés durant cette période de crue sont sous-estimés. En effet, les simulations ne prennent pas en compte les quantités d'eau apportées i) : par les précipitations directes sur la lagune (or il est tombé près de 180 mm en deux jours entre les 28 et 29 janvier) et ii) : par les cours d'eau en crue. Sur la période du 27 janvier au 4 février, un premier traitement des mesures de courant acquises dans le chenal de Port-La-Nouvelle permet d'estimer un taux de renouvellement journalier pour l'ensemble de la lagune de 5,7 % (contre 2,5 % simulé).

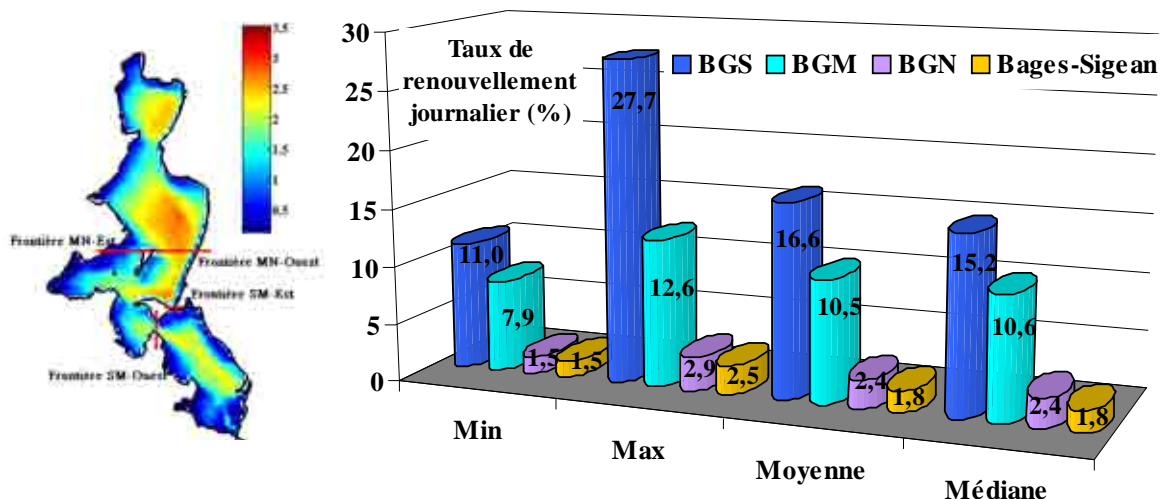


Figure 5.11 : Taux de renouvellement journaliers des trois sous-bassins et de la lagune de Bages-Sigean, calculés avec une section de 51 m² sous le pont SNCF. La délimitation des trois sous-bassins est présentée sur la carte de gauche.

En dehors de cet événement pluvieux, les résultats des simulations confirment une fois encore le degré de confinement des bassins nord, avec un taux de renouvellement journalier des eaux de ce secteur 7 fois plus faible, en moyenne, que celui des bassins sud.

Les accroissements des taux de renouvellement obtenus en supprimant les anciennes piles du pont SNCF sont regroupés dans le Tableau 5.13. Les plus forts taux d'accroissement sont obtenus durant l'événement pluvieux.

L'impact de l'enlèvement des anciennes piles du pont est d'autant moins marqué qu'on s'éloigne du grau. Le taux moyen d'accroissement est presque deux fois moins important dans le bassin nord que dans le bassin sud.

Tableau 5.13 : Gains sur les taux de renouvellement journalier induit par l'enlèvement des anciennes piles du pont SNCF. Sont reportés dans ce tableaux les gains (exprimés en pourcentage) obtenus en moyenne sur la durée de la simulation et durant l'événement pluvieux de la fin du mois de janvier.

	BGS	BGM	BGN	Bages-Sigean
Moyenne	13	10	7	19
Crue	17	16	13	28

L'augmentation de la section mouillée a pour effet d'augmenter les flux instantanés échangés entre la lagune et la mer ; l'équilibre des niveaux d'eau de part et d'autre du grau est donc atteint plus rapidement. En moyenne sur toute la durée de la simulation, une avance maximale de 2 heures peut être observée entre la simulation sans les anciennes piles de pont et la simulation avec ces piles.

7.4.2. Limite de validité du taux de renouvellement

Le taux de renouvellement est un paramètre global qui suppose que le milieu est parfaitement mélangé c'est-à-dire que l'eau qui entre dans un sous-bassin par une frontière est mélangée instantanément et de façon homogène dans la totalité du volume de ce sous-bassin. Cette hypothèse n'est évidemment pas pertinente dans un système aussi hétérogène que la lagune de Bages-Sigean.

Afin d'illustrer la façon dont les eaux marines et lagunaires se mélangent, une substance dissoute conservative, de concentration constante (fixée à 10 unité/l en mer) est apportée par la mer à chaque phase de flot. Cette substance peut évidemment être partiellement évacuée durant chaque phase de vidange de la lagune.

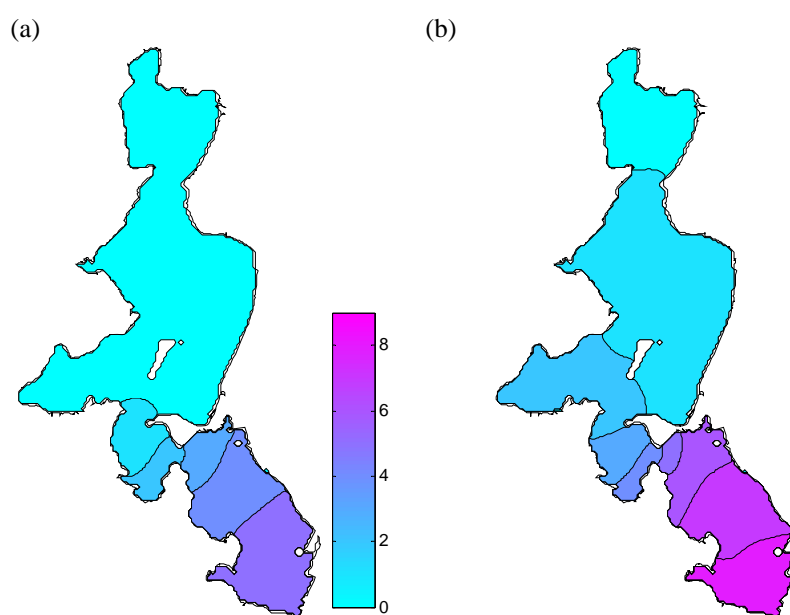


Figure 5.12 : Répartition des concentrations (en moyenne sur la verticale et exprimées en unité de matière/l), en une substance dissoute conservative dont la source est en mer (concentration constante égale à 10 unité/l). a) : résultats des simulations le 23/12/2005 à 12h00. b) : résultats des simulations le 10/01/2006 à 12h00.

Il faut attendre un mois de simulation (le 23 décembre 2005) pour que la concentration moyenne dans la partie médiane de la lagune soit égale à 10 % de la concentration en mer (Figure 5.12a). Cette même concentration moyenne n'est atteinte dans le bassin nord que le 10 janvier 2006 (Figure 5.12b).

7.4.3. Temps de résidence

Un second indicateur hydrodynamique, qui prend en compte les processus de mélange et de transport au sein de la masse d'eau, peut être défini afin d'estimer le temps moyen qu'une masse d'eau passe dans le système avant de le quitter définitivement. Le calcul du temps de résidence est basé sur l'évolution des concentrations d'une substance dissoute conservative, introduite de façon homogène dans tout le domaine en début de simulation. Si, par la suite, aucune autre introduction de cette substance n'est faite dans le système, la quantité de matière dans le milieu diminue au cours du temps du fait de son évacuation vers l'extérieur. Le temps de résidence est le temps nécessaire pour que 64 % de la concentration initiale ait disparu du système (Monsen *et al.*, 2002). Tel que défini, le temps de résidence représente le temps moyen que la substance dissoute conservative (et par conséquent les masses d'eau qui la contiennent) passe dans le système.

Le temps de résidence est calculé pour les trois sous-bassins et pour l'ensemble de la lagune. Une substance est initialement introduite dans toute la lagune avec une concentration de 1 unité/l.

La diminution des concentrations moyennes de cette substance dans chaque sous-bassin ne se fait pas de façon continue mais en fonction des phases de remplissage et de vidange de la lagune (Figure 5.13). Ainsi, les diminutions de la concentration moyenne sont associées à des entrées d'eaux marines qui ont pour effet de diluer la substance dissoute. A l'inverse, les augmentations de la concentration moyenne observées principalement dans le bassin sud (courbe bleue - Figure 5.13) sont à mettre en relation avec les phénomènes de vidange de la lagune : les eaux des bassins médian et nord, plus concentrées que les eaux des bassins sud, viennent alimenter ce bassin.

Du fait de ces oscillations des concentrations, le temps de résidence est défini en considérant l'instant où la concentration moyenne passe pour la première fois en dessous de la valeur seuil de 0,36 unité/l. Ainsi pour le bassin sud, cette condition se produit le 6 janvier 2006 à 21h00. Il faut toutefois attendre le 14 mars 2006 à 10h00 pour que la concentration moyenne passe définitivement en dessous de cette valeur seuil. En revanche, après quatre mois de simulation, la concentration moyenne dans les bassins situés au nord de l'île de l'Aute est toujours supérieure au seuil de 0,36 unité/l.

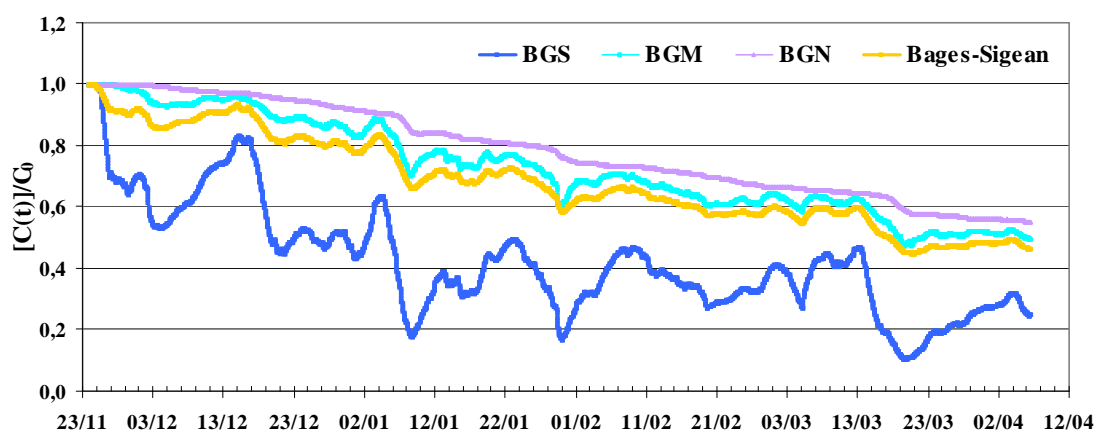


Figure 5.13 : Evolution temporelle de la concentration moyenne, dans chacun des sous-bassins et pour la lagune dans sa globalité, d'une substance initialement introduite dans le milieu avec une concentration de 1 unité/l.

Le temps de résidence des eaux dans le bassin sud est d'environ 44 jours alors qu'il est supérieur à quatre mois dans les bassins médian et nord.

A titre de comparaison, le temps de résidence dans le bassin d'Arcachon, en conditions hivernales (sans prendre en compte le débit des rivières) est de 58 jours (Plus *et al.*, 2006) pour un volume oscillant⁵ de 384 Mm³ pour un coefficient de marée moyen (Coef. 70). Dans le bassin de Marenne Oléron, dont le volume oscillant est de 610 Mm³ pour un coefficient de marée moyen, le temps de résidence est de l'ordre d'une dizaine de jours (Stanisière *et al.*, 2006). Ainsi, en comparaison avec le bassin d'Arcachon, le bassin sud de la lagune de Bages-Sigean (bassin non confiné au regard du fonctionnement des écosystèmes lagunaires) présente des temps de résidence du même ordre de grandeur alors que son volume caractéristique est 20 fois plus faible.

A l'échelle des trois sous-bassins, l'impact de l'enlèvement des anciennes piles du pont n'est pas visible. La simulation 2 (avec une section d'échange de 89 m²) aboutit au même temps de résidence pour les bassins sud : le premier passage de la concentration moyenne en dessous de la valeur seuil a lieu le 6 janvier 2006 à 13h00 et le dernier passage a lieu le 14 mars 2006 à 1h00. Une différence si peu marquée entre les deux simulations n'est pas significative d'un impact de l'aménagement testé.

⁵ Le volume oscillant correspond à la masse d'eau qui se déplace alternativement de l'amont vers l'aval du bassin sous l'action de la marée. Il est calculé comme la différence entre le volume maximal du bassin à pleine mer et le volume du bassin à basse mer.

7.4.4. Temps de résidence local

Il est également possible de définir le temps de résidence local, à l'échelle d'une maille de la grille de calcul du modèle. De même que pour un sous-bassin donné, le temps de résidence local est le temps nécessaire pour que la concentration de la substance dissoute dans une maille donnée soit inférieure au seuil de 0,36 unité/l.

La Figure 5.14a permet alors de préciser que le temps de résidence de 44 jours des eaux des bassins sud est effectivement une moyenne entre les 20 jours nécessaires pour « épurer » l'extrême sud du bassin de Sigean et les 60 jours nécessaires pour « assainir » la zone au voisinage de Port-Mahon.

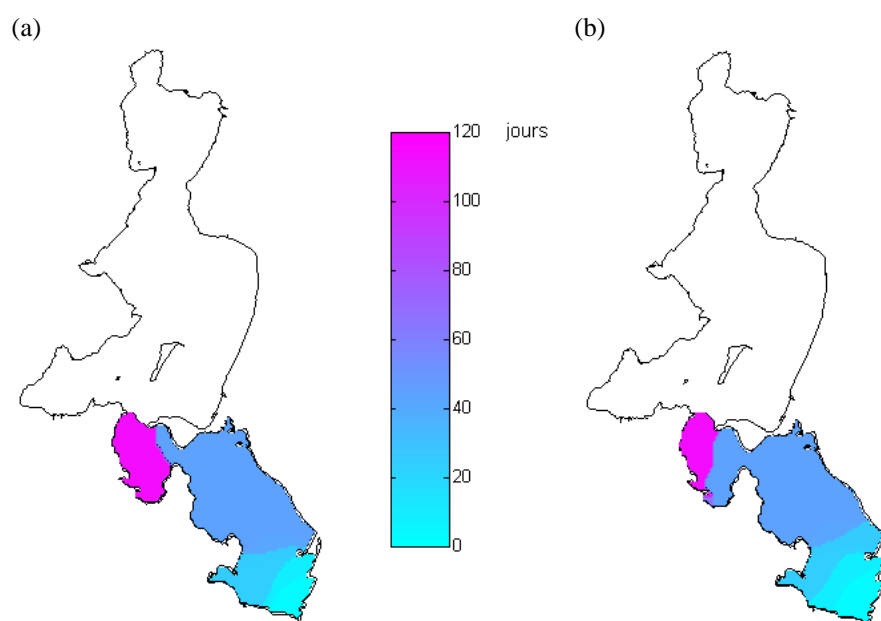


Figure 5.14 : Temps de résidence local, calculé en chaque maille de la grille de calcul du modèle. (a) : résultats des simulations avec une section échange de 51 m². (b) : résultats des simulations avec une section échange de 89 m².

Ce temps de résidence local met en évidence, une fois encore, le rôle de la marche bathymétrique, à l'ouest de l'île de l'Aute, sur la limitation des échanges entre les bassins situés au sud de cette frontière et ceux situés au nord.

Eu outre, ce temps de résidence local fait également apparaître l'impact de l'enlèvement des piles du pont SNCF. Le temps de résidence des eaux dans le bassin situé entre la rive ouest de la lagune et l'île de l'Aute est significativement diminué. De même, dans le bassin de Sigean, l'étendue des zones pour lesquelles le temps de résidence est inférieur à 40 jours est passée de 9% pour la simulation avec les piles de pont, à 11% pour la simulation sans les piles de pont.

Par ailleurs, mais sans toutefois que ce paramètre puisse être considéré comme un temps de résidence, on peut également s'intéresser à la répartition des temps locaux nécessaires pour évacuer la moitié de la concentration initiale (Figure 5.15).

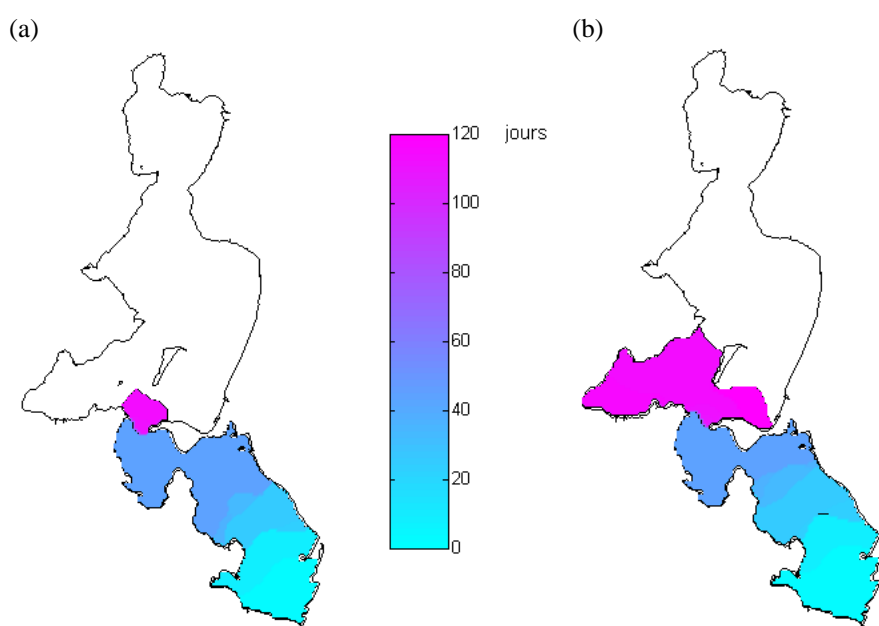


Figure 5.15 : Temps local nécessaire pour évacuer 50 % de la concentration initiale, calculé en chaque maille de la grille de calcul du modèle. (a) : résultats des simulations avec une section échange de 51 m². (b) : résultats des simulations avec une section échange de 89 m².

L'impact de l'aménagement du grau est alors plus net. En présence des piles du pont SNCF, la moitié de la concentration initiale a pu être évacuée, en quatre mois de simulation, sur seulement 35 % de la superficie de la lagune (Figure 5.15a). L'aménagement sur le grau fait que, sur la même période, la concentration initiale a diminué en deçà de 0,5 unité/l sur plus de 47 % de la superficie de la lagune. C'est principalement l'Anse de Peyriac qui bénéficie de cette « épuration » des eaux (Figure 5.15b).

Il est vraisemblable que cet impact de l'aménagement du grau apparaisse également, à plus long terme, sur le temps de résidence des eaux dans les bassins situés au nord de l'île de l'Aute. Ainsi, c'est sur des échelles de temps plus longues que l'influence de l'enlèvement des anciennes piles du pont SNCF devrait se faire sentir de façon significative.

7.5. Conclusions et perspectives

Ce travail, dont l'objectif était similaire à celui réalisé en 2003 afin de tester l'enlèvement partiel du barrage à vannes sur le renouvellement des masses d'eau dans la lagune est cependant complémentaire dans la méthodologie employée. Les conclusions sont identiques à celles obtenues dans l'étude précédente : L'enlèvement des piles du pont SNCF participerait à l'augmentation des flux instantanés entrants et sortants de la lagune. L'état d'équilibre entre les niveaux d'eau dans la lagune et en mer serait atteint avec quelques heures d'avance, sans que les hauteurs d'eau dans la lagune soient significativement plus importantes lors des événements pluvieux.

En complément à la notion de temps de renouvellement, le temps de résidence utilisé dans cette étude a permis de prendre en compte l'histoire des masses d'eau. Cette étude a confirmé, si besoin était, le confinement des bassins situés au nord de l'île de l'Aute mais a également permis de caractériser le fonctionnement des échanges entre les différents sous-bassins. La succession de phases de remplissage de la lagune qui engendrent des dilutions importantes puis des phases de vidange qui favorisent l'exportation de matière vers la mer est à la base de l'épuration du système. Cependant les temps caractéristiques de ces phénomènes sont relativement longs au regard du gain engendré par la suppression des ouvrages qui tendent à limiter les échanges. C'est donc dans la durée que s'inscrit l'impact réellement bénéfique de ces aménagements.

Du point de vue des outils numériques et de l'instrumentation développés sur ce site, il conviendra dans un premier temps de fiabiliser la méthode d'estimation des débits afin de pouvoir, par la suite, finaliser la paramétrisation des processus d'échanges des masses entre la lagune et la mer au sein du modèle hydrodynamique.

8. Conclusions

Les suivis de l'état vis-à-vis de l'eutrophisation de la colonne d'eau, réalisés durant l'été 2006, viennent confirmer les résultats du diagnostic complet et des suivis annuel et estival de 2005. En effet, pour la première fois depuis la mise en place de ce suivi, la colonne d'eau de la lagune de Bages-Sigean est en bon état, voire très bon état (pour les bassins médian) vis-à-vis de l'eutrophisation. Ces résultats plus qu'encourageants sont le fruit d'efforts concertés des gestionnaires du milieu et des communes du tour d'étang qui ont entrepris des travaux de mise aux normes sur leur station d'épuration (Narbonne en juin 2003, suivi par Port-La-Nouvelle en mars 2005).

Toutefois, ces bon et très bon états vis-à-vis de l'eutrophisation des bassins situés au nord de l'île de l'Aute, ont très probablement été favorisés par des conditions

environnementales particulières. La fermeture du canal de la Robine durant les mois de février et de mars a limité les apports en azote et phosphore dans ce secteur confiné de la lagune.

Les suivis des bassins sud mettent en évidence la sensibilité de ce secteur aux apports de la station d'épuration de Sigean. En outre, si la fermeture du Canelou a vraisemblablement eu un effet bénéfique sur les bassins nord et médian, l'augmentation, que cette fermeture a engendré, des apports par la Robine dans la partie sud de la lagune, n'est pas sans effet sur la qualité des eaux de ces bassins. Rappelons que durant les printemps 2002 et 2003, le Canélou avait été fermé dans une optique de limitation des apports de matières eutrophisantes dans les bassins nord. Les suivis de la colonne d'eau des bassins sud, réalisés dans le cadre du RSL (Ifremer, 2004) avaient alors mis en évidence une dégradation de la qualité des eaux vis-à-vis de l'eutrophisation.

La gestion des ouvertures / fermetures éventuelles du Canélou et l'impact de cette gestion sur la qualité des eaux de la lagune de Bages-Sigean dans sa globalité peut alors se poser en ces termes : Que pourrait être une gestion optimisée des apports par la Robine ?

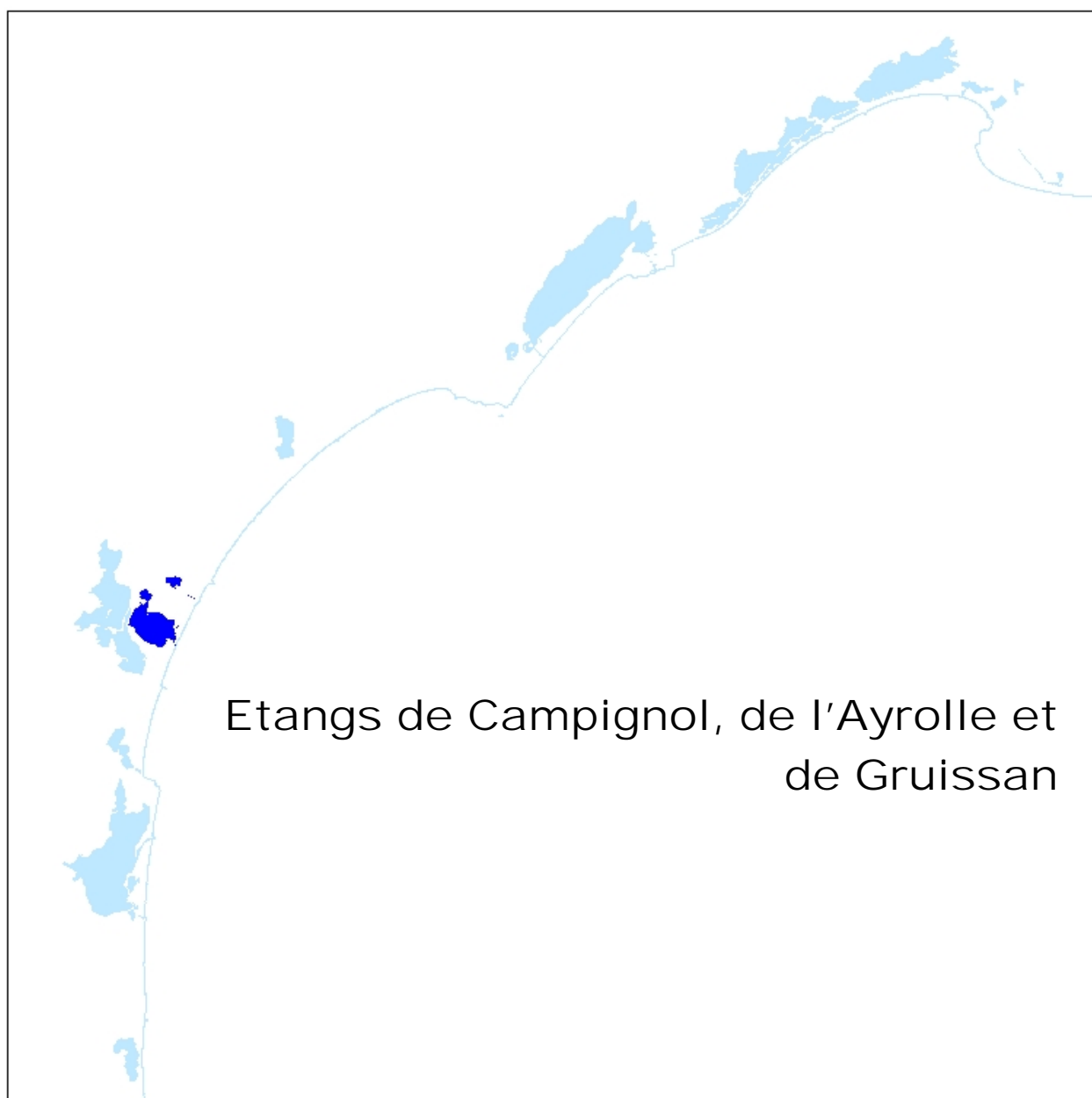
Toutefois, cette gestion optimisée de la Robine, si elle existe, doit être considérée comme une action complémentaire à une démarche bien plus fondamentale qui est de poursuivre les efforts sur le bassin versant relatifs à la réduction des apports en matière eutrophisante.

La reprise d'une activité de pêche de coquillages sur l'étang de Bages-Sigean est un des objectifs du contrat d'étang. Dans cette optique, une étude sanitaire a débuté sur le secteur sud de la lagune en vue de son classement pour les coquillages du groupe 2.

9. Références bibliographiques

- Cepralmar, 2003. Programme régional d'études des zones de pêche de coquillages en vue de leur classement sanitaire.
- 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.
- Ifremer, 1997. Lagune de Bages-Sigean. Bilan de la contamination des coquillages. 13p.
- Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.
- Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2002. Rapport RSL-03/2003, 488 p.
- Ifremer, 2004. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 424 p.
- Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 424 p.
- Ifremer, 2006. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2006. Rapport RSL-06/2006, 424 p.
- Ifremer, 2006b. Evaluation de la qualité des zones de production conchylicole. Départements : Pyrénées-Orientales et Aude. 69p.
- Ifremer, 2007. Etudes sanitaires des zones n°11.21 et 11.12 Sud. Rapport Intermédiaire. Résultats d'analyse de la période 01/01/2006 au 31/12/2006. 11p.
- Geyer W.R., Morris J.T., Pahl F.G., Jay D.A., 2000. Interaction between physical processes and ecosystem structure : A comparative approach, p.177-206 in J.E. Hobbie ed., Estuarine science: A synthetic approach to research and practice. Island Press.
- Meyer J., 2006. Etude du comportement hydrodynamique du grau de Port-La-Nouvelle. Rapport de stage Polytech-Montpellier, STE2. 38 p.
- Monsen N.E., Cloern J.E., Lucas L.V., Monismith S.G., 2002. A comment on the use of flushing time, residence time and age as transport time scales. *Limnol. Oceanogr.* 47, 1545-1553.

- Plus M., Maurer D., Stanisière J.Y., Dumas F., 2006. Caractérisation des composantes d'une lagune mésotidale, le bassin d'Arcachon. Rapport Scientifique et Technique RST/LER/AR/06.007. 54 p. Contribution au Chantier Littoral Atlantique du PNEC.
- Roucher B., 2005. Mise en place, étalonnage et collecte des données de courantomètres à effet Doppler dans le grau de Port-La-Nouvelle. Rapport de stage de Bachelor. Institut National des Sciences et Techniques de la Mer. 40 p.
- Stanisière J.Y., Dumas F., Plus M., Maurer D., Robert S., 2006. Caractérisation des composantes hydrodynamiques d'un système côtier semi-fermé, le bassin de Marennes-Oléron. DOP/LER.LER/PC/06.1059. 112 p. Contribution au Chantier Littoral Atlantique du PNEC.



1. INTRODUCTION.....	143
2. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU	147
2.1. GRILLES DE L'EAU.....	147
2.1.1. Campignol.....	147
2.1.2. Ayrolle.....	148
2.1.3. Gruissan.....	149
2.2. GRILLES DU PHYTOPLANCTON.....	150
2.2.1. Campignol.....	150
2.2.2. Ayrolle.....	151
2.2.3. Gruissan.....	151
2.3. EVOLUTION PLURIANNUELLE	152
2.3.1. Campignol.....	152
2.3.2. Ayrolle.....	154
2.3.3. Gruissan.....	155
3. AUTRES RESEAUX	157
3.1. RESEAU MICROBIOLOGIQUE (REMI)	157
3.1.1. Classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage, programme de suivi REMI et situation de la production	157
3.1.2. Bilan du suivi REMI en 2006	160
3.1.3. Evaluation de la qualité microbiologique des zones de production conchylicole 162	
3.2. RESEAU PHYTOPLANCTON (REPHY)	165
4. CONCLUSIONS	166
5. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	168

1. Introduction

Les lagunes de Campagnol, Ayrolle et Gruissan, de même que les étangs de Bages-Sigean et de Vendres se situent sur le périmètre du SAGE de la Basse Vallée de l'Aude. En outre, bien que ne faisant pas partie du Parc Naturel Régional de la Narbonnaise, ces trois étangs sont inclus dans le Contrat des étangs du Narbonnais, signé en avril 2005.

L'amélioration de l'état vis-à-vis de l'eutrophisation de l'étang de Campagnol est une des priorités du Contrat. En outre, un « Plan de gestion de l'étang de Campagnol et de ses marais périphériques » porté par le Syndicat Mixte du Delta de l'Aude est décliné en trois phases :

- connaître le fonctionnement hydraulique sur l'ensemble de cette zone afin de définir un programme des travaux à réaliser. L'objectif de ces travaux étant d'améliorer les échanges hydrauliques entre les différentes entités qui constituent le système « étang de Campagnol et ses marais périphériques »
- proposer, pour chacune de ces entités, un cahier des charges de gestion de l'eau et des niveaux d'eau. L'objectif de cette gestion sera d'adapter les débits sur chaque ouvrage à l'équilibre optimal du milieu naturel.
- mettre en place un suivi qui permettra d'estimer l'impact des travaux sur la restauration des milieux.

En particulier, un des objectifs de la seconde phase, sur l'étang de Campagnol, est la définition d'actions visant à réduire le cascaïl.

Le diagnostic complet réalisé sur ces trois lagunes en 2005 ainsi que la comparaison avec le diagnostic complet réalisé en 1999 a permis de mettre en évidence une dégradation du compartiment sédimentaire de l'étang de Campagnol du fait du stockage de phosphore dans les sédiments. En revanche, une reprise des végétaux marins a également été diagnostiquée sur cet étang. Par ailleurs, la dégradation de l'herbier dans l'étang de l'Ayrolle, accompagnée dans certains secteurs d'une prolifération d'algues vertes opportunistes n'a toujours pas trouvé d'explication. Enfin, un état relativement stable, entre 1999 et 2005, pour les différents compartiments a été observé pour la lagune de Gruissan.

En 2006, seuls les suivis estivaux de la colonne d'eau et du compartiment phytoplanctonique ont été réalisés sur ces lagunes.

Le présent rapport présente également les résultats des deux réseaux de suivi de la qualité des coquillages opérés par l'Ifremer sur les étangs de l'Ayrolle et de Gruissan :

- Le réseau de contrôle microbiologique (REMI), mis en place en octobre 2004, a apporté les premiers éléments de réponse quant à la qualité des zones

de production de moules et de palourdes dans ces deux lagunes. Une année de suivis est encore nécessaire pour proposer un classement de ces zones de production.

- le réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines (REPHY) débuté en 2006.



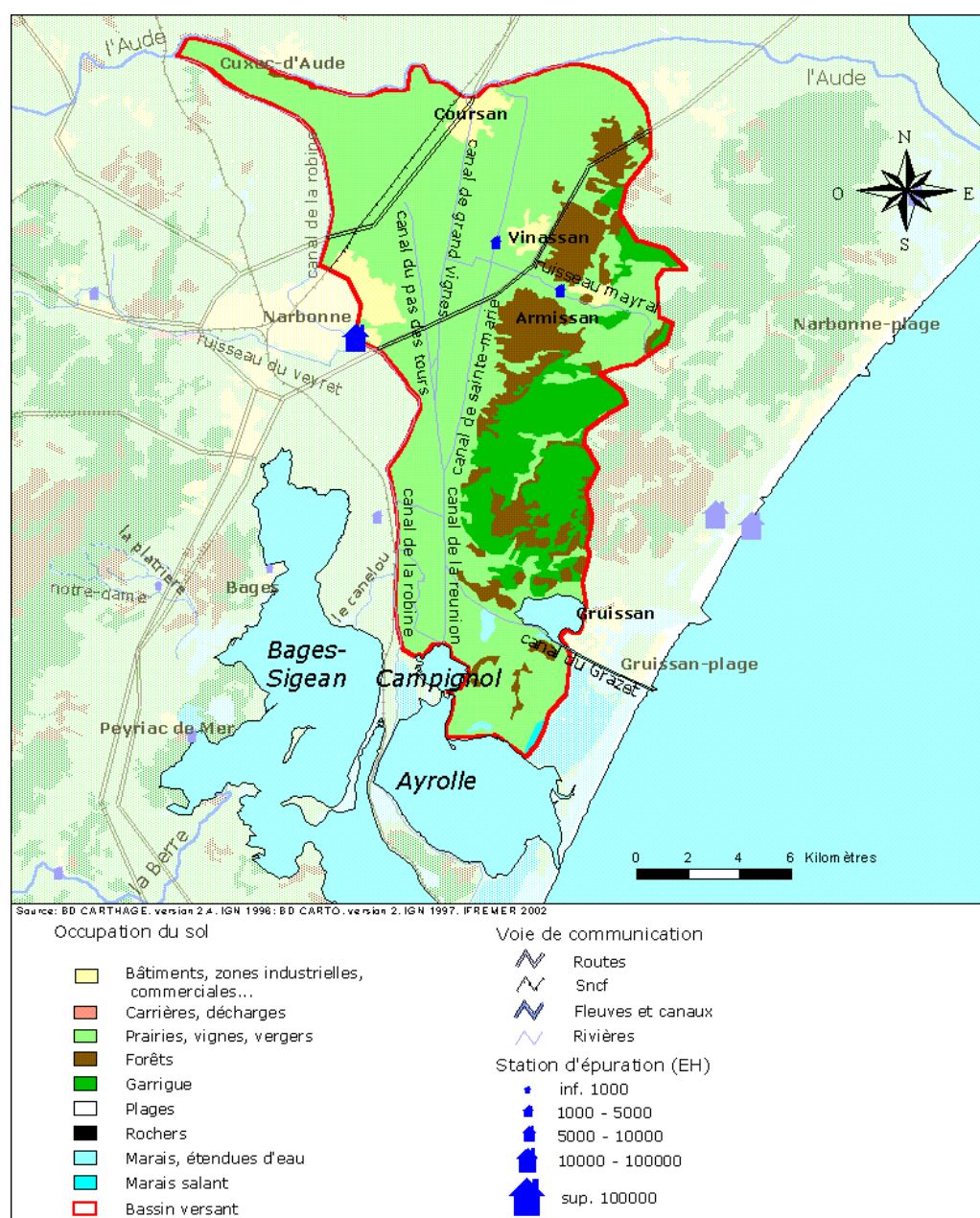


Figure 6.1 : Présentation des lagunes de Campagnol, de l'Ayrolle et de Gruissan et de leurs bassins versants.

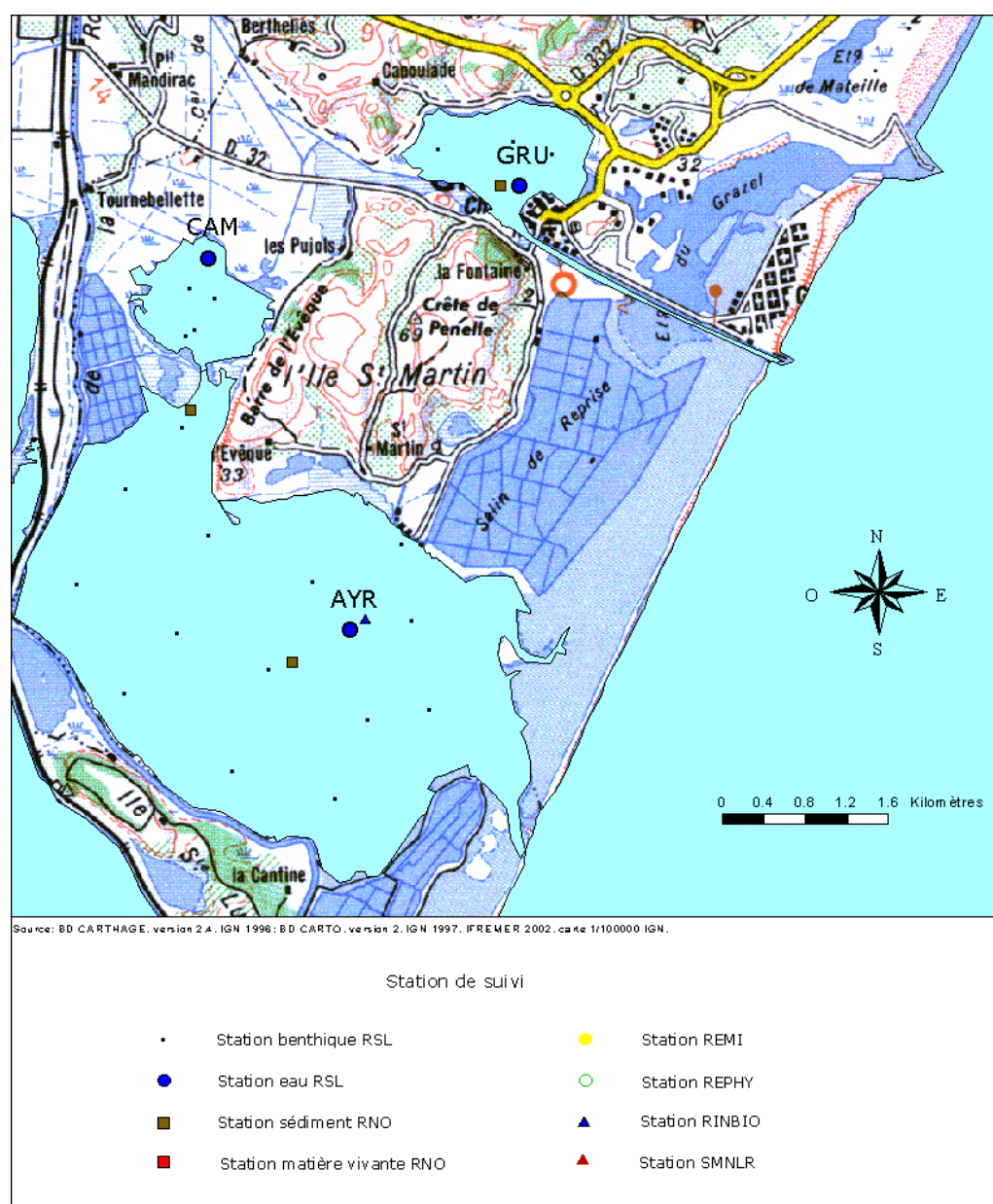


Figure 6.2 : Localisation des stations de prélèvements du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur les étangs de Campagnol, Ayrolle et Gruissan.

2. Diagnostic de la colonne d'eau

2.1. Grilles de l'eau

2.1.1. Campagnol

Cette année encore, l'étang de Campagnol est diagnostiqué en mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. En début d'été, les apports en sels nutritifs par le canal de la Réunion favorisent une production primaire excessive avec des concentrations en chlorophylle a et phéopigments maximales (Tableau 6.1). La production primaire est cependant limitée et les nitrates et nitrites s'accumulent dans la colonne d'eau. C'est au mois de juillet que les plus fortes concentrations en nitrates, nitrites et ammonium sont enregistrées dans la colonne d'eau. Associées à une forte dessalure ($S = 0,2$), elles sont la conséquence d'apports d'eau douce importants, et d'une production primaire encore importante mais toujours limitée par d'autres facteurs que la disponibilité en sels nutritifs.

Tableau 6.1 : Grille de lecture de l'eau de l'étang de Campagnol pour l'été 2006.

CAM			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	52
TUR	(NTU)	0		5		10		25	27	40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1	1,4	1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	54
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75		1	10,7
NITRA	(μM)	0		1		3		5		10	28
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	16
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	22
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	25
NT	(μM)	0	49	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	7,19

Au mois d'août, la salinité est exceptionnellement élevée ($S = 22,4$). Depuis le début du suivi, la salinité enregistrée dans l'étang de Campagnol n'avait jamais dépassé 10. L'évaporation, liée aux fortes chaleurs persistantes du mois de juillet, a certainement contribué à cette augmentation de salinité, mais n'en est vraisemblablement pas la seule cause. Il est probable que les apports par le canal de la Réunion ont été moins importants. La grille de lecture de l'eau affiche

d'ailleurs un état moyen vis-à-vis de l'eutrophisation toujours lié à un excès de sels d'azote dans la colonne d'eau. Les concentrations en chlorophylle a, en revanche, sont inférieures au seuil « Très Bon – Bon ». La chute rapide et marquée des températures survenue au début du mois d'août (perte de 10° en 15 jours) pourrait expliquer un éventuel effondrement de la biomasse phytoplanctonique.

Notons en outre, que comme en 2005 (ifremer, 2006), les observations terrain faites en 2006 lors des prélèvements d'eau, ont mis en évidence une succession d'espèces de macrophytes durant l'été : des espèces d'eau douce (potamo et *ceratophyllum* en juillet) ont succédé aux herbiers à *Ruppia*, mieux adaptés aux salinités plus élevées (S = 11,3) mesurées en juin. Cela confirme le fait désormais bien connu que les fortes variations de salinité que subit cet étang font qu'aucune espèce de macrophytes ne peut s'établir durablement dans cet écosystème.

2.1.2. Ayrolle

La grille estivale de la lagune de l'Ayrolle affiche un très bon état de la colonne d'eau vis-à-vis de l'eutrophisation. La légère sous-saturation en oxygène enregistrée au mois de juillet peut être expliquée par le fait que le prélèvement a été fait en tout début de matinée (respiration des macrophytes). L'ensemble des autres paramètres a présenté, durant tout l'été, des valeurs stables et bien inférieures au seuil « Très Bon-Bon ». Ce très bon état vient confirmer les résultats obtenus pour la colonne d'eau en 2005.

Tableau 6.2 : Grille de lecture de l'eau de l'étang de l'Ayrolle pour l'été 2006.

AYR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20	27	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	3,9	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,17	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,7	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,05	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,19	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,61	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0	1,6	5		7		10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0	1,8	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	12	50		75		100		120	
PT	(μM)	0	0,70	0,75		1,5		2,5		4,5	

Le diagnostic complet réalisé en 2005 faisait apparaître une dégradation de la végétation aquatique sur cette lagune, avec en particulier une détérioration de l'herbier en de nombreux secteurs et une prolifération d'algues opportunistes sur les rives ouest. Lors des prélèvements d'eau de l'été 2006, les observations terrain faites sur la rive est (à la mise à l'eau au niveau des cabanes des pêcheurs) et dans la zone centrale de la lagune étaient très similaires à celles faites lors du diagnostic complet de l'année précédente, dans ces mêmes zones : d'une part des herbiers denses mais dégradés sur la rive est ; d'autre part, dans la zone centrale de l'étang, des herbiers moins denses et recouverts d'ulves (au mois de juin) ou côtoyant (au mois de juillet) des tapis de *Cladophora glomerata*, espèce opportuniste déjà signalée en 2005 (Ifremer, 2006). Cependant ces observations n'ont pas fourni d'informations sur les secteurs les plus dégradés situés à l'ouest de la lagune. Le diagnostic simplifié par les macrophytes prévu durant l'été 2007 permettra de vérifier, deux ans après, dans quelle mesure la répartition de la communauté des macrophytes a évolué et si les herbiers ont recolonisé ou non le milieu.

2.1.3. Gruissan

En 2006, la synthèse des trois grilles estivales confère à la colonne d'eau de la lagune de Gruissan, un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation. Ce bon état, associé à un relatif excès de sels nutritifs dans la colonne d'eau, se retrouve pour les trois mois d'été.

Au mois de juin ($S = 26,1$), ce sont les concentrations en nitrates, nitrites et phosphore total qui sont responsables de ce déclassement. Des excès d'ammonium et de phosphore total sont mesurés en juillet, dans des eaux bien marinisées ($S = 37,2$). En août, la salinité est élevée ($S = 39,1$) et les concentrations en sels d'azote, inférieures aux seuils « Très Bon – Bon ». Les flux de phosphate d'origine endogène (relargage par le sédiment) engendrent des concentrations en phosphate et par conséquent en phosphore total qui confèrent à la colonne d'eau de la lagune de Gruissan, un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation.

Les concentrations en chlorophylle a et phéopigments sont restées faibles durant tout l'été.

Un tel diagnostic suggère, comme pour l'étang de Campagnol, que les apports d'eau douce ont été de moindre importance au mois d'août.

Tableau 6.3 : Grille de lecture de l'eau de l'étang de Gruissan pour l'été 2006.

GRU			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0	20	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5	6,5	10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,33	1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2	3,1	6		10		20	
NITRI	(μM)	0		0,3	0,46	0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0		1	1,9	3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	2,2	3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0	4,2	5		7		10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0	4,9	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	16	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75	1,35	1,5		2,5		4,5	

2.2. Grilles du phytoplancton

2.2.1. Campagnol

Le compartiment phytoplanctonique de la lagune de Campagnol affiche, pour l'été 2006, un état médiocre vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 6.4). Cet état est dû aux abondances de nanophytoplancton enregistrées dès le mois de juin et est cohérent avec les concentrations en chlorophylle a, également maximales en début d'été. Par suite, ces concentrations en nanophytoplancton diminuent de façon significative aux mois de juillet et août avec des valeurs qui restent cependant supérieures au seuil «Bon – Moyen». L'effondrement de la production primaire en fin d'été, suggéré par les faibles concentrations en chlorophylle a, n'est donc pas, en première analyse, confirmé par la grille du nanophytoplancton. Cet écart relatif entre les concentrations en chlorophylle a et les abondances en phytoplancton s'explique par le fait que, au mois d'août, le contenu cellulaire en chlorophylle a du nanophytoplancton est relativement faible.

Le picophytoplancton présente des fluctuations marquées durant l'été. Aux mois de juin et août les abondances en cellules de petite taille sont restées à des valeurs inférieures au seuil «Très bon – Bon». Un bloom de picophytoplancton, enregistré en milieu d'été lorsque les abondances en nanophytoplancton diminuent, confère un état moyen à cette classe de taille.

Tableau 6.4 : Diagnostic du phytoplancton dans l'étang de Campagnol pour l'été 2006.

CAM			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	20	50	92	100	500
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	2	5	10	20	50

2.2.2. Ayrolle

Le compartiment phytoplanctonique de la lagune de l'Ayrolle présente un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation. Les abondances de nanophytoplancton mesurées dans les prélèvements du mois de juin sont le paramètre déclassant de ces grilles estivales. Les concentrations en nanophytoplancton aux mois de juillet et août et les concentrations en picophytoplancton tout au long de l'été sont restées faibles, en cohérence avec les concentrations en chlorophylle a.

Tableau 6.5 : Diagnostic du phytoplancton dans l'étang de l'Ayrolle pour l'été 2006.

AYR			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	4,6	20	50	100	500
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	2	4,4	5	10	50

2.2.3. Gruissan

Le diagnostic du picophytoplancton sur la lagune de Gruissan est cohérent avec la grille de l'eau. Durant tout l'été les concentrations en cellule de petite taille sont restées inférieures au seuil « Très bon – Bon » (Tableau 6.6).

En revanche, les abondances en nanophytoplancton sont importantes au mois de juin et confère un état « médiocre » au compartiment phytoplanctonique. Toutefois, cet état médiocre du nanophytoplancton est à relativiser car la taille des cellules qui constituent ce bloom est inférieure à 6 µm ; la moitié de la population ayant une taille proche du seuil de 3 µm. Les deux mois suivants, les niveaux de concentration en nanophytoplancton varient fortement affichant un très bon état en juillet puis un état moyen au mois d'août. Outre, les effets de

seuil dus à la taille relativement petite des cellules de nanophytoplancton, le contenu en chlorophylle a de ces cellules est relativement faible. Les fortes variations d'abondance ne se répercutent donc pas sur les concentrations en chlorophylle a qui sont restées stables et faibles durant tout l'été.

Tableau 6.6 : Diagnostic du phytoplancton dans l'étang de Gruissan pour l'été 2006.

GRU			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	11,9	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10	46	50	

2.3. Evolution pluriannuelle

2.3.1. Campagnol

Depuis le début du suivi, l'étang de Campagnol est en mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 6.7). Il est un fait maintenant connu sur cette lagune, que la production primaire est limitée par d'autres facteurs que la disponibilité en sels nutritifs. En revanche, un fait nouveau ces dernières années est que les macrophytes colonisent partiellement le milieu. En effet, le dernier diagnostic complet (Ifremer, 2006) concluait à un gain de 2 classes de qualité, entre 1999 et 2005, du compartiment « macrophytes » du fait d'une augmentation marquée du taux de recouvrement moyen (95% en 2005 contre 26% en 1999) et de la présence d'espèce climax (herbiers à *Ruppia*) aux quatre stations, contre une absence totale en 1999. Cette année encore il semblerait que les apports excessifs en sels nutritifs ont été, en partie, assimilés par les successions de macrophytes qui ont pu se développer durant l'été.

Cette augmentation de biomasse des macro-végétaux dans l'étang a d'ailleurs des répercussions marquées sur les concentrations en azote total dans la colonne d'eau qui, depuis 2004, affichent des valeurs moins élevées que les années précédentes (Figure 6.3). L'impact sur les concentrations en phosphore total est moins net du fait i) : de la présence d'une source interne en phosphore (relargage des phosphates par le sédiment) ; ii) : le besoin en phosphore des macrophytes est moindre qu'en azote (le rapport N/P est en moyenne de 30 pour les macro-végétaux, contre 16 pour le phytoplancton).

Tableau 6.7 : Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton dans l'étang de Campagnol.

		Campagnol										
		1996	1997*	1998	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Oxygène dissous (écart saturation)												
Turbidité												
Phosphates												
Azote inorganique dissous												
Nitrites												
Nitrates												
Ammonium												
Chlorophylle a												
Chlorophylle a + phéopigments												
Azote total												
Phosphore total												
ETAT COLONNED'EAU												
Picophytoplancton (< 3 µm)												
Nanophytoplancton (> 3 µm)												
ETAT PHYTOPLANKTON												

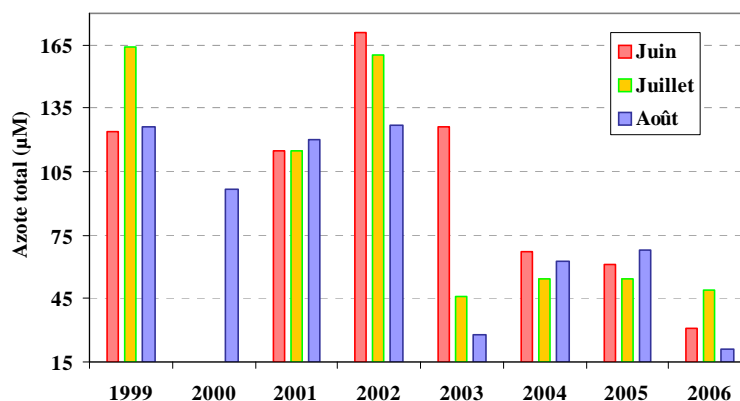
Légende :  Très bon  Bon  Moyen  Médiocre  Mauvais

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

Outre les apports excessifs en nutriments, la gestion des prises d'eau sur l'Aude pour alimenter les terrains agricoles de la Basse plaine de l'Aude induit, au printemps et en été, des variations importantes de salinité qui ont des répercussions fortes sur le compartiment biologique de l'étang de Campagnol. Celles-ci constituent vraisemblablement un facteur limitant à la production primaire et sont à l'origine des successions d'espèces de macrophytes sans qu'aucune d'elles ne puisse s'implanter durablement.

Ainsi, les suivis qui devront être mis en place dans le cadre du plan de gestion des zones humides de l'étang de Campagnol pour suivre l'impact de la gestion des canaux sur la qualité du milieu devront concerner la salinité, les concentrations en azote et phosphore total mais également la végétation aquatique dans l'étang. Le diagnostic simplifié par les macrophytes qui sera réalisé au cours de l'été 2007 sur l'ensemble des étangs du Gruissanais, pourra participer à cette démarche.

Figure 6.3 : Evolution de la concentration en azote total dans l'eau de l'étang de Campagnol durant les trois mois d'été, de 1999 à 2006.



2.3.2. Ayrolle

La qualité des eaux de l'étang de l'Ayrolle est en règle générale « Très bonne ». Aucun signe d'eutrophisation n'est mis à jour dans la colonne d'eau et les « très bons » états de ces deux dernières années confirment que les « bons » états des années précédentes n'étaient pas un signe d'enrichissement du milieu.

Toutefois, le point de suivi de la colonne d'eau est central et ne permet pas de mettre en évidence l'impact éventuel de l'alimentation en eau par l'étang de Campagnol. Un second point de suivi de la colonne d'eau sera donc positionné, dès l'été 2007, au nord de l'étang de l'Ayrolle, à proximité de la communication entre les deux lagunes, afin de vérifier si l'étang de Campagnol joue réellement un rôle épurateur ou si, à l'inverse, le secteur nord de l'Ayrolle montre une sensibilité aux apports en provenance de Campagnol, non encore observée plus en aval.

Tableau 6.8 : Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton dans l'étang de l'Ayrolle.

		Ayrolle										
		1996	1997*	1998	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006
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												
Picophytoplancton (< 3 µm)												
Nanophytoplancton (> 3 µm)												
ETAT PHYTOPLANKTON												

Légende : Très bon Bon Moyen Médiocre Mauvais

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

2.3.3. Gruissan

L'analyse de la grille pluriannuelle ne met à jour aucune tendance dans l'évolution, sur les dix dernières années, de l'état vis-à-vis de l'eutrophisation de la colonne d'eau de la lagune de Gruissan. Les résultats de l'année 2006 confirment une fois encore, la forte réactivité de cet écosystème aux apports d'eau douce chargée en nutriments ainsi que l'importance de la période à laquelle ces apports se font. Cette année encore, et de même qu'en 2003 et 2005, les apports ont été relativement limités au mois d'août. Les conséquences sur la qualité des eaux de l'étang de Gruissan sont directement observables, avec pour ces trois années, un bon état de la colonne d'eau vis-à-vis de l'eutrophisation.

Suite à l'eutrophisation ponctuelle observée en 2001, le compartiment phytoplancton de la lagune de Gruissan est resté dégradé durant trois années

avant d'afficher, l'année dernière, un très bon état vis-à-vis de l'eutrophisation. L'état médiocre du nanophytoplancton observé cette année, est à relativiser car lié à la taille, proche du seuil de 3 µm, des cellules de nanophytoplancton.

Tableau 6.9 : Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton dans l'étang de Gruissan.

		Gruissan										
		1996	1997*	1998	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006
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												
Picophytoplancton (<3 µm)												
Nanophytoplancton (> 3 µm)												
ETAT PHYTOPLANKTON												

Légende :  Très bon  Bon  Moyen  Médiocre  Mauvais

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

3. Autres réseaux

3.1. Réseau Microbiologique (REMI)

3.1.1. Classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage, programme de suivi REMI et situation de la production

Les étangs du Narbonnais sont découpés en plusieurs zones de pêche et d'élevage dont les délimitations géographiques et les classements sanitaires sont présentés, pour chaque groupe de coquillage, sur les figures 6.4, 6.5 et 6.6. Les classements sont fixés par l'arrêté préfectoral n°2003-0989 du 23/04/2003 « portant

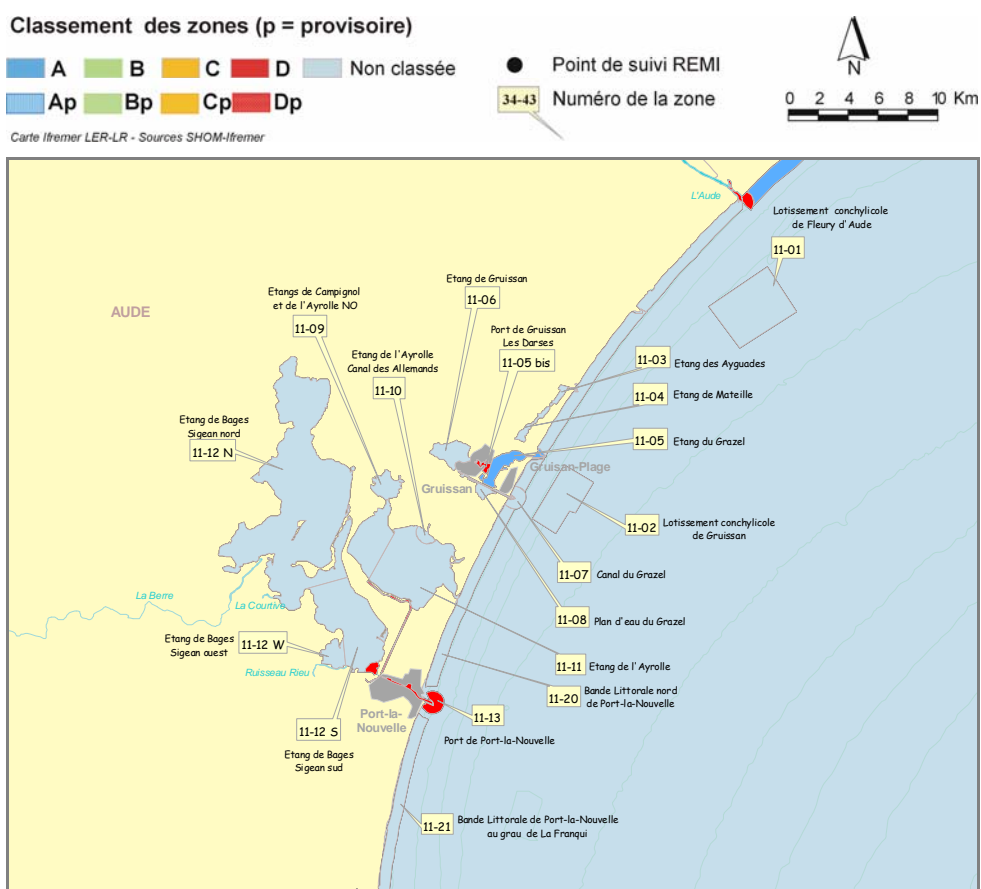


Figure 6.4 : Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 1 dans l'Aude, du grau de La Franqui à l'embouchure de l'Aude.

classement de salubrité des zones de production et des zones de reparcage des coquillages vivants sur le littoral du département de l'Aude ». Ils s'appuient sur les résultats des études menées en 2000 et 2001, dans le cadre du « Programme régional d'études des zones de pêche de coquillages en vue de leur classement sanitaire » coordonné par le Cépralmar.

Exceptée la lagune du Grazel, les zones de pêche des étangs du Narbonnais ne sont pas classées pour les coquillages du groupe 1 (gastéropodes, échinodermes et tuniciers), en raison de l'absence d'exploitation de ce groupe. En conséquence, ces espèces de coquillage ne sont pas suivies dans le cadre du REMI.

Tableau 6.10: Périodes d'interdiction temporaire de pêche de palourdes dans les zones de pêche du narbonnais en 2006 définies par la DIDAM 66 -11.

N° Zone	Nom de la zone	Période d'interdiction	N° arrêté
11.05	Etang du Grazel	Du 01/01/06 au 01/03/06	2006/900 du 4 août 2006
11.06	Etang de Gruissan	Du 01/10/05 au 01/03/06 Du 01/11/06 au 01/03/07	2005/438 du 15 juin 2005 2006/900 du 4 août 2006
11.11	Etang de l'Ayrolle	Du 01/08/06 au 01/11/06	2006/900 du 4 août 2006

La zone centrale de la lagune de l'Ayrolle, les lagunes de Gruissan et du Grazel sont classées en B pour le groupe 2 (filtreurs fouisseurs). Ce classement permet la récolte des coquillages et leur mise sur le marché pour la consommation humaine après avoir subi un traitement dans un centre de purification. La pêche de coquillage n'est pas autorisée dans le nord de la lagune de l'Ayrolle, classée C.

Afin de mieux gérer les stocks de gisements naturels de palourdes, la prud'homie de Gruissan délivre un nombre limité de licences de pêche et a recours à des fermetures saisonnières des zones, publiées chaque année par la DIDAM Pyrénées-Orientales et Aude (Tableau 6.10).

Les palourdes sont exploitées dans ces zones à pied ou en plongée, elles représentent annuellement une pêche estimée à 5 tonnes dans la lagune de l'Ayrolle et 7 tonnes dans les lagunes de Grazel et Gruissan (Cépralmar, 2004). La surveillance REMI est prévue pour ce groupe dans l'ensemble des zones du Narbonnais classées en B, pendant les périodes d'ouverture de la pêche. Des palourdes sont prélevées mensuellement dans le cadre du REMI (cf. points REMI sur la Figure 6.4) par la prud'homie de Gruissan dans les lagunes de l'Ayrolle, de Gruissan et du Grazel.

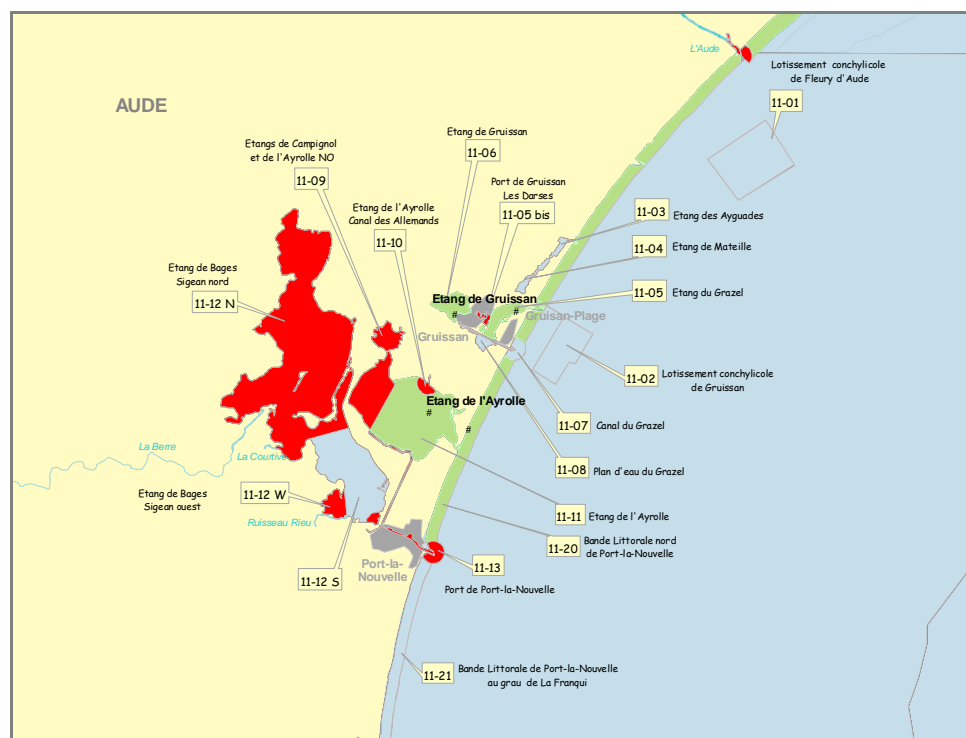


Figure 6.5 : Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 2 dans l'Aude, du grau de La Franqui à l'embouchure de l'Aude et localisation des points de suivi REMI.

La pêche et la commercialisation après purification des coquillages du groupe 3 (filtreurs non fouisseurs) est autorisée dans la zone centrale de la lagune de l'Ayrolle et dans le Grazel. Bien que l'activité de pêche de ce groupe de coquillage semble occasionnelle et peu significative dans ces zones (Cépralmar, 2005), la qualité microbiologique des coquillages du groupe 3 est suivie dans le cadre du REMI dans l'étang de l'Ayrolle, en raison de son potentiel de pêche. Des prélèvements de moules sont effectués mensuellement par la prud'homie de Gruissan au niveau du point localisé sur la Figure 6.6.

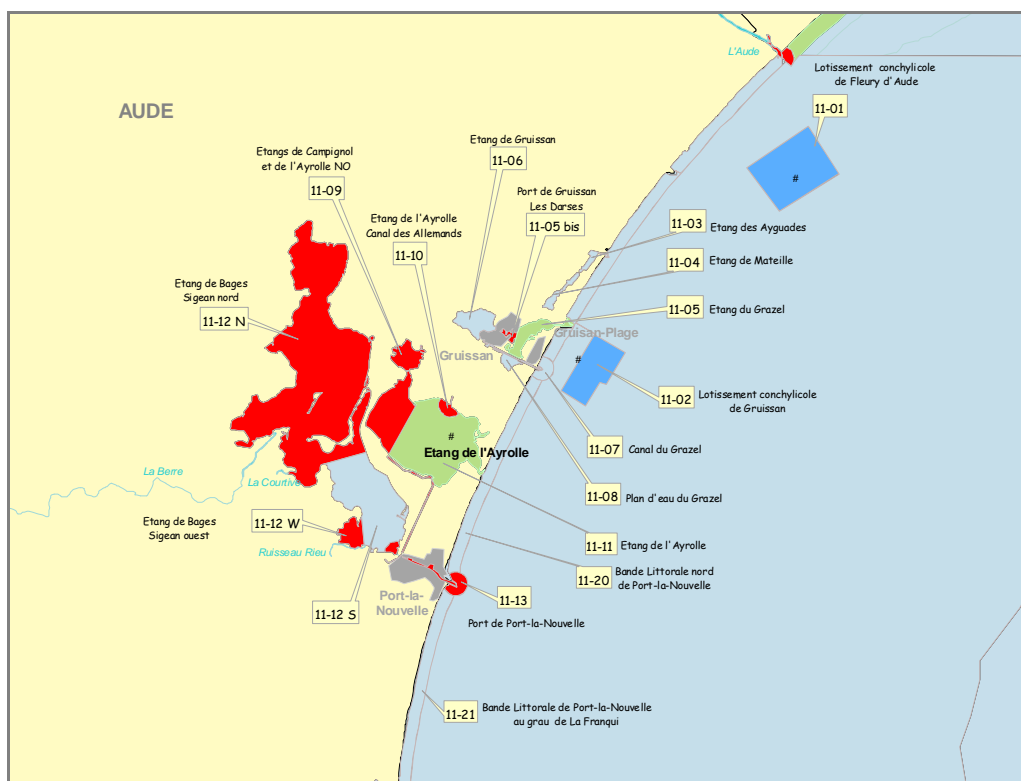


Figure 6.6 : Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 3 dans l'Aude, du grau de La Franqui à l'embouchure de l'Aude et localisation des points de suivi REMI.

3.1.2. Bilan du suivi REMI en 2006

Les objectifs et les principes techniques du réseau de contrôle REMI sont présentés en annexe 1.

Les données acquises en 2006, pour les zones de pêche de l'Ayrolle et de Gruissan suivies dans le cadre du REMI sont présentées sur les Figure 6.7 et Figure 6.8. Les données obtenues dans le cadre de la surveillance régulière sont représentées par un symbole rond, et les données liées à des prélèvements supplémentaires (dispositif d'alerte) par un symbole en étoile. Les symboles qui apparaissent encadrés permettent de visualiser les dates pour lesquelles la concentration en *E.coli* est concomitante à de fortes précipitations (cumul sur les deux jours précédant le prélèvement). Le terme "fortes précipitations" est utilisé lorsque les précipitations, cumulées sur les deux jours précédant le prélèvement

au niveau de la station de Narbonne, sont supérieures au quantile 90¹, estimé sur l'ensemble des données de pluviométrie de la période étudiée.

Les profils de contamination microbiologique d'origine fécale de la zone de pêche n°11.05 « Etang de Gruissan » sont globalement comparables à ceux de l'année 2005. La zone présente des niveaux relativement élevés de contamination, se maintenant en dessous du seuil de mise en alerte d'une zone B.

A l'instar de l'année 2005, les résultats acquis dans la zone de pêche n°11.11 « Etang de l'Ayrolle » sur les coquillages filtreurs fouisseurs et non fouisseurs, sont plus favorables aux non-fouisseurs (moules). Ces résultats corroborent ceux obtenus dans la lagune de Leucate en 2006, et témoignent des différences physiologiques de ces espèces dans les processus de contamination et décontamination, vis-à-vis de pollutions microbiologiques. Les palourdes de cette zone de pêche affichent des niveaux élevés de contamination. En mars, la qualité microbiologique de la zone a été significativement dégradée pendant plusieurs semaines, le niveau de contamination atteint 12 000 *E.coli*/100 g de CLI le 24/03/06. Cette pollution d'origine fécale du milieu a conduit l'Administration à prendre un Arrêté (n°2006-11-1145) le 24/03/2006 portant interdiction temporaire du ramassage, de la commercialisation et de la mise à la consommation humaine des palourdes en provenance de l'Ayrolle, levé le 11 avril 2006.

Contrairement à l'année dernière, la sensibilité des zones de pêche du Narbonnais aux événements pluvieux de forte intensité n'a pas pu être évaluée en 2006, en raison de la fermeture temporaire de la zone de Gruissan pour gestion de la ressource lors de la survenue en janvier de l'évènement pluvieux majeur de l'année, et de l'absence de prélèvement effectué par la prud'homie de Gruissan dans la zone de pêche de l'Ayrolle pendant cette période.

Pour pérenniser l'exploitation des zones de pêche des étangs Narbonnais, il est primordial d'agir sur les sources de pollution qui impactent ces zones, et donc d'identifier et de hiérarchiser préalablement l'ensemble des sources potentielles. Dans cette optique, des premières campagnes de mesures ont été mises en œuvre en février et septembre 2006 par le SMNLR² dans les canaux domaniaux de la Réunion et de Sainte Marie (Figure 6.1) suite à des événements pluvieux. Les résultats témoignent que ces canaux sont des vecteurs de flux de pollution lors d'évènements pluvieux de forte intensité. Ces investigations seront poursuivies par le SMNLR en 2007, en collaboration avec la DDAF de l'Aude.

¹ Le quantile 90 est la valeur pour laquelle 90% des données lui sont inférieures.

² Service Maritime et de Navigation du Languedoc-Roussillon



3.1.3. Evaluation de la qualité microbiologique des zones de production conchylicole

L'estimation de la qualité microbiologique d'une zone de production utilise les données acquises en surveillance régulière REMI sur une période de 3 années calendaires consécutives afin d'obtenir un nombre de résultats statistiquement suffisant pour prendre en compte les fluctuations interannuelles. L'interprétation se fait ensuite par rapport aux critères microbiologiques définis réglementairement. De façon transitoire, et dans l'attente d'instructions DPMA³-DGA⁴ spécifiques à ce sujet, la qualité microbiologique des zones de production est estimée dans ce rapport successivement suivant les seuils microbiologiques définis par l'arrêté du 21 mai 1999 et suivant les seuils microbiologiques définis par le règlement CE 854/2004 (cf. annexe 1).

Les Figure 6.7 et Figure 6.8 présentent l'ensemble des données acquises sur la période 2004-2005-2006 dans le cadre du REMI. La deuxième partie des figures résume sous forme d'un tableau la répartition des résultats bactériologiques obtenus sur les trois dernières années calendaires en surveillance régulière par tranche de valeurs en nombre et en pourcentage. La valeur maximale de contamination sur cette période est indiquée, ainsi que la moyenne géométrique des données de surveillance régulière. En dernière partie, pour la zone n°11.06, un graphe présente les données mensuelles de pluviométrie pour la station météorologique de Narbonne.

Les données acquises au cours de la période 2004-2005-2006 sont insuffisantes pour permettre une estimation fiable de la qualité microbiologique des zones de pêche n°11.11 « Etang de l'Ayrolle » et n°11.06 « Etang de Gruissan » en 2006. Ces évaluations pourront être réalisées l'année prochaine. Les résultats obtenus en surveillance régulière sur cette période sont cependant conformes aux seuils de la classe B pour les palourdes de l'étang de Gruissan et les moules de l'étang de l'Ayrolle, selon l'arrêté du 21 mai 1999 et le règlement CE 854/2004. Les niveaux de contamination enregistrés sur les palourdes de l'étang de l'Ayrolle, orientent la qualité estimée en C. En l'absence d'une amélioration de sa qualité en 2007 et 2008, la zone de pêche de l'Ayrolle est menacée par une évolution du classement en C.

³ Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture

⁴ Direction Générale de l'Alimentation



Zone 11.06 - groupe 2

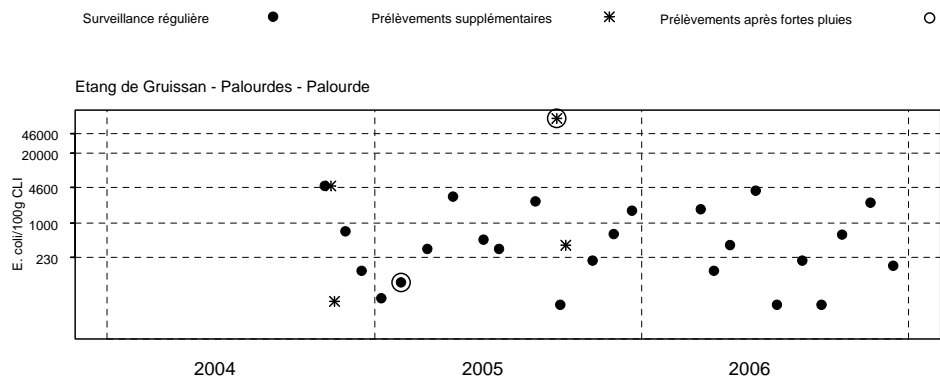


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2004-2006)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	24	10	7	6	1	0	0	0	4900	326
%		41.7	29.2	25	4.2	0	0	0		

ESTIMATION DE LA QUALITE BACTERIOLOGIQUE

Arrêté du 21 mai 1999 : B >>>> Fréquence : Mensuelle

Règlement CE 854/2004 : B

Qualité et Fréquence sont des propositions déduites directement des résultats.
Les prélèvements supplémentaires sont figurés sur le graphe mais ne sont pas pris en compte dans les résultats.

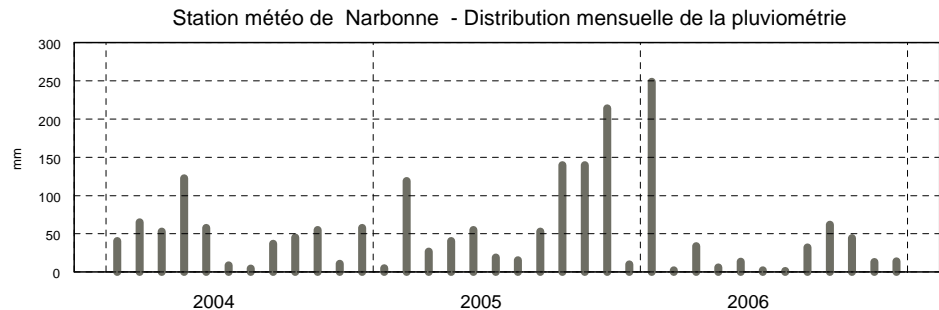


Figure 6.7: Résultats REMI acquis en surveillance régulière et en alerte au cours de la période 2004-2005-2006 sur la zone de pêche de l'étang de Gruissan n°11.06 pour le groupe 2, synthèse des résultats acquis en surveillance régulière et distribution mensuelle de la pluviométrie à la station de Narbonne (données Météo France).

Zone 11.11 - groupe 3

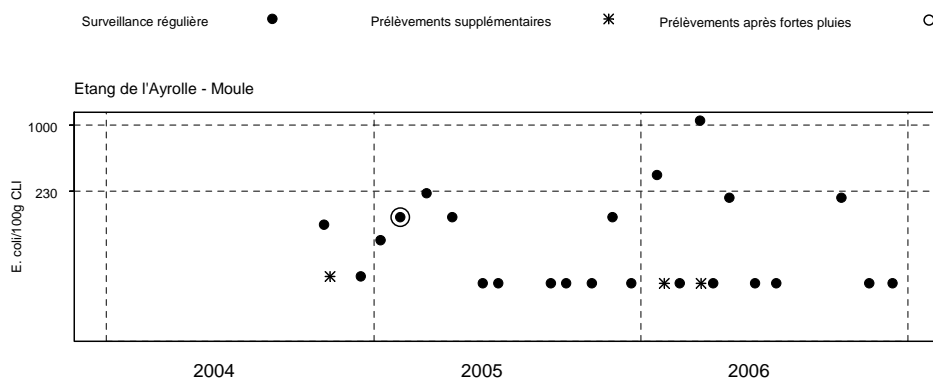


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2004-2006)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	23	21	1	1	0	0	0	0	1100	38
%		91.3	4.3	4.3	0	0	0	0		

Zone 11.11 - groupe 2

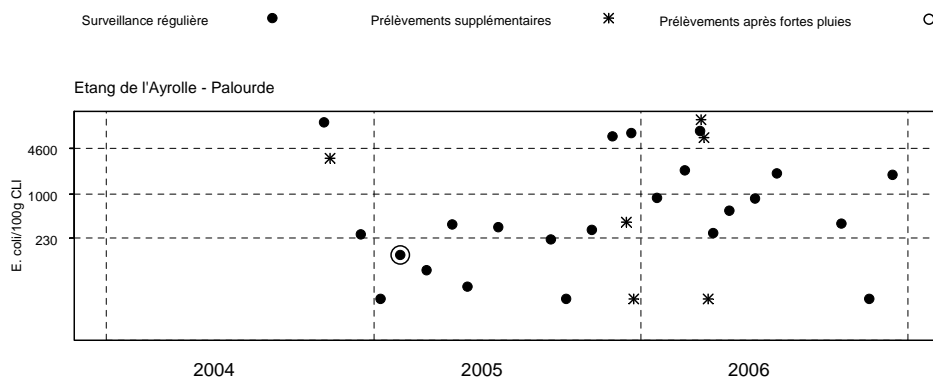


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2004-2006)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	23	7	9	3	4	0	0	0	11000	415
%		30.4	39.1	13	17.4	0	0	0		

Figure 6.8: Résultats REMI acquis en surveillance régulière et en alerte au cours de la période 2004-2005-2006 sur la zone de pêche de l'étang de l'Ayrolle n°11.11 pour les groupes 2 et 3, et synthèse des résultats acquis en surveillance régulière.



3.2. Réseau phytoplancton (REPHY)

Le réseau de surveillance REPHY (du phytoplancton et des phycotoxines) a été mis en place sur les lagunes de l'Ayrolle et de Gruissan en 2006. Ce réseau 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)

Des prélèvements d'eau sont effectués tous les mois. Si une de ces trois espèces de phytoplancton toxique est détectée dans le milieu avec des teneurs supérieures au seuil d'alerte, une surveillance renforcée est mise en place avec des tests de toxicité sur les coquillages.

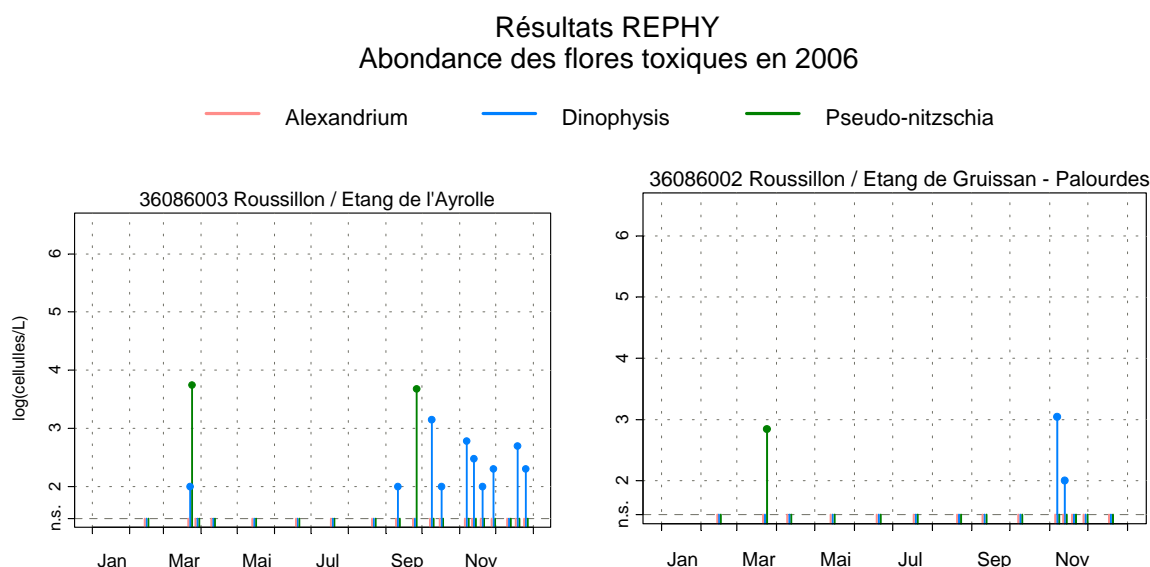





Figure 6.9: Abondances cellulaires des espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques suivies par le REPHY dans les eaux des lagunes de l'Ayrolle et Gruissan en 2006.

La présence de dinophysis dans les eaux de la lagune de l'Ayrolle durant l'automne (Figure 6.9) a donné lieu un épisode de contamination DSP qui a

entraîné une toxicité des moules pendant 4 semaines (). Durant cet épisode les palourdes n'ont présenté aucune toxicité. De même, la présence de dinophysis dans les eaux de la lagune de Gruissan au mois de novembre n'a pas entraîné de toxicité des palourdes.

Tableau 6.11: Résultats des tests de toxicité effectués sur les coquillages des lagunes de l'Ayrolle et Gruissan dans le cadre du REPHY en 2006.

Toxines lipophiles incluant les toxines diarrhéiques (DSP)

Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
36086002	Etang de Gruissan													
36086003	Etang de l'Ayrolle													
36086003	Etang de l'Ayrolle													



pas d'information



toxine non détectée



toxine présente en faible
quantité



toxicité

Source/Copyright REPHY-Ifremer, banque Quadrige

4. Conclusions

Le suivi de l'état vis-à-vis de l'eutrophisation de la colonne d'eau réalisé durant l'été 2006 aboutit, pour les trois lagunes, à des conclusions similaires à celles de l'année dernière.

Cette année encore, une recolonisation partielle de l'étang de Campagnol par une succession de différents peuplements de macrophytes a été observée. Mais, que ce soit sous forme de production phytoplanctonique, dans la colonne d'eau sous forme de sels nutritifs en excès ou, comme ces deux dernières années, assimilés par les macrophytes, les apports excessifs en sels nutritifs se retrouvent dans l'un ou l'autre des compartiments de l'écosystème. Le diagnostic complet des sédiments, réalisé durant l'été 2005, est là pour confirmer la tendance à la dégradation de cet étang sur les dix dernières années.

Toutefois, l'étude du fonctionnement hydraulique des marais périphériques autour de l'étang de Campagnol a débuté et devrait aboutir, dans les mois qui viennent, à la préconisation d'actions visant à optimiser l'utilisation de l'eau douce pour les cultures locales et à réhabiliter toute une mosaïque de zones humides. En particulier, la roselière pourrait permettre de piéger les nutriments et



d'améliorer la qualité des eaux qui alimentent les étangs de Campagnol et de Gruissan.

Dans le cadre du plan de gestion de l'étang de Campagnol, un suivi régulier et annuel de la salinité de l'étang Campagnol et de son compartiment « macrophytes » dès le printemps pourrait être un bon indicateur de l'efficacité des actions de gestion des eaux douces dans cette zone. Si des actions de gestion ont été engagées durant le printemps 2007, le diagnostic simplifié par les macrophytes qui devrait être réalisé durant l'été 2007 permettra d'en estimer l'impact sur le développement des peuplements de macrophytes.

De même, dans l'étang de l'Ayrolle, ce diagnostic simplifié par les macrophytes permettra de vérifier, deux ans après, si l'herbier a pu recoloniser le milieu. Par ailleurs, un nouveau point de prélèvement eau sera, dès 2007, positionné au nord de la lagune de l'Ayrolle, près de la communication avec l'étang de Campagnol. L'objectif ici sera de vérifier dans quelle mesure le point de suivi actuel, qui depuis deux ans, affiche un très bon état vis-à-vis de l'eutrophisation est représentatif de l'ensemble de la lagune. Ce nouveau point, dans un secteur de l'étang de l'Ayrolle sous influence des apports par l'étang de Campagnol, permettra de mettre en évidence un éventuel gradient d'eutrophisation de la colonne d'eau de la lagune de l'Ayrolle.

La surveillance de la qualité bactériologique des étangs de l'Ayrolle et de Gruissan est opérationnelle depuis octobre 2004. Trois années de suivi et un nombre statistiquement suffisant d'analyse sont nécessaires pour déterminer le classement d'une zone. Or sur la période 2004-2006, le nombre de données acquies n'est pas suffisant pour permettre une estimation fiable de la qualité microbiologique des zones de pêche dans ces deux étangs. Les résultats obtenus en surveillance régulière sur la période 2004-2006 sont conformes au seuil de la classe B pour les palourdes de l'étang de Gruissan et les moules de l'étang de l'Ayrolle. En revanche, les niveaux de contamination des palourdes de l'étang de l'Ayrolle orienteraient le classement en C.

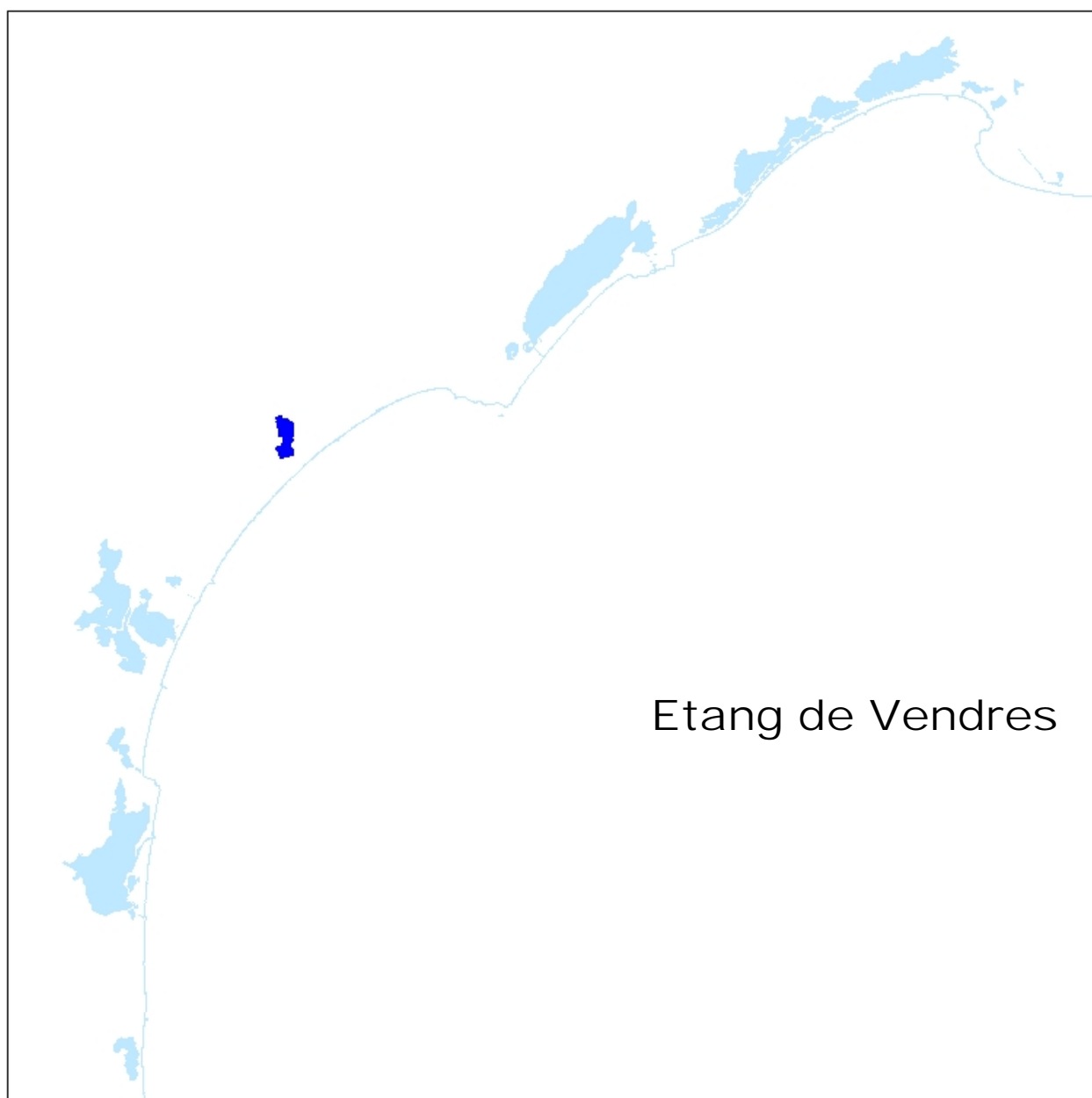
Par ailleurs, le réseau de suivi du phytoplancton et des phycotoxines, débuté en 2006 sur les lagunes de l'Ayrolle et de Gruissan, a mis à jour des épisodes de contamination DSP, qui dans l'étang de l'Ayrolle, ont entraîné une toxicité des moules pendant 4 semaines au mois de novembre.

5. Références bibliographiques

Cépralmar, 2004. Prud'homies du Languedoc Roussillon. Suivi de la pêche aux petits métiers.

Ifremer, 2006. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2006. Rapport RSL-06/2006, 424 p.





1.	INTRODUCTION.....	173
2.	DIAGNOSTIC DE L'EUTROPHISATION	176
2.1.	SUIVI DES SALINITES ESTIVALES	176
2.2.	GRILLE ESTIVALE DE LECTURE DE L'EAU	176
2.3.	DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANKTON	179
2.4.	EVOLUTION PLURIANNUELLE	180
3.	EVALUATION DE LA CONTAMINATION PAR LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES.....	181
4.	CONCLUSIONS	182
5.	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	183

1. Introduction

L'étang de Vendres fait partie des zones humides de l'embouchure de l'Aude et est inclus, à ce titre, dans le périmètre du SAGE Basse Vallée de l'Aude. La définition d'un plan de gestion de ces zones humides, initiée en 2003 par le Syndicat Mixte d'aménagement et de développement de la Basse Vallée de l'Aude a permis de fixer les actions à mener sur cet étang afin d'atteindre l'objectif fixé par les acteurs locaux et repris par le SAGE qui est la restauration de la roselière, au sein de la mosaïque des milieux humides qui constituent l'étang.

Ces actions concernent d'une part la gestion des échanges entre la lagune de Vendres et la mer au niveau de la vanne du Chichoulet et d'autre part l'établissement d'un programme des travaux à réaliser afin d'améliorer les apports d'eau douce et la circulation des eaux dans la zone confinée du Grand Clair, située au nord de la lagune.

Les travaux de réhabilitation de deux prises d'eau sur l'Aude en amont du barrage antisel ont été réalisés au cours de l'année 2005. La gestion de ces prises d'eau et de la vanne du Chichoulet, par le Syndicat Mixte de gestion de la Basse Vallée de l'Aude, est opérationnelle depuis le début de l'année 2006.

La création d'un canal de ceinture dans la zone du Grand Clair est prévue pour 2007. L'objectif ici serait de favoriser les phénomènes de vidange de cette zone confinée lors des épisodes de tramontane.

Cette année seul le suivi estival de la colonne d'eau et du phytoplancton a été réalisé.

Par ailleurs, le suivi sur deux années de la contamination par les phytosanitaires réalisé à la demande du SMBVA s'est achevé au printemps 2006. Les résultats obtenus sont présentés au chapitre 14.

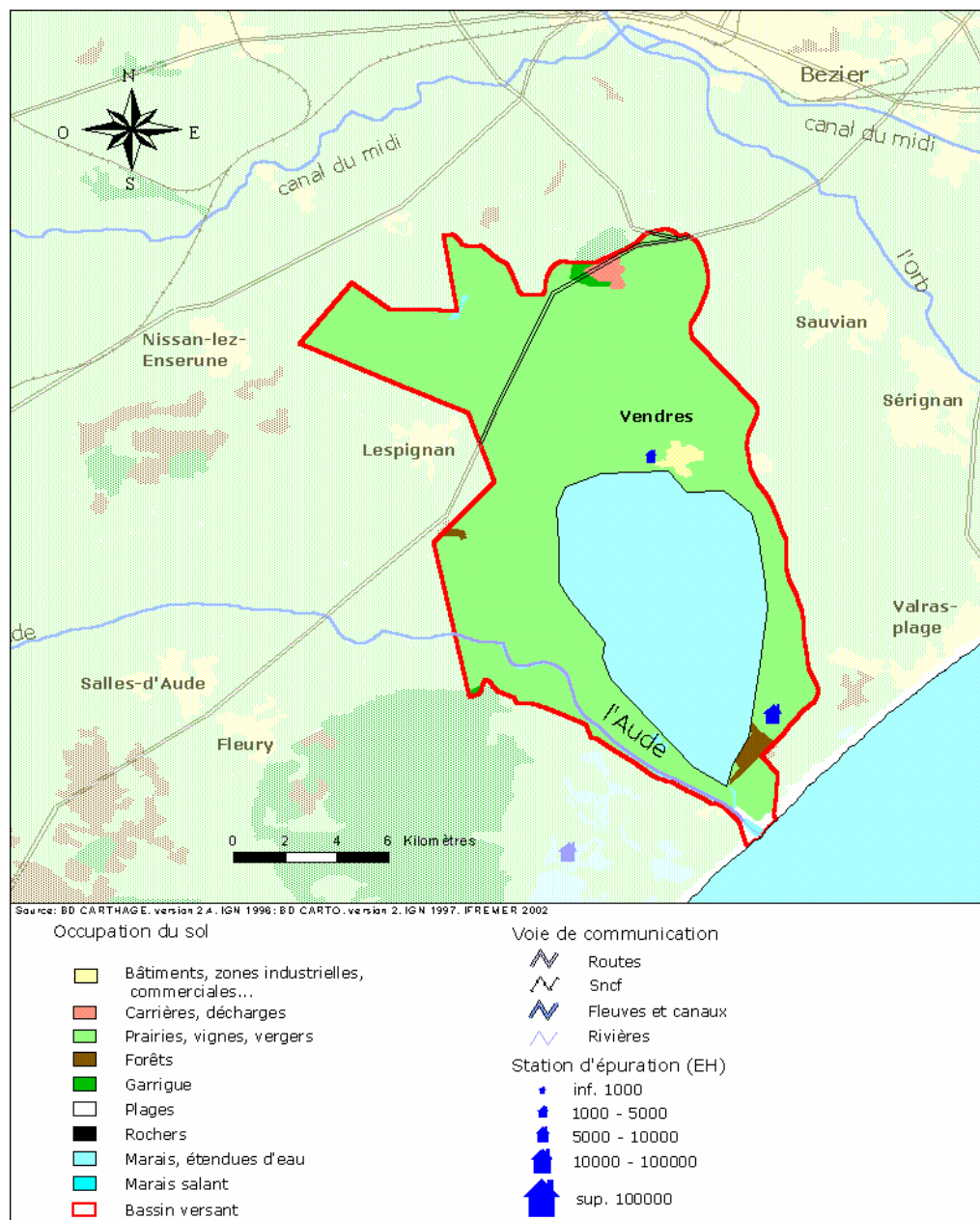


Figure 7.1 : Présentation de l'étang de Vendres et de son bassin versant.



Figure 7.2 : Localisation des stations de prélèvements du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur l'étang de Vendres.

2. Diagnostic de l'eutrophisation

2.1. Suivi des salinités estivales

Depuis 2004, le plan de gestion des zones humides de l'embouchure de l'Aude émet des préconisations en matière de gestion des apports d'eau douce à l'étang de Vendres. Deux nouvelles prises d'eau sur l'Aude, gérées par le SMBVA, sont en service depuis le début de l'année 2006.

En 2006, les salinités dans l'étang (Figure 7.3) sont restées faibles durant tout l'été ($S_{\max} = 10$ au mois d'août). L'hiver 2005-2006 a été marqué par deux crues décennales de l'Aude, à moins de deux mois d'intervalle. Ainsi, les importants volumes d'eau douce qui ont alimenté l'étang en hiver, combinés à une gestion adaptée de la vanne du Chichoulet ont assuré un bon renouvellement des eaux. La fermeture des nouvelles prises d'eau sur l'Aude à la fin du mois de juin, a favorisé une augmentation graduelle mais modérée de la salinité aux mois de juillet et août.

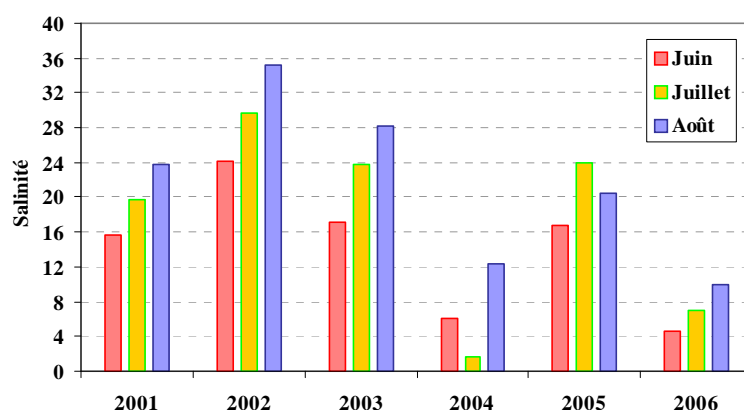


Figure 7.3 : Evolution de la salinité dans l'étang de Vendres (secteur du Grand Clair), durant les trois mois d'été, de 2001 à 2006.

2.2. Grille estivale de lecture de l'eau

Comme tous les ans depuis le début du suivi, la grille estivale de lecture de l'eau de l'étang de Vendres affiche un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. Contrairement à ce que l'on observe généralement sur cette lagune depuis le début du suivi, l'étang de Vendres ne s'est pas, cette année, comporté comme un « réacteur à phytoplancton ».

Au mois de juin, les apports excessifs en sels nutritifs se sont accumulés dans la colonne d'eau sans être assimilés par la production primaire : les concentrations en chlorophylle a et phéopigments sont restées inférieures au seuil « Très Bon – Bon ». Pour la première fois dans cet étang, la production phytoplanctonique a été fortement limitée. Une des explications probable à cette limitation est la compétition avec les macrophytes qui, au printemps, ont pris le pas sur la production phytoplanctonique. Cette hypothèse est cohérente avec les observations terrain. En effet, au mois de juin des ulves sont présentes en quantité importante, puis celles-ci sont dégradées lors des fortes chaleurs du mois de juillet, entraînant une anoxie dans la colonne d'eau. Les sels nutritifs remis à disposition lors de la reminéralisation de ces algues sont immédiatement assimilés par le phytoplancton : les concentrations en chlorophylle sont alors maximales. Toutefois, bien que supérieures au seuil « Médiocre-Mauvais », les valeurs enregistrées cette année sont très largement inférieures à celles mesurées depuis le début du suivi sur cet étang (Figure 7.4).

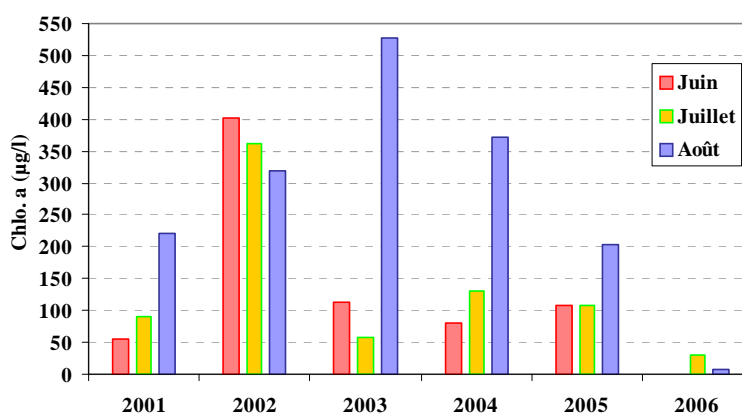


Figure 7.4 : Evolution des concentrations en chlorophylle a dans l'étang de Vendres (secteur du Grand Clair), durant les trois mois d'été, de 2001 à 2006.

Au mois d'août, les observations terrain ont à nouveau révélé la présence d'ulves et d'algues vertes filamenteuses sur les cascades. Là encore, la compétition avec les macrophytes a vraisemblablement limité la production primaire (les concentrations en chlorophylle a affichant une qualité « médiocre »).

Tableau 7.1 : Grille estivale de lecture de l'eau de l'étang de Vendres en 2006.

VDR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	64
TUR	(NTU)	0		5	7,8	10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1	1,1	1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	29
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75		1	2,0
NITRA	(μM)	0		1		3		5		10	18
AMMO	(μM)	0		1		3		5	9,0	10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	29
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	34
NT	(μM)	0		50		75		100		120	171
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	5,25

Depuis 2005, la station canal de Vendres qui permet de suivre la qualité des eaux qui alimentent l'étang de Vendres se situe en bordure de l'Aude à quelques dizaines de mètre en aval de la prise d'eau. Comme en 2005, cette station affiche un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. Ce sont principalement les sels d'azote qui sont déclassants. De fortes concentrations en nitrate, caractéristiques d'apports d'origine agricole, sont enregistrées pour les trois mois d'été. En outre, de fortes concentrations en ammonium, caractéristique d'apport d'origine urbain, ont également été mesurées au mois de juillet.

Tableau 7.2 : Grille estivale de lecture de l'eau de à la station Canal de Vendres en 2006.

CVDR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40	43	50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25	37	40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,29	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	78
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75		1	3,3
NITRA	(μM)	0		1		3		5		10	72
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	26
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10	18	20	
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15	24	25	
NT	(μM)	0		50		75		100	110	120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	2,90	4,5	

Comme cela a déjà été souligné en 2005 (Ifremer, 2006), il convient de noter les faibles concentrations en phosphore dans cette prise d'eau. De telles concentrations en phosphate suggèrent que la production primaire est soutenue par les flux à l'interface eau-sédiment et les apports détritiques issus des roselières avoisinantes.

2.3. Diagnostic du phytoplancton

Bien que cette année encore le compartiment phytoplanctonique soit qualifié d'un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation pour les deux classes de taille de phytoplancton (Tableau 7.3), les singularités observées sur la grille de l'eau durant l'été se retrouvent dans les grilles du phytoplancton. Au mois de juin, le pico et le nanophytoplancton affichent des niveaux respectivement Bon et Très bon, confirmant que la production primaire a été fortement limitée. Le pic de chlorophylle a enregistré au mois de juillet est à mettre en relation avec un bloom de nanophytoplancton supporté par les sels nutritifs remis à disposition par la reminéralisation des ulves en décomposition. A ce bloom de nanophytoplancton succède, au mois d'août, un bloom de cellules de petite taille (avec une répercussion moindre sur les concentrations en chlorophylle a). Toutefois, si les abondances en picophytoplancton sont bien largement supérieures au seuil « Médiocre – Mauvais », elles sont plus de trente fois inférieures aux valeurs enregistrées en 2005. Ce diagnostic confirme que cette année, la production primaire dans l'étang de Vendres n'a pas été aussi importante que les années précédentes.

Tableau 7.3 : Grille estivale de lecture du phytoplancton de l'étang de Vendres en 2006.

VDR			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	20	50	100	500	1209
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	2	5	10	50	86

Le compartiment phytoplanctonique du canal qui alimente en eau douce l'étang de Vendres présente un état moyen vis-à-vis de l'eutrophisation. Les abondances de picophytoplancton mesurées dans les prélèvements du mois de juillet sont le paramètre déclassant de ces grilles estivales (Tableau 7.4). Toutefois, l'évolution des populations phytoplanctoniques durant l'été en ce point est difficilement

interprétable. La production primaire y reste relativement limitée car dépendante du temps de résidence des eaux, dans ce secteur où la dynamique est fonction de la gestion des apports d'eau douce.

Tableau 7.4 : Grille estivale de lecture du phytoplancton pour la station Canal de Vendres en 2006.

CVDR			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	20	50	100	500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	2	3,0	5	10	50

2.4. Evolution pluriannuelle

Le Tableau 7.5 reporte l'ensemble des résultats des diagnostics de l'eau et du phytoplancton réalisés dans le cadre du RSL pour les deux stations suivies sur l'étang de Vendres.

Depuis le début du suivi, la photographie de l'état d'eutrophisation de la lagune de Vendres est identique et sans variation majeure. Les diagnostics successifs font état d'un milieu fortement eutrophisé, totalement dominé par la production phytoplanctonique consommant la totalité des nutriments apportés à la lagune. Cette biomasse est majoritairement composée de picophytoplancton, sous forme de production régénérée tout au long de l'été.

Cependant, cette année le fonctionnement de l'étang de Vendres face aux apports a été différent. Pour la première fois depuis le début du suivi, la production phytoplanctonique a été relativement limitée par la production de macrophytes.

Deux effets combinés peuvent être à l'origine de cette prolifération algale. Les apports d'eau douce massifs par les crues successives de novembre 2005 et février 2006 puis entretenus par une gestion des apports d'eau douce durant tout le printemps ont fait que la salinité dans l'étang est vraisemblablement restée très faible durant toute cette période. Or les macro algues s'adaptent mieux que le phytoplancton aux faibles salinités. Par ailleurs, le rapport N/P élevé dans les eaux de l'Aude est là encore favorable aux macrophytes, puisque la demande en phosphore par ces végétaux est moindre que celle en azote. Le rapport N/P des macrophytes est de l'ordre de 30, alors qu'il est de 16 pour le phytoplancton.

Tableau 7.5 : Evolution pluriannuelle du diagnostic de l'eau et du phytoplancton pour l'étang de Vendres et le canal de Vendres.

	Vendres							Canal Vendres						
	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006
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	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Picophytoplancton (<3 µm)		■	■	■	■	■	■		■	■	■	■	■	■
Nanophytoplancton (> 3 µm)		■	■	■	■	■	■		■	■	■	■	■	■
ETAT PHYTOPLANCTON		■	■	■	■	■	■		■	■	■	■	■	■

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

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

3. Evaluation de la contamination par les produits phytosanitaires

En 2005 et 2006, un suivi de la contamination de l'étang de Vendres par les produits phytosanitaires a été mis en place dans le cadre du RSL. Les objectifs de ce suivi particulier sont les suivants :

- connaître les produits phytosanitaires présents dans l'étang de Vendres et préciser leurs niveaux de concentration,
- tester une méthodologie d'évaluation de la contamination par les produits phytosanitaires en milieu lagunaire qui éventuellement pourra être reproduite sur d'autres sites lagunaires, notamment grâce à l'utilisation conjointe de prélèvements d'eau ponctuels et d'échantillonneurs passifs.

Les résultats de ce suivi étant encore partiels l'année dernière, ils n'ont pas fait l'objet d'une restitution dans le rapport annuel du RSL. En revanche, cette année, l'intégralité de l'étude fait l'objet d'un chapitre à part entière dans le présent rapport, le chapitre 14.

4. Conclusions

L'objectif prioritaire sur cette lagune est la restauration de la roselière, restauration qui passe par un contrôle de la salinité dans l'étang. Les conditions météorologiques particulières rencontrées durant l'hiver 2005-2006 ont assuré un bon renouvellement des eaux dans l'étang de Vendres. L'optimisation de la gestion des échanges mer-lagune au niveau de la vanne du Chichoulet d'une part, et la gestion des apports d'eau douce durant le printemps d'autre part ont fait en sorte que la salinité restée faible durant tout l'été. Ainsi, dès le printemps une forte pousse des roseaux a pu être mise en évidence dans le cadre d'un suivi mis en place par le SMBVA. Cette reprise de la roselière a été confirmée en fin d'été lors d'une nouvelle cartographie de son étendue.

Il est en outre probable que cette faible salinité combinée à une composition particulière des apports (enrichis en azote et relativement pauvre en phosphore) aient eu des effets sur le fonctionnement écologique de la lagune et ait favorisé cette année pour la première fois les macroalgues au détriment des microalgues. Notons cependant que cette production de macrophytes a été excessive et a induit une anoxie importante de la colonne d'eau durant les fortes chaleurs du mois de juillet.

L'étang de Vendres reste donc une lagune dans un état très dégradé vis-à-vis de l'eutrophisation. Et le fait que les macrophytes aient pris cette année le pas sur le phytoplancton ne peut pas être, à l'heure actuelle, interprété comme un quelconque signe d'évolution du milieu.

5. Références bibliographiques

Ifremer, 2006. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2006. Rapport RSL-06/2006, 424 p.



1. INTRODUCTION.....	189
2. HYDROLOGIE GENERALE	192
3. DIAGNOSTIC DE L'EUTROPHISATION	192
3.1. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU.....	192
3.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON	193
3.3. EVOLUTION PLURIANNUELLE	193
4. CONCLUSIONS	195
5. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	195

1. Introduction

Situé à l'extrémité ouest de l'étang de Thau, sur l'ancien delta de l'Hérault, le Bagnas est une zone humide de 560 hectares classée Réserve Naturelle depuis 1983 et dont la maîtrise foncière est assurée par le Conservatoire du Littoral et des Rivages Lacustres pour plus de 95 % depuis 2004. Le territoire du Bagnas est caractérisé par une grande diversité d'habitats (milieux dunaires, marais, prés salés, roselières,...). Seul le Grand Bagnas, étang peu profond et faiblement salé de 150 hectares, est suivi dans le cadre du RSL (Figure 8. 1). Cet étang fermé, saumâtre, sans exutoire naturel, communique cependant avec le Canal du Midi et l'étang de Thau.

En 2006, un diagnostic estival de l'eutrophisation (colonne d'eau et phytoplancton) a été mis en œuvre sur la station centrale de l'étang saumâtre du Grand Bagnas (Figure 8. 2).

On peut relever plusieurs faits marquants en 2006 parmi les actions menées et accompagnées par l'Association de Défense de l'Environnement et de la Nature du pays d'Agde (ADENA), gestionnaire de la réserve (ADENA, 2007) :

- Le Plan de gestion de la Réserve Naturelle Nationale du Bagnas, validé en décembre 2005, a été mis en application dès le mois de janvier 2006 pour la période 2006-2010 (ADENA, 2004). Parmi les objectifs de ce plan (conserver / améliorer la qualité de la roselière, conserver / augmenter les populations d'espèces patrimoniales, sensibiliser le public à la fragilité et aux richesses du site et de l'environnement,...), l'objectif d'amélioration de la gestion hydraulique du Bagnas a été en partie atteint avec la finalisation des principaux travaux de restauration des ouvrages hydrauliques.
- Le Conservatoire du Littoral, propriétaire du site depuis 2004, a rédigé avec l'ADENA des conventions et cahiers des charges concernant les activités des exploitants agricoles exerçant dans le site du Bagnas (vignes, pâturages, prairies de fauche).
- Les interventions de démoustication menées par l'EID Méditerranée (Ententes Interdépartementales pour la Démoustication) ont été fréquentes en 2006 sur le Bagnas. Les traitements, effectués au sol et en avion, ont été réalisés avec du BTI.
- Les suivis de l'avifaune réalisés par l'ADENA en collaboration avec l'ONCFS ont révélé que l'année 2006 était exceptionnelle avec près de 10 600 individus dénombrés en septembre et 14 espèces rares ou peu communes observées.

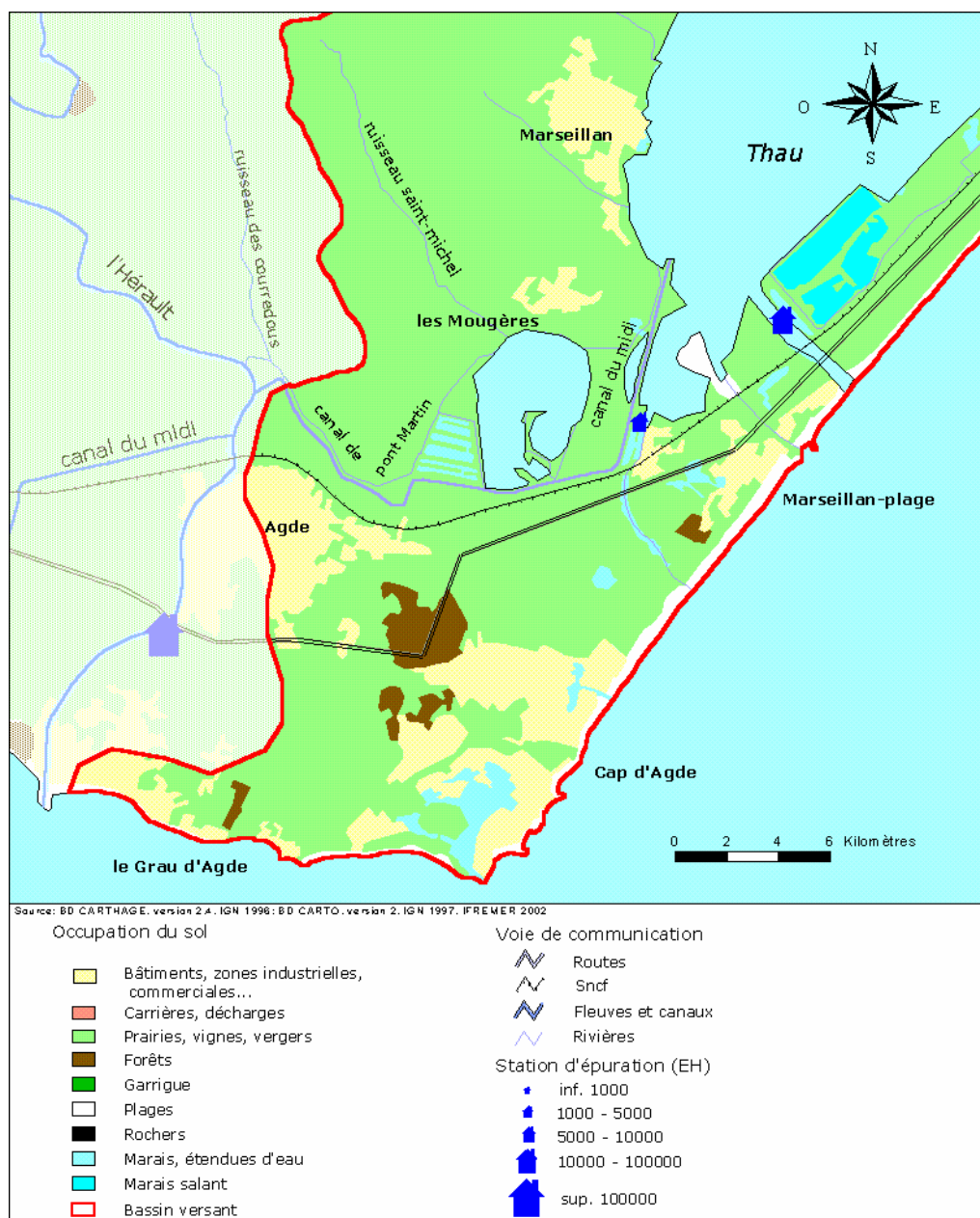


Figure 8. 1 : Présentation de l'étang du Grand Bagnas et de son bassin versant.



Figure 8. 2 : Localisation des stations de prélèvements du RSL sur l'étang du Grand Bagnas.

2. Hydrologie générale

Les températures estivales relevées sur l'étang de Bagnas, sont demeurées relativement basses ($< 23^{\circ}\text{C}$) comparées à celles des années précédentes et celles atteintes sur d'autres étangs suite aux conditions caniculaires du mois de juillet.

La salinité du Grand Bagnas mesurée cet été a été comprise entre 5 et 8, ce qui confirme le caractère mésohalin¹, de ce milieu, dont les communications avec la mer sont très limitées.

3. Diagnostic de l'eutrophisation

3.1. Diagnostic de la colonne d'eau

En 2006, comme les autres années depuis le démarrage des suivis RSL sur cet étang (Ifremer 2000 à 2006), la qualité de la colonne d'eau vis-à-vis de l'eutrophisation du Grand Bagnas est mauvaise (Tableau 8. 1).

La grille estivale de lecture de l'eau met en évidence des teneurs en chlorophylle *a* juste au-dessus du seuil de qualité mauvais, qui se répercutent sur les niveaux d'azote et de phosphore total. Le phytoplancton, qui, comme en 2003 et 2004, prolifère à partir du mois de juillet dans le Grand Bagnas, consomme la quasi-totalité des éléments nutritifs mis à sa disposition dans la colonne d'eau. Ces derniers, issus des apports par le bassin versant du Grand Bagnas et les canaux de communication avec le canal du Midi, mais aussi et surtout du processus de minéralisation et de relargage estival par les sédiments (Souchu *et al.*, 2005), se retrouvent ainsi à des niveaux bas dans l'eau (état bleu). Ce fonctionnement, que l'on peut assimiler à celui d'un réacteur à phytoplancton (voir Chapitre 12 - Etang de l'Or), entrave le développement des macrophytes autres que le Potamot, phanérogame d'eau douce envahissante (Ifremer, 2006).

La turbidité est étonnamment basse étant donnés les vents forts qui ont soufflé surtout au mois d'août et qui auraient habituellement engendré une forte remise en suspension (Ifremer, 2004, 2005 et 2006). Il faut également noter le déficit en oxygène dissous dont l'étang du Bagnas a souffert au mois d'août.

¹ Salinités définies selon la classification retenue au Symposium de Venise (1959) : pour les milieux oligohalins (< 5), mésohalins [5 ; 18], polyhalins [18 ; 30] et euhalins (≥ 30).

Tableau 8. 1 : Grille estivale (2006) de lecture de l'eau pour la station du Grand Bagnas.

BAN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40	47	50	
TUR	(NTU)	0		5	8,7	10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,12	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,5	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,04	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,08	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,38	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	24
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	26
NT	(μM)	0		50		75		100		120	150
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	3,30	4,5	

3.2. Diagnostic du phytoplancton

La grille de lecture du phytoplancton donne un état moyen pour l'été 2006. L'abondance de picophytoplancton (< 3 μm) ne dépasse pas le seuil très bon. Les dénombrements de nanophytoplancton (< 3 μm) conduisent quant à eux à un classement moyen en juillet et août (Tableau 8. 2). Ce niveau est relativement correct au regard des conditions météorologiques exceptionnelles de l'été, qui auraient pu conduire à des proliférations beaucoup plus importantes de phytoplancton. Ces moindres densités se répercutent sur la teneur en chlorophylle-*a*, plus basse que les années précédentes.

Tableau 8. 2 : Grille estivale de lecture du phytoplancton pour la station du Grand Bagnas.

BAN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 μm	Cel/L 10 ⁶	0	8,7	20		50		100		500	
> 3 μm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5	8,7	10		50	

3.3. Evolution pluriannuelle

Une nouvelle fois, le diagnostic estival met en évidence le mauvais état du Grand Bagnas vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 8. 3). La grille de 2006 est à rapprocher de celles de 2005 ou de 2002, avec d'une part des niveaux mauvais pour la chlorophylle, l'azote et le phosphore total, et d'autre part des teneurs faibles en sels nutritifs dissous.

Malgré des conditions météorologiques extrêmes, la qualité de l'eau apparaît moins dégradée que suite à la canicule de 2003 (Ifremer, 2004). Les niveaux de turbidité, de chlorophylle *a*, de phosphore total et d'abondances de phytoplancton sont plus bas que les étés précédents.

La gestion hydraulique, améliorée grâce au curage des canaux d'arrivée d'eau effectué en janvier 2006, peut expliquer ces meilleurs résultats. En effet, les ouvertures des ouvrages hydrauliques engendraient auparavant des apports réguliers et importants en éléments nutritifs à l'étang, via la remise en suspension des vases déposées au fond des canaux. La diminution de ces apports peut être à l'origine des moindres turbidités et des plus faibles densités de phytoplancton observées lors de l'été 2006. La mise en place, depuis avril 2006, d'un grillage à maillage fin au niveau du canal principal d'arrivée d'eau (prise d'eau du Canal du Midi), visant à limiter la colonisation du milieu par la plante envahissante *Ludwigia peploides* (Jussie), a également pu contribuer à la limitation des apports de matières organiques à l'étang en filtrant en particulier les débris végétaux.

Tableau 8.3 : Evolution du diagnostic de l'eau et du phytoplancton pour la station Grand Bagnas.

		Grand Bagnas						
		2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006
ETAT COLONNE D'EAU	Oxygène dissous (écart saturation)		Red	Orange	Red	Red	Orange	Orange
	Turbidité	Yellow	Yellow	Yellow	Red	Red	Orange	Green
	Phosphates	Green	Green	Yellow	Blue	Yellow	Green	Blue
	Azote inorganique dissous	Blue	Green	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue
	Nitrites	Blue	Green	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue
	Nitrates	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue
	Ammonium	Blue	Green	Green	Blue	Green	Blue	Blue
	Chlorophylle a		Orange	Red	Red	Red	Red	Red
	Chlorophylle a + phéopigments		Yellow	Red	Red	Red	Red	Red
	Azote total	Orange	Red	Red	Red	Red	Red	Red
Phosphore total	Orange	Red	Red	Orange	Red	Red	Orange	
ETAT COLONNE D'EAU		Orange	Red	Red	Red	Red	Red	Red
Picophytoplancton (< 3 µm)		Red	Green	Blue	Green	Orange	Red	Blue
Nanophytoplancton (> 3 µm)		Yellow	Green	Blue	Red	Orange	Red	Yellow
ETAT PHYTOPLANKTON		Red	Green	Blue	Red	Orange	Red	Yellow

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

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

4. Conclusions

Le diagnostic estival a donc confirmé l'état de forte eutrophisation du Grand Bagnas, qui fait l'objet chaque été d'intenses proliférations phytoplanctoniques. Malgré la canicule de juillet 2006, les résultats indiquent une qualité meilleure que celles observées depuis 2002. Ce sont là des signes encourageants, à attribuer certainement à l'amélioration de la gestion hydraulique de l'étang et donc de la circulation de l'eau dans l'étang (déconfinement).

Le suivi mis en œuvre sur le Canal du Midi, connecté au Grand Bagnas par une prise d'eau en amont de la dernière écluse (Chapitre 9), a montré que les apports en éléments nutritifs de ce canal étaient relativement peu importants. L'enrichissement nutritif du Grand Bagnas peut s'expliquer par l'importance des apports de matériel détritique végétal issu des phanérogames terrestres des zones humides périphériques (Souchu *et al.*, 2005). Ces apports, cumulés à ceux du ruissellement sur le bassin versant et ceux de la sédimentation du phytoplancton, sont responsables de l'accumulation de matière organique dans les sédiments de l'étang. Ces derniers alimentent la colonne d'eau en sels minéraux quand les conditions sont favorables à la reminéralisation, en particulier l'été

En 2006, un suivi de la contamination chimique des sédiments (RNO-sédiments²), ainsi qu'un suivi de la macrofaune benthique ont également été effectués. Les résultats de ces suivis, disponibles en 2007, contribueront en plus des données RSL, à la qualification de l'état biologique du Bagnas dans le cadre du contrôle de surveillance de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). En 2007, un nouveau diagnostic estival de l'eutrophisation sera mené.

En 2007, l'ADENA poursuivra ses activités de gestion, de surveillance et de suivis écologiques sur la réserve du Bagnas, avec en particulier l'élaboration d'une nouvelle carte de végétation et la suite de l'étude inventaire des populations piscicoles mis en œuvre par le Cemagref de Bordeaux en collaboration avec l'Université de Montpellier II et le CNRS (ADENA, 2007). Une troisième phase de restauration des systèmes hydrauliques sera également engagée.

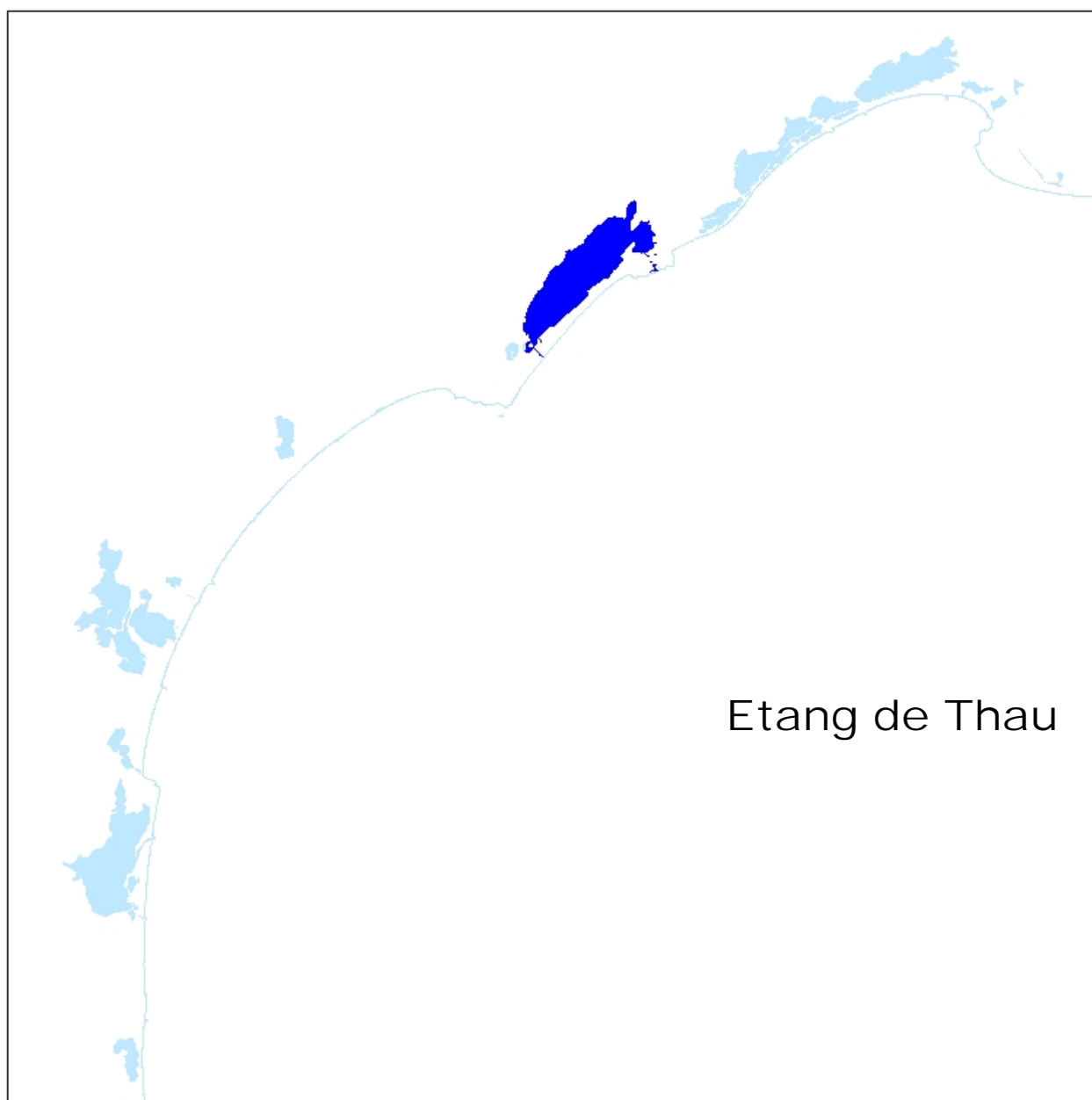
5. Références bibliographiques

ADENA, 2004. Plan de gestion 2006-2009. Réserve naturelle du Bagnas. 84 p.

ADENA, 2007. Rapport d'activités 2006. Réserve Naturelle Nationale du Bagnas. 38 p.

² Réseau National d'Observation (RNO) (Annexe 2) : suivi de l'évaluation des niveaux et des tendances des contaminants chimiques et des paramètres généraux de la qualité du milieu dans les sédiments et la matière vivante.

- Ifremer, 2006. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2005. Rapport RSL-06/2006, 434 p.
- Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 434 p.
- Ifremer, 2004. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 424 p.
- Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2002. Rapport RSL-03/2003, 488 p.
- Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.
- Souchu P, Laugier T, Fiandrino A *et al.* (2005). Influence of eutrophication on 24 French Mediterranean lagoons. I. Water column biogeochemical composition. III Sediment biogeochemical composition. Marine Ecology Progress Series.



1. INTRODUCTION.....	201
2. HYDROLOGIE GENERALE	205
3. LE POINT SUR LA MALAÏGUE DE JUILLET 2006.....	207
3.1. DEROULEMENT DE L'EPISODE DE MALAÏGUE DE 2006.....	208
3.2. BILAN DE LA MALAÏGUE DE 2006	211
4. DIAGNOSTIC DE L'EUTROPHISATION	213
4.1. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU.....	213
4.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON	217
4.3. EVOLUTION PLURIANNUELLE	218
4.4. DIAGNOSTIC SIMPLIFIE PAR LES MACROPHYTES	221
4.4.1. <i>Distribution des populations de macrophytes</i>	222
4.4.2. <i>Diagnostic 2006</i>	224
4.4.3. <i>Etats antérieurs et évolution des macrophytes</i>	226
4.4.4. <i>Suivi particulier sur la Crique de l'Angle</i>	228
5. SUIVI PARTICULIER : APPORTS DU CANAL DU MIDI.....	229
5.1. SUIVI REALISE	230
5.2. DIAGNOSTIC DE LA QUALITE DES EAUX	231
5.3. EVALUATION DES FLUX APPORTES A L'ETANG DE THAU	232
6. AUTRES RESEAUX DE SURVEILLANCE	237
6.1. RESEAUX DE SURVEILLANCE DES MOLLUSQUES	237
6.1.1. <i>REPAMO (Réseau de Pathologie des Mollusques)</i>	237
6.1.2. <i>REMORA (Réseau Mollusques des Rendements Aquacoles)</i>	238
6.2. QUALITE MICROBIOLOGIQUE	241
6.2.1. <i>Classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage, programme de suivi REMI et situation de la production dans la lagune de Thau</i>	241
6.2.2. <i>Bilan du suivi REMI en 2006</i>	245
6.2.3. <i>Evaluation de la qualité microbiologique des zones de production conchylicole de la lagune de Thau</i>	248
6.2.4. <i>Synthèse des suivis REMI de 2001 à 2006</i>	252
6.3. PHYTOPLANCTON TOXIQUE	254
6.3.1. <i>REPHY (Réseau phytoplancton toxique)</i>	254
6.3.2. <i>Programme de recherche Alexandrium</i>	257
6.4. CONTAMINATION CHIMIQUE.....	259
7. CONCLUSIONS	263
8. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	264

1. Introduction

En 2006, le diagnostic estival de l'eau et du phytoplancton réalisé comme les deux années précédentes sur les six stations RSL de l'étang de Thau (Figure 9. 2 et Figure 9. 3), a été complété par un suivi simplifié des macrophytes. A la demande du Syndicat Mixte du Bassin de Thau (SMBT), deux suivis particuliers ont été mis en œuvre sur l'étang de Thau :

- un suivi mensuel des apports du Canal du Midi en vue d'évaluer leur contribution en terme d'apports eutrophisants à l'étang de Thau. En complément aux analyses mensuelles d'éléments nutritifs, un suivi de la contamination microbiologique a été réalisée,
- un suivi simplifié des macrophytes sur la Crique de l'Angle, afin de mieux cerner le niveau d'eutrophisation des eaux et leur impact sur la végétation aquatique de ce secteur peu profond de l'étang, soumis aux apports de la Vène et des rejets du lagunage de Poussan-Bouzigues.

L'été 2006 est marqué par un épisode de malaïgue qui a fait suite aux conditions caniculaires du mois de juillet. Cette nouvelle malaïgue, plus forte que celle de 2003 qui avait engendré la mortalité de 5000 tonnes de coquillages (Ifremer, 2004), a provoqué cette fois-ci la perte de la moitié du cheptel (7 500 tonnes de coquillages) avec des conséquences économiques considérables.

Les résultats de 2005 avaient mis en évidence un niveau trophique moyen des eaux de l'étang de Thau et confirmé la capacité de récupération de l'écosystème (Ifremer, 2006 (a)). Les résultats du diagnostic de l'eutrophisation de 2006, impactés par les symptômes de la malaïgue, donnent une qualité de l'eau dégradée. La malaïgue de 2006 démontre que Thau n'est pas à l'abri d'une autre crise anoxique en cas de nouvelle canicule.

Les autres réseaux mis en œuvre sur l'étang de Thau ont permis de suivre la qualité de la production conchylicole, mettant en évidence plusieurs épisodes de contamination microbiologique faisant suite à des événements pluvieux. L'étang a fait l'objet d'une fermeture administrative en mars. Les efflorescences de phytoplancton toxique observées en 2006 ont été de faible intensité et n'ont pas conduit à des dépassements des seuils de toxicité dans les coquillages.

La SRCM¹ et l'Etat ont signé en mars 2006 un protocole², mis au point en collaboration avec l'Ifremer, permettant aux établissements conchylicoles de poursuivre la commercialisation des coquillages en cas de crise sanitaire prévisible (contamination phycotoxinique ou microbiologique),

¹ SRCM : Section Régionale Conchylicole de Méditerranée.

² http://www.herault.pref.gouv.fr/actualites/Thau/Thau_crise.shtm

grâce au stockage préventif en bassins purificateurs de lots prélevés avant la contamination.

Les éléments marquants en 2006 sur le territoire du bassin de Thau concernent la mise en place de deux documents de planification pilotés par le SMBT : le Schéma de Cohérence Territoriale (SCOT) et le Schéma d'Aménagement de Gestion des Eaux (SAGE). Ces deux outils, dont les périmètres sont quasiment concordants (Figure 9. 1), constitueront des cadres réglementaires pour orienter les actions de développement pour les 20 prochaines années. Leur élaboration, prévue selon une forte démarche de concertation, a débuté en 2006 au cours d'ateliers de travail pour la préparation d'un diagnostic de territoire.

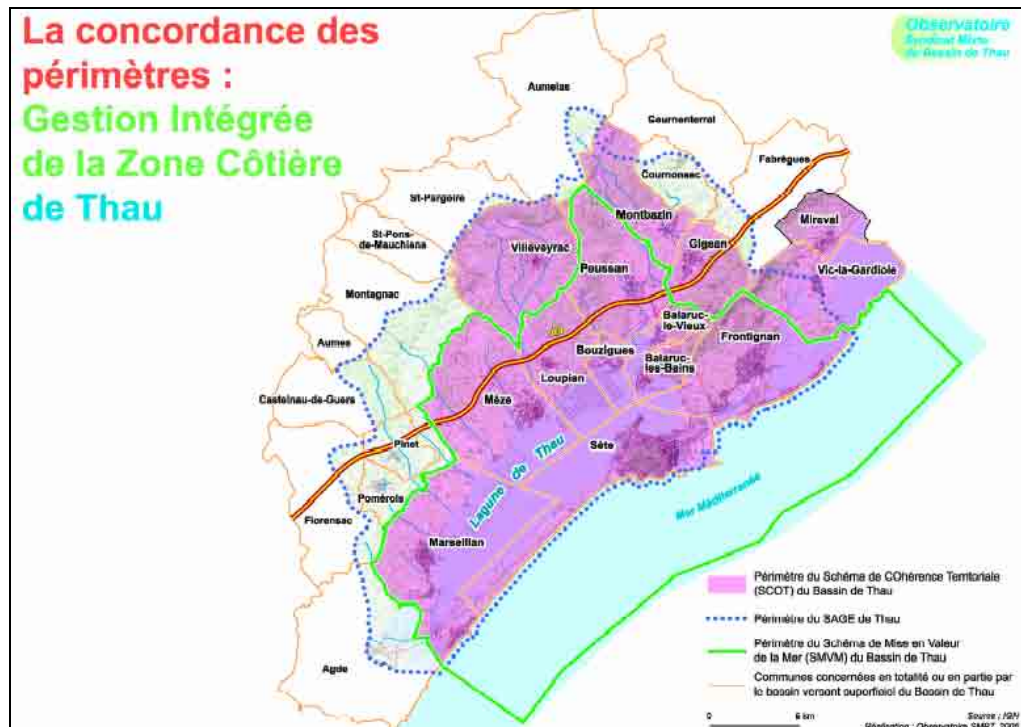


Figure 9. 1 : Délimitation des périmètres du SCOT et du SAGE du bassin de Thau.

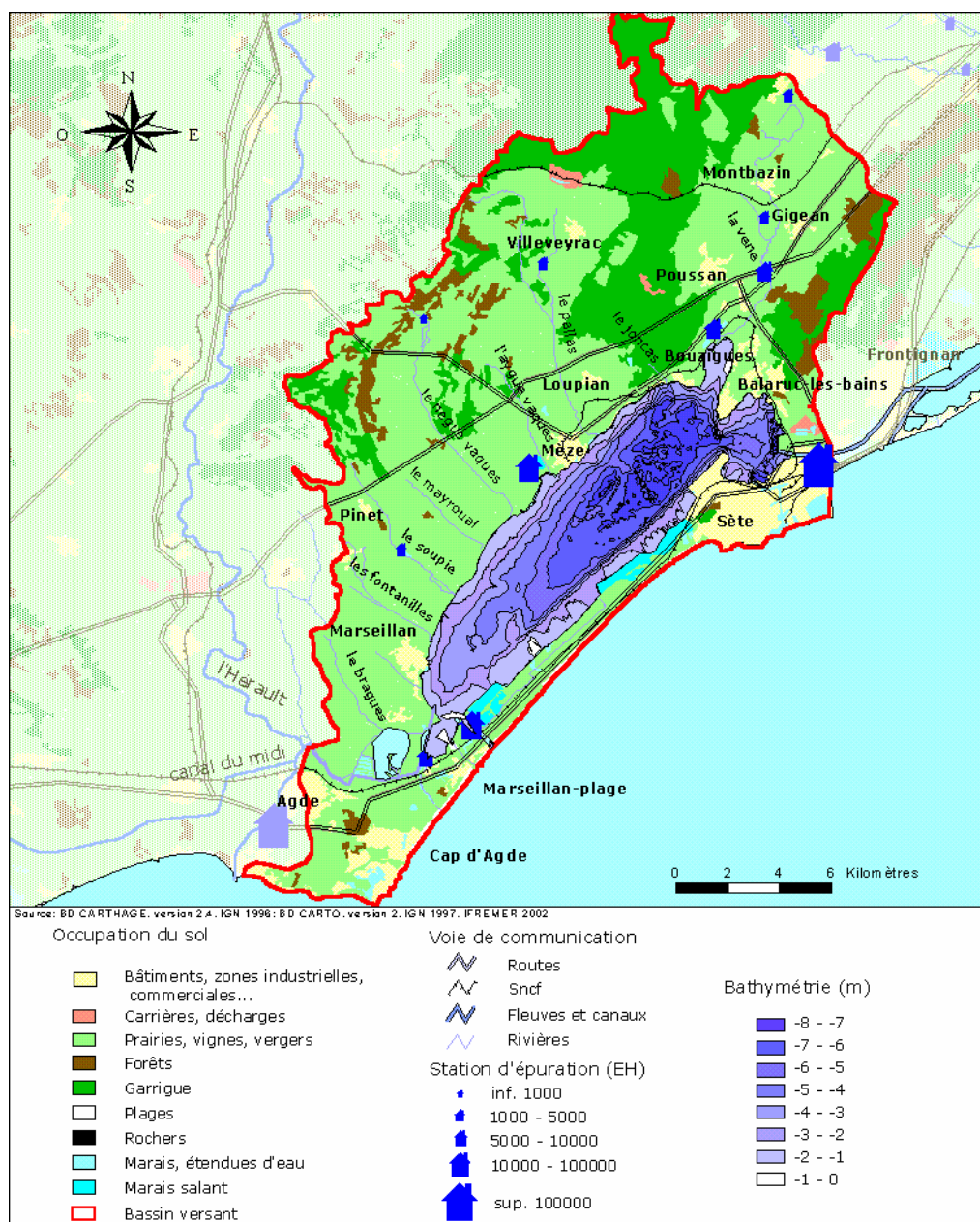


Figure 9.2 : Présentation de l'étang de Thau et de son bassin versant.

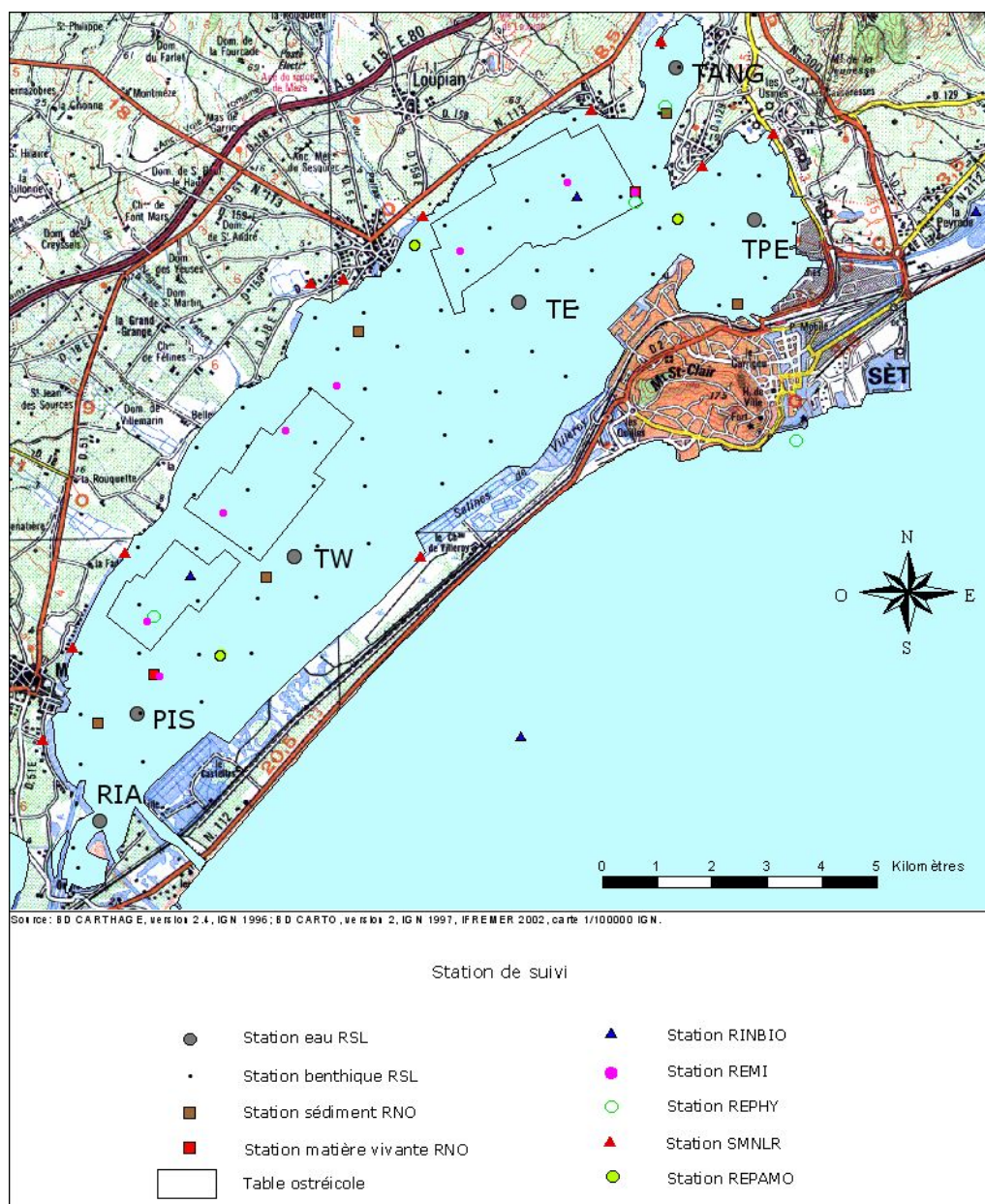


Figure 9.3 : Localisation des stations de prélèvements du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur l'étang de Thau.

2. Hydrologie générale

Les températures mensuelles moyennes, en-dessous des normales tout le début d'année, les dépassent ensuite largement aux mois d'avril, mai et juillet. La vague de chaleur qui traverse alors la France pendant le mois de juillet 2006 n'épargne pas la région. Si les températures de l'air sont inférieures à celles mesurées lors de l'été 2003, la canicule de 2006 se caractérise par sa durée exceptionnelle, se prolongeant durant près de vingt jours (cf. Chapitre 1).

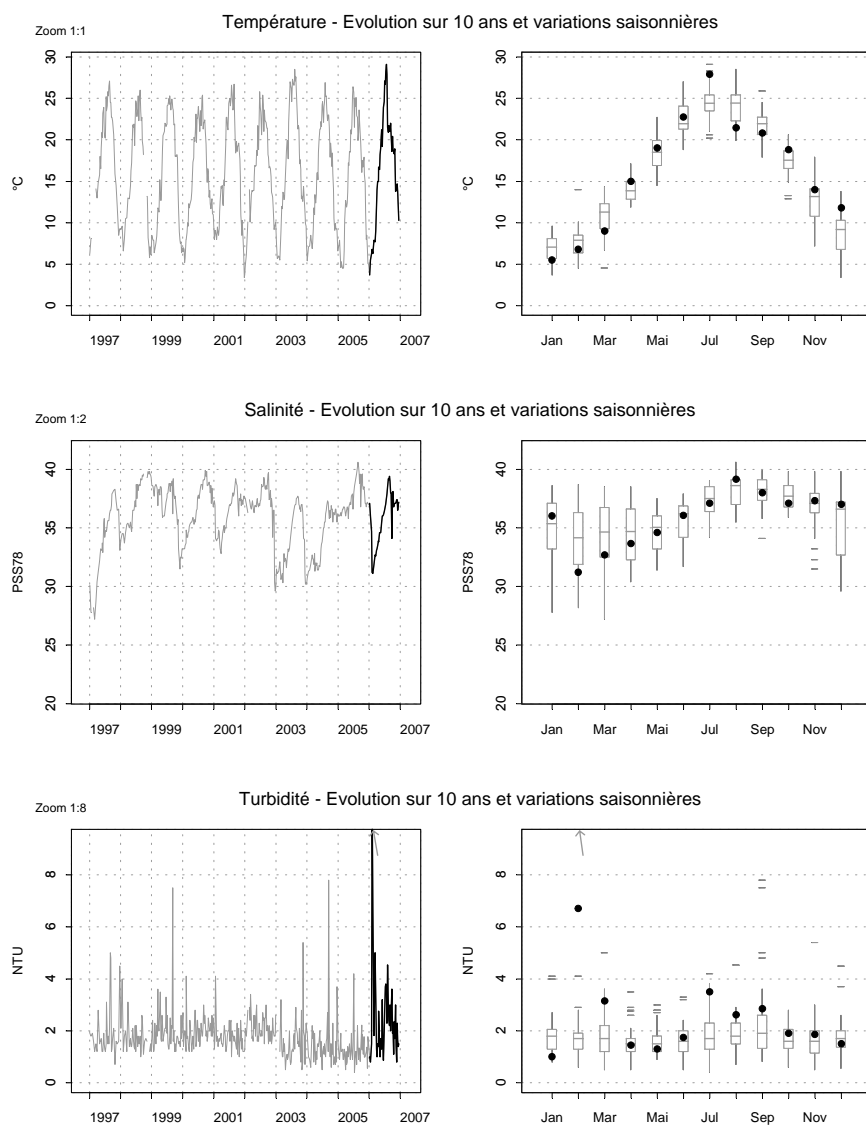
Le déficit pluviométrique cumulé depuis l'hiver 2005 est à l'origine d'une sécheresse très marquée dès le mois de juillet 2006 en Languedoc-Roussillon. Le sémaphore de Sète enregistre un cumul de pluies de 523 mm sur l'année 2006, inférieur à la normale (602 mm/an en moyenne de 1974 à 2003). En 2006, on compte cinq épisodes pluvieux dont le cumul est supérieur à 20 mm, dont les plus importants se sont produits à la fin du mois de janvier (140 mm en 3 jours) et à la mi-octobre (124 mm en 2 jours). Les précipitations efficaces (pluie – évapotranspiration) cumulées du 1^{er} septembre 2005 à la fin août 2006 conduisent à un bilan hydrique négatif qui a conduit à des restrictions d'utilisation dans toute la région (DIREN Rhône-Alpes, 2006).

Ces conditions météorologiques ont eu un impact sur l'hydrologie de l'étang de Thau, suivie au niveau des trois points du réseau REPHY (Figure 9. 4 : résultats à Bouzigues) :

- Les températures de l'eau suivent l'évolution des températures de l'air, passant au-dessus des moyennes mensuelles des 10 années précédentes dès le mois d'avril et atteignant un maximum de 29°C en juillet, supérieur à celui observé lors de la malaïgue d'août 2003. Le refroidissement rapide survenu au mois d'août conduit à une température de l'eau parmi les plus basses observées ces dix dernières années. Mais, la douceur de la fin d'année 2006 engendre ensuite des températures plus chaudes qu'en moyenne pour les mois de novembre et décembre.
- La salinité connaît une forte baisse entre les mois de janvier et février, suite aux précipitations importantes de la fin janvier. Elle se maintient alors en-dessous des moyennes jusqu'au mois d'août, où elle connaît une forte hausse due à l'épisode de canicule et à l'évaporation des eaux qu'il entraîne. Les pluies de l'automne font redescendre les valeurs de salinité en-dessous des moyennes.
- La turbidité rejoint des niveaux très élevés, en particulier au mois de février où les apports des pluies de la fin janvier ont pu engendrer un bloom important de phytoplancton (cf § 6.3.1), ainsi

qu'au mois de juillet où le pic est à relier aux eaux blanches de la malaïgue.

Résultats REPHY (hydrologie)
37087001 Languedoc / Bouzigues (a)



Source/Copyright REPHY-Iframer, banque Quadriga

Figure 9. 4 : Variations saisonnières et pluriannuelles de la température de l'eau, de la salinité et de la turbidité à la station Bouzigues. L'année 2006 est représentée en noir. Les graphes de droite présentent la distribution statistique de ces paramètres sur les dix dernières années.

3. Le point sur la malaïgue de juillet 2006

Les conditions caniculaires de l'été 2006 n'ont pas épargné la lagune de Thau. La malaïgue qu'elle a subi au mois de juillet a engendré des mortalités de cheptel considérables (plus de 7 500 tonnes de coquillages, pour plus de 10 millions d'euros, source SRCM).

Les malaïgues sur Thau ne sont pas un phénomène nouveau (*voir encadré*). Depuis 1969, la lagune de Thau a été régulièrement touchée (1971, 1975, 1982, 1983, 1987, 1990, 1997 et 2003), entraînant des mortalités du cheptel conchylicole variables selon les années (Hamon *et al.*, 2003). La précédente malaïgue qui avait également fait suite à des conditions estivales caniculaires de 2003, avait occasionné la perte de 5000 tonnes de coquillages (Ifremer, 2004).

Le phénomène de malaïgue à Thau

Le phénomène de malaïgue ("mauvaises eaux" en occitan) est déclenché par des conditions météorologiques particulières (forte chaleur et absence de vent) et favorisé dans les milieux productifs. L'été, dans les écosystèmes lagunaires, la quantité d'oxygène dans l'eau diminue du fait de l'augmentation de la température, de l'augmentation de sa consommation par les organismes vivants (algues, mollusques,...) et par le recyclage de la matière organique résultant de la mort des organismes.

Dans ces conditions, lorsqu'aux fortes températures s'ajoute l'absence de vent permettant le brassage des eaux, la diminution de la quantité d'oxygène est amplifiée. Les écosystèmes évoluent alors vers des situations de "stress biologique" pour les animaux et les végétaux puis d'"hypoxie" jusqu'aux "anoxies" (absence d'oxygène) (Tableau 9. 1). Dans les cas ultimes, l'absence d'oxygène provoque le développement de bactéries dégradant la matière organique morte produisant des sulfures (à l'odeur caractéristique de soufre) et pouvant donner aux eaux une couleur blanche. On parle alors de "malaïgue". L'absence d'oxygène et la présence des sulfures dans l'eau provoquent des mortalités massives de la flore et de la faune, dont les coquillages en élevage. Les coquillages des zones indemnes conservent leur qualité, la malaïgue n'altérant pas l'état sanitaire des coquillages.

Comme cela a été le cas en 2006, les malaïgues peuvent se propager depuis les sédiments profonds, où la demande en oxygène est très forte. Quelques foyers de départ des malaïgues sont également localisés en bordure de l'étang de Thau (zones d'accumulation de matières organiques) (Souchu *et al.*, 1998).

3.1. Déroulement de l'épisode de malaïgue de 2006

Après un mois de juin pratiquement sec et relativement chaud dans l'Hérault, le mois de juillet 2006 a été caractérisé par des conditions caniculaires. Si les températures sont restées en-dessous de celles observées durant la canicule d'août 2003, elles ont dépassé la moyenne observée à Sète. La vague de chaleur de l'été 2006, observée dès le 10 juillet, s'est singularisée par sa durée exceptionnelle, se prolongeant durant près de vingt jours (cf. § 2).

Ces conditions thermiques ont engendré des températures de l'eau élevées, dépassant même les 30°C sur certaines stations, rendant l'oxygène dissous moins disponible dans la colonne d'eau. De plus, le manque de vents forts sur le bassin de Thau de juin à fin juillet, a favorisé la création d'une thermocline (frontière physique entre eaux désoxygénées du fond et eaux de surface) et limité le brassage et en conséquence la réoxygénation des masses d'eau.

La veille hebdomadaire mise en œuvre par le laboratoire LER/LR dès début juillet sur 20 points dans les zones conchylicoles de l'étang de Thau, a permis de suivre l'évolution du phénomène et de localiser les secteurs les plus impactés (Figure 9. 6).

- Début juillet, les températures de surface dépassent déjà les 26°C, avec des secteurs en hypoxie (moins de 2 mg/L d'oxygène dissous, cf. Tableau 9. 1) au fond des zones conchylicoles de Bouzigues (Figure 9. 6.a), où des mortalités de moules sont signalées en bas des cordes. A ce stade, des eaux blanches sont observées localement en bordure de l'étang face aux tables conchylicoles.
- Le 12 juillet, la situation s'aggrave nettement avec des températures de l'eau autour de 27°C, l'extension du secteur hypoxique de fond depuis la zone de Bouzigues jusqu'à la zone de Mèze et le passage en hypoxie des eaux de surface dans la zone de Bouzigues (Figure 9. 6.b). Dans cette zone, certains points sont déjà en anoxie (niveaux d'O₂ nuls ou inférieurs à 0,05 mg/L, Tableau 9. 1). En dehors des eaux blanches observées en bordure de l'étang et dans la Crique de l'Angle, les parties nord et centre de la lagune sont le siège d'eaux de couleur brune, caractéristique de blooms planctoniques intenses de diatomées et dinoflagellés, sans présence de plancton toxique, comme l'attestent les prélèvements réalisés dans le cadre du REPHY (cf. § 6.3.1).
- Après une brève amélioration de la situation à la mi-juillet avec la réoxygénation des eaux de surface dans la zone de Bouzigues suite au régime bien installé de brises thermiques de sud-est, le phénomène s'amplifie au 20 juillet avec l'extension de la zone

hypoxique de fond à l'ensemble des zones conchylicoles et l'apparition d'anoxies en certains points (Figure 9. 6.c). Alors que la température de l'étang varie entre 28 et 29°C, la situation est très critique dans la zone de Mèze avec des concentrations en oxygène dissous proches de 1 mg/L sur toute la colonne d'eau, la présence de zones d'eaux blanches témoignant du phénomène de malaïgue et la constatation de mortalités de coquillages sur le dernier mètre des cordes par les professionnels.

- Le 24 juillet, la malaïgue s'est largement propagée, les eaux blanches recouvrant une surface importante des zones d'élevage, en particulier sur les secteurs de Mèze et de Marseillan où de nombreux poissons morts flottent en surface et où les zones d'herbiers en bordure sont touchées (Figure 9. 5 et Figure 9. 6.d). Il faut attendre début août pour observer le retour à la normale suite au régime de brises bien installé depuis le 27 juillet, qui permettent la réoxygénation progressive des eaux de surface et de fond, la baisse des températures (Figure 9. 6.e et f) et la régression des eaux blanches.



Figure 9. 5 : Zones d'eaux blanches observées en bordure des tables conchylicoles entre Mèze et Marseillan (en haut) et à Mèze (en bas). Photographies du 24/07/06, Ifremer/H.Farrugio.

Tableau 9. 1 : Niveaux d'oxygène dans l'eau et impact sur l'écosystème. Le code couleur est celui des cartes de la Figure 9.5.

Niveau d'oxygène	Etat de l'écosystème	Code couleur
> 5 mg/l	Etat satisfaisant	Blanc
entre 2 et 5 mg/l	Stress biologique pour les animaux et végétaux	Jaune
entre 0,05 et 2 mg/l	Hypoxie (très fort risque de mortalité)	Orange
<0,05 mg/l	Anoxie ou malaïgue (Mortalité généralisée)	Rouge

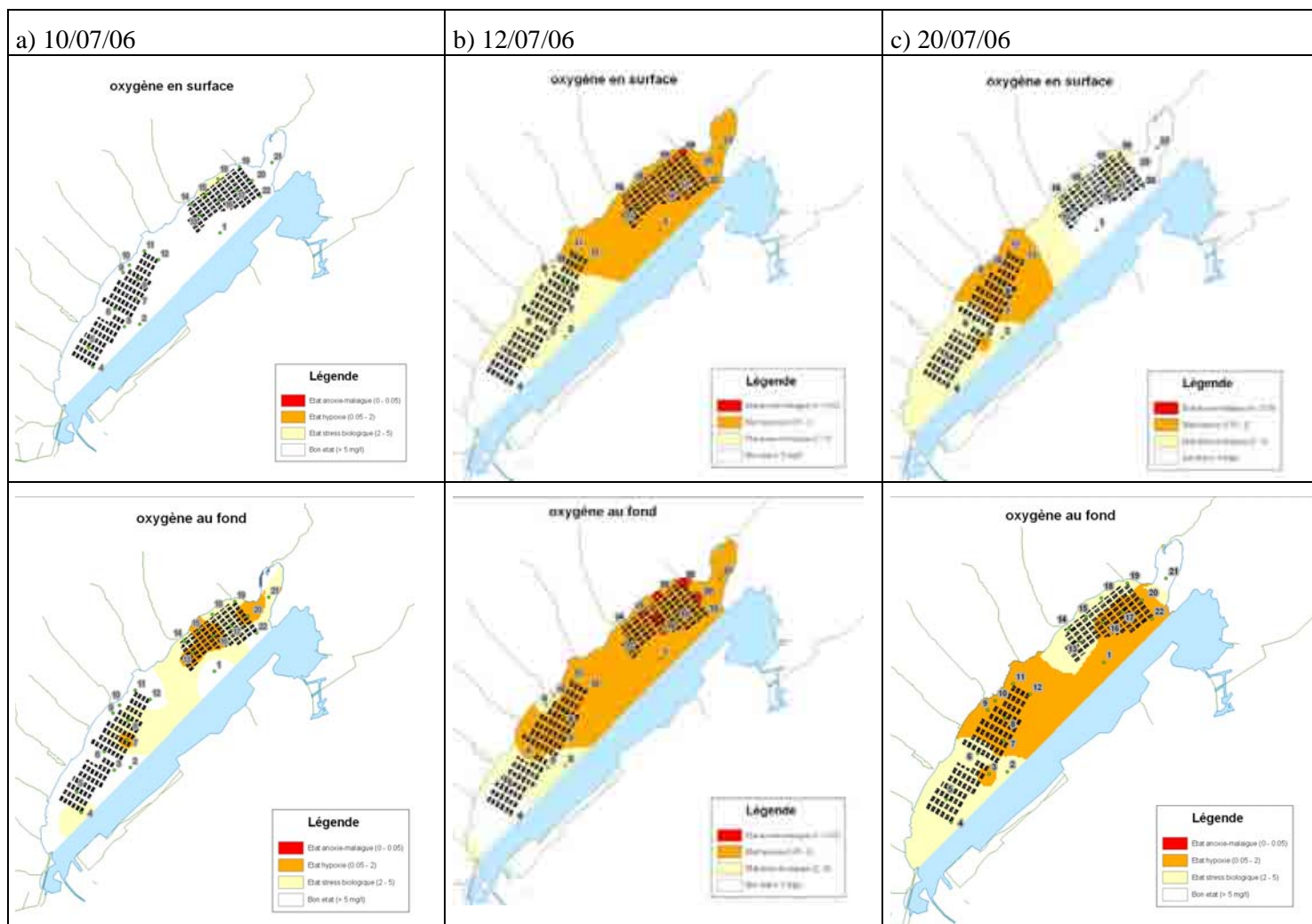


Figure 9. 6 : Evolution des teneurs en oxygène dissous (mg/L) sur l'étang de Thau, en surface et au fond, du 10 au 31 juillet août 2006. Ces cartes ne représentent pas des valeurs réelles mais des valeurs calculées par krigeage sous l'environnement Arcview 3.2.

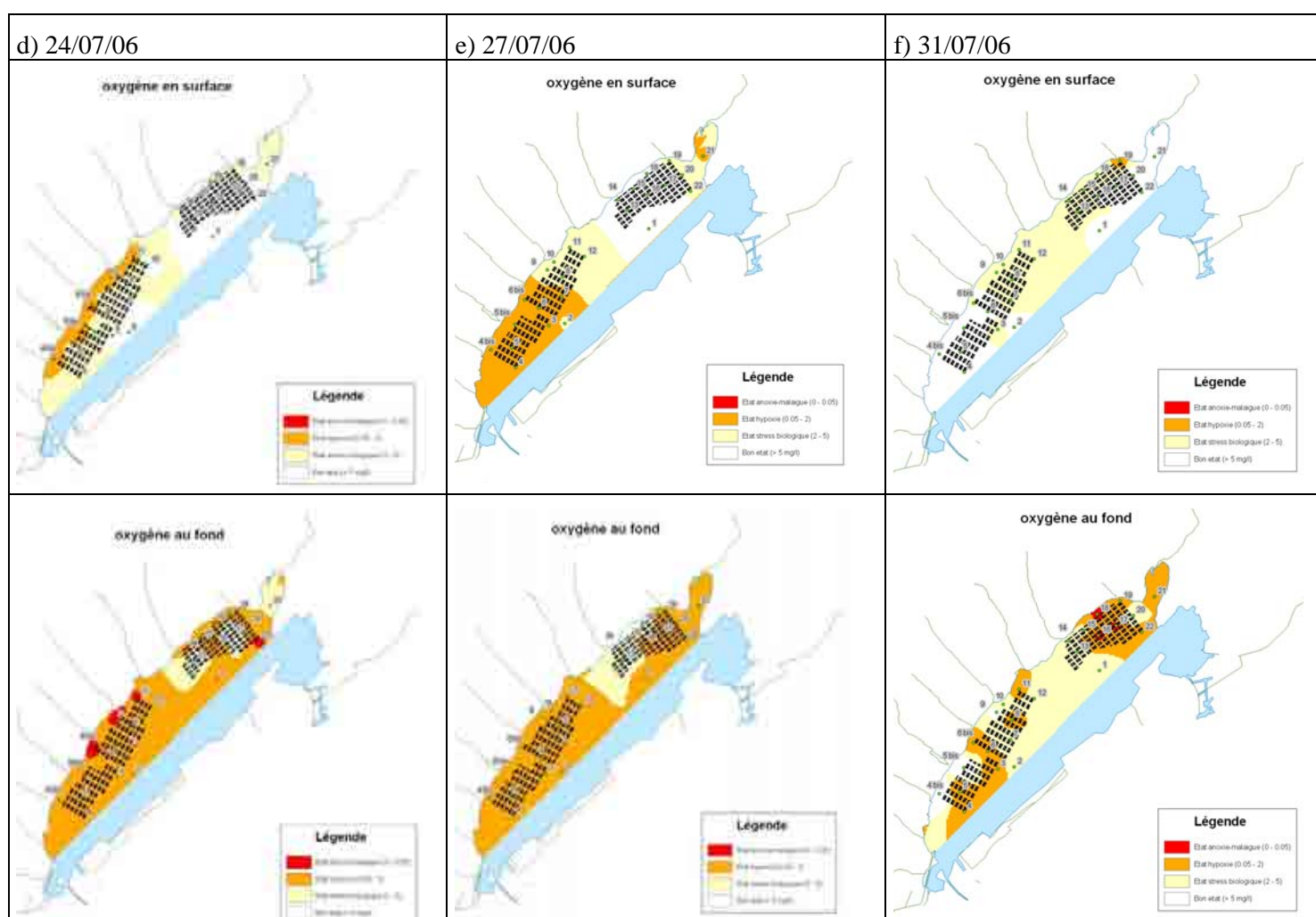


Figure 9.6 suite.

3.2. Bilan de la malaïgue de 2006

Les conditions caniculaires de juillet 2006 ont engendré un épisode de malaïgue qui est donc parti d'un foyer dans les zones profondes de Bouzigues et localement de zones de bordures puis s'est ensuite répandu vers le sud pour toucher durement les zones de Mèze et Marseillan. Malgré quelques secteurs touchés par des eaux blanches en bordure d'étang (Mourre-Blanc, port de Loupian, petit étang, crique de l'Angle,...), on a assisté cette année à une propagation de la malaïgue par le fond des tables.

Les mortalités de coquillages engendrées par la malaïgue ont concerné toutes les zones d'élevage, portant le bilan à plus de 7 500 tonnes de coquillages (la moitié de la production annuelle à Thau), dont 5 400 tonnes d'huîtres, au total pour plus de 10 millions d'euros. Le cheptel de moules en élevage a été détruit dans sa quasi-totalité et les huîtres ont été touchées par des mortalités de 25 à 75 % au nord de la zone de Bouzigues, de 50 à 100 % sur les tables de Mèze et de 100 % sur la plupart des tables de Marseillan³.

Suite à la malaïgue de l'été 1997, l'Ifremer a préconisé des mesures préventives visant à réduire le risque de malaïgue en limitant les apports de matières organiques (maîtrise des déchets et effluents conchylicoles, stations d'épuration et lagunages) et en réduisant le confinement (nettoyage régulier sous les tables et aux bords de la lagune, réduction des densités d'élevage, décalage des tables conchylicoles vers le large). La répétition d'épisodes climatiques exceptionnels encourage les collectivités et la profession conchylicole à suivre ces mesures préventives pour diminuer notablement le risque de propagation de malaïgue.

³ Données issues des missions d'évaluation des 3, 4, 7 et 9 août 2006 effectuées par les Affaires Maritimes, Ifremer, le Cepermar et en présence de représentants des professionnels.

4. Diagnostic de l'eutrophisation

En 2006, le diagnostic de la colonne d'eau et du phytoplancton ont été réalisés sur les six stations RSL (Figure 9. 3) en juin, juillet et août.

4.1. Diagnostic de la colonne d'eau

L'état de la colonne d'eau au niveau de la station Thau Ouest (TW) est médiocre au fond et en surface du fait des mauvais résultats du mois de juillet, expliqués par le phénomène de la malaïgue. L'anoxie très marquée au fond (- 6 m), associée aux températures extrêmes de l'eau en juillet (jusqu'à 29°C), favorise le relargage sédimentaire de sels minéraux. Ceux-ci profitent directement au phytoplancton, comme l'indiquent les fortes teneurs en chlorophylle *a* en surface et au fond (Tableau 9. 2).

Tableau 9. 2 : Grilles estivales (2006) 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
[A % O ₂ SAT]		0	7	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	3,1	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,22	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,6	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,07	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,36	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,37	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10	11	20	
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10	14	15		25	
NT	(μM)	0	22	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	2,60	4,5	

TWF			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	84
TUR	(NTU)	0		5		10	11	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,57	1		1,5		4	
NID	(μM)	0	1,2	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,07	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,09	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	1,1	3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10	14	20	
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15	17	25	
NT	(μM)	0	22	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	2,80	4,5	

Les deux autres stations de la moitié ouest se caractérisent par un état moyen pour Pisses-Saumes (PIS) et un état médiocre pour la reculée du Riac (RIA) (Tableau 9. 3). Sur ces secteurs peu profonds, le déficit en oxygène est également marqué au mois de juillet. Les concentrations importantes en phosphore total, associées aux blooms phytoplanctoniques (teneur élevée en chlorophylle *a*), en août et dès juillet sur la station PIS, témoignent du phénomène de relargage des nutriments par les sédiments.

Tableau 9. 3 : Grilles estivales (2006) de lecture de l'eau pour les stations de Pisses-Saumes (PIS) et de la reculée du Riac (RIA).

PIS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	65
TUR	(NTU)	0		5	6,8	10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,17	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,4	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,06	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,07	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,31	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10	11	20	
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10	13	15		25	
NT	(μM)	0	21	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5	2,50	2,5		4,5	

RIA			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30	31	40		50	
TUR	(NTU)	0	4,8	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,16	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,5	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,12	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,11	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,37	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7	7,8	10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0		7	9,2	10		15		25	
NT	(μM)	0	20	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5	2,00	2,5		4,5	

La station Thau Est (TE) se distingue par un diagnostic nettement plus mauvais au fond qu'en surface, comme cela avait été observé lors de la malaïgue de 2003 (Ifremer, 2004). Alors que l'anoxie mesurée au fond engendre un classement en mauvais état, les résultats en surface correspondent à un bon état (Tableau 9. 4). La stratification thermique

(jusqu'à 3°C de différence entre surface et fond), apparue suite à l'absence de vent en juillet et favorisée par la profondeur élevée de la station TE (7 m), empêche la réoxygénation de la colonne d'eau. Le phénomène de relargage des sels nutritifs par les sédiments s'en trouve intensifié (Souchu *et al.*, 1998), comme l'indiquent les teneurs très élevées en phosphates et ammonium relevées au fond en juillet. Ces sels nutritifs, consommés seulement en partie par le phytoplancton, à cause de la turbidité et du manque de lumière en profondeur, s'accumulent alors dans l'eau.

Tableau 9.4 : Grille estivales (2006) 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
[A % O ₂ SAT]		0	14	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	2,2	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,20	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,6	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,08	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,10	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,46	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5	6,0	7		10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0		7	8,4	10		15		25	
NT	(μM)	0	21	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5	2,20	2,5		4,5	

TEF			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	99
TUR	(NTU)	0		5		10	12	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1		1,5	2,7	4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	34
NITRI	(μM)	0	0,07	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,07	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	33
Chl-a	(μg/l)	0		5	6,4	7		10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10	10	15		25	
NT	(μM)	0		50	66	75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	4,60

Les deux stations peu profondes de l'est de l'étang obtiennent des états médiocre dans le Petit Etang (TPE) et mauvais dans la crique de l'Angle (TANG). Des teneurs élevées en chlorophylle *a* et en phosphore total sont

mesurées en juillet, de plus forte intensité sur la station TANG, où un déficit en oxygène est relevé (Tableau 9. 5).

Tableau 9. 5 : Grilles estivales (2006) de lecture de l'eau pour les stations du Petit Etang (TPE et de la Crique de l'Angle (TANG).

TPE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0	17	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	4,6	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,15	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	1,0	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,07	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,08	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,85	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10	16	20	
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15	20	25	
NT	(μM)	0	20	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5	2,00	2,5		4,5	

TANG			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30	37	40		50	
TUR	(NTU)	0		5	6,7	10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,22	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,4	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,08	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,00	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,31	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	38
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	41
NT	(μM)	0	31	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	4,10	4,5	

Le diagnostic la colonne d'eau met en évidence une qualité dégradée sur l'étang de Thau pour l'été 2006. Avec deux stations de niveau mauvais, quatre de niveau médiocre, une de niveau moyen et une seule atteignant le niveau bon, le bilan est moins bon que celui de l'été 2003, où la malaïgue avait été de moindre ampleur et n'avait eu de répercussions que sur les grilles de qualité du mois d'août. La malaïgue de juillet 2006 a perturbé l'étang dans son ensemble et dans la durée puisque des niveaux élevés de phosphore et de chlorophylle se sont maintenus au mois d'août. La canicule, qui a duré plus longtemps qu'en 2003, a donc bouleversé l'écosystème de façon intense.

4.2. Diagnostic du phytoplancton

Les comptages de cellules phytoplanctoniques mettent en évidence une augmentation des abondances au cours de l'été 2006. Partant des niveaux très bon et bon sur la majorité des stations au mois de juin, les abondances de picophytoplancton ($< 3 \mu\text{m}$) et de nanophytoplancton ($> 3 \mu\text{m}$) dépassent le seuil de qualité médiocre en août, ce qui se répercute sur la grille estivale (Tableau 9. 6).

Ce diagnostic médiocre se rapproche de celui qui avait été fait suite à la malaïgue de l'été 2003 (Ifremer, 2004). Les conditions anoxiques du mois de juillet ayant amplifié le flux benthique de nutriments, la production régénérée de phytoplancton est importante au mois d'août, en particulier au niveau des stations profondes (Thau Ouest et Thau Est).

Les abondances phytoplanctoniques élevées ne se répercutent pas systématiquement sur les concentrations en chlorophylle *a* du fait de la petite taille des cellules dénombrées (la majorité étant de taille inférieure à $6 \mu\text{m}$). On compte par exemple plus de 2.10^9 cell / L de picophytoplancton à la station TEF, mais le niveau de chlorophylle *a* reste bon (Tableau 9. 6).

Tableau 9. 6 : Grilles estivales de lecture du phytoplancton pour les stations de Thau.

TWS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
$< 3 \mu\text{m}$	Cel/L 10^6	0		20		50		100	272,3	500	
$> 3 \mu\text{m}$	Cel/L 10^6	0		2		5		10	35,4	50	

TWF			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
$< 3 \mu\text{m}$	Cel/L 10^6	0		20		50		100	230,2	500	
$> 3 \mu\text{m}$	Cel/L 10^6	0		2		5		10	31,0	50	

TPE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
$< 3 \mu\text{m}$	Cel/L 10^6	0		20		50		100	111,1	500	
$> 3 \mu\text{m}$	Cel/L 10^6	0		2		5		10		50	64,0

Tableau 9.6 (suite) :

TES			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100	216,3	500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10	29,0	50	

TEF			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100		500	2456,7
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10	22,2	50	

TANG			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50	99,7	100		500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10	85,2	50	

RIA			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100	153,1	500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10	26,4	50	

PIS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100	101,7	500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10	26,3	50	

4.3. Evolution pluriannuelle

Le diagnostic estival de la colonne d'eau met en évidence une dégradation de la qualité par rapport aux années précédentes. Les résultats sont à comparer avec ceux de l'été 2003, où une malaïgue avait également touché l'écosystème.

La station Thau Ouest, qui oscillait entre les états bon et moyen, même lors de la malaïgue de 2003, atteint le niveau médiocre en surface comme en profondeur (Tableau 9. 7). Les répercussions de la malaïgue qui a touché de plein fouet le secteur Ouest de l'étang (§3.1) sont visibles sur la colonne d'eau avec une hypoxie de fond importante, un phénomène intense de relargage des nutriments et par conséquent des abondances phytoplanctoniques élevées.

Tableau 9. 7 : Evolution du diagnostic de l'eau et du phytoplancton pour la station Thau Ouest.

	Thau Ouest Surface								Thau Ouest Fond							
	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Oxygène dissous (écart saturation)	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Moyen	Bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Moyen	Bon	Très bon	Très bon	Mauvais
Turbidité	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Bon	Très bon	Moyen	Très bon	Moyen
Phosphates	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Très bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon
Azote inorganique dissous	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Moyen	Très bon	Très bon	Très bon	Bon	Très bon	Très bon	Très bon
Nitrites	Bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	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	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	Très bon	Très bon	Très bon	Moyen	Très bon	Très bon	Bon	Bon	Très bon	Très bon	Bon
Chlorophylle a	Moyen	Très bon	Bon	Bon	Moyen	Bon	Bon	Moyen	Moyen	Très bon	Très bon	Très bon	Moyen	Moyen	Bon	Moyen
Chlorophylle a + phéopigments	Bon	Très bon	Bon	Très bon	Bon	Bon	Bon	Moyen	Bon	Très bon	Très bon	Très bon	Moyen	Bon	Très bon	Moyen
Azote total	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon
Phosphore total	Bon	Bon	Bon	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen	Bon	Bon	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen
ETAT COLONNE D'EAU	Bon	Bon	Bon	Bon	Moyen	Bon	Bon	Moyen	Moyen	Bon	Bon	Moyen	Moyen	Moyen	Bon	Moyen
Picophytoplancton (< 3 µm)	Moyen	Bon	Moyen	Bon	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen	Bon	Moyen	Moyen	Très bon	Moyen	Moyen	Moyen
Nanophytoplancton (> 3 µm)	Moyen	Très bon	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen	Très bon	Moyen	Bon	Très bon	Moyen	Bon	Moyen	Bon	Bon	Moyen
ETAT PHYTOPLANKTON	Moyen	Bon	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen	Très bon	Moyen	Bon	Bon	Moyen	Bon	Très bon	Bon	Bon	Moyen

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

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

Pour la station Thau Est, l'évolution est assez similaire, mise à part la stratification marquée de la colonne d'eau, qui engendre une mauvaise qualité au fond à cause de l'état de malaïgue répandu. Les eaux de surface, réoxygénées grâce au régime de brises marines, atteignent quant à elles un bon état au moment du prélèvement (le 27 juillet, cf § 3.1) (Tableau 9. 8).

Tableau 9. 8 : Evolution du diagnostic de l'eau et du phytoplancton pour la station Thau Est.

	Thau Est Surface								Thau Est Fond							
	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Oxygène dissous (écart saturation)	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Bon	Très bon	Très bon	Moyen	Très bon	Très bon	Mauvais	Mauvais	Bon	Très bon	Mauvais
Turbidité	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Moyen
Phosphates	Bon	Moyen	Bon	Bon	Bon	Moyen	Bon	Très bon	Moyen	Moyen	Bon	Bon	Moyen	Moyen	Bon	Moyen
Azote inorganique dissous	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Bon	Très bon	Très bon	Bon	Très bon	Bon	Bon	Bon	Très bon	Très bon	Mauvais
Nitrites	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Bon	Bon	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	Très bon	Très bon	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	Moyen	Très bon	Bon	Bon	Moyen	Très bon	Très bon	Mauvais
Chlorophylle a	Bon	Très bon	Moyen	Bon	Bon	Moyen	Bon	Bon	Bon	Très bon	Moyen	Bon	Moyen	Moyen	Très bon	Bon
Chlorophylle a + phéopigments	Bon	Très bon	Moyen	Bon	Bon	Moyen	Bon	Bon	Bon	Très bon	Moyen	Bon	Moyen	Moyen	Très bon	Bon
Azote total	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Bon
Phosphore total	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Moyen	Bon	Bon	Bon	Bon	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen	Bon	Mauvais
ETAT COLONNE D'EAU	Bon	Bon	Moyen	Bon	Bon	Moyen	Bon	Bon	Moyen	Bon	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen	Bon	Mauvais
Picophytoplancton (< 3 µm)	Bon	Bon	Bon	Bon	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen	Bon	Bon	Bon	Très bon	Moyen	Bon	Bon	Mauvais
Nanophytoplancton (> 3 µm)	Moyen	Très bon	Bon	Moyen	Bon	Moyen	Bon	Moyen	Bon	Très bon	Bon	Bon	Moyen	Moyen	Bon	Moyen
ETAT PHYTOPLANCTON	Moyen	Bon	Bon	Moyen	Moyen	Moyen	Bon	Moyen	Bon	Bon	Bon	Bon	Moyen	Moyen	Bon	Mauvais

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

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

Le diagnostic des quatre autres stations de l'étang de Thau est également impacté par les effets de la malaïgue de juillet, qui engendre une dégradation de l'état de la colonne d'eau (Tableau 9. 9). Les qualités sont plus mauvaises que celles obtenues lors de l'été 2003, en particulier sur la Crique de l'Angle qui atteint l'état mauvais à cause des concentrations élevées en chlorophylle *a* et le Petit Etang à cause des abondances de nanophytoplancton.

Tableau 9.9 : Evolution du diagnostic de l'eau et du phytoplancton pour les stations Pisses-Saumes, Crique de l'Angle, du Petit Etang et de la reculée du Riac.

	Pisses-Saumes							Crique de l'Angle							Thau Petit Etang							Riac			
	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2003	2004	2005	2006
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	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Picophytoplancton (< 3 µm)	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Nanophytoplancton (> 3 µm)	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
ETAT PHYTOPLANKTON	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

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

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

** Absence de donnée en juillet

Le diagnostic signe donc une dégradation importante de l'état de la colonne d'eau sur la presque totalité des stations de l'étang de Thau. Peu de stations atteignent un bon état depuis l'été 2002 et les malaïgues de 2003 et 2006 ont conduit à des classements médiocres à mauvais. Ces malaïgues, survenues suite à des conditions caniculaires et donc très particulières, montrent que, malgré un niveau trophique moyen, l'étang de Thau réunit les conditions favorables à la propagation de telles crises anoxiques (enrichissement des sédiments et stock de biomasse par la quantité des coquillages en élevage).

4.4. Diagnostic simplifié par les macrophytes

Suite au diagnostic complet de juin 2003, la flore aquatique de l'étang de Thau a été de nouveau explorée en juin 2006 grâce à un diagnostic simplifié des macrophytes. Ce type de diagnostic repose sur des observations visuelles du taux de recouvrement relatif des espèces climax et sur le nombre d'espèces présentes sur une zone d'environ 200 m² autour

de chaque station benthique (Ifremer, Créocéan, UMII, 2000). Les 70 stations benthiques de l'étang de Thau (40 dans la moitié est et 30 dans la moitié ouest) ont donc été suivies au cours de plongées au mois de juin.

4.4.1. Distribution des populations de macrophytes

Le diagnostic effectué en 2006 fait état d'une population de macrophytes aussi riche en espèces que lors des précédents diagnostics de 1998 et 2003 (Ifremer, 2004). Parmi les 42 espèces dénombrées en juin 2006, les espèces les plus largement répandues sont l'algue verte opportuniste *Cladophora vagabunda*, l'algue rouge opportuniste *Gracilaria verrucosa* et la phanérogame *Zostera marina* (Tableau 9. 10 et Figure 9. 7).

Deux espèces de phanérogames sont retrouvées en juin 2006 : *Zostera marina* et *Z. noltii* (Tableau 9. 10). *Zostera marina* est la troisième espèce la plus fréquemment recensée sur Thau en juin 2006 (Figure 9. 7). Les herbiers de zostères, qui constituent la plus grande partie des macrophytes climax⁴, se localisent principalement en bordure d'étang (Figure 9. 8), la plupart sous forme d'herbiers clairsemés et de faible étendue.

Tableau 9. 10 : Liste des espèces de macrophytes⁵ identifiées lors du diagnostic simplifié de 2006 sur l'étang de Thau.

<i>Zostera marina</i>	C	<i>Halopitys incurvus</i>	D	<i>Antithamnion cruciatum</i>	C
<i>Zostera noltii</i>	C	<i>Griffithsia corallinoides</i>	C	<i>Lyngbia sp</i>	C
<i>Cladophora vagabunda</i>	O	<i>Laurencia obtusa</i>	C	<i>Cystoseira barbata</i>	C
<i>Ulva rigida</i>	O	<i>Radicilingua tyrannosans</i>	C	<i>Dictyota linearis</i>	C
<i>Codium fragile</i>	O	<i>Gracilaria dura</i>	D	<i>Sargassum muticum</i>	D
<i>Acetabularia acetabulum</i>	C	<i>Solieria chordalis</i>	D	<i>Ectocarpacée stérile</i>	O
<i>Chaetomorpha aerea</i>	O	<i>Rytidophlaea tinctoria</i>	D	<i>Cutleria multifida</i>	D
<i>Chaetomorpha linum</i>	O	<i>Pterosiphonia parasitica</i>	C	<i>Cystoseira fimbriata</i>	C
<i>Enteromorpha clathrata</i>	O	<i>Lomentaria clavellosa</i>	C	<i>Chorda filum</i>	D
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	O	<i>Laurencia truncata</i>	C	<i>Cystoseira repens</i>	C
<i>Bryopsis hypnoides</i>	C	<i>Pterosiphonia pennata</i>	C	<i>Colpomenia sinuosa</i>	D
<i>Gracilaria verrucosa</i>	D	<i>Nithophyllum punctatum</i>	C	<i>Aglaozonia parvula</i>	C
<i>Polysiphonia elongata</i>	C	<i>Centroceras clavulatum</i>	C	<i>Dictyota dichotoma</i>	C
<i>Alsidium corallinum</i>	D	<i>Polysiphonia opaca</i>	C	<i>Cladostephus spongiosus</i>	C

⁴ Les algues climax sont constituées des herbiers de phanérogames et des algues permanentes. Le type de climax le plus représenté dans les lagunes du Languedoc-Roussillon sont les herbiers de phanérogames marines formés par les espèces du genre *Zostera*. C'est le genre retenu comme caractéristique d'un milieu en bon état trophique dans les lagunes marines (Ifremer, Créocéan, UM2, 2000).

⁵ En bleu figurent les phanérogames, en vert les algues vertes, en rouge les algues rouges et en brun les algues brunes. C : climax, D : dérivante, O : opportuniste.

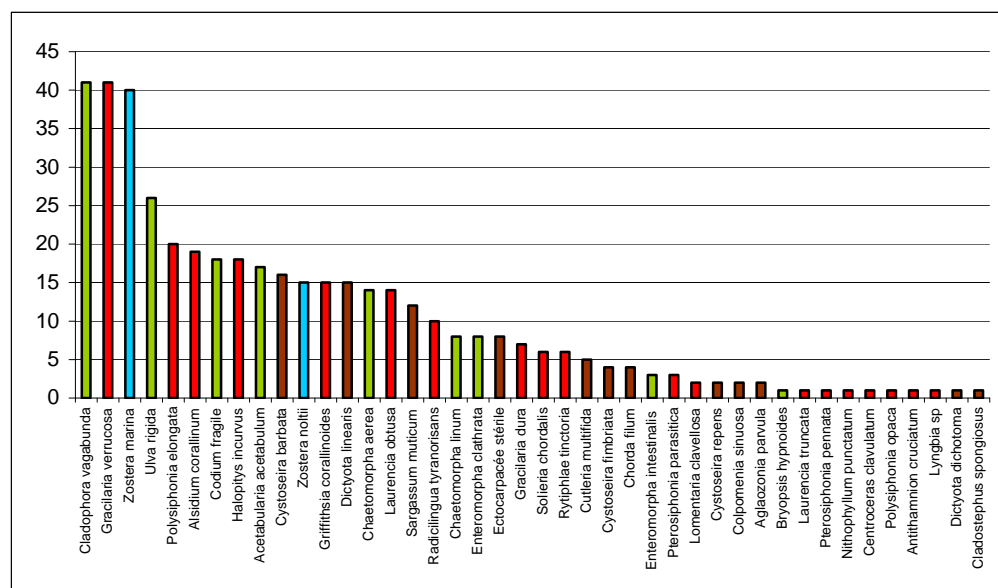


Figure 9. 7 : Diagramme rang-fréquence d'occurrence des espèces de macrophytes⁵ retrouvées en 2006 sur l'étang de Thau (en abscisse, nombre de stations où l'espèce est présente).

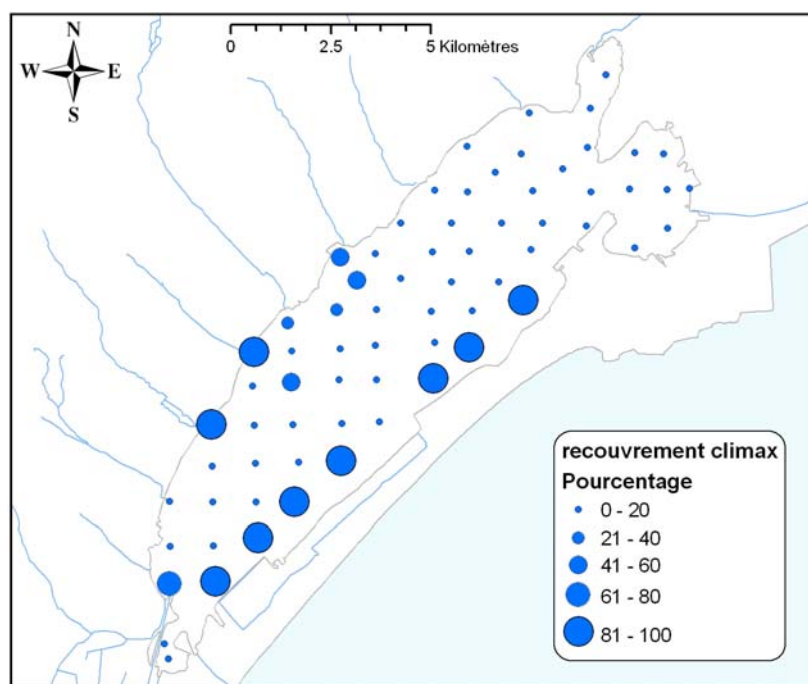


Figure 9. 8 : Pourcentage de recouvrement des espèces climax sur les 70 stations benthiques de l'étang de Thau.

Avec 19 espèces relevées au cours du diagnostic, les algues rouges (Rhodophycées) sont les plus nombreuses (Tableau 9. 10). Les rhodophycées dérivantes de fond des genres *Gracilaria*, *Alsidium*, *Halopitys* et *Solieria* forment d'importantes populations dans tout l'étang, recouvrant les sédiments et étiolant les herbiers et les algues fixées (acétabulaires, cystoseires). Ces observations témoignent d'un enrichissement à long terme du milieu en éléments nutritifs. Il faut noter cette année la présence inhabituelle de l'algue rouge fixée *Polysiphonia elongata* sur 20 stations. Cette espèce climax est également beaucoup retrouvée en Atlantique sur les parcs conchylicoles.

Les populations d'*Acetabularia acetabulum* (acétabulaires), seule algue climax parmi les 9 espèces d'algues vertes (Ulvophycées), se retrouvent essentiellement dans la moitié ouest de l'étang jusqu'à 3 mètres de profondeur. Leur présence est un bon signe. L'espèce *Cladophora vagabunda*, algue verte opportuniste la plus fréquemment retrouvée (41 stations sur 70, Figure 9. 7), présente un caractère envahissant. La laitue de mer (*Ulva rigida*), autre Ulvophycée opportuniste, bien que présente dans plus d'un tiers des stations (Figure 9. 7), ne constitue pas de populations proliférantes. Les deux espèces de Chaetomorpe (*Chaetomorpha aera* et *C. linum*) occupent la majorité de la zone des Onglous au sud-ouest de l'étang sous forme de masses denses de filaments. La présence de ces algues opportunistes dans un grand nombre de stations révèle un enrichissement notable du milieu en éléments nutritifs.

Parmi les 12 espèces d'algues brunes (Fucophycées), l'algue climax cystoseire (*Cystoseira barbata*, *C. multifida* et *C. repens*), présente dans une vingtaine de stations, montre que l'étang a un potentiel de restauration. Par contre, la sargasse, qui est retrouvée sur 12 stations (Figure 9. 7), peut présenter une menace sur la flore aquatique de l'étang de Thau, car cette espèce importée du Japon pourrait envahir les surfaces solides (parcs, rochers,...) de façon généralisée.

La population de macrophytes diagnostiquée cette année sur l'étang de Thau montre donc à la fois des signes positifs et négatifs, traduisant un état d'équilibre instable.

4.4.2. Diagnostic 2006

En juin 2006, le recouvrement végétal moyen est de 69 % sur la moitié Est et de 77 % sur la moitié Ouest (Tableau 9. 11). Le croisement des données de richesse spécifique et du pourcentage moyen de recouvrement par les espèces climax nous donne l'état du compartiment des macrophytes vis-à-vis de l'eutrophisation (Annexe 3). Pour les deux moitiés d'étang, l'état obtenu est moyen, du fait du faible pourcentage de recouvrement par les

espèces climax, en particulier sur la moitié Est où il n'atteint que 11 %, plus très loin de l'état orange (moins de 5 % de climax).

Tableau 9. 11 : Diagnostic 2006 des macrophytes sur les deux moitiés de l'étang de Thau. La moitié Ouest compte 40 stations et la moitié Est 30 stations. * Recouvrement des climax = recouvrement relatif par rapport au recouvrement végétal observé.

Juin 2006	Recouvrement végétal (%)	Recouvrement des espèces climax* (%)	Nombre d'espèces	Etat
Thau Est	69	11	34	
Thau Ouest	77	32	31	

La couleur dominante du diagnostic par station est l'orange, surtout sur la moitié Est qui ne compte que 3 stations en bon ou très bon état (Figure 9. 9). Sur la moitié Ouest, le bilan est moins mauvais avec 9 stations au-dessus du seuil de bonne qualité. Les 9 stations en très bon état (bleu) se localisent essentiellement en bordure Est, Nord et Ouest de l'étang. Cette répartition coïncide avec celle des espèces climax (Figure 9. 8) et s'explique par la faible profondeur qui, grâce au passage de la lumière, autorise le développement des herbiers.

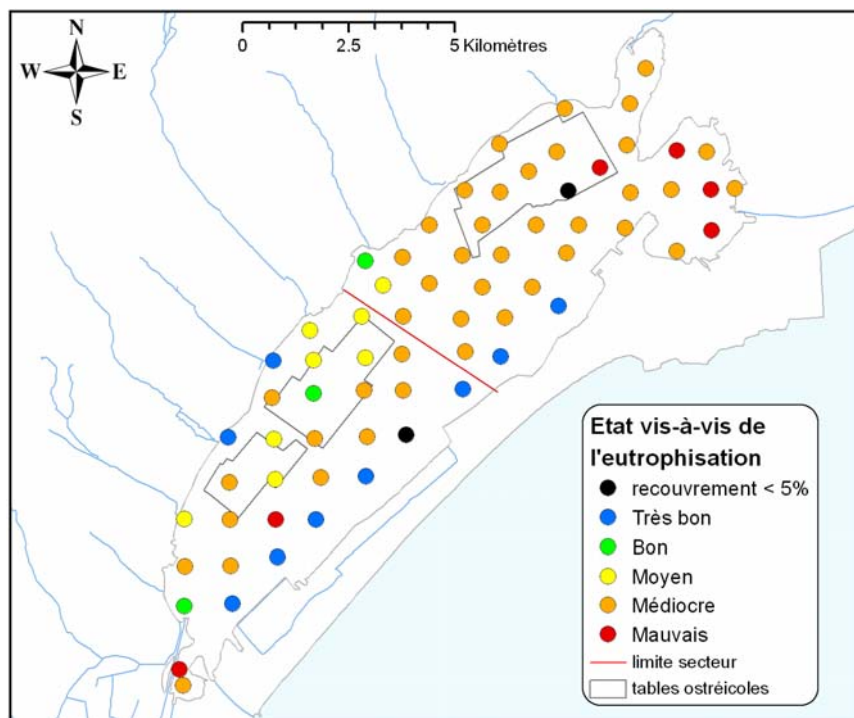


Figure 9.9 : Etat des macrophytes vis-à-vis de l'eutrophisation sur les secteurs Thau Ouest et Thau Est.







4.4.3. Etats antérieurs et évolution des macrophytes






Au cours des trois diagnostics qui ont été mis en œuvre depuis 1998, l'état des macrophytes vis-à-vis de l'eutrophisation présente un niveau de qualité moyen sur les deux moitiés d'étang (Tableau 9. 12). La diversité spécifique semble se maintenir avec 45, 44 puis 42 espèces et quasiment la même proportion de phanérogames, d'algues vertes, rouges et brunes.

Les phanérogames marines sont représentées par deux espèces (*Zostera marina* et *Z. noltii*) qui occupent essentiellement les stations en bordure d'étang, mais dont la taille des peuplements diminue, notamment à cause des malaïgues successives de 2003 et 2006 qui ont pu détruire les graines produites en début d'été.

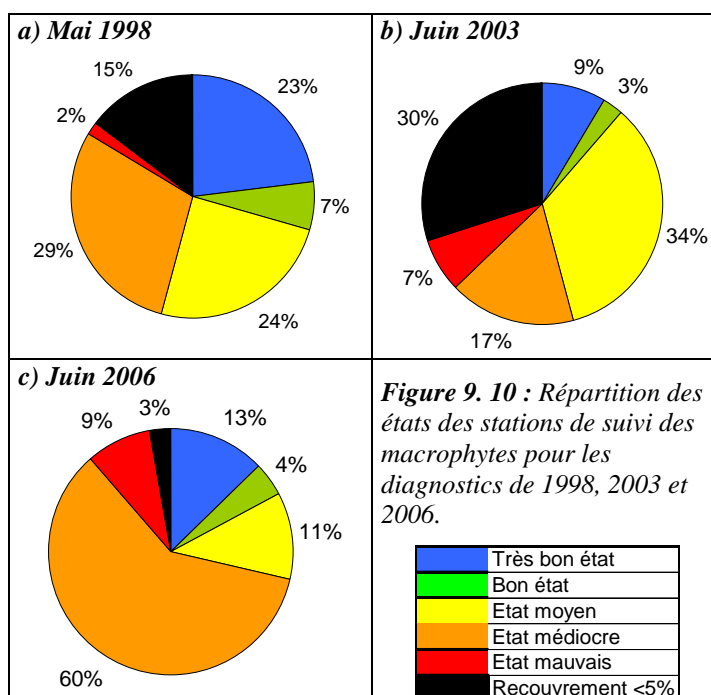
Le pourcentage de stations de qualité très bonne et bonne diminue de 1998 à 2003 puis 2006 (Figure 9. 10). La surface occupée par les végétaux a augmenté en 2006, mais aux dépens des herbiers et au profit des espèces dérivantes de fond. Ceci se traduit par une baisse du pourcentage de stations de faible recouvrement et une augmentation de la proportion de stations de qualité médiocre, qui deviennent majoritaires.

Tableau 9. 12 : Evolution du diagnostic des macrophytes sur les deux moitiés de l'étang de Thau.

	Thau Est			Thau Ouest		
	1998	2003	2006	1998	2003	2006
% recouvrement végétal	66	50	69	83	62	77
nb d'espèces	37	34	34	20	33	31
% recouvrement climax	32	21	11*	44	33	32*
ETAT MACROPHYTES						

Légende :  Très bon  Bon  Moyen  Médiocre  Mauvais
 * En 2006, diagnostic par recouvrement relatif et non par biomasse relative.

Malgré un état moyen diagnostiqué depuis 1998, la comparaison des résultats montre que les peuplements de macrophytes évoluent vers une dégradation de la qualité vis-à-vis de l'eutrophisation.



4.4.4. Suivi particulier sur la Crique de l'Angle

Le diagnostic simplifié des macrophytes de l'étang de Thau a été complété en 2006 par un suivi particulier de la Crique de l'Angle, avec l'ajout de 10 stations dans ce secteur peu profond soumis à de nombreux apports continus en éléments nutritifs (SAFECE CETIIS, 2003).

Les zostères, jadis abondantes dans la crique (Lauret, 1990), ne sont présentes que dans 3 stations sur 12 avec l'espèce *Zostera marina*, qui recouvre de faibles surfaces. Les autres espèces climax recensées (*Acetabularia acetabulum*, *Laurencia obtusa*, *Cystoseira barbata*, *Gymnogongrus griffithsiae*) sont peu abondantes et ne forment pas de population. Les seuls peuplements de macrophytes sont constitués par les algues opportunistes et dérivantes qui occupent les trois-quarts de la surface diagnostiquée.

La qualité est médiocre sur 9 stations et mauvaise sur 3 (Figure 9. 11). Avec 13 espèces et un recouvrement relatif par les espèces climax de 3 %, les peuplements de macrophytes de la Crique de l'Angle sont caractérisés par un état médiocre vis-à-vis de l'eutrophisation, qui peut s'expliquer par les apports en sels nutritifs importants issus du bassin versant (Tableau 9. 13).

Tableau 9. 13 : Diagnostic 2006 des macrophytes sur la Crique de l'Angle. Diagnostic réalisé sur 12 stations. * Recouvrement des climax = recouvrement relatif par rapport au recouvrement végétal observé.

Juin 2006	Recouvrement végétal (%)	Recouvrement des espèces climax* (%)	Nombre d'espèces	Etat
Crique de l'Angle	76	3	13	

Le diagnostic complet de 2003 avait également mis en évidence l'état avancé d'eutrophisation de ce secteur de l'étang, dont les sédiments atteignent des teneurs élevées en matière organique et phosphore total (Ifremer, 2004). Au vu de ces résultats et de la qualité du compartiment macrophytique qui se dégrade, il semble désormais nécessaire de réfléchir aux moyens à mettre en œuvre pour réduire les apports en éléments nutritifs arrivant depuis le bassin versant dans ce secteur fragile de l'étang.

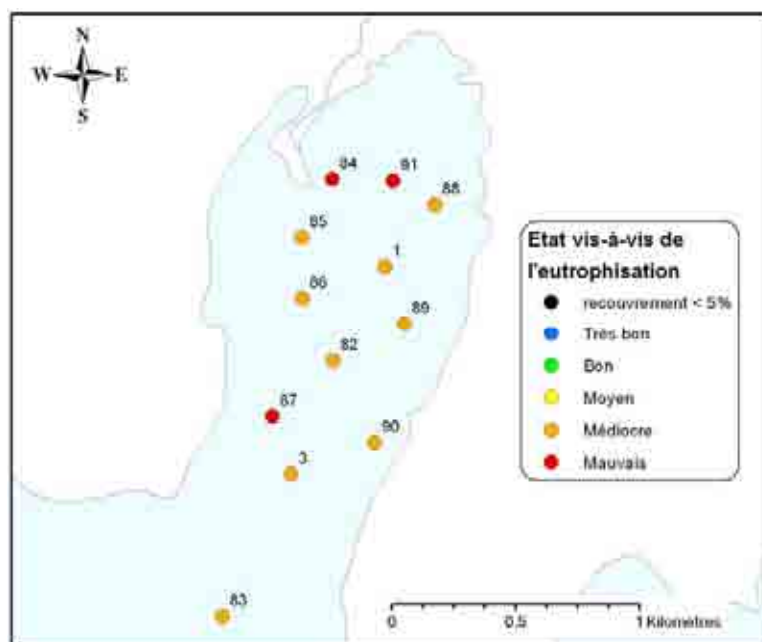


Figure 9. 11 : Etat des macrophytes vis-à-vis de l'eutrophisation sur la Crique de l'Angle.

5. Suivi particulier : apports du Canal du Midi

A la demande du SMBT, un suivi particulier a été mis en œuvre en 2006 sur le canal du Midi en vue de caractériser ses apports et d'évaluer leur impact en terme d'eutrophisation de l'étang de Thau. Il existe en effet peu d'informations sur la qualité des eaux du canal du Midi et les données disponibles (BCEOM -Aquascop 2004 ; SAFECE CETIIS, 2002,...) ne sont pas suffisantes pour permettre d'en qualifier le niveau trophique et d'en évaluer la contribution en terme d'apports eutrophisants à l'étang de Thau.

Le Canal du Midi s'étend sur 240 km depuis Bordeaux puis Toulouse jusqu'à Marseillan, où il débouche dans l'étang de Thau. Profond en moyenne de 2 m, large de 20 m en surface et de 11 m au fond, il est interrompu par 63 écluses, jusqu'à la dernière écluse du Bagnas à Agde, située à 2 km avant le débouché dans l'étang de Thau.

5.1. Suivi réalisé

Les prélèvements d'eau ont été effectués en amont de la dernière écluse (écluse du Bagnas) afin de caractériser au mieux les apports du canal du Midi. En effet, à l'aval de l'écluse du Bagnas, les eaux du canal sont parfois mélangées avec les eaux salées de l'étang (selon les conditions de vent). D'autre part, une prise d'eau du canal du Midi vers l'étang du Grand Bagnas est située entre l'écluse du Bagnas et le Pont Martin. Le point de prélèvement a donc été placé en amont de cette prise d'eau (entre des ponts Saint Bondély et Martin), afin de caractériser également les apports au Grand Bagnas (Figure 9. 12).



Figure 9. 12 : Localisation du point de prélèvement sur le Canal du Midi, en amont de l'écluse du Bagnas (étoile).

Les prélèvements ont été réalisés de façon mensuelle à partir d'avril 2006 et couplés avec des mesures d'oxygène, température et salinité *in situ*. L'analyse en laboratoire des paramètres reliés au phénomène d'eutrophisation (turbidité, paramètres azotés et phosphorés) a été complétée par une analyse des concentrations en bactéries *Escherichia coli* (*E. coli*), indicatrices de contamination fécale.

Les données concernant les volumes éclusés au niveau de l'écluse du Bagnas ont été récupérés auprès de VNF, afin d'évaluer les flux d'éléments nutritifs et d'*E. coli* apportés à l'étang de Thau.

5.2. Diagnostic de la qualité des eaux

Les eaux du canal étant douces, la grille RSL n'est pas adaptée pour traiter les résultats. Les concentrations sont donc analysées à l'aide des seuils proposés par le SEQ-Eau (version 2, 2003), qui sont repris dans la circulaire DCE 2005/12 relative à la définition du "bon état" pour les eaux douces de surface (Tableau 9. 14).

Tableau 9. 14 : *Seuils de qualité pour les eaux cours d'eau (SEQ-Eau, version 2).*

	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Oxygène (% saturation O ₂)	90	70	50	30	
Turbidité (NTU)	15	35	70	100	
Ammonium (mg/L NH ₄)	0,1	0,5	2	5	
Nitrites (mg/L NO ₂)	0,03*	0,3	0,5	1	
Nitrates (mg/L NO ₃)	2*	10*	25	50	
Phosphates (mg/L PO ₄)	0,1	0,5	1	2	
Phosphore total (mg/L P _t)	0,05	0,2	0,5	1	
E. coli (u/100 mL)	20	200	2000	20000	

* La borne supérieure du bon état donnée dans la circulaire DCE 2005/12 différente pour NO₂ :]0,1 – 0,3] et NO₃ :]10 – 50].

Les teneurs en éléments azotés et phosphorés, en-dessous du seuil moyen du SEQ-eau, indiquent que les eaux du Canal du Midi ne sont pas eutrophisées (Tableau 9. 14). Un déficit en oxygène dissous est décelé au mois de mai et d'août à octobre, vraisemblablement favorisé par la hausse de la température de l'eau qui dépasse les 17 °C.

Tableau 9. 15 : *Diagnostic de la qualité de l'eau du Canal du Midi d'avril 2006 à février 2007.*

	%O ₂ saturation	Turbidité (NTU)	NH ₄ (mg/L)	NO ₂ (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	PO ₄ (mg/L)	P _t (mg/L)	E. coli (u/100 mL)
10/04/2006	82,0	15,1	0,04	0,02	2,81	0,02	0,07	40
10/05/2006	55,3	10,5	0,08	0,02	1,93	0,04	0,04	120
09/06/2006	75,3	5,2	0,06	0,02	1,96	0,05	0,05	40
07/07/2006	102,1	7,7	0,09	0,03	0,87	0,09	0,07	40
22/08/2006	36,5	14,6	0,06	0,01	0,57	0,05	0,06	380
19/09/2006	66,5	18,3	0,05	0,03	6,96	0,03	0,05	520
10/10/2006	43,3	13,7	0,04	0,03	3,71	0,05	0,04	250
14/11/2006	84,0	11,2	0,03	0,01	2,89	0,02	0,04	650
20/12/2006	77,8	5,4	0,02	0,01	2,44	0,02	0,03	375
09/01/2007	77,0	3,2	0,02	0,01	2,36	0,03	0,03	<15
06/02/2007	118,0	4,0	0,03	0,01	2,92	0,03	0,03	61

Les concentrations en *E. coli* mettent en évidence la présence de germes témoins de contamination fécale dans le canal tout au long de l'année, en particulier de la fin de l'été au mois de décembre, où les teneurs indiquent un niveau de qualité moyen.

Le diagnostic indique donc une relativement bonne qualité des eaux du Canal du Midi en amont de l'écluse du Bagnas. Cependant, une évaluation des flux apportés à l'étang est nécessaire pour estimer la contribution du Canal du Midi en terme d'apports en éléments eutrophisants et en *E. coli*.

5.3. Evaluation des flux apportés à l'étang de Thau

L'analyse de l'évolution des teneurs en éléments nutritifs met en évidence un pic dans les concentrations en composés azotés (NO_3 , NID et par répercussion N_t) au mois de septembre (Figure 9. 13). Ce pic, corrélé au maximum de la turbidité, peut être mis en relation avec les cumuls de pluies importants du mois de septembre qui ont pu engendrer des apports par lessivage (en particulier des nitrates) des terres agricoles du bassin versant de l'Hérault, fleuve qui se déverse dans le Canal du Midi à 3 km en amont de l'écluse. Les teneurs en ammonium, phosphates et phosphore total ne suivent pas la même évolution puisqu'elles atteignent des maxima de mai à juillet, qui peuvent s'expliquer par des apports issus de rejets domestiques. Seul le prélèvement d'avril montre un pic simultané de N_t et P_t et de turbidité, pouvant indiquer une efflorescence phytoplanctonique printanière.

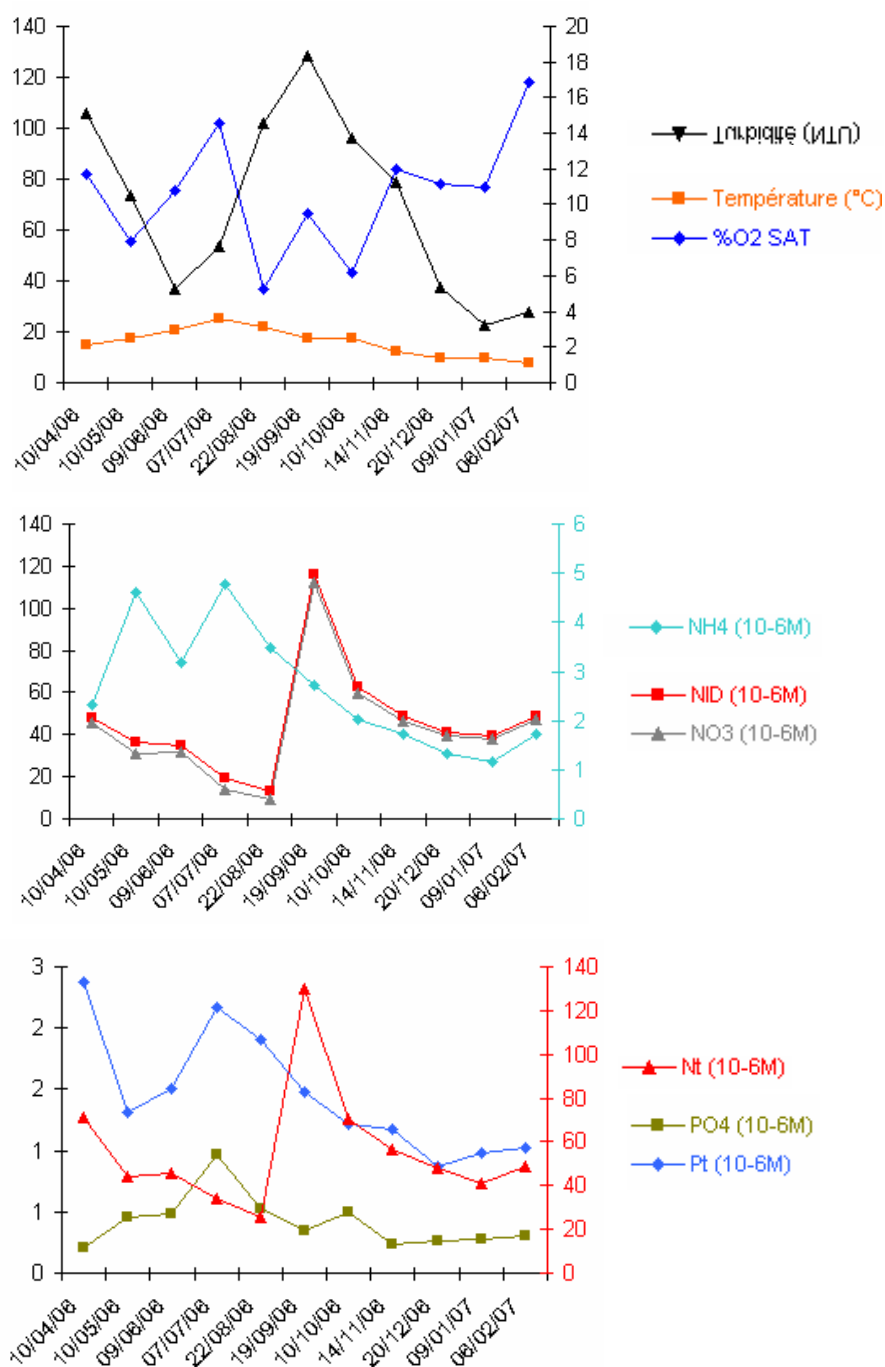


Figure 9. 13 : Evolution des teneurs en éléments nutritifs (en μM) d'avril 2006 à février 2007.

L'écluse du Bagnas n'étant pas équipée de débitmètre, les débits journaliers d'eau apportés par le Canal du Midi ont été estimés à partir du nombre mensuel de bateaux passés à l'écluse du Bagnas, du nombre d'éclusées associées et du volume d'eau relâché à chaque éclusée ($\approx 450 \text{ m}^3$)⁶. La fréquentation du Canal du Midi étant liée au tourisme fluvial, le débit sortant de l'écluse est plus important d'avril à octobre, avec un pic aux mois de juillet et août (Figure 9. 14).

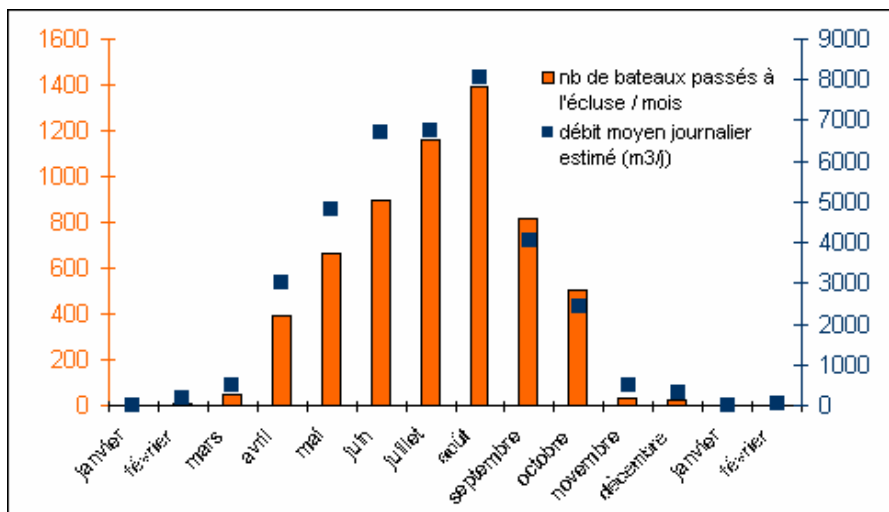


Figure 9. 14 : Evolution du nombre mensuel de bateaux passés à l'écluse du Bagnas et estimation du débit journalier moyen d'eau éclusée.

Les concentrations en *E. coli* n'évoluent pas de la même manière que les teneurs en éléments nutritifs, elles dépassent les 200 unités/100 mL d'août à décembre en passant par un maximum au mois de novembre (Figure 9. 15). Le flux en *E. coli* peut être évalué à partir des concentrations et du débit moyen journalier estimé, ce qui aboutit à des flux au maximum de 10^{10} *E. coli*/j, soit 0,2 EH⁷ et en moyenne de $4 \cdot 10^8$ *E. coli*/j, soit 4,2 EH (Figure 9. 16).

Ces estimations montrent que les apports du Canal du Midi sont de l'ordre des flux issus de certains lagunages mais nettement moins importants que les apports des cours d'eau débouchant dans l'étang de Thau. En effet, les flux estimés par exemple pour le lagunage de Poussan-Bouzigues vont de

⁶ Données fournies par M.Thiébaud, agent technique VNF de l'écluse du Bagnas à Marseillan.

⁷ L'équivalent-habitant (EH) correspond à l'unité de mesure représentant la quantité de pollution émise en un jour par une personne (Directive "eaux résiduares urbaines" du 21/05/1991). 1 EH = $2,4 \cdot 10^9$ *E. coli*/j selon Dupray, 1999.

10^9 à 10^{11} *E. coli*/j, soit de 2,8 à 6,7 EH (données CCNBT) et pour celui de Mèze-Loupian de $10^{10,1}$ à $10^{10,35}$ *E. coli*/j, soit de 5,6 à 9,4 EH (SIEE, 2006). Les flux issus des cours d'eau peuvent atteindre $10^{13,9}$ *E. coli*/j, soit 3 600 EH pour le Pallas (flux mesurés) et $10^{11,9}$ *E. coli*/j, soit 360 EH pour le ruisseau des Fontanilles (flux estimés) (Ifremer, 2004 (b)).

De plus, une étude menée dans le cadre du projet européen DITTY a montré que le flux maximum admissible estimé (flux au-dessus duquel une zone d'élevage conchylicole est impactée de façon à ce que le seuil sanitaire A, de 230 *E. coli*/100 g de C.L.I., soit dépassé) est de l'ordre $10^{10,9}$ *E. coli*/j pour les Fontanilles et de $10^{11,9}$ *E. coli*/j pour Marseillanville (Loubersac *et al.*, 2006). Le flux apporté par le Canal du Midi, débouchant dans l'étang de Thau entre les Fontanilles et Marseillan mais ne dépassant pas les 10^{10} *E. coli*/j, n'engendrerait donc pas de contamination microbiologique notable des zones conchylicoles.

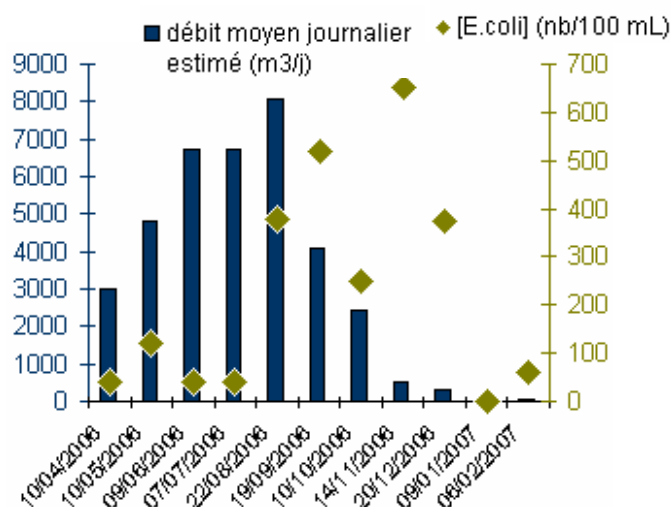


Figure 9.15 : Evolution du débit moyen journalier et des concentrations en *E. coli*.

Pour ce qui concerne les éléments nutritifs, les flux estimés de phosphore et d'azote total connaissent un pic respectivement en juillet/août et en septembre, avec des moyennes de 0,18 kg P_t/j (soit 45 EH), de 2,44 kg N_t/j et 0,8 kg NTK/j (soit 54 EH) (Figure 9. 16). Ces flux sont largement inférieurs aux flux journaliers moyens apportés par la Vène, qui ont été en 1999 de l'ordre de 45 kg P_t/j et 220 kg N_t/j (4 kg P_t/j et 15 kg N_t/j en très basses eaux ; > 1600 kg P_t/j et > 700 kg N_t/j en crue) ou aux apports du Pallas en crue (189 kg P_t/j et 1197 kg N_t/j), mais ils s'approchent des flux de ce dernier en très basses eaux (0,19 kg P_t/j et 1,2 kg N_t/j) (Tournoud *et al.*, 2004). Les flux d'azote et de phosphore total estimés pour le Canal du Midi se trouvent également 10 à 20 fois inférieurs aux apports moyens

issus des lagunages se rejetant dans l'étang (Tournoud *et al.*, 2004). Enfin, ils correspondent seulement à 0,17 % pour le phosphore et 0,35 % pour l'azote des apports moyens journaliers estimés sur le bassin versant de Thau (rejets urbains, agriculture, industries,...) (Dupré, 2002).

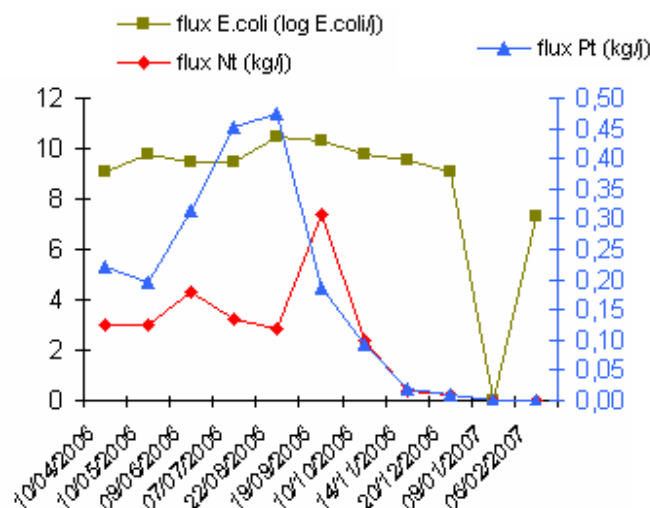


Figure 9. 16 : Evolution des flux journaliers estimés en *E. coli*, Nt et Pt.

Le suivi mensuel mis en œuvre en amont de l'écluse du Bagnas montre donc que les apports du Canal du Midi à l'étang de Thau sont faibles en terme d'éléments nutritifs, puisqu'ils contribuent en 2006 à moins d'1 % des apports issus du bassin versant. Cependant, les eaux du canal peuvent être soumises à des apports importants issus du lessivage des terres agricoles du bassin versant de l'Hérault, comme le montrent les pics de nitrates à l'automne.

Le canal peut également faire l'objet de contaminations ponctuelles, comme le montrent les teneurs en phosphates et en ammonium observées l'été ou encore les flux non négligeables en *E. coli* de l'été ou l'automne. Ceci met en évidence l'existence de rejets domestiques qui peuvent provenir des agglomérations (ruissellement urbain), des deux campings situés à proximité des rives du canal, hébergeant chacun près de 500 personnes en période estivale (BCEOM, 2004), mais également des activités liées à la navigation touristique⁸. A l'écluse du Bagnas, ce sont près de 6 000 bateaux qui ont transité sur l'année de suivi (Figure 9. 14). Cette fréquentation a essentiellement lieu d'avril à octobre, avec 58 % du

⁸ En Languedoc-Roussillon (Canal du Midi et Canal de la Robine), on dénombre 600 coches de plaisance (30% des locations en France), 23 bateaux-promenade disposant au total de 1700 places, et une quinzaine de péniches-hôtels proposant de 6 à 40 lits. Cela correspond à un potentiel de 50 000 personnes pour les coches et 142 000 passagers pour les bateaux de promenade (Marc, 2005).

trafic de juin à août⁹. En l'absence de structure permettant le pompage des cuves de rétention des quelques bateaux équipés (BCEOM, 2004), on peut considérer que les rejets liés à la navigation sont tout de même non négligeables, en particulier en période touristique et au niveau des écluses, zones d'arrêt des bateaux.

Enfin, il faut noter qu'à l'aval de l'écluse du Bagnas (bief de 5 km jusqu'à l'étang) (Figure 9. 12), il peut exister des sources potentielles de contamination, non prises en compte dans le cadre de ce suivi (zones de stationnement des bateaux des Onglous, camping,...) et qui peuvent être à l'origine d'apports complémentaires, en particulier en situation de tramontane lorsque le bief se vide.

6. Autres réseaux de surveillance

6.1. Réseaux de surveillance des mollusques

6.1.1. REPAMO (Réseau de Pathologie des Mollusques)

Le REPAMO a pour objectifs de prévenir l'introduction et la propagation d'agents pathogènes et de surveiller l'évolution de ceux déjà présents sur le territoire national. Parmi les thèmes développés par le réseau, l'étude des cas de mortalités anormales et le suivi zoosanitaire des mollusques d'élevage ou sauvages ont été mis en œuvre en 2006 dans la lagune de Thau.

Mortalités anormales

Plusieurs cas de mortalités anormales de naissains d'huîtres creuses ont été observés en 2006 dans la lagune de Thau. Un seul cas d'infection par un virus de type Herpès susceptible de participer à la mortalité a été identifié (d'autres facteurs peuvent être impliqués dans les mortalités, conjointement à la présence de ce virus). Sur un cas de mortalité intervenu en octobre sur l'étang voisin d'Ingril, un protozoaire du groupe des Haplosporidies¹⁰ a été observé. Une seule huître sur 30 examinées présentait le parasite. La faible prévalence de cet agent ne permet pas de lui attribuer cette mortalité.

⁹ Soit plus de 3 000 bateaux, excédant la population navigante estivale estimée dans l'étude "Ports propres" (BCEOM, 2004).

¹⁰ Parasite à déclaration obligatoire, impliqué dans de nombreux cas de mortalités d'huîtres américaines (*Crassostrea virginica*), mais déjà observé dans la région, en particulier dans les huîtres plates.

Suivi des mollusques

Le suivi de base des mollusques, mis en œuvre par le REPAMO, permet de disposer d'informations sur l'état zoosanitaire des coquillages en dehors des épisodes de mortalités (situation de crise) dans le but de garantir des échanges commerciaux sans danger zoosanitaire. Il répond à des obligations réglementaires mentionnées dans la Décision Européenne 95/70/CE. En 2006, le suivi a porté sur la moule *Mytilus galloprovincialis* et en particulier son infestation par le protozoaire du genre *Marteilia*¹¹. En raison de la crise dystrophique (malaïgue) survenue dans la lagune de Thau au cours de l'été ayant entraîné la disparition quasi totale des moules en élevage (mortalité), un seul prélèvement sur les deux initialement prévus a pu être réalisé en septembre sur des individus captés sur les structures (rails) d'une table d'élevage du lotissement de Bouzigues.

6.1.2. REMORA (Réseau Mollusques des Rendements Aquacoles)

Le réseau REMORA suit la croissance, la mortalité et la qualité des huîtres creuses (*Crassostrea gigas*) dans les différents bassins ostréicoles français à partir d'un lot unique. L'ensemble des résultats fait l'objet d'un rapport national et certaines informations sont disponibles sur le site internet : <http://www.ifremer.fr/remora>.

Comme l'an passé, durant l'année 2006, cinq stations ont été suivies sur l'étang de Thau (Figure 9. 17). Les huîtres ont été mises en élevage le 20 mars et les échantillonnages (30 individus) ont été réalisés successivement les 7 juin, 9 septembre et 7 décembre. Dans les représentations graphiques, le printemps correspond à la période entre le mois de mars et juin, l'été entre juin et septembre et enfin l'automne la période entre les mois de septembre et décembre.



Figure 9. 17 : Localisation des stations REMORA suivies en 2006 sur l'étang de Thau.

¹¹ *Marteilia* : protozoaire dont l'espèce *Marteilia refringens*, responsable de la maladie de la glande digestive de l'huître plate, a provoqué l'une des plus graves épizooties de cet hôte en Europe au début des années 70.

Mortalité et croissance

Le taux de mortalité observé au cours de l'année 2006 est peu représentatif de la réalité. Les cordes d'élevage ont été déplacées fin juillet au moment de la malaïgue pour préserver les échantillonnages suivants. La zone de Marseillan a connu une plus faible croissance printanière (Figure 9. 18) que les deux autres zones d'élevage. Le gain de poids estival est quasi identique sur l'ensemble de la lagune. Le point de Bouzigues Est (TH04 sur la Figure 9. 17) bordure de la zone d'élevage a bénéficié d'une excellente croissance automnale alors que l'on observe un très petit gain sur les deux points de la zone de Marseillan (TH06 et TH03).

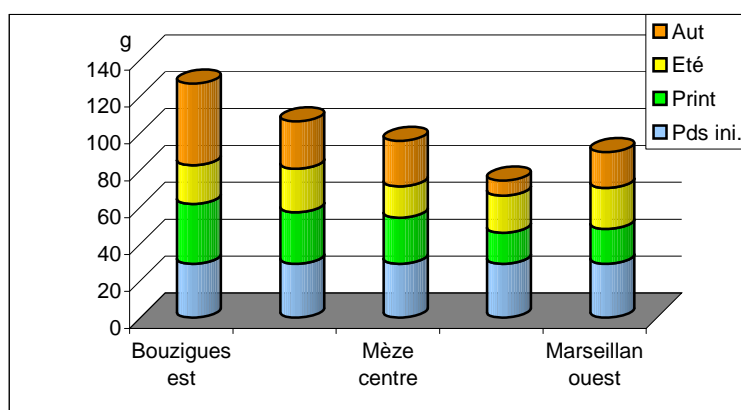


Figure 9. 18 : Gain de poids saisonnier pour l'année 2006.

Qualité

Au cours de l'année 2006, le taux de chambrage à gélatine¹² est faible. Une augmentation a été relevée lors de l'échantillonnage du mois de décembre (Figure 9. 19). Cependant, les valeurs sont nettement en deçà de celles des années antérieures.

¹² Phénomène dû à la présence de TBT dans le milieu (voir Ifremer, 2004).

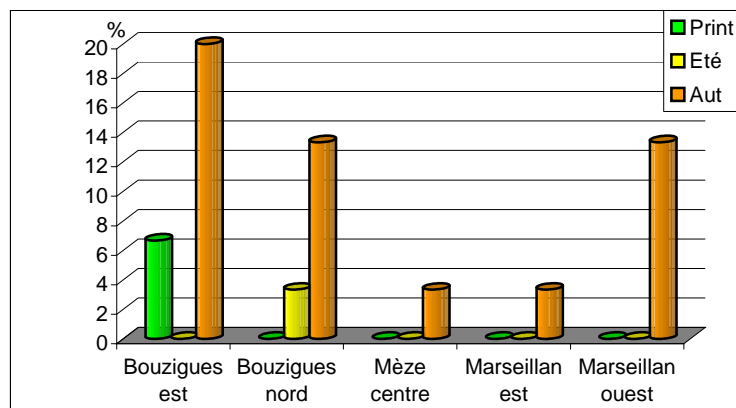


Figure 9. 19 : Evolution saisonnière du chambrage à gélatine pour l'année 2006.

L'indice *Polydora* reflète l'infestation (quantité et surface) des coquilles par le ver polychète *Polydora sp.* (Ifremer, 2004). L'année 2006 est caractérisée par un niveau d'infestation faible lors des deux premières périodes (Figure 9. 20). On note une élévation du taux d'infestation lors du relevé de fin d'année, résultant sans doute de la forte dégradation du milieu (malaïgue).

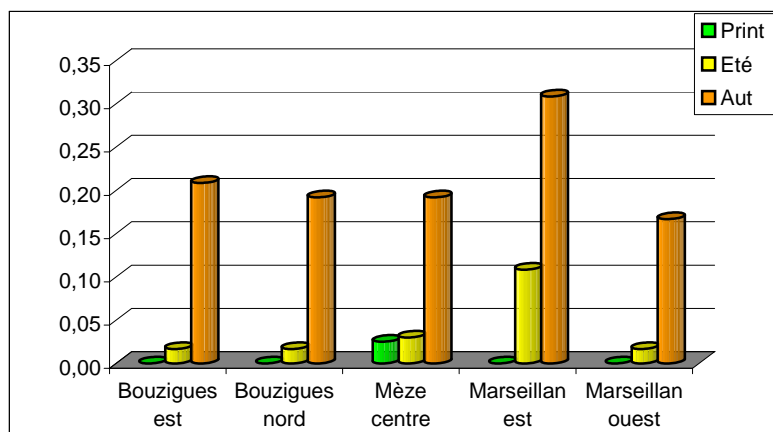


Figure 9. 20 : Evolution saisonnière de l'indice *Polydora* sur le cheptel d'huîtres en 2006.

Les valeurs du taux de remplissage observées lors des différents échantillonnages dans la lagune de Thau en 2006 permettent de classer

l'ensemble des lots dans la catégorie d'appellation commerciale "spéciales" selon les normes Afnor¹³ (Figure 9. 21).

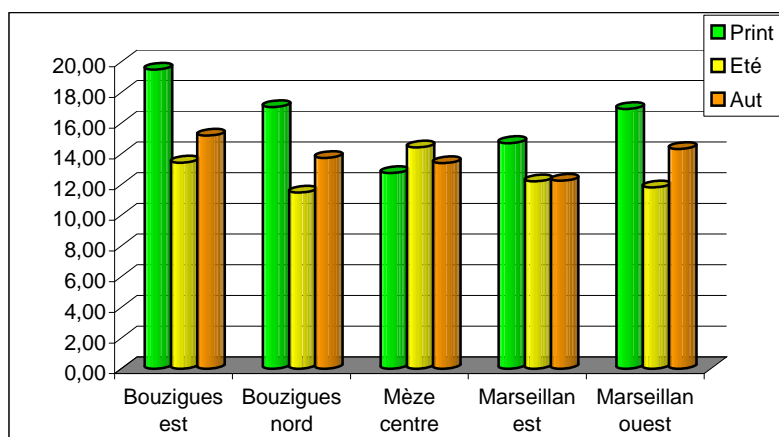


Figure 9. 21 : Taux de remplissage des huîtres en 2006 selon les normes Afnor.

6.2. Qualité microbiologique

6.2.1. Classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage, programme de suivi REMI et situation de la production dans la lagune de Thau

Les délimitations géographiques et les classements sanitaires des différentes zones de pêche et d'élevage de la lagune de Thau sont présentés, pour chaque groupe de coquillage, sur les Figure 9. 22 à Figure 9. 24. Ces classements sont fixés par deux arrêtés préfectoraux :

- n°1996-1-027 bis du 05/01/1996 "portant classement de salubrité des zones de production et de reparcage de l'Hérault",
- n°2004.01.1496 du 22/06/2004 "portant classement de salubrité et de surveillance des zones de production des coquillages vivants de la lagune de Thau".

¹³ L'indice Afnor est un indice de remplissage de chair qui permet un classement des huîtres en 3 appellations. Il est calculé de la façon suivante (CNC 2000) : $\text{Indice de chair} = \frac{\text{poids frais chair} \times 100}{\text{poids total}}$

La catégorie "spéciales" correspond à un indice supérieur à 10,5, la catégorie "fines" à un indice compris entre 6,5 et 10,5 et les huîtres "non classées" présentent un indice inférieur à 6,5.

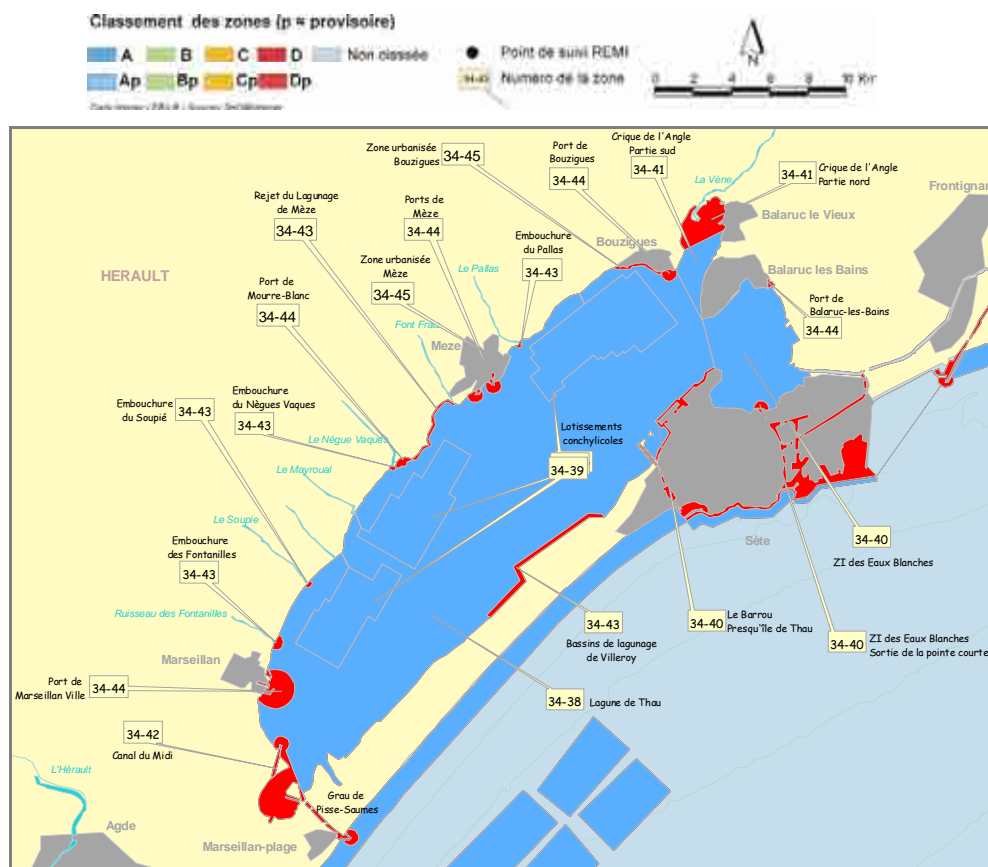


Figure 9. 22 : Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche des coquillages du groupe 1 dans la lagune de Thau.

L'ensemble des zones de pêche des coquillages du groupe 1 (gastéropodes, échinodermes et tuniciers) de la lagune de Thau est classée en A (Figure 9. 22). Ce classement autorise la récolte des coquillages pour la consommation humaine directe. Selon les dernières données disponibles sur la pêche aux petits métiers (Cépralmar, 2004), l'effort de pêche des coquillages de ce groupe dans la lagune de Thau porte principalement sur les murex et oursins. Cette pêche s'exerce d'octobre à avril par plongée ou dragage et représente annuellement environ 350 tonnes pour les murex.

Les coquillages du groupe 1 ne sont pas suivis dans le cadre du REMI dans ces zones.

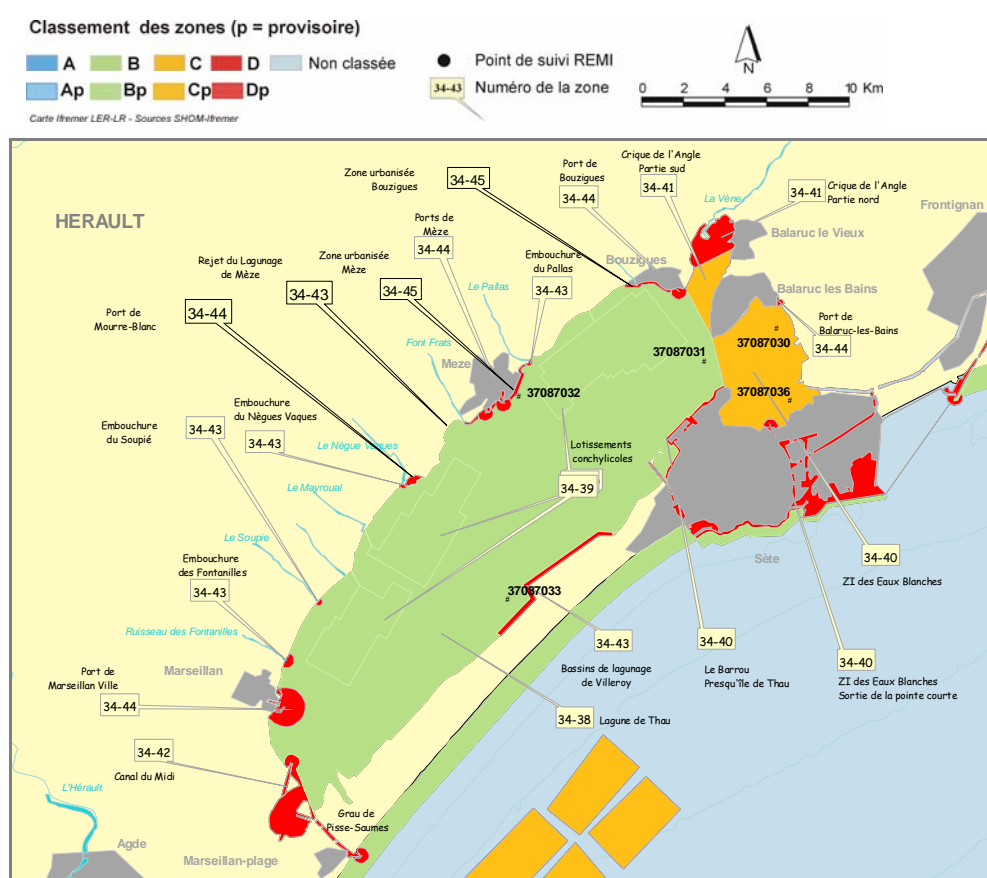


Figure 9. 23 : Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche des coquillages du groupe 2 dans la lagune de Thau, et localisation des points de suivi REMI.

L'arrêté de juin 2004 classe en B la zone de pêche n°34.38 "Lagune de Thau" et en C les zones n°34.40 "Les Eaux Blanches" et n°34.41 "Crique de l'Angle" (Figure 9. 23) pour le groupe 2. Le classement B permet la récolte des coquillages et leur mise sur le marché pour la consommation humaine après avoir subi un traitement dans un centre de purification, tandis que le classement en C n'autorise pas la production des coquillages.

Dans la lagune de Thau, la palourde (*Ruditapes decussatus*) est l'espèce du groupe 2 la plus pêchée, en apnée ou à l'arceillère. Les palourdes sont exploitées par 296 professionnels dépendant de la prud'homie de "Sète Etang de Thau", mais détenteurs d'une double licence leur permettant de pratiquer également sur la zone de l'étang d'Ingril et par de rares professionnels de la prud'homie d'Agde (Ifremer, 2006 (b)). L'estimation

actuelle des stocks de pêche ne permet pas d'évaluer précisément la quantité de coquillages du groupe 2 exploitée. La pêche annuelle de palourdes est estimée à 400 tonnes pour les lagunes de Thau et d'Ingril.

La surveillance régulière REMI de ce groupe de coquillages est effective depuis mars 2006. Les prélèvements sont réalisés au niveau des trois principaux gisements de palourdes de la lagune de Thau (Roquerols, Mèze et Villeroy) et d'un gisement situé dans la zone des Eaux Blanches (Figure 9. 23).

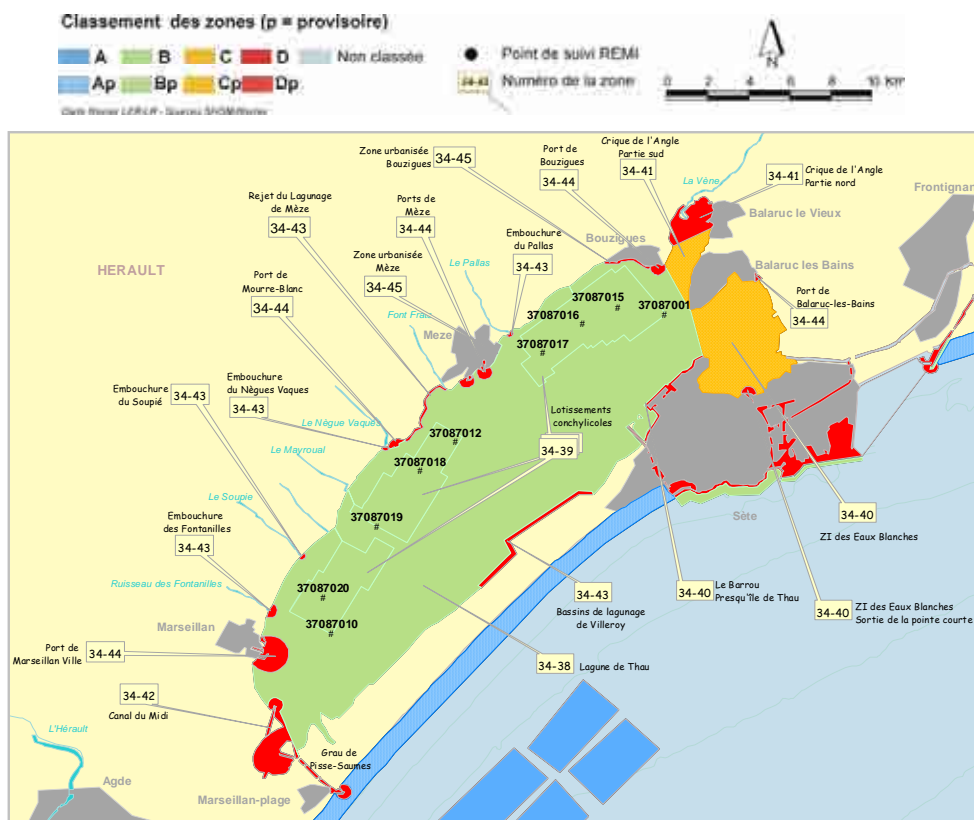


Figure 9. 24 : Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 3 dans la lagune de Thau et localisation des points de suivi REMI.

Depuis juin 2004, les lotissements conchylicoles de la lagune de Thau (zone n°34.39) sont classés en B pour le groupe 3. Environ 12 000 tonnes d'huîtres creuses (*Crassostrea gigas*) et 3 600 tonnes de moules

(*Mytilus galloprovincialis*) ont été produites en 2006 sur les tables d'élevage de la lagune.

Deux catégories de professionnels se partagent les concessions. Elles sont attribuées pour la majorité (environ 540) à des unités économiques de plus souvent de type familiale, et d'autres (environ 300) sont regroupées en coopérative (Ifremer, 2006 (b)).

Cette zone de production bénéficie d'une surveillance REMI importante, avec 9 points de prélèvements pérennes, dont 8 points "huîtres" et 1 point "moules", échantillonnés à une mensuellement en stratégie de surveillance régulière (Figure 9. 24).

6.2.2. Bilan du suivi REMI en 2006

Les objectifs et les principes techniques du réseau de Réseau de contrôle microbiologique des zones de production de coquillages (REMI) sont présentés en Annexe 1.

Zone des lotissements conchylicoles de la lagune de Thau n°34.39

L'ensemble des résultats d'analyses microbiologiques obtenus en 2006 dans le cadre de la surveillance régulière REMI et en alerte, sur la zone des lotissements conchylicoles de la lagune de Thau, ainsi que la pluviométrie enregistrée à la station météorologique de Sète sont présentés sur la Figure 9. 25.

A l'instar des années précédentes, la zone des lotissements conchylicoles de la lagune de Thau est impactée par les épisodes pluvieux de forte intensité. L'impact des 6 principaux épisodes pluvieux de l'année 2006 a été suivi de façon préventive par le dispositif d'alerte REMI, 4 ont provoqué des contaminations microbiologiques d'origine fécale des coquillages en élevage.

Lors des épisodes pluvieux de fin janvier et mi-septembre 2006, présentant respectivement des cumuls de pluviométrie de 140 mm et 87 mm, les niveaux de contaminations enregistrés au niveau de certains points de suivi dépassent le seuil de mise en alerte de la zone. Ces alertes ont conduit à la réalisation de prélèvements supplémentaires jusqu'à l'obtention de deux séries hebdomadaires consécutives de résultats inférieurs au seuil sanitaire établi pour les zones classées en B (Annexe 1).

Suite à l'épisode de contamination microbiologique des coquillages en élevage de fin janvier, 36 foyers de toxi-infections alimentaires collectives (TIAC) dues à des virus entériques et associées à la consommation d'huîtres de la lagune de Thau ont été signalés aux autorités sanitaires dans

plusieurs départements situés en majorité en Languedoc-Roussillon, pendant le mois de février 2006. Cet événement est inhabituel par sa durée (28 jours), le nombre de personnes malades (203) et la variété de virus impliqués (8 souches différentes) (INVS-Ifremer, 2006 (sous presse)).

Les précipitations exceptionnelles de la fin du mois de janvier sont survenues concomitamment à une épidémie de gastro-entérite hivernale dans la population. Le Réseau sentinelle¹⁴ de l'INSERM fait état d'un taux de gastro-entérites très élevé en Languedoc-Roussillon plusieurs semaines avant la survenue des pluies. Les pluies sont le facteur de la contamination massive et durable des eaux de la lagune. Elles ont engendré des dysfonctionnements des ouvrages d'assainissement (informations communiquées par le SMNLR¹⁵), entraînant des rejets ponctuels d'effluents peu ou pas traités, via les réseaux d'eaux usées et d'eaux pluviales. Elles sont également à l'origine de ruissellements importants et des crues de l'ensemble des cours d'eaux du bassin versant de l'étang de Thau. Fin janvier 2006, une digue à l'aval du ruisseau Le Pallas a cédé, provoquant l'inondation de la plaine du Sesquier, à proximité de la zone conchylicole de Bouzigues.

Les résultats des deux campagnes spécifiques de janvier et septembre 2006, menées par le SMNLR suite à ces épisodes pluvieux intenses, mettent en évidence des pollutions microbiologiques d'origine fécale marquées des principaux cours d'eaux du bassin de Thau et de certains exutoires pluviaux. La pluviométrie conditionne fortement les apports microbiens du bassin versant, essentiellement d'origine anthropique, en mobilisant et drainant lors des crues les pollutions microbiologiques accumulées dans le lit des cours d'eaux pendant les périodes d'étiage (PNEC, 2005).

En 2006, les pollutions de la zone de Thau et la survenue de TIACs ont conduit l'Administration à prendre deux arrêtés préfectoraux :

- arrêté n°2006-01.565 du 01/03/2006 portant interdiction de la pêche, du ramassage et de la mise en marché des coquillages en provenance de la lagune de Thau, levé le 23/03/2006,
- arrêté n°2006-01.2192 du 15/09/2006 portant certaines mesures restrictives concernant la pêche, le ramassage et la mise sur le marché des coquillages en provenance de la lagune de Thau, levé le 10/10/2006.

¹⁴ www.sentiweb-hebdo

¹⁵ Service Maritime et de Navigation du Languedoc-Roussillon

- ◆ 37087001 - Bouzigues (a)
- ◆ 37087012 - Mourre-Blanc large
- ◆ 37087016 - Port de Loupian (b)
- ◆ 37087018 - Mèze zone (b)
- ◆ 37087020 - La Fadèze
- ◆ 37087010 - Marseillan large
- ◆ 37087015 - Bouzigues ©
- ◆ 37087017 - Mèze zone (a)
- ◆ 37087019 - Montpenède (b)
- Pluviométrie à Sète

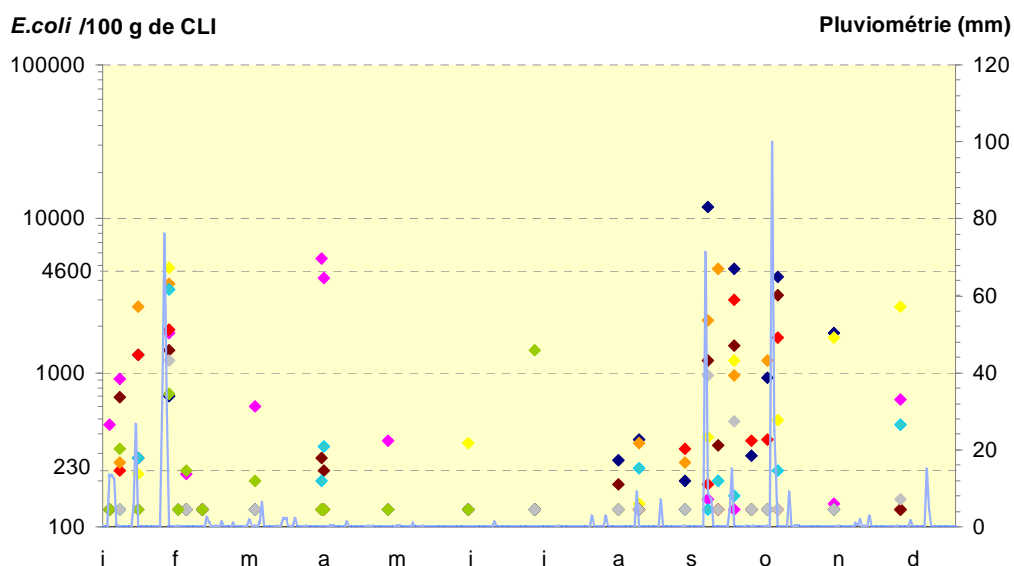


Figure 9. 25 : Résultats REMI, exprimés en *E.coli*/100g de CLI, acquis en surveillance régulière et en alerte pour les 9 points de suivi de la zone n°34.39 et pluviométrie (en mm) enregistrée à la station météorologique de Sète (données Météo France) en 2006.

Par temps sec, la zone des parcs est également soumise à des pollutions sporadiques microbiologiques d'origine fécale (Ifremer, 2006 (a)), se maintenant pour la majorité en-dessous du seuil de mise en alerte. Aucune information disponible à ce jour ne peut expliquer les pics de pollution enregistrés en avril et juillet 2006 sur le secteur de Marseillan, en novembre et décembre au niveau des points nommés "Mourre blanc large" et "Bouzigues (a)".

Dans le cadre du projet OMEGA (cf § 7), les principales sources de pollution du bassin versant de la lagune de Thau seront identifiées et hiérarchisées.

Zones de pêche n°34.38 "Lagune de Thau" et n°34.40 "ZI des Eaux Blanches"

Les premiers résultats d'analyses microbiologiques obtenus en 2006 dans le cadre de la surveillance régulière REMI et en alerte, des zones de pêche n°34.38 et n°34.40, sont présentés sur la Figure 9. 26. Les données obtenues dans le cadre de la surveillance régulière sont représentées par un symbole rond et les données liées à des prélèvements supplémentaires (dispositif d'alerte) par un symbole en étoile. Les symboles qui apparaissent encadrés permettent de visualiser les dates pour lesquelles la concentration en *E. coli* est concomitante à de fortes précipitations (cumul sur les deux jours précédant le prélèvement). Le terme "fortes précipitations" est utilisé lorsque les précipitations, cumulées sur les deux jours précédant le prélèvement au niveau de la station de Sète, sont supérieures au quantile 90¹⁶, estimé sur l'ensemble des données de pluviométrie de la période étudiée.

Les gisements de palourdes des zones n°34.38 présentent une bonne qualité microbiologique de mars à août, puis des profils plus dégradés de contamination au début du second semestre, notamment suite aux événements pluvieux. Cette zone est concernée par les deux arrêtés d'interdiction de la pêche pris par l'Administration, cités précédemment.

Bien que classée en C pour le groupe 2, la zone n°34.40 présente une bonne qualité microbiologique en 2006.

6.2.3. Evaluation de la qualité microbiologique des zones de production conchylicole de la lagune de Thau

L'estimation de la qualité microbiologique d'une zone de production utilise les données acquises en surveillance régulière REMI sur une période de 3 années calendaires consécutives afin d'obtenir un nombre de résultats statistiquement suffisant pour prendre en compte les fluctuations interannuelles. L'interprétation se fait ensuite par rapport aux critères microbiologiques définis réglementairement. De façon transitoire, et dans l'attente d'instructions DPMA¹⁷-DGAL¹⁸ spécifiques à ce sujet, la qualité microbiologique des zones de production est estimée dans ce rapport successivement suivant les seuils microbiologiques définis par l'arrêté du 21 mai 1999 et suivant les seuils microbiologiques définis par le règlement CE 854/2004 (cf. Annexe 1).

¹⁶ Le quantile 90 est la valeur pour laquelle 90% des données lui sont inférieures.

¹⁷ Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture

¹⁸ Direction Générale de l'Alimentation

Les données obtenues sur la période 2004 à 2006, sont présentées sur la Figure 9. 26 pour la zone de production des lotissements conchylicoles (zone n°34.39) et sur la Figure 9. 27 pour les zones de pêche n°34.38 et n°34.40. La deuxième partie des figures résume sous forme d'un tableau la répartition des résultats bactériologiques obtenus sur cette période en surveillance régulière, par tranche de valeurs en nombre et en pourcentage. La valeur maximale de contamination sur cette période est indiquée, ainsi que la moyenne géométrique des données de surveillance régulière. En dernière partie, un graphe présente les données mensuelles de pluviométrie pour la station météorologique de Sète.

Il ressort de l'analyse de ces données que la qualité microbiologique estimée de la zone conchylicole de l'étang de Thau est B pour la période 2004 à 2006 selon les critères microbiologiques de l'arrêté du 21 mai 1999 et du règlement CE/854/2004, conformément au classement actuel.

Les données acquises au cours de la période 2004 à 2006 sont insuffisantes pour permettre une estimation de la qualité microbiologique des zones de pêche n°34.38 "Lagune de Thau" et n°34.40 "Les Eaux Blanches". Les premiers résultats obtenus en 2006 sur les palourdes de ces deux zones sont cependant conformes aux seuils de la classe B.

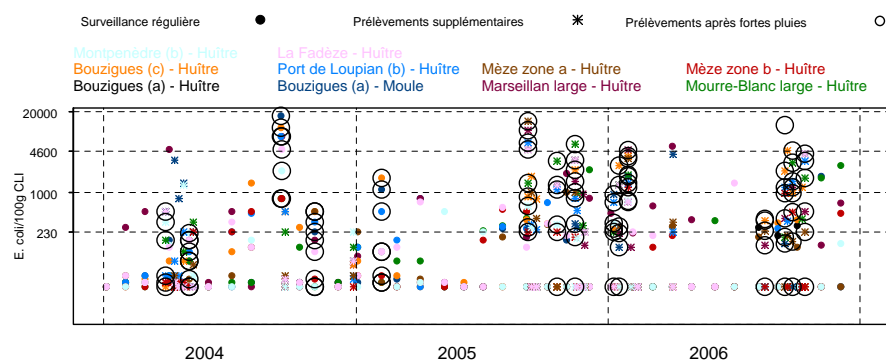


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2004-2006)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	318	249	51	11	7	0	0	0	17000	42
%		78.3	16	3.5	2.2	0	0	0		

ESTIMATION DE LA QUALITE BACTERIOLOGIQUE

Arrêté du 21 mai 1999 : B >>>> Fréquence : Bimestrielle

Règlement CE 854/2004 : B

Qualité et Fréquence sont des propositions déduites directement des résultats.
 Les prélèvements supplémentaires sont figurés sur le graphe mais ne sont pas pris en compte dans les résultats.

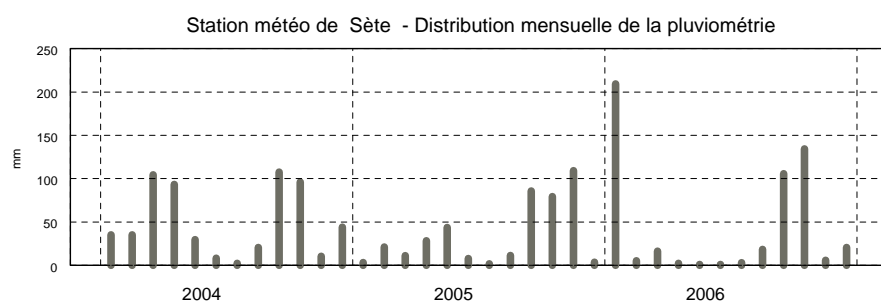


Figure 9. 26 : Résultats REMI acquis en surveillance régulière et en alerte au cours de la période 2004-2005-2006 sur la zone conchylicole n°34.39 de l'étang de Thau pour le groupe 3, synthèse des résultats acquis en surveillance régulière et distribution mensuelle de la pluviométrie à la station de Sète (données Météo France).

Zone 34.38 - groupe 2

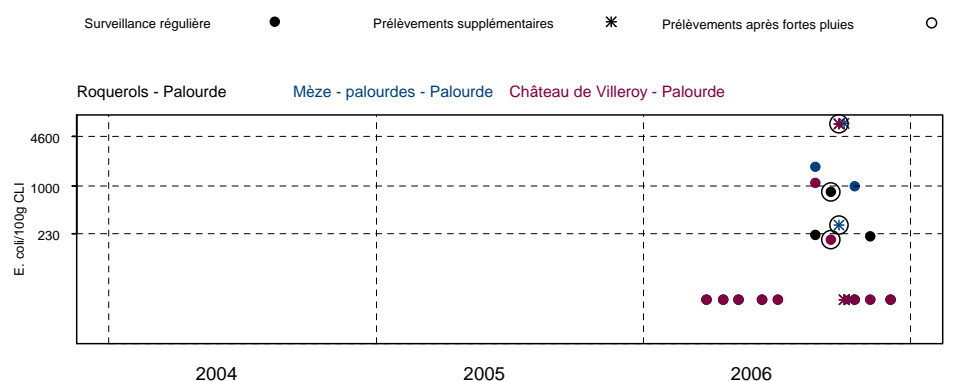


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2004-2006)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	28	24	2	2	0	0	0	0	1800	27
%		85.7	7.1	7.1	0	0	0	0		

Zone 34.40 - groupe 2

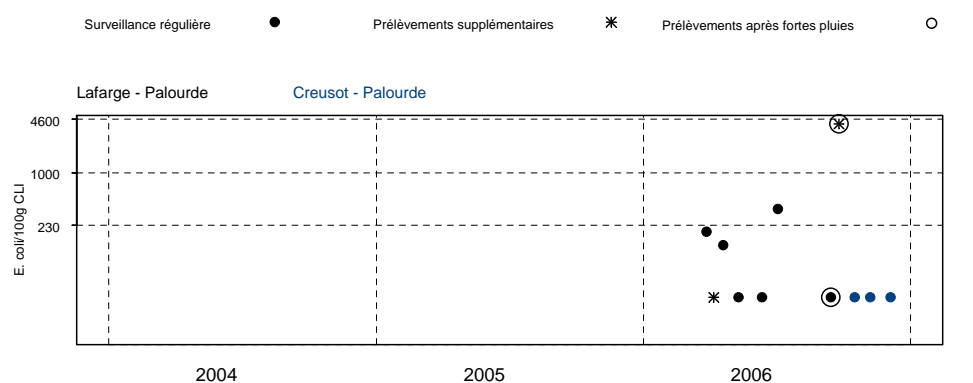


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2004-2006)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	9	8	1	0	0	0	0	0	360	27
%		88.9	11.1	0	0	0	0	0		

Figure 9. 27 : Résultats REMI acquis en surveillance régulière et en alerte au cours de la période 2004-2005-2006 dans les zones de pêche n°34.38 et n°34.40 pour le groupe 2 et synthèse des résultats acquis en surveillance régulière.

6.2.4. Synthèse des suivis REMI de 2001 à 2006

Les résultats REMI acquis en stratégie de surveillance régulière dans la zone de production conchylicole de l'étang de Thau au cours de la période 2001-2006 sont représentés sur la Figure 9. 28 pour chacun des 9 points de suivi de la zone et pour chaque année suivie, en fonction de leur répartition dans les différentes classes de qualité définies dans la réglementation (Annexe 1).

La zone de production de l'étang de Thau présente sur la période 2001-2006 des niveaux élevés de contamination fécale, qui demeurent néanmoins compatibles avec le classement actuel de la zone en B. Elle est assujettie à des sources de contamination susceptibles de dégrader significativement sa qualité sanitaire suite à des épisodes pluvieux, mais également par temps sec (Ifremer 2005, 2004,...). Aucune tendance à l'amélioration ne se dégage sur la période étudiée, les profils annuels de contamination les plus dégradés étant enregistrés en 2001, 2004 et 2006. Tous les secteurs de la lagune enregistrent des pics de pollution sur les six dernières années. Excepté pour le point 18 (Mèze zone B), les profils de contamination des 8 autres points de suivi sont en adéquation avec les seuils de la classe B. Les évaluations annuelles de la qualité microbiologique en B de la zone des parcs ne résultent donc pas de résultats particulièrement défavorables sur un point de suivi ou un secteur de la lagune, mais sont bien le reflet de la qualité générale de la lagune. Aucun des neuf points de suivi n'est redondant d'un point de vue statistique, ce qui signifie qu'il existe des différences significatives entre ces points sur les niveaux de contamination (test de Wilcoxon / Friedmann) et sur l'évolution de ces niveaux (test de Mann-Kendall).

D'un point de vue réglementaire, la zone conchylicole de l'étang de Thau a été marquée en juin 2004 par l'évolution de son classement sanitaire de A en B, imposant dès lors un traitement des coquillages dans un centre de purification avant leur mise sur le marché pour la consommation humaine. Au cours des six dernières années, suite à des pollutions microbiologiques de la zone d'élevage, 7 arrêtés préfectoraux ont été pris par l'Administration, d'obligation de passage en bassin de purification agréé avant commercialisation des coquillages pour ceux publiés avant juin 2004 ; puis d'interdictions temporaires de commercialisation ou portant certaines mesures restrictives d'exploitation des coquillages de la zone d'élevage.

Au cours des six dernières années, les huîtres de la lagune de Thau ont été désignées en 2002 et 2006 comme vecteur de gastro-entérites lors de foyers déclarés de toxi-infections alimentaires collectives (TIAC) (Ifremer, 2004, 2005).

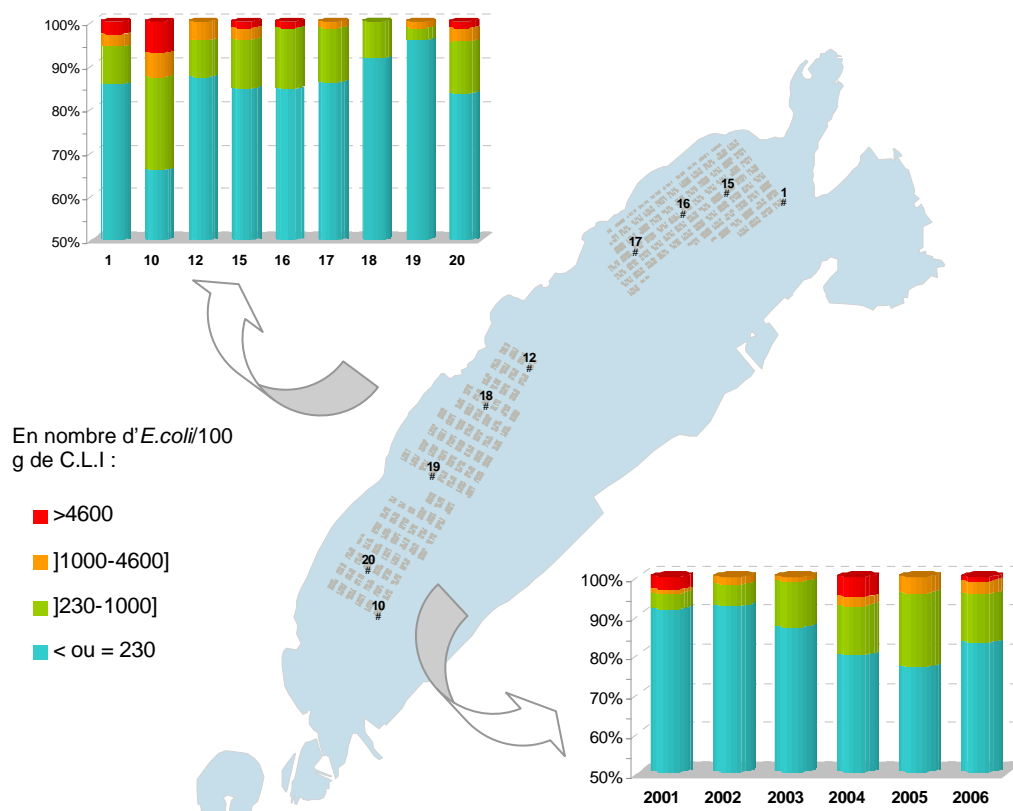


Figure 9. 28 : Résultats REMI acquis en surveillance régulière dans la zone de production conchylicole de l'étang de Thau de 2001 à 2006. Fréquence d'occurrence des différentes classes de qualité en pourcentage du nombre total d'analyses effectué pour chaque année et pour chaque point de suivi.

6.3. Phytoplancton toxique

6.3.1. REPHY (Réseau phytoplancton toxique)

Résultats du réseau REPHY en 2006

Le réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines 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).

En 2006, l'abondance en phytoplancton dans l'étang au point REPHY "Bouzigues" rejoint les niveaux de 2002 et 2004 (Figure 9. 29).

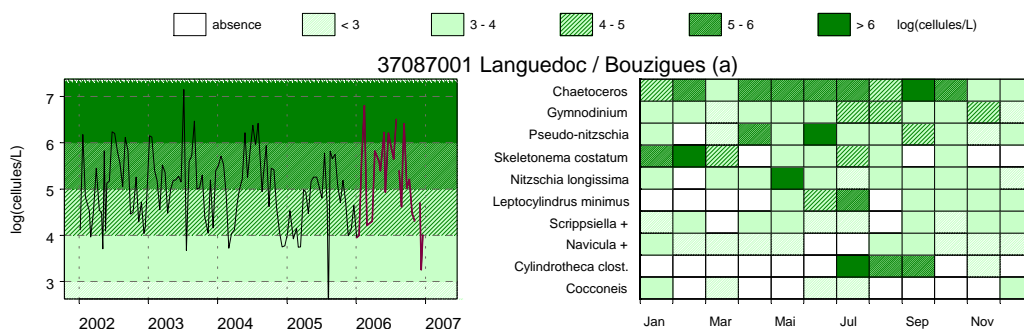


Figure 9. 29 : Abondances totales phytoplanctoniques sur 5 ans et abondance des dix taxons dominants en 2006 mesurées dans le cadre du REPHY dans l'étang de Thau à la station Bouzigues.

Depuis 1998 et l'apparition de l'espèce *Alexandrium catenella/tamarense* dans l'étang, trois points de suivi (Figure 9. 3) sont échantillonnés à fréquence régulière (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.

L'année 2006 est marquée, comme chaque année depuis 1998, par la présence d'*Alexandrium catenella* (Figure 9. 30). Les deux efflorescences du printemps et de l'automne conduisent à des abondances inférieures à 10 000 cellules par litres et aucune toxicité n'est décelée dans les coquillages (Figure 9. 30).

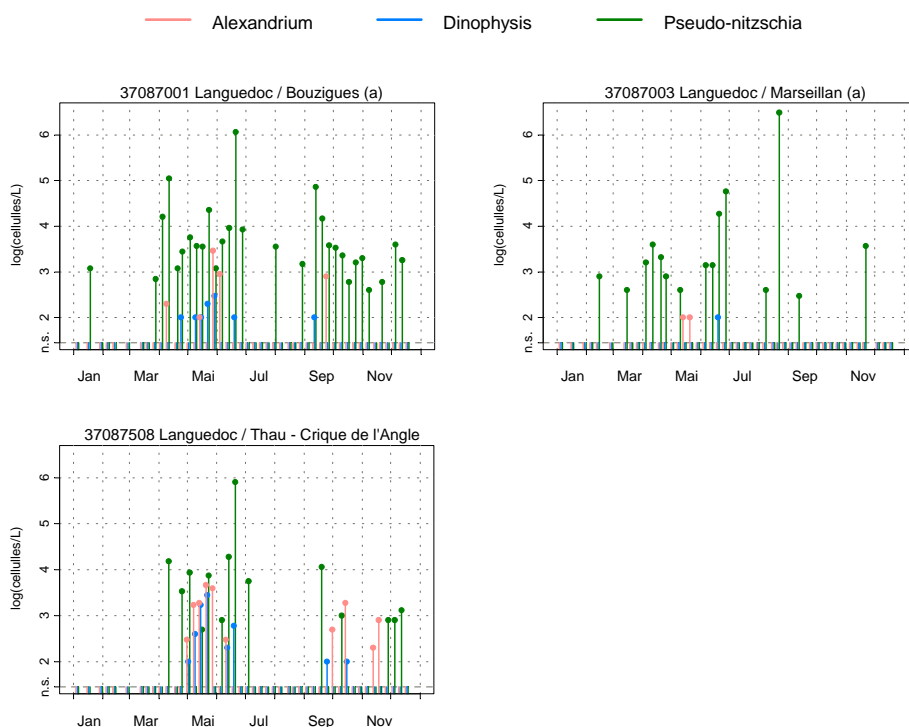



Figure 9. 30 : Abondances cellulaires des espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques suivies par le REPHY dans la lagune de Thau en 2006.



Les deux autres espèces toxiques ont été observées dans l'étang, en particulier *Pseudo-nitzschia* avec des abondances allant au-delà de 10^6 cell/L, mais sans atteindre le seuil de déclenchement de l'alerte (Tableau 9. 16).

Tableau 9. 16 : Résultats des tests de toxicité effectués sur la lagune de Thau dans le cadre du REPHY
(Source/Copyright REPHY-Ifremer, banque Quadrigé).



Toxines lipophiles incluant les toxines diarrhéiques (DSP)


Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
37087001	Bouzigues (a)													


Toxines paralysantes (PSP)


Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
37087001	Bouzigues (a)													
37087003	Marseillan (a)													

Toxines amnésiantes (ASP)

Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
37087001	Bouzigues (a)													
37087001	Bouzigues (a)													

 pas d'information

 toxine non détectée

 toxine présente en faible quantité

 toxicité

Source/Copyright REPHY-Ifremer, banque Quadrigé

Pour plus de précisions, consulter le site : <http://www.ifremer.fr/envlit>

Bilan des données du réseau REPHY des années 2000 à 2006

Jusqu'en 1998, les phénomènes d'algues toxiques et de phycotoxines sont restés marginaux sur l'étang de Thau. Depuis l'apparition en 1998 de l'espèce *Alexandrium catenella*, l'étang est régulièrement soumis à des

périodes de contamination liées au syndrome "paralytic shellfish poisoning" (PSP), qui se caractérise par l'accumulation de toxines (saxitoxines) dans les tissus de nombreuses espèces de mollusques bivalves, en particulier des moules et des huîtres.

Depuis 2000, seuls deux épisodes importants de toxicité PSP ont été observés. Toutes les espèces de coquillages ont été impactées en 2001 et 2003 (huîtres creuses, moules et palourdes) au delà du seuil de sécurité sanitaire. On a pu observer une différence de contamination entre l'Est (zone de Bouzigues) et l'Ouest de l'étang (zone de Marseillan). Les coquillages de la zone de Bouzigues sont plus régulièrement et plus fortement contaminés que les coquillages de la zone de Marseillan. La proximité du foyer principal situé dans la Crique de l'Angle explique ce phénomène. En 2004, le seuil de sécurité n'a été atteint que pour les moules et les palourdes de la zone de Bouzigues. En 2000, 2002 et 2005, les coquillages de la zone Est ont été contaminés par les toxines PSP sans pour autant atteindre le seuil de toxicité.

Durant la période 2000 à 2006, on peut remarquer que les efflorescences d'*Alexandrium* se produisent soit au printemps soit à l'automne. Cependant les épisodes de toxicité ne sont associés qu'aux blooms d'automne.

Hormis en 1998, seuls les coquillages prélevés dans les zones de Bouzigues ont présentés une contamination dépassant le seuil de toxicité. La présence de toxines PSP en teneur inférieures au seuil de sécurité sanitaire est régulièrement détectée dans les coquillages de la zone Ouest.

Il est difficile de tirer des conclusions de ce phénomène sur ces 7 dernières années. Le programme de recherche *Alexandrium*, mis en place entre l'Ifremer et l'Université de Montpellier II, devrait permettre d'appréhender la cinétique de ces efflorescences et de déterminer les mécanismes d'apparition et de disparition de ces blooms toxiques.

Il est intéressant de signaler qu'en 2004, un épisode de toxicité DSP (Diarrethic Shellfish Poisoning) a été mis en évidence uniquement dans les moules de la zone de Marseillan. Ce type d'événement n'a jamais été observé depuis malgré la présence régulière de *Dinophysis* dans la lagune. C'est néanmoins un risque qu'il faut prendre en considération pour les années à venir.

6.3.2. Programme de recherche *Alexandrium*

Suivis sur la Crique de l'Angle

En 2006, des suivis hebdomadaires ont été poursuivis au printemps et en automne. Des prélèvements ont été effectués sur 25 stations pour

dénombrements des cellules d'*Alexandrium*. Ils ont été accompagnés de l'acquisition de plusieurs variables environnementales en continu (température, salinité, fluorescence) à partir d'une sonde multiparamètre installée sur un engin submersible tracté.

Thèse sur les kystes d'*Alexandrium*

La thèse de Benjamin Genovesi-Giunti¹⁹ portant sur les kystes d'*Alexandrium* s'est achevée en 2006, avec une soutenance le 8 décembre. L'enjeu de cette thèse, menée dans le cadre du programme SYSCOLAG (Genovesi-Giunti, 2006²⁰), était d'acquérir des connaissances nouvelles sur l'implication des kystes dormants dans les efflorescences toxiques d'*A. catenella* dans la lagune de Thau (voir encadré). Pour ce faire, plusieurs questions ont été abordées : (1) Quels sont la distribution et les niveaux d'abondance des kystes dormants d'*A. catenella* dans le sédiment de la lagune ainsi que les facteurs impliqués dans cette distribution ? (2) Quel est le déterminisme des périodes de repos et du temps de survie des kystes dans le sédiment ? (3) Quels sont les modalités et les facteurs impliqués dans les phases de germination et d'ensemencement ? (4) Quel est le mécanisme d'initiation des efflorescences ?

Efflorescences algales et kystes

Les efflorescences en milieu marin sont décrites comme des proliférations massives d'organismes phytoplanctoniques qui se produisent lorsque les conditions environnementales leur sont favorables. L'abondance des cellules pigmentées peut colorer intensément l'eau de mer le plus souvent en rouge, ces événements sont appelés "eaux colorées". Dans certains cas, les organismes qui prolifèrent sont la source de nuisances, en particulier par la production de toxines. Ces événements, connus sous le terme anglo-saxon "Harmful Algal Blooms" (HAB), impliquent seulement 5 % des 4 000 espèces marines phytoplanctoniques, dont 40 % sont toxiques et causent différents syndromes. Ils sont liés à une grande variété de troubles neurologiques ou gastriques chez l'homme après la consommation d'organismes contaminés. Associées au risque sanitaire, les conséquences socioéconomiques (activités touristiques et aquacoles) de ces phénomènes peuvent également se révéler dramatiques, notamment lorsqu'ils touchent des ressources marines commercialement exploitables.

Dans le milieu naturel, l'initiation, le maintien et la récurrence des efflorescences toxiques sont étroitement liés à la présence de kystes dormants dans le sédiment. Ces cellules de résistance jouent pour 10 % des espèces phytoplanctoniques un rôle similaire à celui des graines pour les végétaux terrestres. Grâce à leur paroi dense et résistante, ainsi qu'à l'accumulation de réserves lipidiques, les kystes enfouis dans le sédiment assurent la survie de l'espèce quand les conditions environnementales sont défavorables à la vie pélagique.

¹⁹ Contact : Genovesi-Giunti Benjamin. Equipe Ecologie du Plancton, UMR CNRS-UM2 5119 Ecosystèmes Lagunaires, case courrier 093. Place Eugène Bataillon. 34095 Montpellier Cedex 05 France. genovesi@univ-montp2.fr

La cartographie réalisée révèle trois zones préférentielles d'accumulations de kystes dormants qui sont liées à l'hydrodynamisme, et exclut le dépôt de kystes au centre de la lagune. La faible densité des kystes dans le sédiment reflète vraisemblablement un processus d'invasion récent. Mais de plus fortes densités associées à une distribution "en tache" s'observent dans la crique de l'Angle, considérée comme un foyer important d'initiation. La récurrence des efflorescences résulte de la survie des kystes dans le sédiment, dont le renouvellement dépend de la phase d'enkystement. La germination des kystes dormants d'*A. catenella* est indépendante de la lumière et de la composition du milieu en nutriments. Elle peut se produire de façon synchrone et avec un taux élevé dans une large "fenêtre de conditions environnementales". Cependant, un faible ratio d'ensemencement limite fortement la phase d'initiation. La confrontation des données acquises dans le cadre de la thèse de B. Genovesi-Giunti avec les simulations numériques du modèle biologique et hydrodynamique, suggère que le succès d'initiation dépend d'une brève période de stabilité de la colonne d'eau associée à une stratification des eaux qui réduiraient la dispersion, faciliteraient la cohésion des groupes de cellules près du fond et permettraient à la population initiale d'atteindre une densité critique pour proliférer.

Au vu des premiers résultats du programme *Alexandrium* et de la thèse de B. Genovesi-Giunti, qui mettent en évidence l'hétérogénéité spatiale de la répartition des kystes dans l'étang de Thau, il semble prématuré de définir des options préférentielles pour l'aménagement de la lagune visant à limiter le risque lié à cette algue toxique. Des investigations complémentaires doivent être menées avant d'envisager des interventions directes sur le milieu (risques non négligeables liés à la remise en suspension des sédiments, faible rapport coût/efficacité des opérations possibles,...).

6.4. Contamination chimique

Le Réseau National d'Observation (RNO) est un programme national mis en place par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable et coordonné par l'Ifremer (cf. Annexe 2). Son objectif premier est l'évaluation des niveaux et des tendances des contaminants chimiques et des paramètres généraux de la qualité du milieu. Ce suivi se fait à la fois sur des sédiments littoraux, à raison d'une campagne tous les dix ans, et

²⁰ Intitulé de la thèse : "Initiation, maintien et récurrence des efflorescences toxiques d'*Alexandrium catenella* (Dinophyceae) dans une lagune Méditerranéenne (Thau, France) : rôle du kyste dormant."

sur des organismes filtreurs (moules) à raison de deux campagnes par an (février et novembre).

Les résultats de la précédente campagne sur les sédiments datant de 1995-1996 ont été présentés dans le rapport RSL 2002 (Ifremer, 2003). Les résultats de la dernière campagne d'avril 2006 (5 stations) ne sont pas encore disponibles et seront restitués dans le prochain rapport RSL. Les données présentées ci-dessous concernent les analyses effectuées sur les coquillages aux stations Thau 1 (ouest) et Thau 4 (est) en avril 2005²¹ (carte Figure 9. 3). Les données de comparaison des teneurs en contaminants aux médianes nationales pour les trois dernières années est présentées en Annexe 2.

Les résultats d'avril 2006 confirment les tendances observées en 2005 et en février 2006 (Ifremer, 2006 (a)). Il faut noter les teneurs en DDT et ses dérivés (DDE, DDD), qui malgré des niveaux stables depuis 1990, sont toujours largement au-delà de la médiane nationale (230% pour la station 1 et 330% pour la station 4) (Figure 9. 31 et Figure 9. 32). Ces résultats sont dus à la rémanence de ce produit, et à l'utilisation massive qui en a été faite dans la région pour la démoustication.

Les concentrations en Cuivre et Zinc, en légère baisse depuis 1990, restent au-dessus de la médiane nationale à la station Thau 1 (ouest). La station Thau 4 est marquée par des dépassements des médianes pour le CB 153, le lindane et dans une moindre mesure pour le fluoranthène.

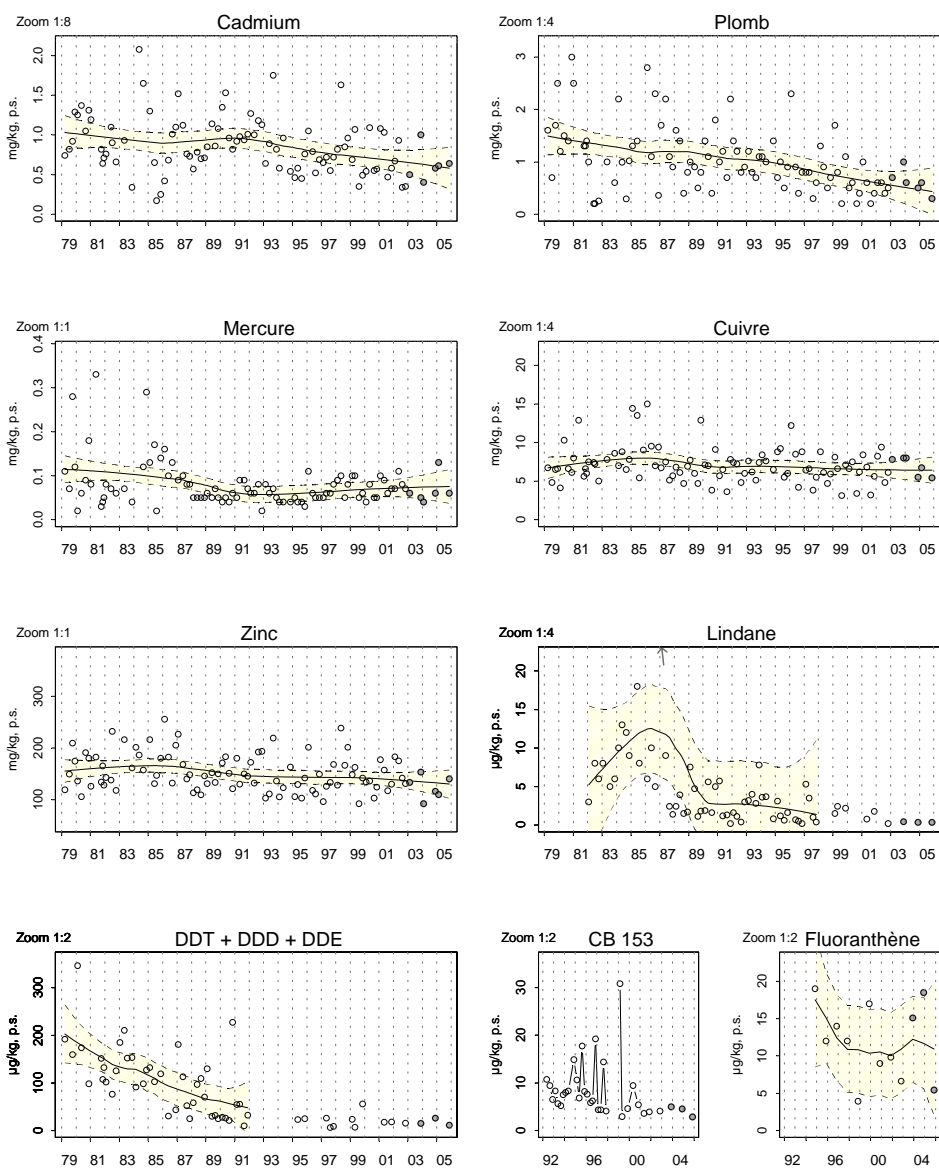
En ce qui concerne les nouveaux contaminants analysés depuis 2005 (argent, chrome, nickel et vanadium), les teneurs mesurées sur les deux stations de l'étang de Thau sont largement inférieures à la médiane nationale.

En 2006, l'étang de Thau a également fait l'objet de la pose de deux poches de moules au niveau des stations RINBIO²² (Figure 9. 3) en vue de l'analyse des contaminants chimiques hydrophobes suivis habituellement dans le cadre de ce réseau, complétés de 23 substances dangereuses et prioritaires inscrites dans les annexes 9 et 10 de la DCE. Les résultats de ce suivi, en cours de traitement, seront disponibles en 2007 et permettront de contribuer au diagnostic de la qualité des masses d'eau inscrites au titre du contrôle de surveillance.

²¹ Les résultats du RNO sont rendus avec un an de décalage pour des raisons techniques.

²² RINBIO (Réseau Intégrateurs Biologiques) : suivi de la contamination chimique des eaux marines au travers de transplants de moules. <http://www.ifremer.fr/envlit/region/reg10paca/rlm.htm>

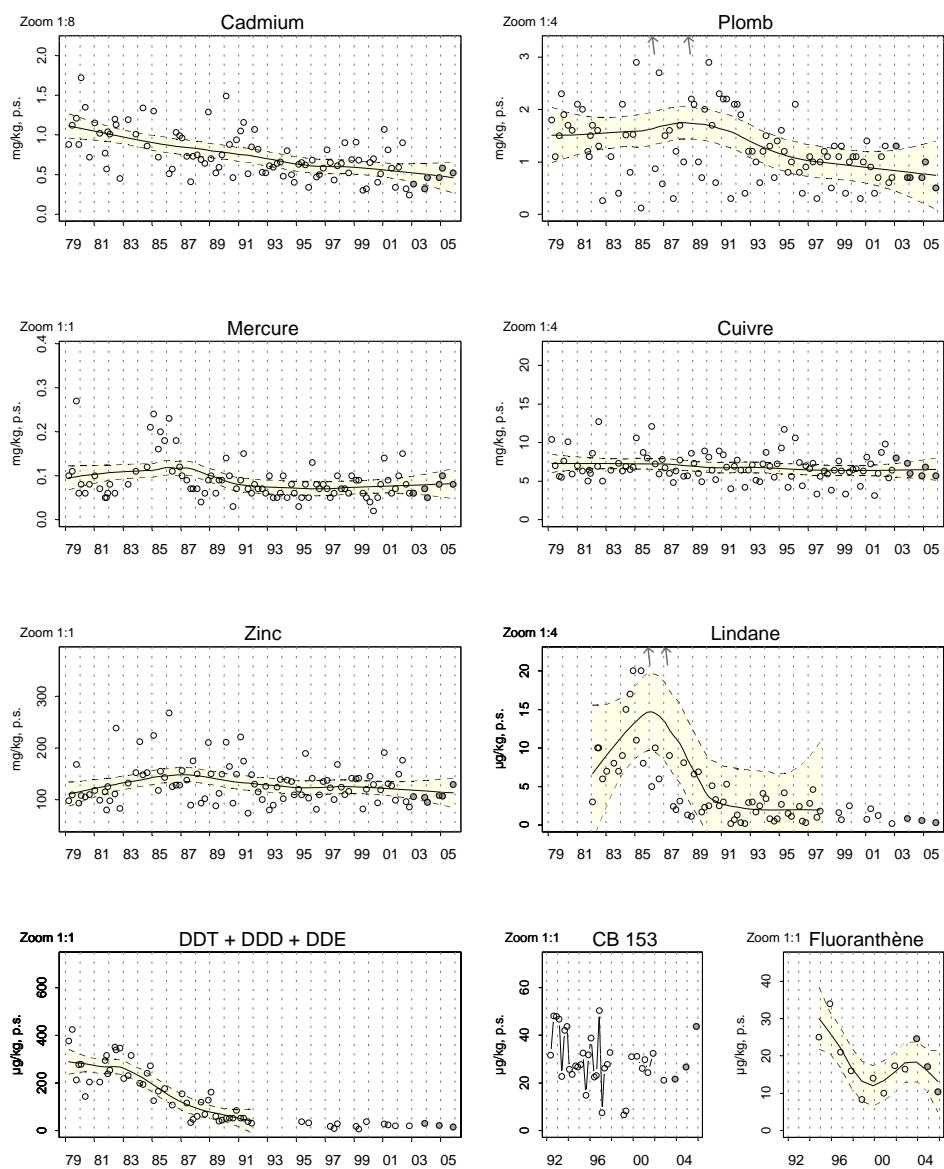
Résultats RNO
37087101 Languedoc / Thau 1 - Moule



Source/Copyright RNO MEDD-Iframer, banque Quadriga

Figure 9.31 : Niveaux et tendances d'évaluation de la contamination dans les moules à la station Thau 1 (ouest).

Résultats RNO
37087104 Languedoc / Thau 4 - Moule



Source/Copyright RNO MEDD-Ifremer, banque Quadriga

Figure 9.32 : Niveaux et tendances d'évaluation de la contamination dans les moules à la station Thau 4 (est).

7. Conclusions

Cette année 2006 a donc été marquée par la malaïgue du mois de juillet, qui a engendré des pertes considérables du cheptel conchylicole et fortement dégradé la qualité de l'eau de l'étang de Thau vis-à-vis de l'eutrophisation. Les suivis particuliers ont mis en évidence un état médiocre des macrophytes sur la Crique de l'Angle, qui apparaît donc soumise à d'importants apports nutritifs. Ils ont également montré que les flux issus du Canal du Midi sont relativement faibles en terme d'azote et phosphore mais qu'ils peuvent induire des apports ponctuels non négligeables en coliformes fécaux vers l'étang de Thau.

Les efflorescences phytoplanctoniques n'ont pas conduit à des toxicités dans les coquillages, en revanche, les coquillages de l'étang ont été à plusieurs reprises impactés par des contaminations microbiologiques qui ont conduit à une fermeture administrative en mars de près d'un mois et un arrêté portant certaines mesures restrictives de mi-septembre à mi-octobre. Ces deux épisodes ont fait suite à des pluies importantes et celui de fin janvier a conduit à la survenue de toxi-infections alimentaires collectives (TIAC) dues à des virus entériques et associées à la consommation d'huîtres de la lagune de Thau.

Un suivi de la contamination chimique (RNO-sédiments et RINBIO), ainsi qu'un suivi de la macrofaune benthique ont également été effectués en 2006. Les résultats de ces suivis, disponibles en 2007, contribueront en plus des données du RSL, à la qualification de l'état biologique de l'étang de Thau dans le cadre du contrôle de surveillance de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). En 2007, un nouveau diagnostic estival de l'eutrophisation (colonne d'eau et phytoplancton) sera mis en œuvre, avant le prochain diagnostic complet (suivi complété par un diagnostic des macrophytes et des sédiments) programmé en 2008.

L'arrêté portant révision des zones sensibles dans le bassin Rhône-Méditerranée et évoquant le bassin de Thau, signé le 22 décembre 2005, a été publié au Journal Officiel le 22 février 2006. Depuis, suite à réflexions locales et avis de la direction de l'eau du MEDD, il a été retenu en septembre 2006 par le préfet de l'Hérault de mettre en application de façon immédiate les contraintes liées au classement en zone sensible. Ainsi, les agglomérations de plus de 10 000 EH rejetant dans le bassin devront respecter au plus tôt les normes de rejet plus contraignantes sur l'azote et le phosphore (à savoir 15 mg/L et 2 mg/L). Le système d'épuration de Mèze-Loupian s'oriente donc vers un système intensif traitant l'azote et le phosphore, tout en tirant partie des lagunes existantes, notamment pour le temps de pluie. Le lagunage de Poussan-Bouzigues sera raccordé pour sa part à la station d'épuration de Sète, comme une partie des effluents de

l'agglomération de Gigean. Des arrêtés de mise en demeure seront adressés en ce sens aux collectivités début 2007, conformément aux dispositions de la circulaire ministérielle du 8 décembre 2006 relative à la mise en conformité de la collecte et du traitement des eaux usées des communes soumises aux échéances des 31 décembre 1998, 2000 et 2005 en application de la Directive ERU²³, afin d'obtenir une mise en conformité au plus tard fin 2009.

Parmi les projets entrepris en 2006 sur le territoire de Thau, on peut citer OMEGA Thau (outil de management environnemental et de gestion de l'avertissement sur le bassin de Thau), porté par le SMBT²⁴ et regroupant des partenaires techniques compétents sur la lagune et le bassin versant (Ifremer, BCEOM, BRLi, CABT, CCNBT, Agence de l'Eau RM&C). Ce projet, programmé sur 3 ans à partir de début 2007, consiste dans un premier temps à améliorer les connaissances des apports en contaminants microbiologiques du bassin versant pour orienter les investissements publics en terme d'assainissement. Dans un deuxième temps, il vise à construire un système d'avertissement précoce des risques de pollution à destination des usagers de la lagune. Ce projet s'intègre ainsi dans le cadre des récentes évolutions réglementaires : Directive concernant la qualité des eaux de baignade du 15 février 2006 et Règlement sur les eaux conchylicoles s'appliquant au 1^{er} janvier 2006.

Le territoire de Thau fait également partie d'une vingtaine de sites expérimentaux français retenus pour l'application de ces principes de Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC), contenus dans la recommandation européenne du même nom (voir : <http://www.territoires-littoraux.com>). Thau constitue un territoire d'expérimentation en terme d'intégration des politiques de l'aménagement du territoire et des politiques de gestion de l'eau, thème fort de la DCE, de sa loi de transposition (21 avril 2004), et du futur 9^{ème} programme d'intervention des Agences de l'Eau.

8. Références bibliographiques

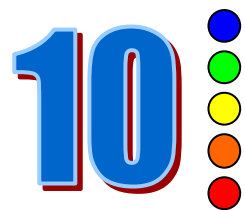
BCEOM, 2004. Diagnostic des sources de pollution. Canal du Midi - Canal du Rhône à Sète. Opération Ports Propres en Languedoc-Roussillon. VNF. 200 p. + annexes.

²³ Eaux résiduaires urbaines.

²⁴ Financements : Région Languedoc-Roussillon, Conseil Général de l'Hérault, Agence de l'Eau RM&C, fonds européens, autofinancement SMBT et participation des partenaires techniques (fonds propres).

- Cepralmar, 2004. Prud'homies du Languedoc Roussillon. Suivi de la pêche aux petits métiers.
- DIREN Rhône-Alpes, 2006. Bulletin de situation hydrologique en Rhône-Méditerranée, septembre 2006. Délégation de Bassin Rhône-Méditerranée, 30 p.
- Dupray E., 1999. Rejets agricoles et bactériologie. Rapport final IFREMER rédigé dans le cadre du programme Bretagne eau pure, 71 p.
- Genovesi-Giunti B., 2006. Initiation, maintien et récurrence des efflorescences toxiques d'*Alexandrium catenella* (Dinophyceae) dans une lagune Méditerranéenne (Thau, France) : rôle du kyste dormant. Thèse de Doctorat de l'Université de Montpellier II, 186 p.
- Hamon P.-Y., Vercelli C., Pichot Y., Lagarde F., Le Gall P. et Oheix J., 2003. Les malaïgues de l'étang de Thau. Tome 1. Description des malaïgues. Moyens de lutte. Recommandations. R.IN.DRV/LERLR/2003-01.
- Ifremer, 2006 (b). Evaluation de la qualité des zones de production conchylicole. Départements : Hérault et Gard. Edition 2006. 59 p.
- Ifremer, 2006 (a). Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2005. Rapport RSL-06/2006, 434 p.
- Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 434 p.
- Ifremer, 2004 (a). Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 424 p.
- Ifremer, 2004 (b). Etude de l'hétérogénéité spatio-temporelle de la masse d'eau lagunaire de l'étang de Thau sous contraintes de contaminations bactériologiques ou de phytoplancton toxique (*Alexandrium* sp.). Rapport final, contrat Ifremer n°04/3210436, 58 p.
- Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2002. Rapport RSL-03/2003, 488 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.

- INVS-Ifremer, 2006 (sous presse). Etude de cas sur l'origine des Toxi-Infections Alimentaires Collectives liées à la consommation d'huîtres de la lagune de Thau au cours de la période février-mars 2006. 18 p.
- Lauret M., 1990. Les herbiers de zostères de l'étang de Thau : campagne 1990. Grande carte : campagne 1988 (le Lido) et campagne 1990 (des Onglous à Mèze). Rapport UM II/DRAE/CEPRALMAR. 11 p. + 6 cartes.
- Loubersac L., Fiandrino A., Jouan M. *et al.*, 2006. Methodological approach and indicators related to microbiological contamination scenarios of Mediterranean lagoon waters. Application to Decision Support and Integrated Management of the Thau lagoon and its watershed (France). Transitional Waters (sous presse)
- Marc C., 2005. Le tourisme fluvial en Languedoc-Roussillon. Les cahiers Transport-Aménagement en LR – n°18, mai 2005. 4 p.
- PNEC (Programme National Environnement Côtier), 2005. Chantier "Lagunes Méditerranéennes" - Rapport d'activité à mi-parcours du chantier. 49 p.
- SAFECE CETIIS, 2002. Diagnostic global des sources de pollution des ports de l'étang de Thau.
- SAFECE CETIIS, 2003. Suivi des apports du bassin versant de la Crique de l'Angle. Rapport final, XM711. 184 p.
- SIEE, 2006. Inventaire et quantification des sources de contamination bactériologique du pourtour de l'étang de Thau. Dossier ME 03 06 30/OJ/a. Conseil général de l'Hérault. 70 p. + 5 annexes.
- Souchu P., Abadie E., Vercelli C., Buestel D., Sauvagnardes J.-C., 1998. La crise anoxique du bassin de Thau de l'été 1997. Bilan du phénomène et perspectives. Ifremer. 33 p.
- Tournoud M.G., Payraudeau S., Dörfliger N., Picot B., Souchu P., Cernesson F., Luck J.M., Rodier C., 2004. Dynamique et qualité des apports superficiels et souterrains aux lagunes du Languedoc-Roussillon. Hydrosiences Montpellier (HSM). Contrat de Plan Etat Région, 295 p. + annexes.



Canal du Rhône à Sète

1. INTRODUCTION.....	271
2. CONDITIONS HYDROLOGIQUES ET CLIMATIQUES 2006	275
2.1. TEMPERATURES.....	275
2.2. PRECIPITATIONS	275
2.3. SALINITE	277
3. SUIVI MENSUEL DE LA COLONNE D'EAU	282
3.1. SALINITE	282
3.2. INDICATEURS DE L'EUTROPHISATION	283
4. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU	286
4.1. ETAT GENERAL.....	286
4.2. GRILLES DE L'EAU.....	286
5. EVOLUTION PLURIANNUELLE DES CONCENTRATIONS	294
5.1. AMMONIUM (NH ₄) ET PHOSPHATES (PO ₄).....	294
5.2. AZOTE TOTAL (NT) ET PHOSPHORE TOTAL (PT).....	295
6. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON.....	302
7. CONCLUSIONS	305
8. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	306

1. Introduction

Le « canal du Rhône à Sète » est un canal artificiel de 98 km de long construit pour relier le Rhône au canal du Midi. Son débouché dans l'étang de Thau à proximité de la ville de Sète, lui a valu son nom. Sa largeur moyenne est de 25 à 30 mètres pour une profondeur variable de 2,5 à 4 mètres. Des travaux de curage réguliers sont menés par VNF pour maintenir une hauteur d'eau suffisante pour la navigation. Les matériaux sont séchés dans des casiers de décantation en bordure du canal. Le sens général d'écoulement est Est/Ouest mais les vitesses sont toujours très faibles et peuvent être inversées sous l'effet des conditions météorologiques et hydrodynamiques particulières. L'important trafic fluvial qui s'y développe contribue à faire de cet ouvrage un axe de communication majeur en Languedoc-Roussillon, tout en lui conférant une place de plus en plus importante dans le développement économique régional. Sur sa partie littorale, le canal du Rhône à Sète longe l'étang de l'Or et les étangs palavasiens (Figure 10. 1), deux sites naturels remarquables, d'intérêt patrimonial. La plupart de ces lagunes ne disposent que d'une communication indirecte avec la mer, par l'intermédiaire des eaux du canal. La qualité de ces dernières est donc extrêmement importante pour les lagunes. Le canal du Rhône à Sète possède donc un rôle environnemental majeur dans l'amélioration ou la dégradation de la qualité de ces milieux lagunaires, c'est pourquoi il fait l'objet depuis 2000, d'un suivi de la colonne d'eau dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire.

Depuis le début du suivi, les résultats montrent que le canal du Rhône à Sète est eutrophisé de manière excessive (on parle d'hyper-eutrophisation). Mais ce qui est plus grave encore, c'est que cette eutrophisation semble pérenne, c'est-à-dire que d'année en année, la qualité des eaux du canal ne varie que très peu, voire pas du tout (Benau, 2000, Ifremer 2002, 2003, 2004, 2005 et 2006). Cet état de fait est à mettre sur le compte de l'ensemble des rejets que reçoit le canal (rejets de cabanes non raccordées ou de stations d'épuration qui sont présentes sur le bassin versant...) et qui sont indépendants des conditions hydrologiques. Par conséquent, le canal du Rhône à Sète compte parmi les écosystèmes littoraux les plus dégradés à l'heure actuelle.

Dernièrement, un inventaire quasi-exhaustif des différentes sources de pollution a été réalisé (Bceom-Aquascop, 2004). Des actions sont en cours, à la fois dans le cadre du contrat de Baie de l'étang de l'Or et du programme d'action du SIEL pour tenter de réduire les apports polluants. Une action majeure, coordonnée par la communauté d'agglomération de Montpellier, s'est d'ailleurs concrétisée en décembre 2005, après de nombreuses études et une longue période de travaux. La station d'épuration de la Céréide (nouvellement renommée « MAERA ») a en effet été raccordée à un émissaire long de 15 km, qui va rejeter à 11 km en mer les eaux traitées de l'agglomération Montpellicaine. Jusqu'en décembre 2005, cette station constituait une source de pollution considérable en azote et en

phosphore pour le Lez, dans lequel elle se rejetait directement, mais aussi pour le canal du Rhône à Sète et les étangs palavasiens situés en aval. Au fil des ans, la capacité des lagunes et du canal à assimiler cette pollution a montré ses limites (disparition des herbiers, diminution de la biodiversité, marées vertes sur le Prévost et le Grec, malaïgues, odeurs nauséabondes en été, eaux complètement opaques toute l'année sur le Méjean et l'Arnel, obstruction des passes et comblement des lagunes par les cascails...). Le choix de rejeter en mer, dans un milieu ouvert¹, est donc apparu comme l'unique alternative pour sauver et préserver ce qui pouvait encore l'être, et si possible réhabiliter ces milieux naturels. La restauration des lagunes les plus dégradées est en effet loin d'être acquise et dans le meilleur des cas, elle sera longue et difficile. Toutefois, cette situation est une première pour des systèmes lagunaires aussi dégradés et elle constitue une source d'information inestimable pour la communauté scientifique et l'ensemble des acteurs des lagunes. C'est pourquoi, un suivi mensuel de la colonne d'eau a été spécialement mis en œuvre à cette occasion.

Ce rapport du RSL est donc le premier après l'entrée en fonctionnement de l'émissaire en mer de l'agglomération montpelliéraine. Dans ce chapitre seront présentés les résultats du suivi annuel de la colonne d'eau réalisé de décembre 2005 à décembre 2006 sur trois stations du canal du Rhône à Sète (CLEZ, CGRC et CVIC cf Figure 10. 2), ainsi que les résultats estivaux (juin, juillet et août 2006) des 11 stations habituelles du canal, du Vidourle à l'étang de Thau (Figure 10. 2). Ces résultats seront bien entendu comparés à ceux des campagnes précédentes.

¹ A l'heure actuelle, la capacité épuratoire de la mer n'est pas remise en cause, mais il nous appartient de veiller à ce qu'on ne reproduise pas en Méditerranée, ce qui a été fait à plus petite échelle sur les étangs palavasiens.



Figure 10. 1 : Présentation du canal du Rhône à Sète et de son bassin versant proche.



Figure 10. 2 : Localisation des stations de prélèvement du RSL sur le canal du Rhône à Sète.

2. Conditions hydrologiques et climatiques 2006

2.1. Températures

L'année 2006 s'est caractérisée par un début d'année proche des températures de saison, puis par un réchauffement brutal dès la fin du printemps (Météo-France, 2006). Avril et mai ont atteint des températures maximales records depuis plus de 50 ans : jusqu'à 33,1°C à Sète et 35,1°C à Montpellier le 28 mai. Les deux premiers mois d'été ont également été plus chauds que les normales saisonnières, avec un mois de juillet caniculaire (mais de moindre intensité qu'en 2003). Ce n'est pas tant dans l'intensité de la température que cet été s'est démarqué mais plutôt dans la persistance des fortes chaleurs. En juillet, Sète a compté 24 jours où la température maximale a dépassé 30°C alors que la normale est de 6 jours. De même pour Montpellier qui en a compté 27, là où normalement, on en compte 11. Le mois d'août et celui de septembre sont revenus à des températures de saison sur le littoral avant qu'en fin d'année on observe un radoucissement exceptionnel, avec des températures minimales et maximales de 2 à 3°C supérieures aux normales saisonnières (Météo-France, 2006). Au final, l'année 2006 a été une année particulièrement chaude.

2.2. Précipitations

L'année 2005-2006 a été une année particulièrement contrastée au niveau des précipitations sur le littoral Est-héraultais et gardois (Figure 10. 3). D'octobre à janvier, le cumul des pluies par rapport à la moyenne de ces six dernières années a été positif (+ 49 mm à Fréjorgues et + 113 mm à Sète), avec notamment un mois de janvier bien plus humide qu'à l'accoutumée. En revanche, à partir de février et jusqu'en août, une période de sécheresse s'est installée, avec sept mois consécutifs de déficits pluviométriques par rapport à la période 2000-06 (– 171 mm à Fréjorgues et – 161 mm à Sète). Cette période, caractérisée par une pluviométrie inférieure à 20 mm/mois, a été accentuée par les fortes chaleurs persistantes du printemps et de l'été 2006. Les écoulements superficiels ont donc été extrêmement réduits et le lessivage des sols a certainement du être considérablement limité.

La pluviométrie mensuelle sur l'année 2005-06 à la station d'Aigues-Mortes a été sensiblement la même que pour les deux stations météo héraultaises (sauf pour septembre 2006 qui a été relativement plus sec). Cependant, le manque de données historiques ne nous permet pas d'interpréter ces données de manière plus détaillée (Figure 10. 3).

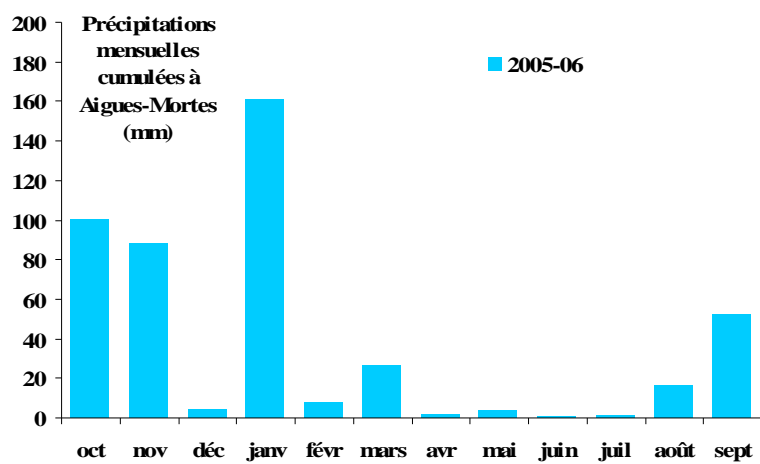
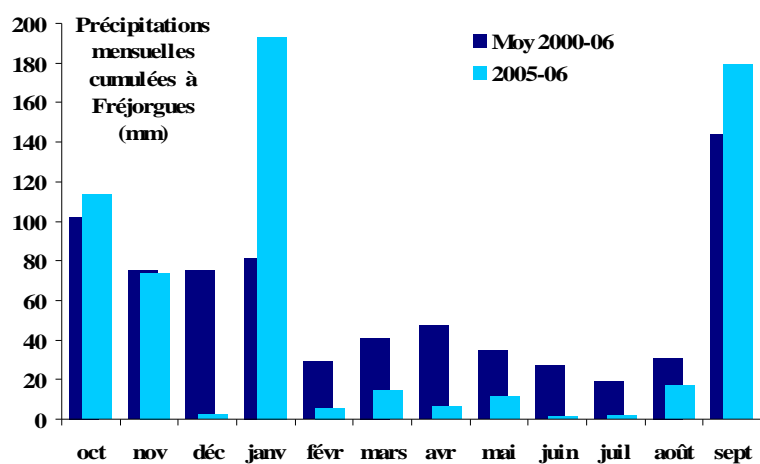
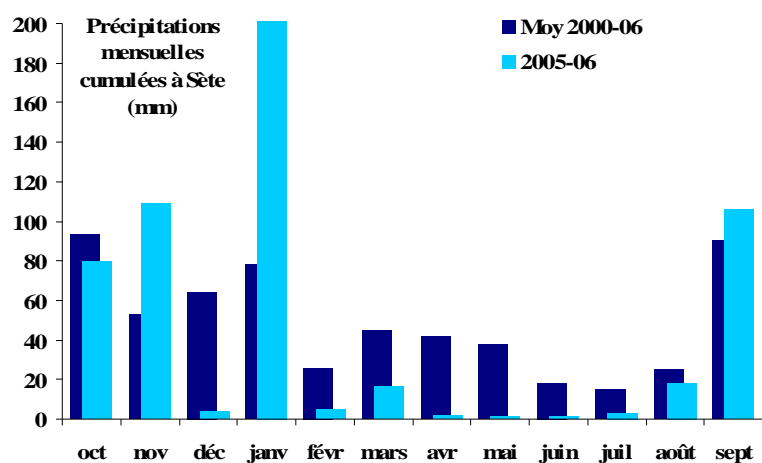


Figure 10. 3 : Précipitations mensuelles cumulées à Sète, Fréjorgues et Aigues-Mortes.

2.3. Salinité

Les eaux du canal du Rhône à Sète présentent comme chaque année depuis 2001, un gradient croissant de salinité d'Est en Ouest (Figure 10. 4). A l'Est, la dessalure naturelle du canal est accentuée par les apports en eau douce du Vidourle, du Vistre et du canal de Lunel. C'est pourquoi les stations CLUN et CMOT possèdent un caractère doux plus marqué avec une médiane pluriannuelle de 15. Au niveau du lieu-dit « les quatre canaux », les apports du Lez induisent d'importantes variations de salinité pour la station CLEZ (médiane de 25 et amplitude de salinité la plus marquée de l'ensemble des stations). Ces variations touchent surtout la station la plus proche à l'Ouest, CARN, faisant chuter sa médiane pluriannuelle à 34,5 alors que les deux stations suivantes, CVIC et CING, culminent respectivement à 38,8 et 38,5 de salinité. A l'Ouest, les apports d'eau douce sont plus rares et les communications avec la mer plus nombreuses (canaux de Sète, étang de Thau, grau de Frontignan et du Prévost), c'est pourquoi les eaux du canal sont nettement marinisées.

En 2006, compte tenu de la faiblesse des précipitations et de la sécheresse prématurée qui a démarré bien avant la période estivale, les salinités ont été particulièrement élevées sur les stations du canal dès le mois de juin (Figure 10. 5). Elles ont ensuite culminé en juillet alors que les précipitations ont été quasi-nulles sur le littoral héraultais (Figure 10. 6). Le mois de juillet 2006 est de ce fait le mois de juillet présentant la salinité moyenne la plus élevée (32,6) sur l'ensemble des stations du canal depuis le début du suivi du RSL. En août, les rares précipitations apportées par de petits événements orageux entraînent un léger radoucissement de l'ensemble des stations qui restent néanmoins dans la gamme haute des salinités pour un mois d'août (Figure 10. 7). Globalement en 2006, les salinités ont été plus élevées que les années précédentes sur les stations du canal (Figure 10. 4), preuve que les apports d'eau douce ont été plus réduits.

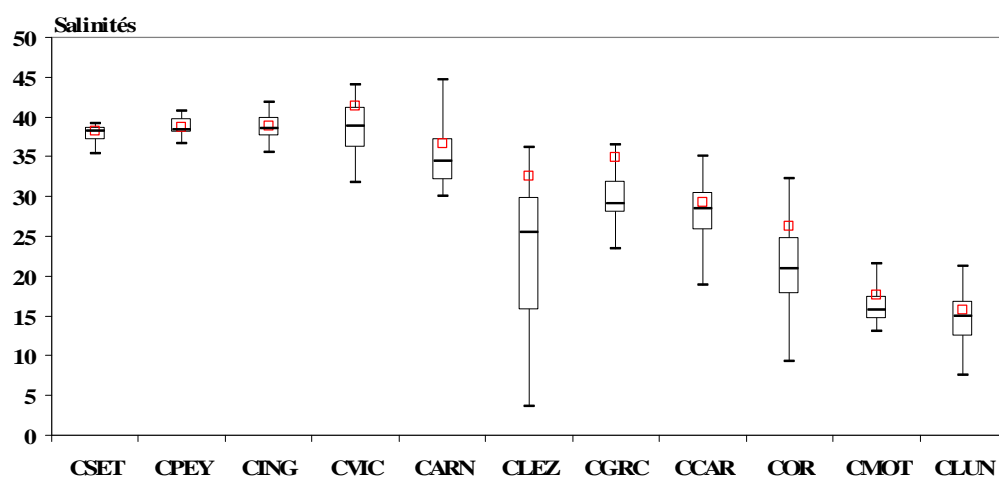


Figure 10. 4 : Représentation en boîtes à moustaches² des données de salinité du canal du Rhône à Sète de 2001 à 2006, pour les trois mois d'été (juin, juillet et août). La salinité moyenne de l'année 2006 est représentée par le petit carré rouge.

² Explication de la représentation graphique en boîtes à moustaches : chaque rectangle correspond à une « boîte » qui représente 50% des valeurs d'une série, comprises entre le premier et le troisième quartile. Le trait vertical dans la boîte représente la valeur de la médiane de la série. Le trait vertical (la moustache) supérieur relie q3 avec la valeur la plus élevée de la série comprise entre q3 et $q3 + 1.5 \cdot (q3 - q1)$, et la moustache inférieure relie q1 à la valeur la plus faible comprise entre q1 et $q1 - 1.5 \cdot (q3 - q1)$. Q1 et q3 étant respectivement les premiers et troisièmes quartiles.

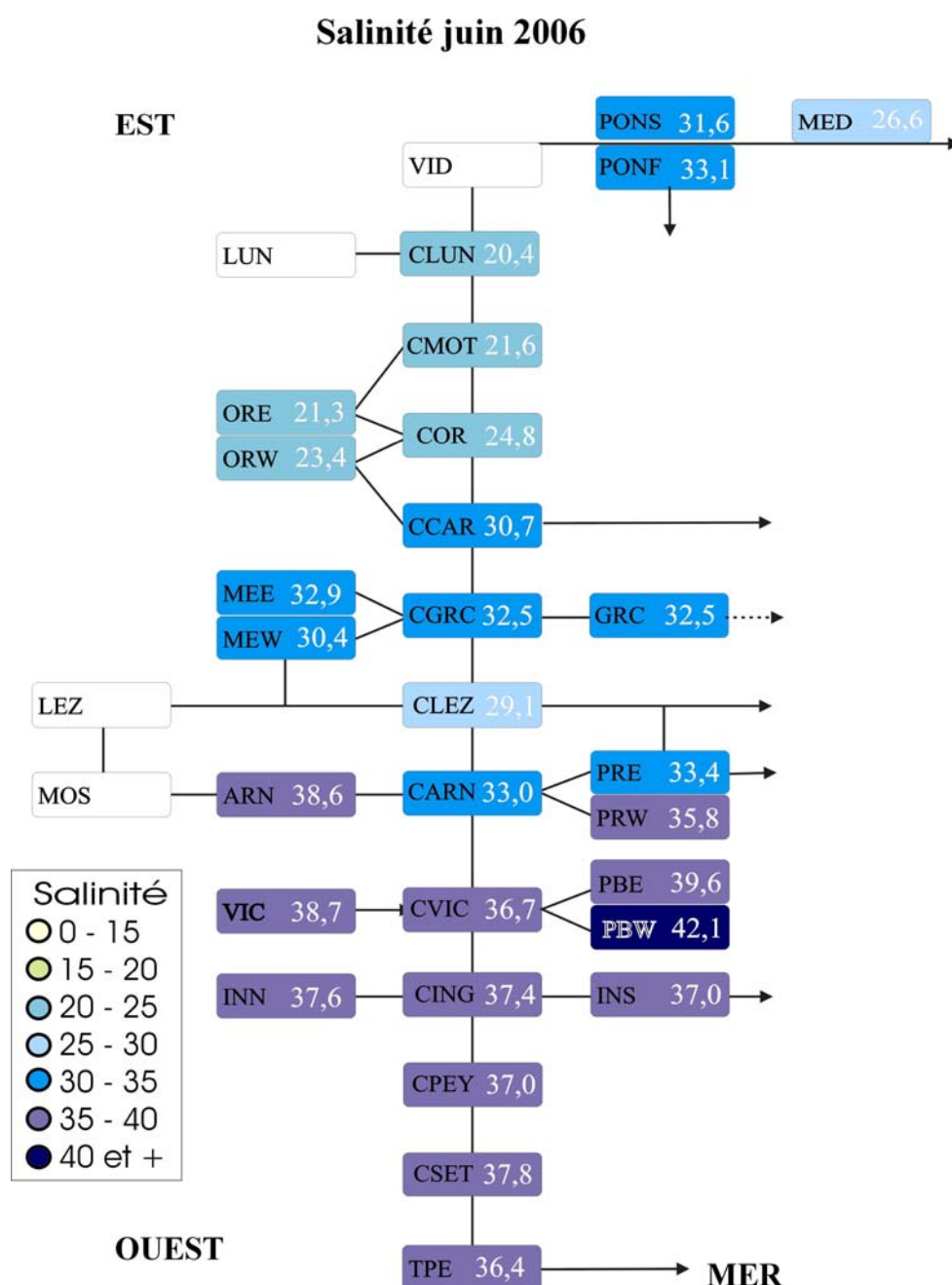


Figure 10. 5 : Distribution des salinités dans l'hydrosystème canal du Rhône à Sète-lagunes lors de la campagne de prélèvements de juin 2006. Chaque case représente un point de mesure. Les traits symbolisent la présence d'une liaison hydraulique entre les sites. Les flèches indiquent une communication avec la mer.

Salinité juillet 2006

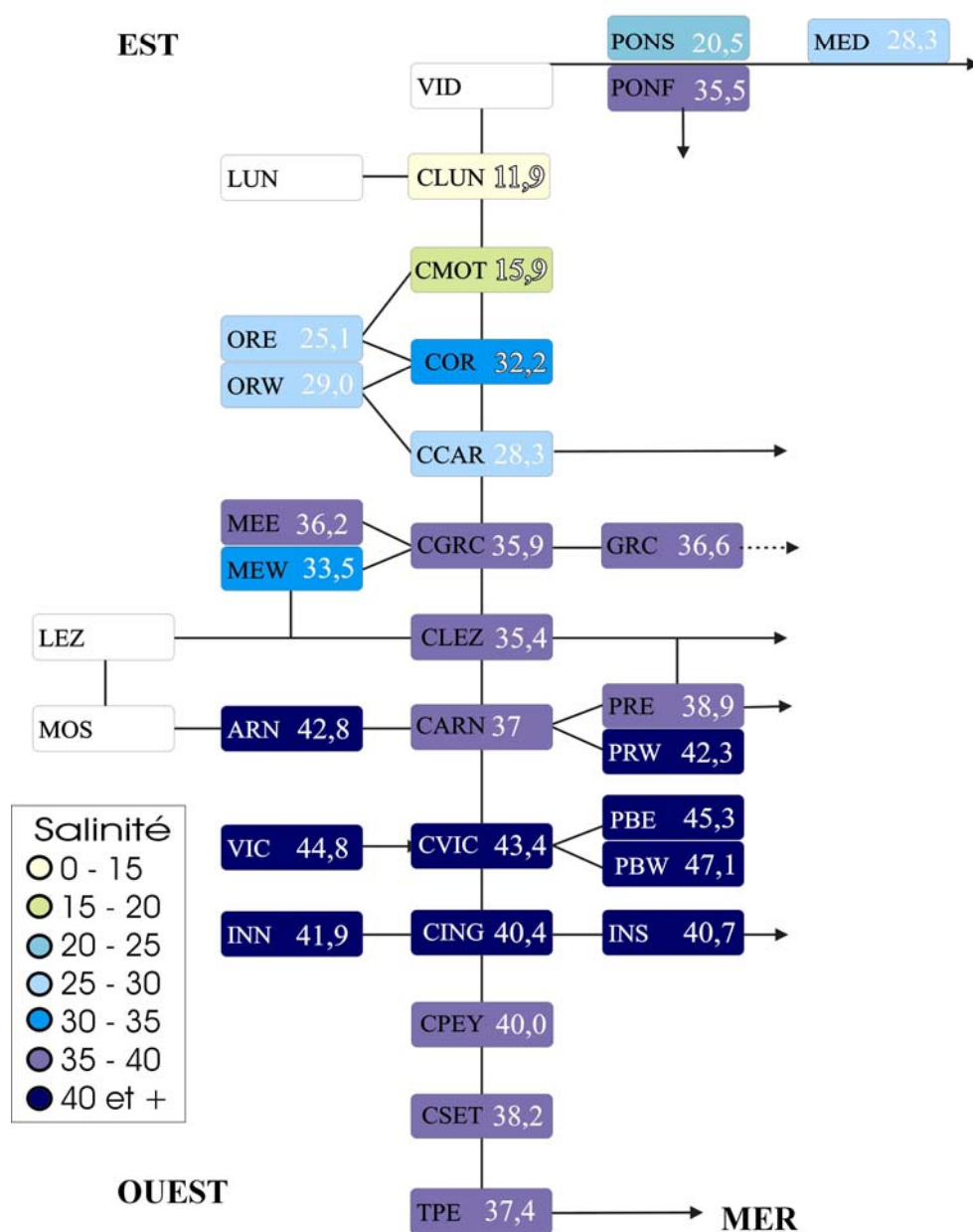


Figure 10. 6 : Distribution des salinités dans l'hydrosystème canal du Rhône à Sète-lagunes lors de la campagne de prélèvements de juillet 2006. Chaque case représente un point de mesure. Les traits symbolisent la présence d'une liaison hydraulique entre les sites. Les flèches indiquent une communication avec la mer.

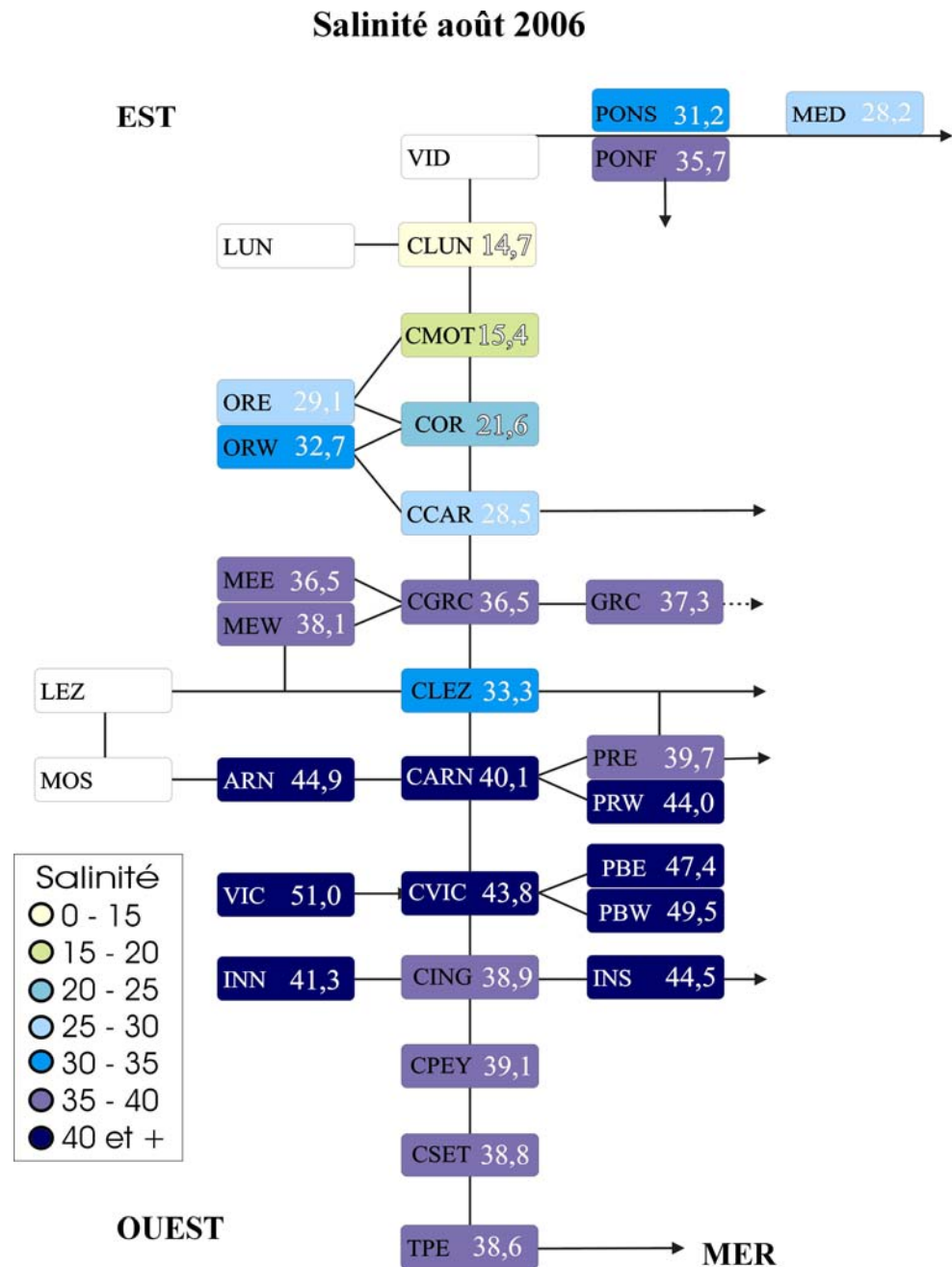


Figure 10. 7 : Distribution des salinités dans l'hydrosystème canal du Rhône à Sète-lagunes lors de la campagne de prélèvements d'août 2006. Chaque case représente un point de mesure. Les traits symbolisent la présence d'une liaison hydraulique entre les sites. Les flèches indiquent une communication avec la mer.

3. Suivi mensuel de la colonne d'eau

En parallèle à la mise en route, en décembre 2005, de l'émissaire rejetant en mer les eaux usées traitées de l'agglomération montpelliéraine, il était important de suivre l'évolution des concentrations en éléments nutritifs sur l'ensemble du complexe des étangs palavasiens. A la fois pour constater l'ampleur de la diminution des teneurs et la confronter avec l'évolution des indicateurs d'eutrophisation de chaque lagune.

Pour cela, un suivi mensuel de la qualité de l'eau a débuté en décembre 2005 sur dix stations et il se poursuivra jusqu'en décembre 2007. Sept de ces stations sont situées sur les étangs palavasiens (cf chapitre éponyme) et trois sur le canal du Rhône à Sète, pour lesquelles il s'agit du premier suivi mensuel depuis la création du RSL :

- La station CLEZ : située au croisement du Lez et du canal du Rhône à Sète, au lieu-dit « les Quatre Canaux », elle constitue un point de suivi incontournable pour évaluer dans le temps les apports du Lez vers les étangs palavasiens.
- Les stations CGRC et CVIC : situées respectivement en amont et en aval de la station CLEZ (par rapport au sens du courant résiduel du canal, c'est-à-dire Est-Ouest), elles permettront de préciser la zone d'influence des eaux du Lez dans le canal.

Ne sont présentés dans ce rapport que les résultats obtenus jusqu'en décembre 2006.

3.1. Salinité

Comme le montre la Figure 10. 8, la salinité des trois stations suivies sur le canal du Rhône à Sète a évolué de manière bien coordonnée au cours de l'année 2006. Les pluies importantes de la fin du mois de janvier ont entraîné des minima de salinité au début de février pour les trois stations, celles de septembre ont également fait chuter les salinités. Les maxima sont observés entre juillet et août, au plus fort de la chaleur estivale. Mais compte tenu de la faiblesse des précipitations au printemps, les salinités ont été élevées très tôt dans l'année, dès le mois d'avril pour CLEZ et CGRC et dès mars pour CVIC. La station CLEZ possède les salinités les plus faibles sur l'ensemble du suivi sauf en novembre, où elle a été plus élevée par rapport aux deux autres stations, ce qui indique le démarrage d'une période d'entrées marines. La salinité de CGRC est intermédiaire entre celle de CLEZ et celle de CVIC.

Si on considère que la salinité du point CVIC (en surface) est simplement due au mélange de deux masses d'eau indépendantes, la première étant constituée d'une



eau relativement douce en provenance du point CLEZ et la seconde d'une eau plus salée en provenance des lagunes qui jouxtent le point CVIC (par exemple Pierre-Blanche), alors il est possible d'estimer la proportion d'eau de chacun des deux pôles qui composent l'eau de surface de la station CVIC. De ce calcul approximatif et simpliste, il ressort que la part des eaux de la station CLEZ dans les eaux de surface de la station CVIC a varié de 0 à plus de 30 % au cours du suivi 2005-2006. Le maximum est obtenu en février, sans doute à la suite des importantes précipitations de janvier. Le minimum touche plusieurs mois, sans doute en lien avec des conditions météorologiques particulières (notamment le vent et la pression atmosphérique), mais le plus étonnant, c'est que les eaux de surface de CVIC peuvent être constituées jusqu'à 20 % d'eau de CLEZ en pleine période estivale, alors que les écoulements sont au plus bas. Ceci illustre bien la complexité de l'hydrodynamisme du système mer/étangs/canal, et l'intérêt de mieux le comprendre pour améliorer notre connaissance du fonctionnement écologique des lagunes et ainsi mieux les protéger. Cet exemple est malheureusement beaucoup plus complexe à adapter à CGRC compte tenu de la variété des sources qui sont susceptibles d'interagir ensemble (eaux en provenance des graus de Carnon, de Palavas, de l'étang de l'Or, du Grec, du Méjean ou du Lez).

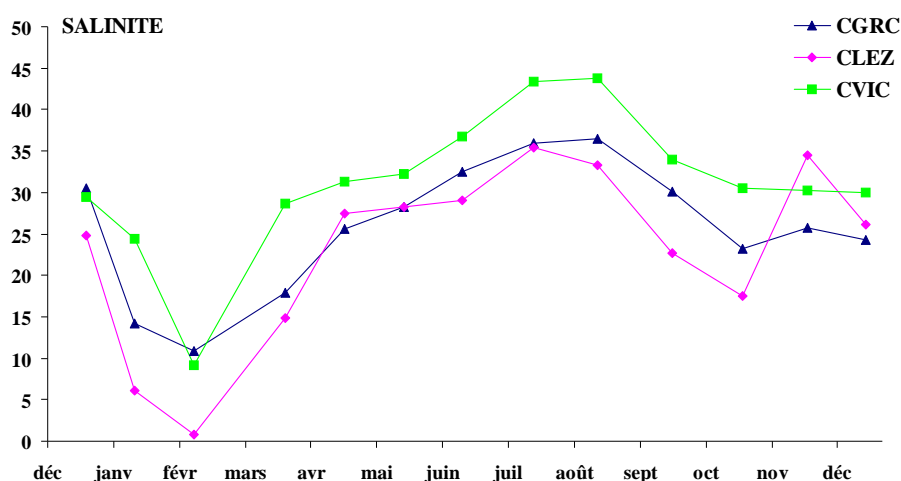


Figure 10. 8 : Variation mensuelle de la salinité aux trois stations de suivi sur le canal du Rhône à Sète de décembre 2005 à décembre 2006.

3.2. Indicateurs de l'eutrophisation

L'évolution saisonnière des indicateurs d'eutrophisation au cours du suivi annuel 2005-06 est restée très classique (cf Figure 10. 9). Ce sont les niveaux atteints qui ont diminué par rapport aux années précédentes, les trois stations se retrouvant très souvent dans le même ordre de grandeur.

La période estivale s'est caractérisée par une diminution des teneurs en sels d'azote et de phosphore dissous en raison à la fois de la réduction des apports (faiblesse des écoulements à cette période) et de l'augmentation de la production primaire (consommation des sels nutritifs lors de la photosynthèse). Cette dernière a sans doute été limitée à plusieurs reprises au cours de l'été, par manque d'azote inorganique ou de phosphates et cela sur les trois stations du canal, ce qui est assez rare pour être souligné, surtout à la station CLEZ. Il s'agit sans doute là d'une première conséquence de la mise en route de l'émissaire (BCEOM, 2006) (probablement amplifiée par la limitation des apports liée au déficit de précipitations du printemps et de l'été), car jusqu'à présent, les niveaux de sels dissous étaient généralement très excédentaires à CLEZ. Cette limitation de la croissance biologique s'est d'ailleurs répercutée sur les niveaux d'azote et de phosphore totaux, nettement plus bas au cours de l'été 2006 qu'en 2005 (la diminution est d'un facteur 3 pour le phosphore total, et 4 et 3 pour l'azote total respectivement pour CLEZ et CGRC, elle est moins nette pour la station CVIC).

Hors période estivale, les niveaux d'éléments nutritifs dans les eaux du canal sont relativement élevés et jamais limitants pour la production phytoplanctonique. Ils proviennent d'apports anthropiques, soit indépendants des événements pluvieux, c'est-à-dire généralement d'origine domestique (exemple des pics d'ammonium et de phosphates enregistrés en mai), soit complètement corrélés aux précipitations, c'est-à-dire d'origine agricole par lessivage des sols du bassin versant (exemple des pics de nitrates enregistrés en février et en octobre). Compte tenu du fait qu'il s'agit là du premier suivi mensuel sur des stations du canal, il n'est pas possible de comparer les niveaux atteints hors période estivale avec ceux des années précédentes.

Toutefois, ces pics de sels dissous dans les eaux permettent de vérifier un élément important : la dispersion des eaux du Lez dans le canal. Indépendamment du débit du Lez, ce sont véritablement le vent et la pression atmosphérique qui vont influencer cette dispersion dans le canal du Rhône à Sète. En effet, on remarque que parfois :

- CVIC et CGRC sont touchés simultanément par des apports en provenance du Lez, c'est le cas des pics d'ammonium et de phosphates enregistrés à CLEZ en mai et qui se répercutent sur les deux autres stations alors que les écoulements sont limités (peu de précipitations). C'est aussi le cas du pic de nitrates de février qui touche simultanément les trois stations en période d'écoulements plus importants (suite aux précipitations du mois de janvier).
- Une seule des deux stations amont/aval est touchée, indiquant que les apports du Lez se sont préférentiellement orientés d'un côté ou de l'autre du canal. C'est le cas par exemple pour le pic de nitrates enregistré à CLEZ en octobre et qui entraîne un pic marqué pour CGRC alors que dans le même temps, CVIC ne semble pratiquement pas touché.

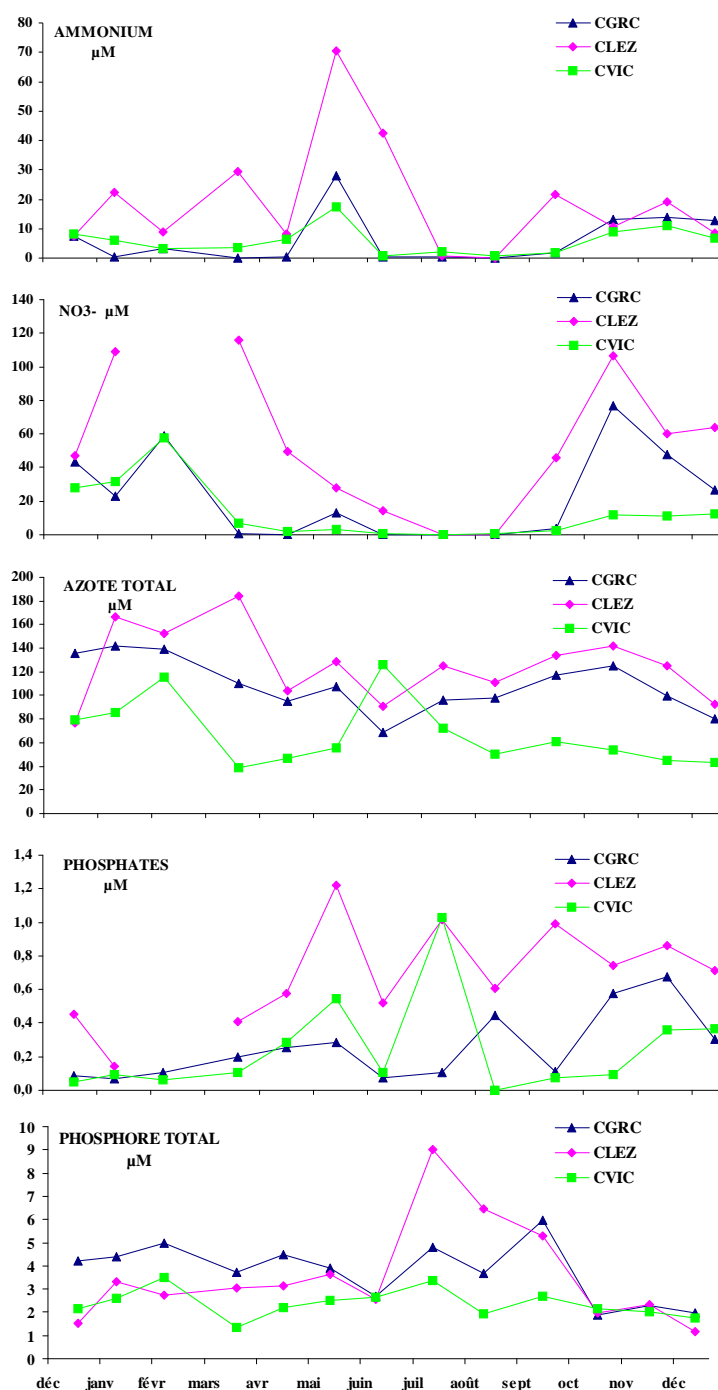


Figure 10.9 : Variation mensuelle des paramètres de la colonne d'eau mesurés aux trois stations de suivi sur le canal du Rhône à Sète de décembre 2005 à décembre 2006.

4. Diagnostic de la colonne d'eau

4.1. Etat général

Le Tableau 10. 1 reprend l'état général des grilles de l'eau 2006 (**Tableaux 10.2**) pour les stations du canal du Rhône à Sète. Par rapport aux années précédentes, on enregistre cette année une amélioration de l'état général des stations situées à l'Ouest du Lez. CARN, CVIC et CSET gagnent une classe de qualité (pour un état général médiocre), CING en gagne deux (pour un état général moyen). En revanche, la station CLEZ et les stations situées à l'Est conservent le mauvais état qui les caractérisait depuis 2001.

Tableau 10. 1 : Comparaison des diagnostics estivaux de l'eau obtenus sur les onze stations du canal du Rhône à Sète depuis 2001.

ETAT COLONNE D'EAU	CSET	CPEY	CING	CVIC	CARN	CLEZ	CGRC	CCAR	COR	CMOT	CLUN
2001	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
2002	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
2003	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
2004	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
2005	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
2006	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange

4.2. Grilles de l'eau

En 2006, comme les années précédentes, les quatre stations amont du canal du Rhône à Sète (CLUN, CMOT, COR et CCAR) conservent leur mauvais état pour la majeure partie des indicateurs de l'eutrophisation (**Tableaux 10.2**). Les niveaux de NID et de Nt empirent même à CMOT et COR, suite à un pic d'ammonium en juillet (respectivement 512 μM et 85 μM) qui traduit sans doute un dysfonctionnement inhabituel de la station d'épuration de la Grande Motte. A l'inverse, les niveaux de phosphates et de phosphore total tendent à diminuer faiblement pour ces quatre stations par rapport aux années précédentes.

Même si l'état général des grilles de CGRC et de CLEZ reste mauvais cette année, de grands changements se sont produits pour ces stations et la mise en route de l'émissaire en est incontestablement à l'origine. Les teneurs en éléments nutritifs dissous ont diminué de manière drastique. Elles restent à des niveaux importants sur CLEZ mais ont néanmoins diminué d'un facteur 15 à 20 en

moyenne sur l'été, pour les phosphates et l'ammonium par rapport à 2005, entraînant également une diminution des formes totales de l'azote et du phosphore respectivement d'un facteur 4 et 3 en moyenne. Sur CGRC, on note aussi une amélioration sensible de la quasi-totalité des paramètres. La faiblesse des apports du Lez a exceptionnellement permis la consommation presque totale des sels nutritifs dans l'eau alors que généralement ils restaient fortement concentrés tout l'été.

Le visage de la grille de CGRC a donc considérablement changé cette année, tout comme celui de la grille de CARN, son homologue de l'autre côté du Lez (qui enregistre des améliorations du même ordre de grandeur), et dans une moindre mesure celui de la grille de CVIC qui moins touchée par les eaux du Lez, ne s'améliore que modérément. Mais au final, compte tenu de leur meilleur état vis-à-vis de l'eutrophisation, ces deux stations gagnent chacune une classe de qualité pour la première fois depuis le début du suivi du RSL en 2001.

Enfin, même si CING gagne deux classes de qualité cette année et CSET une classe, il est peu probable que ces améliorations soient dues à la mise en route de l'émissaire en mer. En effet, l'éloignement de ces stations est tel que l'influence des eaux du Lez paraît extrêmement limitée, d'ailleurs, elles retrouvent un état respectivement moyen et médiocre qu'elles avaient déjà obtenu précédemment en 2004 pour CING et 2003 pour CSET au plus fort de la pollution du Lez. Cette amélioration est sans doute à mettre sur le compte de conditions climatiques clémentes, ayant limité les apports eutrophisants cette année. Pour CSET, on notera aussi l'absence de pollution ponctuelle (nitrates, ammonium...) comme ce fut le cas en 2005. Enfin, CPEY conserve son état antérieur en raison d'une contamination modérée par l'ammonium, récurrente depuis 2001 mais dont l'origine n'a pas encore été identifiée (ancienne décharge de Frontignan, cabanes non raccordées, bâtiments de la Mobil...).

Tableaux 10.2 : Grilles 2006 de qualité de l'eau pour les onze stations du canal du Rhône à Sète (présentation des grilles d'Est en Ouest sur cette page et les suivantes).

CLUN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0	17	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5	8,8	10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(µM)	0		0,3		1		1,5	3,0	4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	88
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	3,7
NITRA	(µM)	0		1		3		5		10	76
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	16
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	22
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	28
NT	(µM)	0		50		75		100		120	122
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	5,25

CMOT			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20	28	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	18	25		40	
PO ₄ ³⁻	(µM)	0		0,3		1		1,5	2,6	4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	531
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	5,1
NITRA	(µM)	0		1		3		5		10	73
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	512
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	35
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	42
NT	(µM)	0		50		75		100		120	780
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	8,10

COR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30	33	40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25	36	40	
PO ₄ ³⁻	(µM)	0		0,3		1		1,5	1,6	4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	93
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	2,6
NITRA	(µM)	0		1		3		5		10	35
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	85
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	59
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	74
NT	(µM)	0		50		75		100		120	227
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	6,75

CCAR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20	30	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	17	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,11	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	33
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75		1	1,6
NITRA	(μM)	0		1		3		5	8,9	10	
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	22
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	40
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	49
NT	(μM)	0		50		75		100		120	146
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	5,40

CGRC			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0	9	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	17	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,44	1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,5	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,13	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,13	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,42	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	91
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	99
NT	(μM)	0		50		75	98	100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	4,80

CLEZ			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30	31	40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	20	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1	1,0	1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	60
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5		0,75		1	3,0
NITRA	(μM)	0		1		3		5		10	15
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	43
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	64
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	72
NT	(μM)	0		50		75		100		120	125
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	9,00

CARN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0	15	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	19	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,30	1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6	8,2	10		20	
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5	0,66	0,75		1	
NITRA	(μM)	0		1	2,5	3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3		5	5,0	10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10	14	20	
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15	16	25	
NT	(μM)	0		50	53	75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5	2,25	2,5		4,5	

CVIC			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20	27	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	16	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1	1,0	1,5		4	
NID	(μM)	0		2	2,4	6		10		20	
NITRI	(μM)	0		0,3	0,30	0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,47	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	2,0	3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10	17	20	
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15	20	25	
NT	(μM)	0		50		75		100		120	126
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	3,38	4,5	

CING			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40	43	50	
TUR	(NTU)	0	3,8	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,14	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2	4,7	6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,19	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,70	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3	3,8	5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5	5,9	7		10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0	7,0	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	32	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5	1,55	2,5		4,5	

CPEY			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40	48	50	
TUR	(NTU)	0	3,0	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,68	1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6	8,4	10		20	
NITRI	(μM)	0	0,29	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0		1	1,2	3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3		5	7,4	10	
Chl-a	(μg/l)	0	2,2	5		7		10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0	3,2	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	35	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5	1,83	2,5		4,5	

CSET			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0	17	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	3,0	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,60	1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6	6,1	10		20	
NITRI	(μM)	0		0,3	0,35	0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0		1		3	3,1	5		10	
AMMO	(μM)	0		1	2,7	3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10	16	20	
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15	18	25	
NT	(μM)	0	39	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5	2,20	2,5		4,5	

Les résultats obtenus cette année sur les grilles de l'eau (**Tableaux 10.2**), peuvent donc être expliqués par la conjonction de deux facteurs :

- Un facteur anthropique : la mise en route de l'émissaire a entraîné une importante diminution des matières organiques et des éléments nutritifs (ammonium et phosphates notamment) apportés par le Lez jusqu'au canal. Cette diminution a touché principalement la station CLEZ, située au débouché du Lez dans le canal, mais aussi les stations les plus proches, CGRC, CARN et dans une moindre mesure CVIC. La Figure 10. 10 permet de se représenter facilement la zone d'influence des eaux du Lez cette année. En effet, pour chaque station, la baisse relative des concentrations en éléments nutritifs par rapport aux années précédentes est devenue pour l'occasion un véritable traceur de l'emprise du panache des eaux du Lez au cours de l'été. Celui-ci n'a en revanche aucun effet sur les stations CCAR, COR, CMOT et CLUN en raison de leur position amont par rapport à l'écoulement du canal et leur éloignement. L'effet sur les stations CING, CPEY et CSET s'il existe, est extrêmement limité

cette année. En raison de leur éloignement, il faudra certainement plusieurs années avant d'observer un quelconque effet « émissaire » sur ces stations.

- Un facteur climatique : le déficit pluviométrique qui a touché l'ensemble du bassin versant de février à août et qui a entraîné une véritable sécheresse en été, a eu pour effet de limiter considérablement le lessivage des sols et le débit des cours d'eau. Les apports d'éléments nutritifs au canal du Rhône à Sète et aux lagunes ont donc été limités. En conséquence, comme pour chaque année sèche, une diminution modérée mais générale des indicateurs d'eutrophisation (phosphates, phosphore total, NID et azote total) a été enregistrée sur la quasi-totalité des stations cette année (Figure 10. 10).

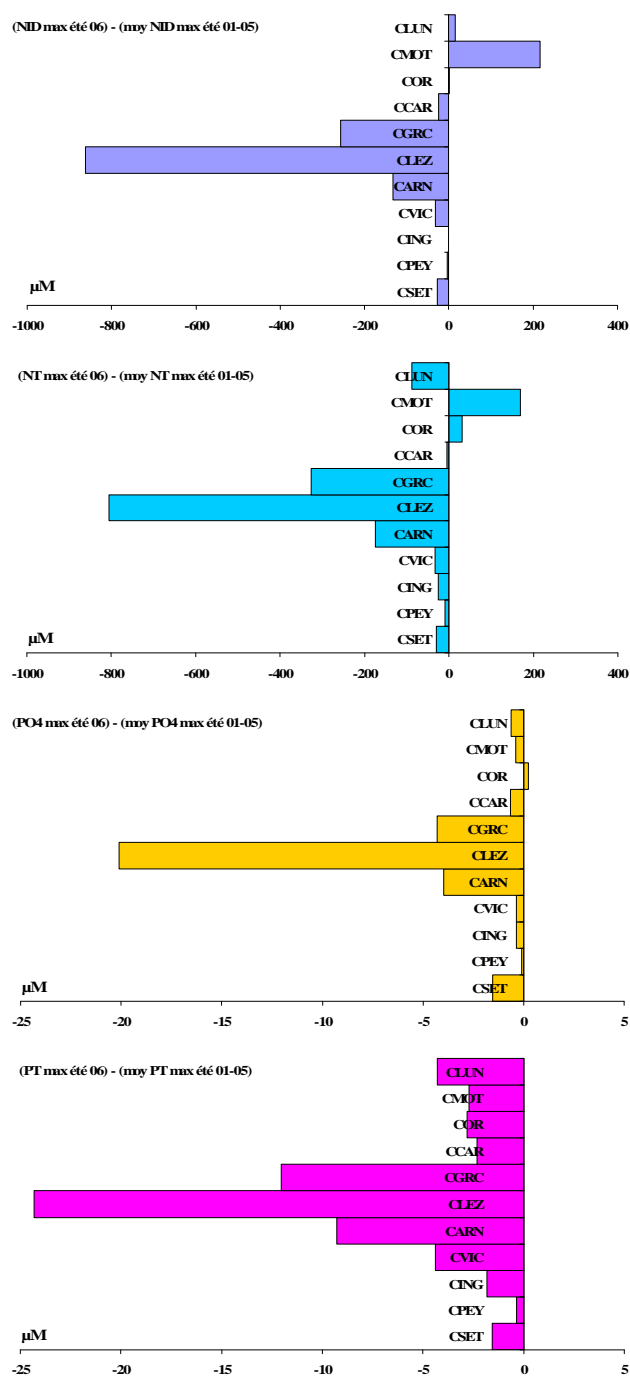


Figure 10. 10 : Différences entre la valeur maximale du NID, NT, PO4 et PT de l'été 2006 et la moyenne des valeurs maximales des étés 2001 à 2005 pour ces mêmes paramètres, sur les stations du canal du Rhône à Sète.

5. Evolution pluriannuelle des concentrations

Compte tenu de la mise en route de l'émissaire qui constitue le fait marquant, cette année sur le complexe des étangs palavasiens et le canal du Rhône à Sète, et la diminution des teneurs en sels nutritifs dans les eaux observée pour de nombreuses stations, il nous a paru intéressant de mettre l'accent sur les évolutions pluriannuelles des stations CLEZ, CVIC et CGRC (qui possèdent le jeu de données le plus étoffé), avec pour objectifs de tenter de mettre en évidence :

- les tendances pluriannuelles d'évolution des concentrations, s'ils elles existent, compte tenu du peu de recul de notre jeu de données (depuis 2001 pour les stations du canal).
- l'effet de la mise en route de l'émissaire pour les stations pour lesquelles cet effet est visible et distinct des effets météorologiques et climatiques.

5.1. Ammonium (NH_4) et phosphates (PO_4)

Ces deux sels nutritifs dissous sont de véritables marqueurs des rejets de station d'épuration. Par conséquent, l'arrêt des rejets domestiques de l'agglomération Montpelliéraine dans le Lez en décembre 2005 (La STEP Maera traitant 470 000 EqH), a donc marqué l'arrêt d'une source de pollution considérable pour les milieux aquatiques situés en aval, le Lez, le canal du Rhône à Sète et les lagunes palavasiennes. Cette diminution, annoncée par les premiers suivis sur le Lez aval réalisés par l'agglomération montpelliéraine au pont de Lattes (BCEOM, 2006) est en effet enregistrée aussi par le RSL, comme le montrent la Figure 10. 11 et la Figure 10. 12. Les seuils de couleur du RSL ont été figurés en arrière plan des figures afin de mieux se représenter l'ampleur de cette diminution. Pour la station CLEZ, la chute des teneurs à la fois pour l'ammonium et les phosphates est considérable, mais on s'aperçoit qu'une tendance à la diminution était amorcée au moins depuis 2003, peut-être en raison d'améliorations apportées au processus de traitement de la station Maera (redimensionnement). Néanmoins, de 2005 à 2006, l'ammonium a chuté d'un facteur 20 et les phosphates d'un facteur 15. Cette chute considérable des teneurs ne peut trouver son origine que dans un changement majeur au niveau du bassin versant : l'arrêt des rejets de Maera dans le Lez.

Si l'effet de ces aménagements se fait clairement ressentir au point CLEZ, simplement par la mesure des sels nutritifs dissous dans l'eau, en revanche il est loin d'en être de même pour les deux autres points de suivi CGRC et CVIC. Cette différence est due à la variabilité inter-annuelle de la dispersion des eaux du Lez dans le canal et au fait que ces stations soient relativement éloignées (phénomène de dilution et d'atténuation des teneurs par consommation par le

phytoplancton) ce qui peut entraîner des variations inter-annuelles difficiles à interpréter. La grande variabilité des teneurs observée sur la station CGRC peut être due à la contribution variable des apports provenant de l'amont du canal du Rhône à Sète, des lagunes les plus proches (notamment le Grec dans lequel se rejette la STEP de Palavas) et des apports du Lez, en réponse à des changements hydrodynamiques et météorologiques inter-annuels. Pour CVIC, les teneurs sont relativement stables depuis 2001. Aucune tendance claire ne peut être mise en évidence pour ces deux points sur la seule base de l'étude de ces deux paramètres dissous. Dans les deux cas, l'étude de paramètres plus intégrateurs comme l'azote total et le phosphore total devrait apporter une information supplémentaire et permettre de dire si ces stations ont été ou non touchées par la baisse des apports du Lez en 2006.

5.2. Azote total (Nt) et phosphore total (Pt)

Comme on pouvait s'y attendre compte tenu des résultats précédents, l'arrêt des rejets de Maera dans le Lez s'est également fait ressentir sur les niveaux d'azote et de phosphore totaux mesurés au point CLEZ (Figure 10. 13, Figure 10. 14). Ils sont en effet exceptionnellement bas cette année. L'azote total a chuté d'un facteur quatre et le phosphore d'un facteur trois en moyenne entre 2005 et 2006. Cette diminution n'est pas simplement le fait de la diminution des sels dissous, car les niveaux de chlorophylle enregistrent également une baisse entre 2005 et 2006, passant de 49 à 38 $\mu\text{g/l}$ en moyenne sur l'été, preuve que la diminution des nutriments a touché aussi la production planctonique. Même si une tendance timide à la diminution était amorcée depuis 2003, la chute brutale enregistrée en 2006, à la fois pour les causes (sels nutritifs dissous) et les conséquences de l'eutrophisation (chlorophylle a...) est bien la preuve de l'efficacité de l'arrêt des rejets de Maera dans le Lez.

Vers l'amont du canal, au point CGRC, les teneurs en Nt et Pt, relativement constantes depuis 2001, ont chuté brutalement d'un facteur 3 en 2006. De 2001 à 2005, les variations climatiques et hydrologiques inter-annuelles n'ont pratiquement pas fait varier les niveaux d'azote et de phosphore totaux, c'est pourquoi en 2006, on peut clairement affirmer que la diminution observée au point CGRC est principalement due à la meilleure qualité des eaux du Lez. Si en raison du mélange et de la dilution, cet effet n'était pas visible sur les niveaux de sels nutritifs dissous, en revanche, quand on prend en compte la part organique d'azote et de phosphore (consommée par le phytoplancton), il ne peut plus y avoir de doute sur la diminution des teneurs. Cet exemple prouve qu'en période estivale, les eaux du Lez peuvent « remonter » le cours habituel du canal et influencer localement la qualité des eaux jusqu'au point CGRC. Le point suivant sur le canal, CCAR, ne montre pas de tendance significative à la baisse, ni de chute des teneurs en Nt ou Pt entre 2005 et 2006 (Figure 10. 15).

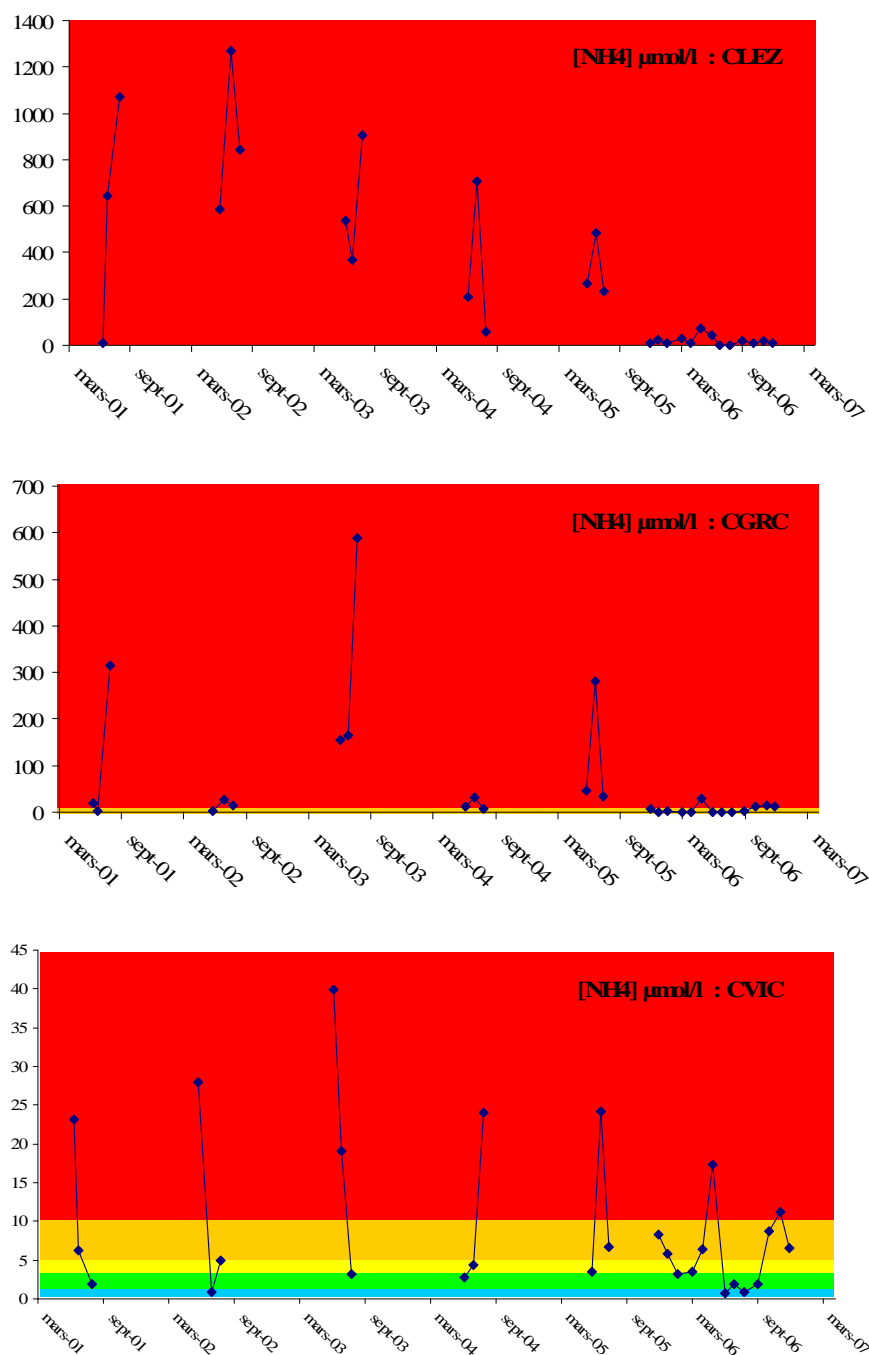


Figure 10. 11 : Evolution pluriannuelle des teneurs en ammonium aux stations CLEZ, CGRC et CVIC situées sur le canal du Rhône à Sète, de 2001 à 2006.

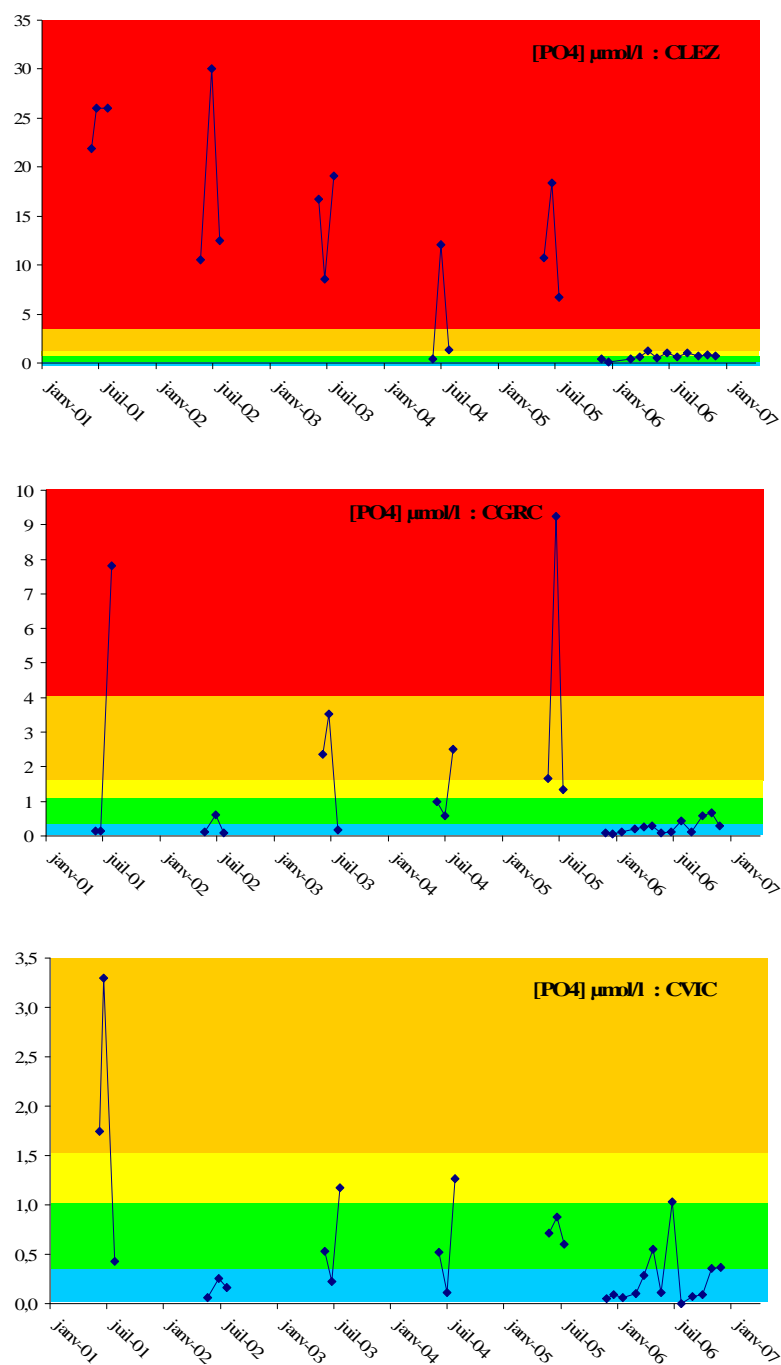


Figure 10. 12 : Evolution pluriannuelle des teneurs en phosphates aux stations CLEZ, CGRC et CVIC situées sur le canal du Rhône à Sète, de 2001 à 2006.

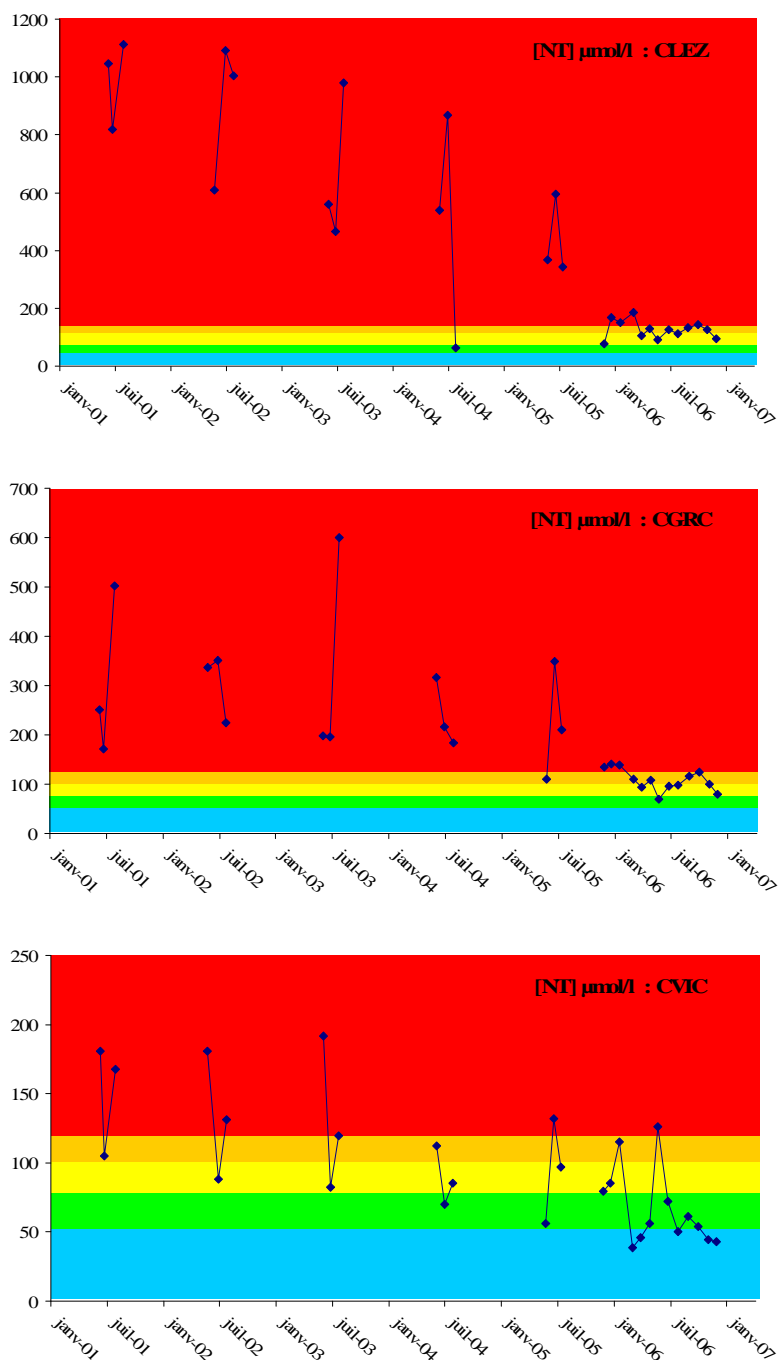


Figure 10. 13 : Evolution pluriannuelle des teneurs en azote total aux stations CLEZ, CGRC et CVIC situées sur le canal du Rhône à Sète, de 2001 à 2006.

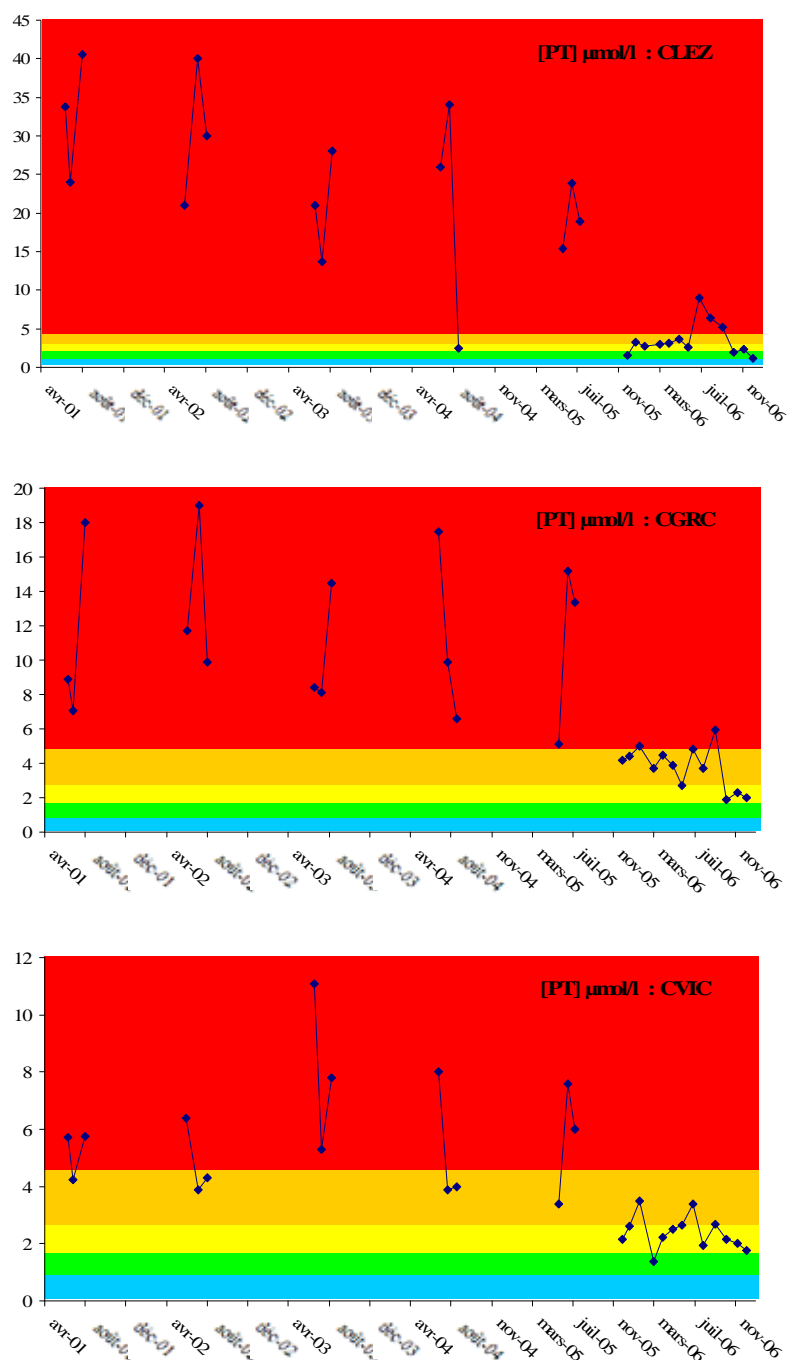


Figure 10. 14 : Evolution pluriannuelle des teneurs en phosphore total aux stations CLEZ, CGRC et CVIC situées sur le canal du Rhône à Sète, de 2001 à 2006.

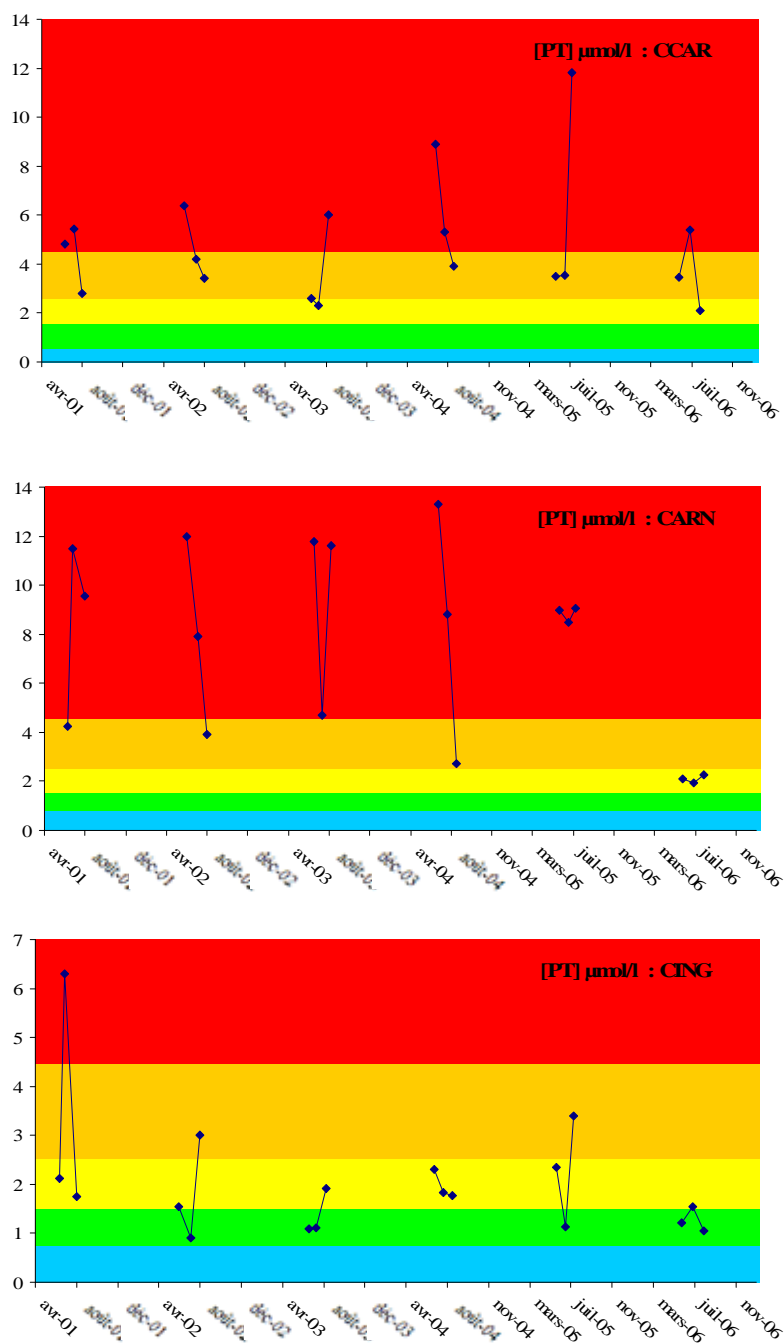


Figure 10. 15 : Evolution pluriannuelle des teneurs en phosphore total aux stations CCAR, CARN et CING, situées sur le canal du Rhône à Sète, de 2001 à 2006.

Vers l'aval du canal, au point CVIC, on observe le même phénomène que pour CGRC. La meilleure qualité des eaux du Lez se répercute sur cette station, mais seulement sur les formes totales de l'azote et du phosphore. En 2006, on enregistre un facteur 2 de diminution pour le phosphore total alors que les niveaux étaient relativement stables depuis 2001. En revanche, pour l'azote total, il semble qu'une réelle tendance à la baisse se soit amorcée dès 2004 sur cette station, bien avant la mise en place de l'émissaire. Par conséquent, l'effet « émissaire » attendu entre 2005 et 2006 est moins net sur ce paramètre. Les améliorations progressives réalisées sur le traitement des effluents de l'agglomération montpelliéraine vis-à-vis de l'azote sont peut-être une explication pour ce phénomène.

La station CARN, située entre CLEZ et CVIC sur le canal, mais qui n'a pas été échantillonnée dans le cadre du suivi mensuel 2006, a également enregistré sur ses données estivales d'importantes diminutions de concentrations en Nt et Pt. Ces diminutions sont liées sans ambiguïté à l'arrêt des rejets dans le Lez (chute d'un facteur 4 pour le Pt (Figure 10. 15) et d'un facteur 2,5 pour l'Nt entre 2005 et 2006). Mais notons qu'à l'instar de CVIC, une décroissance des teneurs en Nt avait débuté depuis 2004 (Figure 10. 16)). Cela confirme bien le mélange d'une partie des eaux du Lez vers l'aval du canal au cours de l'été 2006, et son influence sur les concentrations qui s'atténue avec l'éloignement des points de mesure. Au niveau du point CING, situé à plus du double de la distance de CVIC par rapport au Lez, si cette influence existe, elle n'est toutefois pas perceptible à l'heure actuelle, y compris sur les concentrations en Pt (Figure 10. 15).

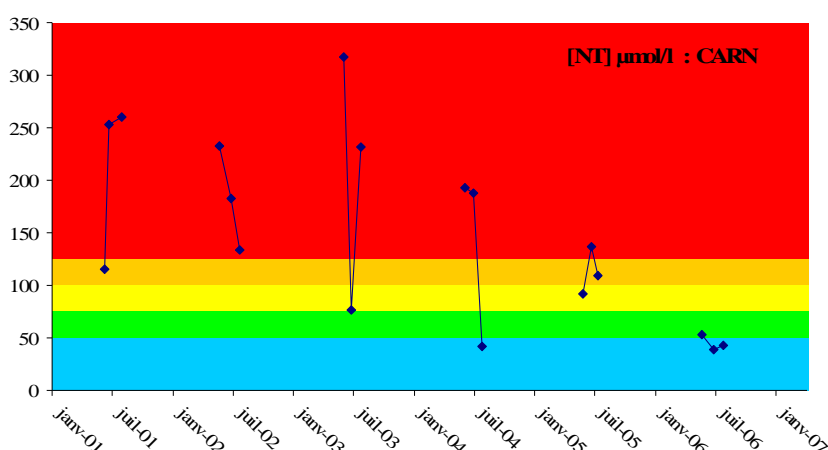


Figure 10. 16 : Evolution pluriannuelle des teneurs en azote total à CARN (canal du Rhône à Sète au niveau de l'Arnel) de 2001 à 2006.

6. Diagnostic du phytoplancton

En 2006, la qualité générale des eaux du canal du Rhône à Sète vis-à-vis du phytoplancton reste très proche de celle des années précédentes, avec toujours une majorité de mauvais états pour la zone Est (Tableau 10. 3), et des états qui s'améliorent à l'Ouest (jusqu'à bon pour CING).

De manière générale, les proliférations excessives de microalgues dans les eaux du canal témoignent de son niveau de pollution en azote et en phosphore. Cette contamination est donc plus importante pour les stations situées à l'Est du canal du fait des apports de plusieurs cours d'eau particulièrement eutrophisés (Vistre, Vidourle, canal de Lunel...) ou d'apports directs de stations d'épuration (celle de la Grande Motte par exemple). A l'Ouest du Lez, la qualité de l'eau s'améliore progressivement mais reste là encore très similaire aux niveaux de années précédentes. Le point CING possède encore le meilleur état de l'ensemble des stations du canal vis à vis du phytoplancton.

Tableau 10. 3 : Comparaison des diagnostics estivaux du phytoplancton obtenus sur les onze stations du canal du Rhône à Sète depuis 2001.

ETAT PHYTOPLANCTON	CSET	CPEY	CING	CVIC	CARN	CLEZ	CGRC	CCAR	COR	CMOT	CLUN
2001	Orange	Orange	Vert	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
2002	Orange	Vert	Vert	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
2003	Orange	Orange	Vert	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
2004	Orange	Orange	Vert	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
2005	Orange	Orange	Vert	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
2006	Orange	Vert	Vert	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange

Tableau 10. 4 : Grilles de diagnostic du phytoplancton pour les 11 stations du Canal du Rhône à Sète en 2006.

CSET			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50	88	100		500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10	34	50	

CPEY			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20	27	50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5	5,0	10		50	

CING			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20	22	50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2	3,0	5		10		50	

CVIC			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100	104	500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10	41	50	

CARN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100	129	500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10		50	58

CLEZ			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100		500	1668
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10		50	856

CGRC			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100		500	1628
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10		50	347

CCAR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100		500	545
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10		50	779

COR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100		500	1610
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10		50	1185

CMOT			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100	420	500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10		50	52

CLUN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100	240	500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10	33	50	

7. Conclusions

Les résultats 2006 du RSL confirment que le canal du Rhône à Sète reste l'un des milieux les plus eutrophisés du Languedoc-Roussillon... surtout dans sa partie Est !

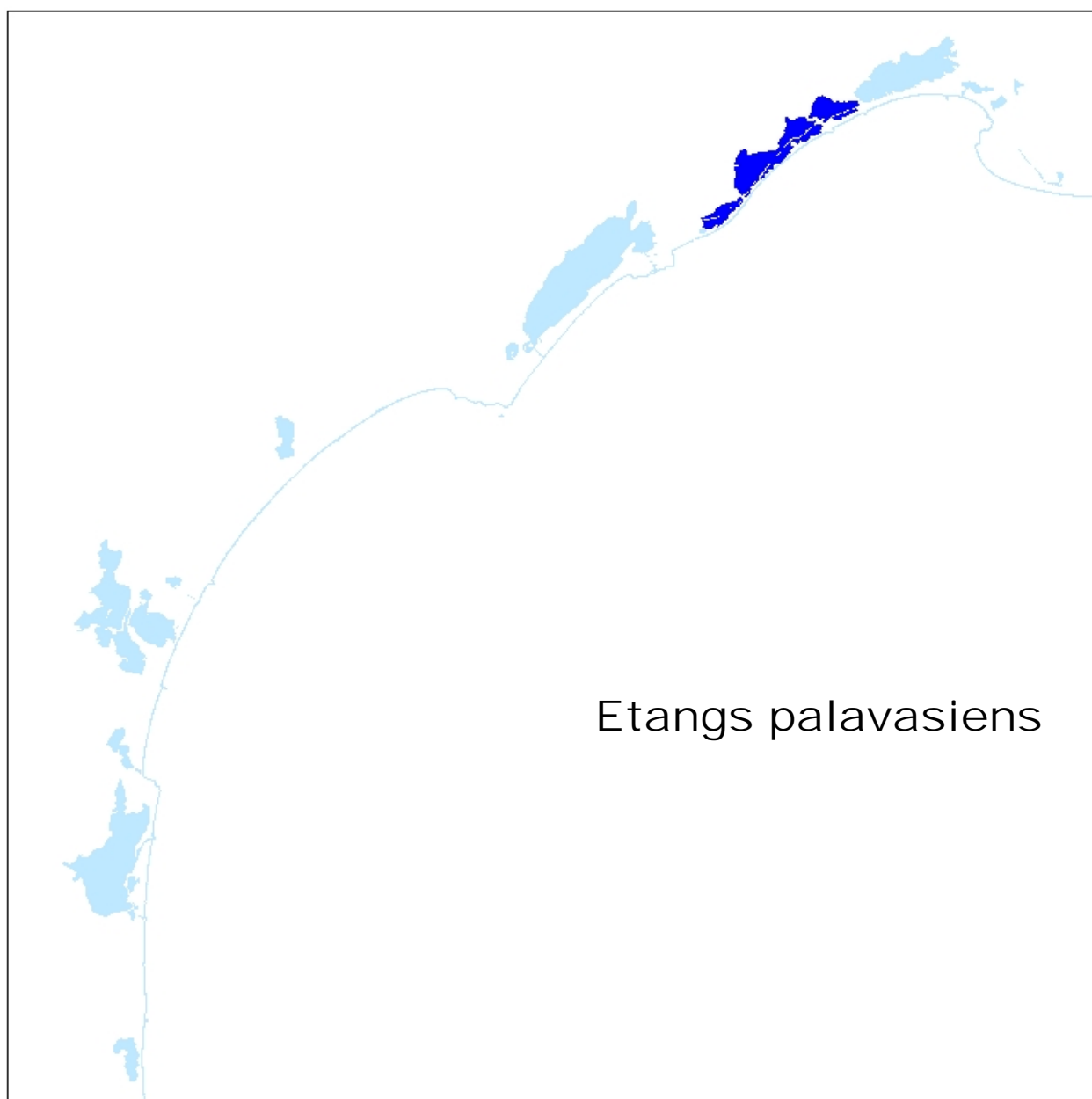
Néanmoins, cette année, la mise en route de l'émissaire rejetant en mer les eaux traitées de la station Maera (station d'épuration de l'agglomération montpelliéraine) a permis une amélioration sensible de la qualité de l'eau du Lez. Cette amélioration s'est répercutée presque instantanément sur la qualité du point CLEZ, lequel était jusqu'à présent le « point noir » à l'Ouest du canal du Rhône à Sète. Cette année, sa grille de l'eau reste mauvaise vis-à-vis de l'eutrophisation, mais elle s'est considérablement améliorée à la fois pour les sels nutritifs et pour les formes totales de l'azote et du phosphore, ce qui est la preuve qu'un changement profond et durable vers une meilleure qualité s'est engagé. Les trois stations les plus proches, l'une en amont (CGRC) et les autres en aval (CARN et CVIC) ont aussi bénéficié de l'amélioration de la qualité des eaux du Lez. CARN et CVIC gagnant même une classe de qualité pour la première fois depuis le début du suivi (2001). En raison de leur éloignement, les autres stations aval du canal n'ont pu bénéficier dès cette année de ces améliorations. On peut penser que cela se fera progressivement, mais il est encore difficile à l'heure actuelle de dire si cet impact sera véritablement mesurable sur les stations possédant déjà une bonne qualité (CING). Quant aux stations de qualité intermédiaire, la diminution des apports du Lez devrait à terme avoir pour effet de mettre en évidence les sources secondaires de pollution qui pouvaient jusqu'à présent et peut-être à tort, lui être imputées.

De manière plus globale, la faiblesse des précipitations au printemps et à l'été 2006 et la limitation des apports eutrophisants a contribué au léger mieux observé cette année sur l'ensemble les grilles de l'eau des stations du canal.

En 2006, la mise en route de l'émissaire en mer de l'agglomération montpelliéraine a entraîné un changement sans précédent dans les apports polluants au canal du Rhône à Sète. Un nouvel état d'équilibre va donc se mettre en place qui souhaitons le, brisera le cycle de dégradation dans lequel certaines lagunes sont enfermées. Mais à l'heure actuelle, compte tenu de l'état de dégradation de certaines lagunes, et du cercle vicieux dans lequel elles sont entraînées, il n'est pas sûr qu'elles réagissent à ces aménagements (leur temps de réaction sera peut être extrêmement long) et cela doit nous encourager à poursuivre et à multiplier les actions, même plus modestes, sur le bassin versant, afin de réduire les apports eutrophisants à des niveaux permettant une restauration durable des lagunes palavasiennes.

8. Références Bibliographiques

- BCEOM/AQUASCOP, 2004. Diagnostic global des sources de pollution sur le canal du midi et le canal du Rhône à Sète. Annexe : La qualité des canaux. 27p.
- Benau, L. 2000. Protocole de suivi de la qualité des eaux et des sédiments du canal du Rhône à Sète. Rapport de stage de DESS au SMNLR. DESS « Activités et Aménagements Littoraux et Maritimes ». Univ. Montpellier I, II et III. 82p.
- Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.
- Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2002. Rapport RSL-03/2003, 523 p.
- Ifremer, 2004. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 424 p.
- Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 434 p.
- Ifremer, 2006. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2005. Rapport RSL-06/2006, 450 p.
- Météo France, 2006. Bulletins climatiques du département de l'Hérault. Mois de décembre 2005 à décembre 2006. www.meteo-france.fr.



1. INTRODUCTION.....	311
1.1. HISTORIQUE ET LOCALISATION.....	311
1.2. RESULTATS ANTERIEURS	311
1.3. SUIVIS REALISES EN 2006.....	311
2. SUIVI MENSUEL DE LA COLONNE D'EAU	315
2.1. SALINITE	319
2.2. OXYGENE DISSOUS	319
2.3. SELS NUTRITIFS	320
2.4. CHLOROPHYLLE A ET FORMES TOTALES DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE	320
2.5. EVOLUTION PLURIANNUELLE DES TENEURS EN NH ₄ ET PO ₄	321
2.6. EVOLUTION PLURIANNUELLE DES TENEURS EN NT ET PT	322
2.6.1. Comparaison des données estivales 2005 et 2006.....	322
2.6.2. Comparaison des suivis annuels.....	323
2.7. CONCLUSION	323
3. DIAGNOSTIC DE L'EAU	332
3.1. ETANG D'INGRIL	332
3.2. ETANG DE VIC	333
3.3. ETANG DE PIERRE-BLANCHE.....	334
3.4. ETANG DU PREVOST	335
3.5. ETANG DE L'ARNEL	336
3.6. ETANG DE MEJEAN-PEROLS	337
3.7. ETANG DU GREC.....	339
3.8. DIAGNOSTIC PLURIANNUEL	339
4. DIAGNOSTIC COMPLET	341
4.1. DIAGNOSTIC DES SEDIMENTS.....	341
4.1.1. Granulométrie.....	342
4.1.2. Matière organique, Azote et Phosphore	345
4.1.3. Grilles de diagnostic 2006.....	347
4.1.4. Evolution depuis 2001	351
4.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON	353
4.3. DIAGNOSTIC DES MACROPHYTES.....	357
4.3.1. Distribution des macrophytes	358
4.3.2. Etat des macrophytes en 2006	361
4.3.3. Etats antérieurs et évolution des macrophytes.....	361
4.4. DIAGNOSTIC DE LA MACROFAUNE BENTHIQUE	365
4.4.1. Résultats 2006.....	365
4.4.2. Evolution depuis 2001	369
4.5. RESULTATS DU DIAGNOSTIC COMPLET	369

5.	AUTRES RESEAUX.....	372
5.1.	RESEAU MICROBIOLOGIQUE (REMI).....	372
5.1.1.	<i>Classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage, programme de suivi REMI et situation de la production.....</i>	<i>372</i>
5.1.2.	<i>Bilan du suivi REMI en 2006.....</i>	<i>375</i>
5.1.3.	<i>Evaluation de la qualité microbiologique de la zone de production conchylicole du Prévost.....</i>	<i>376</i>
5.1.4.	<i>Synthèse REMI 2001-2006</i>	<i>379</i>
5.2.	RESEAU PHYTOPLANKTON (REPHY).....	380
5.2.1.	<i>Etang du prévost.....</i>	<i>381</i>
5.2.2.	<i>Etang d'Ingril.....</i>	<i>382</i>
5.3.	RESEAU NATIONAL D'OBSERVATION (RNO).....	383
5.3.1.	<i>RNO Matière vivante.....</i>	<i>383</i>
6.	CONCLUSION GENERALE.....	385
7.	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	389



1. Introduction

1.1. Historique et localisation

Le complexe des étangs palavasiens ne formait au XVII^{ème} qu'une seule et même lagune allant du bassin de Thau à celui de Mauguio (SMNLR, 1991). Depuis, les aménagements réalisés par l'homme ont accentué le phénomène naturel de comblement et la grande lagune s'est progressivement transformée en un chapelet de huit étangs (Ingril Nord et Sud, Vic, Pierre-Blanche, Prévost, Arnel, Méjean-Pérois et Grec), qui s'étendent sur 25 km entre Frontignan et Carnon (Figure 11. 1). Ces étangs reçoivent les eaux d'un bassin versant d'environ 600 km² composé à l'Est par le bassin versant des rivières Lez et Mosson (bassin versant très fortement urbanisé), et à l'Ouest, par le massif karstique de la Gardiole qui alimente plusieurs résurgences. Seuls les étangs d'Ingril et du Prévost possèdent une communication directe et permanente avec la mer, respectivement par le grau de Frontignan et celui du Prévost à Palavas. Le canal du Rhône à Sète, qui traverse le complexe d'Est en Ouest permet toutefois des échanges entre les lagunes par de multiples passes (cf chapitre 10 du présent rapport).

1.2. Résultats antérieurs

L'ensemble des observations effectuées sur les étangs du complexe palavasien confirment la véritable pollution par l'azote et le phosphore dont ils sont victimes (Ifremer 2000, 2002, 2003, 2004, 2005 & 2006). Cette pollution est essentiellement d'origine domestique et la responsabilité du Lez dans ces apports a clairement été démontrée. Il impacte directement les lagunes environnantes (Arnel, Méjean-Pérol, Grec et Prévost) et touche aussi les plus éloignées par l'intermédiaire du canal du Rhône à Sète (Ingril, Vic, Pierre-Blanche).

1.3. Suivis réalisés en 2006

Les étangs palavasiens ont été à l'honneur cette année dans le RSL. Ils ont fait l'objet de plusieurs suivis parmi lesquels :

- Un suivi mensuel de la colonne d'eau de décembre 2005 à décembre 2006 ; En décembre 2005, l'émissaire rejetant en mer les eaux traitées de la station d'épuration de la Céréide (nouvellement renommée Maera) est entré en fonctionnement. Dorénavant, les effluents traités de la communauté d'agglomération de Montpellier ne seront plus rejetés dans le Lez comme c'était le cas jusqu'à présent. La qualité du cours d'eau va certainement s'en trouver changée, de même que celle des lagunes palavasiennes, qui ont si longtemps subi cette pollution sans pouvoir la « digérer ». A ce titre, un suivi mensuel de la colonne d'eau a été spécialement mis en place dans le cadre du RSL pour suivre à partir de décembre 2005, l'évolution des niveaux d'eutrophisation dans les eaux

des lagunes palavasiennes et du canal du Rhône à Sète. Un point par lagune a été échantillonné (INN, VIC, PBE, ARN, PRE, MEW & GRC) et trois sur le canal du Rhône à Sète (CLEZ, CGRC et CVIC). Le complexe des étangs palavasiens, avec ses différents niveaux de dégradation constitue un excellent site atelier pour l'étude et la compréhension des phénomènes liés à la restauration naturelle des lagunes méditerranéennes, phénomènes qui ont été peu étudiés jusqu'à présent, faute d'exemples pertinents. Ce suivi mensuel permettra notamment d'évaluer l'impact à court terme de la mise en place de l'émissaire sur la qualité de l'eau des lagunes.

- Un diagnostic estival de la colonne d'eau : en 2006, comme chaque année depuis 1999, les étangs palavasiens ont fait l'objet d'un suivi estival des paramètres indicateurs du niveau d'eutrophisation de la colonne d'eau. Ce suivi a permis de remplir les grilles de l'eau sur les onze stations du complexe palavasien (Figure 11. 2).
- Un diagnostic complet réalisé de mai à juillet 2006 au cours duquel macrophytes, phytoplancton, sédiments et macrofaune benthique ont été échantillonnés pour la deuxième fois sur l'ensemble des étangs palavasiens. L'occasion de qualifier l'état de santé général de ces lagunes en 2006 et vérifier leur évolution depuis 2001.

Ces différents suivis et diagnostics seront complétés par les résultats des réseaux de surveillance opérés par l'Ifremer en 2006 sur le secteur : le Réseau de suivi Microbiologique (REMI) et le Réseau de suivi du Phytoplancton toxique (REPHY) sur les étangs d'Ingril et du Prévost et le Réseau National d'Observation (RNO matière vivante) sur le Prévost. Le Réseau National d'Observation –sédiments– a également été mis en œuvre en 2006 sur les étangs palavasiens, les résultats, encore en cours de traitement seront présentés dans un prochain rapport.

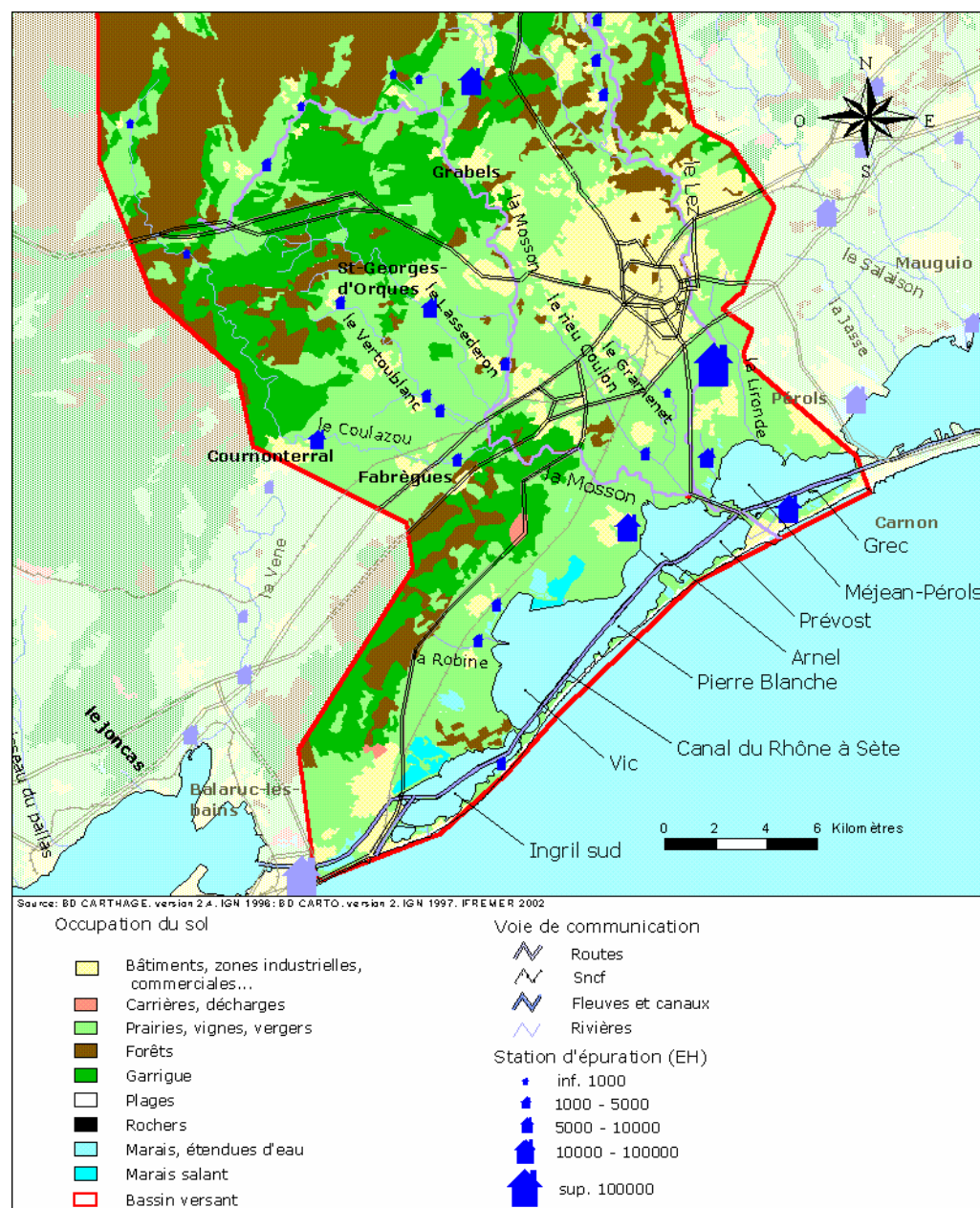


Figure 11. 1 : Présentation des lagunes du complexe palavasiens et de leur bassin versant.

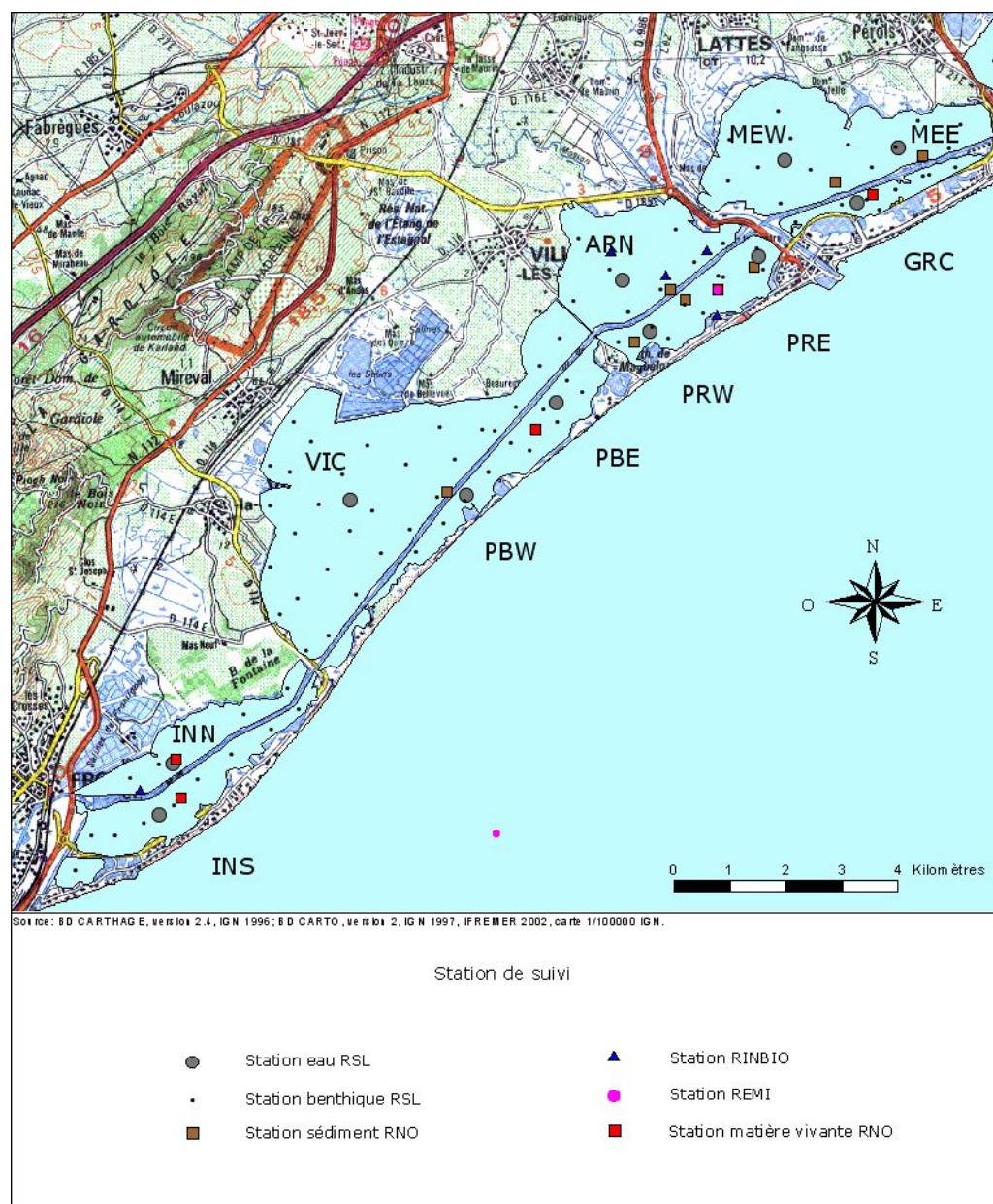


Figure 11. 2 : Localisation des stations de prélèvement du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur les étangs du complexe palavasien.

2. Suivi mensuel de la colonne d'eau

En parallèle à la mise en route, en décembre 2005, de l'émissaire rejetant en mer les eaux usées traitées de l'agglomération Montpelliéraine, il était important de suivre l'évolution des concentrations en éléments nutritifs sur l'ensemble du complexe des étangs palavasiens. A la fois pour constater l'ampleur de la diminution des teneurs et la confronter avec l'évolution des indicateurs d'eutrophisation de chaque lagune.

Pour cela, un suivi mensuel de la qualité de l'eau a débuté en décembre 2005 sur dix stations et il se poursuivra jusqu'en décembre 2007. Trois de ces stations sont situées sur le canal du Rhône à Sète (cf chapitre éponyme) et sept sur les étangs palavasiens à raison d'un point par lagune :

- Parmi les quatre lagunes les plus proches du Lez, le Méjean et le Prévost possèdent une communication directe avec celui-ci respectivement en amont et en aval du lieu dit « les Quatre Canaux ». Les points MEW et PRE constitueront des sites de choix pour évaluer d'éventuels changements à court terme dans la qualité de l'eau des lagunes.
- L'étang du Grec et celui de l'Arnel sont également très proches du Lez mais ne disposent pas de communication directe avec ce dernier. Ce n'est que par l'intermédiaire du canal du Rhône à Sète qu'ils sont susceptibles d'être influencés. Les points GRC et ARN permettront d'évaluer l'emprise de la dispersion des eaux du Lez sur des lagunes proches, relativement confinées.
- Les étangs de Vic et Pierre-Blanche seront suivis aux points VIC et PBE. Ce sont des lagunes éloignées de la confluence avec le Lez et dont la qualité peut être influencée de manière indirecte par l'intermédiaire des eaux du canal du Rhône à Sète. Elles disposent toutefois chacune d'une communication réduite par buse, avec les étangs de l'Arnel et du Prévost.
- Enfin, l'étang d'Ingril est le plus éloigné de la confluence avec le Lez. Seule sa partie nord sera suivie mensuellement (INN) car elle possède quatre communications avec le canal du Rhône à Sète et une partiellement obstruée, avec l'étang de Vic.

Après une rapide présentation des résultats obtenus pour l'ensemble des lagunes au cours de ce suivi annuel déc. 2005-déc. 2006, une comparaison avec les données antérieures sera réalisée lagune par lagune pour quatre paramètres (NH_4 , PO_4 , N_T et P_T) afin de mettre en évidence d'éventuels changements à court terme liés à la mise en route de l'émissaire et à l'arrêt des rejets de Maera dans le Lez, ou à plus long terme (tendances à la dégradation ou à la restauration).

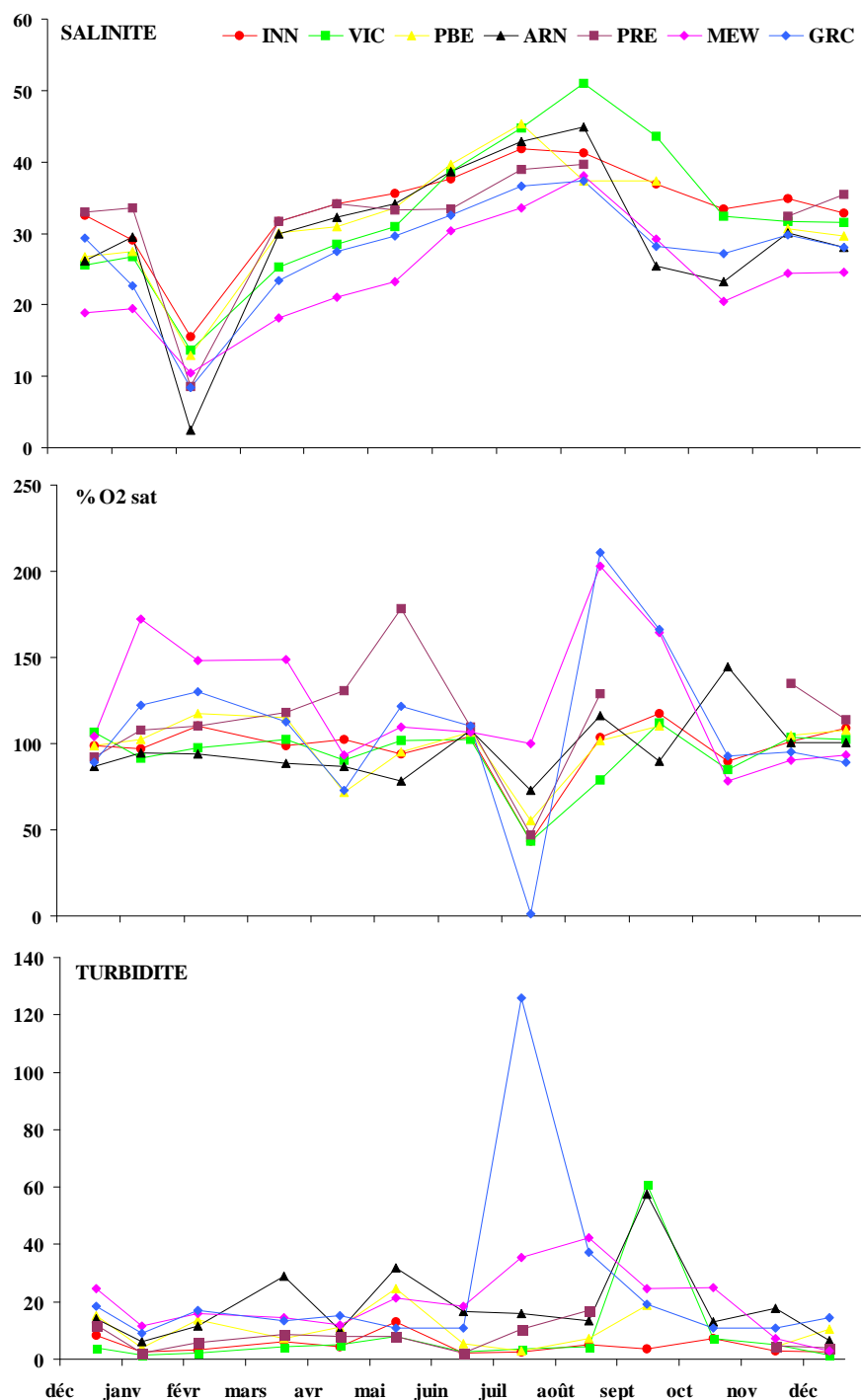


Figure 11. 3 : Variation mensuelle de la salinité, de l'oxygène dissous et de la turbidité (FTU) dans les étangs palavasiens de décembre 2005 à décembre 2006.

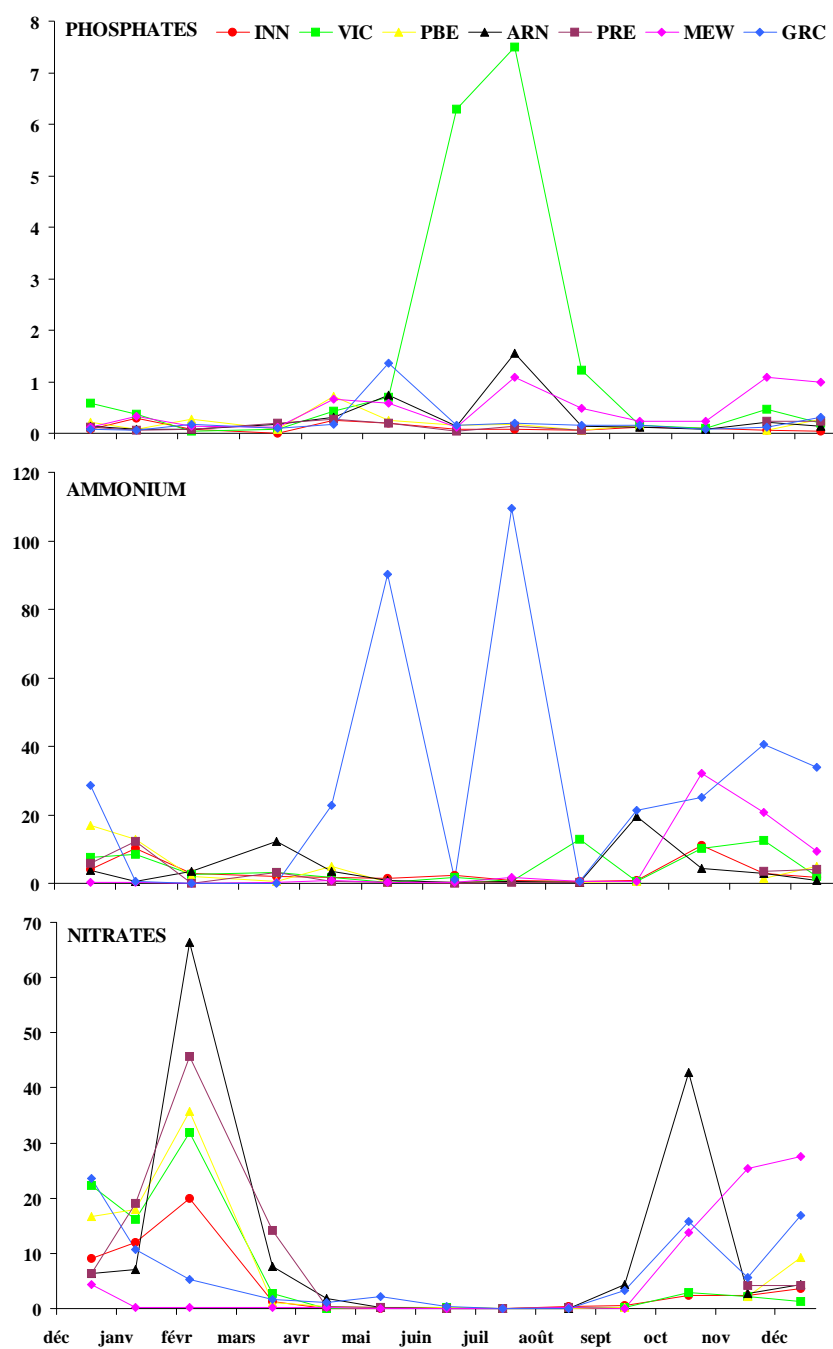


Figure 11. 4 : Variation mensuelle des teneurs en sels nutritifs (phosphates, ammonium et nitrates en $\mu\text{mol/l}$) dans les étangs palavasiens de décembre 2005 à décembre 2006.

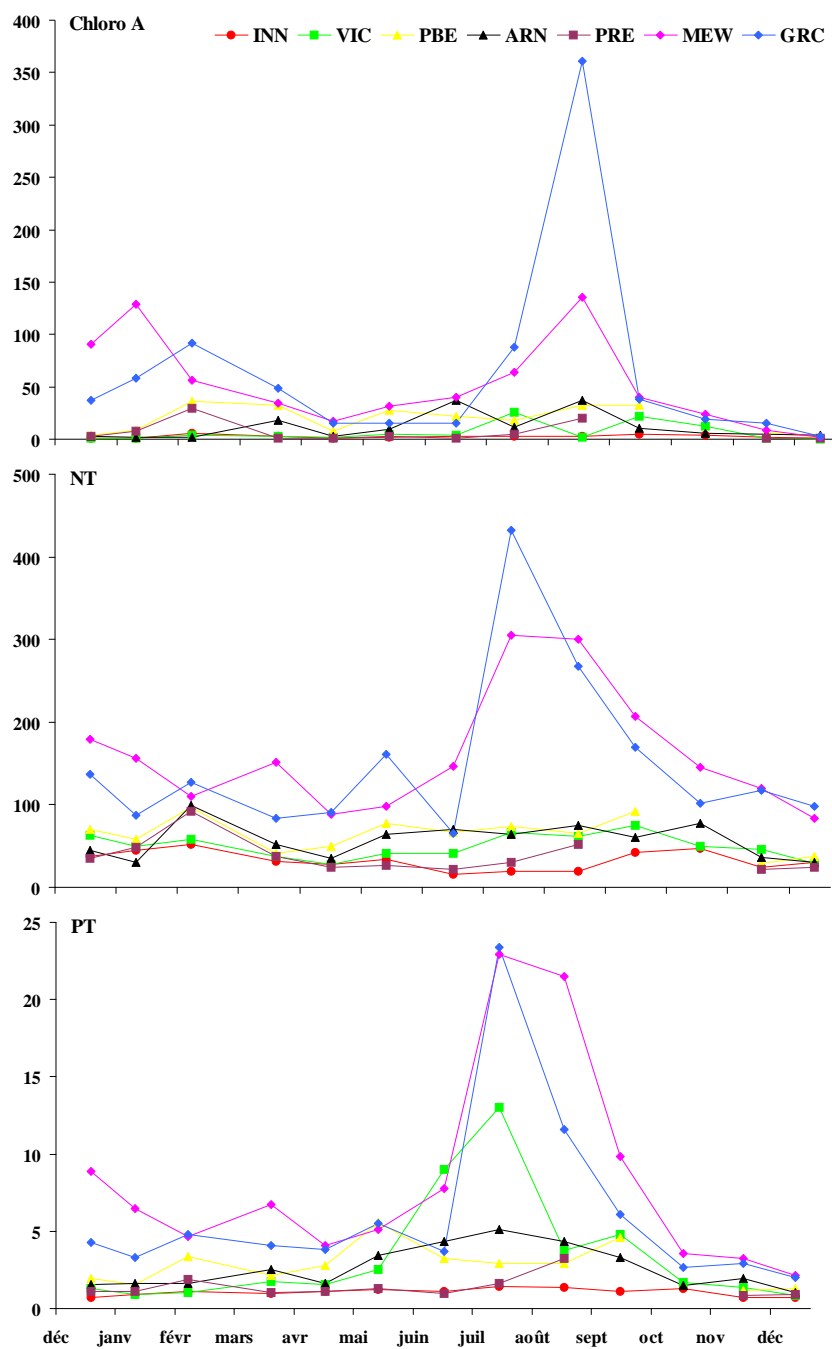


Figure 11. 5 : Variation mensuelle des teneurs en chlorophylle a ($\mu\text{g/l}$), azote total et phosphore total ($\mu\text{mol/l}$) dans les étangs palavasiens de décembre 2005 à décembre 2006.

2.1. Salinité

Comme le montre la Figure 11. 3 et de la même façon que pour les stations sur le canal du Rhône à Sète, la salinité des étangs palavasiens est le reflet conforme des conditions météorologiques de l'année 2006. Les pluies importantes de la fin du mois de janvier ont entraîné une dessalure marquée de l'ensemble des lagunes, de même qu'en septembre pour la reprise des écoulements, mais de façon moins marquée. De février jusqu'à août, la faiblesse inhabituelle des précipitations associée à une chaleur prématurée dans la saison a entraîné une augmentation progressive de la salinité sur chaque lagune par évaporation. Sur l'année, l'évolution de la salinité de l'ensemble des lagunes du complexe suit sensiblement les mêmes tendances, avec des minima de salinité en février et des maxima en août.

L'Arnel (ARN) est la lagune ayant enregistré la plus importante amplitude de salinité au cours de ce suivi annuel (de 2,5 à 44,9). C'est aussi la lagune ayant enregistré la plus faible salinité sur l'année essentiellement en raison des crues de la Mosson qui se déversent directement dans la lagune dès qu'un seuil de débit est dépassé. Cette importante amplitude de salinité doit être un frein au développement d'une faune et d'une flore typique d'un milieu salé.

Sur l'année 2006, la station la plus dessalée a été MEW (suivie de GRC), preuve qu'entre les apports du Lez, des petits cours d'eau (tels que la Roubine et la Lironde pour le Méjean) et les apports quasi-direct des stations d'épuration (Lattes pour le Méjean et Palavas pour le Grec), ces deux lagunes sont celles qui reçoivent le plus de rejets domestiques. Ce n'est donc pas pour rien qu'elles sont considérées jusqu'à présent comme les plus dégradées du complexe palavasien.

Les deux graus présents sur le complexe se comportent comme des régulateurs de la salinité pour les étangs d'Ingril et du Prévost. En effet, à l'automne et en hiver, ces graus limitent, grâce à leurs échanges avec la mer, la dessalure de ces lagunes : les stations les plus marinisées sont alors INN et PRE. Mais au printemps et en été, les graus limitent également la concentration en sel provoquée par les fortes évaporations. Les stations les plus salées sont alors celles qui sont les plus confinées et reçoivent le moins d'apports en eau douce (VIC et PBE).

2.2. Oxygène dissous

Les niveaux d'oxygène dissous relevés dans les lagunes palavasiennes au cours du suivi annuel ont souvent été proches de 100% par rapport à la saturation théorique (Figure 11. 3). D'importantes sur-saturations ont été enregistrées ponctuellement sur le Prévost et l'Arnel en cours d'année, mais ce sont les étangs du Méjean et du Grec qui enregistrent les plus fortes anomalies en oxygène, preuve des développements phytoplanctoniques ou macrophytiques récurrents

dont ils font l'objet du fait de leur eutrophisation excessive. Toutes les lagunes ont enregistré une sous-saturation en oxygène en juillet, en lien avec les fortes chaleurs et le peu de vent de cette période. L'étang du Grec s'est fait une fois de plus remarquer par une anoxie dans la colonne d'eau ce mois là, caractérisant un état de malaïgue au niveau du point de mesure.

2.3. Sels nutritifs

Comme pour les stations du canal du Rhône à Sète, les niveaux de sels nutritifs mesurés dans l'eau des étangs palavasiens (Figure 11. 4) rendent compte de deux phénomènes majeurs :

- les apports en nitrates sont extrêmement bien corrélés aux épisodes pluvieux et donc aux effets de lessivages enregistrés précédemment. Ils proviennent essentiellement du lessivage des terres agricoles sur lesquelles sont épandus des engrais chimiques à base de NPK, largement enrichis en nitrates par rapport aux deux autres éléments. Les deux principaux épisodes pluvieux sur le bassin versant (fin janvier et septembre) ont entraîné une hausse de la teneur en nitrates sur l'ensemble des stations suivies mais particulièrement sur l'Arnel en raison de sa communication directe avec la Mosson lors des crues. De février à août, en raison de la faiblesse des précipitations et de la production primaire, les concentrations en nitrates ont été très faibles sur toutes les stations.
- Les apports en ammonium et en phosphates sont généralement bien corrélés à des apports domestiques en provenance des stations d'épuration. Ces apports sont donc plus concentrés en période de faible écoulement des eaux (la part des rejets de step étant plus importante) et dilués lors des épisodes pluvieux (l'eau de pluie et le lessivage des sols apportant peu d'ammonium et de phosphates sous forme de sels dissous). Cette loi se vérifie sur les étangs palavasiens au cours du suivi annuel. On note néanmoins en plein été des pics de phosphates (VIC, GRC et ARN) et d'ammonium (GRC) qui trahissent cette fois l'apparition de zones d'anoxies dans les sédiments suite à une période de fortes chaleurs (relargages sédimentaires).

2.4. Chlorophylle a et formes totales de l'azote et du phosphore

La Figure 11. 5 rapporte l'évolution de ces trois paramètres dans les stations des étangs palavasiens au cours du suivi annuel 2006. Comme on pouvait s'y attendre, GRC et MEW ont enregistré les pics les plus importants en Nt et Pt. L'azote et le phosphore qui s'accumulent soit sous forme de sels dissous soit sous forme organique dans l'eau (bloom phytoplanctoniques) traduisent l'état de dégradation avancé dont sont victimes ces deux lagunes ainsi que l'ampleur des apports dont ils sont victimes.



2.5. Evolution pluriannuelle des teneurs en NH_4 et PO_4

A l'heure actuelle, pour les sept stations échantillonnées sur les étangs palavasiens au cours du suivi annuel 2006, deux stations seulement présentent une diminution conjointe des teneurs en ammonium et en phosphates dans l'eau par rapport à 2005 (comparaison des moyennes estivales 2005 et 2006). Il s'agit de PRE et PBE. Et seule la station VIC enregistre une augmentation importante et conjointe des deux paramètres (Figure 11. 6). Dans l'ensemble, même si les diminutions de l'ammonium et des phosphates observées entre 2005 et 2006 peuvent sur certains points paraître importantes, on retrouve souvent par le passé des niveaux proches voire inférieurs à ceux de 2006, ce qui ne permet pas de conclure à un effet « émissaire ». La station ARN se singularise néanmoins de l'ensemble des autres stations avec une nette tendance à la diminution des teneurs en ammonium depuis 2002 (c'est la seule station pour laquelle c'est le cas) (Figure 11. 6).

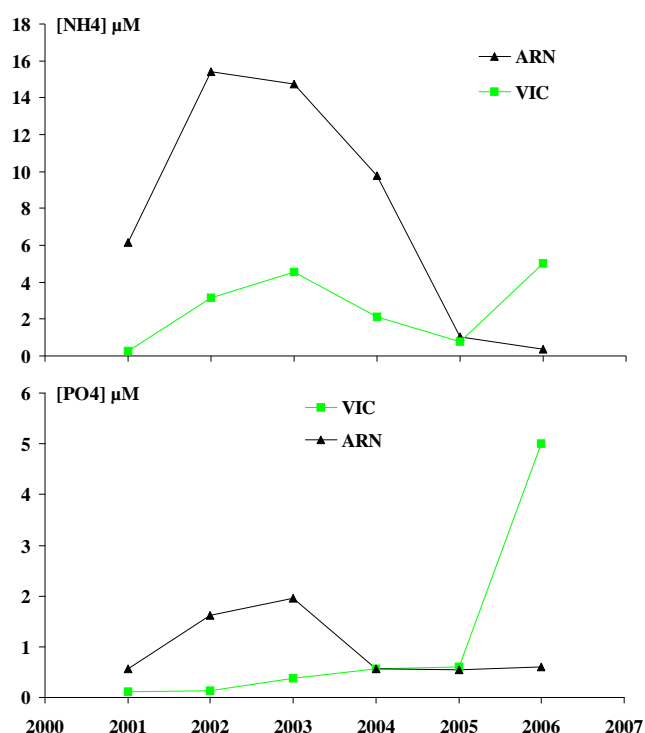


Figure 11. 6 : Evolution de la moyenne des concentrations estivales en ammonium et en phosphates aux points ARN et VIC de 2001 à 2006.

Sur le canal du Rhône à Sète, seuls les points CLEZ et CARN ont enregistré une décroissance de l'ammonium et des phosphates cette année en lien avec l'arrêt des rejets de Maera dans le Lez. Donc tous les étangs situés à proximité de ces

points (Méjean, Prévost, Arnel et dans une moindre mesure Pierre-Blanche et Vic) pourraient avoir bénéficié directement, dès cette année, de cette diminution des concentrations en sels nutritifs. Or, les résultats sur les palavasiens sont plus contrastés. Ils montrent que les points PRE (Prévost, zone Est) et PBE (Pierre-Blanche, zone Est) enregistrent effectivement une baisse des deux paramètres, et ARN enregistre une baisse sur l'un, l'autre restant constant. A ce stade, il est donc difficile de relier ces évolutions avec l'amélioration de la qualité du Lez, tant les teneurs en sels dissous dans l'eau peuvent varier d'une année sur l'autre et d'autant plus que l'année 2006 a été une année favorable et clémente du point de vue météorologique.

2.6. Evolution pluriannuelle des teneurs en Nt et Pt

Les figures 11.7 à 11.13 représentent lagune par lagune, l'évolution pluriannuelle de l'azote et du phosphore total pour les sept stations échantillonnées au cours du suivi annuel 2006. Parmi ces stations, le suivi de MEW, ARN, PRE et VIC a débuté en 2000 et comprend deux suivis mensuels de la colonne d'eau (01-02 et 05-06). INN et GRC disposent d'un recul plus important avec des données disponibles depuis 1998, parmi lesquelles on dénombre trois suivis mensuels (98-99, 01-02 et 05-06). A l'inverse, PBE dispose d'un recul moindre par rapport aux autres stations. Son suivi a débuté en 2003 et ne comporte qu'un seul suivi mensuel.

2.6.1. Comparaison des données estivales 2005 et 2006

En ce qui concerne **l'azote total**, si on compare les moyennes estivales 2005 et 2006, on s'aperçoit que les stations à l'Ouest du Lez enregistrent une diminution des teneurs, diminution relativement faible (entre 6 et 14 μM en moyenne) sauf pour PRE où on enregistre une chute de 37 μM en moyenne sur les trois mois d'été, soit d'un facteur 2 pour cette station. Les deux stations à l'Est (MEW et GRC) enregistrent respectivement une augmentation de 54 et 134 μM d'Nt en moyenne sur l'été (soit un facteur 2 d'augmentation pour le GRC).

De la même façon, en ce qui concerne **le phosphore total**, les stations situées à l'Ouest du Lez réagissent mieux que celles situées à l'Est. PRE et PBE enregistrent une décroissance d'un facteur 2 (passant respectivement de 4 à 2 μM et de 6 à 3 μM de Pt en moyenne sur l'été). Pour INN et ARN, les teneurs restent stables, respectivement autour de 1 μM et de 4,5 μM en moyenne sur l'été. Il n'y a que VIC qui à l'Ouest du Lez, enregistre une augmentation étonnante pour le Pt de presque un facteur 3 (sans doute à relier avec les fortes teneurs en phosphates observées pendant l'été 2006). En relatif, cette augmentation est plus importante que celles observées sur les stations situées à l'Est du Lez. En effet, GRC augmente d'un facteur 2 (passant de 6,5 à 12 μM) et MEW passe de 15 à 17 μM de Pt.

2.6.2. Comparaison des suivis annuels

Par simple comparaison des valeurs moyennes des suivis annuels 2001-02 et 2005-06, on s'aperçoit que les teneurs en Nt et en Pt ont diminué sur toutes les stations des étangs palavasiens entre les deux suivis (ne disposant que d'un seul suivi annuel, PBE n'a pu faire l'objet de cette comparaison). Seul VIC, en raison d'une forte contamination en phosphates au cours du suivi 2006 (contamination encore inexpliquée, sans doute liée à des rejets domestiques), enregistre une augmentation du Pt par rapport à 2001-02.

La météorologie de l'année 2006 a été vraiment particulière et la grande période de sécheresse de février à août n'a pas eu son pareil en 2001-02. Pour preuve, la salinité moyenne, toutes stations confondues sur les treize mois du suivi annuel 2001-02 a été de 28,5 alors que celle du suivi annuel 2005-06 a été de 30. Les écoulements ont donc été limités et les apports en provenance du bassin versant ont été incontestablement plus réduits en 2006. Ce facteur climatique a certainement eu une incidence sur les résultats 2006 et sur la tendance générale à la décroissance qu'on observe entre 2001-02 et 05-06. Ce qu'on peut toutefois noter, c'est que parmi toutes les décroissances, les stations ARN et PRE tirent une fois de plus leur épingle du jeu avec un facteur 2 de diminution entre les deux suivis, à la fois pour l'azote et le phosphore total. VIC et MEW possèdent également le même facteur de diminution mais seulement pour la paramètre Nt.

2.7. Conclusion

Si pour les stations du canal du Rhône à Sète, la conclusion a été rapidement évidente, il n'en est rien pour les stations des étangs. Compte tenu de la météorologie particulière de l'année 2006, du confinement des lagunes palavasiennes, de leur volume important qui nécessite du temps pour se renouveler et du faible taux de mélange avec les eaux du Lez, il est difficile à l'heure actuelle de savoir si l'amélioration de la qualité du Lez a pu avoir un effet mesurable dès cette année sur les lagunes. De plus, on sait que la sécheresse de 2006 a limité les écoulements et donc les apports eutrophisants. La principale conséquence, c'est que la plupart des lagunes ont enregistré une amélioration des paramètres de la colonne d'eau, à des degrés divers. Toute la difficulté réside donc dans le fait de bien différencier la part de diminution naturelle, liée à un facteur climatique, et la part de diminution anthropique liée à l'arrêt des rejets de Maera dans le Lez, sachant que ces deux parts sont variables d'une lagune à l'autre.

INN (Ingril Nord) ne semble pas avoir été touché de manière significative par le changement de qualité des eaux du Lez cette année. Ses concentrations ont d'ailleurs peu évolué de 2005 à 2006 (Tableau 11. 1). En raison de son éloignement, et de sa bien meilleure qualité générale, il faudra certainement du temps pour qu'un effet mesurable puisse être mis en évidence sur cette lagune.

VIC est le seul point à l'Ouest du Lez qui se dégrade significativement cette année (Tableau 11. 1), suite à une contamination en ammonium et surtout en phosphates en juin et juillet 2006. Si les eaux du Lez ont pénétré dans cette lagune, leur influence a été complètement masquée par cette contamination.

PBE et **ARN** enregistrent des tendances à la décroissance pour l'Nt et le Pt depuis le début de leur suivi (respectivement 2001 et 2003). En 2006, on n'observe pas de modification particulière de ces tendances. Il est sans doute encore trop tôt pour observer un effet « émissaire » sur ces deux lagunes. En revanche, pour **PRE**, la tendance à la diminution installée depuis 2001 semble se renforcer entre 2005 et 2006 (avec une pente plus importante). Cette amélioration plus nette en 2006 se traduit par la diminution significative de l'ensemble des paramètres de la colonne d'eau. La situation géographique du Prévost l'a longtemps desservi mais aujourd'hui elle est peut-être un élément favorable pour une restauration plus rapide. En effet, c'est le seul étang qui en aval direct du Lez, possède à la fois une communication directe avec lui et un grau avec la mer. L'amélioration de la qualité des eaux du Lez a donc pu contribuer dès cette année à la meilleure qualité de l'eau de la station **PRE***.

Même si on peut penser que **MEW** et **GRC** ont eux aussi reçu des eaux du Lez en 2006, soit directement par la canalette du Méjean, soit indirectement par le canal du Rhône à Sète (la station **CGRC** ayant bénéficié sans ambiguïté de son influence bénéfique), il est trop tôt pour chercher à discerner un impact positif sur ces lagunes. Leur réactivité est inversement proportionnelle à leur état de dégradation, et l'inertie de leur réponse accentuée par l'importance de la contamination qu'ils ont accumulée et qu'ils continuent de recevoir.

Tableau 11. 1 : Bilan de l'évolution des teneurs estivales sur les étangs palavasiens entre 2005 et 2006 (moyennes juin, juillet et août). (+ : Augmentation, - : Diminution, = : Stabilité. Par exemple : 6+ : augmentation relative des teneurs entre 2005 et 2006 d'un facteur six, 2- : diminution relative des teneurs d'un facteur 2 etc).

	INN	VIC	PBE	ARN	PRE	MEW	GRC
NO₃	-	-	10-	-	2-	-	10-
NH₄	=	6+	15-	3-	4-	3+	+
PO₄	=	8+	7-	=	2-	5-	9-
Chl a	3-	=	3-	=	5-	3+	5+
NT	2-	=	=	=	2-	+	2+
PT	=	3+	2-	=	2-	+	2+

* NB : Des hydroliennes ont été installées récemment sur la partie Est de l'étang du Prévost. Leur zone d'influence relativement réduite et leur principe même de fonctionnement font que leur pouvoir d'action, s'il va dans le bon sens, n'en reste pas moins extrêmement limité vis-à-vis des indicateurs de l'eutrophisation suivis dans le RSL. A l'échelle d'une lagune comme le Prévost, leur effet est donc insignifiant notamment par rapport aux échanges d'N et de P lagune/Lez ou lagune/mer.

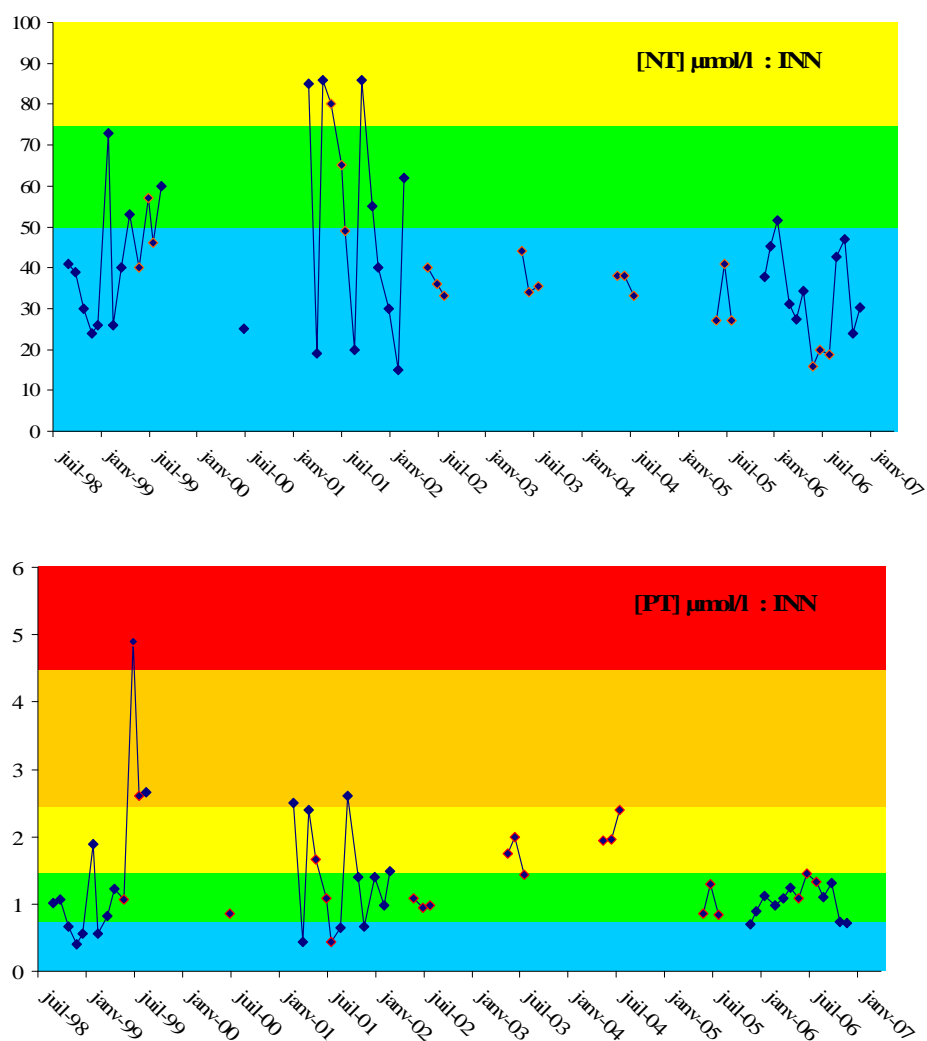


Figure 11. 7 : Evolution pluriannuelle des teneurs en Nt et Pt dans l'eau de la station INN (étang d'Ingril Nord), depuis septembre 1998. NB : Les valeurs estivales (juin, juillet et août) de chaque année sont cerclées de rouge (les classes de qualité du RSL figurent à titre indicatif en arrière plan).

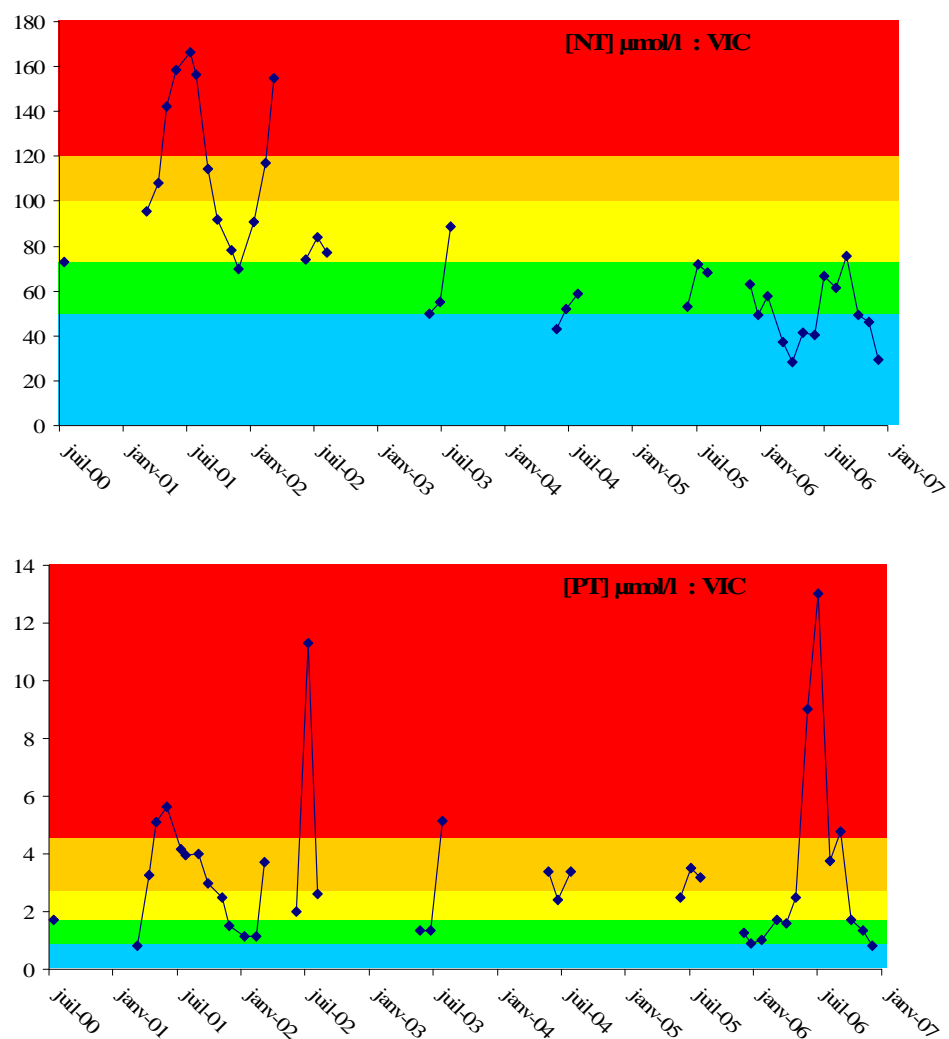


Figure 11. 8 : Evolution pluriannuelle des teneurs en Nt et Pt dans l'eau de la station VIC (étang de Vic), depuis juillet 2000. NB : les classes de qualité du RSL figurent à titre indicatif en arrière plan.

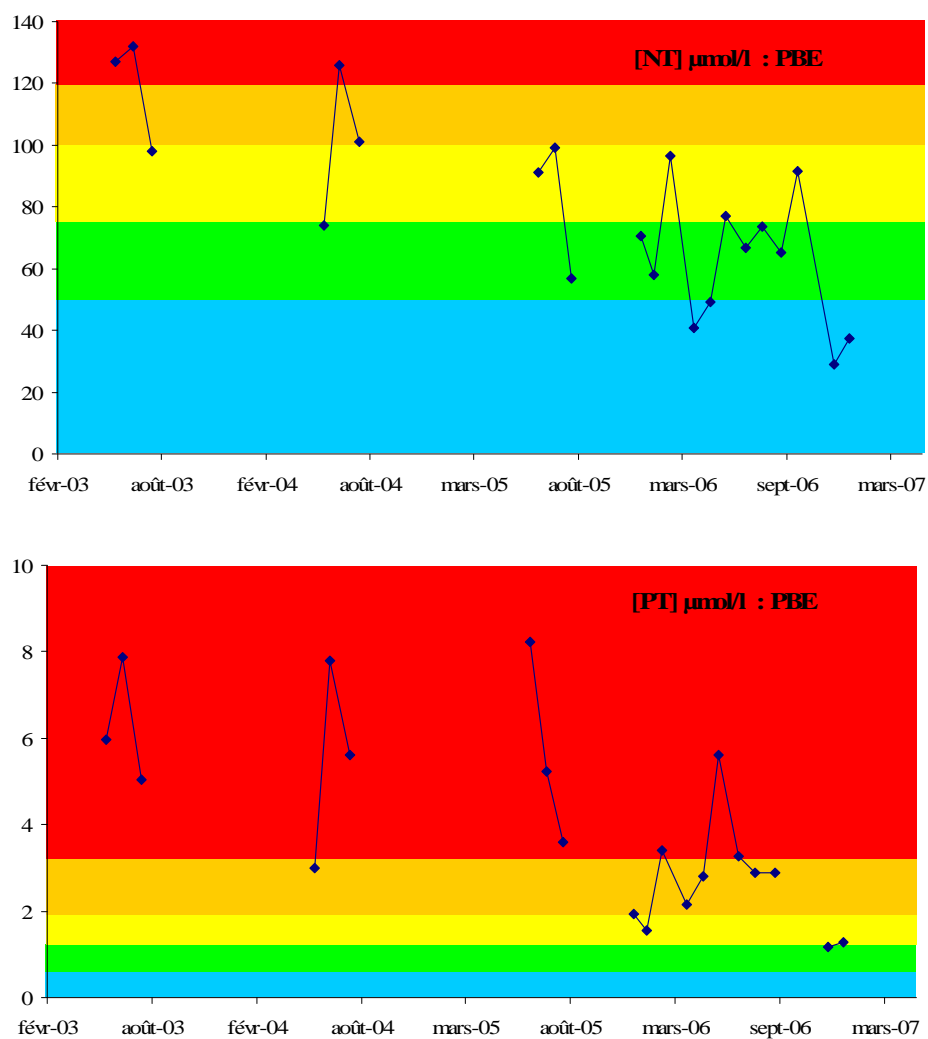


Figure 11. 9 : Evolution pluriannuelle des teneurs en Nt et Pt dans l'eau de la station PBE (étang de Pierre-Blanche), depuis juin 2003. NB : les classes de qualité du RSL figurent à titre indicatif en arrière plan.

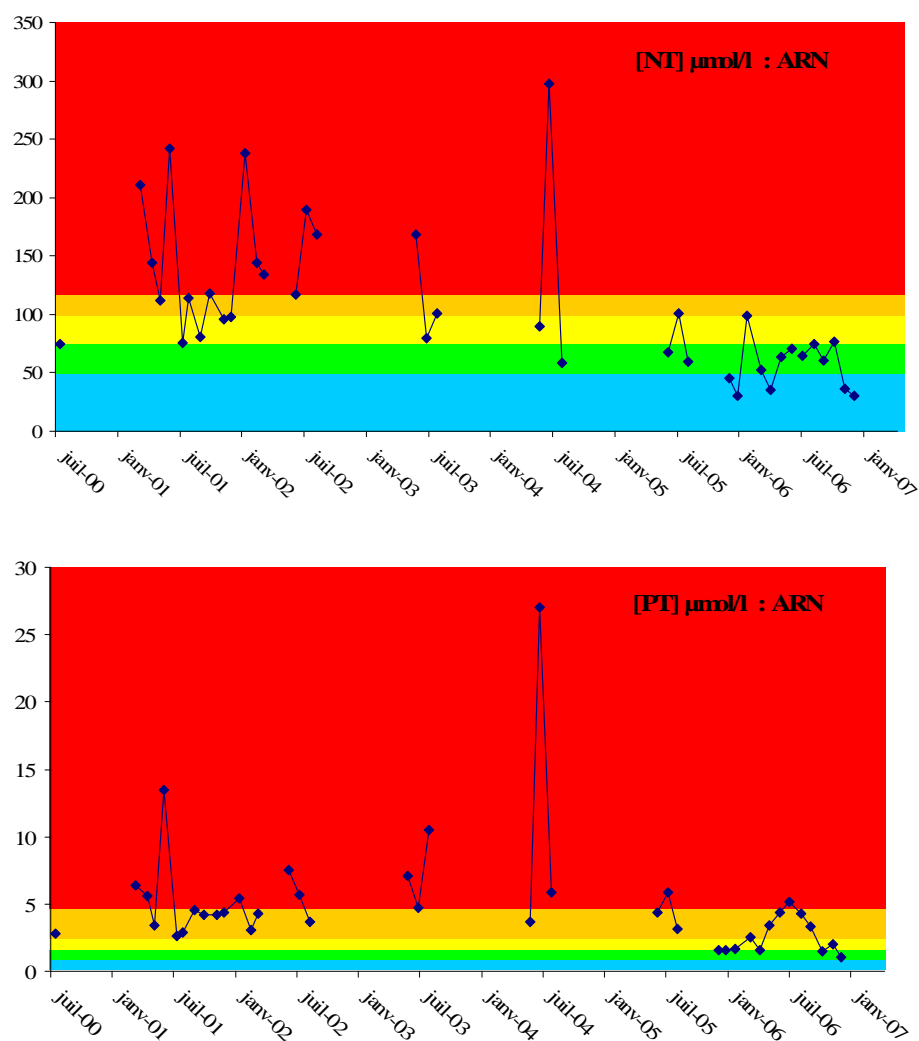


Figure 11. 10 : Evolution pluriannuelle des teneurs en Nt et Pt dans l'eau de la station ARN (étang de l'Arnel), depuis juillet 2000. NB : les classes de qualité du RSL figurent à titre indicatif en arrière plan.

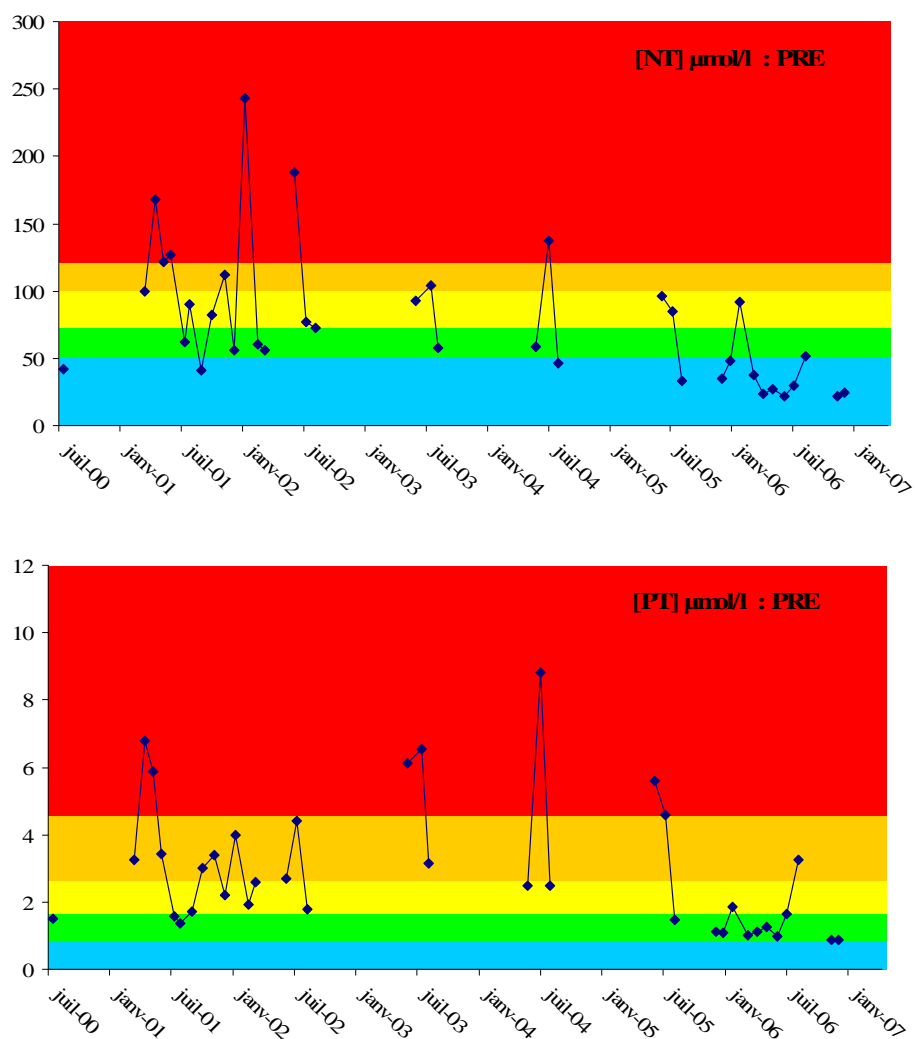


Figure 11. 11 : Evolution pluriannuelle des teneurs en Nt et Pt dans l'eau de la station PRE (étang du Prévost), depuis juillet 2000. NB : les classes de qualité du RSL figurent à titre indicatif en arrière plan.

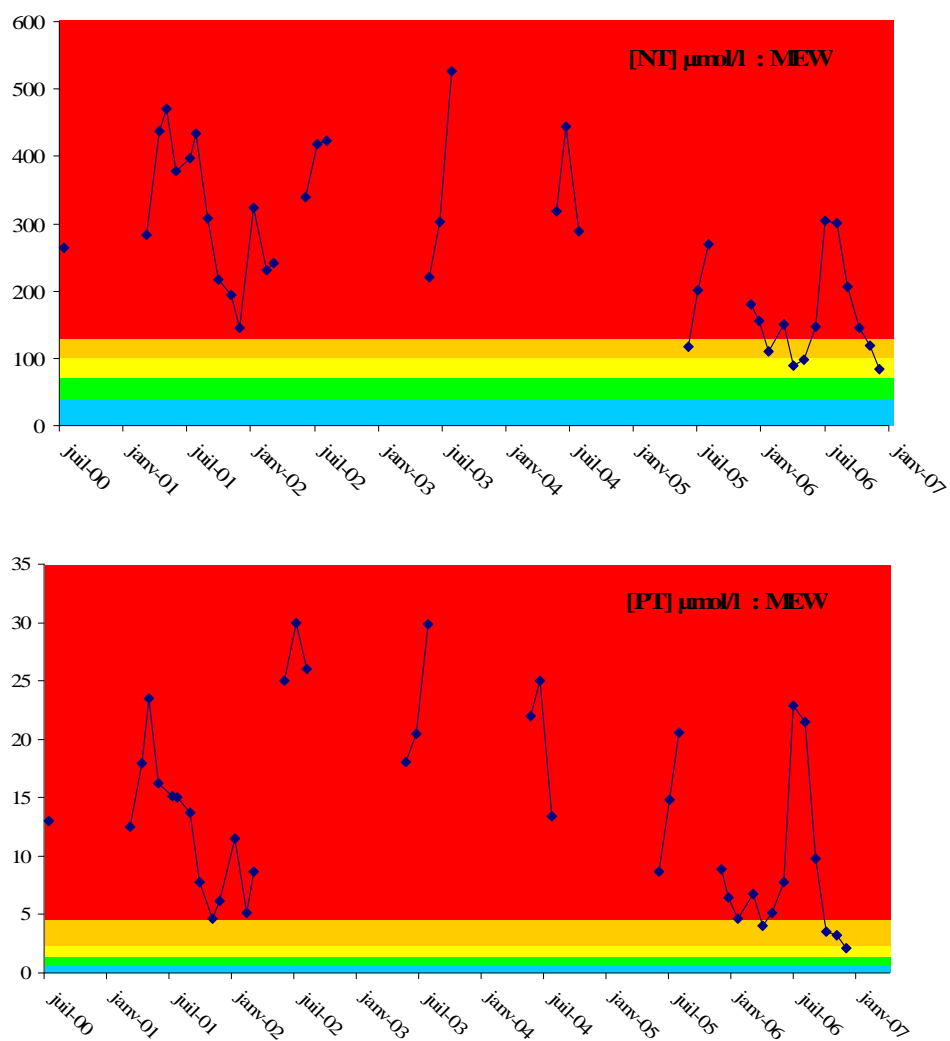


Figure 11. 12 : Evolution pluriannuelle des teneurs en Nt et Pt dans l'eau de la station MEW (étang du Méjean, zone ouest), depuis juillet 2000. NB : les classes de qualité du RSL figurent à titre indicatif en arrière plan.

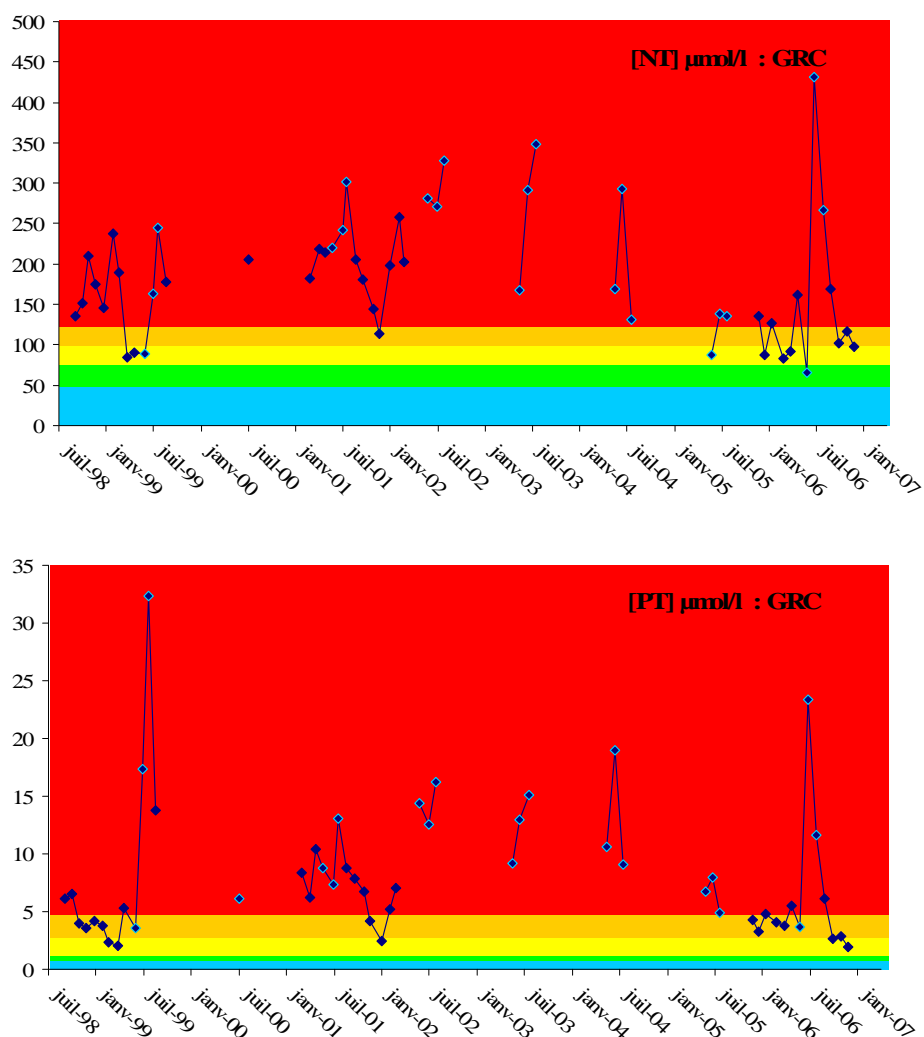


Figure 11.13 : Evolution pluriannuelle des teneurs en Nt et Pt dans l'eau de la station GRC (étang du Grec), depuis septembre 1998. NB : Les valeurs estivales (juin, juillet et août) de chaque année sont cerclées de bleu (les classes de qualité du RSL figurent à titre indicatif en arrière plan).

3. Diagnostic de l'eau

Les tableaux 11.2 à 11.8 présentent les grilles de l'eau pour les onze points suivis sur les lagunes palavasiennes au cours de l'été 2006. Elle permettent comme chaque année d'établir le diagnostic estival du niveau d'eutrophisation des étangs palavasiens. Elles sont obtenues à partir des données des prélèvements d'eau des mois de juin, juillet et août 2006, comme indiqué dans l'étude « Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes » (Ifremer, 2000). Les résultats sont présentés lagune par lagune, d'Ouest en Est. La météorologie de l'été 2006 ayant été décrite au chapitre sur le canal du Rhône à Sète (chapitre 10), le détail de celle-ci ne sera pas repris dans cette partie.

3.1. Etang d'Ingril

En 2006, l'Ingril Nord possède un bon état et l'Ingril Sud un état moyen vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 11. 2). C'est la première fois que la partie Nord de l'étang d'Ingril atteint le bon état. Cela est dû à la sécheresse qui s'est abattue sur le littoral de février à août et qui a considérablement limité les apports du bassin versant. C'est pourquoi, durant l'été, les teneurs en sels nutritifs dissous ont été si basses. Les nitrates et les phosphates ont même été absents de la colonne d'eau en juillet sur INN. Aucun apport extérieur n'est venu relancer la production primaire qui a donc été limitée pendant tout l'été sur INN. C'est sans doute la raison de la bonne qualité de cette masse d'eau cette année.

Les fortes chaleurs des mois de juin et de juillet ont entraîné des hypoxies dans la colonne d'eau enregistrées surtout en juillet par des sous-saturations en oxygène dissous sur les deux stations. Les relargages de sels nutritifs à partir des sédiments devenus anoxiques n'ont-ils pas perturbé INN mais ils sont à l'origine du classement moyen d'INS cette année. En effet, les apports endogènes en ammonium et en phosphates ont été rapidement consommés par le phytoplancton qui s'est suffisamment développé pour déclasser en jaune les niveaux de chlorophylle a en juillet. Un excédent d'ammonium est resté dans la colonne d'eau tandis que les phosphates sont devenus paramètre limitant. Consommés rapidement, ils ne sont pas restés dans la colonne d'eau (pas de déclassement pour ce paramètre) mais on les retrouve avec les formes organiques dans le Pt qui décline aussi INS pour le mois de juillet.

Grâce au grau de Frontignan, la marinisation de l'étang d'Ingril est toujours un gage de qualité pour cette lagune qui reste la mieux préservée du complexe palavasien. L'amélioration de la qualité des eaux du Lez devrait dans les années à venir confirmer cette tendance.

Tableau 11. 2 : Grilles estivales de lecture de l'eau pour l'étang d'Ingril Nord et Sud lors de la campagne 2006.

INN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	56
TUR	(NTU)	0	5,0	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,08	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2	2,7	6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,14	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,29	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	2,3	3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0	3,3	5		7		10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0	3,9	7		10		15		25	
NT	(μM)	0	20	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75	1,45	1,5		2,5		4,5	

INS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40	48	50	
TUR	(NTU)	0		5	6,8	10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,19	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2	4,4	6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,17	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0		1	1,1	3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3	3,1	5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7	8,4	10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0		7	9,7	10		15		25	
NT	(μM)	0	25	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5	1,51	2,5		4,5	

3.2. Etang de Vic

En 2006, l'étang de Vic possède un mauvais état vis à vis de l'eutrophisation (Tableau 11. 3). Cet état oscille presque chaque année entre mauvais et médiocre. Cette variation dépend étroitement de l'importance des apports en provenance du canal du Rhône à Sète, mais aussi, et cela se confirme de plus en plus ces dernières années, d'apports en provenance de son bassin versant qui perturbent son fonctionnement.

Au mois de juin, une forte contamination en phosphates (6,3μM) est enregistrée à VIC sans que les autres indicateurs de la colonne d'eau ne soient touchés (à l'exception du Pt bien entendu). Avec la chaleur accablante en juillet, l'état du point VIC s'aggrave : sous saturations en oxygènes, teneurs en phosphates qui augmentent encore dans la colonne d'eau, malgré d'importants niveaux de

chlorophylle a qui traduisent des blooms phytoplanctoniques. Leur atténuation entraîne à nouveau le stockage des sels nutritifs régénérés dans l'eau avec un déclassement par l'ammonium de la grille d'août. Malgré la mise en route de l'émissaire, la réduction des apports par le Lez, et la météorologie relativement clémente cette année, VIC est la seule lagune des étangs palavasiens qui enregistre une telle dégradation. Est-ce l'effet des rejets des lagunages de Vic et Mireval, qui amplifie les problèmes de malaïgues sur cette lagune ? Cela reste difficile à dire. Il sera intéressant à l'avenir de surveiller de manière plus fine cette lagune afin de préciser l'origine de ces contaminations, que l'on sait indépendantes des apports du Lez.

Tableau 11. 3 : Grille estivale de lecture de l'eau pour l'étang de Vic lors de la campagne 2006.

VIC			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	57
TUR	(NTU)	0	4,5	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1		1,5		4	7,5
NID	(μM)	0		2		6		10	13	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		3		5		10	13
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	26
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	29
NT	(μM)	0		50	67	75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	13,03

3.3. Etang de Pierre-Blanche

En 2006, l'état des deux stations de l'étang de Pierre-Blanche reste mauvais vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 11. 4). Néanmoins, à l'inverse des années précédentes, on observe à l'est comme à l'ouest une nette amélioration des paramètres de la colonne d'eau et particulièrement à l'Est, à PBE, qui n'est déclassée en rouge que par des proliférations phytoplanctoniques excessives. La faiblesse des apports du bassin versant cette année a sans doute contribué à l'amélioration des niveaux de sels nutritifs dans la colonne d'eau des deux stations. Mais il n'est pas à exclure que l'arrêt des rejets dans le Lez soit aussi à l'origine de l'amélioration de l'état de la station PBE, qui apparaissait généralement plus dégradée que son homologue à l'ouest, ce qui semble s'être inversé cette année. L'étang de Pierre-Blanche reste néanmoins extrêmement confiné, et sa faible profondeur entraîne régulièrement des hypoxies, voire des anoxies en été.

Tableau 11. 4 : Grilles estivales de lecture de l'eau pour l'étang de Pierre-Blanche (Est et Ouest) lors de la campagne 2006.

PBE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40	44	50	
TUR	(NTU)	0		5	7,1	10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,17	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,7	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,03	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,13	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,66	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	33
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	36
NT	(μM)	0		50	74	75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	3,27	4,5	

PBW			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	66
TUR	(NTU)	0		5	7,9	10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1		1,5	2,2	4	
NID	(μM)	0	0,6	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,06	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,09	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,41	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	21
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15	24	25	
NT	(μM)	0		50		75	86	100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	6,43

3.4. Etang du Prévost

En 2006, l'état vis à vis de l'eutrophisation du Prévost est pour la première fois depuis le début du RSL qualifié de médiocre pour la colonne d'eau simultanément sur les deux stations de suivi (Tableau 11. 5). La forte biomasse d'algues vertes opportunistes (ulves) qui recouvre toujours le fond de l'étang entraîne chaque été d'importantes anoxies. C'est encore le cas en 2006, même si l'ensemble des indicateurs de la colonne d'eau s'est amélioré par rapport aux années précédentes. La diminution des apports du bassin versant, qui a joué sur l'ensemble des lagunes, a certainement joué un rôle important dans cette décroissance mais l'amélioration de la qualité globale des eaux du Lez y est aussi pour beaucoup. La station Est (PRE), qui reçoit directement les apports du Lez reste toujours plus dégradée que la station Ouest (PRW). Cette dernière, en raison d'échanges plus importants avec la mer par le grau du Prévost, a été proche de

gagner deux classes de qualité cette année. On peut donc affirmer que l'arrêt des rejets dans le Lez, associé à une météorologie clémente en 2006, qui a limité les précipitations et par conséquent les apports du bassin versant, a entraîné dès la première année de suivi, un gain d'une classe de qualité pour les deux stations du Prévost. La présence d'hydroliennes dans la partie Est du Prévost (à proximité des rives), compte tenu de leur zone d'influence et de leur activité, ne semble pas avoir eu un effet notable sur cette amélioration.

Tableau 11. 5 : Grilles estivales de lecture de l'eau pour l'étang du Prévost (Est et Ouest) lors de la campagne 2006.

PRE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	53
TUR	(NTU)	0		5		10	17	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,13	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,4	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,05	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,13	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,29	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10	20	20	
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15	22	25	
NT	(μM)	0		50	52	75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	3,27	4,5	

PRW			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30	31	40		50	
TUR	(NTU)	0		5	8,9	10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3	0,50	1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,8	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,07	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,08	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,69	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10	11	20	
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10	12	15		25	
NT	(μM)	0	50	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5	2,93	4,5	

3.5. Etang de l'Arnel

La grille de l'eau 2006 de l'Arnel est toujours classée en mauvaise qualité vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 11. 6). Mais son amélioration initiée dès l'été 2005 (et non expliquée à l'heure actuelle) se poursuit cette année. La plupart des



indicateurs diminuent encore à l'exception des phosphates et de la turbidité. La faiblesse des écoulements cette année a permis de limiter les apports extérieurs et donc de ne pas accumuler les sels nutritifs dans la colonne d'eau (les nitrates sont indétectables pendant les trois mois d'été). Cela a eu pour conséquence de limiter les proliférations planctoniques et les niveaux de chlorophylle par rapport à 2005, lesquels étaient déjà très réduits par rapport aux années précédentes. Les niveaux d'ammonium sont eux aussi restés très bons cette année, ce qui est assez exceptionnel pour cette station. Aujourd'hui, même si on ne peut affirmer clairement que le Lez possède une influence sur les teneurs de l'Arnel, notamment à la station ARN, qui est assez éloignée, il y a de fortes présomptions qui jouent dans ce sens et seul le temps pourra confirmer ou non cette hypothèse.

Tableau 11. 6 : Grille estivale de lecture de l'eau pour l'étang de l'Arnel lors de la campagne 2006.

ARN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20	27	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	17	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1		1,5	1,6	4	
NID	(μM)	0	0,8	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,13	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,00	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,66	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	37
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	41
NT	(μM)	0		50	75	75		100		120	
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	5,14

3.6. Etang de Méjean-Pérois

L'étang de Méjean-Pérois est un plan d'eau extrêmement eutrophisé, dont les caractéristiques ressemblent à celles de l'étang de l'Or vis-à-vis de son extrême niveau de dégradation. C'est un système exclusivement dominé par des micro-algues en suspension dans l'eau (phytoplancton) et dans lequel les cascails trouvent des conditions de vie favorables à leur développement. Ils forment d'ailleurs une barrière Nord-Sud séparant l'étang en deux zones hydrodynamiquement isolées. L'importante biomasse phytoplanctonique conduit à une extrême pauvreté de l'étang en terme de diversité algale et à une absence totale de plantes aquatiques.

En 2006, les deux stations de l'étang de Méjean-Pérol obtiennent comme les années précédentes une mauvaise qualité vis à vis de l'eutrophisation (Tableau 11. 7). Comme d'habitude, les formes totales de l'azote et du phosphore ainsi que

la chlorophylle déclassement les grilles estivales. Malgré une longue période de sécheresse qui a considérablement réduit les apports en provenance du bassin versant, et l'arrêt des rejets de Maera dans le Lez, les grilles estivales des deux stations du Méjean restent inexorablement semblables. Seules les teneurs en sels nutritifs dans l'eau semblent quelque peu diminuer (toutes proportions gardées) ces dernières années. C'est peut-être pour cette raison que depuis deux ans d'importantes proliférations d'ulves ont été observées sur l'étang. Sur de petites fenêtres temporelles, elles redeviennent compétitives par rapport au phytoplancton qui éprouve quelques difficultés à se développer aussi intensément et rapidement que les années précédentes. Un an après l'entrée en fonctionnement de l'émissaire de Montpellier, les eaux de l'étang du Méjean ne semblent pas s'améliorer sensiblement. Le raccordement fin 2006 de la Step de Lattes à Maera constitue pour les années à venir, un atout supplémentaire vers une reconquête de la qualité de l'eau de cette lagune.

Tableau 11. 7 : Grilles estivales de lecture de l'eau pour l'étang de Méjean-Pérol
(MEE : point Est et MEW : point Ouest) lors de la campagne 2006.

MEE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40	43	50	
TUR	(NTU)	0		5		10	21	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,22	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,7	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,04	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,21	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,44	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	30
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	32
NT	(μM)	0		50		75		100		120	140
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	8,34

MEW			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	103
TUR	(NTU)	0		5		10		25		40	42
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0,3		1	1,1	1,5		4	
NID	(μM)	0	1,9	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,11	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,20	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	1,7	3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	136
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	148
NT	(μM)	0		50		75		100		120	305
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	22,90

3.7. Etang du Grec

Cette année encore, l'étang du Grec fait partie des étangs palavasiens les plus marqués par le phénomène d'eutrophisation. Comme le montre le Tableau 11. 8, il présente des états mauvais pour la quasi-totalité des indicateurs.

Tableau 11. 8 : Grille estivale de lecture de l'eau pour l'étang du Grec lors de la campagne 2006.

GRC			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	111
TUR	(NTU)	0		5		10		25		40	126
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,19	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	110
NITRI	(μM)	0		0,3		0,5	0,66	0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,36	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	110
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	361
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	372
NT	(μM)	0		50		75		100		120	432
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	23,37

Contrairement à l'Arnel ou au Méjean sur lesquels les sels nutritifs ont été consommés dans la colonne d'eau, pour le Grec, on retrouve encore de fortes concentrations en ammonium et dans une moindre mesure en nitrites, signes d'une réelle contamination par des rejets domestiques. Il s'agit probablement de ceux de la station d'épuration de Palavas dont la charge en azote et en phosphore est bien trop importante pour être « digérée » par une si petite lagune, déjà tellement dégradée.

Un an après l'entrée en fonctionnement de l'émissaire de Montpellier, les eaux de l'étang du Grec, comme celles du Méjean, ne semble pas s'améliorer sensiblement.

3.8. Diagnostic pluriannuel

Au regard du Tableau 11. 9, on peut dire que l'état de qualité des lagunes palavasiennes est resté relativement stable depuis le début du suivi. Jusqu'en 2005, cet état est mauvais à l'Est et se situe entre mauvais et moyen à l'Ouest.

Des tendances à la décroissance des teneurs en sels nutritifs, en Nt et Pt ont été observées depuis 2001 sur plusieurs lagunes mais elles sont encore trop faibles pour entraîner une modification de l'état général. Les rares variations observées dans les états d'année en année peuvent être attribués aux variations climatiques inter-annuelles qui favorisent ou non une meilleure qualité des eaux.

En 2006, l'arrêt des rejets de la station d'épuration de l'agglomération montpelliéraine dans le Lez et la mise en route de l'émissaire en mer ont entraîné une amélioration nette de la qualité des eaux du Lez. Cette amélioration a sans doute touché plusieurs lagunes mais la seule pour laquelle cet effet est mesurable et dissociable de l'effet météorologique lié à la sécheresse, est la lagune du Prévost. Cela se traduit d'ailleurs par une amélioration d'une classe de qualité sur ses deux sous-stations. D'autres lagunes, comme l'Arnel ou Pierre-Blanche, enregistrent des améliorations sensibles sur certains paramètres, mais pas encore suffisantes pour un changement d'état général. L'amélioration de l'état de qualité des eaux du Lez devrait avec le temps toucher de manière plus large et plus significative l'ensemble des lagunes. D'après Cepralmar (2006), il est possible que cela ne soit quand même pas suffisant pour changer d'état sur certaines lagunes particulièrement dégradées... une diminution des autres sources d'azote et de phosphore sera alors nécessaire. Dans tous les cas, il est probable que la durée de restauration dépendra du niveau de dégradation des écosystèmes. Personne n'est à l'heure actuelle en mesure de préciser ces durées. On peut simplement supposer que pour les lagunes les moins dégradées, l'unité de temps de restauration sera l'année ou le lustre. Et pour les plus dégradées, l'unité sera plutôt la décade ou le siècle.

Tableau 11. 9 : Comparaison des diagnostics estivaux de l'eau obtenus sur les onze stations des palavasiens depuis 1999 (les cases blanches correspondent à une absence de diagnostic).

ETAT COLONNE D'EAU	INN	INS	PBW	PBE	VIC	ARN	PRW	PRE	MEW	MEE	GRC
1999	Orange	Orange	Blanc	Blanc	Blanc	Blanc	Blanc	Blanc	Rouge	Rouge	Rouge
2001	Orange	Orange	Rouge	Blanc	Rouge	Rouge	Rouge	Orange	Rouge	Rouge	Rouge
2002	Jaune	Jaune	Rouge	Blanc	Orange	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge
2003	Jaune	Vert	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge
2004	Jaune	Vert	Rouge	Rouge	Orange	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge
2005	Orange	Vert	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge
2006	Vert	Jaune	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Orange	Orange	Rouge	Rouge	Rouge

4. Diagnostic complet

Dans le cadre du diagnostic complet réalisé sur les étangs palavasiens en 2006, 91 stations benthiques ont été échantillonnées pour les sédiments et les macrophytes (Figure 11. 14), et 11 stations pour le phytoplancton et la macrofaune benthique (au niveau des points 'Eau' habituels). Ces résultats seront comparés à ceux du précédent diagnostic complet réalisé en 2001 (Ifremer, 2002), afin de mettre en lumière les éventuelles évolutions de l'état des étangs palavasiens au cours de ces cinq dernières années.

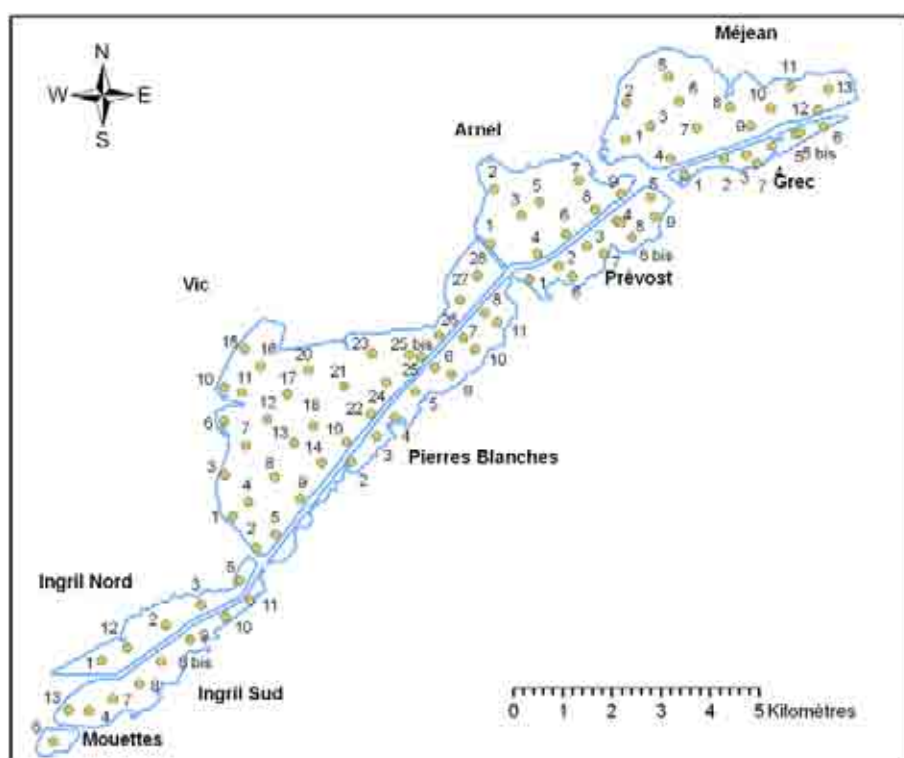


Figure 11. 14 : Localisation des stations benthiques pour le prélèvement des sédiments et des macrophytes dans le cadre du diagnostic complet sur les étangs palavasiens.

4.1. Diagnostic des sédiments

Le diagnostic des sédiments se décompose en deux parties, une étude granulométrique qui permet de décrire les sédiments et d'apporter des éléments

d'interprétation pour la deuxième partie, l'étude qualitative, dans laquelle on applique l'outil de diagnostic pour évaluer l'état de chaque station échantillonnée. Les grilles de diagnostic qui seront réalisées à la suite de cette étape permettront de définir l'état général des sédiments vis-à-vis de l'eutrophisation, pour chaque partie d'étang ou chaque étang.

4.1.1. Granulométrie

Distribution granulométrique 2006

En 2006, les sédiments superficiels des étangs palavasiens sont caractérisés par une forte proportion de particules fines (71 % de vases contre 16 % de sables grossiers et 13% de sables fins en moyenne) (Figure 11. 15). Les étangs de première ligne (coté mer) sont les moins envasés, car ce sont les plus proches du lido sableux, et le canal du Rhône à Sète tend à les isoler du bassin versant. Parmi ces étangs, l'étang des Mouettes est le plus sableux, donc le moins envasé (32% de vases seulement en moyenne), puis vient l'Ingril Sud (44% de vases en moyenne), puis Pierre-Blanche (64%), Grec et Prévost (73%). Ces derniers indiquent déjà par leur envasement prononcé, qu'ils sont sujets à des apports considérables de matière organique. Les lagunes de deuxième ligne sont généralement plus envasées que leur homologue de première ligne car elles font barrière aux apports particuliers et ont tendance à les accumuler. L'Ingril Nord est de loin la moins envasée (57% de vases en moyenne), puis vient le Méjean (73% de vases en moyenne), Vic (76%) et enfin l'Arnel, la plus envasée des lagunes palavasiennes avec 90 % de vases. Les crues de la Mosson qui débouchent par un déversoir directement dans l'étang, sont la principale cause d'envasement de cette lagune, et le principal danger à moyen terme pour elle, en rapport avec son comblement.

La station PBL 5 est de loin la plus sableuse avec à peine 5 % de vases. Elle est suivie par INS 9 et 10 et PBL 9 qui possèdent moins de 15% de vases dans leur sédiment. A l'inverse, les stations benthiques les plus envasées sont VIC 8, 18 et 22, avec plus de 98,5% de vases.

Evolution granulométrique des sédiments de 2001 à 2006

Comme le montrent les Figure 11. 16 et Figure 11. 17, on assiste à un envasement quasi-général des étangs palavasiens entre 2001 et 2006 (9% en moyenne sur l'ensemble des 91 stations benthiques). La part des particules fines, limons, argiles et vases augmente essentiellement au détriment des sables grossiers, tandis que la part des sables fins reste constante. La partie Est du Méjean est la lagune qui s'envase le plus avec une moyenne de 15,7% de vases en plus par point. De manière étonnante, le Grec est la seule lagune qui ne s'envase pas, son taux de vases moyen par point reste stable depuis 2001, mais les sables grossiers ont plutôt tendance à laisser la place à des sables fins.

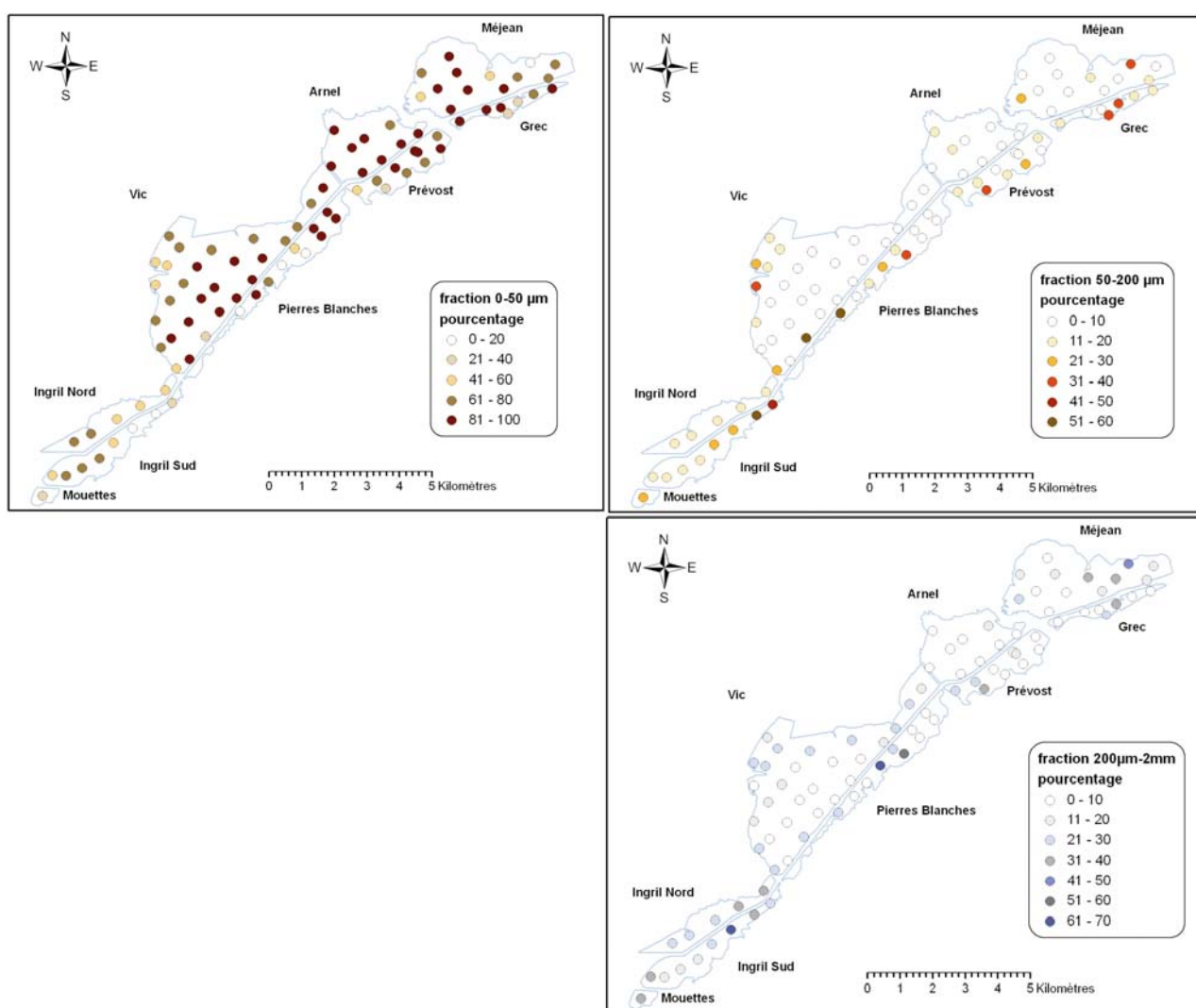


Figure 11. 15 : Répartition du pourcentage de vases (fraction < 50µm), de sables fins (fraction comprise entre 50 et 200µm) et de sables grossiers (fraction > 200µm) présents dans les sédiments superficiels des étangs palavasiens en 2006.

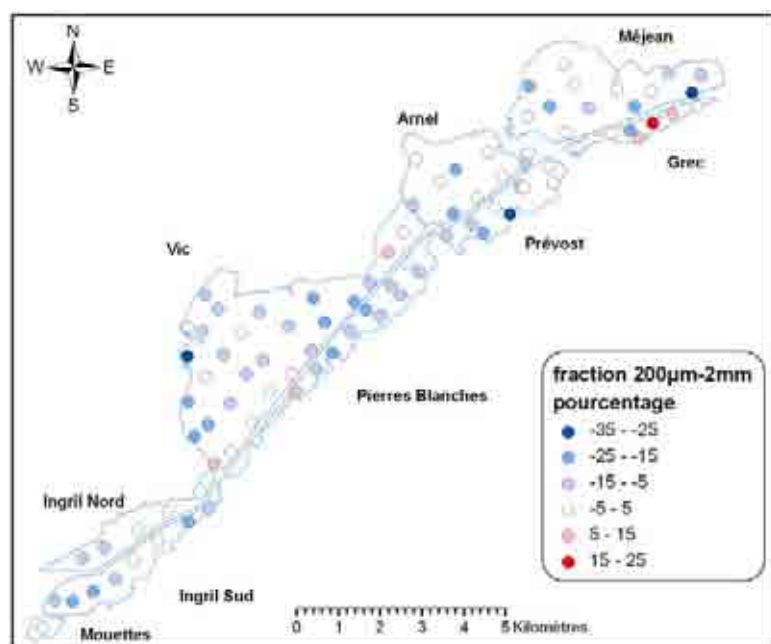


Figure 11. 16 : Variation de la part des sables grossiers dans les sédiments superficiels des étangs palavasiens entre 2001 à 2006 ; Différentiel utilisé : données 2006 - données 2001.

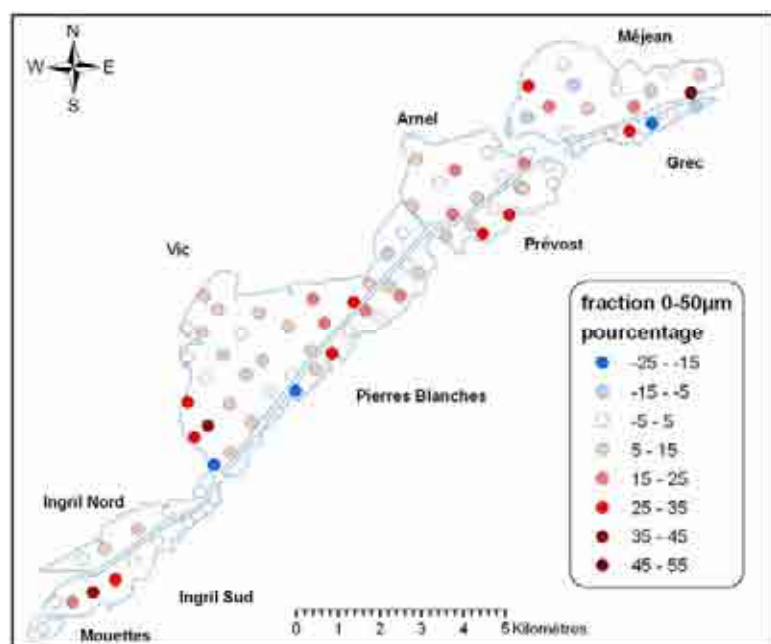


Figure 11. 17 : Variation de la part des vases dans les sédiments superficiels des étangs palavasiens entre 2001 à 2006 ; Différentiel utilisé : données 2006 - données 2001.

4.1.2. Matière organique, Azote et Phosphore

Distribution des paramètres MO, Nt et Pt en 2006

(Figure 11. 18) Les particules sédimentaires fines sont très riches en matière organique. Les formes détritiques azotées sont souvent assez réfractaires à la dégradation, c'est pourquoi la matière organique des étangs littoraux, riche en matériel détritique, est aussi enrichie en azote. De ce fait, on observe une corrélation entre la distribution des vases, la part de matière organique dans les sédiments et leur teneur en azote total sur les étangs palavasiens.

Vic, Pierre-Blanche et Méjean sont les lagunes qui accumulent le plus de matière organique et d'azote total dans leurs sédiments.

La distribution des teneurs en phosphore total (Figure 11. 18) est particulièrement révélatrice de la situation des étangs palavasiens, en effet, elle montre un beau gradient décroissant Est-Ouest. Le Lez ayant été pendant des années la principale source de contamination des étangs palavasiens, les lagunes les plus proches ont été les plus dégradées. La pollution s'est propagée via le canal du Rhône à Sète pour toucher aussi de manière plus atténuée, les lagunes les plus éloignées. Le Méjean est incontestablement la lagune la plus dégradée, les teneurs en phosphore dans ses sédiments sont très importantes et elles ne font que confirmer les observations précédentes réalisées sur l'eau. Cette lagune subit une contamination importante qui dure depuis de nombreuses années et qui a fini par inscrire sa signature jusque dans les sédiments, lesquels sont les plus contaminés des lagunes palavasiennes. Le Grec, le Prévost, l'Arnel et Pierre-Blanche possèdent également des sédiments enrichis en phosphore, mais à un degré moindre par rapport au Méjean. Les teneurs des sédiments de Vic diminuent encore, à l'exception des stations les plus profondes, et enfin l'Ingril en raison de son éloignement, est épargnée.

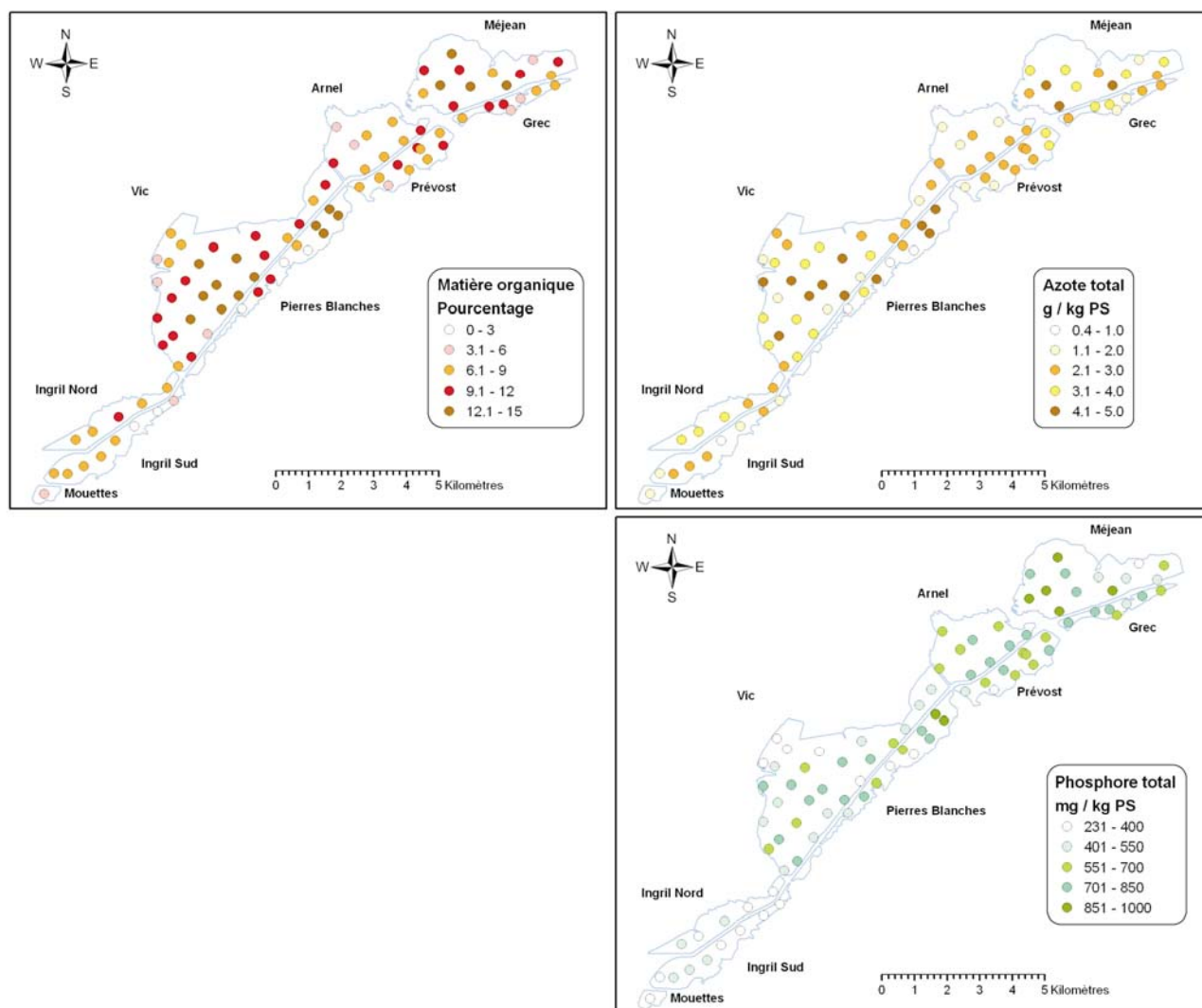


Figure 11. 18 : Distribution des pourcentages de matière organique, des teneurs en azote total (g/kg de poids sec) et en phosphore total (mg/kg de poids sec) dans les sédiments superficiels des étangs palavasiens en 2006.

Cartes de l'état des sédiments vis-à-vis de la MO, de l'Nt et du Pt en 2006

(Figure 11. 19) L'état des sédiments vis-à-vis de la matière organique est bien entendu corrélé à la distribution des vases et inversement corrélé à celle des sables. En conséquence, les états mauvais et médiocres prédominent sur la

plupart des lagunes à l'exception d'Ingril et du Grec. Prés du lido, dans les zones les plus sableuses, quelques bon à très bons états sont observés.

L'état des sédiments du Méjean, de Vic et de Pierre-Blanche est mauvais à médiocre vis-à-vis de l'azote total, alors que pour les autres lagunes, il est visiblement moins dégradé. Les états très bons à moyen y dominent. Concernant le phosphore total, on retrouve le gradient décroissant Est-Ouest observé sur les concentrations. Les très bons états sont de plus en plus représentés au fur et à mesure qu'on s'éloigne du Lez. La partie Est du Méjean semble moins dégradée que la partie Ouest, ce qui peut s'expliquer par la barrière de cascails qui sépare les deux zones et qui constitue une véritable barrière hydrodynamique et un frein pour les échanges. De l'autre côté du Lez, ce sont les parties Ouest des étangs du Prévost et de Pierre-Blanche qui sont les moins dégradées. Plus les lagunes sont éloignées du Lez, mieux elles se portent !

4.1.3. Grilles de diagnostic 2006

Le Tableau 11. 10 et le Tableau 11. 11 présentent les grilles de diagnostic 2006 issues du traitement des données « sédiments » par la méthode des rangs. De manière exceptionnelle, l'étang des Mouettes (MOU) a fait l'objet d'une grille à part entière. Il présente, de même que l'Ingril Sud un état général moyen du compartiment sédiment vis-à-vis de l'eutrophisation. Il s'agit du meilleur état de qualité observé sur les sédiments des étangs palavasiens. Le déclassement se fait surtout par la matière organique et l'azote. L'Ingril Nord, le Prévost et la partie Est du Méjean possèdent un état médiocre de leur compartiment sédiment et là encore il est principalement dû à un déclassement des compartiments matière organique et azote. Vic, Pierre-Blanche, Arnel, Méjean Ouest et Grec possèdent un mauvais état, généralement dû à un déclassement par le phosphore (Arnel, Grec) ou par l'ensemble des trois paramètres.

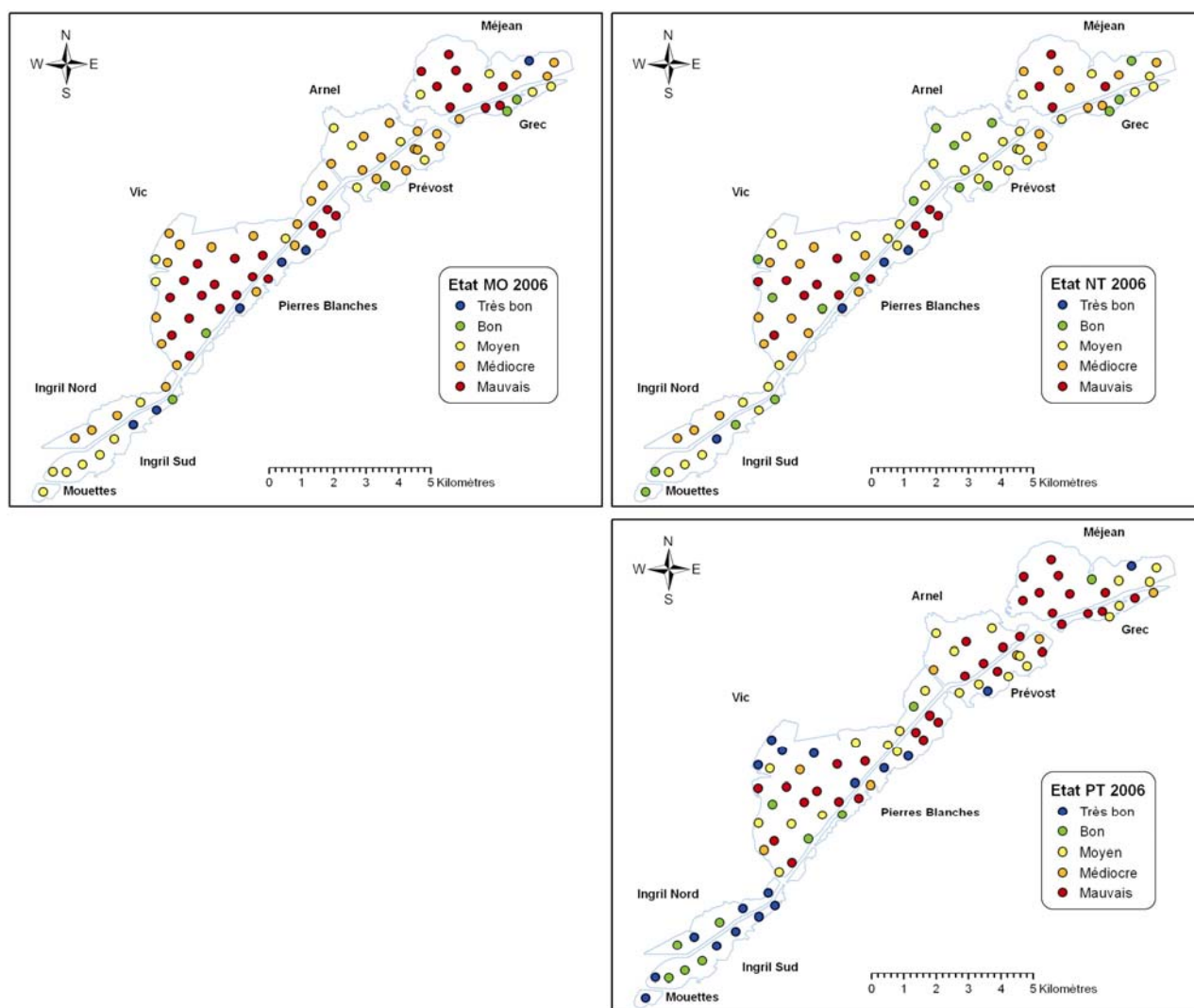


Figure 11. 19 : Etat de la matière organique, de l'azote total et du phosphore total dans les sédiments des étangs palavasiens en 2006, par rapport aux seuils d'eutrophisation définis dans le RSL.

Tableau 11. 10 : Grilles de diagnostic des sédiments superficiels des étangs palavasiens Ouest en 2006 (étangs d'Ingril, nord et sud, des Mouettes, de Vic et de Pierre-Blanche).

INN 2006		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
MO	%		3,5		5		7,5	8,7	10	
Nt	g/kg PS		1		2		3	3,4	4	
Pt	mg/kg PS		400	402	500		600		700	

INS 2006		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
MO	%		3,5		5	7	7,5		10	
Nt	g/kg PS		1		2	2,2	3		4	
Pt	mg/kg PS		400	423	500		600		700	

MOU 2006		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
MO	%		3,5		5	6	7,5		10	
Nt	g/kg PS		1	1,95	2		3		4	
Pt	mg/kg PS	301	400		500		600		700	

VIC 2006		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
MO	%		3,5		5		7,5		10	12,6
Nt	g/kg PS		1		2		3		4	4,1
Pt	mg/kg PS		400		500		600		700	730

PBL 2006		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
MO	%		3,5		5		7,5		10	12,5
Nt	g/kg PS		1		2		3		4	4,4
Pt	mg/kg PS		400		500		600		700	800

Tableau 11. 11 : Grilles de diagnostic des sédiments superficiels des étangs palavasiens Est en 2006 (étangs d'Arnel, du Prévost, de Méjean est et ouest, et du Grec).

ARN 2006		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
MO	%		3,5		5		7,5	8,9	10	
Nt	g/kg PS		1		2	2,5	3		4	
Pt	mg/kg PS		400		500		600		700	745

PRW 2006		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
MO	%		3,5		5		7,5	8,4	10	
Nt	g/kg PS		1		2	2,54	3		4	
Pt	mg/kg PS		400		500	594	600		700	

PRE 2006		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
MO	%		3,5		5		7,5	9,1	10	
Nt	g/kg PS		1		2		3	3,3	4	
Pt	mg/kg PS		400		500		600	670	700	

MEW 2006		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
MO	%		3,5		5		7,5		10	12,7
Nt	g/kg PS		1		2		3		4	4,4
Pt	mg/kg PS		400		500		600		700	925

MEE 2006		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
MO	%		3,5		5		7,5	9,3	10	
Nt	g/kg PS		1		2		3	3,2	4	
Pt	mg/kg PS		400		500	553	600		700	

GRC 2006		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
MO	%		3,5		5		7,5		10	10,9
Nt	g/kg PS		1		2		3	3,7	4	
Pt	mg/kg PS		400		500		600		700	840

4.1.4. Evolution depuis 2001

La Figure 11. 20 permet de comparer point par point l'évolution de la part de matière organique, des teneurs en azote et en phosphore dans les sédiments des étangs palavasiens.

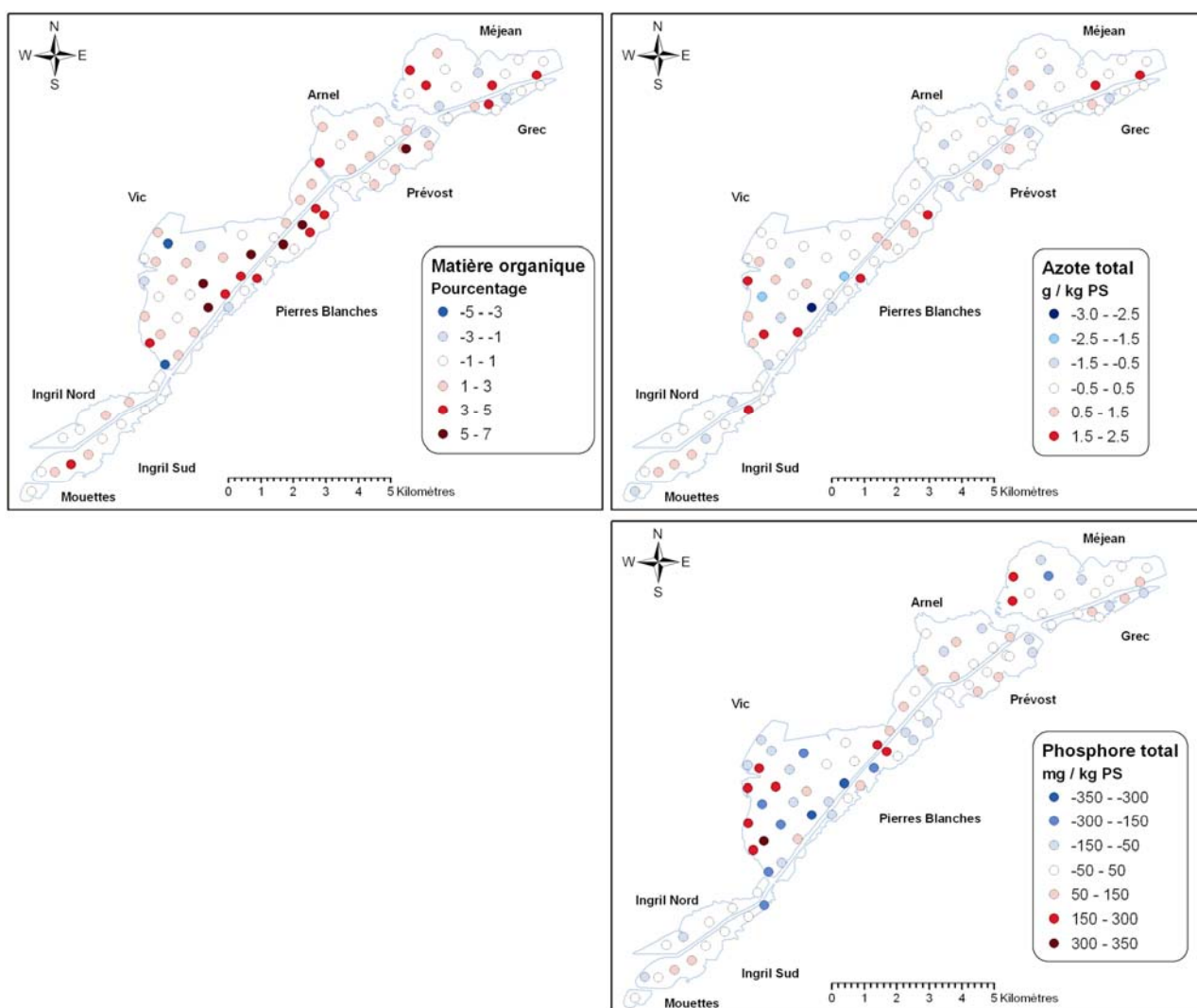


Figure 11. 20 : Variation du pourcentage de matière organique, des teneurs en azote total et en phosphore total dans les sédiments superficiels des étangs palavasiens entre 2001 et 2006 ; (différentiel utilisé : données 2006 - données 2001).














































Cette figure met clairement en évidence un enrichissement des sédiments superficiels en matière organique entre 2001 et 2006 (1,4 % en matière organique supplémentaire en moyenne sur l'ensemble des lagunes). Toutes les lagunes sont concernées par cet enrichissement. Pierre-Blanche et Vic s'enrichissent le plus vite avec respectivement 2,6 et 1,6 % de matière organique supplémentaire en moyenne par point. L'Ingril nord est la lagune qui s'enrichit le moins vite avec seulement 0,5 % de différentiel moyen entre 2001 et 2006.





















































Les teneurs en azote augmentent elles aussi de +0,2 g/kg d'azote en moyenne par point sur l'ensemble des étangs palavasiens, alors que pour le phosphore, elles restent stables en moyenne entre 2001 et 2006. Contrairement à la matière organique, cette évolution n'est pas homogène sur l'ensemble des lagunes, Prévost Est et Arnel s'appauvrissent de 0,1 g/kg d'azote par point alors que Pierre-Blanche et Méjean Est s'enrichissent de 0,6 g/kg en moyenne en cinq ans. Quant au phosphore, Prévost Ouest, Arnel et Méjean s'enrichissent alors que toutes les autres lagunes s'appauvrissent plus ou moins, la palme revenant à Prévost Est et Ingril Nord qui voient leurs concentrations en phosphore dans les sédiments diminuer de 35 mg/kg en moyenne par points entre les deux diagnostics complets. La partie Est du Prévost est la seule zone qui est en décroissance à la fois de ses teneurs en azote et en phosphore dans les sédiments. Le Méjean et l'Ouest du Prévost sont à l'inverse les seules zones où ces teneurs augmentent simultanément entre les deux diagnostics.

L'évolution de l'état des sédiments des étangs palavasiens par rapport aux classes de qualité définies dans le RSL est présenté dans le Tableau 11. 12. Seul l'étang du Prévost (Est) gagne une classe de qualité en 2006 par rapport à 2001 en raison d'une amélioration sensible du paramètre phosphore dans les sédiments. Il passe d'un mauvais état à un état médiocre. A l'inverse, l'Arnel se dégrade pour la matière organique et le phosphore et passe d'un état général médiocre à mauvais. Toutes les autres lagunes conservent leur état général de 2001, mais il n'y a que les sédiments de l'Ingril Nord qui ne présentent pas de tendance à la dégradation entre 2001 et 2006. Au regard des données de phosphore total dans les sédiments, l'étang d'Ingril est la lagune la plus préservée de l'eutrophisation, viennent ensuite les parties Est du Méjean et Ouest du Prévost.

Ces résultats confirment les tendances pluriannuelles observées sur les paramètres de l'eutrophisation de la colonne d'eau, avec un net regain de qualité pour la zone Est du Prévost qui se confirme donc dans la qualité de ses sédiments.

Tableau 11. 12 : Comparaison de l'état des sédiments des étangs palavasiens en 2006, avec les diagnostics précédents.

		INN			INS			VIC		PBL		Légende :  Très Bon  Bon  Moyen  Médiocre  Mauvais
		1999	2001	2006	1999	2001	2006	2001	2006	2001	2006	
MO												
	Nt											
	Pt											
ETAT SED												

		ARN		PRW		PRE		MEW		MEE		GRC		
		2001	2006	2001	2006	2001	2006	2001	2006	2001	2006	1999	2001	2006
MO														
	Nt													
	Pt													
ETAT SED														

4.2. Diagnostic du phytoplancton

Les Tableaux 11. 13, et 11.13 (bis) présentent les grilles de diagnostic du phytoplancton pour l'ensemble des stations suivies sur les étangs palavasiens au cours de l'année 2006. Ces grilles sont en accord avec les grilles de l'eau et avec le classement des lagunes palavasiennes d'est en ouest. La différence d'état est toutefois moins marquée sur les grilles du phytoplancton que sur les grilles de l'eau. L'eau de la lagune d'Ingril est la moins chargée en microalgues (état médiocre cette année), celle du Méjean est à l'inverse la plus concentrée (mauvais état). Cette année, ce sont plutôt les microalgues les plus grosses (le nanophytoplancton) qui déclassent les grilles du phytoplancton sans doute en raison de conditions climatiques particulières (faiblesse des apports hydriques et eutrophisants induisant certainement une production régénérée exacerbée par

rapport à la production primaire nouvelle). Mais il faut noter que dans cette classe, ce sont quand même les cellules les plus petites qui sont majoritaires, c'est pourquoi, elles ne constituent pas forcément des biomasses chlorophylliennes importantes.

Tableaux 11. 13 : Grilles de diagnostic du phytoplancton pour les étangs palavasiens au cours de l'été 2006.

INN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20	48	50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10	11	50	

INS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20	42	50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10	11	50	

VIC			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100	112	500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5	5,9	10		50	

PBW			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100	460	500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10		50	151

PBE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20	42	50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10		50	157

Tableaux 11. 13 (bis) : Grilles de diagnostic du phytoplancton pour les étangs palavasiens au cours de l'été 2006.

ARN			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	20	50	100	161	500
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	2	5	10		307

PRE			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	20	50	100	164	500
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	2	5	10		264

PRW			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	20	50	100	149	500
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	2	5	10		84

MEE			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	20	50	100		1823
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	2	5	10		4300

MEW			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	20	50	100		8300
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	2	5	10		16303

GRC			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	20	50	100		2008
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	2	5	10		398

Diagnostic pluriannuel du phytoplancton

Les grilles du phytoplancton se dégradent par rapport à 2005 sur la quasi totalité des stations, particulièrement les stations les mieux préservées des étangs palavasiens (Ingril, Vic...). Mais cette dégradation est plus le reflet de la variation des conditions climatiques interannuelles qu'une véritable dégradation de la qualité de l'eau des lagunes. Les grilles de l'eau sont là pour le confirmer.

Tableau 11. 14 : Comparaison de l'état général des palavasiens par rapport au phytoplancton de 1999 à 2005 (*le diagnostic de 2000 n'est basé que sur un seul mois de mesure).

ETAT PHYTOPLANCTON	INN	INS	PBW	PBE	VIC	ARN	PRW	PRE	MEW	MEE	GRC
1999	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
2000*	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
2001	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
2002	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
2003	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
2004	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
2005	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
2006	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

4.3. Diagnostic des macrophytes

Le diagnostic des macrophytes a été réalisé de fin mai à début juillet 2006. Sur les 91 stations benthiques échantillonnées, 19 n'ont pu faire l'objet d'un diagnostic en raison de la faiblesse de leur recouvrement macrophytique (L'étang du Méjean est entièrement touché, ainsi que quelques stations sur l'Arnel et le Grec) (Figure 11. 22).

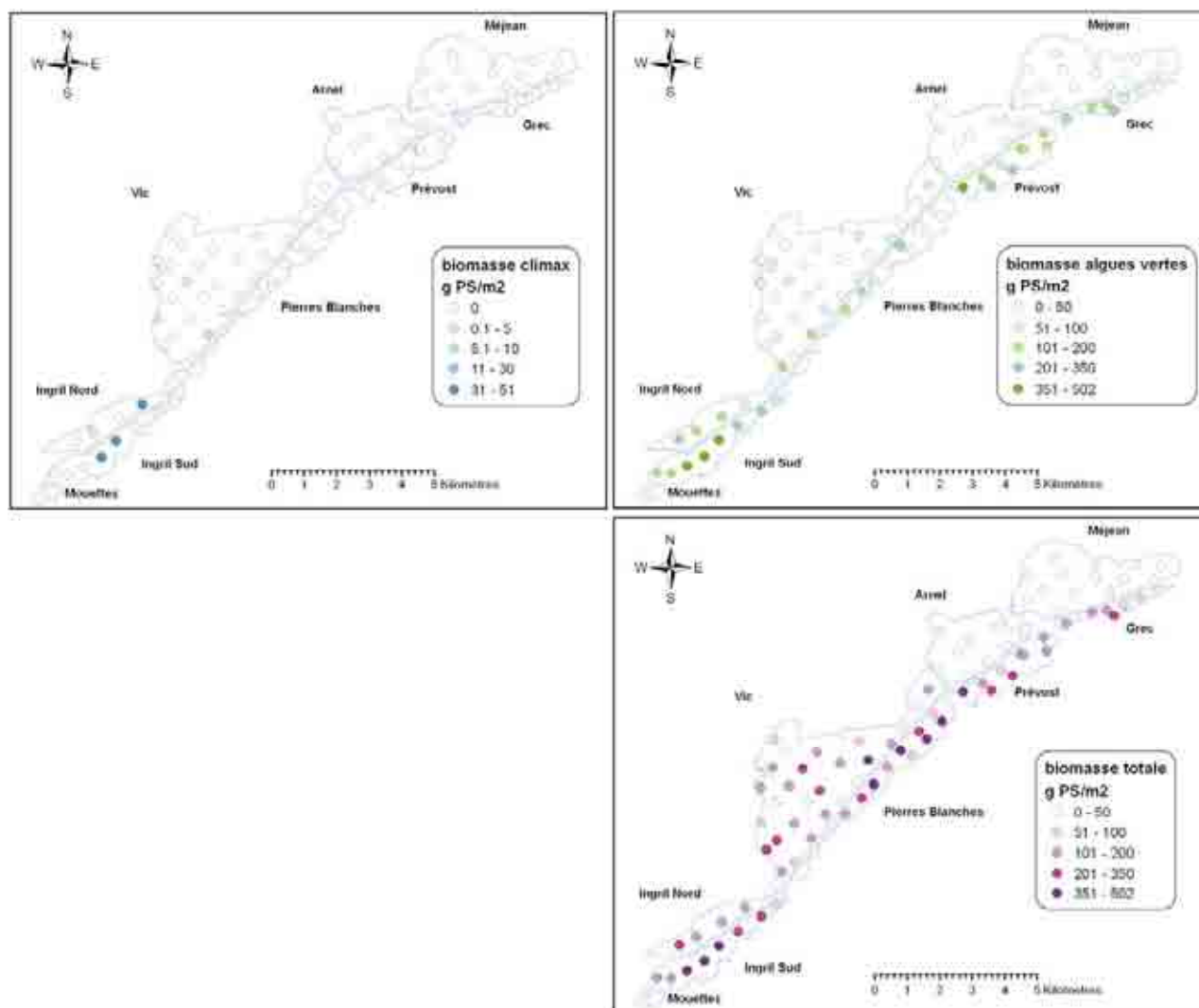


Figure 11. 21 : Distribution de la biomasse d'espèces climax, de la biomasse d'algues vertes opportunistes et de la biomasse totale dans les étangs palavasiens en 2006 (g de poids sec/m²).

4.3.1. Distribution des macrophytes

Phanérogames et algues climax

En 2006, les principales biomasses d'espèces climax retrouvées sur les étangs palavasiens l'ont été sur l'étang des Mouettes. Mais seule une évaluation des recouvrements a été réalisée sur cette lagune (nous n'avons pas osé arracher le seul bel herbier des palavasiens !), c'est pourquoi la biomasse de ce point n'apparaît pas sur la Figure 11. 21. Les étangs d'Ingril (Nord et Sud), de Vic, de Pierre-Blanche et du Prévost sont les seules lagunes sur lesquelles des espèces climax ont été retrouvées cette année. Aucune véritable population n'a été observée sur ces trois dernières lagunes. En 2006, huit espèces climax ont été retrouvées sur les étangs palavasiens :

- la phanérogame *Ruppia cirrhosa* a été retrouvée sur un large herbier dans l'étang des Mouettes, d'abord clairsemé puis plus dense vers le centre de l'étang. Toute la bordure de l'étang est vaseuse et non végétalisée.
- la phanérogame *Zostera Noltii* a également été observée sur trois sites mais toujours en dehors des points de mesure :
 - d'abord à deux niveaux sur l'étang d'Ingril : sur une touffe isolée mais assez dense d'environ 1m² à proximité du point 3, et sur une large bande d'environ 1 hectare parallèle à la route des Aresquiers, à proximité du point 8 bis (herbiers clairsemés mais jeunes).
 - sur l'étang de Vic, à proximité du point 9, sur plusieurs petites touffes plutôt clairsemées de 0,5 à 5 m², en général très épiphytées.
- *Acetabularia acetabulum* est observée sur deux sites : sur l'étang des Mouettes en de larges touffes clairsemées et parfois très denses dans la zone centrale. Et sur l'étang d'Ingril, au niveau de la bande d'herbiers près du point 8bis et à proximité du point 13 en zone sableuse, sur les rares substrats durs non recouverts par les macrophytes.
- La rhodophyte rouge *Chondria capillaris* est la macroalgue climax qui constitue les plus importantes biomasses retrouvées sur les palavasiens. On ne l'observe que sous forme d'individus isolés sur l'étang des Mouettes, sur l'Ingril aux stations 8, 3 (jusqu'à 50 g/m²), 12 et 8bis (jusqu'à 7 g/m²), et sur Vic, aux stations 3, 9 et 12 (jusqu'à 9 g/m²).
- Les macroalgues rouges *Lophosiphonia subadunca* (retrouvée uniquement sur l'étang du Prévost, au point 5) et *Polysiphonia sertularioides* (sur l'étang de Vic, aux points 13 et 14), ne constituent

que de faibles biomasses (jusqu'à 8 g/m²) correspondant à un individu isolé.

- Enfin, la macroalgue brune *Cystoseira repens* a été retrouvée sur l'Ingril aux stations 8 et 8bis, jusqu'à une biomasse de 42 g/m² et la macroalgue verte *Bryopsis hypnoides* (retrouvée de manière isolée sur Pierre-Blanche à proximité du point 2).

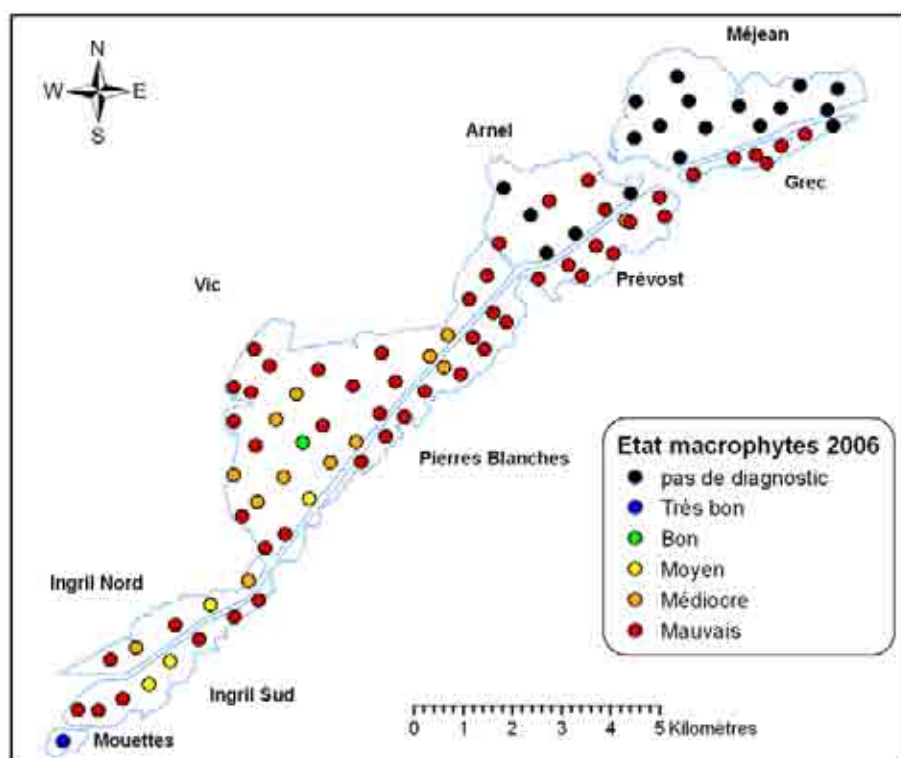


Figure 11. 22 : Distribution de l'état des macrophytes dans les étangs palavasiens en 2006, station par station.

Autres macroalgues

Les principales populations de macrophytes observées sur les étangs palavasiens se classent en deux familles : les macroalgues vertes opportunistes représentées par quatre espèces (*Ulva rigida*, *Cladophora vagabunda*, *Chaetomorpha aerea*, *Enteromorpha clathrata*) et les macroalgues rouges dérivantes, représentées en grande majorité par deux espèces (*Gracilaria verrucosa* et *Gracilaria bursa-pastoris*). Chacune de ces deux familles se partage les étangs palavasiens. Les macroalgues vertes opportunistes dominent les biomasses des étangs du Grec, du Prévost et de l'Ingril, les algues brunes dérivantes, se partagent Vic et Pierre-

Blanche. L'Arnel et le Méjean, de même que l'étang des Mouettes ne possèdent aucunes véritables populations ni de l'une ni de l'autre de ces familles.

L'étang d'**Ingril** possède une bonne richesse spécifique avec 16 espèces de macrophytes. Toutefois, les ulves dominent en terme de population. Elles sont présentes à tous les points, recouvrant souvent intégralement les sédiments et limitant ainsi le développement d'autres espèces. Seul le point 5 est vraiment épargné. Un maximum de 500 g d'ulves /m² a été retrouvé au point 7, ce qui constitue la plus importante biomasse ramassée sur les étangs palavasiens en 2006. Une importante population de chaetomorphes a également été observée au point 9. Mis à part ces deux espèces, les autres macrophytes sont présentes mais de manière isolée.

L'étang du **Grec** possède une richesse spécifique extrêmement limitée : une seule espèce est retrouvée, l'ulve. Elles forment de grandes populations sur la quasi-totalité de la lagune sauf au point 6 qui n'a pu faire l'objet d'un diagnostic cette année. Un maximum de 300 g d'ulves/m² a été retrouvé au point 7.

Le **Prévost** possède une diversité spécifique un peu plus importante, avec 5 espèces présentes. La seule qui forme des populations est l'ulve. On note un maximum de 410 g d'ulves/m² au point 1. Gracilaires et enteromorphes ne sont présentes qu'en individus isolés.

L'étang de **Vic** possède une richesse spécifique moyenne avec 12 espèces de macrophytes. Là encore, seules trois espèces forment de véritables populations recouvrant les fonds. Les ulves se concentrent principalement dans la partie Est, c'est-à-dire dans les zones les moins profondes (points 23, 25, 26, 27, 28 et 9), les gracilaires sont présentes partout ailleurs, notamment dans les zones profondes, mélangées avec des enteromorphes. Deux points dépassent les 300 g de gracilaires/m², il s'agit du point 18 et 24. Les enteromorphes sont moins nombreuses mais peuvent atteindre localement des biomasses importantes (maximum de 138 g/m² au point 2).

L'étang de **Pierre-Blanche** possède seulement 5 espèces de macrophytes, l'espèce largement dominante étant la gracilaire qui recouvre la majorité des fonds. 4 stations benthiques enregistrent des biomasses supérieures à 300 g/m² de gracilaires, avec un maximum à 370g/m² au point 11. Dans les zones les moins profondes, à l'Ouest, quelques populations d'ulves arrivent néanmoins à se développer. Cladophores et enteromorphes sont rarement présentes, en individus isolés.

L'étang de l'**Arnel** ne possède aucune population mais on retrouve quelques individus appartenant à 3 espèces : ulves, gracilaires et exceptionnellement des enteromorphes.

Enfin le **Méjean** en l'absence de macrophytes, n'a pu faire l'objet d'un diagnostic. Quelques ulves et enteromorphes ont été retrouvées flottantes à la surface, mais aucun individu n'a été retrouvé sur les sédiments.

4.3.2. Etat des macrophytes en 2006

En 2006, avec un recouvrement relatif de macrophytes climax de 95 %, l'étang des Mouettes est classé très bon vis-à-vis de l'eutrophisation. Le recouvrement relatif des espèces climax sur les autres lagunes est en revanche beaucoup plus faible. Il dépasse les 5% sur l'Ingril Nord c'est pourquoi cette lagune possède un état moyen. En revanche, il est inférieur à 5% voire inexistant sur les autres lagunes. Pour celles dont la richesse spécifique est supérieure ou égale à trois espèces (Ingril Sud, Vic, Pierre-Blanche, Arnel et Prévost), l'état est alors médiocre. Pour le Grec, qui ne possède qu'une espèce végétale, l'état est mauvais. Pour cause d'absence totale de macrophytes, le Méjean est inclassable dans la grille RSL. Son état est donc pire que mauvais.

Tableau 11. 15 : Diagnostic 2006 des macrophytes sur les étangs palavasiens.

Juin 2006	RV	RC	RD	RO	Nsp	NspC	NspD	NspO	Etat
Mouettes	65	95	0	5	6	3	0	3	
Ingril Sud	80	3	0,5	96,5	10	3	3	4	
Ingril Nord	60	9,5	9,6	81	14	5	3	6	
Vic	75	2,5	59,0	38,5	12	4	3	5	
Pierre-Blanche	75	0	57	43	5	1	1	3	
Arnel	15	0	60	40	3	0	1	2	
Prévost	55	0	0	99	5	1	1	3	
Méjean-Pérois	1	-	-	-	2	0	1	1	
Grec	55	0	0	100	1	0	0	1	

RV = Recouvrement Végétal total. **RC** = Recouvrement Climax relatif. **RD** = Recouvrement algues Dérivantes relatif. **RO** = Recouvrement algues Opportunistes relatif. **Nsp** = Nombre d'espèces total. **NspC** = Nombre d'espèces Climax. **NspD** = Nombre d'espèces Dérivantes. **NspO** = Nombre d'espèces Opportunistes. **Etat** = Etat des macrophytes par rapport à l'eutrophisation.

4.3.3. Etats antérieurs et évolution des macrophytes

Les données de recouvrement du précédent diagnostic complet de 2001 (1999 pour l'Ingril) et les données des diagnostics simplifiés réalisés en 2000, et 2004 permettent de suivre l'évolution pluriannuelle des macrophytes sur les étangs palavasiens ouest (Tableau 11. 16) et est (Tableau 11. 17).

Depuis 2000, ou 2001 selon les lagunes, on observe une certaine stabilité dans les états liés aux macrophytes pour l'Ingril Nord, Vic, et également le Méjean et le Grec, ces dernières restant extrêmement pauvres dans ce compartiment.

Pierre-Blanche, Arnel et Prévost conservent aussi le même état général depuis 2001 mais ces lagunes ont tendance à se dégrader par diminution de leur richesse spécifique. L'Arnel et la partie Est du Prévost enregistrent aussi, à l'inverse de l'ensemble des autres lagunes, une diminution de la biomasse totale par rapport à 2001 (Figure 11. 23).

Tableau 11. 16 : Evolution pluriannuelle de l'état des macrophytes vis-à-vis de l'eutrophisation pour les étangs palavasiens Ouest.

Ingril Nord	RV	RC	RD	RO	Nsp	NspC	NspD	NspO	Etat
1999	30	0	0	100	2	0	0	2	
2000	90	44,4	11,1	44,4	9	1	4	4	
2001	40	21,4	16,7	61,9	12	4	2	6	
2004	65	6,3	26,6	67,2	14	5	5	4	
2006	60	9,5	9,6	81	14	5	3	6	

Ingril Sud	RV	RC	RD	RO	Nsp	NspC	NspD	NspO	Etat
1999	90	0	1,1	98,9	4	1	1	2	
2000	65	31,3	7,5	61,2	12	6	2	4	
2001	70	6,9	6,9	86,1	11	3	3	5	
2004	85	5,5	3,6	90,4	15	4	5	6	
2006	80	3	0,5	96,5	10	3	3	4	

Vic	RV	RC	RD	RO	Nsp	NspC	NspD	NspO	Etat
2001	30	0	77	23	7	0	3	4	
2004	35	0,3	88,9	11,1	12	4	3	5	
2006	75	2,5	59,0	38,5	12	4	3	5	

Pierre-Blanche	RV	RC	RD	RO	Nsp	NspC	NspD	NspO	Etat
2001	70	0	21	79	11	3	2	6	
2004	65	0	87	13	8	1	2	5	
2006	75	0	57	43	5	1	1	3	

RV = Recouvrement Végétal total. RC = Recouvrement Climax relatif. RD = Recouvrement algues Dérivantes relatif. RO = Recouvrement algues Opportunistes relatif. Nsp = Nombre d'espèces total. NspC = Nombre d'espèces Climax. NspD = Nombre d'espèces Dérivantes. NspO = Nombre d'espèces Opportunistes. Etat = Etat des macrophytes par rapport à l'eutrophisation.

Pour l'Arnel, cela devient problématique car avec seulement 3 espèces retrouvées cette année, et 5 points sur 9 où les recouvrements ont été quasiment nuls, son état se rapproche dangereusement de celui du Méjean vis-à-vis des macrophytes. Pour la partie Est du Prévost, en revanche, cette diminution de la biomasse totale serait une bonne chose si elle ne s'accompagnait pas d'une chute du nombre d'espèces retrouvées.

Pour l'Ingril Sud, la dégradation se confirme par un changement d'état qui passe de moyen à médiocre en 2006. C'est à la fois la richesse spécifique qui diminue ainsi que le recouvrement et la biomasse climax (Figure 11. 23).

Tableau 11. 17 : Evolution pluriannuelle de l'état des macrophytes vis-à-vis de l'eutrophisation pour les étangs palavasiens Est.

Arnel	RV	RC	RD	RO	Nsp	NspC	NspD	NspO	Etat
2001	60	0	73	26	5	0	2	3	
2004	10	0	3	97	4	0	2	2	
2006	15	0	60	40	3	0	1	2	

Prévost	RV	RC	RD	RO	Nsp	NspC	NspD	NspO	Etat
2001	95	0	21	78	8	0	3	5	
2004	95	0	23	77	7	0	2	5	
2006	55	0	0	99	5	1	1	3	

Méjean-Pérols	RV	RC	RD	RO	Nsp	NspC	NspD	NspO	Etat
2001	1	-	-	-	2	0	0	2	
2004	1	-	-	-	2	0	1	1	
2006	1	-	-	-	2	0	1	1	

Grec	RV	RC	RD	RO	Nsp	NspC	NspD	NspO	Etat
1999	95	0	0	100	1	0	0	1	
2000	15	0	0	100	1	0	0	1	
2001	15	0	0	100	1	0	0	1	
2004	60	0	0	100	2	0	0	2	
2006	55	0	0	100	1	0	0	1	

RV = Recouvrement Végétal total. **RC** = Recouvrement Climax relatif. **RD** = Recouvrement algues Dérivantes relatif. **RO** = Recouvrement algues Opportunistes relatif. **Nsp** = Nombre d'espèces total. **NspC** = Nombre d'espèces Climax. **NspD** = Nombre d'espèces Dérivantes. **NspO** = Nombre d'espèces Opportunistes. **Etat** = Etat des macrophytes par rapport à l'eutrophisation.

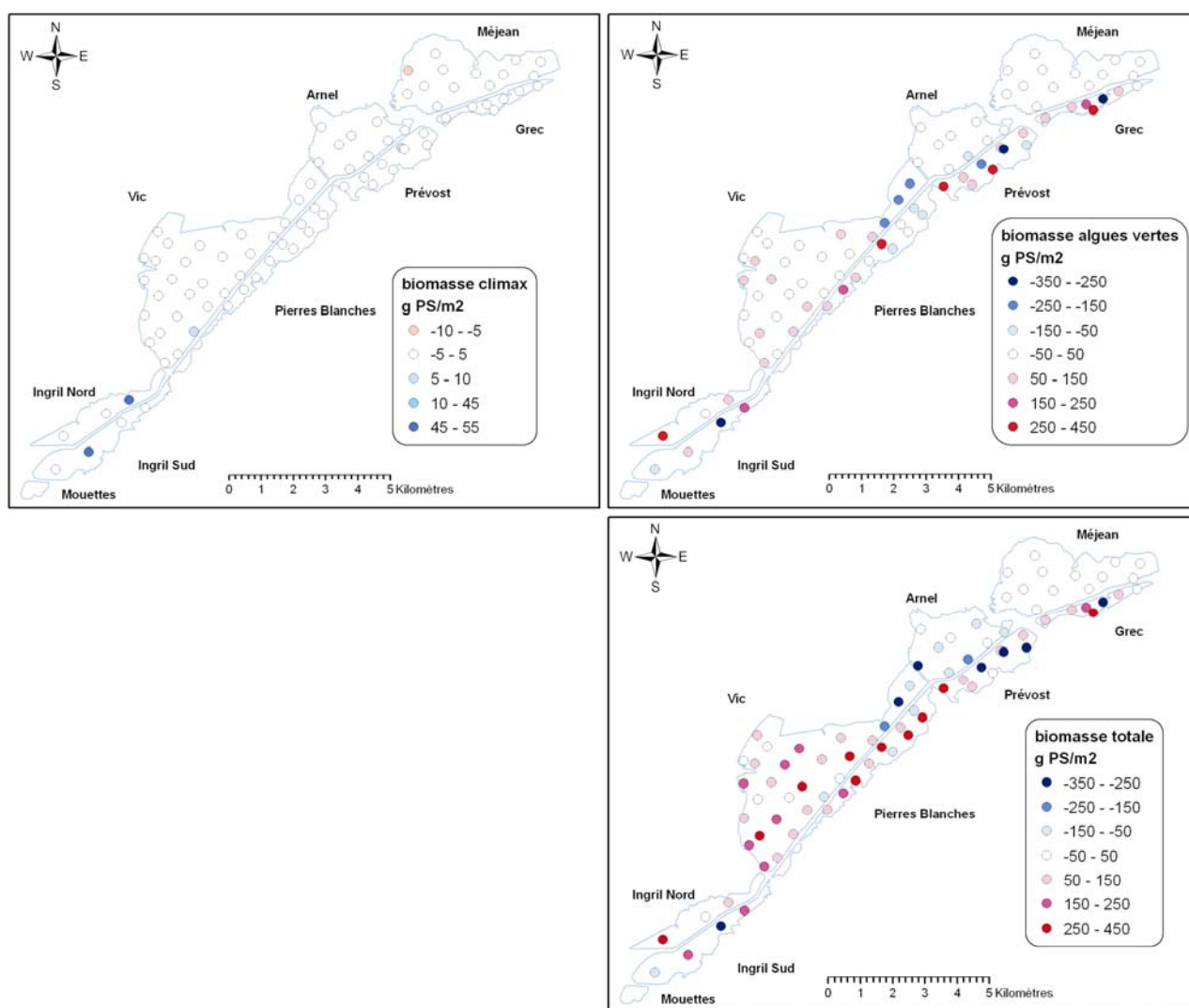


Figure 11. 23 : Variation de la biomasse d'espèces climax, de la biomasse d'algues vertes opportunistes et de la biomasse totale dans les étangs palavasiens entre 2001 et 2006. (différentiel utilisé : données 2006 - données 2001). NB : En 2001, l'étang d'Ingril n'a pas fait l'objet d'un suivi des biomasses de macrophytes, seul des % de recouvrement ont été réalisés. Par conséquent, pour cette lagune, les données utilisées pour réaliser ce différentiel proviennent du diagnostic de 1999. A cette époque, le nombre de points de suivis était plus limité, c'est pourquoi seuls les points communs aux deux suivis (1999 et 2006) ont fait l'objet du différentiel.

4.4. Diagnostic de la macrofaune benthique

4.4.1. Résultats 2006

Les prélèvements de sédiments pour l'évaluation de la potentialité biologique liée à la macrofaune benthique ont été réalisés en triplicats (trois sous stations échantillonnées au niveau de la station benthique) en juin 2006 au niveau des 11 stations habituelles du RSL sur les étangs palavasiens. A l'heure où nous rédigeons ce rapport, les biomasses totales d'invertébrés benthiques ne nous sont pas encore parvenues. Il s'agit d'un indicateur descriptif qui n'entre pas dans les critères de définition de la potentialité biologique liée à la macrofaune benthique.

Les tableaux 11.18 à 11.24 présentent les caractéristiques des peuplements d'invertébrés benthiques inventoriés dans chacun des étangs palavasiens. L'ensemble de ces résultats montre qu'en ce qui concerne leur potentialité biologique, l'étang de l'**Arnel**, avec un état médiocre (richesse spécifique très faible et densité réduite) (Tableau 11. 21) peut être considéré comme le plus pauvre, notamment en termes de diversité. Il n'y reste que les espèces les plus résistantes (3 espèces seulement), capables de supporter de nombreux facteurs de stress.

Les étangs du **Prévost Est**, du **Méjean Ouest**, du **Grec**, d'**Ingril Nord**, d'**Ingril Sud** et de **Pierre-Blanche Ouest**, possèdent une potentialité biologique légèrement plus importante, avec un état classé moyen (richesse spécifique réduite et densités faibles ou richesse spécifique très faible et densités normales). Le nombre d'espèces exigeantes est fortement réduit (entre 8 espèces pour MEW et 18 pour INN), mais la diversité est néanmoins un peu plus forte.

La plupart des espèces typiquement lagunaires sont présentes dans les étangs du **Prévost Ouest**, du **Méjean Est** et de **Pierre-Blanche Est**, mais les espèces d'origine marine sont encore totalement absentes. Avec une richesse spécifique réduite (de 14 espèces pour PBE à 20 pour PRW) et des densités normales (comprises entre 1500 et 3000 individus/m²), ces lagunes ont donc une bonne potentialité biologique.

Enfin, avec une richesse spécifique satisfaisante (27 espèces recensées) et des densités normales (3633 individus/m² en moyenne), la potentialité biologique de l'étang de **Vic** est jugée très bonne (Tableau 11. 19). Cette lagune peut être considéré comme la plus riche de l'ensemble des lagunes palavasiennes.

Un récapitulatif de l'état en 2006 de la potentialité biologique liée à la macrofaune benthique pour l'ensemble des lagunes palavasiennes est fourni sur la Figure 11. 24.

Tableau 11. 18 : Caractéristiques des peuplements d'invertébrés benthiques inventoriés dans l'étang d'Ingril en 2006 et potentialité biologique associée.

Etang d' INGRIL	INN			INS		
Sous-stations	INN 1	INN 2	INN 3	INS 1	INS 2	INS 3
Richesse spécifique (nb. Espèces/station)	15	11	10	12	8	9
(nb. Espèces du site)		18			17	
Densité totale par station (nb. ind./m²)	633	744	700	2222	678	500
(nb. ind. moyen/ m²)		693			1133	
Biomasse totale moyenne (mg/m² poids sec)						
Potentialité biologique						

Tableau 11. 19 : Caractéristiques des peuplements d'invertébrés benthiques inventoriés dans l'étang de Vic en 2006 et potentialité biologique associée.

Etang de Vic	VIC		
Sous-stations	VIC 1	VIC 2	VIC 3
Richesse spécifique (nb. Espèces/station)	18	22	12
(nb. Espèces du site)		27	
Densité totale par station (nb. ind./m²)	3633	3856	3411
(nb. ind. moyen/ m²)		3633	
Biomasse totale moyenne (mg/m² poids sec)			
Potentialité biologique			

Tableau 11. 20 : Caractéristiques des peuplements d'invertébrés benthiques inventoriés dans l'étang de Pierre-Blanche en 2006 et potentialité biologique associée.

Etang de PIERRE-BLANCHE	PBW			PBE		
Sous-stations	PBW 1	PBW 2	PBW 3	PBE 1	PBE 2	PBE 3
Richesse spécifique (nb. Espèces/station)	11	7	12	12	10	8
(nb. Espèces du site)		14			14	
Densité totale par station (nb. ind./m²)	444	144	1478	1656	4056	1233
(nb. ind. moyen/ m²)		689			2315	
Biomasse totale moyenne (mg/m² poids sec)						
Potentialité biologique						

Tableau 11. 21 : Caractéristiques des peuplements d'invertébrés benthiques inventoriés dans l'étang de l'Arnel en 2006 et potentialité biologique associée.

Etang de l'ARNEL		ARN		
Sous-stations		ARN 1	ARN 2	ARN 3
Richesse spécifique (nb. Espèces/station)		3	3	3
(nb. Espèces du site)			3	
Densité totale par station (nb. ind./m ²)		1289	1544	1556
(nb. ind. moyen/ m ²)			1463	
Biomasse totale moyenne (mg/m ² poids sec)				
Potentialité biologique				

Tableau 11. 22 : Caractéristiques des peuplements d'invertébrés benthiques inventoriés dans l'étang du Prévost en 2006 et potentialité biologique associée.

Etang du PREVOST		PRW			PRE		
Sous-stations	PWR 1	PWR 2	PWR 3	PRE 1	PRE 2	PRE 3	
Richesse spécifique (nb. Espèces/station)	11	16	13	13	12	4	
(nb. Espèces du site)		20			16		
Densité totale par station (nb. ind./m²)	1322	2989	1822	489	678	178	
(nb. ind. moyen/ m²)		2044			448		
Biomasse totale moyenne (mg/m² poids sec)							
Potentialité biologique							

Tableau 11. 23 : Caractéristiques des peuplements d'invertébrés benthiques inventoriés dans l'étang du Méjean en 2006 et potentialité biologique associée.

Etang du MEJEAN		MEW			MEE		
Sous-stations		MEW 1	MEW 2	MEW 3	MEE 1	MEE 2	MEE 3
Richesse spécifique (nb. Espèces/station)		5	5	3	12	11	14
	(nb. Espèces du site)		8			17	
Densité totale par station (nb. ind./m²)		1989	1500	1378	2356	1400	2911
	(nb. ind. moyen/ m²)		1622			2222	
Biomasse totale moyenne (mg/m² poids sec)							
Potentialité biologique							

Tableau 11. 24 : Caractéristiques des peuplements d'invertébrés benthiques inventoriés dans l'étang du Grec en 2006 et potentialité biologique associée.

Etang du Grec	GRC		
	GRC 1	GRC 2	GRC 3
Richesse spécifique (nb. Espèces/station)	5	10	5
(nb. Espèces du site)		12	
Densité totale par station (nb. ind./m ²)	222	1478	1367
(nb. ind. moyen/ m ²)		1022	
Biomasse totale moyenne (mg/m ² poids sec)			
Potentialité biologique			

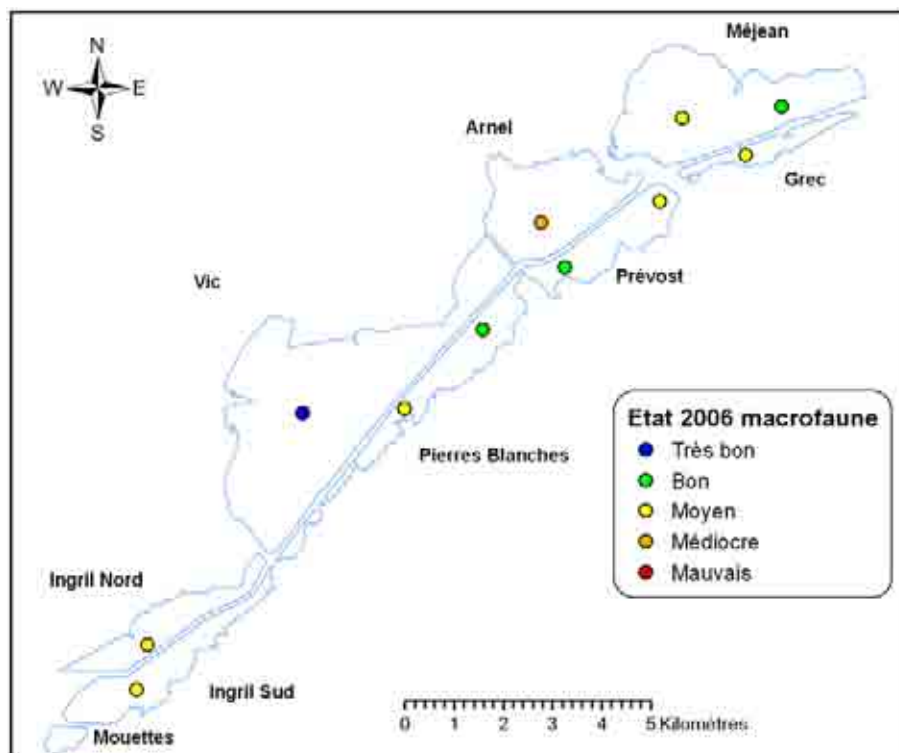


Figure 11. 24 : Distribution de la potentialité biologique des étangs palavasiens en 2006.

4.4.2. Evolution depuis 2001

Par rapport aux résultats 2001, on observe que le niveau de potentialité biologique lié à la macrofaune benthique :

- reste stable pour l'étang de l'Arnel (médiocre),
- augmente pour l'étang de Vic, l'étang du Prévost (Est et Ouest), et l'étang du Méjean (Est et Ouest) (gain d'une classe de qualité par rapport à 2001).
- diminue pour l'étang du Grec (perte d'une classe par rapport à 2001), Pierre-Blanche (Ouest) (perte de deux classes par rapport à 2001) et Ingril (Nord et Sud) (perte d'une classe par rapport à 1999).

Notons qu'en 2006, l'étang de Pierre-Blanche a été divisé en 2 sous bassins pour la macrofaune benthique (un site Est et un site Ouest, comme pour la colonne d'eau), alors que seul le point Ouest avait fait l'objet du diagnostic en 2001. Le point PBE ne peut donc pas faire l'objet d'une comparaison.

En 2006, seul l'étang de Vic atteint cette année le niveau de qualité maximum que l'on observe généralement pour des étangs profonds, et plus difficilement pour des lagunes peu profondes...

Il est important cependant de bien situer les limites de cette évaluation. La potentialité biologique déterminée par cette méthode ne s'appuie en effet que sur le nombre d'espèces et sur les densités. Elle ne peut donc donner qu'une image globale et n'apporte aucune information sur les causes éventuelles de la dégradation du niveau de potentialité biologique, alors même que ces causes peuvent être multiples en lagunes (sources variées de perturbation d'origine anthropique mais également facteurs limitants d'origine naturelle).

4.5. Résultats du diagnostic complet

L'état général vis-à-vis de l'eutrophisation est déterminé à partir du diagnostic de trois compartiments de l'écosystème : le stock de phosphore des sédiments, le phytoplancton et les macrophytes.

Le Tableau 11. 25 fait la synthèse des résultats des différents compartiments analysés en 2006 sur les étangs palavasiens.

Plusieurs remarques peuvent être faites :

Les sédiments classés mauvais sont généralement tous dégradés au moins par le phosphore. Cela ne fait que confirmer que le phosphore est un bon marqueur de l'état de dégradation des sédiments d'une lagune et donc de son état d'eutrophisation général.

On observe une corrélation assez étonnante entre la qualité de l'eau cette année et l'état des sédiments, ce qui confirme la remarque précédente.

L'état de la macrofaune benthique est difficilement corrélable avec les autres paramètres. Cela confirme qu'il n'y a pas que l'eutrophisation d'une lagune qui est à l'origine de la dégradation ou de l'amélioration des peuplements d'invertébrés benthiques. D'autres facteurs doivent également interagir avec ce compartiment biologique.

C'est le phytoplancton qui décline seul, en mauvais état la station de l'étang du Méjean (zone est) et celles de l'étang du Prévost.























Compte tenu de ces résultats, il apparaît que la quasi totalité des lagunes, à l'exception de l'Ingril, sont classées en mauvaise qualité vis-à-vis de l'eutrophisation, au regard du diagnostic complet réalisé en 2006. L'Ingril est classée en qualité médiocre, ce qui constitue une amélioration pour cette lagune depuis 2001 (Tableau 11. 26). C'est la seule lagune dans ce cas, toutes les autres conservent leur mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation entre 2001 et 2006, années des deux diagnostics complets sur les étangs palavasiens. Le prochain sera effectué en 2010-2011.

Tableau 11. 25 : Diagnostic complet de l'eutrophisation des étangs palavasiens en 2006.

2006	INN	INS	PBW	PBE	VIC	ARN	PRW	PRE	MEW	MEE	GRC
Eau											
Sédiments (Etat Général)											
Macrofaune benthique											
Sédiments (Phosphore)											
Phytoplancton											
Macrophytes											
ETAT DIAGNOSTIC COMPLET											

Le Prévost, par exemple, malgré sa position très proche du Lez et une communication directe avec ce dernier, possède des niveaux de phosphore bien meilleurs dans ses sédiments, en raison de la présence d'un grau qui permet des échanges d'eau et une exportation d'azote et de phosphore vers la mer. L'Ingril possède aussi un grau et compte tenu de son éloignement du Lez, cette lagune possède des sédiments de bien meilleure qualité que n'importe laquelle des autres lagunes du complexe palavasien.

Tableau 11. 26 : Evolution de l'état des lagunes palavasiennes entre les deux diagnostics complets de 2001 et 2006.

DIAGNOSTICS COMPLETS	INN	INS	PBW	PBE	VIC	ARN	PRW	PRE	MEW	MEE	GRC
2001											
2006											

La principale mesure en terme de réduction des rejets d'azote et de phosphore sur le bassin versant des étangs palavasiens est la mise en route de l'émissaire rejetant en mer les effluents traités de l'agglomération montpelliéraine. Cette mesure a pris effet en décembre 2005. Il est donc difficile de penser qu'une amélioration ait pu se produire en si peu de temps sur les compartiments macrophytes et surtout sédiment. Ce sont des compartiments intégrateurs, peut réactifs aux variations haute fréquence de la pollution. Ils nécessiteront donc du temps à se restaurer. En revanche, l'eau, et dans une moindre mesure le phytoplancton, sont des compartiments très réactifs. Ils devraient évoluer les premiers vers une amélioration, c'est d'ailleurs, ce qui a pu être observé sur la colonne d'eau du Prévost cette année.

En 2006, les teneurs en phosphore dans les sédiments des étangs du Grec, du Prévost de Pierre-Blanche et de l'Ingril ont diminué par rapport à 2001. Cela signifie que sur les cinq années écoulées, une certaine diminution globale de la contamination s'est faite ressentir sur ces lagunes de première ligne, dont l'origine est à chercher ailleurs que dans la mise en route de l'émissaire de Montpellier, laquelle n'a pris effet qu'en décembre 2005, soit trop tardivement pour avoir un impact sur la qualité des sédiments. On observe d'ailleurs sur les suivis pluriannuels de la colonne d'eau de l'Ingril, de Pierre-Blanche et du Prévost (c'est moins évident pour le Grec), des tendances à la diminution de l'azote total et du phosphore total qui pourraient expliquer cette diminution du phosphore dans les sédiments.

5. Autres réseaux

En 2006, l'Ingril et le Prévost ont été suivis dans le cadre de différents programmes de surveillance opérés par l'Ifremer (REMI, REPHY, RNO matière vivante). Les derniers résultats disponibles sur ces deux étangs sont détaillés ci-dessous par réseaux.

5.1. Réseau Microbiologique (REMI)

5.1.1. Classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage, programme de suivi REMI et situation de la production

Les délimitations géographiques et les classements sanitaires des étangs palavasiens sont présentés, pour chaque groupe de coquillage, sur la Figure 11. 25, la Figure 11. 26 et la Figure 11. 27. Ces classements sont fixés par l'arrêté préfectoral n°1996-1-027 bis du 05/01/1996 « portant classement de salubrité des zones de production et de reparcage de l'Hérault ».

En 1996, l'ensemble des zones littorales et lagunaires des départements de l'Hérault et du Gard avait été classé de manière exhaustive. Le contenu de ces arrêtés doit être révisé par l'Administration afin de répondre aux dernières évolutions réglementaires. Les nouveaux classements s'appuieront sur les résultats de la surveillance régulière REMI pour les zones suivies et sur les résultats d'étude de zones spécifiques pour les autres. Seules les zones de pêche effective de coquillages et les lotissements de production ont vocation à être classés. Parmi les étangs Palavasiens, la Direction Départementale des Affaires Maritimes de l'Hérault et du Gard a identifié deux zones qui bénéficieront d'un classement sanitaire :

- l'étang de l'Ingril en raison de son potentiel de pêche de palourdes. L'évaluation de la qualité sanitaire de cette zone de pêche est en cours dans le cadre d'une étude sanitaire sur le groupe 2 (bivalves fouisseurs),
- la zone conchylicole du Prévost dont la qualité est évaluée annuellement dans le cadre du REMI.

La récolte des coquillages du groupe 1 (gastéropodes, échinodermes et tuniciers) pour la consommation humaine directe est autorisée dans les étangs d'Ingril, de Vic, de Pierre Blanche et du Prévost (Figure 11. 25), classés en A. Selon les dernières données disponibles sur la pêche aux petits métiers (Cépralmar, 2004), ces zones sont peu exploitées pour ce groupe. Seuls les murex font l'objet d'une pêche annuelle estimée à 13 tonnes par les prud'homies de Palavas et Frontigan.



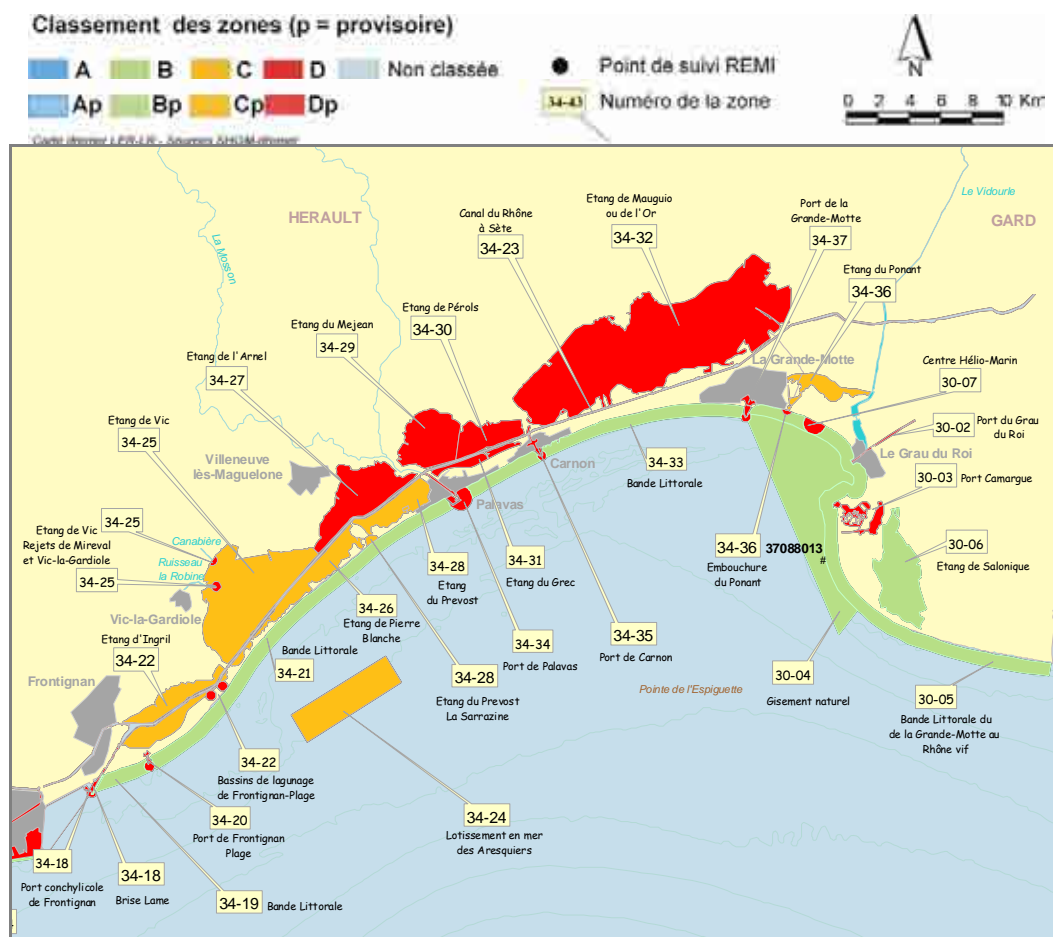


Figure 11. 26 : Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 2 du Port de Sète dans l'Hérault au Rhône Vif dans le Gard et localisation des points de suivi REMI.

Selon l'arrêté de classement en vigueur, la pêche des coquillages du groupe 2 (palourdes, tellines, clovisses,...) est interdite sur l'ensemble des étangs Palavasiens (Figure 11. 26). Ce groupe n'est donc pas suivi dans le cadre du REMI dans ces zones.

Le suivi de la pêche aux petits métiers classe cependant l'étang d'Ingril en seconde position pour la pêche à la palourde dans l'Hérault et le Gard, après l'étang de Thau. Une étude sanitaire est actuellement en cours dans cette zone. Quatre points de suivis localisés sur les principaux gisements de palourdes sont échantillonnés tous les 15 jours, afin de permettre l'évaluation de sa qualité sanitaire en vue de son classement.

Hormis la zone « La Sarrazine » de l'étang du Prévost classée B pour le groupe 3, les classements actuels interdisent la pêche ou la production d'huîtres et de moules dans les étangs palavasiens. Cependant, en raison du maintien de l'activité d'exploitation des parcs ostréicoles de la zone « Etang du Prévost – zone conchylicole » par le CAT « Les Compagnons de Maguelone », la qualité microbiologique de cette zone est suivie dans le cadre du REMI. Un point de prélèvement « moules » localisé sur les tables conchylicoles est échantillonné à une fréquence mensuelle en stratégie de surveillance régulière (Figure 11. 27).

Les objectifs et les principes techniques du réseau de contrôle REMI sont présentés en annexe 1.

L'ensemble des résultats d'analyses microbiologiques obtenus en 2006 dans le cadre de la surveillance régulière REMI et en alerte, sur la zone conchylicole de l'étang du Prévost sont présentés sur la Figure 11. 28. Les données obtenues dans le cadre de la surveillance régulière sont représentées par un symbole rond, et les données liées à des prélèvements supplémentaires (dispositif d'alerte) par un symbole en étoile. Les symboles qui apparaissent encadrés permettent de visualiser les dates pour lesquelles la concentration en *E.coli* est concomitante à de fortes précipitations (cumul sur les deux jours précédant le prélèvement). Le terme "fortes précipitations" est utilisé lorsque les précipitations, cumulées sur les deux jours précédant le prélèvement au niveau de la station de Sète, sont supérieures au quantile 90[†], estimé sur l'ensemble des données de pluviométrie de la période étudiée.

La zone présente en 2006 un profil de contamination microbiologique d'origine fécale globalement comparable à ceux des années précédentes (cf. rapport RSL 2005). Malgré la réduction probable des flux de contamination microbiologique du Lez, lié à la déviation en mer des rejets de la station d'épuration de Montpellier depuis novembre 2005, la zone enregistre des pics de pollution de contamination pendant la saison automnale et hivernale. Ces pics se maintiennent cependant en dessous du seuil de mise en alerte d'une zone classée B.

L'impact des épisodes pluvieux majeurs de l'année 2006 a été évalué au travers d'alertes REMI déclenchées de façon préventive. Les pluies de fin janvier et mi-septembre, présentant respectivement des cumuls de pluviométrie de 94 mm et de 117 mm à la station de Fréjorgues (données Météo France), n'ont pas provoqué de dégradation significative de la qualité des coquillages en élevage.

Aucune mesure d'interdiction temporaire de commercialisation des coquillages consécutive à une pollution microbiologique n'a été décidée par l'Administration en 2006.

5.1.3. Evaluation de la qualité microbiologique de la zone de production conchylicole du Prévost

L'estimation de la qualité microbiologique d'une zone de production utilise les données acquises en surveillance régulière REMI sur une période de 3 années calendaires consécutives afin d'obtenir un nombre de résultats statistiquement suffisant pour prendre en compte les fluctuations interannuelles. L'interprétation se fait ensuite par rapport aux critères microbiologiques définis réglementairement. De façon transitoire, et dans l'attente d'instructions DPMA[‡]-DGAI[§] spécifiques à ce sujet, la qualité microbiologique des zones de production

[†] Le quantile 90 est la valeur pour laquelle 90% des données lui sont inférieures.

[‡] Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture

[§] Direction Générale de l'Alimentation

est estimée dans ce rapport successivement suivant les seuils microbiologiques définis par l'arrêté du 21 mai 1999 et suivant les seuils microbiologiques définis par le règlement CE 854/2004 (cf. annexe 1).

Les données obtenues sur la période 2004-2005-2006, sont présentées sur la Figure 11. 28 pour la zone de production n°34.28 « Etang du Prévost – Zone conchylicole ». La deuxième partie de la figure résume sous forme d'un tableau la répartition des résultats bactériologiques obtenus sur les trois dernières années calendaires en surveillance régulière par tranche de valeurs en nombre et en pourcentage. La valeur maximale de contamination sur cette période est indiquée, ainsi que la moyenne géométrique des données de surveillance régulière. En dernière partie, un graphe présente les données mensuelles de pluviométrie pour la station météorologique de Fréjorgues.

Il ressort de l'analyse de ces données que la qualité microbiologique estimée de la zone conchylicole de l'étang du Prévost est B pour la période 2004-2005-2006 selon les critères microbiologiques de l'arrêté du 21 mai 1999 et règlement CE 854/2004. Cette qualité estimée n'est pas en adéquation avec le classement administratif actuel de cette zone, classée C pour le groupe 3.

Zone 34.28 - groupe 3

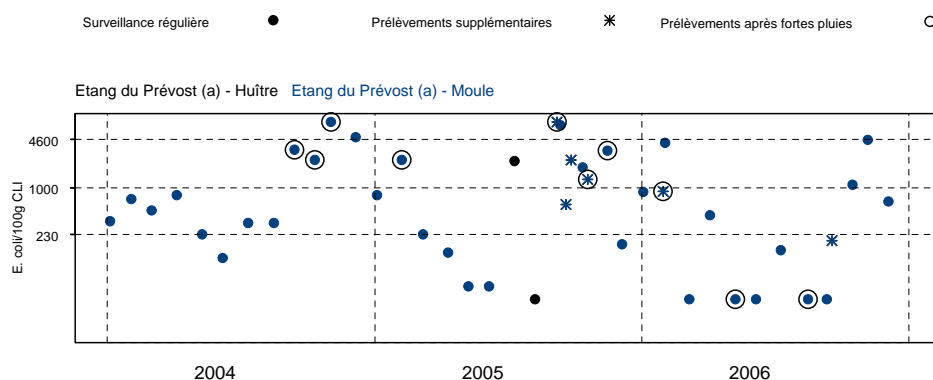


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2004-2006)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	36	12	12	9	3	0	0	0	7900	360
%		33.3	33.3	25	8.3	0	0	0		

ESTIMATION DE LA QUALITE BACTERIOLOGIQUE

Arrêté du 21 mai 1999 : B >>>> Fréquence : Mensuelle

Règlement CE 854/2004 : B

Qualité et Fréquence sont des propositions déduites directement des résultats.

Les prélèvements supplémentaires sont figurés sur le graphe mais ne sont pas pris en compte dans les résultats.

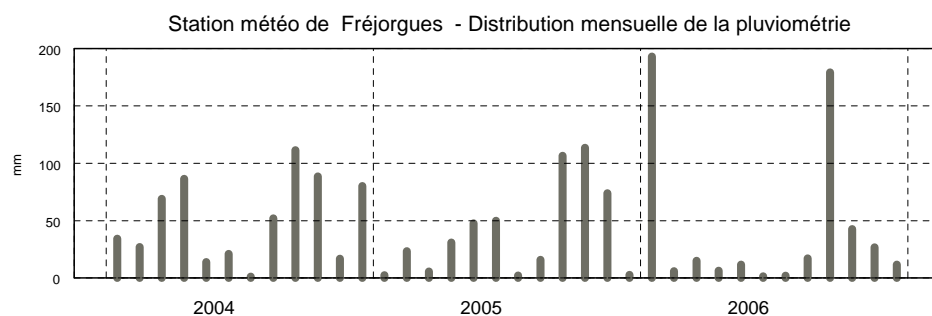


Figure 11. 28 : Résultats REMI acquis en surveillance régulière et en alerte au cours de la période 2004-2005-2006 sur la zone conchylicole n°34.28 de l'étang du Prévost pour le groupe 3, synthèse des résultats acquis en surveillance régulière et distribution mensuelle de la pluviométrie à la station de Fréjorgues (données Météo France).

5.1.4. Synthèse REMI 2001-2006

Les résultats acquis en stratégie de surveillance régulière REMI dans la zone de production conchylicole de l'étang du Prévost, depuis de début de la mise en œuvre du RSL, et la répartition de ces résultats, pour chaque année de suivi, dans les différentes classes de qualité microbiologique définies dans la réglementation (annexe 1) sont présentés respectivement sur les Figure 11. 29 et Figure 11. 30.

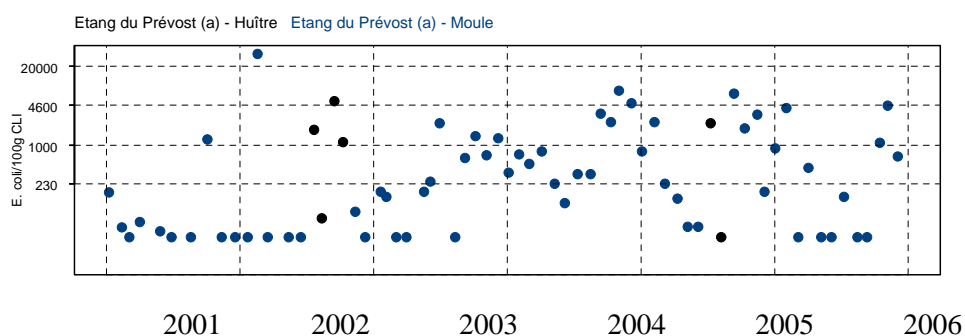


Figure 11. 29 : Résultats REMI acquis en surveillance régulière au cours de la période 2001-2006 sur la zone conchylicole n°34.28 de l'étang du Prévost pour le groupe 3.

La zone production conchylicole de l'étang du Prévost enregistre des niveaux élevés de contamination microbiologique sur la période 2001-2006, compatibles avec les seuils de qualité d'une classe B. Cette zone présente cependant un risque non négligeable de dégradation de sa qualité en C, en raison de la proportion élevée des résultats supérieurs à 4600 *E.coli*/100 g de CLI. Les profils de contamination des six dernières années sont relativement similaires. Aucune tendance à l'amélioration de la qualité de la zone conchylicole du Prévost (a) ne se dégage.

Sur la période étudiée, la zone est concernée par une mesure d'interdiction temporaire d'interdiction de commercialisation des coquillages consécutive à une pollution microbiologique en septembre 2005.

L'analyse de tendance sur les données obtenues en stratégie de surveillance régulière REMI (hors alerte) sur la période 1997-2006 (test non paramétrique de Mann-Kendall) ne met pas en évidence de tendance significative sur la zone conchylicole de l'étang du Prévost.

Résultats en nombre d'*E.coli*/100 g de C.L.I. :

- >4600
-]1000-4600]
-]230-1000]
- < ou = 230

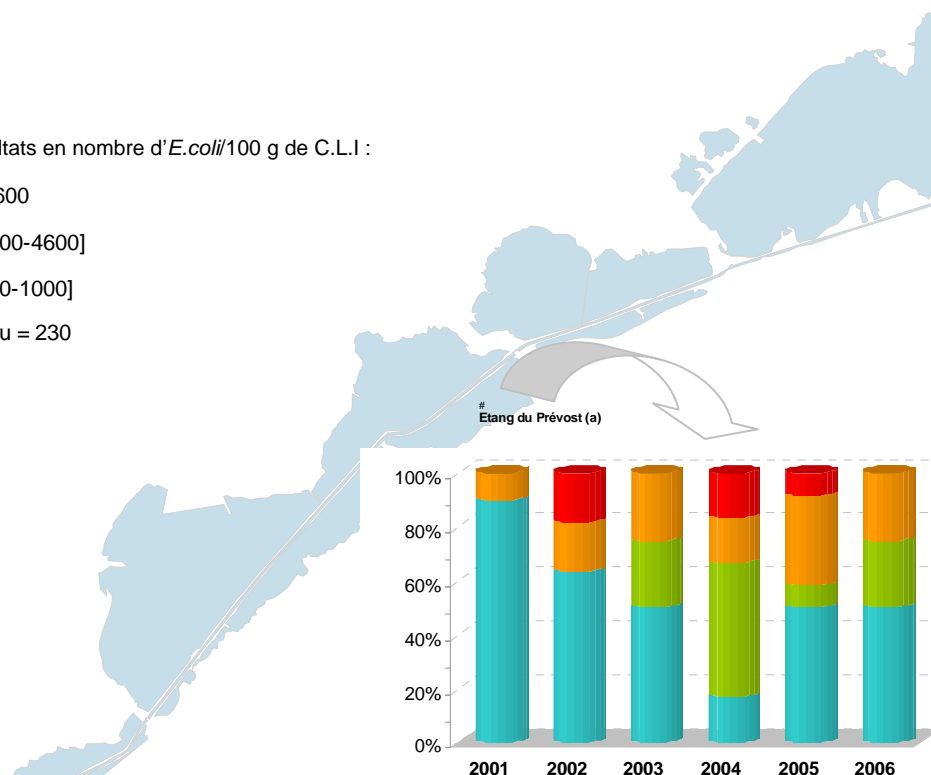


Figure 11. 30 : Résultats REMI acquis en surveillance régulière au niveau du point « Étang du Prévost (a) » de 2001 à 2006. Fréquence d'occurrence des différentes classes de qualité en pourcentage du nombre total d'analyses.

5.2. Réseau Phytoplancton (REPHY)

Le réseau de surveillance REPHY a deux objectifs principaux :

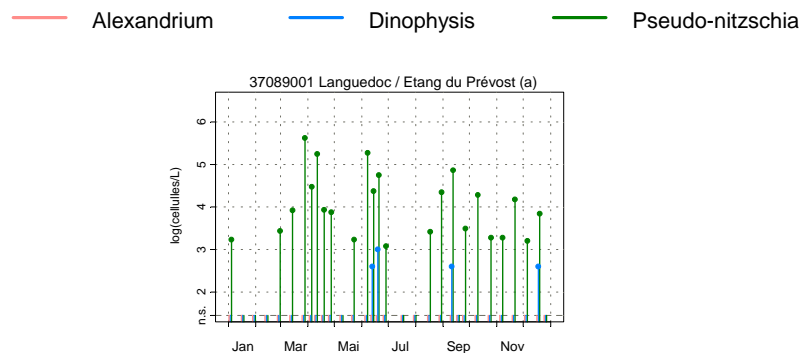
- la connaissance « patrimoniale » des espèces phytoplanctoniques présentes sur le littoral français. Cette connaissance permet de suivre les évolutions des différentes espèces en fonction des saisons et de mesurer l'impact de certains événements climatiques sur le phytoplancton (abondance, diversité...).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

5.2.1. Etang du prévost

Cette lagune n'a pas de problème particulier de plancton toxique et de phycotoxines. Dinophysis est régulièrement observé dans l'eau du Prévost mais aucune toxicité associée n'a été mise en évidence.

En 2006, deux genres potentiellement toxiques ont été observés, *Pseudo nitzschia* et *Dinophysis*. Les seuils d'alerte ont rarement été dépassés cette année et les tests réalisés à ce moment là n'ont pas montré de toxicité Figure 11. 31).

Compte tenu des résultats obtenus de 2000 à 2006, le risque phycotoxine est considéré comme faible dans cette lagune.



Résultats REPHY 2006 - Phycotoxines

pas d'information ■ toxine non détectée ■ toxine présente en faible quantité ■ toxicité

Toxines lipophiles incluant les toxines diarrhéiques (DSP)

Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
37089001	Etang du Prévost (a)													

Toxines amnésiantes (ASP)

Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
37089001	Etang du Prévost (a)													
37089001	Etang du Prévost (a)													

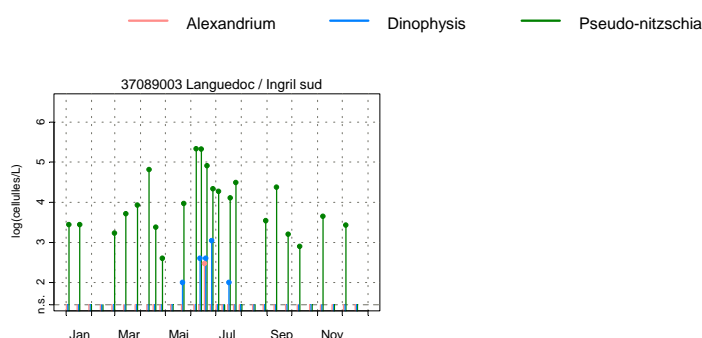
Source/Copyright REPHY-Ifrermer, banque Quadrige

Figure 11. 31 : Abondances cellulaires des différentes espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques suivies par le REPHY dans l'étang du Prévost en 2006 (ci-dessus) et résultats des tests effectués pour apprécier leur toxicité (ci-dessous)(copyright REPHY-Ifrermer, banque Quadrige).

5.2.2. Etang d'Ingril

De 2000 à 2006, l'Ingril a connu deux épisodes de toxicité DSP (Diarrheic Shellfish Poisoning) directement liés à la présence de *Dinophysis* :

- En 2002, les moules ont été toxiques deux semaines au mois d'octobre.
- En 2006, la contamination des moules a été détectée pendant 4 semaines en juin et juillet (Figure 11. 32).



Résultats REPHY 2006 - Phycotoxines

pas d'information



toxine non détectée



toxine présente en faible quantité




toxicité


Toxines lipophiles incluant les toxines diarrhéiques (DSP)

Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
37089003	Ingril sud													

Toxines paralysantes (PSP)

Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
37089003	Ingril sud													

Toxines amnésiantes (ASP)

Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
37089003	Ingril sud													

Source/Copyright REPHY-Ifremer, banque Quadrige

Figure 11. 32 : Abondances cellulaires des différentes espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques suivies par le REPHY dans l'étang d'Ingril en 2006 (ci-dessus), et résultats des tests de toxicité effectués (dessous)(copyright REPHY-Ifremer, banque Quadrige).

5.3. Réseau National d'Observation (RNO)

Le Réseau National d'Observation (RNO) est un programme national mis en place par le ministère de l'Environnement et coordonné par l'Ifremer. Son objectif premier est l'évaluation des niveaux de contamination chimique, des tendances pluriannuelles et des paramètres généraux de la qualité du milieu marin.

Ce suivi est réalisé à la fois :

- sur des sédiments littoraux à raison d'une campagne tous les dix ans. La première a été effectuée en 1995-96 (RNO, 1998), les résultats ont été présentés dans le rapport 2002 du RSL (Ifremer, 2003). La seconde a eu lieu en 2006-07. Les résultats ne seront pas disponibles avant 2008. Toutefois, quatre lagunes sur les étangs palavasiens (Ingril Nord et Sud, Pierre-Blanche et Grec), non échantillonnées lors de la première campagne, ont fait l'objet d'un échantillonnage exceptionnel en 2005. Ces résultats, présentés dans le rapport 2005 du RSL (Ifremer, 2006) ne seront par conséquent pas repris cette année.
- sur des organismes filtreurs (des moules) à raison de deux campagnes par an (en février et en novembre). Les résultats du RNO matière vivante sont présentés ci-dessous. Les dernières données prises en compte datent de février 2005, car pour des raisons techniques les résultats du RNO matière vivante sont rendus avec un certain décalage.

5.3.1. RNO Matière vivante

Plusieurs contaminants chimiques sont analysés dans les moules de l'étang du Prévost : métaux lourds (cadmium, plomb, mercure) et pesticides organochlorés (lindane, DDT, DDE, DDD...) depuis 1986 et hydrocarbures aromatiques polycycliques (fluoranthène...) depuis 1994. Par ailleurs, depuis 2006, de nouveaux contaminants ont été recherchés. Il s'agit de l'argent, du chrome, du nickel et du vanadium.

Pour les séries chronologiques de plus de 10 ans, une régression locale pondérée est ajustée, permettant de résumer l'information contenue dans la série par une tendance pluriannuelle. Pour les séries de moins de 10 ans, seuls les points sont visualisés.

Les seuils réglementaires pour les métaux dans la chair des moules sont les suivants :

Plomb :	1,5 mg/kg, poids humide
Cadmium :	1,0 mg/kg, poids humide
Mercure :	0,5 mg/kg, poids humide.

Dans le cas d'échantillonnages réalisés en zone d'élevage de mollusques, les résultats RNO peuvent être comparés aux seuils fixés pour la protection du consommateur. Les niveaux des différents contaminants mesurés dans les lagunes du Languedoc Roussillon et leurs comparaisons aux médianes nationales sont fournis en annexe 2. Un index de la provenance et la toxicité des différents contaminants est également fourni en annexe 2.

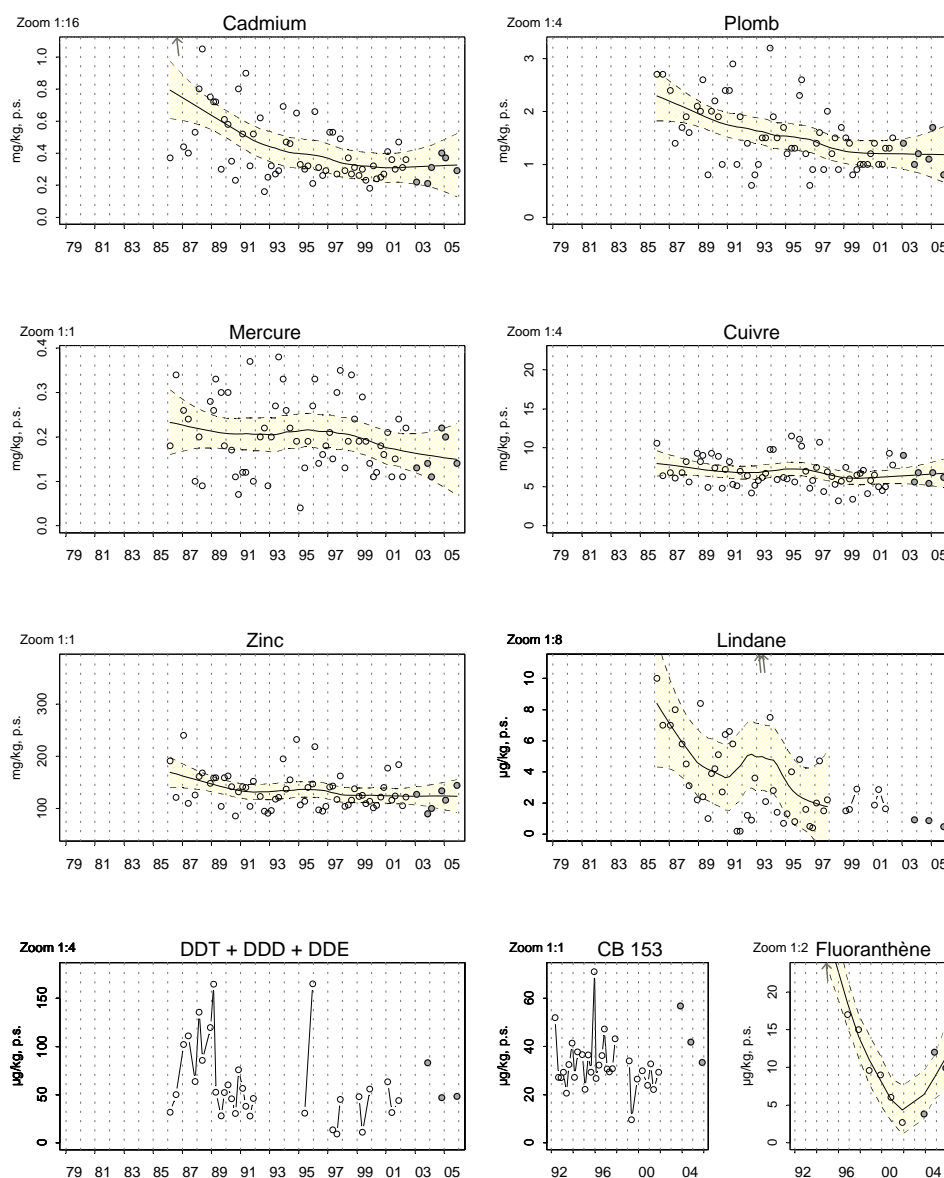


Figure 11.33 : Evolution des concentrations en contaminants chimiques dans les moules de la lagune du Prévost depuis 1986.

Les principaux résultats sont présentés sur la Figure 11. 33. La teneur en mercure est toujours au-dessus de la médiane nationale mais reste au-dessous du seuil réglementaire. Une tendance à la décroissance semble s'amorcer depuis 1999.

La teneur en Lindane, largement supérieure à la médiane nationale tend à diminuer. C'est plutôt rassurant compte tenu que cet insecticide organochloré particulièrement dangereux est interdit d'utilisation depuis 1998.

L'augmentation importante des teneurs en DDT et ses métabolites (DDE et DDD), en CB153 et en Fluoranthène observée l'année dernière ne s'est pas poursuivie, même si pour le Fluoranthène, les niveaux restent élevés par rapport aux niveaux antérieurs. Le CB 153 et le DDT ont plutôt tendance à retrouver les niveaux précédents le « pic ». Ce sont des produits interdits d'utilisation depuis de nombreuses années et dont les stocks sédimentaires sont souvent remobilisés à l'occasion d'épisodes orageux importants. L'hypothèse d'une contamination à la suite d'un événement climatique particulier, par exemple les inondations produites en fin d'année 2003, semble donc se confirmer pour ces deux polluants.

6. Conclusions générales

Tendances pluriannuelles sur la colonne d'eau

En 2006, le suivi annuel de la colonne d'eau ainsi que le diagnostic estival de l'eutrophisation des étangs palavasiens ont permis de mettre en évidence des tendances à la diminution des teneurs en azote et en phosphore total dans la colonne d'eau, pour la plupart des lagunes du complexe palavasien. Ces tendances ont démarré depuis plusieurs années et ne sont pas la conséquence de la mise en route de l'émissaire de Montpellier, en revanche, elles peuvent être soit, la conséquence d'une amélioration du fonctionnement de la Céréreide avant qu'elle ne soit raccordée à l'émissaire (ainsi que peut-être d'autres stations d'épuration sur le bassin versant), soit une des conséquences du Global Change (changement climatique global de la planète, en lien avec son réchauffement) se traduisant chez nous par la répétition avec une fréquence de plus en plus régulière des périodes de sécheresse ces dernières années.

En effet, encore cette année, une période de sécheresse particulièrement longue (de février à août 2006) a réduit considérablement les apports hydriques et par conséquent les apports en sels nutritifs en provenance du bassin versant. La qualité de l'eau des lagunes palavasiennes s'en est trouvée améliorée. On se rappelle aussi il y a peu, de la sécheresse 2004-2005. Elle aussi exceptionnelle dans sa durée... les précipitations avaient été absentes pendant tout l'automne et l'hiver, si bien que la reprise des écoulements de fin d'année ne s'était pas produite, les nappes n'avaient pas été rechargées et les cours d'eau sont restés

secs tout l'hiver. La somme des conséquences de l'ensemble de ces périodes sèches peut donc être à l'origine des tendances qui sont observées entre 2001 et 2006.

Emissaire de Montpellier

En 2006, l'arrêt des rejets de la station d'épuration de l'agglomération montpelliéraine dans le Lez et la mise en route de l'émissaire en mer ont entraîné une amélioration nette de la qualité des eaux du Lez. Le point suivi dans le cadre du RSL, à l'intersection avec la canal du Rhône à Sète (CLEZ) montre en effet une diminution sans précédent de l'ensemble des paramètres de la colonne d'eau. Cette amélioration a sans doute touché plusieurs lagunes mais la seule pour laquelle un petit effet a pu être mis en évidence dès cette année, malgré l'effet météorologique lié à la sécheresse, est la lagune du Prévost. Cela se traduit d'ailleurs par une amélioration de l'ensemble des paramètres de la colonne d'eau et le gain d'une classe de qualité sur ses deux sous-stations (PRW et PRE)**.

L'Arnel, Pierre-Blanche et l'Ingril s'améliorent aussi cette année mais cela n'a d'influence que sur l'état d'Ingril Nord qui devient bon pour la colonne d'eau. Aucune de ces améliorations ne peut néanmoins être reliée à la meilleure qualité des eaux du Lez, soit en raison de l'éloignement de la lagune, soit, parce que tous les paramètres ne diminuent pas forcément, soit encore parce que la tendance à la diminution de ces paramètres démarre bien avant 2005 et se poursuit au même rythme et avec la même pente en 2006.

L'étang du Grec et du Méjean sont bien trop contaminés pour pouvoir réagir dès cette année à l'amélioration des eaux du Lez. Leur inertie sera un frein à leur restauration et il faudra certainement du temps avant d'observer une amélioration même minime... Enfin, l'étang de Vic se dégrade sévèrement cette année, cela ne peut pas provenir des apports du Lez. D'autres sources de contamination sont donc à rechercher sur son bassin versant proche.

L'amélioration de l'état de qualité des eaux du Lez devrait avec le temps toucher de manière plus large et plus significative l'ensemble des lagunes. D'après Cedralmar (2006), sur la base de relations entre les apports en phosphore du bassin versant et les niveaux de concentration enregistrés dans les lagunes, la mise en route de l'émissaire de Montpellier ne sera pas suffisante pour faire changer l'état de toutes les lagunes, notamment les plus eutrophisées. Il sera alors nécessaire d'agir aussi sur d'autres sources, jusqu'alors non prises en compte car constituant de moindres apports... Dans tous les cas, il est clair que la durée de restauration dépendra du niveau de dégradation des écosystèmes. Personne n'est à

** NB : Des hydroliennes ont été installées récemment sur la partie Est de l'étang du Prévost. Leur zone d'influence relativement réduite et leur principe même de fonctionnement font que leur pouvoir d'action, s'il va dans le bon sens, n'en reste pas moins extrêmement limité vis-à-vis des indicateurs de l'eutrophisation suivis dans le RSL. A l'échelle d'une lagune comme le Prévost, leur effet est donc insignifiant notamment par rapport aux échanges d'N et de P lagune/Lez ou lagune/mer.

l'heure actuelle en mesure de préciser ces durées. On peut simplement supposer que pour les lagunes les moins dégradées, l'unité de temps de restauration sera l'année ou le lustre. Et pour les plus dégradées, l'unité sera plutôt la décade ou le siècle.

Diagnostic complet

De 2001 à 2006, l'ensemble des lagunes palavasiennes a eu tendance à s'envaser et à stocker de la matière organique et de l'Nt dans le compartiment sédimentaire. Cela dénote encore une légère dégradation pour l'ensemble des lagunes, même si cela n'a d'influence que sur l'état de l'étang de l'Arnel qui passe de médiocre à mauvais pour ses sédiments. Un seul point s'améliore depuis 2001, c'est le point Prévost Est, essentiellement grâce à ses niveaux plus bas de phosphore dans les sédiments. Cela montre que sur ce point, l'amélioration obtenue cette année au niveau de la colonne d'eau en lien avec la meilleure qualité des eaux du Lez, a sans doute bénéficié d'une tendance plus générale depuis 2001 à la diminution des apports en phosphore. Là encore il n'est pas possible de dire si cette tendance est due à une diminution des rejets (facteur anthropique) ou bien à une diminution des écoulements (facteur météorologique) qui aurait réduit les apports aux lagunes.

Dans l'absolu, en 2006, les sédiments de l'étang des Mouettes et de l'étang d'Ingril Sud sont ceux qui possèdent la meilleure qualité vis-à-vis de l'eutrophisation (état moyen). Les sédiments les plus dégradés sont ceux de la partie Ouest du Méjean, de Pierre-Blanche et de Vic.

Au niveau des macrophytes, une certaine dégradation essentiellement due à une diminution de la richesse spécifique, se fait ressentir pour les étangs d'Ingril Sud (perte d'une classe de qualité), de Pierre-Blanche, de l'Arnel (lequel se rapproche dangereusement de l'état désertique du Méjean), et du Prévost. La richesse spécifique climax, avec 8 espèces peu tolérantes à l'eutrophisation répertoriées sur les étangs palavasiens, reste faible mais stable depuis 2004. Les autres lagunes confirment leur état précédent mais aucune ne semble s'améliorer pour ce compartiment.

En conclusion, le diagnostic complet 2006 des étangs palavasiens est qualifié de mauvais vis-à-vis de l'eutrophisation pour les étangs de Vic, Pierre-Blanche, Arnel, Méjean et Grec, et il n'évolue pas par rapport à celui de 2001. Cela semble logique compte tenu que la mise en route de l'émissaire de Montpellier, qui constitue l'action majeure en terme de réduction des apports en azote et en phosphore sur le complexe, n'a été réalisée qu'à la fin du suivi (fin 2005). Son influence sur des compartiments intégrateurs et à forte inertie comme les sédiments et les macrophytes a donc été minime. Il en sera certainement autrement lors du prochain diagnostic complet qui sera réalisé en 2011 (palavasiens Est) et 2012 (palavasiens Ouest).

En revanche, pour les deux autres lagunes (Ingril et Prévost), un espoir d'amélioration demeure encore jusqu'aux résultats du phytoplancton. En 2001,

c'était justement le phytoplancton qui les avait déclassées alors que les autres compartiments étaient déjà de meilleure qualité. Depuis 2001, il semble qu'une légère amélioration se soit produite sur le compartiment phytoplanctonique ce qui permet d'être relativement optimiste à ce niveau.

Perspectives

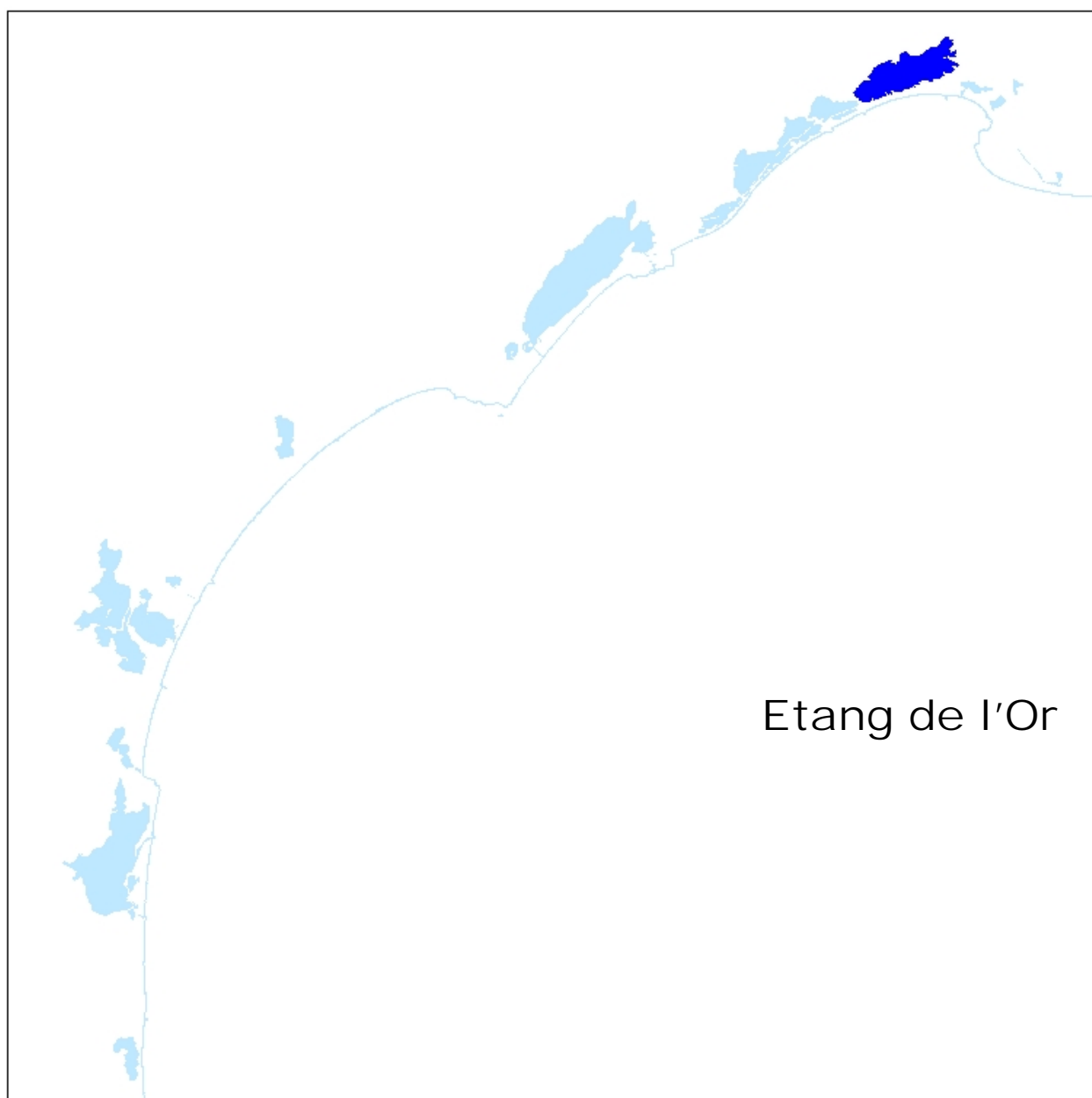
Le complexe des étangs palavasiens, avec ses différents niveaux de qualité vis-à-vis de l'eutrophisation, constitue un excellent site atelier pour l'étude et la compréhension des phénomènes liés à la dégradation, mais maintenant aussi à la restauration naturelle des lagunes méditerranéennes. Ces phénomènes ont été peu étudiés jusqu'à présent, faute d'exemples pertinents. C'est pourquoi, afin de continuer à observer le comportement de ces lagunes suite à l'amélioration de qualité des eaux du Lez, le suivi mensuel 2005-2006 de la colonne d'eau va être poursuivi d'année en année, jusqu'en décembre 2013 si le besoin s'en fait ressentir. Les résultats de ce suivi seront présentés dans le prochain rapport RSL en 2008.

Par ailleurs, compte tenu de l'amélioration qui se profile sur la qualité des lagunes palavasiennes vis-à-vis de l'eutrophisation, une expérimentation est actuellement en cours en 2007, concernant la réimplantation artificielle d'herbiers dans des zones potentiellement capables d'en accueillir, notamment sur l'étang d'Ingril. Ceci afin de donner un petit coup de pouce à la restauration de cette lagune. Cette action est une mesure accompagnatrice à la réduction des apports du bassin versant et ne doit pas masquer la priorité numéro un qui continue à être à l'heure actuelle : la réduction des apports en provenance du bassin versant.

Enfin, la connaissance de l'hydrodynamisme des étangs palavasiens est plus que jamais un sujet d'intérêt majeur, qui fait actuellement cruellement défaut pour l'interprétation et la compréhension des phénomènes de dégradation et de restauration des lagunes. Compte tenu de l'influence des eaux du Lez sur la qualité des lagunes, il est primordial de mieux comprendre comment s'organisent les échanges dans cet enchevêtrement de robines, de passes et de canaux, qui font communiquer les lagunes entre-elles, avec le canal du Rhône à Sète et avec la mer. Un groupe de travail composé du SIEL, du SMGEO, du CG 34, de la région Languedoc-Roussillon, du SMNLR, de l'agence de l'eau Rhône Méditerranée & Corse et de l'Ifremer s'est formé en janvier 2005 pour réfléchir au développement et au financement d'un modèle de circulation hydrodynamique à l'échelle du complexe étang de l'Or/Canal du Rhône à Sète/étangs palavasiens. Aucune solution de financement n'a jusqu'à présent été trouvée bien que le développement de ce modèle, véritable outil d'aide à la gestion, reste toujours à l'ordre du jour.

7. Références bibliographiques

- Aquascop, 2003. Les étangs et zones humides de Palavas à Frontignan : Diagnostic, objectifs, programme d'actions. Phase 3 objectifs & phase 4 : programme d'actions. SIEL Mai 2003. 87p.
- Cépralmar, 2004. Prud'homies du Languedoc Roussillon. Suivi de la pêche aux petits métiers.
- Cépralamr, 2006. DEFI Eutrophisation.
- 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.
- Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2002. Rapport RSL-03/2003, 523 p.
- Ifremer, 2004. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 424 p.
- Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 434 p.
- Ifremer, 2006. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2005. Rapport RSL-06/2006, 450 p.
- RNO, 1998. Surveillance du milieu marin. Travaux du RNO. Edition 1998. Ifremer et MATE, 52 p.
- SMNLR, 1991. Le comblement des étangs en Languedoc-Roussillon. Préfecture de Région L-R. Service Maritime et de Navigation du Languedoc-Roussillon. 63p.
- SMGEO, 2002. Etang de l'Or. Contrat de Baie 2003-2007. Juin 2002. 112p.



1.	INTRODUCTION.....	395
2.	DIAGNOSTIC ESTIVAL DE LA COLONNE D'EAU.....	399
2.1.	DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANKTON	400
2.2.	EVOLUTION PLURIANNUELLE	401
3.	CONCLUSIONS	402
4.	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	403

1. Introduction

Situé à une dizaine de kilomètres à l'Est de Montpellier (Hérault), l'étang de l'Or est une vaste lagune de 3170 ha, dont la bathymétrie est homogène et relativement peu profonde (80 centimètres en moyenne et 130 cm au maximum) (Ifremer, 2006). Séparé de la mer par un lido sableux, la seule communication de l'étang de l'Or avec la mer Méditerranée se fait par l'intermédiaire du canal de Carnon qui relie le sud-Ouest de l'étang au grau de Carnon en croisant le canal du Rhône à Sète (Figure 12. 1). Ce dernier constitue un ouvrage hydraulique important pour l'étang car il communique avec lui par l'intermédiaire de cinq passes. D'une superficie de 410 km², le bassin versant de l'étang de l'Or est occupé par 31 communes qui totalisent une population permanente de 125 000 habitants (Figure 12. 1). 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. La superficie urbanisée représente 13 % du bassin versant qui est principalement dominé par des terres à vocation agricole, sur plus de 50 % de sa surface (Dupré, 2003). Les principales cultures sont la vigne, notamment sur la partie amont du bassin versant et les céréales, le maraîchage et les vergers, sur la partie aval, au niveau de la plaine littorale de Muguio-Lunel.

Depuis une trentaine d'années, l'eutrophisation n'a cessé de dégrader l'étang de l'Or, dont les eaux sont devenues totalement opaques en raison de la présence excessive de phytoplancton. En conséquence, *Ficopomatus enigmaticus* (le cascaïl), a trouvé un terrain favorable pour se développer. Les massifs calcaires qu'il édifie entravent les activités de pêche et tendent à bloquer l'hydrodynamisme de l'étang, accélérant dans le même temps les effets de l'eutrophisation et le comblement de la lagune. Les différents diagnostics réalisés dans le cadre du RSL depuis 1999 soulignent cet état de fait et la nécessité de réduire de manière drastique les apports en éléments nutritifs en provenance du bassin versant.

Fin 2006, le bilan du contrat de baie, signé en 2003 et porté par le SMGEO (Syndicat Mixte de Gestion de l'Etang de l'Or), a permis de mettre en évidence l'amorce de dynamiques sur le territoire de l'étang de l'Or :

- dans le domaine de l'assainissement : la plupart des maîtres d'ouvrage ont réalisé les études préalables (Schéma Directeurs d'Assainissement, Dossiers Loi sur l'Eau) nécessaires à l'amélioration de leur dispositifs d'assainissement. Ces efforts doivent être poursuivis en vue d'aboutir à des réalisations concrètes. Parmi les travaux qui sont engagés ou vont l'être très prochainement et auront un impact positif sur l'étang, on peut citer la reconstruction de la station de Lunel Viel, qui sera mise en service au cours de l'été 2007 et celle de Muguio Bourg, amorcée en 2007,

- avec le monde agricole, au travers d'un partenariat avec l'ADVAH (Association de Développement et de Valorisation de l'Agriculture de l'Hérault) et la Chambre d'Agriculture. Dans ce cadre, un premier programme d'actions a été mis en oeuvre en 2005-2006 pour réduire les risques de pollution agricole. Parmi ces actions, citons l'expérimentation de cultures visant à réduire les fuites de nitrates, les campagnes d'analyses de sol pour ajuster au mieux les apports de fertilisants aux besoins des cultures, ou encore l'information des techniciens agricoles et agriculteurs. Ce programme est une première étape dans l'élaboration d'un projet global sur le bassin versant afin d'accompagner, de renforcer et de valoriser les actions entreprises par le monde agricole.

En 2006, l'étang de l'Or a fait l'objet d'un diagnostic estival de l'eau et du phytoplancton sur les deux stations RSL Or Ouest (ORW) et Or Est (ORE) (Figure 12. 2). Les prélèvements ont été réalisés avec le soutien technique du SMGEO.

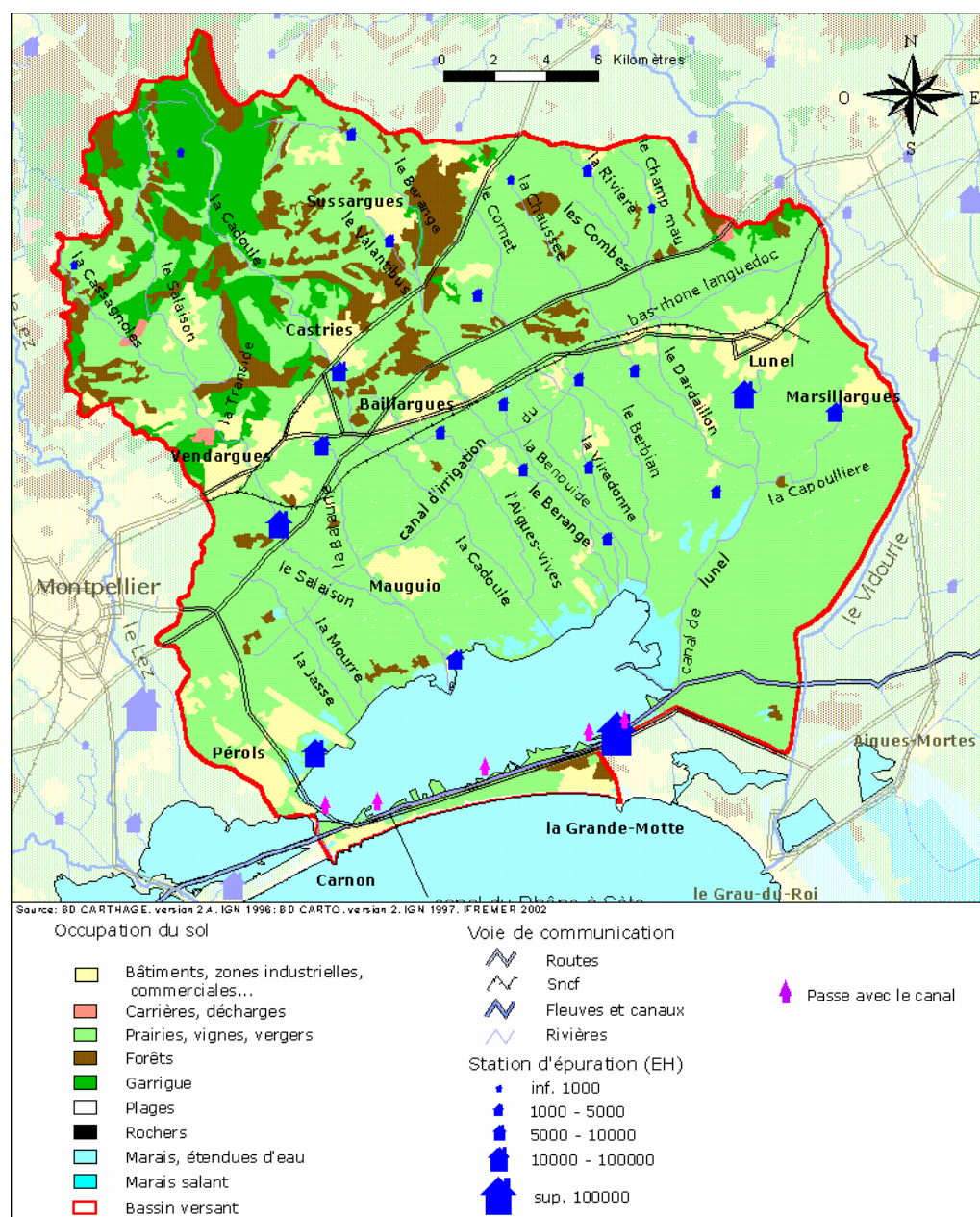


Figure 12.1 : L'étang de l'Or et son bassin versant.

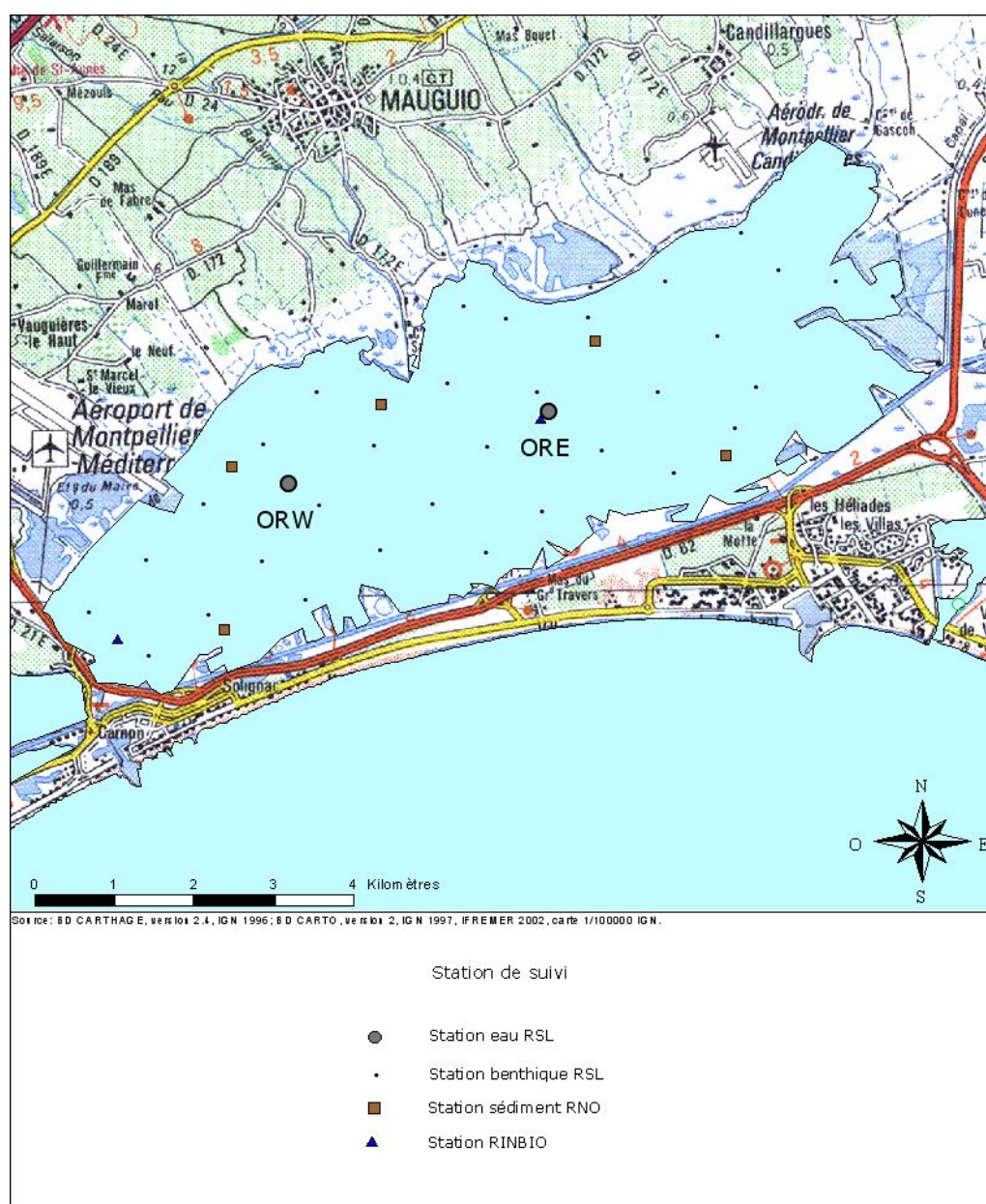


Figure 12. 2 : Localisation des stations de prélèvement du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur l'étang de l'Or.

2. Diagnostic estival de la colonne d'eau

En 2006 comme pour les années précédentes, les grilles estivales de l'eau sont de mauvaise qualité pour les deux stations de l'étang de l'Or (Tableau 12. 1 & Tableau 12. 2).

Les proliférations phytoplanctoniques habituellement observées l'été engendrent des teneurs en chlorophylle *a* supérieures à 40 µg/L dès le mois de juin, qui augmentent tout l'été avec des valeurs plus que doublées entre juillet et août. En conséquence, la turbidité de l'eau est moyenne et les sels nutritifs, consommés presque entièrement par le phytoplancton, restent à des niveaux très faibles (très bon état). Au contraire, l'azote et le phosphore total, qui sont principalement sous la forme biologique (phytoplanctonique) dans l'étang de l'Or (Ifremer, 2006), évoluent conjointement avec les teneurs en chlorophylle *a* et sont donc également déclassées en rouge.

On peut noter l'anoxie marquée sur la station ORE au mois de juillet, qui trouve son explication dans les températures de l'eau extrêmes mesurées suite aux conditions caniculaires (Chapitre 1). Ces températures, supérieures à 29°C au niveau des deux stations de l'étang de l'Or, ont engendré un déficit en oxygène plus important sur le point ORE, le point ORW se situant dans un secteur légèrement moins confiné grâce aux échanges qu'il entretient avec le grau de Carnon.

Tableau 12. 1 : Grille estivale (2006) de lecture de l'eau pour la station ORE.

ORE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	55
TUR	(NTU)	0		5		10	21	25		40	
PO ₄ ³⁻	(µM)	0	0,20	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	0,9	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0		0,3	0,32	0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	0,22	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	0,39	1		3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	122
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	131
NT	(µM)	0		50		75		100		120	235
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	11,86

Tableau 12. 2 : Grille estivale (2006) de lecture de l'eau pour la station ORW.

ORW			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O ₂ SAT]		0		20		30	38	40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25	26	40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0,22	0,3		1		1,5		4	
NID	(μM)	0	0,7	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0,05	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(μM)	0	0,15	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0,47	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	95
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	100
NT	(μM)	0		50		75		100		120	201
PT	(μM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	8,84

2.1. Diagnostic du phytoplancton

Compte tenu des niveaux de chlorophylle a enregistrés cette année sur l'étang, et à l'instar des années précédentes, la qualité de l'eau des deux stations de l'étang de l'Or est mauvaise vis-à-vis du phytoplancton. L'étang de l'Or est avec celui de Canet et du Méjean, l'un des étangs languedociens où les blooms phytoplanctoniques sont les plus importants avec plusieurs milliards de cellules par litre. Parmi les deux points suivis dans le cadre du RSL sur cette lagune, le point Est, en raison de sa situation plus confinée et de sa proximité avec des sources d'apports (cours d'eau, canaux...) est le plus dégradé. On dénombre près de 30 milliards de cellules phytoplanctoniques par litre d'eau au mois d'août sur ce point, avec une répartition homogène entre très petites cellules (picophytoplancton) et cellules de plus grosse taille (nanophytoplancton).

Ces grilles, caractéristiques d'un état extrême de dégradation lié à une eutrophisation excessive, confirment le statut de réacteur à phytoplancton qui est attribué à l'étang de l'Or depuis plusieurs années (Ifremer, 2002 à 2006). Le phytoplancton prolifère toute l'année car il bénéficie de conditions nutritives idéales grâce aux apports nutritifs externes (urbains et agricoles) ou internes (régénération benthique) qui alimentent la lagune quasiment en continu. Ces sels nutritifs n'ont pas le temps de s'accumuler dans la colonne d'eau car ils sont rapidement adsorbés par ces milliards de cellules phytoplanctoniques pour la photosynthèse. Les blooms phytoplanctoniques se succèdent au détriment des macrophytes, dont le développement est limité par la turbidité et paradoxalement

par les faibles teneurs en sels nutritifs dissous des eaux de la lagune (Ifremer, 2006).

Tableau 12. 3 : Grilles estivales (2006) du phytoplancton pour la station ORW et ORE

ORE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100		500	15294
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10		50	14487

ORW			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100		500	2883
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10		50	3269

2.2. Evolution pluriannuelle

Le diagnostic estival mené en 2006 confirme le statut d'eutrophisation extrême de l'étang de l'Or, le classant ainsi parmi les lagunes les plus dégradées du Languedoc-Roussillon. Les résultats ne permettent pas encore de déceler d'amélioration de la qualité de l'eau, ce que devrait par contre permettre le prochain diagnostic complet en 2010, suite aux efforts actuellement entrepris dans le cadre du contrat de baie pour diminuer les apports en provenance du bassin versant.

Tableau 12. 4 : Résultats des grilles de l'eau dans l'étang de l'Or de 1999 à 2006. *
Les résultats de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille dans l'été. Ils ne sont
donnés qu'à titre indicatif et ne constituent pas un réel diagnostic estival.

	ORW								ORE							
	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Oxygène dissous (écart saturation)	Bon	Bon	Moyen	Très Bon	Bon	Médiocre	Très Bon	Moyen	Médiocre	Très Bon	Bon	Très Bon	Très Bon	Mauvais	Bon	Mauvais
Turbidité	Mauvais	Médiocre	Moyen	Moyen	Médiocre	Mauvais	Médiocre	Médiocre	Mauvais	Médiocre	Moyen	Moyen	Moyen	Médiocre	Moyen	Moyen
Phosphates	Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Médiocre	Très Bon	Très Bon	Moyen	Bon	Très Bon	Très Bon	Bon	Bon	Bon	Très Bon
Azote inorganique dissous	Mauvais	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Bon	Mauvais	Très Bon	Mauvais	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Médiocre	Mauvais	Très Bon
Nitrites	Mauvais	Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Mauvais	Très Bon	Mauvais	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Mauvais	Bon
Nitrates	Moyen	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Bon	Moyen	Très Bon	Mauvais	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Médiocre	Très Bon
Ammonium	Mauvais	Très Bon	Très Bon	Bon	Très Bon	Bon	Mauvais	Très Bon	Mauvais	Très Bon	Très Bon	Bon	Bon	Mauvais	Mauvais	Très Bon
Chlorophylle a	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Chlorophylle a + phéopigments	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Azote total	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Phosphore total	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Moyen	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
ETAT COLONNE D'EAU	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Picophytoplancton (< 3µm)	Moyen	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Nanophytoplancton (> 3µm)	Mauvais	Très Bon	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Très Bon	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
ETAT PHYTOPLANCTON	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais

Légende :

Très Bon
Bon
Moyen
Médiocre
Mauvais

3. Conclusions

L'étang de l'Or reste encore cette année en mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. Les apports importants, dont cet étang fait l'objet depuis de nombreuses années via son bassin versant (apports agricoles et domestiques), couplés au confinement qui constitue un facteur aggravant, expliquent cet état de fait. La restauration de l'étang de l'Or, qui devrait être engagée grâce aux efforts réalisés dans le cadre du contrat de baie, prendra certainement du temps, du fait des stocks importants d'azote et de phosphore accumulés dans ses sédiments.

Un suivi de la contamination chimique (5 points RNO-sédiments et 1 point RINBIO^{*}) a également été effectué en 2006. Les résultats de ce suivi, disponibles en 2007, contribueront en plus des données du RSL, à la qualification de l'état chimique de l'étang de l'Or dans le cadre du contrôle de surveillance de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). En 2007, l'étang de l'Or fera l'objet d'un diagnostic des macrophytes en complément du diagnostic estival de la colonne d'eau et du phytoplancton.

En 2007, les partenaires institutionnels (Agence de l'Eau et Département) ont encouragé le SMGEO à assurer la continuité du contrat de baie, en particulier sur les volets assainissement et agriculture et à inclure de nouvelles thématiques, notamment la gestion de la ressource et celle des cours d'eau.

Le lancement du Document d'Objectif Natura 2000, porté par le SMGEO et longuement préparé en 2006 a été officialisé en 2007. La première phase de ce document est la réalisation des inventaires "espèces" et "habitats" d'intérêt communautaire. Dans un second temps, ces inventaires serviront de base pour nourrir la réflexion du Comité de Pilotage (COPIL), qui regroupe les élus, socio-professionnels, associations, scientifiques... Le COPIL est l'instance d'information, de concertation et de négociation des mesures de gestion qui seront adoptées pour le site puis contractualisées en vue de préserver ses richesses naturelles.

Une étude du BRGM portant sur les échanges entre les nappes superficielles et l'étang est également lancée en 2007. Tous ces éléments vont conduire à des actions concrètes qui iront dans le sens de la reconquête de la qualité de l'étang de l'Or.

4. Références bibliographiques

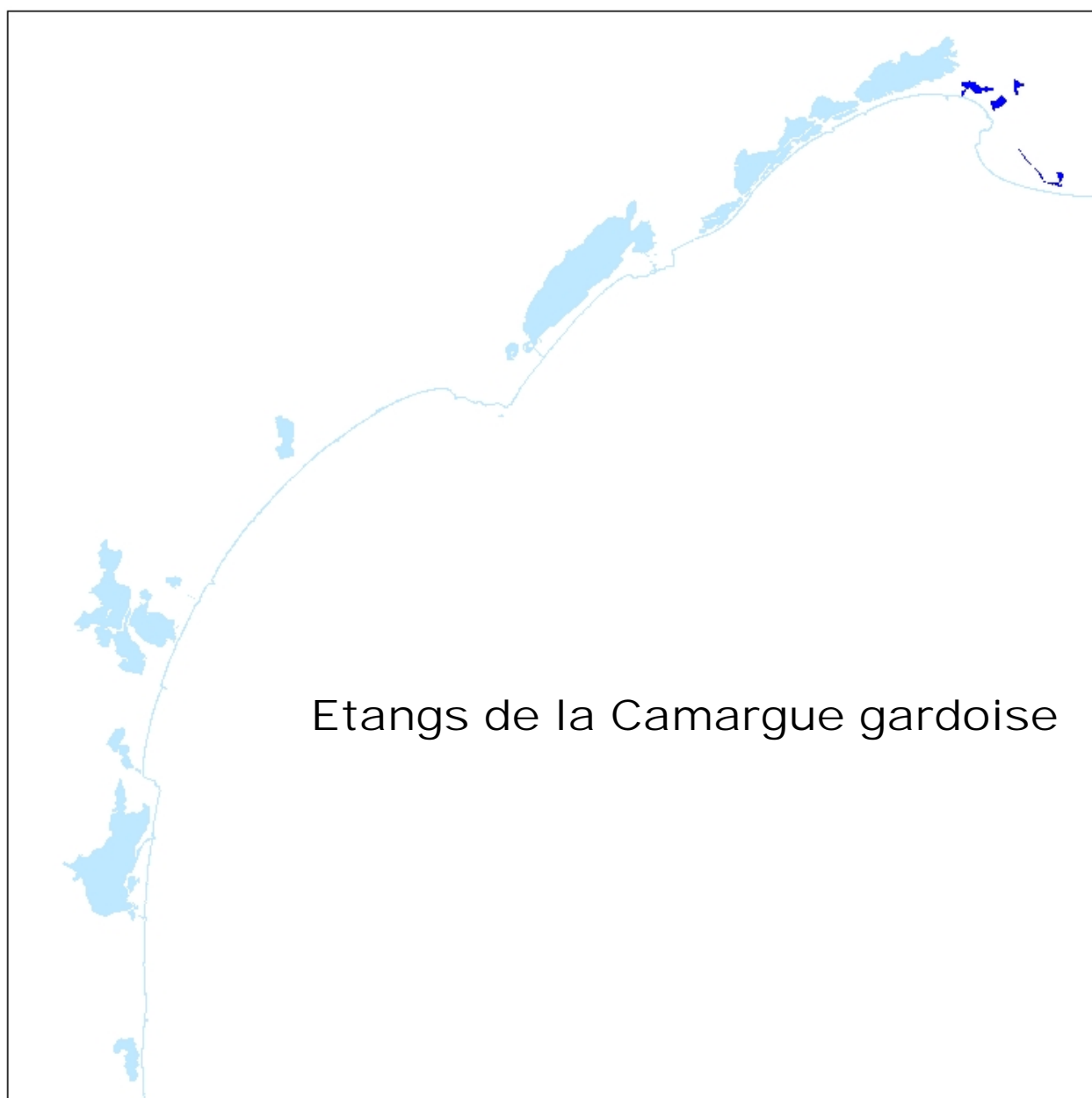
- Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.
- Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2002. Rapport RSL-03/2003, 523 p.
- Ifremer, 2004. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 424 p.
- Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 434 p.

^{*} Réseau National d'Observation (RNO) : (cf. Annexe 2) suivi de l'évaluation des niveaux et des tendances des contaminants chimiques et des paramètres généraux de la qualité du milieu dans les sédiments et la matière vivante. RINBIO (Réseau Intégrateurs Biologiques) : suivi de la contamination chimique des eaux marines au travers de transplants de moules. <http://www.ifremer.fr/envlit/region/reg10paca/rlm.htm>

Ifremer, 2006. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2005. Rapport RSL-06/2006, 434 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.





1. INTRODUCTION GENERALE	409
2. ETANG DU MEDARD (OU ETANG DU REPAUSSET COUCHANT).....	412
2.1. DIAGNOSTIC DE L'EAU	412
2.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON	413
2.3. DIAGNOSTICS PLURIANNUELS	414
3. ETANG DU PONANT.....	415
3.1. DIAGNOSTIC DE L'EAU	415
3.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON	417
3.3. DIAGNOSTICS PLURIANNUELS	417
4. L'ETANG DE LA MARETTE	419
4.1. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU	419
4.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON	421
4.3. EVOLUTION PLURIANNUELLE ET CONCLUSIONS	421
5. ETANG DU RHONE DE ST ROMAN (OU BRAS MORT DE ST ROMAN)	422
5.1. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU	423
5.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON	424
5.3. EVOLUTION PLURIANNUELLE ET CONCLUSIONS	424
6. CONCLUSIONS	425
7. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	426

1. Introduction générale

La Camargue Gardoise, ou « Petite Camargue » est une zone du littoral gardois située entre le Vidourle à l'Ouest et le petit Rhône à l'Est. Composée de vastes zones humides d'origine deltaïque, la Petite Camargue couvre près de 325 km² (BRL, 2002). Elle se découpe en différentes zones hydrologiques, une zone de marais d'eau douce, une zone de riziculture, une zone de salines (les salins d'Aigues-Mortes, toujours exploités à l'heure actuelle), et une zone de lagunes littorales qui compte une dizaine d'étangs, naturels ou artificiels. Le Syndicat Mixte pour la Protection et la Gestion de la Camargue Gardoise ainsi que le Conservatoire de l'Espace Littoral et des Rivages Lacustres sont les principaux acteurs de la préservation et de la restauration de ces zones naturelles préconisées par la SAGE Camargue Gardoise (BRL, 2000).

Quatre lagunes faisant partie de la Camargue gardoise sont suivies dans le cadre du RSL. Il s'agit des étangs du Ponant et du Médard (depuis 2000), et des étangs de la Marette et du Rhône de St Roman (depuis 2003). Les diagnostics précédents ont montré que ces milieux lagunaires montraient des signes d'une dégradation réelle liée au confinement et à l'eutrophisation excessives dont ils sont l'objet.

En 2006, l'ensemble des lagunes de la Camargue gardoise a fait l'objet d'un suivi estival de la colonne d'eau et du phytoplancton suivant la méthodologie décrite dans l'étude : « Mise à jour d'indicateurs trophiques du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens » (Ifremer, 2000).



Figure 13. 1 : Présentation des étangs de la Camargue Gardoise (Ponant, Médard, Marette et Rhône de St Roman) et de leur bassin versant (fonds de carte hydro : SCAMANDRE).

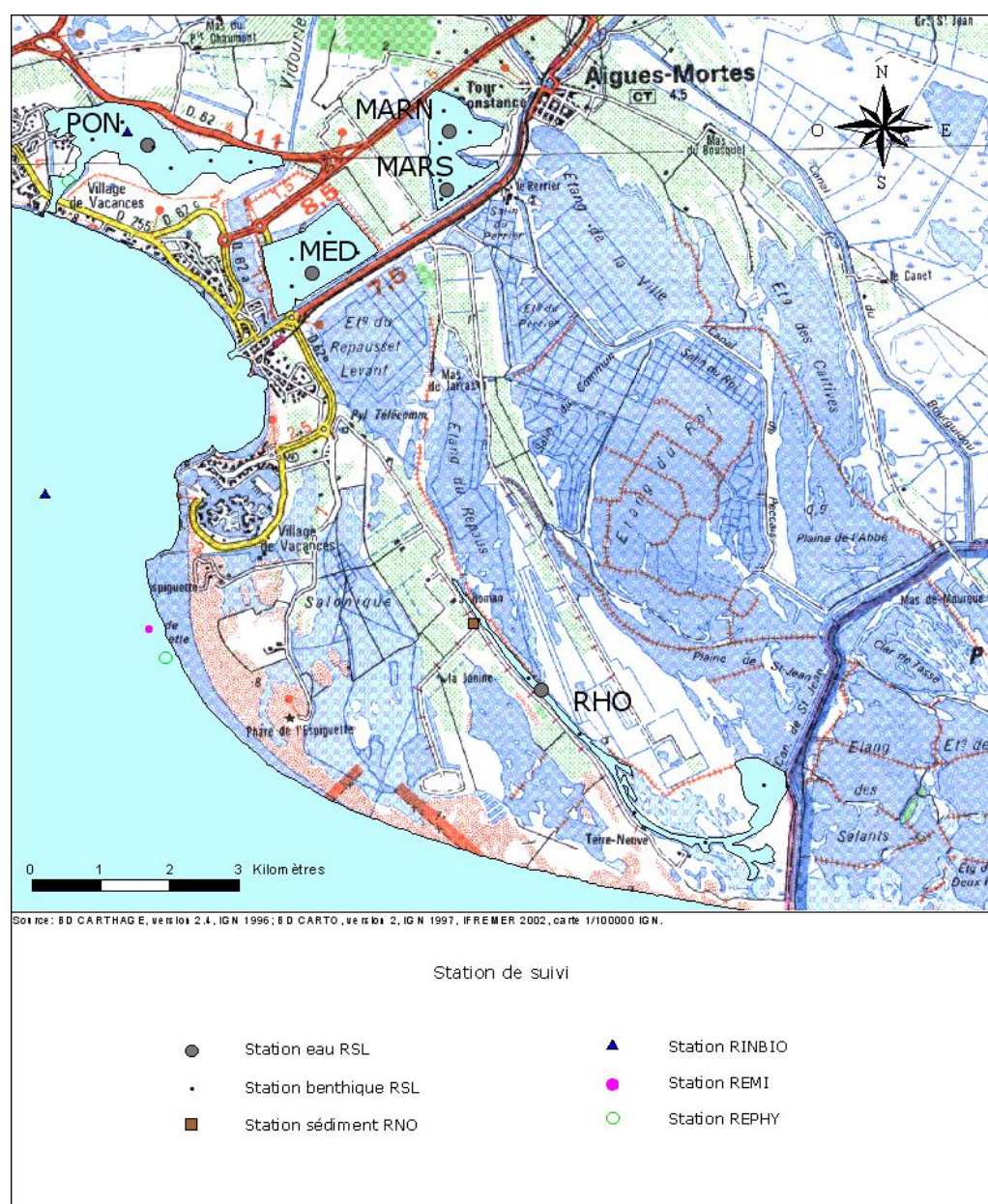


Figure 13. 2 : Localisation des stations de prélèvement du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur les étangs de la Camargue gardoise (Ponant, Médard, Marette et Rhône de St Roman).

2. Etang du Médard (ou étang du Repausset Couchant)

Ce petit étang (Figure 13. 1 et Figure 13. 2), 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, et de ce fait, est resté pendant de longues années sans véritable gestion hydraulique, ce qui a abouti à son eutrophisation. Aujourd'hui, il est géré par le domaine de Jarras-Listel, en collaboration avec la commune du Grau-du-Roi, la Prud'homie des pêcheurs et les agriculteurs du Môle. Il communique avec le Vidourle par l'intermédiaire de deux petits délaissés, et avec le chenal maritime. Ces quatre ouvrages sont constitués de buses en béton équipées de vannes martelières mais il semble que seuls les deux situés au Sud soient réellement fonctionnels, ce qui limite d'autant les échanges hydrauliques. Son fonctionnement hydraulique a été décrit dans le cadre du programme Life (BRL, 1996). En substance, il s'agit d'ouvrir les vannes lors des périodes de migration des poissons ainsi qu'en été afin d'éviter le confinement du milieu, puis de les fermer en hiver afin d'éviter l'inondation des terres agricoles du Môle, situées au Nord-Est de la lagune.

2.1. Diagnostic de l'eau

La diagnostic estival de la colonne d'eau de l'étang du Médard révèle une mauvaise qualité vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 13. 1). Au total, ce sont six paramètres sur 11 qui présentent un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation.

Au mois de juin, la grille de l'eau est globalement en bon état vis-à-vis de l'eutrophisation. Les observations de terrain rendent alors compte de fortes biomasses de macrophytes dans la lagune avec cependant des début de malaïgues sur les bordures. Le mois de juillet a vu une augmentation brutale de la biomasse phytoplanctonique (49µg/l de Chl-a) qui déclassaient la colonne d'eau vers un état mauvais. Au mois d'août, ce sont les paramètres relatifs à l'azote inorganique dissous, en particulier, l'ammonium et les nitrites, qui présentaient de fortes valeurs, bien au-delà du seuil médiocre. Si il est évident que ces concentrations sont en majorité la résultant de processus de reminéralisation, il n'en demeure pas moins que la présence à des concentrations moyennement élevées de nitrates indiquent également la présence d'apports extérieurs (chenal maritime, Vidourle...), vraisemblablement à mettre en relation avec l'ouverture des vannes pour déconfiner la lagune en fin d'été.

Cette évolution montre que cette lagune, en terme d'eutrophisation, se situe à un point critique où la production primaire oscille entre microphytes et macrophytes au gré des conditions physico-chimiques. Etant donné son confinement, tout apport supplémentaires, la ferait basculer vers une production entièrement

séquestrée par le phytoplancton à l'image de ce que le peut constater dans les plus eutrophisés des lagunes palavasiennes.

Tableau 13. 1 : Grille estivale (2006) de lecture de l'eau appliquée à l'étang du Médard.

MED			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20		30		40	46	50	
TUR	(NTU)	0		5		10	25	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0.3	0.48	1		1.5		4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	69
NITRI	(μM)	0		0.3		0.5		0.75		1	2.4
NITRA	(μM)	0		1		3	4.0	5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	63
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	49
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	54
NT	(μM)	0		50		75		100	110	120	
PT	(μM)	0		0.75		1.5		2.5		4.5	7.3

2.2. Diagnostic du phytoplancton

D'importantes proliférations phytoplanctoniques ont été retrouvées au cours de l'été 2006 sur l'étang du Médard, déclassant la grille vers une mauvaise qualité pour les deux classes de phytoplancton. Cela semble confirmer la dégradation lente qui s'est engagée sur l'étang du Médard depuis quelques années, avec des niveaux de microalgues qui ne cessent de grandir au détriment des macroalgues.

Tableau 13. 2 : Grille de diagnostic du phytoplancton pour l'étang du Médard durant l'été 2006.















































































































MED			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 μm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100		500	1758
> 3 μm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10		50	1345

2.3. Diagnostics pluriannuels

Depuis 2001, l'étang du Médard présente une tendance à la dégradation comme le montre l'évolution du diagnostic par le phytoplancton, et dans une moindre mesure les diagnostics sur la colonne d'eau (Tableau 13. 3).

Située à un point critique de son évolution, ce milieu peut basculer vers un état stable eutrophisé complètement contrôlé par la biomasse phytoplanctonique duquel il serait difficile de revenir. C'est via un contrôle encore plus drastique des apports qu'il faut s'orienter, notamment une (bonne) gestion des vannes qui réponde à la fois aux besoins de la pêche (par rapport au niveau du plan d'eau) mais aussi tende à minimiser les apports à la lagune.

Tableau 13. 3 : Résultats des grilles de qualité des eaux et du phytoplancton de 2000 à 2006 pour l'étang du Médard. (*les résultats de 2000 sont donnés à titre indicatif, car ils sont basés sur la grille d'un seul mois d'été, et ne peuvent donc être considérés comme un diagnostic).

Légende :								
	Très bon							
	Bon							
	Moyen							
	Médiocre							
	Mauvais							
Médard		2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006
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								
Picophytoplancton (< 3µm)								
Nanophytoplancton (> 3µm)								
ETAT PHYTOPLANCTON								

3. Etang du Ponant

La lagune du Ponant une étendue d'eau de 280 ha, d'une profondeur moyenne de 2,7 m, deuxième lagune la plus profonde du Languedoc-Roussillon, après l'étang de Thau (Aquaservice, 1981 ; Aquascop, 1984) (Figure 13. 1 et Figure 13. 2). La pêche y est pratiquée mais la majeure partie de sa surface est dédiée à diverses activités nautiques et récréatives.

En 2002, lors du suivi mensuel réalisé sur cet étang pendant plus d'une année, une stratification des eaux de la lagune a été mise en évidence (Ifremer, 2003). Les eaux douces du Vidourle s'écoulent de façon quasi-permanente au-dessus des eaux marines, plus denses, qui pénètrent dans l'étang par la passe des Abîmes. La profondeur importante de la lagune est à l'origine de la formation de cette halocline, qui limite par conséquent les échanges entre les deux masses d'eau. En 2003, la prise en compte dans le RSL de ce comportement original est devenue une nécessité.

En 2006, un diagnostic de l'eau et du phytoplancton a été réalisé sur l'étang du Ponant en appliquant la méthodologie décrite dans l'étude : « Mise à jour d'indicateurs trophiques du niveau d'eutrophisation des lagunes Méditerranéennes » (Ifremer, 2000).

3.1. Diagnostic de l'eau

Une seule station est suivie sur la lagune du Ponant (Figure 13. 2) mais des grilles de l'eau sont établies pour les eaux de surface (PONS) et les eaux du fond (PONF) étant donné la présence récurrente de couche d'eau.

Au cours de l'été 2006, la salinité a varié de 33,1 à 35,7 dans la couche de surface et de 21,5 à 31,6 dans les eaux du fond. Le minimum de salinité a été observé au mois de juillet dans les eaux de surface témoignant d'apport d'eaux douces via le Vidourle.

Pour les points de prélèvement, le diagnostic estival de l'eau affiche un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 13. 4). Pour les eaux de surface, ce sont la chlorophylle a et le phosphore total qui sont les paramètres déclassants avec des valeurs maximales observées au mois de juillet au moment de la dessalure marquée des eaux. Pour les eaux du fond, ce sont l'écart à la saturation (sous-saturation) et également le phosphore total qui sont déclassants.

Tableau 13. 4 : Grilles estivales (2006) de lecture de l'eau appliquées aux deux stations de l'étang du Ponant (PONS, pour le point de surface et PONF pour le fond).

PONS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O ₂ SAT]		0		20	30	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5	7.4	10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0.3	0.49	1		1.5		4	
NID	(μM)	0		2	2.8	6		10		20	
NITRI	(μM)	0		0.3	0.44	0.5		0.75		1	
NITRA	(μM)	0		1	1.9	3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0.68	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	21
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15	25	25	
NT	(μM)	0		50	57	75		100		120	
PT	(μM)	0		0.75		1.5		2.5		4.5	5.6

PONF			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O ₂ SAT]		0		20		30		40		50	52
TUR	(NTU)	0		5		10		25	40	40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0.3	0.33	1		1.5		4	
NID	(μM)	0	1.1	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0.11	0.3		0.5		0.75		1	
NITRA	(μM)	0	0.00	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0	0.97	1		3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10	14	20	
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15	16	25	
NT	(μM)	0	36	50		75		100		120	
PT	(μM)	0		0.75		1.5		2.5		4.5	5.0

3.2. Diagnostic du phytoplancton

Les grilles du phytoplancton sur l'étang du Ponant sont comme pour l'étang du Médard en mauvais état. Les deux types de phytoplancton sont représentés cette année confirmant le mauvais état général de cette lagune vis-à-vis de l'eutrophisation et sa lente dégradation. En effet pour le point de surface, il s'agit des plus mauvais résultats obtenus depuis le début du suivi pour ces paramètres phytoplanctoniques.

Tableau 13. 5 : Grilles de diagnostic du phytoplancton pour l'étang du Ponant durant l'été 2006 (PONS, pour le point de surface et PONF pour le fond).

PONS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100		500	861
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10		50	786

PONF			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100	416	500	
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10		50	329

3.3. Diagnostics pluriannuels

Le tableau pluriannuel des diagnostics de l'eau et du phytoplancton (Tableau 13. 6) montre que la qualité vis-à-vis de l'eutrophisation de la lagune du Ponant est mauvaise et constante au fil des ans. La qualité de l'eau est fortement influencée par les arrivées d'eau en provenance du Vidourle en fonction des événements hydro-météorologiques. Cette lagune étant également largement ouverte sur la mer, via le grau des Abîmes, elle fonctionne un peu comme un estuaire. Par moments, de fortes concentrations en sels nutritifs y sont observées sous des apports importants du Vidourle, à d'autres moments, ils y sont presque totalement consommés et transformés en phytoplancton. Cependant, le temps de résidence des eaux dans la lagune ne sont vraisemblablement pas assez longs pour que les conséquences de cet enrichissement du milieu aboutissent à une eutrophisation sévère des eaux de la lagune.

Tableau 13. 6 : Résultats des grilles de qualité de l'eau et du phytoplancton obtenus de 2000 à 2006 pour l'étang du Ponant. (*les résultats de 2000 sont donnés à titre indicatif, car le diagnostic est basé sur la grille d'un seul mois d'été).

		Ponant							Surface							Fond			

4. L'étang de la Marette

D'une superficie d'environ 100 ha, l'étang de la Marette n'a pas un bassin versant précisément défini mais en raison des infrastructures hydrauliques qui le cernent de toutes parts (chenal maritime, terres agricoles drainées, Vidourle, canal du Rhône à Sète...) ; il est vraisemblablement assez réduit (Figure 13. 1, Figure 13. 2). La gestion hydraulique réalisée par la commune d'Aigues-Mortes tend à limiter les apports d'eau salée à l'étang, ce qui en fait une lagune saumâtre relativement douce. Des travaux sont en cours pour améliorer la gestion hydraulique de cet étang. Plusieurs sources de contamination (notamment le chenal maritime reliant Aigues-Mortes au Grau-du-Roi) tendent à dégrader la qualité des eaux de l'étang de la Marette, qui malgré une gestion positive, semble touché par le phénomène d'eutrophisation de manière importante (BRL, 2002, Ifremer, 2004).

L'étang de la Marette est suivi dans le cadre du RSL depuis 2003 en distinguant le bassin sud et le bassin nord. En 2004, il a fait l'objet d'un diagnostic complet de l'eutrophisation (Ifremer, 2005) qui concluait à un mauvais état général vis-à-vis de l'eutrophisation pour les deux sous-bassins, essentiellement en raison du mauvais état des peuplements macrophytes.

En 2005, l'étang de la Marette a fait l'objet d'un diagnostic de la colonne d'eau et du phytoplancton en appliquant la méthodologie décrite dans l'étude : « Mise à jour d'indicateurs trophiques du niveau d'eutrophisation des lagunes Méditerranéennes » (Ifremer, 2000).

4.1. Diagnostic de la colonne d'eau

La salinité des eaux aux deux stations a été comparable tant du point de vue des niveaux observés que de son évolution au cours de l'été. Légèrement supérieur à 12 au mois de juin, elle a augmentée lentement pour atteindre respectivement 15,2 et 15,9 à la station Nord (MARN) et à la station Sud (MARS). La température de l'eau a présenté un maximum au mois de juillet aux deux stations (27,7 °C à MARS et 26,6 °C à MARN) pour diminuer brutalement en août en dessous de 20°C.

Les grilles estivales de l'eau (Tableau 13. 7) révèlent un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation dans les deux parties de l'étang. Dans les deux cas, ce sont les paramètres relatifs aux biomasses phytoplanctoniques et leurs répercussions sur les formes totales de l'azote et du phosphore qui sont les plus déclassant au regard du diagnostic estival. Les valeurs déclassantes ont été observées au mois de juillet pour partie Nord et au mois d'août pour la partie Sud.

De fortes concentrations en ammonium et en nitrites ont été mesurées à la station Nord comme les années précédentes mais pas à la station Sud. Ces valeurs mesurées au mois d'août et ont été concomitantes avec une diminution sensible de la biomasse chlorophyllienne. Deux sources potentielles sont envisageables. Tout d'abord, des conditions réductrices intenses au niveau des sédiments auraient conduit à une diffusion de formes réduites dans la colonne d'eau. Or ce processus aurait du également entraîner une augmentation des concentrations d'orthophosphates dans la colonne. Deuxièmement, des apports d'eaux usées, dont l'ammonium et le nitrites sont de bons indicateurs, et dont la consommation au mois d'août aurait été moindre du fait de la chute des températures. La seconde hypothèse concourt probablement à la majeure partie du phénomène observé et donc invite à une recherche des sources exogènes potentielles.

Tableau 13. 7 : Grille estivale (été 2006) de lecture de l'eau appliquée aux stations Nord (MARN) et Sud (MARS) de l'étang de la Marette.

MARN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0	17	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	22	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0.19	0.3		1		1.5		4	
NID	(μM)	0		2		6		10		20	26
NITRI	(μM)	0		0.3		0.5		0.75	0.82	1	
NITRA	(μM)	0		1	2.1	3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3		5		10	24
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	56
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	61
NT	(μM)	0		50		75		100		120	217
PT	(μM)	0		0.75		1.5		2.5		4.5	8.8

MARS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % Q SAT]		0	15	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	12	25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0		0.3	0.37	1		1.5		4	
NID	(μM)	0	1.9	2		6		10		20	
NITRI	(μM)	0	0.19	0.3		0.5		0.75		1	
NITRA	(μM)	0	0.12	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1	1.7	3		5		10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7		10		20	40
Chlaphe	(μg/l)	0		7		10		15		25	44
NT	(μM)	0		50		75		100		120	131
PT	(μM)	0		0.75		1.5		2.5		4.5	4.8

4.2. Diagnostic du phytoplancton

Les grilles du phytoplancton pour l'étang de la Marette indiquent un mauvais état pour ce paramètre aux deux stations Nord et Sud. La station Nord est la plus dégradée avec des proliférations très importantes qui sont le signe d'un réel déséquilibre trophique. Les conditions climatiques particulières de l'été 2006 sont peut-être la cause de ce déclassement qui constitue le pire état enregistré sur l'étang de la Marette depuis le début de son suivi.

Tableau 13. 8 : Grille estivale (été 2006) du phytoplancton appliquée aux stations Nord (MARN) et Sud (MARS) de l'étang de la Marette.






























































































































MARN			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	20	50	100	500	6239
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	2	5	10	50	4767

MARS			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	20	50	100	421	500
> 3 µm	Cel/L 10 ⁶	0	2	5	10	50	556

4.3. Evolution pluriannuelle et conclusions

Même si depuis trois ans, le diagnostic estival de la colonne d'eau aboutit à qualifier les deux bassins de la Marette en mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation, depuis 2003 était observé une dégradation du milieu avec notamment une augmentation significative des concentrations en chlorophylle a et en formes totales de l'azote et du phosphore (Tableau 13. 9). En 2006, pour ces paramètres, les valeurs mesurées sont comparables à celle de 2005 soulignant un apparent arrêt du processus de dégradation et d'eutrophisation des eaux de l'étang.

Tableau 13. 9 : Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton pour les stations Nord (MARN) et Sud (MARS) de l'étang de la Murette.

		MARN				MARS			
		2003	2004	2005	2006	2003	2004	2005	2006
Légende :  Très bon  Bon  Moyen  Médiocre  Mauvais	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								
	Picophytoplancton (< 3µm)								
	Nanophytoplancton (> 3µm)								
ETAT PHYTOPLANCTON									

5. Etang du Rhône de St Roman (ou bras mort de St Roman)

Actuellement, le Rhône de St Roman est un bras mort, d'une longueur d'environ 5 km, large d'une centaine de mètres seulement, c'est un étang profond (jusqu'à 3 mètres) et très étroit (Figure 13. 1, Figure 13. 2). Au Nord Ouest, il s'effile progressivement puis se prolonge par un réseau de canaux plus ou moins colmatés qui le relie au chenal maritime d'Aigues-Mortes. Au Sud, il s'élargit pour former un vaste plan d'eau délimité par les digues des salins. Un seul ouvrage vanné au Sud, permet des entrées d'eau en relation directe avec la prise



d'eau en mer qui alimente les salins du Midi. Seuls les salins gèrent cet ouvrage, les modalités de gestions ont été décrites dans le précédent rapport du RSL (Ifremer, 2004). C'est un étang sursalé, qui reçoit les eaux de drainage de nombreuses parcelles agricoles, essentiellement viticoles. En plus de sa morphologie et de son confinement, BRL (1996) s'inquiète de l'absence de circulation des eaux qui favorise ainsi l'eutrophisation de l'écosystème.

Le Rhône de St Roman a fait l'objet d'un diagnostic complet de l'eutrophisation en 2004 (Ifremer, 2005) qui concluait à un mauvais état général en raison d'importants apports agricoles et domestiques (en lien avec le pluvial du Grau du Roi) participant surtout à l'eutrophisation de sa partie Nord. La partie Sud étant plus éloignée des apports, et caractérisée par une bathymétrie très peu profonde et des sédiments exclusivement sableux.

En 2006, le Rhône de St Roman a fait l'objet comme chaque année depuis 2003, d'un diagnostic estival de la colonne d'eau et du phytoplancton en appliquant la méthodologie décrite dans l'étude : « Mise à jour d'indicateurs trophiques du niveau d'eutrophisation des lagunes Méditerranéennes » (Ifremer, 2000).

5.1. Diagnostic de la colonne d'eau

Comme les années précédentes (Ifremer, 2006, 2005,...), les salinités mesurées dans les eaux de cette lagune ont été très élevées variant de 45,7 au mois de juin à 58,7 au mois d'août. Parallèlement, la température de l'eau a été maximale au mois d'août (28,4 °C).

En 2006, le diagnostic estival de l'eau affiche un état moyen vis-à-vis de l'eutrophisation. Ce sont l'ammonium (valeur maximale en juin), la biomasse chlorophyllienne et les formes totales de l'azote et du phosphore qui conduisent à ce classement. Les concentrations relativement élevées en ammonium, mais également de nitrites du mois de juin, indiquent clairement une source de pollution d'origine urbaine. Cependant, les conséquences de ces apports sont fortement amorties par les conditions halines extrêmes de ce milieu et qui limite probablement la production primaire, qu'elle soit phytoplanctonique ou benthique.

Tableau 13. 10 : Grille estivale (été 2006) de lecture de l'eau appliquée à la station RHO du Rhône de St Roman.

RHO			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[A % O ₂ SAT]		0		20	29	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	4.5	5		10		25		40	
PO ₄ ³⁻	(μM)	0	0.19	0.3		1		1.5		4	
NID	(μM)	0		2		6	6.5	10		20	
NITRI	(μM)	0		0.3	0.45	0.5		0.75		1	
NITRA	(μM)	0	0.79	1		3		5		10	
AMMO	(μM)	0		1		3		5	5.3	10	
Chl-a	(μg/l)	0		5		7	7.6	10		20	
Chlaphe	(μg/l)	0		7	8.2	10		15		25	
NT	(μM)	0		50		75	96	100		120	
PT	(μM)	0		0.75		1.5	2.5	2.5		4.5	

5.2. Diagnostic du phytoplancton

La grille de diagnostic du phytoplancton sur le Rhône de St Roman indique un état médiocre pour ce paramètre en 2006. Comme pour les autres lagunes de la Camargue gardoise cette année, le bras mort de St Roman a sans doute souffert des conditions climatiques particulières, celles-ci se sont répercutées sur la grille du phytoplancton en la déclassant par rapport aux années précédentes.

Tableau 13. 11 : Grille estivale (été 2006) du phytoplancton appliquée à la station RHO du Rhône de St Roman.


































































RHO			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 μm	Cel/L 10 ⁶	0		20		50		100	163	500	
> 3 μm	Cel/L 10 ⁶	0		2		5		10	24	50	

5.3. Evolution pluriannuelle et conclusions

L'évolution pluriannuelle ne fait apparaître une évolution significative de ce milieu vers une amélioration ou une dégradation de son niveau d'eutrophisation (Tableau 13. 12). Depuis le début du suivi, le diagnostic de l'eau a oscillé du

niveau bon à niveau mauvais au gré des conditions hydroclimatiques et de leurs répercussions sur la physico-chimie des eaux de la lagune. Toutes les conditions sont réunies pour que ce milieu soit fortement eutrophisé, au moins dans sa partie nord où se situe la station de suivi hydrologique. Cependant, du fait des conditions physico-chimiques drastiques qui y règnent, les conséquences demeurent limitées et vont plus ou moins s'exprimer selon les années en fonction du stress environnemental subi par les producteurs primaires.

Tableau 13. 12 : Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton pour la station RHO du Rhône de St Roman.

Rhône St Roman		2003	2004	2005	2006
Légende :  Très bon  Bon  Moyen  Médiocre  Mauvais	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				
	Picophytoplancton (< 3µm)				
	Nanophytoplancton (> 3µm)				
ETAT PHYTOPLANCTON					

6. Conclusions

Les quatre lagunes de Camargue gardoise suivies dans le cadre du RSL présentent des états moyens à mauvais. Aucune tendance d'évolution marquée n'est observable. Ces quatre écosystèmes sont de nature et de fonctionnement

différent si bien qu'il est difficile d'établir un diagnostic environnemental commun.

Les lagunes du Médard et de la Marette, peu profondes et confinées, présentent des similarités. Elle sont toutes les deux dans un état mauvais vis-à-vis de l'eutrophisation et proche d'un point de basculement vers des états hautement eutrophisés (type palavasiens) puisque est observé au gré des années une alternance ou une concomitance entre phytoplancton et macrophytes. Sans sources de pollution vraiment identifiées sur leur bassin versant, c'est via les connexions hydrauliques que se font les apports. C'est au travers d'une gestion hydraulique de ces connexions que leur état peut être amélioré. Il s'agit de concilier les besoins en terme de salinité et niveau d'eau tout en minimisant les impacts en terme d'eutrophisation, notamment d'être vigilant à des périodes critiques comme le printemps et l'été.

La qualité de l'étang du Ponant est essentiellement sous l'influence des débits du Vidourle et des entrées d'eau via le grau des Abîmes. Les temps de résidence des eaux, vraisemblablement très courts, préservent cette lagune d'une dégradation sévère. Des sources diffuses, via le ruissellement sur le bassin versant proche (notamment les zones imperméabilisées environnantes), sont aussi de nature à aggraver la situation, et des mesures de gestion peuvent être menées, d'autant plus que ces sources sont probablement aussi des vecteurs de contaminations chimiques toxiques pour les biocénoses.

Enfin l'étang du Rhône de St Romans est un milieu très particulier, qui semble se dégrader, et un meilleur contrôle des sources de pollution diffuse permettrait au moins de le stabiliser.

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, 1996. Plan de gestion de l'étang de la Marette. Commune d'Aigues-Mortes Programme européen Life Lagunes.
- BRL, 1996. Plan de gestion des étangs littoraux gardois. Commune du Grau-du-Roi. Programme européen Life. Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres. 137p.
- 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 l'Agence de l'Eau RMC, pp. 46.



- BRL, 2000. SAGE Camargue Gardoise. Syndicat Mixte pour la Protection et la Gestion de la Camargue Gardoise, février 2000. Cahiers 1 à 5.
- BRL, 2002. Observatoire de l'eau en Camargue Gardoise. Rapport de fin d'étude pour le syndicat mixte pour la protection et la gestion de la Camargue Gardoise. 88p.
- 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, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2002. Rapport RSL-03/2003, 366 p.
- Ifremer, 2004. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 424 p.
- Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 434 p.
- Météo-France, 2005. Suivi climatique national. Adresse électronique : <http://www.meteo.fr/meteonet/temps/france/clim/cli.htm>

Etude de la contamination
de l'étang de Vendres
par des produits phytosanitaires

1.	INTRODUCTION.....	433
1.1.	PROBLEMATIQUE GENERALE EN LANGUEDOC-ROUSSILLON.....	433
1.2.	ELEMENT DE CONTEXTE : LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU.....	434
2.	OBJECTIFS DE L'ETUDE	436
3.	METHODES.....	436
3.1.	SITE D'ETUDE : L'ETANG DE VENDRES	436
3.2.	STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE.....	438
3.2.1.	<i>Molécules recherchées.....</i>	<i>439</i>
3.2.2.	<i>Matrices d'échantillonnage</i>	<i>439</i>
3.2.3.	<i>Fréquence et site d'échantillonnage</i>	<i>440</i>
4.	RESULTATS.....	442
4.1.	CAMPAGNE RESSUYAGE, HIVER 2005	442
4.1.1.	<i>Caractérisation de l'eau de l'Aude.....</i>	<i>442</i>
4.1.2.	<i>Caractérisation de l'effet du ressuyage sur la contamination de l'étang</i>	<i>443</i>
4.1.3.	<i>Résultats des capteurs passifs POCIS.....</i>	<i>448</i>
4.2.	CAMPAGNE EPANDAGES, PRINTEMPS 2006.....	451
4.2.1.	<i>Résultats des échantillons d'eau ponctuels.....</i>	<i>451</i>
4.2.2.	<i>Résultats des capteurs passifs POCIS.....</i>	<i>452</i>
4.2.3.	<i>Comparaison des teneurs en produits phytosanitaires retrouvées dans les eaux de l'étang de Vendres avec les normes et seuils de qualité disponibles à l'heure actuelle</i>	<i>454</i>
5.	CONCLUSION.....	456
6.	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	457
7.	ANNEXES.....	458
7.1.	MATIERES ACTIVES RECHERCHEES QUALITATIVEMENT SUR LES POCIS PAR LE POLE ANALYTIQUE DES EAUX (PLOUZANE).....	458
7.2.	RENSEIGNEMENTS GENERAUX CONCERNANT LE GLYPHOSATE (CF FICHE INERIS/ECH/EPA) :.....	459

1. Introduction

1.1. Problématique générale en Languedoc-Roussillon

Les écosystèmes lagunaires du Languedoc-Roussillon sont des milieux naturels exceptionnels, d'intérêt écologique et patrimonial. Situés entre mer et continent, leur position aval et leur confinement naturel est à la fois une richesse et une fragilité. Naturellement très riches et productifs, ce sont des milieux très attractifs qui sont le siège de nombreuses activités humaines. Leur bassin versant proche est souvent très urbanisé avec la construction de stations balnéaires ou le développement de communautés d'agglomérations (Montpellier, Sète, Narbonne, Perpignan...). Mais généralement, une part importante de celui-ci est le siège d'une activité agricole traditionnelle (essentiellement la vigne et le maraîchage et plus localement des grandes cultures). La plupart des apports des bassins versants transitent ou s'accumulent dans ces lagunes avant d'atteindre la mer. Outre les problèmes d'eutrophisation que l'ensemble de ces activités peuvent entraîner, l'utilisation importante des produits phytosanitaires, leur transfert vers les milieux aquatiques, et leurs effets sur les écosystèmes et indirectement sur l'homme constitue à l'heure actuelle une problématique majeure.

Cette problématique concerne chaque lagune. En effet, compte tenu du nombre important de molécules sur le marché (plus de 150 molécules différentes entrant dans la composition de plusieurs milliers de formulations), et de la diversité de leurs utilisations (agriculture, zones urbaines, industrielles, par les particuliers...), leur présence dans l'ensemble des hydrosystèmes continentaux ne fait déjà plus l'ombre d'un doute. La CERPE (Cellule d'Etude et de Recherche sur la Pollution de l'Eau par les produits phytosanitaires), a montré par exemple qu'en 2003 (Ifremer, 2004), 67 de ces molécules contaminaient les eaux « douces » superficielles du Languedoc-Roussillon et 43 les eaux souterraines, à des degrés divers (parfois supérieurs au dixième de $\mu\text{g/l}$). Si la contamination des eaux continentales est avérée, en revanche, il existe encore un manque de données évident au niveau des eaux lagunaires et littorales. Or, en Languedoc-Roussillon, quasiment tous les systèmes lagunaires reçoivent les eaux de fleuves côtiers et de rivières drainant des bassins versants soit très agricoles (ex : étang de l'Or), soit très urbanisés (ex : étangs palavasiens), soit d'un mélange de ces deux sources (ex : étang de Bages-Sigean). Il est donc particulièrement difficile d'évaluer le risque que ces produits peuvent induire pour les écosystèmes lagunaires tant que les teneurs d'ambiance (niveau de concentration moyen tout au long de l'année) et les teneurs maximales dans les eaux ne seront pas mieux connues. La principale question n'est donc plus de savoir si oui ou non ces produits sont présents dans les lagunes littorales, mais bel et bien dans un premier temps, à quels niveaux va t-on pouvoir les retrouver, et ensuite quel sera leur impact sur les milieux lagunaires? Le cas de la lagune de Vendres a donc été choisi par le

Comité de Pilotage du RSL pour tester une méthodologie d'évaluation des niveaux de produits phytosanitaires, applicable par la suite aux autres lagunes méditerranéennes.

1.2. Élément de Contexte : La Directive Cadre sur l'Eau

Une partie du voile sera levé prochainement avec la mise en œuvre du suivi réglementaire lié à la Directive Cadre sur l'Eau (UE, 2000). Cette directive impose dorénavant à tous les états membres de la Communauté Européenne d'atteindre un bon état pour l'ensemble de leurs masses d'eaux continentales, souterraines, de transition et marines d'ici 2015, avec un délai éventuel pour les eaux extrêmement polluées. Ce bon état comprend un état « chimique » qui doit être bon pour que l'état général le soit aussi. L'état chimique fait référence à une liste de 41 polluants chimiques prioritaires (MEDD, 2005). Chacune de ces 41 substances fait actuellement l'objet de discussions pour la définition des NQE : les Normes de Qualité Environnementale (Marchand, 2006). Il s'agit d'un seuil défini pour chaque contaminant au-dessus duquel il peut entraîner des effets sur la faune, la flore ou sur l'homme. Pour que l'état chimique d'une masse d'eau soit considéré comme bon, aucune des 41 substances ne doit jamais dépasser sa NQE dans la matrice (eau, sédiment, moule...) qui sera jugée la plus pertinente pour les rechercher.

Pour les molécules hydrosolubles, il s'agira de les rechercher dans l'eau. Cela pose deux difficultés majeures en milieu ouvert ou semi ouvert comme c'est le cas en lagunes :

- La première est due aux phénomènes de dilution qui se produisent irrémédiablement lorsque les apports des cours d'eau se mélangent aux volumes plus importants des lagunes littorales. Les niveaux de concentration sont souvent de l'ordre de la dizaine ou centaine de nanogramme par litre (soit 10 à $100 \cdot 10^{-9}$ g/l d'eau) au niveau des cours d'eau, et cette teneur suffit à entraîner des effets sur les organismes vivants, exemple du TBT (Ifremer, 2003). Ils peuvent tomber à des niveaux mille fois plus faibles dans les lagunes (de l'ordre du dixième ou du centième de nanogramme par litre d'eau ($0,1$ à $0,01 \cdot 10^{-9}$ g/l d'eau)). Ces niveaux sont alors plus difficiles à détecter pour la plupart des laboratoires spécialisés bien qu'ils peuvent encore constituer un risque à plus long terme, ou en raison des effets de mélange (effets synergiques de plusieurs contaminants pouvant être amplifiés par rapport à l'effet isolé de chacun pris séparément). Il conviendra de s'assurer que les méthodes d'analyse utilisées pour la recherche de ces contaminants en milieu saumâtre et marin présentent des caractéristiques de performance suffisantes.
- La seconde difficulté est un problème de représentativité de l'échantillon par rapport à une vaste masse d'eau, soumise à de nombreux apports et à un hydrodynamisme important. En milieu ouvert ou semi-ouvert, il est donc

plus difficile de relier une concentration ponctuelle à une source donnée, ou à un événement particulier. La question de la représentativité spatiale et temporelle d'un prélèvement ne doit donc jamais être éludée. Il conviendra de s'assurer que les échantillons prélevés sont représentatifs de la zone à étudier et qu'ils ont une fréquence suffisante pour mettre en évidence des modifications éventuelles du milieu aquatique, compte tenu notamment des variations naturelles du régime hydrologique.

Parmi les 41 substances chimiques considérées par la DCE, figurent des produits appartenant à de nombreuses familles chimiques parmi les plus dangereuses au regard de leur persistance dans l'environnement, de leur faculté de bioaccumulation dans les organismes vivants et de leur toxicité. Dans la famille des pesticides, quinze molécules font partie de cette liste. Il s'agit de six herbicides (alachlor, atrazine, simazine, diuron, isoproturon et trifluraline) et neuf insecticides (lindane, chlorpyrifos ethyl, chlorfenvinphos, endosulfan, DDT, aldrine, dieldrine, endrine et isodrine).

Au regard de l'étude de la CERPE en Languedoc-Roussillon (reprise dans Ifremer, 2004), il apparaît un écart important entre les molécules dont le suivi est imposé par le DCE et celles qui sont retrouvées en majorité dans les eaux continentales et souterraines des bassins versants des lagunes Languedociennes. En effet, les molécules retrouvées le plus fréquemment en eau douce sont des herbicides principalement utilisés en viticulture, ce sont des produits solubles, et suffisamment rémanents dans les sols et les eaux pour être encore détectés à l'aval des fleuves côtiers. On pourra citer par exemple la terbutylazine, l'aminotriazole, le diuron, la simazine, l'oxadiazon sans oublier le glyphosate lequel ne faisait pas partie de l'étude en 2002 (pour des raisons techniques de dosage) mais qui a montré depuis son ubiquité en terme de contamination de l'ensemble des cours d'eau français. La réglementation européenne va faire avancer d'un pas de géant le suivi des pesticides sur l'ensemble des masses d'eau à l'échelle européenne avec pour cela une obligation de résultats, mais à l'heure actuelle, au niveau régional, pour prendre toute la mesure de la problématique pesticides en Languedoc-Roussillon, un complément doit être apporté concernant les molécules hydrophiles. En effet, même si ces produits ne sont pas les plus toxiques, ils sont utilisés en plus grandes quantités sur les bassins versants et sont retrouvés fréquemment à des concentrations élevées dans les cours d'eau. Ils peuvent donc malgré tout, compte tenu des quantités massives qui sont apportées, poser de réels problèmes écologiques en lagune ou sur le littoral. C'est pourquoi, dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire, une première étude de la contamination par les pesticides hydrophiles de la lagune de Vendres a été initiée.

2. Objectifs de l'étude

Les objectifs de ce suivi particulier proposé dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire en 2005, sont les suivants :

- connaître les produits phytosanitaires présents dans l'étang de Vendres et préciser leurs niveaux de concentration,
- tester une méthodologie d'évaluation de la contamination par des produits phytosanitaires en milieu lagunaire qui éventuellement pourra être reproduite sur d'autres sites lagunaires, notamment grâce à l'utilisation conjointe de prélèvements d'eau ponctuels et d'échantillonneurs passifs,
- à partir des concentrations de produits phytosanitaires retrouvées en milieu lagunaire, mener une première approche d'évaluation du risque, lorsque celle-ci est possible. Les résultats pourront être comparés aux propositions de Normes de Qualité Environnementale pour les eaux marines et saumâtres, pour les substances figurant dans la DCE.

3. Méthodes

3.1. Site d'étude : l'étang de Vendres

L'étang de Vendres est un milieu relativement confiné faisant partie du périmètre du SAGE basse vallée de l'Aude (Figure 14. 1). L'enjeu identifié par les acteurs locaux sur cet étang est le maintien et la restauration des marais à roselière. Pour cela, une réduction de la salinité de l'étang est réalisée artificiellement grâce à l'apport d'eau douce en provenance de l'Aude. La présence fréquente de produits phytosanitaires dans les eaux de ce fleuve constitue une source potentielle de contamination pour la lagune (Figure 14. 2, Données RNB, AERMC), d'autant que certains de ces contaminants sont présents à des teneurs élevées même jusqu'en aval de l'Aude (Figure 14. 3). Par ailleurs, le bassin versant de l'étang de Vendres, même s'il est relativement réduit (Figure 7.1), est le siège d'une activité viticole traditionnelle, consommatrice des produits phytosanitaires, et qui de part sa proximité avec la lagune peut constituer une source majeure de contamination pour elle.

L'étang de Vendres a été choisi pour cette étude essentiellement pour quatre raisons, d'une part parce que son bassin versant est relativement réduit et qu'il est drainé par un canal, le canal des Mattes, lequel est bien localisé, parce que les activités qui sont pratiquées sur ce bassin versant sont relativement bien connues, parce que la pratique du ressuyage des terres agricoles est encore d'usage courant

à la fois pour combattre les maladies de la vigne et les remontées d'eau salées et enfin parce que la structure locale de gestion de la lagune, le Syndicat Mixte de la Basse Vallée de l'Aude (SMBVA), était prête à mettre en place des actions avec les acteurs locaux, sur la problématique des produits phytosanitaires.

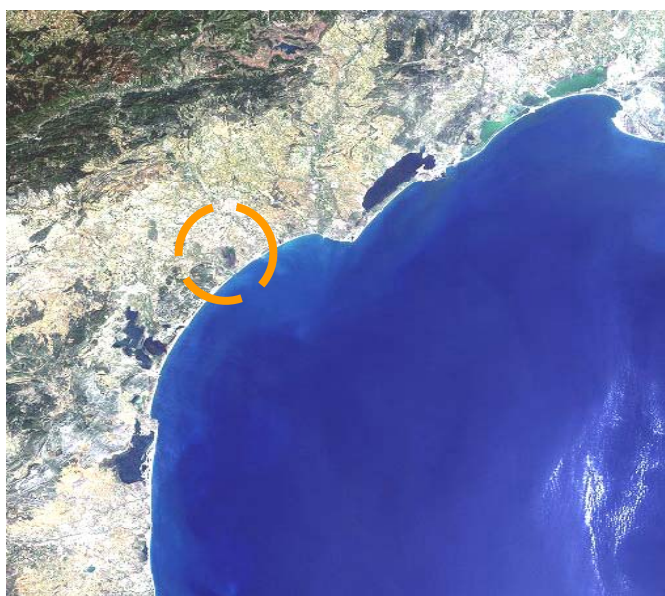


Figure 14. 1 : Localisation de l'étang de Vendres sur le littoral du Languedoc-Roussillon (Méditerranée, France).

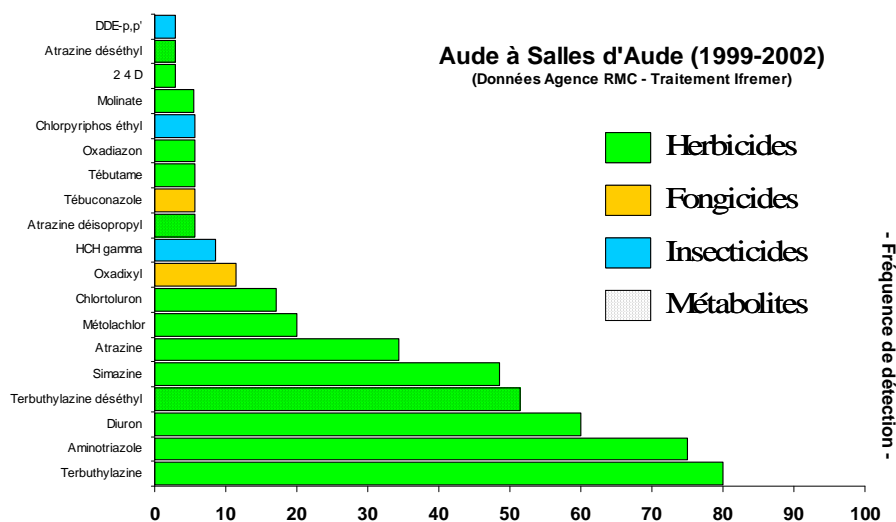


Figure 14. 2 : Fréquence d'identification des principaux produits phytosanitaires retrouvés à l'exutoire de l'Aude de 1999 à 2002 (n=35 prélèvements).

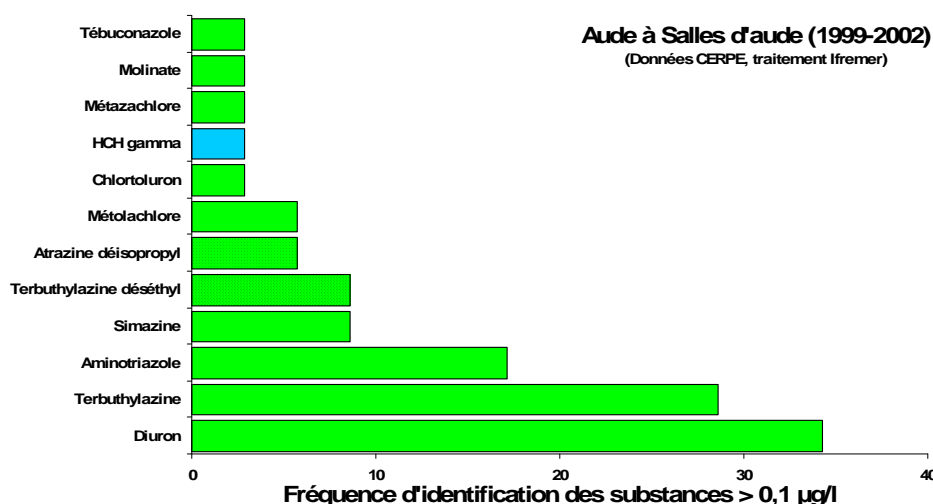


Figure 14. 3 : Fréquence d'identification des produits phytosanitaires dont la concentration a été supérieure à 0,1 µg/l à l'exutoire de l'Aude de 1999 à 2002 (n=35 prélèvements).

3.2. Stratégie d'échantillonnage

L'approche utilisée sur cette lagune est inédite, de ce fait, elle revêt un caractère expérimental. L'idée est d'évaluer les niveaux de contamination par des produits phytosanitaires à deux périodes importantes de l'année :

- en période hivernale, au moment des pratiques de ressuyage (inondation des terres agricoles avec l'eau de l'Aude). La période de ressuyage est particulièrement intéressante car elle « simule » en quelque sorte un évènement pluvieux intense, susceptible d'entraîner un transfert des contaminants présents sur les terres agricoles vers la lagune, tout en possédant l'avantage d'être une pratique dont les dates de mise en œuvre peuvent être connues à l'avance, facilitant ainsi la planification de l'échantillonnage.
- en période printanière, lorsque les épandages sont les plus importants au niveau du bassin versant, afin de définir le niveau « haut » de contamination de la masse d'eau de Vendres (NB : en condition climatique normale, la période printanière constitue généralement la période haute de contamination des hydrosystèmes situés sur des bassins versants agricoles).

Pour des raisons budgétaires, ces deux campagnes ont été réalisées sur 2 ans, la première au cours de l'hiver 2005, la seconde au cours du printemps 2006.

3.2.1. Molécules recherchées

Les molécules recherchées correspondent aux molécules les plus fréquemment retrouvées sur l'Aude au cours des suivis RNB 2003 et 2004 (terbuthylazine, diuron, aminotriazole, chlortoluron, atrazine, simazine, métolachlor, acétochlor, orizalun et lindane). Ce sont majoritairement des herbicides, auxquels le glyphosate et le gluphosinate, non recherchés par le RNB en 2003 et 2004, sont rajoutés car utilisés à l'heure actuelle en grandes quantités pour des usages multiples. Flazasulfuron et flufénoxuron, sont aussi intégrés à la liste car ce sont des herbicides utilisés à faibles doses à l'hectare mais pour des résultats comparables aux précédentes molécules sur le marché. Leur toxicité est donc importante mais les doses utilisées entraînent jusqu'à présent une absence de détection dans les cours d'eau. Même s'ils n'ont pas été retrouvés sur l'Aude, leur utilisation à proximité de la lagune peut constituer un risque pour celle-ci. Il serait impensable de ne pas compléter la liste par quelques métabolites généralement très représentés dans les cours d'eau (DET, DEA, DIA, AMPA), ainsi que par plusieurs autres herbicides polaires figurant dans l'annexe X de la DCE (dont isoproturon et alachlor non mentionnés jusqu'à présent). Au total vingt molécules ont été recherchées systématiquement pour quantification dans les échantillons d'eau de la campagne ressuyage et 23 (les vingt précédentes plus bentazone, oxadixyl et parathion-méthyl) pour la campagne printanière. Grâce à un accord avec le laboratoire d'analyse prestataire de service, 40 autres molécules (herbicides et autres) ont également été recherchées de manière qualitative sur les échantillonneurs passifs (cf §7 à la fin de ce chapitre).

3.2.2. Matrices d'échantillonnage

L'ensemble des molécules citées ci-dessus est recherché sur des échantillons d'eau ponctuels et une partie l'est également sur des échantillonneurs passifs¹, ceci en fonction de leurs propriétés physico-chimiques et donc de leur affinité pour la phase adsorbante présente dans le capteur. L'utilisation de capteurs passifs du type POCIS (Polar Organic Contaminant Integrative Sampler) (Figure 14. 4) constitue une première dans ce type de lagune, et cette approche est en développement. La réalisation de la campagne ressuyage, qui associe prélèvements d'eau ponctuels et mise en place de capteurs passifs a permis de tester la méthodologie pour les molécules de la famille des triazines (atrazine, simazine, terbuthylazine...), et aussi pour certaines urées (diuron, isoproturon), car se sont des molécules maintenant bien connues, faciles à doser et dont les

¹ *Echantillonneurs ou capteurs passifs : appareillages intégrateurs que l'on place pendant une durée déterminée dans le milieu et qui concentrent les contaminants pour lesquels ils ont une affinité. Ils permettent de pré-concentrer in-situ les contaminants présents dans la colonne d'eau, y compris ceux dont les concentrations sont très faibles et qui pourraient passer inaperçus dans l'eau, ce qui permet par la suite de faciliter leur extraction et leur dosage. Dans le futur, après calibration, ils permettront d'évaluer des niveaux de concentration moyens au cours de la période pendant laquelle ils ont été immergés dans le milieu.*

propriétés physico-chimiques sont adaptées à la phase adsorbante utilisée (un mélange tri-phasique de copolymères). L'utilisation de capteurs passifs a été motivée par les faibles niveaux de concentration qu'on s'attend à trouver dans la lagune en raison des effets de dilution, et leur variabilité dans le temps en fonction des conditions météorologiques.



Figure 14. 4 : Photographie d'un échantillonneur passif de type POCIS.

3.2.3. Fréquence et site d'échantillonnage

Campagne ressuyage 2005

Deux points de prélèvements ont été réalisés, l'un au niveau de l'entrée d'eau utilisée pour le ressuyage hivernal des terres (eau en provenance de l'Aude au niveau de la station de pompage de Lintoste) et l'autre dans l'étang, au niveau de l'exutoire du canal de la Matte, qui draine une partie des terres agricoles du bassin versant (Figure 14. 5). Ce dernier point permet d'évaluer les teneurs proches des moyennes hautes observables dans l'étang. Ces deux points de prélèvements ont été positionnés en concertation avec le SMBVA (Syndicat Mixte de gestion de la Basse vallée de l'Aude). En 2005, la période de ressuyage des terres agricoles sur le bassin versant de l'étang de Vendres s'est déroulée du 06 février (commencement des premiers pompages sur l'Aude) au 13 mars (fin des derniers pompages) (dates communiquées par le président de l'ASA).

Avant son passage sur les terres agricoles, l'eau de l'Aude a été analysée à deux reprises par prélèvement d'eau ponctuel afin de connaître son niveau de contamination au démarrage des pompages et à la fin. Des capteurs passifs (POCIS) ont été placés (en triplicats) pendant des durées allant de deux semaines à un mois dans la lagune (à l'exutoire du canal de la Matte). Un premier groupe a été placé pendant deux semaines, au départ du ressuyage des terres, afin d'échantillonner les eaux de la lagune avant l'arrivée des eaux de vidange du ressuyage des terres agricoles. Un autre groupe a été placé au même endroit pendant un mois pour effectuer une comparaison avec le premier groupe, sachant que la vidange des eaux de ressuyage a commencée. Enfin, un troisième groupe de capteurs a été placé après ces deux groupes, pendant encore un mois dans l'étang, pour apprécier l'évolution des teneurs, une fois la vidange passée. En parallèle à la mise en place de ces capteurs, des prélèvements d'eau ponctuels ont été réalisés à un pas de temps au minimum bimensuel, toujours au niveau de l'exutoire du canal de la Matte. Ceux-ci devraient permettre d'une part de réaliser des comparaisons avec les concentrations retrouvées dans les capteurs (permettant de caler la méthodologie) et d'autre part d'obtenir des informations instantanées sur la contamination des eaux par des produits phytosanitaires et donc d'évaluer l'effet de la pratique de ressuyage des terres agricoles sur les apports à la lagune.



Figure 14. 5 : Localisation des deux points de prélèvement : Station de pompage de Lintoste sur l'Aude et Exutoire du canal de la Matte dans l'étang de Vendres.

Campagne épandages 2006

L'échantillonnage lors de la campagne printanière a été réalisé à l'aide de capteurs passifs du type POCIS, comme utilisés précédemment, et de prélèvements d'eau ponctuels. Seul le point à l'exutoire du canal de la Matte a été échantillonné (Figure 14. 5). Trois groupes de trois capteurs passifs (triplicats) ont été positionnés pendant un mois chacun, sur des périodes ne se recouvrant pas (avril/mai, mai/juin et juin/juillet), afin de permettre de couvrir l'ensemble de la période des épandages, d'avril à juillet. Quatre prélèvements d'eau ponctuels ont été réalisés à un pas de temps mensuel à partir du 11 avril et jusqu'au 12 juillet 2006.

Cette deuxième campagne devrait permettre une comparaison des niveaux de contamination printaniers avec ceux observés en hiver lors de la « campagne ressuyage ».

4. Résultats

Les résultats sont présentés de manière chronologique.

4.1. Campagne ressuyage, hiver 2005

4.1.1. Caractérisation de l'eau de l'Aude

Les résultats analytiques des prélèvements d'eau réalisés à la station de Lintoste (pour les pompages sur l'Aude) entre février et mars 2005, sont présentés sur la Figure 14. 6. Seules les molécules qui ont pu faire l'objet d'une quantification sont présentées sur la figure.

L'eau de l'Aude se caractérise par la présence d'une dizaine de matières actives herbicides et produits de dégradation. Le diuron, le glyphosate et son produit de dégradation l'AMPA, sont les trois molécules retrouvées avec les plus grandes concentrations (maximum de 0,3 µg/l pour l'AMPA). Globalement les concentrations sont dans une gamme moyenne-faible, ce qui peut s'expliquer par la situation aval du point de pompage sur l'Aude et l'importante dilution des eaux. La signature qualitative de cette eau révèle un bassin versant proche principalement viticole (diuron, terbuthylazine, glyphosate, simazine), avec néanmoins la présence de grandes cultures (atrazine, métolachlor, chlortoluron). Il est intéressant de noter que même en dehors des périodes d'épandage, on retrouve quand même la signature des grandes cultures (maïs, tournesol),



lesquelles sont de grosses consommatrices de produits phytosanitaires qui s'accumulent sur et dans les sols et sont donc présents de manière continue tout au long de l'année dans le cours d'eau.

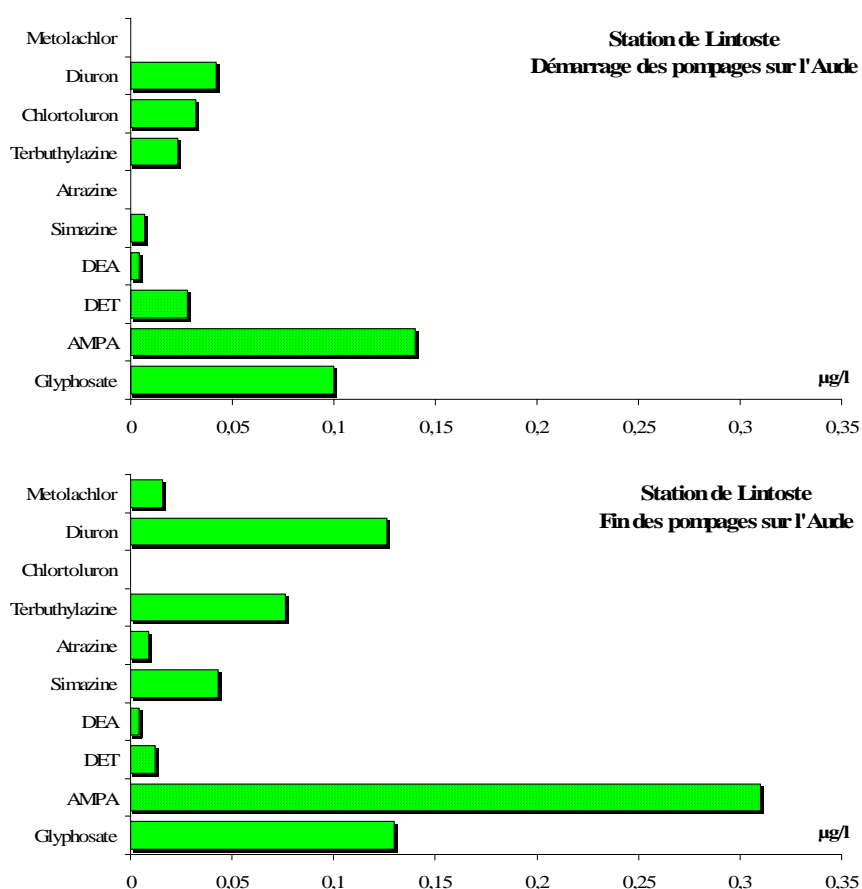


Figure 14. 6 : Concentrations en pesticides retrouvées à la station de pompage de Lintoste, dans les eaux de l'Aude utilisées pour le ressuyage des terres agricoles sur le bassin versant de la lagune de Vendres (ci-dessus : au démarrage des pompages, ci-dessous : à la fin des pompages), même légende que figure 14.2.

4.1.2. Caractérisation de l'effet du ressuyage sur la contamination de l'étang

La Figure 14. 7 représente les teneurs en herbicides retrouvées le 11/02/05 et le 25/02/05 dans l'étang de Vendres à l'exutoire du canal de la Matte.

Le prélèvement d'eau du 11/02/05 devait être réalisé pour faire un point zéro dans la lagune, ceci avant le démarrage des ressuyages. Malheureusement, des difficultés de communication nous ont contraint à ne réaliser ce prélèvement que

cinq jours après le démarrage effectif des pompages sur l'Aude. Ce prélèvement peut donc laisser planer un doute quand à la réalité du point zéro qui a été réalisé, notamment compte tenu des fortes concentrations en AMPA qui ont été retrouvées (jusqu'à 2,58 µg/l). S'il est peu probable que les eaux de vidange du ressuyage ait contaminé si vite la lagune (5 jours seulement après le début des pompages), il est en revanche fort possible que les précipitations du mois de février aient participé à la contamination précoce de la lagune par lessivage des terres agricoles proches. En effet, les précipitations de février 2005 ont été bien plus importantes que la moyenne 2000-2006 (Figure 14. 8), essentiellement grâce à l'épisode du 6 au 10 février 2005 (juste avant le prélèvement) qui a vu tomber 114 mm d'eau en quatre jours (Figure 14. 9). D'ailleurs, ce jour là sur le terrain, le canal coulait en direction de la lagune avec le débit le plus important observé au cours de l'étude, ce qui peut confirmer cette dernière hypothèse.

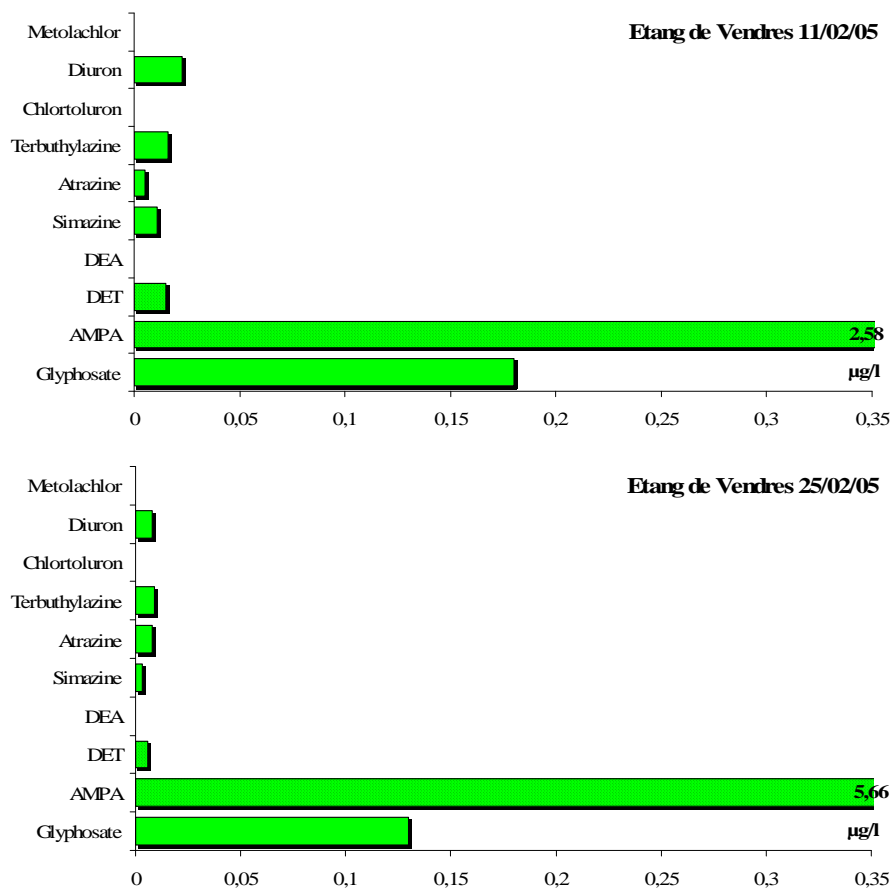


Figure 14. 7 : Concentrations en pesticides retrouvées sur les prélèvements d'eau dans l'étang de Vendres, à l'exutoire du canal de la Matte, pendant la période de ressuyage en février 2005 (même légende que figure 14.2).

Deux semaines plus tard, le 25/02/05, alors qu'aucune pluie efficace n'a été enregistrée depuis le premier prélèvement, le nouvel échantillon (Figure 14. 7) montre une augmentation très importante des teneurs en AMPA (avec un pic culminant à 5,66 µg/l), qui reflète cette fois l'effet des arrivées d'eau issues de la vidange des terres agricoles ressuyées. Le ressuyage des terres agricoles s'accompagne donc d'un enrichissement des eaux en AMPA d'un facteur 10 à 20 par rapport à l'eau de l'Aude. Cela indique une utilisation importante du glyphosate à l'automne et en hiver sur le bassin versant, lequel se dégrade (facteurs biotiques) assez rapidement sur les sols en AMPA (Ineris, fiches ECH/EPA). Les autres molécules sont à la fois peu représentées et peu concentrées, indiquant à cette époque, une faible présence sur ce bassin versant et donc une faible remobilisation lors du ressuyage.

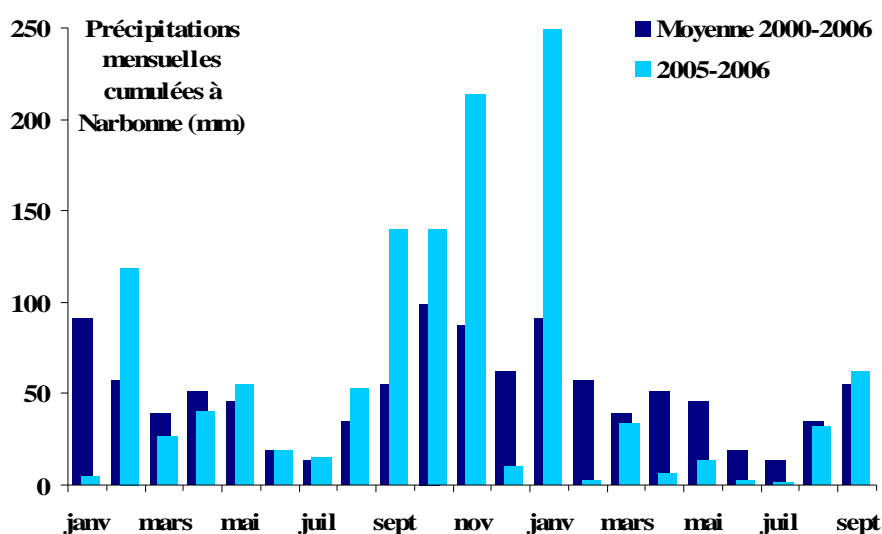


Figure 14. 8 : Précipitations mensuelles enregistrées par Météo France à la station météorologique de Narbonne (la plus proche de Vendres) durant l'année 2005-2006 et comparaison avec les précipitations mensuelles moyennes sur les 6 dernières années.

Le ressuyage des terres agricoles s'est terminé le 13 mars 2005 avec l'arrêt des pompages sur l'Aude. Le prélèvement d'eau du 18/03/05 représente donc le premier prélèvement après la fin des pompages. La Figure 14. 10 montre les teneurs en pesticides retrouvées ce jour là dans l'étang de Vendres. On note une légère baisse de la concentration en AMPA, qui reste néanmoins encore extrêmement élevée (3,62 µg/l), avec dans le même temps une augmentation modérée de la teneur en glyphosate (jusqu'à 0,42 µg/l). Cela confirme que malgré la fin des pompages, l'étang est encore soumis à des arrivées d'eau issues

de la vidange progressive des terres agricoles submergées, en effet, aucune pluie ne s'est produite du 20 février au 20 mars (Figure 14. 9). Les dernières zones ressuyées semblent avoir été traitées plus récemment compte tenu de l'augmentation relative du glyphosate au détriment de son métabolite.

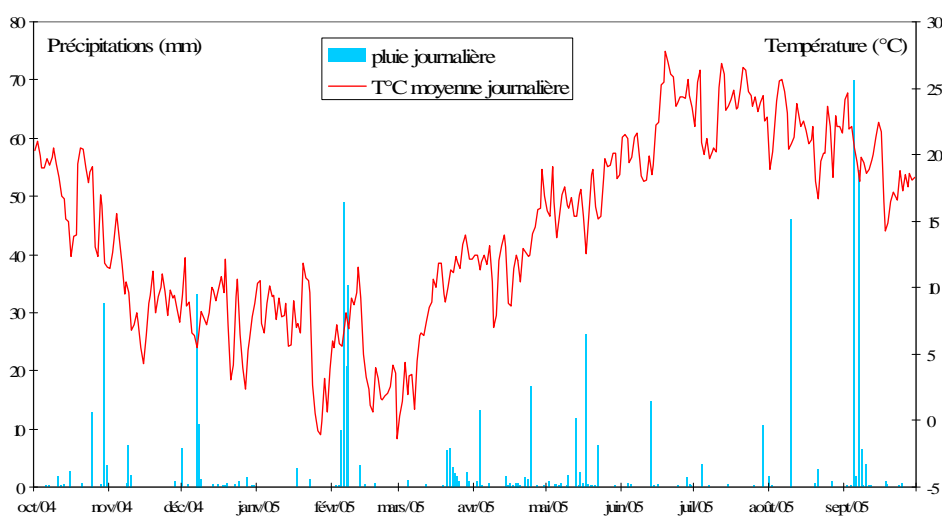


Figure 14. 9 : Evolution de la température moyenne et des précipitations journalières à la station de Narbonne, d'octobre 2004 à septembre 2005.

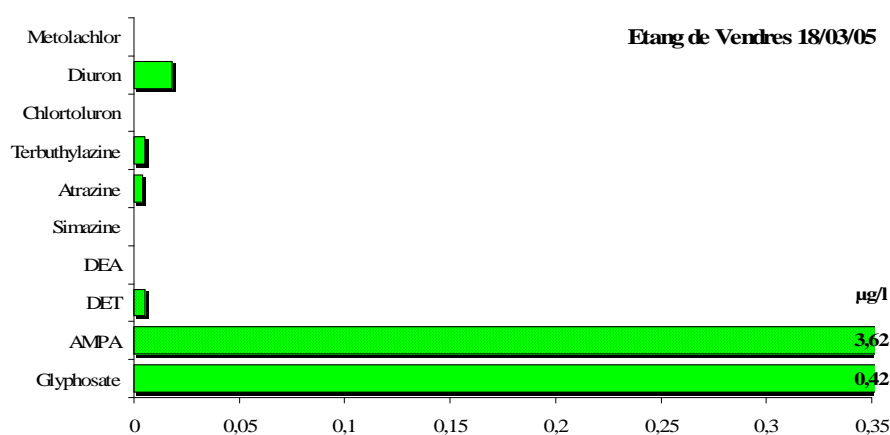


Figure 14. 10 : Concentrations en pesticides retrouvées sur les prélèvements d'eau dans l'étang de Vendres, à l'exutoire du canal de la Matte, juste après la fin des ressuyages en mars 2005 (même légende que figure 14.2).

Les deux prélèvements d'eau suivants correspondent aux prélèvements des 7 et 18 avril 2005, soit respectivement 25 et 36 jours après l'arrêt des pompes sur

l'Aude. La Figure 14. 11 représente les concentrations en herbicides obtenues dans l'étang de Vendres pour ces deux dates. On observe une nette décroissance des teneurs en AMPA 25 jours après la fin des pompages, décroissance qui se poursuit ensuite après 36 jours. On enregistre même la plus faible concentration en AMPA sur un échantillon d'eau de l'étang avec 0,77 µg/l. Cette concentration se rapproche de celle de l'eau de l'Aude, mais reste toujours plus forte, plus d'un mois après la fin du ressuyage. Si la vidange des eaux de ressuyage a peut-être encore un effet sur l'eau de l'étang, 25 jours après la fin des pompages, en revanche, il semble que 36 jours après, l'influence soit vraiment plus réduite. On commence en effet à voir émerger une signature nouvelle, sans doute celle des traitements de début de printemps sur les terres agricoles proches avec des teneurs en simazine et en diuron qui commencent à augmenter dans les eaux de l'étang (respectivement 0,13 et 0,025 µg/l).

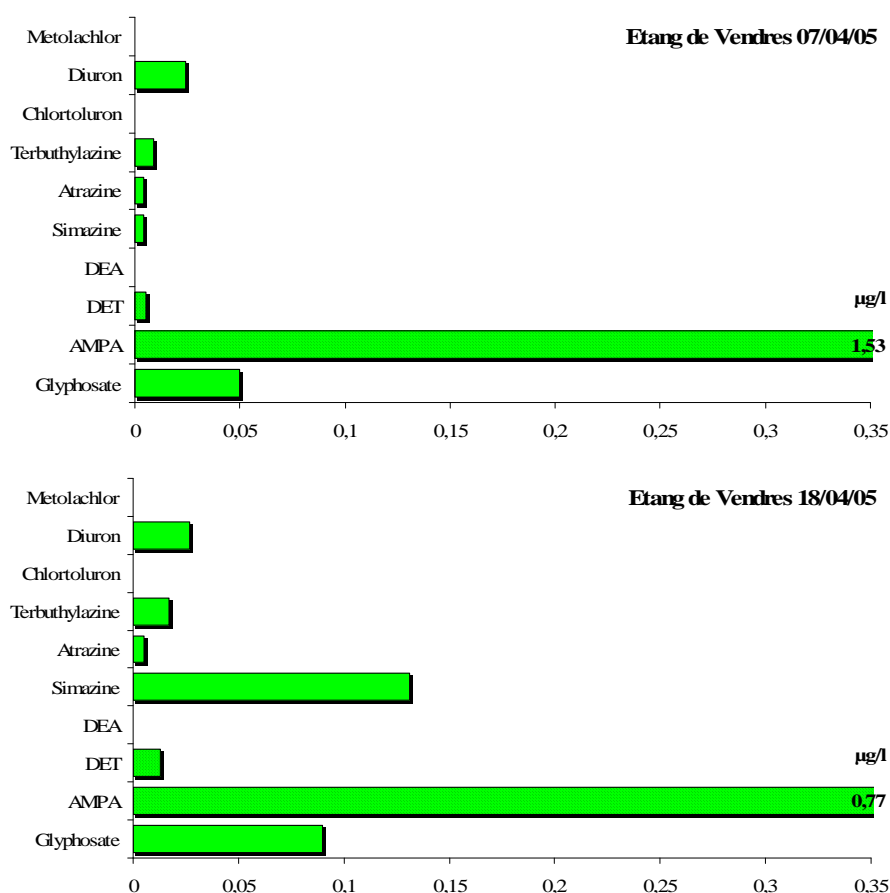


Figure 14. 11 : Concentrations en pesticides retrouvées sur les prélèvements d'eau dans l'étang de Vendres, à l'exutoire du canal de la Matte, un mois après la fin des ressuyages en avril 2005 (même légende que figure 14.2).

4.1.3. Résultats des capteurs passifs POCIS

Des capteurs passifs ont été positionnés sur toute la durée de la campagne « ressuyage », comme indiqué dans la partie « Méthodes ». Au total, comme pour les prélèvements d'eau, dix pesticides ont été piégés dans ces capteurs mais ce ne sont pas exactement les mêmes substances qui ont été retrouvées sur les deux matrices. La principale différence vient du fait que ni le glyphosate, ni l'AMPA ne sont susceptibles de s'adsorber sur ces capteurs c'est pourquoi ils n'y ont pas été recherchés. Les deux principaux contributeurs en terme de contamination des prélèvements d'eau ne pourront malheureusement pas faire l'objet de quantifications sur POCIS. En revanche, parmi les autres substances retrouvées le plus souvent dans les POCIS, on note la présence de diuron, chlortoluron, oxadixyl, terbuthylazine, DET, simazine et bentazone dans tous les capteurs (Figure 14. 12), les autres substances retrouvées épisodiquement sont le metoxuron, l'isoproturon et le methyl-parathion. Pour ce dernier composé, insecticide, sa présence inattendue en forte quantité (205 ng), est en accord avec les caractéristiques de la molécule (laquelle possède une hydrophobicité faible à modérée) et de la phase adsorbante du capteur. Néanmoins, sa mise en évidence dans un seul des trois capteurs positionnés dans le milieu, entre le 18 mars et le 18 avril 2005, n'en est pas moins étonnante et peut laisser perplexe.

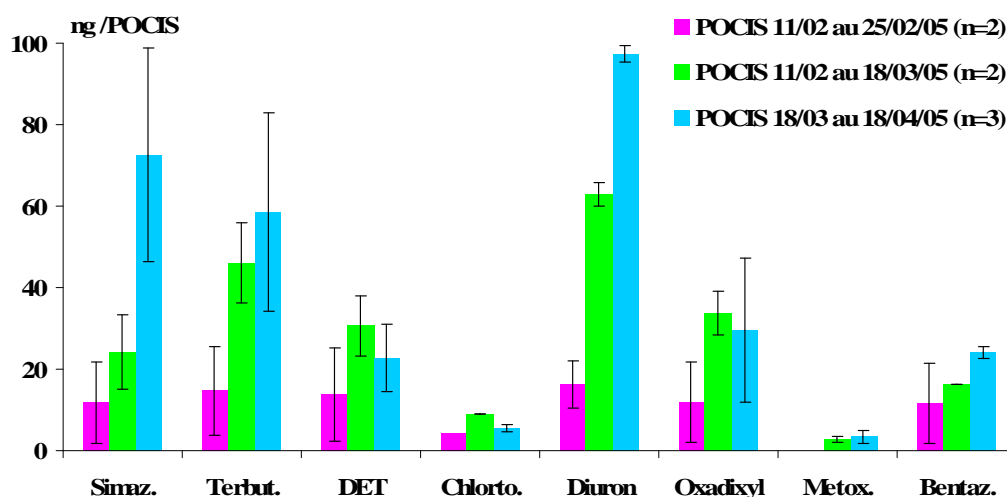


Figure 14. 12 : Quantités absolues des principaux herbicides retrouvés dans les capteurs POCIS au cours de la campagne « ressuyage » sur l'étang de Vendres en 2005.

La Figure 14. 13 permet de faire une comparaison qualitative des résultats obtenus avec les deux matrices (eau et capteur passif POCIS) pour le diuron au

cours de la campagne « ressuyage ». Une très bonne corrélation est relevée à la fois entre les capteurs qui ont été exposés à la même période pendant des durées différentes et qui possèdent deux semaines d'exposition en commun (cf traits roses et verts sur la figure), mais aussi entre les capteurs qui ont été exposés pendant la même durée (1 mois) à des périodes différentes (début et fin de suivi, traits verts et bleus). Il y a presque un facteur quatre entre les quantités de diuron adsorbées sur le groupe « rose » de POCIS par rapport au groupe « vert », alors que ce dernier a été exposé pendant une durée seulement 2,5 fois plus importante (respectivement 35 et 14 jours). Grâce aux POCIS, on peut donc proposer, à partir du moment où on estime que les conditions hydrodynamiques ont été relativement similaires sur la période considérée, que le début du mois de mars a été plus contaminé que la fin du mois de février. Ce qui n'apparaît pas forcément sur les concentrations ponctuelles relevées dans les eaux de l'étang de Vendres. Ceci montre clairement l'intérêt d'un système intégratif. De même, par comparaison des groupes « bleu et vert » (même durée d'exposition), on peut affirmer que les eaux ont été plus contaminées en mars-avril qu'en février-mars, ce qui cette fois, apparaît plus clairement sur les prélèvements d'eau ponctuels.

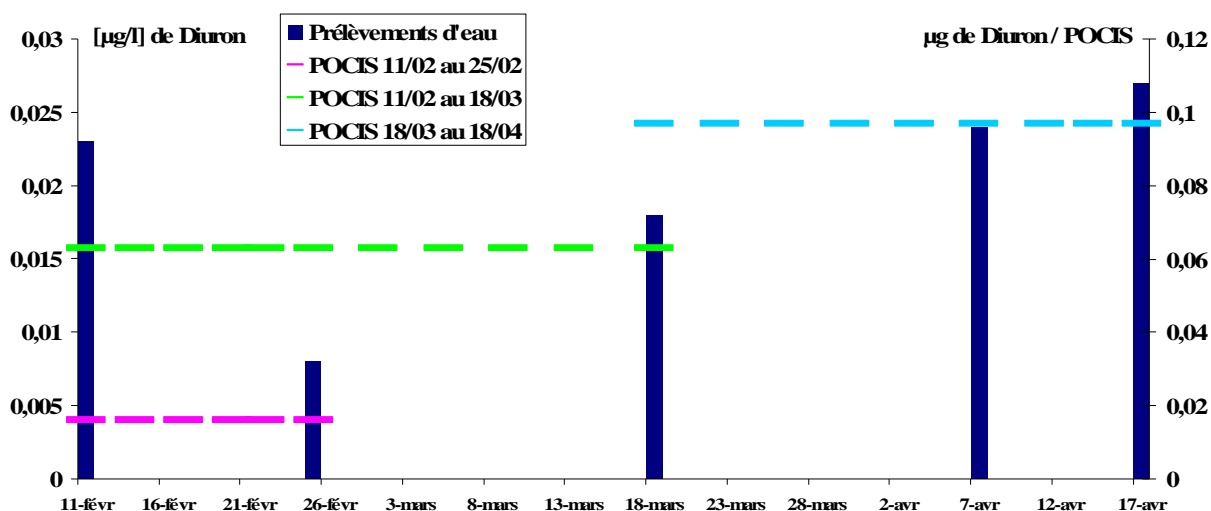


Figure 14.13 : Comparaison qualitative des concentrations en diuron retrouvées dans les échantillons d'eau de l'étang de Vendres au cours de l'hiver 2005 (campagne « ressuyage ») et de la moyenne des quantités de diuron extraites par les POCIS au cours de trois périodes d'exposition (rose, verte et bleue).

Malgré ces nouvelles informations apportées par les POCIS, il n'est pas encore possible à partir des quantités adsorbées de retrouver une concentration moyenne dans l'eau. Plusieurs facteurs liés à la cinétique d'adsorption doivent au préalable faire l'objet de calibrations en laboratoire pour chacune des matières actives. Dans la bibliographie, à l'heure actuelle, cela n'a été réalisé que pour l'atrazine et

le diuron, par les concepteurs des POCIS (Alvarez, 2004). Pour cette dernière matière active, ces auteurs rapportent que le taux d'échantillonnage², principale variable permettant de relier les concentrations dans l'eau et les quantités adsorbées, varie entre 0,005 et 0,045 litres/jours en laboratoire, respectivement en conditions d'eau stagnante et agitée. D'après les résultats de terrain, les taux d'échantillonnages calculés in-situ dans l'étang de Vendres pour le diuron, sont compris entre 0,07 et 0,14 litres/jour, ce qui est plus élevé que les données bibliographiques, mais qui semble néanmoins en accord avec elles, compte tenu que les conditions de terrain sont sans doute plus turbulentes. Par ailleurs, si on applique le coefficient de 0,045 (conditions turbulentes) issu de la bibliographie pour le diuron, on peut évaluer les concentrations moyennes en diuron de la colonne d'eau pendant la période d'exposition des capteurs. Ces concentrations seraient respectivement de 0,03 µg/l (période rose), 0,04 µg/l (période verte) et 0,07 µg/l (période bleue), ce qui est légèrement plus important que la gamme des valeurs retrouvées sur les échantillons d'eau ponctuels, tout en étant dans le bon ordre de grandeur.

De ce premier suivi in-situ de la présence d'herbicides sur l'étang de Vendres au moyen de capteurs passifs POCIS, on peut tirer les conclusions suivantes :

- Les substances retrouvées dans presque tous les prélèvements d'eau (et qui possèdent une hydrophobicité intermédiaire entre un $\log K_{ow}$ de 1,5 et 3,2) ont également été retrouvées dans les capteurs passifs. Ces derniers adsorbent bien les herbicides, dans la gamme des produits ciblés.
- Les capteurs passifs ont permis de mettre en évidence la présence de molécules non recherchées dans les eaux lors de la campagne ressuyage (bentazone, oxadixyl, metoxuron, méthyl-parathion). Cela confirme la remarque précédente.
- Compte tenu des faibles concentrations en diuron, simazine et terbuthylazine, retrouvées dans la colonne d'eau (moyenne de 0,02 µg/l pour le diuron, 0,01 µg/l pour le terbuthylazine et 0,04 µg/l pour la simazine) au cours de la campagne ressuyage, les POCIS constituent des outils intéressants pour pré-concentrer in-situ les contaminants jusqu'à des niveaux plus facilement dosables (jusqu'à 0,1 µg de diuron a été retrouvé dans les capteurs, 0,075 et 0,09 µg respectivement pour la terbuthylazine et la simazine), à condition de les laisser suffisamment de temps dans l'eau. Une durée d'exposition de un mois semble la plus adaptée pour de telles concentrations et représente un bon compromis

² Le taux d'échantillonnage, traduction littérale de *Sampling Rate*, correspond pour une substance donnée, au volume d'eau épuré par jour par un capteur POCIS conventionnel (dont le volume d'adsorbant est « normalisé »). Le taux d'échantillonnage est notamment influencé par la turbulence du milieu, la température, la salinité ou le biofouling. D'où la difficulté, mais qui est aussi une nécessité, de bien le calibrer en conditions de laboratoire.

entre une adsorption jusqu'à des niveaux utiles et le problème du développement du biofouling sur les membranes des capteurs.

- La reproductibilité des capteurs POCIS est globalement satisfaisante. En raison de la présence sur quelques capteurs isolés de molécules non retrouvées sur les autres (ex : méthyl-parathion), une étude particulière en laboratoire pourrait être menée afin de préciser l'importance de la position du capteur par rapport au flux principal, vis-à-vis de l'extraction des pesticides in-situ.

4.2. Campagne épandages, printemps 2006

4.2.1. Résultats des échantillons d'eau ponctuels

Les résultats des quatre échantillons d'eau ponctuels prélevés dans l'étang de Vendres, à l'exutoire du canal de la Matte, d'avril à juillet 2006, sont présentés sur la Figure 14. 14. Seul une matière active a été retrouvée systématiquement sur les quatre échantillons d'eau, il s'agit de l'aminotriazole, herbicide utilisé couramment en viticulture. Mais de manière assez inattendue, il s'agit aussi de la seule et unique matière active retrouvée dans chacun des échantillons d'eau prélevés au cours de cette campagne. L'explication de cette absence, alors que généralement, c'est à cette époque que les teneurs maximales dans les eaux sont retrouvées est à rechercher dans la météorologie particulière du printemps 2006.

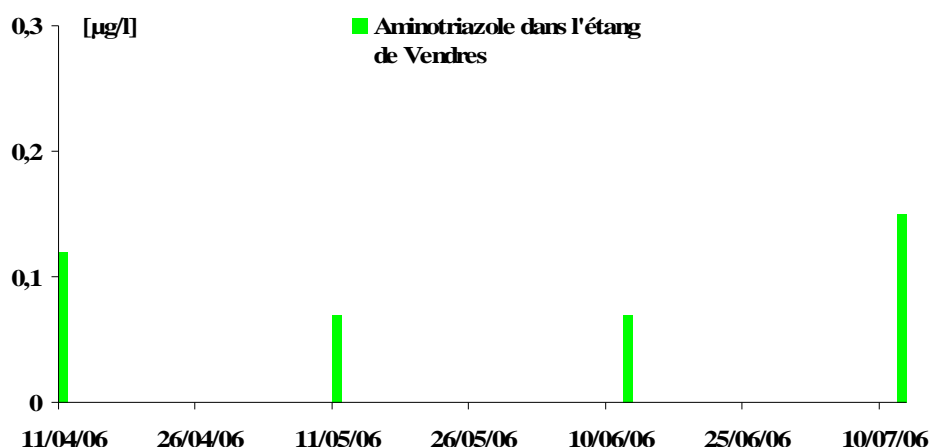


Figure 14. 14 : Concentrations en aminotriazole retrouvées sur les prélèvements d'eau dans l'étang de Vendres, à l'exutoire du canal de la Matte, lors de la campagne épandages, au printemps 2006.

En effet, comme le montre la Figure 14. 8, les dernières grosses précipitations ont eu lieu en janvier 2006, avant qu'une véritable période de sécheresse s'installe sur la région, avec un déficit pluviométrique se creusant mois après mois

jusqu'en août. Quelques précipitations ont eu lieu au début du mois de mars mais aucune véritable pluie efficace (c'est-à-dire susceptible d'entraîner un lessivage et une reprise même limitée des écoulements) n'est tombée pendant quatre mois, d'avril à juillet (Figure 14. 15). Autrement dit, la période printanière a été complètement sèche cette année ! Le point positif, c'est que les molécules épandues sur les bassins versants ont donc eu tendance à rester à leur place. Le transfert vers la colonne d'eau, compte tenu de notre climat méditerranéen, sec et aride, a été inexistant ou extrêmement réduit pendant toute la durée de la campagne. D'ailleurs, lors de chacun des prélèvements d'eau réalisés, il a été observé soit des eaux complètement stagnantes au niveau du point de prélèvement (aucunes arrivées d'eau du canal les 11/05 et 12/06), soit une tendance à des remontées d'eau de l'étang vers le canal en raison du vent (les 11/04 et 12/07), mais là encore le débit du canal était nul. Au regard de ces informations, il apparaît même étonnant que l'aminotriazole ait été retrouvée sur chacun des prélèvements d'eau. L'origine de cette contamination est toutefois difficile à expliquer.

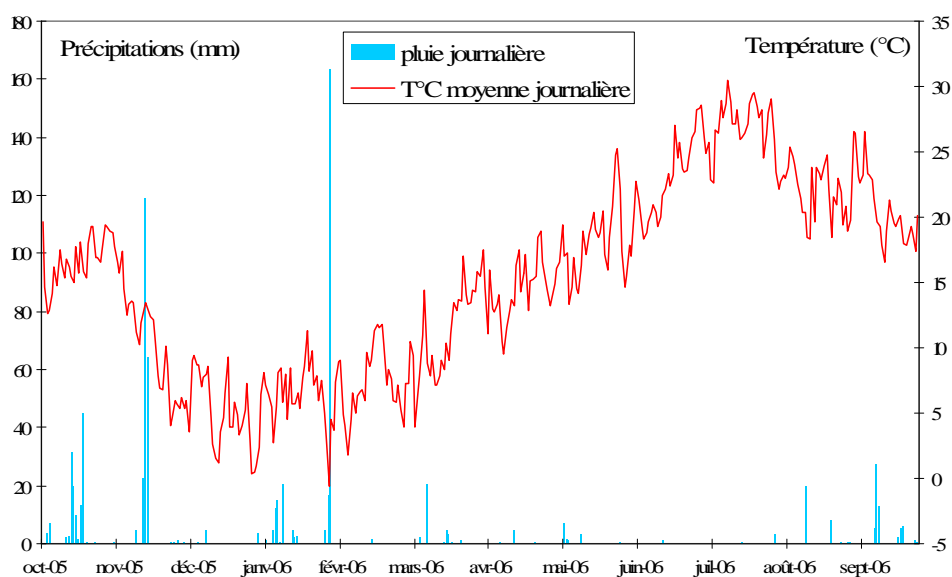


Figure 14. 15 : Evolution de la température moyenne et des précipitations journalières à la station de Narbonne, d'octobre 2005 à septembre 2006.

4.2.2. Résultats des capteurs passifs POCIS

Compte tenu des résultats des prélèvements d'eau, il nous ait apparu malgré tout intéressant de savoir ce que les capteurs passifs avaient pu adsorber pendant leur mois d'exposition. Nous avons été complètement stupéfaits de retrouver quinze herbicides différents dans les capteurs positionnés au printemps 2006, sachant que ce sont exactement les mêmes molécules qui ont été recherchées par rapport

à la campagne ressuyage. Les neuf molécules retrouvées le plus souvent sont présentées sur la Figure 14.16. Les autres sont le métolachlor et le metoxuron (seulement sur les capteurs installés de mi-mai à mi-juin), et le mesosulfuron, le lodosulfuron, le 2-4 D et le MCPA, sur un seul capteur à la même époque que les premiers. Notons que l'aminotriazole, comme lors de la première campagne, n'a pas été recherchée sur les capteurs POCIS car ses propriétés ne lui permettent pas de s'adsorber dessus.

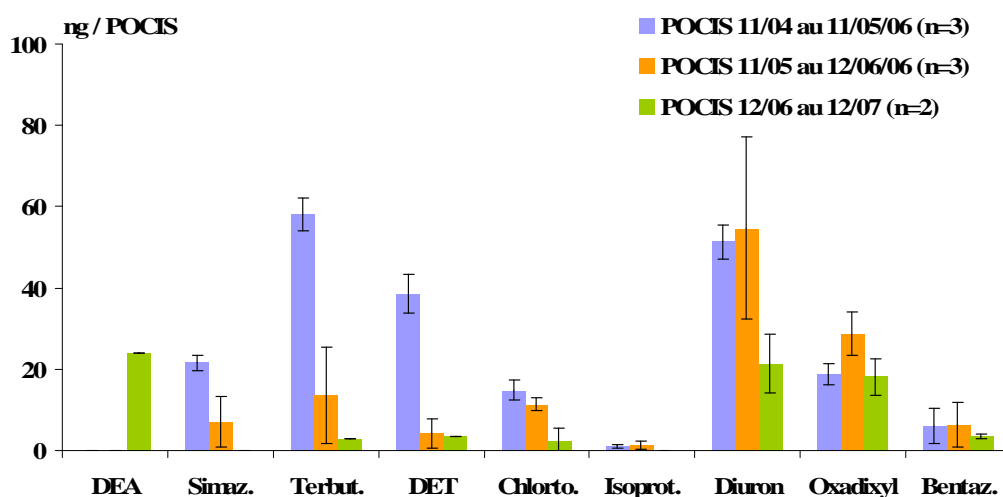


Figure 14.16 : Quantités absolues des principaux herbicides retrouvés dans les capteurs POCIS au cours de la campagne « épandages » sur l'étang de Vendres en 2005.

Les quantités retrouvées dans les capteurs sont relativement faibles en 2006, sauf pour le diuron qui reste toujours la molécule la plus accumulée parmi les pesticides recherchés, suivi de la terbuthylazine et de son métabolite, la DET.

A l'inverse de la première campagne, les capteurs passifs ont cette fois permis de mettre en évidence de nombreux composés qui n'avaient pas été retrouvés dans les échantillons d'eau. Une explication est peut-être que les teneurs étaient si faibles que les échantillons d'eau n'ont rien pu révéler. Mais les quantités adsorbées sur les capteurs laissent penser que les teneurs dans l'eau, bien que faibles pouvaient être quantifiables. Le problème de cette disparité de réponse entre prélèvements d'eau ponctuels et capteurs passifs reste donc entier. Il ne sera possible de répondre à cette question qu'en mettant en œuvre une batterie de test en laboratoire pour calibrer les capteurs et estimer, pour des conditions les plus proches possibles des conditions de terrain, des taux d'échantillonnage concrets.

4.2.3. Comparaison des teneurs en produits phytosanitaires retrouvées dans les eaux de l'étang de Vendres avec les normes et seuils de qualité disponibles à l'heure actuelle

Pour les pesticides présents dans les listes de molécules prioritaires définies par la DCE, une comparaison des teneurs retrouvées dans l'étang de Vendres au cours de cette étude avec les Normes de Qualité Environnementale (NQE proposées par la Commission Européenne et en instance de validation) peut être réalisée. Un rappel de ces NQE est fait dans le Tableau 14.1.

Parmi les pesticides des listes DCE retrouvées dans la lagune de Vendres, on trouve l'atrazine, le diuron, l'isoproturon et la simazine. Aucune de ces molécules ne dépasse sa NQE sur un prélèvement d'eau dans l'étang de Vendres. Cette étude ne permet pas de conclure à un problème particulier de qualité de l'étang de Vendres vis-à-vis de ces herbicides, avec tout de même la nuance que la période printanière, en théorie la plus déclassante en terme de qualité des milieux aquatiques vis-à-vis des pesticides, n'a apparemment pas pu être diagnostiquée de manière valide, compte tenu d'une météorologie exceptionnelle et peut-être de problèmes autres, mis en évidence par l'emploi de capteurs passifs.

Tableau 14.1 : Normes de Qualité Environnementale proposées par la Commission Européenne (*et ayant fait l'objet d'un consensus avec les propositions de la cellule ARC (Ifremer/Ineris)), pour les pesticides figurant en annexe de la Directive Cadre Eau.

Matière active	Classe	Matrice de prélèvement	NQE proposée* (µg/l)
Alachlor	herbicide	Eau	0,3
Atrazine	herbicide	Eau	0,6
Chlorfenvinphos	insecticide	Eau	0,1
Chlorpyrifos	insecticide	Eau-Sed-Biote	0,03
Diuron	herbicide	Eau	0,2
Endosulfan	insecticide	Eau-Sed-Biote	0,0005
Lindane	insecticide	Eau-Sed-Biote	0,002
Isoproturon	herbicide	Eau	0,3
Simazine	herbicide	Eau	1
Trifluraline	herbicide	Sed-Biote	0,03
Total DDT	insecticide	Sed-Biote	0,025

Parmi les herbicides retrouvés dans la lagune de Vendres, le glyphosate et l'AMPA ont montré les concentrations les plus élevées. Ne faisant pas partie des listes prioritaires établies par le DCE, ils ne disposent pas de NQE. Une

comparaison des teneurs enregistrées avec les seuils du SEQ Eau V2 a donc été réalisée à défaut. Les seuils du SEQ pour ces deux herbicides sont reportés dans le Tableau 14.2.

Tableau 14.2 : *Seuils de passage d'un état Bon (classe verte) à un état Moyen (classe jaune) pour l'altération « Glyphosate » et son métabolite « AMPA », vis-à-vis de la classification du SEQ Eau V2 par rapport aux effets sur la biologie, la production d'eau potable ou les loisirs)*

Matière active	Classe	Matrice de prélèvement	Seuil SEQ Eau V2** (µg/l)
Glyphosate	herbicide	Eau	0,4
AMPA	métabolite herb	Eau	0,7

Le glyphosate dépasse sur un prélèvement (celui du 18/03/05) le seuil du SEQ à partir duquel cet herbicide entraîne un effet sur la biologie. Le dépassement est faible, 0,42 µg/l pour un seuil à 0,4 µg/l, mais néanmoins bien réel. Son métabolite, l'AMPA, dépasse sur tous les prélèvements de la campagne 2005 son seuil SEQ. Le dépassement est en général très élevé, de deux à huit fois le seuil (pourtant à 0,7 µg/l) et met en évidence un véritable problème environnemental sur l'étang de Vendres vis-à-vis de ce métabolite.

On peut donc être préoccupé par cette présence importante et durable du glyphosate et de son métabolite dans la lagune de Vendres, d'autant que plusieurs études montrent que ce produit est en général utilisé dans des formulations qui comprennent des adjuvants et autres surfactants qui sont bien plus toxiques que la matière active herbicide (Tsui, 2003). Par ailleurs, on sait très peu de choses sur la toxicité de son métabolite, l'AMPA. Enfin, avec le retrait d'utilisation de nombreuses molécules herbicides de la famille des triazines et des urées substituées, et grâce à un véritable tapage médiatique abusif et mensonger, le glyphosate est en passe de devenir, si ce n'est déjà fait, la molécule la plus utilisée en France à la fois par les agriculteurs, et l'ensemble des autres usagers (voiries, espaces verts, particuliers, SNCF...), ce qui ne peut qu'amplifier dans les années à venir le phénomène de contamination des masses d'eau déjà largement observé ces dernières années.

Dans la bibliographie, quelques trop rares études se sont penchées sur la toxicité du glyphosate sur des espèces vivantes (et aucune étude à l'heure actuelle, ne s'est penchée sur celle de l'AMPA). Selon Wong (2000), une concentration de 2 mg/l de glyphosate seul pourrait significativement inhiber la croissance de l'algue verte *Scenedesmus quadricauda*. Les microalgues (*Selenastrum capricornutum* et *Skeletonema costatum*) et les crustacés seraient selon Tsui (2003), 4 à 5 fois plus sensibles au Roundup que les bactéries et les protozoaires. Les concentrations à partir desquelles une inhibition de la photosynthèse se

produit sur le phytoplancton seraient au minimum de 0,33 mg/l pour le Roundup et 0,82 mg/l pour le glyphosate seul. Vis-à-vis de l'homme, quelques études soulignent le caractère cancérigène suspecté du glyphosate sur des agriculteurs l'employant de manière courante, tout en proposant une révision des critères d'autorisation de mise sur le marché de cette molécule.

5. Conclusion

L'étang de Vendres a fait l'objet d'une étude prospective pour évaluer son niveau de contamination en produits phytosanitaires hydrosolubles. Il apparaît que cette lagune, en raison d'un bassin versant proche particulièrement agricole (essentiellement de la viticulture), est soumise à des apports importants en glyphosate et en AMPA, son métabolite. Ces apports dépassent les seuils de qualité du SEQ Eau indiquant que les teneurs observées dans l'eau peuvent induire des effets sur les organismes vivants. L'absence d'études concernant la toxicité de l'AMPA et ses effets sur les organismes aquatiques confirme le risque potentiel pour l'écosystème aquatique de cette lagune et de sa zone humide (roselière). En effet, il ne faut pas perdre de vue que les effets à long terme de faibles doses de contaminants et les effets cumulés de plusieurs contaminants (jusqu'à quinze herbicides différents ont été retrouvés dans les eaux de l'étang de Vendres) même à faibles doses, ne sont pour l'heure que peu étudiés et peuvent avoir des répercussions aussi graves voire plus graves que les effets aigus et directs sur lesquels se basent les classes de qualité du SEQ ou parfois même les NQE.

Les capteurs passifs POCIS ont démontré qu'ils étaient des outils pertinents et utiles pour la mise en œuvre d'un diagnostic « pesticide » en milieu lagunaire et leur utilisation devrait à l'avenir être élargie, à la suite des avancées méthodologiques liées à leur calibration. La méthodologie utilisée sur l'étang de Vendres, qui couple prélèvements d'eau classiques et capteurs passifs intégratifs, permet de caractériser au mieux la masse d'eau échantillonnée mais pour être complètement validée, elle devra néanmoins à l'avenir prendre en compte de manière plus efficace la météorologie particulière du climat méditerranéen et son impact sur le transfert des contaminants.

6. Références Bibliographiques

- Alvarez, D.A., & al, 2004. Development of a passive, in situ, integrative sampler for hydrophilic organic contaminants in aquatic environments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(7), 1640-1648.
- Union Européenne, 2000. Directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. *Journal Officiel des communautés européennes*. France (L327) : 1-72.
- INERIS. Portail des substances chimiques. Site internet : <http://chimie.ineris.fr>
- Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2002. *Chapitre IX ; Etang de Thau*, 7. : « Suivi de la pollution par le tributylétain (TBT) ». Rapport RSL-03/2003, 523 p.
- Ifremer, 2004. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. *Chapitre XV ; « Etat de la contamination des milieux aquatiques par des pesticides en Languedoc-Roussillon. Synthèse des données de la CERPE »*. Rapport RSL-04/2004, 424 p.
- Tsui, M., Chu, L.M., 2003. Aquatic toxicity of glyphosate-based formulations : comparison between different organisms and effects of environmental factors. *Chemosphere*, 52 (7). 1189-1197.
- MEDD, 2005. Circulaire DCE 2005/12 relative à la définition du « bon état » et à la constitution des référentiels pour les eaux douces de surface (cours d'eau, plans d'eau), en application de la directive européenne 2000/60/DCE du 23 octobre 2000, ainsi qu'à la démarche à adopter pendant la phase transitoire (2005-2007). Circulaire DE / MAGE / BEMA 05 / n° 14, 17 p.
- Marchand, M., James, A., 2006. Directive cadre sur l'Eau et Normes de Qualité Environnementale en milieu marin (eaux de transition et eaux côtières). Cellule mixte Ifremer/INERIS d'Analyse des Risques Chimiques en milieu marin (ARC). Septembre 2006 - R.INT.DCN-BE-ARC/2006.09/Nantes. 21 p.
- Wong, P.K., 2000. Effects of 2,4-D, glyphosate and paraquat on growth, photosynthesis and chlorophyll-a synthesis of *Scenedesmus quadricauda* Berb 614. *Chemosphere*, 41 (). 177-182.

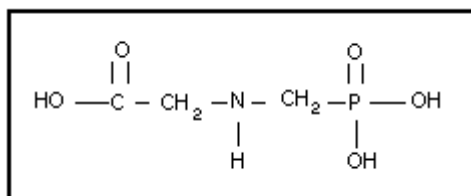
7. Annexes

7.1. Matières actives recherchées qualitativement sur les POCIS par le Pôle Analytique des Eaux (Plouzané)

2,4 D	dieldrine	neburon
acetochlore	diflubenzuron	op' DDT
alachlore	diflufenicanil	oxadiazon
aldrine	dimethenamide	oxadixyl
alpha HCH	diuron	parathion ethyl
atrazine	endosulfan Alpha	pendimethaline
azinphos ethyl	endosulfan beta	phosdrine
bentazone	endrine	pp' DDD
beta HCH	ethion	pp' DDE
bifenox	flazasulfuron	pp' DDT
carbofuran	fluazifop butyl	propachlore
chlortoluron	HCB	propazine
cyanazine	heptachlore	propiconazole
DEA	heptachlorépoxyde	simazine
DET	irgarol	tebutame
DIA	isoproturon	terbuthylazine
diazinon	lindane	terbutryne
dichlorprop	malathion	trifluraline
dichlorvos	MCPA	métazachlore
diclofop methyl	mecoprop	methyl parathion
monolinuron	metoxuron	metolachlore

7.2. Renseignements généraux concernant le Glyphosate (cf fiche Ineris/ECH/EPA) :

Glyphosate :



Herbicide organo-phosphoré, le glyphosate est une matière active extrêmement soluble en milieu aqueux. Son log K_{ow} est de - 2,8 ce qui en fait une molécule particulièrement hydrophile et non bioaccumulable. En fonction du pH, le glyphosate peut se présenter sous différentes formes ioniques dans l'eau (molécule amphotère), ce qui en fait une molécule particulièrement complexe à doser dans les suivis environnementaux. Le glyphosate est un herbicide systémique, non sélectif, utilisé généralement en post-émergence en agriculture mais aussi pour de nombreuses utilisations non agricoles. Ses doses d'application varient en fonction des formulations mais elles n'excèdent pas 5,8 kg/ha. Il est présent dans de nombreuses formulations de part de monde, la principale étant le Roundup. Le glyphosate se dégrade assez rapidement sur les sols, 50 % de la dose appliquée peut être dégradée après deux ou trois jours seulement. Hydrolyse et photodégradation sont loin d'être efficaces dans la minéralisation du glyphosate, c'est la biodégradation bactérienne aérobie qui semble être le facteur le plus efficace de dégradation. Mais celle-ci peut être inhibée pour la plupart des communautés bactériennes (mais pas toutes) en présence de phosphates inorganiques. Son principal métabolite est l'acide aminométhylphosphonique (AMPA), résultant de la perte du groupement acétate. Si la durée de demi-vie du glyphosate dans l'eau varie de quelques jours à 91 jours, aucune donnée n'est à l'heure actuelle disponible concernant ce métabolite.

Le Roundup est une spécialité commerciale composée d'une association de glyphosate avec d'autres produits chimiques comprenant un agent tensioactif mouillant (détergent) qui favorise la dispersion des gouttelettes pulvérisées sur les feuilles des plantes. Il a été montré récemment que la toxicité de la formulation était plus grande que celle de la matière active seule ceci en raison de la présence du polyoxyéthylèneamine, qui serait en fait plus dangereux que le glyphosate lui-même.

ANNEXES

1. ANNEXE REMI.....	465
1.1. PRINCIPES TECHNIQUES DU REMI.....	465
1.1.1. <i>Surveillance régulière des zones classées A, B et C</i>	465
1.1.2. <i>Surveillance en alerte</i>	466
1.2. EVALUATION DE LA QUALITE D'UNE ZONE	467
2. LE RESEAU NATIONAL D'OBSERVATION (RNO).....	469
2.1. RNO MATIERE VIVANTE	469
2.2. RNO SEDIMENT	469
2.3. TOXICITE ET PROVENANCE	470
3. OUTIL D'EVALUATION DU NIVEAU D'EUTROPHISATION DES MILIEUX LAGUNAIRES.....	477
3.1. INTRODUCTION.....	477
3.2. LE PHYTOPLANKTON	478
3.3. LES MACROPHYTES	478
3.4. LA MACROFAUNE BENTHIQUE	481
3.5. LES SEDIMENTS	481
3.6. ETAT GENERAL ISSU DU DIAGNOSTIC DE L'EUTROPHISATION	482
3.7. GRILLE DE QUALITE DE L'EAU.....	483

1. Annexe REMI

1.1. Principes techniques du REMI

Créé en 1989, le REMI, réseau de contrôle microbiologique des zones de production de coquillages, a pour objet d'effectuer la surveillance sanitaire des zones classées A, B et C dans les conditions prévues par l'arrêté du 21 mai 1999 ; la finalité étant de vérifier la conformité des classements aux estimations de la qualité des zones.

Sur la base du dénombrement dans les coquillages vivants des bactéries *Escherichia coli*, le REMI a pour objectifs :

- - d'évaluer les niveaux de contamination microbiologique dans les coquillages et de suivre leurs évolutions,
- - de détecter et suivre les épisodes de contamination.

Il s'articule en deux volets : la surveillance régulière et la surveillance en alerte.

1.1.1. Surveillance régulière des zones classées A, B et C

Les prélèvements de coquillages s'effectuent sur des points pérennes, dont les coordonnées sont définies géographiquement. Ces points sont jugés représentatifs de la contamination dans les zones de production classées (en général un point de suivi est défini par zone classée). Ce point doit être placé de telle sorte qu'il permette la mise en alerte sur la zone : il est donc situé dans un secteur exposé à un risque d'insalubrité dû à un éventuel apport contaminant. L'espèce de coquillage prélevée est définie pour chaque zone classée et suivie. Rappelons ici que sur la base de l'arrêté du 21 mai 1999, une zone peut être classée pour 3 groupes de coquillages distincts en regard de leur physiologie :

- – groupe 1 : les gastéropodes, échinodermes et tuniciers,
- – groupe 2 : les bivalves fouisseurs,
- – groupe 3 : les bivalves non fouisseurs.

La fréquence de base du suivi est mensuelle, dans certains cas, la fréquence peut être bimestrielle. La détermination de la fréquence d'échantillonnage est basée sur une approche statistique de la répartition des résultats acquis durant les trois dernières années calendaires. La fréquence peut être bimestrielle lorsqu'il n'existe pas de risque significatif de conclure à tort sur la qualité de la zone, et inversement, la fréquence est mensuelle lorsqu'il existe un risque significatif de conclure à tort sur la qualité estimée de la zone. La fréquence est par conséquent adaptée au classement, au risque de dégradation épisodique de la qualité sanitaire de la zone classée. L'approche statistique permet d'aboutir à une grille de lecture (Figure 15.1) permettant suivant la moyenne géométrique des résultats obtenus en surveillance régulière pour la zone, d'identifier la fréquence de suivi sur la zone.

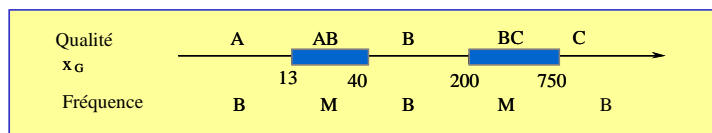


Figure 15.1 : Détermination de la fréquence d'échantillonnage en fonction de la qualité de la zone et de la moyenne géométrique (X_G) des résultats.

Si la zone n'est exploitée qu'une partie de l'année (cas notamment des gisements naturels classés administrativement), la fréquence peut être adaptée à la période d'exploitation. Afin que la surveillance puisse être la plus efficace possible, l'administration informe le laboratoire Ifremer des périodes d'ouvertures et de fermetures des gisements.

L'évaluation de la contamination, basée sur la recherche des bactéries *Escherichia coli*, est exprimée par le nombre de germes cultivables dans 100 g de chair et de liquide intervalvaire. Les méthodes d'analyses utilisées sont normalisées : NF V 08-600 - Technique du nombre le plus probable (NPP 3x5 Tubes) et NF V 08-106 – Technique par impédancemétrie directe. L'analyse doit débiter dans les 24 h suivant la réalisation du prélèvement. Depuis 1992, les LER utilisent en majorité la méthode impédancemétrique, cette méthode est actuellement étalonnée par rapport à la méthode NF V 08 600.

La programmation annuelle de la surveillance par zone classée est précisée dans l'Inventaire cartographique.

Les résultats obtenus sont saisis dans la base de données Quadrige. A l'issue des contrôles qualité, ces données sont mises en ligne et directement téléchargeables depuis le site Ifremer Environnement : www.ifremer.fr/envlit/surveillance.

1.1.2. Surveillance en alerte

Le dispositif d'alerte est organisé en niveau d'alerte, il peut être déclenché de façon préventive en cas de risque de contamination (niveau 0), ou en cas de contamination détectée, par exemple en cas de résultat défavorable dans le cadre de la surveillance régulière (niveau 1), et peut être maintenu en cas de contamination persistante (niveau 2). Un résultat est considéré comme défavorable lorsqu'il est supérieur ou égal au seuil défini pour chaque classe de qualité (inversement un résultat est favorable lorsqu'il est inférieur à ces seuils):

- - Zone A $\geq 1\,000$ *E. coli*/100 g CLI
- - Zone B $\geq 4\,600$ *E. coli*/100 g CLI
- - Zone C $\geq 46\,000$ *E. coli*/100 g CLI

Le déclenchement du dispositif d'alerte (niveau 0 ou 1) se traduit par :

- - l'émission immédiate d'un bulletin d'alerte (niveau 0 ou 1) vers une liste définie de destinataires comprenant notamment des administrations (Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture, Préfecture, Direction Départementale des Affaires Maritimes, Direction Départementale des Services Vétérinaires, Direction

Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales...) de façon à ce que l'autorité compétente puisse prendre les mesures adaptées en terme de protection de la santé des consommateurs ;

- - la réalisation dans les 48 h de prélèvement sur le ou les points de suivi de la zone concernée (sous réserve de possibilité d'accès aux points). Les points de prélèvement du dispositif d'alerte sont les points de prélèvement du dispositif de surveillance régulière.

Si le résultat (ou la série de résultat si la zone comporte plusieurs points de suivi) est favorable le dispositif d'alerte est levé, s'il est défavorable et qu'il y a persistance de la contamination (niveau 2), cela se traduit par l'émission immédiate d'un bulletin d'alerte vers une liste définie de destinataires comprenant, en plus des destinataires précédemment cités, des administrations centrales : Direction Générale de l'Alimentation, Direction Générale de la Santé. La surveillance est renforcée, la fréquence de suivi des points de la zone est hebdomadaire (sous réserve de possibilité d'accès aux points), jusqu'à la levée de l'alerte qui intervient suite à deux séries consécutives de résultat favorable.

L'efficacité du dispositif d'alerte peut être significativement améliorée par des informations préventives transmises par les partenaires des services administratifs intervenants sur le littoral (Direction Départementale des Affaires Maritimes, Direction Départementale des Services Vétérinaires, Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales, Direction Départementale de la Consommation de la Concurrence et de la Répression des Fraudes, Service Maritime et de Navigation), ainsi que par les professionnels de la conchyliculture. Il s'agit en particulier de toute information sur des circonstances pouvant conduire à une augmentation du risque sanitaire (rejets polluants, incident sur un réseau d'assainissement, événement météorologique, épidémie constatée ou présumée d'origine coquillière).

1.2. Evaluation de la qualité d'une zone

Chaque année, le laboratoire vérifie la conformité des résultats obtenus par rapport au classement de la zone et transmet ces informations à l'Administration.

L'estimation de la qualité microbiologique de la zone utilise les données acquises en surveillance régulière REMI sur des périodes de trois années consécutives (année calendaire). L'interprétation se fait ensuite par rapport aux critères microbiologiques définis réglementairement.

L'estimation de la qualité microbiologique des zones de production indiquée dans ce rapport se fera successivement par rapport aux seuils microbiologiques fixés :

- - par l'arrêté du 21 mai 1999 relatif au classement de salubrité et à la surveillance des zones de production et des zones de reparcage des coquillages vivants (*J.O. de la République française du 10 juin 1999*), et décrit au Tableau 15.1,

Tableau 15.1: Classes et seuils de qualité microbiologique suivant l'arrêté du 21/05/1999.

Nombre d' <i>Escherichia coli</i> dans 100 g (C.L.I) ⁻¹				
Classe	230	1 000	4 600	46 000
A	≥ 90 %	≤ 10 %	0 %	
B	≥ 90 %		≤ 10 %	0 %
C	≥ 90 %			≤ 10 %
D				> 10 %

- par le règlement CE n° 854/2004 du Parlement Européen et du Conseil du 29 avril 2004 fixant les règles spécifiques d'organisation des contrôles officiels concernant les produits d'origine animale destinés à la consommation humaine (*J.O.C.E., L 139 du 30 avril 2004*), et décrit au Tableau 15.2.

Tableau 15.2 : Classes et seuils de qualité microbiologique suivant le Règlement CE 854/2004.

Nombre d' <i>Escherichia coli</i> dans 100 g (C.L.I) ⁻¹				
Classe	230	1 000	4 600	46 000
A	100 %			
B	≥ 90 %		≤ 10 %	
C	100 %			

L'évaluation du niveau de contamination chimique d'une zone est basée sur la contamination moyenne en mercure total, cadmium et plomb, exprimée en milligramme par kilogramme de chair humide de coquillage. Pour être classées A, B, ou C d'après les critères microbiologiques, ces zones doivent respecter les critères chimiques suivants : Mercure : ≤ 0,5 mg/kg chair humide ; Cadmium : ≤ 1 mg/kg chair humide ; Plomb : ≤ 1,5 mg/kg chair humide (Règlement modifié CE 466/2001). En cas de dépassement de l'un de ces critères chimiques, l'estimation de la qualité de la zone est D. Les données utilisées sont celles du RNO Réseau National d'Observation. Un point RNO même situé hors délimitation de la zone, s'il n'en est pas trop distant, est considéré comme représentatif de la contamination chimique de cette zone.

2. Le Réseau National d'Observation (RNO)

Le Réseau National d'Observation (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.

Ce suivi se fait à la fois sur des sédiments littoraux à raison d'une campagne tous les dix ans, et sur des organismes filtreurs (moules) à raison de deux campagnes par an (février et novembre).

2.1. RNO matière vivante

Plusieurs paramètres sont analysés : métaux lourds (cadmium, plomb, mercure), organochlorés (lindane, DDT, DDE, DDD...) depuis 1979 et hydrocarbures aromatiques polycycliques (fluoranthène...) depuis 1994.

De nouveaux contaminants sont recherchés : argent, chrome, nickel et vanadium.

Pour les séries chronologiques de plus de 10 ans, une régression locale pondérée est ajustée, permettant de résumer l'information contenue dans la série par une tendance. Pour les séries de moins de 10 ans, seule la courbe est visualisée.

Les seuils réglementaires sont :

- Plomb : 1.5 mg/kg poids humide (= 7.5 mg/Kg poids sec)
- Cadmium : 1.0 mg/kg poids humide (= 5 mg/Kg poids sec)
- Mercure : 0.5 mg/kg poids humide (= 2.5 mg/Kg poids sec)

Les dernières données prises en compte datent de février 2005 (les données du RNO sont rendues avec un an de décalage pour des raisons techniques).

Dans le cas d'échantillonnages réalisés en zone d'élevage de mollusques, les résultats RNO peuvent être comparés aux seuils fixés pour la protection du consommateur. Les niveaux des différents contaminants mesurés dans les lagunes du Languedoc Roussillon et leurs comparaisons aux médianes nationales sont fournis sur les figures 15.2 et 15.3.

2.2. RNO Sédiment

La dernière campagne date de 1995-1996, les résultats ont été présentés dans le rapport RSL 2002 (IFREMER, 2003). La prochaine aura lieu en avril 2006.

2.3. Toxicité et provenance

Cadmium

Le cadmium est un métal toxique, utilisé dans l'industrie de la galvanoplastie, des accumulateurs alcalins, des alliages et autrefois dans les pigments pour peintures et matières plastiques.

La consommation tend à s'accroître avec l'apparition de véhicules électriques et des divers appareils portables qui utilisent des batteries rechargeables.

Dans les sédiments, l'adsorption du cadmium est principalement en relation avec les concentrations en carbone organique. Pour considérer une contamination significative en cadmium dans les sédiments, il faut que la valeur reste inférieure à $0.15\mu\text{g/g}$.

L'intoxication chronique chez l'homme se manifeste par des pathologies rénales graves. Il est très cumulatif (la teneur est de moins d'un μg à la naissance contre 40 mg à l'âge adulte)

Plomb

Le plomb est un composé naturellement présent dans l'écorce terrestre ; son utilisation est importante dans l'industrie (métallurgie) et comme agent antidétonant dans les carburants. Ainsi le plomb est transporté par voie atmosphérique et le régime climatique méditerranéen favorise son transfert à la mer ouverte et aux lagunes.

Généralement la contamination des sédiments décroît de la surface vers le fond (effets de l'ère industrielle). Si la valeur en plomb est inférieure à $30\mu\text{g/g}$ dans les sédiments alors il n'y a pas de contamination significative.

Une teneur en plomb peu provoquer des troubles, rénaux, cardio-vasculaires, thyroïdiens et a un effet toxique sur le système nerveux central.

Mercure

Compte tenu de sa toxicité, de son cycle bio géochimique et de ses capacités de biomagnification par la chaîne alimentaire, le mercure présente un risque majeur pour l'écosystème marin et pour le consommateur humain. La fabrication et l'utilisation de catalyseurs, de fongicides, de pigments et composés mercuriels, les piles au mercure, la fabrication de chlore par électrolyse sur cathode de mercure, le traitement des minerais non ferreux, l'incinération de déchets et la combustion du charbon sont les principales sources anthropiques recensées.

Le mercure est très réactif vis à vis des particules en suspension. Le sédiment est un réservoir important pour ce contaminant. Le bruit de fond géochimique est voisin de $0.1\mu\text{g/g}$. On considère les résultats supérieurs à $0.5\mu\text{g/g}$ comme indice de contamination

Une teneur importante en mercure peut provoquer des troubles rénaux caractérisés (différentes néphropathies selon l'intensité d'exposition) et des troubles neurologiques.

Cuivre

Le cuivre est un élément indispensable à la vie (oligo-élément) qui peut présenter des caractères toxiques lorsque certains seuils sont dépassés. Il est employé dans l'agriculture (viticulture) comme agent fongicide et utilisé comme matière active de certaines peintures antisalissures. La teneur à partir de laquelle les sédiments sont considérés comme contaminés est de 20µg/g.

Les teneurs mesurées se situent dans des niveaux de contamination faible ; il n'existe pas de seuil pour la protection du consommateur.

Zinc

Le zinc est un oligo-élément, dont l'introduction directe en milieu marin est liée à l'utilisation de masses de zinc pur pour assurer la protection des bateaux contre la corrosion et à l'oxyde zinc contenu dans les peintures antisalissures. Les apports anthropiques peuvent être aussi liés à la combustion du bois. Il n'existe pas de seuil pour la protection du consommateur.

Les teneurs dans les sédiments non contaminés sont généralement inférieures à 90µg/g (poids sec).

Lindane

Le lindane est utilisé comme insecticide dans de nombreuses applications agricoles (traitement des sols, des semences, foliaires...) et également utilisé pour le traitement de bois d'œuvre (charpentes, meubles...) et en médecine vétérinaire pour le traitement antiparasitaire des animaux.

Il est peu soluble dans l'eau et fortement adsorbé par les sols riches en matière organique.

Il présente des effets néfastes sur le foie et les reins ainsi que sur le système nerveux et le système immunitaire. Cette substance est classée dans le groupe des cancérogènes possibles pour l'Homme par le centre international de recherche sur le cancer.

Il est interdit à l'utilisation depuis 1998.

DDT

Pesticide organochloré qui fut découvert en 1939 par le chimiste Paul Muller, il a été accueilli comme un miracle. Il pouvait éradiquer un large éventail d'insectes parasites et semblait inoffensif pour les mammifères. Il était utilisé pour contrôler la malaria en tuant les moustiques. Le DDT a été interdit en France en 1976, mais ses effets destructeurs persistent toujours à l'heure actuelle. Les courants atmosphériques et aquatiques peuvent transporter le DDT sur de grandes distances. Des études en laboratoire sur le rat ont montré que le DDT peut dérégler les processus hormonaux, provoquer un dysfonctionnement des glandes surrénales ainsi que des troubles du système nerveux. Il peut aussi être la cause de cancers.

CB153

Il appartient à la famille de composés organochloré : PCB (PolyChloroBiphényles). Ces composés ont été utilisés comme lubrifiant dans les équipements électriques, refroidisseurs...

Ils ne se décomposent pas rapidement et demeurent dans l'air pendant longtemps. Ils peuvent être transportés sur de longues distances. On les retrouve dans les décharges de matériel usagé, dans les rejets urbains...

La limite analytique dans les sédiments est de 0.1µg/g. La capacité du sédiment superficiel à piéger les PCB augmente avec la quantité de particules fine et le taux de carbone organique.

La fabrication de PCB a été stoppée en France en 1987 car il a été démontré que l'accumulation dans l'environnement est potentiellement nocive. Il ne présentent pas de caractère de toxicité aiguë mais une exposition excessive peut affecter le cerveau, les yeux, le cœur, le système immunitaire, le système reproducteur, les reins et le foie. .

Fluoranthène

Il appartient à la famille des HAP (Hydrocarbures Poly aromatiques). Ces composés peuvent être issus de différents processus : la biosynthèse par des organismes vivants, la perte à partir de transports ou de l'utilisation des carburants fossiles, charbons, pétroles et enfin de la pyrolyse des matières organiques à haute température, feu de forêts, combustion de bois et de pétroles. Il est aussi très utilisé pour le revêtement de protection pour l'intérieur des cuves et des tuyaux en acier servant au stockage et à la distribution des eaux potables.

Pour une indication de faible contamination par les HAP, on prend 10µg/g.

Il est classé toxique pour l'environnement par l'EAP (agence de protection de l'environnement aux EU). Ils peuvent induire une diminution du système immunitaire. Aucune toxicité aiguë n'est mise en évidence chez l'Homme.

Argent

Il provient essentiellement des rejets urbains et des laboratoires de photographie.

Chrome

Il est utilisé principalement dans la métallurgie et dans l'industrie chimique. Peu de données sont disponibles sur la toxicité du chrome. A forte dose, le dichromate de potassium peut provoquer des anomalies dans le développement larvaire des bivalves.

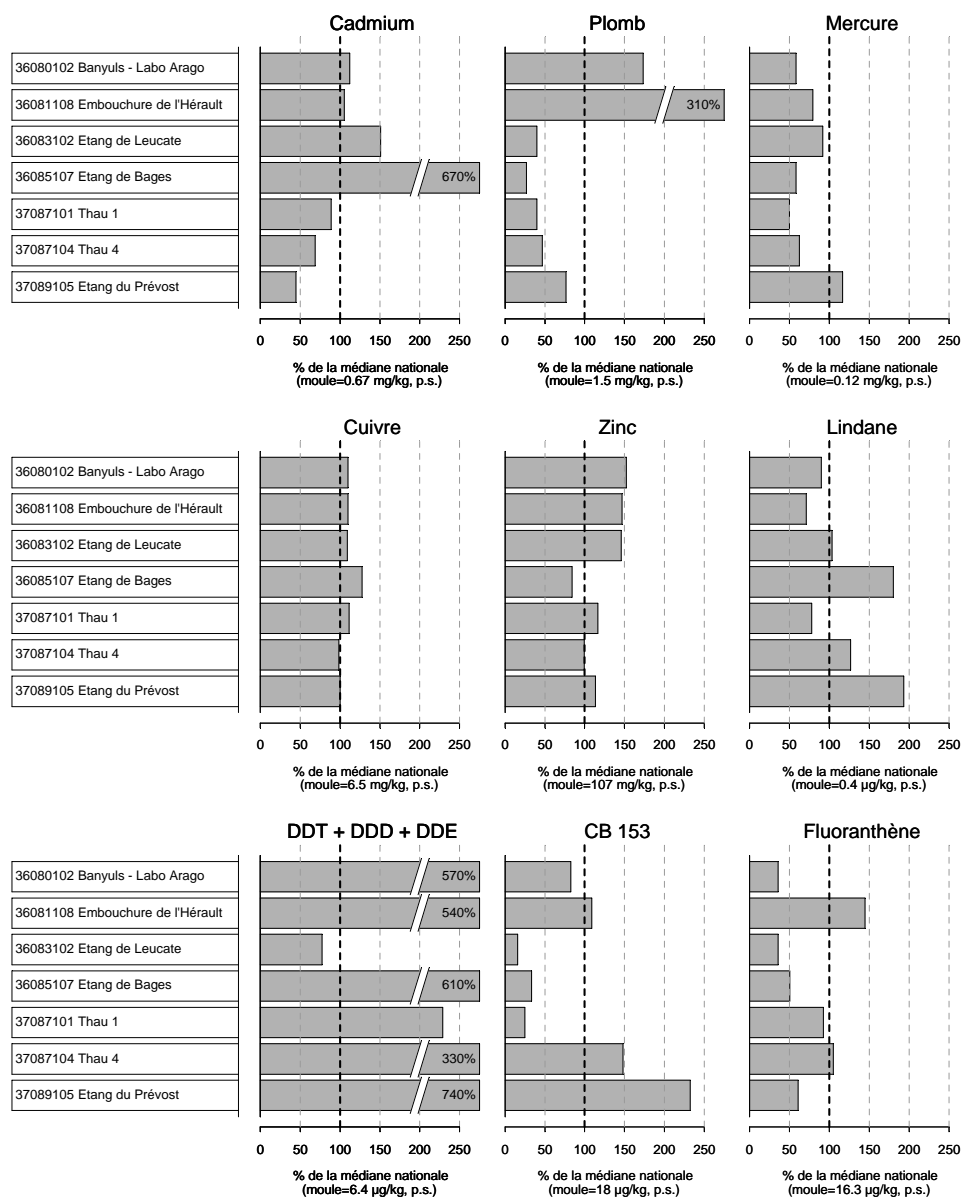
Nickel

Il est très répandu sur la croûte terrestre sous forme d'oxydes de carbonates, silicates et sulfures. Ses sources anthropiques sont le résultat de l'utilisation des combustibles fossiles et de la production des métaux non ferreux. Sa toxicité est considérée comme faible. Des effets sur la reproduction des huîtres ont été observés.

Vanadium

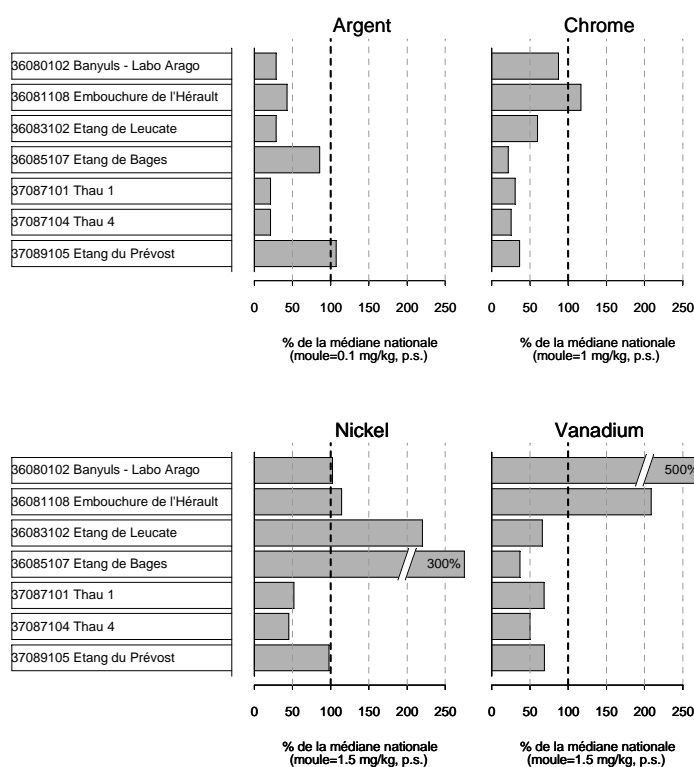
Il est très utilisé en métallurgie pour fabriquer des aciers spéciaux et autres alliages ayant une forte résistance mécanique et/ou à la corrosion ainsi que dans l'industrie chimique. Il est émis par le raffinage du pétrole et la combustion de charbon.

L'intoxication par inhalation provoque des oedèmes pulmonaires, les poussières provoquent l'irritation des voies respiratoires et du rythme cardiaque. Il a aussi des effets neurologiques, peut inhiber certaines enzymes chez les animaux et peut engendrer des problèmes rénaux et de foie.



Source/Copyright RNO MEDD-Ifremer, banque Quadrigé

Figure 15.2 : Comparaison des contaminants aux médianes nationales pour les trois dernières années.



Source/Copyright RNO MEDD-Ifrermer, banque Quadriga

Figure 15.3 : Comparaison des contaminants aux médianes nationales pour les trois dernières années.

3. Outil d'évaluation du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires

3.1. 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 et 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 du 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 intègre 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.

3.2. Le phytoplancton

Le diagnostic du phytoplancton est obtenu à partir du comptage des cellules phytoplanctoniques sur deux gammes de taille : $> 3 \mu\text{m}$ et $< 3 \mu\text{m}$. 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 15.3 : Grille de diagnostic pour le phytoplancton.

		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
$< 3\mu\text{m}$	Cel/L 10^6		20		50		100		500	
$> 3\mu\text{m}$	Cel/L 10^6		2		5		10		50	

L'état retenu est le plus déclassant de la grille.

3.3. 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 15.4 : 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 d'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 15.5). 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 15.5 : 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.

3.4. 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 15.6 : Grille de diagnostic pour la potentialité biologique liée à la macrofaune.

				RICHESSSE SPECIFIQUE			
				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	Moyen
	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 15.7 : Valeurs seuils pour la macrofaune benthique.

RICHESSSE SPECIFIQUE :	DENSITES :
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 *Ficopomatus enigmaticus* qui se caractérise par la présence de cascails doit être indiquée.

3.5. Les sédiments

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 15.8 : 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.

3.6. Etat général 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 15.9 : Planche de diagnostic global de l'écosystème vis-à-vis de l'eutrophisation.

PLANCHE DE RESULTATS	
SEDIMENTS	<div style="border: 1px solid black; width: 100px; height: 20px;"></div>
PHOSPHORE SEDIMENTS	<div style="border: 1px solid black; width: 100px; height: 20px;"></div>
PHYTOPLANKTON	<div style="border: 1px solid black; width: 100px; height: 20px;"></div>
MACROPHYTES	<div style="border: 1px solid black; width: 100px; height: 20px;"></div>
PROLIFERATIONS	<div style="border: 1px solid black; width: 100px; height: 20px;"></div>
POTENTIALITE BIOLOGIQUE MACROFAUNE	<div style="border: 1px solid black; width: 100px; height: 20px;"></div>
ETAT GENERAL VIS-A-VIS DE L'EUTROPHISATION <div style="border: 1px solid black; width: 80px; height: 20px; display: inline-block;"></div>	
Légende : <div style="display: inline-block; width: 20px; height: 10px; background-color: cyan; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></div> Très bon <div style="display: inline-block; width: 20px; height: 10px; background-color: green; border: 1px solid black; margin-right: 5px; margin-left: 20px;"></div> Bon <div style="display: inline-block; width: 20px; height: 10px; background-color: yellow; border: 1px solid black; margin-right: 5px; margin-left: 20px;"></div> Moyen <div style="display: inline-block; width: 20px; height: 10px; background-color: orange; border: 1px solid black; margin-right: 5px; margin-left: 20px;"></div> Médiocre <div style="display: inline-block; width: 20px; height: 10px; background-color: red; border: 1px solid black; margin-left: 20px;"></div> 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 Tab. 16.7) :

- - le phosphore des sédiments
- - le phytoplancton
- - les macrophytes

3.7. Grille de qualité 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 (Tab 16.8).

Chaque grille conduit à un état général obtenu en retenant l'avant dernier état le plus déclassant.

Tableau 15.10 : 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 :

- $|\Delta \%O_2 SAT|$: 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 ($\mu g/l$)
- Chlaphe : Concentration en chlorophylle-a + phéophytine-a ($\mu g/l$)
- NT : Concentration en azote total (μM)
- PT : Concentration en phosphore Total (μM)