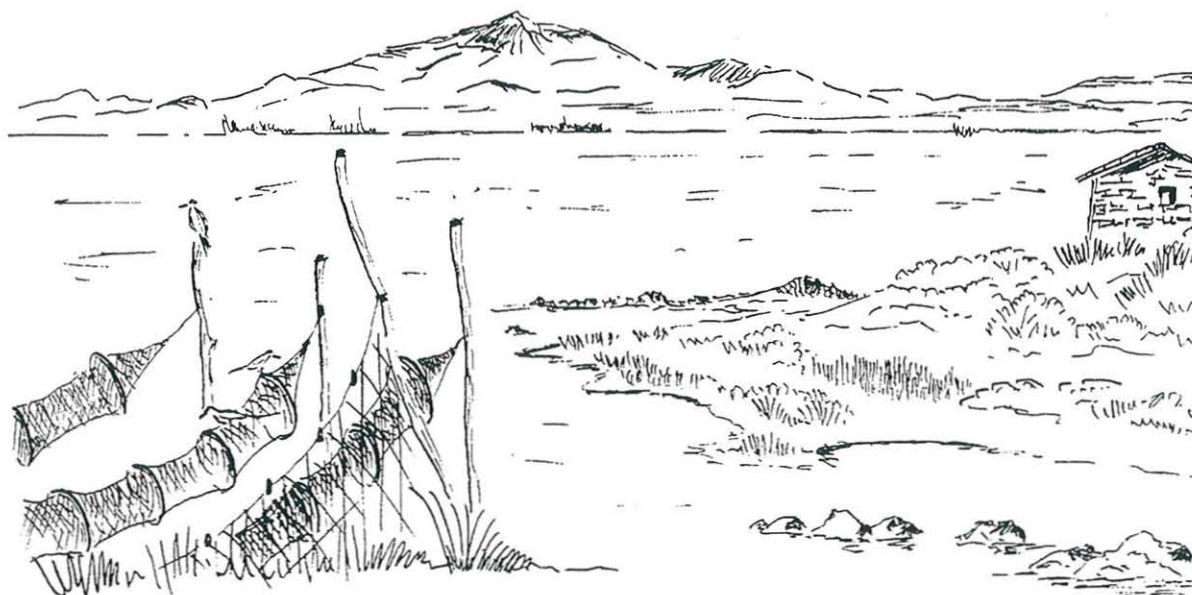


**DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT
ET DE
L'AMENAGEMENT LITTORAL**

LAGUNE DE SALSES-LEUCATE

**II.- Contamination bactériologique
&
Approche physico-chimique**



CIB 96

*par Hélène LADAGNOUS
et Claude LE BEC*



R. INT. DEL/97.13 /SETE

Type de rapport : R.S.T.	
Numéro d'identification du rapport : DEL/ST/R.S.T./97-13 Diffusion : libre <input type="checkbox"/> restreinte <input checked="" type="checkbox"/> interdite <input type="checkbox"/> Validé par : Pierre MAGGI, secrétaire du comité de lecture des rapports internes de la Direction de l'Environnement et de l'aménagement Littoral Version du document : définitive	date de publication février 1998 nombre de pages : 65 bibliographie (Oui) illustration(s) (Oui) langue du rapport Français
Titre et sous-titre du rapport : Lagune de Saises - Leucate. 2- Contamination bactériologique et approche physico-chimique Titre traduit : Saises - Leucate lagoon. 2- Bacteriological pollution and physico-chemical advance	
Auteur(s) principal(aux) : LADAGNOUS, Hélène LE BEC, Claude	Organisme / Direction / Service, laboratoire ENSIL / Limoges IFREMER / DEL / ST
Collaborateur(s) : nom, prénom CARRERAS Antony CHIANTELLA Claude COMPS Marie Annick GUILLOU Jean Louis LAURENT Christian SOSPEDRA Colette SOUCHU Philippe DAGAULT Françoise JUGE Claude	Organisme / Direction / Service, laboratoire IFREMER / DEL / ST IFREMER / DEL / ST IFREMER / DEL / ST IFREMER / DEL / ST IFREMER / DEL / ST IFREMER / DEL / ST IFREMER / DEL / ST IFREMER / DEL / ST IFREMER / DEL / ST
Organisme commanditaire :	
Titre du contrat :	n° de contrat Ifremer
Organisme(s) réalisateur(s) :	
Responsable scientifique :	
Cadre de la recherche :	
Programme :	Convention :
Projet :	Autres (préciser) :
Campagne océanographique :	

Résumé :

En complément de l'analyse bibliographique (vol. I), une étude de la contamination bactériologique et une approche de la qualité physico-chimique des eaux de la lagune ont été menées.

Réalisées aux mois de mai et juin 1996, ces études ont pour objectif d'aborder de façon prospective, la totalité de l'étang.

Des secteurs contaminés bactériologiquement ont pu être mis en évidence dans la partie sud de la lagune, sans que les sources soient clairement localisées. De même, pour la partie nord, les taches de contamination mises en évidence lors de précédentes études sont confirmées dans la zone des parcs conchylicoles.

Les analyses de sels nutritifs montrent l'importance des résurgences karstiques dans les apports de nutriments, sans que le facteur limitant de la production soit déterminé. Les eaux de la lagune constituent bien une zone de mélange entre le domaine terrestre et marin pour bon nombre d'éléments.

Une meilleure connaissance de l'hydrodynamisme de ce secteur devrait permettre de faciliter la compréhension de cet écosystème.

Abstract :

Mots-clés : Lagune, Méditerranée, Leucate, Salses, physico-chimie, biogéochimie, pollution, bactériologie, résurgence, karst.

Keywords : Lagoon, Mediterranean, Leucate, Salses, physico-chemistry, biogeochemistry, pollution, bacteriology, resurgence-spring, karst.

Commentaire :

SOMMAIRE

Volume 2 : Lagune de Salses-Leucate - Etude bactériologique et biogéochimique

	Pages
Introduction	1
I. Matériel et méthodes	
I.1. Thèmes d'étude	3
I.2. Matériel expérimental	3
I.3. Prélèvements	
I.3.1. Stratégie d'échantillonnage	4
I.3.2. Coquillages	4
I.3.3. Eau	7
I.4. Variables mesurées et méthodes d'analyses	
I.4.1. Sur les coquillages	9
I.4.2. Sur l'eau	10
I.5. Analyse des données	12
I.6. Campagnes de prélèvements	12
II. Résultats	
II.1. Bactériologie - Physico-chimie	
II.1.1. Coquillages	14
II.1.2. Eau	18
II.2. Eléments nutritifs	
II.2.1. Campagne du 14 mai 1996	27
II.2.2. Campagne du 6 juin 1996	34
III. Discussion	43

Conclusion	55
Bibliographie	57
Annexes.	

INTRODUCTION

INTRODUCTION

L'analyse bibliographique du site ayant montré la relative ancienneté des données physico-chimiques sur l'eau de cette lagune, ainsi que la limite spatiale des points de surveillance microbiologique, il nous a paru nécessaire de mener une étude complémentaire pour ces deux groupes de paramètres, sur la totalité de l'étang.

Ce travail doit être considéré comme un échantillonnage purement descriptif, dans la perspective d'un programme plus élaboré mis en place dans le cadre d'un Schéma d'Aménagement et de Gestion de l'Eau (S.A.G.E) ou d'un contrat d'étang.

Les objectifs des études menées sur le terrain peuvent donc être scindés en deux catégories :

- * cartographier la contamination microbiologique de l'étang
- * décrire la répartition spatiale de quelques paramètres physico-chimiques (température, salinité, turbidité,...) et réaliser une approche quantitative des sels nutritifs dans la lagune, ainsi qu'à proximité de leurs principales sources supposées.

Le choix de la saison (mai, juin) est dictée par l'analyse de l'évolution de la contamination moyenne du site qui révèle une phase ascendante à cette période de l'année (cf. vol. I)

La cartographie de la contamination bactérienne d'origine anthropique devrait permettre d'appréhender l'influence des différents rejets connus, de déterminer de nouvelles sources de contamination ou encore d'optimiser le réseau de surveillance microbiologique (REMI) (BELIAEFF et COCHARD, 1995).

Les mesures physico-chimiques permettront quant à elles, d'orienter d'autres études visant à établir un bilan des sels nutritifs de cette lagune.

I. MATERIEL & METHODES

I. MATERIEL ET METHODES _____

I.1. Thèmes d'études

Le premier et principal thème considéré est la qualité sanitaire de l'étang de Salses-Leucate pris dans sa totalité. En effet, le suivi microbiologique des coquillages qui sont produits dans la partie nord montre un dépassement fréquent, et quasi-systématique à certaines périodes de l'année, des normes fixées par la réglementation actuelle régissant la production et la mise sur le marché de mollusques bivalves vivants. Aussi a-t-il été décidé d'établir une représentation de cet état de la lagune dans son ensemble afin de tenter de localiser les foyers de contamination potentiels.

D'autre part, cette étude a pour objectif d'appréhender l'influence sur l'étang des divers rejets en nutriments (essentiellement azote et phosphore) et ce par rapport à l'influence de la mer, les eaux de l'étang étant la résultante du mélange de ces deux types d'eaux.

Bien que limité dans le temps, ce travail devrait permettre d'acquérir des données actualisées sur des paramètres qui ne font pas l'objet d'un suivi en routine, notamment en matière de sels nutritifs.

I.2. Matériel expérimental

Pour se nourrir, les mollusques bivalves filtrent des volumes d'eau très importants et concentrent ainsi les éléments en suspension dans l'eau, supports de polluants microbiens. L'accumulation des bactéries dans les tissus des bivalves se traduit alors par un enrichissement bactérien par rapport à l'eau environnante, résultant de paramètres multiples, les uns physiques, les autres physiologiques relatifs soit aux coquillages, soit aux bactéries (PLUSQUELLEC, 1992). Enfin, les coquillages sont capables d'accumuler très rapidement les bactéries et d'atteindre en quelques heures des concentrations en germes supérieures à celles du milieu dans lequel ils sont ; leur décontamination nécessite par contre qu'ils se trouvent dans une eau propre durant quelques minutes à quelques heures (PLUSQUELLEC, 1992 ; BEUCHER, 1993 ; CATHERINE et al., 1995). Ceci témoigne d'une certaine inertie des mollusques bivalves par rapport à la contamination de leur environnement proche. Ce sont de véritables intégrateurs de contamination bactériologique d'un milieu, contrairement à l'eau où dispersion et dilution interviennent.

Tout ceci explique l'aptitude des coquillages à rendre compte de la contamination microbienne d'un milieu et établit la valeur des mollusques bivalves comme matériel de choix pour appréhender l'état sanitaire de l'étang, d'autant plus qu'il s'agit de la matrice couramment utilisée par le réseau de surveillance microbiologique du littoral français (REMI).

L'espèce choisie pour cette étude est la moule (*Mytilus galloprovincialis*) dont la manipulation (transport, conditionnement, ouverture...) est aisée .

Des huîtres (*Crassostrea gigas*) sont également utilisées en plus des moules, dans certains cas, afin d'évaluer la contamination différentielle pour ces deux types de bivalves. En effet, le suivi microbiologique effectué à Salses-Leucate dans le cadre du REMI utilise les huîtres, production principale du site conchylicole de Leucate, comme matrice d'analyse. Il est donc intéressant et nécessaire de vérifier si les résultats du réseau de surveillance et ceux de cette étude peuvent être comparables.

De plus, certaines variables (cf. § variables mesurées et méthodes d'analyses) sont mesurées sur l'eau du site. Il s'agit de paramètres physico-chimiques d'environnement pouvant influencer de manière directe ou indirecte la situation bactériologique et de façon plus générale le comportement de l'écosystème étang.

I.3. Prélèvements

I.3.1. Stratégie d'échantillonnage

La zone d'élevage conchylicole étant limitée à la partie centrale du bassin de Leucate, une implantation de lots expérimentaux de moules s'est avérée nécessaire sur l'ensemble de l'étang.

Cette implantation est effectuée suivant une grille régulière théorique de 1 000 m de maille. Cette stratégie, particulièrement adaptée à une première description d'un site (FRONTIER, 1982), a été adoptée pour cartographier la contamination bactérienne anthropique et éviter les zones sur ou sous échantillonnées qu'entraîne un échantillonnage aléatoire (GOHIN, 1985 ; GROS, 1988 ; BELIAEFF et COCHARD, 1995).

La même stratégie d'échantillonnage est retenue pour la cartographie de la chlorophylle ainsi que pour les paramètres salinité et température associés.

Par contre, le coût et les moyens analytiques du laboratoire ainsi que les connaissances empiriques du terrain, nous ont fait adopter une stratégie d'échantillonnage raisonné pour les paramètres sels nutritifs.

I.3.2. Coquillages

Origine des coquillages implantés

Il s'agit d'une cinquantaine de kilogrammes de moules (*Mytilus galloprovincialis*) et d'une dizaine de kilogrammes d'huîtres creuses (*Crassostrea gigas*) provenant d'un établissement conchylicole où ces coquillages ont subi un passage en bassin de purification.

Un test de qualité bactériologique a été réalisé au préalable sur un lot témoin de coquillages. Tous les résultats sont inférieurs au seuil de détection de la méthode d'analyse.

Systeme d'implantation

L'immersion des coquillages dans l'étang se fait à l'aide d'un système composé :

- d'un filet contenant l'échantillon,
- d'un système bouée ou perche permettant de repérer l'échantillon,
- d'un dispositif de lestage empêchant la dérive de l'échantillon.

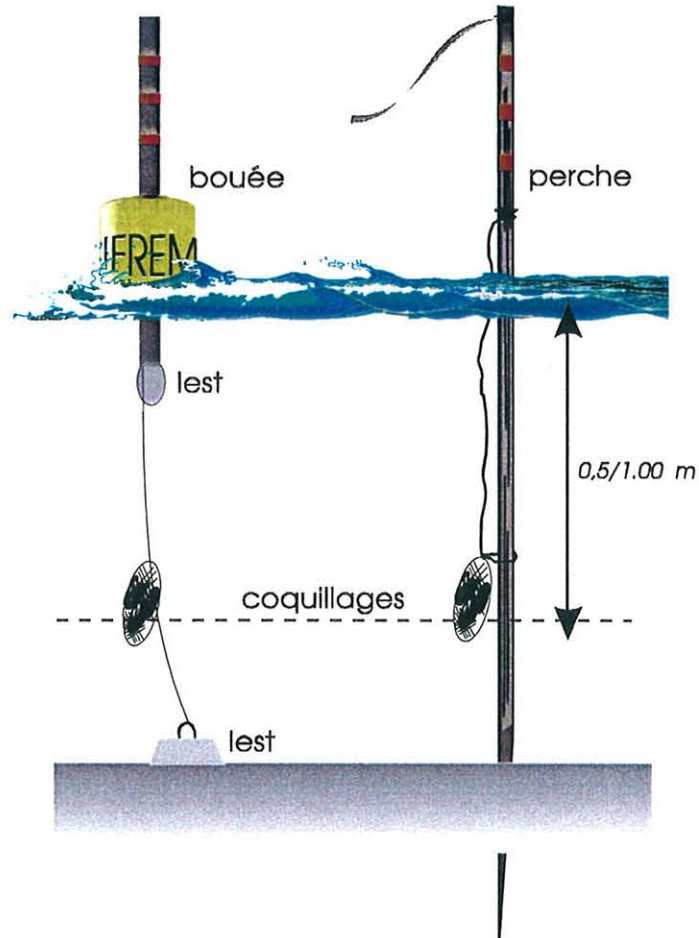


Figure.1 : Schéma du système d'immersion.

Une vingtaine de moules ou une dizaine d'huîtres, quantité suffisante pour l'analyse, constitue chacun des échantillons ainsi disposés.

Le **6 mai 1996**, 46 points de prélèvement, constitués du dispositif d'immersion des coquillages ci-dessus, sont implantés selon la grille de stations indiquée sur la figure 2.

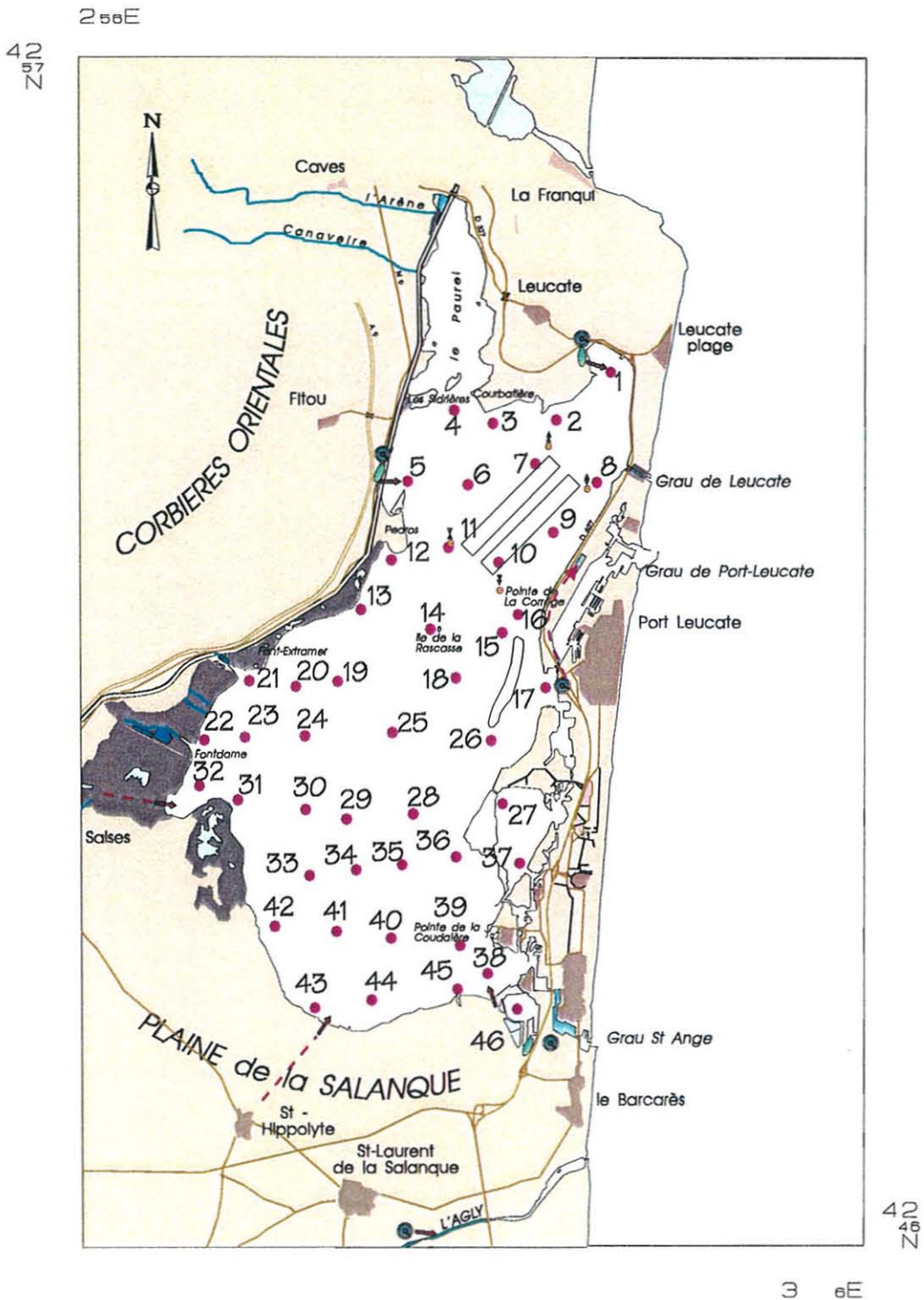


Figure 2 : Grille d'échantillonnage des campagnes de microbiologie.
 Les coordonnées des points échantillonnés sont relevées à l'aide d'un GPS (Global Positionning System) afin de faciliter leur repérage ultérieur.

La récupération des échantillons, prévue initialement la semaine suivante, a été reportée au **21 mai 1996**, soit au bout de 15 jours d'immersion, en raison de conditions météorologiques défavorables.

Une seconde campagne a été menée au mois de juin selon la même trame. Les échantillons (moules) ont été immergés le **5 juin 1996** pour être relevés le **11 juin 1996**. De plus, 10 points (8, 11, 12, 16, 23, 29, 32, 37, 41 et 46) ont reçu un lot d'huîtres afin de comparer les taux de contamination de ces deux types de coquillages sur une même station.

Conservation des échantillons

Les échantillons, placés dans des sacs plastique étiquetés et numérotés, sont transportés au laboratoire dans des conteneurs réfrigérés où ils seront stockés à 4 °C en attendant d'être analysés dans les 72 heures au maximum.

I.3.3. Eau

Tous les prélèvements d'eau sont effectués en surface à l'aide d'une bouteille à prélèvement de type HYDROBIOS puis introduits dans des flacons adaptés (fig. 4) où des réactifs sont ajoutés pour la mesure de certains paramètres.

Prélèvements pour estimation de la chlorophylle

Cet échantillonnage est effectué selon la même grille (fig. 2) et lors de la récupération des échantillons de coquillages (**21 mai et 11 juin 1996**).

Prélèvements pour analyses chimiques

16 points répartis entre la mer, l'étang, la zone conchylicole et les abords des apports continentaux ont été échantillonnés lors de deux campagnes de chimie menées le **14 mai** et le **6 juin 1996** (fig. 3).

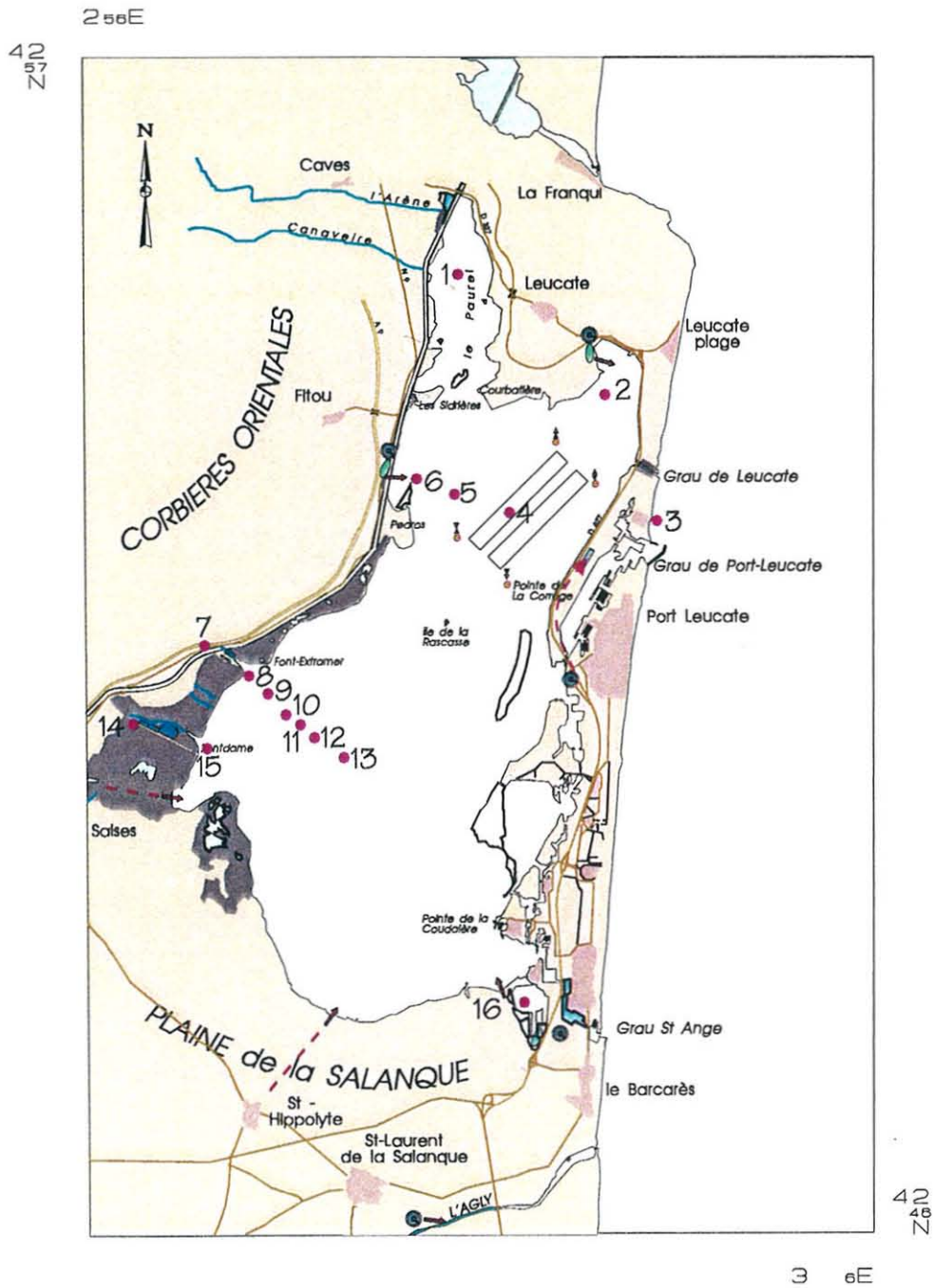


Figure 3 : Points d'échantillonnage des campagnes de chimie.

Conservation des échantillons

La figure 4 décrit les modes de conservation des échantillons en fonction des paramètres mesurés.

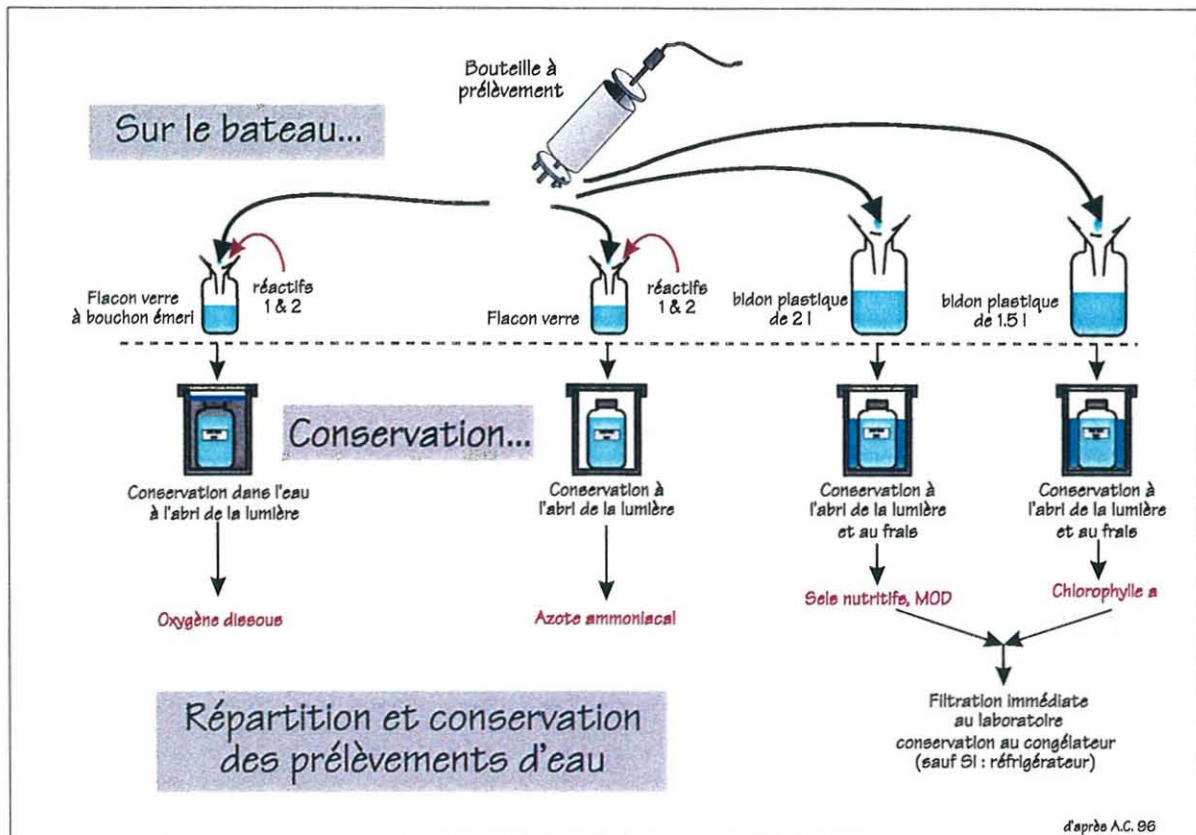


Figure 4 : Schéma des prélèvements d'eau.

I.4. Variables mesurées et méthodes d'analyses

I.4.1. Sur les coquillages

Teneur en coliformes fécaux (Escherichia coli)

Les coliformes fécaux, bio-indicateurs ou témoins de contamination fécale (BONDE, 1977), sont considérés comme des traceurs d'infections digestives réelles ou potentielles et témoignent donc d'un risque sanitaire d'origine fécale.

Ils sont quantifiés par conductance-métrie, à l'aide de l'analyseur de la société *Malthus Instruments Ltd (Radiometer Tacussel)*. Les bactéries en se développant dans un milieu de culture approprié, produisent des métabolites qui vont modifier la conductance du milieu. La variation de celle-ci dans le temps est comparable à l'évolution d'une courbe de croissance bactérienne. Le temps qui s'écoule entre l'ensemencement du milieu et l'apparition du signal, appelé temps de détection, est une fonction linéaire décroissante du logarithme de la concentration initiale en germes présents dans l'échantillon (DUPONT et al., 1993 ; GROUHEL et al., 1995).

Deux mesures sont effectuées pour chaque échantillon pour améliorer la précision des dénombrements.

Les résultats sont exprimés en coliformes thermotolérants (CTT) par 100 g de chair et de liquide intervalvaire ou 100 ml.

I.4.2. Sur l'eau

Teneur en chlorophylle a

Une estimation quantitative globale de la fraction particulaire vivante végétale est obtenue par l'analyse des principaux pigments chlorophylliens dont la chlorophylle a.

La détermination de ce paramètre passe par une filtration sur filtre WHATMAN GF/F 0,7 μm qui permet de concentrer le matériel particulaire. Cette étape est suivie d'une extraction des pigments par immersion du filtre dans un solvant (acétone à 90 %). Le dosage se fait ensuite par mesure de l'absorbance par un spectrophotomètre aux longueurs d'ondes de 665 et 750 nm avant et après acidification pour la recherche de formes dégradées (phéopigments) (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983). Les résultats sont exprimés en mg/m^3 .

Sels nutritifs (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , $\text{Si}(\text{OH})_4$)

Après filtration sur filtre WHATMAN GF/F 0,7 μm (limite arbitraire entre les matières dissoutes et particulaires en eau de mer = 0,45 μm), ces variables sont dosées sur un *Technicon* selon les méthodes suivantes (LE CORRE et TREGUER, 1975 ; AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983) :

- réaction de GRIESS adaptée à l'eau de mer par BENDSCHNEIDER et ROBINSON (1952) pour l'azote nitrique (NO_3^-) et l'azote nitreux (NO_2^-),
- méthode de KOROLEFF (1969) pour l'azote ammoniacal (NH_4^+),
- méthode de MURPHY et RILEY (1962) pour le phosphore minéral dissous,
- méthode de MULLIN et RILEY (1955) pour le silicium dissous réactif.

Les résultats sont exprimés en $\mu\text{mol}/\text{l}$, unité équivalente dans le Système International d'Unités du $\mu\text{atg}/\text{l}$ utilisé antérieurement pour ces mêmes sels.

Teneur en matière organique dissoute (NOD et POD)

La méthode utilisée est la photo-oxydation, après passage sur filtre WHATMAN GF/F 0,7 μm . Cette technique permet de doser simultanément l'azote et le phosphore organique dissous (POD et NOD) sur un *Technicon* après irradiation par U.V. au moyen d'une lampe à vapeur de mercure (LE CORRE et TREGUER, 1976 ; GASC, 1993).

Le risque de contamination des échantillons par la peau, l'air ambiant, etc., étant très important, ce type de manipulation requiert un soin particulier.

Les résultats sont exprimés en $\mu\text{mol}/\text{l}$ de POD et NOD.

Variables accessoires physico-chimiques (température, salinité, oxygène dissous, turbidité)

* Température et salinité

Il s'agit de variables importantes pour la connaissance des masses d'eaux. D'autre part elles sont considérées par de nombreux auteurs comme des facteurs écologiques des étangs parmi les plus significatifs. En effet, elles conditionnent de nombreuses activités biologiques (filtration, épuration des coquillages, survie des bactéries allochtones en milieu lagunaire...). Enfin, ces paramètres régissent la dissolution de l'oxygène dans l'eau, facteur important du milieu car il gouverne la majorité des processus biogéochimiques des écosystèmes aquatiques.

Les variables sont mesurées avec une sonde température/salinité/conductivité WTW LF 196 équipée d'une électrode Tetracon 96/T.

Les valeurs de température et salinité sont respectivement exprimées en °C et en ‰.

* Oxygène dissous

La connaissance de ce paramètre est essentielle pour la compréhension du milieu car la concentration en oxygène dissous est la résultante de nombreux facteurs physico-chimiques, chimiques et biologiques (échanges à l'interface air-eau, diffusion et mélange au sein de la masse d'eau, utilisation dans les phénomènes de photo-oxydation, dans les réactions d'oxydation chimique, utilisation par les micro-organismes aquatiques pour la respiration et la nitrification, production *in situ* par la photosynthèse).

Le taux d'oxygène dissous est mesuré grâce à un oxymètre Oxy 196 WTW.

Lors de la campagne de prélèvements "chimie" du **14 mai** un dosage au laboratoire sur un ménotitracteur (METTLER) selon la méthode de WINKLER optimisée par CARPENTER (1965) a été réalisé en parallèle. Cette expérience a permis de vérifier l'étalonnage de l'oxymètre.

Les résultats sont exprimés en mg/l et en % d'oxygène par rapport à la saturation. Cette dernière unité rend compte de la notion de déficit ou d'excès en oxygène dissous dans l'eau, permettant de meilleures interprétations quant à la prédominance de phénomènes d'autotrophie (blooms phytoplanctoniques) ou d'hétérotrophie (consommation du phytoplancton). En effet, ce type de donnée intègre la salinité et la température dont dépend la capacité de solubilisation de l'oxygène dans l'eau.

Une seule campagne de mesures de ce paramètre a pu être réalisée.

* Turbidité

Selon AMINOT et CHAUSSEPIED (1983), la description d'une masse d'eau ne saurait être satisfaisante sans une référence à la transparence du milieu, c'est à dire à la pénétration de la lumière sous la surface. Cela permet d'estimer l'épaisseur de la couche photosynthétique productive ainsi que la quantité de matières en suspension qui sert de nourriture aux

organismes, de supports bactériens et intervient dans les phénomènes d'adsorption-désorption d'espèces chimiques.

La turbidité est mesurée par néphélogéométrie avec un turbidimètre (HACH modèle 2100 A) et exprimée en N.T.U (unité de turbidité néphélogéométrique).

I.5. Analyse des données

Les mesures sont saisies sur le logiciel EXCEL (*Microsoft*). Certaines sont transformées afin d'être exploitées par un logiciel de cartographie SURFER (*GOLDEN Software Inc.*). Ce logiciel propose plusieurs méthodes de cartographie. Celle du krigeage a été retenue dans ce travail.

Les analyses de variance sont réalisées à l'aide du logiciel STATGRAPHICS PLUS (*Manugistics Inc.*).

I.6. Campagnes de prélèvements

L'ensemble des campagnes de prélèvement réalisée au cours de cette étude sont regroupées dans le tableau ci-dessous

Date		14 mai	21 mai	6 juin	11 juin
Nombre de points		16	46	16	46
Paramètres	Bactériologie				
	Température				
	Salinité				
	Oxygène				
	Turbidité				
	Chlorophylle				
	Azote				
	Phosphore				
	Silice				

Tableau 1 : Dates de prélèvements, paramètres mesurés et nombre de points échantillonnés.

II. RESULTS

91 % des valeurs observées sont inférieures à 30 CTT/100 ml , ce qui témoigne d'une contamination faible.

Cinq points présentent des traces de contamination. Deux sont localisés en bordure des parcs, un près de Fitou, un au sud de la pointe de la Corrège : ils présentent des teneurs voisines, toutes inférieures aux 300 CTT/100 ml, maximum toléré par la norme.

La valeur maximale égale à 2 100 CTT/100 ml est obtenue pour le cinquième de ces points, localisé dans la partie sud du bassin de Salses.

** Echantillonnage coquillages du 11 juin*

Les teneurs mesurées sont présentées sur la figure 6 et les isoconcentrations correspondantes sur la figure 7.

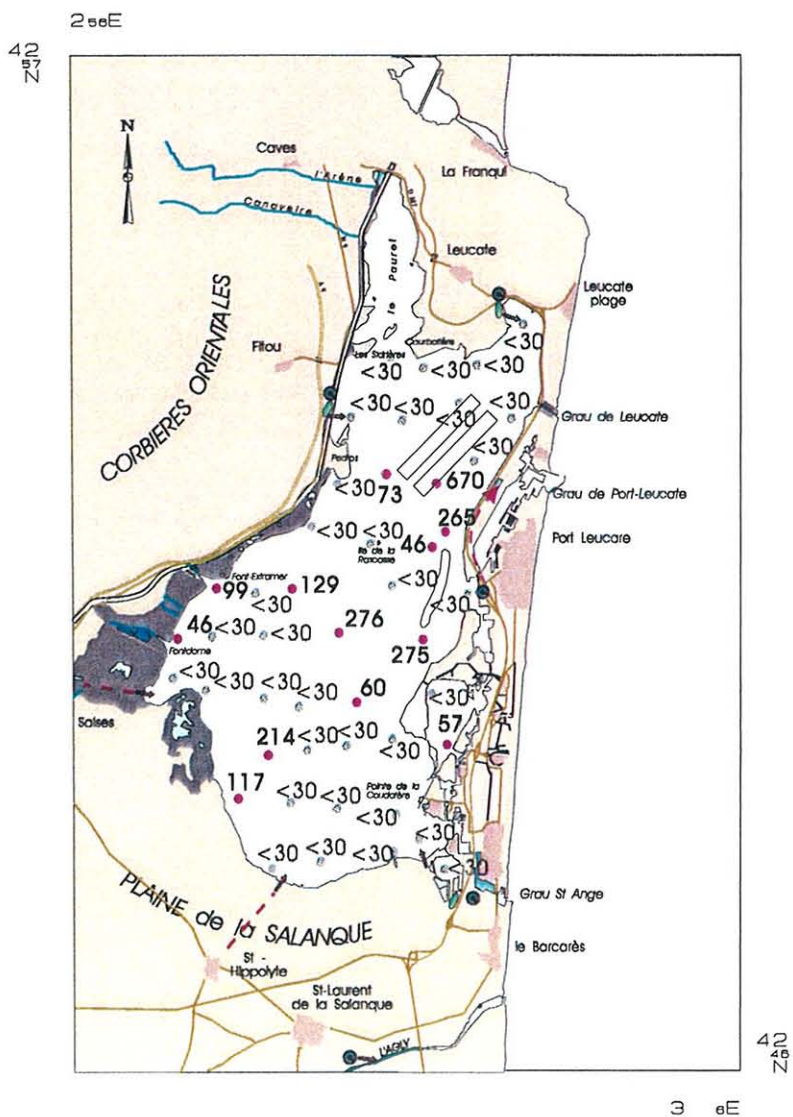


Figure 6 : Résultats de microbiologie du 11 juin 1996.
(coliformes thermotolérants pour 100 ml)

Les points comportant des traces de contamination sont plus nombreux que lors de la campagne précédente.

La valeur maximale, égale à 670 CTT/100 ml, correspond au point situé dans la zone des parcs conchylicoles. Les autres points de contamination présentent des teneurs inférieures à 300 CTT/100 ml et sont répartis essentiellement dans le bassin de Salses.

La présence de coliformes thermotolérants en bordure sud-ouest des parcs conchylicoles est confirmée (73 CTT/100 ml). C'est également le cas pour le sud de l'île de la Corrège (275 CTT/100 ml). Il faut noter en plus une contamination au nord de l'île de la Corrège (46 et 275 CTT/100 ml), aux abords des résurgences de Font-Dame et Font-Estramar à l'ouest (46 et 99 CTT/100 ml) et des Dindilles à l'est (57 CTT/100 ml).

L'existence apparente d'un gradient de dilution suggère une autre représentation (fig. 7). Les valeurs brutes en coliformes thermotolérants ne suivant pas une loi normale, la cartographie est réalisée à partir des temps de détection obtenus par le Malthus afin d'éliminer une partie de l'assymétrie souvent rencontrée dans les distributions de fréquence de dénombrement bactérien (LE BARON, 1989), limitante pour certaines méthodes de cartographie ou numériques.

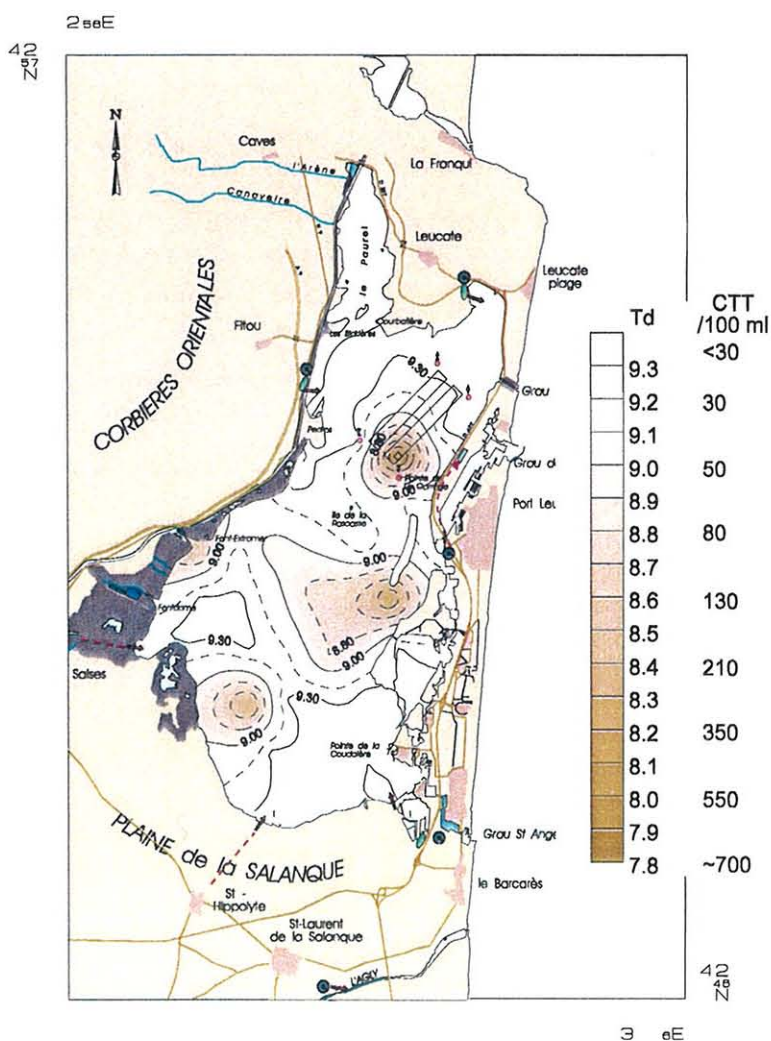


Figure 7 : Résultats de microbiologie du 11 juin 1996 - Extrapolation.

La carte des isoconcentrations met en évidence quatre îlots de traces de contamination : un centré sur le sud de la zone conchylicole, un centré sur le sud de l'île de la Corrège, un situé dans la partie sud-ouest de l'étang qui confirme les observations faites à l'issue de la campagne du 21 mai. Une dernière zone est située au débouché du ruisseau la Rigole reliant Font-Estramar à l'étang. Les partie nord et sud-est de l'étang se caractérisent ici par les concentrations les moins élevées.

Au cours de cette campagne la contamination différentielle interspécifique (huîtres / moules) est testée sur une dizaine de points répartis sur l'étang.

La contamination microbiologique exprimée en coliformes thermotolérants/100 ml ne suivant pas une loi normale, l'analyse de variance est réalisée, là encore, à partir des temps de détection.

Durant cet essai, les résultats ne montrent pas de différences de contamination statistiquement significative (ANOVA - test F - seuil de 5 % - test C d'homogénéité des variances), suivant que l'on utilise des huîtres (*Crassostrea gigas*) ou des moules (*Mytilus galloprovincialis*) pour localiser d'éventuelles pollutions bactériologiques..

II.1.2. Eau

* Campagne du 21 mai 1996

↳ Température de surface

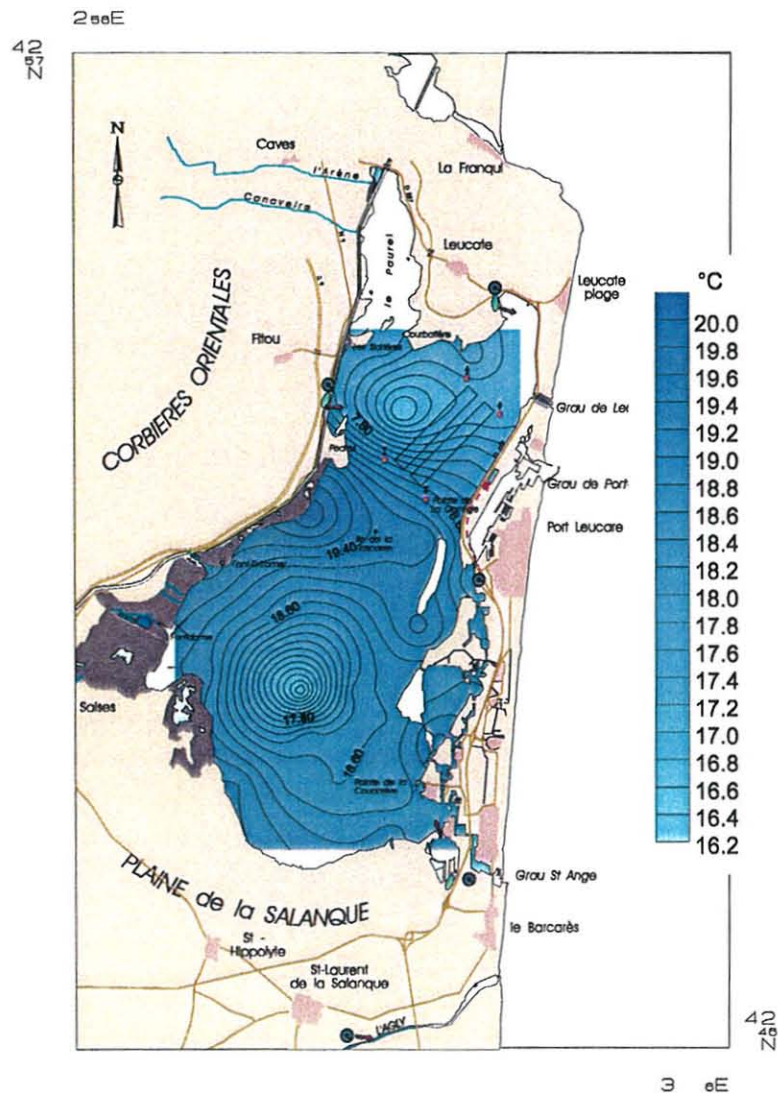


Figure 8 : Isothermes - campagne du 21 mai 1996

La figure 8 résume sous forme d'isothermes les valeurs enregistrées. Les deux bassins sont bien individualisés. Dans les deux cas, les zones les plus froides sont situées au centre à partir duquel un gradient croissant s'établit vers les berges et la ligne de hauts fonds séparant les deux cuvettes. Ces zones semblent correspondre aux zones les plus profondes (cf. vol. I).

Les eaux du bassin de Leucate sont globalement plus froides avec une moyenne de 18,3 °C (points 1 à 18). La température la plus élevée (20,2 °C) se rencontre à proximité du rivage est (point n°13). La plus faible valeur (16,5 °C) est enregistrée à l'ouest des parcs ostréicoles (point n°6).

Dans le bassin sud, un maximum de 19,6 °C a été relevé au débouché du ruisseau La Rigole, à l'ouest. Le minimum (16,2 °C) est situé au centre du bassin (point n°29). La moyenne est de 18,8 °C (points de 19 à 46) avec une amplitude thermique de 3,4 °C.

↳ Salinité de surface

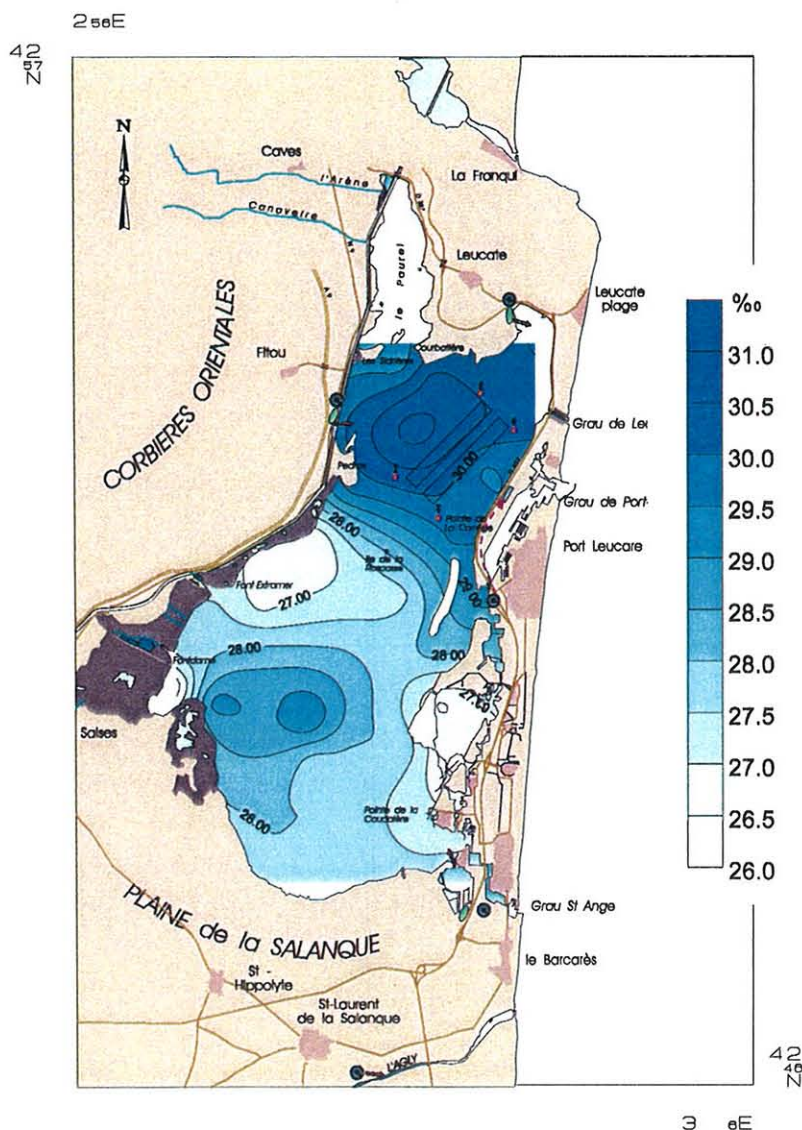


Figure 9 : Isohalines - campagne du 21 mai 1996

Les valeurs mesurées sont représentées sur la figure 9 en terme d'isohalines. Elles témoignent d'une salinité plus élevée au nord de l'étang dont le maximum (31,3 ‰) est localisé au centre du bassin de Leucate. Plus au sud, la salinité diminue selon un gradient nord-est - sud-ouest.

Les auréoles de plus basse salinité sont localisées au niveau des résurgences (Font-Dame et Font-Estramar) et de l'Anse de la Roquette (26,1 ‰) (point 32), à l'ouest ainsi que dans la zone des Dindilles (26,4 ‰) (points 27 et 37), côté est.

L'amplitude de cette série est de 5,2 ‰ (4,7 ‰ pour Leucate ; 3,1 ‰ pour Salses). La salinité moyenne de l'étang est de 28,5 ‰ avec une moyenne de 29,5 ‰ pour le bassin nord et de 27,7 ‰ pour le bassin sud (soit une différence de 1,78 ‰).

↳ Oxygène dissous

La figure 10 retraçant les courbes d'isopourcentages traduit, comme pour la température, l'existence de deux bassins. Elle est fortement similaire à la figure 8 relative aux températures.

De façon globale, les valeurs mesurées témoignent d'une bonne oxygénation des eaux puisque le pourcentage moyen de saturation en oxygène dissous est de l'ordre de 118 %. avec une amplitude de 61 %. D'autre part, les zones de plus faibles teneurs semblent correspondre aux zones les plus profondes et les plus froides, situées au centre de chaque bassin. Un gradient croissant circulaire s'établit du centre des bassins vers les zones de hauts fonds (berges et ligne séparant les deux cuvettes).

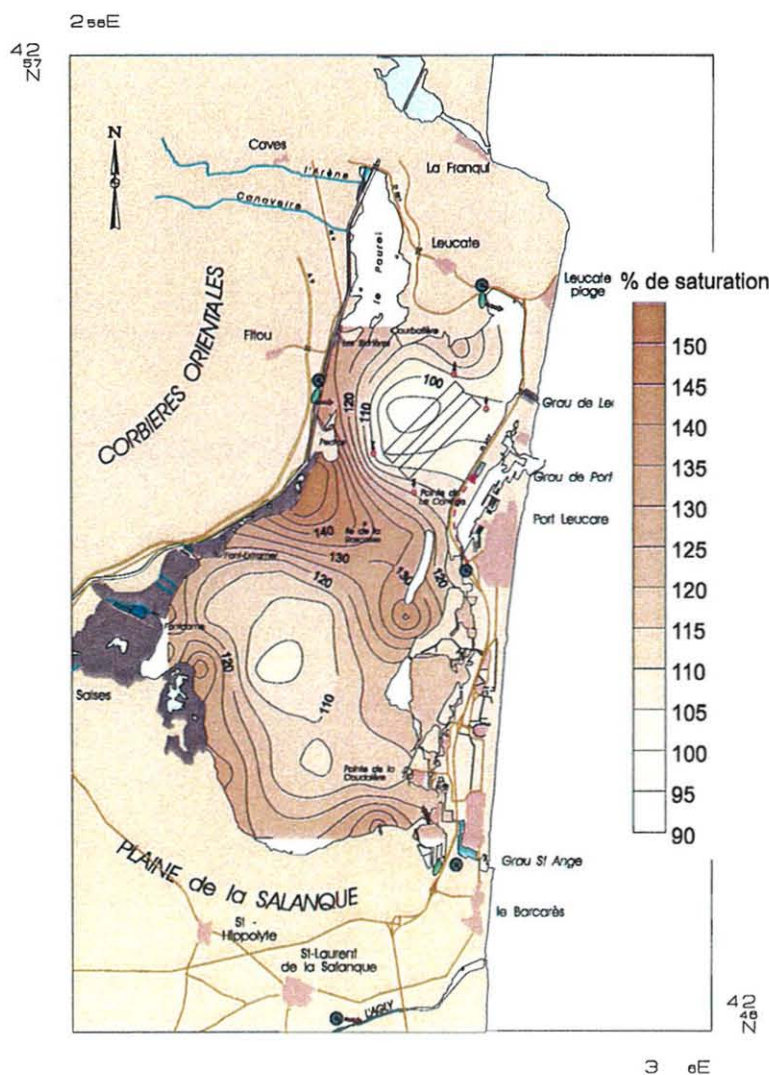


Figure 10 : Pourcentages de saturation en oxygène dissous.
Campagne du 21 mai 1996

Les eaux du bassin nord sont moins oxygénées que celles du bassin sud (avec un taux moyen de 116.5 % contre 118 % à Salses). Le taux le plus élevé dans cette partie, qui est aussi le plus fort de l'étang (154 % de saturation) se situe au point n°13, sur la rive ouest.

Le bassin sud se caractérise par un taux moyen de l'ordre de 118 %, un maximum de 142 % et un minimum de 103 %, soit une amplitude de 39 %.

↳ Turbidité

La turbidité, visualisée sur la figure 11 est assez variable sur l'ensemble de l'étang. La valeur maximale (15 NTU) est observée au niveau des parcs conchylicoles. La valeur minimale (1,6 NTU) est enregistrée dans la crique de l'Angle, au sud-est du bassin de Salses. La turbidité moyenne est de 6,1 NTU pour l'étang, 5,7 NTU pour Leucate et 6,4 NTU pour Salses. Les amplitudes sont respectivement de 13,4, 12,1 et 11,4 NTU. Malgré le tracé des isocourbes, il reste très délicat de définir des zones homogènes en turbidité. En effet, les "îlots" observés sont centrés autour d'une seule valeur élevée et ne semblent pas refléter un groupe de données homogènes.

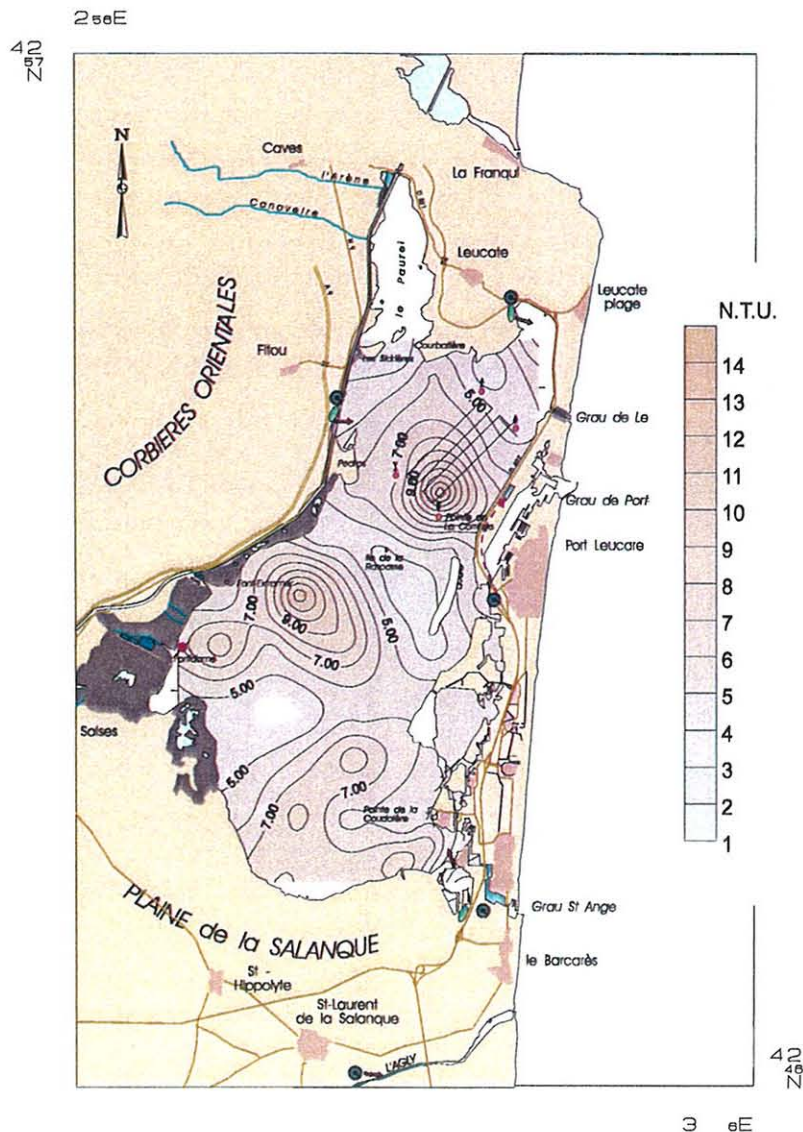


Figure 11 : Turbidité - campagne du 21 mai 1996

Chlorophylle

Les courbes d'isoteneurs en chlorophylle *a* sont représentées sur la figure 12. Cette carte témoigne d'une certaine homogénéité des valeurs sur l'ensemble de l'étang avec une teneur moyenne de 5,8 mg/m³. La valeur maximale (28,3 mg/m³) est relevée au point 37 dans la zone des Dindilles et se détache de façon très marquée des autres valeurs.

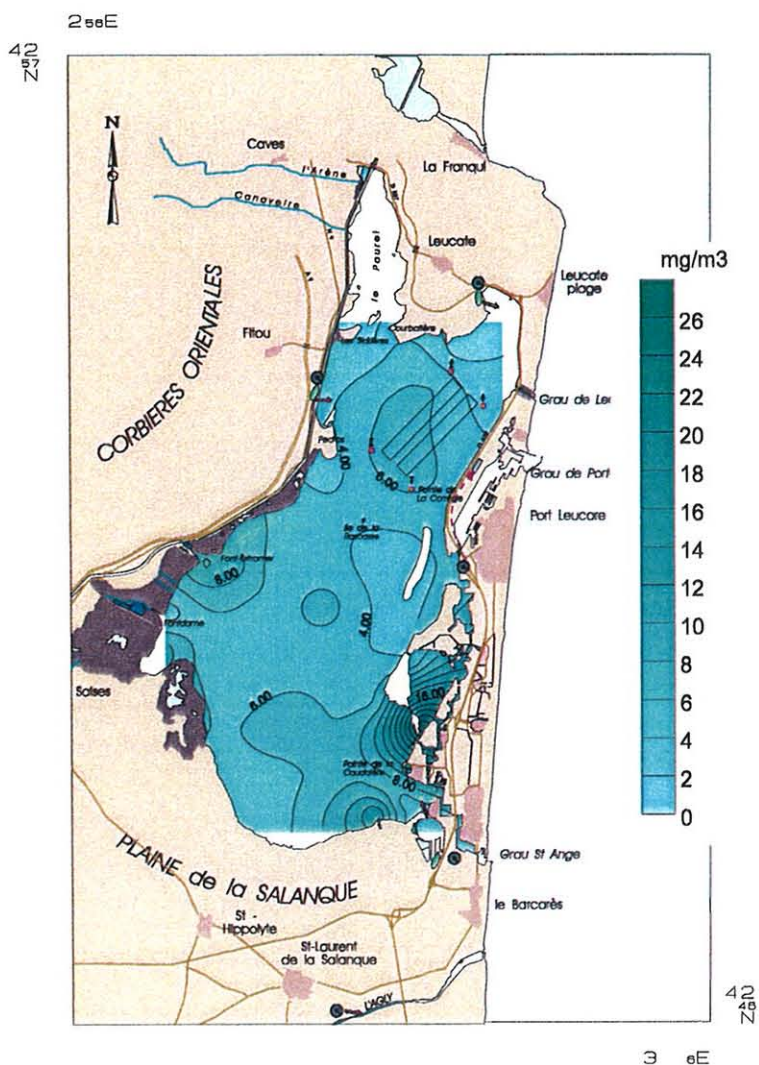


Figure 12 : Chlorophylle *a* - campagne du 21 mai 1996

Dans le bassin nord, la teneur la plus importante (7,5 mg/m³) est localisée en bordure nord-ouest de la zone conchylicole (point n°7). Le minimum (1,1 mg/m³) se situe complètement au nord du bassin (point n°2). La teneur moyenne est de 4,3 mg/m³ dans cette partie.

Dans le bassin de Salses, deux stations se démarquent avec des teneurs respectives de 10,4 et 14,4 mg/m³. Il s'agit des points 21, situé aux abords de Font-Estramar, et 45, près de la rive sud. Les teneurs les plus basses sont enregistrées dans la crique de l'Angle au point 46 (1,6 mg/m³) et au point 22, au sud-est et au débouché de Font-Dame (2,7 mg/m³).

* Campagne du 11 juin 96

↳ Température de surface

Les isothermes issus des données relevées lors de cette campagne font l'objet de la figure 13. Ils sont "organisés" suivant un gradient décroissant orienté nord-ouest - sud-est. L'individualisation des deux bassins est beaucoup moins nette que lors de la campagne précédente. Les eaux les plus chaudes sont situées le long de la berge ouest de l'étang. La moyenne des températures de l'étang pris dans sa globalité (24,7 °C) a augmenté de 6 °C par rapport à celle du mois de mai (18,6 °C). Le maximum de 27,2 °C est enregistré au débouché du ruisseau La Rigole (point 21), et dans l'anse de la Roquette (point 32), à l'ouest. Le minimum (22,8 °C) est relevé à l'entrée du grau de Port-Leucate. L'amplitude thermique globale est de 4,4 °C.

La moyenne des températures du bassin nord est de 24,6°C et, celle du bassin sud de 24,8 °C.

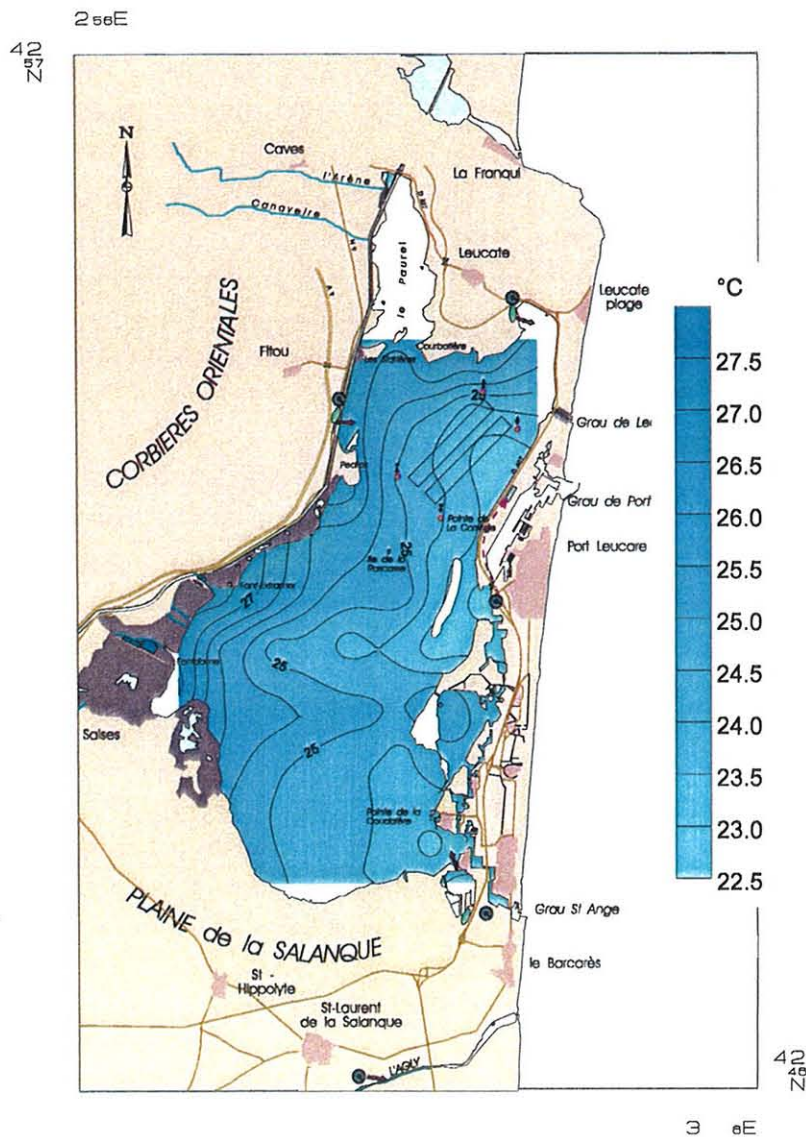


Figure 13 : Isothermes - campagne du 11 juin 1996

↳ Salinité de surface

Les isohalines correspondantes sont tracées sur la figure 14. Le gradient décroissant nord-est - sud-est est encore plus marqué que le 21 mai, traduisant parfaitement l'influence des eaux marines accédant à l'étang par les graus des conchyliculteurs et de Port-Leucate en période de vents de sud-est, ainsi que celle des apports d'eau douce par les résurgences situées au sud-ouest.

La moyenne des salinités de l'étang (29,5 ‰) est plus élevée d'environ 1 ‰ que lors de la campagne précédente. La partie nord affiche une salinité moyenne de 31,4 ‰, supérieure de 2 ‰ à celle du mois précédent avec une taux maximal (32,5 ‰) localisé à la pointe de la Coudalère, sur la rive nord (point n°3). La partie sud présente une moyenne de 28,3 ‰, plus élevée, elle aussi, que celle du mois de mai mais toujours inférieure à celle de Leucate, de façon plus marquée cette fois puisque l'écart atteint 3,1 ‰.

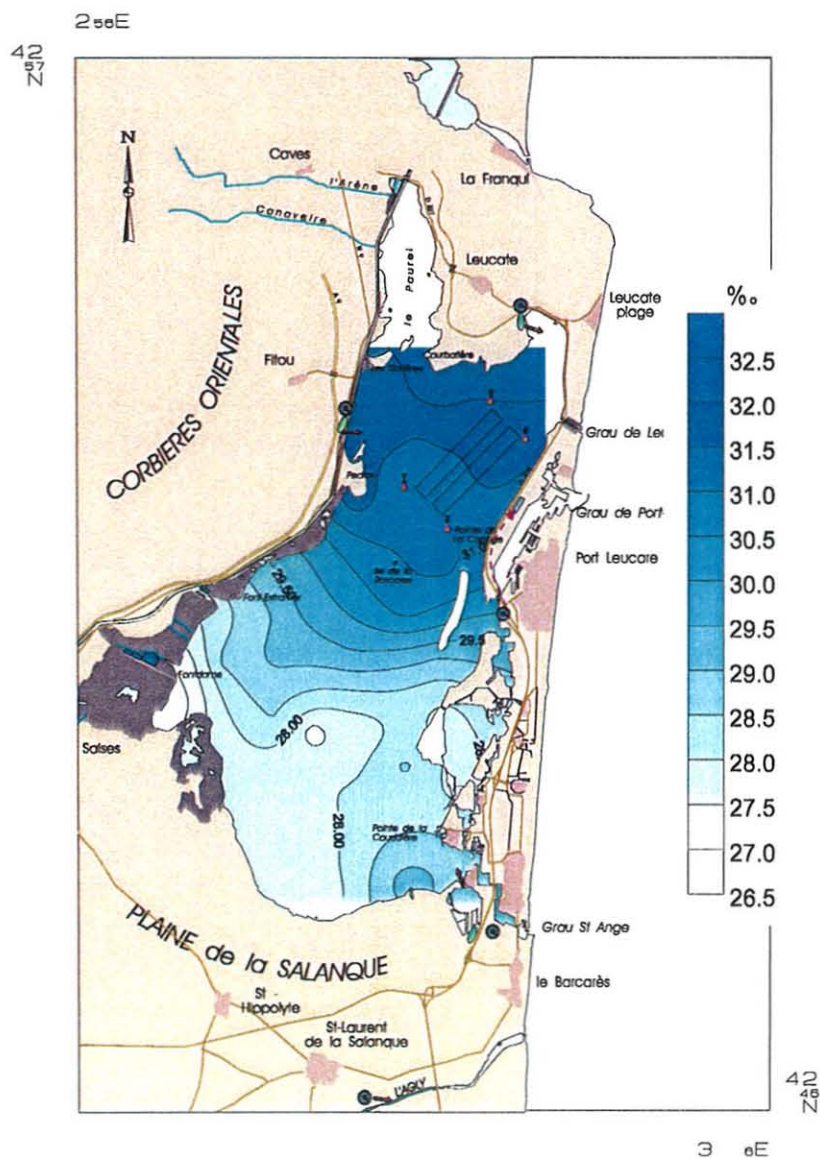


Figure 14 : Isohalines - campagne du 11 juin 1996

↳ Turbidité

La turbidité est presque deux fois moins importante que le mois précédent (moyenne étang: 3,5 NTU, moyenne Leucate : 3,1 NTU, moyenne Salses : 3,8 NTU). La valeur la plus importante (7,7 NTU) est située au point n° 35, dans le bassin sud et est, elle aussi, deux fois plus faible que celle de mai. La valeur la plus basse (1,7 NTU) enregistrée au nord de l'étang (point n° 4) est du même ordre que celle de mai. Il faut signaler que le jour du prélèvement, le plan d'eau était calme contrairement à la campagne précédente durant laquelle un fort vent était établi. Là encore, il est difficile de différencier des zones de façon significative (fig. 15). Cependant les valeurs semblent plus homogènes que le mois précédent (amplitude moins élevée : 6 NTU).

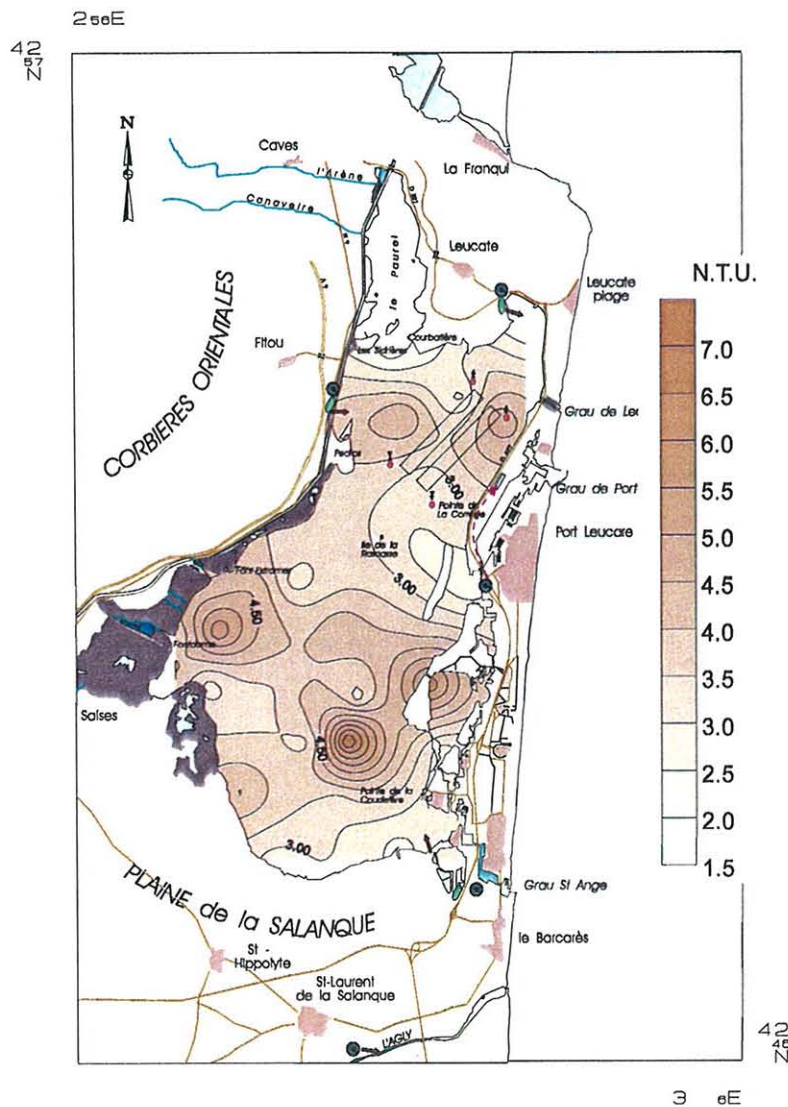


Figure 15 : Turbidité - campagne du 11 juin 1996

↳ Chlorophylle

La figure 16 indique la présence d'un gradient de chlorophylle *a* croissant, du nord vers le sud. Si les moyennes de l'étang et du bassin de Salses n'ont pas beaucoup varié (5,2 et 6,9 mg/m³), en revanche celle du bassin nord a chuté quasiment de moitié (2,5 mg/m³). De manière globale, les concentrations en chlorophylle dans le bassin de Salses sont supérieures à celles mesurées dans le bassin de Leucate.

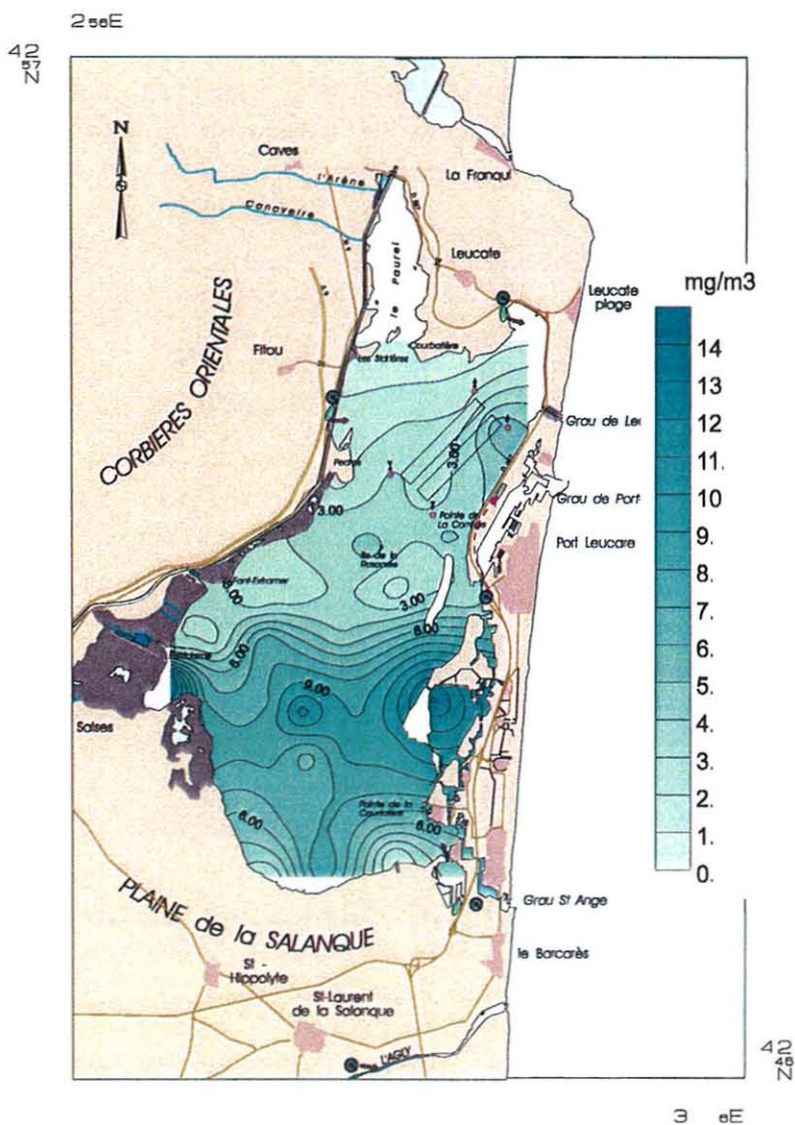


Figure 16 : Chlorophylle *a* - campagne du 11 juin 1996

Les valeurs les plus fortes sont répertoriées dans l'Anse de la Roquette (point n°32 : 14,7 mg/m³) et dans la zone des Dindilles (point n°37 : 14,4 mg/m³). Les plus faibles (de 0,5 à 1,1 mg/m³) sont localisées le long de la rive nord de l'étang (points n°1,2,3,4). Il faut noter qu'à l'extrême sud-est de l'étang, les teneurs en chlorophylle *a* sont basses (1,6 mg/m³ pour le point n°45) par rapport à la moyenne du bassin sud.

II.2. Eléments nutritifs

II.2.1. Campagne du 14 mai 1996

Azote minéral dissous

N-NO_3^- (fig. 17)

Les teneurs en azote nitrique des eaux des résurgences sont supérieures aux autres teneurs mesurées par ailleurs (fig. 17), avec 46,8 $\mu\text{mol/l}$ pour Font-Dame et 50,4 $\mu\text{mol/l}$ pour Font-Estramar.

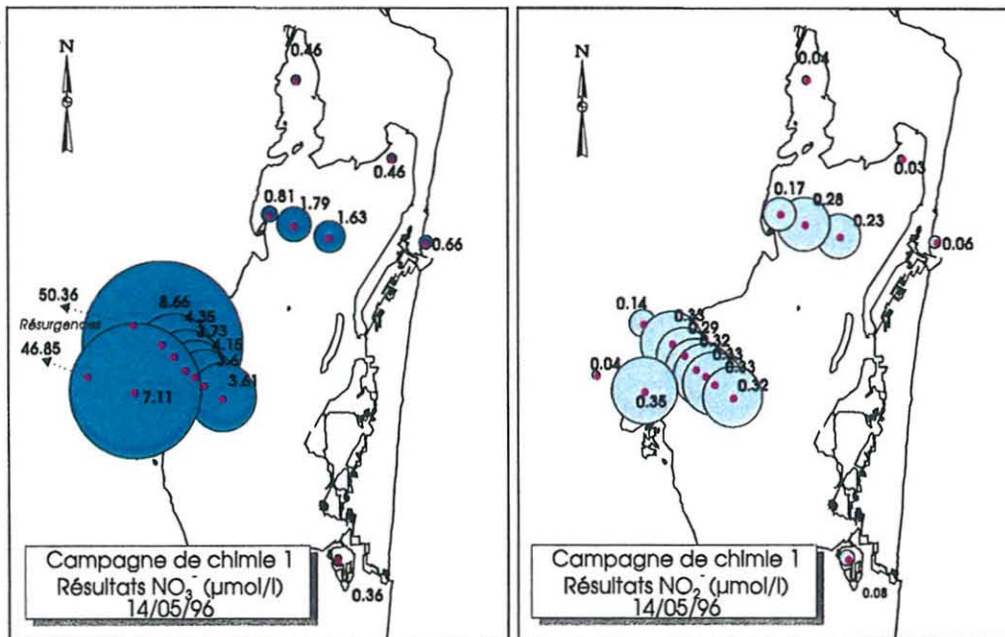


Figure 17 : Azote nitrique et nitreux - campagne du 14 mai 1996

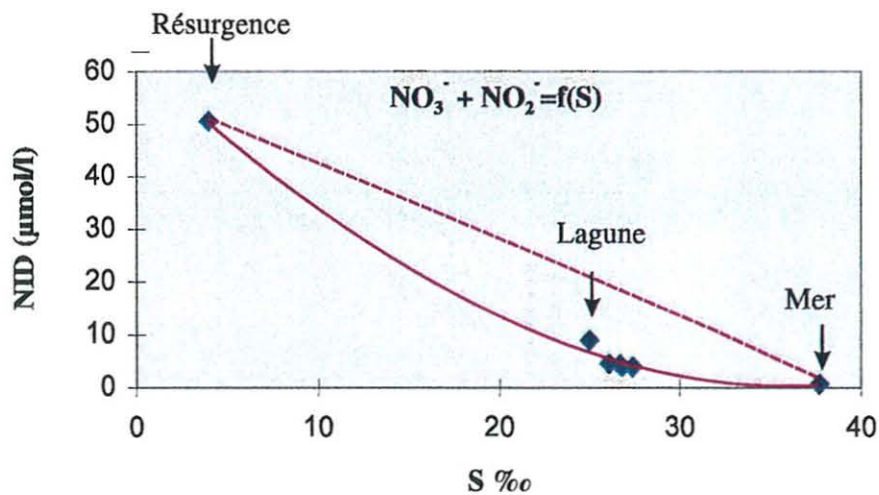


Figure 18 : Gradient de dilution résurgence-mer des formes oxydées de l'azote minéral.

La radiale effectuée à partir de la résurgence de Font-Estramar (fig. 18) montre un gradient de dilution vers le centre du bassin sud et la mer (de 50 à 0,06 $\mu\text{mol/l}$).

Les concentrations mesurées en mer et dans le nord de l'étang sont inférieures à celles du bassin de Salses (< 2 $\mu\text{mol/l}$).

Enfin, il faut noter la très faible concentration en (N-NO_3^-) des eaux de la crique de l'Angle (point n°16).

↳ N-NO_2^- (fig. 17)

Les concentrations en azote nitreux sont de l'ordre de 0,3 $\mu\text{mol/l}$ pour les stations situées dans le bassin sud, et inférieures à 0,3 $\mu\text{mol/l}$ dans le bassin nord. Les eaux des résurgences, de la crique de l'Angle, de la mer et de l'Anse du Paurel présentent des teneurs quasiment toutes inférieures à 0,1 $\mu\text{mol/l}$.

↳ N-NH_4^+ (fig. 19)

Les teneurs en (N-NH_4^+) en amont des piscicultures, c'est-à-dire au niveau des résurgences de Font-Estramar et de Font-Dame, sont de l'ordre de 0,3 $\mu\text{mol/l}$. Les concentrations enregistrées pour les points n° 8 et 9, en aval des piscicultures, sont les plus élevées : 3,5 $\mu\text{mol/l}$ pour Font-Estramar et 2 $\mu\text{mol/l}$ pour Font-Dame.

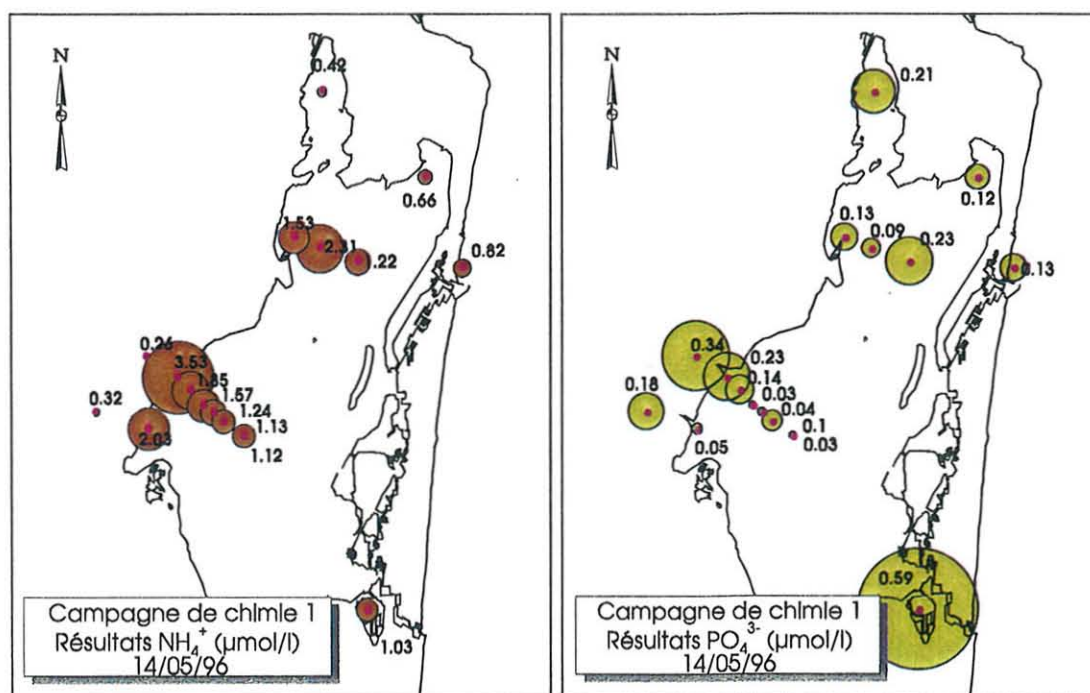


Figure 19 : Azote ammoniacal (N-NH_4^+) et phosphate PO_4^{3-}
Campagne du 14 mai 1996

Un "gradient de dilution" apparaît sur la radiale allant de Font-Estramar au centre de l'étang où la concentration en azote ammoniacal est de 1,1 $\mu\text{mol/l}$ (fig. 20).

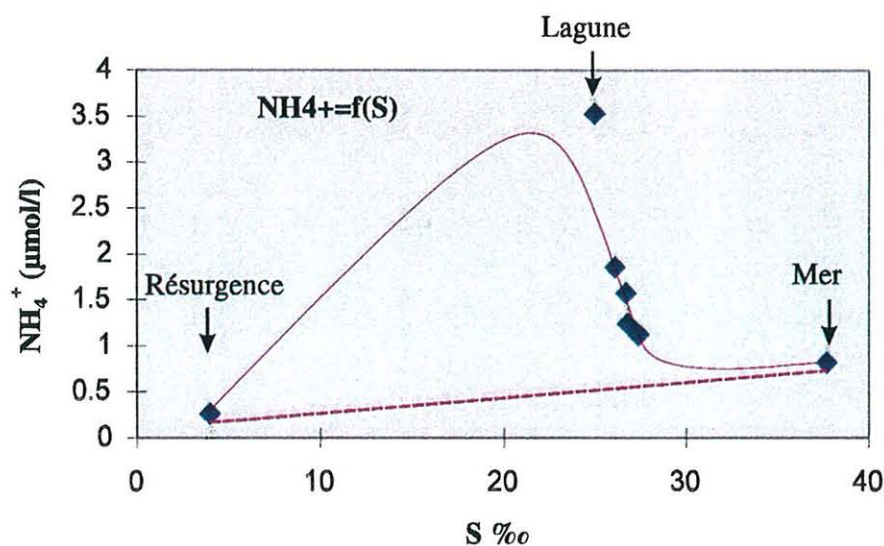


Figure 20 : Gradient de dilution résurgence-mer de l'azote ammoniacal.

Les valeurs observées dans le nord de l'étang sont variables. Elles vont de 0,4 $\mu\text{mol/l}$, au niveau de l'anse de Paurel, à 2,3 $\mu\text{mol/l}$ dans le bassin de Leucate. La teneur dans l'eau de mer est une des plus faible (0,8 $\mu\text{mol/l}$) mais paraît néanmoins assez fort pour la Méditerranée *

Phosphore minéral dissous

↳ Orthophosphates (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- (fig. 19))

Les teneurs des points situés dans l'Anse du Paurel, dans la zone conchylicole et au niveau de la résurgence de Font-Estramar affichent des valeurs parmi les plus élevées, toutes supérieures à 0,2 $\mu\text{mol/l}$. Elles restent cependant inférieures à celle rencontrées dans la crique de l'Angle, au sud-est. En effet, un maximum de 0,6 $\mu\text{mol/l}$ y est relevé.

Les teneurs enregistrées dans le bassin nord, exception faite de la zone conchylicole, sont du même ordre qu'en mer (environ 0,1 $\mu\text{mol/l}$).

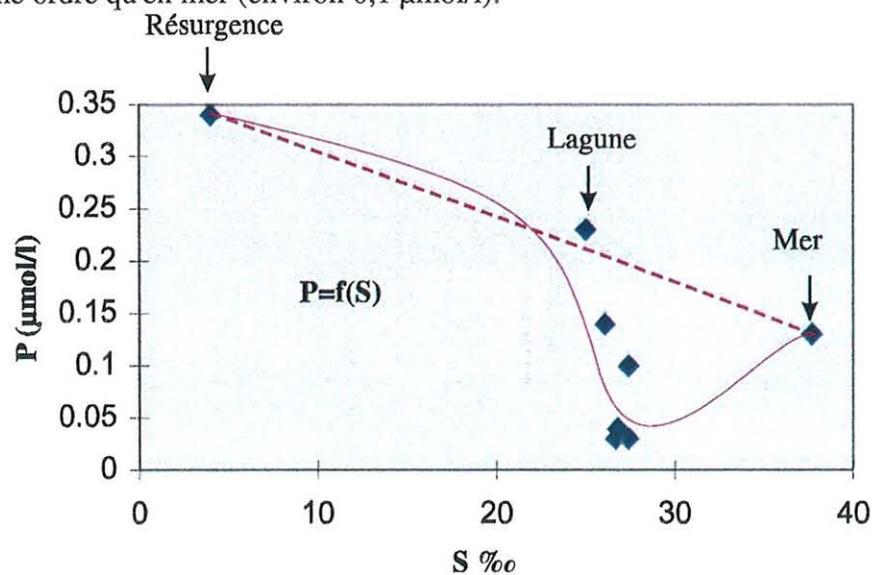


Figure 21 : Gradient de dilution résurgence-mer du phosphate

* Valeur élevée pour la Méditerranée (RNO, 1987)

Par contre, les eaux du bassin sud se distinguent par des teneurs très faibles ($\leq 0,05 \mu\text{mol/l}$) sauf au niveau des stations n°8 et 9, situées sur la radiale Font-Estramar-étang-mer et proches du débouché de la Rigole dans l'étang. Leurs concentrations en PO_4^{3-} respectives sont de $0,2 \mu\text{mol/l}$ (identique aux parcs ostréicoles) et $0,1 \mu\text{mol/l}$ (fig. 21).

Azote et Phosphore organiques dissous (MOD (fig. 23))*

↳ - *NOD* : De façon globale, les teneurs en azote organique dissous sont supérieures aux teneurs en azote inorganique dissous ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$), même si le phénomène est moins marqué pour la résurgence de Font-Dame.

Les trois entités résurgences, étang et mer sont bien individualisées à la vue de ce paramètre. Les eaux de l'étang présentent des concentrations relativement homogènes sur toutes les stations de mesure (entre 20 et $30 \mu\text{mol/l}$), inférieures à celle des eaux de Font-Dame ($68 \mu\text{mol/l}$) mais supérieures à celle des eaux de mer ($12,8 \mu\text{mol/l}$)** Ces observations concordent avec l'idée que les eaux de l'étang sont la résultante du mélange des eaux douces continentales et des eaux marines (fig.22).

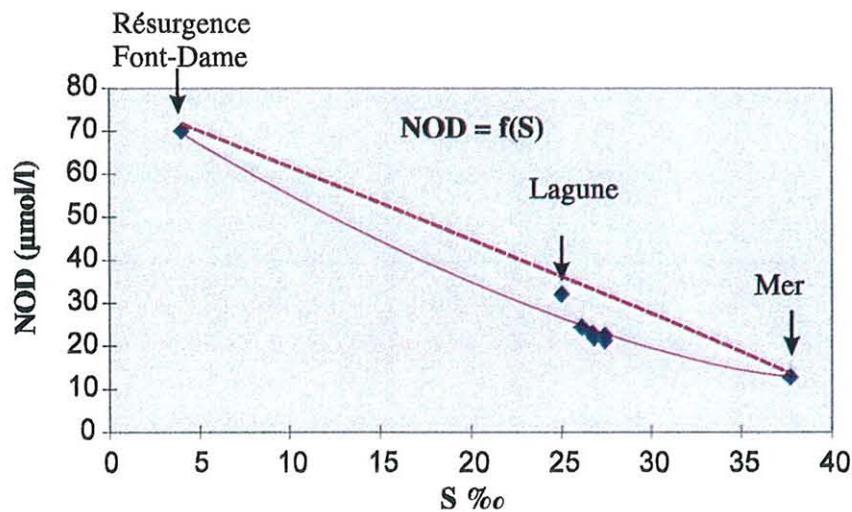


Figure 22 : gradient de dilution résurgence-mer de l'azote organique dissous.

↳ *POD* : Là encore les valeurs observées montrent une prépondérance de la forme organique.

Les eaux de la crique de l'Angle affichent, comme pour la forme inorganique, la teneur la plus élevée ($1,4 \mu\text{mol/l}$). Le minimum est localisé en mer ($0,2 \mu\text{mol/l}$). Les teneurs dans l'étang sont globalement comprises entre $0,3$ et $0,8 \mu\text{mol/l}$.

* Pour des raisons techniques, les teneurs en NOD et POD de la résurgence de Font-Estramar n'ont pu être mesurées lors de cette campagne.

** Valeur élevée pour la Méditerranée (RNO, 1987)

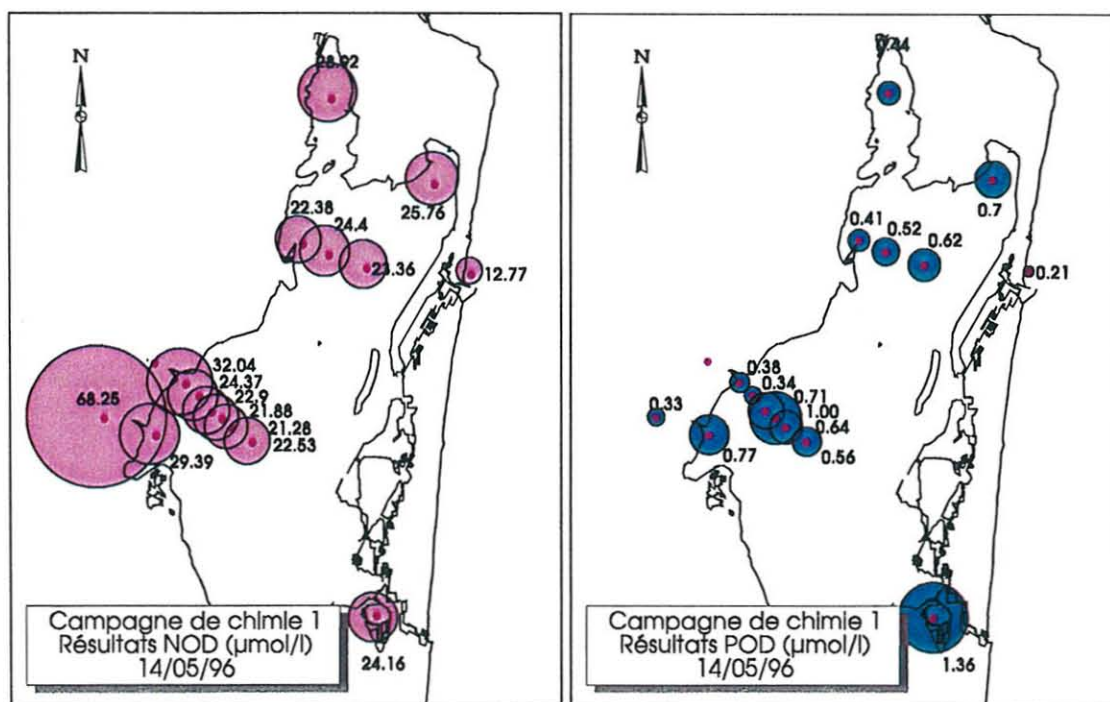


Figure 23 : Azote et phosphore organiques dissous. Campagne du 14 mai 1996

Silicium dissous

↳ $\text{Si}(\text{OH})_4$ (fig. 24)

Les résurgences présentent des concentrations en silicate beaucoup plus importantes que celles des autres stations (Font-Estramar : $100 \mu\text{mol/l}$; Font-Dame : $132 \mu\text{mol/l}$).

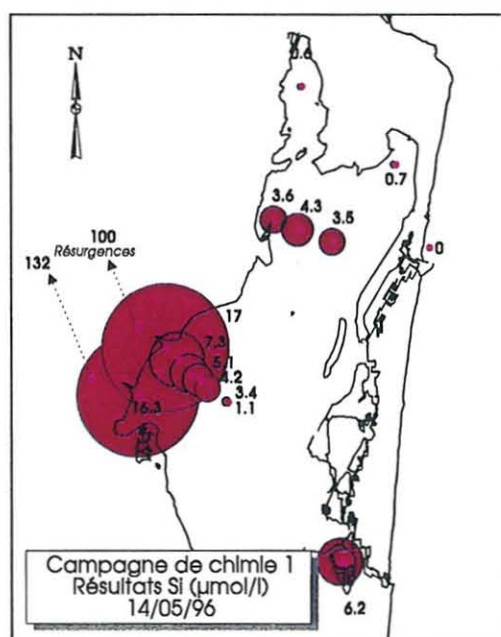


Figure 24 : Silicate - campagne du 14 mai 1996

Les teneurs dans l'étang sont situées entre 3 et $5 \mu\text{mol/l}$, sauf aux abords des résurgences (environ $16 \mu\text{mol/l}$) et à l'extrême nord de l'étang (Anse du Paurel et station n°1 : $< 0,7 \mu\text{mol/l}$). Il faut noter le très faible niveau de silicate en mer ($<$ seuil de détection de la

méthode : 0,1 $\mu\text{mol/l}$). Comme pour le NOD, la notion de mélange des eaux douces et marines apparaît ici (fig. 25).

L'examen des valeurs mesurées sur la radiale Font-Estramar-étang, montre un gradient de dilution très marqué de $\sim 17 \mu\text{mol/l}$ au niveau de la Rigole à $\sim 1 \mu\text{mol/l}$ au centre de l'étang.

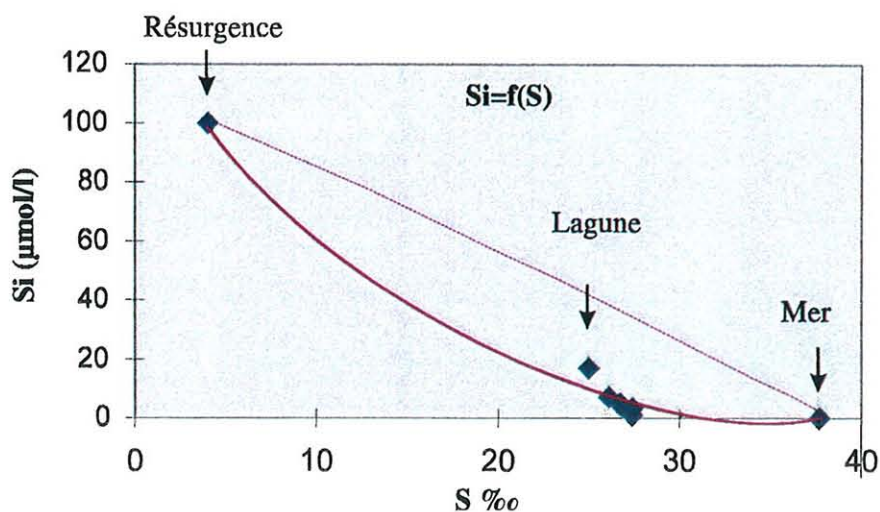


Figure 25 : Gradient de dilution résurgence-mer du silicium

L'exploitation de l'ensemble des résultats précédents a permis d'établir le tableau 2 :

PARAMETRE	Résurgence Font-Estramar	Résurgence Font-Dame	Etang Bassin sud	Etang Bassin nord	Anse du Paurel	Mer
Azote inorganique dissous	50,76 $\mu\text{mol/l}$	47,21 $\mu\text{mol/l}$	5,05 $\mu\text{mol/l}$	3,08 $\mu\text{mol/l}$	0,92 $\mu\text{mol/l}$	1,54 $\mu\text{mol/l}$
Phosphore inorganique dissous	0,34 $\mu\text{mol/l}$	0,18 $\mu\text{mol/l}$	0,03 $\mu\text{mol/l}$	0,23 $\mu\text{mol/l}$	0,21 $\mu\text{mol/l}$	0,13 $\mu\text{mol/l}$
Rapport N/P	149	262	168	13	4	12
Silicium	100 $\mu\text{mol/l}$	132,3 $\mu\text{mol/l}$	1,12 $\mu\text{mol/l}$	3,53 $\mu\text{mol/l}$	0,57 $\mu\text{mol/l}$	< 0,1 $\mu\text{mol/l}$
Rapport Si/N	1,97	2,8	0,22	1,15	0,62	< 0,06 $\mu\text{mol/l}$
Azote total dissous	-	115,46 $\mu\text{mol/l}$	27,58 $\mu\text{mol/l}$	26,44 $\mu\text{mol/l}$	29,84 $\mu\text{mol/l}$	14,3 $\mu\text{mol/l}$
Phosphore total dissous	-	0,51 $\mu\text{mol/l}$	0,59 $\mu\text{mol/l}$	0,85 $\mu\text{mol/l}$	0,65 $\mu\text{mol/l}$	0,34 $\mu\text{mol/l}$

Tableau 2 : Sels nutritifs - Exploitation des résultats du 14 mai 1996.

Dans un système non perturbé, l'assimilation de l'azote, du phosphore et de la silice se fait dans les proportions de la matière organique phytoplanctonique, soit, en moyenne, $N/P = 16/1$ et $Si/N = 1/1$ (REDFIELD *et al.*, 1963).

L'examen du rapport N/P des eaux du bassin de Salses, largement supérieurs à 16, montre que le phosphore serait donc, à cette date, le paramètre limitant de la capacité de production de cette partie de la lagune. Par contre, en mer et dans le bassin nord, ce rapport apparaît proche de l'équilibre. Dans le cas de l'anse du Paurel et de la crique de l'Angle, avec des rapports N/P bien inférieurs à 16 (4 et 2), c'est l'azote qui serait limitant.

De même, l'examen des rapports Si/N montre que la tendance semble être à une limitation par:

- le silicium (pour les diatomées) dans le bassin sud, l'Anse du Paurel et en mer (Si/N <1),
- l'azote pour le bassin nord (Si/N >1).

Par contre, dans la mesure où les formes organiques de l'azote et du phosphore seraient également rapidement « mobilisables », c'est le phosphore et le silicium qui deviendraient, dans ce cas et à cette époque, limitants pour ces différents écosystèmes.

En ce qui concerne l'azote total, on remarque la richesse de l'eau des résurgences (> 100 $\mu\text{mol/l}$), les teneurs moindres des eaux marines (14 $\mu\text{mol/l}$) et le caractère intermédiaire des eaux de l'étang (entre 25 et 30 $\mu\text{mol/l}$).

Pour le phosphore total, les eaux de l'étang présentent les plus fortes valeurs (0,6 à 0,8 $\mu\text{mol/l}$) avec un maximum dans le bassin de Leucate. Les eaux marines présentent la teneur la plus faible (0,3 $\mu\text{mol/l}$). Les eaux des résurgences occupent une position intermédiaire (~ 0,5 $\mu\text{mol/l}$).

Autres paramètres : (cf. Annexes)

↳ Température

Les températures relevées dans l'étang et au niveau des résurgences oscillent entre 15 °C et 17 °C, avec un minimum de 14,5 °C dans la zone conchylicole. L'eau de mer est plus froide avec 12,7 °C.

↳ Salinité

La salinité de l'étang varie entre 25 et 29 ‰. Les valeurs enregistrées dans le bassin sud sont inférieures de 1 à 2 ‰ à celles relevées dans le bassin nord.

Une salinité plus importante est relevée en mer : 37,7 ‰. A l'inverse, au niveau des résurgences de Font-Dame et de Font-Estramar les valeurs sont respectivement de 2,1 et 4,0 ‰.

La salinité augmente régulièrement sur la ligne allant de Font-Estramar au centre de l'étang. Ces observations traduisent, une nouvelle fois, le caractère intermédiaire des eaux de l'étang entre les eaux douces et les eaux marines.

↳ Oxygène dissous

Les eaux des résurgences de Font-Estramar et de Font-Dame ont des teneurs en oxygène dissous bien au-dessous du seuil de saturation (75 % de la saturation pour la première et 66 % pour la seconde).

Les valeurs relevées dans l'étang sont de l'ordre de ~ 100-110 %. La station près de Fitou se détache des autres avec 184% de saturation (forte production primaire !).

Lors de cette campagne les teneurs en oxygène dissous ont été déterminées sur le terrain au moyen d'une sonde et au laboratoire par la méthode de Winkler. Si ce n'est pour trois points, les valeurs mesurées par la sonde correspondent à celles mesurées au laboratoire (cf. annexes).

Ces résultats concordent avec ceux de la campagne du 21 mai (cf. § II.1.2).

II.2.2. Campagne du 6 juin 1996 :

Azote minéral dissous

↳ $N-NO_3^-$ (fig. 25)

Les résurgences affichent une certaine constance dans leurs teneurs en azote nitrique avec 56,8 $\mu\text{mol/l}$ à Font-Estramar et 48,3 $\mu\text{mol/l}$ à Font-Dame. Ces valeurs sont encore bien supérieures aux autres valeurs de l'étang, qui oscillent entre 0,1 $\mu\text{mol/l}$ près de Fitou et $\sim 7 \mu\text{mol/l}$ à l'arrivée des eaux de Font-Estramar dans l'étang. La mer est à 0,2 $\mu\text{mol/l}$.

De façon globale, les teneurs enregistrées le 6 juin sont inférieures aux précédentes, sauf pour la station située près de Leucate (point n°2).

Le gradient de dilution sur la radiale Font-Estramar-étang demeure (~ 7 à 0,2 $\mu\text{mol/l}$) (fig. 26).

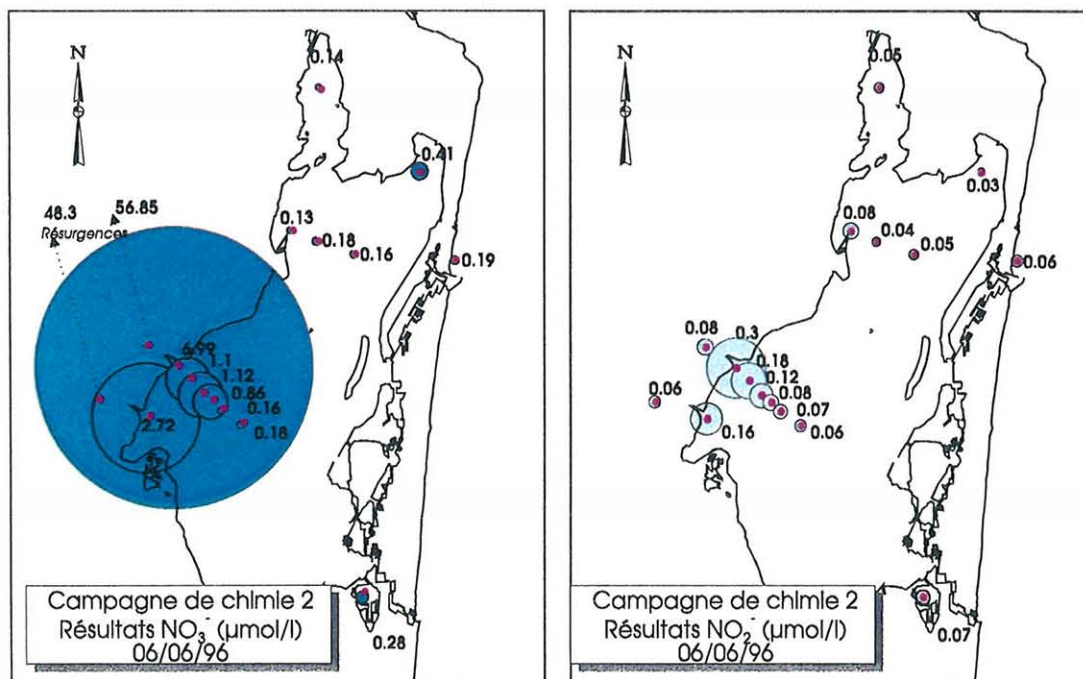


Figure 25 : Azote nitrique et nitreux - campagne du 6 juin 1996

↳ $N-NO_2^-$ (fig. 25)

Les teneurs relevées sont presque toutes inférieures à 0,1 $\mu\text{mol/l}$, sauf aux débouchés de la Rigole et du ruisseau de Font-Dame (stations 8 et 15) où elles atteignent respectivement 0,3 et 0,16 $\mu\text{mol/l}$. Les données enregistrées sur la radiale Font-Estramar-étang s'organisent suivant un gradient de dilution (0,3 à 0,06 $\mu\text{mol/l}$).

Les valeurs dans les eaux des bassins nord et sud et de la résurgence de Font-Estramar sont très inférieures à celles du 14 mai. Partout ailleurs (mer, Anse du Paurel, sud de Leucate, crique de l'Angle et Font-Dame), une certaine constance est observée.

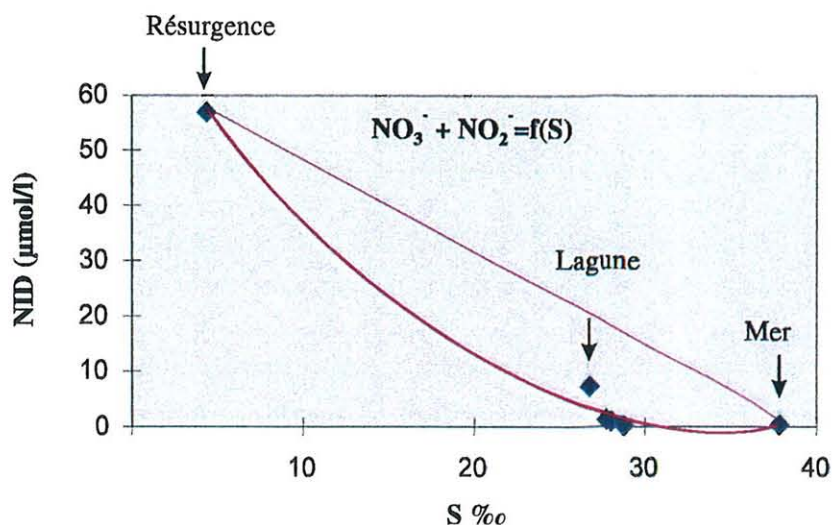


Figure 26 : Gradient de dilution résurgence-mer des formes oxydées de l'azote minéral

NH_4^+ (fig. 27)

Les concentrations les plus élevées ($\geq 2,5 \mu\text{mol/l}$) correspondent aux stations situées près de Fitou et aux débouchés de la Rigole et de Font-Dame.

Contrairement à la campagne précédente, Les teneurs relevées dans le bassin nord sont homogènes (0,4 à 0,5 $\mu\text{mol/l}$),.

Les teneurs des eaux des résurgences et de mer sont semblables à celles relevées le 14 mai.*

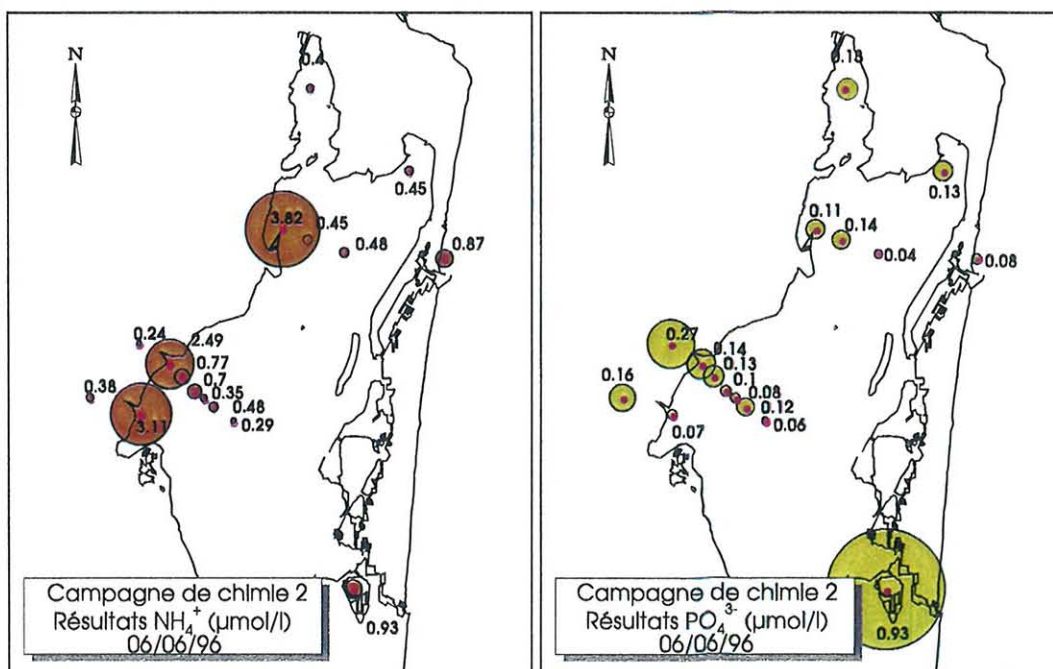


Figure 27 : Azote ammoniacal ($N-NH_4^+$) et phosphate PO_4^{3-}
Campagne du 6 juin 1996

* Valeur élevée pour la Méditerranée (RNO, 1987)

Dans le bassin de Salses, le gradient de dilution observé le 14 mai demeure, mais les concentrations sont globalement plus faibles que les précédentes (fig. 28).

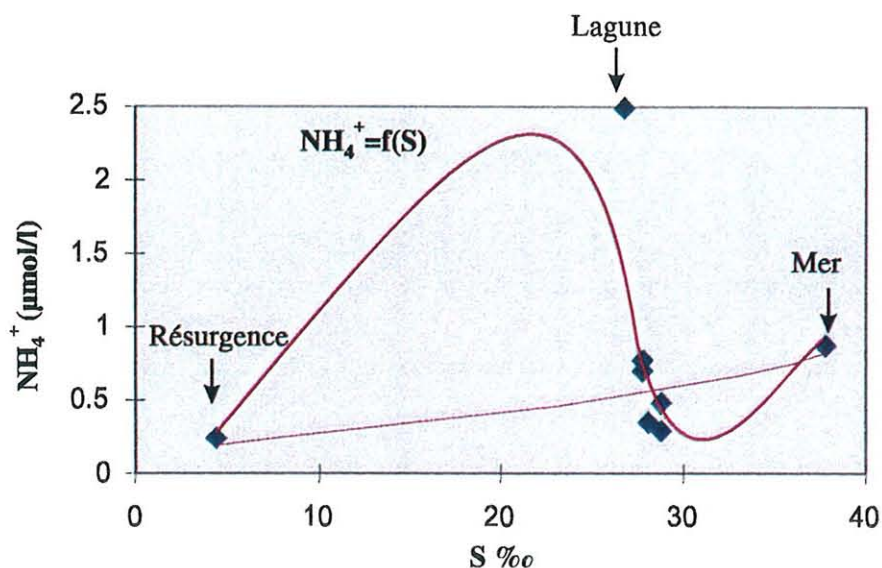


Figure 28 : Gradient de dilution résurgence-mer de l'azote ammoniacal.

Phosphore minéral dissous

↳ Orthophosphates (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-) (fig. 27)

Les concentrations observées sont semblables à celles relevées lors de la campagne précédente, excepté dans la zone conchylicole où la teneur en phosphates passe de 0,2 à 0,04 $\mu\text{mol/l}$.

Les valeurs les plus fortes correspondent aux résurgences avec 0,27 $\mu\text{mol/l}$ pour Font-Estramar et 0,16 $\mu\text{mol/l}$ pour Font-Dame et surtout la crique de l'Angle qui affiche 0,93 $\mu\text{mol/l}$. Les autres teneurs sont comparables à celles enregistrées en mer ($\sim 0,1$ $\mu\text{mol/l}$).

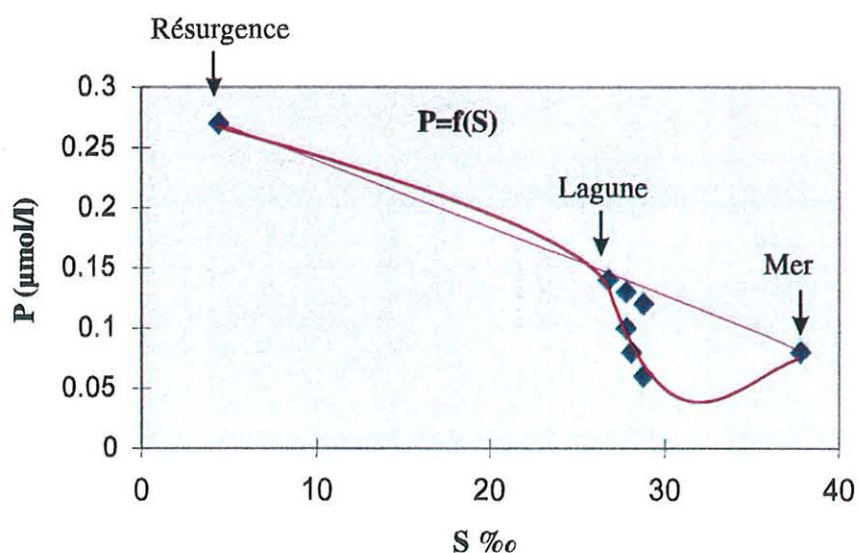


Figure 29 : Gradient de dilution résurgence-mer du phosphate.

Azote et Phosphore organiques dissous (MOD (fig. 30))

↳ - *NOD* : Comme précédemment, les concentrations en azote organique dissous sont bien supérieures aux concentrations en azote inorganique dissous. Le phénomène est moins marqué pour les deux résurgences.

Les résultats de cette campagne ne permettent pas une aussi bonne individualisation des trois entités : résurgences, étang, mer. En effet, la teneur en NOD des eaux marines a augmenté de 12,7 $\mu\text{mol/l}$ à 20,6 $\mu\text{mol/l}$ (présence d'un rejet à proximité ?). Parallèlement à cela, celles des eaux de l'étang ont légèrement diminué. Ainsi, la séparation de ces deux milieux n'est plus aussi évidente.

Néanmoins, la prédominance des teneurs des eaux douces demeure et l'existence d'un gradient décroissant des teneurs en NOD sur la radiale Font-Estramar-étang de Salses traduit la dilution de cet élément dans les eaux de l'étang (fig. 31).

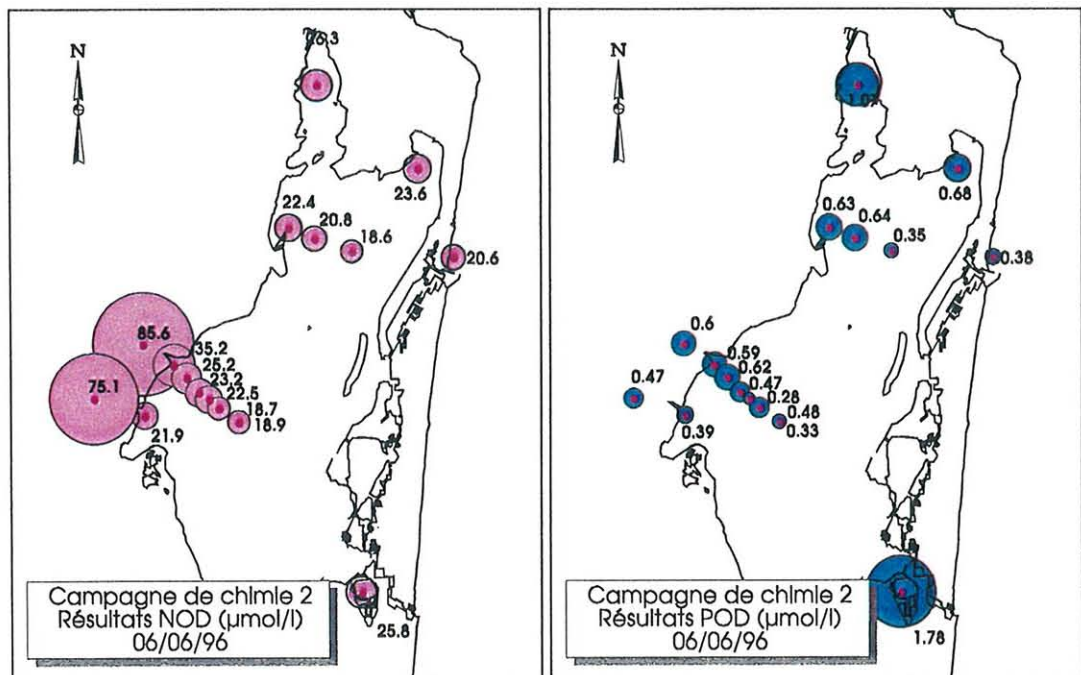


Figure 30 : Azote et phosphore organiques dissous
Campagne du 6 juin 1996

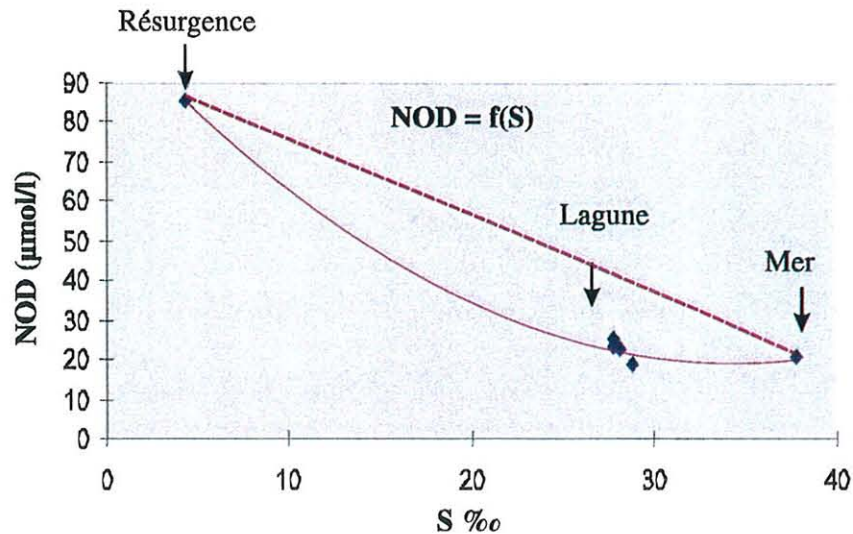


Figure 31 : Gradient de dilution résurgence-mer de l'azote organique dissous.

↳ - *POD* : La prédominance de la forme organique sur la forme inorganique est encore observée ici.

La concentration la plus importante est enregistrée une nouvelle fois dans la crique de l'Angle avec $1,8 \mu\text{mol/l}$. Une teneur de $1,1 \mu\text{mol/l}$ est mesurée dans l'Anse du Paurel. Les autres concentrations sont comprises entre $0,3$ et $0,7 \mu\text{mol/l}$. Les concentrations minimales correspondent aux points situés au centre des deux bassins (fig. 30).

Silicium dissous

↳ Si(OH)_4 (fig. 32)

Le profil observé est similaire à celui de la campagne précédente avec des teneurs comparables, quoique légèrement inférieures dans l'étang. Les trois entités s'identifient très clairement. Ainsi, on note la richesse des eaux des résurgences ($> 110 \mu\text{mol/l}$), la pauvreté des eaux marines ($<$ seuil de détection de la méthode : $0,1 \mu\text{mol/l}$) et le caractère encore une fois intermédiaire des eaux de l'étang.

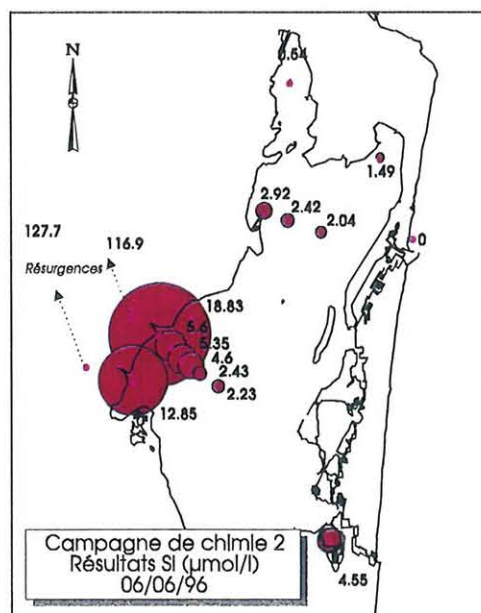


Figure 32 : Silicate - campagne du 6 juin 1996

L'exploitation de l'ensemble de ces résultats a permis d'établir le tableau 3.

PARAMETRE	Résurgence Font-Estramar	Résurgence Font-Dame	Etang Bassin sud	Etang Bassin nord	Anse du Paurel	Mer
Azote inorganique dissous	57,17 $\mu\text{mol/l}$	48,74 $\mu\text{mol/l}$	0,53 $\mu\text{mol/l}$	1,01 $\mu\text{mol/l}$	0,59 $\mu\text{mol/l}$	1,12 $\mu\text{mol/l}$
Phosphore inorganique dissous	0,27 $\mu\text{mol/l}$	0,16 $\mu\text{mol/l}$	0,06 $\mu\text{mol/l}$	0,04 $\mu\text{mol/l}$	0,13 $\mu\text{mol/l}$	0,08 $\mu\text{mol/l}$
Rapport N/P	212	305	9	25	4	14
Silicium	116,9 $\mu\text{mol/l}$	127,7 $\mu\text{mol/l}$	2,23 $\mu\text{mol/l}$	2,04 $\mu\text{mol/l}$	0,54 $\mu\text{mol/l}$	< 0,1 $\mu\text{mol/l}$
Rapport Si/N	2,04	2,62	4,21	2,02	0,91	< 0,09 $\mu\text{mol/l}$
Azote total dissous	142,77 $\mu\text{mol/l}$	123,84 $\mu\text{mol/l}$	19,42 $\mu\text{mol/l}$	19,58 $\mu\text{mol/l}$	26,85 $\mu\text{mol/l}$	21,73 $\mu\text{mol/l}$
Phosphore total dissous	0,87 $\mu\text{mol/l}$	0,63 $\mu\text{mol/l}$	0,39 $\mu\text{mol/l}$	0,39 $\mu\text{mol/l}$	1,2 $\mu\text{mol/l}$	0,46 $\mu\text{mol/l}$

Tableau .3 : Sels nutritifs - Exploitation des résultats du 6 juin 1996.

Les rapports N/P des résurgences sont toujours supérieurs à 16. Par contre ce n'est plus le cas pour le bassin de Salses du fait d'une baisse importante des teneurs en nitrite et en nitrate des eaux. L'azote y est désormais limitant, comme dans l'Anse du Paurel. A l'inverse, dans le bassin de Leucate, la baisse de la teneur en azote inorganique dissous a été masquée au niveau du rapport N/P par une diminution encore plus marquée de la teneur en phosphore inorganique dissous. Le ratio a donc augmenté par rapport à la campagne précédente ; c'est donc le phosphore qui est limitant ($N/P > 16$). En mer, l'azote et le phosphore seraient en proportions proches de l'« équilibre ».

Les rapports Si/N sont supérieurs à 1 sur tous les points échantillonnés sauf en mer et de l'ordre de 1 dans l'Anse du Paurel. Hormis la mer, le silicium n'est plus limitant (pour les diatomées), notamment dans le bassin de Salses comme précédemment.

Les teneurs en azote et phosphore totaux les plus importantes sont enregistrées pour les résurgences. Les teneurs les plus faibles correspondent à celles des eaux de l'étang. La mer occupe une position intermédiaire. Dans l'étang, l'Anse du Paurel fait exception, ses eaux présentent pour ces deux paramètres des teneurs supérieures à celles des eaux de la mer.

Ces constatations doivent être reconsidérées si les formes organiques du phosphore et de l'azote sont rapidement utilisables pour la production phytoplanctonique. Dans ce cas c'est le phosphore qui devient systématiquement limitant à cette date ($N/P > 16$). De même, le silicium serait limitant pour le développement des diatomées sur les points échantillonnés.

Les compositions chimiques de ces résurgences étant considérées comme relativement constantes (ERRE, 1977), une première approche des apports des résurgences dans l'étang, en matière de sels nutritifs, a pu être réalisée à partir des résultats des deux campagnes effectuées et des débits suivants (HYDROGEOCONSULT, 1982) :

- Font-Estramar : 6 000 m^3/h ,
- Font-Dame : 3 600 m^3/h .

Ces apports sont présentés dans les tableaux 4 et 5.

	Azote inorganique dissous			NOD	N total dissous
	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻	N-NH ₄ ⁺		
Font-Estramar	400 à 500	0.5 à 1	0.6 à 0.7	150 à 200	500 à 700
Font-Dame	200 à 300	0.1 à 0.3	0.4 à 0.6	80 à 100	200 à 400

NB : les résultats sont exprimés en kg/j.

Tableau 4 : Apports azotés des résurgences de Font-Estramar et Font-Dame dans l'étang.

	Phosphore inorganique dissous	POD	P total dissous	Si
	Font-Estramar	3 à 5	2 à 3	5 à 8
Font-Dame	1 à 2	0.5 à 1	1 à 3	300 à 350

NB : les résultats sont exprimés en kg/j.

Tableau 5 : Apports en phosphore et silicate des résurgences de Font-Estramar et Font-Dame dans l'étang.

Autres paramètres : (cf. Annexes)

↳ Température

Les températures relevées dans l'étang sont comprises entre 20 et 22 °C. Elles sont plus élevées que lors de la campagne précédente (d'environ 5 °C). La station la plus froide est encore située en mer (18,7 °C) et présente une élévation de + 6 °C par rapport au mois précédent.

Par contre, les températures des résurgences de Font-Estramar (17,4 °C) et de Font-Dame (17,7 °C) sont comparables à celles relevées le 14 mai. Un gradient croissant de température s'observe depuis Font-Estramar vers le centre du bassin sud.

↳ Salinité

Les eaux des résurgences de Font-Estramar et Font-Dame ont des salinités faibles, quasi-identiques à celles relevées le 14 mai, ce qui confirme la relative constance du faciès physico-chimique de ces eaux.

Le profil des salinités observé est très proche de celui de la campagne précédente. La valeur la plus forte est relevée en mer (37,8 ‰). Le bassin de Leucate a une salinité supérieure à celle du bassin de Salses. Un gradient croissant de salinité est enregistré sur la radiale Font-Estramar-centre du bassin de Salses.

Les valeurs mesurées lors de cette campagne sont plus élevées de 1 à 2 ‰ que celles du mois précédent.

Oxygène dissous*

Les teneurs en oxygène dissous au niveau des résurgences de Font-Estramar et de Font-Dame sont au-dessous du seuil de saturation puisqu'elles sont toutes les deux égales à 67 % de la saturation. Elles sont similaires à celles du 14 mai.

Le profil observé est identique à celui du mois précédent. Les valeurs les plus faibles sont observées au niveau des zones centrales de l'étang. Le maximum (157 %) est enregistré près de Fitou et dans l'Anse du Paurel. Les teneurs sont cependant légèrement plus fortes que lors de la première campagne.

Tous les résultats sont répertoriés en annexe .

* Suite à des ennuis techniques, la salinité, la température et la teneur en oxygène dissous n'ont pas été déterminées pour 3 points (8, 15 et 16)

III. DISCUSSION

III. DISCUSSION

Etat sanitaire de l'étang

Ces campagnes d'échantillonnage ont permis d'établir deux photographies de la répartition spatiale de la contamination microbienne d'origine fécale sur la totalité de cette lagune. Seuls les résultats du 11 juin ont fait l'objet d'une exploitation cartographique.

Bien que les résultats soient globalement faibles (proches de la limite de détection de la méthode), on constate à chaque campagne des traces de contamination au niveau ou à proximité de la zone conchylicole. Ce type de phénomène a déjà été mis en évidence en 1993 et 1995, lors de précédentes études (LADAGNOUS, 1993 ; FONDASOL/CREOCEAN, 1995). Cependant, alors qu'en 1993, la contamination semblait centrée sur les parcs, elle est ici plutôt localisée dans la partie sud de la zone, ce que confirment par ailleurs les résultats du réseau de surveillance microbiologique REMI. D'autre part, les teneurs en coliformes thermotolérants évoquées sont moins importantes qu'il y a trois ans, sans que l'on puisse mettre en cause l'espèce utilisée (huîtres en 1993 et moules en 1996, contamination différentielle non vérifiée en 1996).

Trois autres traces de contamination ont été mises en évidence dans le bassin sud. L'auréole localisée au sud de l'île de la Corrège pourrait s'expliquer par présence d'une avifaune très abondante sur et aux abords de cette île. En effet, les stations échantillonnées et mises en cause (points n°15, 16 et 26) étaient situées à proximité des berges de l'île. Une autre hypothèse consisterait à évoquer la dispersion d'une pollution issue du port de Port-Leucate selon une circulation des eaux par vent d'est et courant entrant aux graus (BCEOM, 1984)- (fig. 33). Notons que les teneurs mises en jeu restent très faibles (< 300 CTT/100 ml).

Un autre îlot de contamination résiduelle a été localisé dans la partie sud-ouest du bassin. La contamination du point n°41 (fig. 5) mise en évidence par une teneur en coliformes thermotolérants de 2100 pour 100 ml de chair et liquide intervalvaire, le 21 mai, n'a pas été confirmée le 11 juin. Par contre, des points voisins (n°33 et 42) affichaient des teneurs qui confirmeraient la présence d'une contamination du secteur (fig. 6). Ce phénomène est peut-être à relier avec la présence d'émergences sous-lagunaires à cet endroit de la lagune (CAZAL *et al.*, 1971). En effet, en première analyse, il ne semble pas exister en surface de sources de pollution bactériologique à proximité de cette zone, pouvant expliquer une quelconque présence de bactéries anthropiques.

Enfin, de faibles traces de contamination localisées aux débouchés des ruisseaux de la Rigole et de Font-Dame ont été mises en évidence par les résultats du 11 juin, mais étaient inexistantes lors de la campagne précédente. Ceci permet de penser que ce phénomène apparaît plus événementiel que chronique.

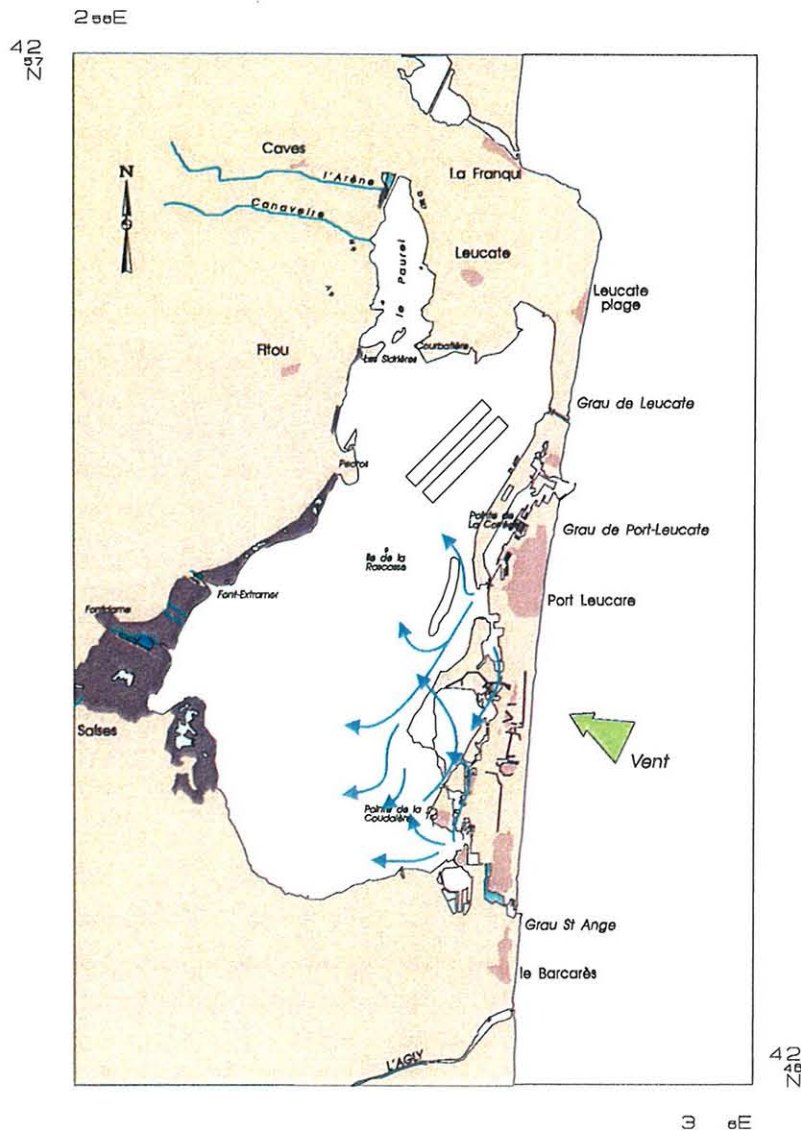


Figure 33 : Circulation par vent de sud-est - Courant entrant aux graus.

Le faible niveau général de contamination constaté au cours de ces deux campagnes de prélèvements soulèvent quelques remarques quant à la représentativité des résultats.

Un rappel des diverses sources de variabilité en colimétrie, spatiale, locale, individuelle, analytique, semble nécessaire.

Sans reprendre de façon exhaustive ce débat, rappelons que la variabilité analytique, par exemple, dépend de nombreuses causes indissociables les unes des autres.

Ainsi, l'homogénéité des bactéries dans le broyat servant à l'analyse peut entraîner des sur ou sous-estimations si ces dernières présentent une répartition agrégative.

De même, la variabilité inter-coquillages peut-être importante. La sélection de moules appartenant à une même classe de tailles ne règle pas totalement les disparités de comportements pouvant exister au sein d'une population dite homogène. Tous paramètres

environnementaux étant égaux par ailleurs, physiologiquement, chaque individu peut présenter des différences entraînant une concentration variable des particules du milieu.

Ce phénomène s'observe aisément dans les travaux menés sur le « valvomètre » (FLOCH, 1994).

Ainsi, si une partie de la population de coquillages peut se contaminer ou se décontaminer rapidement, la totalité des coquillages n'est atteinte qu'après 10 à 24 heures. L'état d'équilibre ne se ferait donc qu'après une vingtaine d'heures en phase de contamination. Par contre, la décontamination de la population nécessiterait 36 heures pour être complète (BEUCHER, 1993).

Ces phénomènes seraient atténués chez les moules qui présentent une activité de filtration supérieure à celle des huîtres.

La concentration des bactéries, ou l'auto-épuration des coquillages, est d'autant plus perturbée dans l'étang de Salses-Leucate qu'il s'agit d'un milieu très venté et peu profond. Les vents de secteur nord-ouest à nord dominants remettent régulièrement le sédiment en suspension, créant de ce fait des conditions défavorables, en premier lieu, à la filtration et rétention des particules. De telles conditions météorologiques ont été rencontrées durant la première campagne d'échantillonnage et peuvent donc expliquer le faible nombre de stations présentant une trace de contamination.

En revanche, la deuxième série de manipulations s'est déroulée dans des conditions météorologiques plus clémentes (vents plus rares et plus faibles).

Le coquillage, utilisé pour ses qualités d'intégrateur des conditions du milieu, demeure donc une source non négligeable de variabilité pour les mesures colimétriques. BELIAEFF (1992) précise que pour une station de surveillance, dans le cas d'une contamination faible du milieu, il intègre toutefois bien les phénomènes locaux et que dans ce cas, c'est la variabilité analytique qui prédomine. Cette intégration n'est malgré tout pas pérenne. Ainsi un coquillage ayant subi une contamination moyenne, qui passe 48 heures environ dans une eau propre, est épuré (PLUSQUELLEC, 1992). Il a donc perdu l'information qu'il détenait sur le ou les épisodes bactériologiques récents.

Il est donc nécessaire de faire remarquer que la récolte des échantillons sur le terrain requière dix à douze heures d'intervention. Entre le premier et le dernier point relevé, la contamination locale a donc pu varier entraînant de fait une source d'erreurs supplémentaire sur le plan spatial.

En océanographie ce problème d'échantillonnage spatial n'est pas nouveau et a été l'objet de nombreuses études. Ainsi, il est parfois difficile de distinguer l'effet du temps de celui de l'espace : il existe « une contamination des dimensions temps et espace » (FRONTIER, 1982).

Enfin, il existe des sources d'erreurs liées à la phase d'analyse des données. La méthode de cartographie utilisée requiert au minimum une cinquantaine de points ce qui n'a pu être le cas dans cette étude en raison de problèmes logistiques, de perte d'échantillons lors de la première campagne... De fait, seuls les résultats de la campagne du 11 juin ont été l'objet d'une cartographie mais le nombre de points limité à 46, demeure encore insuffisant pour accorder à ce travail une bonne précision.

Les méthodes d'analyses bactériologiques sont elles-mêmes sources d'erreurs. Les bactéries d'origine entérique lorsqu'elles sont rejetées dans un milieu tel que la lagune marinisée de Salses-Leucate se retrouvent dans des conditions de vie difficiles. Leur survie suppose qu'elles s'adaptent. Pour la plupart, elles entrent rapidement en état de dormance et ne sont plus cultivables, technique utilisée ici. Ceci, conjugué aux facteurs de variabilité liés au coquillage lui-même (variation du taux de filtration en fonction de l'environnement, de l'individu...) et à l'interaction des variables environnementales sur la technique de comptage, fait que la mesure de la concentration en coliformes thermotolérants dans les coquillages est un signal particulièrement bruité (BELIAEFF, 1992).

Bien que la plupart des points de rejets anthropiques soient connus, aucune contamination provenant du trait de côte n'a pu être observée aux cours de ces deux campagnes d'échantillonnage.

Ces essais de cartographie nécessiteraient donc d'être reconduits à divers époques de l'année, lors de contaminations plus importantes, en disposant d'une logistique mieux adaptée, afin de s'affranchir de bon nombre de sources de variabilité et de pouvoir identifier ses origines.

Sels nutritifs

La composition du phytoplancton est de 10 à 20 atomes d'azote pour 100 atomes de carbone (BOUGIS, 1974). Le phytoplancton doit donc trouver une source d'azote dans le milieu et, faute d'azote en quantité suffisante, sa croissance pourra être limitée.

L'ammonium et surtout les nitrates dominent largement dans les conditions naturelles.

L'azote peut être absorbé par le phytoplancton sous ses trois formes (ammonium, nitrate, nitrite). De façon générale, cependant, lorsque les cellules ont à leur disposition ammonium et nitrate, c'est l'ammonium qui est d'abord absorbé. Même si la possibilité pour le phytoplancton d'utiliser l'azote organique existe, c'est essentiellement sous forme minérale qu'il est utilisé.

Les concentrations en azote ammoniacal relevées dans l'étang, lors des campagnes du 14 mai et du 6 juin, sont du même ordre que les teneurs habituellement rencontrées dans les eaux côtières non polluées (aux environs d'1 $\mu\text{mol/l}$; AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983). Des teneurs légèrement supérieures ont été relevées au niveau des débouchés des ruisseaux des résurgences et près de Fitou. Elles sont très probablement liées aux rejets des piscicultures installées sur les sites de Font-Estramar et Font-Dame et du lagunage de Fitou. La figure 34 montre que les teneurs enregistrées à Leucate sont supérieures à celles enregistrées, au même moment de l'année, dans l'étang de Thau.

En ce qui concerne le nitrite, les teneurs enregistrées sont compatibles avec les teneurs usuellement trouvées dans les eaux naturelles, douces saumâtres, marines, qui vont de zéro à quelques micromoles par litre. Les valeurs relevées à Leucate sont inférieures à celles du bassin de Thau, mais l'évolution des teneurs est similaire dans les deux étangs (fig. 34). Cette chute des valeurs entre les mois de mai et juin est certainement liée au cycle d'utilisation de l'azote par le phytoplancton. En effet, en eaux côtières notamment, les concentrations en azote

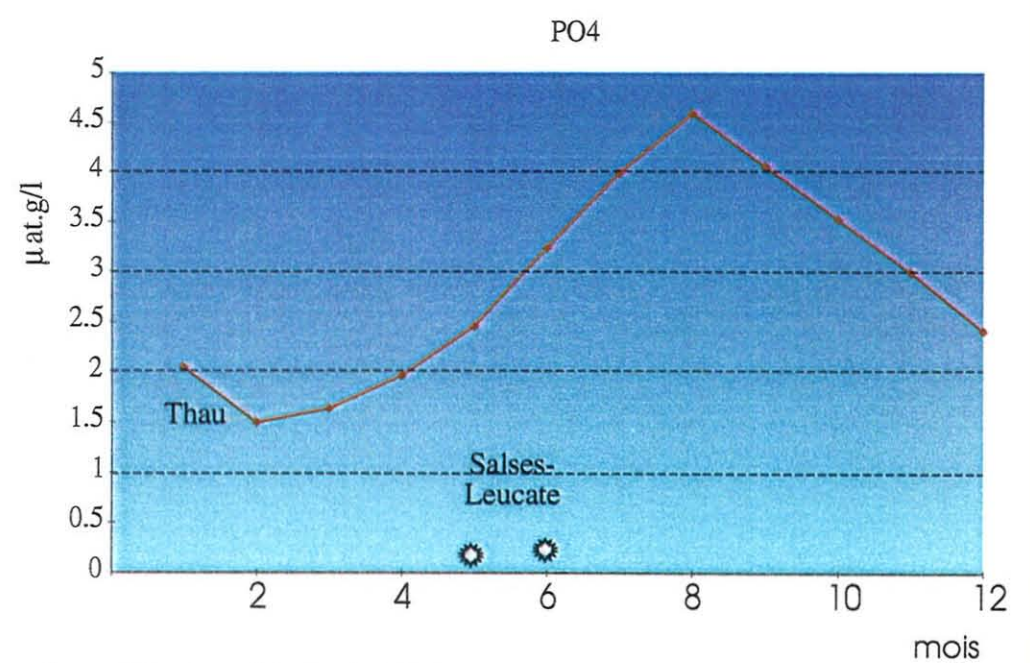
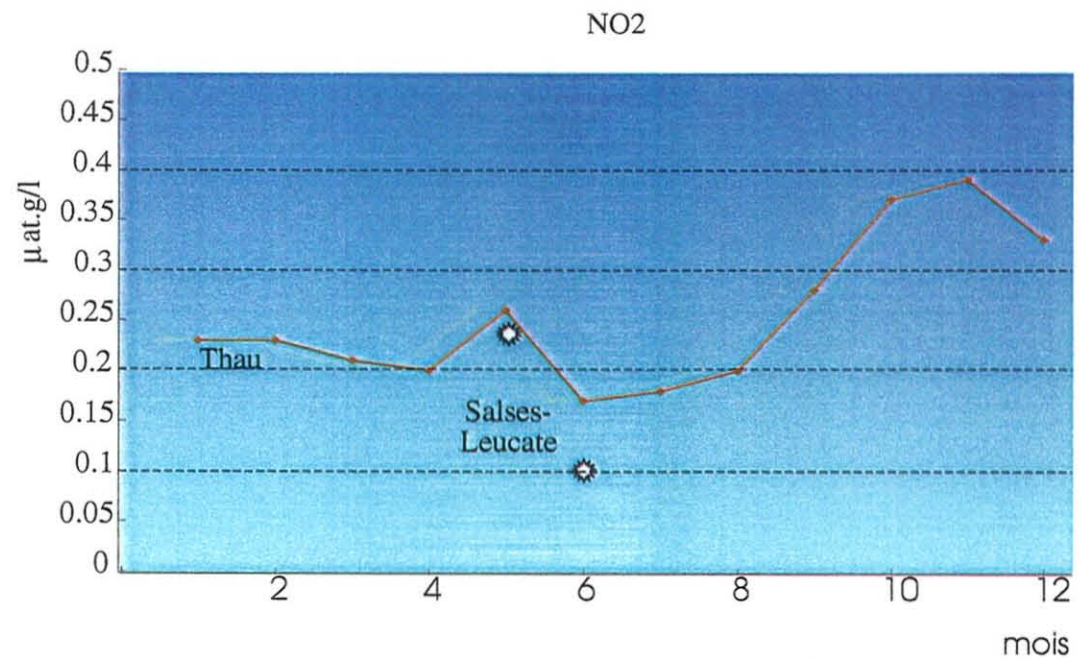
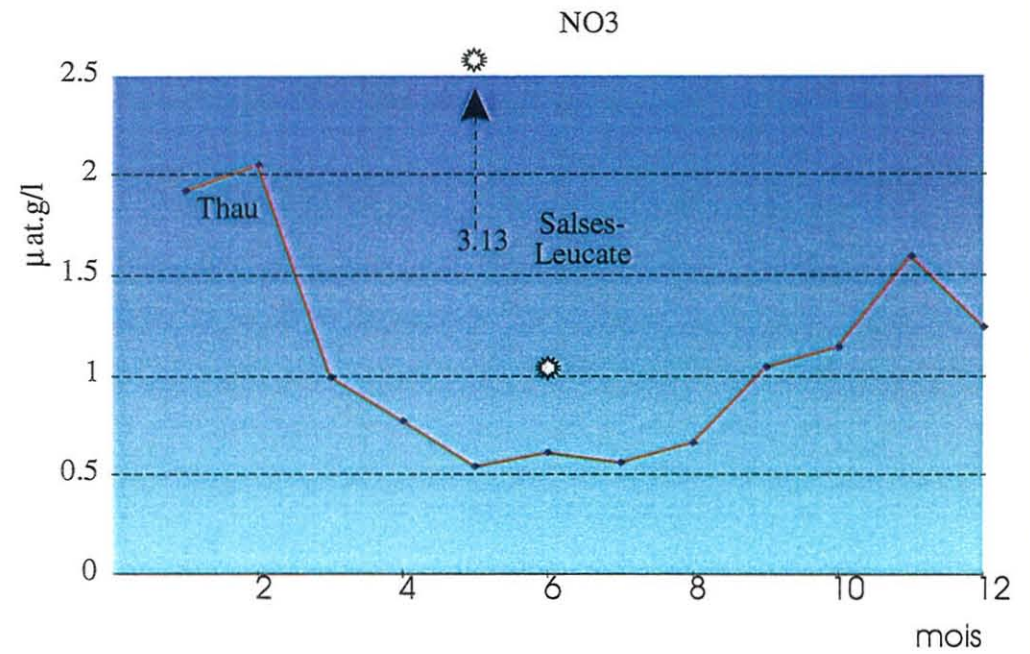
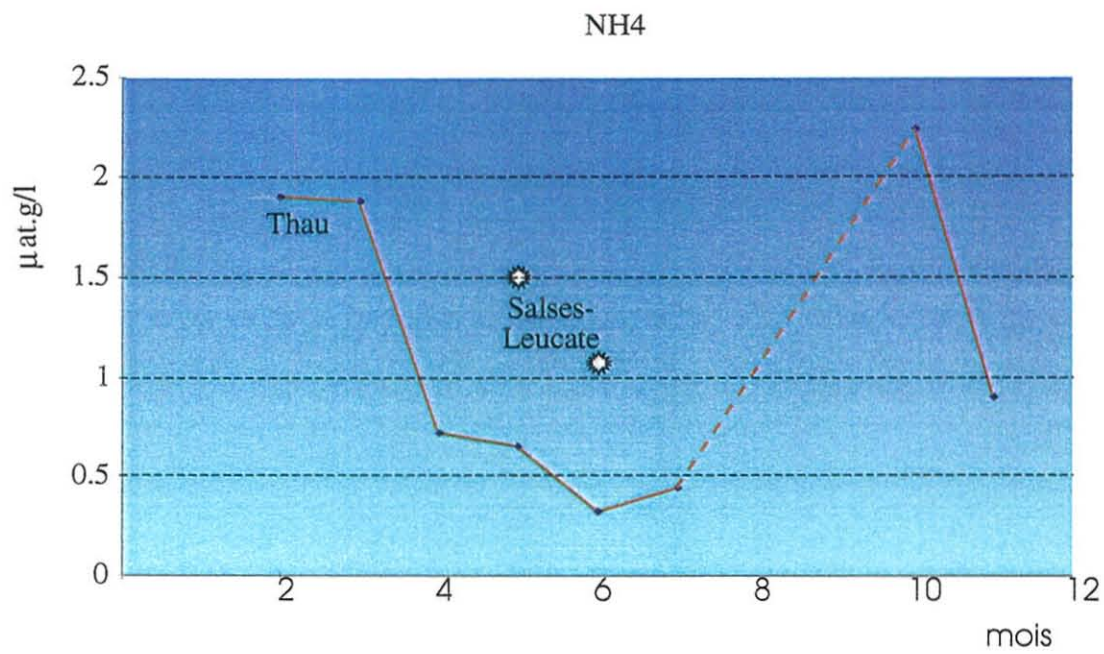


Figure 34 : Evolution annuelle des teneurs en sels nutritifs dans l'étang de Thau.

nitreux sont de l'ordre de 0,5 à 1 $\mu\text{mol/l}$ en hiver et peuvent chuter à moins de 0,01 $\mu\text{mol/l}$ en été suivant ce cycle (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983).

Dans les eaux côtières, les concentrations hivernales en azote nitrique (NO_3^-) sont de l'ordre de 10 à 15 $\mu\text{mol/l}$, la production primaire étant négligeable (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983). Les teneurs relevées en mai et juin 1996 sont inférieures à celles-ci, du fait d'un développement de la biomasse phytoplanctonique, phénomène fréquent à cette période de l'année et mis en évidence par des teneurs en chlorophylle a supérieures à 5 mg/m^3 . Les résultats obtenus au mois de juin sont en accord avec ceux issus des travaux de BOUTIERE *et al.* (1982). Par contre, les teneurs du 14 mai sont supérieures.

Les teneurs mesurées dans les résurgences sont légèrement supérieures à celles énoncées par KIENER et PETIT (1968). En effet, selon ces auteurs, les concentrations en azote nitrique de ces eaux sont comprises entre 0,5 et 2 mg/l . L'impact de ces eaux dans l'étang est matérialisé par des concentrations plus élevées observées à proximité de l'arrivée de ces eaux dans l'étang et à l'existence d'un gradient de dilution vers le centre du bassin de Salses (fig. 35,36).

En ce qui concerne l'azote organique dissous, il peut être utilisé comme source de nutriments par certaines espèces de phytoplancton mais aussi par les organismes filtreurs. A cette période de l'année, les lagunes de Thau et Leucate présentent des concentrations similaires, voisines de 20 $\mu\text{mol/l}$ (SOUCHU *et al.*, 1997).

De même, le phosphore est un élément constitutif de la matière vivante et le phytoplancton devra trouver une source de cet élément dans le milieu. Il semblerait que ce ne soit que la forme minérale qui soit absorbée. En milieu côtier non pollué, les teneurs en phosphate minéral dissous sont de l'ordre de 0 à 1 $\mu\text{mol/l}$ (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983).

Les concentrations relevées dans cette étude concordent avec ces valeurs ainsi qu'avec les valeurs déterminées par BOUTIERE *et al.* (1982 ; < 0,2 $\mu\text{mol/l}$ en période estivale). Elles sont par ailleurs inférieures à celles de Thau (PICHOT *et al.*, 1994) (fig. 34) et ne semblent pas connaître la hausse enregistrée en période estivale dans cet étang. Cette augmentation de la teneur en phosphore minéral dissous dans la colonne d'eau s'explique, en lagunes, par le relargage en période estivale des phosphates sédimentaires, à la suite d'une série de modifications des conditions physico-chimiques du milieu (SOUCHU, *comm. pers.*).

A Salses-Leucate, au contraire, il semblerait que les concentrations en phosphore minéral dissous évoluent à la baisse pendant la période estivale (BOUTIERE *et al.*, 1982). Si l'on considère les apports importants et constants en azote des résurgences, il est possible que le phosphore, soit immédiatement utilisé par le phytoplancton dès son relargage par le sédiment. Ceci permettrait, aussi, d'expliquer la brusque diminution des teneurs en azote entre les mois de mai et de juin.

Une autre explication de cette évolution à la baisse des teneurs en phosphore minéral dissous peut être fournie par les caractéristiques même de l'étang de Salses-Leucate. En effet, les conditions d'anoxie benthique nécessaires au relargage des phosphates dans la colonne d'eau, après une succession de processus de minéralisation dans le sédiment, sont fréquentes à Thau, où le phénomène est bien observé. Par contre, elles sont plus rares sur la lagune de Salses-Leucate, moins profonde et plus ventée. Ses fonds font l'objet d'un brassage plus important, ce qui diminue l'accumulation de matière organique dans les sédiments d'une part et l'installation de zones d'anoxie d'autre part. Or ce sont les conditions nécessaires à

l'établissement du phénomène de relargage décrit précédemment. Ceci permet peut être d'expliquer les teneurs moindres rencontrées à Salses-Leucate par rapport à Thau.

Il semble que les résurgences enrichissent légèrement le milieu en phosphate. Cependant, comme en témoigne le calcul des flux journaliers (tab. 4 et 5), les apports mis en jeu restent faibles au regard d'autres éléments tels l'azote ou les silicates.

Le silicium, quant à lui, est un élément nutritif qui entre dans la composition des squelettes de certaines espèces phytoplanctoniques. Ainsi, les diatomées pour élaborer leurs enveloppes siliceuses, doivent trouver dans le milieu marin une quantité suffisante de silicium (15 à 20% de leur poids sec ; PARSON *et al.*, 1961 in BOUGIS 1974). Malgré l'abondance des silicates dans la croûte terrestre, il est assez remarquable que l'eau de mer soit notablement sous-saturée en silice. Ainsi, des teneurs inférieures au seuil de détection de la méthode d'analyse sont mesurées en mer les 14 mai et 6 juin. Les concentrations relevées dans l'étang sont comprises entre 3 et 5 $\mu\text{mol/l}$ ce qui est plus faible que les teneurs toujours supérieures à 10 $\mu\text{mol/l}$ annoncées par BOUTIERE *et al.* (1982). A titre de comparaison, les eaux de l'étang de Thau affichent une teneur en silicate de l'ordre de 5 $\mu\text{mol/l}$. Il en est de même pour les rapports Si/N qui sont bien inférieurs à 10. En règle générale, le silicium n'est pas un facteur limitant pour la croissance du phytoplancton (sauf dans le bassin sud, lors de la campagne du 14 mai, où il était bien inférieur à 1).

Il apparaît, en outre, que les résurgences constituent une source très importante de silicate. Selon SALVAYRE (*comm. pers.*), cette richesse en silicate des eaux de Font-Dame et Font-Estramar serait due à la traversée par ces eaux de terrains silico-calcaires dans la région de Tautavel (Pyrénées Orientales), à l'est de l'étang.

Une série d'échantillonnage complémentaires, réalisés en août 1997 sur un transect résurgence-mer, a permis d'affiner les courbes de dilution des principaux éléments nutritifs (MARTIN et BRUN-COTTAN, 1988) (fig. 35, 36)

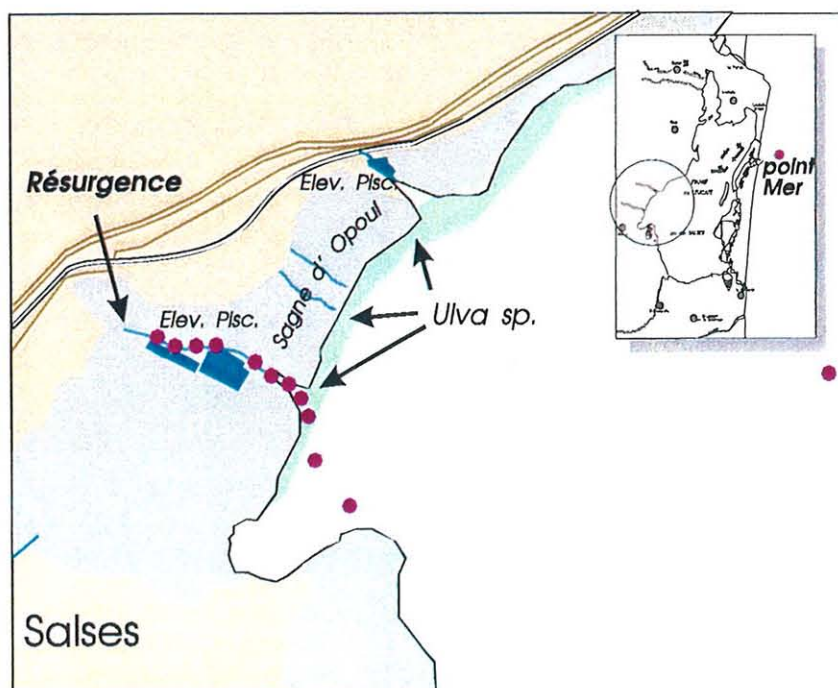


Figure 35 : Echantillonnage du gradient de salinité en août 1997

Ainsi la courbe de l'azote inorganique dissous (nitrique et nitreux) présente une première phase rectiligne sur le gradient de salinité résurgence-débouché dans la lagune, puis une phase concave jusqu'à la mer. Les formes oxydées de l'azote minéral dissous décroissent régulièrement dans un premier temps puis diminueraient d'une manière moins rapide au niveau de l'étang (consommation ?).

Le silicium, dont la résurgence est très riche, se comporte comme un élément conservatif le long du gradient de salinité (ni apport, ni retrait). Ce schéma diffère de ce qui était pressenti en mai/juin 1996 où il était possible d'entrevoir une diminution, au moins à son arrivée dans la lagune.

Les évolutions de l'azote ammoniacal et du phosphore inorganique diffèrent des modèles précédents. Elles révèlent la présence d'apports en ces éléments nutritifs dans la partie supérieure de « l'agouille », puis d'une baisse de ceux-ci le long du gradient de salinité.

La présence d'une pisciculture en amont, explique cette richesse des eaux en azote ammoniacal et phosphore. Avec environ 60 tonnes de poissons en élevage, les rejets journaliers seraient respectivement de 38 kg d'azote et 4 kg de phosphore (GARIDOU, 1994). L'excrétion azotée chez les poissons se faisant essentiellement sous forme NH_4^+ , ceci explique le peu de variabilité constaté pour l'azote nitrique et nitreux (N.I.D., fig. 36), d'autant que la résurgence est elle-même riche en ces éléments.

A noter que les rejets de la pisciculture ne se font pas directement, mais transitent préalablement par d'importants bassins de décantation, dont l'effet n'a pu être estimé ici (abattement, régulation des apports,...)

Sur un plan spatial, l'essentiel du gradient de salinité (25 ‰ à 8 ‰) s'observe sur quelques dizaines de mètres, à l'embouchure de « l'agouille », où une importante quantité d'algues vertes du genre *Ulva* se développe. Cette observation est à rapprocher de celles faites par HERVE (1978) et CLANZING (1987) qui décrivent ces algues uniquement à cet endroit de la lagune.

Il semble en effet que la majorité des sels nutritifs apportés par la résurgence et la pisciculture soit rapidement consommée par les macrophytes à l'interface lagune-roselière, ce qui limite ainsi leur impact à une distance très courte.

Globalement, les eaux de l'étang de Salses-Leucate n'apparaissent pas aussi riches que prévu, compte tenu des flux d'éléments nutritifs évalués (résurgences, piscicultures) et pressentis (stations d'épuration,...). En effet, alors qu'elles résultent du mélange d'eaux douces chargées en azote et en phosphore et d'eaux marines, moins riches que ces dernières, elles présentent, parfois, des teneurs en azote et en phosphore totaux inférieures à celles de ces deux types d'eaux.

Toutefois, les échantillonnages réalisés dans le cadre de cette étude ne permettent pas de tirer de conclusions élaborées à ce sujet. En effet, les résultats qui en sont issus ne représentent que des "instantanés" de la situation physico-chimique de l'étang. Les campagnes de prélèvements ont permis d'obtenir un certain nombre de données actualisées mais restent insuffisantes pour appréhender le fonctionnement de l'étang ainsi que la description des cycles biogéochimiques qui le régissent.

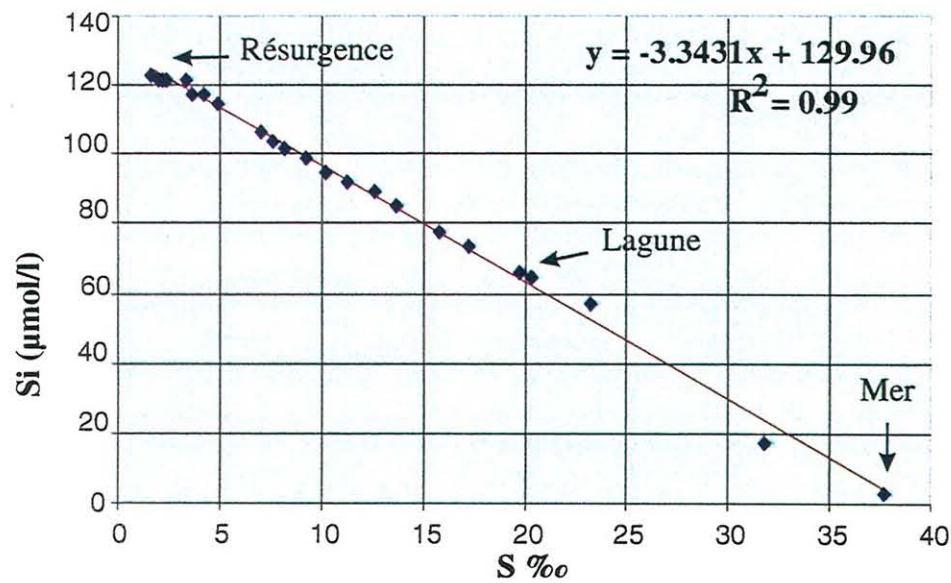
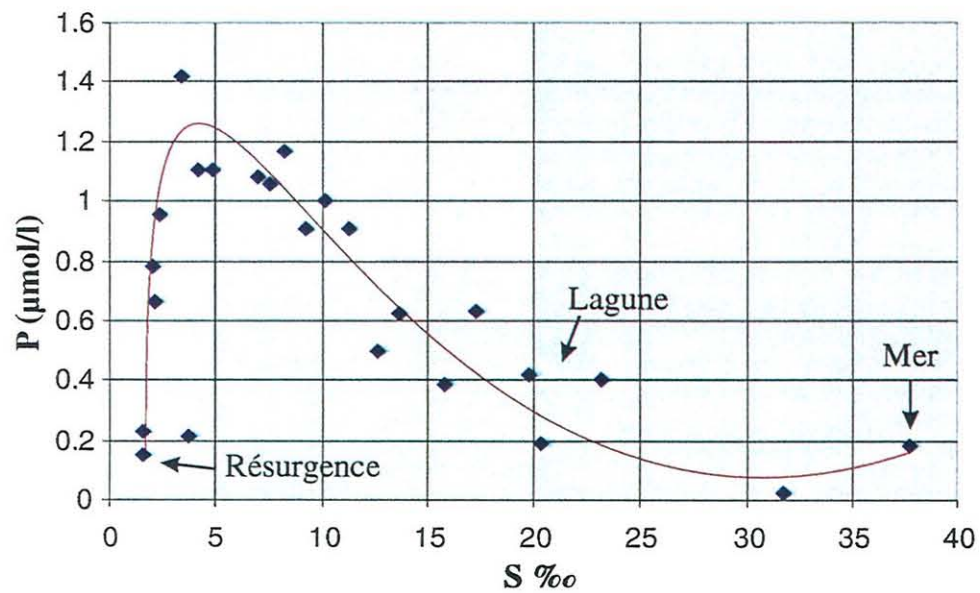
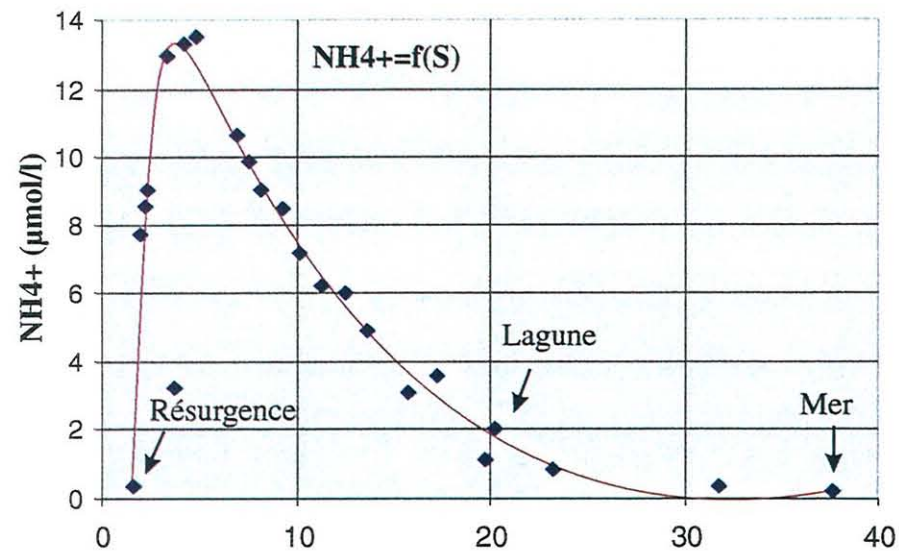
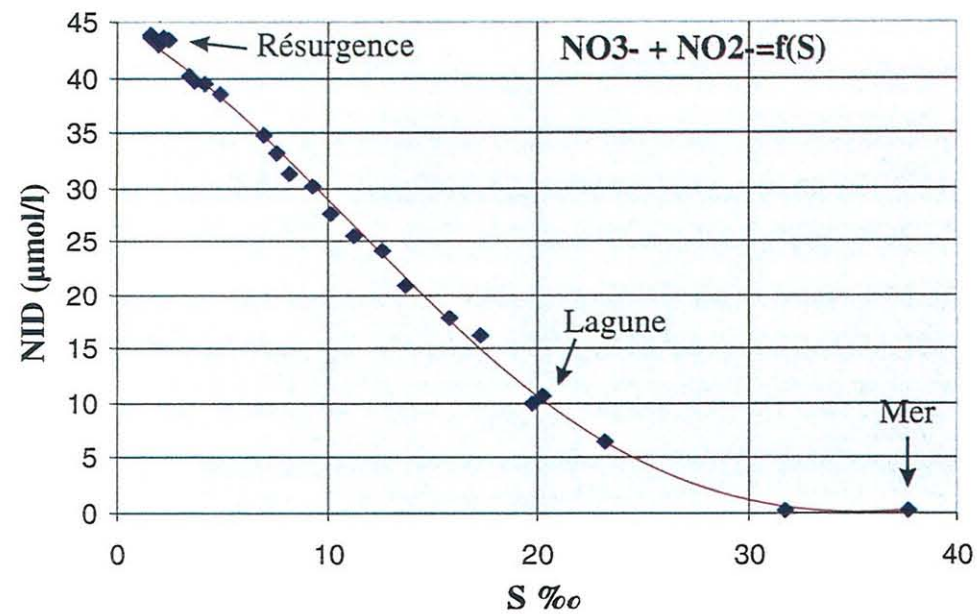


Figure 36 : Evolution des sels nutritifs le long du gradient de salinité Résurgence-Mer.

Autres paramètres

En ce qui concerne la température, il convient d'émettre des réserves quant à la validité des cartes présentées (fig. 8 et 13). En effet, comme le signale HERVE en 1978, compte tenu des variations journalières, parfois rapides et importantes de ce paramètre, l'établissement d'une carte de la répartition des isothermes nécessiterait des mesures nombreuses et presque simultanées. ARNAUD et RAIMBAULT (1969) ont établi que les variations des températures de l'eau suivent fidèlement celles de l'air (réchauffement de 6°C en un mois). Toutefois des différences peuvent apparaître entre le centre des bassins et leur périphérie (fig. 8). Ainsi en mai, les zones de températures les plus faibles correspondent aux zones les plus profondes. L'allure générale des isothermes semble refléter la bathymétrie de l'étang (cf. 1ère partie).

En juin, des différences existent entre l'est et l'ouest (selon un gradient croissant)-(fig. 13). Compte tenu de la faible capacité de régulation de la lagune de Salses-Leucate, il est fort probable que ces écarts sont encore essentiellement dus aux différences de profondeur. En effet, le gradient observé correspond précisément au profil topographique du fond de l'étang qui descend graduellement de l'ouest vers l'est et remonte brusquement près de la côte orientale (ARNAUD et RAIMBAULT, 1969). HERVE précise, en outre, que l'effet thermique des apports tant continentaux que marins demeure localisé et n'influence pas la dynamique thermique générale de l'étang.

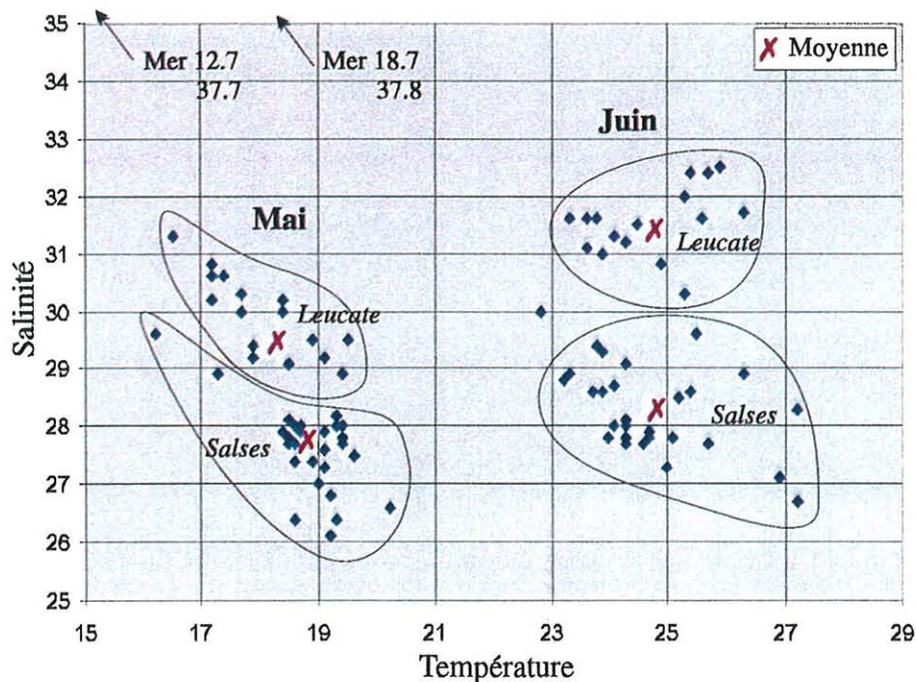


Figure 37 : diagramme T/S pour les mois de mai et juin.

Si la variabilité thermique apparaît faible entre les parties nord et sud de la lagune, l'analyse du diagramme température/salinité (fig. 37) montre toutefois l'existence de deux masses d'eau.

En matière de salinité, la présence, lors des campagnes du 21 mai et du 11 juin, d'un gradient semble indiquer l'influence des eaux marines dans la partie nord de l'étang et celle des eaux douces continentales dans le bassin sud (fig. 37).

En juin une dispersion plus importante des valeurs apparaît pour le facteur température. En trois semaines (entre mai et juin) ces deux masses d'eau ont subi un réchauffement d'environ 6 à 7 °C comparable à celui des eaux marines. Par contre, dans le même intervalle de temps, la salinité de la partie nord s'élève de 2,5 ‰ alors que la partie sud voit sa salinité augmenter de 0,5 ‰.

Durant cette expérimentation, la lagune de Salses-Leucate apparaît donc pas homogène, et semble constituée de deux masses d'eau, dont l'une est sous influence marine et l'autre plutôt sous influence continentale.

Les données recueillies en matière de teneur en chlorophylle *a* laissent penser que l'étang de Salses-Leucate serait plus productif que l'étang de Thau. En effet, la teneur moyenne de ces eaux en chlorophylle *a* est supérieure à 5 mg/m³ contre 3-4 mg/m³ à Thau. D'autre part, cette moyenne est supérieure aux 0,3 à 2,6 mg/m³ évoqués par JACQUES (1975, in CEPRALMAR, 1984). Ceci peut être lié soit à une évolution du plancton marin à Salses-Leucate, soit à un problème d'échantillonnage, soit à une différence dans les techniques analytiques. A l'issu de cette seule étude, il semble difficile de conclure à ce sujet.

Lors de la crise dystrophique survenue en 1979 (BOUTIERE *et al.*, 1982), le bassin des Dindilles (sud-est) apparaissait comme le foyer du développement massif d'un phytoplancton de petite taille du genre *Nannochloris*. Les hypothèses, émises à cette époque pour expliquer la production d'une telle biomasse chlorophyllienne, suggéraient l'apport d'une importante quantité d'éléments nutritifs par des effluents non traités.

En mai et juin 1996, c'est à cet endroit de la lagune que les teneurs en chlorophylle *a* les plus importantes ont été relevées (14 à 28 mg/m³). Ce secteur, abrité des vent dominants par une bande sableuse, communicant avec le reste de l'étang par deux passes, est une zone de confinement, propice à l'accumulation de la matière organique qui peut donc sédimenter et être remobilisée sous certaines conditions. Sans écarter la possibilité d'un apport d'effluent, ce secteur présente donc des caractéristiques favorables, à priori, à un développement phytoplanctonique. Une investigation plus importante semble nécessaire afin de vérifier, entre autres, le stock potentiel de sels nutritifs au niveau des sédiment de cette zone.

En ce qui concerne les taux d'oxygène dissous en sub-surface, aucune corrélation avec les teneurs en chlorophylle n'a pu être établie lors des quatre campagnes (14 et 21 mai et 6 et 11 juin).

Tout au plus, la cartographie des isoteneurs en oxygène dissous a permis de constater la correspondance entre les zones les plus froides et les plus profondes et les zones les moins bien oxygénées.

Les campagnes du 14 mai et du 6 juin ont mis en évidence le faible taux d'oxygène dissous des eaux des résurgences, probablement du au caractère souterrain de celles-ci, par ailleurs chargées en CO₂ (CONTE, *Comm. pers.*).

CONCLUSION

CONCLUSION

L'étude microbiologique a permis d'établir une photographie de la contamination bactériologique des eaux de l'étang. Il en ressort, comme en 1993, que la zone des parcs conchylicoles est une des plus exposées à ce phénomène devenu chronique, de pollution microbienne. Un autre îlot de contamination a pu être mis en évidence dans le sud-est du bassin de Salses. Cependant, la localisation des sources de ces contaminations n'a pu être réalisée, mais il semble que l'hypothèse d'une contamination de surface soit à écarter au profit d'une contamination par des eaux issues du sous-sol. En effet, le système karstique situé sous l'étang est propice à la circulation d'eau. Cette piste devrait faire l'objet d'une étude plus approfondie.

L'étude chimique, quant à elle, a permis de recueillir des données actualisées sur divers paramètres physico-chimiques de l'étang, notamment en matière de sels nutritifs, ce qui était l'objectif premier de cette étude .

Cependant, le nombre limité des stations d'échantillonnage et des campagnes, ainsi que leur répartition arbitraire ne permettent pas de décrire les cycles biogéochimiques qui régissent le fonctionnement de l'étang.

De même, le calcul des flux de nutriments provenant des résurgences ne représente qu'une évaluation de ceux-ci, faite à partir des résultats de deux séries d'échantillonnage ponctuelles dont on ne connaît pas le degré de représentativité par rapport à la moyenne annuelle.

D'autre part, nous n'avons pas pu déterminer, au vue de cette unique étude , le facteur limitant de la production primaire dans cet étang.

Par contre, cette étude a permis d'appréhender le caractère particulier de la lagune de Salses-Leucate, qui, malgré des apports relativement importants et constants (résurgences) dont elle est la seule à bénéficier sur le littoral méditerranéen, n'est pas aussi riche que d'autres lagunes, bénéficiant d'apports moindres ou plus sporadiques.

Hormis le système karstique sous-lagunaire dont il serait nécessaire de quantifier les effets, il semble que la connaissance de l'hydrodynamisme revête une importance primordiale pour la compréhension des flux de nutriments et leur devenir, ainsi que des dispersions de rejets.

Si dans les discussions préliminaires pour la mise en place d'un contrat d'étang il apparaît que des aménagements conservatoires peuvent être réalisés rapidement, les investissements lourds qui seront engagés ultérieurement sur le bassin versant ne peuvent être orientés qu'en connaissance de cause du fonctionnement de l'écosystème lagunaire.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

* AMINOT A., CHAUSSEPIED M., 1983 - Manuel des analyses chimiques en milieu marin. - *Centre National pour l'EXploitation des Océans (CNEXO)*.

* ARNAUD P., RAIMBAULT R., 1969 - L'étang de Salses-Leucate : ses principaux caractères physico-chimiques et leurs variations (en 1955 - 1956 et de 1960 à 1968) - *Thèse - Université de Montpellier*. 99 p

* B.C.E.O.M FRANCE, 1984 - Etang de Salses-Leucate : étude courantologique, échanges avec la mer - étude pour la Délégation à l'Aménagement du Territoire et à l'Action Régionale - *Aménagement touristique de Languedoc-Roussillon*. 76 p.

* BELIAEFF B., 1992 - Contributions méthodologiques à un réseau de surveillance bactériologique de l'environnement marin littoral. - *Thèse - Univ. Paris VII*. 243 p.

* BELIAEFF B., COCHARD M.L, 1995 - Applying geostatistics to identification of spatial patterns of fecal contamination in a mussel farming area (Havre de la Vanlée, France) - *Wat. Res.*, 29 (6), pp. 1541-1548.

* BEUCHER M., 1993 - Etude de l'accumulation, de la rétention et du relargage de bactéries entériques par l'huître *Crassostrea gigas*. - *Mémoire Ecole Pratique des Hautes Etudes*, 122 p.

* BONDE G.J., 1977 - Bacterial indication of water pollution ; in M.R. Droop & F.W. Jannasch - *Ed. Advances in Aquatic Microbiology 1*, pp. 273-364. *Academic Press Inc., New York*.

* BOUGIS P., 1974 - Ecologie du plancton marin. Tome 1 : le phytoplancton. - *Coll. d'écologie, Ed. MASSON, Paris*.

* BOUTIERE H., DE BOVEE F., DELILLE D., FIALA M, GROS C., JACQUES G., KNOEPFFLER M., LABAT J.P., PANOUSE M., SOYER J., 1982 - Effets d'une crise dystrophique dans l'étang de Salses-Leucate - *Oceanologica Acta*, 1982, n° sp, pp. 241-252.

* CATHERINE M., DUMONT F., PEZERON A., MENANTEAU C., 1995 - Etude de la qualité bactériologique des marais du Mes (Loire-Atlantique) de 1990 à 1994. *IFREMER, rapport interne DEL/95.09/Nantes*. 151 p.

* CLANZIG S., 1987 - Inventaire des invertébrés d'une lagune méditerranéenne des côtes de France, biocénoses et confinement : l'étang de Salses-Leucate (Rousillon) - *Thèse - Ecole Pratique des Hautes Etudes*. 481 p.

* CAZAL A., MOUSSIE B., SALVAYRE H., 1971 - Application de la radiométrie infrarouge à l'étude des écoulements des eaux superficielles et souterraines dans l'étang de

Salses-Leucate (Pyrénées Orientales) - *Compte-rendu de l'Académie des Sciences de Paris*, 272, pp 3013-3016.

* CEPRALMAR LANGUEDOC-ROUSSILLON, FIOM SECRETARIAT D'ETAT A LA MER, 1984 - Etangs côtiers du Languedoc-Roussillon - Vol. 1 : situation actuelle - C.E.E.- Programme méditerranéen intégré - *Enquêtes préparatoires*.

* DUPONT J., MENARD D., 1993 - Dénombrement des Escherichia coli dans les mollusques bivalves marins au moyen du système microbiologique MALTHUS-IFREMER/DEL, Laboratoire Microbiologie Nantes - *Rapport interne*.

* ERRE H., 1977 - Contribution à l'étude de l'hydrogéologie des Corbières orientales karstiques et pseudokarstiques, et des émergences littorales des côtes calcaires du Languedoc-Roussillon (Aude, Pyrénées Orientales) - *Thèse, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Académie de Montpellier*. 218 p

* FLOCH A., 1994 - Un capteur biologique original enregistrant les mouvements valvaires des mollusques bivalves. *Thèse, Ecole Nationale Vétérinaire, Nantes*. 202 p.

* FONDASOL, CREOCEAN, 1995 - Leucate, station d'épuration de la dune de la Corrège :étude de pollution + Leucate, station d'épuration de la dune de la Corrège :étude de pollution et investigation CREOCEAN. 3 pièces : 103 p. + 22 p. + 6 p.

* FRONTIER S., 1982 - Stratégie d'échantillonnage en écologie. - *Conférence C.R..O.D.T., nov. 1982*.

* GADEL F., BUSCAIL R., MONACO A., 1984 - Aspects sédimentologiques et géochimiques de quelques lagunes du Languedoc-Roussillon : (Golfe du Lion) - *Vie et Milieu*, 1984, 34 (4), pp. 161-172.

* GARIDOU C., 1994 - Quantification des rejets d'une ferme piscicole de loups. Bilan de masse : N,P et C. *IFREMER Palavas, Mémoire de stage, 110 p. + annexes*.

* GASC A., 1993 - Etude des concentrations d'azote et de phosphore organiques dissous par oxydation aux U.V. - *Rapport de DEA, université d'Aix-Marseille*.

* GOHIN F., 1985 - Planification des expériences et interprétation par la théorie des variables régionalisées : application à l'estimation de la biomasse d'une plage. - *C.I.E.M., Comité des statistiques/ C.M. 1985/D:3/Sess.X*.

* GROS P., 1988 - Bases statistiques de la stratégie de surveillance du milieu marin. - *Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER. n°12, 1988*.

* GROUHEL A., MARCO F., TREGUIER C., 1995 - Appréciation de la qualité bactériologique du littoral par colimétrie rapide sur coquillages. Utilisation en conductancemétrie - *TSM n° 6, juin 1995*.

* HERVE P., 1978 - Ichthyofaunes comparées de deux étangs littoraux du Roussillon : Canet-Saint Nazaire et Salses-Leucate - *Thèse - Université de Paris VI*.

* HYDROGEOCONSULT, 1982 - Inventaire des sources littorales : départements Hérault, Aude et Pyrénées Orientales - *Etude documentaire*.

* KIENER A., PETIT G., 1968 - Contribution à l'étude écologique et biologique de la résurgence de Font-Estramer et de quelques sources vauclusiennes de la région de Salses-La Nouvelle - *Vie et Milieu*, 19 c (2), pp 241-286.

* LADAGNOUS H., 1993. - Essai de localisation des sources de contamination bactériologique d'un site conchylicole (Etang de Salses-Leucate). - *Rapport de stage* . IUT Perpignan/ IFREMER - DEL, Sète.

* LE BARON P., 1989 - Répartition et dynamique de différentes populations bactériennes autochtones et allochtones dans les eaux de l'étang de Thau - *Thèse - Université de Montpellier II*.

* LE CORRE P, TREGUER P., 1976 - Contribution à l'étude de la matière organique dissoute et des sels nutritifs dans l'eau de mer. Caractéristiques chimiques du golfe de Gascogne et des Upwellings côtiers de l'Afrique du Nord-Ouest - *Thèse - Université de Bretagne Occidentale*.

* MARTIN J. M., BRUN-COTTAN J.C., 1988 - Estuaries. in *Pollution of the North Sea. An Assessment*. Salomons, Bayne, Duursma, Foerstner Editors. pp. 88-99.

* PICHOT P., XIMENES M.C., DESLOUS-PAOLI J.M., LIEUTAU A., 1994 - Bilan de l'azote et du phosphore dans le système lagune-bassin versant de Thau.- *Rapport interne IFREMER DEL/94-11/Sète* : 84 pp

* PLUSQUELLEC A., 1992 - La contamination bactérienne des coquillages ; in LESNE J. et al., 1992 - *Coquillages et santé publique : du risque à la prévention* - Ed. ENSP.

* REDFIELD A. C., KETCHUM B.H., RICHARDS F.A., 1963 - The influence of organisms on the composition of the sea water. in *The Sea*,

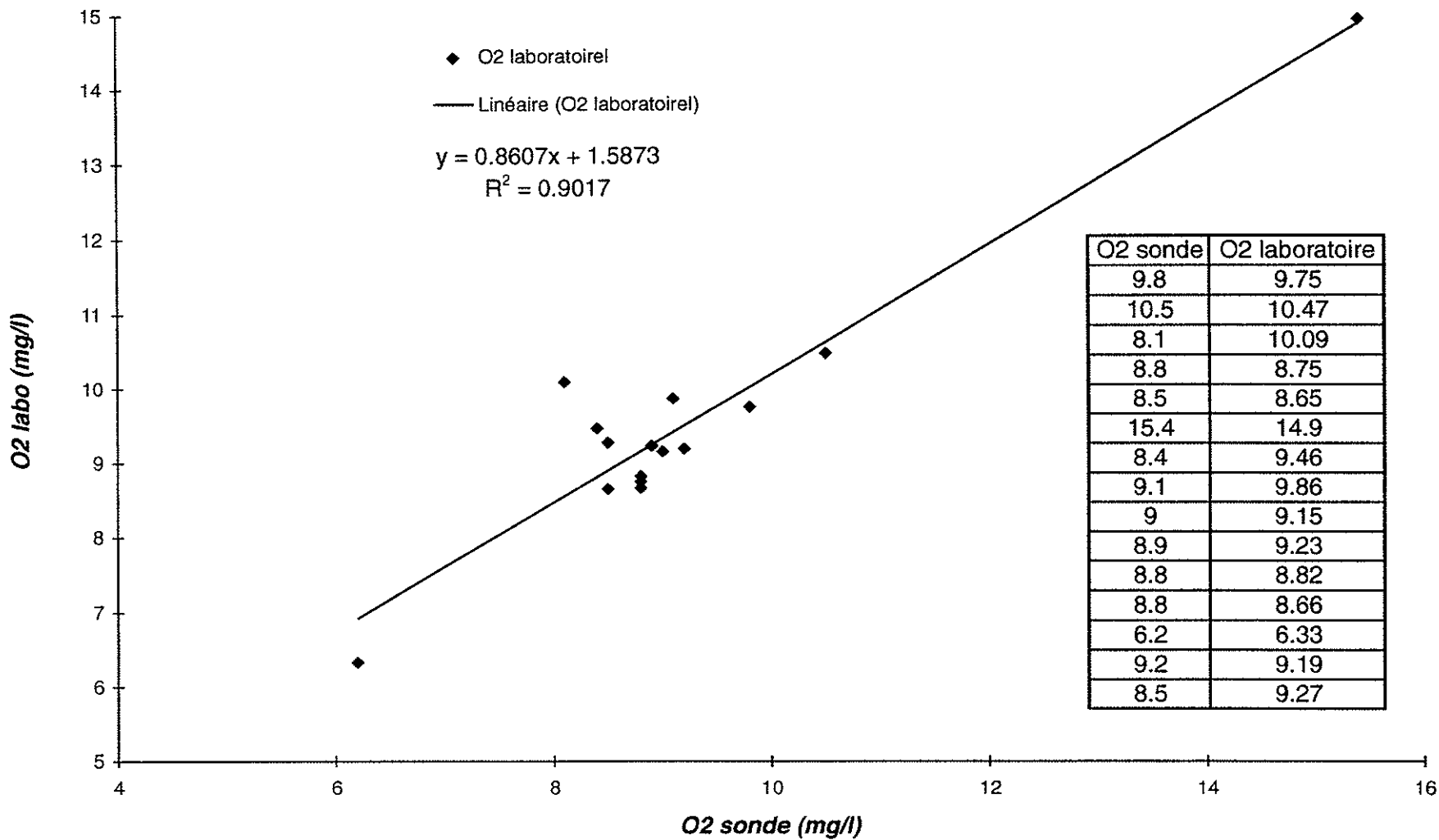
* RNO, 1987 - Résultats de la campagne à la mer INTERSITE II (13-27 septembre 1984). *IFREMER et Ministère de l'Environnement. Rapport Interne DERO-87.20-EL*. 356 p.

* SOUCHU P., GASC A., CAHET G., VAQUER A., COLLOS Y., DESLOUS-PAOLI J.M., 1997 - Biogeochemical composition of Mediterranean waters outside the Thau lagoon. *Estuarine, Coast. and Shelf Sc.*, n° 6, pp.275-284.

* TROUSSELIER M., BALEUX B., GOT P., MONFORT P., ALIBOU J., MEZRIOUI N., 1988 - Devenir des bactéries "témoins de contamination" et des germes pathogènes d'origine continentale dans les eaux, les sédiments et les productions conchylicoles d'un étang saumâtre - *Oceanis*, 14 (1), pp 61-70.

① *Etalonnage de la sonde à oxygène
par la méthode de WINKLER*

② *Résultats des campagnes du :*
- 21 mai 1996
- 11 juin 1996
- 14 mai 1996
- 6 juin 1996



Etalonnage de la sonde à oxygène par la méthode de WINKLER
 (Carritt et Carpenter, 1966)

Campagne : 21/05/96

temps : tramontane forte

Point Unité	Température °C	Salinité ‰	O2 dissous mg/l	O2 dissous %	Turbidité NTU	Chlorophylle a mg/m3	Teneur en CTT/100 ml
1	17.2	30.6	8.2	102	7.5	1.6	<30
2	17.7	30	9.3	118	2.9	1.07	<30
3	17.4	30.6	8.5	105	6.2	5.34	<30
4	17.9	29.2	9.3	118	3.4	1.87	<30
5	17.7	30.3	9.9	125	5	4.01	80
6	16.5	31.3	7.4	93	7	6.14	<30
7	17.2	30.8	7.7	96	5.5	5.87	48
8	17.2	30.2	7.9	98	4.5	3.74	<30
9	17.9	29.4	8	101	6.25	4.54	<30
10	18.4	30	8.4	106	15	7.48	<30
11	18.4	30.2	8	101	7	6.41	37
12	19.5	29.5	11.5	151	6.25	2.67	<30
13	20.2	26.6	12	154	3.8	5.07	<30
14	19.4	27.8	11	140	3.6	4.27	<30
15	19.4	28.9	10.2	130	4.6	4.27	<30
16	18.9	29.5	9.2	119	5.1	5.07	<30
17	18.5	29.1	8.6	111	6.5	4.27	<30
18	19.1	27.3	10.1	129	3	2.94	<30
19	19	27	9.1	116	13	4.27	<30
20	19.2	26.8	9.1	115	7.5	8.01	<30
21	19.6	27.5	9.3	121	5	10.41	<30
22	19.4	27.7	10.4	133	6.75	2.67	<30
23	19.1	27.9	8.8	112	9	5.87	<30
24	18.7	28	8.7	111	5.75	5.34	<30
25	18.4	27.9	8.6	108	8.75	7.21	<30
26	19.3	28.2	11.1	142	3.4	3.47	87
27	18.6	26.4	9.2	116	5.9	4.27	-
28	18.5	28.1	8.7	111	5.5	4.27	<30
29	16.2	29.6	8.6	105	4	5.07	<30
30	17.3	28.9	8.3	103	3.5	4.27	<30
31	19.1	29.2	11	140	4.9	5.61	<30
32	19.2	26.1	9.1	115	4.9	9.08	<30
34	18.5	27.7	8.7	111	6.9	8.28	<30
35	18.5	27.8	8.7	111	8.9	5.87	<30
36	18.6	28	9.3	119	6.5	6.41	<30
37	19.3	26.4	9.3	117	5	28.3	<30
38	18.9	27.4	9.4	120	7.8	5.07	<30
39	18.6	27.4	8.8	112	4.9	6.68	<30
40	18.6	27.7	8.6	110	5.5	6.14	<30
41	18.7	28	8.7	111	8.5	5.61	2100
42	19.4	28	10.3	131	5.4	5.61	<30
43	19.3	28	9.7	124	8.1	4.54	<30
45	19.1	27.6	10.8	138	9	14.42	<30
46	18.7	27.9	9.6	122	1.6	1.87	<30
Moy Leucate	18.25	29.52	9.18	116.5	5.73	4.26	
Moy Salses	18.76	27.74	9.3	118.23	6.38	6.87	
Moy étang	18.55	28.47	9.25	117.52	6.11	5.8	

Campagne : 11/06/96

temps : vent marin faible

Point Unité	Température °C	Salinité ‰	Turbidité NTU	Chlorophylle a mg/m3	Teneur en CTT/100 ml moules	Teneur en CTT/100 ml huîtres
1	25.4	32.4	2.1	0.8	<30	-
2	25.7	32.4	3.5	1.07	<30	-
3	25.9	32.5	2.5	0.8	<30	-
4	25.3	32	1.75	0.53	<30	-
5	25.6	31.6	3.9	1.34	<30	-
6	24.5	31.5	4.6	2.14	<30	-
7	23.8	31.6	2.3	1.87	<30	-
8	23.6	31.6	4.9	5.87	<30	<30
9	23.3	31.6	3.9	3.74	<30	-
10	24.1	31.3	2.5	2.4	670	-
11	24.3	31.2	3.3	3.2	<30	73
12	26.3	31.7	3.3	1.87	<30	<30
13	25.3	30.3	3.4	4.01	<30	-
14	24.9	30.8	3	4.54	<30	-
15	23.6	31.1	2.1	2.4	46	-
16	23.9	31	2.9	4.27	<30	265
17	22.8	30	2.1	3.2	<30	-
18	24.9	30.8	3.1	1.34	<30	-
19	25.5	29.6	2.7	2.14	129	-
20	26.3	28.9	4.4	2.14	<30	-
21	27.2	28.3	4.1	3.74	99	-
22	26.9	27.1	3.6	3.47	46	-
23	25.4	28.6	6	2.67	<30	<30
24	24.3	29.1	4.25	8.01	<30	-
25	23.8	29.4	4.4	4.27	276	-
26	23.2	28.8	3.9	8.54	275	-
27	25.1	27.8	6.4	14.42	<30	-
28	24.7	27.8	3.25	8.81	60	-
29	25	27.3	4.1	11.48	<30	<30
30	25.2	28.5	3.4	7.74	<30	-
31	25.7	27.7	2.75	7.48	<30	-
32	27.2	26.7	4.1	14.69	<30	<30
33	24.6	27.7	3.6	8.28	214	-
34	24.3	28	3.4	6.41	<30	-
35	24.1	28	7.7	9.35	<30	-
36	23.9	28.6	4.6	9.61	<30	-
37	24.3	27.8	2.7	10.15	<30	57
38	23.3	28.9	2.6	4.81	<30	-
39	23.7	28.6	3.25	6.41	<30	-
40	24.3	28.1	3.2	8.01	<30	-
41	24.3	27.7	3.7	7.74	<30	<30
42	24.7	27.9	4.6	6.14	117	-
43	24.6	27.7	2.7	2.94	<30	-
44	24	27.8	3.1	9.35	<30	-
45	23.9	29.3	2.4	1.6	<30	-
46	24.1	28.7	2.8	4.27	<30	<30
Moy Leucate	24.62	31.41	3.06	2.52		
Moy Salses	24.78	28.32	3.82	6.95		
Moy étang	24.71	29.47	3.54	5.21		

CAMPAGNE DE CHIMIE DU 14/05/96

point	Longitude	Latitude	Salinité	Température	O2 dissous (sonde)	O2 dissous (labo.)	NH4+	MOD NOD	MOD POD	NO3-	NO2-	PO43-	Si	
Unité			‰	°C	mg/l	mg/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	
Point														
Mer	1	42°54.98	3°00.69	28.6	15.2	9.8	9.75	0.42	28.92	0.44	0.46	0.04	0.21	0.57
	2	42°53.86	3°02.55	28.9	15.9	10.5	10.47	0.66	25.76	0.7	0.46	0.03	0.12	0.68
	3	42°52.67	3°03.21	37.7	12.7	8.1	10.09	0.82	12.77	0.21	0.66	0.06	0.13	0
	4	42°52.75	3°01.33	28.8	14.5	8.8	8.75	1.22	23.36	0.62	1.63	0.23	0.23	3.53
	5	42°52.92	3°00.64	29.2	15.2	8.5	8.65	2.31	24.4	0.52	1.79	0.28	0.09	4.3
Font-Estramar	6	42°53.07	3°00.16	29.4	16.5	15.4	14.9	1.53	22.38	0.41	0.81	0.17	0.13	3.57
	7	42°51.51	2°57.46	4	16.1	7.2	-	0.26	-	-	50.36	0.14	0.34	100
	8	42°51.23	2°58.03	25	15.8	8.4	9.46	3.53	32.04	0.38	8.66	0.33	0.23	16.98
	9	42°51.06	2°58.27	26.1	16	9.1	9.86	1.85	24.37	0.34	4.35	0.29	0.14	7.31
	10	42°50.86	2°58.50	26.7	15.2	9	9.15	1.57	22.9	0.71	4.15	0.32	0.03	5.09
Font-Dame	11	42°50.77	2°58.68	26.8	15.5	8.9	9.23	1.24	21.88	1	3.73	0.33	0.04	4.23
	12	42°50.65	2°58.86	27.4	15.4	8.8	8.82	1.13	21.28	0.64	3.6	0.33	0.1	3.42
	13	42°50.46	2°59.23	27.4	15.2	8.8	8.66	1.11	22.53	0.56	3.61	0.32	0.03	1.12
	14	42°50.78	2°56.54	2.1	17.2	6.2	6.33	0.32	68.25	0.33	46.85	0.04	0.18	132.3
	15	42°50.55	2°57.49	24.7	16.1	9.2	9.19	2.03	29.39	0.77	7.11	0.35	0.05	16.27
	16	42°48.17	3°01.49	27	14.9	8.5	9.27	1.03	24.16	1.36	0.36	0.08	0.59	6.22

Blanc eau de mer pauvre

5.75 0.25 0.3 0.02 0

CAMPAGNE DE CHIMIE DU 06/06/96

	point	Longitude	Latitude	Salinité	Température	O2 dissous (sonde)	O2 dissous	NH4+	MOD POD	MOD NOD	NO3-	NO2-	PO43-	Si
	Unité			‰	°C	mg/l	%	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l
	Point													
Mer	1	42°54.98	3°00.69	31.4	21.9	11.2	157	0.4	1.07	26.26	0.14	0.05	0.13	0.54
	2	42°53.86	3°02.55	32	20.6	9.5	129	0.45	0.68	23.61	0.41	0.03	0.13	1.49
	3	42°52.67	3°03.21	37.8	18.7	8.6	116	0.87	0.38	20.61	0.19	0.06	0.08	0
	4	42°52.75	3°01.33	30.8	21.8	8.1	110	0.48	0.35	18.57	0.16	0.05	0.04	2.04
	5	42°52.92	3°00.64	30.8	21.6	8.7	120	0.45	0.64	20.85	0.18	0.04	0.14	2.42
	6	42°53.07	3°00.16	31.2	21.9	11.2	157	3.82	0.63	22.39	0.13	0.08	0.11	2.92
Font-Estramar	7	42°51.51	2°57.46	4.4	17.4	6.3	67	0.24	0.6	85.6	56.85	0.08	0.27	116.9
	8	42°51.23	2°58.03					2.49	0.59	35.19	6.99	0.3	0.14	18.83
	9	42°51.06	2°58.27	27.8	20	10.3	134	0.77	0.62	25.25	1.1	0.18	0.13	5.6
	10	42°50.86	2°58.50	27.8	20.2	8.7	113	0.7	0.47	23.16	1.12	0.12	0.1	5.35
	11	42°50.77	2°58.68	28.1	20.3	8.3	108	0.35	0.28	22.47	0.86	0.08	0.08	4.6
Font-Dame	12	42°50.65	2°58.86	28.8	20.8	8.4	111	0.48	0.48	18.66	0.16	0.07	0.12	2.43
	13	42°50.46	2°59.23	28.8	20.9	8.4	111	0.29	0.33	18.89	0.18	0.06	0.06	2.23
	14	42°50.78	2°56.54	2.1	17.7	6.3	67	0.38	0.47	75.1	48.3	0.06	0.16	127.7
	15	42°50.55	2°57.49					3.11	0.39	21.94	2.72	0.16	0.07	12.85
	16	42°48.17	3°01.49					0.93	1.78	25.8	0.28	0.07	0.93	4.55

Blanc eau de mer pauvre

0.25 5.75 0.3 0.02 0