

# Pollution des étangs de Salses-Leucate, de Thau et du Prévost par le tributylétain – Bilan 2001

Chapitre tiré du rapport ci-dessous



Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral  
Laboratoire côtier de Sète

Janvier 2002

## Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon

Bilan des résultats 2001

Volume I

**Ifremer**



*Etang de Canet St-Nazaire. Photo : Ifremer DEL/ST*

# Sommaire général

## 1. Panorama régional du suivi

1. Grilles de lecture de l'eau
2. Diagnostic du phytoplancton
  - 2.1. De Canet-St Nazaire à Vendres
  - 2.2. Du Bagnas au Médard
  - 2.3. Conclusion

## 2. Etang de Canet ou de Saint-Nazaire

1. Introduction
2. L'hydrosystème
  - 2.1. Caractéristiques générales
  - 2.2. Fonctionnement hydraulique
  - 2.3. Les apports trophiques
  - 2.4. Le comblement
3. Suivi global de l'eutrophisation
  - 3.1. Diagnostic de la colonne d'eau
  - 3.2. Diagnostic par le phytoplancton
  - 3.3. Les autres compartiments
  - 3.4. Conclusion
4. Les autres réseaux
5. Conclusions et perspectives
6. Références bibliographiques

## 3. La lagune de Salses-Leucate

1. Introduction
2. L'hydrosystème
  - 2.1. Caractéristiques générales
  - 2.2. Les apports trophiques
3. Suivi global
  - 3.1. Colonne d'eau
  - 3.2. Phytoplancton
  - 3.3. Les autres compartiments
4. Suivis particuliers
  - 4.1. Apports par les stations d'épuration
  - 4.2. Pollution par le TBT
5. Les autres réseaux
  - 5.1. Le Réseau Microbiologique de 1999 à 2001
  - 5.2. Le Réseau Phytoplancton et phycotoxine (REPHY)
  - 5.3. Le Réseau National d'Observation
6. Conclusions
7. Références bibliographiques

## 4. Etang de La Palme

1. Introduction
2. L'hydrosystème
  - 2.1. Caractéristiques générales
  - 2.2. Les apports
3. Suivi global
  - 3.1. Diagnostic de la colonne d'eau
  - 3.2. Diagnostic par le phytoplancton
  - 3.3. Les autres compartiments
  - 3.4. Conclusion
4. Les autres réseaux
5. Conclusion et perspectives 2002
6. Références bibliographiques

## 5. Etang de Bages Sigean

1. Introduction
2. L'hydrosystème
  - 2.1. La lagune
  - 2.2. Les apports à la lagune
3. Suivi global de l'eutrophisation
  - 3.1. Les macrophytes

## sommaire général

- 3.2. Les sédiments
- 3.3. La colonne d'eau
- 3.4. Le phytoplancton
- 3.5. Conclusion
- 4. Autres suivis ou réseaux de surveillance**
  - 4.1. RNO
  - 4.2. REPHY
- 4.3. Inondation de 1999
- 5. Programme RSL 2002**
  - 5.1. Suivis particuliers
  - 5.2. Programme d'accompagnement
- 6. Conclusion**
- 7. Références bibliographiques**

## 6. Le complexe des étangs de Campagnol–Ayrolle et l'étang de Gruissan

- 1. L'hydrosystème**
  - 1.1. Les lagunes
  - 1.2. Les apports aux lagunes
- 2. Suivi global de l'eutrophisation**
  - 2.1. Les macrophytes
- 2.2. Les sédiments
- 2.3. La colonne d'eau
- 2.4. Le phytoplancton
- 3. Conclusion et perspectives**
- 4. Références bibliographiques**

## 7. L'étang de Vendres

- 1. Introduction**
- 2. L'hydrosystème**
  - 2.1. La lagune
  - 2.2. Les apports à la lagune
- 3. Suivi global de l'eutrophisation**
  - 3.1. La colonne d'eau
  - 3.2. Les macrophytes
  - 3.3. Les sédiments
  - 3.4. Le phytoplancton
- 3.5. Conclusion
- 4. Programme rsl 2002**
  - 4.1. Suivi annuel de la colonne d'eau et application de la grille de lecture de l'eau
  - 4.2. Diagnostic des macrophytes et des sédiments
- 5. Conclusion et perspectives**
- 6. Références bibliographiques.**

## 8. Etang du Bagnas

- 1. Introduction**
- 2. L'étang du Bagnas**
  - 2.1. Les caractéristiques de l'étang
  - 2.2. Les apports
- 3. Suivi global de l'eutrophisation**
  - 3.1. La colonne d'eau
- 3.2. Le phytoplancton
- 3.3. Conclusion
- 4. Programme 2002**
- 5. Conclusion**
- 6. Référence bibliographique**

## 9. Etang de Thau

- 1. Introduction.**
  - 1.1. Présentation générale de la lagune.
  - 1.2. Problématiques majeures sur le bassin de Thau
- 2. Le bassin de Thau**
  - 2.1. Les caractéristiques du bassin de Thau.
  - 2.2. Les apports
- 3. Suivi global de l'eutrophisation**
  - 3.1. La colonne d'eau
  - 3.2. Le phytoplancton
  - 3.3. Les macrophytes et le compartiment sédimentaire
  - 3.4. Synthèse
- 4. Suivis particuliers**
  - 4.1. Le TBT
- 5. Les autres réseaux**
  - 5.1. Le réseau REMORA
  - 5.2. Le Réseau de Pathologie des Mollusques (repamo)
  - 5.3. Le Réseau microbiologique (REMI).
  - 5.4. Le Réseau Phytoplancton et Phycotoxine (REPHY).
- 6. Aide à la gestion**
  - 6.1. Présentation du modèle hydrodynamique
  - 6.2. Modèles biologiques
- 7. Actions 2002**

## sommaire général

- 7.1. Le suivi global
- 7.2. Les applicatifs pour l'aide à la gestion

### 8. Conclusions

### 9. Références bibliographiques

### 10. Annexe

## 10. Le Canal du Rhône à Sète

- 1. Introduction
- 2. Hydrologie générale
- 3. Qualité des sédiments
- 4. Qualité de l'eau

- 5. Phytoplancton
- 6. Conclusion
- 7. Références bibliographiques

## 11. Les étangs palavasiens

- 1. Introduction générale
- 2. Etang d'Ingril
  - 2.1. Introduction
  - 2.2. Sédiments
  - 2.3. Phytoplancton
  - 2.4. Macrophytes
  - 2.5. Potentialité biologique macrofaune
  - 2.6. Diagnostic complet
  - 2.7. Diagnostic de l'eau
  - 2.8. Conclusion
- 3. Etang de vic
  - 3.1. Introduction
  - 3.2. Sédiments
  - 3.3. Phytoplancton
  - 3.4. Macrophytes
  - 3.5. Potentialité biologique
  - 3.6. Diagnostic complet
  - 3.7. Diagnostic de l'eau
  - 3.8. Conclusion
- 4. Etang de Pierre Blanche
  - 4.1. Introduction
  - 4.2. Sédiments
  - 4.3. Phytoplancton
  - 4.4. Macrophytes
  - 4.5. Potentialité biologique
  - 4.6. Diagnostic complet
  - 4.7. Diagnostic de l'eau
  - 4.8. Conclusion
- 5. Etang de l'Arnel
  - 5.1. Introduction
  - 5.2. Sédiments
  - 5.3. Phytoplancton
  - 5.4. Macrophytes
  - 5.5. Potentialité biologique
  - 5.6. Diagnostic complet

- 5.7. Diagnostic de l'eau
- 5.8. Conclusion
- 6. Etang du Prévost
  - 6.1. Introduction
  - 6.2. Sédiments
  - 6.3. Phytoplancton
  - 6.4. Macrophytes
  - 6.5. Potentialité biologique
  - 6.6. Diagnostic complet
  - 6.7. Diagnostic de l'eau
  - 6.8. Conclusion
- 7. Etang de Méjean-Pérois
  - 7.1. Introduction
  - 7.2. Sédiments
  - 7.3. Phytoplancton
  - 7.4. Macrophytes
  - 7.5. Potentialité biologique
  - 7.6. Diagnostic complet
  - 7.7. Diagnostic de l'eau
  - 7.8. Conclusion
- 8. Etang du Grec
  - 8.1. Introduction
  - 8.2. Sédiments
  - 8.3. Phytoplancton
  - 8.4. Macrophytes
  - 8.5. Potentialité biologique
  - 8.6. Diagnostic complet
  - 8.7. Diagnostic de l'eau
  - 8.8. Conclusion
- 9. Autres réseaux et suivis particuliers
  - 9.1. REPHY
  - 9.2. REMI
  - 9.3. Contaminants chimiques
- 10. Synthèse
- 11. Références bibliographiques

## 12. Les étangs de l'Or, du Ponant et du Médard

- 1. Introduction
  - 1.1. Etang de l'Or
  - 1.2. L'étang du Ponant
  - 1.3. L'étang du Médard
- 2. Sédiments
  - 2.1. Etang de l'Or

- 2.2. Etangs du Ponant et du Médard
- 3. Phytoplancton
  - 3.1. Etang de l'Or
  - 3.2. Etangs du Ponant
  - 3.3. Etangs du Médard
- 4. Macrophytes

## sommaire général

- 4.1. Etang de l'Or
- 4.2. Etangs du Ponant et du Médard
- 5. Potentialité biologique**
  - 5.1. Etang de l'Or
  - 5.2. Etangs du Ponant et du Médard
- 6. Diagnostic de l'eau**
- 6.1. Etang de l'Or
- 6.2. Etang du Ponant
- 6.3. Etang du Médard
- 7. Synthèse**
- 8. Références bibliographiques**

## **13. Aide à la gestion des apports anthropiques dans le complexe lagunaire palavasiens-Or.**

- 1. Le principe d'un outil de gestion
- 2. Un exemple dans quatre étangs palavasiens
- 3. Conclusion
- 4. Référence bibliographique

## **14. Apports polluants par les stations d'épuration dans la lagune de Salses-Leucate**

- 1. Introduction
- 2. Méthodologie
  - 2.1. Estimation des flux
  - 2.2. Impact sur les peuplements macrophytes au point de rejet
- 3. Qualité des effluents sortants
  - 3.1. Qualité bactériologique
  - 3.2. DBO<sub>5</sub>, DCO et MES
  - 3.3. Phosphore total et azote Kjeldahl
- 4. Estimation des flux
  - 4.1. Débits
  - 4.3. DBO<sub>5</sub>, DCO et MES
  - 4.4. Azote Kjeldahl et phosphore total
- 5. Diagnostic simplifié par les macrophytes aux alentours de la zone de rejet
- 6. Conclusions
- 7. Références bibliographiques

## **15. Pollution des étangs de Salses-Leucate, Thau et Prévost par le tributylétain - Bilan 2001**

- 1. Introduction
  - 1.1. Le contexte
  - 1.2. Programme du Réseau de Suivi Lagunaire
- 2. Niveaux de contamination
  - 2.1. Méthodes
  - 2.2. Résultats et discussion
- 3. Indicateurs biologiques d'exposition au TBT
  - 3.1. Imposex
  - 3.2. Chambrage des huîtres
- 4. Conclusion
- 5. Bibliographie

## **16. Outil d'évaluation du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires**

- 1. Introduction
- 2. Le phytoplancton
- 3. Les macrophytes
- 4. La macrofaune benthique
- 5. Les sédiments
- 6. Etat général issu du diagnostic de l'eutrophisation
- 7. Grille de qualité de l'eau

## 1. Introduction

### 1.1. Le contexte

En raison de son utilisation comme matière active des peintures antisalissures le tributylétain (TBT) est considéré comme un polluant du milieu marin depuis le début de l'année 1982, date à laquelle son usage a été interdit pour les bateaux de moins de 25 mètres de long.

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

Un bilan général de la contamination des eaux du littoral français entrepris en 1992 par Michel et Averty (1996) indique des valeurs moyennes de l'ordre de  $40 \text{ ng.l}^{-1}$  dans les ports de plaisance de la Manche et de l'Atlantique et de l'ordre de  $20 \text{ ng.l}^{-1}$  en Méditerranée. Les moyennes calculées pour les ports de commerce paraissent plus faibles : 19,9 en Manche, 16,3 en Méditerranée et 10,4 en Atlantique. Bien que ces niveaux soient considérablement inférieurs à ceux relevés avant l'interdiction d'emploi du TBT (1982), ils traduisent une contamination chronique des zones portuaires. Les dernières campagnes de mesures réalisées par Michel et Averty (1999) n'indiquent pas de changement significatif.

La contamination des sédiments est très variable selon les sites de prélèvement. Dans les ports du bassin d'Arcachon, Sarradin *et al.* (1994) indiquent des concentrations extrêmes comprises entre 4 et  $158 \text{ ng.g}^{-1}$  de sédiment superficiel sec. Comparativement à l'intérieur de la baie, les teneurs sont de l'ordre de  $4 \text{ ng.g}^{-1}$  en moyenne et n'excèdent pas  $10 \text{ ng.g}^{-1}$ . Dans la rade de Brest, la contamination est considérablement plus élevée du fait des activités nautiques (Michel et Averty, 1995). Les teneurs varient entre 840 et  $6\,344 \text{ ng.g}^{-1}$  dans les sédiments portuaires où la concentration ponctuelle extrême est de  $21\,300 \text{ ng.g}^{-1}$  et entre 2 et  $197 \text{ ng.g}^{-1}$  sec dans le reste de la rade.

Les données les plus récentes concernant les lagunes du Languedoc – Roussillon proviennent, d'une part de l'inventaire national de la contamination des eaux littorales réalisé par l'Ifremer en 1997 et, d'autre part de la campagne de mesure dans les sédiments réalisée en 1996 (RNO, 1999).

Dans les eaux les teneurs en TBT ( $\text{ng.l}^{-1}$ ) étaient comprises entre :

- <0,6 et 3, 5 à Leucate ;
- <0,6 et 20,3 à Thau , les valeurs supérieures au seuil de détection étant de 3,9 au milieu de la zone conchylicole A ; 3,2 dans l'étang noir ; 1,6 entre les zones B et C , de 5,2 dans le port de Mèze et 20,3 dans celui de Marseillan.

Comparativement dans le port de Sète, les teneurs rencontrées étaient comprises entre 3,8 (grande darse) et 21,4 (vieux port).

En ce qui concerne les sédiments les teneurs relevées par le RNO, exprimées en  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  de TBT poids sec de sédiment, étaient comprises entre :

- 0,7 et 14,4 à Leucate,
- 0,7 à 4,1 à Bages-Sigean et l'Ayrolles,
- 3,4 et 127 à Thau, dont 20 à Bouzigues,
- 1,4 et 17,3 à Vic, Prévost et Or,
- <0,7 et 0,7 au Vaccarès.

L'ensemble de ces résultats montre que, sans être extrêmement élevée, la contamination des étangs échantillonnés dépasse les seuils environnementaux considérés comme nocifs pour les mollusques et plus particulièrement les élevages d'huîtres. Ces données se trouvent confirmées par les observations biologiques faisant état d'une recrudescence des phénomènes de chambrage dans l'étang de Thau et plus particulièrement dans le secteur de Bouzigues.

## 1.2. Programme du Réseau de Suivi Lagunaire

Les sources d'apport de TBT dans les étangs étant liées aux activités nautiques et portuaires, y compris les opérations de dragage/immersions, il convient d'estimer l'impact des apports portuaires sur la qualité des zones conchylicoles, afin de proposer les mesures de protection appropriées, telles que le respect de l'application de la réglementation par les bateaux de moins de 25 m.

Pour ce faire, il a donc été proposé au comité de pilotage du RSL de compléter en 2001 les connaissances sur la contamination des eaux conchylicoles des trois lagunes où cette activité représente une ressource économique : Thau, Leucate et Prévost.

Les objectifs visés consistent à déterminer les teneurs en TBT et ses produits de dégradation (DBT, MBT) dans les eaux de ces étangs et de les comparer aux indicateurs biologiques spécifiques de l'exposition au TBT : taux de chambrage des huîtres *Crassostrea gigas* et taux d'imposex chez le murex *Hexaplex trunculus* (nom vernaculaire = poivre).

## 2. Niveaux de contamination

### 2.1. Méthodes

Les prélèvements d'eau ont été réalisés à partir d'embarcations n'ayant pas reçu de protection par des peintures antisalissures, afin d'éviter toute contamination accidentelle des échantillons. Le protocole est identique à celui décrit par Michel et Averty (1999) à partir de flacons de 500 ml en polycarbonate lavés par une solution d'acide nitrique à 5% dans l'eau déionisée ultrapure. Les flacons étaient remplis à un mètre sous la surface de l'eau au moyen d'un lest de 300g et d'un flotteur en polyéthylène. Les dates, coordonnées géographiques (GPS) des points de prélèvements, ainsi que la température et la salinité des eaux échantillonnées sont reportées dans le tableau 15.1.

**Tableau 15.1 : Localisation des points de prélèvement d'eau.**

Station	Coordonnées GPS		Date et Heure de prélèvement	Temp. (°C)	Salinité
Leucate Parc 2	N : 42° 52' 27	E : 3° 00' 94	05/06/01 à 13 h 20	21,1	35,1
Leucate Port	N: 42° 51' 63	E : 3° 02' 31	05/06/01 à 13 h 45	20,4	36,7
Zone technique					
Thau 01	N : 43 ° 24' 901	E : 3 ° 41' 483	18/06/01 à 10 h 30	21,1	36,5
Thau 02	N : 43° 26' 514	E : 3° 38' 686	18/06/01 à 10 h 50	21,3	35,9
Thau 03	N : 43° 22' 846	E : 3° 34' 430	18/06/01 à 11 h 30	20,8	36,2
Thau 06	N : 43° 21' 437	E : 3° 33' 523	18/06/01 à 11 h 45	20,9	36,1
Thau 07	N : 43° 23' 639	E : 3° 35' 090	18/06/01 à 11 h 20	21,1	36,1
Thau 10	N : 43° 25' 640	E : 3° 37' 796	18/06/01 à 11 h 00	21,3	36,4
Thau - Roquerols	N : 43° 24' 901	E : 3° 41' 483	18/06/01 à 10 h 45	20,8	36,3
Marseillan port	N : 43° 21' 176	E : 3° 32' 165	18/06/01 à 12 h 45	21,3	36
Mèze port (ville)	N : 43° 25' 443	E : 3° 36' 454	18/06/01 à 14 h 30	22	36,2
Bouzigues port	N : 43 ° 26' 837	E : 3° 69' 680	18/06/01 à 15 h 00	21,5	36,4
Sète port S1	N : 43° 24' 826	E : 3° 41' 580	18/06/01 à 09 h 55	20,2	36,6
Sète port S2	N : 43° 24' 016	E : 3° 43' 328	18/06/01 à 09 h 30	18,5	37,3
Sète port S3	N : 43° 23' 897	E : 3° 42' 325	18/06/01 à 09 h 45	19	37,3
Le Prévost	N: 43° 31' 49	E : 3° 54' 53	21/06/01 à 11 h 00	19,1	37

Dès l'arrivée au laboratoire les échantillons sont filtrés sur membrane en polycarbonate de 0,4 µm, afin d'éviter l'interférence analytique due aux particules en suspension.

Les analyses ont été réalisées selon la méthode décrite par Michel et Averty (1991). Les composés organostanniques sont éthylés directement en phase aqueuse par le tétraéthylborate de sodium à pH = 6 et extraits par l'isooctane. Les extraits sont chromatographiés en phase gazeuse et les butylétains sont détectés par un photomètre de flamme avec brûleur en quartz à 390 nm. L'étalonnage externe est réalisé avec des solutions aqueuses d'acétate de tributylétain et de chlorures de dibutyl (DBT) et monobutylétain (MBT) ; la méthode permet également de détecter le triphénylétain (TPhT). Les seuils de détection de la méthode, exprimés en ng.l<sup>-1</sup> d'ion sont de 0,24 pour le TBT ; 0,19 pour le DBT ; 0,29 pour le MBT et de 0,38 pour le TPhT.

## 2.2. Résultats et discussion

Les résultats des analyses reportées dans le tableau 15.2 montrent pour l'ensemble des échantillons des concentrations en TBT comprises entre  $<0,24$  et  $10,3 \text{ ng.l}^{-1}$  alors que celles en TPhT n'excèdent pas  $1 \text{ ng.l}^{-1}$ .

**Tableau 15.2 : Résultats d'analyse des organostaniques dans les eaux.**

	Concentrations d'ion en $\text{ng.l}^{-1}$			
	TBT	DBT	MBT	TPhT
Leucate Parc 2	0,56	2,86	27,98	0,87
Leucate Port Zone techn.	3,73	1,73	3,77	0,50
Thau 01	0,35	0,33	0,38	$<0,38$
Thau 02	0,30	0,92	$<0,29$	$<0,38$
Thau 03	$<0,24$	$<0,19$	$<0,29$	$<0,38$
Thau 06	$<0,24$	$<0,19$	$<0,29$	$<0,38$
Thau 07	0,35	$<0,19$	$<0,29$	$<0,38$
Thau 10	Traces	0,27	$<0,29$	$<0,38$
Thau - Roquerols	0,28	0,41	$<0,29$	$<0,38$
Marseillan port	5,49	5,33	2,95	0,75
Mèze port (ville)	5,63	9,10	5,48	0,35
Bouzigues port	6,65	7,20	3,96	$<0,38$
Sète port S1	1,02	1,92	1,91	$<0,38$
Sète port S2	4,48	2,42	0,47	$<0,38$
Sète port S3	10,33	6,72	2,92	$<0,38$
Le Prévost	traces	$<0,19$	$<0,29$	$<0,38$

Les teneurs les plus élevées en TBT sont rencontrées dans les zones portuaires de Sète et de l'étang de Thau, tandis que le TPhT n'est décelable qu'à Leucate et dans les eaux des ports de Mèze et Marseillan.

### 2.2.1. Salses - Leucate

A Leucate, deux prélèvements ont été effectués, l'un dans la zone de parcs, l'autre dans la zone technique du port face à la Capitainerie. La teneur en TBT dans les parcs est faible ( $0,56 \text{ ng.l}^{-1}$ ), mais significative d'une contamination anormale du milieu. Ceci est confirmé par la concentration élevée en MBT ( $\sim 29 \text{ ng.l}^{-1}$ ) qui reflète l'existence d'apports chroniques, ainsi que par la présence de TPhT. La zone technique du port de Leucate apparaît contaminée par du TBT, ses produits de dégradation et par le TPhT: même si les concentrations peuvent être considérées comme faibles elles traduisent néanmoins l'existence d'apports qui ne devraient pas exister compte tenu de la réglementation en vigueur pour les peintures antisalissures (interdiction des peintures à base de TBT et TPhT pour les bateaux de moins de 25 m de long).

### 2.2.2. Etang de Thau et port de Sète

Treize points de prélèvements ont été échantillonnés dans la zone "étang de Thau port de Sète" :

- cinq étaient situés dans des zones portuaires ; Marseillan, Mèze, Bouzigues, Sète grande rade (S2 - centre et S3 - face à la base de L'Amérique),
- sept à l'intérieur de l'étang et un à la sortie du canal d'entrée.

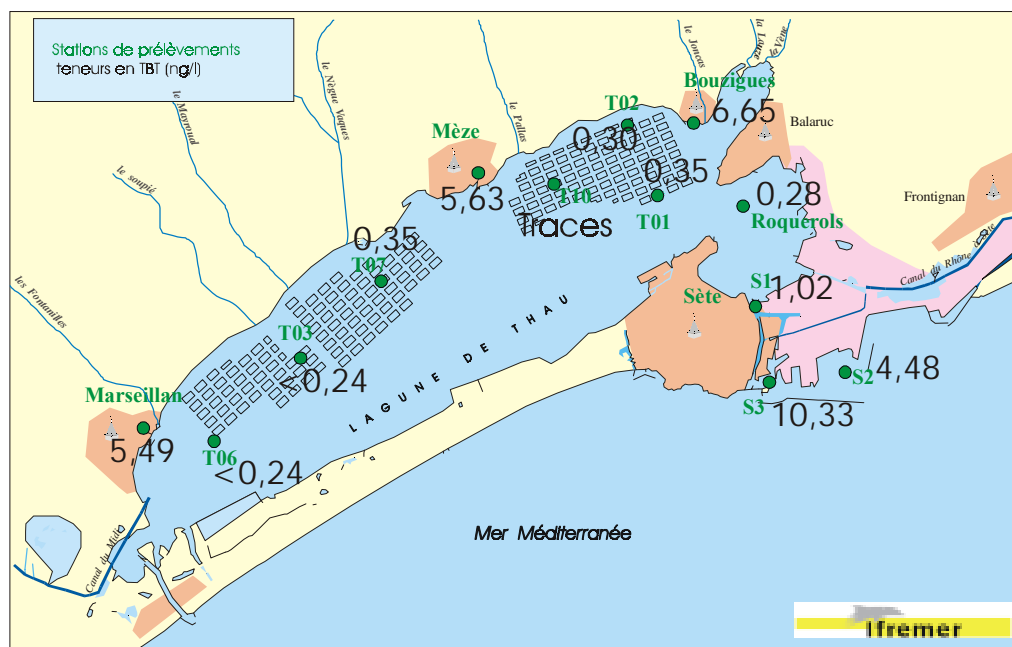


Figure 15.1: Teneurs (ng.l<sup>-1</sup>) en TBT dans les eaux de l'étang de Thau.

Les résultats (Fig. 15.1) montrent des niveaux en TBT comparables entre la Grande rade de Sète (4,48 ng.l<sup>-1</sup>) et les ports de Marseillan (5,49 ng.l<sup>-1</sup>), Mèze (5,63 ng.l<sup>-1</sup>) et Bouzigues (6,65 ng.l<sup>-1</sup>). La concentration observée au point situé face à la base de l'Amérique est plus élevée (10,33 ng.l<sup>-1</sup>), sans que l'on puisse en déduire que cette dernière est à l'origine de la contamination constatée. La présence des produits de dégradation du TBT dans l'ensemble des échantillons portuaires confirme l'existence d'apports chroniques, y compris dans les zones où ils ne devraient pas exister compte tenu de la taille des bateaux qui les fréquentent. De plus on notera la présence mesurable de TPHT dans les ports de Marseillan et Mèze, alors que cette substance n'est pas retrouvée dans les échantillons du port de Sète.

Dans l'étang, la contamination en TBT est observable dans la partie est Roquerols – Bouzigues (Thau 01 et Thau 02) à des concentrations inférieures à 0,5 ng.l<sup>-1</sup>, alors qu'elle n'est pas décelée dans la partie ouest, à l'exception de Thau 07 (0,35 ng.l<sup>-1</sup>).

Par comparaison avec les résultats de Michel et Averty (1999), obtenus sur des prélèvements réalisés en 1997, on constate une diminution générale des teneurs en TBT dans les eaux. Ainsi, dans le port de Sète la contamination mesurée est passée de 3,8 à 21 ng.l<sup>-1</sup> en 1997, à 4,48 et 10,33 ng.l<sup>-1</sup> en 2001. Pour le port de Marseillan qui était très contaminé en 1997, la concentration en TBT est quatre fois plus faible en 2001. Cette diminution de la contamination se traduit également au niveau des teneurs relevées à l'intérieur de l'étang. Il convient de rappeler que les résultats obtenus aussi bien en 1997 que 2001 sont des valeurs ponctuelles, correspondant à des périodes de fréquentation du plan d'eau induisant des apports élevés, mais qu'en aucun cas elles ne sont indicatrices de niveaux de contamination moyens des eaux.

### 2.2.3. Etang du Prévost

Le point d'échantillonnage dans l'étang du Prévost (point REPHY) ne fait pas apparaître de contamination de l'eau par les organostaniques recherchés.

### 3. Indicateurs biologiques d'exposition au TBT

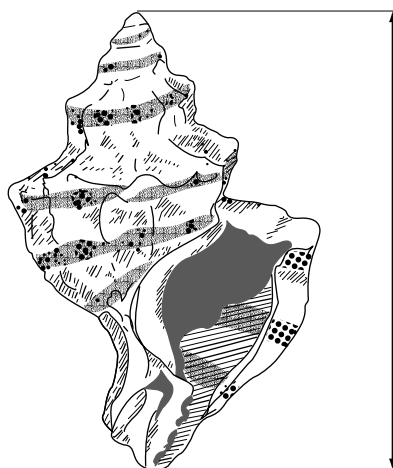
Deux indicateurs biologiques d'exposition ont été choisis pour mettre en évidence les zones pour lesquelles des effets biologiques liés à la présence du TBT dans les eaux sont observables : il s'agit de l'apparition de caractères mâles chez les femelles (imposex) de l'espèce *Hexaplex trunculus* (murex) et du taux de chambrage chez l'huître creuse *Crassostrea gigas*.

#### 3.1. Imposex

L'estimation de la contamination des eaux de l'étang de Thau par le tributylétain à l'aide du bioindicateur imposex a été confiée à l'Institut Européen de la Mer de l'Université de Bretagne Occidentale. Les résultats détaillés figurent dans le rapport d'étude de M. Huet *et al.* (2001).

##### 3.1.1. Méthodes

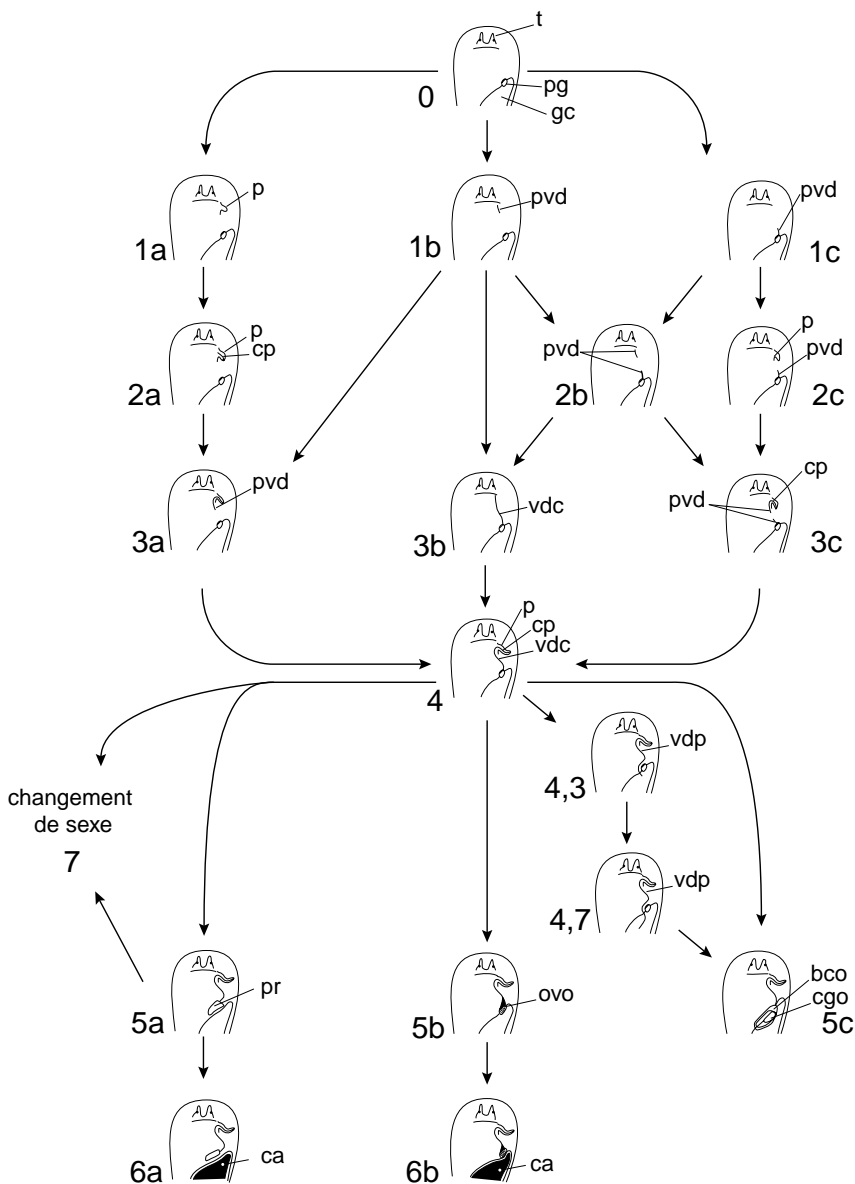
Douze stations d'échantillonnage ont été définies dans l'étang de Thau ; elles ont été réparties en tenant compte de la présence de l'espèce et des points retenus pour les prélèvements d'eau destinés aux analyses de TBT. La campagne d'échantillonnage s'est déroulée du 19 au 21 juin 2001 et en chaque point, lorsque cela a été possible, au moins 50 individus de *H. trunculus* ont été récoltés en plongée. Les différents lots ont été conservés au frais et les observations ont toujours été réalisées dans les 48 heures suivant leur prélèvement.



hauteur de la coquille

**Figure 15.2 :** Coquille d'*Hexaplex trunculus*

En premier lieu, la hauteur de la coquille (Fig. 15.2) est mesurée au dixième de millimètre près, en utilisant un pied à coulisse. Une fois l'animal débarrassé de son squelette externe, il est possible de déterminer le sexe de l'individu par la présence des glandes sexuelles : ovaire, glande à albumen, glande brune et glande à capsules chez les femelles, testicule et prostate chez les mâles. L'examen, sous loupe binoculaire, permet de suivre le parcours du *vas deferens* (portion du conduit des gamètes mâles qui relie la prostate au pénis chez le mâle). Il est ainsi possible de déterminer le stade de développement d'imposex des femelles selon l'échelle de VDS d'Axiak *et al.* (1995) adaptée de celle d'Oehlmann *et al.* (1992), (Fig. 15.3).



**Figure 15.3 :** Echelle d'imposex (stades de VDS) adaptée de celle d'Oehlmann *et al.* (1992) par Axiak *et al.* (1995). Abréviations : 0 → 7 : stades. bco : bursa copulatrix ouverte ; ca : capsules abortives ; cp : conduit pénial ; gc : glande à capsules ; gco : glande à capsules ouverte ; ovo : orifice vaginal obstrué ; p : pénis ; pg : papille génitale ; pr : prostate ; pvd : portion du vas deferens ; t : tentacle oculaire ; vdc : vas deferens complet ; vdp : vas deferens passant au delà de l'orifice vaginal.

L'échelle de VDS est basée principalement sur la croissance du *vas deferens*. Aussi, deux exceptions à cette échelle de stades sont considérées dans la présente étude : lorsque le *vas deferens* est presque complet au stade 2b, une valeur de 3 lui est donnée et le stade 3b est considéré comme le stade 4. La mesure de la longueur du pénis de chaque spécimen est réalisée à l'aide d'un micromètre inséré dans une des optiques de la loupe binoculaire. Les longueurs de pénis moyennes pour les deux sexes ainsi que la moyenne des stades de VDS sont établies. Ces résultats permettent de calculer les indices VDSI (moyenne de l'ensemble des stades de VDS des femelles de l'échantillon) et RPSI comme suit :

$$\text{RPSI} = \frac{(\text{longueur moyenne du pénis des femelles})^3}{(\text{longueur moyenne du pénis des mâles})^3} \times 100$$

### 3.1.2. Résultats

Le sex-ratio de l'échantillonnage (195 mâles pour 352 femelles) est significativement différent de 1 : 1 (test de  $\chi^2$ ). Les femelles, qui représentent 64.35% de l'effectif total, sont significativement plus grandes que les mâles dans la majorité des échantillons et pour l'ensemble des douze prélèvements. Si on compare les stations entre elles, des différences significatives sont également observées entre les tailles et les longueurs de pénis des mâles et des femelles.

Les effectifs des différents stades de VDS rencontrés dans les 12 prélèvements sont réunis dans le tableau 15.3 selon un ordre croissant des moyennes des stades (VDSI), calculées pour chaque échantillon.

**Tableau 15.3 :** Répartition des stades de VDS aux différentes stations et moyenne par échantillon (VDSI)

Station \ Stade	0	1	2	3	4	4.3	4.7	5	VDSI
Thau 03	23	8	3	6	1	0	0	0	0,88
Thau 06	10	9	1	5	5	0	0	0	1,53
Lido	0	0	0	1	2	0	0	0	3,67
Mèze	0	0	0	1	46	0	0	0	3,98
Thau 10	0	0	0	0	22	0	0	0	4,00
Thau 02	0	0	0	0	25	0	0	0	4,00
Marseillan	0	0	0	0	29	0	0	0	4,00
Thau 01	0	0	0	0	6	4	0	0	4,12
Roquerols	0	0	0	0	20	2	2	6	4,27
Balaruc	0	0	0	0	19	15	1	12	4,37
Sète 1	0	0	0	0	5	7	3	19	4,68
Sète 1b	0	0	0	0	5	4	7	18	4,71

Malgré l'absence de test statistique approprié pour la comparaison des différentes distributions des stades de VDS aux différentes stations du fait du mode d'échantillonnage utilisé, on peut distinguer trois types de stations selon les stades observés :

- Thau 03, Thau 06, Lido et Mèze = stades inférieurs à 4
- Thau 02, Thau 10 et Marseillan = toutes les femelles sont au stade 4
- Thau 01, Roquerols, Balaruc, Sète 1 et Sète 1b = présence de stades supérieurs à 4.

Les autres mesures que les stades de VDS (hauteurs de coquilles et longueurs du pénis) sont synthétisées dans le tableau 15.4.

**Tableau 15.4 :** Moyennes des hauteurs (mm) des coquilles et des longueurs péniales en fonction du sexe et RPSI aux différentes stations.

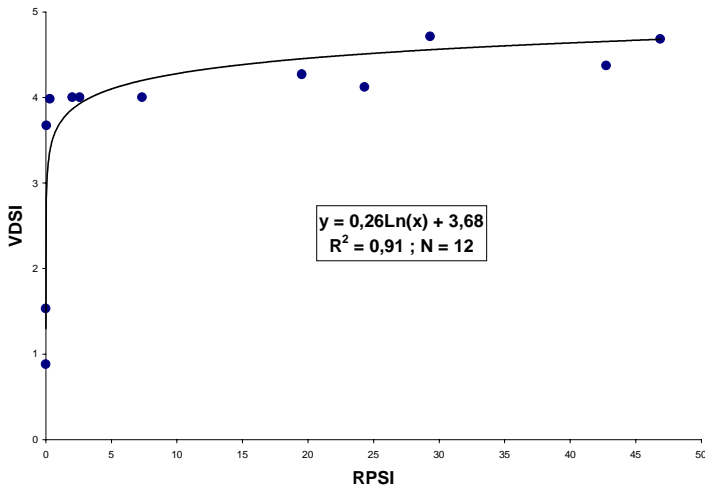
Station	Hauteur coquille ♂	Hauteur coquille ♀	Longueur pénis ♂	Longueur pénis ♀	RPSI
Thau 03	58,6	63,0	13,29	0,14	0,00
Thau 06	47,9	45,8	8,83	0,15	0,00
Lido	67,8	62,8	15,38	1,30	0,06
Mèze	46,7	56,6	11,33	1,69	0,33
Thau 10	51,7	62,7	12,13	3,31	2,03
Thau 02	52,5	56,5	12,04	3,57	2,60
Marseillan	47,0	48,9	9,72	4,08	7,36
Thau 01	47,4	48,1	10,70	6,68	24,33
Roquerols	54,1	54,7	13,55	7,86	19,54
Balaruc	50,6	54,5	12,03	9,06	42,76
Sète 1	51,0	52,7	11,91	9,26	46,89
Sète 1b	49,7	52,0	13,38	8,89	29,32

### 3.1.3. Discussion et conclusion

Les mesures effectuées montrent qu'il existe une forte relation entre la longueur du pénis et la hauteur de la coquille chez *H. trunculus*, que ce soit chez les mâles ou chez les femelles. Les corrélations positives entre ces deux variables sont hautement significatives chez les mâles, les femelles aux stades de VDS supérieurs à 4 et les femelles des stations où le VDSI est supérieur à 4. Ceci entraîne que la longueur seule du pénis des femelles ne peut pas être utilisée comme un indice d'imposex. En effet, il existe des différences de tailles des individus entre les différentes stations et le développement de l'imposex serait alors surestimé pour les populations où les individus sont de plus grande taille par rapport aux autres. Il est donc nécessaire de relativiser cette mesure. C'est la raison pour laquelle le RPSI est utilisé, puisque la longueur moyenne du pénis des femelles d'un échantillon est rapportée à celle des mâles. Ce dernier index étant proportionnel à la taille des individus, le biais consécutif aux différences de tailles est ainsi corrigé.

Si le RPSI est un meilleur indice de développement de l'imposex que la seule mesure de la longueur du pénis des femelles, il s'agit d'un quotient de deux variables, élevé au cube. Aucun test statistique n'est disponible pour analyser les différences entre les RPSI. La comparaison des longueurs de pénis des femelles ne peut être adéquate que si les hauteurs de coquilles ne sont pas différentes entre les échantillons. Or de telles différences existent. Il reste possible de conclure qu'une population est plus touchée qu'une autre si la taille des individus qui la composent est significativement plus petite que l'autre et si la longueur du pénis de ses femelles est significativement supérieure. En dehors de ce cas, on ne peut pas conclure par la seule comparaison des longueurs péniales des femelles. La relation qui lie la longueur du pénis et la hauteur de la coquille des femelles permet de calculer des droites de régression qui peuvent être comparées. Cette analyse permet de déterminer si, à hauteur de coquille égale, les femelles d'une station développent des pénis significativement plus longs que celles en provenance d'un autre site. En utilisant un tel test, des différences significatives entre les douze prélèvements sont mises en évidence.

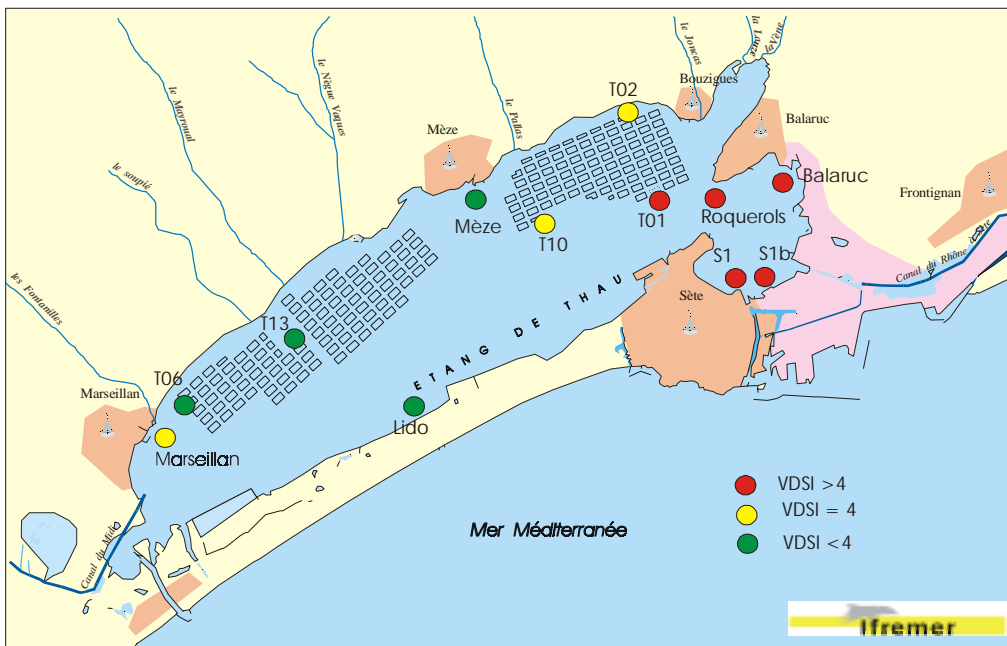
Le VDSI est un autre indice qui mesure l'intensité de l'imposex. Son calcul est basé sur l'apparition progressive des organes sexuels mâles chez la femelle. L'évolution du phénomène de masculinisation est caractérisée principalement par le développement progressif et parallèle de deux organes : le pénis et le *vas deferens*. Chez *H. trunculus*, l'apparition du *vas deferens* peut débiter de l'emplacement du pénis ou de la papille génitale, voie a ou c de l'échelle d'Oehlmann *et al.*, 1992 (Fig. 15.3). Une fois que ce conduit relie ces deux points (stade de VDS 4), il peut se prolonger progressivement plus en arrière de la glande à capsule (stade 4.3) pour dépasser la moitié de celle-ci sur sa longueur (stade 4.7). La croissance de ce spermiducte le long de la glande à capsule peut alors entraîner l'ouverture longitudinale de cet organe reproducteur femelle (stade 5). L'individu est alors rendu stérile par son incapacité à former correctement la gaine protectrice des capsules renfermant les œufs. En parallèle au développement du *vas deferens*, le pénis apparaît et croît. C'est la raison pour laquelle il existe une interrelation positive entre le RPSI et le VDSI (Fig. 15.4). Aux stades de VDS 4.3 à 5, la longueur du pénis pourrait avoir atteint son maximum puisqu'il n'existe pas de différence significative entre les mesures effectuées chez les femelles ayant développé de tels degrés d'imposex.



**Figure 15.4 :** Relation entre RPSI et VDSI chez *H. trunculus* aux 12 stations

La variable du stade de VDS est discontinue, sa distribution n'est pas gaussienne et les effectifs de femelles sont parfois faibles dans les échantillons recueillis, ce qui interdit un traitement statistique des données. Cependant, une classification en trois groupes de stations peut être envisagée : A) présence de stades de VDS inférieurs à 4, B) toutes les femelles sont au stade 4 et C) présence de stades supérieurs à 4.

Cette classification met en évidence l'existence d'une répartition géographique du degré d'imposex des murex dans l'étang de Thau.



**Figure 15.5 :** Répartition de l'intensité de l'imposex (VDSI) aux différents stations d'échantillonnage de l'étang de Thau.

La figure 15.5 montre tout d'abord qu'aucune population d'*H. trunculus* de l'étang de Thau n'est indemne d'imposex confirmant ainsi la présence de TBT dans les eaux à des niveaux voisins ou supérieurs au  $\text{ng.l}^{-1}$ . La zone la plus perturbée est indéniablement celle qui est sous l'influence du port de Sète (stations Sète 1, Sète 1b, Balaruc et Roquerols), au nord-est. Dans la partie sud-ouest, les indices sont plus faibles (Méze, Thau 03, Lido et Thau 06), mais soulignent l'influence du port de Marseillan. A cette station, les indices correspondent à ceux de la zone intermédiaire, comprise entre les deux autres (stations Thau 02 et Thau10). Il apparaît donc au moins deux sources de contamination par le TBT de l'étang de Thau : le port de Sète et celui de Marseillan. L'influence du port de Marseillan n'affecte pas la station Thau 06, située à une centaine de mètres.

### 3.2. Chambrage des huîtres

L'exposition de l'huître creuse à des concentrations en TBT de l'ordre de  $2 \text{ ng.l}^{-1}$  se traduit par des effets sur la calcification des coquilles qui donnent lieu à la formation de chambres remplies d'une substance gélatineuse. Ce type d'anomalies est considéré comme spécifique de la présence de TBT dans les eaux.

Dans l'étang de Thau l'observation du chambrage a été réalisée sur 7 stations (Fig.15.6) réparties dans les trois zones conchylicoles (T1 à T7) à partir d'échantillons provenant, d'une part d'un cycle d'élevage annuel intégré dans le réseau Ifremer REMORA et, d'autre part sur des huîtres sauvages récoltées en plongée, au mois de juin.

Les données du réseau REMORA présentent un double intérêt : l'origine des animaux et leur durée d'immersion dans le bassin de Thau sont parfaitement connues et les résultats peuvent être comparés aux données historiques obtenues selon le même protocole depuis 1993.

Des huîtres dites "sauvages" ont été recherchées dans les zones d'élevage sur les stations REMORA et sur une table située au centre de la zone de Bouzigues (T10). Il n'existe pas de véritable gisement naturel d'huîtres creuses dans la lagune de Thau, mais une faible population peut se fixer sous les tables d'élevage, sur le fond, ou sur les rails de structures d'élevage. L'examen de ces huîtres indigènes permet de rechercher les signes éventuels de l'exposition pluriannuelle au TBT.

En outre, des plongées ont été réalisées sur des fonds rocheux en deux points situés hors des zones conchylicoles : Roquerols et Lafarge-Balaruc.

#### 3.2.1. Matériel et méthodes

Chaque prélèvement de 30 individus fait l'objet de mesures classiques de biométrie. En outre, la qualité de la coquille est notée sur plusieurs critères et notamment sur le chambrage à gélatine, qui est apprécié par pression du pouce, selon l'échelle d'appréciation suivante :

- Absence de chambrage → 0
- Chambrage sur une valve → 1
- Chambrage sur deux valves → 2

Les huîtres dites "sauvages", résultant fréquemment de pertes des élevages, ont été récoltées en plongée et fait l'objet d'observations sur le chambrage, selon la même échelle que celles du réseau REMORA.

### 3.2.2. Résultats concernant l'étang de Salses - Leucate

Trois échantillons de dix individus chaque ont été prélevés le 12 juin 2001 en deux points de l'étang :

- Leucate Sud au point REPHY de code 083002, deux prélèvements LS1 correspondant à des organismes en élevage depuis plus d'un an et LS2 dont la période de stabulation est inconnue,
- Leucate Nord (LN) au point REPHY de code 083003.

**Tableau 15.5 :** Pourcentage d'huîtres chambrées dans les échantillons de Leucate.

Stations	Taille (cm)	Chambrage (%)	Dont sur les deux valves (%)
LS1	10,5 à 14,0	40	10
LS2	9,3 à 14,0	17	0
LN	8,0 à 12,0	0	0

Les résultats du tableau 15.5 montrent l'existence d'anomalies de calcification imputables à la présence de TBT. L'importance du chambrage est la plus marquée chez les huîtres ayant séjourné au moins un an dans la partie sud de l'étang. Ces observations confirment les résultats d'analyse du TBT dans l'eau qui indiquent que (cf § 2. 2. 1) :

- "La teneur en TBT dans les parcs est faible ( $0,56 \text{ ng.l}^{-1}$ ), mais significative d'une contamination anormale du milieu. Ceci est confirmé par la concentration élevée en MBT ( $\sim 29 \text{ ng.l}^{-1}$ ) qui reflète l'existence d'apports chroniques, ainsi que par la présence de TPhT"

### 3.2.3. Résultats concernant l'étang de Thau

Les résultats des observations sont exprimés en pourcentage d'huîtres présentant au moins une chambre, par rapport à l'effectif de l'échantillon. On distingue les cas de chambrage aigu lorsque les deux valves de la coquille sont affectées, des situations les plus fréquentes où seulement la valve supérieure est chambrée.

- Huîtres du réseau REMORA

Les résultats présentés dans le tableau 15.6 montrent qu'en juin 2001, tous les échantillons d'huîtres prélevés par le réseau REMORA sont atteints par le chambrage selon des taux très différents pour chaque station : de 3 % au large de Marseillan et au centre de la zone de Mèze, jusqu'à 97 % au large de Bouzigues.

**Tableau 15.6 :** Taux de chambrage (%) des huîtres prélevées dans le cadre du réseau REMORA.

Zone	Taux de chambrage (%)
<b>Zone de Bouzigues</b>	
TH01 large	60
TH02 terre	49
TH04 large	97
<b>Zone de Mèze</b>	
TH05 large	40
TH07 terre	3
<b>Zone de Marseillan</b>	
TH03 mi- large	7
TH06 large	3

Ainsi, on observe un gradient décroissant est-ouest : les stations localisées entre Mèze et Marseillan (3 à 40 %) étant moins nettement affectées que celles situées entre Bouzigues et Sète où se trouvent les taux les plus élevés (46 à 97%). Globalement, c'est la zone de Bouzigues qui subit le plus fort impact biologique du TBT. Ceci se trouve par ailleurs confirmé lorsque l'on considère les taux de chambrage se rapportant aux formes aiguës : la station Thau 04 présente plus de 40% d'huîtres chambrées sur les deux valves alors que ce même taux est très faible ou anecdotique pour les autres stations.

- Huîtres sauvages

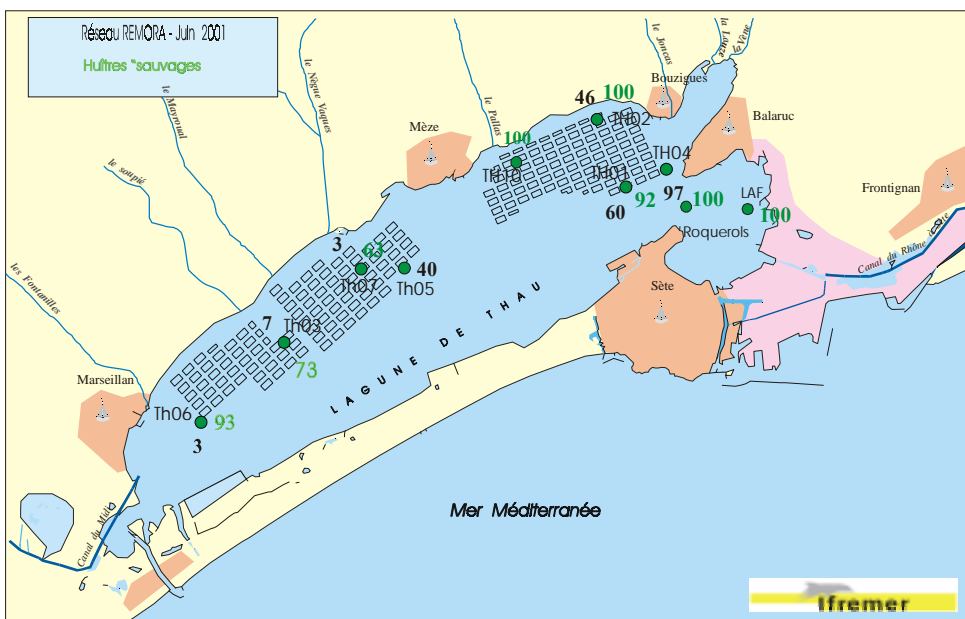
Aucune huître sauvage n'a été trouvée sur les stations REMORA T4 et T5, ainsi que sur le site de Balaruc-Lafarge (LAF). Les résultats reportés dans le tableau 15.7 montrent que toutes les huîtres sauvages récoltées en plongées sont fortement atteintes par le chambrage, avec des pourcentages compris entre 92 et 100 % dans la zone est du bassin. Les huîtres récoltées en dehors de toute zone d'élevage sont chambrées à hauteur de 100%. La zone de Marseillan présente une situation un peu plus contrastée, le plus fort taux de chambrage se trouvant sur le point situé au large. Les échantillons récoltés dans la zone de Mèze sont les moins atteints, mais avec un taux élevé ( 63 %).

Zone	Taux de chambrage (%)
<b>Roquerols</b>	100
<b>Zone de Bouzigues</b>	
T1 large	92
T2 terre	100
T10 centre	100
<b>Zone de Mèze</b>	
T7 centre	63
<b>Zone de Marseillan</b>	
T3 mi- large	73
T6 large	93

**Tableau 15.7 :**  
Pourcentage d'huîtres sauvages chambrées.

• Commentaires

Les résultats obtenus sur les huîtres d'élevage, comme ceux relevés à partir d'huîtres sauvages, confirment que la zone de Bouzigues semble la plus soumise à l'impact biologique du TBT (Fig. 15.6). Par contre la situation apparaît très différente pour les deux autres zones conchylicoles. Ainsi dans la zone de Marseillan, les huîtres en élevage présentent des taux de chambrage très faibles, alors que pour les huîtres sauvages ces mêmes taux sont beaucoup plus élevés (73 et 93%). Cette observation vaut également pour la zone de Mèze où les taux de chambrage chez les huîtres sauvages sont également nettement plus marqués (63 et 100%). Cette différence peut s'expliquer par le fait que les huîtres d'élevage et les huîtres sauvages n'ont pas subi la même durée d'exposition : les premières rendent compte de l'impact immédiat de l'exposition au TBT, les secondes semblent être le résultat d'une exposition à long terme, y compris à de faibles concentrations.



**Figure 15.6 :** Taux de chambrage des huîtres dans l'étang de Thau.

### 3.2.4. Résultats concernant l'étang du Prévost

Un échantillon de 21 huîtres de 18 mois provenant de naissain de Charente maritime a été prélevé le 26 juin 2001 dans l'étang du Prévost. La taille des individus examinés variait entre 7,8 et 11,5 cm. Les observations ont montré que 12 huîtres sur 21, soit 57% de l'échantillon, étaient chambrées. Toutefois aucune forme aiguë de malformation n'a été rencontrée. Ces résultats sont en contradiction avec les résultats des analyses pratiquées dans l'eau qui n'ont mis en évidence que des traces de TBT ( $\sim 0,24 \text{ ng.l}^{-1}$ ).

## 4. Conclusion

Les résultats des campagnes réalisées en 2001, montrent que toutes les zones étudiées, Salses–Leucate, Thau et Prévost, sont contaminées à des degrés divers par les organostaniques. Cette situation ne peut s'expliquer que par un usage illégal des peintures antisalissures à base de tributylétain ou de triphénylétain. On remarquera par ailleurs que le triphénylétain, qui est parfois utilisé en association avec le tributylétain dans les peintures antisalissures, n'est retrouvé qu'à Salses–Leucate et dans les ports de Mèze et Marseillan.

Dans l'étang de Salses–Leucate, la contamination est décelable dans les eaux au voisinage de la zone technique du port ainsi qu'au niveau des parcs conchylicoles. Le triphénylétain est simultanément présent dans ces deux zones ce qui conforte l'hypothèse d'une source d'origine portuaire. Les observations relatives aux anomalies de calcification des coquilles d'huîtres confirment la contamination des eaux de l'étang.

Dans l'étang de Thau, les analyses dans les eaux ainsi que les indicateurs biologiques, imposex et chambrage, montrent que la partie est sous l'influence du port de Sète est la plus impactée par les apports de TBT. Les niveaux de présence sont en diminution générale, y compris dans le port de Sète, depuis les derniers prélèvements réalisés en 1997. Toutefois les eaux des ports de Marseillan, Mèze et Bouzigues, dont les teneurs avoisinent celles trouvées dans le port de Sète, apparaissent anormalement contaminées. Bien que les apports portuaires de Sète contribuent de façon prépondérante à la contamination de la partie est de l'étang, on ne peut ignorer l'existence de sources internes : la mise en évidence de triphénylétain seulement dans les ports de Mèze et Marseillan en apporte la preuve. L'impact biologique apparaît notable, surtout en ce qui concerne la qualité marchande des huîtres de la zone A et la sexualité des gastéropodes examinés (murex). On notera toutefois que cette contamination n'affecte pas la consommabilité des coquillages : le facteur de bioaccumulation dans les tissus étant réputé faible (de l'ordre de 1000) et la toxicité du TBT pour les mammifères étant limitée.

Le TBT est décelé à l'état de traces ( $\sim 0,24 \text{ ng.l}^{-1}$ ) dans l'eau de l'étang du Prévost, mais les observations relatives au chambrage tendent à montrer l'existence périodique de contaminations élevées (chambrage sur les deux valves).

## 5. Bibliographie

- Axiak V., Vella A.J., Micaleff D. & Chircop P., 1995. Imposex in *Hexaplex trunculus* (Gastropoda : Muricidae): first results from biomonitoring of tributyltin contamination in the Mediterranean. *Mar. Biol.*, 20 : 290-292.
- His E., Robert R., 1983-1985. Développement des véligères de *Crassostrea gigas* dans le bassin d'Arcachon. Etude sur les mortalités larvaires. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 47, 1-2, 63-88.
- Huet M., Paulet Y. M. et Clavier J., 2001. Estimation de la contamination des eaux de l'étang de Thau par le tributylétain à l'aide du bioindicateur imposex. Rapport final contrat universitaire n° 013581036, 24 p.
- Michel P., Averty B., 1991. Tributyltin analysis in seawater by GC FPD after direct aqueous phase ethylation using sodium tetraethylborohydrate. *Applied Organomet. Chem.*, 5, 393-397.
- Michel P., Averty B., 1995. La contamination de la rade de Brest par le tributylétain. Contrat rade de Brest - 3èmes Rencontres Scientifiques Internationales, 15-17 mars 1995. Actes du colloque, 2, 87-96.
- Michel P., Averty B., 1996. Bilan 1992 de la contamination des côtes françaises par les composés organostanniques. Ifremer, R. Int. DEL/96.06/Nantes 12 p.
- Michel P., Averty B., 1999. Contamination of French Coastal Waters by Organotin Compounds: 1997 Update. *Mar. Pollut. Bulletin (in press)*.
- Oehlmann J., Stroben E., Fioroni P., 1992. The rough tingle *Ocenebra erinacea* (Neogastropoda : Muricidae) : an exhibitor of imposex in comparison to *Nucella lapillus*. *Helgolander Meeresunters*, 46, 311-328.
- RNO, Surveillance du milieu marin. Edition 1999. 32 p.
- Sarradin P.M., Astruc A., Sabrier R., Astruc M., 1994. Survey of butyltin compounds in Arcachon bay sediments. *Mar. Pollut. Bull.*, 28, 621.