

Ifremer

Département Océanographie, Dynamique des Ecosystèmes
UL- Laboratoire Environnement – Ressources du Languedoc -Roussillon

RST/LER/LR/13.08

Novembre 2013

Bilan méthodologique de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation du RSL

Quatorze années de résultats en Région Languedoc-Roussillon

Cépralmar

Ifremer



Novembre 2013

Bilan méthodologique de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation du RSL

Quatorze années de résultats en Région Languedoc-Roussillon

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

Ifremer, 2013 Bilan méthodologique de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation du RSL

Fiche documentaire

Numéro d'identification du rapport : RST/LER/LR 13-08 Diffusion : libre : <input type="checkbox"/> restreinte : <input checked="" type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/>		Date de publication : Novembre 2013 Nombre de pages : 261 p Bibliographie : Oui Illustration(s) : 89 Figures / 75 Tableaux Langue du rapport : Française	
Validé par : Nathalie Malet, Annie Fiandrino, Dominique Munaron et Jocelyne Oheix Adresses électroniques : nathalie.malet@ifremer.fr, annie.fiandrino@ifremer.fr ; dominique.munaron@ifremer.fr, jocelyne.oheix@ifremer.fr			
Titre de l'article : Bilan méthodologique de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation du RSL. Quatorze années de résultats en Région Languedoc-Roussillon Rapport intermédiaire <input type="checkbox"/> Rapport définitif <input checked="" type="checkbox"/>			
Auteur(s) principal (aux) : A. Baehr		Organisme / Direction / Service, laboratoire Ifremer / Océanographie Dynamique des Ecosystèmes / Laboratoire Environnement et Ressources du Languedoc Roussillon	
Contributeur(s) : <ul style="list-style-type: none"> • V. Derolez ; A. Fiandrino ; I. Le Fur ; N. Malet ; G. Messiaen ; D. Munaron ; J. Oheix ; V. Ouisse ; E. Roque d'Orbcastel • B. Bec 		<ul style="list-style-type: none"> • Ifremer / Océanographie Dynamique des Ecosystèmes / Laboratoire Environnement et Ressources du Languedoc Roussillon • UM II / Laboratoire ECOSYM 	
Cadre de la recherche :		Réseau de Suivi Lagunaire - Convention Cadre Ifremer / Agence de l'Eau Rhône Méditerranée & Corse , Région Languedoc-Roussillon	
Résumé <p>Ce travail présente un bilan de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation mis en œuvre depuis 2000 dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire. Cet outil repose sur l'étude de quatre compartiments : sédiments, macrophytes, colonne d'eau et phytoplancton.</p> <p>Un récapitulatif de la méthode actuelle de diagnostic et de ses évolutions depuis le début du RSL est présenté (pour chacun des compartiments puis pour la méthode de diagnostic complet).</p> <p>Des analyses statistiques ont permis d'étudier la pertinence de la stratégie de suivi et de la grille de diagnostic de chaque compartiment.</p> <p>Les résultats permettent de préconiser un maintien des stratégies de prélèvements du sédiment et des macrophytes et l'arrêt des suivis annuels de la colonne d'eau et du phytoplancton sur les étangs palavasiens.</p> <p>Les analyses statistiques et / ou l'expertise de ces milieux ont également conduit à une diminution du nombre de stations hydrologiques sur certaines lagunes ainsi qu'à l'abandon des suivis sur le Canal du Rhône à Sète.</p> <p>Par ailleurs, les résultats ont conduit à une simplification des grilles de qualité du sédiment et de la colonne d'eau, ainsi qu'à une modification de la grille de qualité du phytoplancton.</p> <p>Des modifications de la méthode de diagnostic complet consistant en une intégration pluriannuelle des résultats du phytoplancton ont également été proposées.</p> <p>Ce bilan a montré les limites d'application de l'outil, qui n'est pas adapté au suivi des lagunes oligo et mésohalines. Des besoins de connaissances scientifiques ont également pu être formulés afin de faire progresser l'outil.</p> <p>Enfin, une comparaison entre les objectifs et méthodes employées dans le cadre du RSL et de la DCE a été effectuée. Cette analyse montre la complémentarité entre ces deux réseaux et la nécessité d'un maintien du RSL pour acquérir davantage de connaissances sur le fonctionnement des lagunes et accompagner les gestionnaires dans leurs efforts de reconquête de la qualité de ces écosystèmes.</p>			
Mots-clés Réseau de Suivi Lagunaire, lagune, eutrophisation, méthode de diagnostic, sédiment, macrophytes, phytoplancton, colonne d'eau, prélèvement, analyse, grille de qualité, DCE			

Préambule

Ce rapport présente le bilan de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation réalisé en 2012 dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire.

Ce rapport s'articule de la manière suivante :

- Matériels et méthodes employés pour ce travail
- Bilan de l'outil de diagnostic pour chacun des compartiments : sédiments, macrophytes, colonne d'eau & phytoplancton
- Bilan de la méthode de diagnostic complet de l'eutrophisation
- Comparaison de la méthode de diagnostic employée dans le cadre du RSL avec la méthode employée dans le cadre des suivis DCE

Sincères remerciements à l'ensemble des personnes ayant contribué à ce bilan :

- l'ensemble du personnel du LER/LR ainsi que Philippe Souchu et Thierry Laugier pour la relecture du rapport et les discussions générales sur le devenir du RSL ;
- Grégory Messiaen & Annie Fiandrino pour leur relecture plus attentive du bilan sur le compartiment « sédiments » ;
- Jocelyne Oheix & Valérie Derolez pour la relecture de la partie « macrophytes » ;
- Martine Fortune & Dominique Munaron pour la relecture de la partie « colonne d'eau » ;
- Béatrice Bec et Nathalie Malet pour la relecture de la partie « phytoplancton » ;
- Vincent Ouisse pour ses précieux conseils en analyse statistique des données ;
- Inès Le Fur, Dominique Munaron, Annie Fiandrino et Jocelyne Oheix pour leur aide à l'élaboration d'un modèle de fiche synthétique de présentation des résultats du RSL.

Sommaire général

<i>INTRODUCTION GENERALE</i>	2
<i>MATERIELS ET METHODES</i>	
1. MATERIELS	9
.. L’outil de diagnostic de l’eutrophisation	9
.. Les lagunes du Languedoc-Roussillon.....	13
.. Jeux de données utilisés pour les analyses.....	19
2. METHODES	21
.. Méthode d’étude pour chaque partie du bilan	21
.. Méthodes statistiques employées pour les analyses	21
 <i>BILAN DE LA METHODE DE DIAGNOSTIC DU COMPARTIMENT SEDIMENTS</i>	
1. INTRODUCTION	26
2. INTERET DU SUIVI DU COMPARTIMENT POUR LE DIAGNOSTIC DE L’ETAT DES LAGUNES VIS-A-VIS DE L’EUTROPHISATION	26
2.1. Définition du compartiment	26
2.2. Intérêt du compartiment pour le diagnostic de l’eutrophisation des lagunes	26
3. METHODE ACTUELLE DE DIAGNOSTIC ET SES EVOLUTIONS	28
3.1. Méthode actuelle de diagnostic	28
3.2. Evolutions de la méthode de diagnostic depuis la mise en place de l’outil	35
4. LIMITES DE LA METHODE ACTUELLE DE DIAGNOSTIC & PROPOSITIONS D’EVOLUTIONS DE L’OUTIL A PARTIR DE L’ANALYSE DES DONNEES	39
4.1. Thème 1 : Incertitudes liées aux conditions de prélèvement et de dosages	39
4.2. Thème 2 : Suivi spatial et temporel du sédiment	40
4.3. Thème 3 : Relations entre les paramètres indicateurs et robustesse de la grille de diagnostic.....	45
4.4. Thème 4 : Règles d’agrégation des données pour le diagnostic du compartiment	63
5. CONCLUSION	72
 <i>BILAN DE LA METHODE DE DIAGNOSTIC DU COMPARTIMENT MACROPHYTES</i>	
1. INTRODUCTION	79
2. INTERET DU SUIVI DU COMPARTIMENT POUR LE DIAGNOSTIC DE L’ETAT DES LAGUNES VIS-A-VIS DE L’EUTROPHISATION	79
2.1. Définition du compartiment	79
2.2. Intérêt dans le cadre du suivi de l’eutrophisation des lagunes	80
3. METHODE ACTUELLE DE DIAGNOSTIC ET SES EVOLUTIONS	81
3.1. Méthode actuelle de diagnostic	81
3.2. Evolutions de la méthode de diagnostic depuis la mise en place de l’outil	86

4. LIMITES DE LA METHODE ACTUELLE DE DIAGNOSTIC & PROPOSITIONS D'EVOLUTIONS DE L'OUTIL A PARTIR DE L'ANALYSE DES DONNEES	89
4.1. Thème 1 : Incertitudes liées aux conditions de prélèvement et d'analyse	90
4.2. Thème 2 : Suivi spatial et temporel des macrophytes	91
4.3. Thème 3 : Relations entre les paramètres indicateurs et robustesse de la grille de diagnostic.....	96
4.4. Thème 4 : Prise en compte des zones particulières dans les diagnostics : lagunes profondes et lagunes oligohalines et mésahalines	100
5. CONCLUSION	102

BILAN DE LA METHODE DE DIAGNOSTIC DU COMPARTIMENT COLONNE D'EAU

1. INTRODUCTION	107
2. INTERET DU SUIVI DU COMPARTIMENT POUR LE DIAGNOSTIC DE L'ETAT DES LAGUNES VIS-A-VIS DE L'EUTROPHISATION	107
2.1. Définition du compartiment	107
2.2. Intérêt dans le cadre du suivi de l'eutrophisation des lagunes	107
3. METHODE ACTUELLE DE DIAGNOSTIC ET SES EVOLUTIONS.....	108
3.1. Méthode actuelle de diagnostic.....	108
3.2. Evolutions de la méthode de diagnostic depuis la mise en place de l'outil	121
4. LIMITES DE LA METHODE ACTUELLE DE DIAGNOSTIC & PROPOSITIONS D'EVOLUTIONS DE L'OUTIL A PARTIR DE L'ANALYSE DES DONNEES	132
4.1. Thème 1 : Incertitudes liées aux conditions de prélèvement et de dosages	132
4.2. Thème 2 : Suivi spatial et temporel de la colonne d'eau	133
4.3. Thème 3 : Relations entre les paramètres indicateurs du niveau d'eutrophisation et simplification de la grille de diagnostic.....	147
5. CONCLUSION	169

BILAN DE LA METHODE DE DIAGNOSTIC DU COMPARTIMENT PHYTOPLANCTON

1. INTRODUCTION	175
2. INTERET DU SUIVI DU COMPARTIMENT POUR LE DIAGNOSTIC DE L'ETAT DES LAGUNES VIS-A-VIS DE L'EUTROPHISATION	175
2.1. Définition du compartiment	175
2.2. Intérêt dans le cadre du suivi de l'eutrophisation des lagunes	177
3. METHODE ACTUELLE DE DIAGNOSTIC ET SES EVOLUTIONS.....	177
3.1. Méthode actuelle de diagnostic.....	177
3.2. Evolutions de la méthode de diagnostic depuis la mise en place de l'outil	182
4. LIMITES DE LA METHODE ACTUELLE DE DIAGNOSTIC & PROPOSITIONS D'EVOLUTIONS DE L'OUTIL A PARTIR DE L'ANALYSE DES DONNEES	184
4.1. Thème 1 : Incertitudes liées aux conditions de prélèvement et de comptages cellulaires	184
4.2. Thème 2 : Suivi spatial et temporel du phytoplancton.....	185

4.3. Thème 3 : Relations entre les paramètres indicateurs du niveau d'eutrophisation et modification de la grille de diagnostic.....	190
5. CONCLUSION	204

BILAN DE LA METHODE DE DIAGNOSTIC DE DIAGNOSTIC COMPLET DE L'EUTROPHISATION

1. INTRODUCTION	219
2. METHODE ACTUELLE DE REALISATION DES DIAGNOSTICS COMPLETS	219
2.1. Principe et paramètres retenus	219
2.2. Méthode d'agrégation des données.....	219
2.3. Méthode de représentation des résultats.....	220
2.4. Pertinence de la méthode actuelle de réalisation des diagnostics.....	220

COMPARAISON DES METHODES DE SUIVI DES RESEAUX RSL ET DCE

1. INTRODUCTION.....	227
2. COMPARAISON GENERALE DES DEUX RESEAUX DE SUIVIS	227
2.1. Contexte de mise en place et objectifs généraux.....	227
2.2. Emprises spatiales et milieux diagnostiqués par les deux réseaux.....	228
2.3. Organisation temporelle des suivis	229
3. COMPARAISON DES ELEMENTS DE QUALITE SUIVIS ET DES METHODES DE DIAGNOSTIC EMPLOYEES DANS LE CADRE DU RSL ET DE LA DCE	230
3.1. Eléments de qualité suivis dans le cadre de la DCE mais non suivis dans le cadre du RSL.....	230
3.2. Eléments de qualité suivis dans le cadre de la DCE et du RSL.....	230
4. CONCLUSION	234

CONCLUSION GENERALE.....	235
---------------------------------	------------

BIBLIOGRAPHIE.....	237
---------------------------	------------

ANNEXES

ANNEXE 1. ANALOGIE ENTRE LA METHODE DE DIAGNOSTIC DE L'EUTROPHISATION DES LAGUNES ET LA METHODE DE L'ALCOOTEST (IFREMER-CREOCEAN-UMII, 2000).....	245
ANNEXE 2. CONTEXTE DE MISE EN PLACE DU RSL	247
ANNEXE 3. APPORTS EN EAU DOUCE ET EN EAU DE MER AUX LAGUNES SUIVIES DANS LE CADRE DU RSL.....	251
ANNEXE 4. EFFORTS DE GESTION ENTREPRIS SUR LES LAGUNES DE LA REGION LANGUEDOC-ROUSSILLON.....	253
ANNEXE 5. PROTOCOLE DE PRELEVEMENT DU SEDIMENT (D'APRES MESSIAEN G., 2002)	255

ANNEXE 6. PROTOCOLE DE DOSAGE DE LA MATIERE ORGANIQUE DU SEDIMENT (D'APRES MESSIAEN G., 2002).....	257
ANNEXE 7. FICHE-TERRAIN POUR LE DIAGNOSTIC DES MACROPHYTES ET DES SEDIMENTS (LAURET M. & OHEIX J., 2011).....	259
ANNEXE 8. LISTE DES ESPECES DE MACROPHYTES DE REFERENCE VIS-A-VIS DE L'EUTROPHISATION.....	261
ANNEXE 9. FICHE-TERRAIN DE PRELEVEMENT DE LA COLONNE D'EAU ET DU PHYTOPLANCTON.....	263

1

Introduction générale

Les milieux lagunaires se définissent comme des écosystèmes d'eau saumâtre, plus ou moins confinés et de profondeur généralement faible, situés à l'interface entre le milieu continental et le milieu marin (Kjerfve B. et Magill K.E., 1989).

Leur formation résulte de transgressions marines ayant conduit à l'isolement par un cordon sableux ou "lido", de masses d'eau restant partiellement connectées au milieu marin via des passes ou "graus".

En dépit de la richesse patrimoniale qu'elles représentent, les lagunes du Languedoc Roussillon ont subi ces dernières décennies l'impact de rejets urbains, industriels et agricoles (Gomez et al., 1998, Collos et al., 2003, Conley et al., 2009).

L'eutrophisation en est la principale conséquence. Ses effets néfastes aux niveaux écologique, économique et sanitaire sont désormais clairement identifiés.

De multiples efforts ont par voie de conséquence été engagés ces dernières années par les gestionnaires de ces lagunes pour permettre une réduction des apports de nutriments.

Pour accompagner de tels efforts, le Réseau de Suivi Lagunaire (RSL) a été créé en 2000 sous l'impulsion de la Région LR, de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée & Corse (AERM&C), du Cépralmar et de l'Ifremer.

Le suivi des lagunes a nécessité la création d'un outil de diagnostic de l'eutrophisation qui a été construit en 1998 et 1999 pour un jeu de lagunes diversifiées et représentatives de la Région, mais à partir d'un nombre limité de données (Ifremer, Créocéan, UMII, 2000).

Par l'étude de quatre (anciennement cinq) compartiments de l'écosystème lagunaire, l'outil RSL prend en compte les causes et les conséquences de l'eutrophisation.

Cet outil a subi un certain nombre d'évolutions depuis le début du RSL. Le suivi du compartiment "macrofaune benthique" a notamment été abandonné en 2003 (il ne sera pas abordé dans ce rapport).

Dans ce contexte, 14 ans après le démarrage des premiers suivis ayant conduit à la construction d'un tel outil, la réalisation d'un bilan méthodologique apparaissait nécessaire.

Après avoir présenté les matériels et méthodes utilisés pour ce travail, nous donnerons successivement un bilan de la méthode de diagnostic de chacun des compartiments en décrivant : l'outil de diagnostic dans sa forme actuelle, les évolutions qu'il a subies depuis sa mise en place, puis ses limites et perspectives d'évolutions au regard d'une analyse des résultats obtenus depuis le début des suivis.

Nous étudierons ensuite la méthode de diagnostic complet de l'eutrophisation et proposerons des évolutions de cette méthode.

Enfin, une comparaison de la méthode employée dans le cadre du RSL avec celle employée dans le cadre des suivis de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) sera donnée dans une dernière partie.

2

Matériels et méthodes

1. MATERIELS..... ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
1.1. L’outil de diagnostic de l’eutrophisation Erreur ! Signet non défini.
1.2. Les lagunes du Languedoc-Roussillon Erreur ! Signet non défini.
1.3. Jeux de données utilisés pour les analyses..... Erreur ! Signet non défini.
2. METHODES ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
2.1. Méthode d’étude pour chaque partie du bilan..... Erreur ! Signet non défini.
2.2. Méthodes statistiques employées pour les analyses Erreur ! Signet non défini.

1. Matériels

L'outil de diagnostic de l'eutrophisation est le principal matériel de cette étude. La description de son fonctionnement, réalisée ici de manière sommaire, sera complétée lors de l'étude de chacun des compartiments.

L'outil ne peut être distingué du milieu sur lequel il s'applique : les lagunes de la Région LR, qui constituent le deuxième élément décrit dans cette partie.

Enfin le diagnostic des lagunes grâce à l'outil conduit à l'obtention de jeux de données conséquents, à partir desquels seront réalisées les différentes analyses et qui seront décrits en troisième lieu.

1.1. L'outil de diagnostic de l'eutrophisation

▪ Objectifs généraux, principe et utilisateurs de l'outil

L'outil mis en place en 1998-1999 ([Ifremer](#), [CREOCEAN](#), [UMII](#), 2000) vise à fournir en routine et à des coûts raisonnables un diagnostic de l'état des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation.

Son principe repose sur l'étude de quatre compartiments (cinq avec la macrofaune benthique) :

- le compartiment sédimentaire,
- les macrophytes,
- le phytoplancton,
- la colonne d'eau.

Pour chacun de ces compartiments sont qualifiés et quantifiés différents paramètres dont les valeurs sont reportées dans des grilles de qualité qui fournissent l'état correspondant vis-à-vis de l'eutrophisation.

Le diagnostic de chaque compartiment est obtenu par agrégation des résultats des différents paramètres dans le temps et dans l'espace.

L'état global de l'écosystème est évalué tous les 6 ans et repose sur la combinaison des diagnostics des différents compartiments.

L'outil doit rester simple d'utilisation car il est destiné à être utilisé de manière régulière et pérenne par des acteurs ayant des niveaux de connaissances scientifiques hétérogènes.

De ce fait, l'outil a été élaboré de manière à faire correspondre à chaque valeur mesurée un état vis-à-vis de l'eutrophisation par report direct de sa valeur dans la grille.

Une analogie entre la méthode de diagnostic de l'état d'ivresse des conducteurs à l'aide de l'alcootest et la méthode de diagnostic de l'eutrophisation est fournie en [Annexe 1](#).

L'[Annexe 2](#) présente le contexte législatif et réglementaire dans lequel s'inscrit le RSL ainsi qu'un bref historique de ce réseau.

▪ Compartiments étudiés et leur complémentarité

Depuis 2003, quatre compartiments sont étudiés pour diagnostiquer l'état des lagunes.

La sensibilité de réponse temporelle et spatiale qui diffère entre ces quatre compartiments explique la complémentarité de leur étude et justifie le choix de stratégies d'échantillonnages différentes selon le type de diagnostic réalisé.

Les compartiments « Sédiments » et « Macrophytes » n'évoluent de manière significative sous l'effet de l'eutrophisation, qu'à l'échelle de plusieurs années, mais l'hétérogénéité spatiale de ces compartiments peut être forte.

A l'inverse, les compartiments « Phytoplancton » et « Colonne d'eau » peuvent changer rapidement mais se caractérisent par une grande homogénéité spatiale à l'échelle de la lagune.

Ces caractéristiques justifient des stratégies d'échantillonnage spatiales et temporelles différentes d'un compartiment à un autre (Figure 1.1).

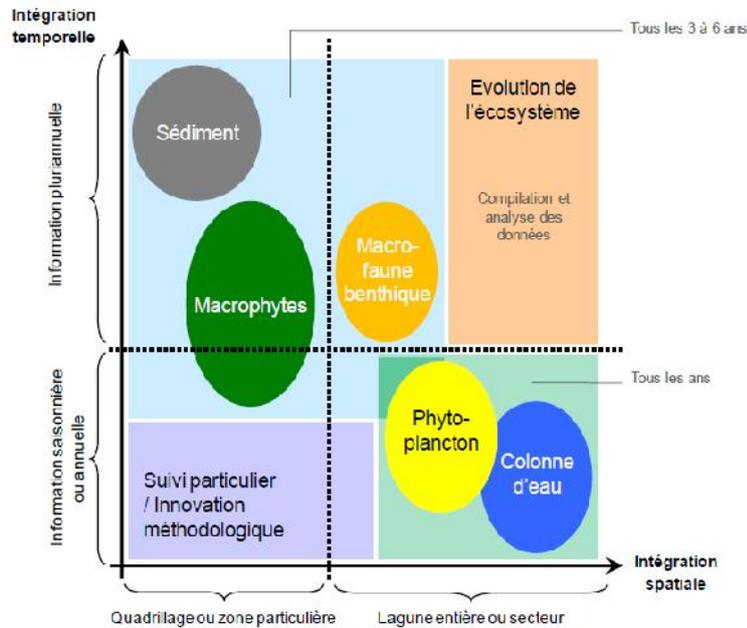


Figure 1.1 : Caractéristiques générales des quatre compartiments suivis pour le diagnostic de l'eutrophisation

Les compartiments « Phytoplancton », « Macrophytes » et « Sédiments » sont pris en compte tous les 6 ans pour la réalisation des diagnostics complets.

Le diagnostic du compartiment "Colonne d'eau" doit fournir une représentation fiable, plus fréquente et moins coûteuse des diagnostics complets.

▪ **Étapes générales de réalisation d'un diagnostic**

Quel que soit le compartiment, le diagnostic comprend plusieurs étapes successives (Figure 1.2):

- prélèvement et recueil d'informations sur le terrain ;
- reconnaissance d'espèces, comptages de cellules ou dosages de nutriments ;
- report des valeurs obtenues dans les grilles de diagnostic de chaque compartiment ;
- qualification de l'état du milieu vis-à-vis de l'eutrophisation par application de règles ;
- interprétation et valorisation des résultats.



Figure 1.2 : Etapes générales de réalisation d'un diagnostic de l'eutrophisation

▪ **Limites générales d'utilisation de l'outil**

L'outil a été conçu pour garder une utilisation simple et accessible en routine par les gestionnaires des milieux lagunaires. L'interprétation des données par des experts scientifiques des milieux lagunaires reste cependant nécessaire.

D'autre part, la croissance et la diversité des populations de producteurs primaires (compartiments macrophytes et phytoplancton) ne résultent pas uniquement de l'eutrophisation du milieu et dépendent d'autres facteurs tels que l'hydrodynamisme de la lagune ou la présence d'autres contaminants.

1.2. Les lagunes du Languedoc-Roussillon

▪ **Caractéristiques générales des lagunes**

Les milieux lagunaires sont des écosystèmes récents à l'échelle géologique et sont voués à disparaître à plus ou moins long terme (de la décade au millier d'années), par comblement progressif.

Leur formation résulte de transgressions marines survenues à la fin du Pléistocène (15 000 ans BP) (Kjerfve et Magill, 1989).

Les lagunes sont séparées du milieu marin par une barrière sableuse mais communiquent tout de même avec ce dernier *via* une ou plusieurs passes. Les caractéristiques physico-chimiques des lagunes (température, salinité) sont très dépendantes du climat en raison de la faible profondeur de ces milieux.

L'existence de cours d'eau tributaires, de résurgences, le ruissellement sur le bassin versant ou même l'apport direct par la pluie sont les principales sources d'apports en eau douce à la lagune.

Le bilan hydrique peut selon les conditions climatiques être plus ou moins dépendant du phénomène d'évaporation. L'importance des marées (très faible amplitude en Méditerranée) ainsi que la configuration de la lagune influencent grandement les échanges eau douce / eau de mer.

La salinité du milieu, conditionnée par ces échanges ainsi que par les apports d'eau douce, est variable spatialement et temporellement.

De par leur configuration et leur localisation, les lagunes constituent des milieux récepteurs des apports en particules solides, en nutriments et en divers contaminants chimiques, dont les principales sources sont le bassin versant de la lagune et ses cours d'eau tributaires (Kjerfve et Magill, 1989).

Le temps de renouvellement et le confinement élevés de leurs eaux ne font qu'amplifier la vulnérabilité de tels milieux à ces polluants.

La redistribution spatiale de ces éléments a lieu par phénomène de diffusion et d'advection ; dans ce dernier cas les mouvements de particules résultent de la courantologie, principalement dictée par le régime des vents locaux (intensité et orientation par rapport à la lagune) (Kjerfve et Magill, 1989 ; Gomez et al., 1998).

▪ **Caractéristiques géographiques et climatiques de la Région**

Une carte des principales lagunes de la Région est fournie dans la Figure 1.3.

L'Ifremer achète auprès de Météo-France des données fournies par 5 stations météorologiques réparties du Sud au Nord de la région, ce qui lui permet de connaître les conditions de pluviométrie, de température, et dans certains cas de rayonnement solaire et de vitesse des vents.

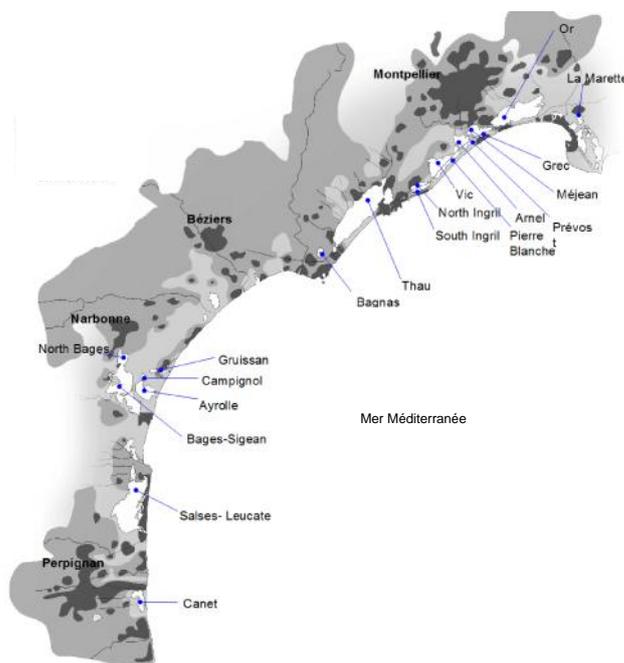


Figure 1.3 : Localisation des lagunes de la Région Languedoc-Roussillon.

La liste des stations météorologiques correspondantes aux différentes lagunes est donnée dans le Tableau 1.1.

Tableau 1.1 : Principales lagunes suivies dans le cadre du RSL, stations météorologiques correspondantes et principales données disponibles.

Lagune	Secteur	Station météo correspondante	Données disponibles (OUI / NON)						
			Période considérée		température (°C)	pluviométrie (mm)	rayonnement solaire (ij/cm^2)	vitesse des vents (m/s)	
			température	pluviométrie					
Canet- Saint Nazaire	CNS	Perpignan	2000-2003 et 2003-2011	2000-2011	OUI	OUI	OUI	NON	
	CNN								
Salses- Leucate	LFS	Leucate	2000-2011	2000-2011	OUI	OUI	NON	OUI	
La Palme	LAP								
Bages- Sigean	BGS	Narbonne	2005-2011	2000-2011	OUI	OUI	NON	OUI	
	IKM								
	BGN								
	Ayrolle								AYR
	Campagnol								CAM
Gruissan	GRU								
Verdres	VFN	Sète	2000-2011	2000-2011	OUI	OUI	NON	OUI	
Bagnas	BAN								
Thau	TW								
	TE								
Ingril	INS								
	INN	Montpellier	2000-2011	2000-2011	OUI	OUI	OUI	OUI	
Vic	VIC								
Pierre Blanche	PCL								
Amel	ARN								
Prévoist	PRW								
	PRE								
Méjean	MCW	Montpellier	2000-2011	2000-2011	OUI	OUI	OUI	OUI	
	MLL								
	GRC								
Grec	GRG	Aigues-Mortes	2006-2011	2005-2011	OUI	OUI	NON	NON	
Or	ORW								
	ORE	Aigues-Mortes	2006-2011	2005-2011	OUI	OUI	NON	NON	
Pourant	PON								
Médard	MED								

Le climat enregistré sur les stations de la Région LR est de type méditerranéen : faibles cumuls pluviométriques (moyenne 550 mm / an) mais irrégularité des précipitations ; températures douces en hiver (moyenne 8,1 °C) et très élevées en été (moyenne 23.1 °C), associées à un fort ensoleillement.

De telles caractéristiques climatiques ont une forte influence sur le fonctionnement hydrologique et écologique des lagunes.

Les Figures 1.4 et 1.5 fournissent les pluviométries et températures mensuelles moyennes calculées sur la période 2000-2011.

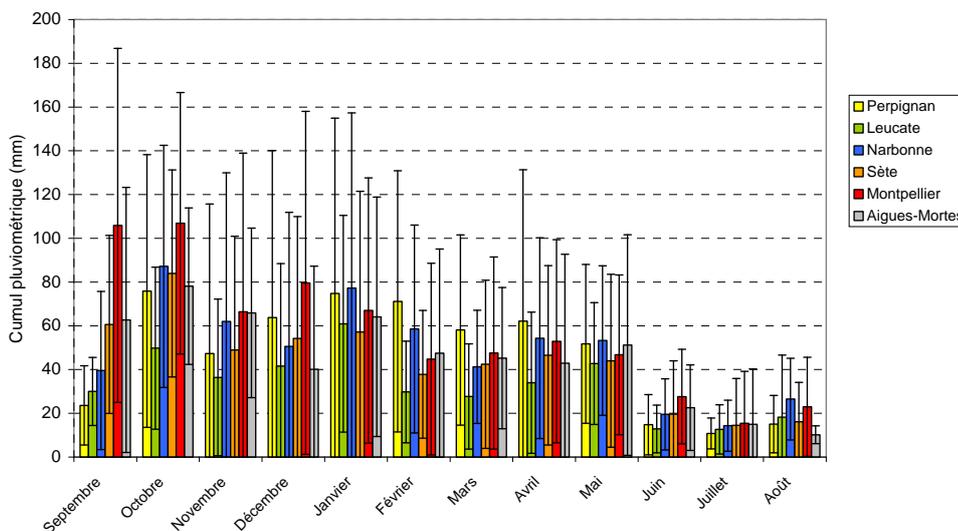


Figure 1.4 : Cumuls pluviométriques mensuels moyens calculés sur la période 2000-2011 sur les différentes stations météorologiques de la région Languedoc-Roussillon (données Météo-France).

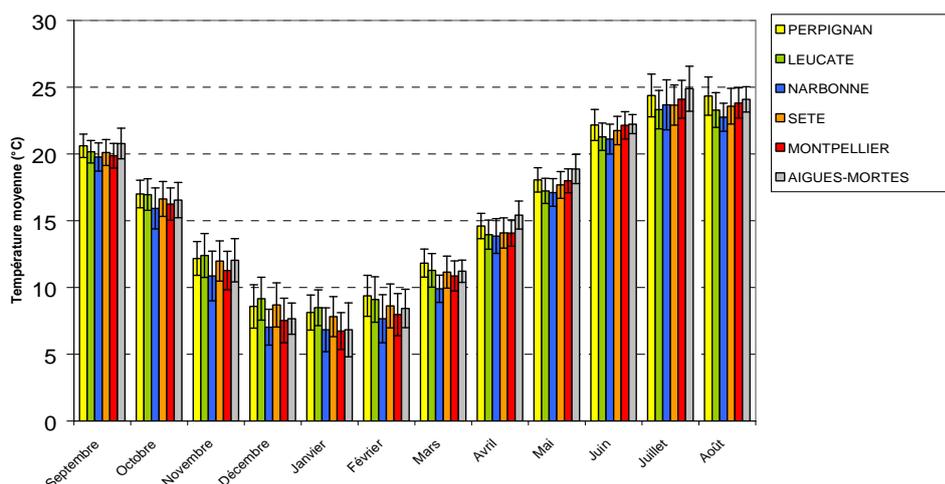


Figure 1.5 : Températures mensuelles moyennes sur la période 2000-2011 enregistrées sur les différentes stations météorologiques de la région Languedoc-Roussillon (données Météo France).

La pluviométrie saisonnière la plus faible est observée au niveau de la station de Leucate. En été et en automne, les cumuls pluviométriques y sont respectivement 1.5 et 2.4 fois plus faibles qu’au niveau de la station de Montpellier.

La station de Perpignan suit les mêmes tendances que Leucate en été ainsi qu’en automne, mais représente la plus forte pluviométrie des 6 stations en hiver et au printemps. La distinction des cumuls pluviométriques saisonniers entre les autres stations est plus délicate.

La comparaison des stations reste cependant délicate car ces données connaissent une très forte variabilité temporelle.

Cela justifie l’intérêt d’interpréter les résultats de suivis de l’eutrophisation au regard des résultats acquis chaque année et non sur la base de moyennes pluriannuelles de températures et de pluviométrie.

D’autre part, le climat au niveau de chaque lagune et de son bassin versant peut différer de celui enregistré par la station météorologique la plus proche.

▪ **Caractéristiques hydro morphologiques, chimiques et physiques des lagunes du Languedoc-Roussillon**

Le fonctionnement des systèmes lagunaires, leur vulnérabilité aux pollutions ainsi que leurs capacités de restauration, dépendent fortement de leur morphologie.

Les caractéristiques intrinsèques à la lagune (profondeur, granulométrie) et sa connectivité à son milieu environnant vont déterminer les flux de polluants et d'éléments nutritifs qu'elle reçoit ainsi que son inertie aux changements vis-à-vis de l'eutrophisation (restauration ou dégradation).

Comme le montre le tableau fourni en [Annexe 3](#), les superficies des lagunes et de leurs bassins versants respectifs, les sources d'apports en eau douce ainsi qu'en eau de mer sont extrêmement variables d'une lagune à une autre.

D'autre part, les contributions relatives des différentes sources d'eau douce et d'eau de mer à la lagune sont variables dans le temps, sous l'influence des conditions météorologiques et des actions de gestion entreprises sur la lagune ou sur son environnement proche.

Ces travaux de gestion ont concerné les domaines de l'urbanisation et de l'assainissement, de l'agriculture, les milieux naturels ainsi que le fonctionnement hydraulique des lagunes. Un récapitulatif (non exhaustif) des différents aménagements recensés dans les rapports RSL depuis la mise en place de l'outil, est fourni dans le tableau de l'[Annexe 4](#).

Quel que soit l'objectif prioritaire de gestion, de tels aménagements ont eu des répercussions sur l'état des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation.

L'examen de la distribution des valeurs de profondeurs à partir de l'ensemble des mesures effectuées lors des diagnostics du compartiment "Sédiments", montre que pour la majorité des lagunes, la hauteur d'eau ne dépasse pas 1 m (moyenne tous secteurs et toutes années confondus : 0.82 m).

Quelques étangs ont des profondeurs plus élevées : étangs de Thau (profondeur moyenne : 4.4 m), du Ponant (2.4 m), du Rhône de St Romans (2.4 m), de Salses-Leucate (2.1 m) et de Bages-Sigean (1.5 m).

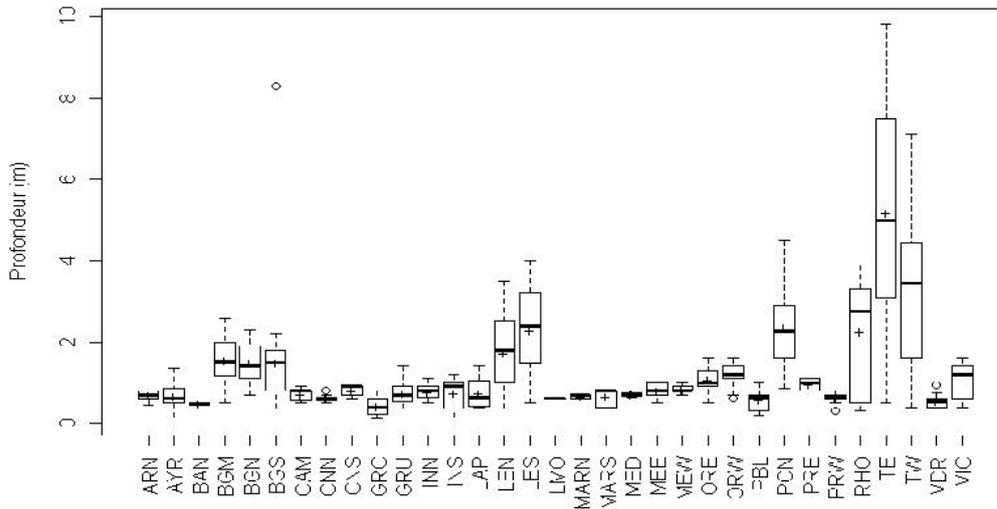


Figure 1.6 : Amplitudes des valeurs de profondeurs et valeurs médianes observées sur les différents secteurs de lagunes, à partir de l'ensemble des données acquises depuis la mise en place du RSL lors des diagnostics du compartiment « Sédiments ».

La bathymétrie est donc variable à différentes échelles spatiales : entre les lagunes, entre les différents secteurs de chaque lagune, et entre les différentes stations benthiques de chaque secteur.

▪ **Diversité de l’envasement des lagunes du Languedoc-Roussillon**

L’examen des pourcentages de vases donne une idée de la nature du substrat des lagunes ainsi que de la capacité d’adsorption des polluants au sédiment (Figure 1.7).

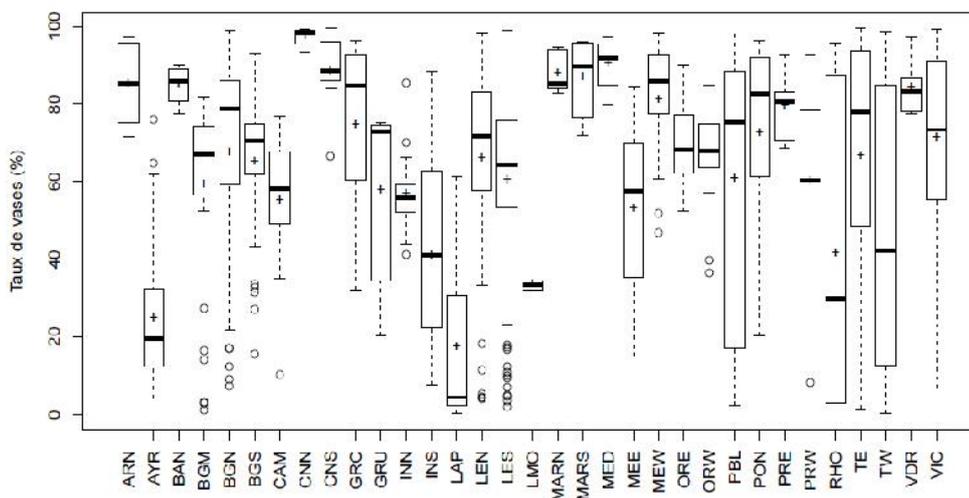


Figure 1.7 : Amplitudes des taux de vases et valeurs médianes (traits horizontaux) et moyennes (croix) observées sur les différents secteurs de lagunes, à partir de l’ensemble des données acquises depuis la mise en place du RSL lors des diagnostics du compartiment « Sédiments ».

On constate une grande variabilité de taux d’envasement entre les lagunes de la Région.

L’envasement des lagunes tend à s’accroître au niveau des secteurs confinés et à être plus faible dans des zones à forts courants (Molinarioli et al., 2007). L’envasement dépend également de la localisation des tributaires, qui apportent à la lagune les particules érodées au niveau des bassins versants.

Des lagunes sont relativement peu envasées : l’Ayrolle (26 %), La Palme (18 %) ; l’Ingril Sud (15 %). Elles sont généralement connectées à la mer par un grau direct et sont moyennement voire très peu atteintes par l’eutrophisation.

A l’opposé, des taux moyens de vases supérieurs à 80 % sont observés dans les étangs de l’Arnel (85 %), du Grand Bagnas (85%), de Canet Saint Nazaire (93 %), de la Marette (87.3 %), de Médard (90.1 %), de Méjean Ouest (81 %) et de Vendres (84 %).

Il s’agit des étangs les plus soumis aux apports d’eau douce : cours d’eau, canaux, drainage agricole.

Les lagunes suivies dans le cadre du RSL diffèrent donc par leurs caractéristiques climatiques et physiques. De telles hétérogénéités spatiales généralement observables sur les lagunes de grandes superficies, justifient le choix du secteur comme échelle de diagnostic plus appropriée.

▪ **Gammes de salinité des lagunes du Languedoc-Roussillon**

La connectivité des lagunes à la mer ainsi qu’à leur bassin versant est responsable de grandes différences de salinités entre les lagunes de la Région Languedoc-Roussillon, comme le montre la Figure 1.8.

De faibles valeurs de salinités sont souvent liées à d’importants apports en eau douce.

C’est le cas par exemple des étangs de Campagnol, de Canet St Nazaire, de la Marette et de Vendres. L’étang de Canet St Nazaire constitue un cas extrême puisqu’il reçoit en moyenne chaque année, près de 23 fois son volume en eau douce.

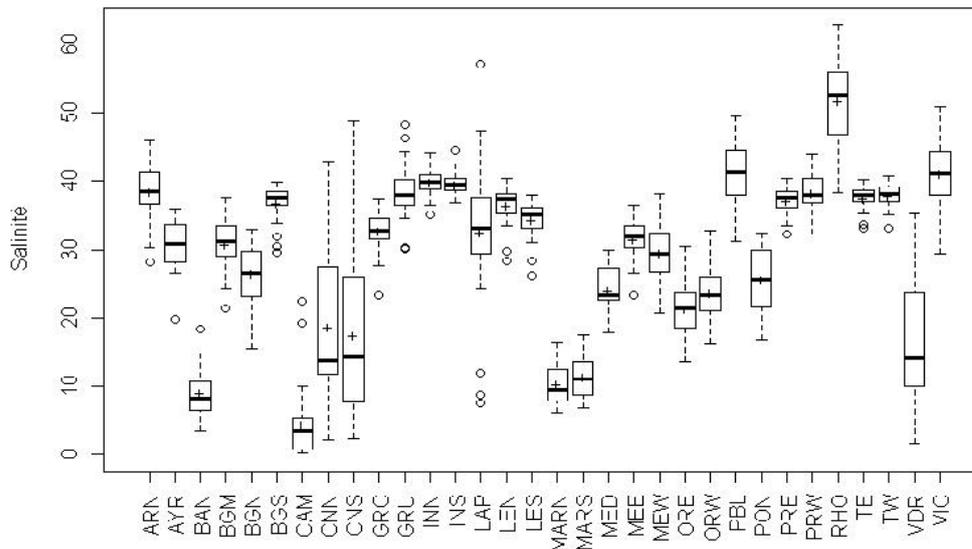


Figure 1.8 : Amplitudes des valeurs de salinités et valeurs médianes (traits horizontaux) et moyennes (croix) observées sur les différents secteurs de lagunes, à partir de l'ensemble des données acquises depuis la mise en place du RSL lors des diagnostics du compartiment « Colonne d'eau ».

▪ **Diversité des états des lagunes du Languedoc-Roussillon vis-à-vis de l'eutrophisation**

Sur la base des diagnostics des compartiments "Colonne d'eau" et "Macrophytes" réalisés depuis le début du RSL, une caractérisation de l'état général vis-à-vis de l'eutrophisation de chaque secteur de lagune a été réalisée à partir d'un indicateur de biomasse phytoplanctonique : la concentration en chlorophylle a (CHLa), ainsi que des pourcentages relatifs de macrophytes dites "de référence" (*ie*, associées à une faible eutrophisation) au niveau de chaque secteur.

Ces résultats ont été vérifiés par les experts des milieux correspondants.

Un état général depuis le début des suivis a ainsi été attribué à chaque secteur de lagune avec une note allant de I (« très bon ») à V (« mauvais »).

Trois configurations ont pu être décrites en observant l'évolution temporelle du phosphore du sédiment :

- restauration ("R"),
- dégradation ("D"),
- stagnation ("S").

L'abréviation "NA" a été donnée en cas d'information manquante. Les résultats sont indiqués dans le Tableau 1.2.

On remarque que les secteurs les plus dégradés correspondent aux lagunes recevant d'importantes quantités d'eau douce et / ou communiquant avec diverses sources d'apports en nutriments : Canal du Rhône à Sète pour les étangs palavasiens ; alimentation en eau douce de l'Aude sur Vendres, etc.

Ces milieux sont soit en voie de dégradation, soit sans évolution ces dernières années.

A l'opposé, les états vis-à-vis de l'eutrophisation qualifiés de "moyen" à "très bon" sont rencontrés sur les lagunes communiquant de manière directe avec la mer et où des efforts de gestion ont généralement été entrepris sur le bassin versant.

Sur ces lagunes, l'état vis-à-vis de l'eutrophisation tend à rester stable ou à s'améliorer.

Tableau 1.2 : Etat général et tendance d'évolution des principaux secteurs de lagunes suivis dans le cadre du RSL (I à V = état général vis-à-vis de l'eutrophisation ; « D » = dégradation ; « S » = stagnation, « R » = restauration).

Lagune	Canal-St-Mezaire	Sables-Leucate	La Palme	Bages-Sigean	Ayrolle	Campagnon	Grossan	Verdes	Grand-Sagras	Thau	Les Moellies	Ingril	Vic	Pierre-Blanche	Amel	Pévet	Méjean	Croc	O	Ponant	Méjard	La Marede	Rhône de St Romans												
Secteur	CMS	CNN	LES	LEN	LAP	BGS	BGM	BGN	AVR	CAM	GRU	VDR	BAV	TW	TE	LMO	INS	INN	VC	PBL	ARN	PRW	PRE	MEW	NEE	GRC	ORW	GRE	POW	MED	MARW	MARS	RHO		
Note globale état trophique	V	V	I	I	I	II	II	I	V	I	V	IV	I	I	I	V	IV	IV	IV	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	IV	IV	IV	IV	IV	
Tendance globale état trophique	D	D	R	R	S	R	R	R	S	R	R	N/A	N/A	R	S	S	R	R	R	S	D	S	R	S	S	S	S	S	S	S	S	N/A	N/A	D	D

1.3. Jeux de données utilisés pour les analyses

Depuis la construction du RSL, près de 883 échantillons de sédiments, 1645 échantillons de macrophytes (674 pour les diagnostics par biomasse + 971 pour des diagnostics par recouvrement) et 2055 échantillons d'eau et de phytoplancton ont été prélevés sur les lagunes de la Région Languedoc-Roussillon.

Le Tableau 1.3 donne un récapitulatif de la quantité d'information acquise lors de la construction de l'outil (1998-1999) et depuis le début du RSL (2000-2011) et le Tableau 1.4 fournit la quantité d'informations acquise par lagune.

Tableau 1.3 : Quantité d'information acquise par compartiment lors de la construction de l'outil puis depuis la mise en place du RSL en 2000.

Contexte d'acquisition des données	Nombre d'échantillonnages par compartiment				
	Sédiments	Macrophytes		Phytoplancton	Colonne d'eau
		biomasse	recouvrement		
Construction de l'outil (9 lagunes, 2 années)	202	209	0	221	221
Suivi de routine du RSL (23 lagunes, 12 années)	681	465	971	1834	1834

A ces données s'ajoutent celles des diagnostics des compartiments « Colonne d'eau » et « Phytoplancton » réalisés sur les canaux communiquant avec les lagunes (Canal du Rhône à Sète, etc.).

Ces résultats ont été compilés dans 3 bases de données : « Sédiments », « Macrophytes » et « Colonne d'eau & phytoplancton ».

L'outil de diagnostic présenté succinctement ici s'applique donc sur un jeu de lagunes possédant certains traits communs, mais hétérogènes du point de vue de :

- leurs localisations et des caractéristiques climatiques de leurs bassins versants,
- leurs caractéristiques hydro-morphologiques : connexion au bassin versant et à la mer, etc.,
- leurs modes de gestion et des efforts de restauration entrepris sur leurs bassins versants,
- leurs états vis-à-vis de l'eutrophisation et tendances d'évolution vers une restauration ou une dégradation,
- l'intensité des suivis menés dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire.

L'outil s'applique donc sur des systèmes qui bien que confinés sont ouverts sur leur environnement, complexes et en évolution vis-à-vis de l'eutrophisation.

Tableau 1.4 : Quantité d'information acquise par compartiment sur chacune des lagunes, depuis la construction de l'outil.

Lagune	Secteur	Nombre d'échantillonnages par compartiment								
		Sédiments		Macrophytes			Phytoplancton		Colonne d'eau	
		période	Nb de données	période	Nb de données		période	Nb de données	période	Nb de données
			biomasse	recouvrement						
Canel Saint Nazaire	CNS	2002	7	20C2-20C9	7	14	1993-2011	35	1993-2011	35
	CNN		8		8	16	1993-2006	29	1993-2006	29
Salses-Leucate	LES	1993-2009	103	1993-2009	79	61	1993-2011	101	1993-2011	101
	LEN		57		47	36		47		47
La Palme	LAP	1993-2007	24	1993-2010	12	37	1993-2011	57	1993-2011	57
Egues-Sigean	BGS	1993-2010	35	1993-2010	22	46	1993-2011	56	1993-2011	56
	BGM		36		25	51		56		56
	BGN		33		22	43		56		56
Ayrolle	AYR	1993-2010	42	1993-2010	28	42	1993-2011	62	1993-2011	62
Campagnol	CAM	1993-2010	12	1993-2010	9	12	1993-2011	47	1993-2011	47
Gruissan	GRU	1993-2010	9	1993-2010	6	3	1993-2011	47	1993-2011	47
Vendres	VDR	2002	10	20C2-2010	10	20	2001-2011	41	2001-2011	41
Grand Bagnas	BAN	2002	4	20C2-2010	4	3	2001-2011	36	2001-2011	36
Trau	TW	1993-2008	69	1993-2011	54	61	1993-2011	125	1993-2011	125
	TE		94		73	80		147		147
Les Mouettes	LMO	2001-2006	2	20C1-2011	1	3	1993-2011	NA	1993-2011	NA
Ingril	INS	1993-2011	29	1993-2011	12	38	1993-2011	57	1993-2011	57
	INN	2001-2011	18	20C1-2011	8	21		106		106
Vic	VIC	2001-2011	70	20C1-2011	56	55	2001-2011	93	2001-2011	93
Pierre-Blanche	PEL	2001-2006	30	20C1-2011	21	30	2001-2011	102	2001-2011	102
Ame	ARN	2001-2006	18	20C1-20C9	18	18	2001-2011	91	2001-2011	91
Prévost	PRW	2001-2006	10	20C1-20C9	10	10	2001-2011	41	2001-2011	41
	PRE		9		3	92		92		
Méean	MEW	2001-2006	14	20C1-20C9	14	20	2001-2011	92	2001-2011	92
	MEE		12		3	44		44		
Grec	GRC	1993-2006	20	1993-2009	19	21	1993-2011	105	1993-2011	105
Or	ORW	1993-2010	40	1993-2010	32	89	1993-2011	55	1993-2011	55
	DRE		39		33	86		55		55
Ponant	PON	2002	7	20C2-2010	7	13	2001-2011	48	2001-2011	48
Médard	MED	2002	4	20C2-20C5	4	4	2001-2011	35	2001-2011	35
La Marette	MARS	2004-2007	6	20C4-2011	3	3	2003-2011	37	2003-2011	37
	MARN		6		3	3		37		37
Rhône de St Romans	RHO	2004	6	20C4	6	3	2003-2006	23	2003-2006	23

2. Méthodes

Dans cette partie nous décrirons les étapes de travail pour chaque partie de ce bilan, puis les méthodes statistiques employées pour la réalisation des analyses de données.

2.1. Méthode d'étude pour chaque partie du bilan

▪ Bilan de la méthode de diagnostic (par compartiment & méthode de diagnostic complet)

Concernant chaque compartiment, le bilan méthodologique de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation se décomposera ainsi :

- un bilan de la méthode actuelle de diagnostic : paramètres suivis, stratégie d'échantillonnage, protocoles et matériels d'étude, grilles de qualité, règles d'agrégation des données,
- un récapitulatif des évolutions de la méthode depuis la mise en place de l'outil,
- une analyse des limites de la méthode actuelle et des propositions éventuelles d'évolutions à partir de l'analyse statistique des résultats.

Deux niveaux d'informations pourront être utilisés :

- les valeurs brutes prises par les différents paramètres,
- les notes d'état vis-à-vis de l'eutrophisation obtenues à l'aide des grilles de qualité.

Les questions posées et le plan de chaque partie seront rappelés en début de chapitre.

Concernant le bilan de la méthode de diagnostics complets, la pertinence de la méthode actuelle sera d'abord discutée puis des méthodes d'intégration des données pluriannuelles du phytoplancton et de la colonne d'eau seront testées.

▪ Comparaison des méthodes de diagnostic employées dans le cadre du RSL et des suivis DCE

Les spécificités de chacun des réseaux seront rappelées. Par la suite, les différences entre les méthodes de diagnostic des compartiments suivis en commun seront étudiées.

2.2. Méthodes statistiques employées pour les analyses

Les analyses des données effectuées dans le cadre de ce bilan s'appuient sur des méthodes statistiques dont les principes, conditions d'application et étapes respectives d'analyses sont rappelées dans le Tableau 1.5. Ces analyses sont réalisées à l'aide du logiciel de traitements statistiques R, en suivant les instructions données par le manuel « Statistiques avec R » ([Cornillon et al., 2010](#)).

Tableau 1.5 : Méthodes statistiques employées dans le cadre de ce bilan méthodologique.

Méthode statistique	Objectif et principe	Conditions d'application / tests employés selon les caractéristiques des données			Etapes d'analyse (sous R)
Comparaison de 2 moyennes	Tester l'égalité des moyennes de 2 sous populations (on teste l'hypothèse $H_0 : \mu_1 = \mu_2$ contre l'hypothèse alternative $H_1 : \mu_1 \neq \mu_2$ ou $\mu_1 > \mu_2$)	normalité de la distribution des données des sous-populations et égalité des variances	test paramétriques	test t de Student	1) Importation des données 2) Comparaison graphique des deux sous-populations
		normalité de la distribution des données des sous-populations mais inégalité des variances		test t de Welch	3) Estimation statistique de base (moyenne, écart-type, quartiles) par sous-population 4) (Facultatif, si nb de données inférieur ou égal à 30) : test de la normalité des données dans chaque sous-population
		non normalité de la distribution des données	test non paramétrique	test de Wilcoxon et test de Kruskal-Wallis	5) Test de l'égalité des variances 6) Test de l'égalité des moyennes
Analyse de la variance à un facteur	Modéliser la relation entre une variable explicative qualitative X à l modalités et une variable à expliquer quantitative Y en comparant les moyennes empiriques de Y pour les l modalités de X	normalité de la distribution des données des sous-populations et égalité des variances			1) Importation des données 2) Représentation graphique des données 3) Analyse de la significativité du facteur 4) Analyse des résidus 5) Interprétation des coefficients
Analyse de la variance avec interaction	Généralisation de l'ANOVA à un facteur ; l'objectif est de modéliser la relation entre une variable quantitative Y et plusieurs variables qualitatives (X_1, X_2, X_k) ayant chacune plusieurs modalités (l, j, k)	normalité de la distribution des données des sous-populations et égalité des variances			1) Importation des données 2) Représentation graphique des données 3) Choix du modèle 4) Interprétation des coefficients
Analyse de la covariance	Analyser une variable quantitative Y à expliquer par une ou plusieurs variable(s) qualitative(s) Xi et quantitative(s) Zi (à l modalités)	aucune condition d'application particulière à cette méthode			1) Importation des données 2) Représentation graphique des données 3) Choix du modèle 4) Analyse des résidus
Régression linéaire simple	Modéliser la relation linéaire entre deux variables quantitatives dans un objectif explicatif et / ou prévisionnel (liaison entre une variable explicative X et une variable à expliquer Y selon le modèle : $Y = \beta_0 + \beta_1 X + e$, où β_0 et β_1 sont des constantes à estimer (respectivement l'ordonnée à l'origine, et la pente) et où e est la variable de bruit ou erreur de mesure	aucune condition d'application particulière à cette méthode			1) Importation des données 2) Représentation du nuage de points (xi, yi) 3) Estimation des paramètres 4) Tracé de la droite de régression 5) Analyse des résidus 6) Prédiction de nouvelles valeurs

3

Bilan de la méthode de diagnostic du compartiment sédiments

1. INTRODUCTION	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
2. INTERET DU SUIVI DU COMPARTIMENT POUR LE DIAGNOSTIC DE L'ETAT DES LAGUNES VIS-A-VIS DE L'EUTROPHISATION	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
2.1. Définition du compartiment	Erreur ! Signet non défini.
2.2. Intérêt du compartiment pour le diagnostic de l'eutrophisation des lagunes	Erreur ! Signet non défini.
3. METHODE ACTUELLE DE DIAGNOSTIC ET SES EVOLUTIONS	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
3.1. Méthode actuelle de diagnostic	Erreur ! Signet non défini.
3.2. Evolutions de la méthode de diagnostic depuis la mise en place de l'outil	Erreur ! Signet non défini.
4. LIMITES DE LA METHODE ACTUELLE DE DIAGNOSTIC & PROPOSITIONS D'EVOLUTIONS DE L'OUTIL A PARTIR DE L'ANALYSE DES DONNEES....	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
4.1. Thème 1 : Incertitudes liées aux conditions de prélèvement et de dosages	Erreur ! Signet non défini.
4.2. Thème 2 : Suivi spatial et temporel du sédiment	Erreur ! Signet non défini.
4.3. Thème 3 : Relations entre les paramètres indicateurs et robustesse de la grille de diagnostic...	Erreur ! Signet non défini.
4.4. Thème 4 : Règles d'agrégation des données pour le diagnostic du compartiment	Erreur ! Signet non défini.
5. CONCLUSION	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.

1. Introduction

L'objectif de ce chapitre est de dresser le bilan de la méthode de suivi du compartiment sédimentaire dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire.

Dans une première partie, nous rappellerons brièvement l'intérêt du suivi de ce compartiment vis-à-vis de l'eutrophisation.

Dans une seconde partie, nous présenterons la méthode de diagnostic du compartiment telle qu'elle existe dans sa forme actuelle et reviendrons sur les évolutions de cette méthode depuis la mise en place de l'outil.

Dans la troisième partie, nous analyserons la pertinence de l'outil vis-à-vis des thématiques suivantes :

- **Thème 1 :** Incertitudes liées aux conditions de prélèvement et de dosages
 - o Question 1.a) : Quelles facteurs d'incertitudes des résultats peut-on relever dans les différentes étapes de diagnostic ?
- **Thème 2 :** Suivi spatial et temporel du compartiment
 - o Question 2.a) : La stratégie temporelle de suivi (un diagnostic tous les 6 ans) est-elle adaptée aux évolutions temporelles du sédiment ?
 - o Question 2.b) : La stratégie spatiale de suivi (une station tous les 50 ha à 200 ha) est-elle adaptée aux caractéristiques spatiales du compartiment ?
- **Thème 3 :** Relations entre les paramètres indicateurs et robustesse de la grille de diagnostic
 - o Question 3.a) : La grille actuelle de qualité du sédiment permet-elle de discriminer les lagunes en fonction de leur état général ?
 - o Question 3.b) : Quelles sont les relations entre les valeurs prises par les trois paramètres [NTS], [PTS], [MOS] ? La grille de diagnostic est-elle robuste dans le temps, dans l'espace ? Les trois paramètres indicateurs doivent-ils être conservés dans la grille de diagnostic ?
- **Thème 4 :** Règles d'agrégation des données pour le diagnostic du compartiment
 - o Question 4.a) : La « règle des rangs » à partir de laquelle est établi le diagnostic du compartiment peut-elle être remplacée par la « règle du percentile 80 » ?
 - o Question 4.b) : Le correctif de notation « zone profonde » et « zone conchylicole » sont-ils nécessaires sur l'étang de Thau ? Ont-ils un intérêt sur un autre étang de la Région LR ?

En conclusion, nous reviendrons sur les principaux résultats obtenus et les perspectives d'évolution de l'outil qui s'en dégagent.

2. Intérêt du suivi du compartiment pour le diagnostic de l'état des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation

2.1. Définition du compartiment

Le compartiment sédimentaire regroupe les dépôts de particules solides dus à la précipitation de matières en suspension ou en dissolution dans l'eau (sédiments au sens strict du terme) et l'eau interstitielle circulant dans la porosité de ces particules solides.

Seule la qualité du sédiment superficiel (5 cm) est étudiée dans le cadre du RSL.

2.2. Intérêt du compartiment pour le diagnostic de l'eutrophisation des lagunes

Le sédiment est le lieu de passage des nutriments dans l'écosystème lagunaire (Ifremer, Créocéan, UMII, 2000). Il joue à la fois le rôle de « puits » et de « source » en éléments nutritifs qui seront utilisés par les producteurs primaires. Les échanges de phosphore et d'azote entre le sédiment et la colonne d'eau dépendent de plusieurs facteurs : pH, oxygénation du sédiment (Chapelle A., 1995 ; Gomez et al., 1998).

Le sédiment entretient donc d'étroites relations avec les autres compartiments (Figures 2.1 & 2.2).

La qualité de ce compartiment est influencée sur le long terme par les activités humaines (agriculture, industrie, urbanisation) menées sur le bassin versant des lagunes (Kjerfve B. & Magill K.E., 1989 ; Ruiz-Fernández et al., 2006 ; Pusceddu et al., 2007).

Les relargages sédimentaires peuvent être responsable d'une mauvaise qualité de la colonne d'eau même plusieurs années après la mise en place de mesures visant à diminuer les apports en provenance du bassin versant (Gikas et al., 2006).

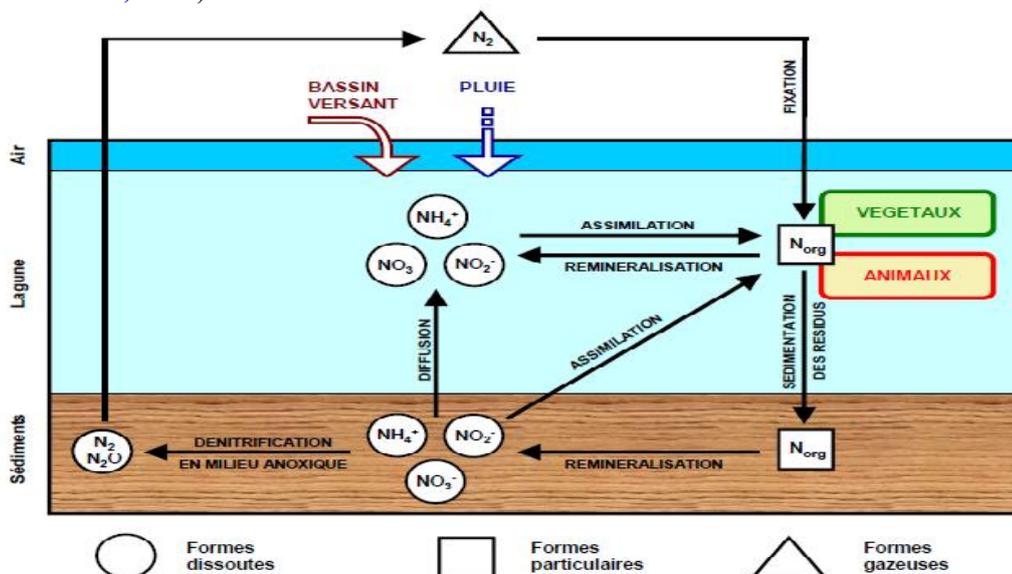


Figure 2.1 : Importance du sédiment dans le cycle de l'azote en milieu lagunaire (d'après RSL, 2010 et Région Languedoc-Roussillon, 2010).

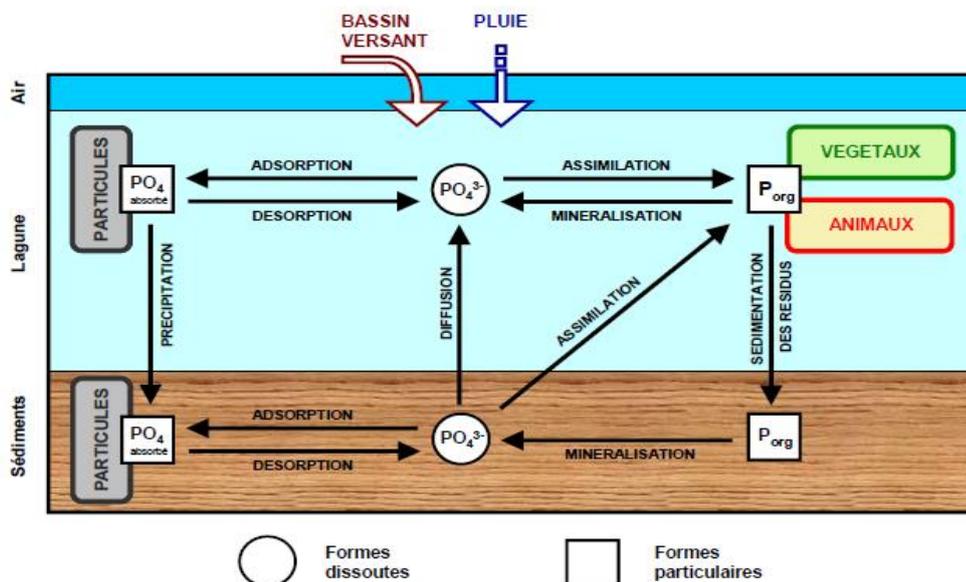


Figure 2.2 : Importance du sédiment dans le cycle du phosphore en milieu lagunaire (d'après RSL, 2010 et Région Languedoc-Roussillon, 2010).

3. Méthode actuelle de diagnostic et ses évolutions

3.1. Méthode actuelle de diagnostic

3.1.1. Principe et paramètres retenus

La méthode consiste à prélever des carottes de sédiment au niveau de différentes stations de chaque lagune, à déterminer les concentrations en nutriments dans le sédiment superficiel pour en déduire grâce à l'utilisation de grille de qualité, un état de ce compartiment vis-à-vis de l'eutrophisation.

Le diagnostic repose sur l'utilisation de **paramètres dits "indicatifs"** qui sont pris en compte dans les grilles de diagnostic et dont le niveau est *a priori* corrélé à l'état du milieu vis-à-vis de l'eutrophisation.

L'interprétation des résultats est enrichie par l'étude de **paramètres dits « explicatifs »**. Bien que ces paramètres permettent de caractériser le sédiment, leurs valeurs ne peuvent être systématiquement reliées à un état vis-à-vis de l'eutrophisation et ils ne sont pas pris en compte dans la grille de diagnostic.

- **Paramètres indicatifs : concentrations en PTS, NTS et MOS**

L'azote et le phosphore sédimentaire peuvent se trouver sous formes inorganiques ou organiques et ces deux formes contribuent à la production primaire (Figures 2.1 & 2.2).

Pour cette raison, les formes totales de ces deux éléments ont été retenues pour donner une indication de l'état du sédiment vis-à-vis de l'eutrophisation.

La matière organique représente un stock supplémentaire potentiel d'éléments nutritifs.

Le **Phosphore Total Sédimentaire (PTS)** se compose du phosphore sous formes organiques et inorganiques. Son unité d'expression est le mg / kg de poids sec de sédiment.

L'**Azote Total Sédimentaire (NTS)** se compose de l'azote sous formes organiques et inorganiques. Son unité d'expression est le g / kg de poids sec de sédiment.

La **Matière Organique Sédimentaire (MOS)** renferme l'ensemble des formes organiques vivantes ou mortes se trouvant dans le sédiment : débris de macrophytes, macroinvertébrés benthiques, microphytobenthos, etc.

Les origines de la MO sédimentaire sont donc multiples (Serve et al., 1999 ; Holmer et al., 2009).

Sa capacité de dégradation dépend notamment de la nature chimique des molécules organiques, qui est extrêmement variable. Son unité d'expression est le g / 100 g de poids sec de sédiment (ou %).

- **Paramètres explicatifs : granulométrie des sédiments et profondeur des points de mesure**

La **texture ou composition granulométrique** du sédiment permet de connaître la taille dominante des particules qui le composent. On distingue classiquement les vases des sables (Tableau 2.1).

La taille des particules est étroitement liée à leur surface d'échange spécifique et donc à leur capacité d'adsorption. En effet, plus la taille des particules est faible et plus la surface d'échange qu'elles offrent par rapport à leur volume est grande.

Cependant, une lagune envasée n'est pas systématiquement eutrophisée. De ce fait, la granulométrie du sédiment ne peut être considérée comme un paramètre indicatif de l'état du milieu.

Tableau 2.1 : Diamètres et types des particules séparés par granulométrie

Type de particules	VASES			SABLES	
	Argiles	Limons fins	Limons grossiers	Sables fins	Sables grossiers
Taille des particules	0 µm - 2 µm	2 µm - 20 µm	20 µm - 50 µm	50 µm - 200µm	200 µm - 2 mm

La **profondeur** est un autre paramètre pouvant aider à l'interprétation des diagnostics.

Dans les lagunes, les secteurs les plus profonds constituent généralement des zones d'atterrissement des particules en suspension. En outre, dans ces zones préférentielles de dépôt les courants engendrés par les vagues peuvent être suffisants pour remettre en suspension les sédiments superficiels.

Le phénomène de stratification de la colonne d'eau peut également avoir lieu au niveau des zones profondes, ce qui aura une influence sur les échanges d'éléments nutritifs entre le sédiment et la colonne d'eau.

Pour ces raisons, au sein d'une même lagune, les zones profondes sont souvent celles au niveau desquelles l'envasement du sédiment et la quantité de nutriments qu'il contient seront les plus importantes.

Cependant une lagune profonde n'est pas systématiquement eutrophisée. Le paramètre « profondeur » ne peut donc pas être considéré comme paramètre indicatif de l'état du sédiment vis-à-vis de l'eutrophisation.

Un récapitulatif des paramètres pris en compte dans le cadre des diagnostics "Sédiments" est donné dans le Tableau 2.2.

Tableau 2.2 : Récapitulatif des paramètres étudiés pour le diagnostic du sédiment

Paramètre	NTS	PTS	MOS	granulométrie	profondeur
Unité	g / kg poids sec sédiment	mg / kg poids sec sédiment	g / 100 g poids sec sédiment	du µm au mm	m
Prise en compte dans le diagnostic du compartiment	PARAMETRE INDICATIF = valeur liée à l'état trophique du compartiment = prise en compte dans la notation du compartiment			PARAMETRE EXPLICATIF = complément d'information pour l'interprétation	

3.1.2. Stratégies spatiale et temporelle d'échantillonnage

▪ Fréquences d'échantillonnages

La détection de changements significatifs des caractéristiques physico-chimiques du compartiment "sédiments" n'est en général possible qu'à l'échelle de plusieurs années. En revanche, ces caractéristiques peuvent être très hétérogènes spatialement.

En d'autres termes, la variabilité spatiale prime sur la variabilité temporelle du sédiment. Pour cette raison, il n'est pas nécessaire de séparer les diagnostics par des pas de temps courts mais plusieurs prélèvements sont nécessaires pour chaque lagune.

Deux diagnostics successifs sont donc généralement séparés d'une durée de 6 ans.

Les échantillonnages sont réalisés en fin de printemps / début d'été, en même temps que les prélèvements pour les diagnostics du compartiment « macrophytes ».

La fréquence spatiale d'échantillonnage est en général :

- **d'une station tous les 50 ha pour les lagunes de superficie inférieure à 1000 ha,**
- **d'une station tous les 100 ha pour les lagunes de superficie supérieure à 1000 ha.**

Toutefois, pour certaines lagunes ayant fait l'objet d'une modification de la stratégie spatiale en 2007, la fréquence d'échantillonnage est d'une station tous les 200 ha (Casagrande L., 2007 ; Derolez V., 2007).

L'échantillonnage est systématique (répartition régulière des points) ; la localisation et les libellés des stations restent identiques d'un diagnostic à un autre.

▪ **Repérage et trajet jusqu'à la zone d'étude**

Les agents-préleveurs se rendent sur la zone à l'aide d'une embarcation motorisée quand la profondeur le permet, à pied sinon. La station est repérée par ses coordonnées GPS.

▪ **Méthode d'observation, de prélèvement et de conservation des échantillons**

Chaque campagne d'échantillonnage est réalisée par binômes d'agents préleveurs.

Chaque station fait l'objet de trois prélèvements qui sont regroupés dans un même sachet.

Ce regroupement de trois prélèvements pour une même analyse s'explique par :

- la nécessité de « pooler » la variabilité horizontale et verticale du sédiment à l'échelle de la station de manière à obtenir des caractéristiques les plus représentatives possibles de la station,
- la nécessité de garder un nombre limité d'échantillons pour des raisons pratiques (stockage, temps et coût d'analyses).

Les prélèvements s'effectuent généralement en plongée.

Ils sont réalisés à l'aide d'un cylindre de plexiglass ($\varnothing = 8 \text{ cm}$; $L = 20 \text{ cm}$) ; seuls les 5 cm superficiels de sédiments sont prélevés.

Ces étapes sont décrites dans le protocole de prélèvement fourni en [Annexe 5](#).

Le dosage de la MO est détaillé en [Annexe 6](#).

Les conditions de prélèvements sont reportées sur une fiche-terrain ([Annexe 7](#)) :

- la localisation du point d'échantillonnage (libellé de la station & coordonnées GPS),
- le moment du prélèvement (date, heure) ainsi que les noms des agents préleveurs,
- la présence de macrophytes,
- l'état du sédiment (couleur, odeur).

L'estimation de la couleur est en théorie, réalisée à l'aide d'une échelle de couleurs. Elle permet d'identifier d'éventuelles périodes d'anoxie qui sont liées à des relargages sédimentaires de nutriments.

Les échantillons sont conservés dans une glacière, puis congelés dès leur arrivée au laboratoire, sauf s'ils sont traités immédiatement. La congélation bloque toute dégradation ou minéralisation du sédiment.

3.1.3. Pré-traitement des échantillons, dosages des nutriments et analyse de la granulométrie

▪ Etape de pré-traitement

Cette étape consiste en une homogénéisation puis en un tamisage des échantillons à 2 mm. Le tamisage permet d'extraire les éléments grossiers (cailloux, détritiques). De tels éléments participent peu aux échanges mais pourraient perturber les analyses.

▪ Dosages du NTS, du PTS et de la MOS

Les dosages d'azote et de phosphore sont réalisés à l'US « Analyse des eaux, sols et végétaux » du CIRAD de Montpellier. Les dosages de MOS sont effectués au LER de l'Ifremer de Sète.

Préalablement aux dosages de NTS et de PTS, un tamisage, un séchage à l'air puis un broyage des échantillons à 100 µm sont réalisés selon la norme NF ISO 11464 –1994 “Qualité du sol – Prétraitement des échantillons pour analyses physico-chimiques – Extrait de « Qualité des sols – 1999 ” (procédure interne POPS 3_version b).

Le **dosage du NTS** repose sur les étapes suivantes :

- *combustion totale* de l'échantillon suivie d'une oxydation,
- *réduction des gaz* de combustion qui sont piégés dans l'eau,
- *séparation des gaz résiduels N_2 et CO_2* par chromatographie gazeuse,
- *quantification de l'azote* par conductibilité thermique.

L'équipement principal est un analyseur élémentaire (marque Thermo Electron). Cette analyse est réalisée selon la norme NF-ISO 13878 – 1998 « Détermination de la teneur totale en azote par combustion sèche » (procédures internes PoPSO3b et PoPS31d).

Les concentrations s'expriment en g de NTS / kg de poids sec de sédiments ; la précision des résultats est de 5 %.

Le **dosage du PTS** repose sur les étapes suivantes :

- *minéralisation du sédiment* par sa mise en solution par attaque fluoro-nitro-perchlorique (dissolution des minéraux après volatilisation de la silice avec HF à chaud et reprise des sels par de l'acide chlorhydrique concentré),
- *fusion alcaline au peroxyde de sodium* : le mélange sol + peroxyde de sodium est fondu à 600 - 700°C sur un bec Mecker, le composé formé est dissous d'abord par un mélange d'acides nitrique et chlorhydrique, puis par apport d'acide chlorhydrique concentré),
- *mise en solution à l'eau régale* (dissolution des éléments métalliques avec un mélange d'acides nitrique et chlorhydrique à l'aide d'un dispositif d'extraction par ébullition sous reflux),
- *extraction des formes solubles* du phosphore dans une solution de bicarbonate de sodium.

L'équipement principal est un spectromètre à flux continu (modèle “Intégral Plus”, marque ALLIANCE INSTRUMENTS ; analyse spectrométrique à 660 nm avec une gamme d'étalonnage spécifique à l'appareil).

Cette méthode correspond aux normes NF-ISO-14869 “Mise en solution pour la détermination des formes élémentaires totales” et NF ISO 11263 X31-403 (1995) “Qualité du sol - Dosage du phosphore - Dosage spectrométrique de phosphore soluble dans une solution d'hydrogencarbonate de sodium” (procédures internes POPS 27_version b et POPS 21_version c).

Les concentrations s'expriment en mg de PTS / kg de poids sec de sédiment ; la précision des résultats est de 5 %.

Le **dosage de la MOS** repose sur les étapes suivantes :

- *séchage préalable* des sédiments pendant 24 h à 48 h à 110°C,
- *combustion totale* (18 h à 450°C) de la matière organique.

La masse de MO contenue dans l'échantillon correspond à la différence entre le poids sec de l'échantillon avant combustion et le poids sec de l'échantillon après combustion.

Le pourcentage de MO dans l'échantillon est déduit du calcul suivant :

$MO (\%) = 100 \times (B-A) / B$, avec :

A = masse de l'échantillon après combustion, en grammes ;

B = masse de l'échantillon sec avant combustion, en grammes.

Ce dosage ne correspond à aucune norme particulière. La méthode de dosage employée par le LER-LR diffère sensiblement des méthodes utilisées par d'autres laboratoires :

- la température de calcination est de 450°C contre 460°C à 550°C dans d'autres laboratoires,
- la durée de calcination est de 18 h contre 1.5 à 4 h dans d'autres laboratoires.

Ces différences sont sans incidence sur les résultats étant donné que le temps de calcination est suffisamment long et la température suffisamment élevée.

Un protocole d'analyse a été élaboré par le LER-LR (Messiaen G., 2002) et est fourni en [Annexe 6](#)

La concentration en MOS s'exprime en g / 100 g de poids sec de sédiment, soit des %. La précision des résultats est de 5 %.

▪ **Analyse de la granulométrie**

L'**analyse de la granulométrie** repose sur les étapes suivantes :

- *traitement du sédiment* à l'eau oxygénée,
- *dissolution du sédiment* dans une solution d'hexamétophosphate de sodium et de carbonate de sodium,
- *analyse granulométrique par sédimentation* (méthode de la pipette).

Le matériel principal employé pour cette analyse est un granulomètre (modèle SKALAR SP-1000), selon la norme NF-ISOX31-107.

3.1.4. Grille de qualité du sédiment – Méthode d'agrégation des données pour le diagnostic du compartiment

▪ **Grille de qualité par paramètre**

La correspondance entre les concentrations en NTS, en PTS et MOS et l'état des sédiments vis-à-vis de l'eutrophisation, est donnée par la grille ci-dessous (Tableau 2.3).

Plus ces concentrations sont importantes, plus l'état du sédiment est considéré comme dégradé.

Tableau 2.3 : Grille actuelle de qualité du sédiment (Ifremer, Créocéan, UM II, 2000)

Paramètre	Unité	Etat vis-à-vis de l'eutrophisation								
		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[NTS]	g / kg poids sec		1,0		2,0		3,0		4,0	
[PTS]	mg / kg poids sec		400		500		600		700	
[MOS]	g / 100 g poids sec		3,5		5		7,5		10	

▪ **Méthode d'agrégation des données pour le diagnostic du sédiment**

L'état d'une station est déterminé par simple application de la grille de diagnostic en sélectionnant la note d'état la plus déclassante parmi les paramètres [NTS], [PTS] et [MOS].

Le diagnostic d'un secteur ou d'une lagune pour le compartiment « sédiments » tout entier, se décompose en deux grandes étapes :

- désignation pour chaque paramètre d'une station donc d'un état représentatif du secteur,
- déduction de l'état du compartiment vis-à-vis de l'eutrophisation à partir des 3 notes de qualité données par les paramètres [NTS], [PTS] et [MOS].

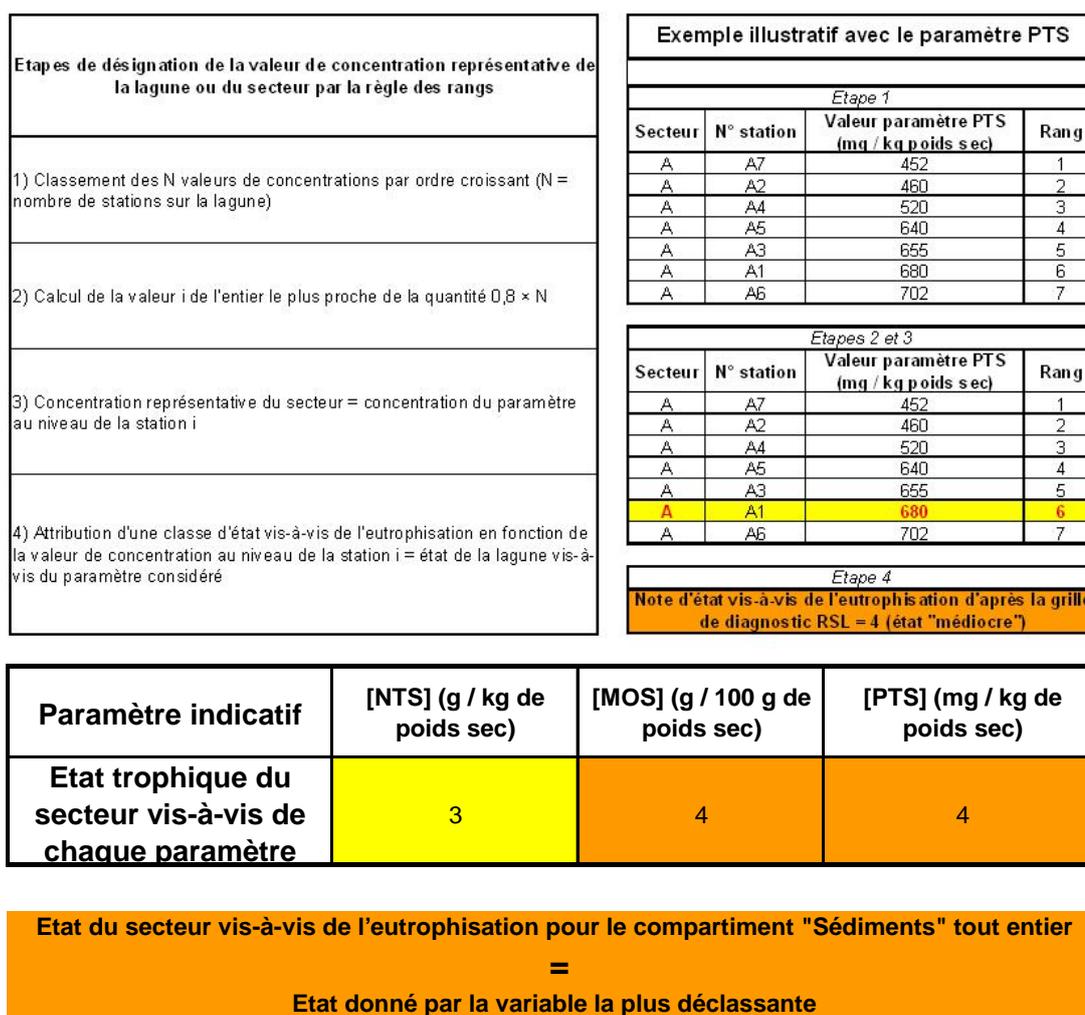


Figure 2.3 : Etapas de diagnostic du compartiment « sédiments ».

La première étape repose sur l'utilisation de la « règle des rangs » (Figure 2.3). L'inertie du sédiment étant généralement forte, sa dégradation sur tout ou partie de la lagune témoigne d'apports en éléments nutritifs conséquents et / ou récurrents depuis plusieurs années.

Le principe de la méthode des rangs est de prendre en considération les états les plus dégradés de la lagune tout en excluant les valeurs « extrêmes » de concentrations, peu représentatives de l'état de la lagune.

La station représentative du secteur de lagune pour chaque paramètre correspond au rang le plus proche de la quantité $0.8 \times N$ (où N est le nombre de stations sur le secteur) dans une gamme de concentrations classées par ordre croissant.

La valeur 0.8 du coefficient de cette « règle des rangs », permet d'exclure du diagnostic les pires valeurs de concentrations rencontrées dans la lagune car ces dernières sont souvent liées à des environnements particuliers (proximité de zones de rejets, etc.).

Ce principe est valable même pour les secteurs possédant un nombre de stations restreint pour lesquels l'avant dernière valeur la plus déclassante est sélectionnée.

La seconde étape du diagnostic consiste à sélectionner la note la plus déclassante parmi les trois paramètres (application de la « règle des rangs » aux trois paramètres indicatifs [NTS], [PTS] et [MOS]).

S'il existe un paramètre en mauvais état, cela signifie que le sédiment a reçu des apports conséquents et / ou répétés qui ont entraîné une dégradation et par conséquent le diagnostic doit en tenir compte.

Ces règles de diagnostic s'appliquent à l'ensemble des lagunes suivies dans le cadre du RSL.

Deux correctifs de notation spécifiques à l'étang de Thau existent cependant :

- Le **correctif profondeur** consiste à corriger les diagnostics lorsque la profondeur au niveau de la station choisie par la règle des rangs dépasse 3.5 m. Les zones profondes constituent en effet des environnements particuliers au niveau desquels le piégeage et l'accumulation des sédiments sont favorisés.

Deux niveaux de correction ont été mis en évidence lors de la mise en place de l'outil :

- lorsque la profondeur de la station désignée par la règle des rangs est comprise entre 3.5 m et 7 m, la note d'état vis-à-vis de l'eutrophisation est réévaluée d'un point ;
- lorsque cette profondeur est supérieure à 7 m, la note est réévaluée de 2 points.

- Le **correctif « zone conchylicole »** consiste à corriger les diagnostics lorsque la station désignée par la règle des rangs est située en zone conchylicole. Ces zones ont en effet été considérées lors de la construction de l'outil comme des environnements particuliers au niveau desquels les apports de matière organique par les bivalves ne sont pas représentatifs de l'ensemble de la lagune.

Pour chaque paramètre, l'état vis-à-vis de l'eutrophisation est réévalué d'un point lorsque la station représentative de la lagune se trouve en zone conchylicole.

Si la station est à la fois située en zone profonde et en zone conchylicole, les deux correctifs peuvent être cumulés (Tableau 2.4).

Tableau 2.4 : Conditions d'application des correctifs « profondeur » et « zone conchylicole » dans le diagnostic des sédiments de l'étang de Thau

Type de zone et caractéristiques		Modification de notation (amélioration de la note en nb de points)
Type	Caractéristiques	
zone non conchylicole	profondeur < 3,5 m	0
	3,5 m < profondeur < 7 m	1
	profondeur > 7 m	2
zone conchylicole	profondeur < 3,5 m	1
	3,5 m < profondeur < 7 m	2
	profondeur > 7 m	3

3.1.5.Méthode d'interprétation et de représentation des résultats

▪ Méthode d'interprétation des résultats

Les notes d'état vis-à-vis de l'eutrophisation sont interprétées en fonction des connaissances sur l'état général de la lagune. La connaissance des efforts de restauration entrepris par les gestionnaires sur la lagune et / ou son bassin versant est une aide précieuse à l'interprétation des résultats.

Les notes d'états vis-à-vis de l'eutrophisation sont regroupées pour chaque paramètre dans un tableau récapitulatif, permettant une comparaison pluriannuelle des résultats.

Des différentiels de concentration par rapport au dernier diagnostic réalisé peuvent être calculés pour mieux détecter les stations d'enrichissement ou d'appauvrissement en nutriments.

Les résultats portant sur la granulométrie des sédiments, la bathymétrie et le fonctionnement hydrodynamique de la lagune permettent d'étayer les interprétations.

▪ Cartographie des résultats point par point ou interpolation spatiale par krigeage

Les diagnostics du sédiment basés sur un grand nombre de prélèvements, permettent une présentation cartographique des résultats point par point ou par interpolation spatiale (krigeage).

Un code couleur permet de distinguer ces différents états vis-à-vis de l'eutrophisation (bleu = très bon ; rouge = mauvais) (Figure 2.4).

L'état de chaque secteur de lagune est synthétisé dans un tableau récapitulatif rendant possible une comparaison pluriannuelle des résultats par paramètre.

L'utilisation de boîtes à moustaches donne également une idée de l'hétérogénéité spatiale et temporelle des résultats.

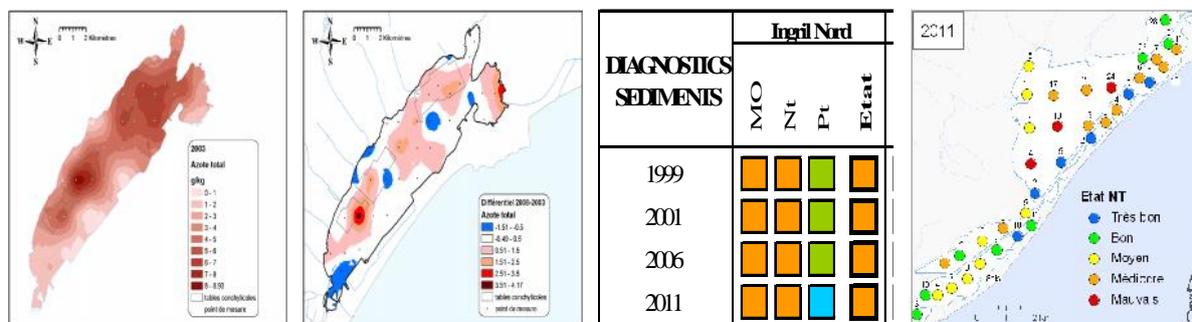


Figure 2.4 : Modes de représentation des résultats du compartiment « sédiments » (RSL, 2008 & 2011)

3.2.Evolutions de la méthode de diagnostic depuis la mise en place de l'outil

3.2.1.Principe de la méthode et paramètres retenus

Le principe de la méthode actuelle n'a subi aucune évolution depuis le début du RSL. Les paramètres actuellement pris en compte sont restés les mêmes et ont gardé la même importance dans le diagnostic.

3.2.2. Stratégies spatiale et temporelle d'échantillonnage

Seule la fréquence spatiale d'échantillonnage sur certaines lagunes (Thau, Vic, Or, Salses-Leucate) a changé.

En 2007, une étude statistique portant sur l'ensemble des diagnostics effectués depuis la mise en place du RSL a été effectuée pour tester l'effet d'une diminution du nombre de stations benthiques sur la qualité des diagnostics du sédiment (Casagrande L., 2007 ; Derolez V., 2007).

La technique du bootstrap employée dans le cadre de ce travail a montré que pour les lagunes de Thau, de l'Or, de Vic et de Salses-Leucate, la division par deux du nombre de stations en conservant une répartition homogène n'avait d'impact significatif ni sur les diagnostics des sédiments réalisés à l'échelle de la lagune, ni sur ceux réalisés à l'échelle du secteur de lagune.

Cette technique a également permis de sélectionner pour chaque lagune le nouveau groupe de stations entraînant la plus faible variabilité de résultats par rapport aux diagnostics initiaux.

Ces tests ont également montré qu'une diminution du nombre de stations benthiques sur la lagune de Bages-Sigean ne pouvait se faire sans impact significatif sur la qualité des diagnostics. Le jeu de stations initialement choisi sur cette lagune a donc été intégralement conservé.

En moyenne 3 diagnostics ont été réalisés par lagune depuis la mise en place des suivis (entre 1 diagnostic pour Vendres, Canet St Nazaire, Grand Bagnas et 4 diagnostics pour l'Ingril).

Le nombre de stations suivies / ha de lagune est très variable : de une station pour moins de 3 ha sur Campagnol à une station pour plus de 200 ha sur l'étang de l'Or.

Le suivi de la lagune du Rhône de St Romans a été abandonné définitivement en 2007.

Le Tableau 2.5 donne un récapitulatif de l'ensemble des suivis du sédiment (date, nombre de stations) réalisés au niveau de chaque lagune.

3.2.3. Méthodes de pré-traitement et d'analyses des échantillons

La technique de pré-traitement des échantillons (homogénéisation puis un tamisage du sédiment à 2 mm) n'a connu aucune modification depuis le début du RSL.

Les méthodes employées par le CIRAD de Montpellier pour la détermination des concentrations en PTS, NTS et pour les analyses de granulométrie n'ont pas changé depuis la mise en place du RSL et seuls les équipements principaux ont fait l'objet de modifications.

La méthode de détermination du taux de MO dans les échantillons a subi une modification concernant le temps de calcination qui est passé de 12 h à 18 h en 2002. La température de calcination (450°C) n'a en revanche pas été modifiée.

Un récapitulatif de ces modifications est donné dans le Tableau 2.6.

Tableau 2.6 : Matériels et méthodes d'analyses du sédiment employés depuis la mise en place de l'outil.

Paramètre (unité)	Période	Principe	Précision	Document de référence		Équipement principal		Opérateur	Remarques	
				ouvrage / publication	nom	nom	modèle			
Explicitif granulométrie	1988-?	traitement du sédiment à l'eau oxygénée puis dispersion dans solution de nitrato-phosphate de sodium et de carbonate de sodium ; analyse granulométrique par sédimentation par la méthode de la pipette	NA	NA	NF-S0031-107	granulomètre	TESSOLCA	CIRAD Montpellier	0	
	2012						SIJAJAR SP - 1000		0	
Implicitif potentiel d'oxydo-réduction	1988-?	NA	NA	NA	NA	El-mètre	PONSELLE (électrode de platine et électrode de référence Ag/Cl ⁻)	FREMER Site	0	
	1988 - 2010	combustion totale de l'échantillon puis oxydation ; réduction des gaz de combustion ; piégeage de l'eau ; séparation des gaz résiduels CO ₂ et CO par chromatographie gazeuse ; puis quantification du N par conductibilité thermique	5%	Chavelier, D., 1988. Thermo Quest. Manuel d'instructions pour analyses élémentaires	NF-S01 13076 - 1989 "Détermination de la teneur totale en azote par combustion sèche" (analyse élémentaire)	analyseur élémentaire	Thermoquest Carlo Erba 2100	CIRAD Montpellier	0	
2010 - 2012	(procédures internes Pops303a et Pops303 b CIRAD)						Thermo Electron		0	
Implicitif PTS (mg /100 g de poids sec. de sédiments)	1988 - 2012	mise en solution de sédiment dans un mélange d'acide nitrique, d'acide fluorhydrique et d'acide perchlorique et évaporation du mélange puis dissolution dans de l'acide chlorhydrique, avec transformation des composés phosphorés en phosphates lors de l'oxydation	5%	Maurice PINTA, et al - 1971. Spectrométrie d'absorption atomique - Applications à l'analyse chimique	NF - X31 - 147 - 1986 "Mise en solution totale par attaque acide"	spectromètre à flux continu	NF B32 11263 X31-40 (1997) "Qualité de sol. Dosage du phosphore. Dosage spectrométrique de phosphore stable dans une solution d'hydrogénosulfate de sodium"	CIRAD Montpellier	0	
							Evolution de la qualité des sols (2004)		NF - ISO - 14889 - 1 "Mise en solution pour la détermination des formes élémentaires totales" (partie 1 : "Mise en solution par l'acide fluorhydrique et l'acide perchlorique")	0
							NA		NA	tour à moule
Implicitif MOS (g / 100 g de poids sec. de sédiments)	1988 - 2002	combustion de la matière organique pendant 12 h à 450 °C	2 % à 5%	NA					0	
	2002 - 2012	combustion de la matière organique pendant 18 h à 450 °C	2 % à 5%							0

3.2.4. Méthodes d'interprétation et de représentation des résultats

Cette méthode n'a connu aucune évolution depuis la mise en place de l'outil.

4.Limites de la méthode actuelle de diagnostic & propositions d'évolutions de l'outil à partir de l'analyse des données

Cette partie nous permettra de répondre aux questions évoquées en introduction.

Premièrement, nous reviendrons sur les approximations qui peuvent être liées aux conditions de prélèvement, de pré-traitement et de dosages des échantillons.

Puis nous étudierons la pertinence de la stratégie spatiale et temporelle de prélèvement.

Nous reviendrons sur la position des seuils de la grille de qualité du sédiment et vérifierons qu'ils permettent de distinguer les lagunes en fonction de leur état général vis-à-vis de l'eutrophisation.

Nous étudierons la robustesse temporelle et spatiale de la grille de diagnostic en étudiant les relations entre les trois paramètres indicatifs ([NTS], [PTS], [MOS]).

Nous reviendrons sur les règles d'agrégation des données en tentant de simplifier la règle des rangs et en vérifiant la pertinence des correctifs « profondeur » et « zone conchylicole » sur l'étang de Thau.

4.1.Thème 1 : Incertitudes liées aux conditions de prélèvement et de dosages

Question 1.a)

Quels facteurs responsables d'incertitudes des résultats peut-on relever dans les différentes étapes de diagnostic ?

▪ **Approximations de localisation de la station**

Le positionnement sur zone de prélèvement est assez approximatif en raison :

- de la précision du GPS employé (+ / - 5 m),
- de la dérive du bateau.

La seule solution actuelle consiste en un ancrage du bateau le plus tôt possible après arrivée sur la zone. L'effet de ce positionnement approximatif (pour l'instant sans réponse) sur la précision des résultats pose la question de l'hétérogénéité spatiale à petite échelle du sédiment dans le milieu.

Précision de l'échantillonnage

La qualité de l'échantillonnage peut être influencée par diverses sources de variabilité :

- mesure des 5 cm de sédiments superficiels de la carotte ;
- perturbation du sédiment lors du carottage (compaction) ;
- perte de sédiment sur les parois lors de l'emploi du piston ;
- perte de la « crème » de surface sous l'eau.

L'application des protocoles élaborés à cet effet permet de limiter le plus possible cette variabilité.

La variabilité verticale des caractéristiques du sédiment est assez mal connue mais les travaux menés dans le cadre du projet RESTOLAG devraient apporter un éclaircissement à cette question.

Représentativité de 3 sous-échantillons vis-à-vis de l'état de la station

La représentativité des prélèvements vis-à-vis de la station étudiée reste difficile à apprécier.

Le nombre de 3 sous-échantillons est considéré comme suffisant pour fournir une idée fiable de la qualité du sédiment sur la station. Il s'agit également d'un nombre limite difficile à dépasser pour des raisons pratiques.

Pour juger de la pertinence de ce nombre, il serait judicieux à titre expérimental de comparer les caractéristiques du sédiment entre différents sous-échantillons d'une même station.

Pré-traitement des échantillons

La connaissance de la densité moyenne du sédiment sur les 5 cm superficiels n'est pas nécessaire à l'utilisation des grilles de qualité car ces dernières s'appuient sur des valeurs de concentrations.

Il s'agit cependant d'une information valorisable pour un travail ultérieur d'évaluation des stocks de nutriments présents dans les sédiments superficiels des lagunes.

Dosage des nutriments et analyse de la granulométrie

L'influence de la modification du temps de calcination pour le dosage de la MOS est probablement nulle ou restreinte compte tenu de la durée déjà très importante du temps initial (12 h) par rapport aux autres méthodes de dosage existantes (4 à 5 h d'après [Messiaen G., 2002](#)).

Toutefois, il apparaît nécessaire de tester différentes durées de calcination en maintenant la température actuelle afin de mieux quantifier l'impact de cette modification méthodologique.

Le CIRAD s'est assuré de l'homogénéité des résultats de dosages du NTS et du PTS lors de l'acquisition de nouveaux matériels. De ce fait les modifications de matériel et / ou de procédures internes n'ont pu contribuer à la variabilité temporelle de qualité des sédiments.

4.2.Thème 2 : Suivi spatial et temporel du sédiment

4.2.1. Pertinence du suivi temporel du sédiment (un diagnostic tous les 6 ans)

Question 2.a)

La stratégie temporelle de suivi (un diagnostic tous les 6 ans) est-elle adaptée aux caractéristiques du sédiment ? Autrement dit, les diagnostics sont-ils suffisamment espacés dans le temps pour mettre en évidence des évolutions significatives du compartiment sédimentaire ?

Méthode

Pour étudier l'effet du facteur « temps » sur les diagnostics, nous avons séparé les couples de diagnostics espacés d'un délai de 6 ans. Pour chaque couple de diagnostics, nous disposons pour chaque station de 2 valeurs de concentrations en NTS, PTS, MOS.

Pour chaque paramètre indicatif, nous comparons alors la moyenne des valeurs du premier diagnostic avec celle des valeurs issues du second diagnostic.

La méthode employée pour cela est une comparaison de moyennes avec données appariées. Le nombre d'échantillons étant faible et la normalité de la distribution des données n'étant pas toujours respectée, on utilise un test non paramétrique de Wilcoxon.

Les analyses ont été effectuées à l'échelle des lagunes, et à l'échelle du secteur pour les lagunes partagées en plusieurs secteurs distincts. Le script correspondant est « script_sed_1_analyse.6ans ».

Données prises en compte dans l'analyse

Seules les lagunes ayant fait l'objet d'au moins 2 diagnostics ont été considérées. La liste de ces lagunes est donnée dans le Tableau 2.7. Le jeu de données correspondantes est « data_sed_1_analyse.6ans ».

Sur certaines lagunes, des stations ont pu être rajoutées au cours du temps tandis que d'autres ont été supprimées. Prendre en compte ces stations aurait induit une variabilité non liée au temps dans les analyses. De ce fait, seules les lagunes diagnostiquées pour les deux ou trois diagnostics successifs ont été gardées.

D'autre part, le délai prévu entre deux diagnostics du compartiment « Sédiments » est normalement de 6 ans. Cependant, certaines lagunes ont fait l'objet d'une fréquence d'échantillonnage temporelle plus intense. C'est le cas par exemple de l'Ingril et du Grec, lagunes au niveau desquelles des diagnostics ont été réalisés en 1999 puis en 2001.

C'est également le cas de La Marette où des diagnostics ont été effectués en 2004 et 2007.

Pour vérifier la pertinence d'un délai de 5 / 6 ans entre deux diagnostics, de tels résultats « rapprochés dans le temps » n'ont donc pas été pris en compte.

Tableau 2.7 : Lagunes prises en compte pour l'analyse du facteur « temps » dans les diagnostics du sédiment

Lagunes conservées pour l'analyse du facteur "temps" (2 diagnostics ou plus)	Lagunes exclues de l'analyse (1 seul diagnostic)
Salses-Leucate	Canet St Nazaire
La Palme	
Bages-Sigean	Vendres
Ayrolle	
Campagnol	Grand Bagnas
Gruissan	
Thau	Médard
Ingril	
Vic	Ponant
Pierre-Blanche	
Arnel	La Marette
Prévost	
Méjean	Rhône de St Romans
Grec	
Or	

Résultats

Les résultats synthétisés dans le Tableau 2.8 font apparaître des différences significatives de moyennes de concentrations pour au moins un des trois paramètres dans la plupart des lagunes. Parfois, ces différences sont visibles sur un secteur de la lagune uniquement.

Parfois, l'évolution ne peut être qualifiée de « significative » à l'échelle du secteur mais elle peut l'être à l'échelle de la lagune.

Sur les lagunes telles que La Palme, Campagnol, Gruissan, Grec, Méjean, les différences de moyennes ne sont pas significatives.

Cela peut s'expliquer par les variations d'états de la lagune qui peuvent être faibles au cours du temps (cas de La Palme).

La non-significativité des résultats peut également être due au faible nombre de stations sur certaines lagunes alors que des variations de concentrations importantes sont visibles (ex : fortes diminutions de concentrations en PTS sur Campagnol et Gruissan, qui n'apparaissent pas significatives).

Il convient donc d'enrichir l'interprétation des résultats par un examen approfondi des valeurs brutes de concentrations et de ne pas limiter les interprétations aux simples valeurs de significativité des tests.

On note des différences temporelles significatives de concentrations :

- dans 37 % des lagunes ou secteurs de lagunes concernant les paramètres [MOS] et [PTS],
- dans 10 % des lagunes ou secteurs de lagunes concernant le paramètre [NTS].

De manière plus générale une tendance à l'augmentation de la concentration en MOS est constatée dans 80 % des cas tandis qu'une tendance à la diminution des concentrations en PTS apparaît dans 71 % des cas.

Tableau 2.8 : Synthèse des résultats concernant l'évolution temporelle du sédiment à partir de comparaisons de moyennes pour échantillons appariés (test non paramétrique de Wilcoxon ; . = p-value < 0.10 ; * = p-value < 0.05 ; ** = p-value < 0.01 ; * = p-value < 0.001).**

Lagune	Secteur	Années de diagnostics			[NTS] (g / kg plus sec)						[MOS] (%)						Vases (%)					
		a b c			Période a-b		Période b-c															
		Significativité test	Différence moyenne (b-a)	Significativité test	Différence moyenne (b-a)	Significativité test	Différence moyenne (b-a)	Significativité test	Différence moyenne (b-a)	Significativité test	Différence moyenne (b-a)	Significativité test	Différence moyenne (b-a)	Significativité test	Différence moyenne (b-a)	Significativité test	Différence moyenne (b-a)	Significativité test	Différence moyenne (b-a)	Significativité test	Différence moyenne (b-a)	
Sables-Loccat	lagune				ns	0,21	.	0,31	.	S***	-39,45	ns	-8,38	S**	1,39	ns	-0,29	ns	0,9	ns	1,32	
	LES	1999	2004	2009	S*	0,4	.	-0,33	S*	-33,89	ns	-15,07	ns	0,96	ns	-0,35	ns	6,15	ns	-2,01		
	LEN				ns	-0,12	ns	-0,27	S**	-49,23	ns	-24,44	S*	2,66	ns	-0,2	S**	-7,66	ns	6,88		
La Palme	LAP	2002	2007	Ø	ns	-0,08	Ø	Ø	ns	12,56	Ø	Ø	ns	-0,06	Ø	Ø	Ø	S*	3,09	Ø	Ø	
	lagune				ns	0,05	ns	0,006	S*	-27,1	S***	-63,03	S**	1,1	S***	0,92	ns	1,28	ns	0,54		
	BGS	1999	2005	2010	ns	0,21	.	0,31	S**	-50,65	ns	-12,62	.	1,29	S*	1,69	ns	-3,94	.	5,08		
	BGM				ns	-0,39	ns	0,1	ns	-25,6	S*	-44,57	ns	0,9	S*	0,89	ns	3,32	ns	1,34		
Avoule	EBN				ns	0,34	ns	-0,37	ns	-7	S**	-127,32	ns	1,14	.	0,26	ns	3,98	S*	-4,69		
	AVR	1999	2005	2010	ns	0,13	ns	-0,09	S*	-44,07	S**	-48,97	S*	0,81	ns	0,32	ns	5,91	S*	-10,15		
	CAM	1999	2005	2010	ns	0,75	ns	-0,23	ns	6,72	ns	-75,71	ns	1,09	ns	2,22	ns	9,75	ns	4,97		
Goussan	GRU	1999	2005	2010	ns	0,003	ns	-0,41	ns	-79,13	ns	-33,7	ns	1,69	ns	-0,21	ns	-0,95	ns	-6,88		
	lagune				ns	0,23	S*	0,55	.	41,2	S**	-72,11	S**	1,99	ns	0,54	ns	7,25	ns	-0,24		
	TE	1999	2003	2008	ns	0,6	S*	0,57	.	61,43	S*	-59,92	S**	2,31	ns	0,53	S*	10,6	ns	-0,19		
Tlrau	TW				ns	-0,57	ns	0,54	ns	-1,53	S*	-110,5	ns	1,29	ns	0,56	ns	0,18	ns	-0,35		
	lagune				ns	0,47	ns	-0,16	ns	-17,6	S*	-45,52	ns	0,79	S**	0,89	S**	9,56	ns	-0,59		
	INS	2001	2006	2011	.	0,79	ns	-0,27	ns	-5,71	ns	-55,36	ns	0,89	ns	0,39	.	19,2	ns	1,35		
Vic	INN				ns	0,03	ns	-0,04	.	-34,75	ns	-31,75	ns	0,32	.	1,89	.	4,46	ns	0,46		
	VC	2001	2006	Ø	ns	0,32	ns	-0,26	ns	6,92	S**	-81,15	S*	1,93	ns	-0,16	S*	7,92	S***	-5,85		
	PBL	2001	2006	Ø	S*	0,55	ns	-0,35	ns	-8,65	S*	-76,65	S*	2,51	ns	-0,115	S*	9,02	ns	-0,92		
Arel	ARN	2001	2006	Ø	ns	-0,11	Ø	Ø	ns	15,78	Ø	Ø	S*	1,39	Ø	Ø	S*	10,08	Ø	Ø		
	lagune				ns	0,05	Ø	Ø	ns	3,68	Ø	Ø	.	1,4	Ø	Ø	S*	9,48	Ø	Ø		
	PPE	2001	2006	Ø	ns	0,03	Ø	Ø	ns	-29,81	Ø	Ø	ns	1,39	Ø	Ø	ns	4,3	Ø	Ø		
Prievet	PRV				ns	0,07	Ø	Ø	ns	25,5	Ø	Ø	.	1,4	Ø	Ø	.	13,62	Ø	Ø		
	lagune				ns	0,31	Ø	Ø	ns	9,27	Ø	Ø	ns	1,05	Ø	Ø	S*	10,5	Ø	Ø		
	MEE	2001	2006	Ø	ns	0,64	Ø	Ø	ns	10,42	Ø	Ø	ns	1,3	Ø	Ø	ns	15,67	Ø	Ø		
Méjan	MEW				ns	S*	Ø	Ø	ns	8,29	Ø	Ø	ns	0,83	Ø	Ø	ns	6,07	Ø	Ø		
	BGC	2001	2006		ns	0,014	Ø	Ø	ns	-2,29	Ø	Ø	ns	0,64	Ø	Ø	ns	-0,26	Ø	Ø		
	lagune				S*	0,56	ns	0,24	S**	-123,12	S*	70,87	S**	2,02	S**	2,15	.	5,09	0,69	-1,15		
Or	ORE	1999	2005	2010	ns	0,43	ns	0,5	S*	-44,57	S*	119,32	.	2,35	.	3,08	ns	3,7	ns	-5,18		
	ORW				.	0,68	ns	0,01	.	-01,68	ns	-28,46	ns	1,73	ns	1,35	ns	6,48	ns	-2,37		

Pour 9 lagunes sur 10, une diminution significative de concentration en PTS s'accompagne d'une augmentation significative de concentration en MOS.

Le même type d'analyse appliqué au taux de vases dans le sédiment (paramètre explicatif) met en évidence des évolutions significatives des caractéristiques physiques du sédiment.

Interprétation / conclusion

Ces résultats nous montrent que l'évolution temporelle du compartiment sédimentaire, bien que généralement lente, peut être détectée sur un pas de temps de 6 ans.

Malgré les hétérogénéités d'évolutions entre lagunes et entre paramètres, ce délai de 6 ans entre deux diagnostics est donc pertinent.

4.2.2. Pertinence du suivi spatial du sédiment (une station tous les 50 ha à 200 ha)

Question 2.b)

La stratégie spatiale de suivi est-elle adaptée aux caractéristiques spatiales du sédiment ?

Méthode

La pertinence de la stratégie spatiale de prélèvement a été étudiée pour chaque lagune, par représentation graphique des valeurs de concentrations en NTS, PTS et MOS lors des différents diagnostics.

Deux modes de représentations ont été utilisés à cet effet :

- des représentations sous formes de boîtes à moustaches qui donnent une idée globale de la distribution des données pour chaque lagune,
- des représentations des valeurs de concentrations prises pour chaque diagnostic au niveau de chaque station et réalisés à l'échelle des secteurs de lagunes.

Le script ayant permis la construction de ces graphes est nommé « script_sed_1_construction_graphes ».

Il s'agit donc d'une méthode d'appréciation « visuelle » de l'hétérogénéité spatiale des résultats, adaptée aux secteurs de lagune comportant peu de stations et pour lesquels la comparaison statistique des résultats serait délicate.

Données prises en compte dans les représentations graphiques

Les données utilisées pour ces représentations sont les mêmes que celles utilisées pour l'analyse précédente pour lesquelles deux diagnostics successifs sont séparés d'une durée de 5 à 6 ans (fichier « data_sed_1_bis »).

Résultat

Les résultats pour chaque lagune sont compilés dans un document annexe. Les deux types de représentations obtenues sont fournis à titre d'exemple ci-dessous pour l'étang de Salses-Leucate et pour le paramètre [PTS] (Figures 2.5 & 2.6).

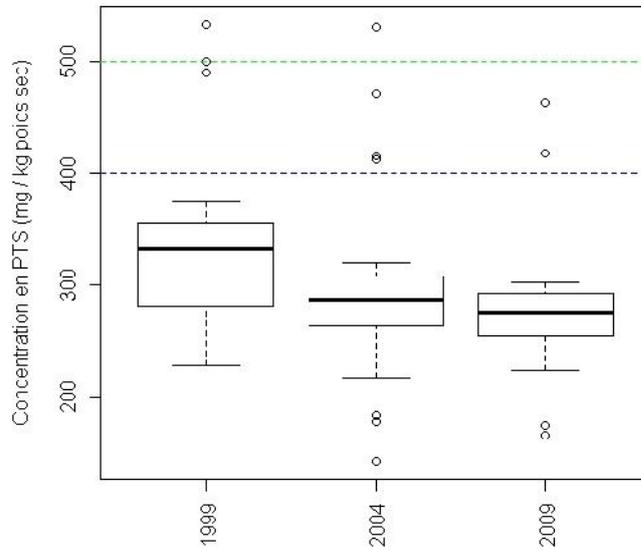


Figure 2.5 : Exemple de distribution des valeurs de concentrations en PTS à l'échelle de la lagune de Salses-Leucate

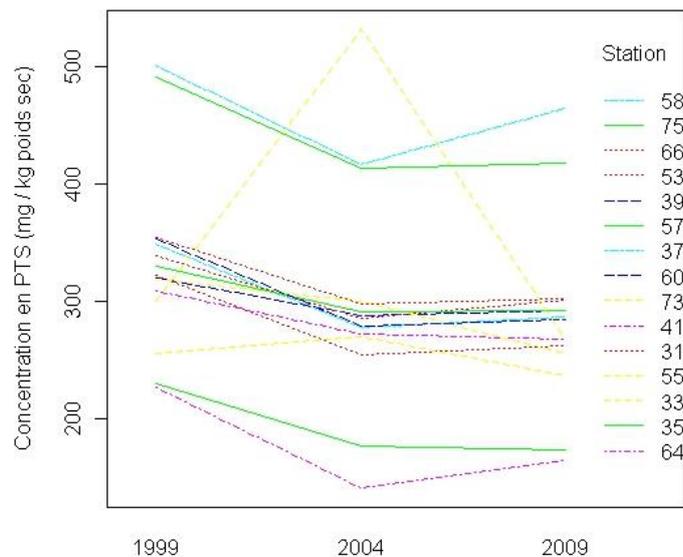


Figure 2.6 : Exemple de trajectoire d'évolution des concentrations en PTS entre les stations d'un même secteur de lagune de Salses-Leucate (secteur LES)

Ces représentations graphiques font apparaître de fortes hétérogénéités spatiales des valeurs de concentrations en NTS, PTS et MOS au sein de chaque lagune.

Ce résultat est également valable pour les petites lagunes telles que Campagnol, Gruissan ou Grec.

Interprétation / conclusion

La variabilité spatiale du compartiment « sédiments » peut donc être importante ce qui confirme la nécessité du maintien de la stratégie actuelle d'échantillonnage spatial sur les lagunes suivies.

Une analyse par bootstrap sur le jeu actuel de stations montrerait probablement qu'une nouvelle division par 2 du nombre de stations benthiques serait impossible sans perte significative d'informations.

4.3.Thème 3 : Relations entre les paramètres indicateurs et robustesse de la grille de diagnostic

4.3.1.Distribution des valeurs de concentrations en NTS, PTS et MOS au regard des seuils de qualité de la grille de diagnostic

Question 3.a

La grille actuelle de diagnostic permet-elle de discriminer les lagunes en fonction de leur état général ?

Méthode

La distribution des données au regard de la position des seuils de la grille de diagnostic est examinée par représentation sous forme de boîtes à moustaches par secteur de lagune.

Chaque boîte à moustaches contient l'ensemble des valeurs brutes prises par les stations du secteur de lagune pour le paramètre indicatif [NTS], [PTS], ou [MOS].

Un deuxième mode de représentation graphique a également été utilisé pour étudier la concordance entre l'état général des lagunes (défini à partir des producteurs primaires taux de chlorophylle a dans la colonne d'eau et pourcentages relatifs d'espèces de référence) et l'état de chaque paramètre indicatif.

Données utilisées

Toutes les valeurs de concentrations acquises pour chaque secteur de lagune depuis la mise en place du suivi sont prises en compte.

Ces représentations graphiques masquent donc d'éventuelles évolutions temporelles du compartiment mais donnent une idée globale du niveau de valeurs prises pour chaque paramètre indicatif.

Résultats

Les représentations sous forme de boîtes à moustaches sont données dans les Figures 2.7, 2.8 & 2.9.

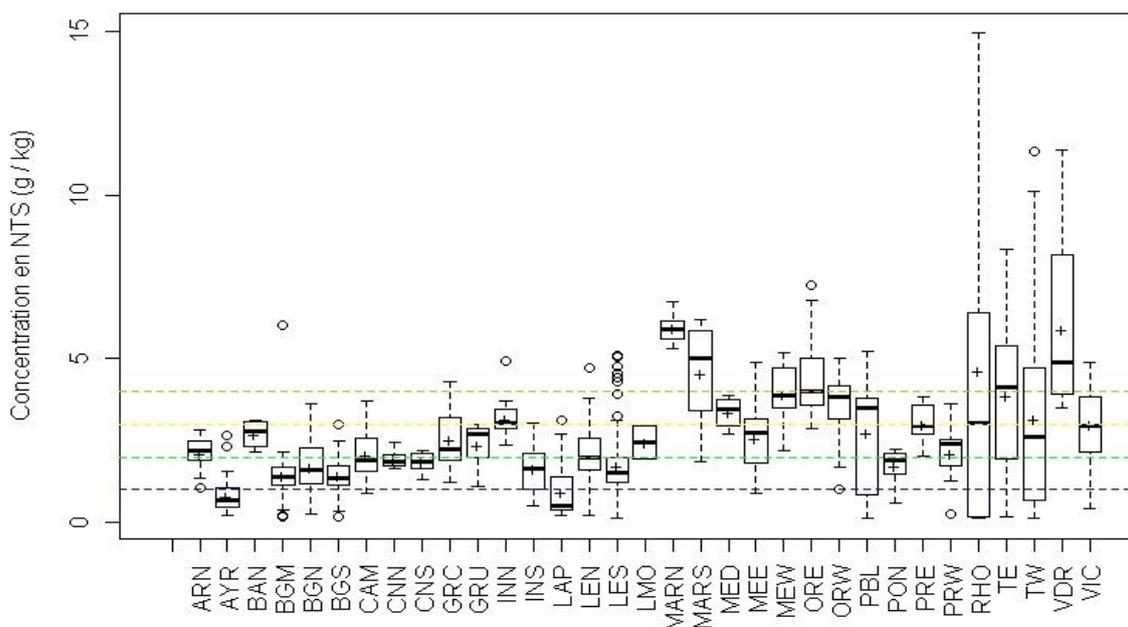


Figure 2.7 : Distribution des valeurs de concentrations en NTS à partir de l'ensemble des valeurs de concentrations mesurées pour chaque secteur lors des diagnostics du sédiment

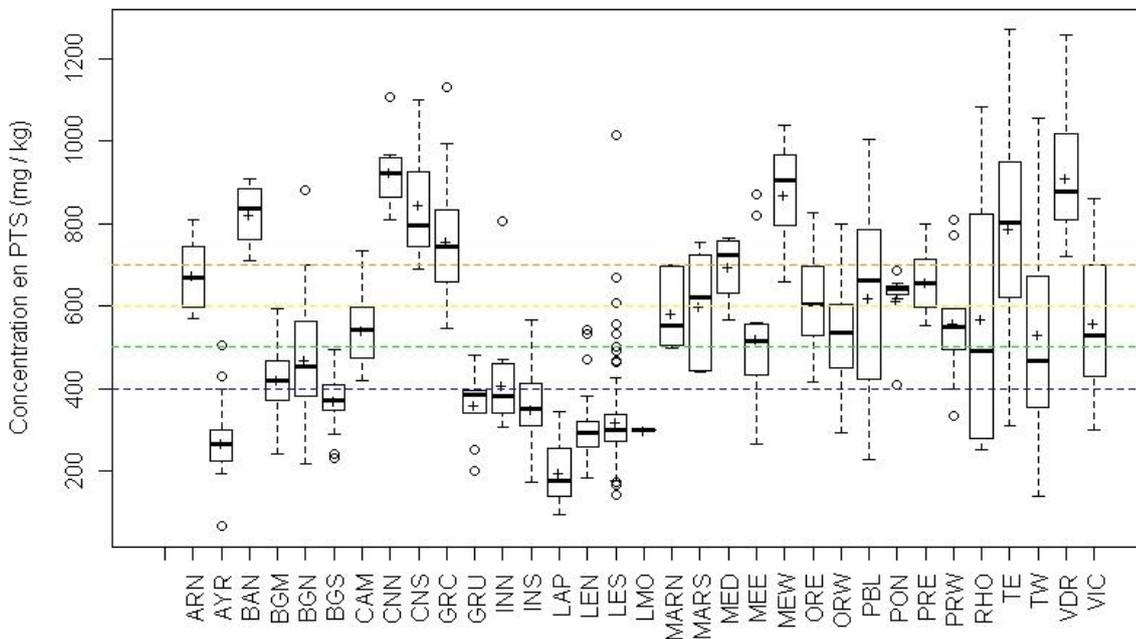


Figure 2.8 : Distribution des valeurs de concentrations en PTS à partir de l'ensemble des valeurs de concentrations mesurées pour chaque secteur lors des diagnostics du sédiment

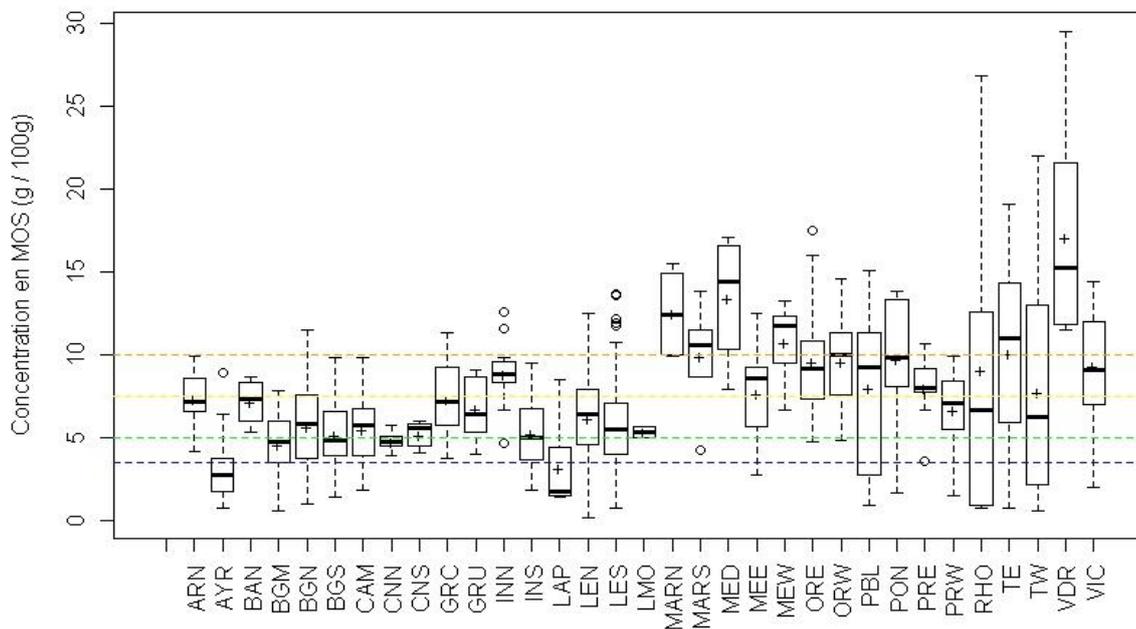


Figure 2.9 : Distribution des valeurs de concentrations en MOS à partir de l'ensemble des valeurs de concentrations mesurées pour chaque secteur lors des diagnostics du sédiment

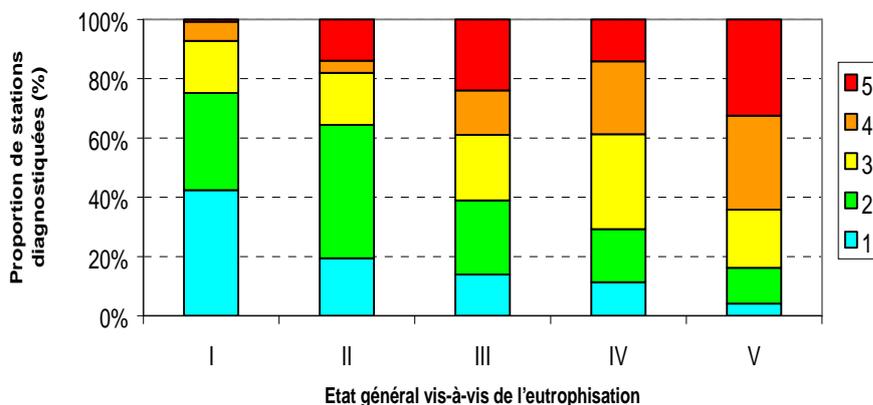


Figure 2.10 : Proportions de stations dans un état très bon à mauvais vis-à-vis du paramètre [NTS], pour chaque groupe de lagunes caractérisées par leur état général classé de I (très bon) à V (mauvais) à partir des résultats obtenus sur les producteurs primaires

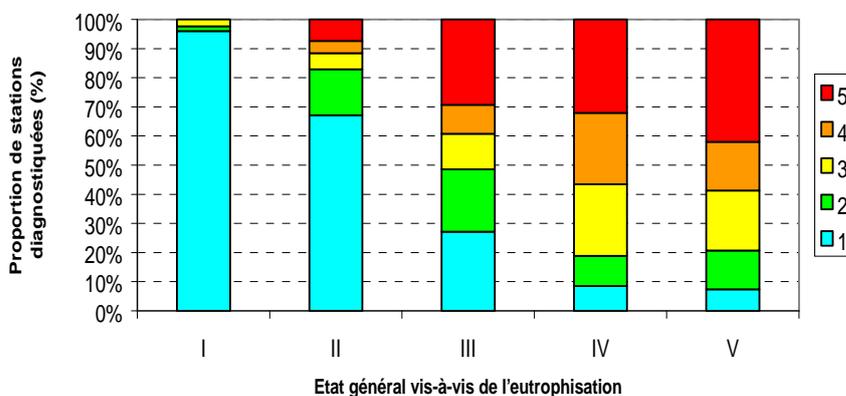


Figure 2.11 : Proportions de stations dans un état très bon à mauvais vis-à-vis du paramètre [PTS], pour chaque groupe de lagunes caractérisées par leur état général classé de I (très bon) à V (mauvais) à partir des résultats obtenus sur les producteurs primaires

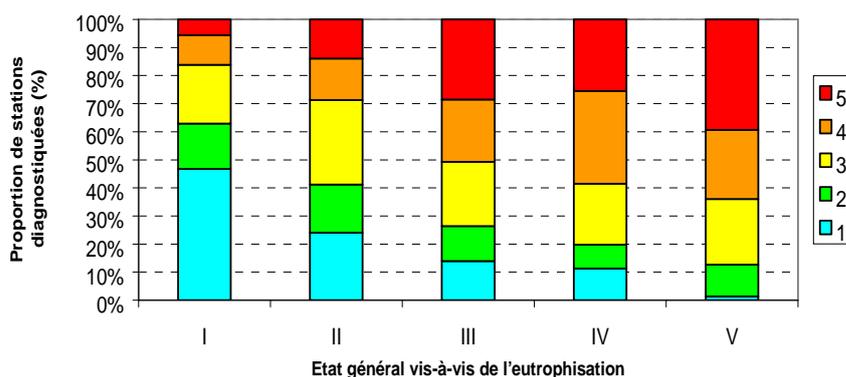


Figure 2.12 : Proportions de stations dans un état très bon à mauvais vis-à-vis du paramètre [MOS], pour chaque groupe de lagunes caractérisées par leur état général classé de I (très bon) à V (mauvais) à partir des résultats obtenus sur les producteurs primaires

On remarque que les lagunes en bon ou très bon état vis-à-vis de l'eutrophisation se caractérisent par des concentrations faibles en NTS, PTS et MOS.

C'est le cas des lagunes de l'Ayrolle, de Salses-Leucate et de La Palme.

Le constat inverse s'applique pour les lagunes dans un état dégradé telles que Méjean, Or, Canet Saint Nazaire, Grec.

En d'autres termes, l'état du sédiment défini par les grilles de qualité est concordant avec l'état général vis-à-vis de l'eutrophisation défini à partir des producteurs primaires.

La proportion de stations dans un état médiocre ou mauvais augmente lorsque l'état général de la lagune se dégrade. Cela est vrai pour les trois paramètres mais particulièrement pour le paramètre [PTS].

Pour les paramètres [NTS] et [MOS], on constate sur les lagunes en très bon état, une part non négligeable de stations dans un état qualifié de « bon » à « médiocre ».

Ainsi, les secteurs dans un très bon état vis-à-vis de l'eutrophisation (état « I ») correspondent à un très bon état dans 95 % des stations concernant le PTS, 40 % des stations concernant le NTS et 45 % des stations concernant la MOS.

Interprétation / conclusion

Les graphiques précédents nous permettent d'observer la correspondance entre l'état défini par le sédiment et celui défini par les producteurs primaires.

Si ce constat est vrai pour les trois paramètres indicatifs, ce sont les teneurs en PTS qui permettent le mieux de discriminer les lagunes.

4.3.2. Relations entre les paramètres suivis – Variabilité de ces relations dans le temps et dans l'espace et influence sur les grilles de diagnostic

Les seuils de qualité dans la grille du compartiment sédimentaire ont été déterminés à partir des relations de proportionnalité entre les concentrations en NTS, PTS et MOS.

Les relations entre ces paramètres qui ont été définies lors de la construction de l'outil en 1998-1999 et sur un nombre limité de 9 lagunes, ont pu évoluer au cours du temps.

Ces relations entre paramètres ont également pu varier avec l'élargissement du nombre de lagunes suivies.

Question 3.b)

Quelles sont les relations entre les valeurs prises par les trois paramètres [NTS], [PTS], [MOS] ?

La grille de diagnostic est-elle robuste dans le temps et dans l'espace?

Méthode

L'étude des relations entre les paramètres indicateurs de l'état du sédiment a été effectuée :

- à partir des valeurs brutes de concentrations,
- à partir des notes d'état définies grâce à la grille de diagnostic.

La première approche repose sur la réalisation d'analyses de covariance (ANCOVAs).

Le second niveau d'analyse s'appuie sur l'utilisation de tables de contingences qui permettent de connaître la similarité des notes entre les différents paramètres.

Un indice prenant en compte la valeur de l'écart entre les notes (1 à 4 points) ainsi que l'effectif de stations correspondant à chaque écart donne une idée globale de la divergence des notes obtenues entre les deux paramètres.

Cet indice global noté I vaut : $I = 0 \times a + 1 \times b + 2 \times c + 3 \times d + 4 \times e$, avec :

a = pourcentage de stations pour lesquelles l'écart de notes entre les deux paramètres est nul ;

b = pourcentage de stations pour lesquelles l'écart de notes entre les deux paramètres vaut 1 ;

c = pourcentage de stations pour lesquelles l'écart de notes entre les deux paramètres vaut 2 ;

d = pourcentage de stations pour lesquelles l'écart de notes entre les deux paramètres vaut 3 ;

e = pourcentage de stations pour lesquelles l'écart de notes entre les deux paramètres vaut 3 ;

Plus la valeur de I est forte (valeur max = 400) et plus l'on peut dire que les notes entre les paramètres sont différentes.

Pour chaque période, on calcule le pourcentage de stations pour lequel les notes du paramètre 1 sont strictement supérieures, strictement inférieures ou égales aux notes données par le paramètre 2.

Cette information complète celle de l'indice de différences abordé précédemment en indiquant lequel des deux paramètres est le plus déclassant.

La variabilité des relations entre les concentrations en NTS, PTS et MOS a été testée par ces deux niveaux d'approche en tenant compte de différents facteurs :

- la période considérée,
- le jeu de lagunes diagnostiquées (jeu initial vs autres lagunes),
- l'état général des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation.

Données utilisées

Le Tableau 2.9 dresse un récapitulatif des données utilisées pour étudier l'effet de chaque facteur sur la grille de qualité du sédiment.

Tableau 2.9 : Récapitulatif des facteurs testés et des données utilisées pour vérifier la validité de la grille de qualité du compartiment sédiments

Facteurs testés	Jeux de données utilisés		
	lagunes	groupes comparés	
temps	lagunes du jeu de référence (9 lagunes)	G1	données acquises en 1998-1999 (période "P1")
		G2	données acquises de 2000 à 2006 (période "P2")
		G3	données acquises de 2007 à 2011 (période "P3")
localisation / groupes de lagunes	toutes les lagunes de la Région LR	G1	lagunes du jeu de référence (9 lagunes, toutes les années)
		G2	toutes les autres lagunes diagnostiquées depuis 2000
état général vis-à-vis de l'eutrophisation	toutes les lagunes de la Région LR dans un état général bon / très bon ou médiocre / mauvais (les lagunes dans un état moyen sont exclues)	G1	lagunes dans un état bon ou très bon
		G2	lagunes dans un état médiocre ou mauvais

▪ **Variabilité temporelle de la relation entre les paramètres indicateurs**

Chacune des lagunes ayant contribué à la mise en place de l'outil a fait l'objet au total de 3 diagnostics du sédiment à l'exception de l'Ingril pour laquelle un quatrième diagnostic a été réalisé en 2011.

Trois périodes ont donc été considérées pour les analyses :

- *période 1 (« P1 » : 1998 – 1999, couleur verte)* : c'est la période de construction de l'outil, correspondant au premier diagnostic de l'ensemble des lagunes du « jeu de référence »,
- *période 2 (« P2 » : 2000 – 2006, couleur violette)* : période du second diagnostic concernant les lagunes de Salses-Leucate, de Bages-Sigean, de l'Ayrolle, de Campagnol, de Gruissan, de Thau, de l'Or et période des second et troisième diagnostics concernant les étangs de l'Ingril et du Grec,
- *période 3 (« P3 » : 2007 – 2011, couleur rose)* : période du troisième diagnostic concernant les lagunes de Salses-Leucate, de Bages-Sigean, de l'Ayrolle, de Campagnol, de Gruissan, de Thau, de l'Or et période du 4^{ème} diagnostic réalisé sur l'Ingril.

Le script « script_sed_3 » et le jeu de données « data_sed_3 » ont permis la réalisation d'ANCOVAs, ainsi que des régressions linéaires simples traitées dans cette partie.

Première approche sur les valeurs brutes : résultats des régressions linéaires simples & ANCOVAs

La réalisation d'analyses de régressions linéaires simples pour chaque couple de paramètres et chaque période met en évidence la significativité des relations linéaires entre les concentrations en NTS, PTS et MOS, quelle que soit la période considérée (Tableau 2.10).

D'autre part, les ANCOVAs montrent un effet significatif de la période sur les relations entre les paramètres. Le coefficient directeur de la droite de régression linéaire entre la concentration en NTS et celle en PTS tend à rester stable entre les périodes P1 (0.00549) et P2 (0.00542) mais à augmenter entre les périodes P2 et P3 (0.0074).

Le coefficient directeur de la droite de régression linéaire entre MOS et NTS tend à augmenter entre les périodes P1 (1.88) et P2 (2.17) mais à rester stable entre P2 et P3 (2.13).

L'augmentation du coefficient directeur de la droite de régression linéaire entre la concentration en MOS et celle en PTS est continue sur les 3 périodes P1 (0.011), P2 (0.012) et P3 (0.016).

En d'autres termes, le paramètre [MOS] tendrait à déclasser les notes de diagnostic par rapport au paramètre [PTS].

Tableau 2.10 : Synthèse des résultats d'analyses de régressions linéaires simples et d'ANCOVAs effectuées pour étudier la variabilité temporelle des relations entre les trois paramètres de la grille de qualité du sédiment (.= p-value < 0.10 ; * = p-value < 0.05 ; ** = p-value < 0.01 ; *** = p-value < 0.001)

Relation entre les paramètres	Période	Significativité de la relation entre les paramètres			Significativité de l'effet "période" sur la relation entre les paramètres	Analyse des résidus
		significativité	coefficient de corrélation linéaire	coefficient directeur de la droite de régression linéaire		
[NTS] en fonction de [PTS]	F1	***	0,48	0,00549	***	OK
	F2	***	0,36	0,00542		OK
	F3	***	0,72	0,00737		OK
[MOS] en fonction de [NTS]	F1	***	0,77	1,882E	***	OK
	F2	***	0,38	2,174		OK
	F3	***	0,31	2,134		OK
[MOS] en fonction de [PTS]	F1	***	0,34	0,0112	***	OK
	F2	***	0,48	0,012E		OK
	F3	***	0,34	0,016E		OK

L'examen des Figures 2.13, 2.14 & 2.15 montre que les relations de proportionnalité entre les variables lors de la période P1 ne correspondent pas exactement aux relations définies dans la grille de diagnostic.

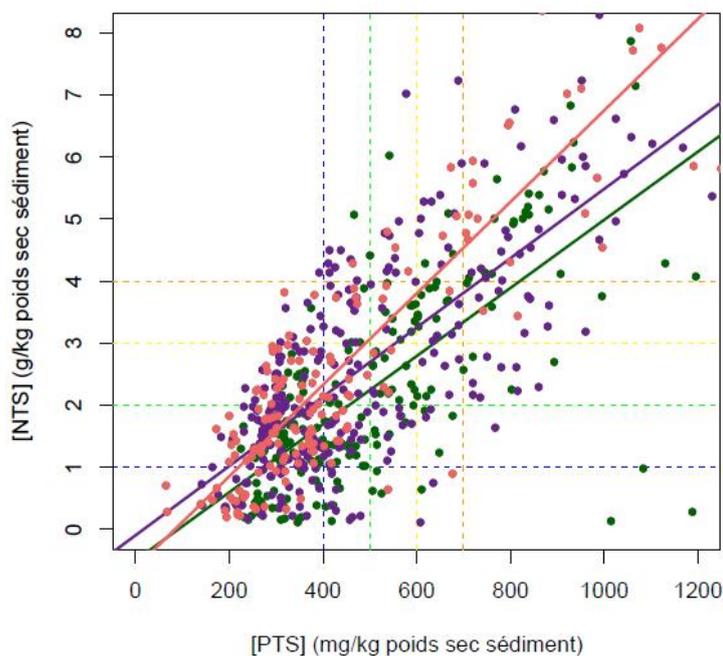


Figure 2.13 : Effet du facteur « période » sur les relations linéaires entre les paramètres [NTS] et [PTS], indicateurs de l'état du sédiment (trait vert = période P1 ; trait violet = période P2 ; trait rose = période P3).

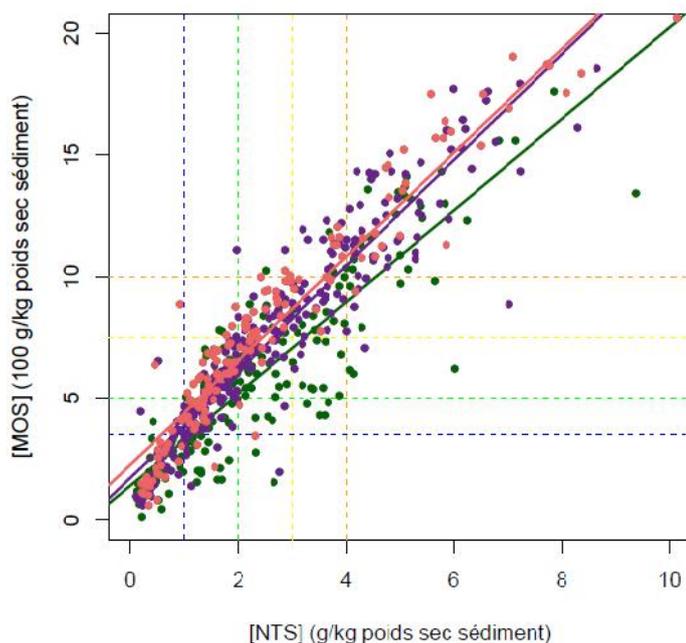


Figure 2.14 : Effet du facteur « période » sur les relations linéaires entre les paramètres [MOS] et [NTS], indicateurs de l'état du sédiment (trait vert = période P1 ; trait violet = période P2 ; trait rose = période P3).

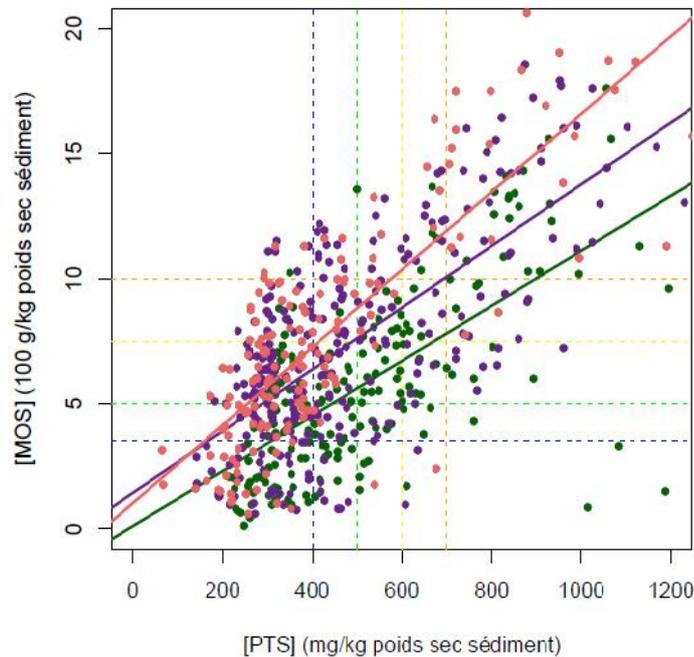


Figure 2.15 : Effet du facteur « période » sur les relations linéaires entre les paramètres [MOS] et [PTS], indicateurs de l'état du sédiment (trait vert = période P1 ; trait violet = période P2 ; trait rose = période P3).

En moyenne :

- 68 % de la variabilité des concentrations en NTS est expliquée par les concentrations en PTS,
- 65 % de la variabilité des concentrations en MOS est expliquée par les concentrations en PTS,
- 85 % de la variabilité des concentrations en MOS est expliquée par les concentrations en NTS.

Les concentrations en NTS et MOS sont donc les paramètres les plus fortement corrélés et d'après les données disponibles, la relation entre ces deux paramètres semble se renforcer au cours du temps.

Plusieurs hypothèses sont avancées pour expliquer une telle augmentation des concentrations en MOS par rapport aux autres paramètres :

- production de matière organique par les plantes consécutive à l'absorption de l'azote et du phosphore sédimentaires,
- diminution des apports de NT et de PT à la lagune,
- caractère de plus en plus réfractaire de la matière organique à la minéralisation en lien avec son origine (interne vs externe à la lagune).

Deuxième approche sur les notes d'état du sédiment : résultats des tables de contingence

Une comparaison des notes d'état données par les différents paramètres au cours du temps est nécessaire pour confirmer si un déclassement de la qualité du sédiment par le paramètre [MOS] est réellement observé ou non au cours du temps.

Ces tableaux de contingence créés grâce au script "script_sed_3bis" donnent l'effectif de stations correspondant à un écart de notes nul entre les deux paramètres, à un écart égal à 1, etc.

Les résultats (Tableaux 2.11, 2.12 & 2.13) mettent en évidence un indice global de différences entre notes qui est plus fort pour les couples NTS / PTS et MOS / PTS que pour le couple MOS / NTS.

La similarité de notes est donc plus forte pour le couple [NTS] / [MOS] que pour les couples incluant le paramètre [PTS]. Cette indication portant sur les notes confirme donc celle portant sur les valeurs de concentrations mise en évidence précédemment.

Tableau 2.11 : Concordance de notation entre les paramètres [NTS] et [PTS] sur le jeu de lagunes de la construction de l'outil, aux périodes P1, P2 et P3.

Relation entre paramètres	Période	Ecart de notes (points)	Effectif en % de l'effectif total	Indice d'écart global de notes entre les deux paramètres	Déclassement par le NTS (% effectif)	Déclassement par le PTS (% effectif)	Egalité des notes (% effectif)
NTS en fonction de PTS	P1	0	48,5	71,5	35,0	16,5	48,5
		1	36,0				
		2	12,5				
		3	1,5				
		4	1,5				
	P2	0	32,5	100,4	51,8	15,7	32,5
		1	41,2				
		2	20,1				
		3	5,8				
		4	0,4				
	P3	0	38,8	88,1	58,8	2,5	38,8
		1	38,1				
		2	19,4				
		3	3,8				
		4	0,0				

Tableau 2.12 : Concordance de notation entre les paramètres [MOS] et [PTS] sur le jeu de lagunes de la construction de l'outil, aux périodes P1, P2 et P3

Relation entre paramètres	Période	Ecart de notes (points)	Effectif en % de l'effectif total	Indice d'écart global de notes entre les deux paramètres	Déclassement par la MOS (% effectif)	Déclassement par le PTS (% effectif)	Egalité des notes (% effectif)
MOS en fonction de PTS	P1	0	41,8	93,0	33,3	24,9	41,8
		1	34,3				
		2	15,9				
		3	5,0				
		4	3,0				
	P2	0	31,0	116,6	56,2	12,8	31,0
		1	32,8				
		2	24,1				
		3	10,6				
		4	1,5				
	P3	0	31,9	132,5	65,6	2,5	31,9
		1	23,8				
		2	26,9				
		3	15,0				
		4	2,5				

Tableau 2.13 : Concordance de notation entre les paramètres [MOS] et [NTS] sur le jeu de lagunes de la construction de l'outil, aux périodes P1, P2 et P3.

Relation entre paramètres	Période	Ecart de notes (points)	Effectif en % de l'effectif total	Indice d'écart global de notes entre les deux paramètres	Déclassement par la MOS (% effectif)	Déclassement par le NTS (% effectif)	Egalité des notes (% effectif)
MOS en fonction de NTS	P1	0	59,3	52,8	19,1	21,6	59,3
		1	31,7				
		2	7,0				
		3	1,0				
		4	1,0				
	P2	0	59,9	43,1	33,2	6,9	59,9
		1	37,6				
		2	2,2				
		3	0,4				
		4	0,0				
	P3	0	53,8	51,9	43,1	3,1	53,8
		1	41,3				
		2	4,4				
		3	0,6				
		4	0,0				

D'autre part on constate qu'au cours du temps, le pourcentage de stations pour lesquelles la note de MOS est supérieure à la note de PTS s'accroît :

- 33.3 % pour la période P1,
- 56.2 % pour la période P2,
- 65.6 % pour la période P3.

De même on constate qu'au cours du temps, le pourcentage de stations pour lesquelles la note de NTS est supérieure à la note de PTS s'accroît :

- 19.1 % pour la période P1,
- 33.2 % pour la période P2,
- 43.1 % pour la période P3.

Des trois paramètres, [MOS] est l'unique paramètre déclassant dans près de 15 % des stations lors de la construction de l'outil (P1), dans près de 29 % des stations lors de la période P2 et dans 43 % des stations lors de la période P3.

L'augmentation au cours des diagnostics successifs du taux de MOS relativement aux deux autres paramètres, ne se répercute donc pas seulement sur les valeurs de concentrations mais également sur les notes données dans les diagnostics.

Cela explique la différence croissante entre les diagnostics du compartiment "sédiments" dont la note est de plus en plus dégradée par le paramètre [MOS], et les diagnostics globaux qui ne tiennent compte que de la note d'état donnée par le paramètre [PTS].

▪ *Variabilité spatiale de la relation entre les paramètres indicateurs*

Les relations entre les paramètres [NTS], [PTS] et [MOS] sont-elles identiques dans les lagunes utilisées pour la construction de l'outil et dans celles étudiées par la suite dans le cadre du RSL ?

Pour répondre à cette question, les lagunes de la Région Languedoc-Roussillon ont été partagées en deux groupes selon leur participation ou non à la construction de l'outil.

Pour chaque groupe, l'ensemble des données acquises depuis le début des suivis a été utilisé pour tester la significativité des relations entre paramètres ainsi que l'effet « groupe de lagunes » sur les relations entre paramètres.

Première approche sur les valeurs brutes : résultats des régressions linéaires simples & ANCOVAs

Ces résultats sont fournis dans le Tableau 2.14 ainsi que dans les Figures 2.16, 2.17 et 2.18.

On remarque que les relations entre les concentrations des trois paramètres sont très significatives, quel que soit le groupe de lagunes considéré.

Le coefficient de corrélation linéaire entre les valeurs de concentrations est d'en moyenne :

- 0.69 pour le couple [NTS] / [PTS],
- 0.41 pour le couple [PTS] / [MOS],
- 0.80 pour le couple [MOS] / [NTS].

Les paramètres les plus fortement liés sont donc la concentration en NTS et la concentration en MOS. Lorsqu'on compare les droites de régression linéaire avec les seuils fixant les notes de qualité de la grille du RSL, on constate que le paramètre MOS est le plus déclassant quel que soit le groupe de lagunes considéré. Cela confirme les résultats précédents.

Les relations entre les paramètres [PTS] et [NTS] de même que les relations entre les paramètres [MOS] et [NTS] sont significativement différentes si l'on se place dans le groupe de lagunes ayant participé à la construction de l'outil ou dans le groupe de lagunes suivies par la suite. La relation entre les paramètres [MOS] et [PTS] est en revanche identique quel que soit le groupe considéré.

On pouvait s'attendre à un tel résultat compte tenu de la diversité de fonctionnement des écosystèmes lagunaires de la Région LR en particulier suite à l'élargissement du jeu de lagunes à des écosystèmes fortement alimentés en eau douce et dégradés vis-à-vis de l'eutrophisation : Canet St Nazaire, Vendres, Grand Bagnas, etc.

La significativité des résultats s'explique également par le grand nombre de données employées pour les analyses et l'on constate que les coefficients directeurs des droites obtenues par régression linéaire simple sont en réalité très proches entre les deux groupes de lagunes.

Tableau 2.14 : Synthèse des résultats d'analyses de régressions linéaires simples et d'ANCOVAs effectuées pour étudier la variabilité spatiale de la grille de qualité du compartiment "sédiments" (\cdot = p -value < 0.10 ; * = p -value < 0.05 ; ** = p -value < 0.01 ; *** = p -value < 0.001).

Relation entre les paramètres	Localisation	Significativité de la relation entre les paramètres			Significativité de l'effet "localisation" sur la relation entre les paramètres	Analyse des résidus
		significativité	coefficient de corrélation linéaire	coefficient directeur de la droite de régression linéaire		
[NTS] en fonction de [PTS]	lagunes ayant participé à la construction de l'outil	S***	0.56	0.0059	S***	OK
	autres lagunes de la Région LR	S***	0.83	0.0047		OK
[MOS] en fonction de [PTS]	lagunes ayant participé à la construction de l'outil	S***	0.45	0.0122	NS	OK
	autres lagunes de la Région LR	S***	0.36	0.0114		OK
[MOS] en fonction de [NTS]	lagunes ayant participé à la construction de l'outil	S***	0.845	2.1023	S***	OK
	autres lagunes de la Région LR	S***	0.749	2.1488		OK

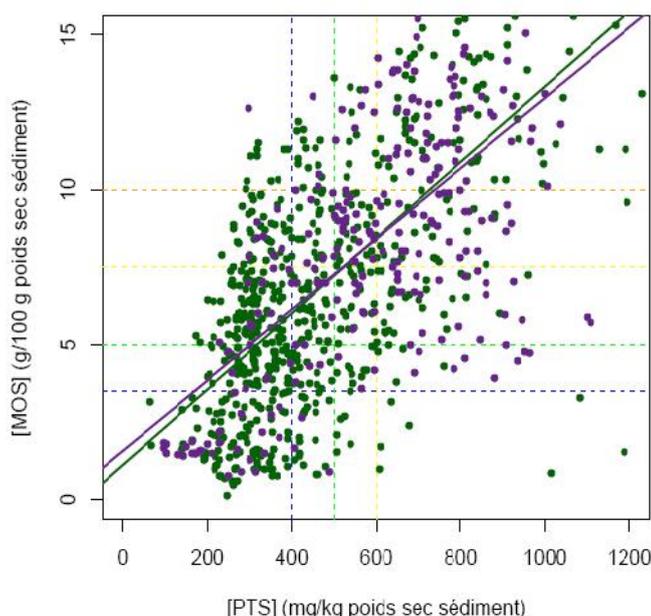


Figure 2.16 : Effet du groupe de lagunes considéré sur la relation entre les paramètres [MOS] et [PTS] (vert = lagunes appartenant au jeu utilisé pour la construction de l'outil ; violet = autres lagunes de la Région Languedoc-Roussillon).

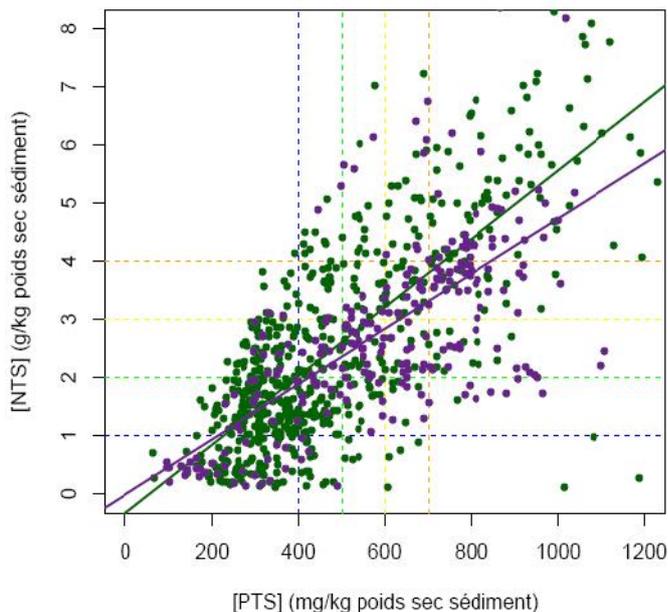


Figure 2.17 : Effet du groupe de lagunes considéré sur la relation entre les paramètres [NTS] et [PTS] (vert = lagunes appartenant au jeu utilisé pour la construction de l'outil ; violet = autres lagunes de la Région Languedoc-Roussillon).

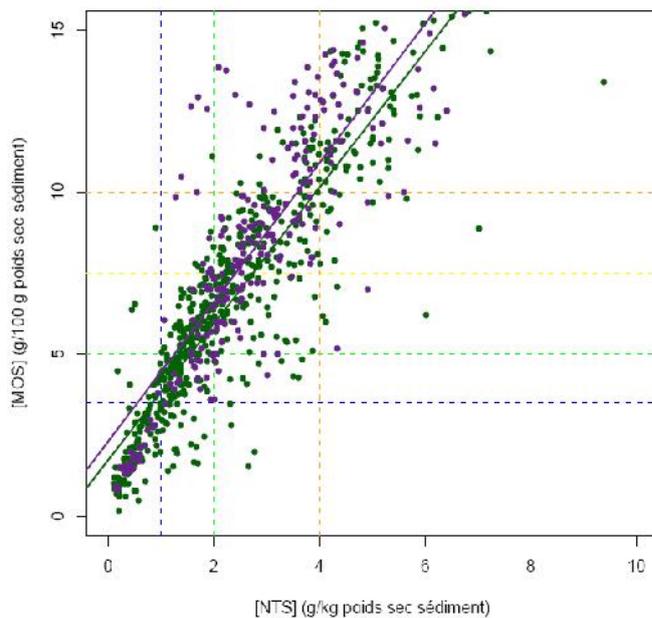


Figure 2.18 : Effet du groupe de lagunes considéré sur la relation entre les paramètres [NTS] et [MOS] (vert = lagunes appartenant au jeu utilisé pour la construction de l'outil ; violet = autres lagunes de la Région Languedoc-Roussillon).

Deuxième approche sur les notes d'état du sédiment : résultats des tables de contingence

Les résultats de comparaison de notes pour chaque couple de paramètres sont donnés dans les Tableaux 2.15, 2.16 & 2.17.

La plus grande similarité de notation apparaît pour le couple [NTS] / [MOS].

L'écart global de notes données par les paramètres [NTS] et [PTS] est quasiment le même dans les deux groupes de lagunes.

Le paramètre [MOS] est le plus déclassant pour les deux groupes de lagunes.

L'observation précédente portant sur les valeurs de concentrations est donc également valable pour les notes.

Tableau 2.15 : Concordance de notation entre les paramètres [NTS] et [PTS] en fonction de l'appartenance ou non au groupe de lagunes ayant permis la construction de l'outil.

Relation entre paramètres	Groupe de lagunes	Ecart de notes	Effectif en % de l'effectif total	Indice d'écart global de notes entre les deux paramètres	Déclassement par le NTS (% effectif)	Déclassement par le PTS (% effectif)	Egalité des notes (% effectif)
NTS en fonction de PTS	lagunes ayant participé à la construction de l'outil	0	39.12	88.2	48.3	12.6	39.1
		1	33.80				
		2	17.51				
		3	3.94				
		4	0.53				
	autres lagunes de la Région LR	0	43.32	81.0	22.3	34.4	43.3
		1	37.25				
		2	14.57				
		3	4.35				
		4	0.00				

Tableau 2.16 : Concordance de notation entre les paramètres [MOS] et [PTS] en fonction de l'appartenance ou non au groupe de lagunes ayant permis la construction de l'outil.

Relation entre paramètres	Groupe de lagunes	Ecart de notes	Effectif en % de l'effectif total	Indice d'écart global de notes entre les deux paramètres	Déclassement par le MOS (% effectif)	Déclassement par le PTS (% effectif)	Egalité des notes (% effectif)
MOS en fonction de PTS	lagunes ayant participé à la construction de l'outil	0	34.65	114.0	51.3	14.0	34.5
		1	31.02				
		2	22.20				
		3	9.92				
		4	2.20				
	autres lagunes de la Région LR	0	42.11	89.5	35.2	22.7	42.1
		1	34.01				
		2	16.60				
		3	6.88				
		4	0.40				

Tableau 2.17 : Concordance de notation entre les paramètres [MOS] et [NTS] en fonction de l'appartenance ou non au groupe de lagunes ayant permis la construction de l'outil.

Relation entre paramètres	Groupe de lagunes	Ecart de notes	Effectif en % de l'effectif total	Indice d'écart global de notes entre les deux paramètres	Déclassement par le MOS (% effectif)	Déclassement par le NTS (% effectif)	Egalité des notes (% effectif)
MOS en fonction de NTS	lagunes ayant participé à la construction de l'outil	0	53.14	48.3	31.3	10.6	58.1
		1	35.65				
		2	4.27				
		3	0.63				
		4	0.32				
	autres lagunes de la Région LR	0	59.65	53.0	36.3	6.5	56.7
		1	35.22				
		2	6.48				
		3	1.62				
		4	0.00				

- **Variabilité de la relation entre les paramètres indicateurs en fonction de l'état général des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation**

Deux groupes de secteurs ont été constitués pour différencier deux états contrastés :

- groupe "B_TB" : secteurs de lagunes caractérisés par un état général bon à très bon;
- groupe "ME_MA" : secteurs de lagunes caractérisés par un état général médiocre à mauvais.

Les secteurs dans un état général moyen n'ont pas été pris en compte dans l'analyse : secteurs BGM, BGN, TE, INN, INS, VIC.

Première approche sur les valeurs brutes : résultats des régressions linéaires simples & ANCOVAs

L'effet de l'état général a ensuite été testé pour chaque couple de paramètres indicateurs, à l'aide d'ANCOVAs et de régressions linéaires simples (jeu de données « data_sed_5 » et script "script_sed_5").

Les résultats de ces analyses sont synthétisés dans le Tableau 2.18 et dans les Figures 2.19, 2.20 & 2.21.

Tableau 2.18 : Relations entre les paramètres [MOS] et [NTS] en fonction de l'état général des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation (« NS » : non significatif ; * = p-value < 0.001).**

Relation entre les paramètres	Etat trophique général	Significativité de la relation entre les paramètres			Significativité de l'effet "état trophique général" sur la relation entre les paramètres	Analyse des résidus
		significativité	coefficient de corrélation linéaire	coefficient directeur de la droite de régression linéaire		
[NTS] en fonction de [PTS]	bon à très bon	S***	0.62	0.0030	S***	OK
	médiocre à mauvais	S***	0.13	0.0031		OK
[MOS] en fonction de [PTS]	bon à très bon	S***	0.83	0.0151	S***	OK
	médiocre à mauvais	S***	0.16	0.0037		OK
[MOS] en fonction de [NTS]	bon à très bon	S***	0.81	2.0724	NS	OK
	médiocre à mauvais	S***	0.74	2.1097		OK

Les relations linéaires entre les trois paramètres sont très significatives.

La relation entre les paramètres [MOS] et [NTS] apparaît identique quel que soit l'état des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation.

En revanche, les relations entre les paramètres [NTS] et [PTS] d'une part et entre [MOS] et [PTS] d'autre part sont très significativement différentes selon l'état général des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation.

La part de la variabilité des concentrations en [NTS] expliquée par les concentrations en [PTS] est en effet nettement plus forte dans les lagunes dans un état bon à très bon (62 %) que dans les lagunes dans un état médiocre à mauvais (13 %).

De même, la part de la variabilité des concentrations en [MOS] expliquée par les concentrations en [PTS] est nettement supérieure dans les lagunes dans un état bon à très bon (83 %) que dans les lagunes dans un état médiocre à mauvais (16 %).

La droite de régression linéaire entre les paramètres [MOS] et [NTS] se superpose bien avec la grille définie lors de la construction de l'outil.

Cela n'est pas le cas concernant les relations [NTS] / [PTS] et [MOS] / [PTS] car les concentrations en NTS et MOS ont tendance à être déclassantes par rapport au PTS pour les lagunes dans un état général bon à très bon.

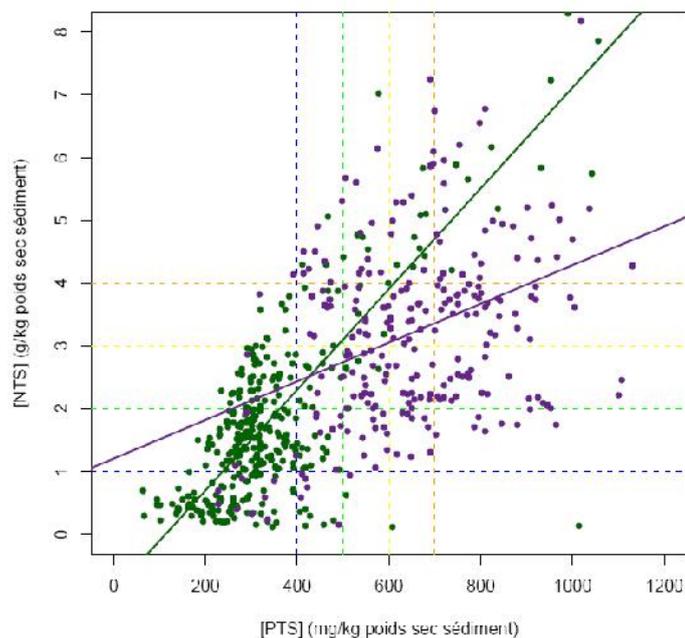


Figure 2.19 : Effet de l'état général des secteurs sur la relation entre les paramètres [NTS] et [PTS] (vert = secteurs dans un état général bon à très bon ; violet = secteurs dans un état général médiocre à mauvais).

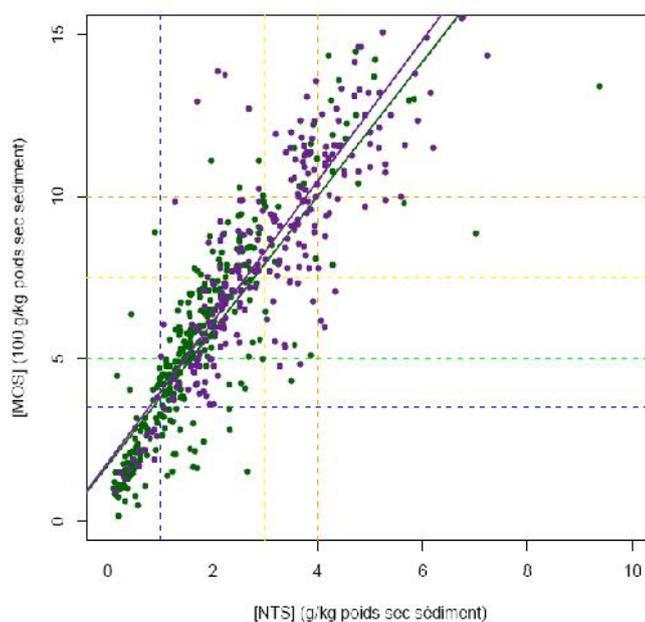


Figure 2.20 : Effet de l'état général des secteurs sur la relation entre les paramètres [MOS] et [NTS] (vert = secteurs dans un état général bon à très bon ; violet = secteurs dans un état général médiocre à mauvais).

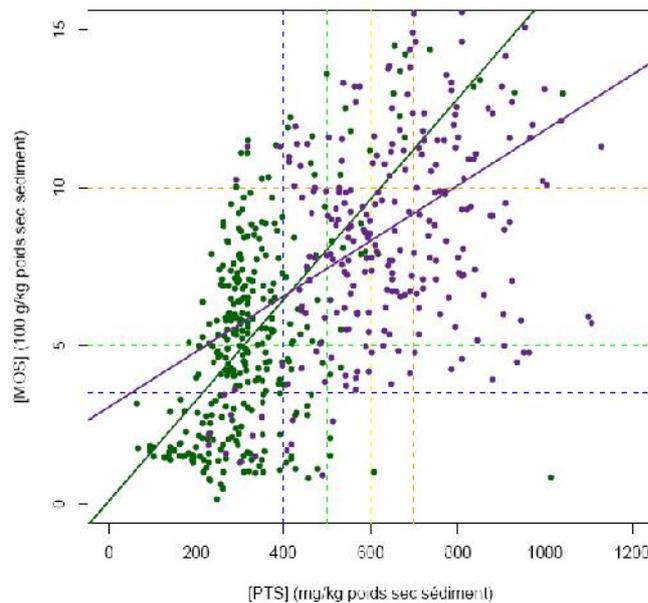


Figure 2.21 : Effet de l'état général des secteurs sur la relation entre les paramètres [MOS] et [PTS] (vert = secteurs dans un état général bon à très bon ; violet = secteurs dans un état général médiocre à mauvais).

Deuxième approche sur les notes d'état du sédiment : résultats des tables de contingence

Ces résultats sont également valables si l'on compare les notes données par les trois paramètres à partir des grilles de diagnostics (Tableaux 2.19, 2.20 & 2.21).

Quel que soit le paramètre considéré la concentration en MOS reste une fois de plus le paramètre le plus déclassant.

La similarité de notes entre les paramètres est la plus forte entre les paramètres [MOS] et [NTS] et la plus faible entre les paramètres [MOS] et [PTS].

Les notes données à partir des concentrations en PTS sont supérieures à celles données à partir des concentrations en NTS :

- pour 3 % des stations lorsque l'état des lagunes est bon à très bon
- pour 41 % des stations lorsque l'état des lagunes est médiocre à mauvais.

Même si les notes correspondant au paramètre [MOS] restent supérieures à celles données par le paramètre [PTS], le déclassement par ce dernier paramètre s'accroît lorsque l'état des lagunes se dégrade vis-à-vis de l'eutrophisation :

- pour 6 % des stations lorsque l'état des lagunes est bon à très bon
- pour 31 % des stations lorsque l'état des lagunes est médiocre à mauvais.

Ce résultat nous montre que plus l'état des lagunes est dégradé, plus les notes issues du paramètre [PTS] deviendront déclassantes vis-à-vis des autres paramètres.

Cet état général a été défini à partir des pourcentages d'espèces de macrophytes de référence et des biomasses de phytoplancton et appuyé par l'expertise des personnes chargées du suivi de ces milieux.

Le paramètre [PTS] semble donc être celui dont les variations sont le plus liées aux variations de l'état des lagunes estimé à partir des producteurs primaires.

Tableau 2.19 : Concordance de notation entre les paramètres [PTS] et [NTS] en fonction de l'état général des lagunes.

Relation entre paramètres	Etat trophique	Ecart de notes	Effectif en % de l'effectif total	Indice d'écart global de notes entre les deux paramètres	Déclassement par le NTS (% effectif)	Déclassement par le PTS (% effectif)	Egalité des notes (% effectif)
NTS en fonction de PTS	bon à très bon	0	34.31	90.32	62.76	2.93	34.31
		1	45.16				
		2	16.72				
		3	3.52				
		4	0.29				
	médiocre à mauvais	0	35.04	100.00	24.02	40.54	35.04
		1	37.40				
		2	20.47				
		3	6.69				
		4	0.39				

Tableau 2.20 : Concordance de notation entre les paramètres [MOS] et [PTS] en fonction de l'état général des lagunes.

Relation entre paramètres	Etat trophique	Ecart de notes	Effectif en % de l'effectif total	Indice d'écart global de notes entre les deux paramètres	Déclassement par la MOS (% effectif)	Déclassement par le PTS (% effectif)	Egalité des notes (% effectif)
MOS en fonction de PTS	bon à très bon	0	33.82	122.65	60.59	5.59	33.82
		1	25.88				
		2	25.18				
		3	12.06				
		4	2.06				
	médiocre à mauvais	0	34.77	100.73	33.93	31.25	34.77
		1	39.84				
		2	17.19				
		3	6.25				
		4	1.95				

Tableau 2.21 : Concordance de notation entre les paramètres [MOS] et [PTS] en fonction de l'état général des lagunes.

Relation entre paramètres	Etat trophique	Ecart de notes	Effectif en % de l'effectif total	Indice d'écart global de notes entre les deux paramètres	Déclassement par la MOS (% effectif)	Déclassement par le NTS (% effectif)	Egalité des notes (% effectif)
MOS en fonction de NTS	bon à très bon	0	53.24	53.24	35.59	11.18	53.24
		1	41.76				
		2	3.82				
		3	0.88				
		4	0.29				
	médiocre à mauvais	0	59.84	48.43	29.92	10.24	59.84
		1	33.46				
		2	5.51				
		3	0.79				
		4	0.39				

En conclusion, on peut considérer que l'outil de diagnostic construit sur un jeu de lagunes restreint reste valable pour les autres lagunes de la Région LR.

Cela s'explique par le fait que le jeu initialement choisi pour la construction de l'outil englobait des lagunes dans des états divers allant de très dégradé comme l'étang du Grec à très bon comme l'étang de l'Ayrolle.

D'autre part, l'examen des relations entre les paramètres indicateurs de l'état du sédiment indique que :

- les corrélations entre les trois paramètres sont très significatives quels que soient la période, le groupe de lagunes, ou l'état général des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation,
- le paramètre [MOS] est très fortement lié au paramètre [NTS],
- le paramètre [MOS] est le plus déclassant dans la grille et cette tendance s'accroît au cours du temps,
- le paramètre [PTS] tend à devenir de plus en plus déclassant vis-à-vis des autres paramètres lorsque l'état des lagunes se dégrade ; cela justifie le choix de ce paramètre pour qualifier l'état du sédiment dans les diagnostics globaux de l'eutrophisation,
- les résultats portant sur les notes suivent les mêmes tendances que ceux portant sur les valeurs de concentrations.

Le maintien du paramètre [MOS] comme paramètre indicatif est remis en cause pour plusieurs raisons :

- la prise en compte du paramètre [MOS] dans la grille de diagnostic induit une certaine redondance puisque les formes organiques des nutriments sont déjà incluses dans les formes totales du NTS et du PTS,
- les paramètres [MOS] et [NTS] sont très positivement corrélés. La prise en compte d'un seul de ces deux paramètres dans la grille de diagnostic est donc suffisante,
- le risque d'eutrophisation lié à la concentration en matière organique dans le sédiment est difficile à évaluer. Le temps de minéralisation de la MOS est encore mal connu et il est probable que ce caractère réfractaire soit variable d'une lagune à une autre en fonction des conditions du milieu et de l'origine de la matière organique (RSL, 2005 ; Souchu, comm. pers.).

Le développement des connaissances sur l'origine et la nature de la matière organique et sur la part des formes inorganiques dans les formes totales de l'azote et du phosphore apparaissent nécessaires afin de compléter des travaux ayant déjà montré la variabilité spatiale et temporelle de la nature du sédiment en milieu lagunaire (Serve et al., 1999).

Pour l'instant, il est proposé d'exclure ce paramètre de la grille de diagnostic et de le considérer désormais comme un paramètre explicatif.

Le développement d'un indicateur de qualité basé sur la composition biogéochimique de la MO pourrait être une piste pour étayer les diagnostics du sédiment (Dell'Anno et al., 2002 ; Kenney et al., 2010).

La grille de diagnostic du sédiment préconisée pour le prochain RSL (2014-2020) est donnée dans le Tableau 2.22.

La matière organique continuera à être quantifiée mais sera désormais un paramètre explicatif.

Tableau 2.22 : Grille de diagnostic du sédiment préconisée pour le futur RSL (rq : les seuils de concentrations en NTS et PTS restent identiques à ceux de la grille actuelle ; seule la concentration en MOS devient un paramètre explicatif).

Paramètre	Unité	Etat vis-à-vis de l'eutrophisation				
		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
[NTS]	g / kg poids sec		1.0	2.0	3.0	4.0
[PTS]	mg / kg poids sec		400	500	600	700

4.4.Thème 4 : Règles d'agrégation des données pour le diagnostic du compartiment

4.4.1.Simplification de la règle des rangs par le calcul du percentile 80

L'utilisation de la méthode des rangs pour le diagnostic de l'état du sédiment est chronophage.

D'autre part, l'état diagnostiqué à l'aide de cette méthode est probablement proche de celui diagnostiqué par le calcul du percentile 80 de l'ensemble des valeurs acquises sur la lagune.

Question 4.a)

La "règle des rangs" peut-elle être remplacée par la « règle du percentile 80 » ?

Méthode

Le calcul de la valeur de concentration représentative de l'état du secteur de lagune a été calculé pour chaque paramètre à l'aide de la « règle des rangs », puis par la règle du « percentile 80 ».

Cette étape a été permise par l'élaboration d'un script permettant de réitérer automatiquement chacune de ces méthodes de calcul (rangs ou percentile 80) pour chaque paramètre, chaque secteur et chaque diagnostic (« script_sed_7 »).

Les résultats issus des deux méthodes ont été comparés à deux niveaux :

- valeurs de concentrations à l'aide d'une comparaison de moyennes pour échantillons appariés,
- notes d'état issues des grilles de diagnostic grâce à l'emploi de tables de contingence.

Le script ayant permis ces calculs est le « script_sed_8 ».

Données

L'ensemble des données de qualité du sédiment en Région Languedoc-Roussillon (toutes les lagunes et toutes les années) ont été utilisées pour cette analyse (fichier « data_sed_8 »).

Première approche sur les valeurs brutes : résultats des régressions linéaires simples & ANCOVAs

Les résultats sont fournis dans les Tableau 2.23.

Des différences significatives entre les concentrations estimées par les deux méthodes apparaissent quel que soit le paramètre considéré.

En toute rigueur, les deux méthodes ne donnent donc pas des valeurs de concentrations équivalentes.

Ces écarts sont toutefois très faibles et inférieurs aux écarts de concentrations entre deux seuils de qualité successifs.

L'état du sédiment estimé à l'aide de ces deux méthodes devrait donc être globalement équivalent.

Tableau 2.23 : Concordance entre la méthode des rangs et la méthode du percentile 80 du point de vue des concentrations (***) = p -value < 0.001).

Paramètre	Différences entre les deux méthodes vis-à-vis des valeurs de concentrations	
	significativité de la différence	différence moyenne de concentration (méthode rang - méthode p80)
[NTS] (g/ kg poids sec sédiment)	S***	-0,0864
[PTS] (mg/ kg poids sec sédiment)	S***	-14,853
[MOS] (100 g/ kg poids sec sédiment)	S***	-0,2706

Deuxième approche sur les notes d'état du sédiment : résultats des tables de contingence

Ces résultats sont fournis dans le Tableau 2.24.

On remarque que les différences de notes entre les deux méthodes sont minimales. En effet, l'écart global de notation ne dépasse pas la valeur de 15 sur un maximum théorique de 400.

Les notes d'état sont identiques :

- dans 93 % des diagnostics pour les notes résultant du paramètre [NTS],
- dans 88 % des diagnostics pour les notes résultant du paramètre [PTS],
- dans 92 % des diagnostics pour les notes résultant du paramètre [MOS].

Les différences de notations sont observées pour les secteurs comportant un faible nombre de stations, ainsi que pour les secteurs au niveau desquels les valeurs de concentrations se situent en limite des seuils.

Dans 96 % des diagnostics, l'état du sédiment évalué à l'aide des deux méthodes est identique.

Tableau 2.24 : Concordance entre la méthode des rangs et la méthode du percentile 80 du point de vue des notes.

Paramètre	Ecart de notes	Effectif en % de l'effectif total	Indice d'écart global entre les deux méthodes (valeur max : 400)	Secteurs pour lesquels des différences sont constatées
NTS	0	93.5	6.5	AYR 2005, INS 1999, INN 1999, GRC 2001, ORE 1999
	1	6.5		
	2	0.0		
	3	0.0		
	4	0.0		
PTS	0	88.3	14.3	BGS 2005, INS 1999, INN 1999, MARS 2004, PRW 2001, PRW 2006, ORW 2010, ARN 2001, MARS 2007
	1	9.1		
	2	2.6		
	3	0.0		
	4	0.0		
MOS	0	92.2	7.8	INS 1999, LAP 2002, CAM 2010, INN 2011, INN 1999, MARS 2004
	1	7.8		
	2	0.0		
	3	0.0		
	4	0.0		
Compartment "Sédiments"	0	92.2	7.8	INS 1999, LAP 2002, CAM 2010, ARN 2001, INN 2011, INN 1999
	1	7.8		
	2	0.0		
	3	0.0		
	4	0.0		

Interprétation / conclusion

La méthode des rangs et le calcul du percentile 80 reposent sur un même principe : sélectionner les valeurs caractéristiques d'un état dégradé vis-à-vis de l'eutrophisation tout en excluant les valeurs extrêmes qui sont généralement dues à des situations exceptionnelles. Cela explique la similarité de résultats entre les deux méthodes.

A l'avenir, la méthode des rangs pourra être remplacée par celle du percentile 80, ce qui permettra un gain de temps en cas de réalisation des diagnostics à l'aide du tableur Excel.

Les diagnostics réalisés avec le logiciel de traitements statistiques R pourront utiliser les deux méthodes puisque les scripts de calculs de l'état du sédiment ont été développés pour ces deux méthodes.

4.4.2. Simplification de la règle des rangs par le calcul du percentile 80

L'étang de Thau est le plus profond et le plus vaste de la Région Languedoc-Roussillon, or les secteurs profonds constituent des zones de dépôts préférentiels des matières en suspension.

D'autre part, l'étang de Thau représente près de 70 % de la production conchylicole méditerranéenne.

Ces zones conchylicoles ont des impacts antagonistes sur le phénomène d'eutrophisation :

- filtration du phytoplancton (impact bénéfique du point de vue eutrophisation),

- rejets de matières organiques dans les fécès des coquillages (impact négatif du point de vue eutrophisation à cause de l'enrichissement du sédiment en N et P).

Cette spécificité des zones profondes et conchylicoles considérées comme des environnements particuliers a conduit lors de la construction de l'outil à la mise en place sur l'étang de Thau de correctifs permettant de nuancer les diagnostics lorsque la station jugée représentative de la lagune était située dans ces zones.

La pertinence et les valeurs de ces correctifs élaborés lors de la construction de l'outil, nécessitent d'être consolidées sur la base de plusieurs années de résultats (Ifremer, CREOCEAN, UMII, 2000).

Question 4.b) : Les correctifs de notation « zone profonde » et « zone conchylicole » sont-ils nécessaires ?

Méthode

Sur Thau, les zones sont qualifiées de « profondes » au-delà d'une profondeur de 3.5 m.

L'étendue spatiale des effets des zones conchylicoles étant peu connue et probablement dépendante des courants, on attribue le qualificatif « zone conchylicole » uniquement aux stations situées sous les tables de production et non à celles situées dans les zones périphériques.

En théorie, quatre situations sont possibles :

- la station n'est située ni en zone profonde, ni en zone conchylicole,
- la station est située en zone profonde mais non conchylicole,
- la station est située en zone non profonde mais conchylicole,
- la station est située en zone profonde et conchylicole.

A cette variabilité spatiale des concentrations s'ajoute une variabilité temporelle d'où la nécessité de prendre en compte l'effet « année de diagnostic ».

Une première représentation de la distribution des valeurs de concentrations en NTS, PTS et MOS par tranche de profondeur a été effectuée à l'aide de boîtes à moustaches.

Le même travail a été effectué pour observer l'effet de la localisation en zone conchylicole.

Puis une ANOVA avec interaction a été réalisée pour tester les effets de la profondeur, de la localisation en zone conchylicole et du temps (numéro de diagnostic) sur les valeurs moyennes de concentrations en NTS, PTS, MOS dans chaque secteur de lagune.

Lorsque l'interaction entre ces facteurs n'était pas significative, une ANOVA à 3 facteurs sans interaction a été réalisée.

Ces analyses ont été réalisées à l'aide du « script_sed_9 ».

Données

Les données correspondantes sont compilées dans le fichier « data_sed_9 »

Résultats – Distributions des valeurs de concentrations en nutriments en fonction de la profondeur

Ces résultats sont donnés dans les Figures 2.22 à 2.24.

Les concentrations en NTS sont :

- généralement inférieures à 2 g / kg en zone de profondeur < 3.5 m,
- généralement comprises entre 2 g / kg et 5 g / kg quand la profondeur est supérieure à 3.5 m et inférieure à 7 m,
- généralement supérieures à 5 g / kg quand la profondeur est supérieure à 7 m.

Si l'on compare les valeurs médianes, la différence d'état entre zones peu et moyennement profondes vaut 2 classes de qualité tandis que la différence d'état entre zones moyennement profondes et zones profondes est nulle (mauvais état dans les deux cas).

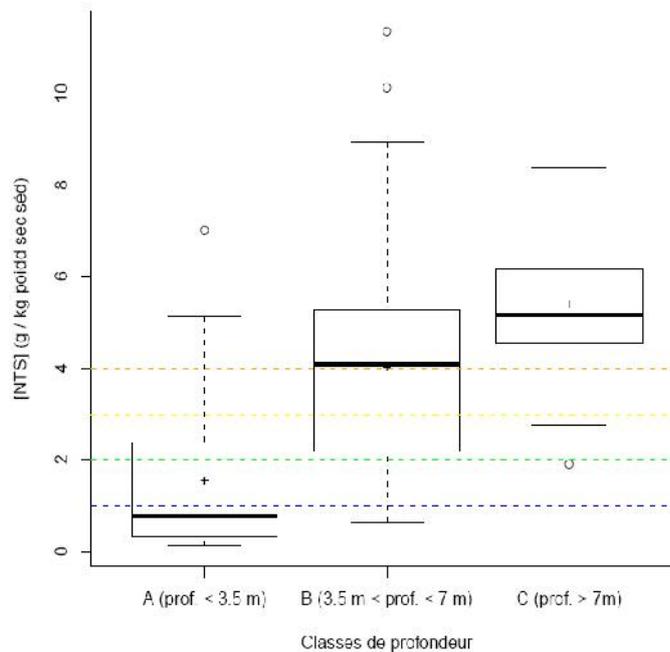


Figure 2.22 : Distribution des valeurs de concentrations en NTS en fonction de la profondeur, sur l'étang de Thau.

Les concentrations en PTS sont :

- généralement inférieures à 600 mg / kg en zone de profondeur < 3.5 m,
- généralement comprises entre 550 mg / kg et 900 mg / kg quand la profondeur est supérieure à 3.5 m et inférieure à 7 m,
- généralement supérieures à 800 mg / kg quand la profondeur est supérieure à 7 m.

La différence d'état est de 2 classes de qualité entre zones peu profondes et zones moyennement profondes et cet écart est nul entre les zones moyennement profondes et les zones profondes (mauvais état dans les deux cas).

Les concentrations en MOS sont :

- généralement inférieures à 6 g / 100 g en zone de profondeur < 3.5 m,
- généralement comprises entre 6 g / 100 g et 14 g / 100 g quand la profondeur est supérieure à 3.5 m et inférieure à 7 m,
- généralement supérieures à 13 g / 100 g quand la profondeur est supérieure à 7 m.

L'écart de notation est de 2 points entre zones peu profondes et zones moyennement profondes et de 1 point entre les zones moyennement profondes et les zones profondes.

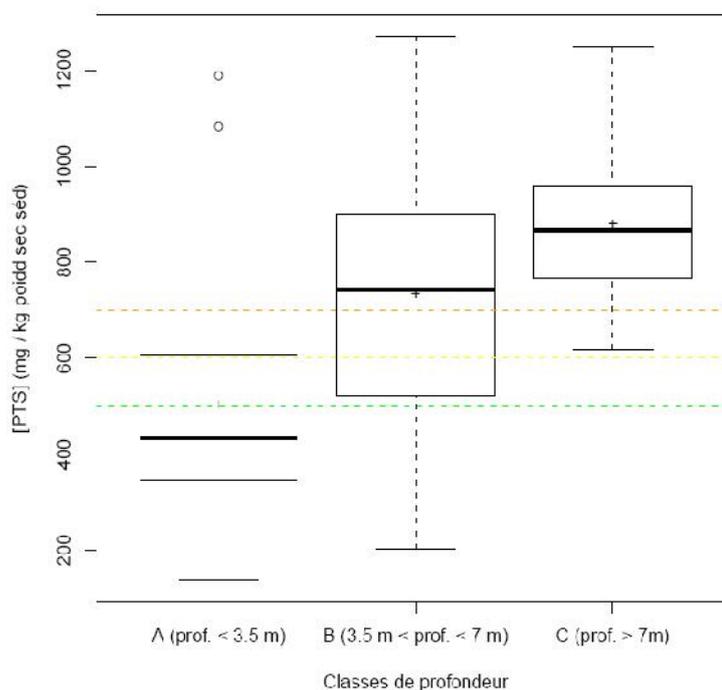


Figure 2.23 : Distribution des valeurs de concentrations en PTS en fonction de la profondeur, sur l'étang de Thau.

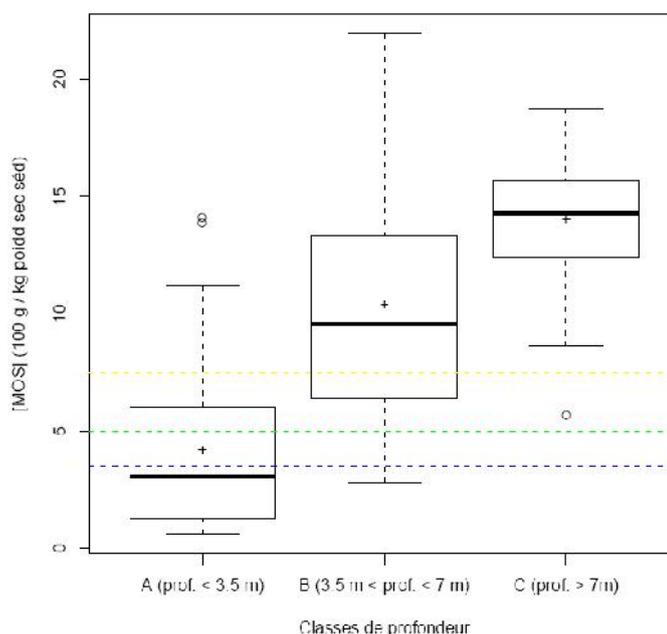


Figure 2.24 : Distribution des valeurs de concentrations en MOS en fonction de la profondeur, sur l'étang de Thau.

Sur Thau, le correctif « profondeur » est justifié d'après les observations de ces représentations graphiques. Plus la profondeur augmente et plus la concentration moyenne en nutriments augmente dans le sédiment.

Ces représentations graphiques tendraient à nous faire préconiser un correctif de 2 points lorsqu'on se situe en zone de profondeur supérieure à 3.5 m et aucun correctif lorsqu'on passe d'une zone de profondeur inférieure à 7 m à une zone de profondeur supérieure à 7 m.

Mais ces observations ne se basent que sur les valeurs médianes de concentrations et l'étendue des valeurs de concentrations reste importante quel que soit le niveau de profondeur considéré.

Il est donc nécessaire de vérifier ces résultats lors des futurs diagnostics avant de préconiser toute modification du correctif « profondeur » existant.

Résultats – Distributions des valeurs de concentrations en nutriments en fonction de la localisation en zone conchylicole

Ces résultats sont donnés dans les Figures 2.25 à 2.27.

Les concentrations en NTS sont :

- généralement comprises entre 4 g / kg et 7 g / kg en zone conchylicole,
- généralement comprises entre 2.5 g / kg et 5.5 g / kg en zone non conchylicole.

Si l'on compare les valeurs médianes de concentrations, l'écart de notation entre les deux types de zones est nul (mauvais état et notes égales à 5 dans les deux cas).

Les concentrations en PTS sont :

- généralement comprises entre 625 mg / kg et 950 mg / kg en zone conchylicole,
- généralement comprises entre 625 mg / kg et 900 mg / kg en zone non conchylicole.

Si l'on compare les valeurs médianes de concentrations, l'écart de notation entre les deux types de zones est nul (mauvais état et notes égales à 5 dans les deux cas).

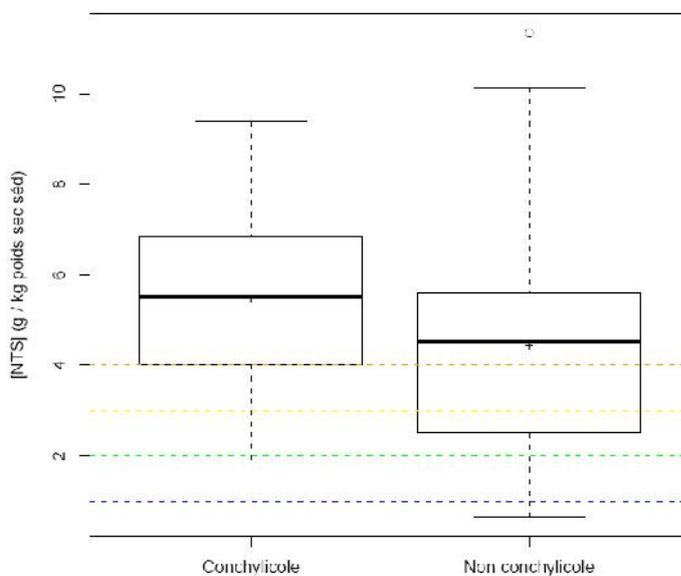


Figure 2.25 : Distribution des valeurs de concentrations en NTS en fonction de la localisation en zone conchylicole, sur l'étang de Thau.

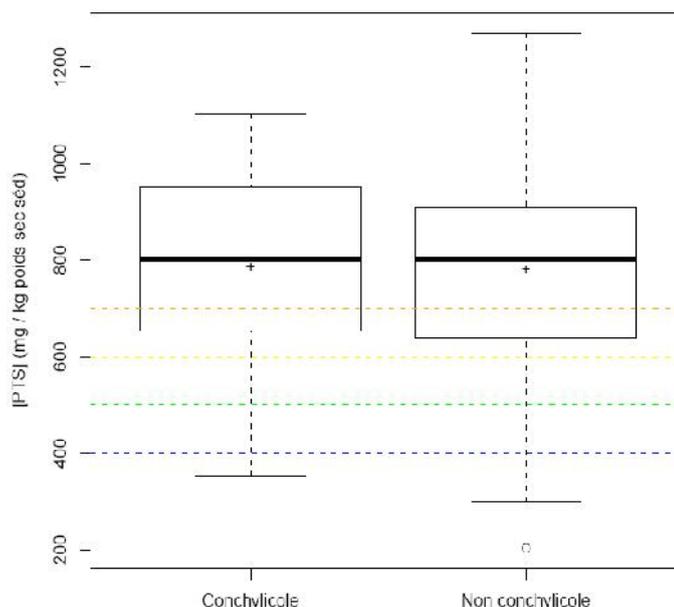


Figure 2.26 : Distribution des valeurs de concentrations en PTS en fonction de la localisation en zone conchylicole, sur l'étang de Thau.

Les concentrations en MOS sont :

- généralement comprises entre 10 g / 100 g et 16 g / 100 g en zone conchylicole,
- généralement comprises entre 7.5 g / 100 g et 14.5 g / 100 g en zone non conchylicole.

Si l'on compare les valeurs médianes de concentrations, l'écart de notation entre les deux types de zones est nul (mauvais état et notes égales à 5 dans les deux cas).

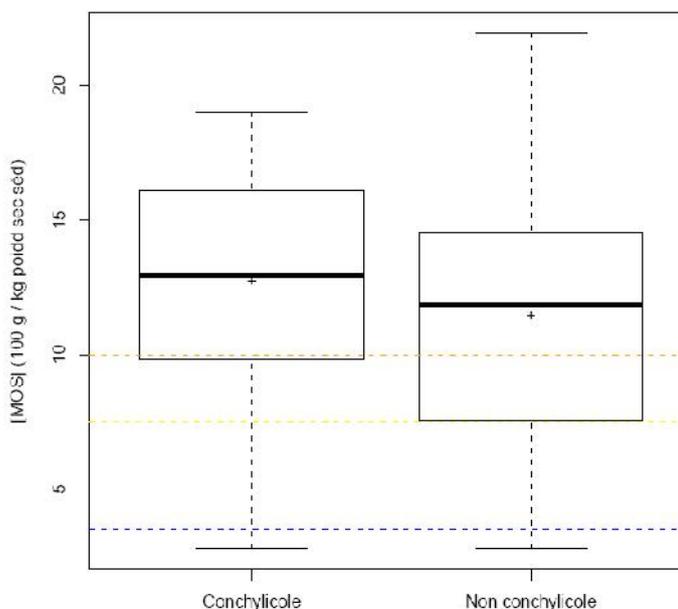


Figure 2.27 : Distribution des valeurs de concentrations en MOS en fonction de la localisation en zone conchylicole, sur l'étang de Thau.

D'après ces représentations graphiques, l'effet des zones conchylicoles sur les concentrations en nutriments dans le sédiment est visible pour les concentrations en NTS et MOS mais pratiquement inexistant pour les concentrations en PTS. L'accumulation de matière organique à proximité des tables a déjà été mise en évidence dans de multiples travaux (Serve et al., 1999).

Résultats de l'ANOVA à 3 facteurs avec interaction

Les représentations graphiques précédentes donnent une idée synthétique de la distribution des données pour chaque type de zone. Mais de telles représentations ne permettent pas d'étudier indépendamment les facteurs « profondeur » et « zones conchylicoles ».

D'autre part les représentations graphiques précédentes tiennent compte de l'ensemble des données acquises toutes années confondues or un effet significatif du facteur « temps » sur les valeurs de concentrations en nutriments dans le sédiment a été mis en évidence.

Il est fréquent qu'une zone profonde soit également un site de production conchylicole de telle sorte qu'il devient difficile de différencier les effets de ces deux facteurs sur l'état du sédiment. A cela s'ajoute un effet du facteur « temps » dont il convient de tenir compte.

Cela justifie la réalisation d'une analyse de variance à 3 facteurs :

- facteur « temps » = année de diagnostic,
- facteur « profondeur », les modalités de ce facteur étant les niveaux de profondeurs utilisés précédemment dans les représentations graphiques,
- facteur « localisation en zone conchylicole ».

Les résultats de l'ANOVA à trois facteurs avec interaction à l'échelle de chaque secteur de lagune sont donnés dans le Tableau 2.24.

Sur l'étang de Thau, l'effet de la profondeur sur les valeurs moyennes de concentrations apparaît très significatif à l'échelle de la lagune comme du secteur de lagune. Ce constat est vérifié pour les trois paramètres pris en compte dans la grille de diagnostic.

Un constat identique est valable pour le facteur « zone conchylicole ».

Il n'existe en revanche aucune interaction entre les effets « profondeur » et « zone conchylicole ». En d'autres termes, la profondeur n'a pas plus d'effet sur l'accumulation des nutriments en zone conchylicole qu'elle n'en a en zone non conchylicole.

On ne détecte pratiquement pas d'interaction entre les autres paramètres.

Tableau 2.24 : Résultats des ANOVAs à 3 facteurs avec interaction pour tester les effets des facteurs « année », « profondeur » et « localisation » sur les valeurs moyennes de concentrations en NTS, PTS et MOS à l'échelle de la lagune et du secteur de lagune (« ns » : non significatif ; . = p-value < 0.10 ; * = p-value < 0.05 ; ** = p-value < 0.01 ; *** = p-value < 0.001).

Lagune	Echelle	Paramètre	Significativité des effets "année" et "profondeur" et "zone conchylicole" sur la valeur moyenne prise par le paramètre						
			Effet "année"	Effet "profondeur"	Effet "zone conchylicole"	Intéraction année*profondeur	Intéraction profondeur*zone conchylicole	Intéraction année*zone conchylicole	Intéraction année*profondeur*zone conchylicole
Thau	lagune	NTS	S**	S***	S***	ns	ns	ns	ns
		PTS	ns	S***	S*	ns	ns	ns	ns
		MOS	S***	S***	S***	ns	ns	ns	ns
	secteur TE	NTS	S**	S***	S***	ns	ns	ns	ns
		PTS	ns	S***	S*	ns	ns	ns	ns
		MOS	S***	S***	S***	ns	ns	ns	ns
	secteur TW	NTS	ns	S***	S**	ns	ns	ns	ns
		PTS	ns	S***	S*	ns	ns	ns	S*
		MOS	S*	S***	S*	.	ns	ns	ns

Interprétation / conclusion

Les résultats des graphiques et des analyses statistiques nous confirment l'effet de la profondeur ainsi que l'effet de la localisation en zone conchylicole sur les concentrations moyennes en NTS, PTS, et MOS sur Thau.

Ces résultats confirment donc les hypothèses et premiers résultats obtenus lors de la construction de l'outil RSL.

Sur Thau la profondeur est de l'ordre de la dizaine de mètres et l'activité conchylicole représente 1/3 de la surface totale de la lagune, ce qui explique les effets significatifs de ces deux facteurs.

Sur l'étang de Thau, le maintien du correctif de profondeur semble justifié.

Il s'agit en effet d'environnements particuliers qui ont un effet significatif sur l'état du sédiment indépendamment des activités humaines.

La valeur de ce correctif doit être maintenue pour l'instant, dans l'attente des résultats du prochain diagnostic complet sur Thau.

En revanche, l'existence d'un correctif de notation pour les zones conchylicoles pose question. Certes l'effet de ces zones sur les concentrations en nutriments dans le sédiment est significatif. Mais contrairement aux zones profondes, les zones conchylicoles résultent d'activités humaines au même titre que les apports d'éléments nutritifs depuis le bassin versant.

D'un point de vue plus pratique, l'application du correctif « zone conchylicole » aux stations situées à proximité des tables est remise en cause puisqu'il est probable que les déchets organiques (fecès) ou nutriments issus de leur minéralisation soient transportés en dehors des zones conchylicoles par le jeu des courants.

Il est très probable également que l'impact des zones conchylicoles soit fonction d'autres facteurs tels que la densité de coquillages présents ou leurs stade de développement or ces facteurs varient d'une structure à une autre et d'une année sur l'autre.

Ces éléments nous conduisent à abandonner du correctif « zone conchylicole » pour les prochains diagnostics du sédiment.

5. Conclusion

En conclusion, le suivi du sédiment pour le diagnostic de l'état des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation est nécessaire puisque ce compartiment intègre les changements de l'écosystème sur des pas de temps longs.

La méthode de diagnostic du sédiment a suivi peu d'évolutions depuis le début du RSL.

La stratégie actuelle de suivi est adaptée pour mettre en évidence des évolutions temporelles et spatiales de l'état du sédiment.

Les relations entre les trois paramètres indicateurs de l'état du sédiment sont significatives, surtout entre les concentrations en NTS et MOS.

Au cours du temps, on observe un déclassement de plus en plus conséquent des diagnostics par le paramètre [MOS]. Plusieurs hypothèses ont été avancées pour expliquer un tel changement, mais des recherches scientifiques visant à mieux connaître l'origine et le devenir de la matière organique dans les écosystèmes lagunaires apparaissent nécessaires.

Pour ces raisons il est proposé d'exclure le paramètre [MOS] de la grille de diagnostic mais de le conserver en tant que paramètre explicatif de l'état du milieu.

Des investigations sur la part des formes inorganiques dans les formes totales de l'azote et du phosphore seront également nécessaires pour mieux connaître la part disponible de ces éléments dans l'eutrophisation.

La grille de qualité du sédiment reste robuste dans le temps et dans l'espace ce qui démontre aujourd'hui tout l'intérêt d'avoir mis en place l'outil de diagnostic à partir d'un jeu de lagunes variées

Des trois paramètres, la concentration en PTS semble être fortement corrélée à l'état général des lagunes obtenu à partir des producteurs primaires (macrophytes de référence et biomasse de phytoplancton).

Les différences de résultats entre la méthode des rangs et la méthode du percentile 80 sont faibles. Cette dernière méthode pourra donc être employée pour simplifier la méthode des rangs.

Sur Thau, les zones profondes et conchylicoles apparaissent comme des environnements préférentiels d'accumulation de nutriments dans le sédiment.

Les zones profondes sont par nature des environnements particuliers ce qui justifie l'application du correctif « profondeur » dans la notation de l'état du sédiment.

La valeur de ce correctif reste pour l'instant inchangée et davantage de données devront être acquises avant toute modification éventuelle.

L'accumulation de nutriments dans les zones conchylicoles est par définition liée aux activités humaines. Pour cette raison le correctif « zone conchylicole » ne sera plus employé lors des diagnostics du sédiment du prochain RSL (2014-2020).

4

Bilan de la méthode de diagnostic du compartiment macrophytes

1. INTRODUCTION	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
2. INTERET DU SUIVI DU COMPARTIMENT POUR LE DIAGNOSTIC DE L'ETAT DES LAGUNES VIS-A-VIS DE L'EUTROPHISATION	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
2.1. Définition du compartiment	Erreur ! Signet non défini.
2.2. Intérêt dans le cadre du suivi de l'eutrophisation des lagunes	Erreur ! Signet non défini.
3. METHODE ACTUELLE DE DIAGNOSTIC ET SES EVOLUTIONS	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
3.1. Méthode actuelle de diagnostic	Erreur ! Signet non défini.
3.2. Evolutions de la méthode de diagnostic depuis la mise en place de l'outil	Erreur ! Signet non défini.
4. LIMITES DE LA METHODE ACTUELLE DE DIAGNOSTIC & PROPOSITIONS D'EVOLUTIONS DE L'OUTIL A PARTIR DE L'ANALYSE DES DONNEES....	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
4.1. Thème 1 : Incertitudes liées aux conditions de prélèvement et d'analyse	Erreur ! Signet non défini.
4.2. Thème 2 : Suivi spatial et temporel des macrophytes	Erreur ! Signet non défini.
4.3. Thème 3 : Relations entre les paramètres indicateurs et robustesse de la grille de diagnostic...	Erreur ! Signet non défini.
4.4. Thème 4 : Prise en compte des zones particulières dans les diagnostics : lagunes profondes et lagunes oligohalines et mésahalines.....	Erreur ! Signet non défini.
5. CONCLUSION	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.

1. Introduction

L'objectif de ce chapitre est de dresser le bilan de la méthode de suivi du compartiment macrophytes dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire.

Dans une première partie, nous rappellerons brièvement l'intérêt du suivi de ce compartiment vis-à-vis de l'eutrophisation.

Dans une seconde partie, nous présenterons la méthode de diagnostic du compartiment telle qu'elle existe dans sa forme actuelle et reviendrons sur les évolutions de cette méthode depuis la mise en place de l'outil.

Dans la troisième partie, nous analyserons la pertinence de l'outil vis-à-vis des thématiques suivantes :

- **Thème 1 :** Incertitudes liées aux conditions de prélèvement et d'analyse
 - o Question 1.a) : Quels facteurs d'incertitudes des résultats peut-on relever dans les différentes étapes de diagnostic ?

- **Thème 2 :** Suivi spatial et temporel du compartiment
 - o Question 2.a) : La stratégie temporelle de suivi (un diagnostic tous les 3 ans) est-elle adaptée aux évolutions temporelles du compartiment ?
 - o Question 2.b) : La stratégie spatiale de suivi (une station tous les 50 ha à 200 ha) est-elle adaptée aux caractéristiques spatiales du compartiment ?

- **Thème 3 :** Relations entre les paramètres indicateurs et robustesse de la grille de diagnostic
 - o Question 3.a) : La grille actuelle de qualité des macrophytes permet-elle de discriminer les lagunes en fonction de leur état général ?
 - o Question 3.b) : Quelles sont les relations entre les deux paramètres indicateurs « pourcentage d'espèces de référence » et « nombre d'espèces » ?

- **Thème 4 :** Prise en compte des zones particulières dans les diagnostics : lagunes profondes et lagunes oligo et mésohalines (salinité moyenne < 18)
 - o Question 4.a) : La méthode actuelle de suivi doit-elle être modifiée pour les lagunes profondes telles que celles de Thau et du Ponant ?
 - o Question 4.b) : Le suivi des lagunes oligo et mésohalines est-il pertinent avec la méthode actuelle de diagnostic ?

En conclusion, nous reviendrons sur les principaux résultats obtenus, les besoins de connaissances et les perspectives d'évolution de l'outil qui s'en dégagent.

2. Intérêt du suivi du compartiment pour le diagnostic de l'état des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation

2.1. Définition du compartiment

Le terme de « macrophyte » désigne ici des végétaux aquatiques photosynthétiques présents dans les lagunes (Lauret et al., 2011).

Les macrophytes jouent de multiples rôles en milieu lagunaire, notamment la fonction d'habitat pour plusieurs espèces d'invertébrés benthiques et de poissons.

Les macrophytes regroupent des phanérogames et des macroalgues.

Ces deux groupes se distinguent notamment par :

- *l'appareil racinaire* : il est présent pour les phanérogames et leur permet de puiser les nutriments dans le sédiment ; il est absent pour les macroalgues car elles puisent les nutriments dans le milieu aquatique environnant,
- *la méthode de reproduction* : les phanérogames forment des graines tandis que les algues n'en forment pas.

Seuls les macrophytes présents sur substrat meuble sont étudiés dans le cadre du RSL.

2.2. Intérêt dans le cadre du suivi de l'eutrophisation des lagunes

La composition des peuplements est liée à l'état d'eutrophisation de la lagune. On distingue notamment des espèces dites « de référence » et des espèces dites « opportunistes ».

Les **espèces dites « de référence »** sont présentes dans les milieux stables non ou peu affectés par l'eutrophisation, tandis que les **espèces « opportunistes »** sont adaptées à de forts apports et sont dotées de rapides capacités de réponse à l'enrichissement en nutriments.

Les groupes d'espèces dits « de référence » sont surtout composés de phanérogames tandis que les groupes d'espèces dits « opportunistes » sont essentiellement constitués de macroalgues nitrophiles.

La stabilité dans le temps de ces différents groupes est très liée à la dynamique d'évolution de l'état de la lagune vis-à-vis de l'eutrophisation. En effet lorsqu'un milieu initialement stable subit d'importants apports, la concurrence exercée par les espèces opportunistes sur les espèces de référence, sera telle que ces dernières tendront à disparaître.

Si l'enrichissement continue, les macroalgues opportunistes disparaîtront au profit du phytoplancton.

Ainsi différentes phases d'évolution des producteurs primaires peuvent être distinguées en fonction de la disponibilité des facteurs limitants (Figure 3.1).

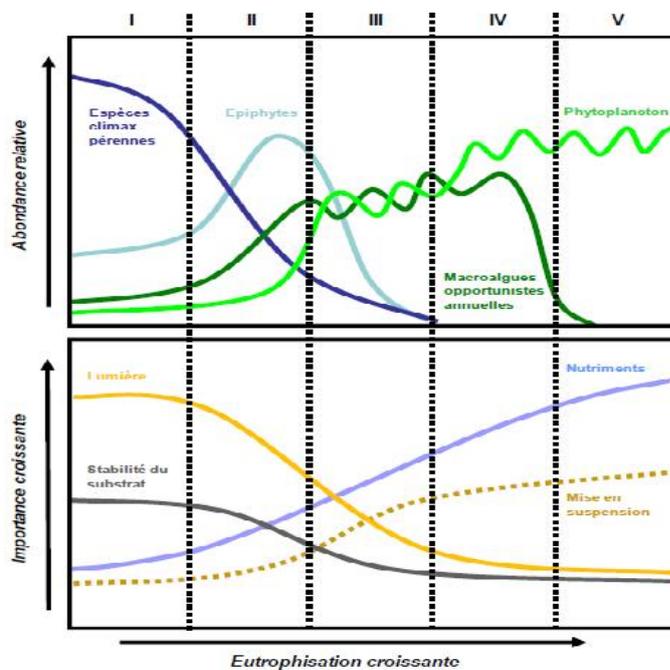


Figure 3.1 : Dynamique de réponse des producteurs primaires à l'enrichissement du milieu en nutriments (Schramm, 1999).

Le compartiment « macrophytes » interagit donc avec les autres compartiments : colonne d'eau, phytoplancton mais également sédiment : rôle de stabilisation du sédiment qui limitera les remises en suspension de particules (Teeter et al., 2001 in Molinaroli et al., 2006); stockage de nutriments sous forme organique (Gomez et al., 1998 ; Palomo et al., 2004).

3. Méthode actuelle de diagnostic et ses évolutions

3.1. Méthode actuelle de diagnostic

3.1.1. Principe et paramètres retenus

Le principe du diagnostic des macrophytes consiste à prospector les stations de chaque lagune, à y noter le recouvrement total et le recouvrement relatif de chaque groupe d'espèce et à déterminer ces espèces par un examen au laboratoire.

Deux paramètres indicatifs sont agrégés pour l'attribution d'une note d'état vis-à-vis de l'eutrophisation mais la réalisation des diagnostics est dépendante d'un recouvrement végétal suffisant sur chaque station.

- **Paramètres indicatifs : recouvrement relatif en espèces de référence et nombre d'espèces**

Ces deux paramètres indicatifs retenus permettent de tenir compte :

- de la composition des peuplements,
- de la diversité spécifique des macrophytes au niveau de chaque station.

Il s'agit du recouvrement relatif en espèces de référence qui constitue un indice de composition et du nombre d'espèces qui constitue un indice de diversité.

Le **pourcentage d'espèces de référence (R.rel.réf)** correspond à la surface des espèces de référence rapportée à la surface de l'ensemble de la végétation. Plus le R.rel.réf est important plus les espèces dites « de référence » occupent une place importante du peuplement végétal donc plus l'état du milieu vis-à-vis de l'eutrophisation peut être considéré comme bon.

Le **nombre d'espèces (Nb.spé)** donne une idée de la diversité des espèces présentes sur chaque station. Une forte diversité spécifique est en général associée à des milieux de qualité intermédiaire à très bonne.

Là où le recouvrement relatif des espèces de référence est faible, le nombre d'espèces permettra de distinguer les milieux dominés par les macroalgues de ceux dans un état plus dégradé, dominés par le phytoplancton.

- **Paramètre déterminant la possibilité de réaliser le diagnostic : recouvrement total**

Un **recouvrement total (R.tot)** des macrophytes supérieur ou égal à 5 % de la surface de la station prospectée est une condition nécessaire à la réalisation des diagnostics.

- **Informations complémentaires : profondeur et état apparent du sédiment**

La profondeur influence l'intensité de la lumière parvenant jusqu'aux macrophytes et donc leur photosynthèse. Ce paramètre est d'autant plus limitant que la turbidité du milieu est élevée.

L'état apparent du sédiment donne des indications sur le type de substrat au niveau de la station étudiée ainsi que sur le degré d'oxygénation de ce sédiment. Les caractéristiques du sédiment peuvent avoir une influence sur le fonctionnement racinaire des phanérogames.

3.1.2. Stratégies spatiale et temporelle d'échantillonnage

▪ **Fréquences d'échantillonnages**

Comme pour le compartiment sédimentaire, la variabilité spatiale du compartiment macrophytes prime sur sa variabilité temporelle. Des évolutions significatives peuvent néanmoins être détectées sur des pas de temps plus courts en particulier avec des espèces à caractère proliférant.

Deux diagnostics successifs sont donc séparés d'une durée de 3 ans. Les échantillonnages sont réalisés en fin de printemps / début d'été, périodes de développement maximal des peuplements végétaux.

La stratégie spatiale d'échantillonnage (fréquence spatiale, stations benthiques) est identique à celle employée pour le diagnostic des sédiments.

Pour certaines lagunes ayant fait l'objet d'une modification de la stratégie spatiale en 2007, la fréquence spatiale d'échantillonnage est d'une station tous les 200 ha (Casagrande L., 2007 ; Derolez V., 2007).

L'échantillonnage est systématique (répartition régulière des points) ; la localisation et les libellés des stations restent identiques d'un diagnostic à un autre.

▪ **Repérage et trajet jusqu'à la zone d'étude**

Les opérateurs de terrain se rendent sur la zone à l'aide d'une embarcation motorisée quand la profondeur le permet, à pied sinon. La station est repérée par ses coordonnées GPS.

▪ **Méthode d'observation, de prélèvement et de conservation des échantillons**

Chaque campagne d'échantillonnage est réalisée par un binôme d'opérateurs de terrain.

L'observation est réalisée depuis la surface pour les zones peu profondes et en plongée pour les zones plus profondes. Seules les zones de substrat meuble sont observées.

Ainsi des structures telles que rochers ou tables conchylicoles qui constituent des supports de développement pour les macrophytes, sont exclues des diagnostics.

Sur les stations profondes, deux plongeurs opèrent simultanément de la manière suivante (Figure 3.2) :

- les plongeurs se relient au mouillage du bateau à l'aide d'une corde de 10 m de long,
- ils effectuent leurs observations tout le long d'une trajectoire circulaire autour du mouillage (avec une distance d'observation d'un mètre de part et d'autre) ; la surface totale ainsi observée est de 120 m²,
- le recouvrement végétal total est noté ainsi que la proportion des différents groupes homogènes d'espèce, puis les différentes espèces composant chaque groupe sont prélevées dans des proportions identiques à celles qu'elles occupent sur le fond de la lagune,

Sur le bateau, les deux plongeurs recourent leurs observations dans les fiches-terrain :

- informations générales de dates et lieu de prélèvement,
- informations descriptives complémentaires : la visibilité sous l'eau dans la zone d'étude, l'état apparent du sédiment,
- paramètres nécessaires au diagnostic : le recouvrement total (R.tot), le recouvrement relatif de chaque groupe identifié,
- remarques éventuelles diverses.

Tous les étages de végétation sont pris en compte dans l'estimation des pourcentages de recouvrement.

Les pourcentages estimés des groupes présents sont toujours ramenés à 100 %.

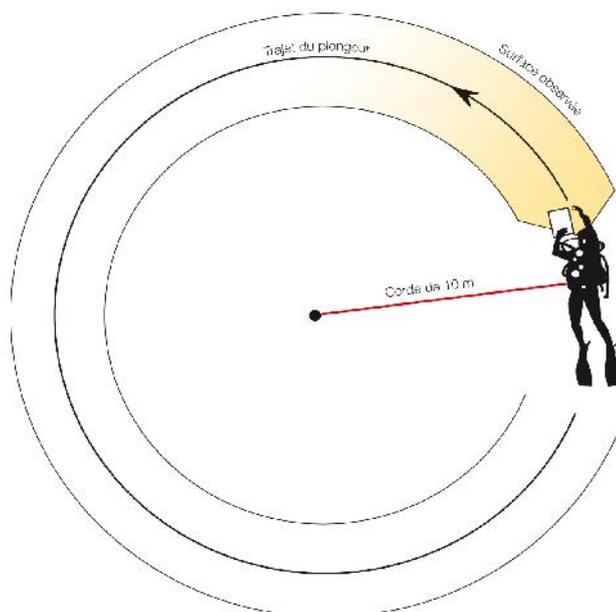


Figure 3.2 : Trajet du plongeur sur chaque station benthique pour le diagnostic des macrophytes (Lauret et al., 2011).

Le travail délicat de restitution de l’information et de description d’un paysage qui peut être compliqué est facilité par l’utilisation de la notion de groupes homogènes d’espèces (Figure 3.3).

Chaque échantillon est conservé au frais dans une glacière puis au réfrigérateur dans l’attente des observations effectuées en laboratoire pour la reconnaissance des espèces.

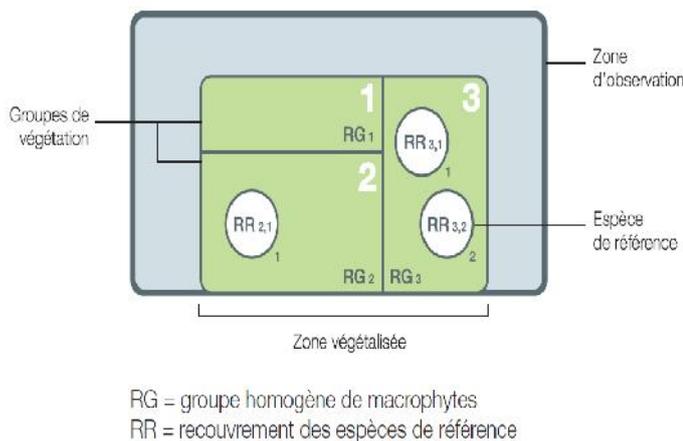


Figure 3.3 : Notion de groupe homogène de macrophytes (Lauret et al., 2011).

3.1.3. Reconnaissance des espèces au laboratoire

Les espèces composant chaque groupe homogène identifié lors des prélèvements font ensuite l’objet d’une reconnaissance au laboratoire. Cette étape nécessite un examen macroscopique, souvent un examen microscopique et parfois une coupe transversale.

Un guide de reconnaissance des espèces de macrophytes édité en 2011 et spécifique aux milieux lagunaires de la Région Languedoc Roussillon a été réalisé à cet effet (Lauret et al., 2011).

Ce guide fournit des informations utiles à l'identification des espèces rencontrées le plus fréquemment dans les lagunes :

- caractéristiques taxonomiques,
- morphologie,
- éléments caractéristiques visibles au microscope,
- biologie et milieu de vie,
- liste d'espèces ressemblantes accompagnée d'éléments nécessaires à leur distinction.

Un récapitulatif des lagunes de la Région LR au niveau desquelles l'espèce a déjà été rencontrée depuis le début des suivis est également donné.

Une liste des différentes espèces de référence est fournie en [Annexe 8](#).

3.1.4. Grille de qualité du compartiment macrophytes – Méthode d'agrégation des données pour le diagnostic du compartiment

▪ Grille de qualité

La correspondance entre les valeurs prises par les paramètres indicatifs et les classes d'états vis-à-vis de l'eutrophisation est donnée dans le Tableau 3.1.

Tableau 3.1 : Grille actuelle de qualité des macrophytes (RSL, 2012).

		Richesse spécifique	
		Nb.spé ≥ 3	Nb.spé < 3
Recouvrement relatif des espèces de référence (% du R.tot)	75 % R.rel.réf	Très bon	
	50 % R.rel.réf < 75 %	Bon	
	5 % R.rel.réf < 50 %	Moyen	
	0 % < R.rel.réf < 5 %	Médiocre	
	R.rel.réf = 0 %	Médiocre	Mauvais

Le recouvrement relatif en espèces de référence (R.rel.réf) est le principal paramètre pris en compte pour l'attribution des notes d'état.

Plus sa valeur est élevée, meilleur sera l'état de la station vis-à-vis de l'eutrophisation.

La richesse spécifique (Nb.spé) n'est prise en compte que pour la distinction entre les états médiocres et mauvais, lorsque le pourcentage relatif d'espèces de références est nul.

▪ **Méthode d'agrégation des données pour le diagnostic du compartiment**

L'état d'une station est déterminé par simple application de la grille de diagnostic.

Le diagnostic d'un secteur ou d'une lagune s'effectue de la manière suivante (Figure 3.4) :

- calcul de la moyenne des pourcentages relatifs d'espèces de référence, pour l'ensemble des stations du secteur,
- calcul du nombre total d'espèces différentes rencontrées sur l'ensemble des stations du secteur.

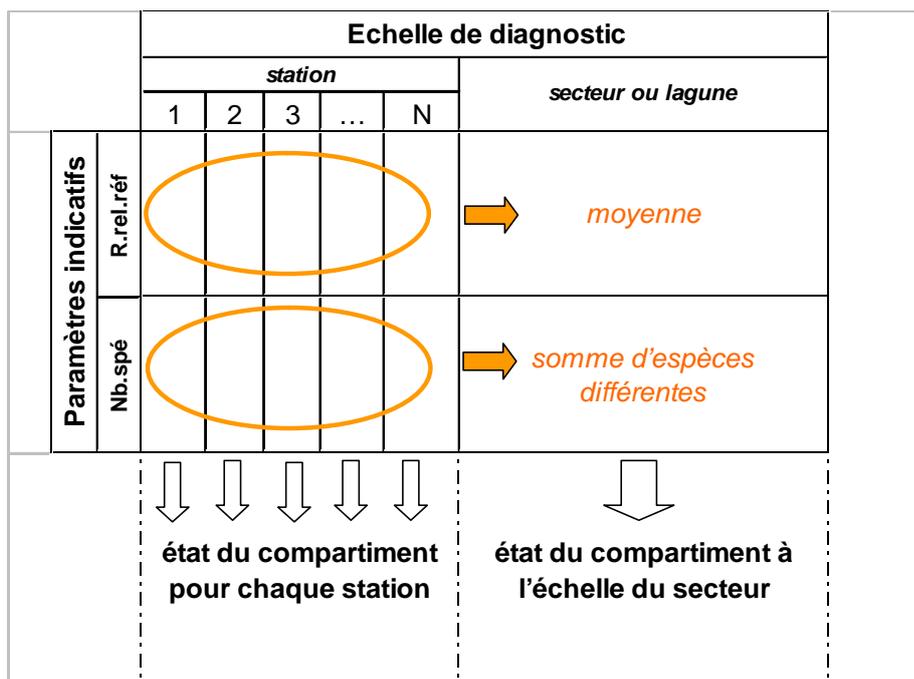


Figure 3.4 : Méthode de détermination de l'état du compartiment « macrophytes » à l'échelle de la station benthique ou du secteur de lagune.

La prise en compte du nombre total d'espèces rencontrées sur le secteur (et non d'une valeur intermédiaire) s'explique par le fait que chaque espèce représente une potentielle source de recolonisation et de restauration de la lagune.

3.1.5. Méthode d'interprétation et de représentation des résultats

▪ **Méthode d'interprétation des résultats**

L'état vis-à-vis de l'eutrophisation est interprété en fonction des connaissances sur l'état général de la lagune ainsi que sur l'écologie des différentes espèces.

Les pourcentages d'espèces de référence et états correspondants sont regroupés dans un tableau permettant une comparaison pluriannuelle des résultats.

Des différentiels de pourcentages d'espèces de référence par rapport au dernier diagnostic réalisé peuvent être calculés pour mieux détecter les situations de restauration ou de dégradation.

Les conditions d'observation du milieu permettent d'expliquer la composition des peuplements végétaux rencontrés (notamment, concurrence entre les espèces dites opportunistes et le phytoplancton).

Les résultats portant sur la granulométrie des sédiments, la bathymétrie et le fonctionnement hydrodynamique de la lagune permettent d'étayer les interprétations.

▪ **Cartographie des résultats point par point ou interpolation spatiale par krigeage**

Les diagnostics du compartiment « macrophytes » basés sur un grand nombre de prélèvements, permettent une présentation cartographique des résultats point par point ou par interpolation spatiale (krigeage).

Un code couleur permet de distinguer ces différents états du bleu pour un très bon état au rouge pour un mauvais état (Figure 3.5).

L'état de chaque secteur de lagune est synthétisé dans un tableau récapitulatif rendant possible une comparaison pluriannuelle des résultats par paramètre.

L'utilisation de boîtes à moustaches donne également une idée de l'hétérogénéité spatiale et temporelle des résultats.

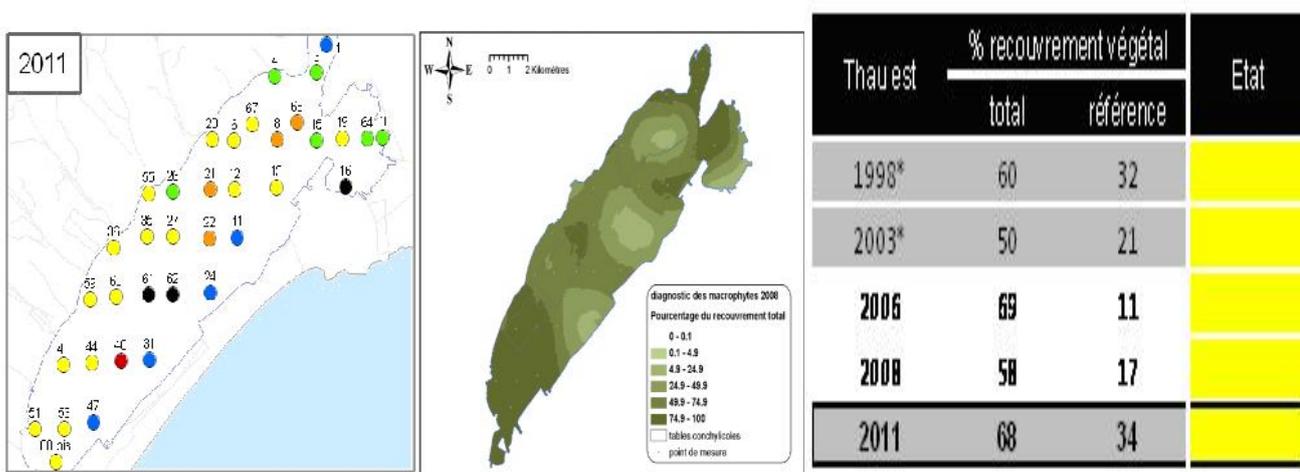


Figure 3.5 : Modes de représentation des résultats du compartiment « macrophytes » (RSL, 2008 & 2011).

3.2. Evolutions de la méthode de diagnostic depuis la mise en place de l'outil

3.2.1. Principe de la méthode et paramètres retenus

Pourcentage relatif d'espèces de référence et nombre d'espèces sont restés les deux paramètres indicatifs de l'état des macrophytes depuis la mise en place de l'outil.

Les éléments sur lesquels se base l'estimation du pourcentage d'espèces de référence ont cependant évolué. Initialement, ce paramètre correspondait au pourcentage relatif d'espèces de référence en biomasse sèche par rapport à la biomasse végétale totale sèche recueillie dans un quadrat de 0.25 m².

Dès 2000, un indicateur plus simple mais cohérent avec l'indicateur « biomasse » a été mis en œuvre afin de diminuer la charge de travail. Pour cela, 4 lagunes ayant participé à la construction de l'outil (Bages-Sigean, Ingril, Grec, Or) ont été diagnostiquées en 2000 par la méthode d'estimation du recouvrement (RSL, 2001).

La comparaison des données obtenues en 1999 par la méthode « biomasse » avec celles obtenues en 2000 par la méthode « recouvrement » a montré la cohérence de résultats entre les deux méthodes.

Entre 2000 et 2006, les diagnostics basés sur l'estimation de la biomasse et du recouvrement relatifs des espèces de références ont été mis en œuvre de manière alternative :

- estimation de la biomasse lors des diagnostics complets,
- estimation du recouvrement entre deux diagnostics complets.

A partir de 2007, la méthode par estimation de la biomasse a été abandonnée et seule la méthode par estimation du recouvrement a été conservée.

3.2.2. Stratégies spatiale et temporelle d'échantillonnage

▪ **Fréquences d'échantillonnages**

Seule la fréquence spatiale d'échantillonnage (nombre de stations benthiques) a changé sur certaines lagunes suite à l'étude statistique effectuée en 2007 ([Casagrande L., 2007](#) ; [Derolez V., 2007](#)) pour tester l'effet d'une diminution du nombre de stations benthiques sur la qualité des diagnostics du compartiment.

La technique du bootstrap employée dans le cadre de ce travail a montré que pour les lagunes de Thau, de Vic et de l'Or, la division par deux du nombre de stations en conservant leur répartition homogène n'aurait d'impact significatif ni sur les diagnostics «macrophytes» réalisés à l'échelle de la lagune, ni sur ceux réalisés à l'échelle du secteur.

Sur l'étang de Salses-Leucate, les tests ont mis en évidence une modification significative des diagnostics à l'échelle de la lagune, mais non significative à l'échelle de chacun des secteurs de lagune en cas de division par deux du nombre de stations benthiques.

Le nombre de stations benthiques sur ces lagunes a par conséquent été divisé par 2 en sélectionnant le groupe de stations entraînant la plus faible variabilité de résultats par rapport aux diagnostics initiaux et en maintenant le quadrillage spatial de la lagune.

Sur Bages-Sigean la division par deux du nombre de stations aurait eu un impact significatif sur les diagnostics réalisés à l'échelle du secteur de lagune mais n'en n'aurait pas eu à l'échelle de la lagune tout entière. Le jeu de stations initiales a donc été intégralement conservé sur cette lagune.

Le Tableau 3.2 donne un récapitulatif des diagnostics effectués sur chaque lagune depuis la mise en place de l'outil de diagnostic.

En moyenne, 4 diagnostics ont été réalisés par lagune depuis la mise en place de l'outil.

Sur certaines lagunes comme celle de l'Or, les suivis ont toutefois été plus fréquents que sur les autres lagunes.

▪ Méthode d'observation sur le terrain

La surface observée pour l'estimation du recouvrement total n'a pas été modifiée depuis la mise en place de l'outil.

En revanche, le passage de la méthode « par biomasse » à la méthode « par recouvrement » s'est accompagné d'une augmentation de la surface prospectée pour estimer le pourcentage relatif d'espèce de référence.

En effet, pour la méthode « par biomasse », 3 quadrats de 0.25 m² chacun étaient disposés au niveau de zones jugées représentatives de chaque station (aire d'environ 100 m² pour chaque station).

La probabilité de rencontrer les différentes espèces présentes sur la station étant proportionnelle à la l'aire prospectée, il est donc logique que le nombre d'espèces estimé par la méthode de recouvrement soit plus important que le nombre d'espèces estimé par la méthode des quadrats.

L'impact de cette modification sur les diagnostics reste cependant limité en raison de la prise en compte limitée du paramètre « nombre d'espèces ».

3.2.3. Reconnaissance des espèces au laboratoire

Les connaissances évoluant, certaines modifications taxonomiques ont été nécessaires et de ce fait la liste des espèces présentes dans les lagunes de la Région Languedoc Roussillon ainsi que la liste des espèces « de référence » ont été progressivement modifiées ([Annexe 8](#)).

Ont notamment été retirées de cette liste des espèces ayant un comportement potentiellement proliférant telles que les algues rouges *Polysiphonia elongata* et *Chondria capillaris*.

Le terme d'espèces « climax » a également été remplacé par le terme d'espèces « de référence », plus adapté.

3.2.4. Grille de qualité et méthode d'agrégation des données pour le diagnostic du compartiment

Malgré le passage de la méthode d'estimation de la biomasse à la méthode d'estimation par recouvrement, les valeurs-seuils de pourcentages d'espèces de référence n'ont pas été modifiées.

La prise en compte du paramètre « nombre d'espèces » qui n'a qu'un faible poids dans les diagnostics a en revanche été simplifiée en 2010, passant de 3 classes (Nb.spé < 3 ; 3 ≤ Nb.spé ≤ 6 ; Nb.spé > 6) à 2 classes (Nb.spé < 3 ; Nb.spé ≥ 3).

La méthode d'agrégation des données n'a pas été modifiée.

4. Limites de la méthode actuelle de diagnostic & propositions d'évolutions de l'outil à partir de l'analyse des données

Premièrement, nous reviendrons sur les incertitudes liées aux conditions de prélèvement et d'analyse.

Puis nous étudierons la stratégie spatiale et temporelle de prélèvement.

Nous reviendrons sur la position des seuils de la grille de qualité des macrophytes et vérifierons qu'ils permettent de distinguer les lagunes en fonction de leur état général vis-à-vis de l'eutrophisation.

Nous examinerons la relation entre les deux paramètres pris en compte pour la réalisation des diagnostics.

Nous étudierons la pertinence de la prise en compte de la profondeur dans les diagnostics effectués sur l'étang de Thau.

En conclusion, nous reviendrons sur les principaux résultats obtenus, les besoins de connaissances et les perspectives d'évolutions de l'outil qui s'en dégagent.

4.1. Thème 1 : Incertitudes liées aux conditions de prélèvement et d'analyse

Question 1.a)

Quels facteurs responsables d'incertitudes des résultats peut-on relever dans les différentes étapes de diagnostic ? Est-il possible d'y remédier ?

Incertitude de localisation de la station

Le positionnement sur la zone étudiée est approximatif en lien avec la précision du GPS (de l'ordre de quelques m) et la méthode d'approche. Un positionnement vraiment précis nécessiterait un balisage physique de la zone. Pour des raisons pratiques cette solution n'est pas envisageable.

Incertitudes liées aux conditions d'observation et de prélèvement

L'estimation du recouvrement végétal total ainsi que de la part relative de chaque groupe au sein de la végétation garde un caractère subjectif.

De plus, cette estimation visuelle apparaît délicate lorsque les espèces présentent de fortes différences de taille. C'est le cas par exemple lorsque des groupes d'acétabulaires de petite taille sont situés à proximité de tapis d'ulves.

Cette difficulté justifie l'intérêt de la comparaison des observations réalisées sur le même parcours par les deux observateurs.

Les conditions météorologiques peuvent induire des différences dans le cycle de développement des espèces avec des années où la végétation est en avance et d'autres où elle est en retard.

La période de prélèvement peut être légèrement décalée si l'on constate ce phénomène ; ce fut notamment le cas sur l'étang de La Palme en 2010.

Difficultés pour la reconnaissance des espèces et l'analyse des résultats

L'examen macroscopique ou microscopique permettant l'identification des espèces nécessite un niveau d'expert or peu de personnes sont qualifiées pour réaliser ce travail.

La réalisation du Guide de reconnaissance des espèces de macrophytes (Lauret et al., 2011) est un outil précieux permettant aux opérateurs de terrain tout comme aux gestionnaires des lagunes de s'initier à la reconnaissance des espèces.

Cependant lors de la réalisation du diagnostic, la présence d'un expert en reconnaissance des macrophytes des milieux lagunaires méditerranéens est indispensable.

La concertation des spécialistes des macrophytes ainsi que le partage des connaissances au niveau national mériteraient aussi d'être renforcées.

La notion d'espèces « de référence » est complexe. Cette liste d'espèces, établie à dire d'experts, sur laquelle se basent les diagnostics, doit être évolutive afin de prendre en compte les nouvelles connaissances disponibles sur le comportement des espèces et sur leur physiologie.

Par exemple, le statut de *Ruppia cirrhosa* comme espèce de référence ne semble pas avoir la même valeur que pour d'autres herbiers de phanérogames (zostères).

En 2002 et 2009, la présence de l'espèce *Ruppia cirrhosa* sur certaines stations de l'étang de Canet Saint-Nazaire a permis le classement du compartiment "macrophytes" dans un état "bon" alors que cette lagune envasée présentait un mauvais état du sédiment (fortes concentrations en PTS) (RSL, 2003 & 2010).

En 2002, seules 4 stations sur 15 pouvaient être diagnostiquées en raison d'un recouvrement végétal trop faible.

En 2005, aucun diagnostic du compartiment "macrophytes" n'était réalisable sur cette lagune en raison d'un R.tot inférieur à 5 % sur chacune des 15 stations explorées.

L'état du compartiment "phytoplancton" était en revanche qualifié de mauvais et une disparition à court terme des macrophytes au profit du phytoplancton était pronostiquée (RSL, 2006).

Or, en 2009 puis en 2012, l'espèce *Ruppia cirrhosa* refaisait son apparition, recouvrant la majorité de la surface de la lagune (difficultés de circulation en bateau en 2012 à cause de la végétation) et permettant un classement dans un état "très bon" du compartiment "macrophytes".

Cet exemple illustre le caractère proliférant de l'espèce en lien avec la forte influence de la salinité du milieu sur la germination des graines, ces dernières pouvant être conservées longtemps dans le sédiment.

L'espèce *Ruppia cirrhosa* à cause de la variabilité temporelle de son développement et de sa présence dans des milieux particulièrement eutrophisés, ne semble pas avoir la même valeur indicatrice d'espèce de référence que les autres phanérogames aquatiques.

Les proliférations occasionnelles d'autres espèces de référence telles que *Dictyota spiralis* dans l'étang de Thau ou *Valonia aegagropila* dans l'étang de Salses-Leucate sont sujettes à discussion.

La liste des espèces de référence dans les milieux lagunaires a évolué et est susceptible d'évoluer encore à l'avenir avec l'acquisition de nouvelles connaissances sur le compartiment macrophyte.

4.2. Thème 2 : Suivi spatial et temporel des macrophytes

4.2.1. Pertinence du suivi temporel des macrophytes (un diagnostic tous les 3 ans)

Question 2.a)

La stratégie temporelle de suivi (un diagnostic tous les 3 ans) est-elle adaptée aux évolutions temporelles du compartiment ?

Méthode

Pour étudier l'effet du facteur « temps » sur les diagnostics, nous avons retenu les diagnostics espacés d'un délai de 3 ans.

Pour chaque couple de diagnostics, nous disposons pour chaque station de 2 valeurs de recouvrement total, de pourcentage relatif d'espèces de référence et de nombre d'espèces.

Pour chacun de ces paramètres, nous comparons alors la moyenne des valeurs du premier diagnostic avec celle des valeurs issues du second diagnostic.

La méthode employée pour cela est une comparaison de moyennes avec données appariées.

Le nombre d'échantillons étant faible et la normalité de la distribution des données n'étant pas toujours respectée, on utilise un test non paramétrique de Wilcoxon.

Les analyses ont été effectuées à l'échelle des lagunes, et à l'échelle du secteur pour les lagunes partagées en plusieurs secteurs distincts.

Le script correspondant est nommé « script_mac_analyse.3ans ».

Données

L'ensemble des couples de diagnostics séparés d'une durée de 3 ans ont été utilisés pour ces analyses.

Cette sélection a donc impliqué la suppression des couples de diagnostics séparés par des pas de temps plus longs ou plus courts.

Toutes les lagunes de la Région Languedoc Roussillon ont été considérées pour ces analyses, à l'exception de celle du Rhône de St Romans pour laquelle un seul diagnostic a été réalisé.

Le jeu de données correspondant est nommé « data_mac_analyse.3ans ».

Résultats

Les résultats de ces analyses sont restitués dans le Tableau 2.6.

Pour chaque lagune on constate au moins une évolution significative entre deux diagnostics successifs pour au moins un des paramètres (recouvrement total, pourcentage relatif d'espèces de référence ou nombre d'espèces).

Pour les lagunes comportant peu de stations telles que La Marette ou le Grec, les évolutions des paramètres ne peuvent être qualifiées de significatives même si elles sont importantes.

Conclusion / Interprétation

Cette analyse confirme la variabilité temporelle des macrophytes sur une échelle de 3 ans.

Le recouvrement végétal total peut varier de manière significative en quelques semaines en cas de blooms d'algues vertes par exemple.

Bien que les espèces de référence se caractérisent par leur implantation durable dans la lagune, leurs populations témoignent parfois de changements brutaux de la qualité du milieu.

Ce fut le cas sur l'étang de l'Ayrolle en 2005 où l'on observa une brusque diminution du pourcentage d'espèces de référence suite à une pollution d'origine inconnue.

D'autre part, le pourcentage relatif d'espèces dites « de référence » telles que *Ruppia cirrhosa* ou *Dictyota spiralis* peut varier rapidement en raison de leur caractère proliférant.

Le nombre d'espèces présentes peut évoluer sur des pas de temps assez courts en lien avec les conditions annuelles du milieu qui peuvent par exemple déterminer la germination ou non de certaines macrophytes.

Ces résultats justifient le maintien de la stratégie temporelle actuelle de prélèvement, avec des diagnostics séparés d'une durée de 3 ans.

Tableau 2.6 : Résultats des tests de comparaison de moyennes pour échantillons appariés avec tests de Wilcoxon concernant les paramètres « recouvrement végétal total », « pourcentage relatif d'espèces de référence » et « nombre d'espèces » (.= p-value < 0.10 ; * = p-value < 0.05 ; ** = p-value < 0.01 ; * = p-value < 0.001) Les tests portant sur les pourcentages relatifs d'espèces de référence n'ont pu être réalisés que lorsque les espèces de référence étaient présentes sur un nombre suffisant de stations benthiques.**

Lagune	Secteur	Années de diagnostics					Recouvrement total						Pourcentage relatif d'espèces de référence						Nombre d'espèces					
							Période A-B		Période B-C		Période D-E		Période A-B		Période B-C		Période D-E		Période A-B		Période B-C		Période D-E	
		A	B	C	D	E	Signif. test	Diff. moy. (b-a)	Signif. test	Diff. moy. (c-b)	Signif. test	Diff. moy. (e-d)	Signif. test	Diff. moy. (b-a)	Signif. test	Diff. moy. (c-b)	Signif. test	Diff. moy. (e-d)	Signif. test	Diff. moy. (b-a)	Signif. test	Diff. moy. (c-b)	Signif. test	Diff. moy. (e-d)
Canet St Nazaire	lagune						S**	-45,5					ns	-100,0					.	-1,0				
	CNS	2002	2005	∅	∅	∅	S*	-71,5					ns	-100,0					.	-1,0				
	CNN						.	-22,8					NA	NA					NA	NA				
Salses-Leucate	lagune						S**	-20,8					ns	-3,4					ns	-0,5				
	LES	2001	2004	∅	∅	∅	S*	-24,3					ns	-6,5					ns	0,1				
	LEN						ns	-15,0					ns	2,1					ns	-1,8				
La Palme	LAP	1999	2002	2005	2007	2010	NA	NA	.	-21,9	ns	-3,3	NA	NA	ns	0,1	S**	36,5	NA	NA	ns	0,1	S**	-2,1
Bages-Sigean	lagune						S***	35,4	S***	-41,6	ns	5,1	S*	12,4	.	-5,6	S**	21,3	S***	1,6	S***	-2,2	ns	0,5
	BGS	1999	2002	2005	2007	2010	ns	20,8	S*	-47,4	ns	10,9	.	33,6	ns	-19,3	.	21,8	ns	-1,7	ns	0,0	ns	0,3
	BGM						S*	36,4	S*	-34,3	.	11,7	ns	2,9	ns	-7,1	ns	11,6	S**	3,7	S**	-3,6	S*	11,3
	BGN						S*	48,9	S**	-43,0	ns	-7,3	ns	-0,4	ns	8,1	.	30,4	S**	2,7	S**	-3,1	ns	-0,2
Ayrolle	AYR	1999	2002	2005	2007	2010	ns	6,7	S**	-53,5	S*	25,9	.	-5,2	S**	-38,4	ns	-1,7	S**	3,5	ns	-1,1	S**	2,4
Campagnol	CAM	1999	2002	2005	2007	2010	ns	-1,8	.	73,5	ns	-28,3	NA	0,0	ns	54,4	ns	-3,2	ns	0,3	ns	0,8	ns	-0,8
Gruissan	GRU	1999	2002	2005	2007	2010	ns	6,0	ns	-44,0	ns	52,0	ns	-20,5	ns	-18,2	ns	15,1	ns	4,0	ns	-3,7	ns	-0,7

Tableau 2.6 (suite) : Résultats des tests de comparaison de moyennes pour échantillons appariés avec tests de Wilcoxon concernant les paramètres « recouvrement végétal total », « pourcentage relatif d'espèces de référence » et « nombre d'espèces » (. = p-value < 0.10 ; * = p-value < 0.05 ; ** = p-value < 0.01 ; * = p-value < 0.001) Les tests portant sur les pourcentages relatifs d'espèces de référence n'ont pu être réalisés que lorsque les espèces de référence étaient présentes sur un nombre suffisant de stations benthiques.**

Lagune	Secteur	Années de diagnostics					Recouvrement total						Pourcentage relatif d'espèces de référence						Nombre d'espèces					
							Période A-B		Période B-C		Période D-E		Période A-B		Période B-C		Période D-E		Période A-B		Période B-C		Période D-E	
		A	B	C	D	E	Signif. test	Diff. moy. (b-a)	Signif. test	Diff. moy. (c-b)	Signif. test	Diff. moy. (e-d)	Signif. test	Diff. moy. (b-a)	Signif. test	Diff. moy. (c-b)	Signif. test	Diff. moy. (e-d)	Signif. test	Diff. moy. (b-a)	Signif. test	Diff. moy. (c-b)	Signif. test	Diff. moy. (e-d)
Thau	lagune						ns	12,6			ns	6,4	ns	-13,2			.	12,6	.	1,7			ns	0,0
	TE	2003	2006	∅	2008	2011	ns	13,4			ns	7,8	ns	-15,5			ns	19,9	S*	2,6			ns	0,8
	TW						ns	11,1			ns	4,1	ns	-10,2			ns	1,0	ns	0,2			ns	-1,4
Ingril	lagune						ns	16,4			ns	27,6	ns	-4,9			ns	8,8	S*	2,9			ns	-0,1
	INS	2001	2004	∅	2008	2011	ns	6,3			ns	22,0	ns	-2,8			ns	5,0	.	3,0			ns	0,3
	INN						ns	30,0			ns	35,0	ns	-6,9			ns	11,3	ns	2,7			ns	-0,7
Vic	VIC	2001	2004	∅	2008	2011	ns	10,2			ns	-11,2	ns	0,9			ns	-0,2	S*	1,0			ns	-0,6
Pierre Blanche	PBL	2001	2004	∅	2008	2011	ns	-0,6			S**	-46,2	NA	0,0			NA	0,0	ns	0,9			S*	-1,1
Arnel	ARN	2001	2004	∅	2006	2009	S**	-51,9			.	37,8	NA	0,0			NA	NA	ns	-0,5			ns	0,3
Prévost	lagune						ns	-3,2			S*	43,1	ns	-0,1			NA	NA	ns	-0,8			S*	1,2
	PRE	2001	2004	∅	2006	2009	ns	2,5			.	30,0	ns	-0,2			NA	NA	S*	-2,8			ns	0,8
	PRW						ns	-7,8			ns	53,6	NA	0,0			NA	NA	ns	0,8			.	1,6
Méjean	lagune						ns	0,2			S*	64,3	NA	0,0			NA	NA	ns	1,0			S*	2,3
	MEE	2001	2004	∅	2006	2009	ns	0,0					NA	0,0					ns	1,0				
	MEW						ns	0,3			S*	64,3	NA	NA			NA	NA	NA	NA			S*	2,3
Grec	GRC	2006	2009	∅	2006	2009	ns	-31,2			ns	-31,2	NA	NA			NA	NA	ns	0,0			ns	0,0
Or	lagune						S*	18,5			ns	8,4	.	-1,3			.	9,3	ns	-0,3			S**	1,5
	ORE	2002	2005	∅	2007	2010	ns	17,1			ns	-16,6	ns	-1,2			ns	12,7	ns	-1,0			S*	2,3
	ORW						S*	19,6			S**	30,3	ns	-1,3			ns	3,7	ns	0,4			S*	0,8
Médard	MED	2002	2005	∅	∅	∅	ns	-16,8					ns	1,0					ns	2,3				
Ponant	PON	2002	2005	∅	∅	∅	S*	-56,7					ns	-4,2					S*	1,9				
La Murette	lagune						.	-55,7					ns	0,0					ns	0,7				
	MARS	2004	2007	∅	∅	∅	ns	-13,0					NA	0,0					ns	1,7				
	MARN						ns	-84,2					NA	0,0					ns	-0,3				

4.2.2. Pertinence du suivi spatial des macrophytes (une station tous les 50 ha à 200 ha)

Question 2.b)

La stratégie spatiale de suivi (une station tous les 50 ha à 200 ha) est-elle adaptée aux caractéristiques spatiales des macrophytes ?

Méthode

La pertinence de la stratégie spatiale de prélèvement a été étudiée pour chaque lagune, par représentation graphique des valeurs de recouvrement total et de pourcentages relatifs d'espèces de référence lors des différents diagnostics.

De même que pour l'étude du sédiment, deux modes de représentations ont été utilisés à cet effet :

- des représentations sous forme de boîtes à moustaches qui donnent une idée globale de la distribution des données pour chaque lagune,
- des représentations des pourcentages d'espèces de référence prises pour chaque diagnostic au niveau de chaque station et réalisés à l'échelle des secteurs de lagunes.

Il s'agit donc d'une méthode d'appréciation « visuelle » de l'hétérogénéité spatiale des résultats, adaptée aux secteurs de lagune comportant peu de stations et pour lesquels l'intérêt de tests statistiques resterait limité.

Le script ayant permis ces constructions est nommé « script_mac_1_bis »

Données prises en compte dans les représentations graphiques

Pour chaque lagune, seules les stations suivies lors de l'ensemble des diagnostics ont été sélectionnées. Toutes les années de diagnostics ont été conservées pour les représentations.

Les données utilisées pour ces représentations sont les mêmes que celles utilisées pour l'analyse précédente. Ces données sont compilées dans le fichier « data_mac_5 ».

Résultat

Les résultats pour chaque lagune sont compilés dans un document annexe. Les deux types de représentations obtenues sont fournies à titre d'exemple ci-dessous pour l'étang de l'Ayrolle et pour le paramètre « pourcentage relatif d'espèces de référence » (Figures 3.6 & 3.7).

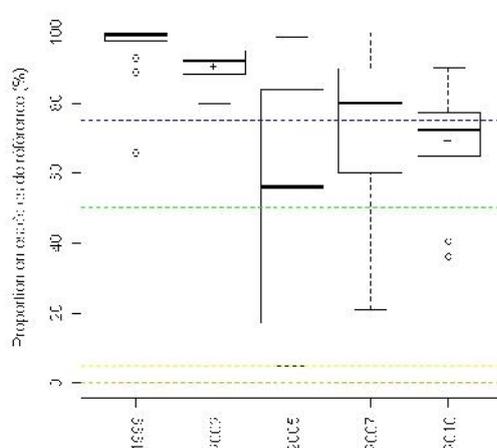


Figure 3.6 : Représentation sous forme de boîtes à moustaches du pourcentage d'espèces de référence pour chaque année de diagnostic sur l'étang de l'Ayrolle.

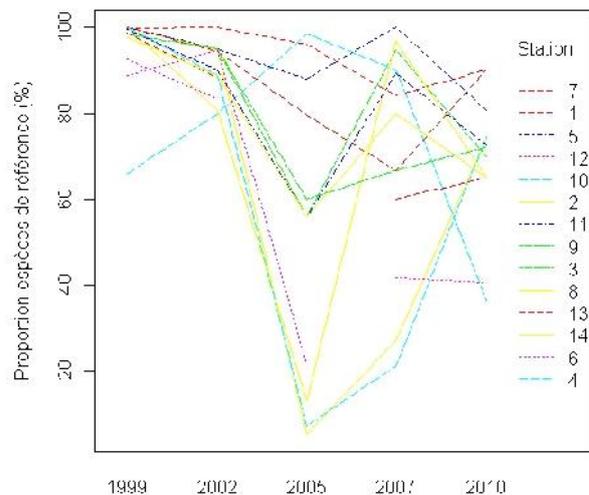


Figure 3.7 : Représentation sous forme d'interaction plot du pourcentage d'espèces de référence pour chaque station et chaque année de diagnostic sur l'étang de l'Ayrolle

Interprétation / conclusion

Ces représentations graphiques nous montrent la grande disparité des valeurs de pourcentage d'espèces de référence à l'échelle de la lagune. Des résultats proches ne sont pas systématiquement obtenus sur des stations proches spatialement. Un tel résultat est également visible avec le recouvrement végétal.

Les différences entre stations sont également visibles au niveau de lagunes de faible superficie comme par exemple Gruissan.

Ces résultats confirment donc l'hypothèse d'une forte hétérogénéité spatiale des peuplements de macrophytes .

Cela justifie le maintien de la stratégie spatiale de prélèvement actuelle sur l'ensemble des lagunes.

4.3.Thème 3 : Relations entre les paramètres indicateurs et robustesse de la grille de diagnostic

4.3.1.Distribution des valeurs de pourcentages d'espèces de référence et de nombres d'espèces au regard des seuils de qualité de la grille de diagnostic

Question 3.a)

La grille de qualité du compartiment macrophytes permet-elle de discriminer les lagunes en fonction de leur état général ?

Méthode

La distribution des données au regard de la position des seuils de la grille de diagnostic a été examinée par représentation sous forme de boîtes à moustaches par secteur de lagune.

Chaque boîte à moustaches contient l'ensemble des valeurs brutes prises par les stations du secteur de lagune pour le paramètre indicatif « pourcentage relatif d'espèces de référence » ou « nombre d'espèces ».

Données prises en compte dans les représentations graphiques

Pour chaque lagune, toutes les années de diagnostics ont été conservées pour les représentations. Ces données sont compilées dans le fichier « data_mac_1 ».

Résultats

Les résultats sont présentés dans les Figures 3.8 & 3.9.

La représentation de la distribution des pourcentages d'espèces de référence fait apparaître une forte hétérogénéité de résultats entre les lagunes.

On distingue :

- les lagunes de qualité bonne à très bonne (Ayrolle, La Palme, Salses-Leucate),
- les lagunes de qualité médiocre à mauvaise (Arnel, Grec, La Marette, Médard, Méjean, Or, Pierre-Blanche, Prévost, Vic).

Bon nombre de stations se caractérisent par un pourcentage d'espèces de référence compris entre 5 % et 50 %, soit un état « moyen » vis-à-vis de l'eutrophisation.

L'observation précédente est également valable pour le paramètre « nombre d'espèces » avec une distinction assez nette entre :

- des lagunes dans un état bon à très bon, caractérisées par un nombre total d'espèces supérieur à 3 (Ayrolle, La Palme, Salses-Leucate, Thau),
- des lagunes dans un état médiocre à mauvais où en général moins de 3 espèces sont présentes (Arnel, Grand Bagnas, Canet St Nazaire, Grec, La Marette, Méjean, Or, Vendres)

Interprétation / conclusion

L'hétérogénéité des résultats est liée à la diversité d'états vis-à-vis de l'eutrophisation ainsi qu'à la variabilité spatiale et temporelle du compartiment.

Bon nombre de lagunes se retrouvent dans un état « moyen » en raison de la largeur de cette classe de qualité (5 % < R.rel.ref < 50 %).

Si ce résultat correspond à une réalité écologique, il est cependant très probable que des secteurs en restauration soient pendant plusieurs années diagnostiqués dans un état « moyen » même si le pourcentage d'espèces de référence a tendance à y augmenter.

Pour ces lagunes le diagnostic du compartiment ne peut se limiter au simple examen des notes d'état issues de la grille. Des graphiques complémentaires pourront être proposés pour étayer les interprétations.

La diversité spécifique tend à être plus importante au niveau des secteurs dans un état moyen à très bon vis-à-vis de l'eutrophisation, qu'au niveau des secteurs dans un état général médiocre à mauvais. Ce paramètre mérite d'être complété par une indication sur le nombre d'espèces de référence dans chaque lagune.

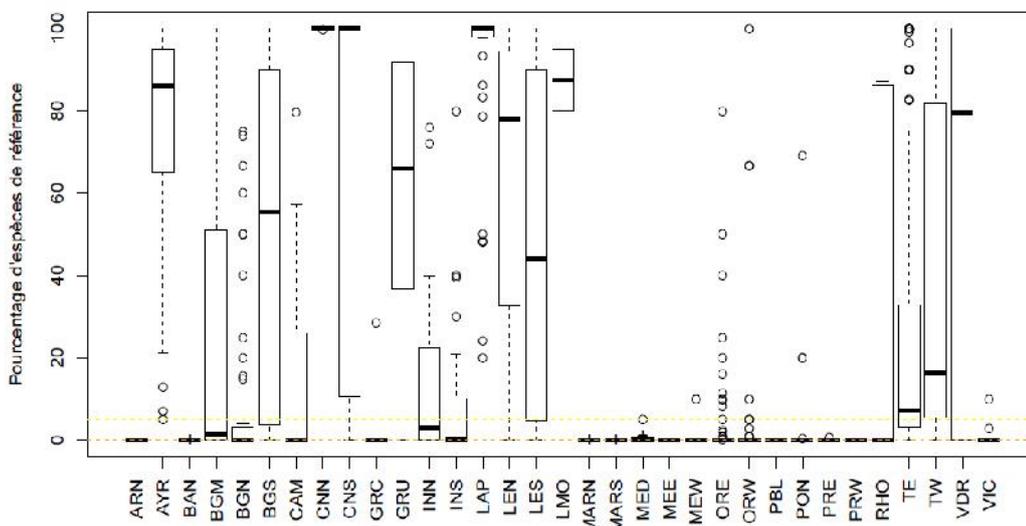


Figure 3.8 : Distribution des données de pourcentages d'espèces de référence au regard des seuils qualité de la grille de diagnostic (boxplot réalisées à partir de l'ensemble des données acquises sur chaque lagune).

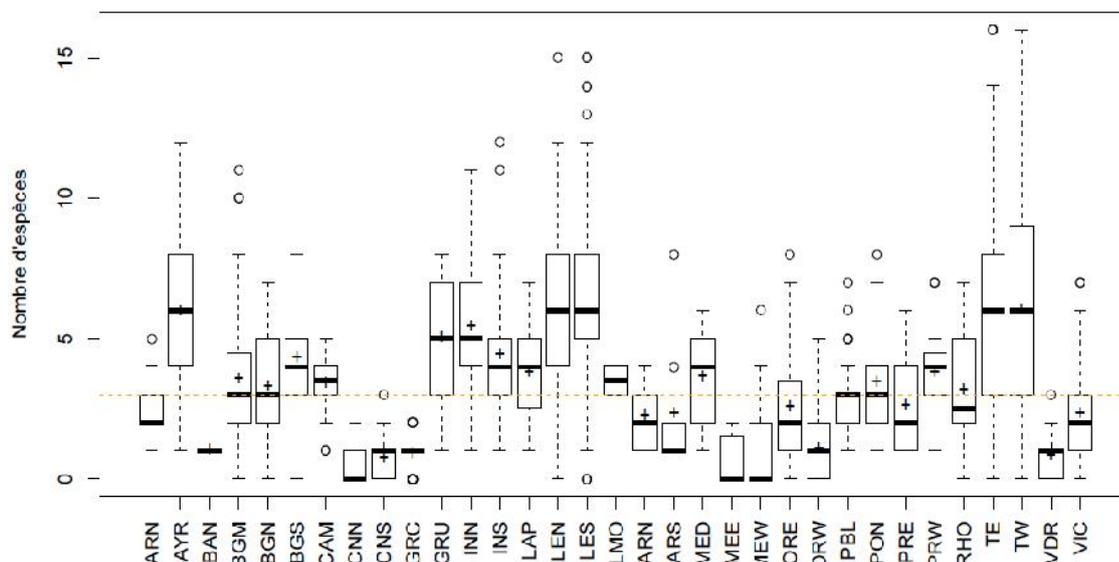


Figure 3.9 : Distribution des données de nombres d'espèces au regard des seuils qualité de la grille de diagnostic (boxplot réalisées à partir de l'ensemble des données acquises sur chaque lagune).

4.3.2. Relations entre les paramètres « pourcentages d'espèces de référence » et « nombre d'espèces »

Question 3.b)

Quelles sont les relations entre les deux paramètres indicateurs « pourcentage d'espèces de référence » et « nombre d'espèces » ?

Méthode

La moyenne du pourcentage d'espèces de référence a été comparée pour deux situations :

- nombre d'espèces strictement inférieur à 3,
- nombre d'espèces supérieur ou égal à 3.

Le nombre de données dans chaque sous-échantillon étant très supérieur à 30, un test t paramétrique a été employé.

Pour illustrer le résultat de ce test une représentation sous forme de boîte à moustache a été employée.

Données

L'ensemble des données acquises depuis la mise en place de l'outil ont été utilisées. Pour chaque diagnostic, les stations ont été placées dans l'une ou l'autre des catégories en fonction du nombre d'espèces différentes rencontrées.

Ces données correspondent au fichier « data_mac_7 ».

Résultats

La représentation graphique des résultats est donnée dans la Figure 3.10.

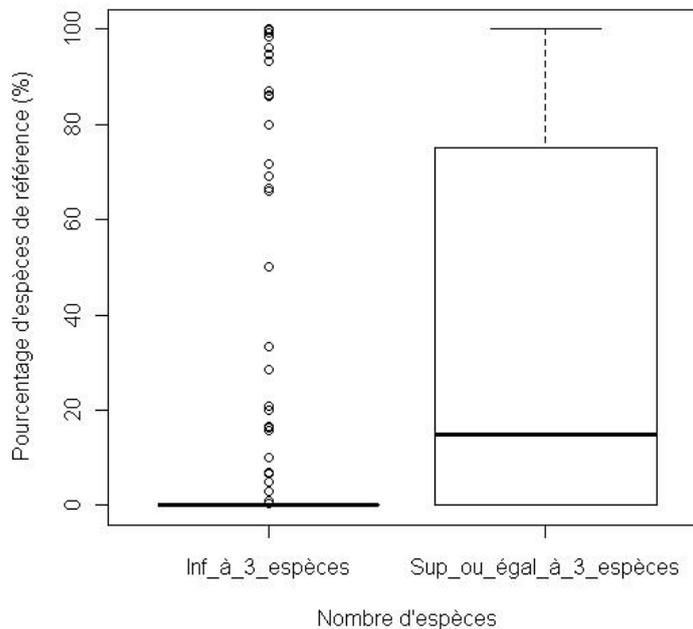


Figure 3.10 : Relation entre le pourcentage relatif d'espèces de référence et le nombre d'espèces à partir de l'ensemble des données acquises sur l'ensemble des stations.

Le test statistique met en évidence une différence très significative de pourcentage moyen d'espèces de références entre les deux groupes de stations.

Le pourcentage moyen d'espèces de références est :

- de 15.4 % pour le groupe de stations comportant un nombre d'espèces de macrophytes inférieur ou égal à 2,
- de 35.1 % pour le groupe de stations comportant un nombre d'espèces de macrophytes supérieur ou égal à 3.

La représentation graphique des résultats fait cependant apparaître une forte diversité de situations.

Il existe par exemple des stations benthiques avec 100 % d'espèces de référence mais une seule espèce.

A l'inverse, il arrive de rencontrer des stations avec 0 % d'espèces de référence mais plusieurs espèces.

Cependant le test montre qu'il y a une part moyenne de pourcentage d'espèces de référence plus importante dans les stations comportant au moins 3 espèces que dans celles où l'on trouve moins de 3 espèces.

Interprétation / Conclusion

Les deux paramètres indicatifs de la grille de qualité des macrophytes sont donc liés, ce qui confirme l'hypothèse d'une diversité spécifique plus importante lorsque la qualité du milieu vis-à-vis de l'eutrophisation est bonne.

Cela justifie la place du paramètre « Nb.spé » dans les diagnostics même si sa prise en compte doit rester limitée par rapport au paramètre « R.rel.réf ».

4.4. Thème 4 : Prise en compte des zones particulières dans les diagnostics : lagunes profondes et lagunes oligohalines et mésahalines

4.4.1. Pertinence des diagnostics dans les zones profondes sur les étangs de Thau et du Ponant

La bathymétrie de la lagune peut avoir une influence sur la qualité du sédiment vis-à-vis de l'eutrophisation. Les sédiments des zones profondes sont généralement plus riches en nutriments que les sédiments des zones peu profondes.

Il est probable que la qualité du sédiment influence les populations de macrophytes situées à proximité.

D'autre part la disponibilité de la lumière tend à diminuer avec la profondeur et ce de manière d'autant plus importante que la turbidité du milieu est forte.

Question 4.a)

La méthode de suivi doit-elle être modifiée pour les lagunes profondes de Thau et du Ponant ?

Méthode

La réponse à cette question s'appuie sur un travail mené cette année par l'Ifremer dans le cadre des suivis DCE et RSL.

Cette étude a eu pour objectif de déterminer si les populations de macrophytes sur les stations profondes des lagunes du bassin RM&C étaient ou non limitées par la profondeur (Derolez V. & Oheix J., 2012).

Une comparaison des résultats (pourcentages d'espèces de référence et notes d'états correspondantes) a été réalisée en séparant les stations en fonction de leur profondeur.

Ce travail s'est appuyé sur une synthèse bibliographique des données historiques sur la répartition des macrophytes dans chacune de ces lagunes.

Interprétation / Conclusion

Ce travail a montré que la profondeur n'entraînait pas de limitation par la lumière à l'implantation des espèces de référence sur la lagune de Thau. **Par conséquent aucun correctif ni aucune modification de stratégie spatiale n'apparaissent nécessaires sur cet étang.**

Sur l'étang du Ponant, une seule station présente une profondeur supérieure à 5m avec la présence d'espèces de référence, la stratégie d'échantillonnage n'est pas modifiée.

4.4.2. Pertinence du suivi des lagunes oligohalines et mésahalines avec la méthode actuelle

Question 4.b)

Le suivi des lagunes « dessalées » est-il judicieux avec la méthode actuelle de diagnostic ?

Résultats / Conclusion

Plusieurs travaux menés sous l'impulsion de la Fondation Tour du Valat (sous maîtrise d'ouvrage de l'Agence de l'Eau et de l'ONEMA) ont montré que la méthode de suivi des macrophytes dans le cadre du RSL et de la DCE n'était pas adaptée aux lagunes oligohalines et mésahalines. Dans de tels milieux la turbidité n'est pas uniquement fonction de l'intensité de la production phytoplanctonique et peut être très influencée par les remises en suspension dépendantes de l'intensité et de l'orientation des vents et favorisées par la moindre floculation des particules. Une méthode de diagnostic adaptée doit notamment tenir compte de cette turbidité plus élevée.

Les lagunes mésahalines de Campagnol, Vendres, Grand Bagnas, Marette ayant montré leur spécificité de fonctionnement, il est nécessaire de revoir les grilles de qualité et indicateurs sur ces lagunes afin de mieux les diagnostiquer à l'avenir. Des travaux sont actuellement menés par la Tour du

Valat ([Sanchez A.E., 2012](#)) et l'Ifremer, sur les indicateurs macrophytes (nouvelle grille d'évaluation est attendue pour fin 2013).

Dans l'attente de l'émergence de ces nouvelles grilles d'analyse adaptées aux lagunes oligohalines et mésohalines et de leur éventuelle intégration d'ici 2016 dans la DCE¹, il est proposé que la Murette, Vendres et le Bagnas fassent l'objet d'un suivi en 2014 (soit 3 ans après le dernier suivi RSL en 2011) avant de sortir du RSL en 2017.

Campagnol, qui est directement relié à l'Ayrolle et constitue pour ce dernier une source potentielle d'apports et une zone tampon des apports du bassin versant, continuera à faire l'objet d'un suivi de la colonne d'eau et du phytoplancton tous les ans, d'un suivi simplifié par les macrophytes tous les trois ans et d'un diagnostic complet de l'eutrophisation tous les six ans.

¹ la reconnaissance d'un type « lagune dessalée » dans le cadre de la DCE pourrait permettre d'avoir un suivi spécifique de ces milieux dans le cadre du réseau de surveillance à partir de 2016.

5. Conclusion

En conclusion, le diagnostic du compartiment « macrophytes » dans le cadre du RSL a évolué sous certains points tels que la stratégie de suivi ou la méthode de prélèvement.

La stratégie actuelle de suivi est adaptée sur la majorité des lagunes de la Région Languedoc Roussillon puisque cette stratégie permet de mettre en évidence des variations temporelles et spatiales de l'état des communautés de macrophytes.

La grille actuelle de diagnostic permet de discriminer les lagunes en fonction de leur état général. Les notes de qualité doivent être accompagnées d'interprétations pour juger de l'évolution de l'état des lagunes surtout pour la classe de qualité « moyenne » qui englobe un grand nombre de stations en voie de restauration.

Les deux paramètres indicatifs « pourcentage d'espèces de référence » et « nombre d'espèces » sont positivement corrélés même si le lien entre ces deux paramètres n'est pas vérifié pour toutes les stations.

La liste d'espèces de référence doit évoluer avec les nouvelles connaissances sur la physiologie des espèces, acquises suite à des études spécifiques menées notamment sur certaines espèces présentant un caractère proliférant.

D'avantage de concertation au niveau national ainsi que la formation d'un expert des macrophytes en milieu lagunaire méditerranéen apparaissent nécessaires

En Languedoc-Roussillon, aucun correctif de profondeur n'apparaît nécessaire pour les diagnostics du compartiment « macrophytes ».

Sur les lagunes oligohalines et mésohalines, où la limitation par la lumière n'est pas uniquement liée à la production phytoplanctonique, la méthode actuelle de diagnostic n'est pas adaptée et doit donc être modifiée (Sanchez A.E., 2012). Le diagnostic de l'eutrophisation sur les lagunes de Vendres, Grand Bagnas, Campagnol et Murette avec la méthode actuelle doit donc être progressivement abandonné. Des travaux visant à la mise en place d'une méthode de diagnostic adaptée à ces lagunes sont en cours sous l'impulsion de la Fondation Tour du Valat.

5

Bilan de la méthode de diagnostic du compartiment colonne d'eau

1. INTRODUCTION	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
2. INTERET DU SUIVI DU COMPARTIMENT POUR LE DIAGNOSTIC DE L'ETAT DES LAGUNES VIS-A-VIS DE L'EUTROPHISATION	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
2.1. Définition du compartiment	Erreur ! Signet non défini.
2.2. Intérêt dans le cadre du suivi de l'eutrophisation des lagunes	Erreur ! Signet non défini.
3. METHODE ACTUELLE DE DIAGNOSTIC ET SES EVOLUTIONS	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
3.1. Méthode actuelle de diagnostic	Erreur ! Signet non défini.
3.2. Evolutions de la méthode de diagnostic depuis la mise en place de l'outil	Erreur ! Signet non défini.
4. LIMITES DE LA METHODE ACTUELLE DE DIAGNOSTIC & PROPOSITIONS D'EVOLUTIONS DE L'OUTIL A PARTIR DE L'ANALYSE DES DONNEES....	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
4.1. Thème 1 : Incertitudes liées aux conditions de prélèvement et de dosages	Erreur ! Signet non défini.
4.2. Thème 2 : Suivi spatial et temporel de la colonne d'eau	Erreur ! Signet non défini.
4.3. Thème 3 : Relations entre les paramètres indicateurs du niveau d'eutrophisation et simplification de la grille de diagnostic.....	Erreur ! Signet non défini.
5. CONCLUSION	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.

1. Introduction

Dans cette partie nous réaliserons le bilan de la méthode de suivi du compartiment « colonne d'eau » dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire

En premier lieu, nous rappellerons la définition de ce compartiment et l'intérêt de son suivi pour le diagnostic de l'eutrophisation.

Puis nous décrirons la méthode actuelle de diagnostic ainsi que ses évolutions depuis la mise en place de l'outil.

Enfin nous aborderons la pertinence de l'outil et ses perspectives d'évolutions vis-à-vis des thèmes suivants :

- **Thème 1 :** Conditions de prélèvements et de dosages
 - o Question 1.a) : Quels facteurs responsables d'incertitudes sur les résultats peut-on relever dans les différentes étapes de diagnostics ? Est-il possible de diminuer ces incertitudes ?

- **Thème 2 :** Suivi spatial et temporel du compartiment
 - o Question 2.a) : La stratégie estivale de suivi donne-t-elle une idée représentative de l'état de la colonne d'eau tout au long de l'année ?
 - o Question 2.b) : Le suivi de ce compartiment est-il toujours indispensable sur l'ensemble des stations hydrologiques actuelles ?

- **Thème 3 :** Grilles de diagnostic de la colonne d'eau
 - o Question 3.a) : La grille actuelle de qualité de la colonne d'eau permet-elle de discriminer les lagunes en fonction de leur état général vis-à-vis de l'eutrophisation ?
 - o Question 3.b) : Quelles sont les relations entre les paramètres indicateurs de la qualité du compartiment ? Doit-on conserver tous ces paramètres dans la grille de diagnostic ou peut-on envisager une simplification de cette grille ?
 - o Question 3.c) : Dans le cas d'une simplification de la grille, celle-ci permet-elle d'obtenir des résultats identiques à ceux issus de la grille à 11 paramètres ?
 - o Question 3.d) : Des ajustements sont-ils nécessaires au niveau de certaines valeurs-seuils dans la grille de diagnostic ?

2. Intérêt du suivi du compartiment pour le diagnostic de l'état des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation

2.1. Définition du compartiment

La colonne d'eau désigne le compartiment aqueux situé entre l'atmosphère et la surface du sédiment. L'eau interstitielle des sédiments ne fait donc pas partie de la colonne d'eau.

La colonne d'eau se compose de l'eau, d'éléments dissous (nutriments) et particuliers (matières en suspension), vivants ou non. Les débris grossiers (supérieurs à 200 µm) n'en font donc pas partie.

2.2. Intérêt dans le cadre du suivi de l'eutrophisation des lagunes

La colonne d'eau des lagunes est le compartiment qui reçoit en premier lieu les nutriments et matières organiques en provenance du bassin versant. Ils se dispersent ensuite dans la lagune par advection

(transport physique des masses d'eau sous l'effet par exemple de la pression atmosphérique, des marées et/ou des vents), diffusion ou changement de compartiment.

L'état de la colonne d'eau est étroitement lié à celui des autres compartiments.

Le sédiment peut constituer une source d'éléments nutritifs pour la colonne d'eau (reminéralisations benthiques estivales) mais aussi un puits lorsque les teneurs sont élevées dans la colonne d'eau ou lors de la sédimentation de matières en suspension. Ces échanges sont fonction de multiples facteurs physico-chimiques d'où une variabilité temporelle de ce phénomène (Mhamdi et al., 1994 ; Herbert R.A., 1999, Markou et al., 2007).

La croissance du phytoplancton et de nombreuses algues opportunistes s'effectue par absorption des nutriments dissous présents dans la colonne d'eau.

L'enrichissement en nutriments de la colonne d'eau constitue une première alerte à une dégradation du milieu. Episodique, un enrichissement de la colonne d'eau en nutriments n'aura que peu d'influence sur le fonctionnement écologique du milieu. Répétés, ces apports se traduiront par une dégradation significative de l'ensemble des compartiments (Lucena et al., 2002).

D'un point de vue pratique, la colonne d'eau est le compartiment le plus facile à diagnostiquer en routine et qui fournit une idée ponctuelle de la qualité du milieu à moindre coût.

3. Méthode actuelle de diagnostic et ses évolutions

3.1. Méthode actuelle de diagnostic

3.1.1. Principe et paramètres retenus

Le principe de la méthode actuelle de diagnostic consiste à prélever des échantillons d'eau au niveau de points bien définis (stations hydrologiques), puis à analyser ou mesurer 11 indicateurs d'eutrophisation sur ces eaux, parmi lesquels figurent les formes inorganiques et totales de l'azote et du phosphore, des données physico-chimiques et biologiques. Chaque indicateur est ensuite comparé à des seuils préalablement définis en fonction du niveau d'eutrophisation et qui constituent la grille de diagnostic.

- **Paramètres indicatifs physiques : turbidité et valeur absolue de l'écart à la saturation en dioxygène**

La **turbidité (NTU)** exprime la transparence du milieu, c'est-à-dire la pénétration de la lumière et sa diffusion par les particules ou effet Tyndall (Ifremer, CREOCEAN, UMII, 2000).

Les particules en suspension dans l'eau à l'origine de la turbidité peuvent être de nature minérale ou organique. En lagune, c'est surtout l'activité biologique (phytoplanctonique) qui est à l'origine de valeurs élevées de ce paramètre en été (Serve et al., 1999).

Une turbidité élevée peut également être due à des remises en suspension de particules minérales lors d'évènements climatiques importants (vents, tempêtes, etc.) ; ce n'est donc pas un paramètre relié linéairement à l'eutrophisation (Ifremer, 2005). Les remises en suspension de sédiments peuvent toutefois être accompagnées de phénomènes d'adsorption / désorption des éléments nutritifs qui y sont fixés.

La **concentration en oxygène dans le milieu** est la résultante de phénomènes physiques, chimiques et biologiques notamment production par photosynthèse et consommation par respiration.

L'équation de Weiss permet de connaître la concentration théorique en dioxygène dans le milieu en fonction de la température et de la salinité.

La valeur absolue de ces écarts de concentration en oxygène à la saturation ($|\Delta[\text{O}_2]|$ en %) donne une idée du « déséquilibre » de fonctionnement du milieu : libération excessive de dioxygène par phénomène de photosynthèse puis consommation excessive de dioxygène par phénomène de respiration.

La variation de ce paramètre suit donc un cycle nyctéméral (jour/nuit), indépendant du niveau d'eutrophisation d'une lagune (Ifremer, 2005).

▪ Paramètres indicatifs chimiques : concentrations en nutriments ($\mu\text{mol/L}$)

Deux éléments chimiques sont essentiels à la croissance des végétaux : l'azote et le phosphore.

Dans les milieux lagunaires, la limitation de la croissance par l'un ou l'autre de ces éléments dépend notamment de l'état d'eutrophisation du milieu (Souchu et al., 2010).

Les formes inorganiques de ces deux éléments sont donc prises en compte dans la qualification de l'état du milieu vis-à-vis de l'eutrophisation.

Les concentrations en ammonium (NH_4^+), en nitrites (NO_2^-) et en nitrates (NO_3^-) qui correspondent aux différentes formes inorganiques de l'azote au cours de son cycle, sont donc considérées dans les diagnostics. Le terme d'ammonium est en fait un abus de langage qui désigne les deux formes ammoniacales en équilibre dans les eaux : l'ammoniac NH_3 et l'ammonium NH_4^+ , bien que cette dernière forme soit majoritaire au pH de la plupart des eaux naturelles (Aminot & Kérouel, 2007).

Le paramètre synthétique des différentes formes inorganiques de l'azote est **la concentration en NID** soit la somme des concentrations en NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^- dans le milieu.

La concentration en ion orthophosphate (PO_4^{3-}) qui est la forme majoritaire du phosphore dissous dans l'eau des lagunes, est également prise en compte dans les diagnostics. Il s'agit d'un élément essentiel à la production primaire (Némery J., 2003 ; Souchu et al., 2010)

La concentration en azote total dans l'eau (NTE) regroupe l'ensemble des formes organiques et inorganiques dissoutes à l'exception du diazote N_2 .

L'azote minéral n'est inclus que dans trois formes bien identifiées : ammonium, nitrites, nitrates, tandis que l'azote organique correspond à un très grand nombre de molécules présentes dans des débris végétaux, dans le phytoplancton... et qui peuvent être facilement minéralisables ou au contraire très réfractaires (Aminot & Kérouel, 2007). La prise en compte des concentrations en NTE permet donc de considérer les causes mais aussi les conséquences de l'eutrophisation dans le milieu.

La concentration en phosphore total dans l'eau (PTE) regroupe le phosphore sous forme inorganique ainsi que le phosphore sous forme organique. Le phosphore minéral est majoritairement présent sous forme de phosphates : orthophosphates et potentiellement de pyrophosphate et de polyphosphates (Thomson-Bulldis & Karl, 1998 in Aminot & Kérouel, 2007). Le phosphore organique est présent dans de nombreuses molécules organiques dont la structure est souvent complexe. Dans ces formes, le phosphore reste généralement sous forme de radical $-\text{PO}_4^{3-}$. Similairement au NTE, le PTE intègre donc les causes et les conséquences de l'eutrophisation et les formes organiques qu'il contient sont plus ou moins réfractaires à la minéralisation.

▪ Paramètres indicatifs biologiques : concentrations en pigments chlorophylliens

Les concentrations en pigments chlorophylliens constituent des indicateurs de la production primaire, laquelle se développe suite à l'enrichissement du milieu en nutriments inorganiques.

Deux paramètres indicateurs complémentaires ont été retenus :

- la concentration en chlorophylle *a* (en $\mu\text{g/L}$)
- la somme des concentrations en chlorophylle *a* et phéophytine *a* (en $\mu\text{g/L}$).

Une augmentation de la concentration en chlorophylle *a* est synonyme d'activité photosynthétique tandis qu'une augmentation du taux de phéophytine *a* indique une dégradation cellulaire (mort cellulaire « naturelle »).

▪ Paramètres explicatifs de l'état du milieu vis-à-vis de l'eutrophisation

La température de l'eau (°C) influence de nombreux processus physiques ou biologiques. En faisant chuter le pourcentage de saturation de l'eau en dioxygène ainsi qu'en limitant la diffusion du dioxygène à l'interface eau/atmosphère, une température élevée peut être à l'origine d'anoxies sédimentaires provoquant des relargages de nutriments, et à terme si l'oxygénation n'est plus renouvelée, des malaïgues.

La profondeur des lagunes étant généralement faible, les variations thermiques de la colonne d'eau peuvent être fortes.

La profondeur de l'eau (m) influence la pénétration de la lumière dans le milieu et donc la productivité primaire. A valeurs de turbidités égales, plus la profondeur de la lagune sera élevée, plus la quantité de lumière parvenant au fond de la lagune diminuera.

D'autre part le phénomène de stratification thermique qui peut être constaté sur les lagunes les plus profondes influence le relargage de nutriments par le sédiment.

La salinité donne une indication sur la connectivité de la lagune à la mer, ses apports en eaux douces issues de son bassin versant ainsi que sur le phénomène d'évaporation sous l'effet des vents et des fortes températures. Il s'agit d'un paramètre descriptif chimique qui peut être à l'origine de modifications des communautés végétales (peuplements de macro ou microphytes), et de ce fait influencer les concentrations en pigments photosynthétiques prises en compte dans les diagnostics de l'eau, notamment.

Les concentrations en silicates ($\mu\text{mol/L}$) permettent de mieux interpréter la croissance de certains producteurs primaires à tests siliceux (diatomées, chrysophycées, silicoflagellés). Leurs concentrations dans les eaux lagunaires peuvent conditionner l'utilisation des apports d'azote et de phosphore par les microphytes (Ifremer, CREOCEAN, UMII, 2000). Dans certains cas, les silicates peuvent devenir un élément limitant de la croissance primaire (Armi et al., 2010). Ce paramètre peut donc aider à l'interprétation des diagnostics.

Les conditions météorologiques (pluviométrie en mm, température de l'air en °C, vitesse et direction du vent en m/s) du jour de prélèvement et des 3 jours précédents ce dernier constituent une information importante qui permet d'aider à l'interprétation des diagnostics. La pluviométrie du mois précédant le prélèvement est également un paramètre explicatif important.

3.1.2. Stratégies spatiale et temporelle d'échantillonnage

▪ Fréquences d'échantillonnages

La variabilité temporelle du compartiment « colonne d'eau » prime sur sa variabilité spatiale.

Les suivis sont donc rapprochés dans le temps mais effectués en un faible nombre de stations hydrologiques pour chaque lagune.

Chaque lagune comporte en moyenne une à trois stations, située(s) au niveau de zones considérées comme représentatives des conditions hydromorphologiques du milieu.

A ces stations principales s'ajoutent sur certaines lagunes (ex : LER à Salses-Leucate et AYN dans l'Ayrolle) des stations supplémentaires permettant d'évaluer la variabilité spatiale de la qualité de la colonne d'eau afin de répondre à des questions particulières. Ces stations ne sont pas forcément amenées à perdurer.

Les échantillonnages peuvent être réalisés tous les mois selon deux types de suivis :

- suivi estival : juin, juillet, août,
- suivi annuel : septembre à août de l'année suivante.

Initialement, chaque diagnostic complet était précédé par un suivi annuel de la colonne d'eau afin de mieux caractériser l'année précédant le diagnostic complet.

Aujourd'hui, le suivi annuel n'est réalisé que sur les lagunes palavasiennes, au niveau desquelles une importante mesure de gestion sur le bassin versant a été mise en place en 2006.

▪ Repérage et trajet jusqu'à la zone d'étude

Chaque station est repérée par ses coordonnées GPS et le trajet s'effectue à l'aide d'une embarcation motorisée ; exceptionnellement en canoë ou à pied pour les stations difficiles d'accès.

3.1.3. Méthodes d'observation, de prélèvement, de pré-traitement et de conservation des échantillons

▪ Méthode d'observation et de prélèvement des échantillons

Chaque campagne d'échantillonnage est réalisée par un binôme d'agents préleveurs.

Pour chaque station, plusieurs informations sont notées sur une fiche-terrain ([Annexe 9](#)) :

- code de la station ; année, date et heure du prélèvement ; noms des agents préleveurs,
- les conditions météorologiques des 3 jours précédant le prélèvement ainsi que les conditions du jour du prélèvement,
- la profondeur de l'eau et son aspect (couleur, odeur),
- la présence et le type de végétation,
- remarques diverses.

La température, la salinité, la concentration en dioxygène ainsi que le pourcentage de saturation de l'eau en oxygène sont mesurées à l'aide d'une sonde de marque WTW (modèle Ox 197 i).

Les mesures sont effectuées :

- uniquement en surface (- 50 cm) pour les lagunes de profondeur inférieure à 2 m,
- à deux profondeurs pour les autres lagunes (à 1 m sous la surface et à 1 m du fond).

Pour la majorité des lagunes, un seul prélèvement de surface est réalisé.

L'étang de Thau, de par sa profondeur, constitue la seule exception à cette règle et les prélèvements y sont réalisés en surface ainsi qu'au fond car une stratification de la colonne d'eau peut être observée dans les lagunes profondes ([Markou et al., 2007](#)).

Le prélèvement d'eau est effectué par remplissage de flacons en polypropylène de contenance 1 l pour les lagunes difficiles d'accès ou à l'aide d'une bouteille de prélèvement de type Hydrobios (remplissage de plusieurs flacons de contenance 100 ml).

Avant son remplissage, chaque flacon est rincé à trois reprises avec l'eau du prélèvement.

Les pré-filtrations nécessaires aux analyses des formes inorganiques des nutriments sont généralement effectuées sur place.

L'eau du prélèvement est pré-filtrée à travers un filtre Nylon de porosité nominale 20 µm.

Les échantillons destinés aux analyses des formes totales de l'azote et du phosphore ainsi que les pigments chlorophylliens ne sont en revanche pas filtrés directement sur le terrain mais en laboratoire.

▪ Méthode de conservation des échantillons

Sur le terrain, la conservation et le pré-traitement des échantillons s'effectuent à basse température et à l'abri de la lumière. Un prélèvement-témoin permet de s'assurer de la bonne température des échantillons à leur arrivée au laboratoire.

Au laboratoire, les filtrations pour les analyses de la chlorophylle a sont réalisées. Les autres échantillons sont congelés dans l'attente des analyses chimiques.

Seul le flacon pour la mesure des silicates est conservé au frais jusqu'à analyse.

Ces techniques de conservation permettent de ralentir au maximum les cinétiques de réactions jusqu'à analyse.

▪ **Méthode de pré-traitement des échantillons**

Pour les pigments chlorophylliens, une filtration à 0.7 µm est réalisée et le filtre qui retient l'ensemble des pigments est conservé avant analyse ultérieure.

▪ **Méthodes de dosages et de calculs des paramètres indicatifs**

La **turbidité** est mesurée en laboratoire. La méthode consiste à mesurer la diffusion de la lumière par les particules ou effet Tyndall. Le turbidimètre employé (modèle HACH 2100 A) est étalonné préalablement à l'aide de suspensions de formazine.

La précision de la méthode est d'environ 5 %.

Les dosages de nutriments sont réalisés au sein du laboratoire d'analyses de l'Ifremer de Sète.

Les protocoles de dosage de ces paramètres sont adaptés aux eaux saumâtres et marines et sont fournis dans l'ouvrage « Dosage automatique des nutriments dans les eaux marines » ([Aminot & Kérouel, 2007](#)).

Cet ouvrage, qui est une adaptation et une optimisation des méthodes de [Tréguet & Le Corre \(1975\)](#) est actuellement assimilé à une norme pour les dosages de nutriments en milieux marin et saumâtres.

La mesure des **concentrations en nitrites** s'appuie sur la réaction de Griess adaptée à l'eau de mer par [Benschneider & Robinson \(1952\)](#).

Le composé final rose est obtenu par réaction du nitrite avec le sulfanilamide puis avec le N-naphtyl-éthylènediamine en milieu acide.

Les mesures par colorimétrie sont effectuées à l'aide d'un auto-analyseur en flux continu par la technique de l'analyse en flux segmenté (SFA).

Le principal appareil employé est un colorimètre de marque Bran + Luebbe (modèle AA3).

La précision des résultats est théoriquement de 1 nmol / l pour des concentrations de l'ordre de 0.5 µmol / l. En pratique elle est plutôt de 10 nmol / l à cette teneur.

Le dosage des **nitrites** est réalisé après réduction quantitative de ces derniers en nitrites, car aucune méthode colorimétrique directe n'existe pour ce composé dans la gamme des salinités marines.

La réduction est effectuée en milieu hétérogène par contact avec du cadmium amalgamé au cuivre, selon la technique développée par [Wood et al. \(1967\)](#).

Si la colonne réductrice est préparée rigoureusement, 100 % du nitrate sera converti en nitrites ([Garside, 1993, in Aminot & Kérouel, 2007](#)).

La réduction du nitrate en nitrite en milieu hétérogène reste une étape critique bien qu'elle soit simplifiée par l'automatisation des méthodes.

La réduction du nitrate en nitrites puis le dosage des nitrites sont effectués en série.

Le résultat correspond à la somme « concentration en nitrates + concentration en nitrites initialement présents dans l'échantillon ».

Pour obtenir la seule concentration en nitrates de l'échantillon, il convient de soustraire à la valeur finale obtenue, celle de la concentration en nitrites initialement présents dans l'échantillon et mesurée à l'étape précédente.

Le dosage de l'**ammonium** mesure la somme des deux fractions ammoniacales présentes en équilibre dans les eaux : l'ammoniac NH_3 et l'ammonium NH_4^+ .

La méthode utilisée repose sur la réaction de l'ammonium avec l'orthophtaldéhyde en présence d'un réducteur soufré en milieu légèrement basique.

Initialement décrite par [Roth \(1971\)](#), la réaction faisait intervenir le 2-mercaptoéthanol. Une application au flux continu, sans séparer l'ammonium des autres espèces réactives par dialyse, a été proposée pour l'analyse des eaux douces ([Goyal et al., 1988](#)).

Un tampon borate est utilisé pour cette méthode d'après [Aminot & Kérouel \(1997\)](#).

Par rapport à une méthode de dosage colorimétrique la méthode fluorimétrique permet d'obtenir exactement les mêmes résultats, mais avec comme avantages :

- une conception simple,
- une sensibilité élevée,
- des réactifs stables et relativement peu toxiques,
- un blanc optique inexistant,
- une sensibilité très faible à la turbidité,
- un effet de sel réduit,
- une limite de détection plus basse.

Le fluorimètre couramment utilisé pour ces dosages correspond au modèle Jasco FP-2020 équipé d'une cuve standard de 16 μl .

La précision théorique de la méthode est de 0.005 $\mu\text{mol} / \text{l}$ au niveau 3 $\mu\text{mol} / \text{l}$.

La méthode actuelle de dosage du **phosphate** est une adaptation du dosage manuel du phosphate en eau de mer par [Murphy & Riley \(1962\)](#).

La méthode repose sur la réaction du phosphate avec le molybdate en présence d'antimoine, en milieu acide (pH = 0.8).

Cette réaction permet de former le complexe phosphomolybdique qui est ensuite réduit par l'acide ascorbique en un composé bleu. La réaction a lieu dans un milieu acide.

Le colorimètre est celui employé pour les dosages de nitrites et de nitrates ; seule la longueur d'onde de détection change.

La précision théorique est de l'ordre de 1 nmol / l ; en pratique elle est plus proche de +/- 0.1 $\mu\text{mol} / \text{l}$ pour des concentrations inférieures à 1 $\mu\text{mol} / \text{l}$;

Le dosage de l'**azote total dans l'eau (NTE)** repose sur une transformation de l'azote organique en azote minéral, mesurable par une des méthodes décrites précédemment.

La liaison entre l'azote et le carbone des matières organiques dissoutes étant particulièrement difficile à rompre, plusieurs méthodes d'oxydation ont été mises au point pour détruire la MO dissoute et pouvoir mesurer l'azote total en solution.

La méthode d'oxydation par voie humide utilisée au LER-LR est une méthode de minéralisation portant l'azote sous forme de nitrate. Elle est réalisée par l'utilisation de persulfate en milieu basique à chaud, technique ayant confirmé sa bonne adaptation aux eaux saumâtres.

La méthode d'oxydation reste manuelle tandis que le dosage des nitrates obtenus peut se faire par la méthode automatisée par SFA (colorimètre Bran + Luebbe de modèle AA3)

La précision de la méthode est pratiquement identique à celle utilisée pour le dosage des nitrates.

Le principe du dosage du **phosphore total dans l'eau (PTE)** est similaire à celui du dosage du NTE : il faut d'abord convertir le phosphore organique en phosphate qui est la seule forme couramment mesurée. Pour cela une oxydation au persulfate en milieu basique est utilisée.

La concentration en phosphate obtenue est ensuite mesurée à l'aide de la méthode décrite précédemment.

La précision de mesure est de $0.007 \mu\text{mol} / \text{l}$ pour des valeurs de [PTE] inférieures à $6.5 \mu\text{mol} / \text{l}$.

Les **pigments photosynthétiques (chlorophylle a et phéopigments a)** sont dosés à l'UMR Ecosym (5119) de l'Université de Montpellier II.

La méthode mise au point par Neveux et al. (Neveux et Panouse, 1987 ; Neveux et Lantoine, 1993) est basée sur la mesure de la fluorescence des pigments dans de l'acétone dilué à 10 %, pour 24 longueurs d'ondes d'excitation et d'émission.

L'extraction est effectuée par broyage du filtre dans une solution à 90 % d'acétone RPE dans de l'eau distillée suite à une macération du filtre dans ce mélange pendant 24 h et à l'obscurité.

Les mesures sont effectuées systématiquement à 24 h sur le surnageant obtenu après centrifugation pendant 10 minutes.

Cette méthode a l'avantage de combiner la sensibilité de la mesure fluorimétrique et la détermination simultanée des principaux pigments chlorophylliens obtenue dans la méthode de Strickland et Parsons.

La sensibilité de la fluorimétrie permet de limiter le volume filtré nécessaire à l'analyse de quelques ml à quelques dizaines de ml d'échantillon. Cela offre comme avantage de diminuer le temps de filtration et la dépression nécessaire pour cette dernière et de ce fait les risques de perte par bris de cellules et la dégradation des pigments.

▪ Méthodes de dosages et de calculs des paramètres explicatifs

La **concentration en silicates** est mesurée grâce à une méthode qui repose sur la réaction du silicate avec le molybdate en milieu acide ($\text{pH} = 1.5$) pour former le complexe β -silicomolybdique.

Ce dernier est ensuite réduit par l'acide ascorbique en un composé bleu. Le phosphate réagit également mais le composé phosphomolybdique formé est détruit par l'acide oxalique avant l'étape de réduction.

Le maintien d'un pH à une valeur inférieure à 1.8 est nécessaire afin que l'isomère β silicomolybdique ne se transforme pas en isomère α .

Les conditions de réaction ont fait l'objet de nombreux travaux analytiques pour proposer des méthodes fiables.

L'utilisation d'acide ascorbique comme réducteur à la place du mélange sulfite-métol ou de l'étain facilite la préparation du réactif et évite l'utilisation d'un métal polluant.

En outre, les principales solutions stock de réactifs ont été prévues avec des concentrations identiques à celles servant au dosage du phosphate ce qui simplifie le dosage simultané de ces deux nutriments (Aminot & Kérouel, 2007).

Le colorimètre utilisé est de marque Bran + Luebbe et de modèle AA3.

Pour des concentrations comprises entre 1 et $11 \mu\text{mol} / \text{l}$, la précision de l'appareil est de $0.013 \mu\text{mol} / \text{l}$.

3.1.4. Grille de qualité – Méthode d'agrégation des données pour le diagnostic du compartiment

▪ Grille de qualité par paramètre

La grille d'évaluation de la qualité de la colonne d'eau possède 2 variantes :

- la grille de suivi dite « estivale » (Tableau 4.1),
- la grille de suivi dite « annuelle » (Tableau 4.2).

Ces grilles diffèrent pour les valeurs-seuils de certains paramètres et ces différences se justifient ainsi :

- **turbidité** : en hiver ce paramètre peut être influencé par les remises en suspensions sous l'effet des vents tandis qu'en été la turbidité dépend davantage de l'intensité de la production primaire. Les seuils sont donc plus déclassants (plus faibles) dans la grille estivale que dans la grille annuelle ;
- **[NO₂], [NO₃], [NH₄⁺], [NID]** : les apports d'eau douce sont généralement plus importants en hiver qu'en été, mais ils n'entraînent pas systématiquement de production primaire. Les seuils sont donc plus déclassants (plus faibles) dans la grille estivale que dans la grille annuelle ;
- **[CHLa] et [CHLa + PHEOa]** : des blooms phytoplanctoniques peuvent avoir lieu au printemps suite au réchauffement de l'eau et aux forts apports en eau douce et en nutriments. Les seuils sont donc plus déclassants (plus faibles) dans la grille estivale que dans la grille annuelle ;
- **[PTE]** : en période hivernale les valeurs de concentrations en PTE peuvent être enrichies par le phosphore inorganique remis en suspension avec le sédiment, sans pour autant que la production primaire soit significative. Les seuils de ce paramètre sont donc moins sévères pour la grille annuelle que pour la grille estivale.

Tableau 4.1 : Grille estivale de qualité de la colonne d'eau (Ifremer, Créocéan, UM II, 2000).

Paramètre	Unité	Etat vis-à-vis de l'eutrophisation							
		Grille estivale							
		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais			
% O ₂ sat	%		20	30	40	50			
TUR	NTU		5	10	25	40			
[PO ₄ ³⁻]	µmol / l		0.3	1	1.5	4			
[NID]	µmol / l		2	6	10	20			
[NO ₂]	µmol / l		0.3	0.5	0.75	1			
[NO ₃]	µmol / l		1	3	5	10			
[NH ₄ ⁺]	µmol / l		1	3	5	10			
[CHLa]	µg / l		5	7	10	20			
[CHLa-PHEOa]	µg / l		7	10	15	25			
[NTE]	µmol / l		50	75	100	120			
[PTE]	µmol / l		0.8	1.5	2.5	4.5			

Tableau 4.2 : Grille annuelle de qualité de la colonne d'eau (Ifremer, Créocéan, UM II, 2000).

Paramètre	Unité	Etat vis-à-vis de l'eutrophisation							
		Grille annuelle							
		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais			
% O ₂ sat	%		20	30	40	50			
TUR	NTU		10	20	30	40			
[PO ₄ ³⁻]	μmol / l		0.3	1	1.5	4			
[NID]	μmol / l		15	20	40	60			
[NO ₂]	μmol / l		0.5	1	5	10			
[NO ₃ ⁻]	μmol / l		7	10	20	30			
[NH ₄ ⁺]	μmol / l		7	10	20	30			
[CHLa]	μg / l		5	7	10	30			
[CHLa-PHEOa]	μg / l		7	10	15	40			
[NTE]	μmol / l		50	75	100	120			
[PTE]	μmol / l		1	2	5	8			

▪ **Méthode d'agrégation des données pour le diagnostic du compartiment**

Le diagnostic du compartiment « colonne d'eau » se décompose en deux grandes étapes (Figure 4.1):

- désignation pour chaque paramètre de la valeur représentative de la période de suivi tout entière (été ou année),
- déduction d'un état du compartiment « colonne d'eau » par agrégation des notes de qualité obtenues pour chacun des paramètres.

Pour chacune de ces deux étapes, c'est la règle des rangs qui est employée, la valeur de la constante de cette dernière étant fixée à 0.9.

Soit **N le nombre de mois de suivis** pour chacun des paramètres. Pour un suivi estival, N = 3 tandis que pour un suivi annuel N = 12.

La première étape du diagnostic consiste à classer les valeurs du paramètre par ordre croissant puis à sélectionner la valeur prise pour le mois situé au rang le plus proche de l'entier $0.9 \times N$.

Cela revient à :

- sélectionner pour chaque paramètre la valeur du 11ème mois le plus déclassant pour les suivis annuels,
- sélectionner la valeur du mois le plus déclassant pour les suivis estivaux.

On obtient alors pour chaque paramètre une note d'état représentative de toute la période de suivi.

Soit **M le nombre de paramètres suivis** dans la grille actuelle : M = 11.

La seconde étape du diagnostic consiste à classer par ordre croissant les différentes notes des paramètres puis à sélectionner la note prise par le paramètre situé au rang le plus proche de l'entier $0.9 \times M$, soit dans ce cas le 10^{ème} paramètre le plus déclassant.

Etapas de désignation de l'état du compartiment "Colonne d'eau" vis-à-vis de l'eutrophisation par la règle des rangs	
Diagnostic pour l'ensemble de la période pour chacun des paramètres	<p>1) Pour un paramètre "P" suivi, classement des N valeurs de concentrations par ordre croissant dans l'année hydrologique, soit $P_1 < P_2 < \dots < P_N$ (N = nombre de mois de suivi)</p> <hr/> <p>2) Calcul de la valeur i de l'entier le plus proche de la quantité $0,9 \times N$ (avant dernière valeur P_{N-1} pour 12 mois, dernière valeur P_N pour 3 mois)</p> <hr/> <p>3) Attribution d'une note ("Très Bon", "Bon", "Moyen", "Médiocre", "Mauvais") à la valeur du paramètre du mois i en fonction des seuils définis par les grilles de l'eau.</p> <hr/> <p>4) Répétition de cette étape pour les 11 paramètres indicatifs</p>
Diagnostic pour l'ensemble de la période et pour le compartiment "Colonne d'eau" tout entier	<p>5) Classement des M notes par ordre croissant (M = nombre de paramètres indicatifs de la grille "colonne d'eau" = 11)</p> <hr/> <p>6) Calcul de la valeur j de l'entier le plus proche de la quantité $0,9 \times M$ (soit pour 11 paramètres, j = 10)</p> <hr/> <p>7) Note représentative de l'état trophique du compartiment "Colonne d'eau" pour la période de suivi = note du paramètre situé au rang j</p>

Figure 4.1 : Etapes de diagnostic du compartiment colonne d'eau.

Etapes 1 et 2					
EcsatO2 (%)			Turbidité (NTU)		
N° mois	Valeur	Rang mois	N° mois	Valeur	Rang mois
1	39	11	1	6	12
2	3,5	2	2	4	11
3	18	6	3	1,02	4
4	19	7	4	2,05	8
5	22,9	8	5	0,76	2
6	9,3	3	6	2,09	9
7	16	4	7	1,08	5
8	43	12	8	2,26	10
9	27	10	9	0,77	3
10	26	9	10	0,638	1
11	0	1	11	1,97	7
12	16,7	5	12	1,56	6

Etapes 1 et 2														
[NO2] (µmol / l)			[NO3] (µmol / l)			[NH4] (µmol / l)			[NID] (µmol / l)			[NTE] (µmol / l)		
N° mois	Valeur	Rang mois												
1	0,02	3	1	10,5	11	1	0,36	7	1	0,66	8	1	31,4	4
2	0,02	4	2	13	12	2	0,61	10	2	32,00	11	2	24,6	1
3	0,03	7	3	0,05	4	3	7,70	12	3	36,00	12	3	28,43	3
4	0,03	8	4	0	1	4	7,50	11	4	0,76	10	4	36,39	9
5	0,03	9	5	0	2	5	0,23	4	5	0,26	4	5	39,19	11
6	0,70	11	6	0,11	8	6	0,57	9	6	0,71	9	6	34,5	8
7	0,02	2	7	0,14	10	7	0,32	6	7	0,48	7	7	33,8	7
8	0,80	12	8	0,09	6	8	0,23	5	8	0,38	5	8	46,9	12
9	0,02	5	9	0,04	3	9	0,00	1	9	0,06	1	9	27,14	2
10	0,02	6	10	0,13	9	10	0,00	2	10	0,15	2	10	33,58	6
11	0,03	10	11	0,10	7	11	0,09	3	11	0,22	3	11	37,35	10
12	0,01	1	12	0,05	5	12	0,42	8	12	0,48	6	12	33,51	5

Etapes 1 et 2											
[SRP] (µmol / l)			[PTE] (µmol / l)			[CHLA] (µg / l)			[CHLAPHE] (µg / l)		
N° mois	Valeur	Rang mois	N° mois	Valeur	Rang mois	N° mois	Valeur	Rang mois	N° mois	Valeur	Rang mois
1	0,06	8	1	1,2	11	1	3,10	12	1	3,91	12
2	0,07	9	2	0,7	6	2	1,07	7	2	1,35	7
3	0,02	3	3	0,73	7	3	0,89	5	3	1,06	4
4	0,02	4	4	0,85	9	4	1,99	11	4	2,39	11
5	0,02	5	5	0,68	5	5	1,05	6	5	1,38	8
6	0,08	11	6	0,89	10	6	1,27	9	6	1,50	9
7	0,07	10	7	0,66	4	7	0,80	4	7	1,14	5
8	0,12	12	8	1,40	12	8	1,82	10	8	2,38	10
9	0,00	1	9	0,50	1	9	0,33	1	9	0,39	1
10	0,04	6	10	0,56	2	10	0,37	2	10	0,51	2
11	0,04	7	11	0,61	3	11	1,13	8	11	1,25	6
12	0,01	2	12	0,78	8	12	0,68	3	12	0,87	3

Etapes 3 et 4			
Paramètre	Rang du mois	Valeur	Note grille RSL
EcsatO2 (%)	11	39	3
Turbidité (NTU)	11	4	1
[NO2] (µmol / l)	11	0,70	2
[NO3] (µmol / l)	11	10,5	2
[NH4] (µmol / l)	11	7,50	2
[NID] (µmol / l)	11	32,00	3
[NTE] (µmol / l)	11	39,19	1
[SRP] (µmol / l)	11	0,08	1
[PTE] (µmol / l)	11	1,2	2
[CHLA] (µg / l)	11	1,99	1
[CHLAPHE] (µg / l)	11	2,39	1

Figure 4.1 (suite) : Etapes de diagnostic du compartiment colonne d'eau.

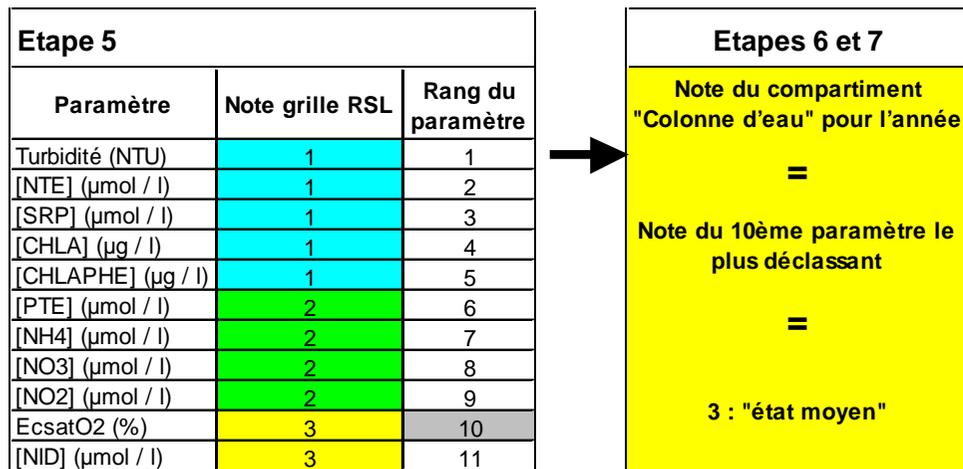


Figure 4.1 (suite) : Etapes de diagnostic du compartiment colonne d'eau.

3.1.5. Méthode d'interprétation et de représentation des résultats

▪ Méthode d'interprétation des résultats

Les valeurs de concentrations et notes d'état correspondantes sont interprétées à l'aide des informations dont on dispose sur l'état général de la lagune, son évolution ainsi que des conditions météorologiques de prélèvement, ou des informations de gestion disponibles sur le bassin versant.

La pluviométrie est un paramètre très surveillé car responsable du ruissellement et du drainage des nutriments du bassin versant vers la lagune.

La comparaison des notes d'état vis-à-vis des différents paramètres donne des informations sur les principaux processus mis en jeu : assimilation complète des nutriments par les producteurs primaires, relargages de phosphates sédimentaires, etc.

▪ Méthode de représentation des résultats

Le récapitulatif des résultats (11 paramètres suivis 3 à 12 mois) est donné sous forme de tableaux comparatifs.

Des tableaux récapitulatifs permettent une comparaison interannuelle des résultats, pour chaque paramètre et pour le compartiment tout entier.

Le regroupement de plusieurs lagunes permet des représentations sous forme de boîtes à moustaches (Figure 4.2).

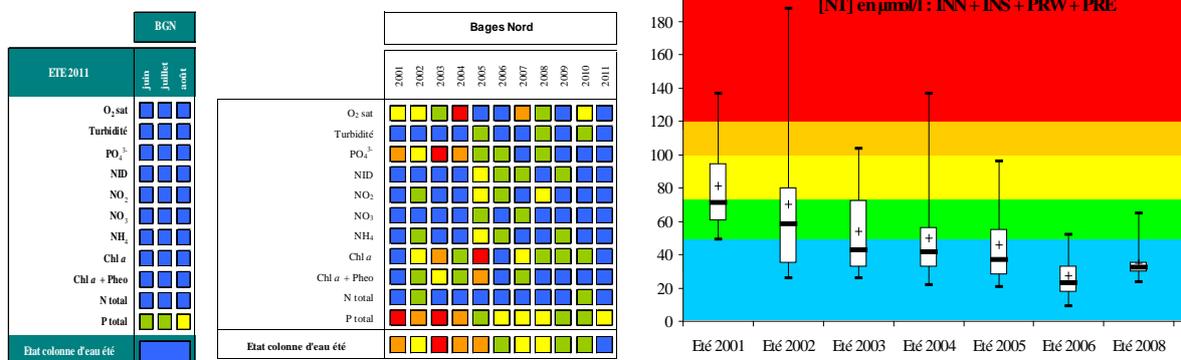


Figure 4.2 : Méthode de représentation des résultats de la colonne d'eau (RSL, 2001 & 2008).

3.2. Evolutions de la méthode de diagnostic depuis la mise en place de l'outil

3.2.1. Principe de la méthode et paramètres retenus

Ni le principe de la méthode, ni la liste des paramètres retenus, ni même leur prise en compte dans les diagnostics n'ont évolué depuis la construction de l'outil.

3.2.2. Stratégies spatiale et temporelle d'échantillonnage

▪ **Fréquences d'échantillonnages**

Cette stratégie est la suivante : pour chaque secteur suivi, un suivi estival est réalisé tous les ans (aux mois de juin, juillet et août) et un suivi annuel est réalisé avant chaque diagnostic complet.

Ce dernier suivi a été abandonné à partir de 2004 (fin du premier contrat quadriennal).

Seuls les étangs palavasiens ont ensuite bénéficié d'un suivi annuel en raison d'une importante mesure de gestion mise en place à partir de 2006 sur leur bassin versant.

Un récapitulatif des différentes stations suivies pour chaque secteur de lagune depuis la mise en place de l'outil est donné dans le Tableau 4.3.

Ce tableau précise pour chaque station, les années de suivi, la participation ou non de la station à la construction de l'outil, le nombre de diagnostics ainsi que le nombre total de prélèvements réalisés

Des suivis supplémentaires ont été mis en place sur de nouvelles stations pour permettre une progression des connaissances sur le fonctionnement des écosystèmes lagunaires.

A l'inverse sur plusieurs lagunes certaines stations ont été supprimées en raison de la similitude des résultats avec les autres stations de la lagune.

Dans certains cas, l'intensité temporelle des suivis a également été modifiée au regard de l'état global des lagunes et des efforts entrepris par les gestionnaires. Par exemple les suivis de l'étang du Rhône de St-Romans par le RSL ont été abandonnés en 2007 en raison du fonctionnement très particulier de cet étang très confiné et très éloigné de celui des lagunes côtières.

La fréquence de suivi sur les étangs de Canet St Nazaire, du Grand Bagnas, du Ponant et de Médard a été diminuée à partir de 2008 passant d'un suivi estival par an à un suivi estival tous les 3 ans en raison de l'absence de mesure de gestion significative visant à réduire les apports nutritifs.

Les raisons de suivi ou d'abandon de chaque station hydrologique sont récapitulées dans le Tableau 4.4.

Tableau 4.3 : Récapitulatif des suivis du compartiment "colonne d'eau" effectués sur chaque secteur de lagune (« Di » = diagnostic i ; « E » = diagnostic estival ; « A » = diagnostic annuel).

Lagune	Secteur	Station	Participation à la construction de l'outil ("N" = Non, "O" = Oui)	Nb diag complets (estivaux et annuels)	Nombre de prélèvements	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006		
Canet St Nazaire		CN	N	0	1											
	CNN	CNN	N	6	29				D1 (E.)	D2 (A.)		D3 (E.)		D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)
	CNS	CNS	N	8	35				D1 (E.)	D2 (A.)		D3 (E.)		D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)
Salses-Leucate	LES	LED	N	6	19				D1 (E.)		D2 (E.)	D3 (E.)		D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)
		LER	N	5	15											
		LES	O	12	47	D1 (A.)			D2 (E.)		D3 (E.)	D4 (E.)		D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)
		LFD	N		2										D (NA)	
		LFE	N		2										D (NA)	
	LEN	LEN	O	12	47	D1 (A.)			D2 (E.)		D3 (E.)	D4 (E.)		D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)
La Palme	LAP	LAP	N	12	58	D1 (A.)			D2 (E.)	D3 (A.)		D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)	
Bages-Sigean	BGS	BGS	O	12	56	D1 (A.)			D2 (E.)		D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)	
	BGM	BGM	O	12	56	D1 (A.)			D2 (E.)		D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)	
	BGN	BGN	O	12	56	D1 (A.)			D2 (E.)		D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)	
Ayrolle	AYR	AYN	N	5	15											
	AYR	AYR	O	12	47	D1 (A.)			D2 (E.)		D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)	
Campagnol	CAM	CAM	O	12	47	D1 (A.)			D2 (E.)		D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)	
Gruissan	GRU	GRU	O	12	48	D1 (A.)			D2 (E.)		D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)	
Vendres	VDR	VDR	N	10	39					D1 (A.)		D2 (E.)		D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)

Lagune	Secteur	Station	2007	2008	2009	2010	2011
Canet St Nazaire		CN					
	CNN	CNN					
	CNS	CNS		D7 (E.)			D8 (E.)
Salses-Leucate	LES	LED					
		LER	D1 (E.)	D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)
		LES	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)	D12 (E.)
		LFD					
		LFE					
	LEN	LEN	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)	D12 (E.)
La Palme	LAP	LAP	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)	D12 (E.)
Bages-Sigean	BGS	BGS	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)	D12 (E.)
	BGM	BGM	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)	D12 (E.)
	BGN	BGN	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)	D12 (E.)
Ayrolle	AYR	AYN	D1 (E.)	D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)
	AYR	AYR	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)	D12 (E.)
Campagnol	CAM	CAM	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)	D12 (E.)
Gruissan	GRU	GRU	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)	D12 (E.)
Vendres	VDR	VDR	D6 (E.)	D7 (E.)	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)

Tableau 4.3 (suite) : Récapitulatif des suivis du compartiment "colonne d'eau" effectués sur chaque secteur de lagune (« Di » = diagnostic i ; « E » = diagnostic estival ; « A » = diagnostic annuel).

Lagune	Secteur	Station	Participation à la construction de l'outil ("N" = Non, "O" = Oui)	Nb diag complets (estivaux et annuels)	Nombre de prélèvements	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006		
Grand Bagnas	BAN	BAN	N	8	36				D1 (E.)	D2 (A.)		D3 (E.)		D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)
Thau	TW	PIS	N	6	19				D1 (E.)		D2 (E.)	D3 (E.)		D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)
		RIA	N	4	12							D1 (E.)		D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)
		TWF	O	12	47	D1 (A.)			D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)		
		TWS	O	12	47	D1 (A.)			D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)		
	TE	TANG	N	11	34				D1 (E.)	D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)		
		TEF	O	12	47	D1 (A.)			D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)		
		TES	O	12	47	D1 (A.)			D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)		
	TPE	N	6	19				D1 (E.)	D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)			
Ingril	INN	INN	O	12	106	D1 (A.)			D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)	D8 (A.)	
	INS	INS	O	12	57	D1 (A.)			D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)		
Vic	VIC	VIC	N	10	84				D1 (E.)	D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (A.)	
Pierre-Blanche	PBL	PBE	N	9	72						D1 (E.)	D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)		
		PBL	N	2	17				D1 (E.)	D2 (E.)						
		PBW	N	4	12						D1 (E.)	D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)		
Arnel	ARN	ARN	N	11	90				D1 (E.)	D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (A.)	
Prévoist	PRE	PRE	N	11	92				D1 (E.)	D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)		
	PRW	PRW	N	10	41				D1 (E.)	D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)		
Méjean	MEE	MEE	N	11	44				D1 (E.)	D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)		
	MEW	MEW	N	11	83				D1 (E.)	D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (A.)	
Grec	GRC	GRC	O	12	104	D1 (A.)			D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)	D8 (A.)	
Or	ORE	ORE	O	12	55	D1 (A.)			D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)		
	ORW	ORW	O	12	55	D1 (A.)			D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)		
Ponant	PON	PONF	N	4	12						D1 (E.)	D2 (E.)	D3 (E.)	D4 (E.)		
		PONS	N	8	36				D1 (E.)	D2 (A.)		D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	
Médard	MED	MED	N	8	35				D1 (E.)	D2 (A.)		D3 (E.)	D4 (E.)	D5 (E.)	D6 (E.)	
La Marette	MARS	MARS	N	9	37						D1 (E.)	D2 (A.)		D3 (E.)	D4 (E.)	
	MARN	MARN	N	9	37						D1 (E.)	D2 (A.)		D3 (E.)	D4 (E.)	

Tableau 4.3 (suite) : Récapitulatif des suivis du compartiment "colonne d'eau" effectués sur chaque secteur de lagune (« Di » = diagnostic i ; « E » = diagnostic estival ; « A » = diagnostic annuel).

Lagune	Secteur	Station	2007	2008	2009	2010	2011
Grand Bagnas	BAN	BAN		D7 (E.)			D8 (E.)
Thau	TW	PIS					
		RIA					
		TWF	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)	D12 (E.)
		TWS	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)	D12 (E.)
	TE	TANG	D7 (E.)	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)
		TEF	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)	D12 (E.)
		TES	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)	D12 (E.)
Ingril	INN	INN		D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (A.)	D12 (A.)
	INS	INS	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)	D12 (E.)
Vic	VIC	VIC		D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (A.)	D11 (A.)
Pierre-Blanche	PBL	PBE	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)	D8 (E.)	D9 (A.)
		PBL					
		PBW					
Arnel	ARN	ARN		D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (A.)
Prévost	PRE	PRE	D7 (E.)	D8 (E.)	D9 (A.)	D10 (A.)	D11 (A.)
	PRW	PRW		D7 (E.)	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)
Méjean	MEE	MEE	D7 (E.)	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)
	MEW	MEW		D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (A.)
Grec	GRC	GRC		D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (A.)	D12(A.)
Or	ORE	ORE	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)	D12 (E.)
	ORW	ORW	D8 (E.)	D9 (E.)	D10 (E.)	D11 (E.)	D12 (E.)
Ponant	PON	PONF					
	PON	PONS		D7 (E.)			D8 (E.)
Médard	MED	MED		D7 (E.)			D8 (E.)
La Marette	MARS	MARS	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)	D8 (E.)	D9 (E.)
	MARN	MARN	D5 (E.)	D6 (E.)	D7 (E.)	D8 (E.)	D9 (E.)

Tableau 4.4 : Période de suivi et raisons du suivi et / ou de l'abandon des différentes stations hydrologiques.

Lagune	Secteur	Station hydrologique principale	Station	Participation à la construction de l'outil	Nombre de prélèvements effectués	Période de suivi	Pas de temps de suivi	Raisons suivi	Type de modification et raisons
Canet St Nazaire	CNN	CNN	CNN	N	29	2001-2006	1 an	Station hydrologique principale du secteur CNN	Pas de différence de résultat entre cette station et la station CNS
	CNS	CNS	CNS	N	35	2001-2011	1 an puis 3 ans	Station hydrologique principale du secteur CNS	A partir de 2006, suivi effectué tous les 3 ans en raison de l'absence de mesure de gestion concernant la réduction des apports
Salses-Leucate	LES	LES	LED	N	19	2000-2006	1 an	Etudier l'impact du confinement de l'Anse des Dindilles sur la qualité de la colonne d'eau	Suivi abandonné en 2006 car effet du confinement connu
			LER	N	15	2007-2011	1 an	Etudier l'impact du confinement de l'Anse de la Roquette sur la qualité de la colonne d'eau	Ø
			LES	O	47	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur LES	Ø
			LFD	N	2	2005	Ø	Etudier l'impact de la résurgence de Font Dame sur la qualité de l'étang de Salses-Leucate	Effet de cette résurgence connu
			LFE	N	2	2005	Ø	Etudier l'impact de la résurgence de Font Estramar sur la qualité de l'étang de Salses-Leucate	Effet de cette résurgence connu
LEN	LEN	LEN	O	47	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur LEN	Ø	
La Palme	LAP	LAP	LAP	N	58	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur LAP	Ø
Bages-Sigean	BGS	BGS	BGS	O	56	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur BGS	Ø
	BGM	BGM	BGM	O	56	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur BGM	Ø
	BGN	BGN	BGN	O	56	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur BGN	Ø
Ayrolle	AYR	AYR	AYN	N	15	2007-2011	1 an	Etudier l'influence de l'étang de Campagnol sur les apports de nutriments à l'étang de l'Ayrolle	Ø
	AYR	AYR	AYR	O	47	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur AYR	Ø
Campagnol	CAM	CAM	CAM	O	47	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur CAM	Ø
Gruissan	GRU	GRU	GRU	O	48	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur GRU	Ø
Vendres	VDR	VDR	VDR	N	39	2001-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur VDR	Ø
Grand Bagnas	BAN	BAN	BAN	N	36	2000-2011	1 an puis 3 ans	Station hydrologique principale du secteur BAN	A partir de 2006, suivi effectué tous les 3 ans en raison de l'absence de mesure de gestion concernant la réduction des apports
Thau	TW	TW	PIS	N	19	2001-2006	1 an	Etudier l'impact du Grau de Pisses Saume sur la qualité de la colonne d'eau	Ø
			RIA	N	12	2003-2006	1 an	Etudier l'impact de la zone du Riac sur la qualité de la colonne d'eau	Ø
			TWF	O	47	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur TW - Etudier l'hétérogénéité de la qualité de la colonne d'eau en fonction du niveau de profondeur	Ø
			TWS	O	47	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur TW	Ø
	TE	TE	TANG	N	34	2000-2011	1 an	Etudier l'impact de la zone de la Crique de l'Angle très dépendante des apports de la Vène sur la qualité de la colonne d'eau	Ø
			TEF	O	47	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur TE - Etudier l'hétérogénéité de la qualité de la colonne d'eau en fonction du niveau de profondeur	Ø
			TES	O	47	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur TE	Ø
TPE	N	19	2000-2006	1 an	Etudier l'impact de la zone confinée du "Petit Etang" sur la qualité de la colonne d'eau	Ø			

Tableau 4.4 (suite) : Période de suivi et raisons du suivi et / ou de l'abandon des différentes stations hydrologiques.

Lagune	Secteur	Station hydrologique principale	Station	Participation à la construction de l'outil	Nombre de prélèvements effectués	Période de suivi	Pas de temps de suivi	Raisons suivies	Type de modification et raisons
Ingril	INN	INN	INN	O	106	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur INN	∅
	INS	INS	INS	O	57	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur INS	∅
Vic	VIC	VIC	VIC	N	84	2000-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur VIC	∅
Pierre-Blanche	PBL	PBL	PBE	N	72	2003-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur PBE	∅
			PBW	N	12	2003-2006	1 an	Station hydrologique principale du secteur PBW	Pas de différence de résultat entre cette station et la station PBE
Arnel	ARN	ARN	ARN	N	90	2000-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur ARN	∅
Prévost	PRE	PRE	PRE	N	92	2000-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur PRE	∅
	PRW	PRW	PRW	N	41	2000-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur PRW	∅
Méjean	MEE	MEE	MEE	N	44	2000-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur MEE	∅
	MEW	MEW	MEW	N	83	2000-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur MEW	∅
Grec	GRC	GRC	GRC	O	104	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur GRC	∅
Or	ORE	ORE	ORE	O	55	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur ORE	∅
	ORW	ORW	ORW	O	55	1999-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur ORW	∅
Ponant	PON	PON	PONF	N	12	2003-2006	1 an	Station hydrologique principale du secteur PON - Etudier l'hétérogénéité de la qualité de la colonne d'eau en fonction du niveau de profondeur	Pas de différence significative entre la qualité de l'eau en profondeur et en surface
			PONS	N	36	2003-2006	1 an	Station hydrologique principale du secteur PON	∅
Médard	MED	MED	MED	N	35	2000-2011	1 an puis 3 ans	Station hydrologique principale du secteur MED	A partir de 2006, suivi effectué tous les 3 ans en raison de l'absence de mesure de gestion concernant la réduction des apports
La Marette	MARS	MARS	MARS	N	37	2003-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur MARS	∅
	MARN	MARN	MARN	N	37	2003-2011	1 an	Station hydrologique principale du secteur MED	∅
Rhône de St Romans	RHO	RHO	RHO	N	23	2003-2006	1 an	Station hydrologique principale du secteur RHO	Abandon du suivi de cette lagune en raison de son fonctionnement artificialisé très éloigné du fonctionnement classique d'une lagune

3.2.3. Pré-traitement des échantillons et méthodes de dosages des nutriments

▪ **Pré-traitement des échantillons**

La méthode de pré-traitement des échantillons a subi une grande évolution avec les pré-traitements réalisés in situ depuis 2009 alors qu'avant les pré-filtrations se faisaient au laboratoire (document de consignes de A Daniel).

▪ **Méthodes de mesure des paramètres indicatifs physiques « turbidité » et « écart à la saturation en dioxygène »**

Les méthodes permettant de mesurer ces deux paramètres n'ont pas été modifiées depuis la mise en place de l'outil. Le modèle du turbidimètre employé n'a pas été modifié, en revanche les sondes utilisées pour la mesure du pourcentage de saturation en dioxygène ont été renouvelées.

▪ **Méthodes de mesure des paramètres indicatifs chimiques (nutriments)**

La principale évolution concernant la méthode de dosage de l'ammonium réside dans le passage des dosages manuels par spectrophotométrie aux dosages par SFA et détection par fluorimétrie en 2009 (Aminot & Kérouel, 2007).

Les réactions chimiques permettant les dosages de nitrates, nitrites, et phosphates ainsi que des formes totales de l'azote et du phosphore n'ont pas été modifiées mais la méthode automatisée par SFA utilisée depuis 2007-2008 est aujourd'hui optimisée.

L'automatisation offre beaucoup d'avantages en termes de répétabilité et de gain de temps pour les analyses mais l'utilisation de cette technique nécessite de nombreux contrôles pour conserver toute sa performance (Aminot & Kérouel, 2007).

▪ **Méthodes de mesure des paramètres indicatifs biologiques (pigments chlorophylliens)**

Ni le principe de la méthode de dosage ni le matériel utilisé n'ont subi de changements significatifs depuis la mise en place de l'outil.

▪ **Méthodes de mesure des paramètres explicatifs**

Le principe de la méthode de dosage des silicates est resté le même depuis la mise en place de l'outil mais comme pour les analyses de nitrites, de nitrates, de phosphates, la méthode a été automatisée et optimisée.

3.2.4. Grille de qualité - Méthode d'agrégation des données pour le diagnostic du compartiment

Ces éléments n'ont subi aucune modification depuis la mise en place de l'outil de diagnostic

3.2.5. Méthode d'interprétation et de représentation des résultats

Ces éléments n'ont subi aucune modification depuis la mise en place de l'outil de diagnostic.

L'acquisition d'un nombre important de données permet aujourd'hui d'autres modes de représentations des résultats tels que les boîtes à moustaches.

4. Limites de la méthode actuelle de diagnostic & propositions d'évolutions de l'outil à partir de l'analyse des données

Dans cette partie nous énumérerons les incertitudes liées aux conditions de prélèvements et de dosages.

Nous étudierons la pertinence de la stratégie spatiale et temporelle de suivi du compartiment et plus particulièrement la question de la représentativité des suivis estivaux de la colonne d'eau et du maintien des suivis sur l'ensemble des stations hydrologiques actuelles.

Nous réaliserons une étude des relations entre les paramètres indicateurs laquelle nous permettra s'il y a lieu, de simplifier la grille de diagnostic ou d'ajuster certaines valeurs-seuils.

4.1. Thème 1 : Incertitudes liées aux conditions de prélèvement et de dosages

4.1.1. Limites pratiques de la méthode de prélèvement actuelle

La réalisation des sorties de prélèvement est chronophage.

Dans le contexte actuel de diminution des postes, un partage des tâches de prélèvement plus équitable entre les agents de l'Ifremer et les gestionnaires de lagunes apparaît nécessaire.

La volonté d'une plus grande participation aux prélèvements a également été révélée par l'enquête réalisée en 2012 par le Cépralmar auprès des gestionnaires de lagunes.

Une plus grande implication des gestionnaires dans la réalisation des prélèvements est nécessaire pour que perdure le Réseau de Suivi Lagunaire, dont bénéficie chacune des structures de gestion depuis plusieurs années.

Un tel partage des tâches permettrait de plus grands échanges de connaissances et serait bénéfique aux gestionnaires et aux agents de l'Ifremer puisque cette interaction "de terrain" serait l'occasion d'enrichir les connaissances des uns comme des autres sur le fonctionnement des milieux lagunaires.

Il est donc proposé de réaliser quand cela est possible les sorties en binômes comportant 1 agent de l'Ifremer et 1 gestionnaire de la lagune concernée.

Une bonne coordination dans la prévision des sorties devra donc être mise en place à l'avenir.

4.1.2. Incertitudes de localisation de la station

La colonne d'eau se caractérise par une forte homogénéité spatiale de ses caractéristiques et de ce fait ni l'approximation de positionnement due au GPS ni la dérive éventuelle du bateau n'auront de conséquences importantes sur la validité des données.

4.1.3. Incertitudes liées aux conditions d'observation

Les observations concernant les conditions de réalisation des prélèvements gardent un caractère subjectif ce qui justifie la mise en commun des observations des agents préleveurs avant le remplissage des fiches.

La connaissance des conditions météorologiques est également approximative car des écarts climatiques sont possibles entre la zone de prélèvement sur la lagune et la station météorologique la plus proche.

Ces informations n'ont cependant qu'un rôle complémentaire dans l'interprétation des résultats.

4.1.4. Incertitudes liées aux conditions de prélèvement

L'incertitude liée à la profondeur de prélèvement est négligeable en raison de l'absence de stratification de la colonne d'eau lorsque la profondeur est faible.

Les prélèvements de surface sont réalisés à -50 cm sous la surface de l'eau dans le cas des lagunes de moins de 1 m de profondeur.

Sur les lagunes profondes telles que celle de Thau un suivi à 2 profondeurs à 1 m sous la surface et 1 m au dessus du fond est en revanche nécessaire.

D'autre part le soin est pris de ne pas faire entrer en contact la bouteille de prélèvement avec le sédiment car cela induirait une pollution des échantillons. Lorsque ce problème survient, la bouteille de prélèvement est rincée à plusieurs reprises avant un nouveau prélèvement.

4.1.5. Incertitudes liées à la conservation des échantillons

L'étape de conservation des échantillons peut être une source de variabilité des résultats si les réactions chimiques et biologiques ne sont pas bloquées ou fortement ralenties.

Dans le cadre du RSL, l'emploi d'une glacière et de pains de glace sur le terrain ainsi que le prélèvement d'un échantillon "témoin" pour le contrôle de la température de conservation sont un gage de qualité des échantillons.

Par ailleurs, tous les échantillons sont conservés en enceinte réfrigérée (silicates) et au congélateur (-25 °C) pour les autres nutriments et à -80 °C (filtres pour analyses des pigments chlorophylliens) jusqu'à analyse.

4.2. Thème 2 : Suivi spatial et temporel de la colonne d'eau

4.2.1. Pertinence du suivi estival de la colonne d'eau

La réalisation de prélèvements d'eau sur un pas de temps mensuel est discutable puisque ce compartiment peut varier sur des pas de temps plus courts.

Toutefois, la fréquence de prélèvements de 1 mois répond de manière optimale au compromis entre la caractérisation de la colonne d'eau vis-à-vis des apports à la lagune et la vitesse d'assimilation des nutriments pour un coût humain et logistique raisonnable et soutenable par les différents partenaires.

Ces résultats mensuels permettent une distinction entre les stations et restent donc exploitables.

Lors de la construction de l'outil, une comparaison des diagnostics annuels et estivaux réalisés à partir des grilles annuelle et estivale a montré que les différences entre ces deux types de diagnostics étaient globalement faibles. Cela a été confirmé par l'analyse statistique des résultats (étude Ifremer/Kuzulia, 2012).

Par la suite la majorité des diagnostics de la colonne d'eau ont été effectués lors de la période estivale à l'exception de certaines lagunes.

Les étangs palavasiens bénéficient notamment d'un plus grand nombre de suivis annuels.

Question 2.a)

La stratégie estivale de suivi donne-t-elle une idée représentative de l'état de la colonne d'eau suivi tout au long de l'année ?

Méthode

Dans un premier temps, la distribution mensuelle des valeurs des différents paramètres indicatifs de la colonne d'eau a été étudiée à l'aide de boîtes à moustaches.

Cette première représentation est globale et masque les différences d'état pouvant exister entre les lagunes.

Elle vise néanmoins à mettre en évidence une éventuelle saisonnalité des valeurs des paramètres de la grille de diagnostic afin d'en déduire les périodes les plus critiques pour chacun des paramètres.

Dans un second temps l'état de chaque paramètre vis-à-vis de l'eutrophisation ainsi que l'état de la colonne d'eau ont été déterminés pour les mêmes lagunes à l'aide de la méthode des rangs décrite précédemment :

- sur les 12 mois de l'année (à partir de la grille de diagnostic annuelle),
- sur les 3 mois de l'été (à partir de la grille de diagnostic estivale).

Cette étape permet de comparer les notes issues des diagnostics annuels avec les notes issues des diagnostics estivaux.

Pour chaque paramètre, l'effectif de diagnostics a été calculé pour chaque écart de notes.

La réalisation des tableaux de contingence conduit à un indice global I d'écart de notes calculé avec la même méthode que pour l'étude du compartiment « sédiments ».

Plus la valeur de cet indice I est forte (valeur max = 400), plus l'on peut dire que les notes entre les diagnostics estivaux et annuels sont différentes.

Le script ayant permis la réalisation des tables de contingence est nommé : « script_col.eau_15 ».

Données

Seuls les suivis annuels complets ont été conservés c'est-à-dire ceux pour lesquels les données sont disponibles pour les 12 mois de l'année hydrologique (septembre à août).

Cette étape était nécessaire pour garder une homogénéité des périodes de suivis et permettre la comparaison des résultats.

Les stations sélectionnées pour cette comparaison et années correspondantes sont données dans le Tableau 4.6 et les données sont compilées dans le fichier « data_col.eau_15 ».

Tableau 4.6 : Lagunes, stations et années utilisées pour la comparaison des diagnostics annuels avec les diagnostics estivaux.

Lagune	Station	Annee
Salses-Leucate	LES	1999
	LEN	
La Palme	LAP	
	BGS	
Bages-Sigean	BGM	
	BGN	
Ayrolle	AYR	
Campagnol	CAM	
Gruissan	GRU	
Thau	TWF	
	TWS	
	TEF	
	TES	
Ingril	INS	
	INN	
Grec	GRC	
	ORW	
Or	ORC	
	CNS	
Canet St Nazaire	CNN	2002
La Palme	LAP	
Vendres	VDR	
Grand Ragnas	RAN	

Lagune	Station	Annee	
Ponant	PONS	2002	
Médard	MED		
La Marette	MARS	2004	
La Marette	MARN		
Rhône de St Romaris	RHO		
Ingril	INN	2007	
	Vic		VIC
Arnel	ARN		
Méjean	MEW		
Grec	GRC		
Prévost	PRE		
Ingril	INN	2009	
	Vic		VIC
	Prévost		PRE
Grec	GRC	2010	
	Prévost		PRE
Ingril	INN		
	Vic		VIC
Pierre Danche	PDC	2011	
	Arnel		ARN
Prévost	PRE		
Méjean	MEW		
Grec	GRC		

Résultats portant sur les valeurs brutes de concentrations : observations des boîtes à moustaches

Ces résultats sont donnés dans les Figures 4.3 à 4.13.

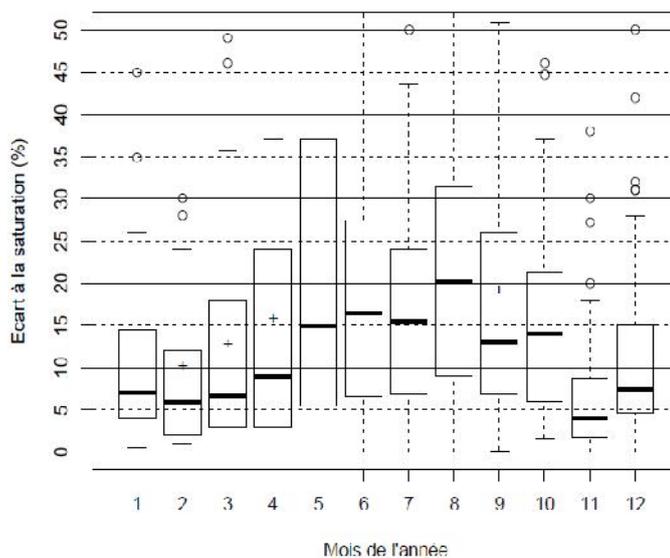


Figure 4.3 : Distribution des valeurs d'écart absolu à la saturation en dioxygène pour chaque mois de l'année hydrologique.

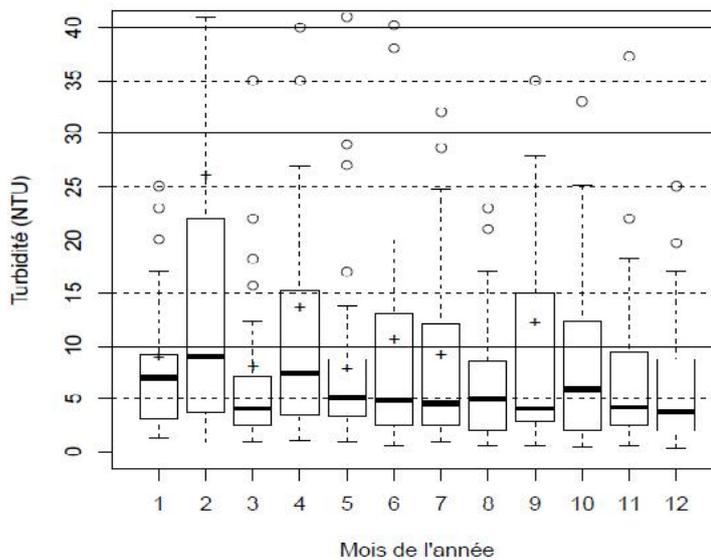


Figure 4.4 : Distribution des valeurs de turbidité pour chaque mois de l'année hydrologique.

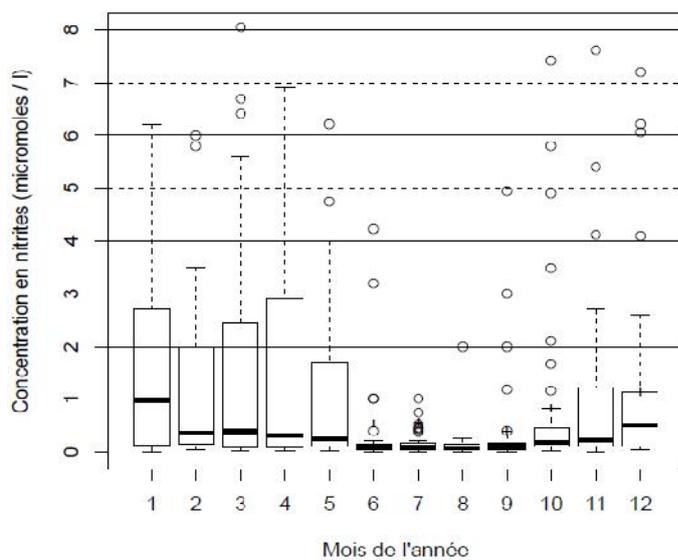


Figure 4.5 : Distribution des valeurs de concentrations en nitrites pour chaque mois de l'année hydrologique.

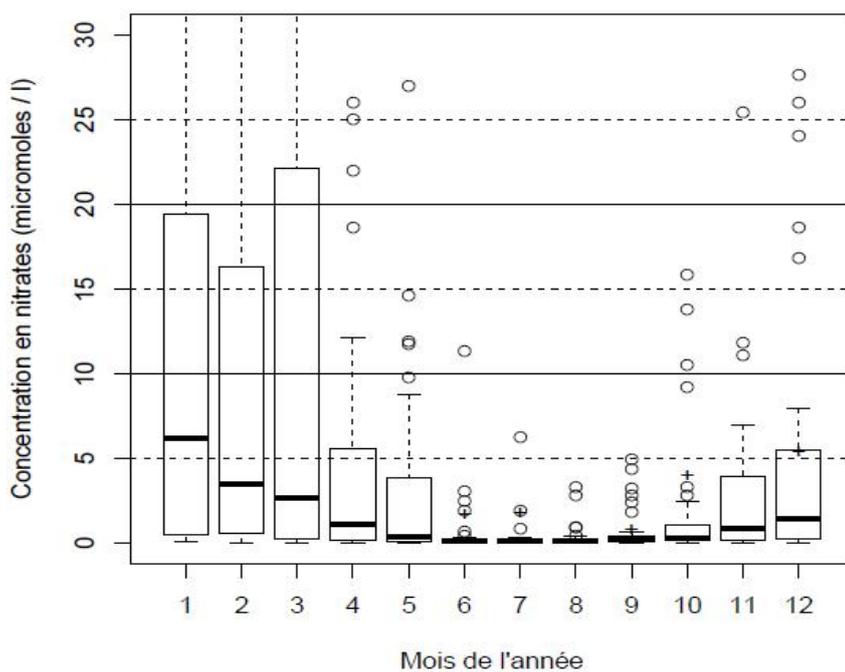


Figure 4.6 : Distribution des valeurs de concentrations en nitrates pour chaque mois de l'année hydrologique.

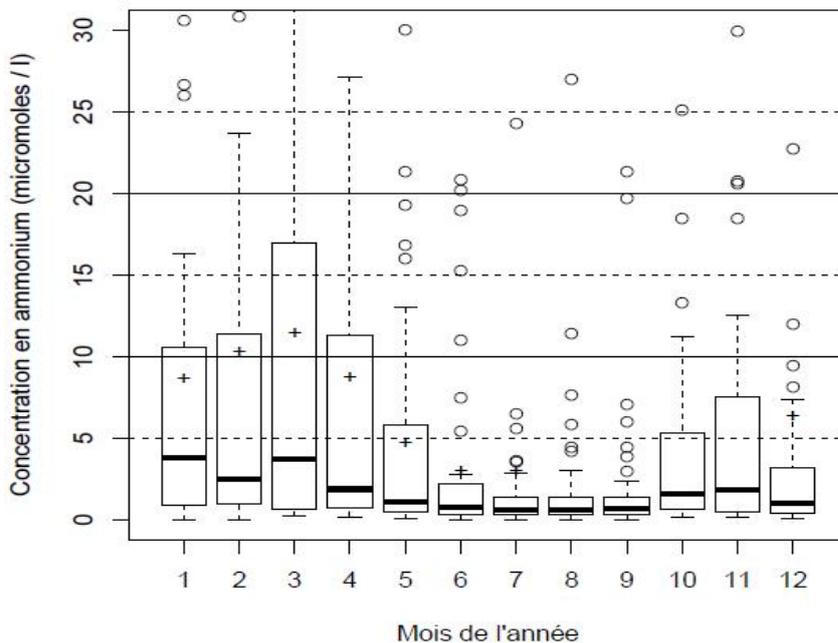


Figure 4.7 : Distribution des valeurs de concentrations en ammonium pour chaque mois de l'année hydrologique.

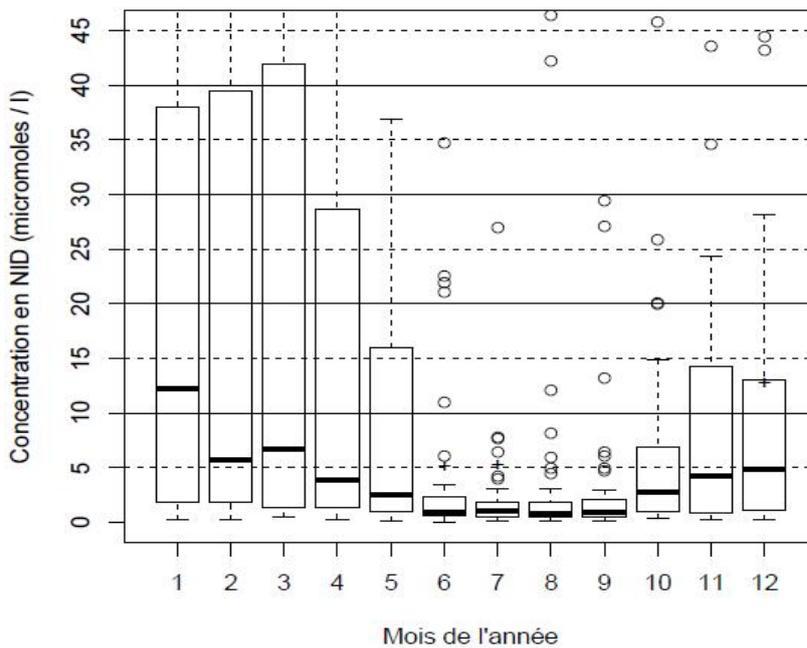


Figure 4.8 : Distribution des valeurs de concentrations en NID pour chaque mois de l'année hydrologique.

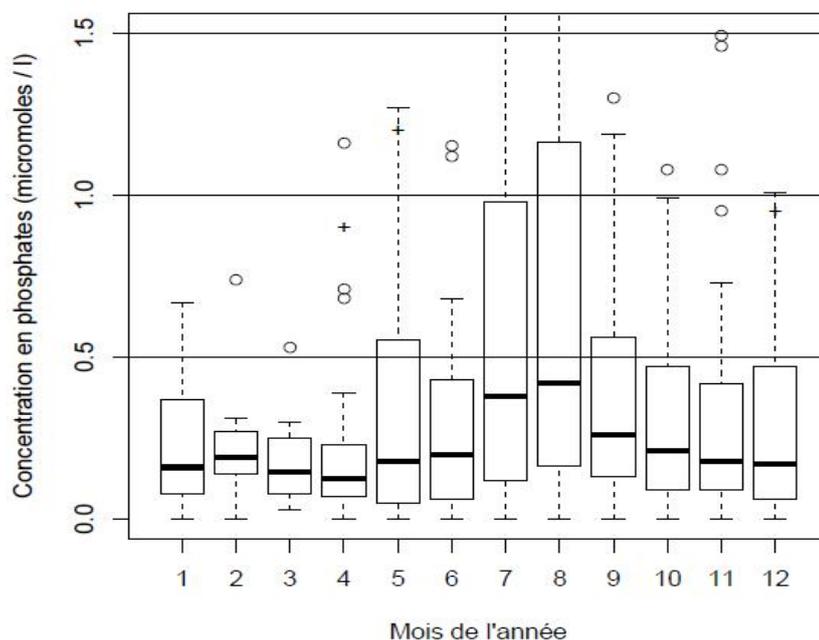


Figure 4.9 : Distribution des valeurs de concentrations en phosphates pour chaque mois de l'année hydrologique.

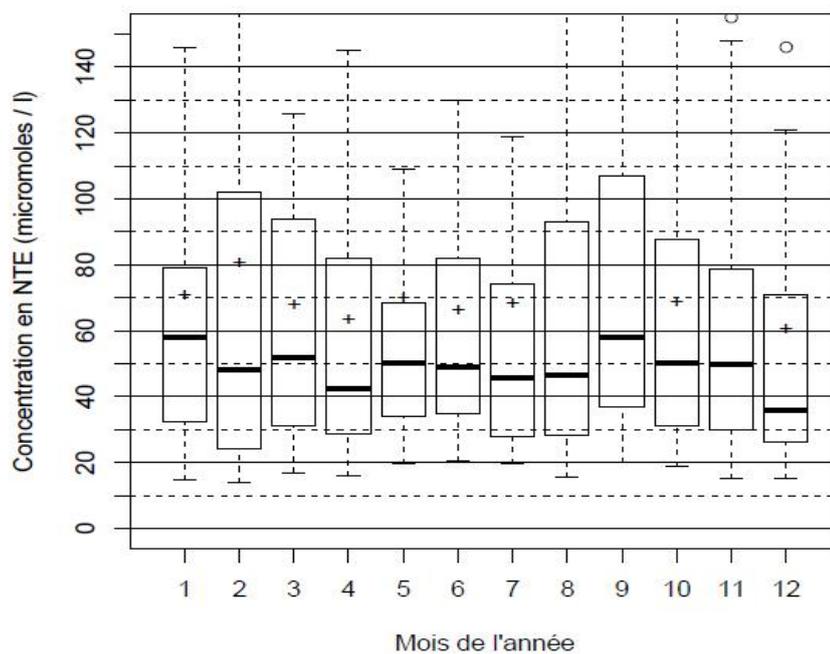


Figure 4.10 : Distribution des valeurs de concentrations en azote total pour chaque mois de l'année hydrologique.

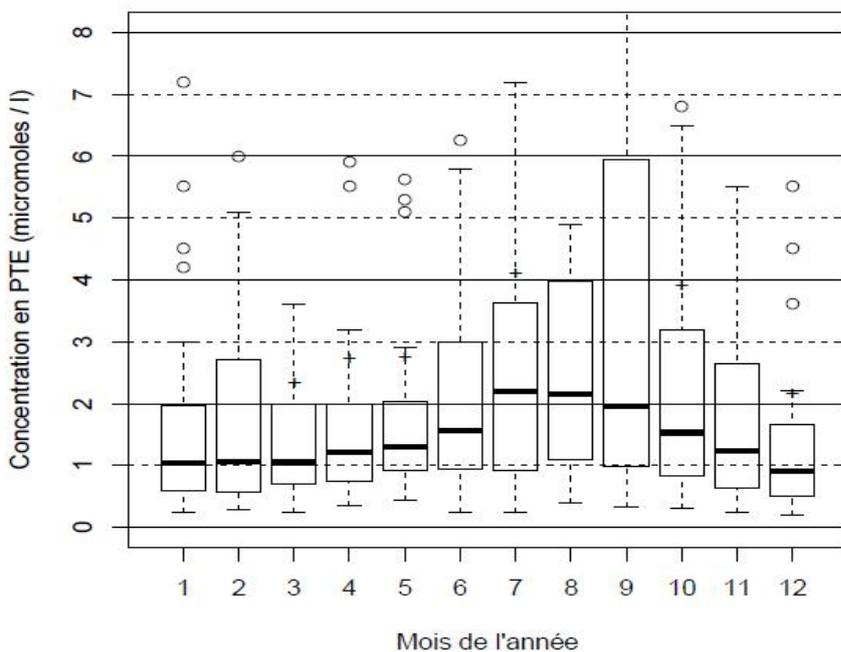


Figure 4.11 : Distribution des valeurs de concentrations en phosphore total pour chaque mois de l'année hydrologique.

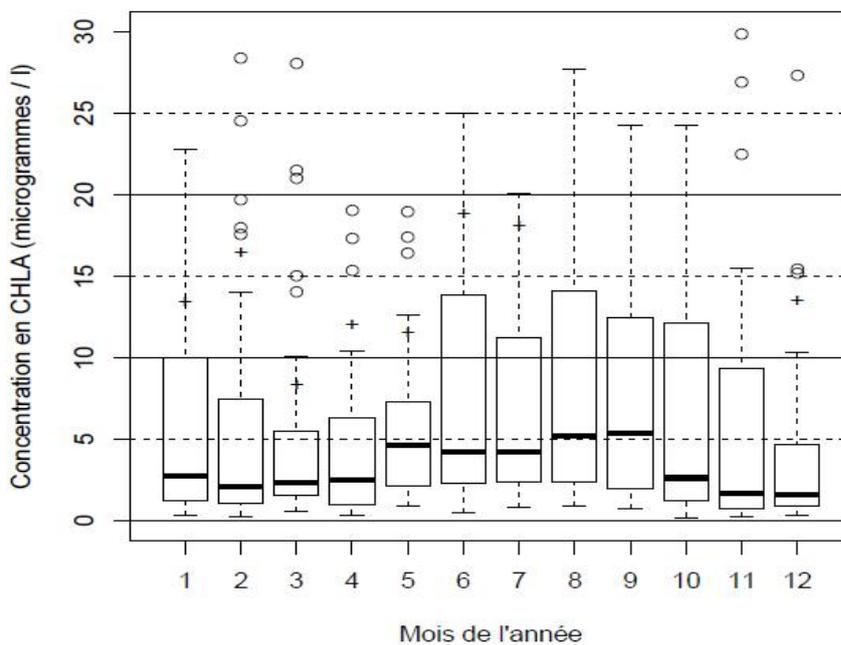


Figure 4.12 : Distribution des valeurs de concentrations en chlorophylle a pour chaque mois de l'année hydrologique.

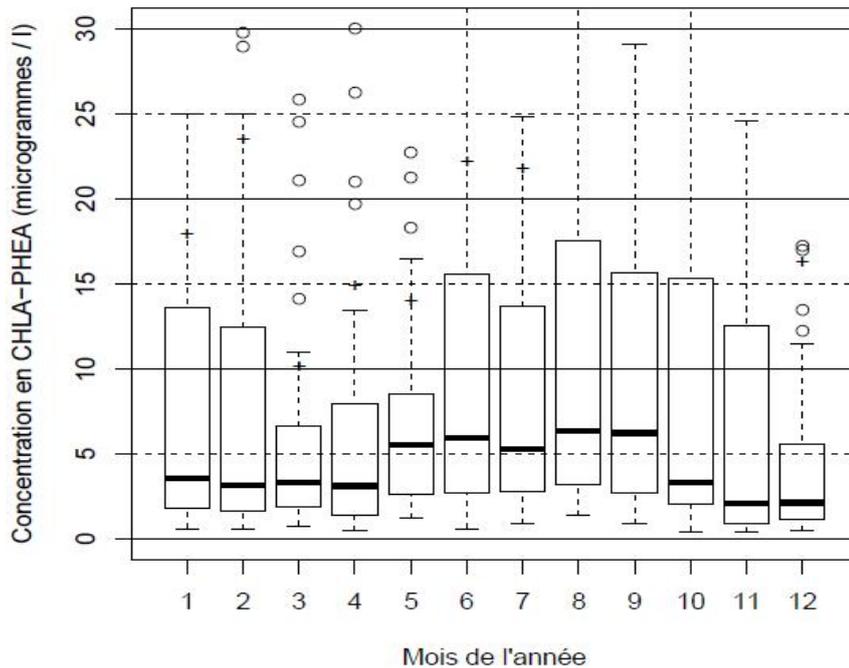


Figure 4.13 : Distribution des valeurs de concentrations en chlorophylle a et pheopigments a pour chaque mois de l'année hydrologique.

Malgré la très forte amplitude de valeurs, l'observation des boîtes à moustaches et des valeurs médianes prises par chacun des paramètres, nous montre que :

- les valeurs d'écart à la saturation, de concentrations en SRP, en PTE, en CHLa et CHLa + PHEOa sont les plus fortes du début de l'été au début de l'automne,
- les valeurs de turbidité, de concentrations en NID, nitrates, nitrites et ammonium sont les plus fortes pour les mois d'hiver et de début de printemps,
- les valeurs de concentration en NTE sont davantage homogènes dans l'année: mais avec la proportion azote organique / azote inorganique qui varie fortement entre été et hiver dans le NTE.

Résultats portant sur les notes d'états vis-à-vis de l'eutrophisation

Les résultats sont synthétisés dans le Tableau 4.7.

Si l'on compare les deux types de diagnostics pour chaque paramètre, on s'aperçoit que les diagnostics estivaux donnent une bonne représentation des diagnostics annuels dans la majorité des cas sauf pour les paramètres de l'azote inorganique.

En effet les écarts de notation sont les plus forts pour les sels d'azote inorganique avec des valeurs de I comprises entre 117 pour le paramètre $[\text{NO}_3^-]$ et 124 pour les paramètres $[\text{NO}_2^-]$ et $[\text{NID}]$.

Les valeurs d'écart global de notation n'excèdent pas 81 concernant les autres paramètres et elles sont particulièrement faibles pour le paramètre $[\text{PO}_4^{3-}]$ (I = 30).

De plus, si l'on cumule les effectifs de diagnostics pour lesquels l'état est soit identique soit différent de une classe de qualité, on s'aperçoit que les valeurs de pourcentages les plus faibles sont observées pour les sels inorganiques de l'azote (53.7 % à 65.9 %).

La similarité entre diagnostics annuels et estivaux est plus grande pour les autres paramètres, avec des valeurs supérieures à 76 %.

Ici encore, ce sont les notes du paramètre $[\text{PO}_4^{3-}]$ qui sont les plus similaires entre les diagnostics puisque dans 97.5 % des cas l'écart de notes entre diagnostics estivaux et annuels est nul ou égal à 1.

Si l'on considère les diagnostics du compartiment « colonne d'eau », on constate que la valeur de I est assez basse (49) et que dans 93.3 % des cas la note d'état vis-à-vis de l'eutrophisation est soit égale soit différente de 1 point entre les diagnostics annuels et estivaux.

Tableau 4.7 : Différences de notations entre les diagnostics annuels et les diagnostics estivaux de la colonne d'eau (pour chaque paramètre et pour le compartiment tout entier).

Paramètre	Effectifs de diagnostics correspondant à chaque écart de notes (%)					Indice global d'écart de notes (valeur max : 400)	Ecart de 0 ou 1 point (%)
	0 point	1 points	2 points	3 points	4 points		
O ₂ sat (%)	58.1	18.6	14.0	2.3	7.0	81.4	76.7
Turbidité (NTU)	43.2	47.7	6.8	2.3	0.0	68.2	90.9
[PO ₄ ³⁻] (µmol / l)	72.5	25.0	2.5	0.0	0.0	30.0	97.5
[NID] (µmol / l)	31.7	34.1	17.1	12.2	4.9	124.4	65.9
[NO ₃ ⁻] (µmol / l)	53.7	7.3	19.5	7.3	12.2	117.1	61.0
[NO ₂ ⁻] (µmol / l)	29.3	24.4	39.0	7.3	0.0	124.4	53.7
[NH ₄ ⁺] (µmol / l)	29.5	36.4	20.5	9.1	4.5	122.7	65.9
[CHLa] (µg / l)	56.8	27.3	11.4	4.5	0.0	63.6	84.1
[CHLa + PHEOa] (µg / l)	63.6	27.3	6.8	2.3	0.0	47.7	90.9
[NTE] (µmol / l)	60.0	28.9	6.7	4.4	0.0	55.6	88.9
[PTE] (µmol / l)	60.5	30.2	9.3	0.0	0.0	48.8	90.7
Colonne d'eau	60.0	33.3	4.4	2.2	0.0	48.9	93.3

Interprétation / Conclusion

Ces observations montrent que les mois d'été sont les plus critiques concernant les paramètres d'écart de concentration en dioxygène par rapport à la saturation, de concentrations en phosphates, de concentrations en chlorophylle a et en phéophytine a, de concentrations en NTE et PTE.

Cela s'explique par l'importance de la production primaire à cette époque ainsi que par les relargages sédimentaires de phosphates alimentant une production primaire régénérée (Markou et al., 2006).

Les mois d'hiver et de printemps sont au contraire synonymes de fortes concentrations en sels inorganiques de l'azote, ce que l'on peut expliquer par l'importance des apports de formes inorganiques des nutriments en hiver en lien avec les précipitations plus importantes à cette période ainsi que par la faible assimilation de ces nutriments par les producteurs primaires (Bec et al., 2011).

La distribution des valeurs du paramètre « turbidité » est assez homogène au cours de l'année, bien que ses principales causes explicatives ne soient probablement pas les mêmes au cours de l'année : remises en suspension ou apports de sédiments par les crues en hiver ; blooms phytoplanctoniques l'été.

Ces résultats nous indiquent que les diagnostics estivaux (juin, juillet, août) tels qu'ils sont réalisés à partir des grilles estivales donnent une idée représentative de l'état de la colonne d'eau sur toute une année.

Le choix d'effectuer des diagnostics estivaux pour représenter l'état de la colonne d'eau sur l'année était donc justifié et la modification des seuils choisis pour la grille de diagnostic estivale était pertinente.

Il est proposé de remplacer désormais les suivis annuels de la colonne d'eau par des suivis uniquement estivaux (en particulier sur les étangs du Complexe Palavasien) dans la mesure où le suivi a répondu aux questions posées initialement.

4.2.2. Pertinence du suivi spatial sur l'ensemble des stations hydrologiques

L'intérêt d'un suivi de la colonne d'eau sur les différentes stations d'une même lagune mérite d'être discuté au regard d'une comparaison des résultats acquis.

En effet, les caractéristiques de la colonne d'eau sont à priori très homogènes spatialement et l'on pourrait supposer que l'information est redondante entre certaines stations hydrologiques ; dans ce cas le nombre de stations hydrologiques par lagune pourrait être diminué sans perte d'information.

Un premier travail de ce type a été effectué en 2008 et a abouti aux suppressions suivantes :

- 1 station dans la lagune de Canet (CNN),
- 1 station sur l'étang de Salses-Leucate (LED),
- 3 stations dans l'étang de Thau (PIS, RIA, TPE),
- 1 station dans l'étang de Pierre-Blanche (PBW),
- 1 station de fond dans la lagune du Ponant (PONF),
- 5 stations sur le Canal du Rhône à Sète.

En revanche, de nouvelles stations ont été ajoutées là où il était jugé nécessaire de compléter l'information vis-à-vis de l'eutrophisation :

- 1 station dans la lagune de Salses-Leucate (anse de la Roquette, station "LER"),
- 1 station sur l'Ayrolle (partie nord, station "AYN"),
- 1 station sur le Canal du Rhône-à-Sète à la confluence avec le chenal maritime (« CAIG », en amont du Vidroule).

La pertinence du maintien des stations hydrologiques actuelles mérite de nouveau d'être discutée en fonction des résultats acquis ces dernières années.

Question 2.b)

Le suivi du compartiment "colonne d'eau" doit-il être maintenu sur l'ensemble des stations hydrologiques actuelles ?

Méthode

Lorsque trop peu de données étaient disponibles le maintien des stations hydrologiques a été discuté « à dire d'experts » à partir de l'expérience acquise sur le fonctionnement des systèmes lagunaires.

Lorsque cela était possible le maintien des suivis a été discuté à partir de comparaisons de moyennes des valeurs prises par les 11 paramètres indicatifs de l'état de la colonne d'eau.

Pour chaque paramètre la différence des valeurs entre les deux couples de stations était calculée puis un test de Shapiro était effectué pour tester la normalité de la distribution de ces valeurs.

Lorsque la distribution de ces valeurs ne s'apparentait pas à une loi normale, le test de comparaison de moyenne employé était un test non paramétrique (Test de Wilcoxon) pour échantillons appariés.

Lorsque la normalité de cette distribution était respectée, un Test t paramétrique de Student pour échantillons appariés a été employé.

Les données ont été traitées à l'aide des scripts « script_col.eau_1 » à « script_col.eau_14 ».

Données utilisées

Les couples de stations comparées étaient de 3 types :

- stations particulières correspondant à des zones spécifiques comparées avec les stations hydrologiques principales de chaque lagune,

- stations correspondant aux suivis fond / surface,
- couples de stations hydrologiques principales des lagunes correspondant aux secteurs Est / Ouest ou Nord / Sud.

Un récapitulatif des stations comparées est donné dans le Tableau 4.8 ci-dessous.

Les jeux de données correspondant aux analyses sont donnés dans les fichiers « data_col.eau_1 » à « data_col.eau_14 »).

Tableau 4.8 : Couples de stations hydrologiques dont les résultats ont été comparés et périodes correspondantes.

Type de suivi	Suivis particuliers			Suivis surface / fond		Suivis sur les stations hydrologiques principales de chaque lagune (E / O ou N / S)								
Stations comparées	AYN / AYR	LES / LER	TES / TANG	TES / TEF	TWS / TWF	TES / TWS	INN / INS	PRE / PRW	MEE / MEW	ORE / ORW	MARS / MARN	LEN / LES	BGM / BGN	BGM / BGS
Période de comparaison	2007- 2011	2007- 2011	2001- 2011	2001- 2011	2001- 2011	2001- 2011	2001- 2009	2001- 2008	2001- 2010	2001- 2011	2003- 2011	2001- 2011	2001- 2011	2001- 2011

Pertinence du suivi des stations hydrologiques « à dire d'experts »

Les cinq années de suivi sur la station AYN ont permis de mieux connaître l'influence de l'étang de Campagnol sur l'étang de l'Ayrolle. **Aujourd'hui, il n'y a donc plus de raison de maintenir ce suivi que nous proposons de supprimer au point AYN.**

Les lagunes mésohalines de Campagnol, Vendres, Grand Bagnas, Marette ayant montré leur spécificité de fonctionnement, il est nécessaire de revoir les grilles de qualité et indicateurs sur ces lagunes afin de mieux les diagnostiquer à l'avenir. Dans la poursuite des travaux menés par la Tour du Valat sur les macrophytes (cf. Chapitre 4), des grilles de diagnostic du phytoplancton et de la colonne d'eau adaptées à ces milieux devraient être élaborées pour 2014.

Dans l'attente de l'émergence de ces nouvelles grilles d'analyse adaptées aux lagunes dessalées et de leur éventuelle intégration d'ici 2016 dans la DCE², il est proposé que la Marette, Vendres et le Bagnas fassent l'objet d'un suivi en 2014 (soit 3 ans après le dernier suivi RSL en 2011) avant de sortir du RSL en 2017. Campagnol, qui est directement relié à l'Ayrolle et constitue pour ce dernier une source potentielle d'apports et une zone tampon des apports du bassin versant, continuera à faire l'objet d'un suivi de la colonne d'eau et du phytoplancton tous les ans.

Sur l'étang de Thau il est proposé de rétablir le suivi de la station TPE car les modèles indiquent clairement que les temps de résidence de cette masse d'eau diffèrent des temps de résidence du bassin de Thau en général ce qui suggère un fonctionnement particulier de cette partie d'étang.

Des travaux de restauration ayant été entrepris sur le bassin versant de la lagune de Canet St-Nazaire, il est proposé de rétablir tous les ans un suivi estival de la colonne d'eau sur cette lagune.

Le maintien du suivi de l'ensemble des étangs palavasiens est proposé.

Dans la mesure où plusieurs étangs palavasiens sont échantillonnés, il n'y a aucun intérêt à supprimer l'échantillonnage sur une ou deux lagunes sous prétexte de gagner du temps d'échantillonnage.

En effet, la majeure partie du temps consacré aux sorties sur ces étangs ne correspond pas au temps de prélèvement sur ces différents étangs mais au temps de trajet entre Sète et Palavas en bateau. Le gain serait donc minime comparé à la perte en matière d'information.

² La reconnaissance d'un type « lagune dessalée » dans le cadre de la DCE pourrait permettre d'avoir un suivi spécifique de ces milieux dans le cadre du réseau de surveillance à partir de 2016.

Un suivi tous les ans de la lagune de Canet St-Nazaire sera rétabli suite à la réalisation de travaux de gestion sur cette lagune.

On propose d'arrêter le suivi actuel du Canal du Rhône à Sète dans le cadre du RSL.

Son étude jusqu'alors a permis de répondre aux principales questions qui étaient posées et il n'apporte en l'état plus rien de nouveau au RSL (les pistes d'améliorations de sa qualité sont connues de même que les sources de contamination).

Il semble plus approprié dorénavant de suivre le Canal du Rhône à Sète dans une étude ayant un autre statut, qui viserait à connaître les flux de polluants, mais hors cadre du RSL.

Cette étude consisterait en des mesures de concentrations de polluants couplées à des mesures de débit sur à minima une année hydrologique et avec une fréquence élevée, ce qui permettrait de mieux connaître les pressions exercées sur les milieux lagunaires.

Cette étude ne pourrait être menée que si les acteurs locaux (financeurs et gestionnaires) s'y impliquent et y trouvent un intérêt. L'Ifremer pourrait à ce moment là y avoir un rôle à définir.

Résultats issus de la comparaison statistique des résultats

Les résultats des comparaisons de moyennes sont compilés dans les Tableaux 4.9 & 4.10.

Les résultats font apparaître des différences significatives de moyennes pour au moins un paramètre de la colonne d'eau pour la majorité des couples de stations hydrologiques.

Cependant aucune différence significative de moyennes n'est à noter entre les stations PRE / PRW ni entre les stations ORE / ORW.

Interprétations / Conclusion

L'obtention de différences significatives de valeurs moyennes pour les différents paramètres de la colonne d'eau suggère des différences de fonctionnement hydrodynamique et / ou d'apports entre les différents secteurs de lagunes.

L'hypothèse initiale d'un fonctionnement différent des secteurs de lagunes semble ici confirmée.

Les résultats ne nous permettent cependant pas de déterminer si des différences significatives de valeurs seraient constatées sur une échelle spatiale plus faible.

L'emploi des modèles de fonctionnement hydrodynamique des lagunes, actuellement en cours de développement devrait permettre de répondre à cette question.

Les résultats suggèrent sur les lagunes de l'Or et du Prévost, une plus grande homogénéité de fonctionnement et probablement un meilleur brassage de la colonne d'eau.

Les résultats nous orientent vers la sélection d'une station sur deux concernant les couples de stations PRE / PRW et ORE / ORW.

Les résultats de comparaisons des moyennes d'abondances de phytoplancton entre ces stations nous permettront de conclure quand à la sélection d'une station sur deux sur ces étangs.

Tableau 4.9 : Résultats des comparaisons des valeurs moyennes prises par les différents paramètres entre les différents stations hydrologiques particulières et entre les stations de fond / surface (.= p-value < 0.10 ; * = p-value < 0.05 ; ** = p-value < 0.01 ; * = p-value < 0.001).**

Type de suivi	Suivis particuliers supplémentaires						Suivis surface / fond		
	AYN / AYR	LER / LES	TES / TANG	TEF / TES	TWF / TWS				
	2007-2011	2007-2011	2001-2011	2001-2011	2001-2011				
Paramètre	test employé	signif différence	test employé	signif différence	test employé	signif différence	test employé	signif différence	test employé
%O ₂ sat	Test t	ns	Wilcoxon	S*	Wilcoxon	S**	Wilcoxon	S***	Wilcoxon
TUR	Wilcoxon	ns	Wilcoxon	ns	Wilcoxon	S***	Wilcoxon	S***	Wilcoxon
[PO ₄ ³⁻]	Wilcoxon	ns	Wilcoxon	S**	Test t	.	Wilcoxon	S***	Wilcoxon
[NID]	Test Wilcoxon	ns	Wilcoxon	S*	Wilcoxon	S***	Wilcoxon	S**	Wilcoxon
[NO ₃]	Test t	ns	Wilcoxon	S**	Wilcoxon	ns	Wilcoxon	ns	Wilcoxon
[NO ₂]	Test t	ns	Wilcoxon	S**	Wilcoxon	S*	Wilcoxon	ns	Wilcoxon
[NH ₄ ⁺]	Wilcoxon	.	Wilcoxon	ns	Wilcoxon	S***	Wilcoxon	S**	Wilcoxon
[CHLa]	Test Wilcoxon	S**	Wilcoxon	.	Wilcoxon	ns	Test t	S*	Wilcoxon
[CHLa + PHEOa]	Test t	S**	Wilcoxon	.	Wilcoxon	ns	Wilcoxon	S**	Wilcoxon
[NTE]	Test t	S*	Wilcoxon	S**	Test t	S***	Wilcoxon	S**	Test t
[PTE]	Test t	S**	Wilcoxon	S**	Wilcoxon	S***	Wilcoxon	S***	Wilcoxon

Tableau 4.10 : Résultats des comparaisons des valeurs moyennes prises par les différents paramètres entre les stations hydrologiques principales (.= p-value < 0.10 ; * = p-value < 0.05 ; ** = p-value < 0.01 ; * = p-value < 0.001)**

Suivis sur les stations hydrologiques principales de chaque lagune (E / O ou N / S)																		
Type de suivi	TES / TWS		INN / INS		PRE / PRW		MEE / MEW		ORE / ORW		MARV / MARS		LEVI / LES		BGM / BGN		BGM / BGS	
Paramètre	test employé	différence	signif	test employé	différence	signif	test employé	différence	signif	test employé	différence	signif	test employé	différence	signif	test employé	différence	signif
%O ₂ sat	Wilcoxon	ns	ns	Testt	ns	ns	Testt	ns	ns	Testt	ns	ns	Testt	ns	S**	Wilcoxon	S**	S**
TUR	Testt	ns	.	Wilcoxon	.	ns	Testt	ns	ns	Wilcoxon	ns	ns	Wilcoxon	S**	ns	Wilcoxon	ns	ns
[PO ₄ ³⁻]	Testt	ns	ns	Wilcoxon	ns	S**	Wilcoxon	S**	ns	Wilcoxon	ns	S**	Wilcoxon	.	ns	Wilcoxon	ns	ns
[ND]	Wilcoxon	ns	S*	Testt	S*	ns	Wilcoxon	ns	ns	Wilcoxon	.	ns	Wilcoxon	S*	ns	Wilcoxon	S*	ns
[NO ₃]	Wilcoxon	ns	ns	Wilcoxon	ns	ns	Wilcoxon	ns	ns	Wilcoxon	ns	ns	Wilcoxon	S*	ns	Wilcoxon	S**	ns
[NO ₂]	Testt	ns	ns	Wilcoxon	ns	ns	Wilcoxon	ns	ns	Wilcoxon	ns	S*	Wilcoxon	S**	ns	Wilcoxon	S**	ns
[NH ₄ ⁺]	Wilcoxon	ns	S**	Testt	S**	ns	Wilcoxon	ns	ns	Wilcoxon	ns	S*	Wilcoxon	S*	ns	Wilcoxon	ns	ns
[CH ₄]	Wilcoxon	ns	S*	Wilcoxon	S*	ns	Wilcoxon	ns	ns	Wilcoxon	ns	ns	Wilcoxon	ns	S**	Wilcoxon	S**	S*
[CH ₄ + PHEOa]	Wilcoxon	ns	S*	Wilcoxon	S*	ns	Wilcoxon	ns	ns	Wilcoxon	ns	ns	Wilcoxon	ns	S**	Wilcoxon	S**	S*
[NE]	Testt	S*	S*	Testt	S*	ns	Wilcoxon	ns	ns	Wilcoxon	ns	S**	Wilcoxon	S**	S**	Testt	S**	S**
[PE]	Testt	S*	S**	Testt	S**	ns	Wilcoxon	ns	ns	Wilcoxon	.	ns	Wilcoxon	ns	S**	Wilcoxon	S**	S**

4.3.Thème 3 : Relations entre les paramètres indicateurs du niveau d'eutrophisation et simplification de la grille de diagnostic

4.3.1.Position des seuils de concentration de la grille au regard de la distribution des données

Question 3.a) : La grille actuelle de qualité de la colonne d'eau permet-elle de discriminer les lagunes en fonction de leur état général ?

Méthode

Similairement au travail effectué pour les compartiments « macrophytes » et « sédiments », une représentation de la distribution des données a été réalisée pour chaque paramètre et chaque secteur de lagune sous la forme de boîtes à moustaches.

Ce mode de représentation masque une variabilité interannuelle des résultats qui peut être forte surtout lorsque la qualité des lagunes évolue. Cependant cette représentation offre une vision de l'amplitude et du niveau global des valeurs pour chaque secteur de lagune.

Ces représentations ont été effectuées à partir du script « script_col.eau_17 ».

Données

Les données obtenues pour les lagunes de la Région LR ont été triées par mois, puis seuls les mois d'été (juin, juillet, août) ont été sélectionnés.

Cette sélection permet de comparer les lagunes sur la même période de l'année.

Pour chaque lagune toutes les données acquises sur chaque paramètre depuis le début du suivi ont été utilisées. Les données sont compilées dans le fichier « data_col.eau_17 ».

Résultats

Les représentations graphiques pour chaque paramètre sont données dans les Figures 4.14 à 4.24.

Globalement, on constate une bonne couverture des seuils par les données concernant les paramètres d'écart à la saturation en dioxygène, de turbidité, ainsi que pour les concentrations en PTE, en NTE, en chlorophylle a et en chlorophylle a + pheopigments a.

En revanche la distinction entre les lagunes est plus difficile concernant les paramètres de l'azote et du phosphore inorganique.

Les valeurs les plus faibles des paramètres sont constatées pour les étangs ayant une qualité générale moyenne à très bonne : Ayrolle, La Palme, Salses-Leucate, Bages-Sigean, Thau.

Les valeurs d'écarts à la saturation en dioxygène montrent une très grande amplitude avec pour la majorité des lagunes des valeurs médianes situées dans les classes bonne à très bonne.

Les valeurs de turbidité font ressortir les étangs dans un mauvais état général tels que l'Arnel, Grand Bagnas, Canet St Nazaire, la Marette, le Méjean, l'Or et l'étang de Vendres où la turbidité est contrôlée par le phytoplancton, hyper abondant.

Les valeurs médianes des autres étangs se situent dans les classes bonne et très bonne.

La distribution des valeurs de concentrations des paramètres du NID montre que la plupart des stations se situent en été dans un état bon voire très bon vis-à-vis de ces paramètres.

Ce constat n'est pas vérifié pour les lagunes de Campagnol, de Grec, de la Marette et du Médard pour lesquelles les états sont moyens à mauvais vis-à-vis des paramètres du NID.

Le constat est similaire pour les valeurs de concentrations en phosphates qui restent faibles pour la majorité des lagunes sauf celles de Canet St Nazaire, de Campagnol et de Méjean.

Les concentrations en phosphore total recouvrent davantage les différents seuils de qualité vis-à-vis de l'eutrophisation avec des valeurs particulièrement élevées sur les étangs de Canet St Nazaire, du Grec, du Méjean, de l'Or, du Médard et de Vendres.

Les valeurs de concentrations en NTE recouvrent bien les seuils de concentrations de la grille de qualité. Les valeurs les plus fortes sont observables sur les lagunes de l'Arnel, du Grand Bagnas, de Canet St Nazaire, du Grec, du Méjean, de l'Or et de Vendres.

Des résultats très similaires sont observables pour les valeurs de concentrations en pigments chlorophylliens.

Interprétations / Conclusions

La distribution très étendue des valeurs d'écart à la saturation en dioxygène s'explique par la diversité des processus à l'origine de production ou de consommation en dioxygène : production primaire puis dégradation des matières organiques ; variation nyctémérale de ce paramètre. Un tel résultat révèle la complexité de l'utilisation de ce paramètre pour évaluer l'état des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation.

Les valeurs de turbidité les plus fortes sont observées sur des lagunes dans un mauvais état général.

Les valeurs élevées de turbidité sont dues à la production phytoplanctonique importante sur ces lagunes, mais il est fort probable que la turbidité dans les lagunes mésohalines soit favorisée par les remises en suspension du sédiment en lien avec la faible salinité de ces milieux.

Sur l'étang de Canet St Nazaire la très forte amplitude des valeurs de turbidité s'explique probablement par la forte dépendance de cette lagune aux apports de son bassin versant (rapport S bassin versant / S lagune égal à 52).

Les faibles valeurs de concentration en NID s'expliquent pour la majorité des lagunes par la consommation de ces nutriments par les producteurs primaires.

C'est par exemple le cas sur l'étang de l'Or qui reçoit de forts apports de nutriments mais au niveau duquel les valeurs estivales de concentrations en NID sont parmi les plus faibles.

Sur certains étangs comme Campagnol, on note de fortes valeurs de concentrations en NID en été.

L'excès d'azote inorganique s'explique peut-être par la présence d'autres polluants limitant fortement cette production primaire ou par des temps de résidence de l'eau trop faibles.

La similarité de résultats entre les valeurs de NID et les autres paramètres de l'azote suggère les relations fortes et redondantes existant entre ces paramètres.

Des valeurs particulièrement élevées de concentrations en phosphates sont observables sur les étangs de Canet St Nazaire et de Méjean. Or ces derniers se caractérisent par des concentrations en phosphore total particulièrement élevées dans le sédiment. Il est donc fort probable que l'enrichissement de la colonne d'eau en phosphates soit dû à une composante « relargages sédimentaires » importante en période estivale.

Le lien entre les valeurs de concentrations en PTE et la biomasse de phytoplancton (concentration en chlorophylle a) est particulièrement fort en été, comme le montrent les résultats sur la lagune de Vendres.

La similitude de la distribution des valeurs de concentrations en NTE avec la distribution des valeurs de concentrations en pigments chlorophylliens suggère un lien encore plus fort entre ces paramètres.

Les seuils de la grille de diagnostic actuelle permettent donc une bonne distinction des lagunes en fonction de leur état général. Ces premières représentations nous conduisent à examiner le lien entre les paramètres de la colonne d'eau pour proposer une éventuelle simplification de la grille de diagnostic.

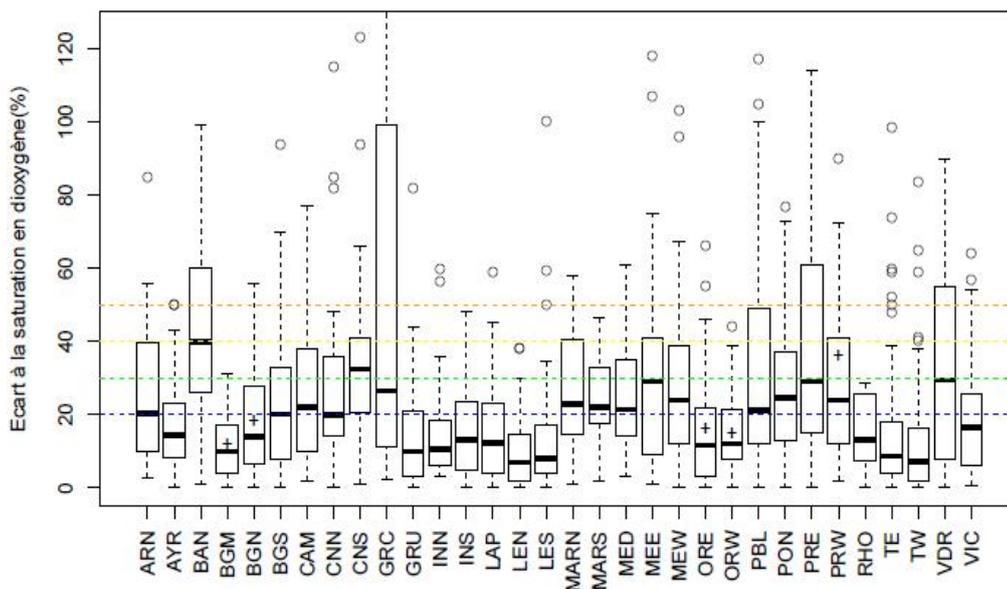


Figure 4.14 : Distribution des valeurs d'écart à la saturation en dioxygène par secteur de lagune (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l'outil).

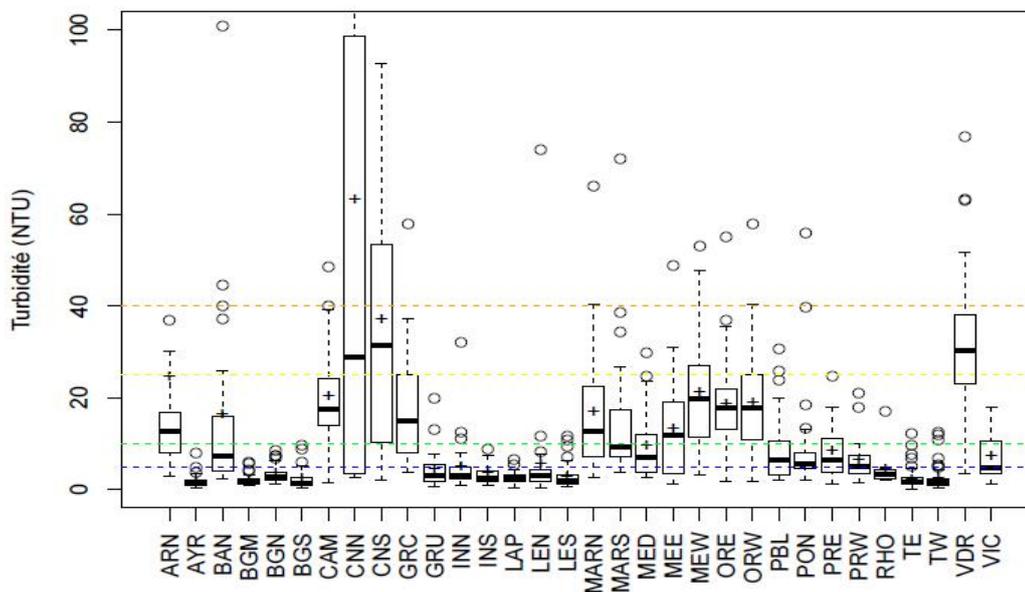


Figure 4.15 : Distribution des valeurs de turbidité par secteur de lagune (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l'outil).

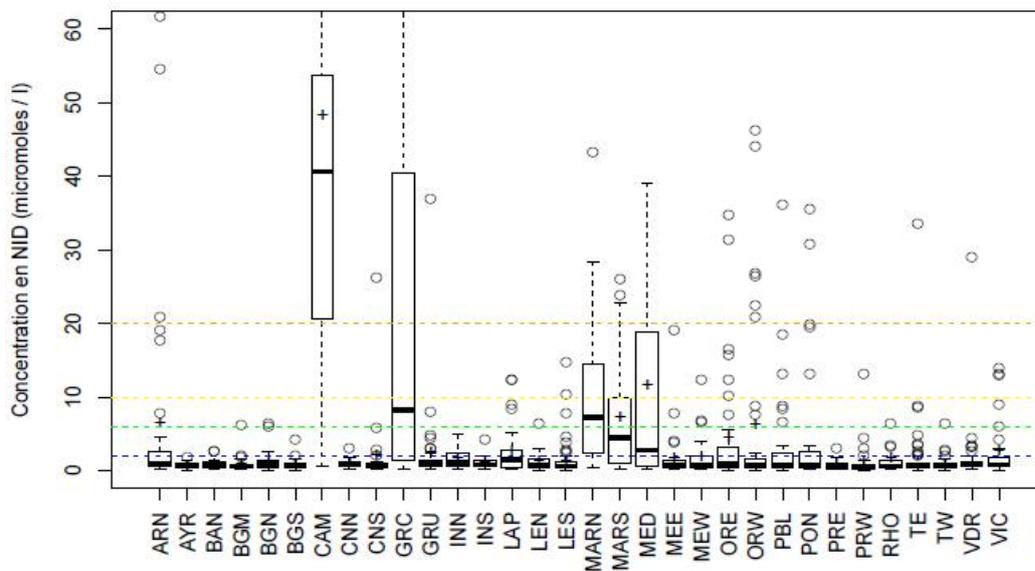


Figure 4.16 : Distribution des valeurs de concentrations en NID, par secteur de lagune (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l’outil).

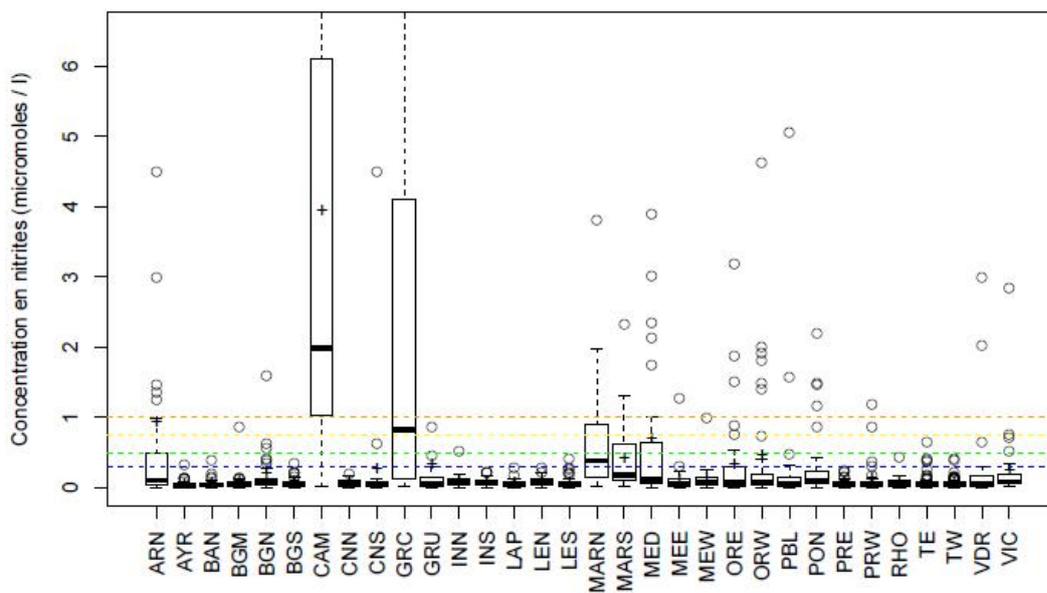


Figure 4.17 : Distribution des valeurs de concentrations en nitrites, par secteur de lagune (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l’outil).

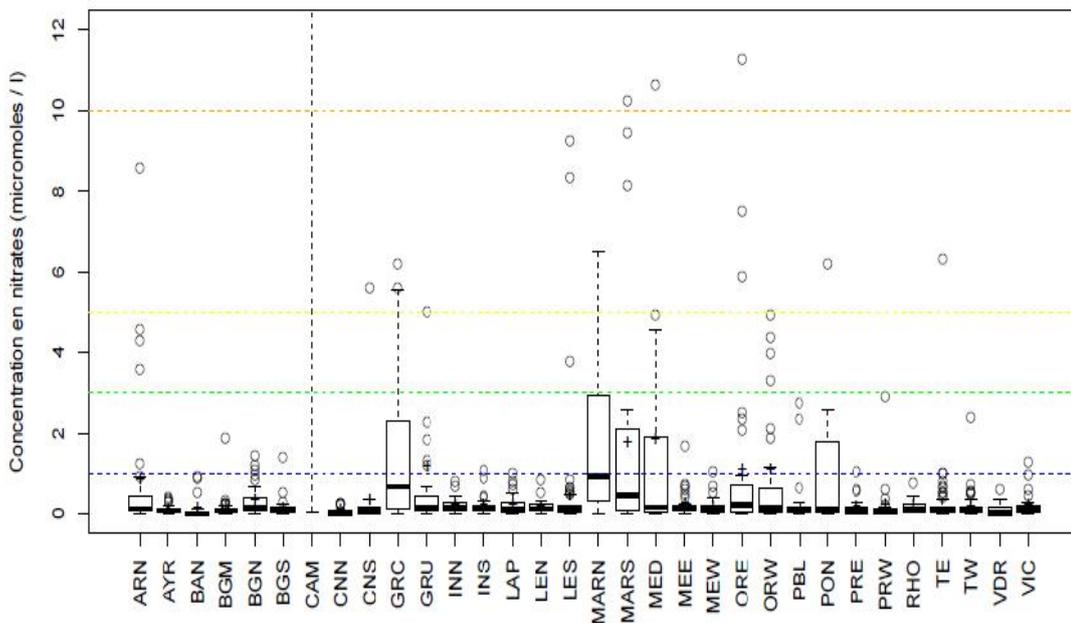


Figure 4.18 : Distribution des valeurs de concentrations en nitrates, par secteur de lagune (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l'outil).

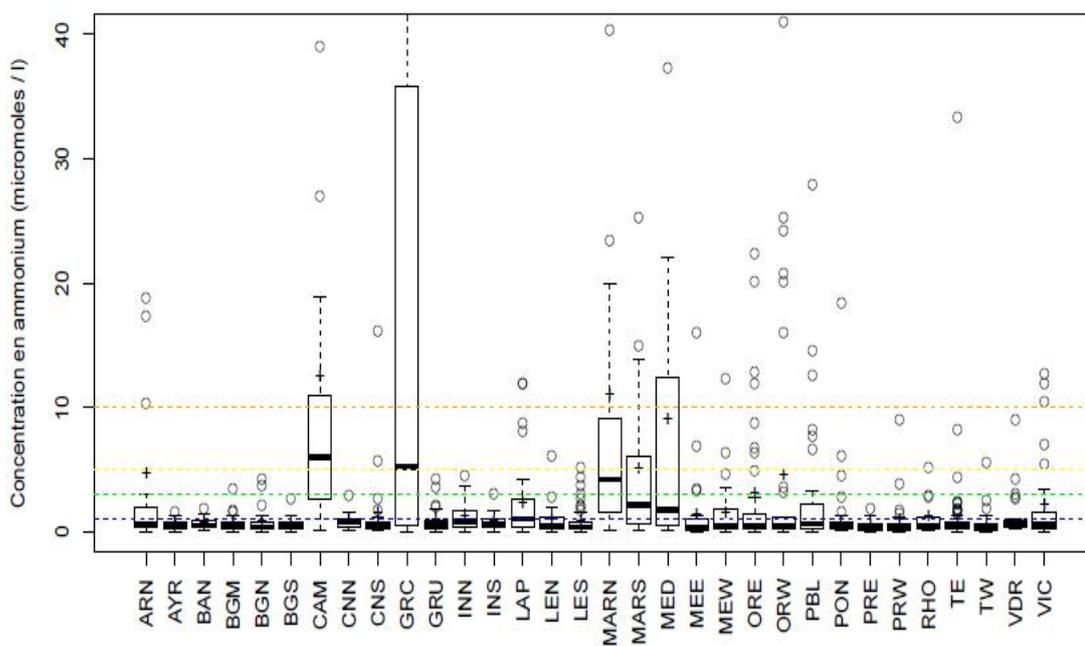


Figure 4.19 : Distribution des valeurs de concentrations en ammonium, par secteur de lagune (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l'outil).

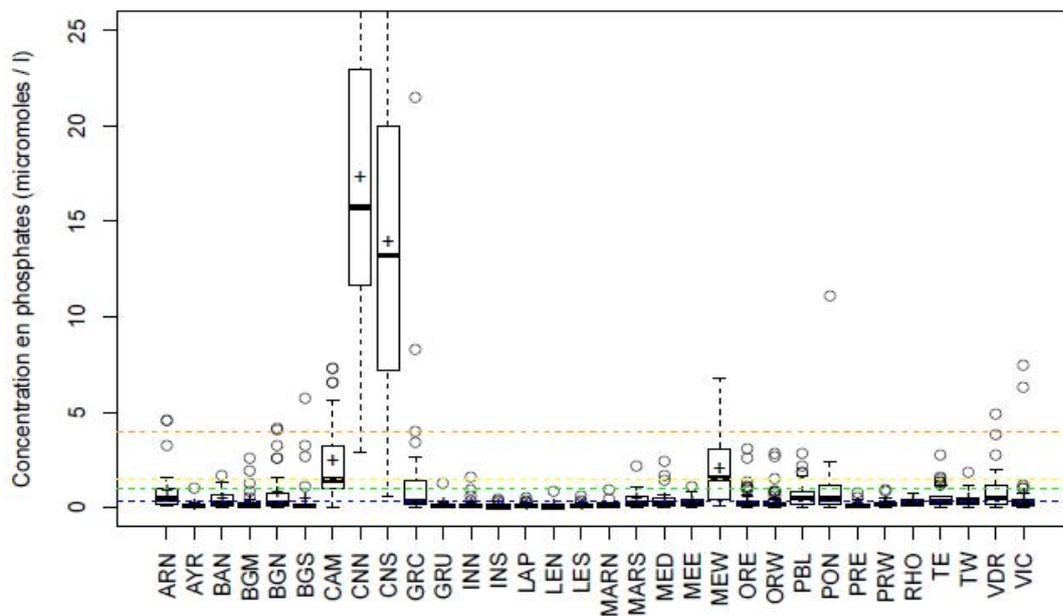


Figure 4.20 : Distribution des valeurs de concentrations en phosphates, par secteur de lagune (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l’outil).

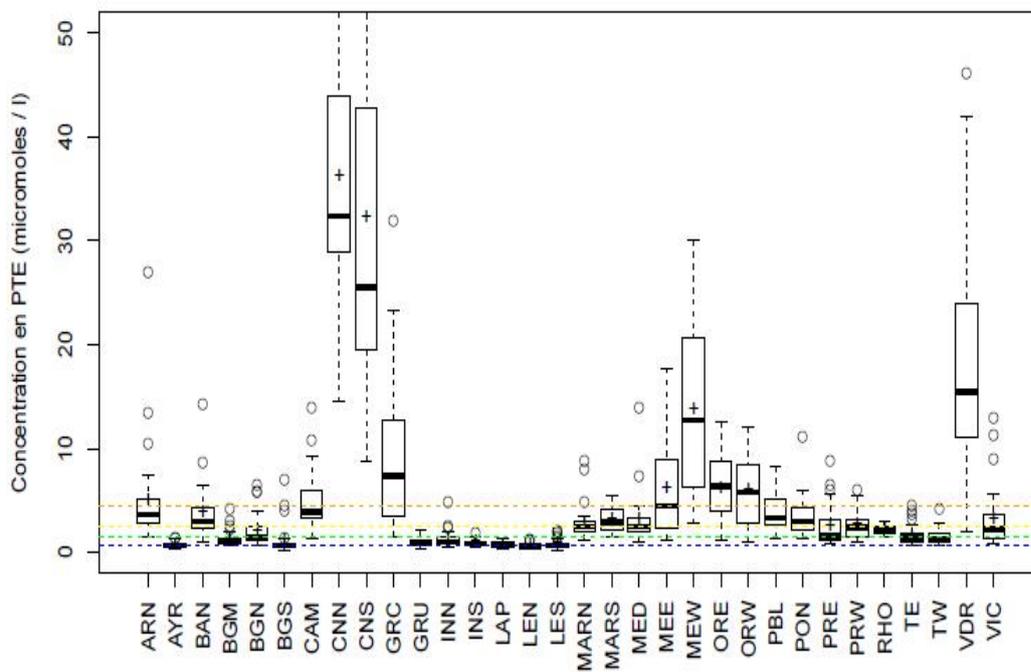


Figure 4.21 : Distribution des valeurs de concentrations en PTE, par secteur de lagune (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l’outil).

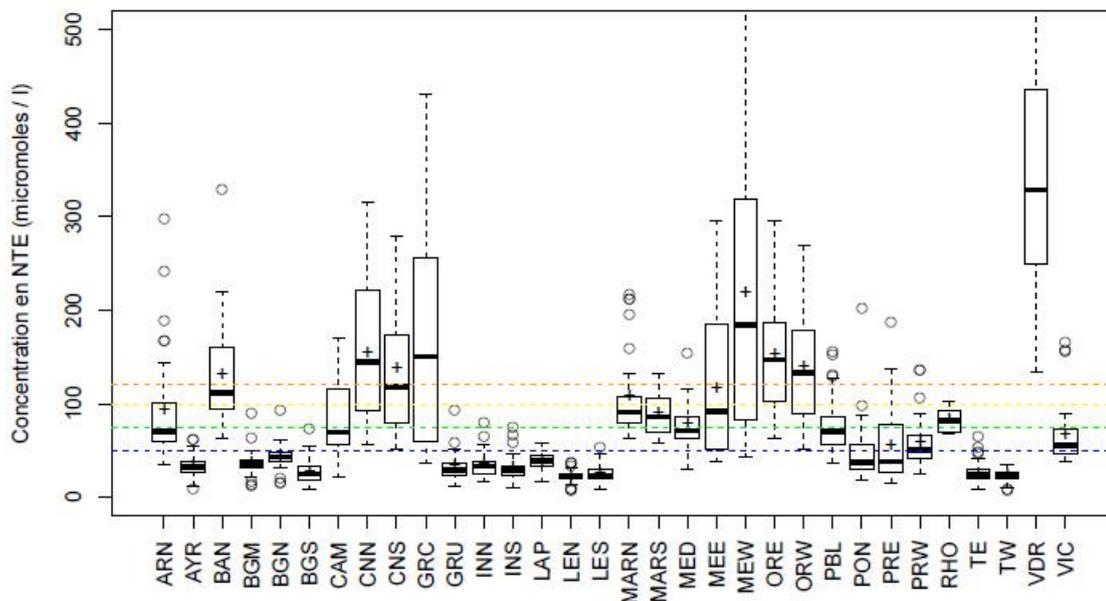


Figure 4.22 : Distribution des valeurs de concentrations en NTE, par secteur de lagune (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l’outil).

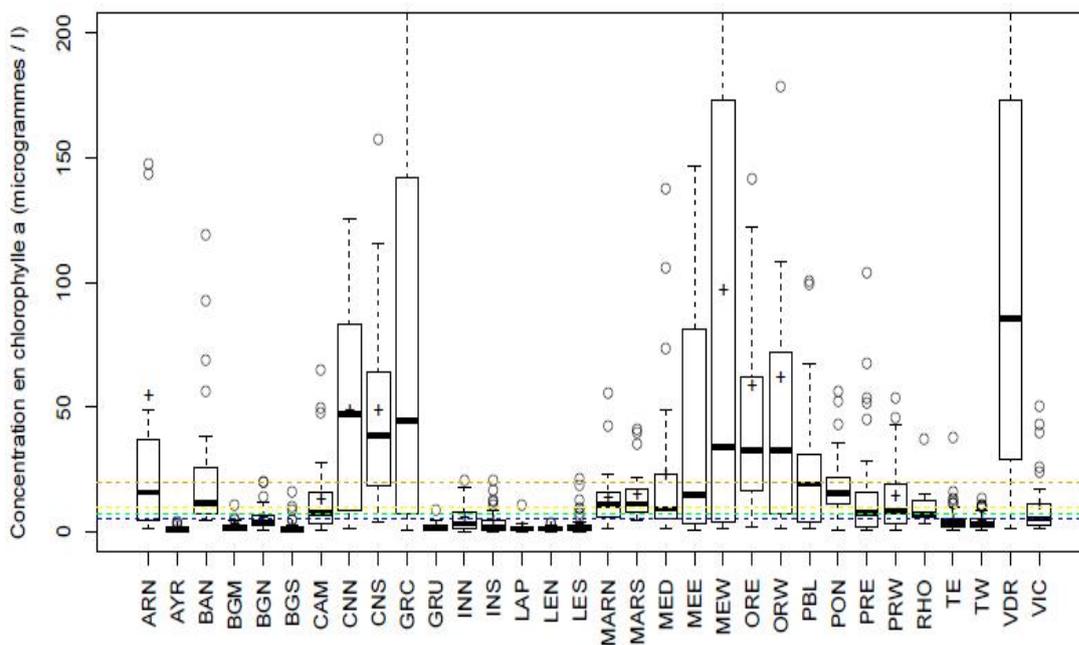


Figure 4.23 : Distribution des valeurs de concentrations en chlorophylle a, par secteur de lagune (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l’outil).

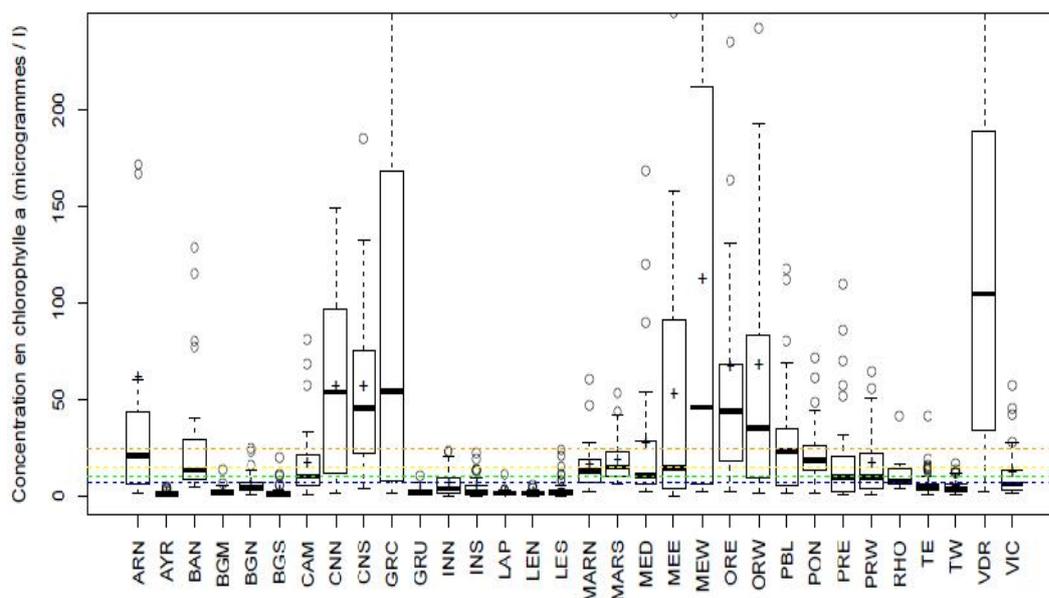


Figure 4.24 : Distribution des valeurs de concentrations en chlorophylle a + pheopigments a, par secteur de lagune (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l’outil).

4.3.2. Relations entre les paramètres de la grille de diagnostic

Parmi les 11 paramètres de la grille de qualité de la colonne d’eau, chacun a le même poids dans le diagnostic du compartiment.

Cinq paramètres correspondent à l’élément « azote » : 4 sous forme inorganique ($[NID]$, $[NO_3^-]$, $[NH_4^+]$, $[NO_2^-]$), et un sous forme totale : $[NTE]$.

L’azote sous forme inorganique a donc un poids plus important que le phosphore sous forme inorganique.

Or l’azote n’est pas l’unique élément limitant la production primaire dans les lagunes, et la limitation par l’azote ou le phosphore dépend notamment du niveau d’eutrophisation des lagunes (Souchu et al., 2010).

D’autre part, les pigments chlorophylliens sont pris en compte à deux reprises dans la grille.

Nous étudierons donc dans un premier temps les relations entre les paramètres de la colonne d’eau avant de proposer une grille simplifiée et d’évaluer la validité de cette grille.

▪ Relations entre paramètres suivis et simplification de la grille de diagnostic

Question 3.b)

Quelles sont les relations entre les paramètres indicateurs de la grille de qualité de la colonne d’eau ?
Doit-on conserver tous ces paramètres dans la grille ?

Méthode

Dans un premier temps, la relation entre les paramètres de la colonne d’eau a été examinée de manière globale par la construction d’une matrice de corrélation (coefficient de Pearson) qui donne une idée synthétique des relations entre paramètres.

Le script de construction de la matrice de corrélation linéaire est « script_col.eau_18 ».

Dans un second temps, le lien entre les paramètres suivants a été examiné de manière plus détaillée :

- concentrations en NID et concentrations en nitrates, nitrites, et ammonium,

- concentrations en NID et concentrations en NTE,
- concentrations en PO_4^{3-} et concentrations en PTE,
- concentrations en CHLa et concentrations en CHLa + PHEOa,
- concentrations en CHLa + PHEOa et valeurs de turbidité.

Les analyses de régressions linéaires simples ont été réalisées en considérant l'ensemble des données mais également à l'échelle de chaque secteur de lagune.

Ont également été calculées à l'échelle de la lagune :

- la part moyenne des nitrites, nitrates et de l'ammonium dans le NID,
- la part moyenne du NID dans le NTE,
- la part moyenne du PO_4^{3-} dans le PTE,
- la part moyenne de la CHLa dans la somme CHLa + PHEOa..

Le script permettant la réalisation des analyses de régressions linéaires simples et de ces graphiques, est nommé «script_col.eau_19 ».

Données

Pour la réalisation de la matrice de corrélation l'ensemble des données acquises sur le compartiment « colonne d'eau » depuis la mise en place de l'outil a été utilisé.

Toutes les lagunes, toutes les stations et tous les diagnostics ont donc été considérés.

Ces données sont compilées dans le jeu de données « data_col.eau_18 ».

Pour l'étude approfondie des relations linéaires entre paramètres, seules les données acquises en juin, juillet, août ont été utilisées.

Seules les stations hydrologiques principales de chaque secteur de lagune ont été conservées.

De par leur localisation au sein de « boîtes hydrodynamiques » ces stations sont *a priori* les plus représentatives des secteurs de lagunes correspondants.

D'autre part il s'agit des stations pour lesquelles le plus grand nombre de données a été acquis car les stations « supplémentaires » ne sont suivies que quelques années pour répondre à une question précise.

Le tableau de données correspondantes est nommé « data_col.eau_19 ».

Relations générales entre paramètres : résultats de la matrice de corrélation

La matrice de corrélation linéaire est donnée dans le Tableau 4.11.

Tableau 4.11 : Matrice de corrélation linéaire entre les différents paramètres de la colonne d'eau (à partir de l'ensemble des données annuelles sur l'ensemble des stations).

	[O ₂]	[TUR]	[PO ₄ ³⁻]	[NID]	[NO ₂]	[NO ₃]	[NH ₄ ⁺]	[CHLa]	[CHLa + PHEOa]	[NTE]	[PTE]
[O ₂]	1,00	0,08	0,10	-0,02	-0,02	-0,04	0,01	0,32	0,32	0,26	0,24
[TUR]	0,08	1,00	0,13	0,11	0,08	0,08	0,11	0,36	0,38	0,47	0,47
[PO ₄ ³⁻]	0,10	0,13	1,00	0,04	0,03	0,05	0,03	0,06	0,07	0,14	0,73
[NID]	-0,02	0,11	0,04	1,00	0,76	0,79	0,83	-0,02	-0,01	0,26	0,01
[NO ₂]	-0,02	0,08	0,03	0,76	1,00	0,51	0,64	0,02	0,03	0,23	0,01
[NO ₃]	-0,04	0,08	0,05	0,79	0,51	1,00	0,31	-0,04	-0,04	0,16	-0,01
[NH ₄ ⁺]	0,01	0,11	0,03	0,83	0,64	0,31	1,00	0,00	0,02	0,25	0,02
[CHLa]	0,32	0,36	0,06	-0,02	0,02	-0,04	0,00	1,00	1,00	0,74	0,50
[CHLa + PHEOa]	0,32	0,38	0,07	-0,01	0,03	-0,04	0,02	1,00	1,00	0,75	0,51
[NTE]	0,26	0,47	0,14	0,26	0,23	0,16	0,25	0,74	0,75	1,00	0,61
[PTE]	0,24	0,47	0,73	0,01	0,01	-0,01	0,02	0,50	0,51	0,61	1,00

On constate que les coefficients de corrélation linéaire entre les paramètres de la grille de diagnostic et les valeurs d'écart à la saturation en dioxygène sont globalement très faibles (valeurs de coefficients de corrélation linéaire les plus élevées : 0.24 à 0.32).

La même remarque peut être faite pour le paramètre turbidité avec de faibles valeurs de coefficients de corrélations linéaires sauf avec les concentrations en pigments chlorophylliens et les formes totales de l'azote et du phosphore (coefficients de 0.36 à 0.47).

Un lien fort est observé entre les valeurs de concentrations en PTE et les valeurs de concentrations en phosphates (coefficients de corrélation linéaire de 0.73).

Le coefficient de corrélation linéaire est également fort entre les valeurs de concentrations en nitrites, nitrates et ammonium et les valeurs de concentration en NID (coefficients de 0.76 à 0.83).

Le coefficient de corrélation linéaire de 1 entre les valeurs de concentrations en chlorophylle a et celles en chlorophylle a + pheopigments a montre le lien très fort entre ces deux paramètres.

Les coefficients de corrélation linéaire entre les valeurs de concentrations en pigments chlorophylliens et les valeurs de concentrations des formes totales de l'azote et du phosphore sont également forts : 0.50 pour les concentrations en PTE ; 0.75 pour les valeurs de concentrations en NTE.

Examen approfondi du lien entre les paramètres : résultats des analyses de régressions linéaires simples

Les résultats concernant les différentes formes de l'azote sont donnés dans les Figures 4.25 à 4.27 et dans le Tableau 4.12.

Les corrélations entre les valeurs de concentrations en nitrites, nitrates, ammonium et celles en NID sont très significatives avec des coefficients de corrélation de 0.68, 0.60 et 0.71.

La variabilité des concentrations en NID est donc davantage liée à la variabilité des concentrations en ammonium qu'à celle des concentrations en nitrites et en nitrates ce qui confirme l'observation précédente sur la matrice de corrélations.

De plus, l'examen des relations entre les paramètres du NID à l'échelle de chaque station hydrologique, montre qu'un plus grand nombre de relations sont significatives entre le NID et l'ammonium qu'entre le NID et les nitrites ou nitrates (respectivement 97 %, 81 % et 76 % des stations).

La part qu'occupe chaque forme inorganique dans le NID est d'en moyenne 66 % pour l'ammonium, contre 22% pour les nitrates et 12 % pour les nitrites ; elle varie néanmoins de moins de 30 % à plus de 80 % pour l'ammonium, selon la station considérée.

La relation entre les concentrations en NID et les concentrations en NTE est très significative si l'on prend en compte l'ensemble des données acquises, mais cela est dû avant tout au très grand nombre de données. En effet, le coefficient de corrélation linéaire entre ces deux paramètres est proche de 0.

De plus, lorsqu'on examine les relations entre concentrations en NID et concentrations en NTE à l'échelle de chaque station hydrologique, on remarque que cette relation est non significative dans la majorité des cas (76 % des stations).

L'azote sous forme organique représente en moyenne 93 % du NTE, sauf pour quelques exceptions telles que CAM et GRC.

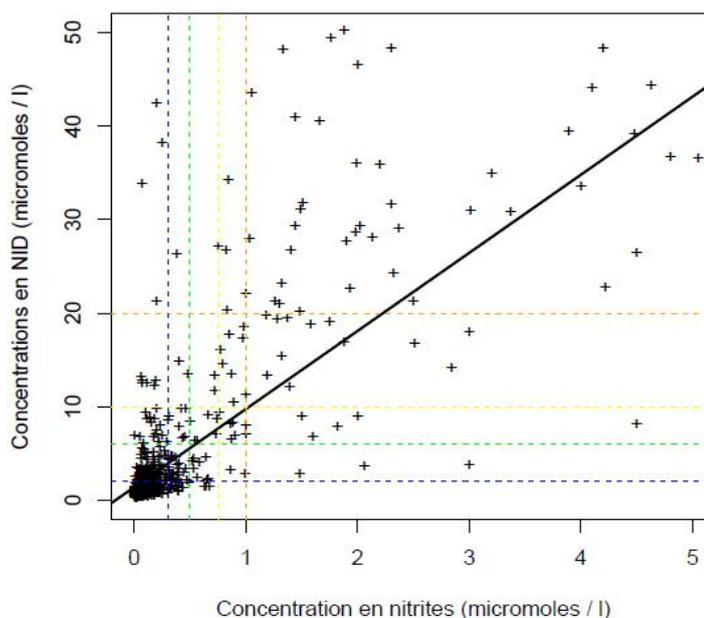


Figure 4.25 : Relations entre concentrations en nitrites et concentrations en NID (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l'outil).

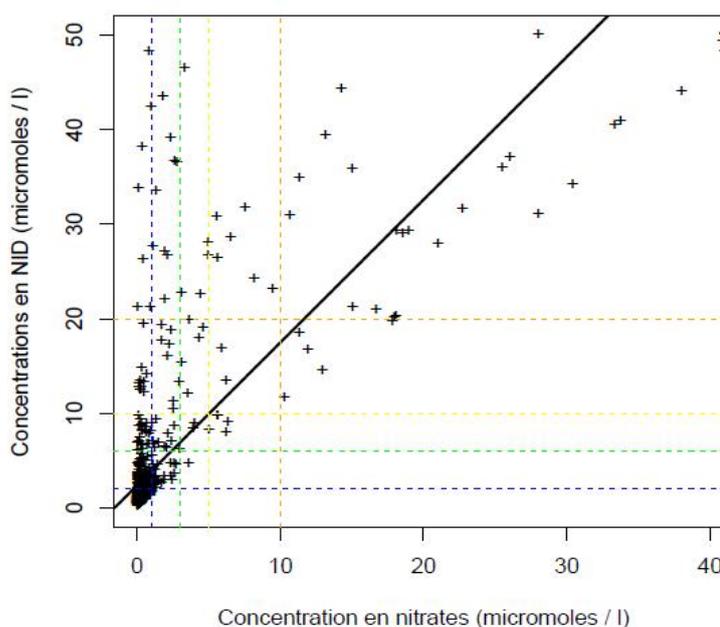


Figure 4.26 : Relations entre concentrations en nitrates et concentrations en NID (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l'outil).

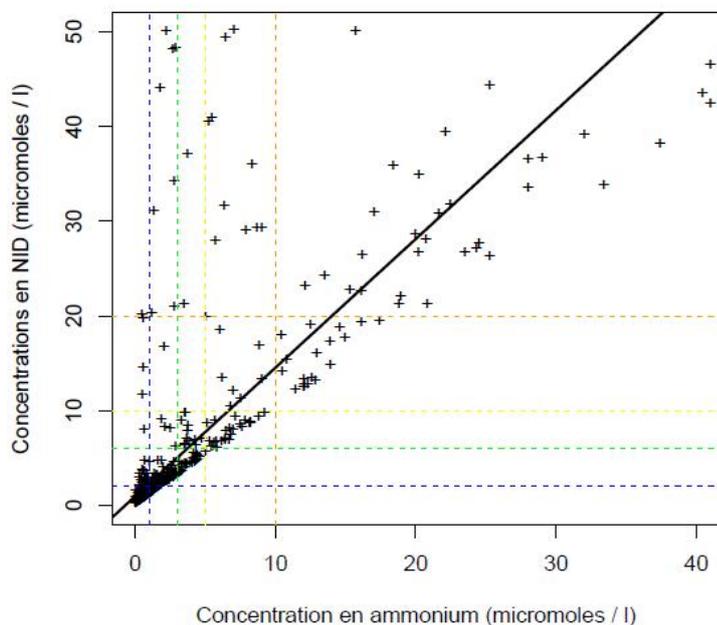


Figure 4.26 : Relations entre concentrations en ammonium et concentrations en NID (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l’outil).

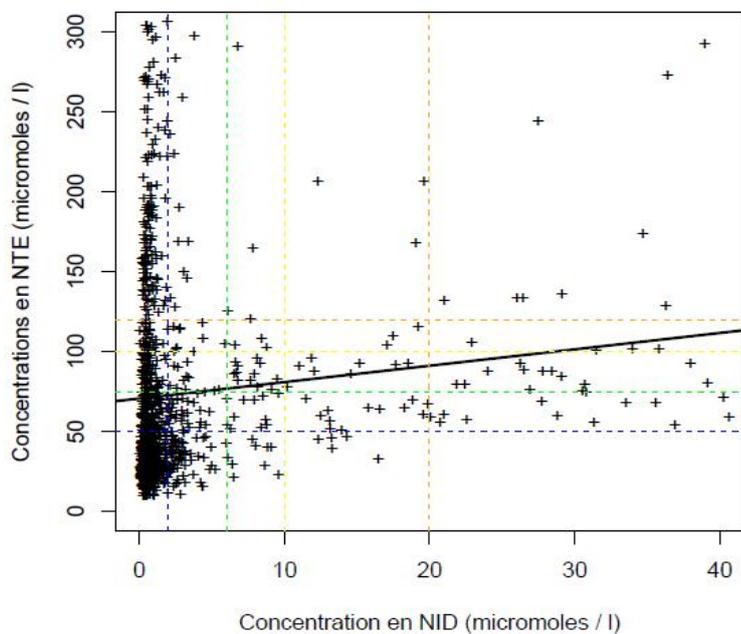


Figure 4.26 : Relations entre concentrations en NTE et concentrations en NID (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l’outil).

Tableau 4.12 : Résultats des analyses de régressions linéaires simples pour l'étude des relations entre les différentes formes de l'azote (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l'outil).

Station hydrologique	Relation entre concentrations en NID et concentrations en nitrites			Relation entre concentrations en NID et concentrations en nitrates			Relation entre concentrations en NID et concentrations en ammonium			Relation entre concentrations en NID et concentrations en NTC		
	Coeff. de corr. linéaire	Significativité de la relation	Analyse des résidus	Coeff. de corr. linéaire	Significativité de la relation	Analyse des résidus	Coeff. de corr. linéaire	Significativité de la relation	Analyse des résidus	Coeff. de corr. linéaire	Significativité de la relation	Analyse des résidus
CNS	0,93	S***	OK	0,14	NS	OK	0,95	S***	OK	0,05	NS	OK
CNN	-0,09	NS	OK	-0,05	NS	OK	0,97	S***	OK	-0,05	NS	OK
IFS	0,17	S**	OK	0,1	S*	OK	0,97	S***	OK	0,2	S**	OK
LEN	0,04	NS	OK	0,06	NS	OK	0,97	S***	OK	-0,01	NS	OK
LAP	0,29	S***	OK	-0,200	NS	OK	0,95	S***	OK	0,02	NS	OK
BGS	0,22	S**	OK	0,23	S***	OK	0,97	S***	OK	0,02	NS	OK
SJM	0,28	S***	OK	0,84	S***	OK	0,95	S***	OK	0,02	NS	OK
RSN	0,61	S***	OK	0,77	S***	OK	0,97	S***	OK	-0,02	NS	OK
AVH	0,04	NS	OK	0,09	NS	OK	0,9	S***	OK	0,08	S*	OK
CAM	0,69	S***	OK	0,69	S***	OK	0,75	S***	OK	0,77	S***	OK
CRU	0,87	S***	OK	0,90	S***	OK	0,47	S***	OK	0,01	NS	OK
VDR	0,21	S**	OK	0,05	S***	OK	0,82	S***	OK	0,06	NS	OK
BAN	0,66	S***	OK	0,49	S***	OK	0,95	S***	OK	-0,02	NS	OK
TAF	0,07	NS	OK	0,10	S**	OK	0,27	S**	NC	0,07	NS	OK
WFF	0,23	S***	OK	0,132	S**	OK	0,85	S***	OK	0,04	NS	OK
TES	0,29	S***	OK	0,2	S***	OK	0,9	S***	OK	0,004	NS	OK
TTF	0,02	NS	OK	0,02	NS	OK	0,95	S***	OK	0,01	S**	OK
ANG	0,02	S***	OK	0,88	S***	OK	0,85	S***	OK	0,01	NS	OK
TPE	0,01	NS	OK	0,12	NS	OK	0,61	S***	OK	0,008	NS	OK
INS	0,21	S**	OK	0,73	S***	OK	0,97	S***	OK	0,07	NS	OK
INN	0,31	S***	OK	0,21	S**	OK	0,97	S***	OK	-0,02	NS	OK
VIS	0,19	S**	OK	0,40	S***	OK	0,95	S***	OK	-0,207	NS	OK
PRW	0,12	NS	OK	0,09	NS	OK	0,95	S***	OK	-0,1	NS	OK
TBE	0,94	S***	OK	0,88	S***	OK	0,95	S***	OK	0,15	S*	OK
ARN	0,2	S***	OK	0,71	S***	OK	0,90	S***	OK	0,003	NS	OK
PRW	0,65	S***	OK	0,66	S***	OK	0,85	S***	OK	0,02	NS	OK
TPE	0,19	S**	OK	0,47	S***	OK	0,95	S***	OK	-0,01	NS	OK
MEW	0,39	S***	OK	0,99	S***	OK	0,85	S***	OK	0,07	NS	OK
MFF	0,34	S***	OK	0,76	S***	OK	0,95	S***	NC	0,02	NS	OK
CNC	0,38	S***	OK	0,17	NS	OK	0,95	S***	OK	0,09	S*	OK
ORW	0,24	S***	OK	0,60	S***	OK	0,97	S***	OK	0,12	S*	OK
ORF	0,65	S***	OK	0,66	S***	OK	0,87	S***	OK	0,04	NS	OK
PONS	0,08	S***	OK	0,88	S***	OK	0,1	NS	OK	0,82	S***	OK
PONF	0,87	S***	OK	0,99	S***	OK	0,97	S***	OK	0,01	NS	OK
MED	0,7	S***	OK	0,37	S***	OK	0,95	S***	OK	0,05	NS	OK
MEE	0,7	S***	OK	0,37	S***	OK	0,95	S***	OK	0,05	NS	OK
MEW	0,7	S***	OK	0,37	S***	OK	0,95	S***	OK	0,05	NS	OK
ORF	0,65	S***	OK	0,66	S***	OK	0,87	S***	OK	0,04	NS	OK
ORW	0,24	S***	OK	0,60	S***	OK	0,97	S***	OK	0,12	S*	OK
PBE	0,24	S***	OK	0,60	S***	OK	0,97	S***	OK	0,12	S*	OK
PBWF	0,24	S***	OK	0,60	S***	OK	0,97	S***	OK	0,12	S*	OK
PONF	0,87	S***	OK	0,99	S***	OK	0,97	S***	OK	0,01	NS	OK
PONS	0,08	S***	OK	0,88	S***	OK	0,1	NS	OK	0,82	S***	OK
PRE	0,08	S***	OK	0,88	S***	OK	0,1	NS	OK	0,82	S***	OK
PRW	0,24	S***	OK	0,60	S***	OK	0,97	S***	OK	0,12	S*	OK
RHC	0,24	S***	OK	0,60	S***	OK	0,97	S***	OK	0,12	S*	OK
TANG	0,24	S***	OK	0,60	S***	OK	0,97	S***	OK	0,12	S*	OK
TEF	0,24	S***	OK	0,60	S***	OK	0,97	S***	OK	0,12	S*	OK
TES	0,29	S***	OK	0,2	S***	OK	0,9	S***	OK	0,004	NS	OK
TPE	0,01	NS	OK	0,12	NS	OK	0,61	S***	OK	0,008	NS	OK
TWF	0,29	S***	OK	0,2	S***	OK	0,9	S***	OK	0,004	NS	OK
TWS	0,29	S***	OK	0,2	S***	OK	0,9	S***	OK	0,004	NS	OK
VDR	0,21	S**	OK	0,05	S***	OK	0,82	S***	OK	0,06	NS	OK
VIC	0,21	S**	OK	0,05	S***	OK	0,82	S***	OK	0,06	NS	OK
Tous secteurs	0,60	S***	OK	0,6	S***	OK	0,71	S***	OK	0,03	S***	NC

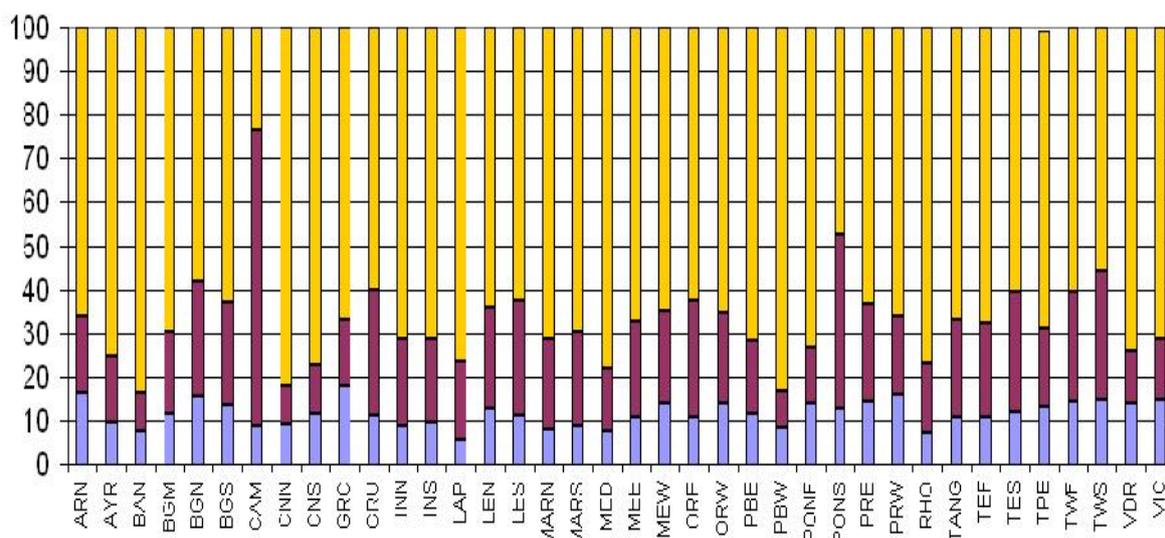


Figure 4.27 : Parts respectives des concentrations en nitrites (bleu), nitrates (rouge) et ammonium (jaune) dans la concentration en NID en moyenne sur l'ensemble des diagnostics effectués sur chaque station (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l'outil).

Les résultats concernant le phosphore sont donnés dans les Figures 4.27 et 4.28 et dans le Tableau 4.13. Le lien entre la concentration en phosphates et la concentration en PTE est très significatif si l'on considère tout le jeu de données. Mais lorsque l'analyse est menée pour chaque station hydrologique, on constate que la relation entre concentration en phosphates et concentration et PTE n'est significative que pour 50 % des stations hydrologiques. Le P organique représente en moyenne 81,3 % du PTE même si la proportion moyenne de phosphates dans le PTE peut dépasser les 40 % sur certaines lagunes.

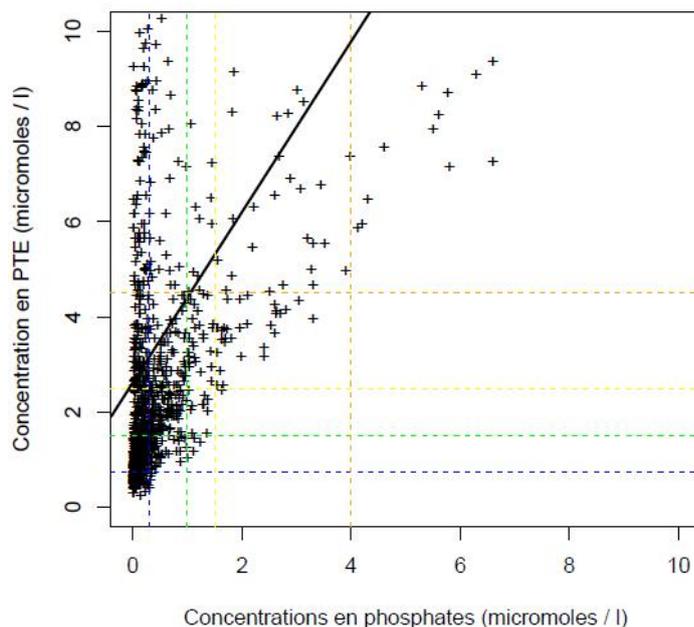


Figure 4.27 : Relations entre concentrations en phosphates et concentrations en PTE (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l’outil).

Tableau 4.12 : Résultats des analyses de régressions linéaires simples pour l’étude des relations entre les concentrations en phosphate et en phosphore total (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l’outil).

Station hydrologique	Relation entre concentrations en phosphates et concentrations en PTE		
	Coeff. de corr. linéaire	Significativité de la relation	Analyse des résidus
CNS	0,86	S***	OK
CNN	-0,05	NS	∅
LES	0,03	NS	∅
IFN	0,06	NS	∅
LAP	-0,02	NS	∅
BCS	0,97	S***	NC
RGM	0,83	S***	OK
BGN	0,81	S***	OK
AYR	-0,01	NS	∅
CAM	0,64	S***	OK
GRU	0,23	S**	OK
VDR	0,17	S*	OK
RAN	0,09	NS	∅
TWS	0,3	S***	OK
TWF	0,33	S***	OK
TES	0,39	S***	OK
TEF	0,65	S***	OK
TANC	0,05	NS	∅
TPE	0,02	NS	∅
INS	0,18	S**	OK
INN	0,2	S**	OK
VIC	0,49	S***	OK
PBW	0,65	S***	OK
PBE	0,12	S*	NC
ARN	-0,01	NS	∅
PRW	-0,01	NS	∅
PRE	-0,03	NS	∅
MEW	-0,03	NS	∅
MEE	-0,02	NS	∅
CRC	0,3	S***	OK
QRW	-0,01	NS	∅
ORE	-0,02	NS	∅
PONS	0,75	S***	OK
PONF	0,24	NS	∅
MED	-0,04	NS	∅
MARS	0,26	S**	OK
MARN	-0,02	NS	∅
RHO	0,07	NS	∅
tous secteurs	0,56	S***	NC

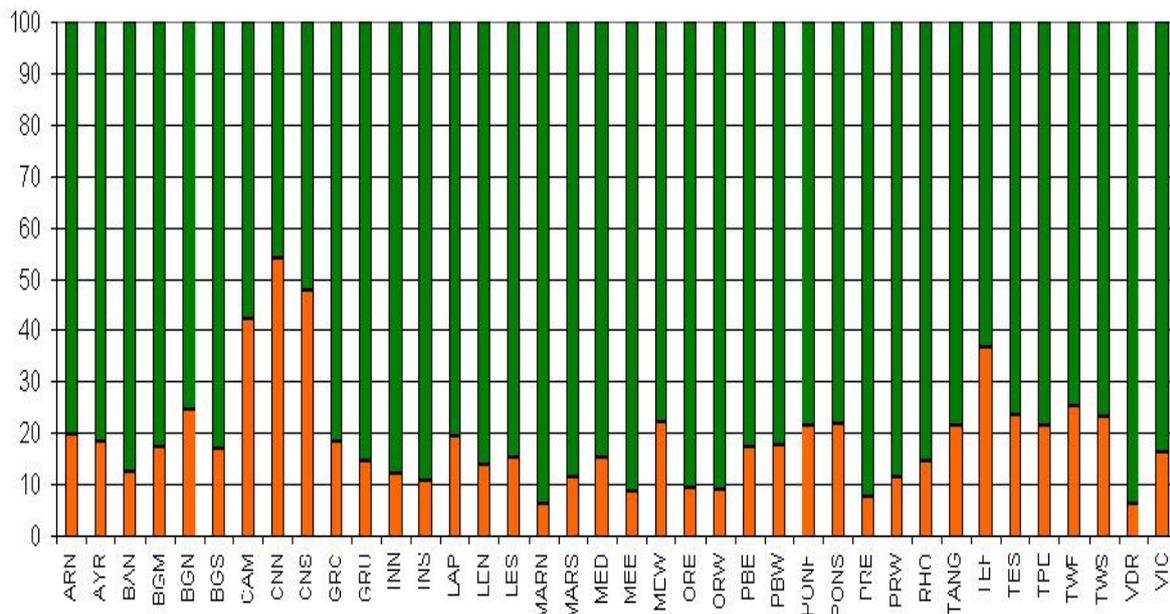


Figure 4.28 : Parts respectives des concentrations en phosphates (orange) et P organique (vert) dans le PTE en moyenne sur l'ensemble des diagnostics effectués sur chaque station (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l'outil).

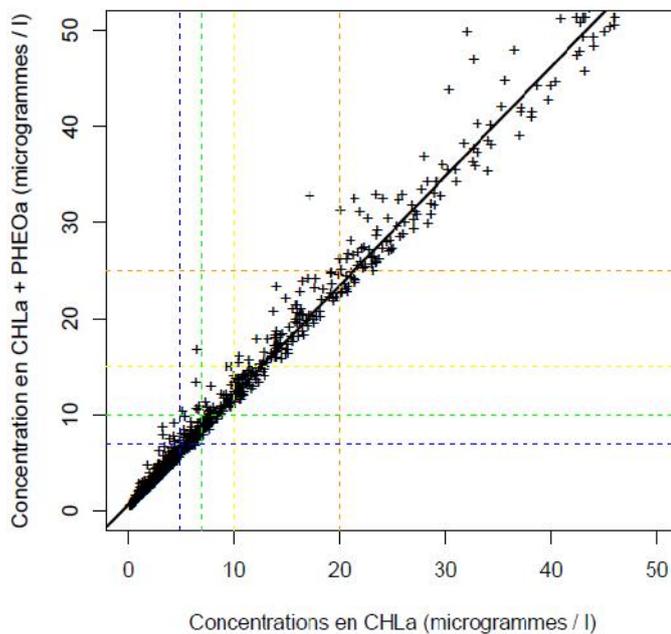


Figure 4.29 : Relations entre concentrations en chlorophylle a et chlorophylle a + pheopigments a (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l'outil).

Tableau 4.13 : Résultats des analyses de régressions linéaires simples pour l'étude des relations entre les concentrations en chlorophylle a et chlorophylle a + pheopigments a (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l'outil).

Station hydrologique	Relation entre concentrations en CHLa et concentrations en CHLa + PPhOa		
	Coeff. de corr. linéaire	Significativité de la relation	Analyse des résidus
CNS	0,99	S***	NC
CNN	0,99	S***	OK
LES	0,99	S***	OK
LEN	0,96	S***	OK
LAP	0,99	S***	OK
BGS	0,99	S***	OK
BGM	0,99	S***	OK
BGN	0,99	S***	NC
AYR	0,95	S***	OK
CAM	0,98	S***	OK
GRU	0,98	S***	OK
VDR	0,99	S***	OK
BAN	0,99	S***	OK
TWS	0,99	S***	OK
TWF	0,98	S***	OK
TES	0,99	S***	NC
TEF	0,95	S***	OK
TANG	0,99	S***	OK
TPE	0,99	S***	OK
INS	0,99	S***	OK
INN	0,98	S***	OK
VIC	0,99	S***	OK
PBW	0,99	S***	OK
PBE	0,99	S***	NC
ARN	0,99	S***	OK
PRW	0,99	S***	OK
PRF	0,99	S***	OK
MEW	0,99	S***	OK
MEE	0,99	S***	OK
GRC	0,99	S***	OK
ORW	0,99	S***	OK
ORE	0,99	S***	OK
PONS	0,99	S***	OK
PONF	0,99	S***	OK
MED	0,99	S***	OK
MARS	0,99	S***	NC
MARN	0,99	S***	OK
RHQ	0,99	S***	OK
tous secteurs	0,99	S***	OK

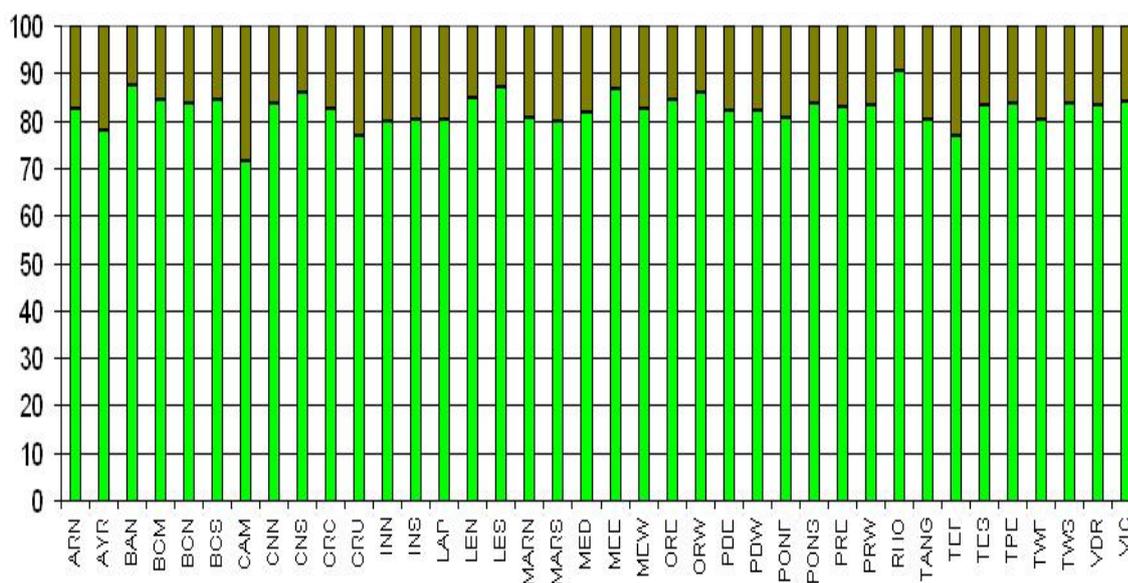


Figure 4.30 : Parts respectives des concentrations en chlorophylle a (vert clair) et pheopigment a (vert foncé) dans la somme chlorophylle a + pheopigment a en moyenne sur l'ensemble des diagnostics effectués sur chaque station (toutes données estivales acquises depuis la mise en place de l'outil).

Les résultats concernant les pigments chlorophylliens sont donnés dans les Figures 4.29 et 4.30 et dans le Tableau 4.13.

La relation entre les valeurs de concentrations en CHLa et celles en CHLa + PHEOa est très significative, que l'analyse soit réalisée à partir de l'ensemble des données ou séparément pour chaque station.

La concentration en CHLa représente en moyenne 82 % de la somme des concentrations en CHLa et PHEOa sauf sur l'étang de Campagnol où la part de la phéophytine atteint 30 %.

Interprétations / Conclusions

Ces analyses nous conduisent aux conclusions suivantes :

- le lien entre les concentrations en NID et celles en nitrites, nitrates, ammonium est très fort ce qui est logique puisque le NID correspond à la somme nitrites + nitrates + ammonium,
- le lien entre les formes inorganiques et les formes totales (NID / NTE ou SRP / PTE) est non significatif pour beaucoup de lagunes, car en été la part la plus importante des formes totales correspond aux formes organiques azotées et phosphorées (Souchu et al., 2010) en raison de la consommation des formes inorganiques de l'azote et du phosphore par les producteurs primaires.

Cela justifie la nécessité de prendre en compte les formes totales de l'azote et du phosphore pour disposer d'une idée fiable du stock de nutriments apportés, qu'ils soient encore sous forme inorganique dans l'eau ou déjà passés dans le compartiment biologique de la colonne d'eau (phytoplancton).

- le lien entre la concentration en CHLa et la somme de concentrations CHLa + PHEOa est très fort et la part de la CHLa est plus importante que celle du pigment PHEOa dans cette somme.

La prise en compte d'un seul de ces deux paramètres semble donc suffisante.

Ces résultats mettent donc en évidence une certaine redondance entre les paramètres de la grille de diagnostic.

4.3.3. Simplification de la grille de diagnostic

Cette redondance entre les paramètres nous conduit à proposer une simplification de la grille de diagnostic en retenant comme paramètres :

- les concentrations en NID et en SRP, qui représentent les formes inorganiques du N et du P donc les éléments potentiellement assimilables par les producteurs primaires ;
- les concentrations en NTE et en PTE, qui intègrent les formes inorganiques et organiques.

La saturation en dioxygène dépend de la production primaire phytoplanctonique mais aussi de la photosynthèse des macrophytes, dont les espèces de référence. De ce fait, un déséquilibre de ce paramètre n'est pas systématiquement lié à un excès de biomasse phytoplanctonique. Cela limite l'intérêt de son utilisation en tant qu'indicateur du niveau d'eutrophisation des lagunes.

Ce paramètre ne sera donc pas pris en compte dans la nouvelle grille de diagnostic.

La turbidité dépend de la biomasse phytoplanctonique dans le milieu mais aussi de remises en suspension de sédiments liées au climat et à la salinité. La turbidité ne dépend pas uniquement du niveau d'eutrophisation et sa prise en compte dans la grille de qualité peut conduire à des imprécisions dans l'appréciation du réel état de la colonne d'eau vis-à-vis de l'eutrophisation.

Ce paramètre ne sera donc pas pris en compte dans la nouvelle grille de diagnostic.

La concentration en chlorophylle a, qui donne une indication sur la biomasse phytoplanctonique, a été supprimée de la grille de diagnostic de la colonne d'eau et intégrée à la grille de diagnostic du phytoplancton. Cela permettra une plus grande homogénéité entre les grilles de diagnostic du

phytoplancton de la DCE et du RSL. D'autre part, la concentration en chlorophylle a est un paramètre redondant avec les concentrations en azote total et en phosphore total.

D'autre part, une analyse de régression linéaire simple a été réalisée pour étudier la relation entre la concentration en NTE et la concentration en PTE, sur les données estivales des suivis de surface effectués au niveau des stations principales des lagunes de la Région Languedoc-Roussillon (« script_col.eau_19bis »).

La relation apparaît très significative avec un coefficient de corrélation linéaire proche de 0.6.

La représentation graphique (Figure 4.31) montre que la relation de proportionnalité entre les concentrations des deux paramètres diffère de la relation de proportionnalité de la grille actuelle.

Il est donc nécessaire d'élargir les valeurs-seuils de concentrations en PTE qui sont trop faibles (et donc entraînent trop de déclassement par ce paramètre) dans la grille actuelle.

La nouvelle grille de diagnostic de la colonne d'eau est proposée dans le Tableau 4.14.

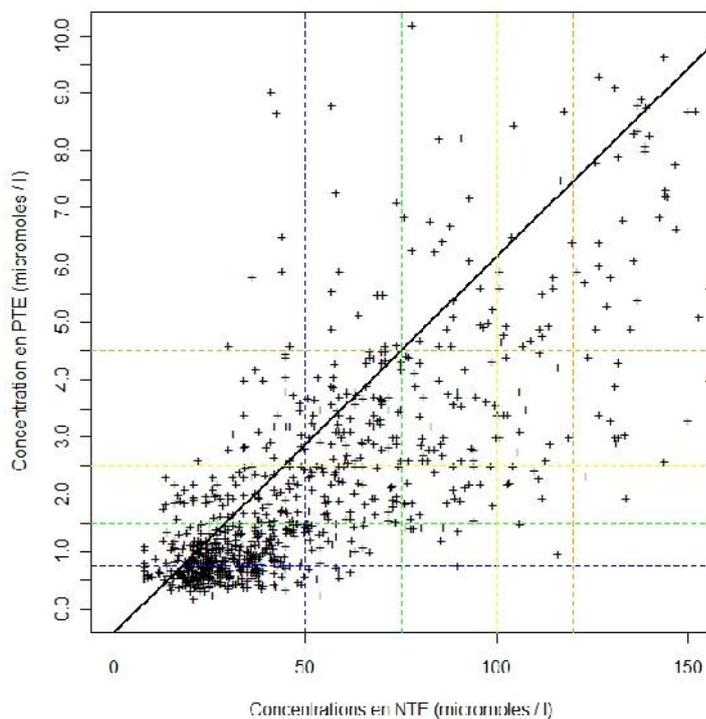


Figure 4.31 : Relations entre concentrations en NTE et en PTE (toutes données estivales des suivis de surface acquises sur les stations hydrologiques principales, depuis la mise en place de l'outil).

Tableau 4.14 Nouvelle grille de diagnostic de la colonne d'eau préconisée pour le RSL 2014-2020 (NB : les valeurs-seuils de concentrations du paramètre [PTE] ont été modifiées).

Paramètre	Unité	Etat vis-à-vis de l'eutrophisation							
		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais			
[PO ₄ ³⁻]	µmol / l		0.3	1	1.5	4			
[NID]	µmol / l		2	6	10	20			
[NTE]	µmol / l		50	75	100	120			
[PTE]	µmol / l		2	3	4	5			

Question 3.c)

La simplification de la grille de qualité du compartiment « colonne d'eau » permet-elle d'obtenir des résultats identiques à ceux issus de la grille à 11 paramètres ?

Méthode

L'état de la colonne d'eau sur toute la période estivale a été évalué en sélectionnant pour chaque paramètre le mois le plus déclassant, puis la note la plus déclassante des 4 paramètres de la grille.

Pour tester la fidélité des résultats obtenus avec la grille simplifiée par rapport aux résultats obtenus avec la grille à 11 paramètres, l'état de la colonne d'eau a été évalué à partir des deux grilles puis les notes correspondantes (de 1 à 5) ont été comparées à l'aide de tables de contingence.

Sur le même principe, une simplification supplémentaire a été testée en ne sélectionnant que 2 ou 1 paramètre(s).

Données

Cette comparaison s'est appuyée sur près de 340 diagnostics estivaux de la colonne d'eau, réalisés en surface au niveau des stations principales des lagunes du Languedoc-Roussillon.

Ces stations hydrologiques correspondent en grande majorité à celles diagnostiquées lors des contrôles de surveillance et contrôles opérationnels de la DCE dans les masses d'eau lagunaires du Languedoc-Roussillon.

Résultats

Le Tableau 4.15 reprend les résultats de cette analyse. Le pourcentage de diagnostics pour lesquels l'état évalué à l'aide des deux grilles est identique ou différent de 1 à 4 classes de qualité a été calculé.

Tableau 4.15 Comparaison de l'état de la colonne d'eau estimé à l'aide de la grille à 11 paramètres avec l'état de la colonne d'eau estimé avec différents niveaux de simplification (grille à 4, 2 ou 1 paramètre(s)). Comparaison réalisée sur près de 340 diagnostics estivaux de la colonne d'eau, sur les stations centrales de chaque lagune, et pour les suivis de surface uniquement.

Paramètres sélectionnés	Ecart de notes					Ecart de 0 ou 1 point	Indice I
	0	1	2	3	4		
[NID], [PO ₄ ³⁻], [NTE], [PTE]	69.4	25.1	5.0	0.6	0.0	94.5	36.7
[NTE], [PTE]	49.9	36.4	10.8	2.6	0.3	86.3	67.1
[NID], [PO ₄ ³⁻]	47.5	28.0	9.0	9.0	6.4	75.5	98.8
[NID]	32.9	26.5	9.3	13.1	18.1	59.5	156.9
[SRP]	28.0	30.9	13.1	17.2	10.8	58.9	151.9

▪ Grille à 4 paramètres (formes inorganiques et totales de l'azote et du phosphore)

L'état de la colonne d'eau estimé à l'aide de la nouvelle grille à 4 paramètres est identique à celui estimé à l'aide de la grille à 11 paramètres dans près de 70 % des diagnostics.

La différence entre les deux méthodes est de 1 classe de qualité pour 25 % des diagnostics.

L'état estimé à l'aide des deux grilles est donc identique ou différent de 1 point dans près de 95 % des diagnostics.

Ce résultat nous montre que l'état de la colonne d'eau diagnostiqué à l'aide de la nouvelle grille à 4 paramètres est très proche de celui diagnostiqué à l'aide de la grille à 11 paramètres.

- **Grille à 2 paramètres (formes totales de l'azote et du phosphore)**

Cette méthode consiste à évaluer l'état de la colonne d'eau à partir des deux paramètres : concentrations en azote total et en phosphore total (sélection de l'état le plus déclassant entre les deux paramètres).

L'état obtenu avec cette dernière méthode est identique à celui obtenu avec la grille à 11 paramètres dans près de 50 % des diagnostics.

L'écart de résultats entre les deux méthodes est de 1 point pour 36 % des diagnostics. Ainsi, la différence d'état de la colonne d'eau est nulle ou égale à une classe de qualité dans près de 86 % des diagnostics.

En milieu lagunaire, les concentrations en azote total ainsi qu'en phosphore total sont fortement corrélées aux concentrations en chlorophylle a (Souchu et al., 2010).

Cela explique la bonne similarité de résultats entre cette grille à deux paramètres et la grille actuelle à 11 paramètres et l'intérêt de tenir compte des formes totales de l'azote et du phosphore dans le diagnostic de l'eutrophisation des lagunes.

- **Grille à 2 paramètres (formes inorganiques de l'azote et du phosphore)**

Cette méthode consiste à évaluer l'état de la colonne d'eau à partir des deux paramètres : concentrations en NID et concentrations en phosphates (SRP) (sélection de l'état le plus déclassant entre les deux paramètres).

L'état obtenu avec cette dernière méthode est alors identique à celui obtenu avec la grille à 11 paramètres dans 47 % des diagnostics.

L'écart de résultats entre les deux méthodes est de 1 point pour 28 % des diagnostics. Ainsi, la différence d'état de la colonne d'eau est nulle ou égale à une classe de qualité dans près de 76 % des diagnostics.

Par rapport à la grille précédente, la réduction du nombre de paramètres se traduit donc par une différence de résultat plus importante vis-à-vis des diagnostics tenant compte des 11 paramètres de la grille actuelle.

- **Grille à 1 paramètre (forme inorganique de l'azote)**

L'état de la colonne d'eau estimé à l'aide de la grille à 11 paramètres a été comparé à l'état du NID.

Dans 33 % des diagnostics, l'état de la colonne d'eau est identique entre les deux méthodes.

Dans près de 26% des cas, la différence d'état n'est que d'une classe de qualité.

Pour près de 60 % des diagnostics, l'état de la colonne d'eau estimé à l'aide de 11 paramètres est donc identique ou différent de 1 classe de qualité par rapport à celui estimé à l'aide du seul paramètre de concentration en NID.

- **Grille à 1 paramètre (forme inorganique du phosphore)**

Enfin, l'état de la colonne d'eau estimé à l'aide de la grille à 11 paramètres a été comparé à l'état du SRP.

Dans 28 % des diagnostics, l'état de la colonne d'eau est identique entre les deux méthodes.

Dans près de 31% des cas, la différence d'état n'est que d'une classe de qualité.

Pour près de 59 % des diagnostics, l'état de la colonne d'eau estimé à l'aide de 11 paramètres est donc identique ou différent de 1 classe de qualité par rapport à celui estimé à l'aide du seul paramètre de concentration en SRP.

Ces résultats sont donc similaires à ceux obtenus avec le seul paramètre de concentration en NID.

Cela s'explique par le fait qu'en été, une grande partie sinon la totalité des formes inorganiques de l'azote et du phosphore sont consommées par les producteurs primaires et se trouvent donc sous forme organique, d'où la faible corrélation entre les concentrations en NID et SRP et le niveau d'eutrophisation des lagunes.

La simplification à 2 puis 1 paramètre de la grille de qualité de la colonne d'eau se traduit donc par des résultats de plus en plus différents de ceux obtenus avec la grille initiale avec un indice global d'écart de notes passant de 36/400 pour la grille à 4 paramètres à 160/400 pour la « grille » ne tenant compte que du paramètre [NID].

- Comparaison des différentes grilles simplifiées et choix de la grille la plus pertinente

En été, la consommation des formes inorganiques d'azote et de phosphore par les producteurs primaires rend les niveaux de concentrations de ces nutriments souvent très bas.

A cette saison, une grande partie du stock de nutriments se trouve donc sous forme organique et reminéralisable à court ou moyen terme, d'où l'intérêt du maintien des formes totales de l'azote et du phosphore dans les paramètres de la nouvelle grille de diagnostic de la colonne d'eau à 4 paramètres.

Si les concentrations des formes inorganiques de l'azote et du phosphore donnent une indication sur le niveau d'assimilation par les producteurs primaires, leur seule prise en compte n'est pas suffisante pour estimer l'état de la colonne d'eau.

La réalisation des diagnostics de la colonne d'eau à partir des 2 paramètres (concentrations en NID et concentrations en phosphates) conduit à un résultat identique à celui obtenu à l'aide de la grille à 4 paramètres, dans 69 % des diagnostics et à un résultat différent de 1 classe de qualité dans près de 15 % des diagnostics (Tableau 4.16).

Ainsi dans près de 83 % des diagnostics, l'état évalué à l'aide de la grille à 4 paramètres est identique ou différent d'une classe de qualité par rapport à celui estimé à l'aide de la grille à 2 paramètres et dans 31 % des diagnostics, l'utilisation des deux formes inorganiques conduit à un état de la colonne d'eau meilleur que celui estimé à l'aide de la grille à 4 paramètres.

Si l'on compare les résultats issus de la grille à 4 paramètres avec ceux obtenus en ne tenant compte que des concentrations en NTE et PTE, les résultats sont identiques dans 75 % des diagnostics et l'écart est d'une classe de qualité pour près de 19 % des diagnostics.

Ainsi, les résultats ne tenant compte que des formes totales de l'azote et du phosphore sont identiques à ceux de la grille à 4 paramètres dans près de 95 % des diagnostics. Cela confirme l'importance d'une prise en compte des formes totales de l'azote et du phosphore (RSL, 2005 ; Souchu et al., 2010).

Par rapport à une grille tenant compte des paramètres [NID] et [phosphates], le diagnostic de la colonne d'eau basé sur la seule concentration en NID conduit à un état identique dans 69 % des diagnostics et donc à un état meilleur que celui estimé à l'aide de la grille à 2 paramètres dans 31 % des diagnostics.

L'état est égal ou différent de 1 classe de qualité dans 85 % des diagnostics.

Le constat est pratiquement identique lorsque l'on compare les résultats obtenus avec la grille à 2 paramètres inorganiques avec ceux obtenus en ne tenant compte que de la concentration en SRP.

Ces résultats nous montrent qu'une réduction de la grille de qualité à 2 ou 1 paramètres entraîne une perte significative d'information par rapport à la grille à 4 paramètres, avec un état de la colonne d'eau toujours meilleur que celui estimé à l'aide de la grille à 4 paramètres.

Tableau 4.16 Comparaison de l'état de la colonne d'eau estimé à l'aide des différentes grilles « simplifiées ». Comparaison réalisée sur près de 340 diagnostics estivaux de la colonne d'eau, sur les stations centrales de chaque lagune, et pour les suivis de surface uniquement.

Grilles comparées	Ecart de notes					Ecart de 0 ou 1 point	Indice I
	0	1	2	3	4		
4 paramètres [NID], [PO ₄ ³⁻], [NTE], [PTE] / 2 paramètres : [NID] et [PO ₄ ³⁻]	68.8	14.6	5.0	5.5	6.1	83.4	65.6
2 paramètres [NID], [PO ₄ ³⁻] / 1 paramètre : [NID]	69.4	15.7	5.5	5.5	3.8	85.1	58.6
4 paramètres [NID], [PO ₄ ³⁻], [NTE], [PTE] / 2 paramètres : [NTE], [PTE]	74.9	19.5	5.2	0.3	0.0	94.5	30.9
2 paramètres [NID], [PO ₄ ³⁻] / 1 paramètre : [SRP]	71.7	13.4	7.9	4.1	2.9	85.1	53.1

Interprétation / Conclusion

Ces résultats montrent qu'une simplification de la grille actuelle de qualité de la colonne d'eau est possible puisqu'une grille à 4 paramètres tenant compte des concentrations des formes inorganiques et totales de l'azote et du phosphore conduit à des résultats très proches de ceux obtenus à partir de la grille actuelle.

Cette similarité avec les résultats de la grille à 11 paramètres est surtout due aux concentrations en NTE et PTE, dont la prise en compte est essentielle au diagnostic de l'eutrophisation des lagunes.

En revanche, la prise en compte des seules formes inorganiques de l'azote et du phosphore conduit à des résultats très différents de ceux obtenus avec la grille à 11 paramètres puisqu'en été, l'azote et le phosphore sous formes inorganiques peuvent être entièrement consommés par les producteurs primaires, y-compris dans les lagunes dans un état dégradé.

L'unique prise en compte de l'azote sous forme inorganique n'a que peu d'intérêt pour un indicateur « nutriments » puisqu'elle conduit à un classement dans un état « très bon » de secteurs particulièrement dégradés du point de vue de l'eutrophisation et sur le plan écologique, tels que l'étang de l'Or ou celui du Méjean.

5. Conclusion

En conclusion, la méthode de diagnostic de la colonne d'eau a subi un certain nombre de modifications depuis la mise en place de l'outil.

Bien que la stratégie globale d'échantillonnage soit restée la même, certains ajustements ont été effectués avec notamment des ajouts ou suppressions de stations selon les besoins de connaissances sur les milieux lagunaires.

Les matériels et méthodes analytiques ont elles aussi connu des modifications avec notamment une évolution vers l'automatisation des dosages de nutriments.

Ni les grilles de diagnostic, ni la méthode d'agrégation des données n'avaient été modifiées depuis la mise en place de l'outil.

Le bilan a montré que la méthode actuelle de diagnostic peut évoluer en termes de stratégie temporelle de suivi.

Les suivis annuels de la colonne d'eau pourront désormais être remplacés par des suivis estivaux.

Les résultats des analyses statistiques et les discussions menées avec les scientifiques experts des milieux lagunaires, conduisent aux évolutions suivantes en termes de stratégie spatiale :

- abandon progressif du suivi des lagunes oligo et mésahalines de Bagnas, Vendres et la Marette dans le cadre du RSL, en parallèle à la mise au point de grilles de diagnostic mieux adaptées à ces lagunes,
- abandon du suivi du Canal du Rhône à Sète, ce dernier ayant permis l'acquisition de suffisamment d'informations pour la connaissance des principales sources de contamination du milieu,
- abandon des suivis sur la station Ayrolle-Nord (AYN) ainsi que sur celle de Bages-Sigean - milieu (BGM), un suivi de ces dernières n'apportant pas d'informations supplémentaires par rapport aux suivis réalisés jusqu'alors,
- suppression du suivi sur la station PRW,
- rétablissement dès 2012 des suivis tous les ans sur la lagune de Canet St-Nazaire suite à la mise en place de mesures de gestion sur cette lagune,
- rétablissement des suivis sur la station TPE.

Les paramètres utilisés dans la grille de diagnostic seront désormais les concentrations en phosphates, azote inorganique, phosphore total et azote total. Ces quatre paramètres suffisent à donner un état de la colonne d'eau très similaire à celui obtenu à partir de la grille à 11 paramètres. Un ajustement des seuils de concentration en PTE a également été effectué pour la nouvelle grille.

Tous les autres paramètres continueront à être dosés mais ne seront plus pris en compte dans la qualification de l'état de la colonne d'eau.

Les valeurs de concentrations en chlorophylle a seront désormais utilisées pour les diagnostics du compartiment « phytoplancton ».

6

Bilan de la méthode de diagnostic du compartiment phytoplancton

1. INTRODUCTION	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
2. INTERET DU SUIVI DU COMPARTIMENT POUR LE DIAGNOSTIC DE L'ETAT DES LAGUNES VIS-A-VIS DE L'EUTROPHISATION	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
2.1. Définition du compartiment	Erreur ! Signet non défini.
2.2. Intérêt dans le cadre du suivi de l'eutrophisation des lagunes	Erreur ! Signet non défini.
3. METHODE ACTUELLE DE DIAGNOSTIC ET SES EVOLUTIONS	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
3.1. Méthode actuelle de diagnostic	Erreur ! Signet non défini.
3.2. Evolutions de la méthode de diagnostic depuis la mise en place de l'outil	Erreur ! Signet non défini.
4. LIMITES DE LA METHODE ACTUELLE DE DIAGNOSTIC & PROPOSITIONS D'EVOLUTIONS DE L'OUTIL A PARTIR DE L'ANALYSE DES DONNEES....	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
4.1. Thème 1 : Incertitudes liées aux conditions de prélèvement et de comptages cellulaires	Erreur ! Signet non défini.
4.2. Thème 2 : Suivi spatial et temporel du phytoplancton.....	Erreur ! Signet non défini.
4.3. Thème 3 : Relations entre les paramètres indicateurs du niveau d'eutrophisation et modification de la grille de diagnostic.....	Erreur ! Signet non défini.
5. CONCLUSION	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.

1. Introduction

Dans cette partie nous réaliserons le bilan de la méthode de diagnostic du compartiment « phytoplancton » dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire

En premier lieu, nous rappellerons la définition de ce compartiment et l'intérêt de son suivi pour le diagnostic de l'eutrophisation.

Puis nous décrirons la méthode actuelle de diagnostic ainsi que ses évolutions depuis la mise en place de l'outil.

Enfin nous aborderons la pertinence de l'outil et ses perspectives d'évolutions vis-à-vis des thèmes suivants :

- **Thème 1 :** Incertitudes liées aux conditions de prélèvements et de quantification du phytoplancton
 - o Question 1.a) : Quels facteurs responsables d'incertitudes de résultats peut-on relever dans les différentes étapes de diagnostics ?

- **Thème 2 :** Suivi spatial et temporel du compartiment
 - o Question 2.a) : La stratégie estivale de suivi donne-t-elle une idée représentative de l'état du phytoplancton suivi tout au long de l'année ?
 - o Question 2.b) : Le suivi du compartiment doit-il être maintenu sur l'ensemble des stations hydrologiques actuelles ?

- **Thème 3 :** Relations entre les paramètres indicateurs et pertinence de la grille de diagnostic
 - o Question 3.a) : La grille actuelle de qualité du phytoplancton permet-elle de discriminer les lagunes en fonction de leur état général ?
 - o Question 3.b) : Quelles sont les relations entre les paramètres indicateurs de la qualité du compartiment ?
 - o Question 3.c) : Des ajustements sont-ils nécessaires au niveau de certaines valeurs-seuils dans la grille de diagnostic ?
 - o Question 3.d) : Quel est l'impact de l'ajout du paramètre « concentration en chlorophylle a » dans la nouvelle grille ?

2. Intérêt du suivi du compartiment pour le diagnostic de l'état des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation

2.1. Définition du compartiment

Le phytoplancton vient du grec « phyton » qui signifie « plante » et de « planctos » qui signifie « errant » (Bougis P., 1974). Le phytoplancton désigne les organismes photosynthétiques peu mobiles voire incapables de mouvements propres et par conséquent ne pouvant lutter contre les courants.

La taille est un critère de distinction entre les organismes phytoplanctoniques et l'on distingue :

- le picophytoplancton (taille $\leq 3 \mu\text{m}$),
- le nanophytoplancton ($3 \mu\text{m} < \text{taille} \leq 20 \mu\text{m}$),
- le microphytoplancton ($20 \mu\text{m} < \text{taille} \leq 200 \mu\text{m}$).

L'abondance et la biomasse de phytoplancton dépendent de l'enrichissement du milieu en nutriments. D'autre part la capacité d'absorption des nutriments et le taux de croissance spécifique du phytoplancton sont très liés à la taille des cellules.

Plus ces dernières sont de petite taille plus le ratio surface / volume, le coefficient d'absorption spécifique et le taux de croissance spécifique seront importants (Tableau 5.1 & Figure 5.1).

La disponibilité des nutriments, mais aussi la salinité qui peuvent varier de manière saisonnière voire pluriannuelle, entraînent des variations de la composition et de la structure de taille des communautés phytoplanctoniques (Bec B., 2005 ; Collos et al., 2009 ; Armi et al., 2010 ; Bec et al., 2011).

Un diagnostic de l'état du milieu vis-à-vis de l'eutrophisation doit donc prendre en considération les différentes classes de taille du phytoplancton.

Tableau 5.1 : Distribution des compartiments trophiques du plancton selon les classes de taille. Les classes du necton sont indiquées pour comparaison (Sieburth et al., 1978, cité par Bec, 2005). La taille séparant le picophytoplancton du nanophytoplancton est aujourd'hui étendue à 3 µm par de nombreux auteurs.

PLANKTON	FEMTO- PLANKTON 0.02-0.2µm	PICO- PLANKTON 0.2-2.0µm	NANO- PLANKTON 2.0-20µm	MICRO- PLANKTON 20-200µm	MESO-PLANKTON 0.2-20mm	MACRO- PLANKTON 2-20cm	MEGA- PLANKTON 20-200cm	
NEKTON						Centimeter Nekton 2-20cm	Decimeter Nekton 2-20dm	Meter Nekton 2-20m
VIRIO- PLANKTON	—							
BACTERIO- PLANKTON	—	—						
MYCO- PLANKTON		—	—					
PHYTO- PLANKTON		—	—	—				
PROTOZOO- PLANKTON		—	—	—	—			
METAZOO- PLANKTON				—	—	—	—	
NEKTON						—	—	—

SIZE (m) 10^{-8} 10^{-7} 10^{-6} 10^{-5} 10^{-4} 10^{-3} 10^{-2} 10^{-1} 10^0 10^1

← WIDTH ——— ? ——— LENGTH →

LIVE WEIGHT fg pg ng µg mg g

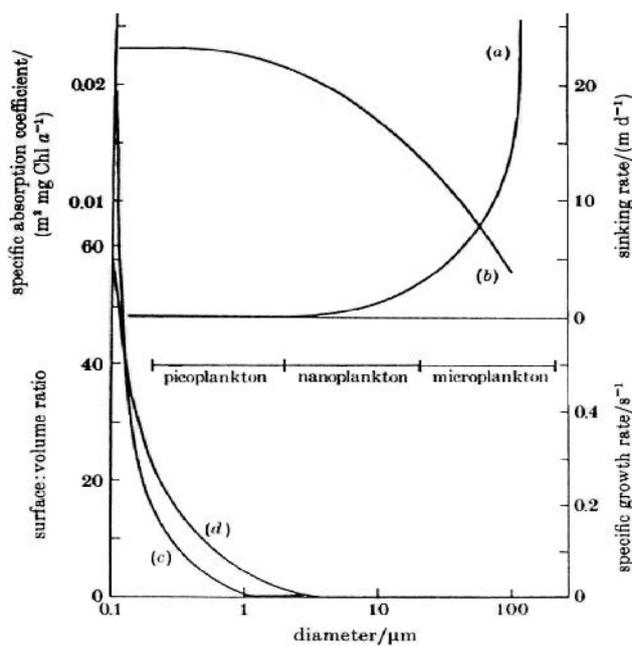


Figure 5.1 : Influence de la taille du phytoplancton sur la vitesse de sédimentation (a), le coefficient d'absorption spécifique (b), le rapport surface / volume (c) et le taux de croissance spécifique (d) (Fogg, 1986 cité par Bec, 2005).

2.2. Intérêt dans le cadre du suivi de l'eutrophisation des lagunes

En tant que producteur primaire, le phytoplancton est au même titre que les macrophytes un indicateur de l'enrichissement du milieu en nutriments. Mais son temps de réponse est bien plus faible ce qui le rend particulièrement sensible aux apports de nutriments dans la colonne d'eau.

Dans les phases avancées de l'eutrophisation, le phytoplancton est souvent le seul producteur primaire présent car il est plus compétitif que les macrophytes pour l'absorption des nutriments et la réception de l'énergie solaire.

3. Méthode actuelle de diagnostic et ses évolutions

3.1. Méthode actuelle de diagnostic

3.1.1. Principe et paramètres retenus

Le principe du diagnostic actuel de l'état d'eutrophisation des lagunes est de quantifier les abondances de picophytoplancton eucaryote et de nanophytoplancton.

Les abondances phytoplanctoniques augmentent avec l'augmentation des apports nutritifs et par conséquent avec l'eutrophisation du milieu (Agawin et al., 2000 ; Bell & Kalf, 2001 cités par Bec et al., 2011).

Depuis la mise en place de l'outil, les concentrations en pigments chlorophylliens qui correspondent à la biomasse phytoplanctonique étaient prises en compte dans le diagnostic de la colonne d'eau.

Les paramètres indicatifs de l'état du compartiment « phytoplancton » sont donc :

- le nombre de cellules de nanophytoplancton ($3 \mu\text{m} < \text{taille} < 20 \mu\text{m}$),
- le nombre de cellules de picophytoplancton eucaryote ($\text{taille} \leq 3 \mu\text{m}$).

Ces abondances sont exprimées en millions de cellules / l.

3.1.2. Stratégies spatiale et temporelle d'échantillonnage

▪ Fréquences d'échantillonnages

La variabilité temporelle du compartiment « phytoplancton » prime sur sa variabilité spatiale.

Les fréquences temporelle et spatiale d'échantillonnage du phytoplancton sont donc identiques à celles de la colonne d'eau.

Les stations de prélèvement du phytoplancton sont identiques à celles de la colonne d'eau et les échantillons destinés aux analyses de phytoplancton sont issus des prélèvements de colonne d'eau.

Ces stations hydrologiques ont été localisées en des points centraux considérés comme représentatifs de la colonne d'eau dans chaque secteur.

Un tel choix est primordial en raison de la forte dépendance des communautés planctoniques aux conditions hydrodynamiques du milieu et au temps de résidence des nutriments qui conditionne leur disponibilité pour le phytoplancton (Cloern, 2001 ; Paerl et al., 2006 in Bec et al., 2011).

- **Repérage et trajet jusqu'à la zone d'étude**

Chaque station est repérée par ses coordonnées GPS et le trajet s'effectue à l'aide d'une embarcation motorisée ; exceptionnellement en canoë ou à pied pour les stations difficiles d'accès.

3.1.3. Méthodes d'observation, de prélèvement, de pré-traitement et de conservation des échantillons

- **Méthode d'observation et de prélèvement des échantillons**

Cette méthode est identique à celle employée pour la colonne d'eau.

Aucune pré-filtration n'est effectuée sur le terrain afin de conserver l'ensemble du phytoplancton présent dans la colonne d'eau.

Le prélèvement d'eau est conservé dans un bidon de polyéthylène de 1 l, dans une glacière.

La température n'excède pas 5°C pour bloquer ou ralentir fortement les cinétiques d'évolution des populations phytoplanctoniques.

- **Méthode de conservation des échantillons**

De retour au laboratoire, le prélèvement d'eau est homogénéisé puis un volume d'un ml est prélevé auquel sont ajoutés 15 µl de formol à 40 %. Ce mélange est conservé dans un tube « NUNC ».

Il subit une congélation instantanée dans de l'azote liquide (-196 °C) puis est stocké à -80 °C.

Ce refroidissement très rapide évite la formation de cristaux de glace qui pourraient provoquer un endommagement des cellules.

- **Comptage cellulaire au laboratoire**

Les comptages cellulaires sont réalisés au laboratoire ECOSYM de l'Université Montpellier II.

La technique employée est celle de la cytométrie de flux, technique issue du domaine médical et utilisée en océanographie depuis la fin des années 1980.

Le principe de cette méthode est basé sur la mesure de processus physiques lumineux liés aux caractéristiques (morphologie et composition chimique) des cellules lorsqu'elles sont soumises à un éclairage convenable : diffusion de la lumière par les cellules mesurée à des angles différents, et fluorescence naturelle liée à la présence de pigments chlorophylliens.

Les appareils sont équipés d'un système de circulation du fluide de transport des cellules et d'injection de l'échantillon régulé de façon très précise. Cela permet une présentation des cellules une à une dans la chambre de comptage.

Cette dernière est soumise à un rayonnement lumineux dont la gamme de longueur d'onde est connue et plus ou moins large suivant la source utilisée. Les signaux lumineux sont alors transmis à travers des systèmes optiques jusqu'aux photomultiplicateurs et enregistrés cellule par cellule.

Le cytomètre est donc une combinaison de 3 systèmes (Figure 5.2):

- le **système fluide** (appelé flux laminaire ou coaxial) qui assure l'introduction et le positionnement des cellules à l'aide d'une veine liquide d'entraînement (liquide de gaine),
- le **système optique** qui assure la production et le recueil de signaux lumineux grâce à une source d'excitation et grâce à un dispositif optique de réception. L'optique d'excitation est composée d'un faisceau lumineux monochromatique, de lentilles et de prismes pour focaliser le faisceau lumineux. L'optique de réception est composée d'un système de miroirs et de filtres qui sélectionnent et dirigent les longueurs d'ondes appropriées sur les détecteurs correspondants,

- le **système électronique** assure la conversion des signaux optiques en signaux électroniques proportionnels et la numérisation de ces signaux pour l'analyse informatique.

L'échantillon entre sous pression dans la chambre d'analyse, entouré par un liquide de gaine de même salinité. Le système fluïdique empêche le mélange des deux liquides et contraint les cellules à s'aligner en file indienne (écoulement laminaire).

Chaque cellule est ensuite présentée individuellement au point d'intersection du faisceau lumineux (longueur d'onde d'excitation 488 nm).

Chaque cellule diffuse une partie de la lumière incidente et émet simultanément une ou plusieurs lumières de fluorescence.

Les signaux de diffusion lumineuse émis dans toutes les directions sont captés dans 2 directions principales :

- dans l'axe du faisceau c'est-à-dire aux petits angles à l'aide d'une diode : la « Forward Scatter » (FSC) ; cette diffusion lumineuse est proportionnelle à la taille cellulaire,
- dans l'axe perpendiculaire (90°) au faisceau à l'aide d'un photomultiplicateur SSC ; cette diffusion est proportionnelle à la granularité de la cellule.

La lumière est également transmise vers des miroirs dichroïques et des filtres optiques qui permettent de sélectionner la frange de spectre lumineux à transmettre : filtres LP (passe-haut), SP (passe-bas), BP (bande passante).

Le capteur FL3 permet de détecter la fluorescence rouge liée à la chlorophylle ($\lambda = 650 \text{ nm}$), tandis que le capteur FL2 détecte la fluorescence orange des cyanobactéries ($\lambda = 585 \text{ nm}$).

L'ensemble des paramètres collectés sont représentés sous forme de diagrammes de dispersion appelés cytogrammes (Figure 5.3).

L'introduction dans les échantillons de billes fluorescentes de diamètre connu (de 1 à 20 μm) fixe des repères dans le cytogramme et permet de distinguer les groupes de cellules en fonction de leur taille.

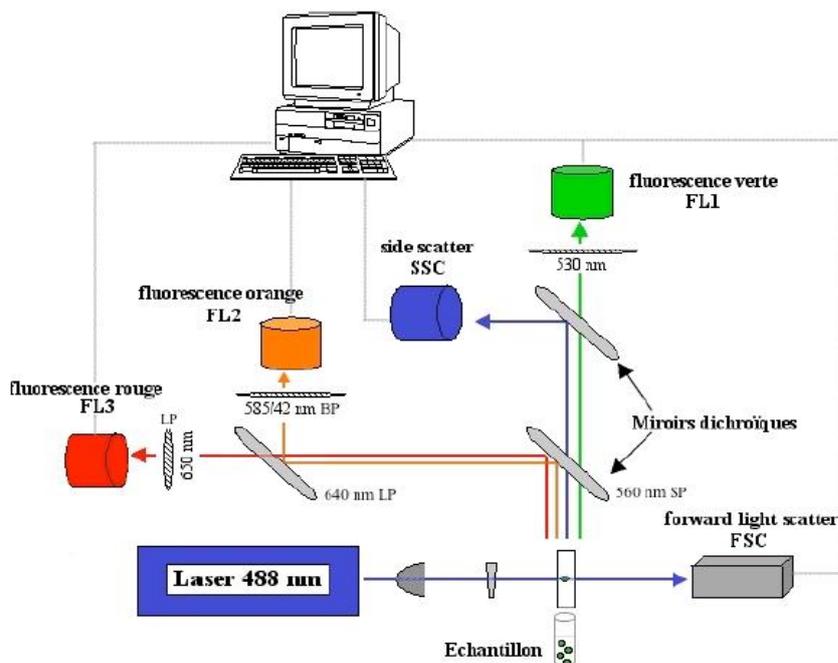


Figure 5.2 : Schéma descriptif du principe de la cytométrie en flux (d'après Campbell, 1994, in Bec, 2005).

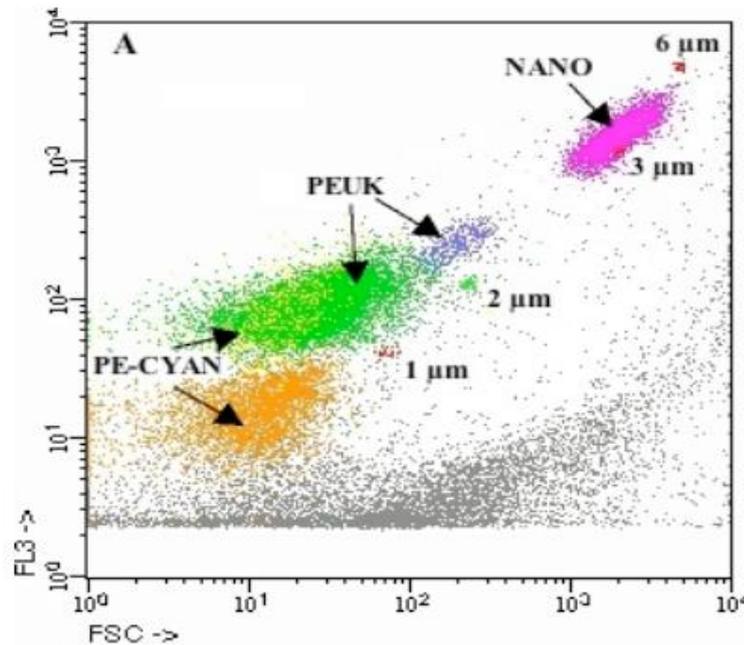


Figure 5.3 : Cytogramme obtenu sur l'étang de Thau en 2002 (Bec, 2005).

Le cytomètre utilisé est un modèle FACSCalibur Becton Dickinson équipé d'un laser argon de longueur d'onde d'excitation 488 nm.

La cytométrie de flux permet le comptage de cellules de petite taille (de l'ordre de 1 µm) dont le comptage est impossible par microscopie optique (Rutten et al., 2005).

L'emploi de la cytométrie de flux est donc nécessaire en milieu lagunaire en raison de la présence de picophytoplancton qui est une composante essentielle des communautés planctoniques dans ces milieux (Ifremer, Créocéan, UM II, 2000 ; Bec, 2005 ; Vaquer et al., 1996 in Bec et al., 2011).

En revanche, la cytométrie de flux ne permet pas de détecter le microphytoplancton (20 à 200 µm).

Pour une analyse correcte, les cellules doivent passer une par une devant le laser et il est nécessaire de tenir compte du nombre d'évènements analysés par seconde. Il est recommandé de ne pas dépasser 10 à 300 cellules analysées par seconde pour le phytoplancton.

L'exploitation d'un cytogramme consiste à isoler les différents groupes de cellules en fonction de leur fluorescence (FL3, liée à la chlorophylle) et de leur diffraction lumineuse (FSC, liée à la taille cellulaire). Les valeurs moyennes de FSC sont comparées à celles des billes de 3 µm de diamètre (FSC population / FSC 3 µm).

L'analyse est plus délicate lorsqu'un groupe de cellules apparaît à cheval sur le seuil de 3 µm séparant le picophytoplancton du nanophytoplancton.

En effet, un groupe massif de cellules appartient en général à la même communauté phytoplanctonique même si les tailles des cellules constituant ce groupe diffèrent.

Dans ce cas, le rapport entre la taille de chaque cellule du groupe et celle de la bille de 3 µm est calculé.

Si le rapport moyen pour l'ensemble du groupe est supérieur à 1, alors ce dernier est considéré comme appartenant au nanophytoplancton.

Si ce rapport est inférieur à 1 alors le groupe est considéré comme appartenant au picophytoplancton.

3.1.4. Grille de qualité – Méthode d'agrégation des données pour le diagnostic du compartiment

▪ Grille de qualité

Cette grille est donnée dans le Tableau 5.2.

Les abondances du picophytoplancton correspondent à celles du nanophytoplancton multipliées par un facteur 10. Ce rapport a été identifié lors de la construction de l’outil comme le rapport moyen entre les abondances de picophytoplancton et celles de nanophytoplancton (Ifremer, CREOCEAN, UMII, 2000).

Tableau 5.2 : Grille actuelle de qualité du compartiment « phytoplancton ».

Paramètre	Unité	Classes de qualité vis-à-vis de l'eutrophisation					
		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais	
abondance	abondance picophytoplancton (< 3 µm)		20	50	100	500	× 10
	abondance nanophytoplancton (> 3 µm)		2	5	10	50	

× 2.5
× 2
× 5

▪ Méthode d'agrégation des données pour le diagnostic du compartiment

La méthode est identique à celle employée pour le diagnostic de la colonne d'eau, mais avec un nombre restreint de paramètres :

- sélection pour chaque paramètre d'abondance, du 11 ème mois le plus déclassant dans le cadre d'un diagnostic annuel ou du mois le plus déclassant dans le cadre d'un diagnostic estival,
- attribution d'une note d'état vis-à-vis de l'eutrophisation correspondant à la valeur représentative de la période pour chaque paramètre,
- sélection de l'état le plus déclassant entre les deux paramètres d'abondance.

3.1.5. Méthode d'interprétation et de représentation des résultats

Cette méthode est identique à celle décrite pour le compartiment « colonne d'eau ».

Une représentation-type des résultats est donnée dans la Figure 5.4.

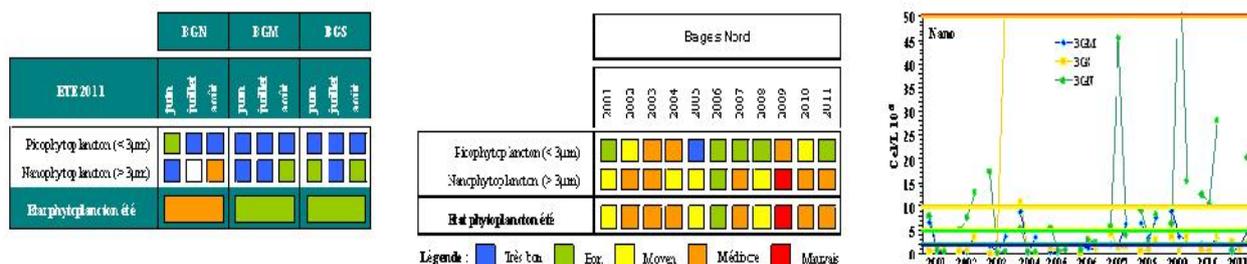


Figure 5.4 : Modes de représentation de l'état du phytoplancton (étang de Bages-Sigean, RSL 2012).

3.2. Evolutions de la méthode de diagnostic depuis la mise en place de l'outil

3.2.1. Principe de la méthode et paramètres retenus

Les abondances de picophytoplancton et de nanophytoplancton sont depuis la mise en place de l'outil, les deux seuls paramètres pris en compte dans la réalisation des diagnostics.

Un ajustement de la limite de taille entre le picophytoplancton et le nanophytoplancton à 3 μm a été réalisé sur la base d'une étude complémentaire menée en 2001 (Ifremer, 2002).

Cette modification permettait une meilleure distinction entre le picophytoplancton et le nanophytoplancton ainsi qu'une diminution du risque de surestimation des abondances de nanophytoplancton.

3.2.2. Stratégies spatiale et temporelle d'échantillonnage

Comme pour la colonne d'eau, la stratégie générale d'échantillonnage n'a pas évolué mais le suivi d'un certain nombre de stations a été modulé en fonction des besoins de connaissances et des efforts de gestion entrepris sur les bassins versants des lagunes.

Les méthodes d'accès aux stations d'étude ou de prélèvement n'ont en revanche pas évolué.

3.2.3. Méthode de comptage cellulaire par la cytométrie de flux

Depuis la mise en place de l'outil, les comptages cellulaires par cytométrie de flux sont effectués par le laboratoire ECOSYM de l'Université Montpellier II.

Le cytomètre actuel a remplacé en 2002 le cytomètre initial : un modèle ACR-1400-SP Bruker Spectrospin équipé d'une lampe à vapeur de mercure de longueur d'onde d'excitation 470-490 nm

D'autre part, la méthode utilisée pour la classification d'un groupe de cellules dans le type « nanophytoplancton » ou « picophytoplancton » a été modifiée en 2005.

Initialement lorsqu'un groupe de cellules apparaissait à cheval sur la limite de 3 μm , ce dernier n'était pas considéré comme un groupe homogène de cellules appartenant à la même communauté phytoplanctonique.

Ce groupe n'était donc pas intégralement comptabilisé dans le picophytoplancton ou dans le nanophytoplancton mais était découpé « arbitrairement » au niveau du seuil des 3 μm .

Depuis 2005 ces groupes de cellules sont considérés comme homogènes et en fonction de la valeur du rapport moyen : diamètre cellulaire / taille de 3 μm ils sont soit complètement inclus dans le picophytoplancton, soit complètement inclus dans le nanophytoplancton.

Ces évolutions sont regroupées dans le Tableau 5.3.

Tableau 5.3 : Evolutions de la méthode de quantification des abondances de phytoplancton depuis la construction de l'outil de diagnostic (la méthode de quantification de la biomasse est indiquée pour rappel).

Paramètre (unité)		Période	Méthode de dosage				
			Principe	Document de référence	Equipement principal		Opérateur
					ouvrage / publication	nom	
abondance	abondance picophytoplancton (nb de cellules * 10 ⁶ / l)	1998 - 1999	cytométrie de flux	Trousselier et al., 1995	cytomètre	ACR-1400-SP Bruker Spectrospin équipé d'une lampe à vapeur de mercure (long d'onde d'excitation 470-490 nm)	
	abondance nanophytoplancton (nb de cellules * 10 ⁶ / l)	1999 - 2012		Trousselier et al., 1996		FACSCalibur Becton Dickinson équipé d'un laser argon (long d'onde d'excitation 488 nm)	
				Bec et al., 2011			
biomasse	vivante	1998 - 2012	spectrofluorimétrie : mesure de fluorescence des cellules pour plusieurs paires de longueurs d'ondes	Neveux et Lantoiné, 1993 (intègre les travaux de Strickland et Parsons, 1963 et de Hansen et al., 1965)	spectrofluorimètre	L650B Perkin-Elmer	
	vivante et en voie de dégradation						chlorophylle a + pheopigments (µg / l)

3.2.4. Grille de qualité _ Méthode d'agrégation des données pour le diagnostic du compartiment

La limite de taille entre picophytoplancton et nanophytoplancton est le seul élément de la grille de diagnostic qui a évolué en 2001.

3.2.5. Méthode d'interprétation et de représentation des résultats

Cette méthode n'a pas subi d'évolutions depuis la mise en place de l'outil.

4. Limites de la méthode actuelle de diagnostic & propositions d'évolutions de l'outil à partir de l'analyse des données

Nous reviendrons dans un premier temps sur les incertitudes liées aux conditions actuelles de prélèvement et de quantification du phytoplancton.

Puis nous étudierons la représentativité des suivis estivaux vis-à-vis des suivis annuels du phytoplancton et la pertinence du suivi du phytoplancton sur toutes les stations actuelles.

Enfin nous étudierons la pertinence de la grille actuelle de diagnostic à partir d'une étude des relations entre les paramètres indicateurs pour le diagnostic actuel du phytoplancton.

Les méthodes de travail seront très similaires à celles utilisées pour le compartiment « colonne d'eau ».

4.1. Thème 1 : Incertitudes liées aux conditions de prélèvement et de comptages cellulaires

Question 1.a)

Quelles limites pratiques et facteurs d'incertitudes des résultats peut-on relever dans les différentes étapes de diagnostic du compartiment phytoplancton ?

4.1.1. Incertitudes de localisation de la station

Comme pour la colonne d'eau cet écart de quelques mètres à quelques dizaines de mètres n'a probablement que peu ou pas d'influence sur les diagnostics en raison de la forte homogénéité spatiale du phytoplancton.

Il arrive toutefois, comme en 2012 lors du diagnostic de l'étang de Vic, de rencontrer des blooms très localisés de phytoplancton.

4.1.2. Incertitudes liées aux conditions de prélèvement

La profondeur de prélèvement n'a que peu d'influence à l'exception des lagunes profondes telles que Thau au niveau desquelles un phénomène de stratification peut être observé.

Il convient cependant de ne pas réaliser de prélèvements dans les 20 cm superficiels de la colonne d'eau en raison de la présence épisodique à cette profondeur de blooms phytoplanctoniques peu représentatifs du reste de la colonne d'eau.

4.1.3. Incertitudes liées à la quantification par la technique de la cytométrie de flux

La méthode actuelle utilisée pour distinguer les groupes de nanophytoplancton des groupes de picophytoplancton repose sur la comparaison entre le diamètre cellulaire moyen du groupe de cellules et la limite théorique de 3 µm séparant le picophytoplancton du nanophytoplancton.

Cette distinction des groupes de phytoplancton ne pose pas de problème lorsque le rapport est très supérieur ou très inférieur à 1. Mais lorsque ce rapport est proche de 1 c'est-à-dire lorsqu'un groupe de cellules est « à cheval » sur la limite des 3 µm, cette estimation devient plus aléatoire.

En particulier un rapport très légèrement supérieur à 1 conduira à considérer le groupe de cellules dans le nanophytoplancton ce qui risquera de déclasser l'état du compartiment vis-à-vis de l'eutrophisation. En effet les valeurs-seuils du nanophytoplancton dans la grille RSL sont 10 fois inférieures aux valeurs-seuils de la grille du picophytoplancton.

L'avantage de la cytométrie de flux est de permettre un comptage précis du phytoplancton de petite taille non réalisable au microscope.

Sa limite principale est de ne pas fournir les abondances des grosses cellules de microphytoplancton qui correspondent à une part non négligeable de la biomasse phytoplanctonique (évaluée par la concentration en chlorophylle *a*).

4.2. Thème 2 : Suivi spatial et temporel du phytoplancton

4.2.1. Pertinence du suivi estival du phytoplancton

Question 2.a)

La stratégie estivale de suivi donne-t-elle une idée représentative de l'état du phytoplancton suivi tout au long de l'année ?

Méthode

Dans un premier temps, la distribution mensuelle des valeurs d'abondance de phytoplancton a été étudiée à l'aide de boîtes à moustaches.

Cette première représentation globale masque les différences d'état pouvant exister entre les lagunes mais elle permet de mettre en évidence une éventuelle saisonnalité des abondances de phytoplancton afin d'en déduire les périodes les plus critiques.

Dans un second temps, l'état de chaque paramètre vis-à-vis de l'eutrophisation ainsi que l'état du phytoplancton ont été déterminés pour les mêmes lagunes à l'aide de la grille de qualité du phytoplancton et de la méthode des rangs.

Cela a permis de comparer les notes issues des diagnostics annuels avec les notes issues des diagnostics estivaux.

Pour chaque paramètre, l'effectif de diagnostics a été calculé pour chaque écart de notes.

La réalisation des tableaux de contingence a conduit à un indice global *I* d'écart de notes calculé selon la méthode décrite précédemment.

Plus la valeur de cet indice *I* est forte (valeur max = 400), plus l'on peut dire que les notes entre les diagnostics estivaux et annuels sont différentes.

Le script ayant permis la réalisation des tables de contingence est le « script_phytop_1 ».

Données

Seuls les suivis annuels complets ont été conservés (années hydrologiques complètes).

Cette étape était nécessaire pour garder une homogénéité des périodes de suivis et permettre la comparaison des résultats.

Les données utilisées pour l'analyse sont compilées dans le fichier « data_phytop_1 ».

Résultats

Les représentations sous forme de boîtes à moustaches sont fournies dans les Figures 5.5 et 5.6.

On constate en premier lieu une très forte amplitude de valeurs d'abondances de picophytoplancton et de nanophytoplancton quel que soit le mois de l'année.

Cela s'explique par la variabilité temporelle et spatiale des résultats.

Malgré une telle variabilité, les valeurs médianes d'abondances de pico et nanophytoplancton tendent à être plus faibles en hiver qu'en été. En hiver les valeurs médianes d'abondances correspondent à des classes de qualité bonne à très bonne vis-à-vis de l'eutrophisation.

La distinction entre le printemps, l'été et l'automne est plus délicate même si les valeurs médianes d'abondances sont légèrement plus élevées pour les mois de mars à juin que pour les autres mois.

Septembre est le mois pour lequel les amplitudes des valeurs d'abondances de picophytoplancton et nanophytoplancton sont les plus grandes.

C'est aussi le mois pour lequel la valeur médiane d'abondance de picophytoplancton est la plus forte.

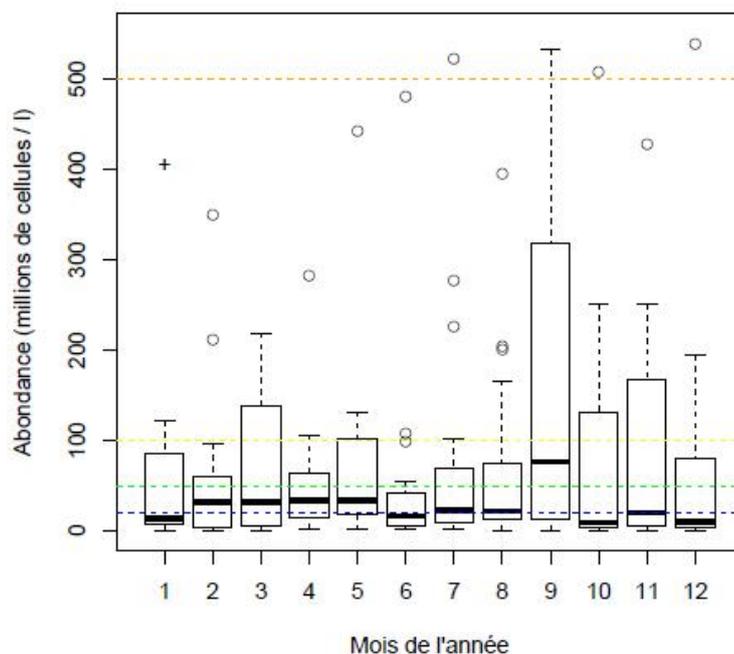


Figure 5.5 : Distribution des abondances de picophytoplancton eucaryote pour chaque mois de l'année (lagunes ayant fait l'objet de suivis annuels complets).

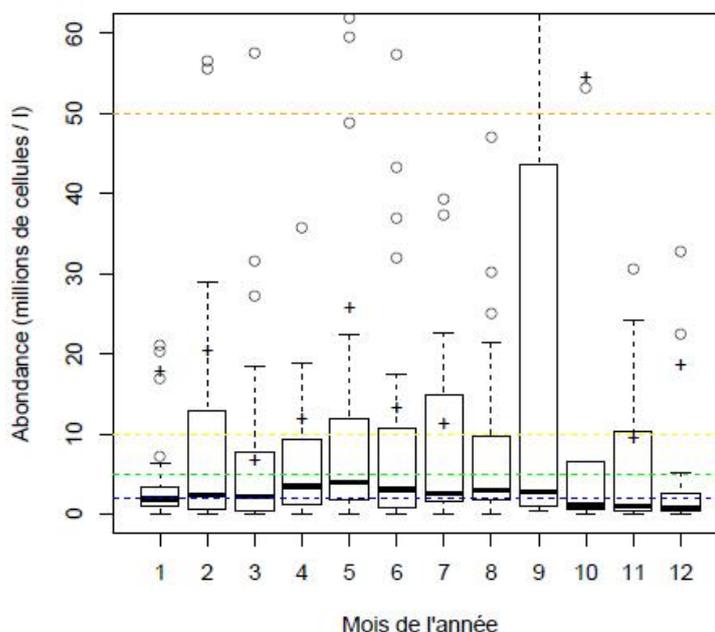


Figure 5.5 : Distribution des abondances de nanophytoplancton pour chaque mois de l'année (lagunes ayant fait l'objet de suivis annuels complets).

La comparaison entre les diagnostics annuels et les diagnostics estivaux du phytoplancton est fournie dans le Tableau 5.4.

Entre les diagnostics effectués sur toute une année et ceux effectués uniquement lors de la période estivale, on constate que l'écart de notation est nul ou égal à 1 point pour près de 85 % des diagnostics.

Dans près de 55 % des cas l'état du phytoplancton est le même que l'on suive ce compartiment durant les 12 mois de l'année ou uniquement les 3 mois de l'été.

L'indice global d'écart de notes reste faible puisqu'inférieur à 80 sur une valeur maximale de 400.

Tableau 5.4 : Ecarts de notation entre les diagnostics annuels et les diagnostics estivaux du phytoplancton (lagunes ayant fait l'objet de suivis annuels complets).

Paramètre	Effectifs de diagnostics correspondant à chaque écart de notes (%)					Indice global d'écart de notes (valeur max : 400)	Ecart de 0 ou 1 point (effectif en %)
	0 point	1 points	2 points	3 points	4 points		
Abondance picoeucaryotes	51,5	24,2	18,2	6,1	0,0	78,8	75,8
Abondance nanophytoplancton	48,5	36,4	12,1	3,0	0,0	69,7	84,8
Phytoplancton	54,5	30,3	12,1	3,0	0,0	63,6	84,8

Interprétation / Conclusion

La période estivale est une période critique vis-à-vis de la production phytoplanctonique même si des blooms peuvent être constatés au printemps ainsi qu'en automne, par production régénérée.

L'intérêt d'un suivi du phytoplancton lors des mois de novembre à janvier est en revanche limité car il s'agit généralement d'une période où l'activité biologique est plus faible (luminosité et la température sont plus faibles à cette période) (Collos et al., 2009 ; Bec et al., 2011).

Les résultats précédents montrent que le suivi, qu'il soit réalisé uniquement l'été ou sur toute une année, conduit à des notes globalement équivalentes du compartiment phytoplancton.

Similairement à ce qui a été observé pour la colonne d'eau, le suivi annuel du phytoplancton n'est pas nécessaire et peut donc se réduire à des diagnostics estivaux.

4.2.2. Pertinence du suivi spatial sur l'ensemble des stations hydrologiques

Question 2.b)

Le suivi du compartiment doit-il être maintenu sur l'ensemble des stations hydrologiques actuelles ?

Méthode

Comme pour la colonne d'eau, la pertinence des suivis a d'abord été discutée « à dire d'experts » à partir de l'expérience acquise sur le fonctionnement des systèmes lagunaires.

Lorsque cela était possible la pertinence des suivis a été discutée à partir de comparaisons de moyennes des valeurs d'abondances du phytoplancton.

Pour chaque paramètre, la différence des valeurs entre les deux couples de stations a été calculée puis un test de Shapiro a été effectué pour tester la normalité de la distribution de ces valeurs.

Lorsque la distribution de ces valeurs ne s'apparentait pas à une loi normale, le test de comparaison de moyennes était un test non paramétrique (Test de Wilcoxon) pour échantillons appariés.

Lorsque la normalité de cette distribution était respectée, un Test t paramétrique de Student pour échantillons appariés était utilisé.

Les résultats ont été traités à l'aide des scripts « script_phytop_9 » à « script_phytop_22 ».

Données utilisées

Les couples de stations comparés étaient les mêmes que ceux comparés pour l'étude de la colonne d'eau :

- stations particulières correspondant à des zones spécifiques comparées avec les stations hydrologiques principales de chaque lagune,
- stations correspondant aux suivis fond / surface,
- couples de stations hydrologiques principales des lagunes correspondant aux secteurs Est / Ouest ou Nord / Sud.

Les données utilisées correspondent exactement aux mêmes suivis que ceux utilisés pour l'étude du compartiment « colonne d'eau ».

Résultats

Ces résultats sont donnés dans les Tableaux 5.5 & 5.6.

Tableau 5.5 : Résultats de comparaisons des valeurs moyennes prises par les paramètres du phytoplancton entre les différentes stations hydrologiques particulières et entre les stations de fond / surface (« ns » = non significatif ; . = p-value < 0.10 ; * = p-value < 0.05 ; ** = p-value < 0.01 ; * = p-value < 0.001).**

Type de suivi	Suivis particuliers supplémentaires						Suivis surface / fond			
	AYN / AYR		LER / LES		TES / TANG		TEF / TES		TWF / TWS	
Secteurs comparés										
Période de comparaison	2007-2011		2007-2011		2001-2011		2001-2011		2001-2011	
Paramètre	test employé	significativité différence	test employé	significativité différence	test employé	significativité différence	test employé	significativité différence	test employé	significativité différence
Abondance picoeucaryotes	W	S*	t	.	W	ns	t	S*	W	ns
Abondance nanophytoplancton	W	ns	W	ns	W	ns	W	ns	W	ns

Tableau 5.6 : Résultats de comparaisons des valeurs moyennes prises par les paramètres du phytoplancton entre les stations hydrologiques principales de chaque lagune (« ns » = non significatif ; . = p-value < 0.10 ; * = p-value < 0.05 ; ** = p-value < 0.01 ; * = p-value < 0.001).**

Type de suivi	Suivis sur les stations hydrologiques principales de chaque lagune (E / O ou N / S)																	
	TES / TWS		INN / INS		PRE / PRW		MEE / MEW		ORE / ORW		MARN / MARS		LEN / LES		BGM / BGN		BGM / BGS	
Secteurs comparés																		
Période de comparaison	2001-2011		2001-2009		2001-2008		2001-2010		2001-2011		2003-2011		2001-2011		2001-2011		2001-2011	
Paramètre	test employé	significativité différence	test employé	significativité différence	test employé	significativité différence	test employé	significativité différence	test employé	significativité différence	test employé	significativité différence	test employé	significativité différence	test employé	significativité différence	test employé	significativité différence
Abondance picoeucaryotes	W	ns	W	ns	W	ns	W	S***	W	S*	W	ns	W	ns	W	ns	W	S***
Abondance nanophytoplancton	W	ns	t	ns	W	ns	W	S*	W	ns	W	ns	W	S*	W	S**	W	ns

On constate une absence de différences significatives de valeurs d'abondances de phytoplancton pour les couples : TES / TWS, INN / INS, PRE / PRW, MARN / MARS, LER / LES, TES / TANG, TWF / TWS.

Pour les couples de stations MEE / MEW, ORE / ORW, LEN / LES, BGM / BGN, BGM / BGS, AYN / AYR, TEF / TES, les différences des moyennes d'abondances sont significatives pour au moins un des deux paramètres.

Interprétations / Conclusion

Les orientations de suivis « à dire d'experts » décidées pour le compartiment « colonne d'eau » sont également valables pour le compartiment « phytoplancton ».

Les tests statistiques nous indiquent que sur un certain nombre de lagunes, la diminution du nombre de stations hydrologiques serait possible si l'on ne devait suivre que le phytoplancton. Au vu des analyses réalisées, le compartiment phytoplancton semble donc moins variable spatialement que la colonne d'eau.

Seuls le couple de stations PRE / PRW présente une absence totale de différences significatives quel que soit le paramètre de la colonne d'eau ou du phytoplancton.

Cela nous confirme la possibilité de ne garder qu'une seule station hydrologique sur l'étang du Prévost (la station PRE).

En revanche, contrairement à ce qui a été observé pour la colonne d'eau un maintien des suivis du phytoplancton est nécessaire sur les deux stations hydrologiques de l'étang de l'Or.

4.3. Thème 3 : Relations entre les paramètres indicateurs du niveau d'eutrophisation et modification de la grille de diagnostic

4.3.1. Position des seuils d'abondance de la grille au regard de la distribution des données

Question 3.a)

La grille actuelle de qualité du phytoplancton permet-elle de discriminer les lagunes en fonction de leur état général ?

Méthode

Les valeurs d'abondances de picophytoplancton eucaryote et de nanophytoplancton ont été représentées sous forme de boîtes à moustaches pour chaque secteur de lagune. Cette représentation globale des données donne une idée représentative de l'état de chaque lagune mais présente comme limite de rendre impossible la distinction entre les différentes années de suivis.

La séparation des lagunes en 2 groupes a été nécessaire, les valeurs d'abondances de phytoplancton dans le groupe 2 écrasant celles du groupe 1.

Données utilisées

Les données obtenues ont été triées par mois puis seuls les mois d'été (juin, juillet, août) ont été sélectionnés. Cette sélection évite d'induire une variabilité saisonnière dans ces représentations.

Les données sont contenues dans le fichier «data_phytop_3».

Résultats

Les résultats sont présentés dans les Figures 5.6 à 5.9.

Deux groupes peuvent être constitués en fonction des valeurs d'abondances de phytoplancton :

- Groupe 1 : Arnel, Ayrolle, Bages-Sigean, Campignol, Gruissan, Ingril, La Palme, Salses-Leucate, La Marette, Médard, Pierre-Blanche, Ponant, Prévost, Rhône de St Romans, Thau, Vic,
- Groupe 2 : Canet St Nazaire, Grec, Méjean, Or, Vendres.

Le Groupe 1 se caractérise par des valeurs d'abondances de l'ordre de 100×10^6 cellules / l tandis que le Groupe 2 est caractérisé par des valeurs d'abondances de l'ordre de 1000×10^6 cellules / l.

Au sein du Groupe 1, on distingue les lagunes ou secteurs de lagunes caractérisés par de fortes valeurs d'abondances de picophytoplancton eucaryote : Arnel, La Marette, Médard, Pierre-Blanche, Ponant, Prévost, Vic. Les valeurs médianes d'abondances, bien que très variables d'un secteur de lagune à un autre, y sont généralement comprises entre 20 et 150 millions de cellules / l.

A l'opposé les valeurs d'abondances de picophytoplancton eucaryote sont les plus faibles sur l'Ayrolle, La Palme, Salses-Leucate, Gruissan et Bages-Sigean sud caractérisées par un état général moyen à très bon. Ces valeurs médianes généralement inférieures à 20 millions de cellules / l correspondent aux classes de qualité bonne à très bonne.

Sur les zones de Bages-milieu, Bages nord, Campignol, Ingril et Thau, les valeurs médianes d'abondances de picophytoplancton sont généralement comprises entre 20 et 50 millions de cellules / l ce qui correspond à des classes de qualité bonne à moyenne.

Les très fortes valeurs d'abondances de picoeucaryotes rencontrées au sein du Groupe 2, correspondent aux classes de qualité médiocre et mauvaise.

Les groupes de lagunes identifiés à partir des valeurs d'abondances du nanophytoplancton sont très similaires à ceux identifiés à partir des valeurs d'abondances du picophytoplancton eucaryote.

On distingue au sein du Groupe 1 les lagunes de l'Arnel, du Grand Bagnas, de La Marette, du Médard, de Pierre-Blanche, du Ponant et du Prévost pour lesquelles la distribution des données est très étendue et pour lesquelles les valeurs médianes d'abondances de nanophytoplancton sont supérieures à 5 millions de cellules / l soit des classes de qualité moyenne à mauvaise.

Similairement à ce qui est observé pour le picophytoplancton, les valeurs d'abondances de nanophytoplancton sont les plus faibles dans les lagunes de l'Ayrolle, de La Palme, de Bages-Sigean sud et de Salses-Leucate, avec des valeurs médianes proches de 2 millions de cellules / l qui correspondent à des classes de qualité bonne à très bonne.

Ces zones sont par ailleurs caractérisées par leur état général bon à très bon vis-à-vis de l'eutrophisation.

Les zones de Bages milieu, de l'Ingril, de Thau et de Vic se caractérisent par des valeurs médianes d'abondances de nanophytoplancton comprises entre 2 et 5 millions de cellules / l ce qui correspond à des classes de qualité bonne et moyenne.

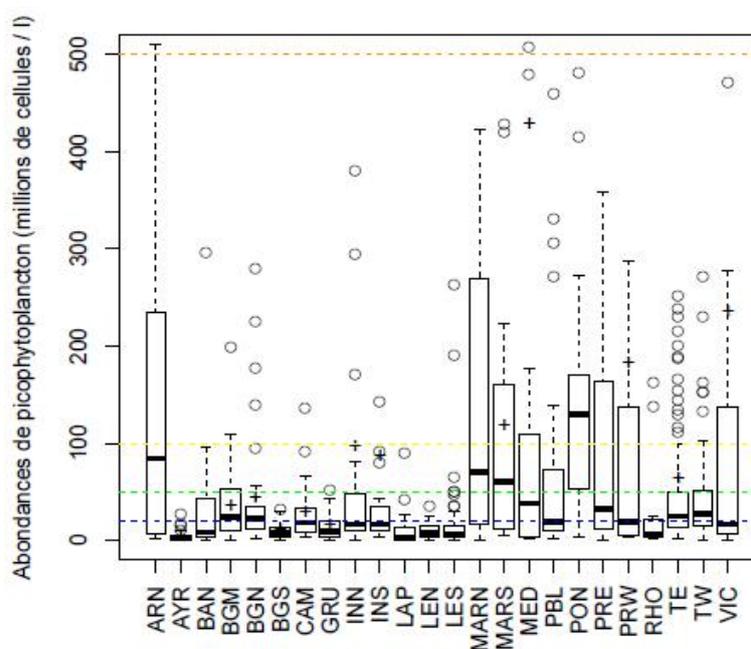


Figure 5.6 : Distribution des valeurs d'abondances du picophytoplancton pour chaque secteur lors des suivis estivaux du compartiment – Groupe 1.

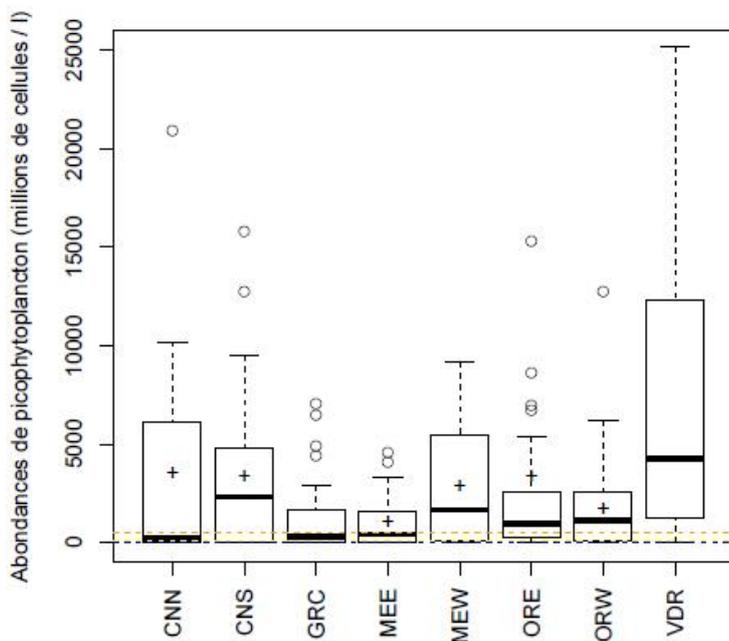


Figure 5.7 : Distribution des valeurs d'abondances du picophytoplancton pour chaque secteur lors des suivis estivaux du compartiment – Groupe 2.

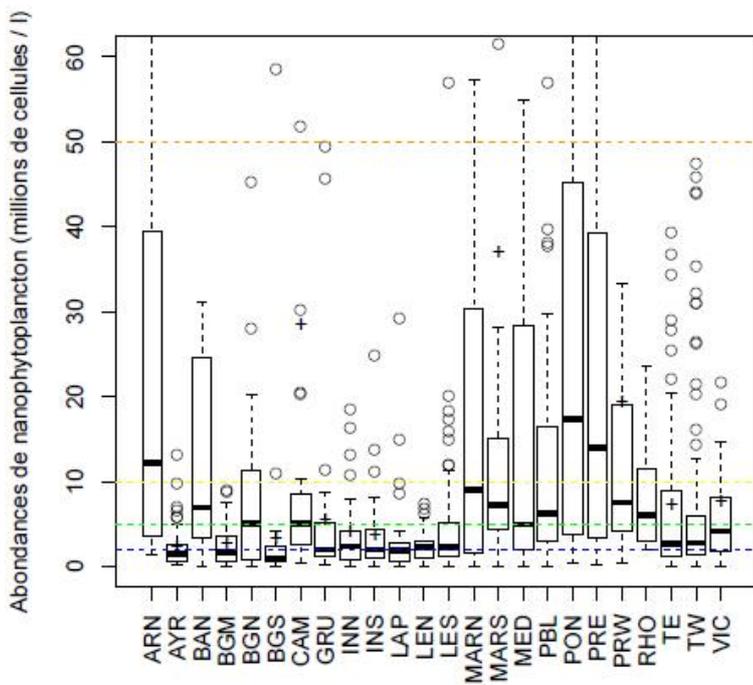


Figure 5.8 : Distribution des valeurs d'abondances du nanophytoplancton pour chaque secteur lors des suivis estivaux du compartiment – Groupe 1.

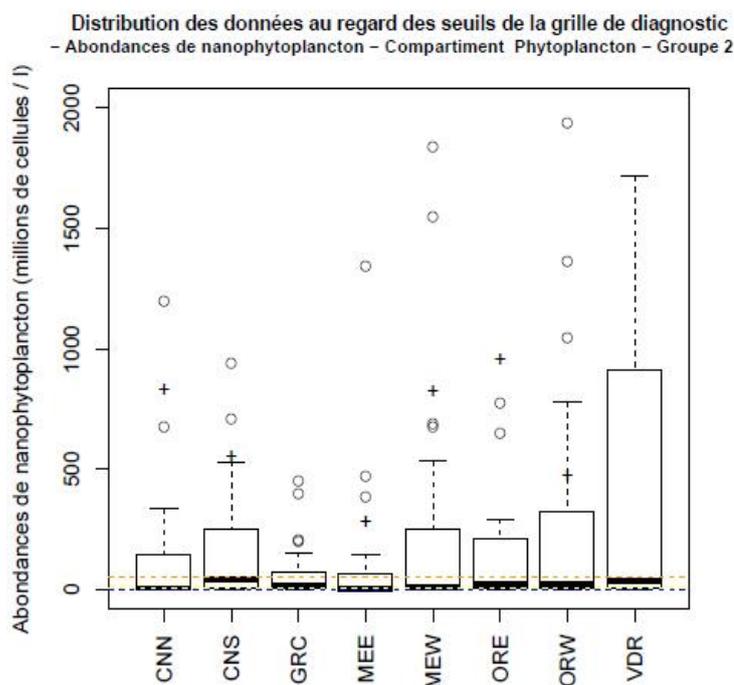


Figure 5.9 : Distribution des valeurs d’abondances du nanophytoplancton pour chaque secteur lors des suivis estivaux du compartiment – Groupe 2.

Interprétation / Conclusion

La distribution souvent étalée des valeurs d’abondance de picophytoplancton et de nanophytoplancton peut s’expliquer par l’évolution de l’état des lagunes au cours du temps et aussi par la forte variabilité des valeurs lors d’un même été.

Malgré cela, les seuils actuels de la grille de diagnostic nous permettent de distinguer aisément les lagunes dans un bon état général de celles dans un état dégradé.

4.3.2. Relations entre les paramètres de la grille de diagnostic

Question 3.b)

Quelles sont les relations entre les paramètres indicateurs de la qualité du phytoplancton ?

Méthode

Dans un premier temps, une matrice de corrélation a été effectuée pour donner un aperçu global des relations entre paramètres liés au phytoplancton : abondances de picophytoplancton eucaryote et de nanophytoplancton, concentrations en chlorophylle a ainsi qu’en azote et phosphore totaux.

Cette matrice a été réalisée à l’aide du script « script_phytop_5_bis ».

Puis les relations entre les paramètres « abondance picophytoplancton eucaryote », « abondance nanophytoplancton » et « biomasse chlorophylle a » ont été étudiées par des régressions linéaires simples pour chaque secteur de lagune (données transformées en log décimal).

Données utilisées

Toutes les données acquises sur les lagunes de la Région Languedoc-Roussillon depuis la mise en place de l'outil ont été utilisées pour la construction de la matrice de corrélation.

Les analyses de régression linéaire simple ont été effectuées à partir de l'ensemble des données estivales afin de ne pas tenir compte des différences liées à la saison de diagnostic.

Ces données sont regroupées dans le jeu de données « data_phytop_9 ».

Relations générales entre les paramètres : résultats de la matrice de corrélation

Les résultats de la matrice de corrélation linéaire sont donnés dans le Tableau 5.7.

Tableau 5.7 : Matrice de corrélation linéaire entre les paramètres liés aux producteurs primaires (les paramètres pris en compte dans les diagnostics du phytoplancton sont repérés en vert).

	c.NTElog10	c.PTElog10	c.CHLAlog10	NANOlog10	PICOtolog10	PICOssCYANlog10	PHYTOPtotlog10
c.NTElog10	1.00	0.80	0.74	0.51	0.48	0.60	0.54
c.PTElog10	0.80	1.00	0.81	0.52	0.55	0.64	0.60
c.CHLAlog10	0.74	0.81	1.00	0.58	0.62	0.68	0.67
NANOlog10	0.51	0.52	0.58	1.00	0.55	0.58	0.67
PICOtolog10	0.48	0.55	0.62	0.55	1.00	0.93	0.97
PICOssCYANlog10	0.60	0.64	0.68	0.58	0.93	1.00	0.92
PHYTOPtotlog10	0.54	0.60	0.67	0.67	0.97	0.92	1.00

Cette matrice de corrélation nous permet de constater :

- une liaison globalement forte entre les valeurs d'abondances de picophytoplancton eucaryote et les valeurs d'abondance de nanophytoplancton avec un coefficient de corrélation de 0.58,
- une liaison très forte entre les abondances de picophytoplancton eucaryote et celles de picophytoplancton total et de phytoplancton total, avec des coefficients de corrélations linéaires supérieurs à 0.90,
- un coefficient de corrélation linéaire plus élevé entre les valeurs d'abondances de picophytoplancton et celles de concentrations en chlorophylle a qu'entre les valeurs d'abondances de nanophytoplancton et celles de chlorophylle a. En d'autres termes une plus forte part de l'abondance et de la biomasse de phytoplancton est expliquée par la présence de picophytoplancton eucaryote que par la présence de nanophytoplancton.

Examen approfondi du lien entre les paramètres : résultats des analyses de régressions linéaires simples

Les analyses de régressions linéaires simples effectuées entre les abondances de picophytoplancton eucaryote et les abondances de nanophytoplancton sont indiquées dans le Tableau 5.8.

Les valeurs d'abondances de picophytoplancton ne sont pas systématiquement corrélées aux valeurs d'abondances du nanophytoplancton.puisque la significativité des tests d'analyses de régressions linéaires simples n'est constatée que pour les stations hydrologiques CNN, CNS, LAP, BGN, GRU, BAN, INS, VIC, PBW, ARN, MEE, MEW, GRC, ORW, ORE, PONS, MED, MARS, MARN.

Tableau 5.8: Résultats des analyses de régressions linéaires simples entre les abondances de picophytoplancton eucaryote et les abondances de nanophytoplancton pour chaque station hydrologique (« ns » = non significatif ; . = p -value < 0.10 ; * = p -value < 0.05 ; ** = p -value < 0.01 ; *** = p -value < 0.001).

Station hydrologique	Relation entre abondances de nanophytoplancton et abondances de picophytoplancton transformées en \ln 10		
	Coefficient de corrélation linéaire	Significativité de la relation	Analyse des résidus
CNS	0,83	S***	OK
CNN	0,86	S***	OK
LES	0,02	NS	Ø
LEN	0,002	NS	Ø
LAP	0,22	S**	OK
BGS	-0,004	NS	Ø
BGM	-0,03	NS	Ø
BGN	0,46	S***	OK
AYR	0,03	NS	Ø
CAM	-0,03	NS	Ø
GRU	0,4	S*	OK
VDR	0,05	NS	Ø
BAN	0,27	S**	OK
TWS	0,005	NS	Ø
TWF	0,02	NS	Ø
TFS	-0,02	NS	Ø
TCT	0,09	S***	nc
TANG	-0,03	NS	Ø
TPE	0,06	NS	Ø
INS	0,16	S*	OK
INN	-0,02	NS	Ø
VIC	0,64	S***	OK
PBW	0,76	S***	nc
PBE	0,07	NS	Ø
ARN	0,09	S*	OK
PRW	0,03	NS	Ø
PRE	-0,03	NS	Ø
MEW	0,7	S***	OK
MEE	0,65	S***	nc
GRC	0,18	S**	OK
ORW	0,7	S***	OK
ORE	0,75	S***	OK
PONS	0,73	S***	OK
PONF	-0,03	NS	Ø
MED	0,56	S***	nc
MARS	0,7	S***	nc
MARN	0,6	S***	nc
RHU	-0,02	NS	Ø
tous secteurs	0,63	S***	OK

Les analyses de régressions linéaires simples effectuées entre les abondances de picophytoplancton eucaryote et les concentrations en chlorophylle a sont indiquées dans le Tableau 5.9

La relation entre les valeurs d'abondance de picophytoplancton eucaryote et les valeurs de concentrations en chlorophylle a est significative pour les stations CNS, CNN, AYR, GRU, VDR, BAN, TWS, INS, INN, PBE, ARN, PRW, MEW, MEE, GRC, ORW, ORE, PONS, MED.

Les analyses de régressions linéaires simples effectuées entre les abondances de nanophytoplancton et les concentrations en chlorophylle a sont indiquées dans le Tableau 5.10

La relation entre les valeurs d'abondance de nanophytoplancton et les valeurs de concentrations en chlorophylle a est significative pour les stations CNS, CNN, LES, BGS, AYR, CAM, GRU, BAN, PBW, PBE, PRW, PRE, MEW, MEE, GRC, ORE, PONS, MED.

Tableau 5.9: Résultats des analyses de régressions linéaires simples entre les abondances de nanophytoplancton et les concentrations en chlorophylle a pour chaque station hydrologique (« ns » = non significatif ; . = p -value < 0.10 ; * = p -value < 0.05 ; ** = p -value < 0.01 ; *** = p -value < 0.001).

Station hydrologique	Relation entre abondances de picophytoplancton et concentrations en chlorophylle a, transformées en \ln 10		
	Coefficient de corrélation linéaire	Significativité de la relation	Analyse des résidus
CNS	0,9	S***	OK
CNN	0,86	S***	OK
LES	0,2	S**	nc
LEN	0,01	NS	Ø
LAP	0,02	NS	Ø
RGS	-0,03	NS	Ø
BGM	-0,02	NS	Ø
BGN	0,07	NS	Ø
AYR	0,15	S**	OK
CAM	0,02	NS	Ø
GRU	0,15	S*	OK
VDR	0,32	S***	nc
RAN	0,69	S***	nc
TWS	0,14	S*	OK
TWF	-0,001	NS	Ø
TES	0,06	NS	Ø
TEF	0,002	NS	Ø
IANG	0,03	NS	Ø
TPC	-0,04	NS	Ø
INS	0,36	S***	OK
INN	0,34	S***	OK
VIC	0,09	NS	Ø
PBW	0,13	NS	Ø
PBE	0,43	S***	OK
AHN	0,48	S***	OK
PRW	0,51	S***	OK
PRF	0,09	NS	Ø
MEW	0,45	S***	nc
MEE	0,44	S***	OK
GRC	0,5	S***	OK
ORW	0,2	S**	OK
ORE	0,16	S**	Ø
PONS	0,32	S**	OK
PONF	-0,11	NS	Ø
MED	0,84	S***	OK
MARS	-0,03	NS	Ø
MARN	0,09	NS	Ø
RHO	-0,11	NS	Ø
tous secteurs	0,49	S***	OK

Interprétation / Conclusion

L'absence de relation significative entre les abondances de picophytoplancton et de nanophytoplancton constatée pour certaines stations peut s'expliquer notamment par la compétition existant entre ces deux producteurs primaires.

D'autres formes de phytoplancton telles que le microphytoplancton peuvent également avoir un effet compétitif sur le picophytoplancton et le nanophytoplancton.

Ces résultats confirment le lien plus fort entre la biomasse chlorophyllienne et les abondances de picophytoplancton eucaryote qu'entre la biomasse chlorophyllienne et les abondances de nanophytoplancton.

Malgré leur plus petite taille, les cellules de picophytoplancton représentent la part la plus importante de la biomasse phytoplanctonique et cela s'explique par les fortes abondances de picophytoplancton comparativement au nanophytoplancton.

La surface d'échange spécifique du picophytoplancton est plus importante que celle du nanophytoplancton et pour cette raison l'avantage compétitif de l'une ou de l'autre forme dépend beaucoup de la quantité de nutriments présents dans le milieu.

Pour ces raisons, il est fréquent qu'un type de phytoplancton soit présent en très forte abondance tandis qu'un autre soit pratiquement absent de la colonne d'eau.

Tableau 5.10: Résultats des analyses de régressions linéaires simples entre les abondances de nanophytoplancton et les concentrations en chlorophylle a pour chaque station hydrologique (« ns » = non significatif ; . = p -value < 0.10 ; * = p -value < 0.05 ; ** = p -value < 0.01 ; *** = p -value < 0.001).

Station hydrologique	Relation entre abondances de nanophytoplancton et concentrations en chlorophylle a, transformées en log 10		
	Coefficient de corrélation linéaire	Significativité de la relation	Analyse des résidus
CNS	0,76	S***	OK
CNN	0,65	S***	OK
LCS	0,10	S**	OK
LEN	0,0004	NS	Ø
LAP	0,06	NS	Ø
RGS	0,1	S*	OK
BGM	-0,03	NS	Ø
BGN	0,08	NS	Ø
AYR	0,08	S*	OK
CAM	0,76	S***	OK
GRU	0,25	S**	nc
VDR	-0,02	NS	Ø
BAN	0,87	S***	OK
TWS	-0,07	NS	Ø
IWF	-0,01	NS	Ø
TES	-0,03	NS	Ø
TEF	0,004	NS	Ø
TANC	0,07	NS	Ø
TPC	-0,02	NS	Ø
INS	-0,02	NS	Ø
INN	0,06	NS	Ø
VIC	-0,008	NS	Ø
PBW	0,75	S***	nc
PBE	0,16	S**	nc
ARN	0,03	NS	Ø
PRW	0,69	S***	OK
PRC	0,70	S***	OK
MEW	0,67	S***	nc
MEE	0,68	S***	OK
GRC	0,76	S**	OK
ORW	0,06	NS	Ø
ORE	0,72	S***	OK
PONS	0,71	S***	nc
PONF	-0,02	NS	Ø
MCD	0,66	S***	nc
MARS	-0,03	NS	Ø
MARN	0,04	NS	Ø
RHO	-0,04	NS	Ø
tous secteurs	0,34	S***	OK

4.3.3. Ajustement des valeurs-seuils d'abondances dans la grille de diagnostic

Sur la base des résultats acquis lors de la construction de l'outil, la grille du phytoplancton repose sur un rapport « abondances de picophytoplancton » / « abondances de nanophytoplancton » égal à 10.

Question 3.c)

Si l'on prend en compte l'ensemble des données acquises depuis la mise en place de l'outil, ce rapport a-t-il changé ? Des ajustements sont-ils nécessaires au niveau de certaines valeurs-seuils de la grille ?

Méthode

Le rapport «abondance de picophytoplancton eucaryote» / «abondance du nanophytoplancton» a été calculé pour chaque prélèvement puis les valeurs moyennes et médianes de ces rapports on été calculées pour chaque lagune.

Le script utilisé pour ce travail est le « script_phytop_6 ».

La distribution des valeurs du rapport entre les abondances a été représentée pour chaque secteur de lagune sous forme de boîtes à moustaches. Le rapport median pour chaque secteur de lagune a également été indiqué dans un tableau récapitulatif.

La croissance du nanophytoplancton correspond généralement à une croissance primaire nouvelle liée à de forts apports printaniers et automnaux de nutriments alors que la croissance du picophytoplancton

eucaryote correspond davantage à une croissance primaire régénérée liée à la libération estivale de nutriments par le sédiment (Bec et al., 2011).

Le déclassement par l'une ou l'autre forme de phytoplancton a donc été observé sur l'ensemble des diagnostics annuels complets effectués depuis la mise en place de l'outil.

Pour chaque mois, les notes correspondant aux grilles de qualité du picophytoplancton et du nanophytoplancton ont été comparées.

Pour ce travail les scripts « script_phytop_7 » et « script_phytop_7bis » ont été employés.

A la différence de la technique de comptage par cytométrie de flux, le dosage de CHLa par spectrofluorimétrie tient compte du microphytoplancton.

D'autre part, le volume d'échantillon filtré pour réaliser les dosages de CHLa (50 ml) est très supérieur au volume d'échantillon utilisé pour les comptages cellulaires pour la cytométrie de flux (1 ml).

La méthode de dosage de la CHLa par filtration a donc plus de chance de retenir de grosses cellules de nanophytoplancton que la méthode de comptage par cytométrie de flux.

Une comparaison entre les notes d'états basées sur les taux de chlorophylle *a* et les notes d'états basées sur les abondances cellulaires phytoplanctoniques a été réalisée.

Ce travail a été effectué grâce à la réalisation de tables de contingences à partir du script : « script_phytop_8 ».

Données utilisées

Seules les données issues des diagnostics estivaux ont été sélectionnées afin de ne pas induire de variabilité saisonnière dans la comparaison entre les lagunes.

Les jeux de données utilisés pour ce travail sont intitulés « data_phytop_6 », « data_phytop_7 » (tous diagnostics annuels), « data_phytop_7bis » (tous les diagnostics annuels sur les Palavasiens).

Ces analyses s'appuient donc sur un jeu de données de près de 50 diagnostics annuels et 360 diagnostics estivaux.

Résultats portant sur les rapports entre abondances de picophytoplancton eucaryote et abondances de nanophytoplancton

Les résultats sont donnés dans la Figure 5.10 et dans le Tableau 5.11.

On constate que le rapport abondances picoeucaryotes / abondance nanophytoplancton est très variable temporellement et spatialement.

L'amplitude des valeurs prises par ce rapport est la plus importante pour les secteurs BGM (0.28 -245), CNN (0-223), CNS (0.2-483), GRC (0.45-2966), MARN (0.24-1380), MEE (0-570), MEW (0-3314), ORE (0-2591), ORW (0-7516), VDR (0.75-16343).

Sur ces secteurs généralement très dégradés, les valeurs moyennes et les valeurs médianes sont les plus fortes du jeu de lagunes de la Région LR.

Les valeurs médianes sont supérieures ou proches du rapport de 10 pour les secteurs ORE (9.9), ORW (10), BGM (12.9), MEW (9.1), MEE (15.2) et VDR(48.8).

Pour les autres secteurs, les valeurs et leurs amplitudes restent relativement plus faibles et la valeur médiane du rapport « abondances pico / abondances nano » ne dépasse pas 8.3

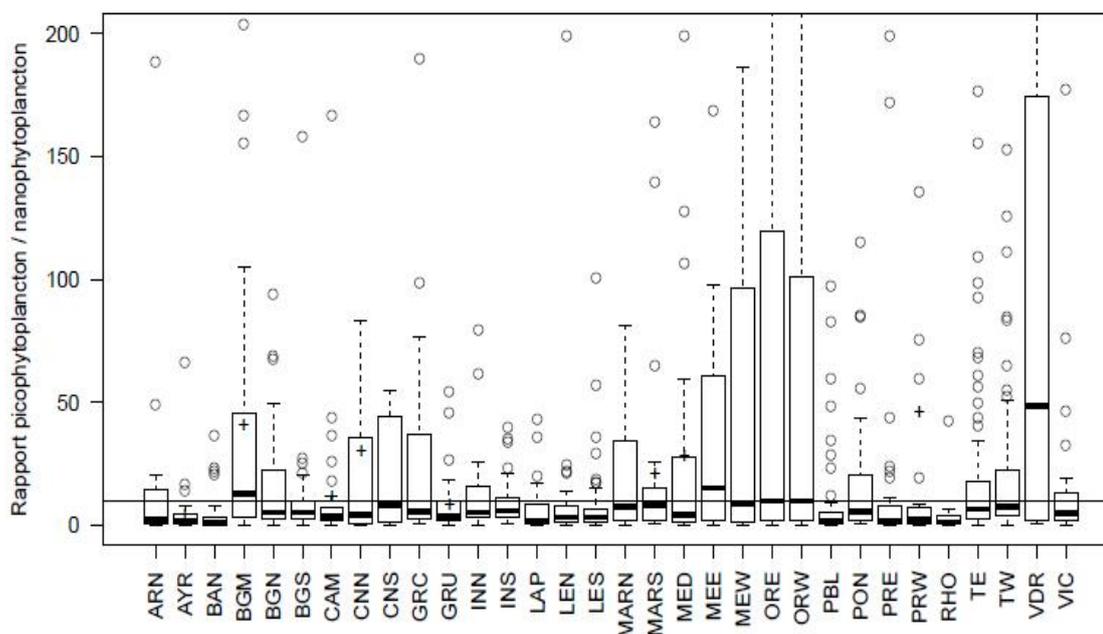


Figure 5.10: Rapport entre abondances de picophytoplancton et abondances de nanophytoplancton (distribution des valeurs par secteur de lagune ; données estivales uniquement).

Si l'on tient compte de l'ensemble des prélèvements le nombre de cellules de picophytoplancton apparaît 4.9 fois plus élevé que le nombre de cellules de nanophytoplancton.

Si l'on ne tient compte que des prélèvements effectués sur les lagunes ayant participé à la construction de l'outil, ce rapport vaut 5.4.

Résultats de l'étude du paramètre le plus déclassant du phytoplancton

Ces résultats sont donnés dans les Tableaux 5.12 & 5.13.

Concernant les diagnostics annuels, on constate que dans près de 8 cas sur 12, l'abondance du nanophytoplancton apparaît comme un paramètre globalement plus déclassant que l'abondance du picophytoplancton.

Concernant les diagnostics estivaux, on constate que dans 45,1 %, 35.8 %, et 38.5 % des prélèvements effectués respectivement aux mois de juin, juillet, août, l'état résultant du paramètre « abondance nanophytoplancton » est plus mauvais que l'état donnée par le paramètre « abondance picophytoplancton ».

Une alternance annuelle de déclassement du phytoplancton par les paramètres picophytoplancton et nanophytoplancton n'est donc pas visible.

Ce résultat basé sur les diagnostics estivaux et sur un grand nombre de prélèvements (366), confirme celui observé sur les diagnostics annuels : avec la grille actuelle, le paramètre « abondance de nanophytoplancton » est systématiquement plus déclassant que le paramètre « abondance de picophytoplancton ».

Tableau 5.11: Rapport moyen et rapport médian entre les abondances de picophytoplancton eucaryote et les abondances de nanophytoplancton pour chaque secteur de lagune et à partir des données estivales uniquement (sont signalées par une * les lagunes ayant participé à la construction de l'outil).

Lagune	Période considérée	Secteur de lagune	Abondance PICO / abondance NANO	
			Moyenne	Médiane
Canet St Nazaire	2001-2011	CNS	75,7	8,3
		CNN	30,0	4,2
Salses-Leucate*	1999-2011	LES	12,9	3,4
		LEN	11,1	3,4
La Palme	1999-2011	LAP	6,3	1,8
Bages-Sigean*	1999-2011	BGS	11,7	5,4
		BGM	40,5	12,9
		BGN	17,1	5,4
Ayrolle*	1999-2011	AYR	4,1	1,7
Campagnol*	1999-2011	CAM	11,2	3,6
Gruissan*	1999-2011	GRU	8,1	3,7
Vendres	2000-2011	VDR	961,9	48,8
Grand Bagnas	2000-2011	BAN	5,9	1,1
		TE	20,0	6,6
Thau*	1999-2011	TW	31,5	7,7
		INS	10,2	6,1
Ingril*	1999-2011	INN	36,6	5,3
		VIC	15,6	5,1
Pierre-Blanche	2000-2011	PBL	23,7	1,9
Arnel	2000-2011	ARN	430,1	2,5
Prévost	2000-2011	PRW	45,4	2,4
		PRE	28,9	2,1
Méjean	2000-2011	MEW	259,0	9,1
		MEE	75,6	15,2
Grec*	2000-2011	GRC	114,6	5,7
Or*	1999-2011	ORE	213,4	9,9
		ORW	368,3	10,0
Ponant	2000-2011	PON	31,6	5,7
La Marette	2003-2011	MARN	98,5	7,7
		MARS	20,6	8,1
Rhône de Saint Romans	2003-2007	RHO	5,4	1,4
Médard	2000-2011	MED	27,6	4,5
Ensemble des lagunes			80,3	4,9
Lagunes de la construction de l'outil			49,7	5,4

Tableau 5.12 : Déclassement par le picophytoplancton ou le nanophytoplancton par mois de l'année, sur l'ensemble des diagnostics annuels complets réalisés depuis la mise en place de l'outil (le paramètre le plus déclassant est repéré en rouge).

Mois	Ecart de notes	Effectif (% de l'effectif total)	Indice global d'écart de notes	NANO déclassant	PICO déclassant
Janvier	0	61,8	21,8	33,5	14,7
	1	23,5			
	2	5,8			
	3	2,0			
	4	2,9			
Février	0	36,7	100,0	23,3	30,0
	1	43,0			
	2	5,7			
	3	10,0			
	4	5,3			
Mars	0	38,2	34,1	17,8	11,1
	1	21,2			
	2	11,8			
	3	5,9			
	4	2,9			
Avril	0	32,4	132,4	25,3	32,4
	1	26,5			
	2	29,4			
	3	7,0			
	4	11,8			
Mai	0	23,5	138,2	58,2	38,2
	1	28,4			
	2	36,3			
	3	7,0			
	4	2,9			
Juin	0	31,0	127,3	52,3	15,9
	1	22,7			
	2	36,4			
	3	4,5			
	4	4,5			
Juillet	0	36,4	104,5	43,2	30,5
	1	36,1			
	2	15,0			
	3	5,1			
	4	2,3			
Août	0	33,3	111,9	42,9	23,8
	1	36,7			
	2	21,4			
	3	4,8			
	4	4,8			
Septembre	0	37,0	100,0	23,3	20,6
	1	33,3			
	2	22,2			
	3	7,7			
	4	1,0			
Octobre	0	61,0	38,3	25,8	12,2
	1	19,5			
	2	12,2			
	3	4,9			
	4	2,2			
Novembre	0	52,5	52,5	17,5	30,0
	1	25,0			
	2	12,5			
	3	7,5			
	4	2,5			
Décembre	0	68,3	40,0	12,2	19,5
	1	22,0			
	2	4,9			
	3	2,4			
	4	2,4			

Tableau 5.13 : Déclassement par le picophytoplancton ou la nanophytoplancton sur l'ensemble des diagnostics estivaux réalisés depuis la mise en place de l'outil (le paramètre déclassant est repéré en rouge).

Mois	Ecart de notes	Effectif (% de l'effectif total)	Indice global d'écart de notes	NANO déclassant	PICO déclassant
Juin	0	37,2	117,2	45,1	17,8
	1	29,8			
	2	15,8			
	3	13,1			
	4	4,1			
Juillet	0	41,3	97,8	35,8	22,9
	1	33,3			
	2	15,4			
	3	6,1			
	4	3,9			
Août	0	36,1	107,4	38,5	25,4
	1	36,6			
	2	15,0			
	3	8,5			
	4	3,8			

Interprétation / Conclusion

Malgré la forte variabilité temporelle et spatiale du rapport « abondance picophytoplancton / abondance nanophytoplancton », une modification de la grille de diagnostic du phytoplancton est nécessaire.

Le nombre de données plus important que lors de la construction de l'outil nous permet d'affirmer qu'un rapport de 5 entre les abondances de picophytoplancton et celles de nanophytoplancton est plus adapté. Ce rapport prend déjà une valeur de 5 dans les grilles de diagnostics utilisées dans le cadre des suivis DCE. Ces résultats confirment donc ceux de [Derolez et al., 2007](#).

Doit-on alors diviser par deux les seuils d'abondance du picophytoplancton ou multiplier par 2 les seuils d'abondance du nanophytoplancton ?

Même pour les mois d'été lors desquels la production primaire est régénérée et pour lesquels on pourrait supposer un déclassement par le picophytoplancton, c'est le nanophytoplancton qui est nettement déclassant.

La modification de la grille de qualité du phytoplancton doit donc être effectuée en multipliant les seuils d'abondances de nanophytoplancton par 2.

La grille de phytoplancton préconisée pour le futur RSL (2014 – 2020) est donnée dans le Tableau 5.14 et l'état du compartiment sera désormais attribué en sélectionnant le paramètre le plus déclassant de cette grille.

Tableau 5.14 Grille de diagnostic du phytoplancton préconisée pour le RSL 2014-2020.

Paramètre		Unité	Etat vis-à-vis de l'eutrophisation					
			Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais	
abondance	abondance picophytoplancton (< 3 µm)	nombre de cellules / l (× 10 ⁶)		20	50	100	500	
	abondance nanophytoplancton (> 3 µm)	nombre de cellules / l (× 10 ⁶)		4	10	20	100	
biomasse	concentration chlorophylle a	concentration (µg / l)		5	7	10	20	

4.3.4. Effet de l'ajout du paramètre « concentration en chlorophylle a » dans la nouvelle grille de diagnostic

La prise en compte de la biomasse phytoplanctonique à partir des valeurs de concentrations en chlorophylle *a* permet de compléter les informations sur les valeurs d'abondances de picophytoplancton et de nanophytoplancton.

Désormais les diagnostics du compartiment « phytoplancton » seront effectués en sélectionnant le plus déclassant des trois paramètres de la grille.

Question 3.d) : Quel est l'impact de l'ajout de la concentration en chlorophylle *a* dans la nouvelle grille ?

Méthode

Les diagnostics du phytoplancton ont été effectués en tenant compte et sans tenir compte des concentrations en chlorophylle *a*. Pour ce travail, la nouvelle grille de diagnostic du phytoplancton a été utilisée.

Données

Le travail a été réalisé sur l'ensemble des diagnostics estivaux réalisés en Languedoc Roussillon, soit près de 360 diagnostics.

Résultats

Les résultats sont donnés dans le Tableau 5.15.

Les notes d'état du phytoplancton obtenues avec les grilles de qualité ne tenant compte que des abondances de picophytoplancton et de nanophytoplancton ou intégrant en plus le paramètre « concentration en chlorophylle a », sont absolument identiques dans 84 % des diagnostics.

L'écart de notation entre les deux grilles n'est que de 0 ou 1 point dans près de 94 % des diagnostics.

La grille intégrant la chlorophylle a est déclassante dans près de 16 % des diagnostics par rapport à la grille initiale.

Tableau 5.15. Effet de l'ajout du paramètre « biomasse » sur les notes d'état du phytoplancton.

Ecart de notes	Effectif (% de l'effectif total)	Indice global d'écart de notes	Grille "abondances" déclassante en % du nb total dediagnostic	Grille "abondances + biomasse" déclassante en % du nb total de prélèvements	Ecart de 0 ou 1 point entre les diagnostics avec les deux types de grilles
0	84,1	24,6	0,0	15,9	94,1
1	10,1				
2	3,4				
3	2,2				
4	0,3				

Interprétations / Conclusion

La notation identique dans 84 % des cas entre les deux types de diagnostics, nous indique pour une majorité de diagnostics le paramètre de biomasse ne modifie pas les notes initialement données à partir des seules abondances.

Le déclassement observé dans 16 % des prélèvements avec la nouvelle grille indique que pour ces cas le paramètre de biomasse est le seul paramètre déclassant par rapport aux valeurs d'abondances. Un tel résultat s'explique par le fait que l'estimation de la biomasse permet de prendre en compte la biomasse de microphytoplancton alors que ce dernier ne peut être comptabilisé par la méthode de cytométrie de flux.

Malgré cette différence assez faible liée à l'inclusion du paramètre « concentration en chlorophylle a », la nouvelle grille de diagnostic du phytoplancton est donc bien représentative de l'état du phytoplancton estimé uniquement à partir des abondances.

Elle tiendra en plus compte de la présence de microphytoplancton non considérée jusqu'alors dans les diagnostics du phytoplancton.

5. Conclusion

Comme les diagnostics de la colonne d'eau, les diagnostics du phytoplancton ont subi un certain nombre de modifications depuis la mise en place de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation.

Bien que la stratégie globale d'échantillonnage soit restée la même, certains ajustements ont été effectués avec notamment des ajouts ou suppressions de stations selon les besoins de connaissances sur les milieux lagunaires.

La méthode de comptage des abondances ainsi que le matériel employé ont également connu des modifications.

Si la limite de taille entre le picophytoplancton et le nanophytoplancton est passée de 2 μm à 3 μm en 2001, la méthode d'agrégation des données n'a pas été modifiée depuis la mise en place de l'outil.

Les résultats des analyses statistiques et les discussions menées avec les scientifiques responsables du suivi des milieux lagunaires, conduisent aux évolutions suivantes en termes de stratégie spatiale :

- abandon progressif du suivi des lagunes oligo et mésohalines (Bagnas, Vendres et la Murette) dans le cadre du RSL, en parallèle à la mise au point de grilles de diagnostic mieux adaptées à ces lagunes ;
- abandon du suivi du Canal du Rhône à Sète, ce dernier ayant permis l'acquisition de suffisamment d'informations pour la connaissance des principales sources de contamination du milieu ;
- abandon des suivis sur la station Ayrolle-Nord (AYN) ainsi que sur celle de Bages-Sigean milieu (BGM), un suivi de ces dernières n'apportant pas d'informations supplémentaires par rapport aux suivis réalisés jusqu'alors.
- suppression des suivis sur la station PRW, mais maintien des suivis sur les stations ORE et ORW ;
- rétablissement des suivis tous les ans sur l'étang de Canet St-Nazaire.

Les modifications de stratégies spatiale et temporelle de suivi adoptées pour la colonne d'eau sont donc valables pour le phytoplancton.

La grille initiale de qualité du phytoplancton permettait une bonne discrimination des lagunes en fonction de leur état général du point de vue de l'eutrophisation mais le nanophytoplancton apparaissait comme un paramètre trop déclassant en raison de valeurs-seuils trop faible dans la grille de diagnostic.

Les seuils d'abondances de nanophytoplancton ont été multipliés par 2 suite à la mise en évidence du caractère déclassant systématique de ce paramètre dans l'ancienne grille.

Cette grille inclut désormais en plus des paramètres d'abondances de picophytoplancton eucaryote et de nanophytoplancton, le paramètre de biomasse donné par la concentration en chlorophylle a.

7

Bilan de la méthode de diagnostic complet de l'eutrophisation

1. INTRODUCTION ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.

2. METHODE ACTUELLE DE REALISATION DES DIAGNOSTICS COMPLETS
..... ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.

2.1. Principe et paramètres retenus Erreur ! Signet non défini.

2.2. Méthode d'agrégation des données Erreur ! Signet non défini.

2.3. Méthode de représentation des résultats Erreur ! Signet non défini.

2.4. Pertinence de la méthode actuelle de réalisation des diagnostics Erreur ! Signet non défini.

4. CONCLUSION ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.

1. Introduction

Dans cette partie, nous effectuerons un bilan de la méthode de diagnostic complet dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire.

Les diagnostics complets sont réalisés lorsqu'ont lieu la même année des diagnostics des compartiments « sédiments », « macrophytes » et « phytoplancton ».

Nous décrivons d'abord le principe et la méthode actuelle de réalisation des diagnostics complets.

Nous discuterons ensuite le choix des compartiments et paramètres pris en compte pour la réalisation des diagnostics complets.

2. Méthode actuelle de réalisation des diagnostics complets

2.1. Principe et paramètres retenus

Les diagnostics complets doivent donner une idée globale de l'état des écosystèmes vis-à-vis de l'eutrophisation. Trois compartiments sont actuellement pris en compte :

- Sédiments : l'unique paramètre pris en compte est le phosphore sédimentaire car il est le plus pertinent pour décrire l'évolution de l'état du sédiment vis-à-vis de l'eutrophisation (Souchu et al, 2010),
- Macrophytes : c'est l'état des macrophytes de l'année en cours qui est pris en compte,
- Phytoplancton : c'est l'état du compartiment « phytoplancton » de l'année en cours qui est pris en compte (paramètres d'abondances de nanophytoplancton et de picophytoplancton).

2.2. Méthode d'agrégation des données

L'état global de l'écosystème vis-à-vis de l'eutrophisation correspond donc à l'état le plus déclassant des trois compartiments. En effet, lorsque l'un des compartiments présente un état dégradé vis-à-vis de l'eutrophisation, le diagnostic doit en tenir compte (Figure 6.1).

Cette méthode n'a pas évolué depuis la mise en place de l'outil de diagnostic.

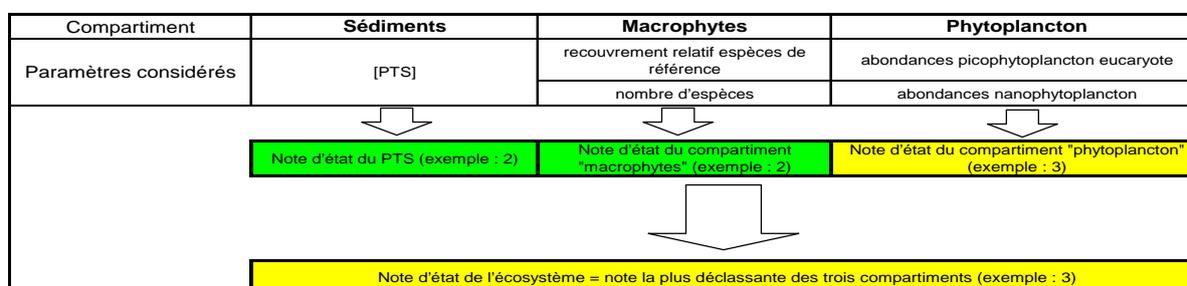


Figure 6.1 : Méthode de réalisation des diagnostics complets.

2.3. Méthode de représentation des résultats

L'état global est indiqué dans un tableau récapitulatif qui donne l'état des différents compartiments et l'état global vis-à-vis de l'eutrophisation.

L'état du compartiment « sédiments » tout entier, de même que la présence éventuelle de cascails, sont donnés à titre indicatif, sans être pris en compte dans le diagnostic complet de l'écosystème.

2.4. Pertinence de la méthode actuelle de réalisation des diagnostics

2.4.1. Discussion du choix des compartiments pris en compte pour les diagnostics

Compartiment « sédiments »

Dès la construction de l'outil, seul le phosphore sédimentaire a été retenu pour les diagnostics complets car ce paramètre est étroitement lié à l'état général de la lagune vis-à-vis de l'eutrophisation.

L'analyse des résultats obtenus depuis 2000 sur le compartiment sédimentaire ([Chapitre 3](#)) a mis en évidence un enrichissement progressif en matière organique et en azote, même pour certaines lagunes en bon état vis-à-vis de l'eutrophisation. Il est probable que l'enrichissement en matière organique ne soit qu'en relation indirecte avec l'état d'eutrophisation. Le phosphore représente probablement l'élément limitant majeur de la production primaire estivale pour une grande partie des lagunes. De plus, par rapport à l'azote, le stock de phosphore est situé essentiellement dans les sédiments. Enfin, les phosphates ont tendance à s'associer avec les particules minérales sédimentaires et constituent un stock supplémentaire s'ajoutant à celui composant la matière organique ([Ifremer, Créocéan, UMII, 2000](#)).

Le phosphore sédimentaire reste donc plus pertinent pour représenter le degré d'eutrophisation et sera conservé dans le cadre des diagnostics complets.

Compartiment « macrophytes »

La présence d'espèces de référence vis-à-vis de l'eutrophisation est l'information prise en compte en premier lieu dans les diagnostics du compartiment.

Le nombre d'espèces n'est utilisé que pour la différenciation entre un état « médiocre » et un état « mauvais », les écosystèmes dans cet état possédant moins de 3 espèces.

La prise en compte du compartiment « macrophytes » dans les diagnostics semble donc pertinente.

Compartiment « phytoplancton »

Depuis la mise en place de l'outil, l'état du phytoplancton n'était estimé qu'à partir des abondances de picophytoplancton eucaryote et de nanophytoplancton.

Le bilan méthodologique a souligné la nécessité d'intégrer désormais aux grilles de diagnostic du phytoplancton, le paramètre de biomasse estimé à l'aide des concentrations en chlorophylle a.

Les grilles de qualité du phytoplancton utilisées dans le cadre de la DCE intègrent déjà ces paramètres d'abondances et de biomasse phytoplanctonique. Les futurs diagnostics complets RSL prendront donc également en compte les paramètres d'abondance et de biomasse.

Contrairement à l'état du sédiment et à celui des macrophytes, l'état du phytoplancton est fortement influencé par les conditions climatiques et peut varier considérablement d'un diagnostic à un autre, même si l'écosystème suit la même dynamique de restauration ou de dégradation.

La méthode actuelle de prise en compte de l'état du phytoplancton dans les diagnostics complets a montré ses limites puisqu'elle a conduit à diagnostiquer l'état global de l'écosystème dans un état dégradé, alors que cet état n'était dicté que par celui du phytoplancton de l'année en cours. La méthode actuelle peut donc masquer des indications sur l'évolution de l'état général de l'écosystème et être source d'ambiguïté dans les diagnostics complets.

Il convient donc d'intégrer cet état sur la période de 6 années entre deux diagnostics complets. Dans le cadre des diagnostics DCE, les données de phytoplancton sont agrégées sur 6 années (percentile 90 des valeurs obtenues) (MEDDE, 2013). Les grilles DCE de diagnostic du phytoplancton font actuellement l'objet d'une proposition d'évolution, qui sera validée courant 2014, visant à intégrer les recommandations des travaux d'intercalibration européens et à harmoniser dans la mesure du possible les grilles de diagnostic RSL et DCE. La grille DCE sera adoptée pour le diagnostic pluriannuel RSL du phytoplancton.

8

Comparaison des méthodes de suivis des réseaux RSL et DCE

1. INTRODUCTION	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
2. COMPARAISON GENERALE DES DEUX RESEAUX DE SUIVIS	
2.1. Contexte de mise en place et objectifs généraux	Erreur ! Signet non défini.
2.2. Emprises spatiales et milieux diagnostiqués par les deux réseaux	Erreur ! Signet non défini.
2.3. Organisation temporelle des suivis	Erreur ! Signet non défini.
3. COMPARAISON DES ELEMENTS DE QUALITE SUIVIS ET DES METHODES DE DIAGNOSTIC EMPLOYEES DANS LE CADRE DU RSL ET DE LA DCE	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
3.1. Eléments de qualité suivis dans le cadre de la DCE mais non suivis dans le cadre du RSL	Erreur ! Signet non défini.
3.2. Eléments de qualité suivis dans le cadre de la DCE et du RSL	Erreur ! Signet non défini.
4. CONCLUSION	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.

1. Introduction

L'enquête réalisée auprès des gestionnaires de lagunes en 2012 par le Cépralmar a révélé dans certains cas une difficulté de distinction entre les compartiments étudiés et méthodes respectives employées par les réseaux de suivis RSL et DCE.

Dans un premier temps, cette partie apportera une comparaison générale entre ces deux réseaux de suivis.

Les indicateurs « chimie » et « macrofaune benthique » suivis dans le cadre de la DCE mais non diagnostiqués dans le cadre du RSL seront ensuite décrits succinctement.

Une comparaison plus détaillée sera ensuite réalisée pour distinguer les méthodes de diagnostics des indicateurs « hydrologie », « macrophytes » et « phytoplancton » qui sont suivis dans le cadre du RSL et de la DCE.

Seules les méthodes de suivis DCE mises en œuvre en milieux lagunaires seront abordées ici. Une description détaillée des sites de suivis et indicateurs retenus pour les eaux côtières est fournie dans le rapport « Résultats des contrôles de surveillance / opérationnels – Campagne DCE 2009 – Rhône et côtiers méditerranéens » ([Andral B. & Sargian P., 2010](#)).

Les comparaisons effectuées se baseront sur ce dernier rapport ainsi que sur la description des indicateurs disponibles dans le « Guide relatif aux règles d'évaluation de l'état des eaux littorales » du Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie ([MEDDE, 2013](#)) et dans la synthèse de [Derolez et al., 2013](#). Certains de ces indicateurs sont en cours de construction ou évolueront à court terme.

2. Comparaison générale des deux réseaux de suivis

2.1. Contexte de mise en place et objectifs généraux

Le RSL a été mis en place en l'an 2000 pour diagnostiquer l'état des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation. La création du RSL résulte d'une volonté d'accompagnement des gestionnaires de lagunes vis-à-vis (principalement) de la thématique « Eutrophisation ».

Le RSL a nécessité la mise en place d'une logistique de suivi impliquant le partenariat entre de multiples acteurs (centres de recherches, universités, etc.) sur lesquels s'appuient aujourd'hui les suivis réalisés dans le cadre de la DCE.

Les suivis réalisés dans le cadre du programme de surveillance de la DCE ont pour objectif de diagnostiquer l'état écologique des masses d'eau littorales. Cet état ne dépend pas uniquement de l'eutrophisation.

Elaborée en l'an 2000 et transcrite en droit français en 2004, la Directive Cadre Eau impose aux 27 Etats-Membres de l'Union Européenne une obligation de résultats : l'atteinte du bon état écologique (chimique & biologique) de leurs masses d'eau d'ici 2015, ou 2021 en cas de dérogation.

Des délais supplémentaires pour l'atteinte de ces objectifs pourront être accordés dans certaines conditions.

Le bon état écologique d'une masse d'eau est atteint lorsque l'état biologique est bon ou très bon et lorsque l'état chimique est bon (Figure 7.1).

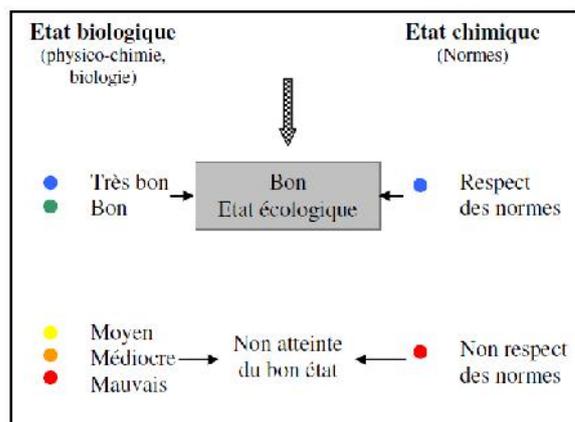


Figure 7.1 : Représentation schématique de la définition de la qualité d'une masse d'eau au titre de la DCE (Andral & Sargian, 2010).

Pour diagnostiquer l'état des différentes masses d'eau, un programme de surveillance a été mis en place ; il comprend des contrôles de surveillance et des contrôles opérationnels.

2.2. Emprises spatiales et milieux diagnostiqués par les deux réseaux

Le RSL permet le suivi des principales lagunes de la Région Languedoc-Roussillon. La méthodologie développée par le RSL est cependant utilisée dans les milieux lagunaires de PACA et de Corse (Réseau des Lagunes Corses).

Dans le district « Rhône et côtières méditerranéens », les suivis DCE sont réalisés sur les masses d'eau littorales, qui se répartissent en des masses d'eau côtières et des masses d'eau de transition, dont font partie les lagunes.

Les masses d'eau de transition ont été subdivisées en 3 types : le delta du Rhône, les bras du Rhône et les lagunes de plus de 50 ha.

Les lagunes sont actuellement regroupées dans un seul type, le type « T10 » pour « lagunes méditerranéennes ».

Chaque masse d'eau comporte une ou plusieurs lagunes (Tableau 7.1).

Les suivis réalisés dans le cadre de la DCE s'appliquent aux masses d'eau considérées comme représentatives du district hydrographique ; ces suivis ne sont donc pas réalisés sur l'ensemble des masses d'eau du district.

Tableau 7.1 : Comparaison des lagunes suivies dans le cadre du RSL et des masses d'eau de transition diagnostiquées pour les suivis DCE (bleu : lagunes suivies dans le cadre du RSL et de la DCE ; vert : lagunes suivies dans le cadre du RSL mais non suivies dans le cadre de la DCE ; marron : masses d'eau suivies dans le cadre de la DCE mais non suivies dans le cadre du RSL).

Lagunes suivies dans le cadre du RSL		Masses d'eau suivies dans le cadre de la DCE (en 2009)		
Etang de Canet		FRDT01	Etang de Canet	
Etang de Salses-Leucate		FRDT02	Etang de Salses-Leucate	
Etang de La Palme		FRDT03	Etang de La Palme	
Etang de Bages-Sigean		FRDT04	Etang de Bages-Sigean	
Etang de l'Ayrolle		∅		
Etang de Campagnol		FRDT05b	Etang de Campagnol	
Etang de Gruissan		FRDT06a	Etang de Gruissan	
Etang de Vendres		FRDT08	Etang de Vendres	
Etang du Grand Bagnas		FRDT09	Etang du Grand Bagnas	
Etang de Thau		FRDT10	Etang de Thau	
Etangs Palavasiens Est	Prévost	FRDT11b	Etangs Palavasiens Est	Prévost Est
	Méjean			Méjean Ouest
	Arnel	∅		
	Grec	∅		
Etangs Palavasiens Ouest	Vic	FRDT11c	Etangs Palavasiens Ouest	Vic
	Pierre-Blanche			Pierre-Blanche
	Ingril	∅		
Etang de l'Or		FRDT11a	Etang de l'Or	
Etang du Ponant		FRDT12	Etang du Ponant	
Etang de La Marette		FRDT13e	Etang de La Marette	
Etang de Médard		∅		
Etang du Rhône de Saint Romans		∅		
∅		FRDT13h	Etang de Scamandre (LR)	
		FRDT14a	Complexe de Vaccares (PACA)	
		FRDT14c	La Palissade (PACA)	
		FRDT20	Grand Rhône (PACA)	
		FRDT21	Delta du Rhône (PACA)	
		FRDT15a	Etang de Berre (PACA)	
		FRDT15b	Etang de Vaïne (PACA)	
	FRDT15c	Etang de Bolmon (PACA)		

Les suivis DCE se composent :

- de contrôles de surveillance (diagnostic écologique de l'ensemble des masses d'eau) ;
- de contrôles opérationnels (états des masses d'eau risquant de ne pas répondre aux objectifs de bon état écologique)
- si nécessaire, de contrôles d'enquête et de contrôles additionnels.

Le réseau DCE comprend des sites « de référence » au niveau desquels sont mesurées les conditions de référence de chaque type de masse d'eau, et des sites d'intercalibration servant à la comparaison des résultats obtenus avec les indicateurs mis en place par les différents Etats-Membres.

2.3.Organisation temporelle des suivis

Les suivis RSL sont effectués dans le cadre de conventions-cadre renouvelées tous les 7 ans entre l'Ifremer, l'Agence de l'Eau et la Région Languedoc-Roussillon. L'actuelle convention-cadre concerne la période 2007-2013.

Chaque année, une convention d'application est signée afin de décrire de manière plus précise les suivis à réaliser pour l'année à venir.

Les résultats du RSL sont présentés dans un rapport annuel.

Les suivis DCE sont définis à l'échelle du plan de gestion du SDAGE RMC (2009-2015).

Un rapport est rédigé tous les 3 ans pour rendre compte des résultats des suivis des contrôles de surveillance et / ou opérationnels.

3. Comparaison des éléments de qualité suivis et des méthodes de diagnostic employées dans le cadre du RSL et de la DCE

3.1. Eléments de qualité suivis dans le cadre de la DCE mais non suivis dans le cadre du RSL

Il s'agit de l'état chimique des masses d'eau et de l'état de la macrofaune benthique. Les méthodes de diagnostic de ces éléments de qualité sont décrites dans la synthèse des résultats DCE 2010 (Andral & Sargian, 2010).

3.2. Eléments de qualité suivis dans le cadre de la DCE et du RSL

- Hydrologie

L'état de la colonne d'eau est diagnostiqué en appui aux diagnostics des autres compartiments biologiques.

Pour les lagunes suivies en commun par le RSL et la DCE, les suivis DCE s'appuient sur la logistique de prélèvement et d'analyses du RSL (suivis réalisés en juin, juillet, août).

Dans le RSL, les suivis sont effectués tous les ans sauf pour les étangs dans un état dégradé : Canet St-Nazaire, Grand Bagnas, Ponant, Médard suivis tous les 3 ans).

Dans la DCE, les suivis sont effectués tous les ans sauf pour les lagunes dans un mauvais état ou dans un très bon état, qui sont suivies tous les 3 ans.

Seuls les résultats concernant les suivis de surface et les stations hydrologiques principales de chaque lagune sont retenus pour les diagnostics DCE (Tableau 7.2).

Tableau 7.2 : Dans le RSL et la DCE, liste des stations hydrologiques diagnostiquées pour chacun des réseaux (bleu : lagunes suivies en commun par le RSL et la DCE ; vert : lagunes et stations suivies pour le RSL mais non suivies pour la DCE)

Lagunes		Stations RSL	Stations DCE
Etang de Canet		CNS	
Etang de Salses-Leucate		LES, LEN, LER	LES, LEN
Etang de La Palme		LAP	
Etang de Bages-Sigean		BGS, BGM, BGN	BGS, BGM, BGN
Etang de Campagnol		CAM	
Etang de Gruissan		GRU	
Etang de Vendres		VDR	
Etang du Grand Bagnas		BAN	
Etang de Thau		TES, TEF, TWS, TWF, TANG	TES, TWS
Etangs Palavasiens Est	Prévoist	PRE, PRW	PRE
	Méjean	MEE, MEW	MEW
	Grec	GRC	∅
Etangs Palavasiens Ouest	Vic	VIC	
	Pierre-Blanche	PBL	
	Ingril	INN, INS	∅
Etang de l'Or		ORE, ORW	
Etang du Ponant		PON	
Etang de La Marette		MARS, MARN	

Les analyses sont réalisées au LER/LR de Sète selon la procédure Ifremer développée par [Aminot et Kérouel \(2007\)](#).

Un travail de mise en place d'une grille pluriannuelle de qualité de la colonne d'eau ciblée sur les paramètres azote total, phosphore total et oxygène dissous était prévu en 2009.

Au moment de la rédaction de ce rapport, il semblerait qu'une grille pluriannuelle ciblée uniquement sur le paramètre « concentration en NID » soit à l'étude pour le diagnostic des milieux lagunaires méditerranéens (Daniel, comm. pers.). Cette option a été discutée dans une note rédigée parallèlement à ce bilan.

- **Phytoplancton**

Comme pour la colonne d'eau, les suivis DCE du phytoplancton s'appuient sur la logistique de prélèvements et d'analyses du RSL pour les stations suivies en commun par les deux réseaux.

Les suivis sont réalisés en juin, juillet, août tous les ans sauf pour les lagunes dans un très bon état ou dans un mauvais état qui ne sont suivies que tous les 3 ans (2 fois par plan de gestion).

Les paramètres retenus pour l'indicateur DCE sont :

- la concentration en chlorophylle *a* (biomasse),
- les nombres de cellules de nanophytoplancton et de picophytoplancton eucaryote, par litre (abondance).

Par ailleurs, le développement d'un indicateur de qualité du phytoplancton basé sur l'utilisation des pigments est en cours.

Trois métriques sont ainsi définies et correspondent aux percentiles 90 (P90) calculés sur l'ensemble des données mensuelles acquises sur chaque masse d'eau (plusieurs stations confondues) lors des 6 précédentes années :

- P90 des valeurs de concentrations en chlorophylle *a* ;
- P90 des valeurs d'abondances de picophytoplancton eucaryote ;
- P90 des valeurs d'abondances de nanophytoplancton.

Les valeurs calculées sont comparées à des valeurs de références obtenues sur les lagunes de La Palme, de Salses-Leucate et de l'Ayrolle qui présentent de faibles risques d'enrichissement et pour lesquelles on dispose de séries de données historiques ([Souchu et al., 2010](#) ; [RSL, 2011](#)).

Le rapport « valeur de référence / P90 calculé » conduit à des valeurs d'EQR (« Ecological Quality Ratios ») pour chacune des métriques.

Des valeurs d'EQR supérieures à 1 peuvent être obtenues sur ces lagunes de référence. Dans ce cas, les valeurs calculées sont ramenées au maximum théorique qui vaut 1 (Soudant, comm. pers.).

Les deux métriques de l'indicateur « abondance » sont agrégées en retenant la valeur d'EQR la plus faible (c'est-à-dire l'état le plus déclassant entre le picophytoplancton et le nanophytoplancton).

L'EQR « phytoplancton » correspond alors à la moyenne des EQR « abondance » et « biomasse ».

Des grilles pluriannuelles et des seuils d'EQR ont été construits pour permettre la correspondance entre les valeurs de P90 et les différents états vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 7.3).

Par rapport à la grille actuellement employée dans le cadre du RSL pour le diagnostic du phytoplancton, ces grilles respectent un rapport de 5 entre les valeurs-seuils d'abondances de picophytoplancton et celles de nanophytoplancton et conservent les facteurs multiplicateurs des grilles de diagnostic du RSL entre les différents seuils de qualité.

Tableau 7.3 : Grilles de biomasse, d'abondances et valeurs d'EQR correspondantes pour le compartiment « phytoplancton » (Derolez et al., 2013 ; MEDDE, 2013).

	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais	Référence
concentration CHLa (µg / l)	5	10	20	40		3,33
EQR b	0,67	0,33	0,17	0,08		
abondance PICO (× 10 ⁶ cell / l)	30	75	150	750		15
abondance NANO (× 10 ⁶ cell / l)	6	15	30	150		3
EQR a = min (EQR PICO, EQR NANO)	0,5	0,2	0,1	0,02		
EQR phy = moy (EQR b, EQR a)	0,58	0,27	0,13	0,05		

• **Macrophytes**

Les diagnostics DCE des macrophytes s'appuient sur la logistique et la méthode de prélèvement et d'analyses du RSL pour les lagunes suivies en commun par les deux réseaux.

Pour les masses d'eau de Vaccarès, de Berre et de Vaïne, le suivi des macrophytes est mis en œuvre dans le cadre des activités de la réserve naturelle de Camargue et du GIPREB.

Les diagnostics sont effectués tous les 3 ans, soit deux diagnostics par masse d'eau, par plan de gestion.

Le diagnostic DCE de l'élément de qualité « macrophytes » repose sur 3 métriques :

- Métrique 1 : richesse spécifique moyenne RS (nombre d'espèces),
- Métrique 2 : recouvrement relatif par les espèces de référence RR (%),
- Métrique 3 : recouvrement total par les macrovégétaux RT (%).

Les métriques 1 et 2 sont combinées pour former un indice de composition dont l'EQR varie entre 0.1 et 1 ; la métrique 3 constitue un indice d'abondance dont l'EQR varie entre 0 et 1 (Tableaux 7.4 & 7.5).

Lorsque le recouvrement total est inférieur à 5 %, la composition du peuplement ne peut être appréciée correctement et la métrique 2 n'est pas calculée. Mais lorsque RT est supérieur à 5 %, ce paramètre est pris en compte dans le diagnostic, ce qui n'est pas le cas avec la méthode du RSL.

La condition de référence correspond à une couverture végétale de 100%, dont *a minima* la moitié correspond à des espèces de référence.

Dans les conditions de référence, les EQR composition, abondance et macrophytes sont égaux à 1.

Les **seuils des classes** sont définis à dire d'experts et les EQR correspondants sont définis par des classes d'amplitudes égales (pas de 0,2).

Tableau 7.4 : Grilles de biomasse, d'abondances et valeurs d'EQR correspondantes pour le compartiment « macrophytes » (Derolez et al., 2013 ; MEDDE, 2013).

Indice Composition		EQRc Composition	Indice Abondance	EQR _A Abondance	Classe
Métrique 1. RS	Métrique 2. RR %		Métrique 3. RT %		
3	[100 - 75]]1 - 0,8]	[100 - 75]]1 - 0,8]	Très Bon
]75 - 50]]0,8 - 0,6]]75 - 50]]0,8 - 0,6]	Bon
]50 - 5]]0,6 - 0,4]]50 - 25]]0,6 - 0,4]	Moyen
]5 - 0]]0,4 - 0,2]]25 - 5]]0,4 - 0,2]	Médiocre
< 3	0	0,1]5 - 0]]0,2 - 0]	Mauvais
3 ou < 3	Non défini (cas où RT < 5 %)	Non défini			

L'indicateur EXCLAME, indicateur final pour les macrophytes (EQR_{MAC}), résulte de la combinaison de l' EQR_C de composition et de l' EQR_A d'abondance. L' EQR_{MAC} varie entre 0 et 1.

Tableau 7.5 : Valeurs-seuils de l' EQR_{MAC} et état correspondants pour l'élément de qualité « macrophytes », d'après la fiche « Indicateur macrophytes EXCLAME » (Derolez et al., 2013 ; MEDDE, 2013).

EQR macrophytes EXCLAME	Classe
[1 – 0,8]	Très Bon
]0,8 – 0,6]	Bon
]0,6 – 0,4]	Moyen
]0,4 – 0,2]	Médiocre
]0,2 – 0]	Mauvais

La méthode d'agrégation des EQRs est la suivante :

- pour des EQR_A supérieurs ou égaux à 0.6 (états très bon et bon), la classe de qualité macrophytes est égale à celle de la composition ($EQR_{MAC} = EQR_C$),
- pour des EQR_A inférieurs à 0,6, il y a un effet de déclassement progressif et qui s'accroît (fonction polynomiale) au fur et à mesure que l'on s'écarte du seuil bon-moyen de l' EQR_A (Figure 7.2).

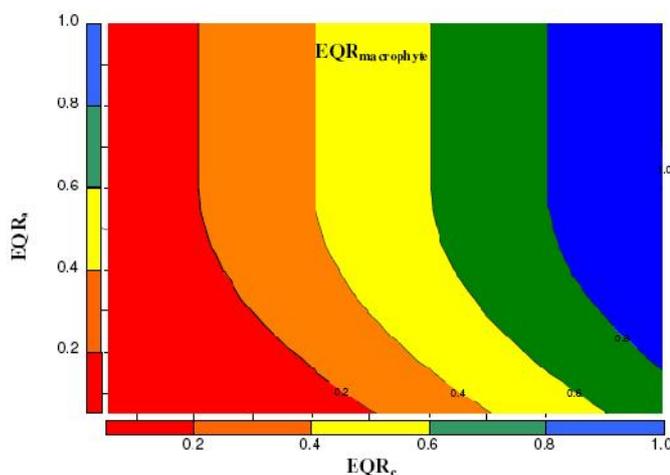


Figure 7.2 : Evolution de l' EQR_{MAC} en fonction de l' EQR_C et de l' EQR_A (Derolez et al., 2013 ; MEDDE, 2013).

4. Conclusion

En conclusion, les suivis effectués dans le cadre du RSL et de la DCE diffèrent de par leurs contextes de mise en place, leurs objectifs, leur emprise spatiale :

- le RSL est ciblé sur l'eutrophisation tandis que la DCE donne une évaluation de l'état écologique des masses d'eau ;
- le RSL est un outil de diagnostic à destination des gestionnaires pour aider à la gestion de ces milieux c'est-à-dire mettre en évidence des dysfonctionnements même ponctuels et évaluer les effets des mesures de gestion, tandis que la DCE rend compte à l'Europe et à l'échelle d'un plan de gestion (6 ans) de l'état écologique des lagunes.

Ces caractéristiques justifient les différences entre les deux réseaux du point de vue des compartiments suivis ainsi que des méthodes utilisées pour diagnostiquer ces compartiments.

Pour les compartiments suivis en commun par le RSL et la DCE, l'échelle spatiale des diagnostics, le recours à des calculs d'EQR et l'existence de grilles pluriannuelles de diagnostics apparaissent comme les principales particularités de la méthode DCE par rapport à la méthode RSL.

Malgré ces différences, les deux réseaux sont complémentaires pour plusieurs raisons :

- le RSL a permis la mise en place d'une logistique de suivi sur laquelle s'appuient fortement les suivis DCE ;
- les connaissances acquises et grilles construites dans le cadre du RSL pour les compartiments colonne d'eau, phytoplancton et macrophytes ont fortement influencé la construction des indicateurs DCE ;
- la DCE, en tenant compte d'autres compartiments, donne une information plus générale sur l'état écologique des différentes masses d'eau ce qui constitue une aide à l'interprétation des résultats ciblés sur l'eutrophisation.

Les exercices d'intercalibration exigés par la DCE permettent une confrontation des indicateurs développés à l'échelle du Languedoc-Roussillon avec des indicateurs des autres pays de l'UE.

9

Conclusion générale

En conclusion, le bilan méthodologique réalisé en 2012 de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation a mis en lumière la pertinence de la méthode construite en 1998-1999 malgré la complexité du fonctionnement des lagunes.

Sans être fondamentalement remise en cause, la méthode de diagnostic a subi plusieurs évolutions entre 2000 et 2011 en lien avec l'intégration des connaissances acquises dans le cadre du RSL sur le fonctionnement des écosystèmes lagunaires et avec la progression des matériels et techniques d'analyses.

Le bilan méthodologique réalisé en 2012 s'est appuyé sur les 14 années de résultats acquis depuis la construction de l'outil. Une telle quantité d'information a permis la réalisation d'analyses statistiques qui ont montré la pertinence des stratégies temporelles et spatiales de suivi des différents compartiments.

Ces traitements statistiques ont également permis de préconiser des évolutions de la méthode de diagnostic concernant plus particulièrement les grilles de qualité des différents compartiments et les méthodes d'agrégation des données.

Des ajustements concernant l'optimisation des stations suivies pour les compartiments « colonne d'eau » et « phytoplancton » ont aussi été préconisés grâce à l'expertise acquise par l'Ifremer sur ces milieux.

D'autre part, le bilan a mis en évidence les limites d'utilisation de l'outil pour le diagnostic des lagunes oligohalines et mésahalines, ce qui souligne la nécessité de poursuivre la recherche des méthodes de diagnostics adaptées à ces milieux.

Le bilan a également souligné certains manques de connaissances sur plusieurs thématiques telles que la part des formes minérales et organiques dans l'azote total et dans le phosphore total du sédiment, l'origine et le devenir de la matière organique dans le sédiment, l'écologie de certaines espèces de macrophytes, les processus de restauration des milieux lagunaires et l'effet de la variation du climat dans la variabilité de l'état des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation, etc.

De tels travaux de recherches devront être ciblés sur un nombre limité de sites-pilotes.

L'outil de diagnostic est donc voué à évoluer de nouveau avec la progression des connaissances.

Les diagnostics complets évoluent avec l'intégration sur 6 ans du compartiment phytoplancton.

Enfin, le bilan a montré l'intérêt de l'outil RSL dont certains indicateurs (hydrologie, phytoplancton, macrophytes) servent de base aux diagnostics DCE.

Ces deux dispositifs de suivis gardent des objectifs différents et restent complémentaires.

Une poursuite du RSL s'avère nécessaire compte tenu des multiples travaux de recherche engagés sur ces milieux (dynamique de restauration, etc.) et qui nécessitent un lien étroit entre chercheurs et gestionnaires, lien dont le RSL est le garant à l'heure actuelle.

10

Bibliographie



- Andral B., Sargian P., 2010. Directive Cadre Eau – District « Rhône et côtiers méditerranéens » - Contrôles de surveillance / opérationnel. RST.DOP/LER-PAC/10/19. 127 p.
- Armi Z., Trabelsi E., Turki S., Béjaoui B., Maïz N.B., 2010. Seasonal phytoplankton responses to environmental factors in a shallow Mediterranean lagoon. *J. Mar Sci Technol* 15 : 417 – 426.
- BEC Béatrice. Dynamique du picophytoplancton dans les lagunes méditerranéennes du Languedoc-Roussillon et de Corse. Thèse de Doctorat. Université Toulouse III, 2005, 238 pp.
- Bec, B., Collos, Y., Souchu P., Vaquer A., Lautier J., Fiandrino A., Benau L., Orsoni V., Laugier T., 2011. Distribution of picophytoplankton and nanophytoplankton along an anthropogenic eutrophication gradient in French Mediterranean coastal lagoons. *Aquat. Microb. Ecol.*, Vol. 63 : 29 – 45.
- P.Bougis, 1974. *Ecologie du plancton marin (I – Le phytoplancton)*. Masson et Cie, 196 p.
- Casagrande L., 2007. Méthodes d'optimisation de la stratégie spatiale d'échantillonnage pour les suivis benthiques en lagune dans le cadre de la DCE. Application à deux lagunes : Leucate et Thau. Rapport de Master 1 BGAE – spécialité Biostatistiques, Université de Montpellier II, 36 p.
- Chapelle A., 1995. A preliminary model of nutrient cycling in sediments of a Mediterranean lagoon. *Ecological Modelling* 80 (1995) 131 – 147.
- Cloern J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 210 : 223 - 253.
- Collos Y., Bec B., Jauzein C., Abadie E., Laugier T., Lautier J., Pastoureaud A., Souchu P., Vaquer A., 2009. Oligotrophication and emergence of picocyanobacteria and a toxic dinoflagellate in Thau lagoon, southern France. *Journal of Sea Research* 61 (2009) 68 – 75.
- Collos Y., Vaquer A., Bibent B., Souchu P., Slawyk G., Garcia N., 2003. Response of coastal phytoplankton to ammonium and nitrate pulses : seasonal variations of nitrogen uptake and regeneration. *Aquatic Ecology* 37 : 227 – 236.
- Conley D.J., Paerl H.W., Howarth R.W., Boesch D.F., Seitzinger S.P., Havens K.E., Lancelot C., Likens G.E., 2009. Controlling Eutrophication : Nitrogen and Phosphorus. *Science*, Vol. 323.
- P.-A. Cornillon, A. Guyader, F. Husson, N. Jégou, J. Josse, M. Kloareg, E. Matzner-Løber, L. Rouvière, 2010. *Statistiques avec R (2 ème édition augmentée)*. Pratique de la statistique. Presses Universitaires de Rennes, 274 p.
- Dell'Anno A., Mei M.L., Pusceddu A., Danovaro R., 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems : a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin* 44, 611 – 622.
- Derolez V., 2007. Proposition d'optimisation de la stratégie spatiale de suivi des macrophytes et des sédiments en lagunes. Application à Thau, Bages, Leucate, Vic et Or. Rapport Ifremer/LERLR-07-14, 39 p.
- Derolez V., Giraud A., Andral B., Sargian P., Malet N., Laugier T., Munaron J., Oheix J., 2013. Les indicateurs écologiques de la DCE. Le point sur l'étang de Berre et les lagunes méditerranéennes. pp. 56-69 In : *Les actes des rencontres Lagun'R. Rencontres scientifiques autour de l'étang de Berre*. Gipreb. 425 p.
- Derolez V., Belin C., Soudant D., 2012. Indicateur phytoplancton. Façade méditerranéenne – Masses d'eau de transition de type lagunes. 5 p.
- Derolez V., Laugier T., Bouchoucha M., 2007. Mise en œuvre du contrôle de surveillance DCE. Proposition d'un indicateur d'abondance pour le phytoplancton dans les eaux de transition lagunaires – Abondances phytoplanctoniques obtenues par cytométrie en flux. RST / LER / LERLR / 07-05. 19 p.
- Derolez V., Oheix J., 2012. Diagnostic de la qualité du compartiment macrophytes dans les lagunes profondes dans le contexte de la Directive Cadre sur l'Eau (bassin Rhône Méditerranée & Corse). Propositions d'évolutions de la stratégie d'échantillonnage. Rapport Ifremer/LERLR-12-09, 23 p.

- De Vicente I., Guerrero F., Cruz-Pizarro L., 2010. Chemical composition of wetland sediments as an integrator of trophic state. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 13 : 1, 99 – 103.
- Gikas G.D., Yiannakopoulou T., Tsihrintzis V.A., 2006. Water quality trends in a coastal lagoon impacted by non-point source pollution after implementation of protective measures. *Hydrobiologia* 563 : 385 – 406.
- Gomez E., Durillon C., Rofes G., Picot B., 1999. Phosphate adsorption and release from sediments of brackish lagoons : pH, O₂ and loading influence. *Wat. Res.* Vol. 33, N° 10, pp. 2437 – 2447.
- Gomez E., Millet B., Picot B., 1998. Accumulation des nutriments dans un sédiment lagunaire et environnement hydrodynamique. *Oceanologica Acta – Vol. 21 – N° 6*.
- Herbert R.A., 1999. Nutrient cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews* 23, 563 – 590.
- Holmer M., Marbà N., Lamote M., Duarte C.M., 2009. Deterioration of sediment quality in seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) invaded by macroalgae (*Caulerpa* sp.). *estuaries and Coasts* 32 : 456 – 466.
- Lauret M., Oheix J., Derolez V., Laugier T., 2011. Guide de reconnaissance et de suivi des macrophytes des lagunes du Languedoc-Roussillon. Réseau de Suivi Lagunaire. Ifremer, Cépralmar, Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse, Région Languedoc-Roussillon. 148 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00043/15416/>
- Ifremer, Créocéan, UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens. Rapport final, 2 tomes. 410 p.
- Ifremer/AME, 2001. P. Souchu, T. Laugier, K. Dusserre, D. Marobin. Suivi des paramètres trophiques dans les eaux de la Narbonnaise. Ifremer/AME, 2001. 41 p. + annexes.
- Ifremer, 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, 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-06/2006, 450 p.
- Ifremer, 2007. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2006. Rapport RSL-07/2007, 482 p.
- Ifremer, 2008. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2007. Rapport RSL-08/2008, 363 p.
- Ifremer, 2009. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2008. Rapport RSL-09/2009, 349 p.
- Ifremer, 2010. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2009. Rapport RSL-10/2010, 320 p.
- Ifremer, 2011. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2010. Rapport RSL-11/2011, 320 p.
- Ifremer, 2012. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2011. Rapport RSL-12/2012, 320 p.

Kenney W.F., Brenner M., Curtis J.H., Schelske C.L., 2010. Identifying sources of organic matter in sediments of shallow lakes using multiple geochemical variables. *J. Paleolimnol* 44 : 1039 – 1052.

Kjerfve B., Magill K.E., 1989. Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. *Marine Geology*, 88 (1989) 187 – 199.

Lauret M. & Oheix J., Derolez V., Laugier T., 2011. Guide de reconnaissance et de suivi des macrophytes des lagunes du Languedoc-Roussillon. Réseau de Suivi Lagunaire. Ifremer, Cépralmar, Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse, Région Languedoc-Roussillon. 148 p.

Lucena J.R., Hurtado J., Comín F.A., 2002. Nutrients related to the hydrologic regime in the coastal lagoons of Viladecans (NE Spain). *Hydrobiologia* 475/476 : 413 – 422.

Markou D.A., Sylaios G.K., Tsihrintzis V.A., Gikas G.D., Haralambidou K., 2007. Water quality of Vistonis Lagoon, Northern Greece : seasonal variation and impact of bottom sediments. *Desalination* 210, 83 – 97.

MEDDE - Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (2013). Guide relatif aux règles d'évaluation de l'état des eaux littorales (eaux côtières et eaux de transition) en vue de la mise à jour des états des lieux. 128 p. : Derolez V., Laugier T., Oheix J. Façade Méditerranée – Masses d'eau de transition (lagunes). Indicateur macrophytes EXCLAME. pp. 108-114 ; Derolez V., Belin C., Soudant D. Façade Méditerranée – Masses d'eau de transition de type lagunes. Indicateur Phytoplancton. pp. 96-101 ; Derolez V., Desroy N., Pélaprat C., Labrune C. Façade Méditerranée – Masses d'eau de transition (lagunes). Indicateur Invertébrés benthiques de substrat meuble. pp. 102-107.

Mhamdi M.A., Aleya L., Devaux J., 1994. Phosphorus exchanges between sediment and water in trophically different reservoirs. *Wat. Res.* Vol. 28, N°9, pp. 1971-1980.

Molinaroli E., Guerzoni S., Sarretta A., Cucco A., Umgiesser G., 2007. Links between hydrology and sedimentology in the lagoon of Venice, Italy. *Journal of Marine Systems* 68 (2007), 303 – 317.

NEMERY Julien. Origine et devenir du phosphore dans le continuum aquatique de la seine des petits bassins amont à l'estuaire : Rôle du phosphore échangeable sur l'eutrophisation. Thèse de Doctorat. Université Paris VI – Pierre et Marie Curie, 2003, 259 pp.

Palomo L., Clavero V., Izquierdo J.J., Avilés A., Becerra J., Niell F.X., 2004. Influence of macrophytes on sediment phosphorus accumulation in a eutrophic estuary (Palmones River, Southern Spain). *Aquatic Botany* 80, 103 – 113.

Pusceddu A., Gambi C., Manini E., Danovaro R., 2007. Trophic state, ecosystem efficiency and biodiversity of transitionnal aquatic ecosystems : analysis of environmental quality based on different benthic indicators. *Chemistry and Ecology*, Vol. 23, N° 6, 505 – 515.

Ruíz-Fernández A.C., Frignani M., Tesi T., Bojórquez-Leyva H., Bellucci L.G., Páez-Osuna F., 2007. recent Sedimentary History of organic matter and Nutrient Accumulation in the Ohuira Lagoon, Northwestern Mexico. *Arch. Environn. Contam. Toxicol.* 53, 159 – 167.

Rutten T.P.A.; Sandee B., Hofman A.R.T., 2005. Phytoplankton monitoring by high performance flow cytometry : a successful approach ? *Cytometry Part A* 64A : 16 – 26.

Sanchez A.E., 2012. Indicateur macrophytes dans les lagunes oligohalines et mésahalines. Rapport de stage de Master professionnel (Fondation Tour du Valat). 75 p.

Schramm W., 1999. Factors influencing seaweed responses to eutrophication : somme results from EU-project EUMAC. *Journal of Applied Phycology* 11 : 69 – 78.

Serve L., Gadel F., Lliberia J.-L., Blazi J.-L., 1999. Caractères biogéochimiques de la matière organique dans la colonne d'eau et les sédiments d'un écosystème saumâtre : l'étang de Thau – Variations saisonnières. *Rev. Sci. Eau* 12/4 619 – 642.

Souchu P., Bec B., Smith V.H., Laugier T., Fiandrino A., Benau L., Orsoni V., Collos Y., Vaquer A., 2010. Patterns in nutrient limitation and chlorophyll a along an anthropogenic eutrophication gradient in French Mediterranean coastal lagoons. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67 : 743 – 753.

Tréguer P., Le Corre P., 1975. Manuel d'analyses des nutriments dans l'eau de mer. Université de Bretagne Occidentale (UBO), Brest, France, 110 p.



11

Annexes

- ANNEXE 1. ANALOGIE ENTRE LA METHODE DE DIAGNOSTIC DE L'EUTROPHISATION DES LAGUNES ET LA METHODE DE L'ALCOOTEST (IFREMER-CREOCEAN-UMII, 2000)..... ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.**
- ANNEXE 2. CONTEXTE DE MISE EN PLACE DU RSLERREUR ! SIGNET NON DEFINI.**
- ANNEXE 3. APPORTS EN EAU DOUCE ET EN EAU DE MER AUX LAGUNES SUIVIES DANS LE CADRE DU RSL..... ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.**
- ANNEXE 4. EFFORTS DE GESTION ENTREPRIS SUR LES LAGUNES DE LA REGION LANGUEDOC-ROUSSILLON..... ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.**
- ANNEXE 5. PROTOCOLE DE PRELEVEMENT DU SEDIMENT (D'APRES MESSIAEN G., 2002) ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.**
- ANNEXE 6. PROTOCOLE DE DOSAGE DE LA MATIERE ORGANIQUE DU SEDIMENT (D'APRES MESSIAEN G., 2002) ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.**
- ANNEXE 7. FICHE-TERRAIN POUR LE DIAGNOSTIC DES MACROPHYTES ET DES SEDIMENTS (LAURET M. & OHEIX J., 2011). ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.**
- ANNEXE 8. LISTE DES ESPECES DE MACROPHYTES DE REFERENCE VIS-A-VIS DE L'EUTROPHISATION ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.**
- ANNEXE 9. FICHE-TERRAIN DE PRELEVEMENT DE LA COLONNE D'EAU ET DU PHYTOPLANCTON ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.**

Annexe 1. Analogie entre la méthode de diagnostic de l'eutrophisation des lagunes et la méthode de l'alcootest (Ifremer-CREOCEAN-UMII, 2000)

ALCOOTEST

Objectif

Trouver un indicateur d'alcoolémie susceptible d'être utilisé sur le terrain.
Mettre en œuvre un outil afin de mesurer l'alcoolémie = alcool test.

Hypothèse

L'alcool contenu dans l'air des poumons peut faire passer du rouge au vert un gel de silice imprégné de tichromate de potassium en milieu acide.

Construction de l'outil

Un échantillon d'individus en bon état général mais ayant reçu une dose plus ou moins forte d'alcool (âge, poids).

Diagnostic médical

- comportement
- sang (alcool, γ globulines)
- état des organes par rapport à l'alcool

Le diagnostic médical permet :

- la définition des états d'ébriété
- une sanction et un traitement médical

Outil

air → ballon

Chaque individu dont on a diagnostiqué l'état d'ébriété souffle dans un ballon.
Les couples de données (diagnostic général, graduation) permettent de graduer l'alcootest.

Test de l'outil

Un autre échantillon d'individus que l'on fait souffler dans un ballon :

- 1) Chaque individu est caractérisé par un état donné par le ballon.
- 2) Elaboration du diagnostic médical de chaque personne qui donne l'état "réel".
- 3) Les états donnés pour l'alcootest et le diagnostic médical doivent être identiques.

**INDICATEURS EUTROPHISATION
LAGUNES MEDITERRANEEENNES**

Objectif

Trouver un indicateur d'eutrophisation susceptible d'être utilisé en routine à des coûts raisonnables. Mettre en œuvre un outil afin de mesurer l'eutrophisation = Indicateurs Eutrophisation.

Hypothèse

Les concentrations en N, P, Chl α , O₂ etc... dans l'eau sont des variables mesurables en routine permettant l'élaboration d'une grille donnant l'état d'eutrophisation d'une lagune.

Construction de l'outil

Un échantillon de lagunes en bon état général mais ayant des niveaux variables d'eutrophisation (profondeur, confinement).

Diagnostic de l'eutrophisation

- phytoplancton
- macrophytes
- sédiments
- macrofaune

Le diagnostic de l'eutrophisation permet :

- la définition des états de l'eutrophisation
- une évaluation réelle et une politique d'aménagement

Outil

Chaque lagune dont on a diagnostiqué l'état d'eutrophisation est munie d'une base de données comprenant les variables de la colonne d'eau.
Le couple de données (diagnostic de l'eutrophisation, variable de la colonne d'eau) permet l'élaboration de seuils.
L'ensemble des variables sont associées dans une grille de lecture.

Test de l'outil

Un autre échantillon de lagunes où l'on a mesuré les variables de la colonne d'eau permet :

- 1) La détermination de l'état (couleur) à partir de la grille de lecture.
- 2) Elaboration du diagnostic de l'eutrophisation qui donne l'état réel d'eutrophisation.
- 3) Les états donnés par la grille de lecture et le diagnostic doivent être identiques.

Annexe 2. Contexte de mise en place du RSL

1.1. Contexte réglementaire dans lequel s'inscrit le RSL (source : RSL, 2010)

Au niveau européen, l'amélioration de la qualité des milieux aquatiques est encadrée par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) élaborée en 2000 et fixant à chaque Etat-membre, une obligation d'atteinte d'un bon état écologique et chimique de ses masses d'eau superficielles, ainsi qu'un bon état quantitatif et chimique pour les eaux souterraines.

Les éléments responsables de l'eutrophisation tels que les concentrations en nitrates et phosphates dans les eaux, font notamment partie des éléments suivis pour la qualification du bon état chimique des masses d'eau.

La DCE s'appuie sur plusieurs directives antérieures, visant elles aussi à améliorer la qualité de l'eau vis-à-vis de l'eutrophisation, soit en diminuant les émissions de polluants à leur source, soit en favorisant les capacités auto-épuratoires des milieux.

Parmi celles-ci figurent :

- la Directive Eaux Résiduaires Urbaines (ERU) de 1991 qui oriente la collecte des eaux usées ainsi que leur traitement, fixe des échéances et objectifs de performances précis pour la mise en conformité des systèmes d'assainissement, et s'appuie sur un diagnostic préalable de sensibilité du milieu à l'eutrophisation,
- la Directive Nitrates de 1991 qui vise à réduire la pollution azotée d'origine agricole des milieux aquatiques, et qui s'appuie, pour la préconisation de programmes d'actions (modification des pratiques agricoles), sur la définition par chaque Etat-membre, du niveau d'atteinte de ses différentes masses d'eau par les pollutions azotées,
- la Directive Habitats de 1992, qui vise à préserver les espèces sauvages (faune, flore) ainsi que leurs habitats, et s'appuie sur la définition de Sites d'Intérêt Communautaire (SIC), convertis par les EM en Zones Spéciales de Conservation (ZSC) elles-mêmes regroupées dans le réseau écologique européen Natura 2000,
- la Directive Prévention et Réduction Intégrée de la Pollution de 1996 qui vise la prévention et la réduction des pollutions d'origine industrielle.

Les orientations données par ces différentes directives ainsi que leurs niveaux d'actions, apparaissent dans le schéma suivant (RSL, 2010):

Au niveau local, la DCE et les directives associées sont appliquées par les EM grâce à un certain nombre de mesures réglementaires : Code de l'Environnement, Code général des Collectivités territoriales, Code de la Santé Publique, etc.

Ces différentes mesures réglementaires sont indissociables d'outils de gestion du territoire, eux aussi définis à différentes échelles spatiales.

1.2. Outils de gestion mis en place pour l'amélioration de la qualité de l'eau (source : RSL, 2010)

La nécessité d'une réponse, dans des délais relativement courts, aux objectifs fixés par les directives européennes ainsi que par la législation locale dans le domaine de l'eau, impose l'utilisation d'outils de gestion des territoires.

Ces derniers sont de deux types : les outils de planification, qui instaurent des objectifs et préconisations de gestion, et les outils contractuels, qui appliquent de manière concrète ces actions de gestion dans différents domaines : milieux naturels, eau, et urbanisme.

Les grandes orientations dans le domaine de l'eau sont définies au niveau hydrographique par le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE RMC) qui couvre tout le sud ouest de la France métropolitaine et oriente pour une durée de 6 ans les aménagements et dispositions nécessaires afin de protéger et d'améliorer la ressource en eau.

Parmi ses orientations fondamentales, le SDAGE RMC comprend la lutte contre l'eutrophisation, concrétisée par la prescription d'actions figurant dans son programme de mesures.

L'application du Programme de Mesures du SDAGE à l'échelle d'unités hydrographiques cohérentes (bassins versants), est permise par le Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE), qui vise à concilier la préservation des milieux aquatiques avec les activités des différents usagers du territoire. Le SAGE a été mis en place par la Loi sur l'eau de 1992.

Modifié en 2006 par la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA), cet outil comprend désormais un Plan d'Aménagement et de Gestion Durable (PAGD), ainsi qu'un règlement, qui lui donne une portée juridique. Chaque SAGE est porté par une structure spécialement conçue à cet effet, et suivi par la Commission Locale de l'Eau (CLE).

La gestion des milieux aquatiques touchés par l'eutrophisation est également prise en compte au travers de la préservation des espaces naturels définie par les Documents d'Objectifs (DOCOB) des ZSC du Réseau Natura 2000.

A une échelle spatiale plus fine, les Contrats de Milieux sont des programmes de remise en état des milieux, reposant sur un engagement moral (pas de portée juridique) entre les maîtres d'ouvrage locaux et leurs partenaires financiers.

Les mesures définies par le SDAGE sont également prises en compte par le Schéma de Cohérence Territoriale (SCOT), qui définit les grandes orientations de l'organisation du territoire et l'évolution des zones urbaines.

Ces multiples outils de gestion, répondent donc de manière complémentaire aux grandes orientations définies par le SDAGE RMC pour protéger les milieux lagunaires de l'eutrophisation.

Cette réglementation et ces outils de gestion ont conduit à la mise en place d'un réseau de suivi adapté aux milieux lagunaires du Languedoc Roussillon : le RSL.

1.3. Bref historique du RSL

Le suivi de l'eutrophisation dans le cadre du RSL est complété par diverses études concernant notamment les polluants chimiques autres que ceux impliqués dans le phénomène d'eutrophisation (métaux lourds, etc.), ainsi que les risques microbiologiques liés à la contamination des coquillages par le phytoplancton toxique.

L'étude des résultats des différents diagnostics au cours du temps, permet de porter un jugement sur l'évolution du milieu au regard des efforts de gestion entrepris.

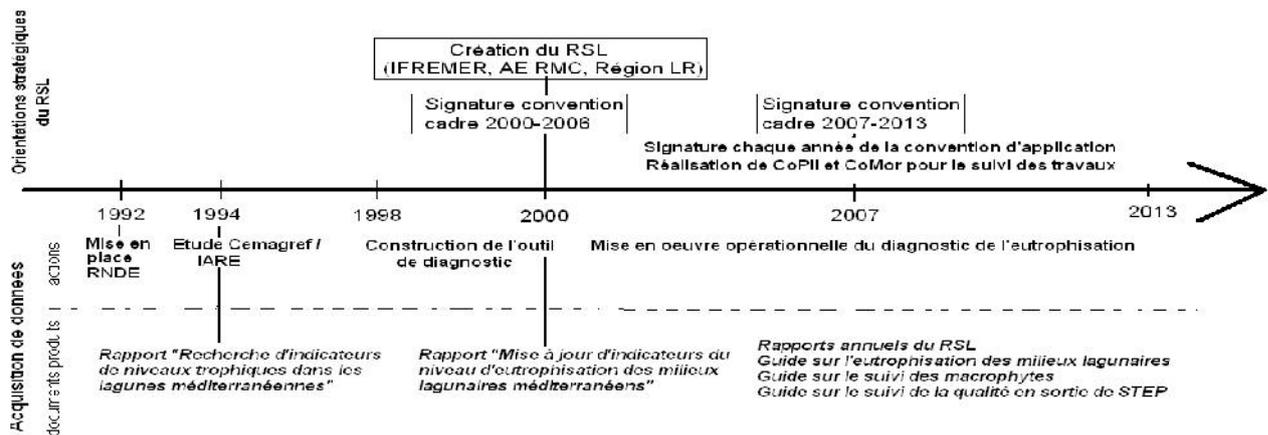
Plusieurs étapes ont permis la construction de l'outil de diagnostic. La spécificité de fonctionnement des milieux lagunaires, et le manque de connaissances sur l'eutrophisation dans ces milieux, ont conduit à la réalisation d'une première étude bibliographique ([Cemagref / IARE, 1994](#)) visant à identifier et présélectionner une batterie d'indicateurs de l'état des lagunes mesurables en routine et à un budget modéré.

Ce premier tri a été suivi de 1998 à 2000 par la construction à proprement parler de l'outil à partir d'une série de mesures effectuées sur 9 lagunes de la Région LR, sélectionnées pour leur diversité de caractéristiques hydromorphologiques et trophiques.

Les paramètres les plus pertinents au regard des objectifs de suivi ont été sélectionnés ; les protocoles de prélèvements et de dosages associés ainsi que les règles de décisions pour l'attribution d'un état trophique au milieu, ont été formalisés.

Malgré certaines modifications portant sur chacun des compartiments, cet outil a ainsi été utilisé en routine depuis la mise en place du RSL en 2000.

Chaque année, les résultats de ce suivi donnent lieu à la rédaction d'un rapport destiné aux gestionnaires des milieux lagunaires. La création de plusieurs guides méthodologiques, permet de vulgariser auprès de ces gestionnaires les connaissances des milieux lagunaires et leurs méthodes de suivis.



1.4. Principaux acteurs impliqués dans le RSL et leurs interactions

L'efficacité du Réseau de Suivi Lagunaire repose sur un partenariat étroit entre la Région LR, l'Agence de l'Eau RM&C, le Cépralmar et l'Ifremer.

La maîtrise d'ouvrage opérationnelle et financière est assurée par la Région LR ; l'Ifremer assure la mise en œuvre et coordination technique du programme. L'AE RMC participe au financement des actions, à la diffusion des informations, et prend part aux décisions engagées lors des COPIL.

Le Cépralmar assure le secrétariat du COPIL, et joue un rôle d'interface entre l'Ifremer (résultats scientifiques) et les gestionnaires de lagunes (soutien technique aux aménagements).

L'Université Montpellier II, par ses multiples partenariats scientifiques avec l'Ifremer, contribue également à la mise en œuvre du RSL.

Le financement annuel des opérations est assuré pour 1/3 par la Région LR, 1/3 par l'AE RMC et 1/3 par l'Ifremer. Les résultats acquis sont intégrés dans la base de données Quadrigé de l'Ifremer, et à plus large échelle sont archivés par le Réseau National des Données sur l'Eau (RNDE).

Ils sont également valorisés auprès des différents acteurs impliqués dans le RSL, par la production de rapports annuels donnant l'état des lagunes ainsi que par la réalisation de guides (Guide macrophytes (RSL, 2011) ; Guide eutrophisation (RSL, à paraître), etc.).

L'organisation de séminaires sur des thèmes particuliers (ex : restauration des lagunes) est l'occasion de rassembler gestionnaires et scientifiques autour d'un même sujet.

Le lien entre ces quatre structures est défini tous les 6 ans par une Convention Cadre (CC), qui définit les objectifs du RSL et rôles respectifs des différents partenaires pour son fonctionnement administratif et financier.

Cette Convention-Cadre comprend notamment :

- un budget prévisionnel détaillé ;
- un programme d'actions appuyé de descriptifs techniques ;
- un planning de réalisation des travaux ;
- les éléments de rapportage aux différents partenaires ;
- les règles de répartition des financements entre les différents signataires.

Chaque année la Convention-Cadre (CC) fait l'objet d'une Convention d'Application (CA) destinée à contractualiser le programme d'actions de l'année en cours arrêté par le Comité de Pilotage (COPIL) ainsi que le budget et les financements alloués.

Ce COPIL a pour rôle de prendre toutes les mesures nécessaires à la bonne exécution des travaux et d'en assurer l'évaluation périodique, avec l'aide d'experts qu'il désigne selon ses besoins.

Annexe 3. Apports en eau douce et en eau de mer aux lagunes suivies dans le cadre du RSL

1.5. Apports en eau douce et connectivité des lagunes à leurs bassins versants (RSL, 2000 à 2012)

Lagune	Secteur	S lagune (km ²)	S BV (km ²)	S lagune / S BV	Apports d'eau douce et connexion de la lagune à son BV						
					cours d'eau		canaux		nappes phréatiques et résurgences karstiques		ruissellement direct
					nb	nom	nb	nom	nb	nom	
Canet St Nazaire	CNN / CNS	6	318	53	6	la Libère	0	Ø	0	Ø	NON
						la Fosselle					
						le Réat					
						l'Aiguille del Mar					
						l'Aiguille d'en Ferran					
l'Aiguille de l'Aygual											
Salses-Leucate	LES / LEN	54	295	0,19	4	ruisseaux temporaires	0	Ø	résurgence de Fort Estamar	2	NON (très faible influence du ruissellement sur la lagune)
									résurgence de Fort Dame		
La Palme	LAP	6	65	0,09	NA	Rieu de La Palme (cours d'eau ppal) et autres cours d'eau intermittents	2	Canaux des salins	NA	OUI (résurgences situées sur les rives Nord Ouest du bassin Nord)	NON
Bages-Sigean	BGS /BGM / BGN	37	443	0,08	3	la Berre	2	Canal de la Robine	0	Ø	NON
						le Rec du Veyret					
						le Rieu					
						cours d'eau intermittents					
Ayrolle	AYR	1,32	104	NA	0	Ø	0	Ø	NA	résurgences temporaires	NON
Campagnol	CAM	0,115	104	NA	1	l'Aude (si inondations)	2	canaux de drainage en provenance des Canaux de la Robine et de la Réunion	0	Ø	NON
Gruissan	GRU	0,145	104	NA	0	Ø	1	Canal de l'Empereur	NA	résurgences en provenance du Massif de la Clape	NON
Vendres	VEN	4,8 à 10	54	0,09 à 0,19	2	l'Aude (si inondations) via les Canaux de La Matte et de La Capel	2	Canal de La Matte (apports des eaux de l'étang de La Matte)	2	NA	OUI (plaine d'inondations de l'Aude possède une surface de 9,2 km ²)
						ruisseau temporaire de La Camérasse		Canal de La Capel			
Grand Bagnas	BAN	2,5	NA	NA	0	Ø	1	Canal du Midi (via le Canal de Pont Martin)	0	Ø	OUI (mois apports mal connus en provenance du BV situé au Nord Ouest de l'étang)
Thau	TE / TW	75	295	0,26	10	la Vène	2	CRaS	NA	source sous-terrain de la Vise (20 m de fond) et autres résurgences mal connues	OUI (forte influence des précipitations orageuses sur les apports d'eau douce)
						cours d'eau temporaires (la Joncas, l'Agues Vagues, le Nègue Vagues, le Soupié, le Pallas, les Fontailles, etc.)		Canal du Midi			
Ingril	INN / INS	6,95	600	NA	0	Ø	1	CRaS	0	Ø	OUI (provenance du massif de la Gardiola)
Vic	VIC	11,5	600	NA	0	Ø	2	Canal de la Robine CRaS (via 5 passes)	0	Ø	OUI (provenance du massif de la Gardiola)
Pierre-Blanche	PBL	0,37	600	NA	0	Ø	1	CRaS (via 4 passes)	0	Ø	NON
Arnal	ARN	3,75	600	NA	1	la Mossan	1	CRaS	0	Ø	NA
Prévoit	PRE / PRV	0,38	600	NA	1	le Lez	1	CRaS (via 2 passes)	0	Ø	NON
Mejean	MEE / MEW	0,55	600	NA	3	la Roubine	1	CRaS (via 3 passes)	0	Ø	NON
						la Lronde					
						le Lez					
Grec	GRC	2,7	600	NA	0	Ø	1	CRaS (via 2 passes)	0	Ø	NON
Or	ORE / ORV	31,7	410	0,08	3	la Bérange	2	Canal de Lansargue	0	Ø	NON
						la Castolle					
						le Salaison					
Ponant	PON	2,8	NA	NA	1	Vidourle (en période de crue)	0	Ø	0	Ø	OUI (eaux de ruissellement d'une moitié de la ville de La Grande Motte)
Médard	MED	1,4	NA	NA	1	Vidourle (via 2 communications)	1	Canal d'Aguss-Mortes (via 2 passes)	0	Ø	NON
Rhône de Saint Romans	RHO	2,2	NA	NA	0	Ø	NA	canaux de drainage de plusieurs parcelles agricoles	0	Ø	OUI
Marette	MARS / MARN	1	NA	NA	1	le Vidourle (via canaux)	NA	multiples canaux de communication avec le CRaS, le Vidourle, les terres agricoles drainées, etc.	0	Ø	NON

1.6. Connectivité des lagunes à la mer (RSL, 2000 à 2012)

Lagune	Secteur	S lagune (km2)	S BV (km2)	S lagune / S BV	Apports d'eau de mer						Remarques
					grau direct		grau indirect		autres		
					nb	nom	nb	nom	nb	nom	
Canet St Nazaire	CNN / CNS	6	318	53	1	Grau de la Basse	0	Ø	1	percolation à travers le lido sableux	l'Agouille del Mar (influencé par des lâchers de barrage de Villeneuve de la Raho) est le principal contributeur représentant en moyenne 50 % des apports en eau douce sur toute l'année (et jusqu'à 70 % de ces apports l'été) les volumes d'eau douce apportée à la lagune en un an représentent environ 23 fois le volume de la lagune
Salses-Leucate	LES / LEN	54	285	0,19	3	Grau de Leucate Grau de Port Leucate Grau de Saint Ange	0	Ø	NA	probable percolation à travers le lido sableux	la majeure partie des apports en eau douce à la lagune se fait par les résurgences karstiques
La Palme	LAP	6	65	0,09	1	Grau de La Franqui	0	Ø	0	Ø	l'alimentation de la lagune par les Canaux des Salins est potentiellement importante en hiver le Grau de La Franqui est un grau naturel, généralement ouvert au printemps ainsi qu'en automne mais obstrué l'été
Bages-Sigean	BGS /BGM / BGN	37	443	0,08	1	Grau de Port la Nouvelle	0	Ø	0	Ø	Ø
Ayrolle	AYR	1,32	104	NA	1	Grau de la Vieille Nouvelle	0	Ø	0	Ø	la principale provenance des apports en eau douce à l'Ayrolle est l'étang de Campagnol
Campagnol	CAM	0,115	104	NA	0	Ø	1	Grau de la Vieille Nouvelle sur l'étang	0	Ø	l'alimentation en eau douce de Campagnol est très irrégulière
Gruissan	GRU	0,145	104	NA	0	Ø	1	Chenal de Grazeil	0	Ø	lagune ne recevant pas les apports de l'Aude en raison de l'existence d'un canal longeant la lagune et par lequel sont évacuées les eaux de la basse Plaine de l'Aude jusqu'à la mer ; mais lagune pouvant cependant subir de fortes dessalures en cas de précipitations pluvieuses abondantes
Vendres	VEN	4,8 à 10	54	0,09 à 0,19	0	Ø	1	Canal de l'EID (situé au sud de l'étang)	0	Ø	alimentation en eau douce de la lagune qui se fait aussi par les rejets de deux STEP (Vendres ville au nord et Vendres partie littorale au niveau de la zone du Chichoulet) partie la plus proche de la mer (au sud) est en réalité la moins salée en raison de l'existence du Canal de l'EID visant à évacuer par différence de topographie, les eaux de la lagune vers la mer afin de limiter la salinité de la lagune
Grand Bagnas	BAN	2,5	NA	NA	0	Ø	0	Ø	2	apports via le Canal du Midi en aval de l'écluse à l'ouest apports en provenance de l'étang de Thau via Canal de Pisch Caugnaud	présence d'une large zone humide bordant la lagune et recueillant les eaux de ruissellements salinité généralement très basse mais très variable sur cet étang, dont les équipements de gestion hydraulique ont été remis en état ces dernières années
Thau	TE / TW	75	285	0,26	0	Ø	1	Grau de Pisses-Seume	2	canaux de Sète et CRaS	la Vène est le seul cours d'eau permanent approvisionnant la lagune ; elle est alimentée par des résurgences karstiques les Canaux de Sète constituent la principale voie d'apport en eau de mer à la lagune
Ingril	INN / INS	6,95	600	NA	1	Grau du Port de Fourignan	0	Ø	1	CRaS	Ø
Vic	VIC	11,5	600	NA	0	Ø	0	Ø	1	CRaS (via 5 passes)	Canal de la Roubine récolte les ruissellements du Massif de la Gardiole
Pierre-Blanche	PBL	0,37	600	NA	0	Ø	0	Ø	1	CRaS (via 4 passes) probable percolation à travers le lido sableux	lagune ne possédant pas de BV d'ou apports d'eau douce surtout dus à CRaS et à précipitations directes sur l'étang
Arnel	ARN	3,75	600	NA	0	Ø	0	Ø	1	CRaS	échanges avec la Mosson régulés via une vanne et très significatifs en période de crue ; pas d'échange direct entre la lagune et le Lez
Prévoist	PRE / PRW	0,38	600	NA	0	Ø	1	Ø (canal construit en 1900)	1	CRaS (via 2 passes)	Ø
Majean	MEE / MEW	0,55	600	NA	0	Ø	1	Grau du Port de Carnon	1	CRaS (via 3 passes)	Ø
Grec	GRC	2,7	600	NA	0	Ø	1	"canalette"	1	CRaS (via 2 passes)	échanges avec CRaS qui sont sous influence du Lez et du Vidourle échanges mer / lagune via la "canalette" mal connus
Or	ORE / ORW	31,7	410	0,08	0	Ø	1	grau du port de Carnon	1	CRaS	Ø
Ponant	PON	2,8	NA	NA	0	Ø	1	Passé des Abîmes situés au sud ouest de l'étang	0	Ø	Ø
Médard	MED	1,4	NA	NA	0	Ø	1	Chenal maritime du Grau du Roi (communications)	0	Ø	Ø
Rhône de Saint Romans	RHO	2,2	NA	NA	0	Ø	0	chenal situé au sud de l'étang (généré par les Salins du Midi)	0	Ø	Ø
Marette	MARS / MARN	1	NA	NA	0	Ø	1	chenal maritime	1	CRaS	Ø



Annexe 4. Efforts de gestion entrepris sur les lagunes de la Région Languedoc-Roussillon

1.7. Efforts de gestion dans les domaines de l'assainissement et de l'agriculture (RSL, 2000 à 2012)

Lagune et secteurs concernés		Structures de gestion	Schémas locaux de gestion		Travaux entrepris sur le BV				
Lagune	Secteurs		periode	type de schéma	periode	Assainissement actions	periode	Agriculture actions	
Canal Saint Nazaire	CNS / CNH	Commune de Canal en Roussillon	2010-2012	Contrat d'Etang	0	0	0	0	
		Syndicat d'études pour la coordination des objectifs de sauvegarde et de gestion de l'étang de Canal St Nazaire							
		Périgean Méditerranée Communauté d'Agglomération (à partir de 2007)							
Salles-Lascaris	LES / LEN	RIVAGE (structure sous forme d'un syndicat intercommunal chargée de mettre en œuvre le SAGE)	2004-2012	SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux)	2004-2009	travaux sur le réseau d'assainissement et sur la STEP de Fésou	2012	signature de plusieurs MAEL (mesures agro-environnementales territorialisées) dans le cadre de l'amorce en eau de DicoN Nature 2000 (limitation ou suppression du débâchage chimique, gestion ponctuelle des milieux, entretien des fossés, rizières, haies).	
			2004	travaux sur le réseau d'assainissement de Barcarès (fin)	2004	travaux sur le réseau d'assainissement de Barcarès (fin)			
			2006	fin des travaux sur la STEP de Barcarès	2006-2007	travaux sur le réseau d'assainissement de la STEP de St Hippolyte			
			2002-2003 2003-2009	travaux sur le réseau d'assainissement et sur la STEP de Salles-le-Château	2003-2009	travaux sur le réseau d'assainissement et sur la STEP de Salles-le-Château			
La Palme	LAP	Parc Naturel Régional de la Narbonnaise de 2003 à 2012	0	0	2005	2010	mise en marche de la STEP de Port Laureat (secondo plus grande STEP du BV) basée sur le principe de filtration membranaire	0	0
		Commune de La Palme				2005	travaux de réhabilitation menés sur la STEP de La Palme		
Etang-Sigean	BOS / BGM / BGN	SMPNM (Syndicat Mixte de Préfiguration du Parc Naturel Régional de la Narbonnaise en Méditerranée) de 2001 à 2003	2000-2012	SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux) de la Basse Vallée de l'Aude	2003	aménagement (mise aux normes) de la STEP de Narbonne	0	0	
		Parc Naturel Régional de la Narbonnaise de 2003 à 2012	2005-2010	Contrat des Etangs du Narbonnais					
Ayrolle	AYR	SMDA (Syndicat Mixte du Delta de l'Aude)	2000-2012	SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux) de la Basse Vallée de l'Aude	0	0	0	0	
Campagnol	CAM	SMDA (Syndicat Mixte du Delta de l'Aude)	2000-2012	SAGE de la Basse Vallée de l'Aude	0	0	0	0	
		Pluchomé de Gruissan	2005-2010	Contrat des Etangs du Narbonnais					
		Commune de Gruissan	2000-2009	Plan de gestion de l'étang de Campagnol et de ses marais pélagiques					
		ASA de Raoul	2011-2012	Plan de gestion visant à limiter les apports d'eau douce à l'étang de Campagnol					
Gruissan	GRU	Syndicat Mixte du Delta de l'Aude	2000-2012	SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux) de la Basse Vallée de l'Aude	2005-2012	travaux sur le réseau d'assainissement de la Commune de Gruissan	0	0	
		Commune de Gruissan							
		Communauté d'Agglomération de Narbonne							
Vendres	VDR	SNEVA (Syndicat Mixte de la Basse Vallée de l'Aude) de 2000 à 2012	2003-2012	SAGE de la Basse Vallée de l'Aude	2005	mise aux normes des deux STEP de Vendres, et gestion de la circulation de leurs effluents qui circulent désormais dans la roquette avant d'atteindre la lagune	0	0	
		SMDA (Syndicat Mixte du Delta de l'Aude) à partir de 2007							
Grand Bagnas	BAN	Société de Protection de la Nature d'Agde	2000-2015	Plans de Gestion de la lagune	2011	procédure administrative engagée par l'ADENA pour lutter contre des rejets domestiques identifiés depuis 2010 dans les eaux du Canal de pont moulin	2004-2012	réduction des charges concernant les activités des exploitants agricoles exerçant sur la rizière naturelle du Bagnas (loges, sillages, gestion agroécologique active)	
		ADENA (Association de Défense de l'Environnement et de la Nature du pays d'Agde) questionnaire de 2004 à 2008							
		Conservatoire du Littoral (propriétaire du site depuis 2004)							2011
Thau	TE / TV	SMBT (Syndicat Mixte du Bassin de Thau)	2005-2012	SCOT (comportant un volet maxima qui remplace le Schéma de Mise en Valeur de la Mer)	2011	raccordement du lagunage de Poussan-Bouzigues à la STEP de Sète	0	0	
		SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux)	2007-2012						
		Communes du SMBT	2011-2016	Contrat de Gestion Intégrée					
		2008-2012	PAOD (Plan d'Aménagement et de Développement Durable du territoire)	fin des travaux de mise au norme de la STEP de Mize-Loupian					
Ingré	INS / INH	Syndicat Mixte des Etangs Littoraux - Syndicat Mixte du Bassin de Thau - Thau Agglomération	2007-2012	SAGE Bassin de Thau	0	0	2012	Lancement dispositif PVE Collectif Frontignan 6 exploitants pour 237 hectares.	
Vic	VIC	Syndicat Mixte des Etangs Littoraux Thau Agglomération	2003-2010	SAGE Lez Mossou Etangs Palavasiens	2010-2012	Mise au norme du lagunage de VIC via curage des bassins et mise en place d'aérateurs	2012-2013	Lancement dispositif PVE Collectif Vic la Gardie et Villeneuve les Magalieres 10 exploitants 250 pour hectares.	
					2006-2007	raccordement des rejets de la STEP de Mireval au Marais du Maupas avant rejet dans la lagune de Vic	2012	Signature de 1 MAEL gestion pastorale (limitation de la fertilisation P et K - interdiction des épandages et apports autres que leur naturel) = 15 ha.	
Pierre-Blanche	PBL	Syndicat Mixte des Etangs Littoraux	2003-2010	SAGE Lez Mossou Etangs Palavasiens	0	0	0	0	
Amal	ARN	Syndicat Mixte des Etangs Littoraux	2003-2010	SAGE Lez Mossou Etangs Palavasiens	2000-2001	raccordement des rejets de la STEP de Villeneuve les Magalieres à une zone tampon végétalisée avant rejet dans la lagune	2012	Lancement dispositif PVE Collectif Frontignan 8 exploitants pour 120 hectares.	
Préost	PRE / PRV	Propriété privée - Association des Compagnons de Magalione	2003-2010	SAGE Lez Mossou Etangs Palavasiens	0	0	2011	Reconversion à l'agriculture biologique sur le domaine viticole de Magalione	
Méjan	MEE / MEW	Communes de Lattes et Péreol Syndicat Mixte des Etangs Littoraux	2003-2010	SAGE Lez Mossou Etangs Palavasiens	0	0	2010	Signature de 3 MAEL gestion pastorale (limitation de la fertilisation P et K - interdiction des épandages et apports autres que leur naturel) = 39 ha.	
Grec	GRC	Propriété privée	2003-2010	SAGE Lez Mossou Etangs Palavasiens	2005	raccordement de MAERA (assainissement de la ville de Montpellier) à un émissaire en mer	0	0	
					2005	raccordement de la STEP de Palavas-les-Frès à MAERA			
Or	ORE / ORW	SYMBO (Syndicat Mixte du Bassin de l'Or) - initialement SMGEO	2003-2007	Contrat de Bass	2007-2008	rénovation STEP de Lunel Viel et de Maguac, de St Vincent de Barbeyssargues et de Lunel Viel et de Maguac - de St Just, de St Nazaire de Pizani	2005-2008 puis 2008-2011	partenariat SMGEO avec ADUAN et Chambre d'Agriculture 34 avec programme d'actions pour faire diminuer la pollution agricole et favoriser la mise en place de MAEL	
		SATEO (Syndicat intercommunal d'assainissement des Terres de l'Etang de l'Or) - structure partenaire			2009-2010	travaux de recherche pour obtenir les rejets des STEP vers des zones humides tampon avant que ces rejets n'atteignent la lagune			
		SYBLE (Syndicat Mixte Lez-Mossou-Etangs Palavasiens) - structure partenaire			2008-2011	rénovation STEP de Ballegrues St Brès, travaux sur STEP Sallargues et Beaudou			
					2009-2012	rénovation STEP de la Grande Motte			
Punant	PON	Syndicat du Vidouris ?	NA	NA	0	0	0	0	
Médard	MED	Syndicat Mixte pour la Protection et la gestion de la Camargue Gardoise	NA	SAGE de la Camargue Gardoise	0	0	0	0	
		Conservatoire de l'Espace Littoral et des Rivages Lacustres							
		Domaine de James Listel depuis 2003							
		Commune du Grau du Roi (partenaire)							
Rhône de Saint Romans	RHO	Pluchomé des Pêcheurs et des agriculteurs du Midi (partenaire)	NA	SAGE de la Camargue Gardoise	0	0	0	0	
		Syndicat Mixte pour la Protection et la gestion de la Camargue Gardoise							
		Conservatoire de l'Espace Littoral et des Rivages Lacustres							
Maurès	MARS / MARB	Syndicat Mixte pour la Protection et la gestion de la Camargue Gardoise	NA	SAGE de la Camargue Gardoise	0	0	0	0	
		Conservatoire de l'Espace Littoral et des Rivages Lacustres							
		Commune d'Agde-Mortes							

1.8. Efforts de gestion concernant les milieux naturels et l'aménagement hydraulique des lagunes (RSL, 2000 à 2012)

Lagune et secteurs concernés		Travaux entrepris sur le BV				Remarques
Lagune	Secteurs	Milieux naturels		Fonctionnement hydraulique de la lagune		
		période	actions	période	actions	
Canet Saint Nazaire	CNS / CNR	NA	classement en ZNIEFF et en ZCO	0	mise en place d'une meilleure gestion des vannes du grau, qui sont désormais opérationnelles toute l'année	volonté de Perpignan Méditerranée Communauté d'Agglomération, de mettre en place un syndicat de bassin versant afin d'imposer une dynamique de gestion globale de la lagune à l'échelle du BV, en accompagnement au Contrat d'Étang mis en place en 2010. en 2002, près de 19 STEP rejettent leurs effluents dans les tributaires de la lagune, principalement au niveau de l'Aiguille del Mar ainsi que dans le ruisseau
Salses-Leucate	LES / LEN	2011 à 2013	Mise en œuvre du Deco6 depuis fin 2011	2012	Caractérisation et cartographie du réseau hydraulique dans les zones humides au sud de la lagune de Salses-Leucate	le premier Contrat d'étang (1998-2003) accompagnait la démarche de SAGE, à permis la réalisation d'un certain nb d'actions en particulier en matière de connaissance du milieu (plans et diagnostics des 711 périphériques, de la lagune et inventaire des sour
La Palme	LAP	2006	réduction du DOCOB Natura 2000	2006	réduction d'un règlement de la gestion du Gseau Naturel de La Frange dans le cadre du DOCOB Natura 2000	0
		2006	inscription de la lagune à la Convention de RAMSAR			
		NA	classement de la lagune en ZNIEFF			
Bages-Sigean	BGS / BGM / BGN	2006	inscription de la lagune à la Convention RAMSAR	2006	enlèvement du barrage à vannes sur les Grau de Port-la-Nouvelle	en 2001, près de 18 STEP rejettent leurs effluents dans la lagune, mais celles de Narbonne et de Port-la-Nouvelle représentent près de 96 % des apports à la lagune
Ayrolle	AYR	0	0	0	0	0
Campagnol	CAM	0	0	2006-2012	NA	0
Coussan	GRU	2006	inscription de la lagune à la Convention RAMSAR	0	0	0
Vendres	VDR	1998	classement de la lagune en ZPS pour cause de modification des oiseaux	2006-2008	travaux de réhabilitation de deux prises d'eau sur l'Aude afin de faciliter les apports d'eau douce à la lagune	0
		2002-2012	travaux de restauration de la Roselière			
		NA	inscription de la lagune en zone Natura 2000 au titre de la Directive Oiseaux et Habitats			
Grand Dégnes	GAN	2008-2009	réduction DOCOB Natura 2000	2005	fin des travaux sur les plus gros ouvrages hydrauliques de l'étang et curage des fossés d'amenée et d'évacuation de l'eau devant permettre une meilleure gestion de l'eau sur l'étang	0
		2010	chantiers de lutte contre les espèces envahissantes végétales (Seneçon du Cap et Jussea)	2008	deuxième phase des travaux de réhabilitation des ouvrages hydrauliques de la lagune	
				2010	poursuite des travaux de mise aux normes de tous les ouvrages hydrauliques de la Réserve du Grand Dégnes	
		NA	classement de la lagune en ZNIEFF, ZICO, ZPS, ZSC	2011	restauration de deux marais dans la zone des Sept Fours étudié au sud de l'étang afin de créer un assés au printemps 2011 pour lutter contre la Justice	
Thau	TE / TW	2008	initiation d'un classement en zone Natura 2000	0	0	0
Igrèl	INS / IIN	2000	Validation du DOCOB Natura 2000 Etang paléozoïques	2011	dragage de la passe de Vic / Igrèl	0
		2011-2012	Etat de référence des herbiers à phanérogames sur Igrèl Sud et Moudras			
		2009	Engagement Programme Vert deman sur Frontignan			
Vic	VIC	2009	Validation du DOCOB Natura 2000 Etang paléozoïques	2011	dragage des passes de Vic / Igrèl et des "Trois Yeux" (selon l'étang de Vic au CRAS)	0
		2009	Programme Vert Deman - plan d'action pesticides communs de Vic la Gardiole			
		2010	Programme Vert Deman - plan d'actions pesticides communs de Mireval			
		2010	Programme Vert Deman - plan d'actions pesticides de Villan			
2012	SDAP commune de Villeneuve les Maguelons	2012	Restaurations de petits ouvrages sur les salines de Villeneuve et le marais de l'Estagnol, désamblément sur 2 pentes de ruisseau de la madière			
Pierre-Blanche	PBL	2009	Validation du DOCOB Natura 2000 Etang paléozoïques	0	0	0
Arnel	ARN	2009	Validation du DOCOB Natura 2000 Etang paléozoïques	0	0	0
Pléssat	PSE / PRW	2009	Validation du DOCOB Natura 2000 Etang paléozoïques	0	0	en 2001, forte influence de la STEP de Lattes qui rejette ses effluents dans la lagune
Méjean	MEZ / MEW	2004-2009	Plan de gestion site du Méjean	2008	dragage du chenal Or / Méjean	0
		2006	Validation du DOCOB Natura 2000 Etang paléozoïques	2006	dragage de la passe du Mas Rouge entre Méjean et CRAS	
		2006		2006	Amenagement chenal de la Lente (Lattes)	
Grec	GRG	1990 et 1999	APB (Bastage du Grec)	0	0	0
		2009	Validation du DOCOB Natura 2000			
Or	ORE / ORW	NA	classement en zone Natura 200 et réduction du DOCOB	0	0	0
		2008	actions de restauration sur cours d'eau Vividonne et Dardalban			
Ponant	PON	0	0	0	0	0
Médard	MED	NA	classement de la lagune en ZNIEFF, ZCA et zone sous Convention RAMSAR	0	0	0
Rhône de Saint Remans	RHD	0	0	0	0	0
Marete	MARS / MARN	2009	Mise à jour et ciblées les actions de gestion à mener sur la gestion des apports par le chenal maritime mais aussi la réduction des apports par les BV Viazac et Villoubie	2007	Afin de recréer une dynamique et d'éviter le confinement de l'étang curage des 2 roulements de balises entre l'étang et le chenal maritime, renforcement mécanique d'une partie du capital du niveau de la « passe des chassours » ; allargement de 2 sur 3 ou	0

Annexe 5. Protocole de prélèvement du sédiment (d'après Messiaen G., 2002)

1.9. Objectif

Le prélèvement et le pré-traitement du sédiment sont les deux principales étapes précédant les dosages de NTS, PTS et MOS et l'analyse de la granulométrie ; il est donc important de réaliser des prélèvements de la manière la plus homogène et la plus précise possible. Un échantillon de sédiment est constitué par le regroupement de 3 sous-échantillons (3 « carottes ») prélevées au niveau d'une même station.

1.10. Matériel

- fiche terrain commune aux campagnes de prélèvements « Sédiments » et « Macrophytes » ;
- carte des points de prélèvements et de coordonnées GPS ;
- 3 carottiers en plexiglass à extrémité bisottée, diamètre interne 8 cm et longueur 20 cm ;
- un piston ;
- un bouchon en caoutchouc ;
- plusieurs sachets de prélèvement ;
- un marqueur indélébile ;
- une glacière et des pains de glace ;
- matériel de plongée (combinaison, palmes, masque, tuba, bouteille)
- gants en latex
- tamis à maille métallique de diamètre 2 mm

1.11. Mode opératoire

- 1) Repérer la zone de prélèvement à l'aide de la carte et du GPS ;
- 2) En arrivant sur la zone, prendre précaution de ne pas perturber le sédiment (couper le moteur ; circuler à pied si la profondeur est faible) ;
- 3) Reporter les conditions d'observation sur la fiche-terrain (date, noms des observateurs etc.) et noter l'aspect extérieur du sédiment (couleur, présence de coquilles, débris, etc.)
- 4) Choisir une zone homogène représentative de la station et a priori non perturbée (pas de traces de pas ni d'obstacle pouvant perturber la courantologie) ;
- 5) Enlever le bouchon du carottier, enfoncez ce dernier dans le sédiment par poussée verticale aux trois quarts de sa longueur ; mettez le bouchon sur le carottier, le maintenir avec une main pendant que l'autre dégage le sédiment qui entoure le carottier ;
- 6) Enfoncez le bouchon dans l'extrémité supérieure du carottier, dégager ce dernier de façon verticale en le maintenant par-dessous ;
- 7) Sur le bateau, ôtez le bouchon, faire glisser le piston dans le carottier et exercer une poussée verticale lente et sans à coup jusqu'à faire sortir une hauteur de 5 cm de sédiments (couche superficielle). L'emploi d'un double décimètre est préconisé pour plus de précision.
- 8) Effectuer une coupe franche des 5 cm superficiels à l'aide d'une lame plate et introduire le sédiment dans le sac de congélation
- 9) Noter l'aspect, l'odeur et la couleur du sédiment à l'aide d'une échelle de couleur.
- 10) Répéter les étapes 4 à 9 deux fois en introduisant les sous-échantillons dans le même sachet ; veiller à bien rincer le matériel entre deux prélèvements.

- 11) Référencer le sachet au marqueur indélébile (nom de lagune, numéro de station, date) et le doubler d'un second sachet afin de prévenir toute perte de sédiment par déchirement
- 12) Conserver les échantillons au frais et à l'obscurité, dans la glacière puis au congélateur en arrivant au laboratoire
- 13) Si nécessaire, laisser décongeler le sédiment puis homogénéiser l'échantillon dans le sac plastique à l'aide de gants en latex
- 14) Tamiser le sédiment à 2 mm. Cette étape permet d'éliminer de l'échantillon les fragments grossiers tels que coquilles, fragments de végétaux, etc. qui sont indésirables pour l'analyse
- 15) Remplir un flacon de 250 ml avec le sédiment tamisé (pour la réalisation des analyses au laboratoire du CIRAD Montpellier) ; conserver le reste pour l'analyse du taux de MO dans le laboratoire de l'Ifremer ; si les échantillons ne sont pas traités immédiatement, les congeler.

Annexe 6. Protocole de dosage de la matière organique du sédiment (d'après Messiaen G., 2002)

1.12. Objectif et principe

Ce protocole décrit la méthode de dosage dans les sédiments des écosystèmes lagunaires. Le principe de cette méthode est d'éliminer la MO contenue dans le sédiment par combustion totale (production de CO₂). La masse de MO contenue dans l'échantillon (donc son pourcentage) est déduite de la différence entre le poids sec de sédiment avant et après combustion.

1.13. Matériel

- coupelles en aluminium ;
- spatules ;
- cuve à piston de volume 20 ml ;
- seringue de volume 20 ml ;
- étuve à 25°C – 30°C ;
- étuve à 110°C ;
- four à moufle à 450 °C ;
- balance électronique (précision 1/10^{ème} de mg)

1.14. Mode opératoire

- 1) Bien homogénéiser le sédiment ; examiner le degré de réduction de la MO si nécessaire (utilisation d'une échelle de couleur préconisée pour cette étape) ;
- 2) Introduire une coupelle vide à l'étuve pendant 1 h à 2 h à 110 °C, y graver le nom de l'échantillon et la peser ;
- 3) Prélever 20 ml de sédiment à l'aide de la seringue (si le sédiment est vaseux) ou de la cuve à piston (si le sédiment est sableux) en arasant bien la surface à l'aide de la spatule et en récupérant le maximum de sédiment restant sur le piston et la cuve. Introduire le sédiment dans la coupelle pour la mesure du poids humide M₁.
- 4) Introduire les coupelles à l'étuve à 110 °C pendant 24 h à 48 h. Cette étape permet l'élimination de l'eau du sédiment. Peser la coupelle et le poids de sédiment sec M₂.
- 5) Par déduction, on calcule le pourcentage d'humidité du sédiment :
$$H (\%) = (M_1 - M_2) / M_1 \times 100$$
- 6) Placer la coupelle et le sédiment sec au four à moufle à 450 °C, pendant 18 h. Cette étape permet la combustion totale de la MO qui est libérée sous forme de CO₂).
- 7) Laisser refroidir les coupelles, les placer au dessiccateur pour éviter leur réhydratation. Les peser (masse M₃). Le pourcentage massique de MO se déduit alors du calcul :

$$MO (\%) = (M_3 - M_2) / M_2 \times 100$$

Annexe 7. Fiche-terrain pour le diagnostic des macrophytes et des sédiments (Lauret M. & Oheix J., 2011).

Diagnostic des macrophytes par recouvrement

N° station	Profondeur	Date	Heure	Plongeur/observateur			
<input type="text"/>							
Visibilité			Sédiment			Présence de coquilles	
Bonne	Moyenne	Mauvaise	Vaseux	Sablo-vaseux	Sableux	Oui	Non
<input type="text"/>	<input type="text"/>						

Recouvrement total (% de surface explorée couverte par la végétation)

Homogène			Moyennement homogène						Hétérogène	
<input type="text"/>			<input type="text"/>						<input type="text"/>	
0	<5%	1/8	¼	1/3	½	2/3	¾	1	Observations	
<input type="text"/>										
Description générale										
<input type="text"/>										

Pourcentage relatif de chaque groupe (par rapport à l'ensemble de la végétation présente) Le total des pourcentages des différents groupes doit faire 100%

N° groupe	0	<5%	1/8	¼	1/3	½	2/3	¾	1	Observations		
Herbier										Éparse	Densité moyenne	Densité forte
1												
2												
3												

Commentaires

Annexe 8. Liste des espèces de macrophytes de référence vis-à-vis de l'eutrophisation

1.15. Liste des espèces climax en 2000 (Ifremer, Creoclean, UMII, 2000)

Groupe	Nom de l'espèce	Espèce de référence
Phanérogames	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Ø
	<i>Ruppia cirrhosa</i>	R
	<i>Zostera marina</i>	R
	<i>Zostera noltii</i>	R
Algues vertes	<i>Acetabularia acetabulum</i>	R
	<i>Bryopsis plumosa</i>	R
	<i>Chaetomorpha aera</i>	Ø
	<i>Chaetomorpha linum</i>	Ø
	<i>Cladophora glomerata</i>	Ø
	<i>Cladophora lehmanniana</i>	Ø
	<i>Cladophora liniformis</i>	Ø
	<i>Cladophora pellucida</i>	Ø
	<i>Cladophora prolifera</i>	Ø
	<i>Codium fragile</i>	Ø
	<i>Enteromorpha clathrata</i>	Ø
	<i>Enteromorpha linza</i>	Ø
	<i>Monostroma obscurum</i>	Ø
	<i>Ulva rigida</i>	Ø
<i>Valonia utricularis</i>	R	
<i>Valonia aegagropila</i>	R	
Algues rouges	<i>Aspidium corallinum</i>	Ø
	<i>Gracilaria compressa</i>	Ø
	<i>Gracilaria bursa-pastoris</i>	Ø
	<i>Gracilaria dura</i>	Ø
	<i>Gracilaria gracilis</i>	Ø
	<i>Gracilariopsis longissima</i>	Ø
	<i>Halopitys incurvus</i>	Ø
	<i>Hypnea valiente</i>	Ø
	<i>Rytiphlaea tinctoria</i>	Ø
	<i>Solieria chordalis</i>	Ø
	<i>Solieria filiformis</i>	Ø
	<i>Ahnfeltiopsis flabelliformis</i>	Ø
	<i>Ceramium tenerrimum</i>	R
	<i>Chondria capillaris</i>	R
	<i>Chondria dasyphylla</i>	R
	<i>Chondrus giganteus</i>	Ø
	<i>Chrysomenia wrightii</i>	Ø
	<i>Dasya sp</i>	R
	<i>Grateloupia filicina</i>	R
	<i>Griffithsia corallinoides</i>	R
	<i>Halymenia floresia</i>	Ø
	<i>Laurencia hybrida</i>	R
	<i>Laurencia microcladia</i>	R
<i>Osmundea truncata</i>	R	
<i>Polysiphonia elongata</i>	R	
<i>Pterosiphonia parasitica</i>	R	
<i>Pterothamnion plumula</i>	R	
<i>Radicilingua thyzanorisans</i>	R	
<i>Spyridia filamentosa</i>	R	
Algues brunes	<i>Chorda filum</i>	Ø
	Chordariales indéterminée	Ø
	<i>Cladostephus spongiosus</i>	R
	<i>Colpomenia spp</i>	Ø
	<i>Cutleria multiteda</i>	Ø
	<i>Cystoseira barbata</i>	R
	<i>Cystoseira repens</i>	R
	<i>Desmarestia viridis</i>	Ø
	<i>Dictyota dichotoma</i>	R
	<i>Dictyota spp</i>	R
	<i>Dilophus sp</i>	R
	<i>Sargassum muticum</i>	Ø
	<i>Scytosiphon simplicissimus</i>	R
	<i>Sphaerotrichia divaricata</i>	Ø
<i>Stictyosiphon adriaticus</i>	Ø	

1.16. Liste des espèces de référence en 2011 (Lauret M. & Oheix J., 2011)

Groupe	Nom de l'espèce	Espèce de référence
Phanérogames	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Ø
	<i>Ruppia cirrhosa</i>	R
	<i>Zostera marina</i>	R
	<i>Zostera noltii</i>	L
Charophytes	<i>Lamprolathamnium papulosum</i>	R
Algues vertes	<i>Acetabularia acetabulum</i>	R
	<i>Rhynchosia hypnoides</i>	R
	<i>Bryopsis plumosa</i>	R
	<i>Chaetomorpha aerea</i>	Ø
	<i>Chaetomorpha linum</i>	Ø
	<i>Cladophora battersii</i>	Ø
	<i>Cladophora glomerata</i>	Ø
	<i>Cladophora lehmanniana</i>	Ø
	<i>Cladophora pellucida</i>	Ø
	<i>Cladophora vadorum</i>	Ø
	<i>Cladophora vagabunda</i>	Ø
	<i>Codium fragile</i>	Ø
	<i>Monostroma grevillei</i>	Ø
	<i>Monostroma obscurum</i>	Ø
	<i>Rhizoclonium sp.</i>	Ø
	<i>Spirogyra riparium</i>	Ø
	<i>Ulva clathrata</i>	Ø
	<i>Ulva intestinalis</i>	Ø
	<i>Ulva lactuca</i>	Ø
	<i>Ulva linza</i>	Ø
	<i>Ulva rigida</i>	Ø
	<i>Ulva rotundata</i>	Ø
	<i>Ulva tortu</i>	Ø
<i>Valoniopsis sagittata</i>	R	
<i>Valoniopsis utricularis</i>	R	
Algues rouges	<i>Agardhiella subulata</i>	Ø
	<i>Aisidium corallinum</i>	Ø
	<i>Centroceras clavulatum</i>	R
	<i>Corallium ciliatum</i>	R
	<i>Ceramium diaphanum</i>	R
	<i>Ceramium virgatum</i> (=)	Ø
	<i>Ceramium tenerimum</i>	R
	<i>Chondracanthus acicularis</i>	R
	<i>Chondria capitata</i>	Ø
	<i>Chondria dasyphylla</i>	R
	<i>Chondrus crispus</i>	Ø
	<i>Chrysiomena wrightii</i>	Ø
	<i>Chylocladia verticillata</i>	R
	<i>Dasya sessilis</i>	Ø
	<i>Gelidium crinale</i>	R
	<i>Gracilaria bursa-pastoris</i>	Ø
	<i>Gracilaria dura</i>	Ø
	<i>Gracilaria gracilis</i>	Ø
	<i>Grateloupia filicina</i>	Ø
	<i>Griffithsia corallinoides</i>	Ø
	<i>Gymnogonium griffithsiae</i>	R
	<i>Hypopytia incurva</i>	Ø
	<i>Hypnea valentiae</i>	Ø
	<i>Laurencia microcladia</i>	R
	<i>Laurencia obtusa</i>	R
	<i>Lomentaria clavellata</i>	R
	<i>Lupinusiphonia obscura</i>	Ø
	<i>Lophosiphonia reptans</i>	Ø
	<i>Osmundea pinnatifida</i>	R
	<i>Polysiphonia denudata</i>	R
	<i>Polysiphonia elongata</i>	Ø
	<i>Polysiphonia mottii</i>	R
	<i>Polysiphonia opaca</i>	R
<i>Polysiphonia setulatioides</i>	R	
<i>Pterisiphonia parviflora</i>	R	
<i>Pterosiphonia perinata</i>	R	
<i>Pterothamnion plumula</i>	R	
<i>Radicilingua thysanoides</i>	Ø	
<i>Rytiphysa tinctoria</i>	Ø	
<i>Sulperia chardalis</i>	Ø	
<i>Spyridia filamentosa</i>	R	
Algues brunes	<i>Chorda filum</i>	Ø
	<i>Cladostrophus spongiosus</i>	R
	<i>Colpomenia sinuosa</i>	Ø
	<i>Colpomenia perforata</i>	Ø
	<i>Cutleria multifida</i>	Ø
	<i>Cystocira barbata</i>	R
	<i>Desmarestia viridis</i>	Ø
	<i>Dictyota dichotoma</i>	R
	<i>Dictyota spiralis</i>	R
	<i>Ectocarpaceae</i>	Ø
	<i>Hargaxum muticum</i>	Ø
	<i>Scytosiphon lomentaria</i>	Ø
	<i>Sphaerotrichia divaricata</i>	Ø
	<i>Sphaerocarpus sp.</i>	Ø
<i>Stictosiphon adnaticus</i>	Ø	
<i>Vaucheria sp.</i>	Ø	



Annexe 9. Fiche-terrain de prélèvement de la colonne d'eau et du phytoplancton

FICHE TERRAIN : PROGRAMME.....				
STATION :		G.P.S n°:		
Date :	Heure :	Noms des agents préleveurs :		
Temps de la veille (conditions générales des 3 jours passés) :				
Vent :	force :	Direction :		
Nébulosité :				
Pluie :				
Temps du jour :				
Vent :	force :	Direction :		
Nébulosité :				
Pluie :				
Profondeur totale en eau :				
Aspect de l'eau :				
Végétation :				
Autres (mousses, débris d'herbiers...) :				
ATTENTION : AJUSTER LA SALINITE DE L'OXYMETRE AVANT DE FAIRE LA MESURE & ACTIVER LA CORRECTION DE SALINITE				
	Température	salinité	oxygène mg/l	oxygène % sat
N° appareil				
surface				
fond				
Autres (incidents, remarques) :				
Amers :				