

DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT
ET DE
L'AMENAGEMENT LITTORAL

**ETUDE INTEGREE
DU
BASSIN D'ARCACHON**

- Tome 2 -

1. Qualité de l'eau et des sédiments

2. Polluants

IFREMER Bibliothèque de BREST



0EL07547



R. INT. DEL / 97.09 / ARCACHON

DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT
ET DE
L'AMENAGEMENT LITTORAL

**ETUDE INTEGREE
DU
BASSIN D'ARCACHON**

- Tome 2 -

1. Qualité de l'eau et des sédiments

2. Polluants

R. INT. DEL / 97.09 / ARCACHON



Laboratoire DEL/Arcachon

Etude réalisée par

J-M. BOUCHET, J-P. DELTREIL, F. MANAUD, D. MAURER, G. TRUT

avec le concours de

I. AUBY, J-P. DRENO, J. L'YAVANC, N. MASSON, C. PELLIER

et la collaboration technique de

F. D'AMICO, C. CANTIN, V. CHAPRON, F. TRUT

Ont participé à la correction des textes :

C. ALZIEU (*)
G. BACHELET ()**
Ph. BASSOULET (*)
P. CAPDEVILLE (**)**
P. CHARDY (*)
D. CLAISSE (*)

Ph. GOULLETQUER (*)
R. GUICHET (*)
J-F. GUILLAUD (*)
E. HIS (*)
P-J. LABOURG ()**
R. LAPLANA (*)**

J-P. LEAUTE (*)
J. L'YAVANC (*)
J-L. MAUVAIS (*)
Ph. MOGUEDET (*)
Y. MONBET (*)
J-C. SALOMON (*)

Coordination : François MANAUD

IFREMER (*)
L.O.B. (**)
CEMAGREF (***)
SIBA (****)

Résumé :

L'étude rassemble les connaissances existantes pour éclairer les grandes tendances de l'évolution naturelle et socio-économique qui interviennent dans et autour du Bassin d'Arcachon. La présente synthèse a été établie à partir du contenu de cinq tomes thématiques.

Le sens et la vitesse de l'évolution morphologique ont été précisés, permettant des projections raisonnables à moyen terme : la communication avec la mer n'est pas menacée, la navigabilité des passes va aller s'améliorant dans les trente prochaines années ; pendant le même temps, des changements importants de la côte et des bancs vont nécessiter des adaptations des sites d'exploitation des ressources (ostréiculture, loisirs, tourisme) et de l'émissaire de La Salie, tandis qu'à l'intérieur du Bassin, le réseau hydrographique va se simplifier par comblement des chenaux secondaires et le Nord du Bassin continuera de se combler.

Ceci pose la question de l'entretien des espaces naturels et d'exploitation (parcs à huîtres, plages) pour compenser cette évolution et des précautions à prendre en matière d'aménagement hydraulique. La modélisation hydrodynamique, menée en parallèle, outre l'éclaircissement des mécanismes essentiels, a permis de simuler l'effet d'aménagements importants et, en particulier, d'en découvrir les inconvénients ; ces résultats incitent à limiter les objectifs aux travaux indispensables à la restauration de la capacité hydraulique.

La bonne qualité des composantes du Bassin (eau, sédiment, matière vivante) a pu être maintenue, malgré l'expansion urbaine et industrielle, au prix d'équipements importants (système d'assainissement mis en chantier en 1970) : mais l'ampleur et la complexité croissante du réseau, en même temps que l'amenuisement de la capacité tampon du milieu du fait de son occupation croissante, tendent à fragiliser le système.

Des troubles graves pour l'ostréiculture provoqués par l'emploi de produits anti-salissures à base d'étain (TBT), ou encore les proliférations d'algues vertes consécutives au développement agricole intensif sur le bassin versant ont montré la sensibilité du Bassin à l'introduction de substances allochtones (biocides ou nutriments).

Ces dangers justifient l'extrême vigilance de ceux qui vivent du Bassin et leur hostilité à l'égard de toute forme d'intensification. D'où la nécessité, pour rendre supportable l'évolution inéluctable de la démographie et des loisirs, d'inventer des modes de développement (nautisme, ports, dragages...) adaptés aux conditions très particulières du site.

Outre le bilan des connaissances actuelles, l'étude propose un certain nombre d'axes de recherches pour pallier les insuffisances qui affaiblissent ses conclusions en matière de limites acceptables du développement, et, d'autre part, suggère des mesures pratiques telles que :

- des travaux d'entretien du milieu susceptibles de maintenir les mécanismes naturels,
- l'adaptation des projets (navigation, ports, urbanisation) aux aptitudes des sites,
- des choix de développement pour le Bassin et l'unité de décision (échelon politique des collectivités).
- enfin, la mise en place d'un suivi coordonné qui donnera les moyens d'une meilleure maîtrise de cette évolution.

Abstract :

This study collates most of published and unpublished research from over more than a century to reveal major trends in natural evolution and human development and the connections between them.

The past direction and speed of morphological changes over medium time ranges have been defined.

The outlet will remain open, but chanel and sandbanks will shift south as before and activities have to comply with these changes.

Concerning the type of management, the hydrodynamic model shows the main characteristics of the system and suggests to rely more on restoring hydraulic patterns than in imposing new ones.

On quality grounds, the study shows that marine conditions in the region have remained fairly healthy, despite increased urban growth and industrialisation. This is mainly due to a vast programme of water treatment and sewage collecting networks which will have to be extended permanently to maintain current quality levels.

Certain activities have been prohibited, such as the use of tin-based antifouling products and there has been strict control of intensive agriculture which indirectly stimulates the growth of green algae and threatens shellfish.

People in the area are aware of these dangers and there is a need to conduct development in an environmentally respectful way.

The publication suggests a number of measures, including public works to maintain hydrodynamic patterns, the careful design of development projects (ports and urban planning) and the setting up of a surveillance system and monitoring group to permanently assess development impacts.

Mots-clés :

Bassin d'Arcachon, monographie, physique, eau, sédiment, biologie, activités, influence, aménagement, évolution

Keywords :

Bassin d'Arcachon, review, physics, water, sediment, biology, activities, impact, management, evolution

Commentaire :

ETUDE INTEGREE DU BASSIN D'ARCACHON

ANALYSE : Exploitation des données disponibles par thèmes

Tome I - Physique

- Ch. 1 - Généralités sur la géologie, l'hydrologie continentales, le climat
- Ch. 2 - Morphologie
- Ch. 3 - Circulation des eaux marines
- Ch. 4 - Dynamique sédimentaire

Tome II - Qualité de l'eau et des sédiments

- Ch. 1 - Physico-chimie, nutriments, chlorophylle, M.E.S., matière organique
- Ch. 2 - Polluants

Tome III - Evolution de la richesse biologique

- Ch. 1 - Phytoplancton
- Ch. 2 - Zooplancton
- Ch. 3 - Biosédimentaire
- Ch. 4 - Ethologie alimentaire des Poissons
- Ch. 5 - Biogéographie

Tome IV - Activités

- Ch. 1 - Aménagement de l'espace, Socio-économie, Navigation, Travaux maritimes,
- Ch. 2 - Forêt et agriculture
- Ch. 3 - Urbanisation et Industrie
- Ch. 4 - Loisirs balnéaires et de nature
- Ch. 5 - Nautisme

Tome V - Activités ressources vivantes

- Ch. 1 - Pêche professionnelle
- Ch. 2 - Conchyliculture

SYNTHESE : Réponses aux grandes questions à l'aide des données disponibles

- Ch. 1 : Le Bassin se ferme-t-il ?
- Ch. 2 : Le Bassin se comble-t-il ?
- Ch. 3 : Pourquoi les passes sont-elles vitales ?
- Ch. 4 : Le Bassin est-il pollué ?
- Ch. 5 : Le Bassin évolue-t-il sur le plan biologique ?
- Ch. 6 : Quelle évolution de l'ostréiculture arcachonnaise ?
- Ch. 7 : Quelles interactions entre les activités ?
- Ch. 8 : Quel développement possible des activités ?

1. QUALITE DE L'EAU ET DES SEDIMENTS

II.1. QUALITE DES EAUX ET DES SEDIMENTS

Introduction

Rappel sur la matière organique
Rappel sur le cycle de quelques éléments

1. Eau

1.1. Continent

1.1.1. Généralités

1.1.1.1. Rappel sur l'hydrométrie

1.1.1.2. Sol des Landes

1.1.2. Eaux de pluie

1.1.3. Eaux superficielles

1.1.3.1. Qualité des eaux et flux des cours d'eau

1.1.3.2. Ruissellement urbain

1.1.3.3. Urbanisation et assainissement : approche globale

1.1.4. Eaux phréatiques

1.1.4.1. Géochimie

1.1.4.2. Sels nutritifs

1.1.4.3. Matière organique

1.1.5. Importance relative et évolution des différents apports de nutriments au Bassin d'Arcachon

1.1.6. Conclusion

1.2. Océan

1.2.1. Données d'hydrologie disponibles

1.2.2. Eau océanique

1.2.3. Eau côtière

1.2.3.1. Température

1.2.3.2. Salinité, nutriments, chlorophylle

1.3. Bassin

1.3.1. Paramètres physico-chimiques (exceptés les sel nutritifs) et biologiques

1.3.1.1. Température

1.3.1.2. Salinité

1.3.1.3. Diagrammes T-S

1.3.1.4. Oxygène dissous

1.3.1.5. pH

1.3.1.6. Chlorophylle

1.3.1.7. Matières en suspension (MES)

1.3.2. Sels nutritifs

1.3.2.1. Nitrates + nitrites

1.3.2.2. Ammonium

1.3.2.3. Phosphates

1.3.2.4. Silicates

1.3.2.5. Rapport N/P

- 1.3.3. Zonage hydrologique
 - 1.3.3.1. Secteur des passes
 - 1.3.3.2. Bassin intérieur
- 1.3.4. Conclusions sur l'hydrologie du Bassin
- 1.4. Masses d'eau
 - 1.4.1. Le Bassin dans le contexte hydrologique Sud-Gascogne
 - 1.4.1.1. Evolution thermique saisonnière
 - 1.4.1.2. Gradients thermiques saisonniers
 - 1.4.2. Les stratifications thermiques et de densités au large des passes d'entrée
 - 1.4.2.1. Les températures saisonnières entre le méridien 1° 20'00 ouest et la côte
 - 1.4.2.2. Les densités des eaux. Stratifications en hiver perturbé et en été calme sur la plate-forme continentale entre la pointe du Cap Ferret et la Salie
 - 1.4.3. Caractéristiques et définitions des masses d'eau en circulation entre le Bassin et le large
 - 1.4.3.1. Caractéristiques des eaux néritiques côtières
 - 1.4.3.2. Caractéristiques des masses d'eau du Bassin
 - 1.4.3.3. Les échanges océan-bassin
 - 1.4.3.4. Cas des eaux néritiques internes
 - 1.4.3.5. Les saisons et les masses d'eau
 - 1.4.3.6. Excursion et vitesses de translation aval amont des masses d'eau.
Temps de résidence
 - 1.4.3.7. Evolution dans le temps de l'advection des masses d'eau néritiques externes
 - 1.4.4. Conclusion sur le rôle des masses d'eau

2. Sédiments

- 2.1. Aperçu sur les processus hydro-sédimentaires
 - 2.1.1. Influence des facteurs physiques
 - 2.1.1.1. Hydrodynamisme
 - 2.1.1.2. Alternance émergence - immersion
 - 2.1.2. Influence des facteurs biotiques
 - 2.1.2.1. Rôle des herbiers de phanérogames
 - 2.1.2.2. Rôle du schorre
 - 2.1.2.3. Rôle des organismes fouisseurs
- 2.2. Concentration en éléments majeurs dans les sédiments
 - 2.2.1. Au large
 - 2.2.2. Dans le Bassin
- 2.3. Sels nutritifs
 - 2.3.1. Concentration dans les sédiments
 - 2.3.2. Flux sédiment - eau
- 2.4. Matière organique
 - 2.4.1. Concentration en matière organique dans les sédiments
 - 2.4.1.1. Au large
 - 2.4.1.2. Dans le Bassin
 - 2.4.2. Origine et nature des stocks de matière organique dans le Bassin d'Arcachon

Conclusion

Liste des Figures

- Fig. 1 : Points de prélèvements du suivi des rivières et bassins versants afférents.
- Fig. 2 : Evolution du débit et des flux d'azote minéral de l'Eyre.
- Fig. 3 : Influence des surfaces en cultures sur la concentration en nitrite + nitrate dans les cours d'eau (AUBY *et al.*, 1994).
- Fig. 4 : Délimitation et superficie des différents bassins versants directs du Bassin d'Arcachon (ha).
- Fig. 5 : Concentrations de N-NH₄ (mg.l⁻¹) dans les ruisseaux.
- Fig. 6 : Concentrations de P-PO₄ (mg.l⁻¹) dans les ruisseaux.
- Fig. 7 : Concentrations de P total (mg.l⁻¹) dans les ruisseaux.
- Fig. 8 : Concentrations de N-NO₃ (mg.l⁻¹) dans les ruisseaux.
- Fig. 9 : Relation entre la concentration moyenne en ammonium et le pourcentage de surface artificialisée.
- Fig. 10 : Concentration d'azote ammoniacal dans la nappe phréatique (mg.l⁻¹ de N-NH₄).
- Fig. 11 : Concentration d'azote nitrique dans la nappe phréatique. (mg.l⁻¹ de N-NO₃).
- Fig. 12 : Concentration d'azote inorganique dans la nappe phréatique (mg.l⁻¹ de N).
- Fig. 13 : Concentration d'orthophosphate dans la nappe phréatique (mg.l⁻¹ de P-PO₄).
- Fig. 14 : Mécanisme de l'évolution annuelle de la structure thermique superficielle (YOO, 1982).
- Fig. 15 : Stations RNO intersite III, septembre 1985 (*in* PIRIOU, 1986).
- Fig. 16 : Position moyenne des masses d'eau au cours d'une année (BOUCHET, 1968).
- Fig. 17 : Stations de prélèvement des réseaux d'observations.
- Fig. 18 : Evolution des températures moyennes de l'air (Arcachon) et de l'eau (Eyrac).
- Fig. 19 : Evolution de la salinité de surface à la station du Tès.
- Fig. 20 : Evolution de la salinité de surface à la station du Tès à pleine mer et du débit de l'Eyre.
- Fig. 21 : Diagrammes Température Salinité (surface) des différentes stations (suivi IFREMER Arcachon) établis sur la période 1988-1993.
- Fig. 22 : Diagrammes Températures Salinités, évolution sur trente années (1955-1964 / 1988-1993).
- Fig. 23 : Evolution des teneurs en chlorophylle a à la station du Tès.
- Fig. 24 : Evolution des teneurs en seston total et du nombre d'heures par mois de vent supérieur à 20 noeuds à la station du Tès.
- Fig. 25 : Concentrations moyennes de Carbone Organique Total dans l'eau (C.O.T.) en mg.l⁻¹ (août 1977) (d'après C.E.T.E., 1978).
- Fig. 26 : Evolution des teneurs en nitrates aux stations de Comprian et du Ferret.
- Fig. 27 : Droites de régression salinité-teneur en nitrates sur la période 1988-1993.
- Fig. 28 : Droites de régression salinité teneur en ammonium aux stations d'Arès et de Comprian (période 1989-1993).
- Fig. 29 : Evolution des teneurs en ammonium à la station du Tès.
- Fig. 30 : Moyenne du rapport N/P (molaire) dans le bassin d'Arcachon et dans ses principaux tributaires.

- Fig. 31 : Evolution thermique saisonnière schématisée des eaux du fond sur la plate-forme continentale (d'après VINCENT et KURC, 1967).
- Fig. 32 : Evolution thermique saisonnière schématisée des eaux du fond sur la plate-forme continentale (d'après VINCENT et KURC, 1968).
- Fig. 33 : Gradients thermiques observés sur le fond entre l'océan et le Bassin (BOUCHET, 1983-1984).
- Fig. 34 : Gradients thermiques observés sur le fond entre l'océan et le Bassin (BOUCHET, 1983-1984).
- Fig. 35 : Stratifications thermiques sur le parallèle 44°32'00N entre la côte et le méridien 1°35'00 Ouest (BOUCHET, 1983).
- Fig. 36 : Stratifications des densités (σ_t) en été (BOUCHET, 1983).
- Fig. 37 : Stratifications des densités (σ_t) en hiver (BOUCHET, 1984).
- Fig. 38 : Stations hydrologiques de référence.
- Fig. 39 : Les masses d'eau en circulation entre le Bassin et le large. (BOUCHET).
- Fig. 40 : Caractéristiques des masses d'eau du Bassin et du proche océan (BOUCHET).
- Fig. 41 : Amplitudes des variations saisonnières des températures et des densités (σ_t) sur le fond aux stations Réf. "Large" et Réf. "Bouée 7" (BOUCHET).
- Fig. 42 : Les saisons et les masses d'eau (AUBY *et al.*, 1994 & BOUCHET).
- Fig. 43 : Stations fixes (Piquey, Mapouchet, Teychan, Gujan).
Station de référence basse-mer "Bouée 7 Nord" (J-M. BOUCHET).
- Fig. 44 : Evolution dans le temps de l'advection des masses d'eau néritiques externes sur le fond (BOUCHET, 1968 et 1992)

Liste des tableaux

- Tab 1 : Éléments majeurs des sols podzoliques des Landes de Gascogne (*in* DUMON, 1986).
- Tab 2 : Physico-chimie de l'eau de l'Eyre à Lamothe d'après les données RNB 1971-1993 (*AUBY et al.*, 1994).
- Tab 3 : Critères de qualité des eaux selon les Agences de l'Eau.
- Tab 4 : Concentrations moyennes annuelles dans les six principaux cours d'eau tributaires du Bassin d'Arcachon (*in AUBY et al.*, 1994).
- Tab 5 : Apports de nutriments au Bassin d'Arcachon par les six principaux cours d'eau.
- Tab 6 : Concentrations en ammonium (mg.l^{-1} N-NH₄) des eaux des ruisseaux du pourtour du Bassin d'Arcachon.
- Tab 7 : Concentrations en phosphate (mg.l^{-1} P-PO₄) des eaux des ruisseaux du pourtour du Bassin d'Arcachon.
- Tab 8 : Concentrations en phosphate total (mg.l^{-1} P) des eaux des ruisseaux du pourtour du Bassin d'Arcachon.
- Tab 9 : Concentrations en nitrate (mg.l^{-1} N-NO₃) des eaux des ruisseaux du pourtour du Bassin d'Arcachon.
- Tab 10 : Concentrations en ammonium (mg.l^{-1}) et pourcentage des surfaces artificialisées.
- Tab 11 : Composition chimique des eaux de ruissellement urbain.
- Tab 12 : Estimation du flux total annuel d'azote et de phosphore apporté au Bassin par les sources urbaines.
- Tab 13 : Evolution des apports d'azote et de phosphore provenant des eaux usées au Bassin d'Arcachon entre 1970 et 1990.
- Tab 14 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux salées souterraines.
- Tab 15 : Valeurs moyennes des teneurs en azote dans les compartiments hydriques (mars 1995) (*in RIMMELIN*, 1995).
- Tab 16 : Bilan global des apports d'azote et de phosphore au Bassin d'Arcachon à l'époque actuelle.
- Tab 17 : Evolution des apports de nutriments au Bassin entre 1970 et 1990.
- Tab 18 : Composition biochimique des MES du plateau continental entre la Gironde et Arcachon (*in ETCHEBER et RELEXANS*, 1983).
- Tab 19 : Concentration en nutriments des eaux côtières en été (août-septembre 1985).
- Tab 20 : Description des séries de données d'hydrologie lagunaire.
- Tab 21 : Décalage des stations de prélèvement par rapport au point de référence d'Eyrac.
- Tab 22 : Variation de la salinité moyenne sur un cycle de marée à Lahillon (L.C.H.F., 1973).
- Tab 23 : Salinité de surface et au fond mesurées dans les "hauts" du Bassin (DELTREIL, 1968).
- Tab 24 : Relation matière organique/salinité (*in LE DANTEC*, 1968).
- Tab 25 : Evolution des concentrations en nitrate+nitrite ($\mu\text{mol.l}^{-1}$ de N).
- Tab 26 : Teneurs en Silicate dans le Bassin d'Arcachon ($\mu\text{mol.l}^{-1}$ de Si).
- Tab 27 : Teneurs moyennes en éléments majeurs (% du poids sec) dans les sédiments du Bassin (*in SALINERES*, 1972 et *CARRUESCO*, 1989).
- Tab 28 : Concentration en nutriments dans l'eau interstitielle de différents types de sédiments du Bassin d'Arcachon.

Tab 29 : Concentration en carbone et azote dissous et particuliers dans différents types de sédiments du Bassin d'Arcachon.

Tab 30 : Bilan du carbone organique dans le Bassin d'Arcachon (en tonnes par an).

Introduction

L'hydrologie, comprise comme l'étude de la **qualité des eaux**, constitue le lien de dépendance du milieu marin côtier vis-à-vis du continent et plus particulièrement de la zone littorale.

L'hydrologie du Bassin d'Arcachon est affectée par de nombreux facteurs naturels et/ou d'origine anthropique.

Parmi ces facteurs, on peut citer la nature des sols du bassin versant, l'intensité et la qualité physico-chimique des précipitations, des apports par le ruissellement, les cours d'eau et la nappe phréatique. Les apports **continentaux** sont en grande partie dépendants de l'occupation de l'espace et des activités humaines sur le bassin versant. La nature des **échanges avec l'océan** influe également de façon déterminante sur la qualité des eaux de la lagune.

Par ailleurs, les caractéristiques physico-chimiques des sédiments ainsi que la nature et l'intensité des processus qui s'y déroulent jouent un rôle important dans la qualité des eaux et des milieux biotiques en général, d'où la nécessité d'une étude associée de l'eau et des fonds. Pour cette raison, ce chapitre est organisé en deux parties, l'une traitant des **masses d'eau**, l'autre des **sédiments**. L'accent sera mis sur les niveaux des composants et sur les processus naturels.

En préambule, nous rappellerons brièvement quelques généralités concernant des notions qui seront souvent évoquées dans ce texte.

Rappels sur la matière organique

La notion de matière organique recouvre des entités très différentes. Il faut d'abord distinguer la matière organique constituant les organismes vivants de celle qui provient des différents stades de leur dégradation et des produits d'excrétion de leur métabolisme. Par ailleurs, autour d'un seuil situé arbitrairement à $0,45 \mu\text{m}$, on distingue la matière organique particulaire (particules dont le diamètre est supérieur à ce seuil) de la fraction dissoute. La matière organique particulaire est constituée d'organismes animaux et végétaux, de fragments de ces organismes en voie de dégradation et d'agrégats amorphes de matière organique dissoute formés par des processus bactériens ou par précipitation chimique.

Les techniques de dosage de cette matière organique ont évolué au cours du temps. Par le passé, les mesures étaient réalisées à l'aide de méthodes globales (perte au feu, méthode de Boury). A l'heure actuelle, les auteurs préfèrent doser séparément les différents éléments organiques, notamment le carbone et l'azote organiques, en séparant généralement les fractions dissoutes et particulaires du carbone (C.O.D. et C.O.P.) et de l'azote (N.O.D. et N.O.P.).

Les bactéries responsables de la **dégradation (ou minéralisation) de la matière organique**, c'est à dire de sa transformation en matériel inorganique, utilisent les formes oxydées des éléments chimiques (O_2 , NO_3 , SO_4 , HCO_3 ...) comme source d'énergie pour assurer leur métabolisme. La dégradation est plus rapide et plus complète en conditions aérobies (dans l'eau ou dans la couche oxygène superficielle du sédiment) qu'en conditions anaérobies (en profondeur, dans la couche anoxique du sédiment). En effet, en anaérobiose, la minéralisation est assurée par l'action combinée de différentes populations bactériennes qui n'utilisent qu'une

fraction de l'énergie des molécules en voie de dégradation et libèrent des produits qui seront à leur tour utilisés comme substrats par d'autres bactéries. Les processus de dégradation conduisent à la fois à l'anoxie des eaux et des sédiments et à la production d'éléments réduits, notamment l'ammonium (NH_4), le méthane (CH_4) et l'hydrogène sulfureux (H_2S).

Rappels sur le cycle de quelques éléments

Le **phosphore** se trouve sous différentes formes dans les sédiments :

- l'ion phosphate (PO_4), seule forme du phosphore utilisable par les végétaux,
- le phosphore organique dissous ou particulaire, transformable en phosphate par les phosphatases bactériennes,
- le phosphore minéral dissous (phosphates condensés), transformable en phosphate par simple hydrolyse, ou particulaire (particules de minéraux phosphatés, précipités de surface, formes occluses).

Dans cette dernière catégorie se trouvent les phosphates ferriques, particulièrement importants dans les sédiments du Bassin très riches en fer. Ces composés sont solubilisés en conditions anoxiques, notamment grâce à la présence d' H_2S . Pour cette raison, le phosphate sédimentaire lié au fer est libéré principalement pendant les périodes où le sédiment est plus anoxique (c'est à dire l'été et la nuit).

Les formes du phosphore liées aux carbonates de calcium sont solubilisées dans des conditions de pH acide.

L'azote se trouve dans l'eau et dans le sédiment sous forme organique ou minérale (nitrate NO_3 , nitrite NO_2 , ammonium NH_4). Les processus impliqués dans les transformations entre les différentes formes de cet élément sont principalement liés au métabolisme des diverses populations bactériennes. L'azote organique est transformé en ammonium (ammonification) par les bactéries aérobies (dans l'eau et dans la couche oxydée du sédiment) et fermentatives (dans la couche réduite du sédiment). En conditions oxiques, cet ammonium peut être oxydé en nitrite puis en nitrate par les bactéries nitrifiantes (nitrification). D'autres populations bactériennes, situées soit dans la zone oxique du sédiment, soit dans la zone anoxique, réduisent le nitrate en ammonium. Le nitrate peut également être réduit en oxyde nitreux (N_2O) et en azote moléculaire (N_2) par les bactéries dénitrifiantes. Cette dénitrification constitue le seul processus microbien permettant d'éliminer l'azote en excès en l'évacuant vers l'atmosphère. Enfin, de nombreuses espèces microbiennes sont capables de fixer l'azote moléculaire et de le transformer en ammoniac (NH_3).

Le **soufre** est abondant dans l'eau de mer sous sa forme oxydée, le sulfate (SO_4). Il est réduit en sulfure (H_2S , HS^- et S^{2-} , en fonction du pH) par les bactéries sulfato-réductrices dans la couche anaérobie du sédiment. On peut remarquer que ces bactéries peuvent également utiliser d'autres formes du soufre, comme le sulfite, le thiosulfate et le soufre élémentaire. A cause de la forte concentration en sulfate dans l'eau de mer, cette sulfato-réduction est le processus terminal majeur de la minéralisation dans les sédiments marins côtiers. La production de ces sulfures est facilement repérable à leur forte odeur très caractéristique (sédiments des crassats, fonds de ports où la matière organique est accumulée). Toutefois, quoiqu'ils soient produits en grande quantité dans les sédiments littoraux, les sulfures libres y présentent souvent des faibles concentrations (environ $1 \mu\text{M}$). En effet, une part de ces sulfures précipitent sous forme de monosulfure de fer (FeS) et de pyrite (FeS_2), ces deux

composés représentant un stock de soufre réduit dans le sédiment. Ils seront ensuite réoxydés soit par des processus chimiques, notamment en conditions acides, soit par des processus biologiques. Plusieurs types de bactéries agissant dans les zones oxiques et anoxiques du sédiment interviennent dans cette oxydation. Certaines de ces populations présentent des couleurs particulières (blanches, roses et vertes), l'observation de ces tâches colorées révèle l'existence de ces mécanismes de réoxydation des sulfures.

Le **carbonate de calcium** (CaCO_3) précipite dans des conditions de pH supérieur à 7. Lorsque le pH des sédiments est acide, le carbonate de calcium se dissout et les ions calcium sont libérés.

1. Eau

1.1. Continent

1.1.1. Généralités

1.1.1.1. Rappel sur l'hydrométrie

La présentation hydrographique (distribution spatiale et caractéristiques du réseau hydrographique) et hydrométrique (caractéristiques du régime et débits des cours d'eau) est à lire dans le chapitre des généralités sur le milieu naturel (I.1.).

Rappelons que par rapport aux précipitations, les apports peuvent être régulés (tamponnés) dans une large mesure par l'effet de recharge de la nappe phréatique :

- en période de recharge de la nappe (automne-hiver selon les années), les apports d'eau douce au milieu marin sont constitués en majeure partie par les eaux de pluie tombant dans les vallées et sur le plan d'eau du Bassin lui-même, donc peu abondantes par rapport à la surface du bassin versant récepteur, et relativement peu chargées ;
- en période de saturation des aquifères (hiver, printemps), au contraire, tout le bassin versant contribue aux apports qui correspondent mieux à l'abondance des épisodes pluvieux ; l'effet du ruissellement enrichit considérablement les eaux en éléments dissous et particuliers.
- en période de décharge (printemps, été), on devrait théoriquement voir les débits soutenus par l'arrivée des eaux phréatiques plus ou moins minéralisées, selon l'occupation du sol, jusqu'à leur étiage en octobre-novembre, mais les effets des fluctuations climatiques sur l'évapotranspiration peuvent modifier grandement le schéma théorique.

Le présent chapitre rappelle brièvement la **composition des eaux naturelles et l'environnement pédologique qui l'explique.**

1.1.1.2. Sols des Landes de Gascogne

La formation des sols de la région a fait l'objet de nombreuses études en raison du caractère exceptionnel de ces podzols sous nos latitudes. Rappelons que c'est la roche-mère, le sable des Landes, qui en raison de sa porosité et de la forte pluviométrie de la région, est responsable de l'acidité des sols et de la formation des podzols ; leur composition moyenne a pu être établie à partir de l'étude de 91 horizons pédologiques prélevés dans les Landes (Tab. 1) (DUMON, 1978 ; DUMON, 1986), confirmant la pauvreté de ces sols, tant en éléments traces* qu'en sels nutritifs (MANEUX, 1994).

Eléments (%) (1)	Mini	Maxi	Moyenne générale
SiO ₂	64,29	97,59	92,16
Al ₂ O ₃	0,63	23,00	2,69
Fe ₂ O ₃	0,07	2,37	0,47
Na ₂ O	0,03	1,16	0,61
K ₂ O	0,11	1,40	0,49
MgO	0,21	0,93	0,42
CaO	0,01	0,75	0,11
P ₂ O ₅	0,10	0,20	0,15
Perte au Feu (2)	0,17	16,98	2,75
TiO ₂ (3)	250	7261	891
MnO (3)	24	388	93

(1) Exprimé en oxydes pour 100 g de sol sec.

(2) Attribué à la seule M.O. en l'absence de CO₂Ca et d'argile.

(3) Exprimé en mg par kg de sol séché à 105°C, et tamisé à 2 mm..

Tableau 1 : Eléments majeurs* des sols podzoliques des Landes de Gascogne (in DUMON, 1986).

Rappelons que dans les podzols "la minéralisation de l'humus est très lente et libère peu d'azote et d'éléments échangeables, Ca, K, Mg ; ceux-ci sont retenus très énergiquement dans l'humus brut. Ainsi, presque tous les éléments nutritifs sont stockés dans l'horizon organique (superficiel) A₀" (DUCHAUFOR, 1965).

"On retrouve du fer et du manganèse sous forme de complexe organique en quantité notable (plusieurs ppm) alors que les concentrations en fer sont généralement voisines de 0,5 mg.l⁻¹" (BONJOUR, 1985).

1.1.1.2.1. Sols forestiers

Par définition, le podzol atlantique est "défavorable à toute végétation autre que la lande (Ericacées) ou certains résineux très peu exigeants (Pin sylvestre, Pin maritime), du fait, entre autres, **du défaut de minéralisation de l'azote (C/N très élevé souvent supérieur à 30) et du phosphore et de l'extrême pauvreté en éléments échangeables des horizons A2 et B (inférieurs)**" (DUCHAUFOR, 1965).

Seule culture possible, la forêt de Pin maritime plantée est omniprésente dans l'espace qui nous occupe depuis le milieu du XIX^{ème} siècle (cf. IV.2.2.).

L'abondance d'humus grossier dans l'horizon superficiel prédispose ces sols à fournir des quantités importantes de matière organique, entraînée par ruissellement pour la fraction particulaire et sous forme de lessivage et percolation pour la fraction dissoute.

La plupart des landes étant naturellement pseudo-endoréïques, c'est la densité et l'efficacité du réseau de drainage artificiel (crastes) qui commande l'intensité des apports d'éléments chimiques vers les cours d'eau et, finalement, au Bassin.

Toute diminution du temps de transit peut en outre provoquer l'apport au Bassin d'une matière organique moins dégradée et accentuer ainsi la surcharge organique de ce dernier (GARBAYE, 1981).

Rappelons que "les débris d'humus brut issus de la végétation des landes à bruyères et forêts résineuse, à rapport C/N élevé et pauvres en éléments organiques hydrosolubles se décomposent lentement" (DUCHAUFOR, 1965).

1.1.1.2.2. Sols agricoles

L'emprise des sols agricoles est traitée au chapitre IV.2.

Le défrichage a pour effet premier de décaper l'horizon superficiel du sol de l'humus brut. On peut penser qu'il est fractionné, et que les débris sont soit enterrés soit entraînés par le vent et le ruissellement.

Le schéma général de lessivage s'applique alors, notamment pour l'azote (cf. IV.2.2.2.).

"Les résultats des analyses de sols, prélevés en zone maïsicole, montrent un enrichissement en quelques éléments majeurs, Al, Ca, K, Na et P, par rapport à un podzol moyen de référence" (MANEUX, 1994).

1.1.1.2.3. Sols urbains

L'emprise des sols urbains est traitée au chapitre IV.3.

Ils se caractérisent par une transition plus ou moins dégradée des sols forestiers originels vers des sols dont au moins l'horizon superficiel se trouve totalement transformé, soit par une imperméabilisation, soit par une transformation par apport de terreaux d'origine naturelle ou d'amendements.

L'imperméabilisation des surfaces (toitures, voies, places publiques...) impose la réalisation d'un réseau pluvial ou de drains filtrants en place ; ce dernier système réinjecte les eaux dans le sol qui opère une filtration efficace pour peu que la répartition du flux par unité de surface soit bien calculée. **Les réseaux pluviaux en place, par contre, sont source des principaux problèmes de protection du milieu marin, car ils concentrent leurs rejets à proximité immédiate des plages et des installations ostréicoles côtières.**

En milieu urbain peu dense, la déforestation (cf. IV.2.2.) se traduit par un mitage de la couverture correspondant à l'emprise du bâti et une fragilisation suivie d'un dépérissement des pins qui finissent par disparaître. La forêt évolue progressivement vers un état de parcs et jardins. L'effet de cette mutation sur la nappe n'est pas connu.

1.1.2. Eaux de pluie

La composition des eaux de pluie qui atteignent le Bassin d'Arcachon est déterminée par sa localisation géographique.

- Elle est soumise au régime dominant des vents (W - NW), donc sous l'influence marine du Golfe de Gascogne.
- Elle est également soumise à des influences continentales en régime anticyclonique (vent de N-E) qui le placent sous le vent de l'agglomération bordelaise (*apports de divers nutriments et polluants atmosphériques*).

Des séries limitées d'observations sur les eaux de pluie ont été effectuées sur le port d'Arcachon en octobre 1992 et août-septembre 1993 pour évaluer l'apport de nutriments par voie atmosphérique. Les résultats obtenus indiquent que les concentrations peuvent atteindre des valeurs relativement élevées : en moyenne 0,65 mg.l⁻¹ d'azote et de 0,038 mg.l⁻¹ de phosphore inorganiques.

Sur la base de ces valeurs, on calcule un apport annuel par les précipitations s'élevant à 0,57 tonnes de N et 0,03 tonnes de P (azote et phosphore inorganiques) par km², **soient 89 tonnes de N minéral et 5 tonnes de P minéral dissous apportés annuellement par les pluies sur l'ensemble du Bassin** (AUBY *et al.*, 1994).

Toutefois, on peut se demander si les concentrations mesurées au cours de cette étude ne sont pas surestimées à cause de la proximité de sources d'émissions de fumées portuaires sur le site de prélèvement des pluies. En effet, les teneurs en azote mesurées dans le cadre de ces observations sont deux fois plus élevées que celles qui sont rapportées dans la littérature pour le littoral atlantique (0,20-0,32 mg.l⁻¹ de N).

Par ailleurs, les observations effectuées à Lège, de décembre 1994 à mars 1995 (RIMMELIN, 1995) donnent une moyenne de concentration encore plus faible que les valeurs de la littérature : 0,074 mg.l⁻¹ de N minéral dissous total.

Si l'on adopte, pour l'azote, une position moyenne entre les concentrations mesurées à Arcachon et à Lège, soit 0,36 mg.l⁻¹ de N, on peut calculer un apport annuel d'azote par les précipitations s'élevant à 0,315 t de N par km² et par an, **soit une cinquantaine de tonnes d'azote apporté annuellement par les pluies pour l'ensemble du Bassin, l'apport de phosphore minéral dissous demeurant de l'ordre de cinq tonnes par an.**

On peut remarquer que ces apports se font essentiellement durant la période de faible production primaire.

1.1.3. Eaux superficielles (cours d'eau et ruissellement urbain)

1.1.3.1. Qualité des eaux et flux des cours d'eau

L'Eyre qui apporte 80 % environ des eaux douces au Bassin (cf. I.4.3.1.) fait l'objet d'un suivi permanent de la qualité des eaux. Les autres cours d'eau ne sont surveillés que pour certains paramètres (nutriments, bactériologie) en fonction de l'impact possible de leurs apports (eutrophisation, salubrité). Sur l'ensemble du cours de l'Eyre, la qualité biologique est bonne, voire excellente, car les possibilités locales d'ensoleillement permettent aux herbiers aquatiques de se développer. Les diagrammes de diversité-abondance sont proches d'un peuplement de type équilibré et on ne rencontre pas de groupe faunistique en très forte abondance. On notera la constance de la qualité biologique de la station de Lamothe (RNB 191 000) sur toute la période du suivi" (DIREN, 1993).

Eyre

L'Agence de l'Eau et le SRAE (devenu DIREN/SEMA) surveillent la qualité des eaux de l'Eyre à Lamothe (station 191 000 du Réseau National de Bassin) depuis 1971. Cette date suit immédiatement celle du début des grands travaux d'aménagement agro-sylvicoles lancés par la Compagnie d'Aménagement des Landes de Gascogne (créée en 1956). Ce suivi permet donc d'apprécier, comme nous le verrons, les effets des changements d'utilisation du sol sur l'évolution de la qualité de l'eau.

La station de Lamothe, située à la limite amont du domaine marin et par où transitent 80 % des eaux douces apportées au Bassin, est essentielle dans l'appréciation de la qualité des eaux des Landes de Gascogne et de l'évolution récente de cette qualité. Faute de données suivies, on appliquera aux autres cours d'eau naturels affluents au Bassin la même gamme de valeurs pour les paramètres physico-chimiques de base présentés ci-dessous (tableau 2).

	TEMP. °C	O ₂ % satur.	MES mg.l ⁻¹	DBO ₅ mg.l ⁻¹	DCO mg.l ⁻¹	DEBIT m ³ .s ⁻¹
n valeurs	245	245	221 ⁽¹⁾	241 ⁽²⁾	241 ⁽²⁾	240 ⁽³⁾
moyenne	12,8	92	5,7	1,4	14,6	20,42
e.type	4,0	4	4,7	1,1	6,9	17,82
mini	4,0	78	0,0	0,1	4,0	4,60
maxi	22,2	101	33,0	8,0	47,0	117,00

(1) 22 valeurs manquantes + 2 valeurs aberrantes écartées.

(2) 4 valeurs manquantes.

(3) 5 observations manquantes (juillet-octobre 1981).

Tableau 2 : Physico-chimie de l'eau de l'Eyre à Lamothe d'après les données RNB 1971-1993 (AUBY *et al.*, 1994).

1.1.3.1.1. Température

La température de l'eau est tempérée, 12,8 °C en moyenne, variant dans l'année de 4 à 22 °C. Dans ce bassin, du fait de la faiblesse des profondeurs et des débits, il existe un rapport étroit entre la température de l'eau et la température de l'air.

1.1.3.1.2. pH

Ce paramètre retient spécialement l'attention à cause de son très bas niveau qui peut atteindre 4 dans les parties amont du cours, mais qui s'élève entre **6 et 7 en aval**. Cette particularité tient à "la pauvreté des eaux en bicarbonate de calcium et par conséquent à leur faible pouvoir tampon" (DIREN, 1993). On observe que les pH les plus faibles apparaissent en période de fort débit, après lessivage des sols forestiers (SIMONET, 1992).

BONJOUR (1985) propose un tableau indicatif des variations du pH en fonction du débit de l'Eyre :

Débit en $m^3.s^{-1}$	< 20	20-40	> 40
pH moyen	6,8	6,3	5,8

Cet auteur y voit la confirmation du "rôle important joué par les acides fulviques et humiques dans les matières organiques entraînées, d'où l'abaissement du pH de la rivière" lorsque le débit augmente.

1.1.3.1.3. O₂, DBO₅, DCO

L'oxygénation des eaux est satisfaisante sur tous les points de mesure ; la diminution estivale des concentrations en oxygène reste modérée (autour de 6 mg.l⁻¹ et 60 % de saturation) dans la plupart des cours d'eau, mais atteint cependant des valeurs très faibles dans l'Eygat, bras de l'Eyre en voie de comblement (0,6 à 1,2 mg.l⁻¹ et < 10 % de saturation).

La DBO₅ est le plus souvent inférieure à 3 mg.l⁻¹ bien que l'incidence des piscicultures soit décelable sur ce paramètre (DIREN, 1993).

1.1.3.1.4. Matières en Suspension (MES)

La concentration des eaux fluviales en matières en suspension est très modérée et s'abaisse d'amont en aval du cours.

L'estimation grossière du flux de MES calculée à partir de la concentration et du débit moyen de l'ensemble des cours d'eau du Bassin est de l'ordre de **4 000 t par an** (CARRUESCO, 1989).

Un calcul effectué à partir des couples de valeurs instantanées de concentration-débit mesurées de l'Eyre dans le cadre du RNB de 1971 à 1993 à Lamothe du Teich donne un flux moyen annuel de **4 277 tonnes**. En considérant la proportionnalité des débits entre l'Eyre et le total des cours d'eau du Bassin de 4/5, on peut évaluer l'apport total en MES au Bassin à environ **5 500 tonnes**.

Outre leur incidence sédimentologique, les MES constituent des vecteurs de transport privilégiés pour les bactéries et un grand nombre de polluants (métaux, composés organiques). C'est ainsi que les MES du ruisseau de Lanton, qui draine les champs de Lubec, sont en effet plus riches en éléments majeurs habituellement utilisés en agriculture (CaO, K₂O et MgO) que celles du ruisseau d'Aiguemorte qui draine exclusivement la forêt de résineux (MANEUX, 1993).

1.1.3.1.5. Matière Organique

Sources

Les sources de matière organique parvenant au Bassin par les cours d'eau sont de deux types :

- La végétation en général et **la forêt** en particulier, partiellement déboisée à partir des années cinquante mais représentant encore 84 % du bassin versant, libère des particules organiques par drainage des couches supérieures organiques des podzols (LAPLANA *et al.*, 1993).

Cette matière organique d'origine forestière se présente sous des formes variées qui vont des feuilles mortes jusqu'aux acides humiques.

Les pins, pendant leur période de pollinisation, seraient également à l'origine d'une source de matière organique ne transitant pas obligatoirement par les cours d'eau. Le pollen de pin constituerait ainsi une source importante d'apport de carbone par voie atmosphérique (BONJOUR, 1985), dont l'impact a pu être apprécié par l'augmentation significative des teneurs en C.O.D. vers le mois de mai, non imputable aux apports par les ruisseaux" (IEEB, 1994).

- Les **sources anthropiques** sont constituées par les eaux usées provenant de la population des bordures des ruisseaux et crastes non encore raccordée au réseau d'assainissement, et, avant les années 1970, par les rejets de l'usine de la Cellulose du Pin. Depuis cette époque, cette forme d'apport est détournée vers l'océan à la Salie.

Concentrations dans les cours d'eau

Les concentrations en **C.O.D** rencontrées dans les cours d'eau vont de 1 à 2 mg.l⁻¹ dans les ruisseaux situés en dehors de toute agglomération (C.E.T.E., 1978). Elles atteignent 4 mg.l⁻¹ dans l'Eyre et le canal des Landes et 9 mg.l⁻¹ dans le canal du Porge.

D'après BONJOUR (1985), cette différence entre les résultats des affluents du Sud et ceux du Nord peut avoir différentes causes : un couvert végétal différent, une vitesse de ruissellement vers le ruisseau plus ou moins rapide, ou la localisation variable de la couche d'aliés.

Les teneurs les plus fortes sont observées au printemps "période de l'année où les pluies sont particulièrement abondantes" (BONJOUR, 1985). En effet, un suivi des apports de C.O.D. à Lamothe par l'Agence de l'Eau en 1981 a montré que la concentration en C.O.D variait en fonction du débit de l'Eyre (*ibid.*).

Par ailleurs, les fossés (crastes) des secteurs urbanisés sont assez chargés en C.O.D. puisque les concentrations mesurées sont souvent comprises entre 10 et 15 mg.l⁻¹, mais avec la plupart du temps des débits peu importants" (C.E.T.E., 1978).

Comparées aux concentrations en C.O.D., les teneurs en **C.O.P.** dans les cours d'eau affluents au Bassin sont en général plus faibles. En effet, BONJOUR (1985) mesure des teneurs en C.O.P. comprises entre 1 et 2 mg.l⁻¹.

Dans les cours d'eau, le C.O.P. ne représente donc qu'une faible partie du carbone organique total.

Par contre, **il constitue une part importante des matières en suspension des cours d'eau**, de 13 % (Eyre) à 19-26 % (Lanton), atteignant jusqu'à 62 % dans le Betey-amont et 55 % dans le canal du Porge à Lège. Ces valeurs sont beaucoup plus élevées que ce qui est observé dans la Garonne, par exemple (2 à 10 %, BONJOUR, 1985).

De même, les mesures effectuées à Mios en période de crue automnale de l'Eyre donnent des pourcentages élevés de matière organique particulaire dans les MES : de 44 à 75 % (LAPLANA *et al.*, 1993).

Flux de carbone organique apporté par les cours d'eau

A partir de mesures ponctuelles réalisées en août et en novembre 1978, LAMOURE et BALADES (1979) ont calculé un flux annuel de C.O.D en provenance des cours d'eau s'élevant à **1 500 tonnes**.

Cette valeur est plus faible que celle calculée par BONJOUR et CARRUESCO (1986), soit **2 628 tonnes**. Il faut remarquer que ces auteurs ont effectué leurs calculs sur la base de mesures de débit et de concentrations en C.O.D. plus nombreuses que les auteurs précédents.

De plus, d'après BONJOUR (1985), les mesures de LAMOURE et BALADES (1979) ont été effectuées en période d'étiage des cours d'eau, si bien que les débits (et donc les flux de C.O.D.) auraient été sous-estimés.

Par ailleurs, d'après CARRUESCO (1989), l'apport en **C.O.P.** par les MES des cours d'eau s'élèverait à **760 tonnes** par an.

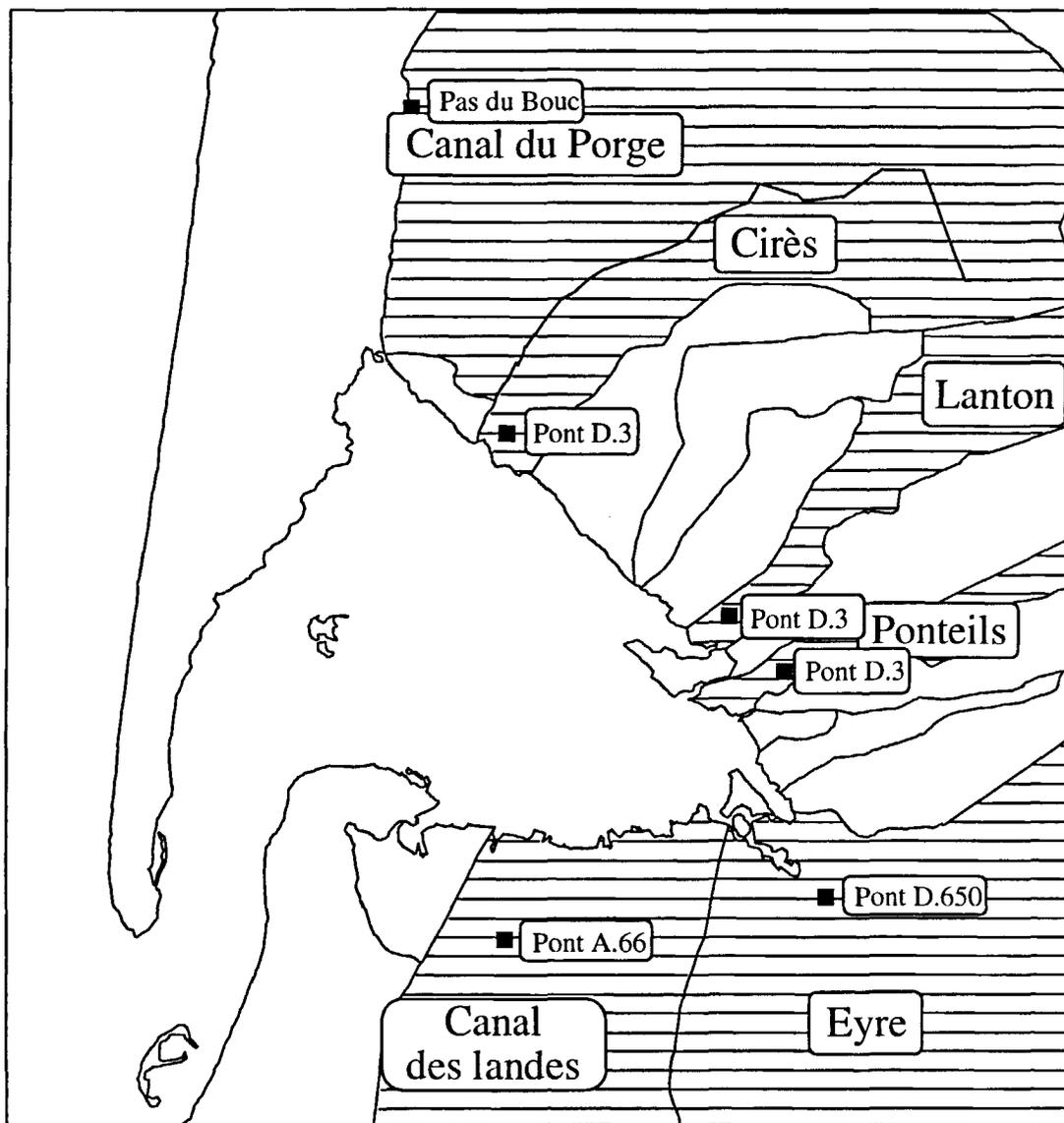


Figure 1 : Points de prélèvements du suivi des rivières et bassins versants afférents

EXTRAIT DE LA DESCRIPTION DE LA QUALITE DES EAUX ET COURS D'EAU

CLASSES DE QUALITE				1A	1B	2	3	HC
IV	12b	SO4 =	mg/l			250		
	13a	NH4+	mg/l	0,1	0,5	2		8
	14	NH3	mg/l		0,025			0,08
	15c	N Kjeldahl	mg/l	1	2	3		
	16d	NO2-	mg/l	0,1	0,3	1		2
	17b	NO3 -	mg/l			50		100
	18c	PO4=	mg/l	0,54		0,94		
	19c	Détergents anioniques	mg/l	0,2		0,5		
V	20e	NO3-	mg/l	3	10	20		50
	21e	PO4=	mg/l	0,2	0,5	1		5
	22d	Ptot	mg/l	0,1	0,25	0,5		2,5
	23d	Chlorophylle a	mg/m ³	10	60	120		300

- a : grille de description générale de la qualité (circulaire novembre 1971).
- b : décret du 3 janvier 1989 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine.
- c : directive CEE des eaux potabilisables 16 juin 1975.
- d : méthodologie de mise à jour des cartes qualité Agence de l'Eau.
- e : si l'on craint l'eutrophisation du cours d'eau (Exploitation des Inventaires Nationaux de Pollution).

CRITERES D'APPRECIATION GLOBALE DE LA QUALITE DE L'EAU

**Cette grille fixe 5 classes de qualité selon les usages que doivent satisfaire les rivières.
Chaque classe regroupe les valeurs de plusieurs paramètres.**

Classe 1A

Elle caractérise les eaux considérées comme exemptes de pollution, aptes à satisfaire les usages les plus exigeants en qualité.

Classe 1B

D'une qualité légèrement moindre, ces eaux peuvent néanmoins satisfaire tous les usages.

Classe 2

Qualité "passable" : suffisante pour l'irrigation, les usages industriels, la production d'eau potable après un traitement poussé. L'abreuvement des animaux est généralement toléré. Le poisson y vit normalement mais sa reproduction peut y être aléatoire. Les loisirs liés à l'eau y sont possibles lorsqu'ils ne nécessitent que des contacts exceptionnels avec elle.

L'utilisation de la grille

- La qualité d'une eau dépend de nombreux paramètres (Température, Ammoniaque NH₄, Mercure Hg).
- On a coutume d'attribuer à une eau la qualité qui est donnée par le paramètre mesuré le plus défavorable.
- Cette qualité est celle qui, d'après les seuils figurant dans la grille, est atteinte par au moins 10 % des plus mauvaises mesures de ce paramètre.

Classe 3

Qualité "médiocre" : juste apte à l'irrigation, au refroidissement et à la navigation. La vie piscicole peut subsister dans ces eaux, mais cela est aléatoire en période de faibles débits ou de fortes températures, par exemple.

Hors Classe

Eaux dépassant la valeur maximale tolérée en classe 3 pour un ou plusieurs paramètres. Elles sont considérées comme inaptes à la plupart des usages et peuvent constituer une menace pour la santé publique et l'environnement.

Tableau 3 : Critères de qualité des eaux selon les Agences de l'Eau

Concentrations moyennes annuelles de N-NO ₃ +NO ₂ (mg/l)						
	<i>C.Porge</i>	<i>Cirès</i>	<i>Lanton</i>	<i>Ponteils</i>	<i>Eyre</i>	<i>C.Landes</i>
1989	0,09	0,76	0,51	0,21	0,78	0,21
1990	0,26	1,58	0,84	0,35	1,00	0,37
1991	0,16	1,50	1,03	0,25	1,07	0,29
1992	0,11	2,27	0,89	0,15	1,39	0,17
1993	0,14	2,02	0,86	0,21	1,01	0,18
moyenne	0,15	1,63	0,83	0,23	1,05	0,24

Concentrations moyennes annuelles de N-NH ₄ (mg/l)						
	<i>C.Porge</i>	<i>Cirès</i>	<i>Lanton</i>	<i>Ponteils</i>	<i>Eyre</i>	<i>C.Landes</i>
1989	0,18	0,10	0,12	0,47	0,24	0,27
1990	0,12	0,11	0,10	0,43	0,09	0,16
1991	0,09	0,07	0,10	0,22	0,09	0,17
1992	0,06	0,06	0,04	0,31	0,04	0,14
1993	0,10	0,05	0,07	0,36	0,06	0,23
moyenne	0,11	0,08	0,09	0,36	0,10	0,19

Concentrations moyennes annuelles de P-PO ₄ (mg/l)						
	<i>C.Porge</i>	<i>Cirès</i>	<i>Lanton</i>	<i>Ponteils</i>	<i>Eyre</i>	<i>C.Landes</i>
1989	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01
1990	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
1991	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	<0,01
1992	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
1993	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
moyenne	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01

Concentrations moyennes annuelles de P total (mg/l)						
	<i>C.Porge</i>	<i>Cirès</i>	<i>Lanton</i>	<i>Ponteils</i>	<i>Eyre</i>	<i>C.Landes</i>
1989	0,03	0,15	0,06	0,04	0,05	0,04
1990	0,08	0,10	0,20	0,07	0,09	0,07
1991	-	-	-	-	-	-
1992	0,05	0,04	0,05	0,03	0,03	0,07
1993	0,12	0,10	0,12	0,12	0,13	0,11
moyenne	0,07	0,10	0,11	0,06	0,07	0,07

Tableau 4 : Concentrations moyennes annuelles dans les six principaux cours d'eau tributaires du Bassin d'Arcachon (*in* AUBY *et al.*, 1994)

1.1.3.1.6. Sels nutritifs

Généralités

Les sels nutritifs azotés (nitrate NO_3 et ammonium NH_4) et phosphorés (phosphate PO_4) interviennent dans la production de matière organique par les végétaux autotrophes. Leur présence dans le milieu est donc strictement indispensable au fonctionnement de la chaîne trophique.

Néanmoins, l'enrichissement excessif des eaux en nutriments, résultant le plus souvent du développement des activités humaines, peut conduire à des phénomènes de surproduction primaire. Ce type de processus est qualifié d'eutrophisation.

Concentrations dans les cours d'eau

Les résultats présentés ici concernent le suivi réalisé sur les six principaux cours d'eau tributaires du Bassin (Fig. 1), de 1989 à 1993, par AUBY *et al.*, (1994). Plus que les niveaux de concentration en nutriments, c'est l'évolution de ces concentrations qui retiendra l'attention.

Des critères d'appréciation de la qualité de l'eau ont été fixés par les Agences de l'Eau. Ils permettent de déterminer 5 classes de qualité selon les usages que doivent satisfaire les rivières. Nous avons extrait de la grille de description de la qualité des eaux et cours d'eau, les seuils concernant les paramètres que nous étudions (Tab. 3). Les teneurs observées dans les rivières du suivi (Tab. 4) sont comparées aux seuils des classes d'eaux 1A (eaux considérées comme exemptes de pollution) et 1B (eaux de qualité légèrement moindre), avec une attention particulière accordée aux paramètres révélateurs d'un risque d'eutrophisation.

Nitrate + Nitrite

La comparaison des valeurs mesurées dans les ruisseaux du Bassin avec celles de la Grille d'Appréciation de la Qualité des Eaux, dans la catégorie "e" (eutrophisation à craindre), montre qu'avec des limites de 3 et 10 mg.l^{-1} de NO_3 , soit respectivement 0,67 mg.l^{-1} et 2,25 mg.l^{-1} de N- NO_3 , pour les Classe 1A et 1B, **les teneurs rencontrées dans les cours d'eau qui se jettent dans le Bassin rendent compte, en moyenne, d'un faible niveau d'enrichissement.**

NISBET et VERNEAUX (1970) considèrent qu'une concentration de 0,45 à 0,67 mg.l^{-1} est tout à fait normale dans les eaux naturelles non polluées. La concentration moyenne dépasse cependant, depuis 1990, 1 mg.l^{-1} de N- NO_3 dans l'Eyre et surtout dans le Cirès, et celle du Lanton s'en approche (en moyenne 0,8 mg.l^{-1}). A l'opposé, les concentrations dans le Ponteils (Audenge) et les canaux apparaissent nettement moindres.

Pour l'Eyre et le Cirès, on remarque également que les valeurs les plus élevées sont observées en 1992, année du plus fort débit moyen. Dans ces rivières, les concentrations en nitrate et les débits seraient donc liés. Ce fait est corroboré notamment par BONJOUR (1985) et SIMONET (1992).

Il faut se souvenir à ce sujet que "ce n'est qu'en hiver, dans leur parcours tout à fait amont où la nappe phréatique est au voisinage du sol, que les eaux superficielles s'ajoutent aux eaux de drainage" (SCHOELLER, 1964). L'effet de ruissellement se trouve alors maximal et serait

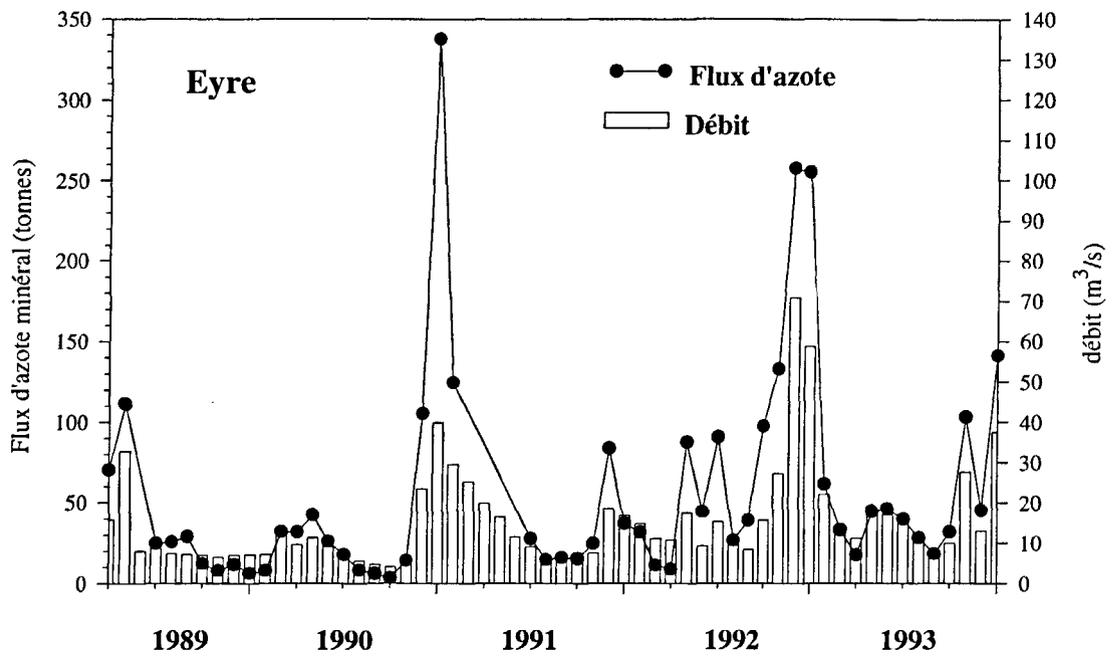


Figure 2 : Evolution du débit et des flux d'azote minéral de l'Eyre

susceptible de faciliter l'entraînement des nitrates du fait de la présence des unités de culture intensive justement dans les secteurs amont des cours d'eaux. De fait, "les teneurs en nitrates les plus élevées sont observées sur l'Escamat et le cours amont de la Grande Leyre et ceci certainement en relation avec la proportion plus forte des cultures sur ces bassins versants" (DIREN, 1993).

Ammonium

La comparaison des valeurs moyennes avec celles de la Grille de Qualité des Eaux, pour les classes 1A et 1B, dont les limites sont respectivement $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ et $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ de NH_4 soit **$0,08 \text{ mg.l}^{-1}$ et $0,4 \text{ mg.l}^{-1}$ de N- NH_4** montre que ce paramètre typique de l'influence urbaine demeure globalement à de faibles niveaux, correspondant à l'effort d'assainissement.

L'examen des valeurs moyennes montre aussi que **le contenu en ammonium des eaux n'est pas égal dans tous les cours d'eau** : le ruisseau du Ponteils (Audenge) se détache nettement pendant toute la période ($0,36 \text{ mg.l}^{-1}$), alors que le Cirès, le Lanton et l'Eyre présentent les teneurs les plus faibles, voisines de $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$. Le canal des Landes (La Hume) se trouve en position intermédiaire avec près de $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$.

Phosphate

Les concentrations en **phosphate** sont invariablement très faibles, si bien qu'il n'est pas possible d'en tirer de tendance sur la période récente. La Grille de Qualité des Eaux place la valeur seuil de la classe 1A à $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$ de PO_4 soit **$0,06 \text{ mg.l}^{-1}$ de P- PO_4** .

Phosphore total

Les concentrations en **phosphore total** se situent dans une gamme de valeurs plus sensibles. La Grille de Qualité place les seuils à **$0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ de phosphore** pour la classe 1A et à **$0,25 \text{ mg.l}^{-1}$** pour la classe 1B. Les différences observées entre les années pourraient n'être que le reflet de la diversité des laboratoires qui ont réalisé les dosages. Nous n'en ferons donc pas une analyse plus poussée, mais retiendrons la gamme de concentrations ainsi définie.

Conclusion sur les apports en sels nutritifs par les cours d'eau

Dans un écosystème forestier non perturbé, les concentrations des eaux de drainage en azote et phosphore sont réputées particulièrement faibles du fait de l'équilibre qui s'établit entre les apports atmosphériques, le contenu des sols et les besoins végétaux. En d'autres termes : "l'eau provenant de forêts non dérangées constitue la référence basse en matière de concentration des nutriments" (COOPER, 1969). Dans les Landes de Gascogne, nous nous trouvons de ce fait devant un système assez simple dans lequel tout "dérangement" de la forêt implique une rupture d'équilibre et par conséquent, une augmentation des concentrations de nutriments en aval.

N inorganique total

Année	Flux annuel (tonnes de N)						Total
	PORGE	CIRES	LANTON	PONTEIL	LANDES	EYRE	
1989 (*)	5,9	8,94	2,8	1,73	1,56	329,6	350,53
1990	15,5	35,28	7,2	3,41	3,55	632,68	697,62
1991 (**)	33,5	47,97	10,92	2,04	6,55	575,77	676,75
1992	45,38	90,19	11,71	4,39	8,09	1082,38	1242,14
1993	49,85	38,69	8,67	4,01	6,48	613,21	720,91
moy 5ans	30,03	44,21	8,26	3,11	5,24	646,73	737,58
%	4,1	6,0	1,1	0,4	0,7	87,7	100

Phosphates

Année	Flux annuel (tonnes de P)						Total
	PORGE	CIRES	LANTON	PONTEIL	LANDES	EYRE	
1989 (*)	0,27	0,08	0,06	0,03	0,04	2,41	2,89
1990	0,59	0,16	0,28	0,04	0,05	2,66	3,78
1991 (**)	0,59	0,14	0,09	0,03	0,02	2,37	3,24
1992	-	-	-	-	-	-	-
1993	0,92	0,13	0,09	0,06	0,11	5,81	7,12
moy 4ans	0,59	0,13	0,13	0,04	0,06	3,31	4,26
%	13,8	3,1	3,1	0,9	1,4	77,7	100

Phosphore total

Année	Flux annuel (tonnes de P)						Total
	PORGE	CIRES	LANTON	PONTEIL	LANDES	EYRE	
1989 (*)	0,58	0,78	0,22	0,13	0,18	10,77	12,66
1990	3,63	1,28	1,86	0,39	0,52	24,63	32,31
1991 (**)	-	-	-	-	-	-	-
1992	8,73	1,19	0,41	0,36	1,02	13,85	25,56
1993	18,65	1,75	1,22	1,10	2,37	70,36	95,45
moy 4ans	7,89	1,25	0,93	0,50	1,02	29,90	41,49
%	19,0	3,0	2,2	1,2	2,5	72,0	100

Débit moyen

Année	Débit moyen (m ³ /s)						Total
	PORGE	CIRES	LANTON	PONTEIL	LANDES	EYRE	
1989 (*)	0,78	0,25	0,15	0,12	0,17	10,67	12,14
1990	1,37	0,39	0,24	0,16	0,22	11,72	14,10
1991 (**)	3,23	0,78	0,31	0,17	0,45	14,24	19,18
1992	9,08	1,18	0,40	0,44	1,09	22,39	34,58
1993	5,45	0,53	0,28	0,27	0,69	17,00	24,22
moy 5ans	3,98	0,63	0,28	0,23	0,52	15,20	20,84
%	19,1	3	1,3	1,1	2,5	72,9	100

(*) : sur 10 mois

(**) : données extrapolées pour février, mars, avril, mai

Tableau 5 : Apports de nutriments au Bassin d'Arcachon par les 6 principaux cours d'eau

Les différences de régime d'écoulement induites par l'occupation du sol se répercutent sur les concentrations des composés entraînés :

- dans le système forestier, l'eau de pluie recharge la nappe ; la crue est retardée, la dilution et l'homogénéisation plus poussées ;
- dans le système agricole, le drainage concentre plus vite les eaux, la crue est plus rapide et forte, la dilution moins poussée et la première eau plus chargée.

En conséquence, les corrélations concentrations-débits ne sont pas nettes car à débit égal, les concentrations en crue et en décrue diffèrent (concentrations plus fortes en crue). Le protocole de mesure et de calcul de flux doit tenir compte de cela (AIGROT, comm. pers.).

Flux de nutriments apportés par les cours d'eau

Les flux de nutriments apportés par les principaux cours d'eau entre 1989 et 1993 ont été estimés à partir des mesures de débit et de concentration dans les différents affluents. Les résultats de cette estimation sont présentés dans le tableau 5.

Le flux d'azote minéral présente d'importantes fluctuations, de 350 tonnes en 1989 (sur 10 mois) à 1 242 tonnes en 1992. Il apparaît très lié au débit annuel des rivières (la valeur de 1991 pour l'Eyre, plus faible que celle de 1990 malgré un débit plus fort, pourrait être due à l'extrapolation des données manquantes faite sur 4 mois, de février à mai). **Ainsi, les principales périodes d'apport d'azote au Bassin sont celles des crues des rivières (Fig. 2).**

Les flux de phosphate et de phosphore total ne semblent pas, quant à eux, liés aussi simplement aux apports d'eau douce. Ils sont dans l'ensemble très faibles, respectivement de 4 et 42 tonnes en moyenne. La forte augmentation apparente de 1993 pour le phosphore total doit être considérée avec prudence, pour les raisons énoncées ci-dessus.

La contribution de chaque cours d'eau peut être appréciée en moyenne sur 4 ou 5 années (Tab. 5). Les apports de l'Eyre sont prépondérants, avec 88 % de l'azote minéral et 72 % du phosphore. En second lieu, le Cirès représente 6 % des apports en azote, et le canal du Porge 19 % des apports en phosphore. Les apports se répartissent entre le Nord et le Sud du Bassin de la manière suivante :

- dans le Nord du Bassin, le canal du Porge et le Cirès apportent 22 % de l'eau douce et du phosphore total, 17 % du phosphate et seulement 10 % de l'azote minéral ;
- le Sud, avec le Pontails, le Lanton, le canal des Landes et surtout l'Eyre, reçoit la plus grosse part d'eau douce (78 %) et de nutriments (78 % du phosphore total, 83 % du phosphate et 90 % de l'azote minéral).

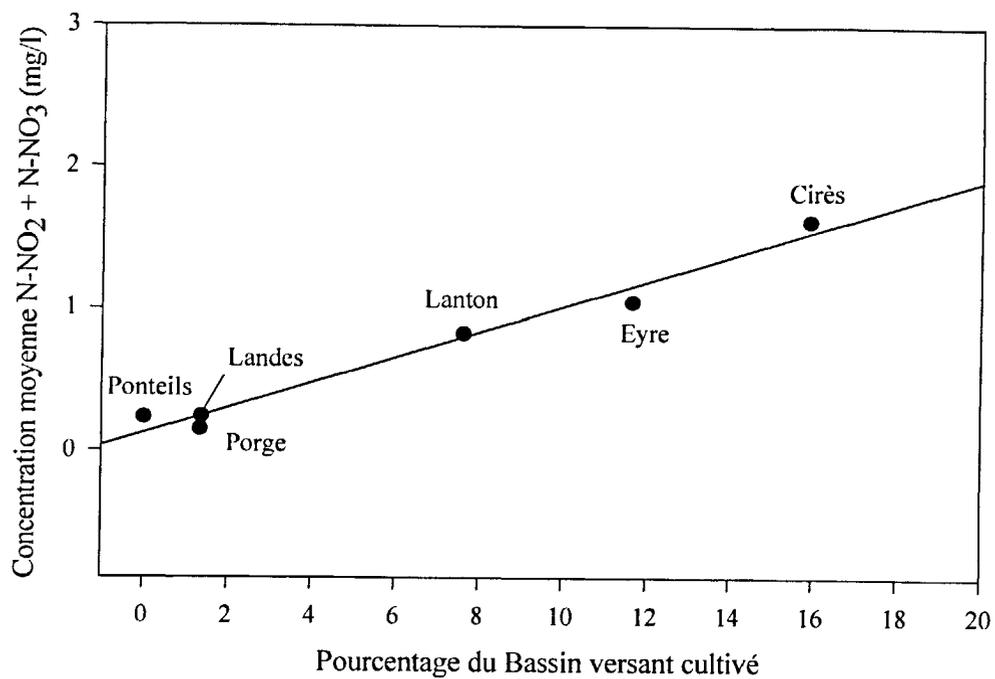


Figure 3 : Influence des surfaces en cultures sur la concentration en nitrite+nitrate dans les cours d'eau (AUBY *et al.*, 1994)

Comparaison avec les flux théoriques de nutriments calculés à partir de l'occupation des sols du bassin versant.

Azote

La bonne concordance des flux d'azote minéral estimés, d'une part sur la base des mesures réalisées sur les principaux cours d'eau, d'autre part à partir de l'occupation du sol (LAPLANA *et al.*, 1993) (cf. IV.2.2.2.4.2.), **confirme l'origine agro-sylvicole de la quasi totalité des apports azotés**. Ces estimations mettent aussi en évidence **une forte augmentation des apports au cours des vingt dernières années**, de 1,5 à 3 fois selon les méthodes utilisées. **Cette augmentation est liée au développement de l'agriculture intensive** dont les surfaces doublent entre 1970 et 1990, au détriment de la forêt. Parallèlement, **la proportion des flux dus à l'agriculture devient prépondérante, représentant près de 70 % du total en 1990** contre 50 % en 1970. L'apport s'élève actuellement, en moyenne sur les 5 dernières années, à **740 tonnes par an** (variant entre 350 et 1 240 tonnes par an).

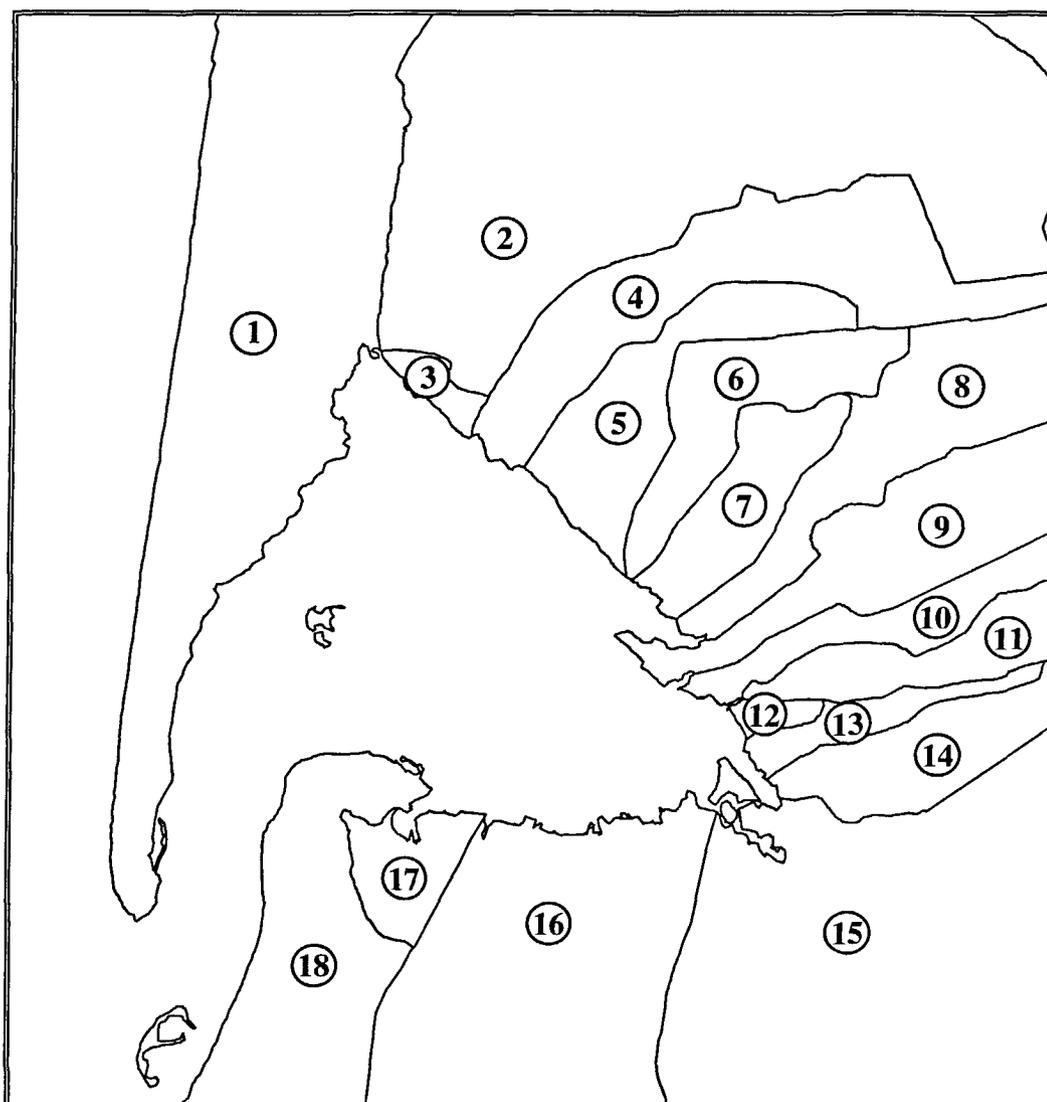
L'origine agricole de l'azote minéral est par ailleurs confirmée par la mise en évidence d'une relation directe entre les concentrations en nitrate+nitrite dans les cours d'eau et la surface cultivée de leur bassin versant (Fig. 3) (AUBY *et al.*, 1994). De plus, **la forme nitrique**, liée à l'usage des engrais, **représente 96 % de l'ensemble de l'azote minéral** contre 4 % pour l'ammonium, le plus souvent d'origine urbaine ou industrielle. Les formes minérales de l'azote sont directement assimilables par les algues. **L'augmentation de ces apports est donc susceptible de soutenir une plus forte production végétale.**

L'estimation des flux d'azote organique à partir de la série RNB de l'Eyre montre que plus de 1 000 tonnes par an d'azote organique sont apportées au Bassin par ce cours d'eau. Cela représente 58 % de l'apport d'azote total. Comme l'ont mis en évidence les travaux du CEMAGREF, cette prédominance des apports organiques sur les apports minéraux est liée à la suprématie de l'espace forestier sur l'espace agricole dans le bassin versant. Toutefois, **les apports d'azote organique n'ont pas augmenté au cours des deux dernières décennies, contrairement aux flux d'azote minéral.**

Phosphore

Les différentes estimations (d'une part sur la base de mesures réalisées sur les principaux cours d'eau, d'autre part à partir de l'occupation du sol (LAPLANA *et al.*, 1993)) des apports en **phosphore total** ne sont pas concordantes, montrant parfois un écart très important. Plusieurs raisons peuvent en être à l'origine. Le taux uniforme (entre 1970 et 1990) de pertes en cet élément utilisé par le CEMAGREF dans ses calculs, conduit peut-être à une sous évaluation de la réalité ; de plus, ce calcul concerne uniquement les apports d'origine agro-sylvicole, sans mention d'autres apports possibles d'origine urbaine ou industrielle.

Il faut cependant considérer que **les fertilisations agricoles en phosphore n'ont pas augmenté depuis 1970**. La sylviculture, quant à elle, ne nécessite que des quantités de fumure phosphorée relativement faibles et uniquement lors de la plantation soit tous les cinquante ans. Enfin, cet élément est bien retenu par les sols.



1+18: Océan	24889.5	10: Ponteils	2330.7
2: Porge	22163.0	11: Aiguemorte	2560.5
3: Arès	346.6	12: Junca	155.3
4: Cirès	4870.4	13: Vigneau	780.3
5: Betey/Maurey	2601.0	14: Tagon	2964.2
6: Berle de Cassy	2275.3	15: Eyre	214135.0
7: Renet	1786.3	16: La Hume	11656.8
8: Lanton	3613.5	17: La Teste	1115.3
9: Passaduy/Milieu	3873.0		

Figure 4 : Délimitation et superficie des différents bassins versants directs du Bassin d'Arcachon (ha)

L'évolution des flux de phosphate montre une décroissance sensible des flux de l'Eyre passant de 28 à 4,3 tonnes par an de 1970 à 1990. Cette diminution importante ne peut que partiellement être reliée à la mise en service ou à l'extension de stations d'épuration d'eaux usées (Ann. 1). Les travaux d'aménagements hydro-agricoles ou forestiers, du fait du remaniement des sols qu'ils occasionnent, favorisent l'entraînement du phosphore fixé sur les particules et le transfert du phosphore soluble de l'eau interstitielle dans les eaux de lessivage. Le ralentissement de ces travaux à partir de 1980 pourrait être rapproché de la décroissance des flux de phosphates.

En conclusion, les flux de phosphore arrivant au Bassin d'Arcachon sont dans l'ensemble peu élevés et montrent une tendance décroissante au cours des vingt dernières années. L'augmentation parallèle des flux d'azote conduit à une évolution du rapport N/P (en nombre de moles) des eaux de l'Eyre vers de fortes valeurs (de 43 à 201 entre 1980 et 1993). **Dans l'ensemble, les rapports N/P des eaux des rivières sont élevés,** de 118 (canal du Porge) à 643 (Cirès) et **caractéristiques d'une source d'enrichissement agro-sylvicole** (Ann. 2). "L'impact des piscicultures est aussi décelé sur les teneurs en ammonium, nitrites, phosphates mais dans tous les cas elle peut être considérée comme acceptable" (DIREN, 1993).

1.1.3.2. Ruissellement urbain

Deux approches sont utilisées pour apprécier l'importance du ruissellement urbain : une approche par l'étude comparative des cours d'eau naturels traversant ou non des zones urbanisées (IFREMER, Mission Urbagri) d'une part, et une approche par l'étude des réseaux pluviaux urbains (SABARC, 1993).

1.1.3.2.1. Approche par les cours d'eau naturels (IFREMER)

On remarquera que les ruisseaux traversant l'espace urbanisé avant de se déverser dans le bassin ont une relativement longue histoire qui leur a permis de s'encaisser ; cette disposition leur permet de drainer les eaux de ruissellement superficiel et de la nappe phréatique jouxtant latéralement leur thalweg.

Méthode

L'étude comporte deux séries de mesures (Ann. 3) effectuées l'une en avril et l'autre en août 1993 sur 18 ruisseaux dont les six faisant partie du réseau principal étudié au chapitre précédent.

Par différence entre les concentrations mesurées en amont et en aval des ruisseaux, il est possible, moyennant certaines précautions, d'apprécier **l'enrichissement des eaux consécutif à la traversée de l'espace urbanisé.**

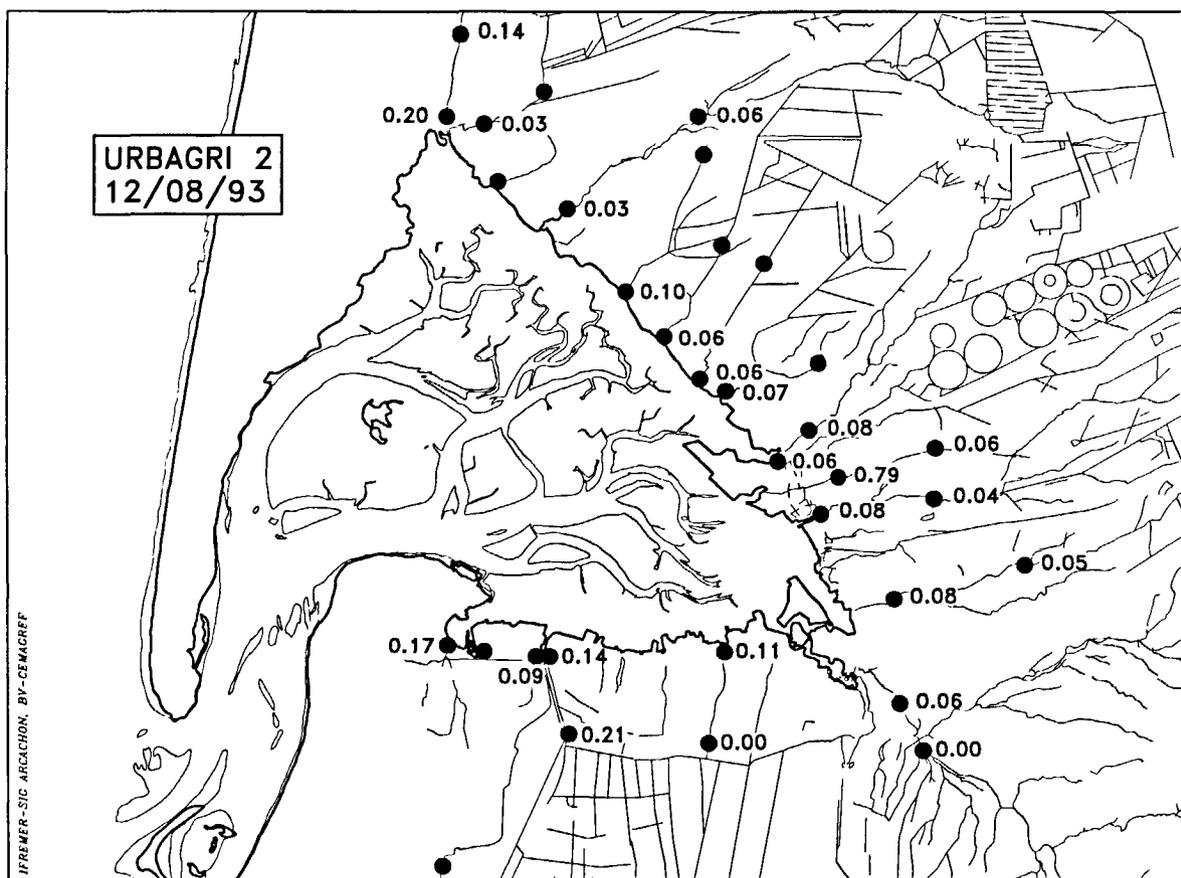
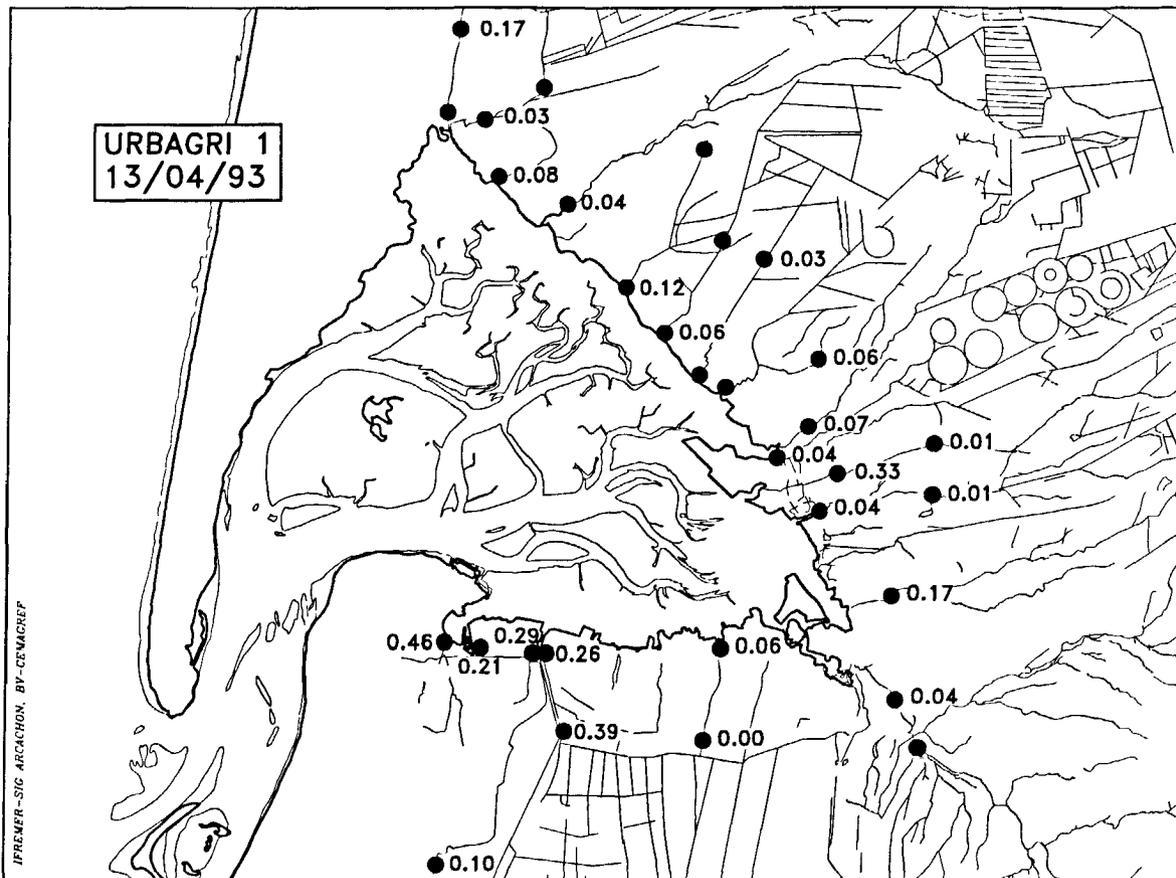


Figure 5 : Concentrations de N-NH₄ (mg.l⁻¹) dans les ruisseaux

Surface contrôlée

La figure 4 nous montre les sous-bassins versants étudiés qui représentent une **superficie totale**, y compris la partie Bassin-Océan (Arcachon, Pyla et le Cap Ferret), de 86 000 ha dont 23 000 ha de sols dunaires et 63 000 de sols de landes.

Dans ces territoires se trouvent placés les **espaces urbains du pourtour du Bassin d'Arcachon**.

Selon la Base Corine Land-Cover (*in* LAPLANA *et al.*, 1993), dans l'ensemble "bassin versant direct" de 299 970 ha (par opposition aux apports transitant par les lacs), l'espace artificialisé (tissu urbain au sens large) couvre 11 556 ha (y compris Eyre = 4 593 ha) soit quelques **6 963 ha** pour les sous-bassins versants du Bassin d'Arcachon, dont 2 263 ha sur dunes et 4 700 ha sur landes (proportion 1/3-2/3).

Pour les dix communes du pourtour du Bassin d'Arcachon, le SDAU (DDE 33, 1992) donne une surface urbanisée indifférenciée de **8 196 ha**.

La classification en sites urbains denses et des sites résidentiels a été effectuée par la SABARC (1993), à partir des données de télédétection SPOT 1989 (BA *et al.*, 1990) pour l'extrapolation des mesures effectuées en Arcachon à l'ensemble du Bassin. Pour une surface urbanisée totale de **7 294 ha**, la zone urbaine (dense) couvre 511 ha (7 %), la zone résidentielle (diffuse) 6 783 ha (93 %). Ramenée à la surface "officielle" du SDAU de 8 196 ha, cela donne 574 ha d'urbanisation dense et 7 622 ha d'urbanisation diffuse.

Résultats

Usuellement, on considère que de fortes concentrations d'azote ammoniacal et de phosphore en milieu naturel constituent de bons indices des rejets urbains. Les différences de concentration en ces éléments entre les points de prélèvement amont et aval d'un même ruisseau indiquent donc une pollution d'origine urbaine dans ces cours d'eau.

Les résultats (en distinguant les stations amont des stations aval) des deux campagnes sont représentés sur les figures suivantes. Par contre, dans les tableaux suivants, nous avons réuni les résultats obtenus, lors de chaque campagne, dans l'ensemble des stations.

Ammonium

Rappelons que "l'azote ammoniacal n'existe que dans les eaux dont la teneur en oxygène est insuffisante pour assurer sa transformation (...), sa présence étant tout à fait anormale" (NISBET et VERNEAUX, 1970). Ces auteurs considèrent comme polluées des eaux qui en contiennent, ne serait-ce qu'un centième de mg.l⁻¹.

Les niveaux rencontrés autour du Bassin pour ce paramètre relèvent des classes de qualité 1A (< 0,08 mg.l⁻¹ de N-NH₄ pour 55 % des mesures), 1B (0,08 à 0,39 mg.l⁻¹ de N-NH₄ pour 41 % des mesures) et jusqu'à 2 (0,39 à 1,55 mg.l⁻¹ de N-NH₄ pour 4 % des mesures).

La figure 5 localise les observations que le tableau 6 résume.

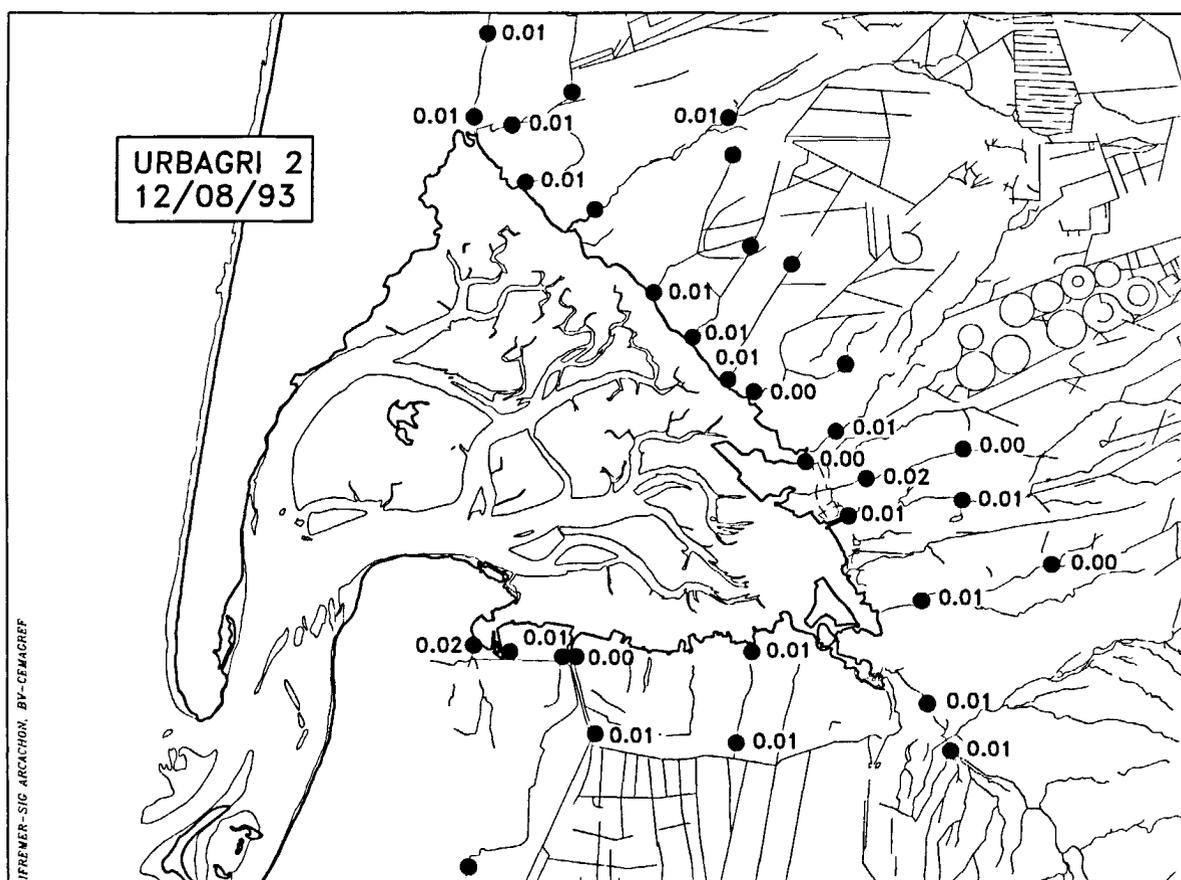
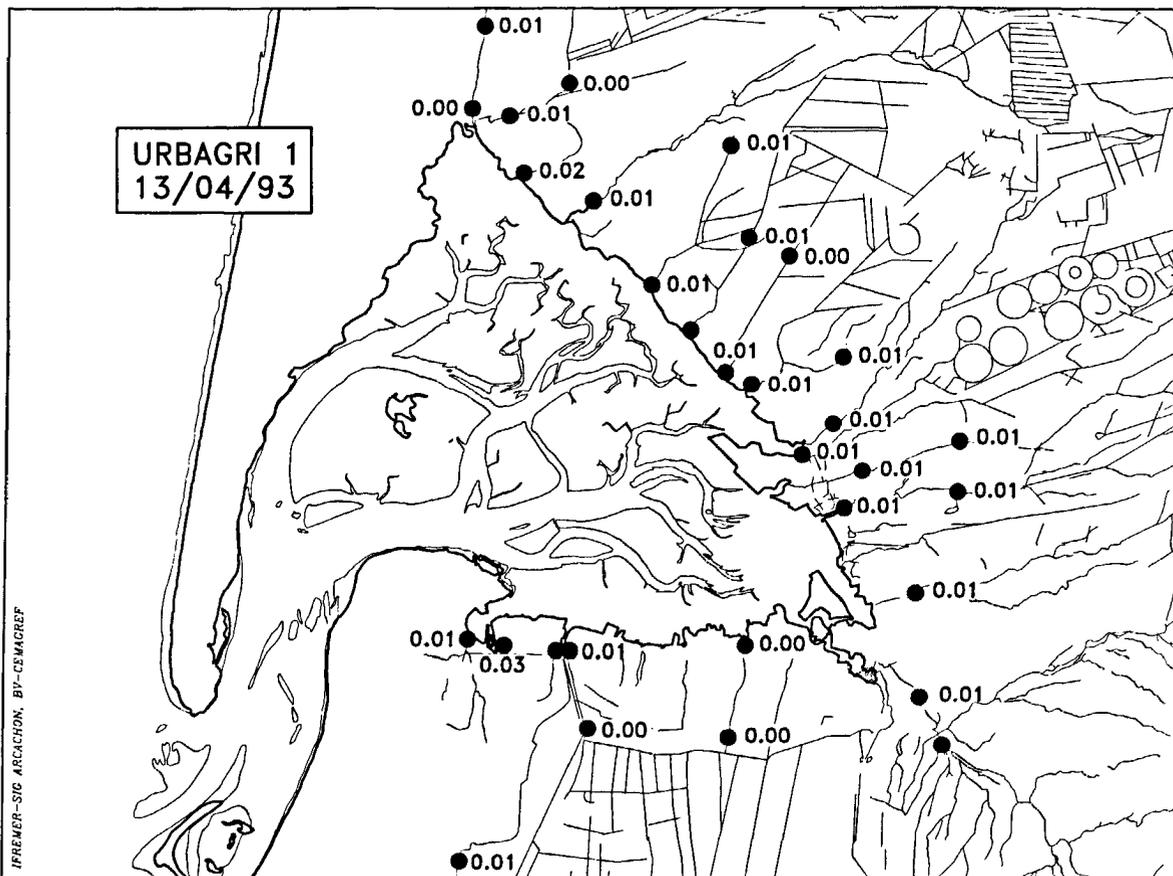


Figure 6 : Concentrations de P-PO₄ (mg.l⁻¹) dans les ruisseaux

1993	nombre	mini	maxi	moy	e.type
Avril	22	0,000	0,46	0,128	0,130
Août	25	0,000	0,79	0,111	0,152

Tableau 6 : Concentrations en ammonium (mg.l^{-1} de N-NH_4) des eaux des ruisseaux du pourtour du Bassin d'Arcachon

On constate un enrichissement sensible du fait de la traversée de l'espace urbanisé à Audenge, et sur la rive Sud du Bassin. **On peut évaluer cet enrichissement moyen en ammonium, sur l'ensemble du pourtour du Bassin, à $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$.**

Phosphate

NISBET et VERNEAU (1970) placent à $0,03 \text{ mg.l}^{-1}$ de P-PO_4 la limite au delà de laquelle on décèle une pollution par les eaux vannes. Rappelons que le plafond de la classe de qualité des eaux 1A est placé à $0,07 \text{ mg.l}^{-1}$ de P-PO_4 .

La figure 6 localise les valeurs rencontrées que le tableau 7 résume.

1993	nombre	mini	maxi	moy	e.type
Avril	30	0,003	0,03	0,0092	0,0055
Août	25	0,002	0,02	0,0077	0,0040

Tableau 7 : Concentrations en phosphates (mg.l^{-1} de P-PO_4) des eaux des ruisseaux du pourtour du Bassin d'Arcachon

On constate :

- un niveau de concentration général très bas : les niveaux amont (en forêt) sont inférieurs à $0,001 \text{ mg.l}^{-1}$, cependant que les niveaux aval plafonnent à $0,03 \text{ mg.l}^{-1}$,
- des valeurs homogènes,
- une très légère variation saisonnière peu significative,
- un faible écart entre les différentes zones,
- un faible enrichissement urbain à Audenge ($+ 0,01 \text{ mg.l}^{-1}$) et à La Teste ($+ 0,02 \text{ mg.l}^{-1}$).

On peut évaluer l'enrichissement moyen en phosphate à environ $0,005 \text{ mg.l}^{-1}$.

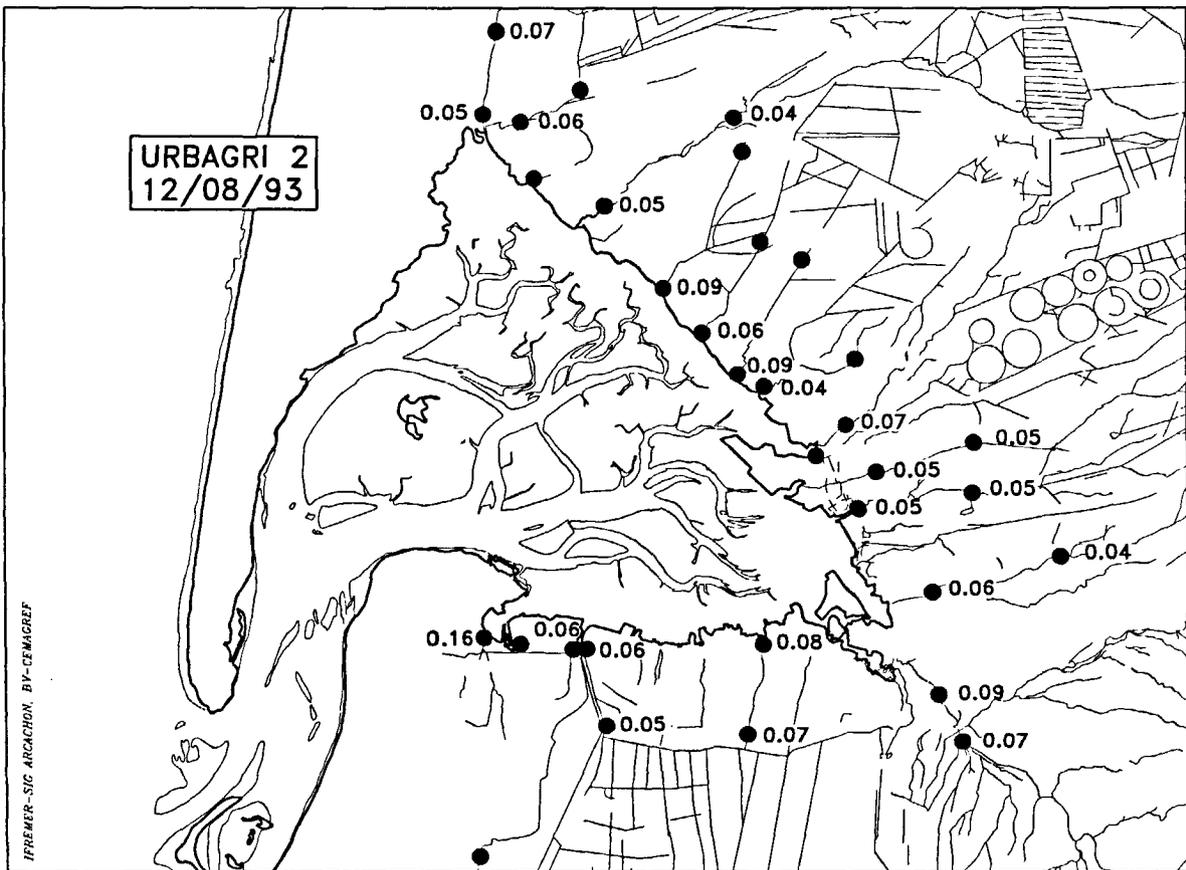
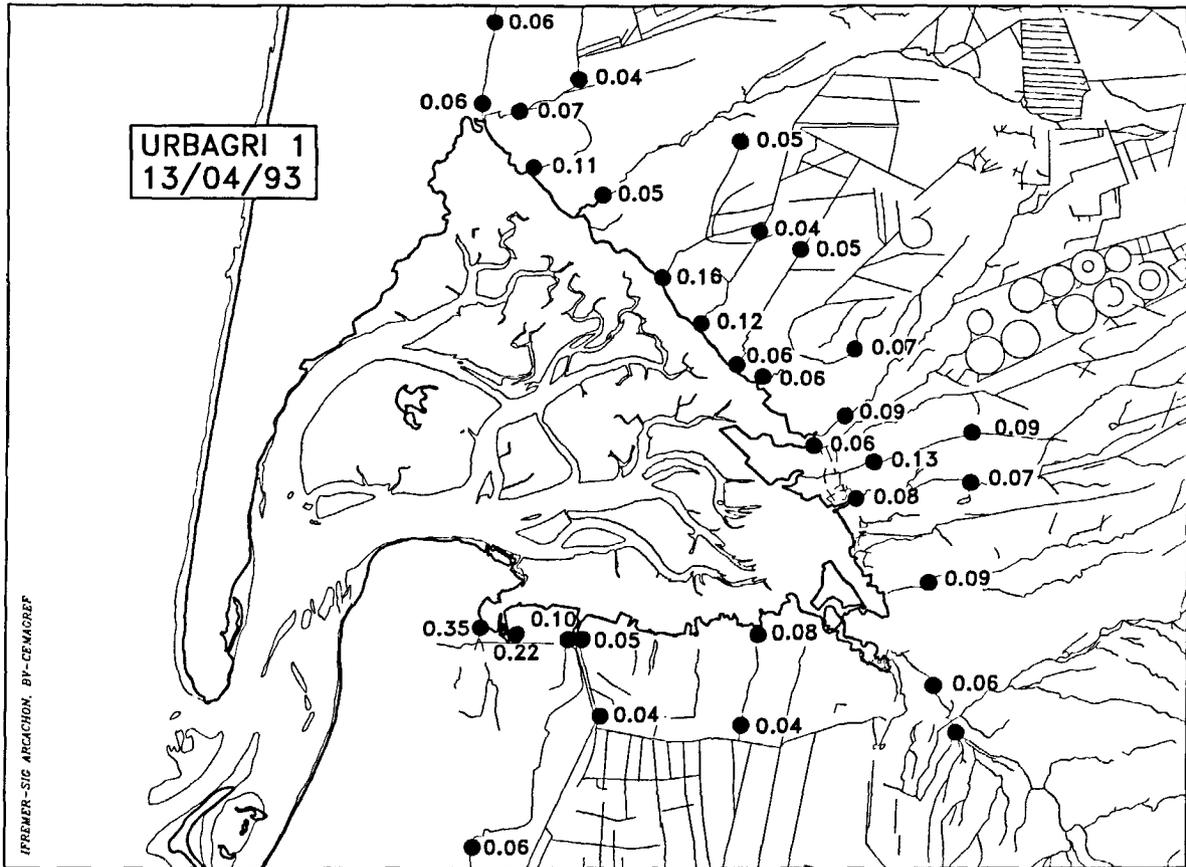


Figure 7 : Concentrations de P total (mg.l⁻¹) dans les ruisseaux

Phosphore total

Les concentrations en phosphore total (Fig. 7) dépassent une fois (La Teste) le plafond de la classe 1B soit 0,08 mg.l⁻¹, mais l'influence urbaine se confirme puisque seuls les prélèvements situés en aval (7 valeurs) sortent de la classe 1A en avril. En août, un seul est dans ce cas (La Teste). La moyenne des résultats des deux campagnes est présentée dans le tableau 8.

1993	nombre	mini	maxi	moy	e.type
Avril	30	0,034	0,35	0,086	0,064
Août	25	0,034	0,16	0,064	0,024

Tableau 8 : Concentrations en phosphore total (mg.l⁻¹ de P) des eaux des ruisseaux du pourtour du Bassin d'Arcachon

L'enrichissement moyen en phosphore total s'élève à 0,06 mg.l⁻¹.

Nitrate

Bien qu'il ne s'agisse pas d'un marqueur de l'urbanisation, deux raisons au moins nous engagent à prendre en compte les résultats de ce paramètre :

- moyen de conforter la typologie des cours d'eau les uns par rapport aux autres,
- moyen de compléter les flux d'azote pour les sous-bassins versants totaux non comptabilisés dans les flux des cours d'eau (cf. Chapitre 1.3.1.2.).

Les concentrations rencontrées dans les ruisseaux sont en général faibles et inférieures au plafond de la classe 1A (application aux sites sensibles à l'eutrophisation en eau douce) soit 0,68 mg.l⁻¹ de N-NO₃. Cependant, trois cours d'eau dépassent ce seuil (Fig. 8) : Cirès, Lanton et Eyre, confirmant la spécificité de ces ruisseaux en tant que vecteurs d'apports d'origine agricole (cf. Chapitre 1.3.1.2.). Les résultats sont synthétisés dans le tableau 9.

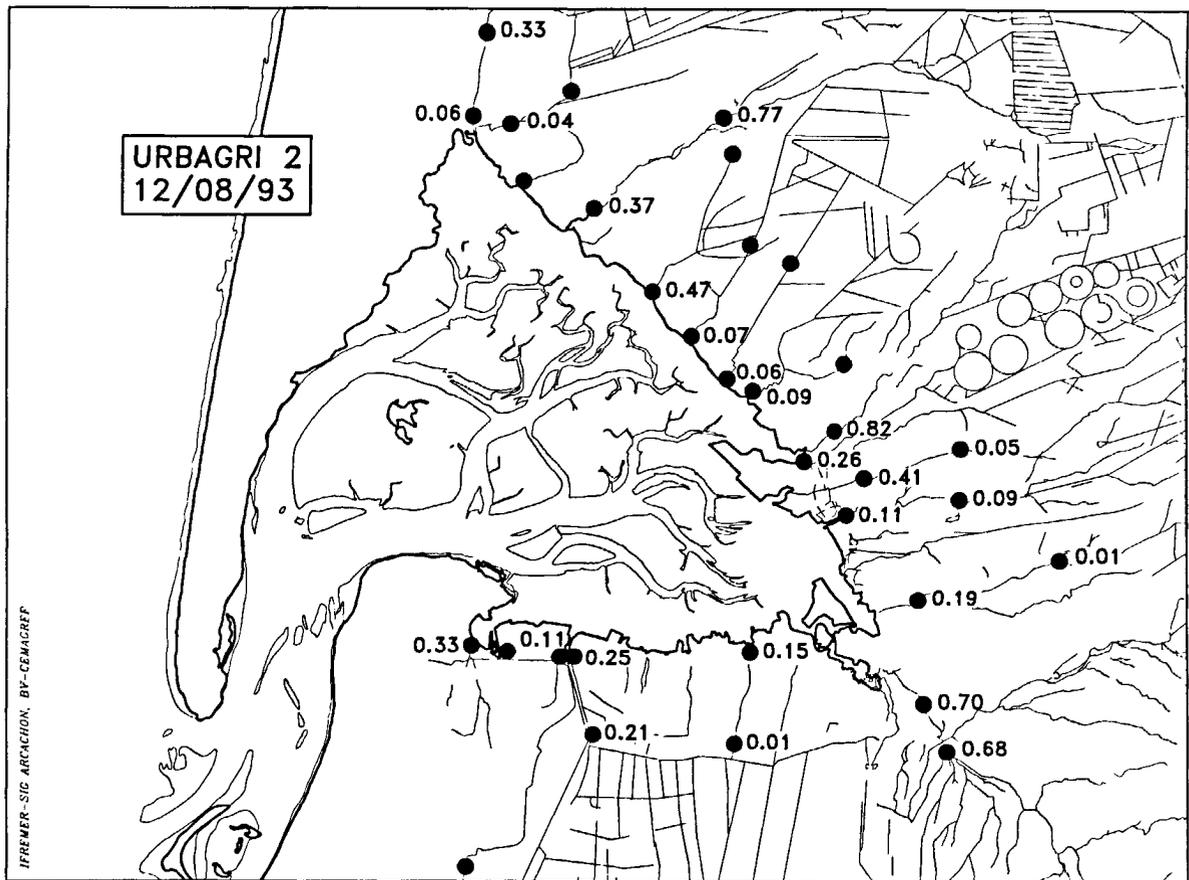
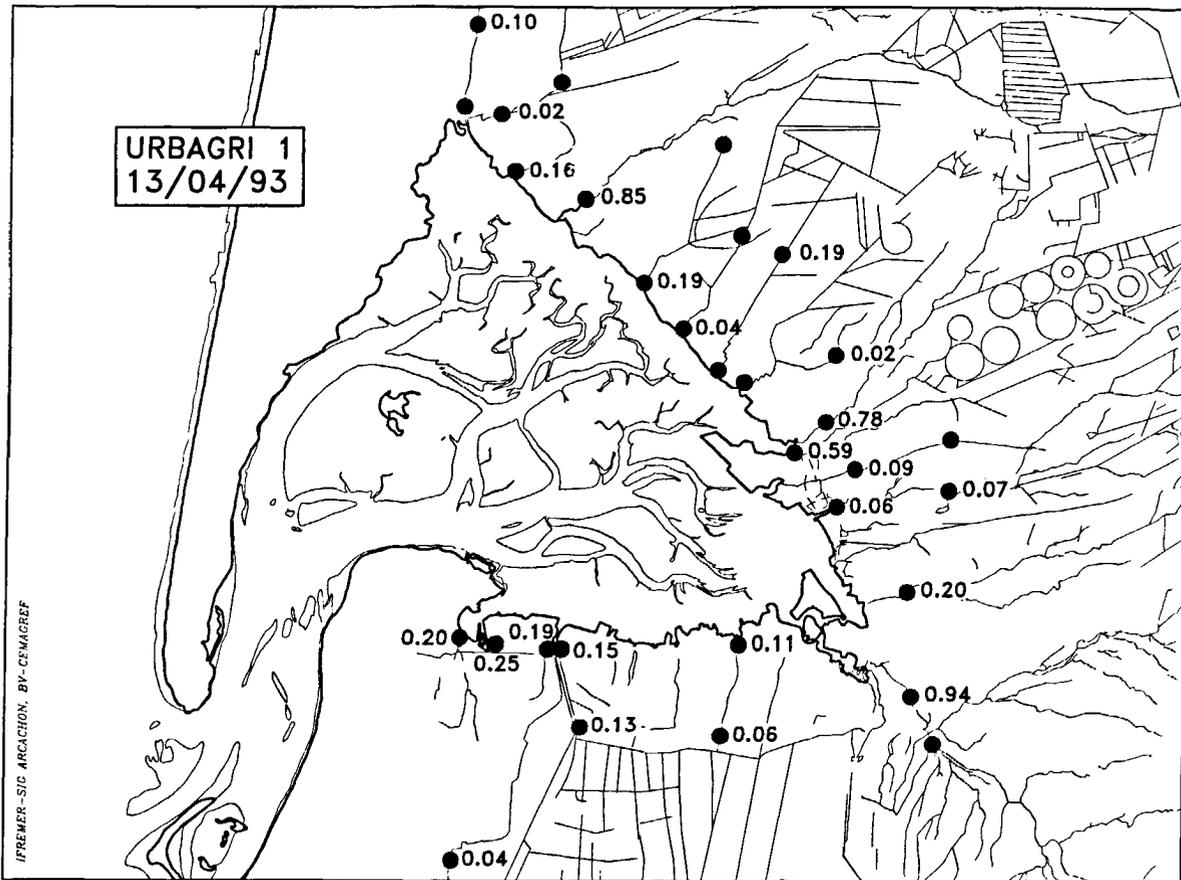


Figure 8 : Concentrations de N-NO₃ (mg.l⁻¹) dans les ruisseaux

1993	nombre	mini	maxi	moy	e.type
Avril	24	0,02	0,94	0,227	0,271
Août	25	0,01	0,82	0,266	0,249

Tableau 9 : Concentrations en nitrate (mg.l⁻¹ de N-NO₃) des eaux des ruisseaux du pourtour du Bassin d'Arcachon

L'enrichissement moyen en secteur urbain (hors Cirès, Lanton, Eyre) atteindrait 0,1 mg.l⁻¹ de N-NO₃.

Bilan

Au rythme des apports observés durant ces deux suivis, et en considérant un enrichissement moyen des eaux ruissellées de 0,1 (N-NH₄) + 0,1 (N-NO₃) = 0,2 mg.l⁻¹ d'azote minéral et de 0,06 mg.l⁻¹ de phosphore total, on aboutirait au modeste appoint de **4 t de N minéral et 1 t de P par an** dû au drainage par les cours d'eau naturels du pourtour urbanisé du Bassin.

Interprétation

La densité de la population ou la proportion de surface artificialisée du bassin-versant (LAPLANA *et al.*, 1993) pourraient expliquer les différences de concentration en ammonium rencontrées dans les eaux des bassins versants principaux. Le tableau suivant fournit les données utilisées (Tab. 10).

	Surface totale (ha)	Surface (ha) artificialisée	S. artificialisée / Surf. tot. * 100	Conc. moy. en ammonium
<i>Canal du Porge</i>	22163	573	2,58	0,110
<i>Cirès</i>	4870,4	142	2,91	0,078
<i>Lanton</i>	3613,5	32	0,88	0,086
<i>Ponteils</i>	2330,7	145	6,22	0,358
<i>Eyre</i>	214136	4592	2,14	0,104
<i>Canal des Landes</i>	11656,8	1716	14,72	0,194

Tableau 10 : Concentrations en ammonium (mg.l⁻¹) et pourcentage de surfaces artificialisées

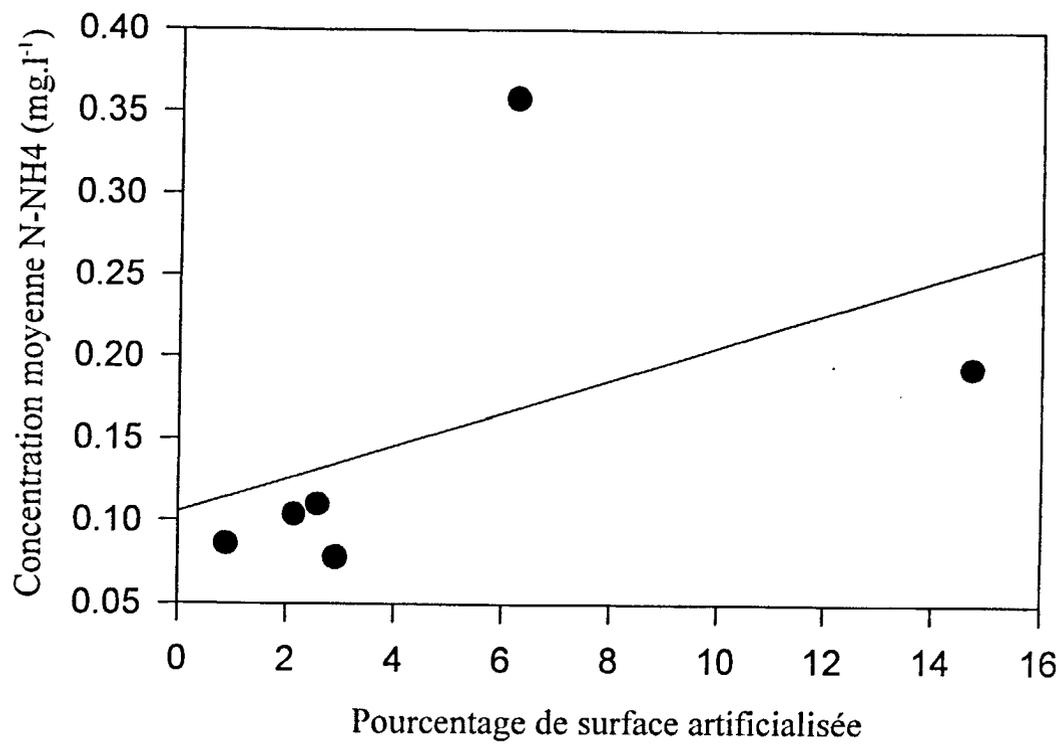


Figure 9 : Relation entre la concentration moyenne en ammonium et le pourcentage de surface artificialisée

Cependant, la figure 9 ne montre pas de rapport significatif entre les concentrations en ammonium et le pourcentage de surface artificialisée par rapport à la surface totale. De multiples facteurs parmi lesquels l'instabilité du composé, la position des points de mesure ne prenant en compte la zone urbanisée que de manière inégale selon les bassins, l'incertitude quand à la zone réellement drainée, enfin l'influence du taux de raccordement du réseau d'assainissement, concourent pour affaiblir la relation.

1.1.3.2.2. Approche par les réseaux pluviaux urbains (Tab. 11) (SABARC, 1993)

Cette étude a consisté à établir un **bilan mesuré** de l'apport provenant du ruissellement urbain sur deux secteurs représentatifs de la **commune d'Arcachon**, un secteur urbain dense du centre ville et un secteur résidentiel des Abatilles, puis à extrapoler ces résultats aux autres territoires urbanisés de structure comparable autour du Bassin d'Arcachon. La SABARC a distingué (et échantillonné) plusieurs situations afin de prendre en compte la variabilité saisonnière et spatiale du ruissellement en zone urbaine.

			Concentration en azote et en phosphore des eaux des réseaux pluviaux urbains (mg/l de N ou de P)			
			NTK	NT	P-PO ₄	PT
Haute Saison	RESIDENTIEL	n	17	17	17	17
		moyenne	6,43	6,65	0,36	1,09
		ES	1,44	1,43	0,08	0,15
	URBAIN	n	18	18	16	18
		moyenne	5,16	5,31	0,47	1,04
		ES	0,81	0,79	0,14	0,17
Basse Saison	RESIDENTIEL	n	13	13	13	13
		moyenne	2,39	2,48	0,30	1,08
		ES	0,87	0,87	0,13	0,19
	URBAIN	n	13	13	13	13
		moyenne	2,22	2,84	0,24	0,66
		ES	0,56	0,65	0,04	0,08

n = nombre d'échantillons - ES = erreur-standard.

Tableau 11 : Composition chimique moyenne des eaux de ruissellement urbain

Comme le laissait prévoir l'analyse des concentrations, on constate une pointe modérée des apports d'azote en période estivale : 30 % des apports annuels en 25 % du temps. Les apports de phosphore manifestent la tendance inverse avec seulement 15 % des apports en été.

Les flux annuels mesurés au cours de cette étude sont en accord avec les résultats d'autres auteurs. Ainsi, CATHELAIN et MARCHANDISE (1986) prennent comme base de calcul des pollutions provenant du ruissellement urbain ou routier, les chiffres de **10 kg d'azote et 2 kg de phosphore par ha et par an**. En rapportant ces valeurs à l'espace urbain considéré

(8 200 ha), on obtiendrait un flux total annuel de **82 tonnes de N et 16 tonnes de P**, chiffres un peu plus élevés que ceux du bilan établi à partir de nos mesures.

Toutefois, il faut préciser que ces apports de 61 tonnes d'azote total et de 20 tonnes de phosphore total constituent un ordre de grandeur. D'après la SABARC (1993), les variations inter-annuelles réelles devraient se trouver dans la fourchette 50-100 tonnes par an de NT et 18-40 tonnes par an de PT.

Conclusion

S'il est entendu que cette évaluation fournit un ordre de grandeur précieux pour hiérarchiser les sources d'apports de nutriments au Bassin, les résultats consignés dans ce sous-chapitre doivent être considérés avec une certaine prudence, pour deux raisons principales.

Tout d'abord, il faut rappeler que les apports par ruissellement présentent une forte variabilité selon les années, due à l'irrégularité inter-annuelle des précipitations, à la variabilité de la date, de la durée, de l'intensité et du nombre des épisodes pluvieux dans l'année, et enfin à l'irrégularité des épisodes orageux. Cela rend le travail d'échantillonnage particulièrement difficile et diminue la précision des bilans.

Il faut aussi convenir du caractère atypique de la Ville d'Arcachon par rapport aux autres communes. En effet, c'est la seule commune qui soit équipée intégralement d'un réseau pluvial¹. Dans les autres communes, les eaux de pluie transitent par les fossés et les crastes, ou s'infiltrent et se dirigent vers la nappe phréatique. Dans ces communes, les eaux de pluie arrivent ainsi moins directement au Bassin. La généralisation des résultats obtenus à Arcachon à l'ensemble du pourtour du Bassin tend donc à **surestimer les flux mesurés**. La comparaison avec les résultats précités de la campagne URBAGRI en donne confirmation.

L'évolution temporelle de ce type d'apports est difficile à estimer d'un point de vue quantitatif. Il est évident que l'extension des surfaces urbanisées entre 1970 (environ 4 500 ha) et 1990 (8 200 ha), en augmentant les surfaces imperméabilisées, a sans doute provoqué une hausse des apports en nutriments par le ruissellement urbain. Néanmoins, un certain nombre d'aménagements spécifiques propres à diminuer l'impact des eaux de ruissellement sur le Bassin ont été réalisés par les communes à l'initiative du SIBA. Dans le futur, ces aménagements ne manqueront pas de se multiplier, sous différentes formes :

- infiltration des eaux pluviales *in situ* partout où cela est possible,
- création d'équipements compensatoires (chaussées drainantes, structures réservoirs,...) pour toute nouvelle surface imperméabilisée.

¹ Une grande partie des eaux de pluie est ainsi directement amenée au Bassin. Toutefois, les premières eaux (les plus chargées en nutriments-ou polluants) sont récupérées dans le réseau d'assainissement.

		Bilan annuel des apports urbains au Bassin (tonnes de N et de P totaux)			
		NT	PT	Nmin	Pmin
Ruissellement urbain (1)		61	20	23 (4)	7 (4)
Production résiduelle (abonnés non raccordés)	total produit (2)	85- 124	16 - 33	51 - 82 (5)	8 - 17 (5)
	fraction arrivant à la nappe (3)	30 - 40	5 - 11	20 - 25	2,5 - 5,5
REJET au Bassin (6)		61 - 101	20 - 31	23 - 48	7 - 12,5

(1) flux annuel véhiculé par les eaux de ruissellement (SABARC, 1993)

(2) estimation du flux annuel produit par l'assainissement individuel non raccordé (SABARC, 1993 - IFREMER).

(3) rejet en nappe correspondant à l'assainissement individuel (SABARC, 1993 - IFREMER)

(4) N et P minéral calculés d'après la proportion des concentrations moyennes rencontrées dans les eaux de ruissellement pluviales soit Nmin ($N-NH_4 + N-NO_3$) = 0,37 NT et Pmin ($P-PO_4$) = 0,36 PT

(5) N et P minéral calculés d'après la proportion des concentrations moyennes des eaux usées domestiques (entrée stations d'épuration) soit Nmin ($N-NH_4$) = 0,62 NT et Pmin = 0,50 PT.

(6) **Limite inférieure** : aucun apport par la nappe - **Limite supérieure** : tout ce qui est apporté dans la nappe arrive dans le Bassin

Tableau 12 : Estimation du flux total annuel d'azote et de phosphore apporté au Bassin par les sources urbaines.

1.1.3.3. Urbanisation et assainissement : approche globale

Ce paragraphe tente de dresser un bilan approché de l'évolution au cours des vingt dernières années des apports de nutriments d'origine urbaine dans la partie interne du Bassin. Afin de quantifier cette évolution, AUBY *et al.* (1994) se sont basés sur les modifications de la démographie et de celles conjointes de l'assainissement (cf. IV.1.2. et IV.3.).

Estimation calculée du flux de nutriments d'origine urbaine

N.B. : L'ensemble des chiffres cités dans ce paragraphe concerne l'azote et le phosphore totaux (sauf mention contraire).

Les résultats des estimations de flux annuels d'azote et de phosphore provenant des usagers non raccordés sont présentés dans le tableau 12. La **production potentielle** d'azote et de phosphore est obtenue en multipliant le nombre d'équivalents-habitants permanents par le rejet individuel journalier estimé. Autour des années 1970, ce rejet journalier était évalué à 13 g d'azote (BEBIN, 1976) et 2,25 g de phosphore (MARTIN *et al.*, 1976). De nos jours, il s'élèverait à 15 g d'azote et 4 g de phosphore (Agence de l'eau Adour-Garonne, 1990). En raison de cette évolution et de l'augmentation du nombre d'habitants, **ces productions potentielles ont été, en 20 ans, multipliées par 1,6 en ce qui concerne l'azote et par 2,5 pour le phosphore.**

Avant la mise en service du réseau d'assainissement du SIBA (situation de 1970), les effluents domestiques plus ou moins épurés étaient **rejetés dans les différents compartiments du milieu récepteur** (eaux superficielles, sols, nappes phréatiques). Ces effluents ont, depuis lors, été progressivement collectés puis épurés par traitement secondaire physico-chimique et enfin détournés du Bassin interne et rejetés à La Salie. En appliquant le taux de raccordement de 1992 (environ 80 %) à la production potentielle, on obtient, un flux collecté d'environ **450 tonnes de N (NTK) et 120 tonnes de P.**

La **production résiduelle** représente la quantité de nutriments disponible (la production potentielle diminuée du flux récolté) pour un éventuel entraînement par le ruissellement superficiel ou l'écoulement phréatique après infiltration. En 20 ans, cette production résiduelle a diminué de moitié.

L'évaluation de la production résiduelle actuelle a fait l'objet d'une autre approche réalisée par la SABARC (1993). Dans ce cas, la production a été calculée sur la base de la qualité chimique des effluents domestiques avant épuration et du débit correspondant à la consommation d'eau des abonnés non raccordés (non-assujettis à une taxe d'assainissement). Ainsi calculée, la production annuelle résiduelle s'élèverait à **85 tonnes de NTK et 16 tonnes de PT**, valeurs à peu près cohérentes avec nos résultats (**124 tonnes d'azote, 33 tonnes de phosphore**).

Ces valeurs de production résiduelle correspondent aux limites **supérieures des quantités susceptibles d'aboutir plus ou moins complètement et plus ou moins vite au Bassin** dans une proportion et avec un abattement difficiles à connaître. D'après la SABARC et P. CAPDEVILLE (SIBA), il est raisonnable de considérer qu'environ 30 % de cette production se retrouve dans la nappe phréatique.

	1970	1990
Total habitants (équivalents hab. permanents/an)	75 077	104 389
Production potentielle/an		
- Azote (tonnes N)	356	572
- Phosphore (tonnes P)	62	152
Flux collecté/an		
- Azote (tonnes N)	0	448
- Phosphore (tonnes P)	0	119
Apport résiduel/an		
- Azote (tonnes N)	356	124
- Phosphore (tonnes P)	62	33

Tableau 13 : Evolution des apports d'azote et de phosphore provenant des eaux usées au Bassin d'Arcachon entre 1970 et 1990

Les apports à la nappe (et, par cette voie, plus ou moins complètement au Bassin), seraient donc compris entre 30 et 40 tonnes d'azote et entre 5 et 11 tonnes de phosphore totaux par an.

Estimation de la quantité totale apportée actuellement au Bassin par les apports urbains

D'après les résultats consignés dans le tableau 13, la somme des apports urbains annuels représenterait donc actuellement au plus une centaine de tonnes d'azote total (30 tonnes de N minéral) et une trentaine de tonnes de phosphore (12,5 tonnes de P-PO₄). Cette étude étant centrée sur les apports par ruissellement, il ne faut pas attribuer aux estimations d'apports à la nappe le même degré de précision mais les considérer seulement comme des ordres de grandeur.

Conclusion

Les quantités globales d'azote et de phosphore susceptibles d'être apportées au Bassin d'Arcachon par les **eaux usées** auraient globalement diminué, au cours des vingt dernières années, d'un facteur 3 environ pour l'azote et d'un facteur 2 dans le cas du phosphore, du fait de la mise en place du **réseau d'assainissement**.

Cette tendance est confirmée par les observations en nature effectuées dans le cadre des réseaux de surveillance de la qualité sanitaire du milieu qui s'intéressent aux paramètres de contamination d'origine anthropique.

L'apport total de nutriments d'origine urbaine au Bassin (ruissellement des eaux pluviales + apport par la nappe phréatique du fait des 10 000 usagers non raccordés au réseau), serait, dans la limite des connaissances actuelles, **de l'ordre de 50 à 100 tonnes de NT (20 à 50 tonnes de N minéral) et 20 à 30 tonnes de PT (5 à 10 tonnes de P-PO₄)**.

Ces quantités devraient diminuer dans l'avenir du fait de la mise en place effective de solutions compensatoires atténuant le ruissellement pluvial, d'une part, et de la progression continue du taux de raccordement au réseau d'assainissement, d'autre part.

1.1.4. Eaux phréatiques

1.1.4.1. Géochimie

L'étude BRGM (ASTIE *et al.*, 1971) s'appuie sur 130 analyses chimiques complètes et 200 analyses partielles pour décrire la géochimie des eaux phréatiques. La distribution des résistivités des eaux de la nappe superficielles (plio-quaternaire) permet de distinguer trois zones.

1. **La zone des landes forestières en amont**, dont les caractères chimiques sont proches de celles de l'eau de pluie et des eaux de surface, des crastes et ruisseaux que la nappe alimente. La minéralisation est principalement chlorurée-sodique et magnésienne, du type appelé "eau landaise" (résistivité 50 à 100 ohms/m à 20°C, pH : 4 à 6). L'acidité est due au CO₂ présent dans les horizons humifères et aux matières organiques solubles (tels que les acides humiques) dont les eaux se chargent principalement en période de crue. La conjonction de ce pH acide et d'un milieu réducteur entraîne la mise en solution du fer et du manganèse (...)" (BONJOUR, 1985). Les teneurs en fer sont le plus généralement comprises entre 0,1 et 1 mg.l⁻¹ mais peuvent atteindre plusieurs mg par litre.
2. **Sur le pourtour immédiat du Bassin**, la minéralisation augmente sensiblement : la résistivité est comprise entre 20 et 40 ohms.m⁻¹, les ions Cl⁻ passent de 20 à 80 mg.l⁻¹ environ, les ions Ca⁺⁺, passent de 2-4 à 20-40 mg.l⁻¹ avec une augmentation un peu plus accentuée pour les ions HCO₃⁻.

L'origine de cette minéralisation est discutable :

- Enrichissement des eaux météoriques en Cl⁻ en se rapprochant de l'Océan. Elles sont partiellement responsables de l'enrichissement des eaux superficielles en NaCl (TEISSIER, 1967).
- Intrusion d'eau saumâtre du Bassin dans les niveaux aquifères. Compte tenu du niveau piézométrique de la nappe (+ 5 m sur la côte Est) et de la faible épaisseur d'eau salée dans le Bassin, l'intrusion ne peut intéresser qu'une bande étroite de terrain, au moins sur la rive Est. Il semblerait que cette pénétration se fasse plus profondément vers l'arrière-pays, le long de la rive septentrionale (et méridionale ?).
- Présence de sels dans les formations aquifères elles-mêmes : le calcium et les bicarbonates en particulier seraient abondants dans les terrains eux-mêmes. La présence de niveaux marins expliquerait peut-être que les plus fortes résistivités ne se trouvent pas en bordure immédiate du Bassin, mais dessinent des aires en arrière de la côte où les niveaux argileux rendent les nappes semi-captives.

Dans ces deux zones, amont et bordière, **la nappe Pliocène** est peu exploitée et recèle une eau de très faible minéralisation, présentant les mêmes propriétés d'acidité, d'agressivité et réductrices. En outre, sa richesse en fer et en matières organiques (quelques mg O₂.l⁻¹), la rendent inutilisable sans traitement.

Il faut savoir que certains ostréiculteurs de Gujan-Mestras (Gujan, Larros, La Barbotière) et de La Teste (Carène, Canelot) utilisent des eaux souterraines salées pour maintenir la salinité de leurs bassins en période de crue fluviale (technique dite de la "pompe à sel").

Quelques données obtenues entre 1987 et 1994 dans ces eaux sont présentées tableau ci-dessous :

Site	T°C	S‰	pH	NH ₄ mg N.l ⁻¹	P0 ₄ mg P. l ⁻¹	Si mg. l ⁻¹	Fe mg. l ⁻¹	H ₂ S mg. l ⁻¹
Larros		20,5	7,7				1,75	
Barbot.	8	24	7,4		-	-	7,48	
Canelot	18	17-25		0,7	0,3	2,2		
Canelot	16,5	29	7,2					1,5
Carène		7						
Gujan	16,5	27						
Carène	16,2	26-27	7	0,009				0,1

Tableau 14 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux salées souterraines.

Ces eaux résultent d'un mélange entre eaux côtières salées (pH : 8,2 ; fer : 1 à 50 µg.l⁻¹) et les eaux phréatiques (pH neutre, fer abondant) mais présentent aussi des signes d'enrichissement en ammonium et phosphate comme nous en trouverons plus loin confirmation en étudiant les zones urbaines (cf. 1.1.4.2.2.).

3. le long du littoral de l'Océan, de Lège au Pyla-Salie, les nappes phréatiques et Pliocène sont nettement sous l'influence océanique. Cette influence se manifeste par la richesse en chlorures provenant des eaux météoriques et des embruns, et par l'intrusion d'eau de mer dans les niveaux perméables du complexe (...) qui intéresse principalement la presqu'île au Sud du Piquey. En dehors des zones sous-jacentes envahies, l'eau saumâtre flotte sous forme d'une lentille d'eau moins dense à caractère mixte bicarbonaté-chloruré calco-sodique, évoluant en profondeur avec la minéralisation vers le type chloruré-sodique à concentration croissante menant à l'eau de mer.

Les résistivités suivantes ont été mesurées :

- Lège-Gd Crohot : 14 ohms.m⁻¹ à 25 m de profondeur
- Cap Ferret-Lavergne : 0,32 ohms.m⁻¹ à 9 m de profondeur (eau saumâtre)
- La Teste - Pyla : 35 à 40 ohms.m⁻¹ à une profondeur de 30 à 45 m
- La Teste - Salie : 9,6 ohms.m⁻¹.

En conclusion

La proximité de l'Océan et du Bassin n'est pas seule responsable de la minéralisation, les terrains eux-mêmes y contribuent pour une partie.

Par ailleurs, l'hétérogénéité des formations entraîne une variabilité des caractères chimiques. Pour cette raison, une étude synthétique de cette nappe restera difficile tant que le contexte géologique ne sera pas mieux connu.

De toute manière, si une quantité relativement importante d'eau est disponible dans les terrains pliocènes et quaternaires, sa mauvaise qualité chimique la rend difficilement utilisable.

C'est pourquoi l'arrosage des jardins d'agrément représente la principale destination des très nombreux pompages privés du pourtour du Bassin.

Quant à l'eau souterraine salée, elle constitue un appoint de sel appréciable pour les bassins ostréicoles mais nécessite un traitement (déferrisation, oxygénation) pour un emploi aquacole intensif.

1.1.4.2. Sels nutritifs

1.1.4.2.1. En milieu agricole

"En hiver, les pluies dépassent généralement la faible consommation d'eau par les plantes. L'eau est alors retenue par le sol jusqu'à reconstitution des réserves. L'excédent percole plus en profondeur et recharge les nappes phréatiques. Cela peut entraîner des éléments fertilisants non utilisés par les cultures. Cette situation peut se présenter aussi en été si l'irrigation est excessive. Ce problème de pollution des nappes phréatiques est à considérer plus sérieusement que l'excès de consommation (*d'eau*) du maïs par rapport à la forêt" (VALANCOGNE, 1992).

Devant l'irrégularité interannuelle des apports en sels nutritifs par les cours d'eau, la question s'est posée de savoir s'il pouvait y avoir rétention de ces éléments dans les sols ou les nappes en année sèche et remobilisation lors des crues.

Il semble qu'il faille, à cet égard, dissocier le cas de l'azote de celui du phosphore :

- **Azote** : à la suite d'une étude portant sur les nappes du secteur de Lugos-Ychoux, le SRAE (1987, 1988) a montré " la lenteur de l'écoulement de la nappe (*en direction du Nord*) et les fortes capacités de dénitrification dans un horizon humique". Compte tenu de ces deux facteurs, très peu d'azote nitrique serait susceptible de quitter les environs des zones de culture par voie phréatique.
- **Phosphore** : l'adsorption du phosphore sur les particules le rend peu mobile, tant que des phénomènes physiques d'érosion et de transport sédimentaire n'interviennent pas pour le déplacer vers l'aval où il peut rencontrer des conditions de milieu favorables à sa désorption.

RIMMELIN (1995) a échantillonné les eaux douces dans les trois compartiments hydriques (pluie - nappe - ruisseau) du secteur **Lanton-Audenge-Biganos** et a comparé les concentrations moyennes en nutriments dans ces compartiments (Tab. 15).

	Période	Unité	Concentration en mg N.l ⁻¹		
		pH	NO ₂ + NO ₃	NH ₄	N minéral total
Pluie	Déc. à Mars	4,83	0,019	0,055	0,074
Nappes	Mars	6,14	0,109	0,057	0,166
	Mai		0,012	0,317	0,329
Ruisseaux	Mars	6,56	0,861	0,037	0,898

Tableau 15 : Valeurs moyennes des teneurs en azote dans les compartiments hydriques (mars 1995) (in RIMMELIN, 1995)

Cet auteur tire les conclusions suivantes de ces mesures :

- Les concentrations mesurées sont très modérées. Les concentrations en phosphate n'atteignent même pas le seuil de détection.
- La concentration moyenne en azote minéral total augmente au cours du cycle pluie-nappes-ruisseaux, probablement en raison des différences de teneur en matière organique hydrolysable.
- La forme ammoniacale ne domine que dans l'eau de pluie. Dans la nappe et dans les ruisseaux, les formes oxydées de l'azote prédominent, avec une concentration beaucoup plus élevée dans les ruisseaux que dans la nappe. Cette dernière serait donc "pas ou très peu affectée par les pratiques agricoles (contrairement) aux eaux fluviales".
- La concentration en azote minéral total double entre les mois de mars et de mai. La proportion des composés nitriques + nitreux et ammoniacaux s'inverse entre ces deux périodes (réduction des nitrates dans la zone anoxique de la nappe et minéralisation de la matière organique sous l'effet de l'élévation de la température).

En extrapolant ces concentrations moyennes printanières l'auteur obtient un flux "fictif" annuel de 2,9 tonnes d'azote apporté au Bassin dans le secteur côtier considéré (1/3 environ du linéaire total). **Sur la base de ces valeurs, on peut estimer que 9 tonnes d'azote seraient apportées au Bassin par le phréatique.**

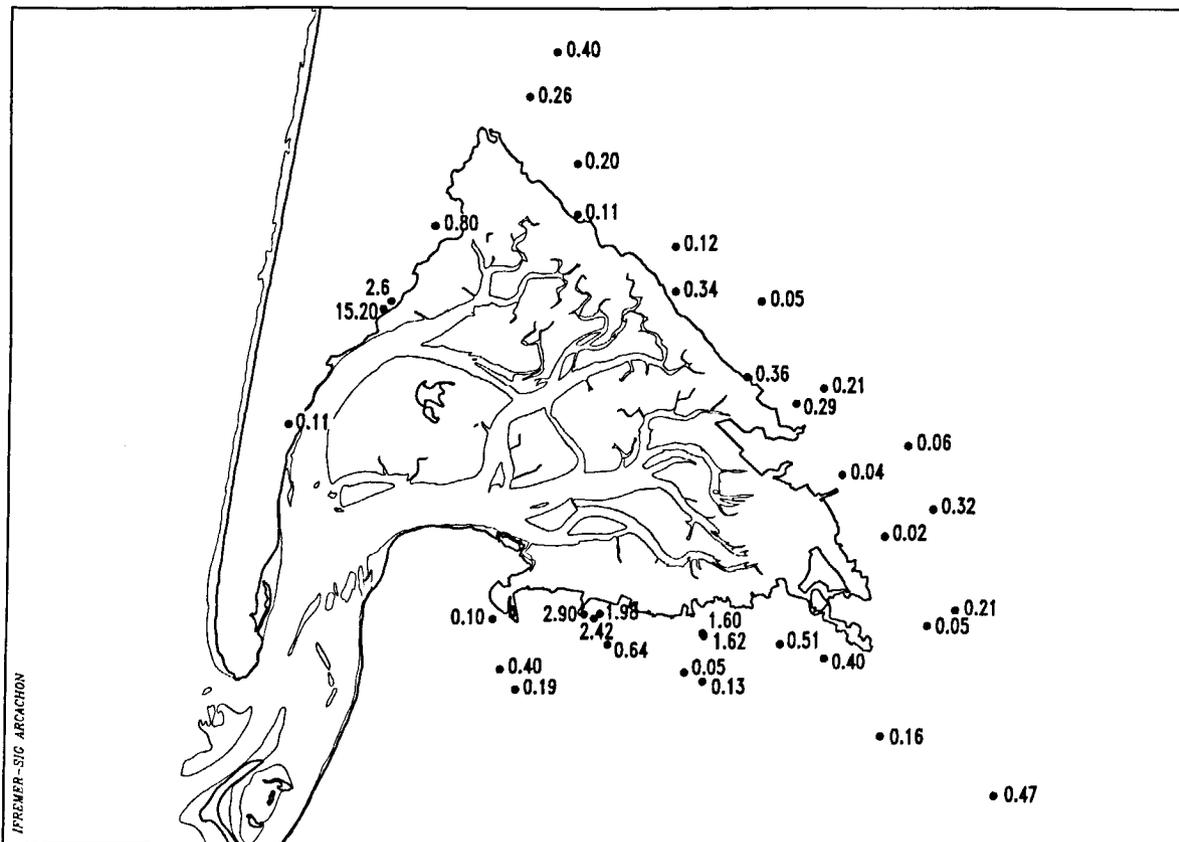


Figure 10 : Concentration d'azote ammoniacal dans la nappe phréatique (mg.l⁻¹ de N-NH₄)

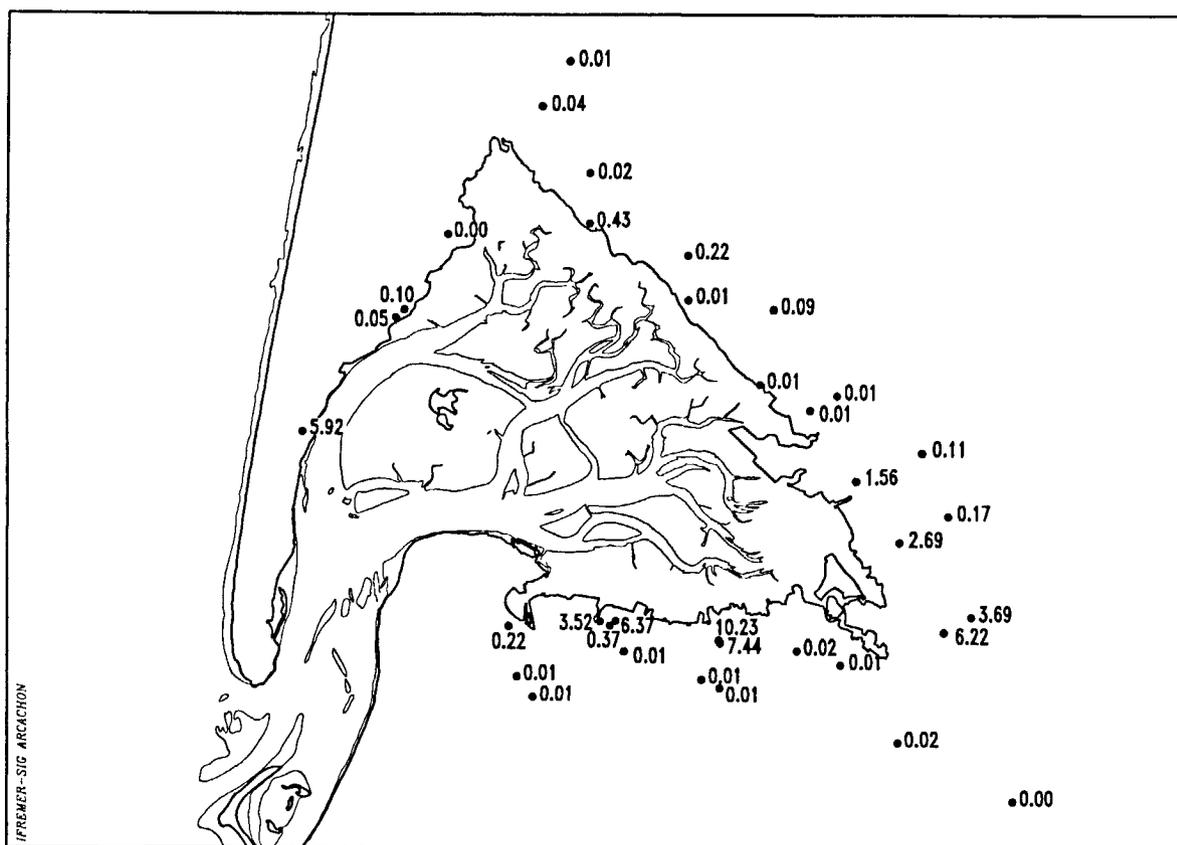


Figure 11 : Concentration d'azote nitrique dans la nappe phréatique (mg.l⁻¹ de N-NO₃)

1.1.4.2.2. En milieu urbain (IFREMER/URBAGRI, 1993)

Les eaux phréatiques ont fait l'objet d'un échantillonnage en amont et en aval des agglomérations (Fig. 10, Fig. 11, Fig. 12 & Fig. 13).

Au regard de ces résultats, plusieurs constatations peuvent être réalisées :

- L'azote est abondant dans la nappe de la côte du Cap Ferret et de la côte Sud du Bassin : les concentrations sont du même ordre que les concentrations les plus élevées des cours d'eau naturels (5 à 15 mg.l⁻¹ de N).
Ces plus fortes concentrations se rencontrent près de la côte, c'est à dire "en aval" des zones urbanisées ; l'influence agricole paraît donc mineure.
- La proportion prédominante de la forme nitrique serait due, soit à la nitrification de l'ammonium d'origine domestique, soit à l'enrichissement en nitrate par le jardinage d'agrément.

Ces résultats préliminaires devront être précisés ; une thèse (RIMMELIN) doit débiter sur ce sujet qui prendra en compte la dynamique des écoulements phréatiques de manière à préciser les flux. Parallèlement, une étude sur les pratiques de jardinage d'agrément pourrait étayer le raisonnement sur l'évolution de la nappe phréatique du pourtour du Bassin.

1.1.4.3. Matière organique

Plusieurs campagnes d'analyses (BONJOUR et CARRUESCO, 1986) "font ressortir une concentration moyenne de la nappe en C.O.D. de 5,2 mg.l⁻¹ mais avec des écarts relativement importants.

A partir d'une étude du secteur d'Audenge, BALADES (1982) a pu conclure à propos de la pollution organique de la **nappe phréatique**, qu'elle se situe à "un niveau assez élevé" (...) qui indiquerait qu'elle "participe pour une bonne part aux apports de carbone organique dans le Bassin" (C.E.T.E., 1982). Les valeurs citées (correspondant à l'état initial de la nappe avant injection) donnent une idée des niveaux en espace urbain peu dense assainis individuellement :

C.O.D. : 6,1 mg.l⁻¹
M.E.S. : 30 mg.l⁻¹
D.C.O. : 28 mg.l⁻¹
D.B.O.₅ : 4 mg.l⁻¹

Les paramètres bactériologiques qui accompagnent ces valeurs permettent de se faire une idée du niveau de contamination :

Coliformes totaux : 150 par 100 ml
Coliformes fécaux : 3 par 100 ml
Streptocoques fécaux : 93 par 100 ml

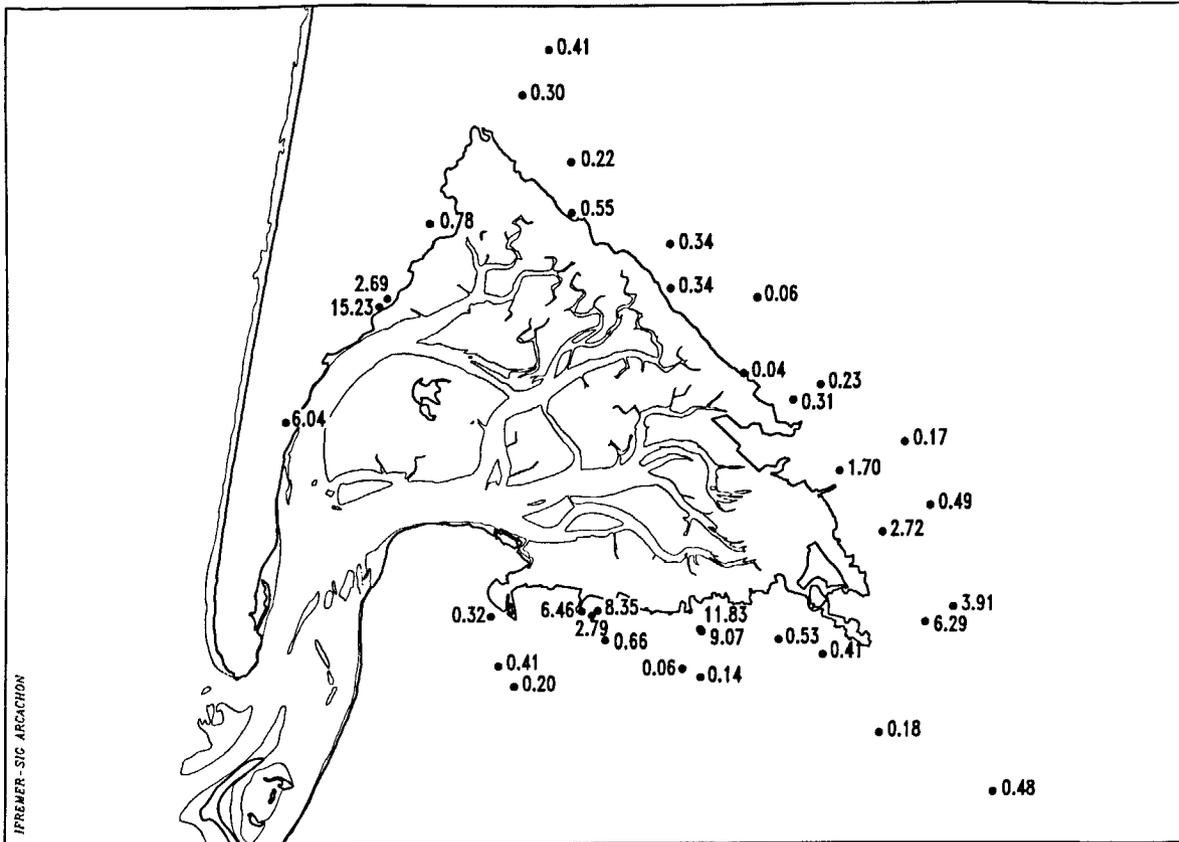


Figure 12 : Concentration d'azote minéral dans la nappe phréatique (mg.l⁻¹ de N)

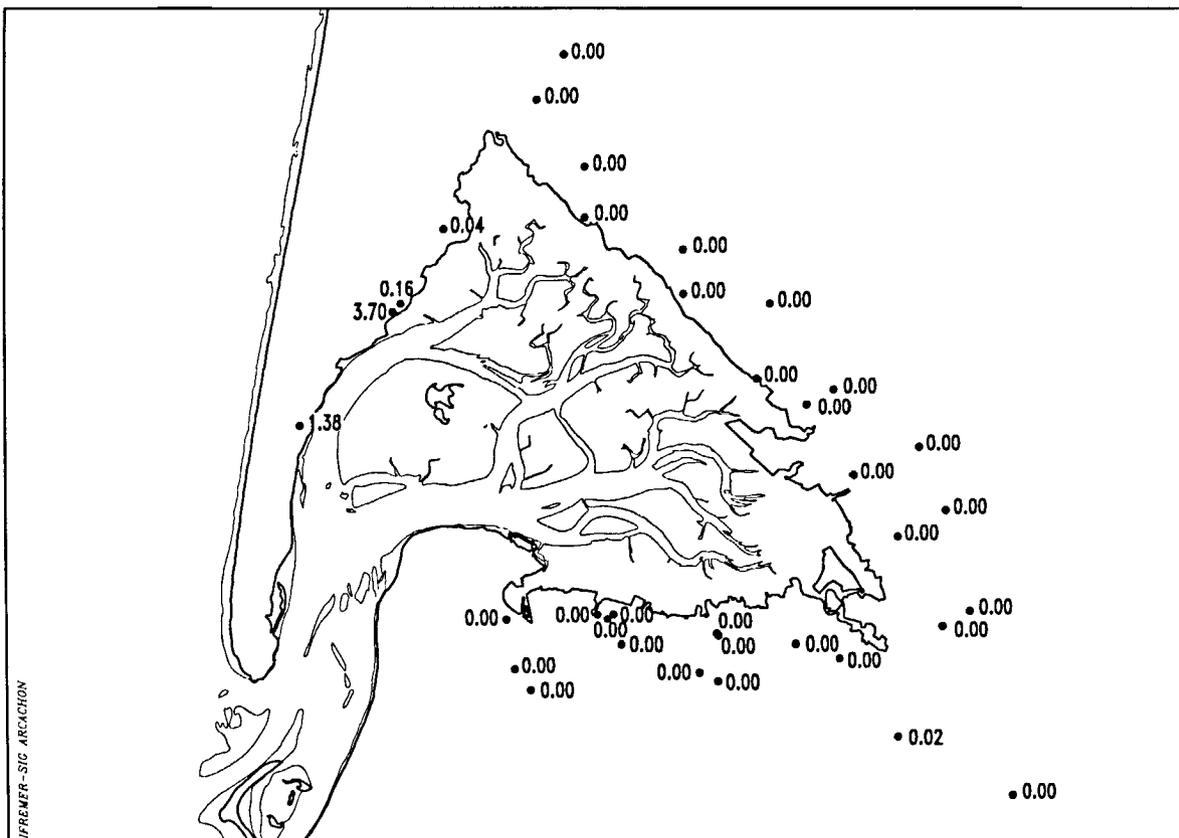


Figure 13 : Concentration d'orthophosphate dans la nappe phréatique (mg.l⁻¹ de P-PO₄)

1.1.5. Importance relative et évolution des différents apports de nutriments au Bassin d'Arcachon

Le tableau 16 rassemble les moyennes (période des cinq dernières années) des apports d'azote et de phosphore provenant des différentes sources recensées.

	Azote total		Azote minéral		Phosphore total		P-PO ₄	
	tonnes	%	tonnes	%	tonnes	%	tonnes	%
Cours d'eau	1205	80	738-855	87	26-41	34	4-5	21
Pluie directe	156-210	12	40-89	7	18-43	30	5-8	31
Ruissellement urbain	50-100	5	18-36	3	16-40	28	6-7	31
Eaux usées (→ nappe)	30-40	3	20-25	2	5-11	8	2-5	17
Nappe	?	?	9	1	?	?	?	?
Total	1441-1555	100	825-1014	100	65-135	100	17-25	100

Tableau 16 : Bilan global des apports d'azote et de phosphore au Bassin d'Arcachon à l'époque actuelle

Ces résultats permettent d'établir une hiérarchie entre ces différentes sources, ainsi qu'entre les formes minérales et organiques de ces éléments. Un certain nombre d'observations peuvent ainsi être faites :

- la grande majorité de l'azote est apportée au Bassin par les cours d'eau : 80 % de l'azote total et 87 % de l'azote minéral,
- les pluies "directes" apportent plus d'azote au Bassin que les sources d'origine urbaine,
- le phosphore, est apporté à parts presque égales par les cours d'eau, la pluie et le ruissellement urbain,
- l'azote est en majorité (60 %) apporté sous forme minérale.

Evolution des apports

Dans le tableau 17, nous avons rassemblé le résultat des calculs et des estimations des apports en azote et en phosphore pour les années 1970 et pour l'époque actuelle. En ce qui concerne les flux correspondant à 1970, de nombreuses incertitudes subsistent et il est, pour certaines sources, impossible de les quantifier avec exactitude. Dans ce cas, nous avons seulement signalé dans quel sens ces apports avaient augmenté au cours de la période considérée.

		Flux total annuel (tonnes d'azote ou de phosphore)											
		Azote total			Azote minéral			Phosphore total			Phosphore minéral		
		1970	1990	↑↓	1970	1990	↑↓	1970	1990	↑↓	1970	1990	↑↓
Eyre	<i>CEMAGREF</i>	704	985	↑	428	679	↑	14	14	=	3	3	=
	<i>RNB</i>	-	1 800		246	783	↑	-	105		28	4	↓
	<i>IFREMER</i>	-	-		-	647		-	30		-	3	
Ensemble des cours d'eau	<i>CEMAGREF</i>	903	1205	↑	561	855	↑	29	26	↓	6	5	↓
	<i>RNB</i>	-	-		-	-		-	-		-	-	
	<i>IFREMER (1)</i>	-	-		-	738		-	41		-	4	
Pluie directe	<i>IFREMER</i>	-		↑(2)	-	89	↑(2)	-			-	5	
	<i>SABARC</i>	-	210		-	-		-	43	-			
	<i>Bibliographie</i>	-	156		-	40		-	18	-	8		
Ruissellement urbain	<i>SABARC</i>	-	61	↑(3)	-	23	↑(3)	-	20		-	7	↑(3)
	<i>mini-maxi</i>	-	50-100		-	18-36		-	18-40	↑(3)	-	6	
	<i>Bibliographie</i>	-	80		-	-		-	16	-			
Eaux usées (nappes)	<i>SABARC</i>		30	↓	-	20	↓	-	5		-	2	↓
	<i>IFREMER</i>	127	40		82	25		22	11	11	5		

(1) Somme des apports des 6 principaux cours d'eau correspondant à 92 % du bassin versant total

(2) ZEPHORIS (1984) montre une tendance générale à l'augmentation des apports en azote par les pluies

(3) cf. Chapitre 1.1.3.3

Tableau 17 : Evolution des apports de nutriments au Bassin entre 1970 et 1990

Azote

- Les quantités d'**azote minéral** apportées par les **cours d'eau** se sont notablement **élevées** (d'environ **300 tonnes**) en l'espace de 20 ans. Ce phénomène est directement lié à l'expansion de l'agriculture intensive sur le bassin versant. L'Eyre présentant à la fois le plus fort débit et l'une des plus fortes concentrations en nitrates (après le Cirès) ; cette évolution affecte en priorité la zone Sud-Est du Bassin.
- Il est probable que les flux d'azote provenant directement des **eaux de pluie** (augmentation générale de la concentration des pluies en azote) et du **ruissellement urbain** (progression de l'urbanisation et de l'imperméabilisation des sols, plus ou moins compensée par des aménagements spécifiques) aient également **augmenté**, sans que l'on puisse savoir en quelles proportions. En terme de flux, cette évolution est probablement sans aucune mesure avec celle des apports provenant des cours d'eau.
- Par contre, la mise en place de l'assainissement a permis de **retirer** du flux annuel arrivant au milieu (si l'on considère que tout ce qui est apporté par la nappe arrive au Bassin) environ **90 tonnes d'azote total**, dont **50 tonnes sous forme minérale**, provenant des **eaux usées**.

Les quantités d'azote apportées au Bassin ont donc globalement augmenté, au moins en ce qui concerne les formes minérales, notamment au niveau de l'Eyre.

Phosphore

- On peut penser que, comme c'est le cas pour l'azote, les apports de phosphore provenant du **ruissellement urbain** ont **augmenté** depuis les années 1970.
- Par contre, les quantités de phosphore apportées par les **cours d'eau** et les **eaux usées** ont notablement diminué au cours de cette période.

Rapport azote/phosphore

L'augmentation des flux d'azote et la diminution des flux de phosphore dans les cours d'eau, source principale de ces éléments pour la Baie, conduisent à une augmentation notable du rapport N/P des apports de nutriments arrivant au Bassin.

1.1.6. Conclusion

La marque du sol podzolique forestier dominant du bassin versant se lit dans les caractéristiques hydrologiques dominantes de la région :

- pauvreté en nutriments minéraux,
- richesse en matière organique d'origine végétale.

L'humus superficiel forestier à lente dégradation libère peu d'azote et d'éléments échangeables (Ca, K, Mg) ; la percolation des composées organiques solubles très acides altère les colloïdes minéraux libérant silice et alumine facilement entraînés vers la nappe qui contient en outre de fortes quantités de fer et de manganèse.

L'enrichissement en azote minéral représente la principale tendance des vingt dernières années ; cette augmentation d'origine agricole a été partiellement compensée par le détournement vers l'Océan des rejets urbains.

Les apports d'azote par la nappe phréatique ainsi que par le ruissellement urbain paraissent négligeables par rapport aux apports par les cours d'eau qui représentent 87 % du total ; les apports en phosphore sont très faibles ; il en résulte un rapport N/P anormalement élevé dans les apports.

1.2. Océan

La côte d'Aquitaine, face au golfe de Gascogne, n'est débordée devant Arcachon que par un plateau continental réduit par rapport à celui de la Gironde et du Centre-Ouest (cf. Chapitre Morphologie) ce qui renforce l'influence des eaux océaniques à la côte.

Ces eaux sont mal connues, mais il nous a semblé cependant important de les qualifier du mieux possible, pour tenir compte de leur contenu propre dans les calculs de dilution et de renouvellement des eaux du Bassin.

1.2.1. Données d'hydrologie disponibles

Auteur	Carreaux Marsden	Mission	Dates	Niveau (m)	Paramètre
SHOM, 1962	145	Am. Mouchez	8/1960	0-1500 m	T, S, D
Berthois, 1965	145				T, S, O ₂ , pH, Turb
Vincent et Kurc, 1969a	145	Pélagia	2, 3, 5, 6, 7, 8, 11/1967	Surf-fond	T
Vincent et Kurc, 1969b	145	Pélagia	2, 4, 7, 11/1968	Surf-fond	T
Vincent <i>et al.</i> , 1973	145	Pélagia	3, 5, 7, 11/1969	Surf-fond	T
Vincent <i>et al.</i> , 1973	145	Pélagia	2, 3, 5, 7, 11, 12/1970	Surf-fond	T
Fruchaud, 1975	145-146	PHYGAS 23	8-9/1972	0-1500 m	T, S, O ₂
Le Corre, Treguer, 1976	145-146	POLYGAS 24	10-11/1972	0-1500 m	T, S, O ₂ , SN, Chl
Le Corre, Treguer, 1976	145-146	PHYGAS 32	04-05/1973	200-300 m	T, S, O ₂ , SN, Chl
Fruchaud, 1976	145-146	PHYGAS 41	02/1974		T, S, O ₂ , SN, Chl
Fruchaud, 1976	145	PHYGAS 44	12-01/1975		T, S, O ₂ , SN, Chl
Castaing <i>et al.</i> , 1981	145/ 41, 42, 51, 52, 53	TRANSEPLAT I	03-04/1980	0-40 m	T, S, Turb
Boutier, Chiffolleau 1986	145/51	CAGIMA I	06-07/1984	Surf -fond	T, S, MES, Cd Chl, C.O.P..
Boutier, Chiffolleau 1986	145/51	CAGIMA II	02-03/1985	Surf - fond	T, S, MES, Chl, C.O.P.. Cd
Piriou, 1986	145/31, 32, 41, 51, 61	INTERSITE III	08-09/1985	Surf	T, S, SN, Turb, Chl

T : température; S : salinité; D : densité; O₂ : oxygène dissous; SN : sels nutritifs; Chl : chlorophylle; MES : matières en suspension; Turb : turbidité; C.O.P. : carbone organique particulaire; Cd : Cadmium

1.2.2. Eau océanique

"Le Golfe de Gascogne se caractérise par une masse d'eau homogène relativement riche en nutriments : 9 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ en nitrate, 0,55 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ en phosphate et 3,5 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ en silicate" (TREGUER *et al.*, 1979).

"Les échanges des eaux du golfe avec les eaux côtières semblent habituellement peu importants, spécialement au printemps et en été où un bourrelet d'eau dense localisé sur le plateau limite l'advection des eaux de subsurface" (VINCENT et KURC, 1969a, 1969b ; VINCENT, 1973).

Au printemps

(Mission PHYGAS 32) (*ibid.*)

La masse d'eau (subsurface entre 200 et 300 m) de température à peu près uniforme (autour de 11°C) et de salinité comprise entre 35,55 et 35,60 ‰ (...) est relativement riche en nutriments : 8,5 à 9 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ de nitrate, 0,5 à 0,6 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ de phosphate et 3,5 à 4 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ de silicate.

L'étude par télédétection (DURAND et CASTAING, 1992) de la relation entre la structure thermique des eaux et leur contenu en chlorophylle pour la situation printanière de 1983 montre que les eaux sont plus chaudes devant Arcachon et moins riches que celles du plateau situé au Nord et au Sud.

En hiver

(Mission PHYGAS 44) (*ibid.*)

A proximité du bord du plateau continental français, on observe des concentrations élevées en nutriments : 7 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ en nitrate, 0,5 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ en phosphate et 3 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ en silicate ; les concentrations en nitrite sont généralement basses : 0,1 $\mu\text{mol.l}^{-1}$.

Au Nord du Cap Finistère, les eaux méridionales apparaissent plus pauvres : 2,5 à 3 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ en nitrate, 0,15 à 0,20 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ en phosphate et 1 à 1,5 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ en silicate, alors que des concentrations plus élevées en nitrite (0,30 $\mu\text{mol.l}^{-1}$) sont observées.

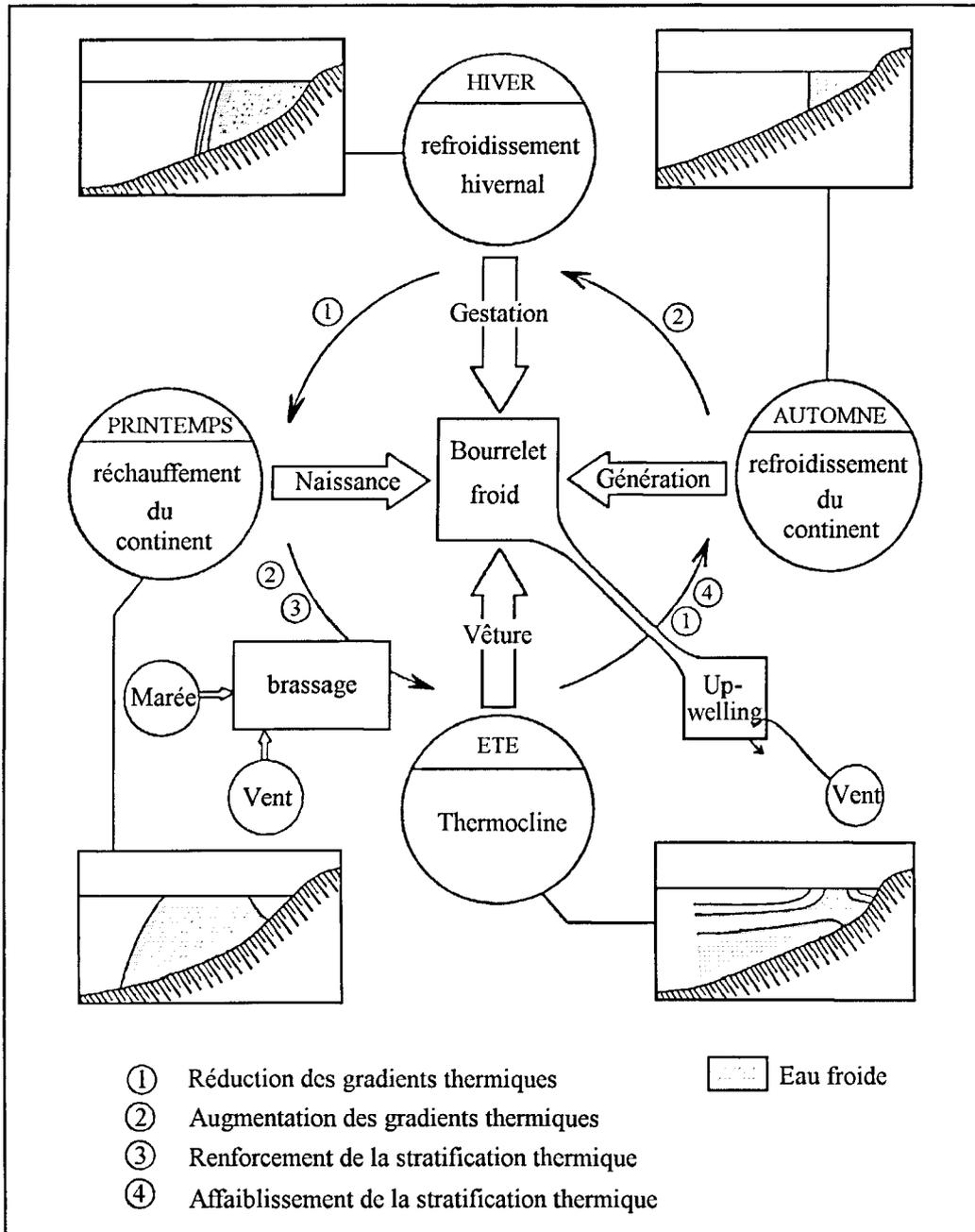


Figure 14 : Mécanisme de l'évolution annuelle de la structure thermique superficielle (YOO, 1982)

1.2.3. Eau côtière

Il s'agit de la zone côtière ou néritique sur les fonds inférieurs à 200 m.

1.2.3.1. Température

(Résumé de VINCENT ET KURC)

L'évolution annuelle de la structure thermique semble dépendre principalement du refroidissement et du réchauffement des eaux côtières, de la stratification, du brassage de l'eau et du phénomène d'upwelling côtier (YOO, 1982). La schématisation de la succession des situations saisonnières est présentée figure 14.

Les images thermographiques analysées par CASTAING *et al.*, (1981) révèlent qu'une bande d'eau froide s'étale sur le plateau, depuis la Bretagne jusqu'à Arcachon, en été et au printemps. La permanence de ce bourrelet froid au milieu du plateau constitue la principale caractéristique hydrologique au Nord d'Arcachon. Au Sud, du fait du rétrécissement du plateau, ce bourrelet disparaît.

1.2.3.2. Salinité, nutriments, chlorophylle, matières en suspension

En hiver

DURAND et CASTAING (1992) montrent qu'à une décroissance des températures en allant du bord du plateau continental vers la côte correspond un enrichissement des eaux en nutriments et chlorophylle dans une zone se rétrécissant de la Gironde vers Arcachon.

En fin d'hiver (Campagne CAGIMA II : 20-02/05-03/1985) (BOUTIER et CHIFFOLEAU, 1986), en période de crue fluviale, le panache de la Gironde "s'étend assez loin vers le Nord ; dans le Sud, au contraire, aucune dessalure n'est mise en évidence" ce qui peut être mis en relation avec la dominante Sud du vent du semestre hivernal.

Dans ces conditions, les concentrations en MES décroissent rapidement vers le large jusqu'à 1,5 mg.l⁻¹. Le pourcentage de C.O.P. dans les MES superficielles varie entre 1,1 % à l'embouchure et 12,2 % au large.

Les concentrations en chlorophylle varient de 1 µg.l⁻¹ à la sortie de l'estuaire de la Gironde, à 0,4 µg.l⁻¹ au large.

Les points du large présentent cependant les plus fortes valeurs du rapport Chl a/MES .

Au printemps (Campagne TRANSEPLAT I : 03-04 1980 - CASTAING *et al.*, 1981), quelle que soit la profondeur, les MES diminuent de l'Est vers l'Ouest et du Nord (Gironde) vers le Sud (Arcachon) ; à 5 m de profondeur le long de la côte au Sud d'Hourtin, les valeurs sont comprises entre 1 et 5 mg.l⁻¹ jusqu'à l'isobathe 70 m au delà duquel elles sont inférieures à 1 mg.l⁻¹.

La proportion en matière organique des MES varie de 30 % près de la côte, où les concentrations en MES sont maximales, à 50 à 80 % au large où l'on observe les concentrations minimales en MES.

ETCHEBER et RELEXANS (1983) ont montré que la composition biochimique de cette fraction organique permet de différencier les suspensions côtières des suspensions du large

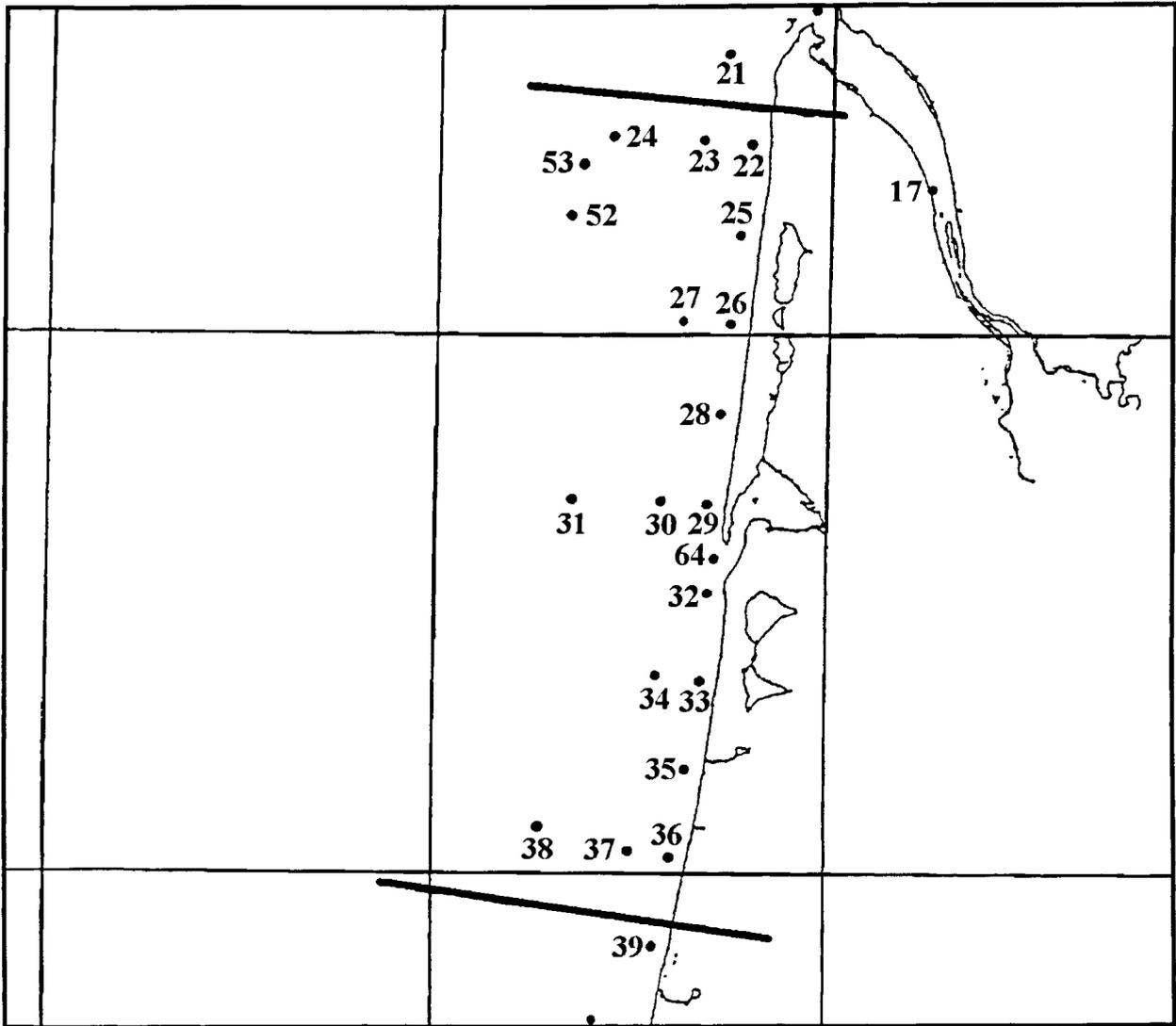


Figure 15 : Stations RNO intersite III, septembre 1985 (in PIRIOU, 1986)

(Tab. 18). Ces auteurs notent que les teneurs en chlorophylle active, protéines, glucides et lipides ont tendance à diminuer de la surface vers le fond, traduisant vraisemblablement un phénomène de dégradation au cours de sa descente vers le fond.

<i>MES</i>	<i>côtières</i>	<i>du large</i>
Concentration en mg.l ⁻¹	> 1	< 1
% C.O.P.	2-5	10-30
% Chlorophylle a	<0,9	>1
% Protéines	<6	>10
% Glucides	<2	3-10

Tableau 18 : Composition biochimique des MES du plateau continental entre la Gironde et Arcachon (ETCHEBER et RELEXANS, 1983)

Au début de l'été (Campagne CAGIMA I : 26-6/3-7/1984, BOUTIER et CHIFFOLEAU, 1986).

Cette campagne s'est déroulée sous l'influence des crues de fin de printemps (*régime pluvio-nival de la Garonne*). A cette période, on n'observe pas d'extension du panache vers le Nord (*cf. supra, régime estival des vents de Nord*). Au large, les teneurs MES au sont faibles : 1mg.l⁻¹.

Les concentrations en chlorophylle a, comprises entre 2 et 3 µg.l⁻¹ dans les zones côtières, s'abaissent à 0,4 µg.l⁻¹ au large.

La proportion de C.O.P. dans les MES varie de 2 à 10 %.

Une langue d'eau légèrement enrichie s'avance vers le Sud le long de la côte du Médoc en s'amincissant. Des situations de ce type, mais plus développées vers le large, ont été décrites par DURAND et CASTAING (1992) au mois d'avril 1983.

Devant Arcachon en juin-juillet 1979, BOUCHET (1982) a étudié les MES au dessus du fond : les eaux issues du Bassin sont caractérisées par une teneur en MES supérieure à 50 mg.l⁻¹. Elles s'étendent jusqu'à l'isobathe -15 m. Au delà, les eaux du large présentent une teneur inférieure à 5 mg.l⁻¹.

Les eaux chargées issues du Bassin progressent vers le Sud-Ouest sur les fonds de 25 m, avec une tache plus concentrée (> 100 mg.l⁻¹) à la latitude de l'émissaire de La Salie qu'il semblerait logique d'attribuer au rejet. Une partie des eaux chargées suit la côte vers le Sud, la concentration étant entretenue par l'agitation dans la zone des brisants.

En fin d'été (Campagne RNO Intersite III, 30-08/12-09-1985) (Fig. 15 et Ann. 4).

Cette campagne, réalisée dans le cadre du RNO, s'est déroulée entre les côtes vendéennes et le littoral espagnol en situation d'étiage fluvial caractérisé.

Elle a notamment permis de mesurer la concentration en sels nutritifs des **eaux côtières** de la Côte Aquitaine (PIRIOU, 1986).

Les salinités sont comprises entre 34,2 et 35,2 g.kg⁻¹.

Les valeurs de chlorophylle sont inférieures à 1,07 µg.l⁻¹.

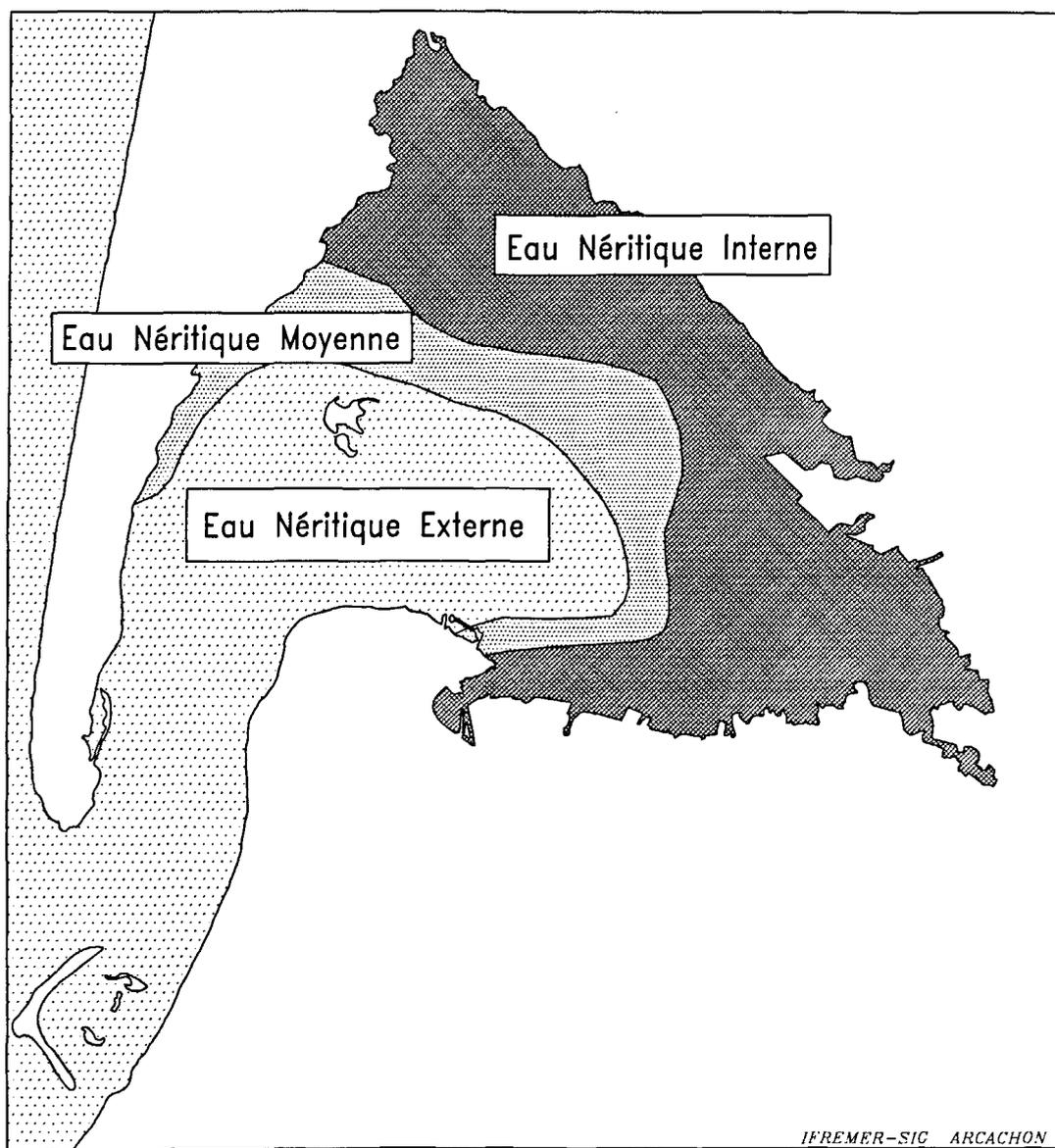


Figure 16 : Position moyenne des masses d'eau au cours d'une année (BOUCHET, 1968)

18 stations ont été échantillonnées entre 44° et 45°20 de latitude soit à moins de 60 km de part et d'autre des passes du Bassin et à une distance de la côte inférieure à 15 milles.

Le tableau 19 donne les valeurs statistiques des mesures obtenues (l'ensemble des résultats est présenté en Annexe 4) :

	Concentration ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)					
n=22	NO ₂	NO ₂ +NO ₃	NH ₄	Urée	PO ₄	Si
moyenne	0,045	0,384	0,230	0,156	0,053	2,2
Ecart-type	0,089	0,778	0,230	0,043	0,066	2,246

Tableau 19 : Concentration en nutriments des eaux côtières en été (août-septembre 1985).

Il faut noter que la forte dispersion des valeurs de concentrations de nutriments provient de l'inclusion dans le calcul de 4 données correspondant à des mesures au fond dont les valeurs sont nettement plus élevées que les valeurs de surface. On peut néanmoins constater que **ces niveaux de concentration sont très faibles, proches de l'épuisement** (sauf pour le silicate Si). Ceci explique que l'on mesure des concentrations en chlorophylle a très faibles le long de la côte du Médoc et des Landes.

En automne

(Mission POLYGAS 24) (*ibid.*)

En novembre 1987, GOULEAU *et al.*, (1992) ont trouvé que "d'une façon générale, sur toute la colonne d'eau, les concentrations en nutriments décroissent depuis l'estuaire de la Gironde vers le large au dessus de la vasière Ouest-Gironde, montrant une dilution des eaux estuariennes par les eaux océaniques. En surface, les teneurs en ammonium, nitrate, phosphate et silice diminuent respectivement de 15 à **3 $\mu\text{mol.l}^{-1}$** , 20 à **0,5 $\mu\text{mol.l}^{-1}$** , 0,7 à **0,8 $\mu\text{mol.l}^{-1}$** et 20 à **2 $\mu\text{mol.l}^{-1}$** alors que la salinité augmente de 32 à **35 ‰**".

En novembre 1979, BOUCHET (1982) a trouvé sur les fonds devant Arcachon des MES moins abondantes qu'en été : moins de 10 mg.l⁻¹ dans les eaux issues du Bassin et moins de 2 mg.l⁻¹ dans les eaux du large. La tache concentrée à plus de 100 mg.l⁻¹ subsiste devant l'émissaire de La Salie.

En conclusion :

Sur le plateau, devant Arcachon, les eaux sont généralement pauvres en suspensions, en nutriments et en chlorophylle, à cause de leur situation géographique à l'écart des grands estuaires.

Cependant les eaux enrichies de la Gironde sont occasionnellement susceptibles de transiter le long de la côte jusqu'aux passes ; cette opportunité paraît la plus plausible en fin de printemps (crues nivales de la Garonne et le régime des vents de Nord). Cette situation peut engendrer des blooms sporadiques le long de la côte du Médoc et devant les passes.

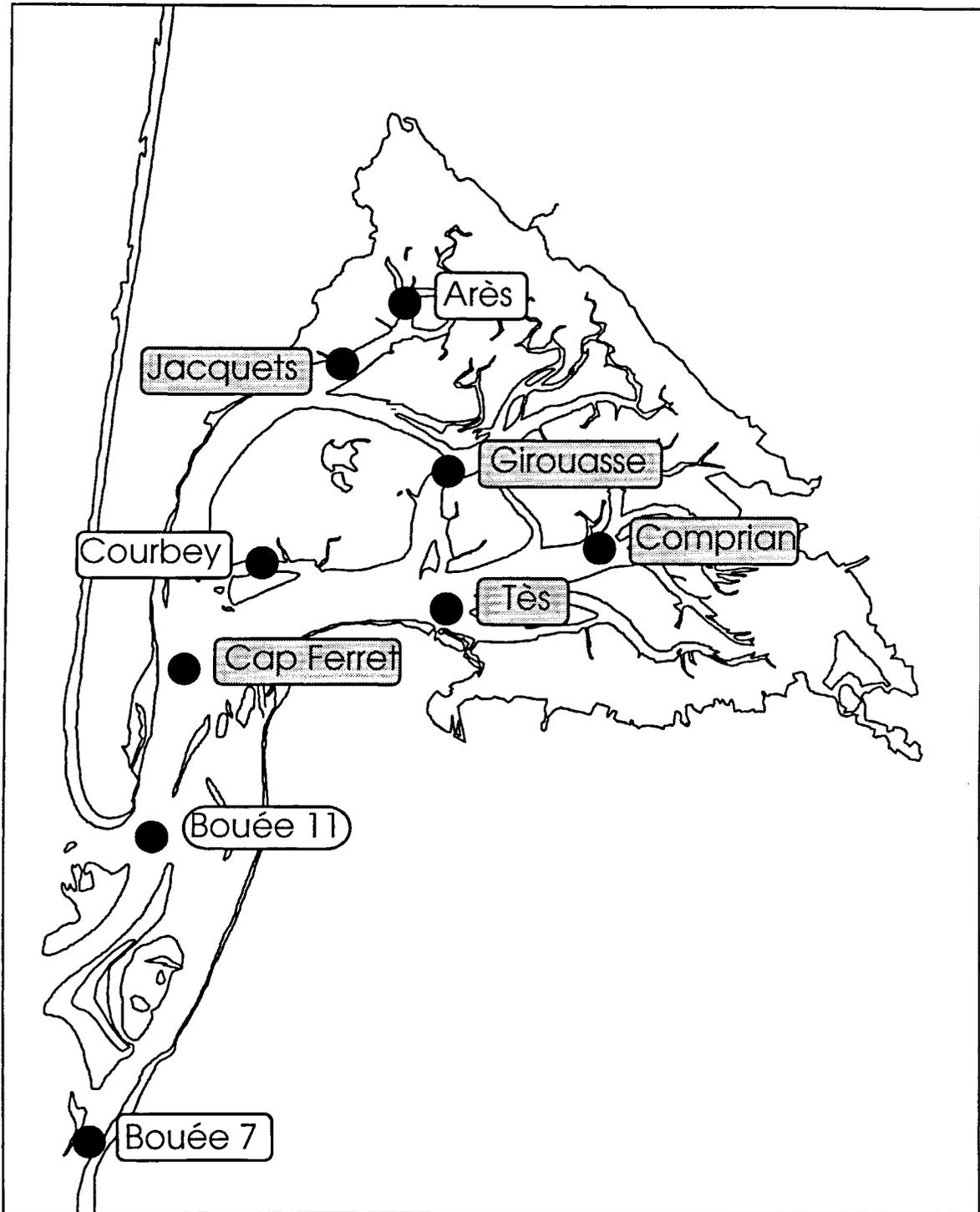


Figure 17 : Stations de prélèvement des réseaux d'observations
(en grisé stations communes au RNO et au suivi IFREMER Arcachon).

1.3. Hydrologie du Bassin

Ce chapitre traite des caractéristiques physico-chimiques des eaux à l'intérieur de la baie, d'abord paramètre par paramètre puis finalement, en associant plusieurs paramètres pour la définition de zonage hydrologique. Par ailleurs, compte tenu de l'importance des sels nutritifs dans le fonctionnement de l'écosystème lagunaire, nous avons choisi de traiter les nutriments séparément des autres paramètres physico-chimiques et biologiques.

Les mouvements incessants, rapides, opposés et superposés de masses d'eau d'origines et de caractéristiques différentes rendent parfois délicate l'interprétation de mesures ponctuelles.

De plus, de nombreuses observations sont dépréciées par **l'absence de mesure des paramètres de base** (localisation, date, heure, profondeur, température, salinité) ce qui ne permet pas de les situer dans le déroulement des processus généraux.

Il reste cependant assez de séries de mesures utilisables pour décrire le schéma d'ensemble des variations qualitatives de l'eau.

La modélisation apportera la possibilité de vérifier la cohérence de ces schémas, de calculer des valeurs discrètes à la demande et de simuler les conséquences des modifications des flux d'apports au Bassin.

Dans le Bassin d'Arcachon, comme dans toutes les zones côtières, les variations des facteurs hydrologiques sont sous la double dépendance de l'océan et de l'arrière pays (LE DANTEC, 1968).

"Les eaux douces et marines de température, de salinité et donc de densité différentes, se mélangent difficilement et s'interpénètrent en **veines distinctes et fluctuantes**" et, comme nous l'avons vu précédemment dans le chapitre concernant la dynamique, "l'ensemble des eaux de la Baie constitue une **masse oscillante qui ne se renouvelle que très partiellement à chaque marée**. On ne peut donc considérer les eaux d'Arcachon ni comme un ensemble homogène, ni comme un mélange graduellement variable des zones océaniques aux zones continentales "(AMANIEU, 1966).

Le schéma général de la répartition des masses d'eau néritiques dû à BOUCHET (1968) a le mérite de donner une vue simplifiée de la répartition de ces masses d'eau au cours d'une année (Fig. 16).

Les observations

La création de l'Office Scientifique et Technique des Pêches Maritimes date de 1919 et l'implantation à Arcachon de cet organisme a été effective en 1925. Ainsi, les séries de mesures en continu débutent à partir de 1926 (Tab. 20).

Les données anciennes de température et de salinité, proviennent du réseau ISTPM comportant 12 stations régulières et 10 stations complémentaires suivies de 1954 à 1964.

Les données plus récentes sont issues d'une part du Réseau National d'Observations (RNO) pour les années 1977 à 1981, d'autre part du réseau hydrobiologique local de la station IFREMER d'Arcachon pour les années 1986 à 1993 (Fig. 17).

De plus, ces deux réseaux présentent en commun 5 stations qui peuvent faire l'objet d'une exploitation inter-annuelle sur une plus longue période.

Auteur (publication)	Nombre de Stations	Période	Paramètres mesurés
ISTPM (non publié)	1	1926 à 1939	Température
BOUCHET (1968)	45	1964 à 1966	Température, salinité
LE DANTEC (1968)	12	1954 à 1964	Température, salinité
ISTPM (non publié)	12	1965 à 1976	Température, salinité
LCHF (1973)		05-07-1972	Température, salinité
RNO, recueil des observations, campagnes 1977 à 1981	6	1977 à 1981	Température, salinité, pH, O ₂ , Sels nutritifs, Turbidité, Matières en suspensions, Carbone organique, Chlorophylle, Métaux
FAUGERE, 1977; CETE, 1978; LMB, 1979; FAUGERE <i>et al.</i> , 1980	16	1977 à 1979	Chlorinité, Carbone organique total et dissous
BOUCHET (1986)	18	1971 et 1983	Température, salinité
ROBERT <i>et al.</i> (1987)	6	1984 et 1985	Température, salinité, pH, O ₂ , Matières en suspension, Matières Organiques en suspension, Sels Nutritifs, Chlorophylle
MAURER (1989)	3	1985 à 1988	Température, salinité, Matières en suspension, Matières Organique en suspension, Sels Nutritifs, Chlorophylle et phéopigments
AUBY <i>et al.</i> (1994)	8	1977 à 1993	Température, salinité, Matières en suspension, Matières organiques en suspension, Sels Nutritifs, Chlorophylle, phéopigments, secchi
IFREMER (non publié)		1994 et 1995	Température, salinité, Matières en suspension, Matières organiques en suspension, Sels nutritifs, Chlorophylle, phéopigments, secchi

Tableau 20 : Description des séries de données d'hydrologie lagunaire

Le Réseau National d'Observations était constitué de 5 stations échantillonnées au fond et en surface, à une fréquence bimensuelle (mensuelle en 1981), tour à tour à l'étale de pleine mer ou de basse mer. Le réseau local IFREMER comporte 8 stations de surface (Fig. 17), prospectées chaque semaine à la mi-journée, alternativement autour de la basse mer de vive eau et de la pleine mer de morte eau. Pour chaque point, les décalages horaires par rapport à la marée à Eyrac ont été calculés à partir du schéma de propagation de la phase M2 de l'onde de marée (Tab. 21).

Stations	Onde de marée		Tournée hydrologique	
	Phase de M2 (degrés)	Décalage/marée (minutes)	Décalage/marée (minutes)	Décalage du prélèvement (minutes)
<i>Bouée 7</i>	89	- 52	- 60	-8'
<i>Ferret</i>	107	- 15	- 30	-15'
<i>Arès</i>	121	+ 15	0	-15'
<i>Tès</i>	115	+ 2	+ 25	+23'
<i>Comprian</i>	123	+ 18	+ 33	+15'

Tableau 21 : Décalage des stations de prélèvement par rapport au point référence d'Eyrac

On voit que compte tenu du temps de déplacement de cette onde, tous les prélèvements sont effectués à moins de trente minutes d'écart par rapport à la basse mer ou la pleine mer.

1.3.1. Paramètres physico-chimiques (exceptés les sels nutritifs) et biologiques

Les paramètres température, salinité, pH, oxygène dissous, chlorophylle a et matières en suspension sont utilisés pour caractériser les eaux du Bassin sur le plan hydrobiologique.

1.3.1.1. Température de l'eau

Ce paramètre est essentiel à la connaissance et à la description de tous les phénomènes biologiques. Son importance pour la physiologie des êtres vivants est telle que depuis 1926, la température en de nombreux points du Bassin a toujours été mesurée par l'ISTPM puis par l'IFREMER.

Le régime thermique des eaux de la Baie d'Arcachon est conditionné essentiellement par les influences atmosphériques (AMANIEU, 1966). "La température moyenne de l'eau suit une

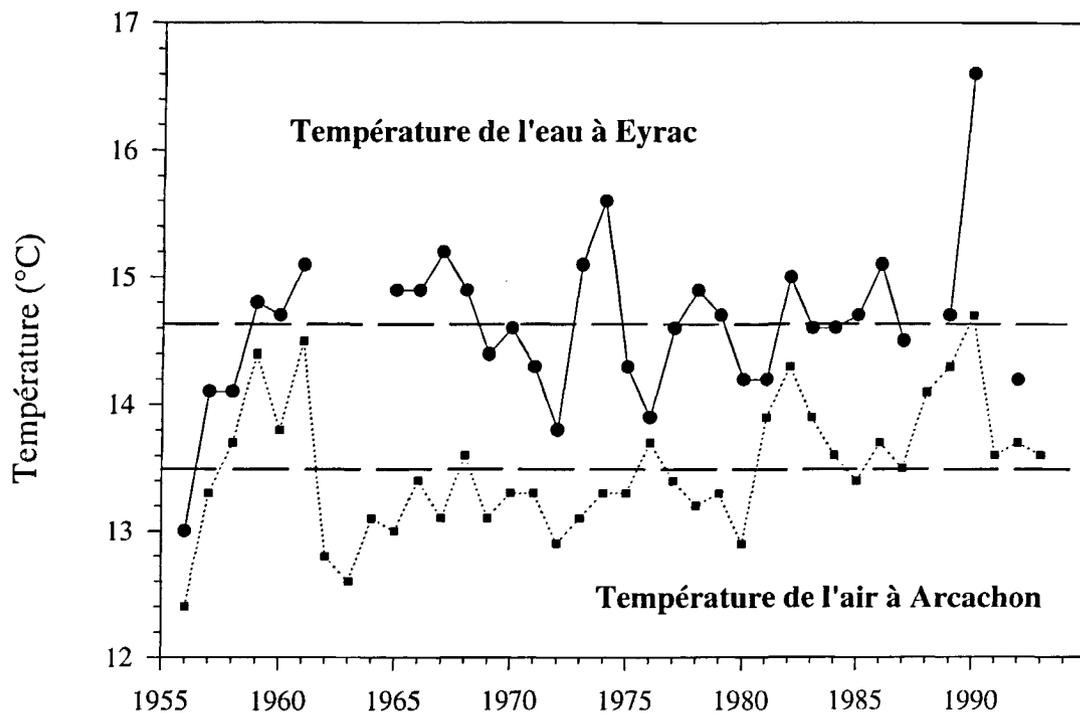


Figure 18 : Evolution des températures moyennes de l'air (Arcachon) et de l'eau (Eyrac)

courbe sensiblement parallèle à celle de l'air. Elle lui est en général supérieure dans le rapport 1,07" (Fig. 18) (LE DANTEC, 1960).

"Au cycle saisonnier ainsi imposé se surajoute un cycle biquotidien lié à la pénétration des eaux océaniques avec chaque marée. Les fluctuations liées à la marée sont faibles, inférieures à 3 °C. En hiver, le maximum de température coïncide avec la haute mer (eau du Golfe plus chaude que celle du Bassin), en été avec la basse mer (eau du Golfe plus froide que celle de la Baie). Au printemps et en automne, les températures de l'eau du Golfe et de l'eau du Bassin passent par un point d'équilibre marqué par l'absence de fluctuation thermique au cours d'une marée. La période d'homothermie printanière coïncide avec la pénétration de la faune pélagique dans le Bassin d'Arcachon" (AMANIEU, 1966).

L'étude hydrologique réalisée à partir des données RNO/IFREMER (1977-1994) montre que les variations saisonnières sont plus importantes dans les stations internes qui présentent des températures plus extrêmes que celles des stations océaniques (effet tampon de la masse d'eau océanique). Ainsi, les températures minimales de Comprian varient de 3 à 7,7°C, les maximales de 21,8 à 26,5°C tandis qu'à la station Ferret, les minimales fluctuent de 5 à 9,1°C et les maximales de 20 à 24°C, soient 2 degrés en plus ou en moins (AUBY et *al.*, 1994).

Evolution historique des températures

Depuis 1956, un thermographe enregistreur à sonde, situé à la jetée d'Eyrac, permet d'exploiter une longue série de données sur la température des eaux de subsurface dans le chenal du Teychan.

Au cours de cette période, l'année 1956 apparaît anormalement froide, avec une moyenne annuelle des températures inférieure de plus de 1°C par rapport à la moyenne calculée sur la série d'observations. Ces valeurs très faibles sont imputables à la froideur de l'hiver 1956 reconnu comme l'un des plus rigoureux de ce siècle.

Une seconde année atypique, 1990, est caractérisée par une moyenne annuelle des températures très élevée, (supérieure de 2,5°C à la normale) qui peut être attribuée à une canicule estivale exceptionnelle.

En règle générale, les moyennes annuelles sont distribuées de part et d'autre de la normale de la série. Toutefois, il apparaît nettement qu'à partir de 1982, les températures moyennes annuelles de l'eau et de l'air sont toujours supérieures ou égales à cette valeur (Fig. 18) (AUBY et *al.*, 1994).

1.3.1.2. Salinité

Les valeurs de salinité mesurées durant les seize dernières années fluctuent entre 25 ‰ et 35 ‰ pour les stations océaniques (Bouée 11, Ferret) et entre 9 ‰ et 34 ‰ pour les plus continentales (Arès, Comprian).

La série temporelle des valeurs de la salinité de 1977 à 1993, en une station intermédiaire du Bassin située dans le chenal du Teychan (Tès), montre que les dessalures se produisent le plus souvent au cours du premier semestre de l'année, c'est-à-dire pendant les saisons hivernale et/ou printanière (Fig. 19). Elles peuvent aussi intervenir à la fin de l'automne, mais plus rarement.

Aucune tendance évolutive particulière de la salinité ne se dégage des observations réalisées durant le début des années 1980. La durée et l'intensité des dessalures permettent cependant de

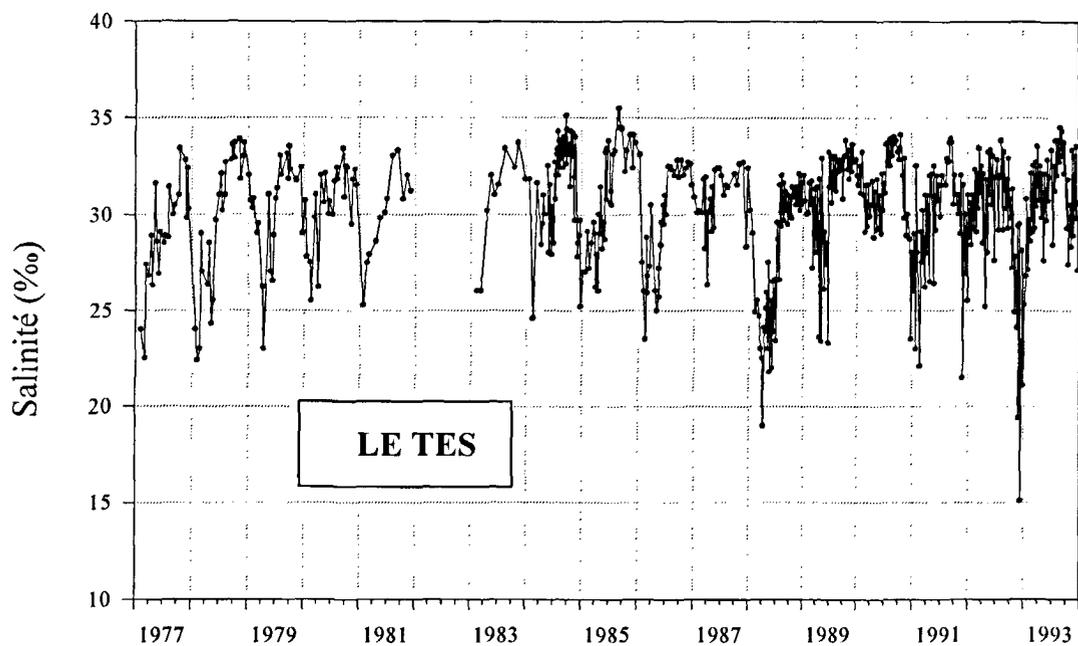


Figure 19 : Evolution de la salinité de surface à la station du Tès.

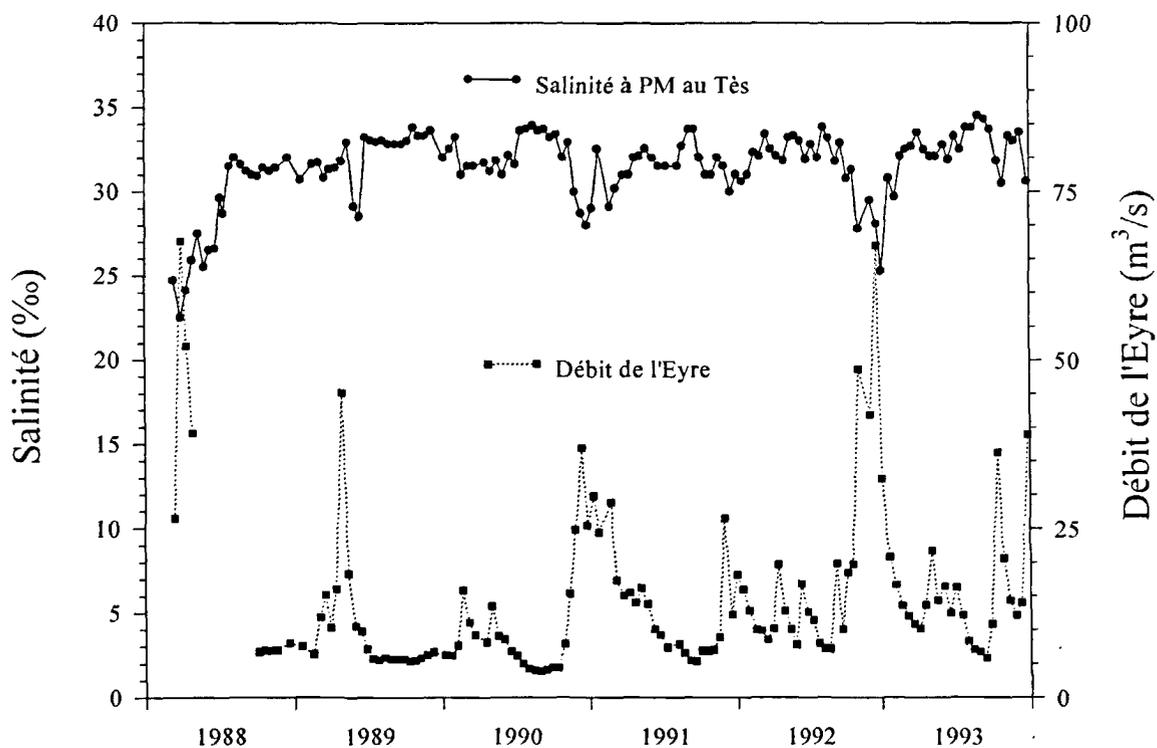


Figure 20 : Evolution de la salinité de surface à la station du Tès à pleine mer et du débit de l'Eyre.

caractériser les différentes années. Ainsi, sur la fin de la période étudiée, on note que l'année 1988 est marquée par une forte baisse des salinités tout au long du premier semestre, alors que 1990 et 1993 présentent des salinités particulièrement élevées, tout comme 1992 (malgré une forte dessalure en fin d'année). Les années 1989 et 1991 montrent des épisodes de dessalure d'intensité moyenne, la première au printemps, la seconde surtout en hiver (AUBY et *al.*, 1994).

Salinité et précipitations

Si l'on rapproche ces observations de celles faites sur la pluviométrie locale, on constate qu'elles ne sont pas toujours en concordance. Comme l'ont montré HAUTREUX (1909), LE DANTEC (1960) et AMANIEU (1966), les variations de salinité dans le Bassin ne sont pas directement liées aux précipitations locales mais dépendent du mouvement des eaux continentales dans l'ensemble de la Gironde et des Landes.

Salinité et débit fluvial

Les variations de salinité à l'intérieur de la baie sont liées principalement à celles des débits des cours d'eaux tributaires du Bassin qui recueillent les eaux de l'ensemble d'un bassin versant soumis à une pluviométrie sensiblement différente, plus forte que celle du Bassin d'Arcachon.

La relation entre la salinité à pleine-mer et le débit de l'Eyre a été étudiée à la station du Tès. Les dessalures observées sur la période 1988-1995 y surviennent avec un retard de sept jours sur les crues de l'Eyre et sont proportionnelles à leur intensité (Fig. 20).

La régression linéaire obtenue entre la salinité au Tès et le débit moyen de l'Eyre au cours de la semaine précédent le prélèvement est hautement significative. Cependant, le coefficient de corrélation R^2 qui estime la proportion de la variation de salinité expliquée par la variation de débit moyen n'est égal qu'à 0,42. Les précipitations directes sur la lagune ainsi que le flux d'eau douce apporté par le phréatique pourraient alors être responsables d'une part non négligeable de ces variations. Pour cette raison, les études à venir s'attacheront impérativement à estimer le rôle de chacun de ces facteurs dans les mécanismes de dessalures.

L'influence du régime des cours d'eau, observée sur l'ensemble des sites géographiques continentaux du Sud Bassin, n'a pu être étudiée aussi finement sur le Nord Bassin, les mesures journalières de débit du Canal du Porge n'étant disponibles qu'à compter de mars 1992.

Les réseaux RNO/IFREMER rendent compte des variations d'ensemble à l'échelle saisonnière sans traiter des fluctuations au cours d'un cycle de marée qui, selon AMANIEU (1966), sont minimales en étiage, maximales en crue et peuvent avoir une amplitude de 3 ‰ à la station d'Eyrac. Cet auteur constate qu'il existe une relation étroite entre la progression de l'onde de marée et les variations de salinité : les salinités les plus élevées sont postérieures de 1h à 1h30 à la haute mer, et les plus faibles apparaissent avec un retard de 2h30 à 3h sur la basse mer. Ce retard est imputable au fait que, durant une marée, la majeure partie des eaux du Bassin n'est pas renouvelée mais oscille sous l'effet de la poussée des eaux océaniques.

Influence du cycle vive-eau/morte-eau

La salinité moyenne sur une marée a tendance à être légèrement plus élevée en vive-eau qu'en morte-eau. Le LCHF (1973) a mesuré des différences très importantes de salinité moyenne sur un cycle de marée, à débit fluvial constant et à quelques jours d'intervalle, dans une zone peu sujette à dessalure (Tab. 22).

Date	Coefficient de marée	Salinité moyenne en ‰
15.05.1972	97-93	30,3
20.05.1972	49-47	23,0

Tableau 22 : Variation de la salinité moyenne sur un cycle de marée à Lahillon (LCHF, 1973)

Cette particularité peut aujourd'hui être partiellement expliquée par le phénomène de "respiration du Bassin" mis en évidence par la modélisation mathématique (cf. Chapitre Hydrodynamique) : l'eau de mer entrante s'accumule au cours du revif puis est évacuée en déchet.

Stratification haline (gradient vertical)

Les travaux de DELTREIL (1968), portant sur quatre stations principales de la zone Sud-Est du Bassin (Touze, Comprian, Gujan, Teich), montrent que les stratifications les plus importantes sont observées en période de crues des ruisseaux et des rivières et que les différences de salinité entre la surface et le fond sont maximales au cours des pleines mer de morte-eau. Le faible brassage des eaux rend le mélange difficile et favorise l'écoulement en surface des eaux douces. Selon cet auteur, ces stratifications sont plus importantes au jusant qu'au flot. Des différences de salinité surface-fond supérieures à 10 ‰ ont été mesurées par 2 heures de jusant dans les chenaux de Touze et de Comprian (Tab. 23).

Station	Salinité en surface	Salinité au fond	Différence surface-fond
<i>Chenal de Touze</i>	6,0	14,42	8,42
<i>Chenal de Comprian</i>	0,7	13,87	13,17
<i>Chenal de Gujan</i>	10,86	14,15	3,29
<i>chenal du Teich</i>	0,0	9,65	9,65

Tableau 23 : Salinité en surface et au fond mesurées dans les "hauts du Bassin" (DELTREIL, 1968)

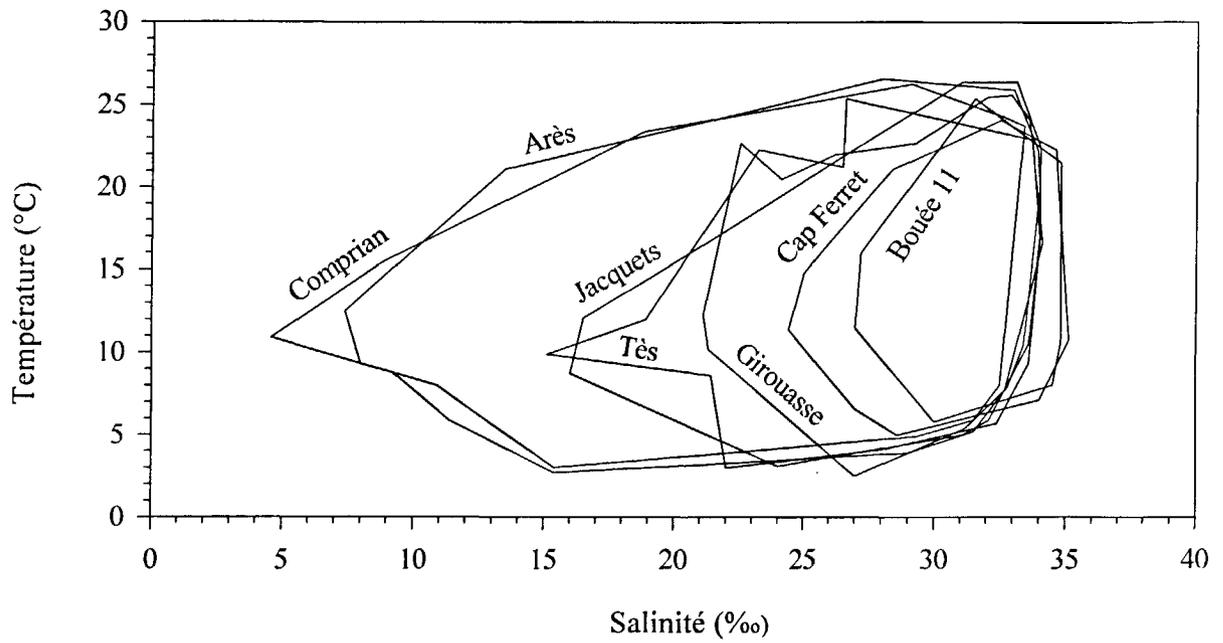


Figure 21 : Diagrammes Température Salinité (surface) des différentes stations (suivi IFREMER Arcachon) établis sur la période 1988-1993.

Selon BOUCHET (1992), les zones très stratifiées se situent dans la partie amont des chenaux de Piquey, du Teychan et de Gujan. Dans ces secteurs, les différences de salinité entre la surface et le fond peuvent atteindre et même parfois dépasser 10 ‰.

Le chenal du Courbey, bien que situé à la limite entre les deux zones homogènes décrites par BOUCHET (1992) peut présenter de fortes stratifications (différences de salinité surface-fond supérieures à 5 ‰). En 1962, LE DANTEC y mesure des différences de salinité surface-fond égales à 8 ‰. Ce chenal se caractérise par la présence quasi permanente d'une masse d'eau très salée sur le fond, retenue à l'Ouest et à l'Est par des bancs sableux et au Sud et au Nord par des estrans occupés par des parcs ostréicoles.

Evolution historique des salinités

Il est difficile de comparer des mesures de salinité pour mettre en évidence une tendance au cours du temps. Il est indubitable que les conditions et les méthodes de mesure ont évolué plus que les valeurs elles mêmes.

Selon LE DANTEC (1968), les grands incendies qui ravagèrent les forêts en 1949, associés à l'assainissement des Landes girondines provoquèrent et provoqueraient toujours des variations de salinité plus brutales et plus rapides qu'au début du siècle. Cependant, aucune série chronologique disponible actuellement ne permet de vérifier cette hypothèse.

1.3.1.3. Diagramme T-S

Le diagramme des enveloppes de températures et de salinités pour la période 1988-1994 permet de **classer les stations selon le gradient de continentalité** croissant suivant : Bouée 11, Cap Ferret, Girouasse, Tès et Jacquets, Arès, Comprian. Nous retrouvons un gradient correspondant à celui décrit par ROBERT et GUILLOCHEAU (1987) en 1984-1985. Les stations néritiques internes (Arès, Comprian) subissent les plus fortes variations annuelles de température et de salinité (Fig. 21).

Evolution historique de la relation T/S

La comparaison de l'enveloppe obtenue à partir des valeurs mensuelles de température et de salinité publiées par LE DANTEC en 1968 (période 1955-1964) et des diagrammes créés à partir des valeurs mesurées à basse mer ou à pleine mer au cours des années 1988 à 1993 ne montre **pas d'évolution significative** (Fig. 22). Le tracé qui décrit la station d'Eyrac (1955-1964), hydrologiquement comparable à La Pointe du Tès, s'insère entre les données de pleine mer et les données de basse mer obtenues trente ans plus tard au Tès (1988-1994).

Les différences constatées sont liées au fait qu'au cours de la période 1955-1964, les prélèvements n'étaient pas centrés sur la marée haute ou la marée basse mais réalisés par 2 à 5 heures de flot selon les coefficients. De plus, l'hiver 1956 extrêmement rigoureux a provoqué une forte chute des températures y compris dans les secteurs intermédiaires ou océaniques.

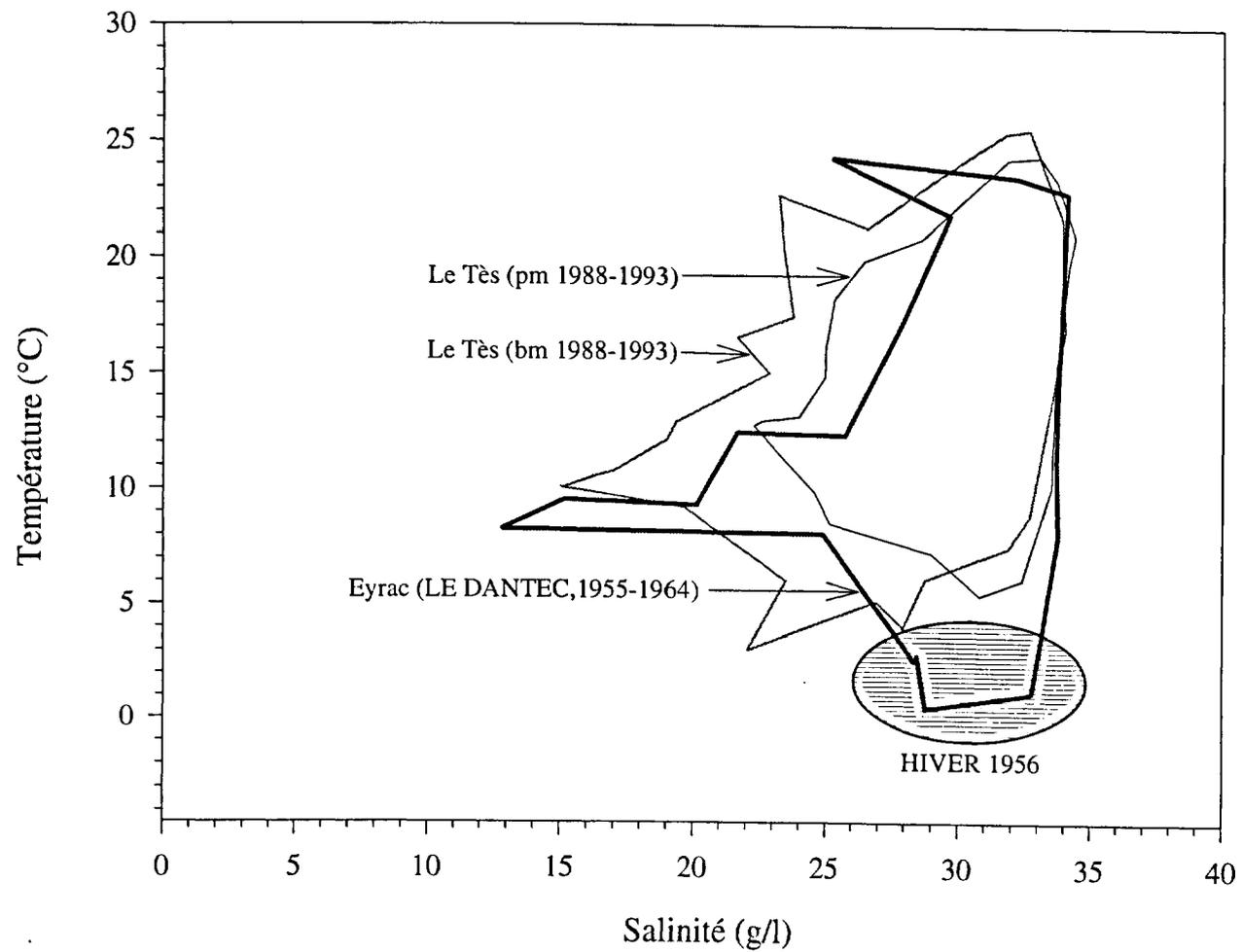


Figure 22 : Diagrammes Températures Salinités, évolution sur trente années (1955-1964 / 1988-1993)

Malgré cela, il semblerait que **les caractéristiques hydrologiques décrites par ces deux paramètres n'aient pas été modifiées au cours de la dernière moitié de ce siècle, pour l'axe hydraulique principal que représente le chenal du Teychan.**

1.3.1.4. Oxygène dissous

La dissolution de l'oxygène dans l'eau dépend de la pression atmosphérique, de la température et de la salinité de l'eau. La solubilité maximale appelée saturation diminue lorsque la température et la salinité augmentent. Les procédés mécaniques comme l'effet du vent, de la houle et le ruissellement tendent à porter l'eau à son niveau de saturation (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983), tandis que les processus de dégradation de la matière organique et de nitrification de l'azote ammoniacal sont consommateur d'oxygène. Ainsi, les anoxies estivales (liées à l'augmentation des températures, des salinités et à la décomposition de la matière organique) qui apparaissent dans des secteurs confinés du Bassin comme les ports, conduisent parfois à la mort de poissons appartenant aux espèces les plus sensibles.

Dans les chenaux principaux, les eaux sont généralement saturées en oxygène et les incidences du cycle de marée n'apparaissent pas clairement. Le taux de saturation varie surtout en fonction de l'heure de la journée, car il est lié à l'activité photosynthétique de l'échelon primaire (ROBERT et GUILLOCHEAU, 1987). Ces eaux océaniques déjà bien oxygénées sont susceptibles de s'oxygéner davantage lors du passage diurne sur les herbiers de la baie (AMANIEU, 1966). Quelles que soient les saisons, le taux nocturne reste élevé et le taux diurne stabilisé dès 10-12 h n'aboutit jamais à de fortes sursaturations.

Dans les chenaux secondaires, la teneur en oxygène est conditionnée essentiellement par les circonstances locales (activité chlorophyllienne des végétaux en place, décomposition de la matière organique détritique sur le fond) et plus faiblement par l'origine ou le mouvement des eaux. Une étude menée en 1992 et 1993 dans un estey secondaire du Bassin (Estey de Salos) met en évidence des teneurs diurnes minimales en oxygène dissous comprises, selon les saisons, entre 6,8 mg.l⁻¹ et 9,3 mg.l⁻¹, concentrations très voisines des valeurs de saturation. Même pendant la nuit (mesure printanière), la concentration en oxygène dissous ne diminue pas en dessous de 4 mg.l⁻¹ (AUBY *et al.*, 1994).

Dans les secteurs en voie d'envasement (chenaux transversaux et ports), riches en matière organique en cours de dégradation, pendant l'été, on a pu mesurer des concentrations très faibles en oxygène dissous (16 % de saturation au fond du Chenal du Courant, 26 % au Port de Servitude d'Arcachon) (AUBY comm. pers. 1991).

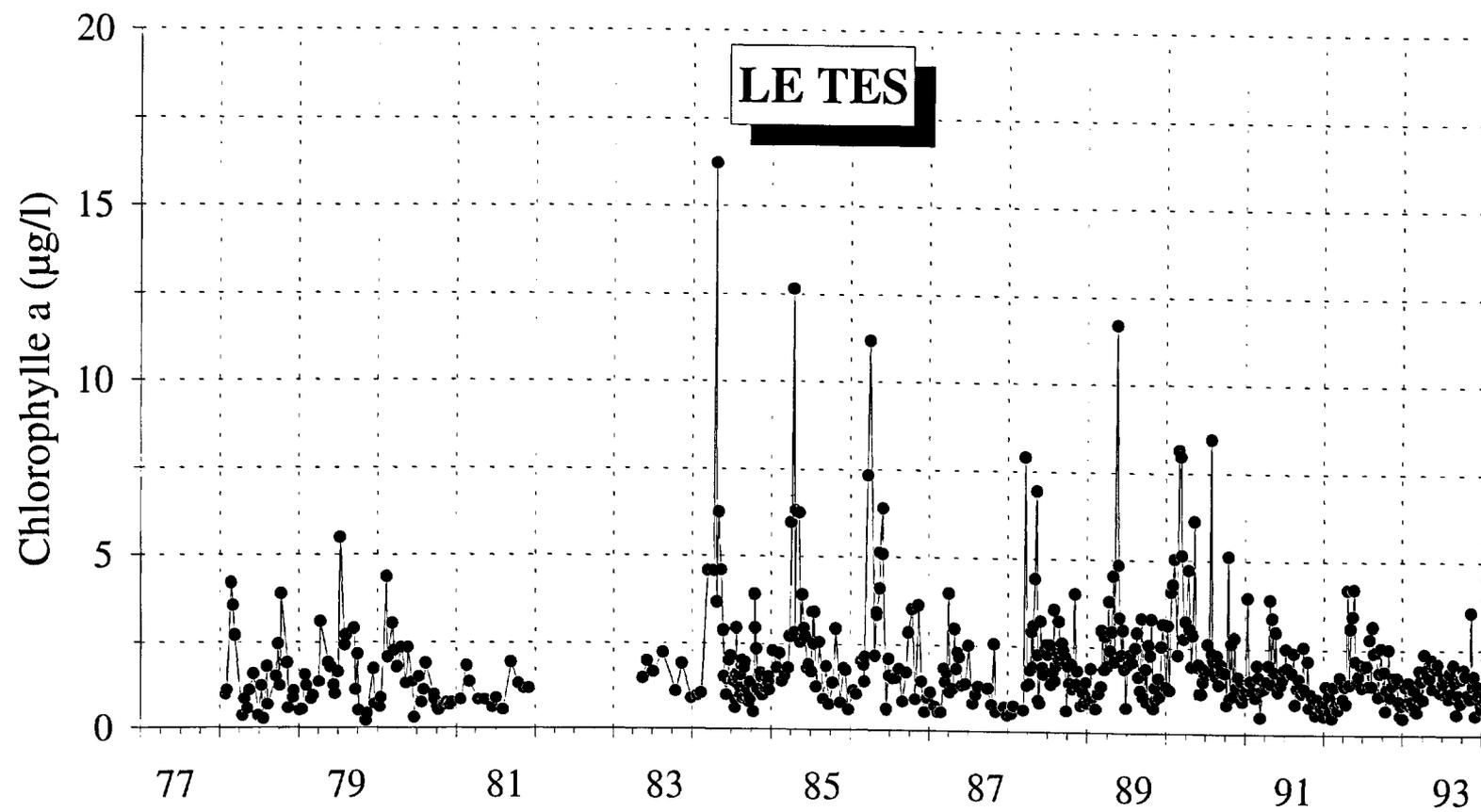


Figure 23 : Evolution des teneurs en chlorophylle a à la station du Tès.

1.3.1.5. pH

Ce paramètre est déterminant pour un certain nombre d'équilibres chimiques. Il conditionne par exemple le pourcentage d'ammoniac non ionisé (NH_3) par rapport à l'azote ammoniacal total ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4$) (plus le pH est élevé plus ce pourcentage est important). C'est aussi un facteur essentiel dans le cycle des carbonates.

Les variations de pH, autour de la valeur de 8,2 qui caractérise les eaux marines, sont en rapport, soit avec des phénomènes physico-chimiques, soit avec des phénomènes biologiques (AMANIEU, 1966).

Dans le Bassin, le pH des eaux qui circulent dans les grands chenaux principaux est stable, voisin de 8,2. Sa mesure présente donc peu d'intérêt dans des tranches d'eau aussi renouvelées (ROBERT et GUILLOCHEAU, 1987).

Par contre, l'eau interstitielle contenue dans les sédiments est toujours plus acide et les valeurs mesurées fluctuent davantage. Dans les sables vaseux des esters des "Hauts" du Bassin, le pH peut baisser jusqu'à 6,5 (AMANIEU, 1969 ; SALINERES, 1972) sans doute à cause des processus de dégradation de la matière organique dans les sédiments.

1.3.1.6. Chlorophylle a et phéopigments associés

Le cycle saisonnier du phytoplancton étudié à partir des données réseaux RNO/IFREMER (1977-1994) se caractérise par une floraison printanière en liaison avec les augmentations du rayonnement solaire journalier, des températures de l'eau et des concentrations en sels nutritifs. L'intensité des maxima printaniers est très variable (Fig. 23). Certaines années, les concentrations peuvent atteindre 10 à 15 $\mu\text{g.l}^{-1}$ de chl a, comme de 1984 à 1986 et en 1989. D'autres années présentent un bloom printanier très réduit, voire inexistant (1977 à 1981, 1987 et 1991 à 1993).

Le reste de l'année, les teneurs varient autour de 2 $\mu\text{g.l}^{-1}$ avec, cependant, une floraison automnale, plus ou moins fugace, qui amène les concentrations à des valeurs comprises entre 2 et 5 $\mu\text{g.l}^{-1}$ de chl a.

De façon générale, les stations internes (Arès, Compran) se distinguent des stations sous influence océanique (Bouée 11, Ferret) par une plus grande concentration en chlorophylle. Cette richesse est plus prononcée au fond et peut être reliée à la mise en suspension du microphytobenthos (particulièrement des Diatomées Pennées) (GUILLOCHEAU, 1988). En effet, les hauts du Bassin se caractérisent par un dépôt particulaire plus important et une faible profondeur qui facilite la remise en suspension (BOUCHET, 1968). Toutefois, ces hétérogénéités spatiales ne masquent jamais le cycle saisonnier du phytoplancton, synchrone pour tous les secteurs, qui reste prépondérant.

Le pourcentage de chlorophylle active par rapport à la somme chlorophylle + phéopigments² associés est toujours compris entre 60 % et 80 % ce qui traduit un état physiologique satisfaisant du phytoplancton dans toutes les stations.

² La dégradation de la chlorophylle produit de la chlorophyllide, de la phéophorbide et de la phéophytine. Ces produits sont regroupés sous le nom de phéopigments.

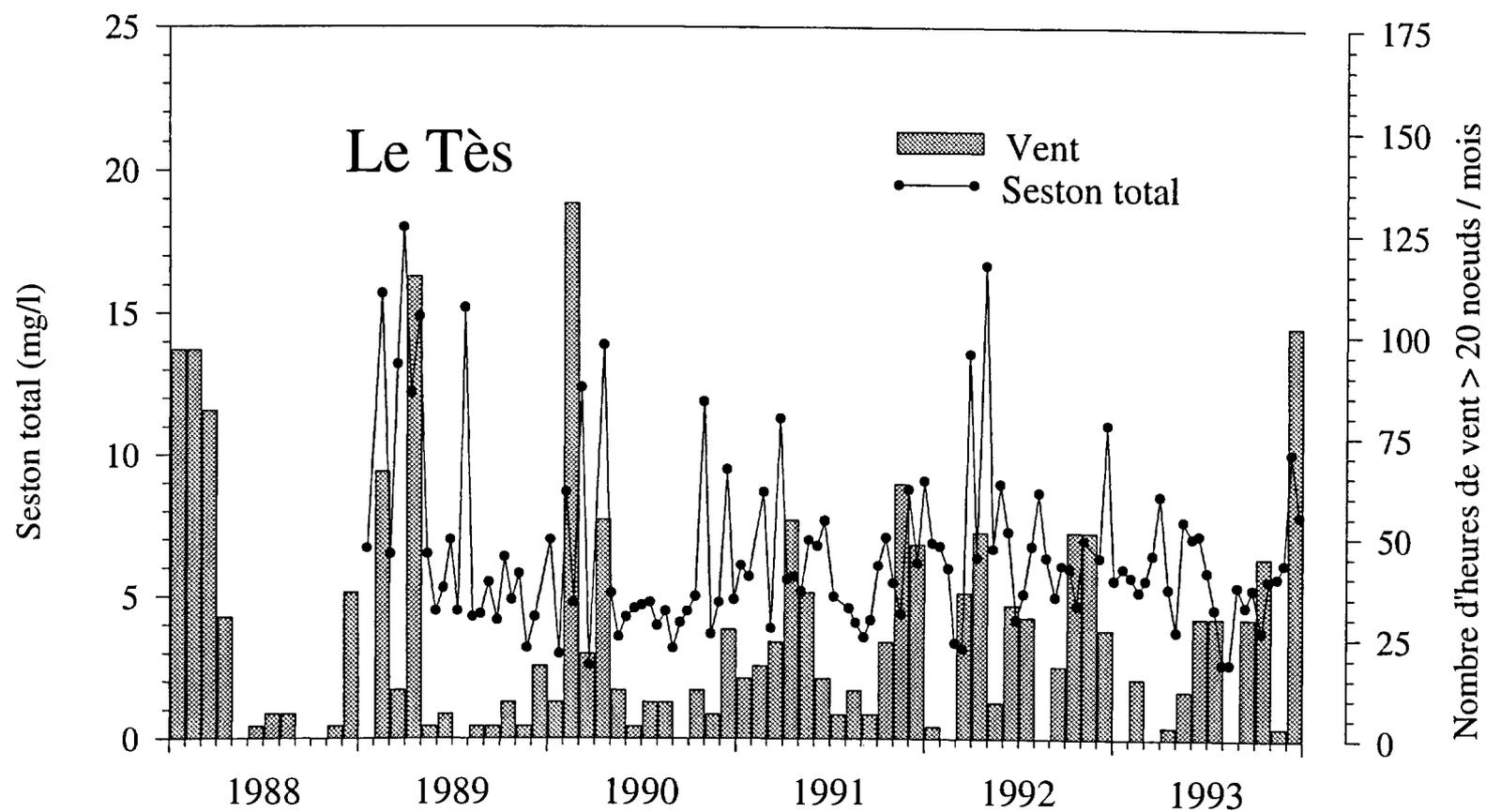


Figure 24 : Evolution des teneurs en seston total et du nombre d'heures par mois de vent supérieur à 20 noeuds à la station du Tès.

Evolution historique de la concentration en chlorophylle

Les variations inter-annuelles des pics chlorophylliens ne peuvent être directement rattachées à la présence plus ou moins importante de nutriments dans le milieu. Par exemple, les années 1978 à 1981 se caractérisaient par des teneurs plus importantes en sels nutritifs alors qu'aucun développement phytoplanctonique particulier n'était observé (ROBERT et GUILLOCHEAU, 1987).

Au cours des années 1991 à 1993, les efflorescences printanières ont été inexistantes bien qu'aucune diminution significative des teneurs en nutriments n'ait été mise en évidence.

Aucune relation simple chlorophylle a/rayonnement, chlorophylle a/précipitations, chlorophylle a/nutriments n'a pu être mise en évidence.

Les évolutions à long terme sont difficilement prévisibles à cause du manque de connaissance sur l'importance de certains mécanismes comme la compétition phytoplancton/macrophytes pour l'utilisation des nutriments ou l'ombrage provoqué par de fortes concentrations en macroalgues susceptibles de ralentir la production phytoplanctonique.

1.3.1.7. Matières en suspension (MES)

La teneur moyenne en seston total dans la baie déterminée à partir des séries de données réseaux RNO/IFREMER, varie de 7,5 à 9 mg.l⁻¹ selon les années. Ces **valeurs sont très faibles** en comparaison de celles mesurées dans d'autres bassins semi-fermés (Marennes-Oléron : 91 mg.l⁻¹ en moyenne de 1978 à 1981 - RNO - Baie de Bourgneuf : 154 mg.l⁻¹ au Nord et 34.mg.l⁻¹ au Sud, en moyenne sur la période 1990-1991, HAURE, 1994).

La quantité de matières en suspension dans l'eau est soumise à de fortes variations temporelles dont l'alternance basse-mer/pleine-mer des prélèvements n'est pas seule responsable. Par ailleurs, aucune corrélation entre les teneurs en matières en suspension et les salinités ou les débits des cours d'eau n'a pu être montrée. **Il ne semble pas que les apports fluviaux soient à l'origine de ces fluctuations importantes.**

Le pourcentage de matière organique dans le matériel particulaire total varie en général en fonction inverse de la charge sestonique. La diminution du taux de matière organique particulaire observée surtout pendant l'hiver (30 % de MO dans les MES), est presque toujours associée à de fortes teneurs en phéopigments. Elle est caractéristique d'une remise en suspension importante qui favorise l'enrichissement de l'eau en matériel minéral et en matière organique détritique (particulièrement phéopigments). En été, où les périodes de calme sont plus fréquentes, on observe de faibles charges sestoniques voisine de 5 mg.l⁻¹ (teneur moyenne en MES des étés 1989 à 1994 = 5,5 mg.l⁻¹), et un rapport MO/MES plus fort qu'au cours des autres saisons (40 % de MO dans les MES).

L'influence des conditions météorologiques, et plus particulièrement du vent qui provoque la remise en suspension du sédiment par l'intermédiaire du clapot, a pu être mise en évidence. OH (1978), mesure une turbidité moyenne des eaux de l'Eyre égale à 7 mg.l⁻¹ alors qu'elle atteint 30 mg.l⁻¹ au dessus des replats de marée lorsque le clapot est fort. DEBYSER (1957) montre que l'érosion de la slikke libre des sables fins, des silts et des argiles.

Ainsi, sur le site du Tès, on observe surtout une nette relation entre les MES et l'intensité du vent (Fig. 24). Les dépressions atmosphériques pluvio-venteuses influencent le cycle

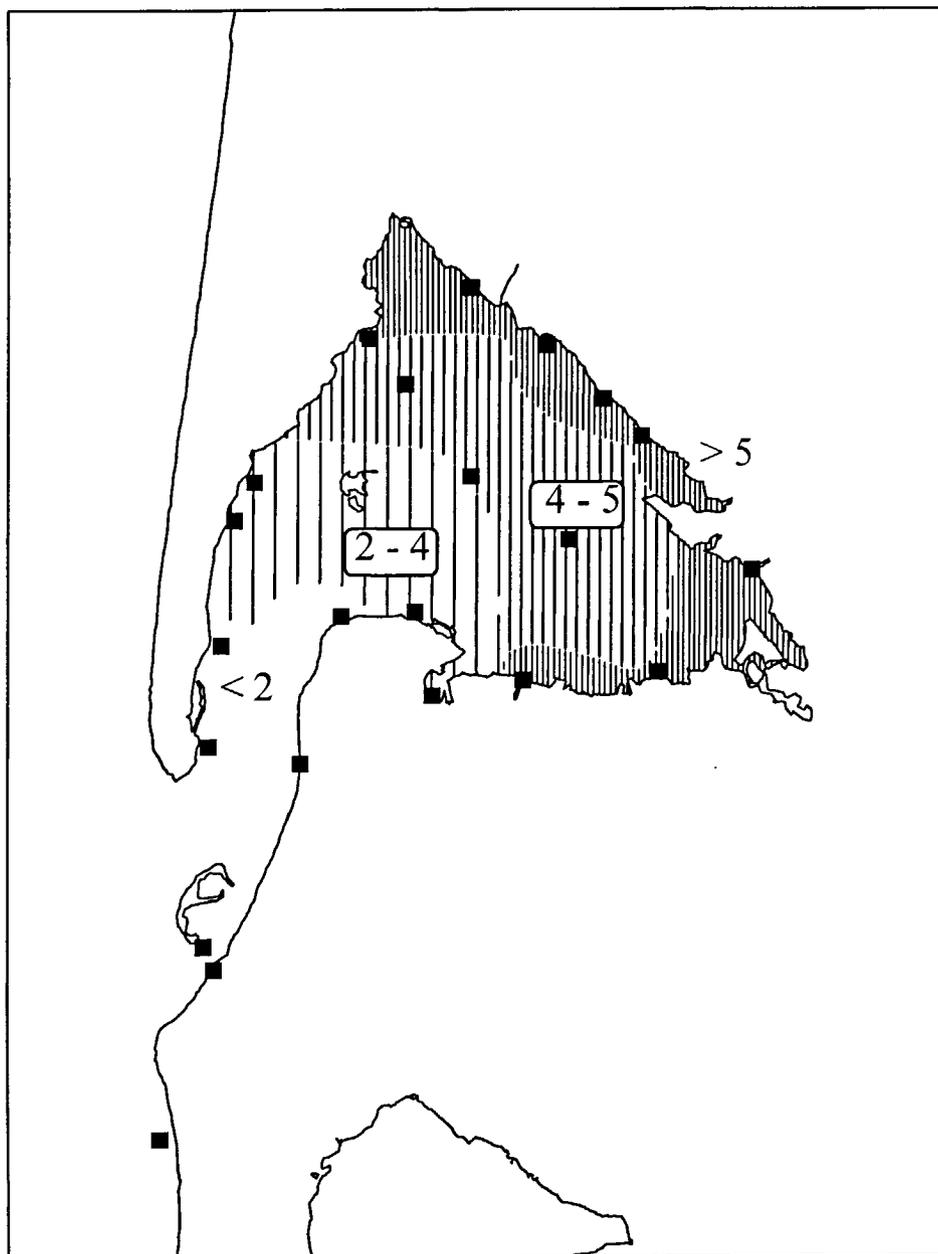


Figure 25 : Concentrations moyennes de Carbone Organique Total (COT) dans l'eau en mg.l⁻¹ (août 1977) (d'après CETE, 1978)

annuel du matériel particulaire de façon plus ou moins marquée selon les stations. Celles exposées aux vents dominants d'ouest (Comprian) subissent des variations de richesse en MES plus importantes que celles abritées du vent (Arès, Jacquets).

Toutefois, l'étude de séries chronologiques ne permet pas de conclure à une évolution au cours du temps des teneurs moyennes en MES dans le Bassin, la variabilité étant essentiellement liée aux conditions climatiques.

1.3.1.8. Matière organique

Un certain nombre d'études ont été réalisées dans le but d'apprécier les concentrations en matière organique dans différentes zones du Bassin.

La plus ancienne remonte à la fin des années 1960 (LE DANTEC, 1968). Les teneurs en matière organique ont été mesurées en différents points de la Baie, selon un rythme mensuel, en utilisant la méthode de Boury. Les résultats de cette étude donnent les indications suivantes.

Pendant la période comprise entre novembre et mars, c'est à dire **lorsque les ruissellements sont importants, la teneur des eaux en matières organiques dissoutes varie en sens inverse des salinités** (Tab. 24). La relation est moins nette toutefois en morte eau qu'en vive eau.

Le chenal de l'île fait exception à la règle ; malgré une salinité moyenne de 25,6 ‰ en surface, il se classe parmi les chenaux à forte demande chimique (3,17 mg O₂.l⁻¹). Nous remarquons qu'il est perpendiculaire au sens du courant et, de ce fait, favorable à la sédimentation.

Dans le chenal du Courbey, qui a la même orientation, les résultats sont plus variables. En moyenne nous y notons cependant une demande d'oxygène sensiblement égale à celle du Teychan (2,6 mg O₂.l⁻¹) alors que la salinité y est plus forte (28,6 ‰ au Courbey pour 27,1 ‰ dans le Teychan). BOUCHET (1962) et LE CAMPION (1966) ont montré que ce chenal était un véritable bassin de décantation des herbiers voisins.

Chenaux ou stations	Salinités en g.l ⁻¹	M.O. (en mg O ₂ .l ⁻¹)
<i>Bélisaire - La Vigne</i>	> 31	< 2,50
<i>Teychan, Courbey, Arams, Cousse, Piquey, Arès</i>	27-29	< 2,9
<i>Audenge, Comprian</i>	25-26	< 3
<i>Lanton, Gujan, Lège, La Touze, Leyre</i>	21-25	3-4

Tableau 24 : Relation matière organique/salinité (*in* LE DANTEC, 1968)

En avril, malgré une salinité modérée et une température en hausse, **le taux des matières organiques dissoutes subit souvent une baisse sensible** due à l'influence d'une aération de l'eau par les vents fréquents et forts qui soufflent à cette époque et à l'activité photosynthétique du peuplement végétal qui se développe alors.

Pendant l'été et l'automne, malgré des salinités assez fortes, **la teneur des matières organiques dissoutes est importante**. Pendant ces saisons, les périodes de calme sont fréquentes et réduisent l'absorption de l'oxygène de l'air par l'eau de mer. De plus, les zostères

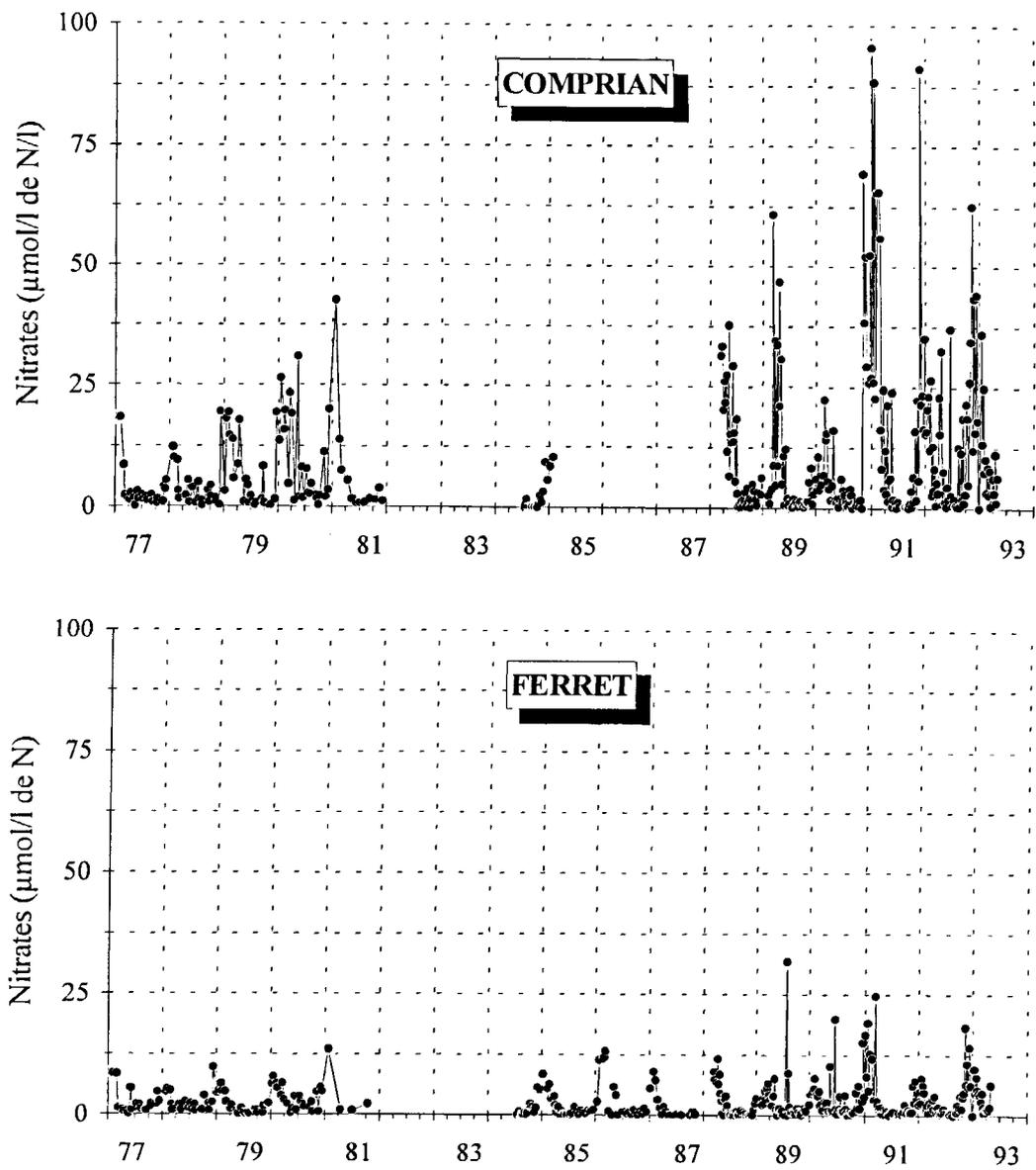


Figure 26 : Evolution des teneurs en nitrates aux stations de Comprian et du Ferret.

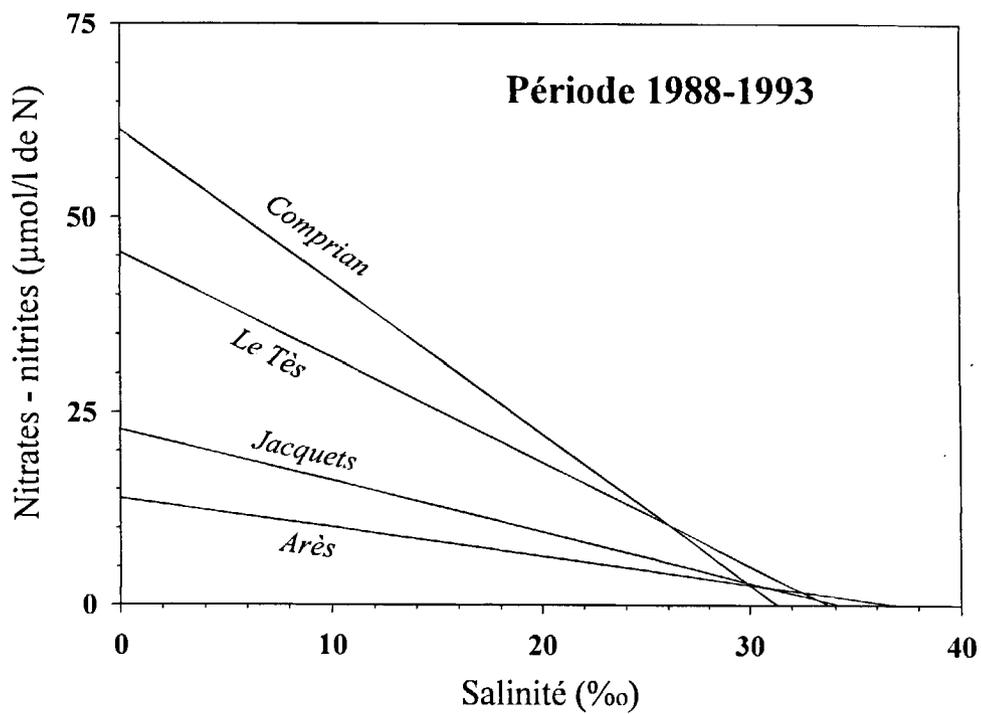


Figure 27 : Droites de régression salinité-teneur en nitrates sur la période 1988-1993.

coupées ainsi qu'une partie de la population animale et végétale des zones émergentes, mortes pendant les assècs de l'été, se sont accumulées sur les plages ou dans les fonds des chenaux où elles se décomposent. La putréfaction et l'anoxie touche alors particulièrement les milieux peu renouvelés (marais, bassins, ports).

A la fin des années 1970, de nombreuses études ont été réalisées par différents organismes (C.E.T.E., LMB, Université de Bordeaux) pour le compte du SIBA dans le but de quantifier les quantités de carbone organique présentes dans les masses d'eau du Bassin d'Arcachon, afin de caractériser l'impact des mesures d'assainissement menées depuis 1970. En effet, compte tenu du détournement vers La Salie des effluents urbains du Bassin, on pouvait s'attendre à observer certaines évolutions dans les concentrations en matière organique à partir de la fin des années 1970. Les premières études ont concerné le carbone organique total (C.E.T.E., 1978). Lors des campagnes de 1978 à 1980, les auteurs ont préféré doser le carbone organique dissous (C.O.D.) dans la mesure où la répartition très contrastée des détritiques rendait difficile un échantillonnage représentatif du C.O.P..

Ces études ont confirmé la saisonnalité et la répartition spatiale des concentrations précédemment décrites (Fig. 25) montrant une décroissance générale des concentrations en C.O.T et de C.O.D entre l'intérieur (zone néritique interne) et les passes (zone néritique externe), mais des fluctuations dans la zone néritique moyenne s'expliquant par l'alternance des dominances internes au jusant et externes au flot (FAUGERE *et al.*, 1980). FAUGERE *et al.*, (1981) ont mesuré des concentrations en C.O.D. atteignant plusieurs dizaines de mg.l^{-1} dans les marais (Eygat), 4 à 6 mg.l^{-1} dans le fond du Bassin et 1,8 à 2,4 mg.l^{-1} dans les passes. Selon FAUGERE *et al.*, (1980), la décroissance des concentrations en C.O.D. entre le fond du Bassin et les passes traduit une dégradation des composés organiques, notion précisée par le C.E.T.E. (1978) comme "une loi logarithmique d'auto-épuration". Cependant, d'après GARBAYE (1981), il s'agirait d'un simple phénomène de dilution.

Ces travaux ont également permis de mettre en évidence que la plus grande part de l'apport de matière organique au Bassin résulte d'un processus naturel (ruissellement forestier et lessivage des sols environnants) (FAUGERE *et al.*, 1980) et n'est pas significativement affecté par les conséquences des apports anthropiques. La faible influence des apports des eaux usées sur les teneurs en C.O.D. dans le Bassin a été encore confirmée par le résultat d'analyses récentes, commanditées par le comité de pilotage du S.M.V.M. en novembre 1994 (I.E.E.B., 1995). En effet, malgré la forte progression du taux de raccordement sur le réseau d'assainissement depuis ces dix dernières années (cf. II.2 et IV.3), on retrouve des concentrations en carbone organique dans l'eau sensiblement identiques à celles mesurées il y a quinze ans.

1.3.2. Sels nutritifs

Les résultats présentés dans ce paragraphe sont issus en totalité de l'exploitation des données réseaux RNO/IFREMER et se rapportent à la période récente comprise entre 1978 et 1994.

<i>Années</i>	<i>n</i>	<i>FERRET</i>		<i>JACQUETS</i>		<i>TES</i>		<i>COMPRIAN</i>		<i>L'EYRE (RNB)</i>
		[C]	ES*	[C]	ES*	[C]	ES*	[C]	ES*	
<i>1977</i>	11	2.11	0.67	2.26	0.34	2.06	0.90	2.29	0.64	37.14
<i>1978</i>	11	2.90	0.80	3.35	1.57	2.17	0.61	4.18	1.75	39.29
<i>1979</i>	12	1.72	0.44	1.81	0.46	1.88	0.57	3.36	1.26	43.57
<i>1980</i>	12	3.10	0.64	2.75	0.71	3.89	0.99	4.37	1.43	65.00
<i>1981</i>	5	----	----	1.40	0.36	2.84	0.90	3.00	1.23	52.86
<i>1986</i>	11	0.61	0.11	0.42	0.16	0.40	0.07	----	----	42.86
<i>1987</i>	19	1.61	0.62	2.18	0.87	2.33	0.74	----	----	65.71
<i>1988</i>	20	1.90	0.60	3.00	0.83	3.70	1.16	7.00	1.99	63.57
<i>1989</i>	21	3.80	1.48	1.70	0.42	1.80	0.50	3.10	1.07	91.43
<i>1990</i>	24	3.30	0.96	4.50	0.92	4.30	0.88	7.70	2.22	57.14
<i>1991</i>	23	2.70	1.06	2.90	0.77	3.40	0.93	8.40	2.75	82.14
<i>1992</i>	24	2.33	0.51	2.75	0.76	4.30	0.97	7.35	1.89	116.43
<i>1993</i>	23	1.88	0.48	3.62	0.99	5.36	3.97	4.19	1.14	81.43

* ES : erreur standard

Tableau 25 : Evolution des concentrations en nitrate+nitrite ($\mu\text{mol.l}^{-1}$ de N)

1.3.2.1. Nitrate - nitrite

Aspect géographique

Les concentrations en nitrate mesurées dans le Bassin d'Arcachon varient en moyenne entre 2-3 et 7-8 $\mu\text{mol.l}^{-1}$, selon les stations, avec des maximums de 10, 25 et parfois plus de 50 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ selon les secteurs et les années.

Ces fluctuations sont très étroitement liées à la salinité des eaux. Les concentrations les plus élevées s'observent donc pendant les périodes de crue des rivières (le plus souvent en hiver et au printemps) et dans les stations présentant les plus fortes dessalures, c'est-à-dire les plus internes (Fig. 26). **Cependant, cette relation n'est pas la même selon les secteurs géographiques.**

L'établissement des droites de régression entre concentration en nitrates et salinité permet de déterminer l'ordonnée à l'origine correspondant à la concentration théorique de l'eau douce apportée dans ces secteurs. Cette représentation amène à distinguer deux zones (Fig. 27) :

la zone Nord (Arès, Jacquets) où les droites présentent de faibles pentes et une ordonnée à l'origine inférieure à 25 $\mu\text{mol.l}^{-1}$,

la zone Sud (Comprian, Le Tès) où les pentes plus fortes des droites conduisent à une concentration théorique de l'eau douce de plus de 50 $\mu\text{mol.l}^{-1}$.

Les concentrations théoriques calculées correspondent bien aux concentrations effectivement mesurées dans les eaux des principales rivières s'écoulant dans ces deux secteurs, le canal du Porge et l'Eyre. A la station des Jacquets, la valeur un peu plus forte obtenue à l'ordonnée à l'origine de la droite peut être mise en rapport avec l'influence du Cirès qui, bien que de faible débit, présente des concentrations élevées en nitrate.

Il apparaît donc que les différentes rivières conditionnent de façon prépondérante, tout au moins en période de crue, les teneurs en azote nitrique rencontrées dans les secteurs géographiques du Bassin où elles s'écoulent et qu'il n'y aurait que peu ou pas d'interférences entre ces zones.

Evolution inter-annuelle

La comparaison des moyennes annuelles des concentrations présentées dans le tableau 25 fait apparaître deux groupes. Le premier, constitué de stations océaniques ou continentales Nord Bassin, ne montre pas d'évolution au cours des quinze dernières années. Dans le second, correspondant à la zone néritique interne du Sud Bassin, les concentrations progressent fortement. **Les concentrations moyennes des années 1990-1993 sont deux fois plus élevées que celles observées entre 1977 et 1981. La qualité des eaux de cette partie de la lagune évolue parallèlement à l'enrichissement en azote nitrique des eaux de l'Eyre.**

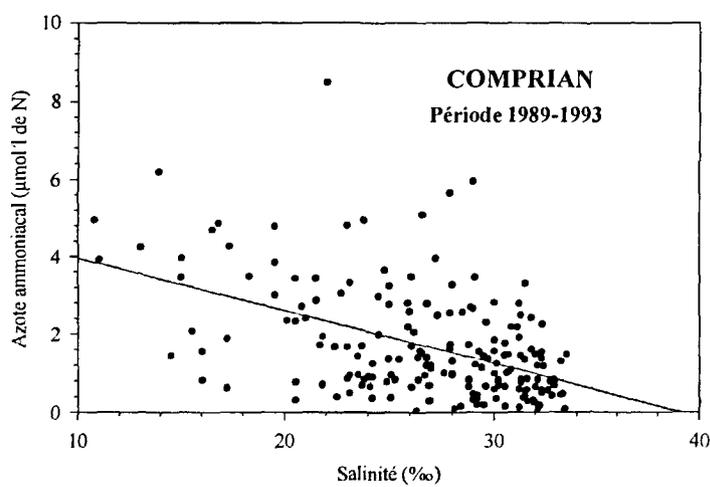
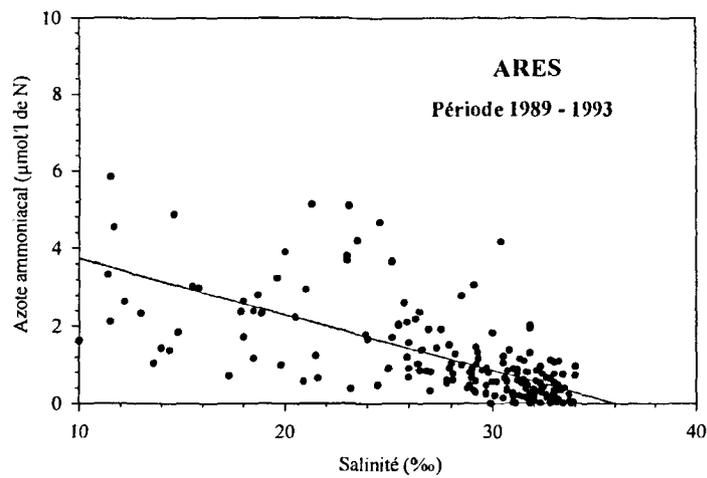


Figure 28 : Droites de régression salinité teneur en ammonium aux stations d'Arès et de Comprian (période 1989-1993).

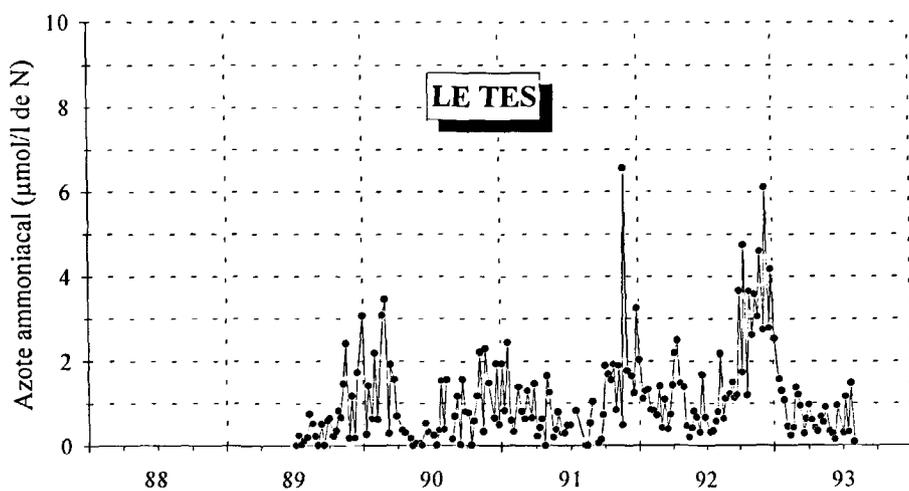


Figure 29 : Evolution des teneurs en ammonium à la station du Tès.

1.3.2.2. Ammonium

Les concentrations en ammonium dans le Bassin sont dans l'ensemble assez homogènes, en moyenne voisines de $1 \mu\text{mol.l}^{-1}$, et les maxima dépassent rarement $5 \mu\text{mol.l}^{-1}$.

Ces teneurs sont proches de celles d'eaux côtières non polluées, généralement inférieures à $1 \mu\text{mol.l}^{-1}$ (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983).

Comme le nitrate, ce paramètre varie en fonction inverse de la salinité. C'est pourquoi les stations d'Arès et de Comprian, plus soumises aux dessalures, présentent des concentrations un peu plus élevées (de 1 à $2 \mu\text{mol.l}^{-1}$ en moyenne). La représentation des droites de régression entre la concentration en ammonium et la salinité ne conduit pas à distinguer deux zones comme nous l'avions fait pour le nitrate, les pentes des droites étant identiques (Fig. 28). Ceci correspond bien au fait que les concentrations en ammonium des deux principaux tributaires concernés, le canal du Porge et l'Eyre, sont très voisines ($7 \mu\text{mol.l}^{-1}$).

Le cycle saisonnier d'évolution des teneurs en ammonium étant lié à celui des régimes des rivières, les valeurs maximales sont observées aux périodes de crues, principalement en hiver et/ou au printemps (Fig. 29). **Le recyclage des éléments nutritifs, très intense en été (cf. II.2.3.2.), ne suffit pas à déterminer un maximum à cette saison, tout au moins dans les eaux de surface.**

1.3.2.3. Phosphate

Comprises entre 0 et $1 \mu\text{mol.l}^{-1}$, les concentrations observées dans le Bassin au cours de la période 1977-1981 (RNO) correspondent à celles relevées en eau très oligotrophe. Les analyses effectuées par la suite (chaîne automatique SKALAR) rendent compte de valeurs le plus souvent nulles, vraisemblablement en liaison avec un seuil de détection trop élevé pour ce type de milieu ($0,2 \mu\text{mol.l}^{-1}$). Ce n'est qu'à partir d'octobre 1993 que des analyses manuelles ont permis d'obtenir des résultats plus fins (seuil abaissé à $0,02 \mu\text{mol.l}^{-1}$). Les concentrations obtenues restent relativement faibles, du même ordre que celles du RNO (en moyenne $0,2 \mu\text{mol.l}^{-1}$).

1.3.2.4. Silicate

Les teneurs en silicate des différentes stations échantillonnées traduisent des variations spatiales marquées. Les zones continentales sont toutes plus riches en cet élément que les zones océaniques. Dans le groupe des stations continentales, les valeurs moyennes les plus élevées sont presque toujours observées à Comprian plutôt qu'à Arès. Ces résultats sont en accord avec le fait que les concentrations mesurées dans l'Eyre sont supérieures à celles du canal du Porge.

Pour les secteurs soumis à l'influence des cours d'eau, la relation silicate/salinité est hautement significative et les concentrations théoriques calculées correspondent bien aux concentrations effectivement mesurées dans les eaux des rivières s'écoulant dans ces secteurs.

Les conclusions présentées par ROBERT et GUILLOCHEAU (1987) concernant la classification des stations internes en fonction des mesures réalisées en 1984 étaient

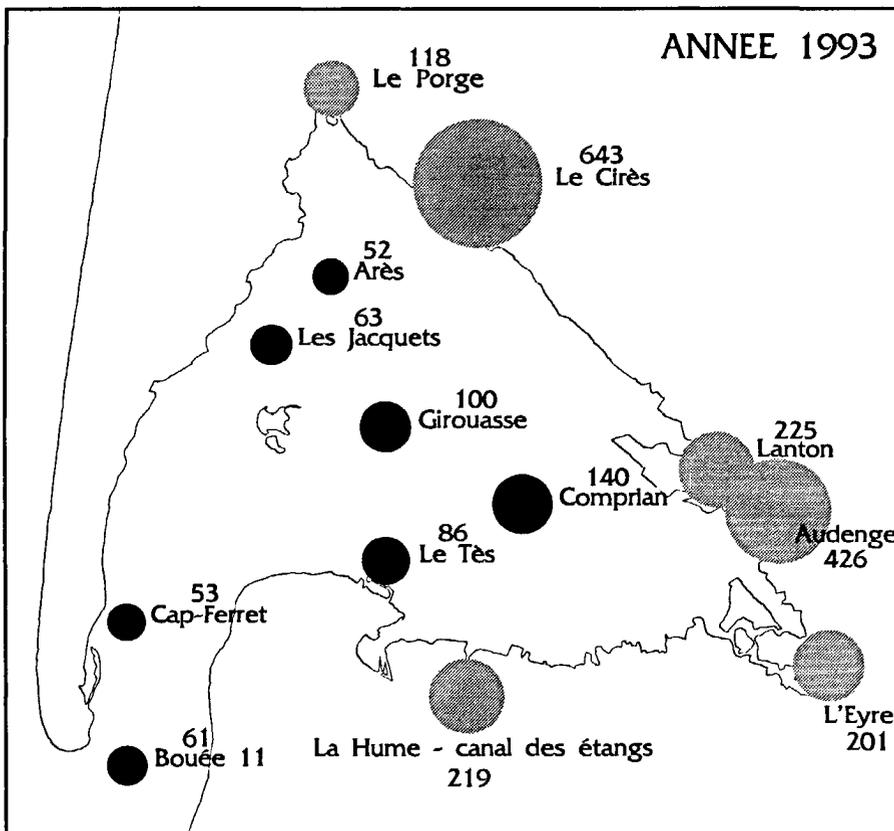
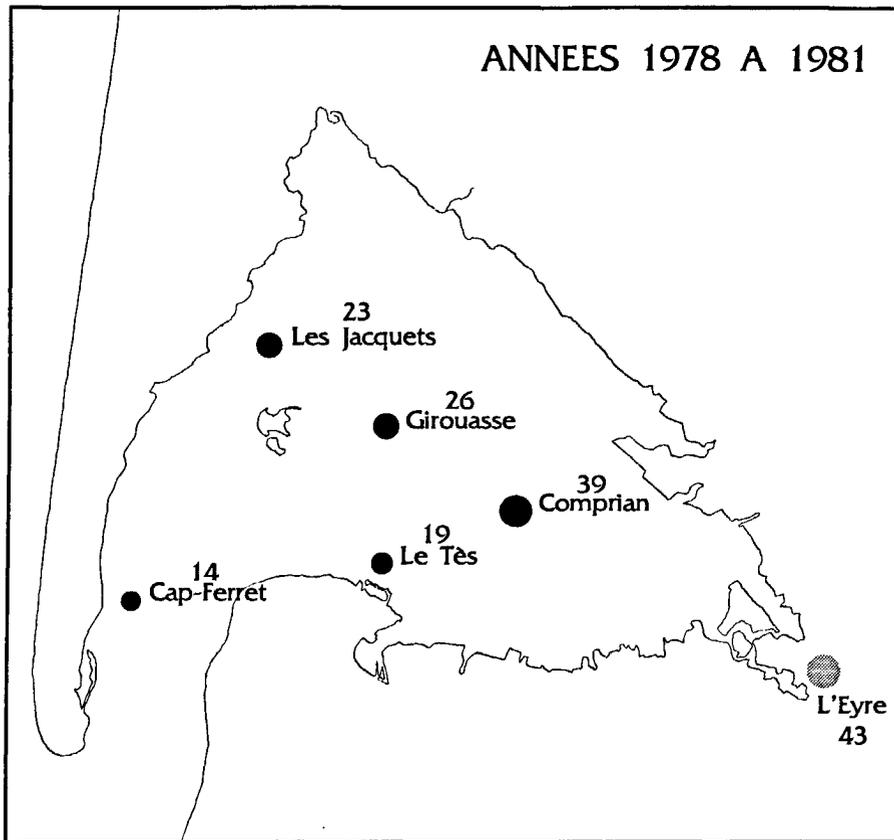


Figure 30 : Moyenne du rapport N/P (molaire) dans le bassin d'Arcachon et dans ses principaux tributaires.

différentes, mais elles ne concernaient qu'une période limitée au second semestre de l'année étudiée.

Dans toutes les stations, le pic principal de silicate apparaît en hiver, simultanément à l'augmentation de débit des cours d'eaux tributaires du Bassin. Les concentrations mesurées à cette saison varient entre 20 et 30 $\mu\text{mol.l}^{-1}$. Elles peuvent atteindre exceptionnellement 70 à 80 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ dans les secteurs les plus continentaux.

Au mois de mai, la chute des teneurs en silicates liée à la consommation phytoplanctonique apparaît assez nettement (ROBERT et GUILLOCHEAU, 1987) dans toutes les stations. Cependant, il ne semble pas qu'il y ait épuisement car les valeurs demeurent partout le plus souvent supérieures à 3 $\mu\text{mol.l}^{-1}$. Il faut attendre le début du mois de juin pour déceler de nouveau des teneurs plus élevées surtout dans les stations internes (ROBERT et GUILLOCHEAU, 1987).

La comparaison des moyennes annuelles toutes stations confondues pour la période 1978-1993, fait apparaître **des variations inter-annuelles importantes** (6 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ en 1978, 15,65 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ en 1991) (Tab. 26).

Les fortes teneurs observées dans tous les sites du Bassin en 1991 et 1992 ne semblent pas liées à des précipitations exceptionnelles comparables à celles des années 1978 et 1979 pourtant pauvres en silicates. Ces deux années (1991 et 1992) remarquables pour ce nutriment présentent néanmoins une grande pauvreté phytoplanctonique avec absence d'efflorescence printanière dans tout le Bassin.

Les résultats précédents indiqueraient que dans le Bassin, les silicates ne limitent pas le développement phytoplanctonique constitué principalement de Diatomées (espèces à enveloppe siliceuse).

1.3.2.5. Rapport N/P

La classification des sources potentielles de nutriments établie par DOWNING et CAULEY (1992) met en évidence l'importance des rejets urbains comme pourvoyeurs de phosphates. Ainsi, la diminution progressive des teneurs en orthophosphates liée à la collecte des eaux usées, associée à l'augmentation de la richesse en azote résultant de l'intensification de l'agriculture dans le bassin versant de l'Eyre, a fortement modifié le rapport molaire azote/phosphore dans le Bassin et les cours d'eaux tributaires (Fig. 30).

Au début des années 80, la proportion azote phosphore était proche de la valeur idéale théorique pour le développement des espèces phytoplanctoniques définie par REDFIELD (1934) (rapport de REDFIELD égal à 16).

Aujourd'hui, ce rapport atteint en tous points des valeurs supérieures à 50, comparables à celles qui caractérisent les eaux exportées par les bassins versants agricoles (N/P voisin de 45) selon DOWNING et CAULEY (1992).

<i>Années</i>	Teneurs moyennes en SiO₂				
	Ensemble du Bassin	Ferret	Tès	Arès	Comprian
<i>1978</i>	6.07	3.68	4.90		10.36
<i>1979</i>	8.73	4.32	6.30		15.46
<i>1980</i>	10.70	5.64	8.32		17.86
<i>1981</i>			11.68		17.81
<i>1984</i>	6.57	4.86	5.12	8.98*	7.38*
<i>1985</i>	7.76	5.13	5.83	10.83	
<i>1988</i>	9.26	4.44	8.44	13.40	16.61
<i>1989</i>	6.21	3.28	5.34	6.61	12.84
<i>1990</i>	9.90	4.57	8.88	12.45	15.83
<i>1991</i>	15.65	7.46	13.41	23.64	29.65
<i>1992</i>	13.89	6.64	13.98	23.10	20.85
<i>1993</i>	10.63	5.17	11.20	15.66	18.19

* Sur les six derniers mois de l'année

Tableau 26 : Teneurs en silicate dans le Bassin d'Arcachon ($\mu\text{mol/l}$ de Si)

1.3.3. Zonage hydrologique

1.3.3.1. Secteur des passes

Les données sur l'hydrologie de la passe Sud, d'acquisition récente (1994-1995), semblent indiquer une asymétrie des passes Nord et Sud par rapport au Bassin intérieur, qui se traduit par une différence de qualité des eaux. Actuellement on rencontre des conditions plus océaniques à la bouée 7S (Petit-Nice) qu'à la bouée 11 (Pointe du Ferret) et cela, bien que la distance de ces stations à l'océan soit voisine (isobathe extérieur 10 mètres). L'explication doit être recherchée dans la morphologie et dans la dynamique : la vidange du bassin intérieur s'opérant préférentiellement par la passe Nord, la proportion d'eau océanique y est moindre que dans la passe Sud.

1.3.3.2. Bassin intérieur

"L'image d'une salinité qui décroîtrait graduellement depuis les passes jusque vers les embouchures des rivières est inexacte" (AMANIEU, 1966). En effet, à la différence des grands axes hydrauliques où cette décroissance se vérifie généralement, "certains sites (Bernet, La Vigne, Le Courbey...) bénéficiant de circonstances topographiques particulières, jouissent de conditions hydrologiques stables, presque océaniques".

Toutefois, l'étude des séries chronologiques des températures, salinités, des concentrations en chlorophylle, matériel particulaire et silicate permet d'établir une première zonation hydrologique basée sur la sensibilité de ces paramètres à la continentalité de la position de la station dans le Bassin. De façon générale, les grandes amplitudes de variation de la température et de la salinité au cours de l'année, les forts développements phytoplanctoniques printaniers, les teneurs plus fortes pendant l'hiver en matériel particulaire et plus élevées en silicate, caractérisent les secteurs internes du Bassin. Contrairement à cela, la partie océanique présente des conditions générales plus stables, les variations saisonnières de ces paramètres y sont moins importantes. Ces résultats permettent de classer l'ensemble des stations selon un gradient de continentalité croissant.

Une seconde zonation, déterminée à partir de la richesse des masses d'eaux en nitrate, différencie les stations du Nord des stations du Sud-Est. Le sous bassin Sud-Est constitue la principale voie de circulation des eaux riches en nitrate provenant de l'Eyre, tandis que le sous bassin Nord évacue les eaux du Canal du Porge vers le large *via* le chenal du Ferret.

Les simulations réalisées à partir du modèle mathématique pour des polluants conservatifs corroborent cette zonation et montrent que le mélange des eaux n'est réalisé qu'à la confluence des chenaux de Piquey et du Teychan.

1.3.4. Conclusions sur l'hydrologie du Bassin

La synthèse de l'ensemble des travaux disponibles a permis d'aboutir aux conclusions suivantes.

- Les variations saisonnières de température, salinité, concentration en chlorophylle, teneur en matériel en suspension et silicate, de plus grande amplitude dans les secteurs internes, permettent le classement des zones en fonction de leur gradient de continentalité.

- Les paramètres tels que le pH ou la teneur en oxygène dissous, très stables, présentent peu d'intérêt lorsqu'ils sont mesurés dans des masses d'eau renouvelées comme celles des chenaux principaux ou secondaires.
- **Les teneurs annuelles moyennes en chlorophylle a sont faibles en tous points.** Cependant, elles peuvent présenter une variabilité inter annuelle significative, mais qui ne semble pas liée aux variations annuelles de la richesse en nitrate ou silicate. Les **concentrations en ortophosphates, extrêmement faibles** toute l'année, pourraient être le ou au moins **un des facteurs limitant les développements phytoplanctoniques** dans la Baie.
- Enfin, les teneurs en nitrates mesurées dans la lagune ont permis de caractériser deux sous-bassins :
 - le **sous-bassin Nord**, ne présentant pas d'évolution au cours des quinze dernières années, qui reçoit les eaux du Canal du Porge de **qualité constante** pendant la période étudiée,
 - le **sous-bassin Sud-Est**, où les **concentrations progressent fortement** et qui draine vers l'Océan les eaux de l'Eyre dont la concentration en azote nitrique a largement doublé durant cette période.

Pour terminer, soulignons l'importance des **modifications de l'équilibre azote/phosphore** dans le Bassin **qui s'éloigne de plus en plus de la proportion théorique idéale** pour le développement des espèces phytoplanctoniques.

Enfin, rappelons que les conséquences écologiques de la zonation hydrologique sont importantes. Selon AMANIEU (1966), "sauf en quelques sites privilégiés bien protégés du jusant (Lagune de Bernet, côte Est du Cap Ferret au Sud de la Vigne...), l'ensemble de la faune de la Baie est soumise à un régime sévère qui sélectionne une faune largement euryhaline".

L'étude et la comparaison des différentes séries existantes font apparaître, encore une fois, la nécessité de mettre en place des réseaux pérennes d'acquisition de données, sans lesquels il est vraiment difficile d'aborder avec précision un sujet comme l'hydrologie du Bassin.

Le plus souvent, en effet, (M.E.S., matière organique par exemple) c'est le manque de référence ancienne en nombre suffisant qui interdit de conclure sur l'évolution.

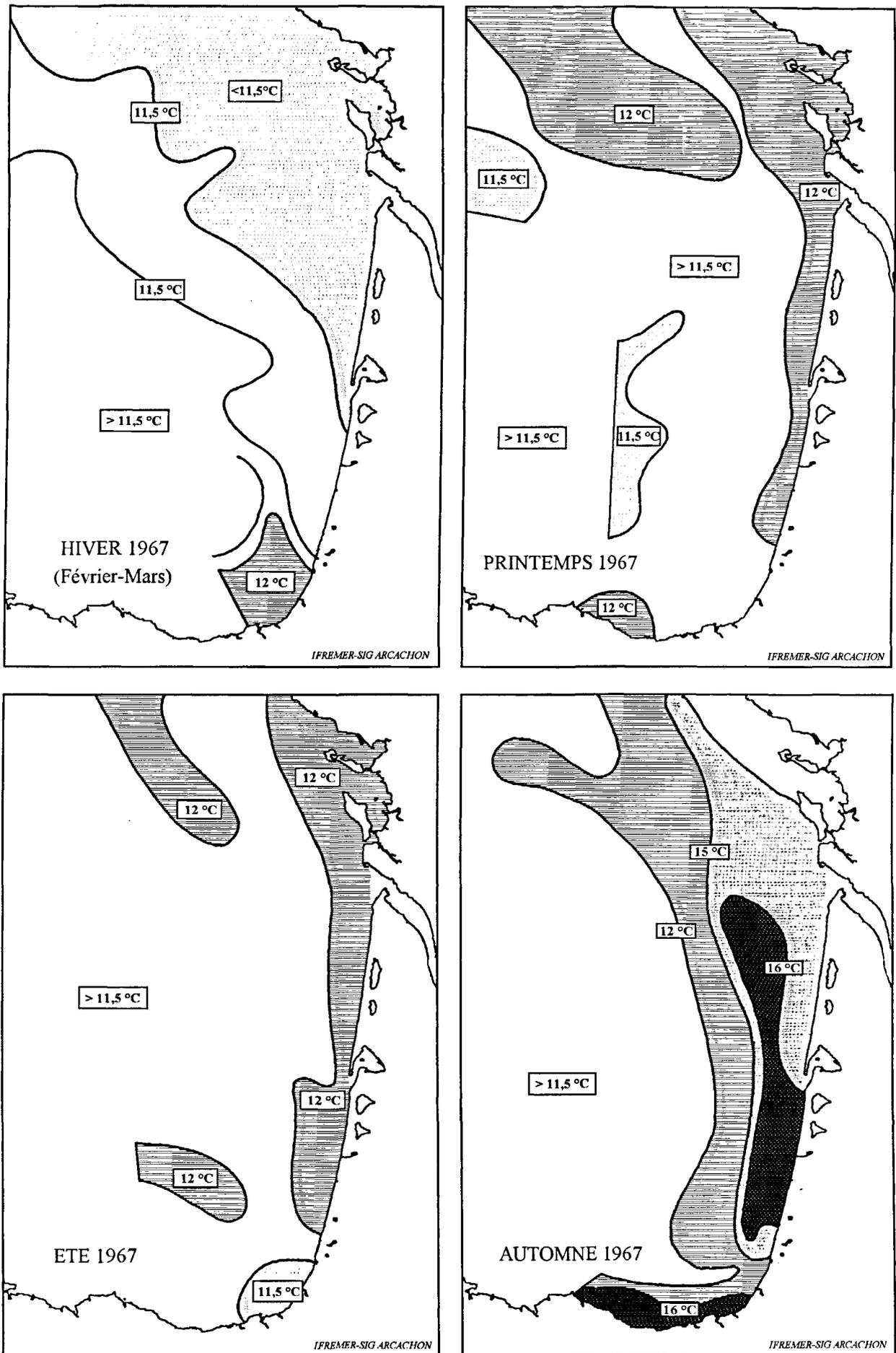


Figure 31 : Evolution thermique saisonnière schématisée des eaux du fond sur la plate-forme continentale (d'après VINCENT et KURC, 1967)

1.4. Hydrologie et masses d'eau (BOUCHET)

Un concept classique en océanographie, basé sur l'association de plusieurs paramètres (température, salinité, densité), consiste à définir des ensembles appelés "masses d'eau" circonscrits à l'intérieur de gammes de valeurs des paramètres ou de leurs rapports et de déterminer le centre de gravité autour duquel ces masses d'eau oscillent au cours de la marée et des saisons.

Cette notion est importante car les migrations, notamment la pénétration ou l'expulsion hors du Bassin, d'associations faunistiques particulières sont régies par les phénomènes d'homothermie ou d'isohalinité propres à l'évolution saisonnière des masses d'eaux.

1.4.1. Le Bassin dans le contexte hydrologique Sud-Gascogne

L'évolution hydrologique du Bassin est intimement liée à celle de la plate-forme continentale, c'est à dire aux masses d'eau néritiques. Si les salinités varient relativement peu, au large, les températures, au contraire, évoluent rapidement et de façon caractéristique selon les saisons. Leur incidence sur la vie des organismes marins est fondamentale.

1.4.1.1. Evolution thermique saisonnière schématisée des eaux du fond sur la plate-forme continentale (d'après VINCENT & KURC, 1967-1968) (Fig. 31 et Fig. 32)

Trois influences thermiques sont en jeu et en compétition :

1. l'une, d'origine côtière hivernale (onde thermique froide), prend naissance sur la côte vendéenne et bretonne où elle se rétracte en été ;
2. l'autre, d'origine côtière estivale (onde thermique chaude), se développe dès le printemps à partir de la côte landaise et basque où elle se rétracte en hiver ;
3. la troisième, dite d'"influence atlantique" du large, relativement sténotherme (11°C) qui évolue selon les saisons, soit en transgression Ouest-Est, vers la côte, soit en régression vers le large, au delà de la plate-forme continentale.

A ces trois influences thermiques majeures, on doit ajouter d'abord celle des conditions météorologiques, qui ont un impact sur le détail des évolutions thermiques des eaux peu profondes et enfin les grands cycles d'une période de 11 ans, en liaison avec les cycles de l'activité solaire, mais qui ne se manifestent qu'avec 2 à 3 ans de retard dans la masse d'eau océanique.

Pour ces raisons, le suivi de l'évolution saisonnière ci-après ne doit être considéré que comme un schéma.

Hiver : l'influence thermique côtière froide (qui rejoint le "bourrelet froid" permanent sur les fonds de 100 mètres) de température inférieure à 11,5°C. Elle envahit une grande partie de la plate-forme du Nord-Ouest vers le Sud-Est. En février-mars, elle descend au Sud d'Arcachon, vers Mimizan, lors de l'"hiver marin". Elle repousse momentanément vers le large l'influence

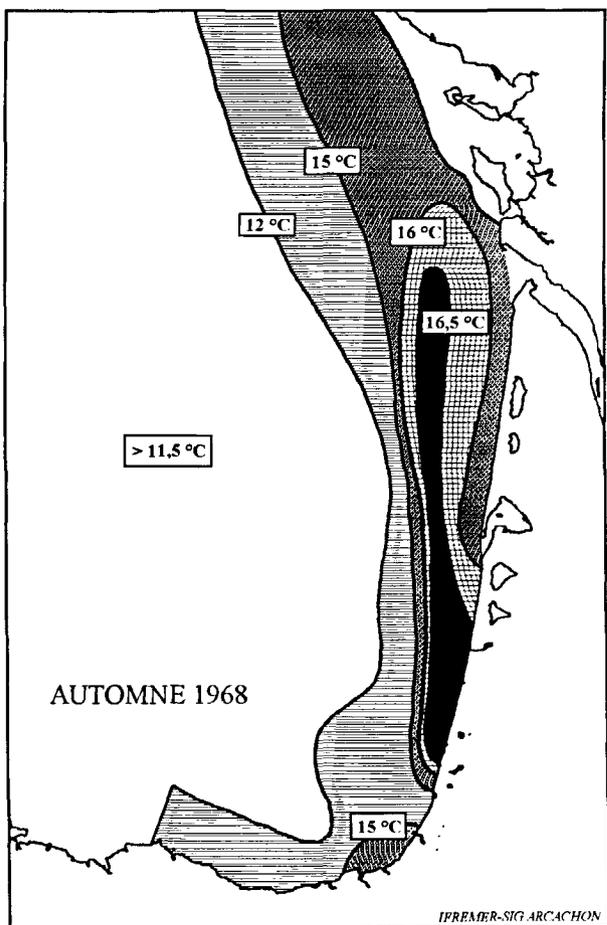
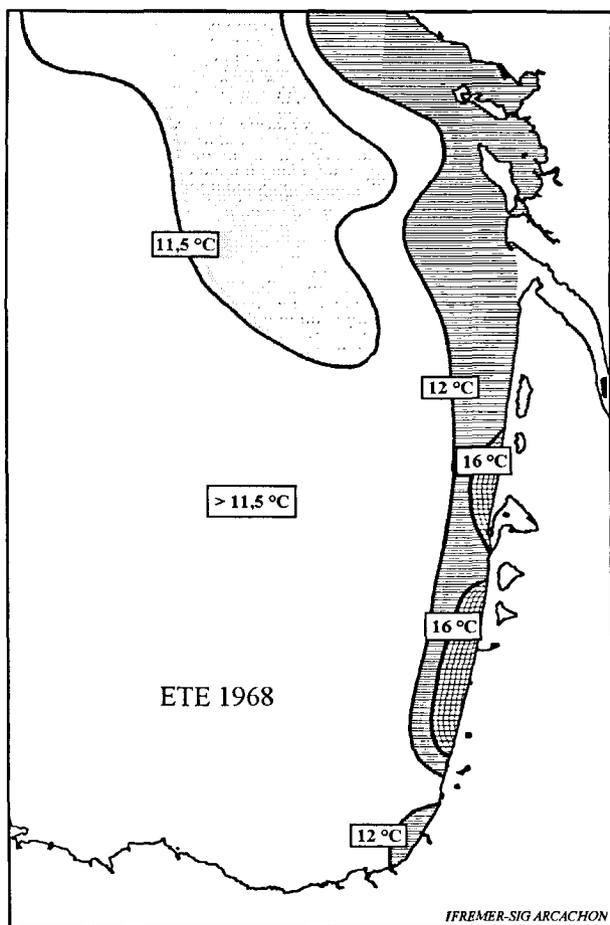
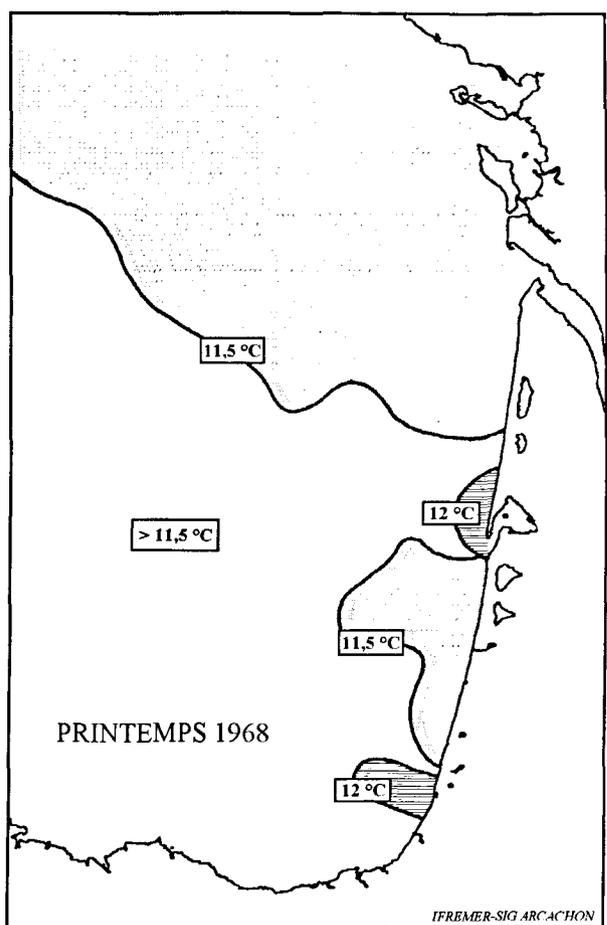
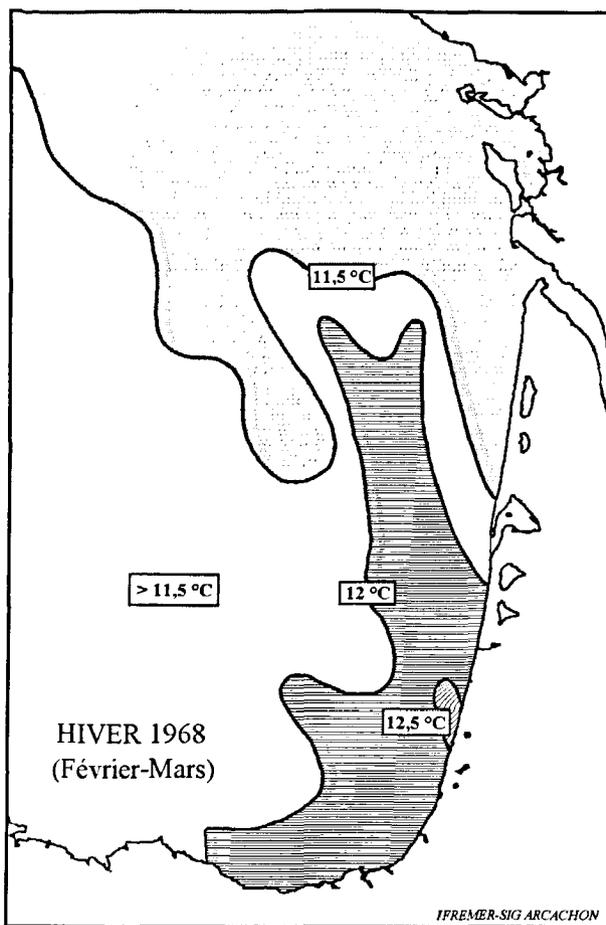


Figure 32 : Evolution thermique saisonnière schématisée des eaux du fond sur la plate-forme continentale (d'après VINCENT et KURC, 1968)

atlantique modératrice des températures supérieures à 11,5°C. Le ΔT (écart entre les plus fortes et les plus faibles températures du moment) est de l'ordre de 1,5°C environ.

Printemps : en mai-juin, la plate-forme est sous l'influence des eaux tempérées atlantiques qui repoussent vers le Nord l'onde froide. Simultanément, ces deux ensembles sont à leur tour repoussés vers l'Ouest par l'onde thermique côtière chaude (températures supérieures à 12°C) issue du réchauffement du continent, de Capbreton au Sud à Belle Ile au Nord. Les ΔT sont en accroissement rapide et en relation avec les conditions géographiques locales : baies, fleuves ou faibles profondeurs. C'est le cas de l'entrée du Bassin d'Arcachon.

Été-Automne : les isothermes 12°C puis 13°C 15°C et 16°C englobent la côte de part et d'autre du Bassin d'Arcachon, du Sud au Nord et de l'Est à l'Ouest. Cette onde thermique puissante se développe jusqu'à la fin novembre, en repoussant vers l'Ouest les influences atlantiques, et vers le Nord-Ouest de la Loire le noyau froid de l'hiver précédent (température inférieure à 11,5°C). Le ΔT de l'onde thermique chaude est de 4,5°C.

Conclusions : L'antagonisme entre l'onde thermique froide hivernale du Nord et l'onde thermique chaude estivale du Sud est la principale caractéristique de cette partie du Golfe de Gascogne. **Le Bassin se trouve à la limite fluctuante des eaux tempérées froides et des eaux tempérées chaudes de l'Atlantique Nord-Est.**

1.4.1.2. Gradients thermiques saisonniers observés sur le fond à basse mer entre l'océan et le Bassin (Fig. 33 et Fig. 34) (BOUCHET, 1970, missions du chalutier "Nauticus" d'Arcachon et 1983-1984, missions du navire océanographique "Côte d'Aquitaine" non publié)

Au cours des saisons, les isothermes migrent en longitude entre le large et le Bassin. Il est intéressant d'examiner avec plus de précisions cette évolution, entre le méridien 1°20'00" Ouest où les fonds sont voisins de 35 m, et l'intérieur du Bassin (Fig. 33 et Fig. 34).

Suivre l'évolution thermique sur le fond a pour but d'atténuer l'effet des variations atmosphériques rapides dans le Bassin, et de mieux raccorder, en les précisant, les observations générales déjà faites sur la plate-forme (VINCENT et KURC 1967 et 1968).

Nous n'avons gardé que quelques isothermes caractéristiques qui définissent le schéma typique :

- 10°C : température hivernale la plus basse sur le méridien 1°20'00"W
- 12,5°C : température la plus fréquente sur le même méridien. Dans le Bassin, cet isotherme caractérise un épisode de réchauffement ou de refroidissement entraînant une certaine homothermie.
- 15° et 16°C : températures estivales les plus élevées et les plus fréquentes le long de la côte Sud-Gascogne.
- 20°C : isotherme qui dépasse rarement les passes d'entrée du Bassin vers l'Ouest, sur le fond.
- 22°C : température estivale minimale à basse mer au fond des chenaux du Bassin.

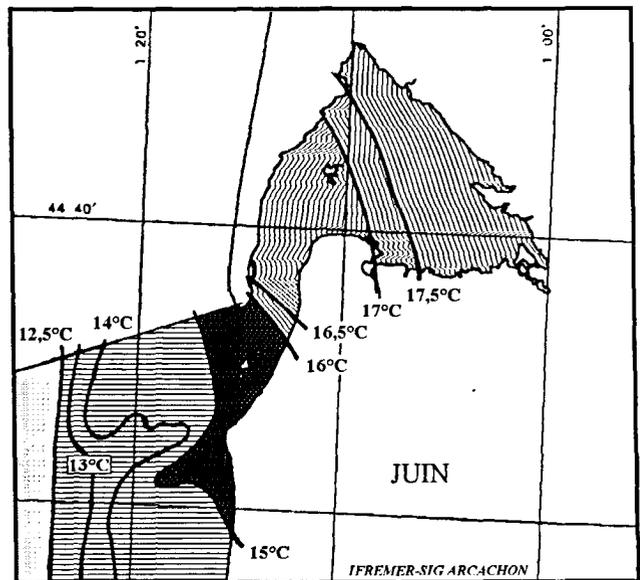
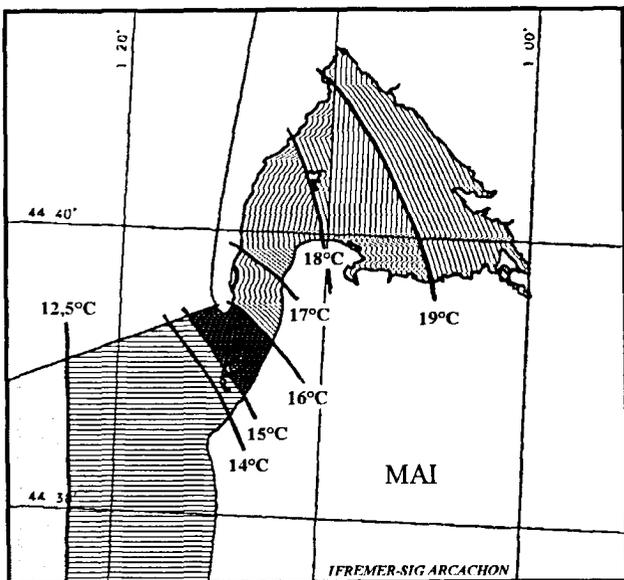
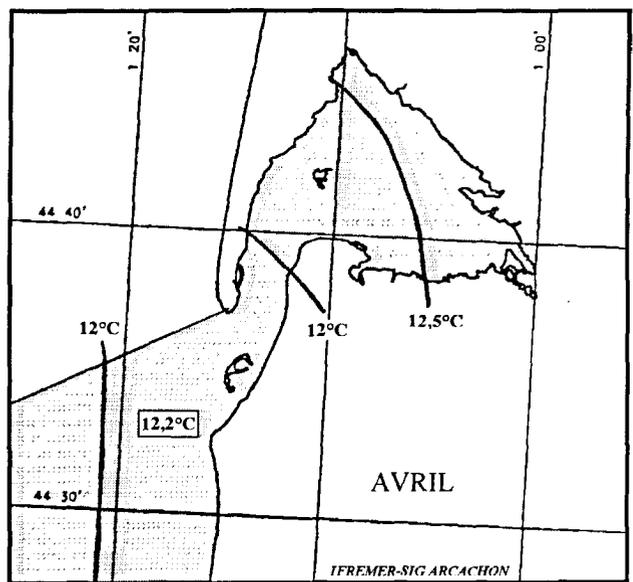
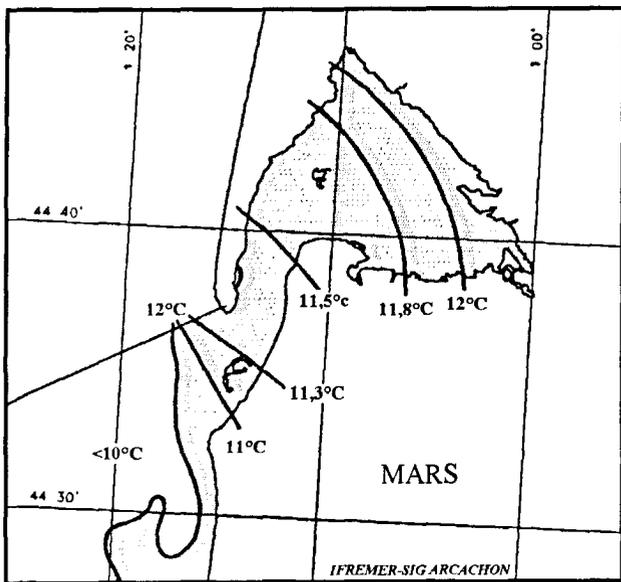
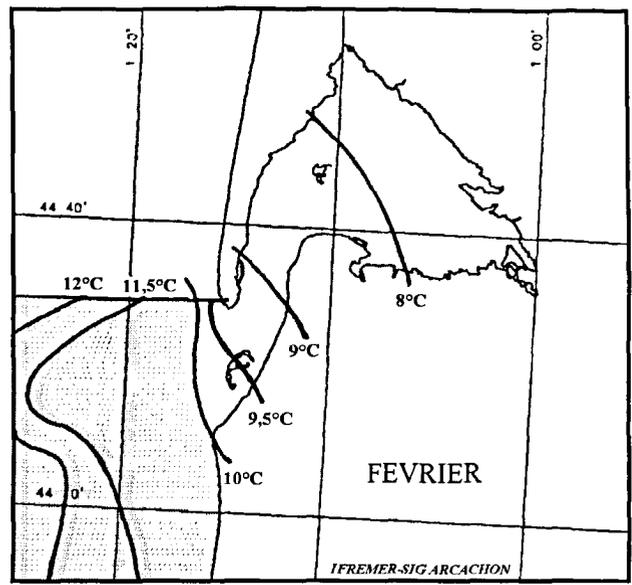
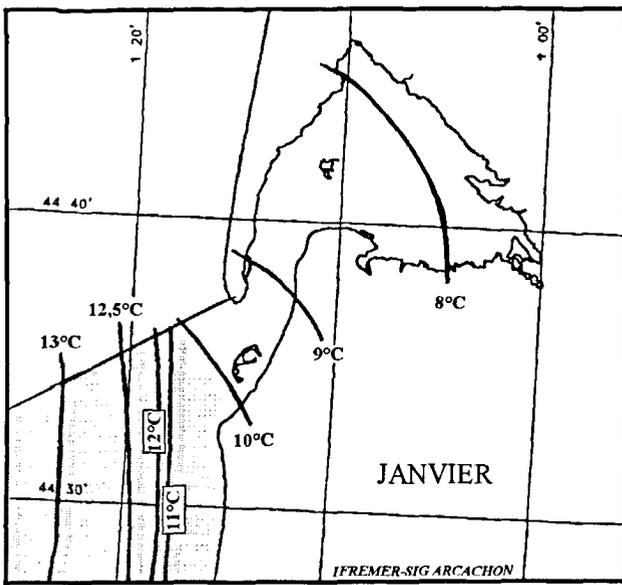


Figure 33 : Gradients thermiques observés sur le fond entre l'Océan et le Bassin (BOUCHET, 1983-1984)

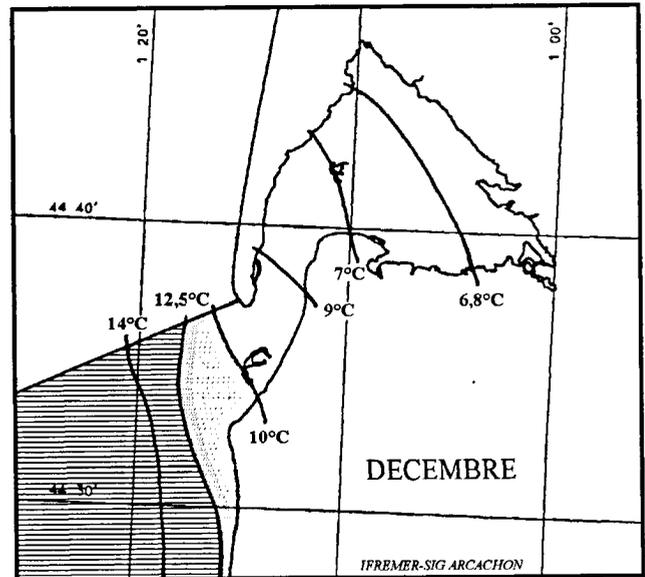
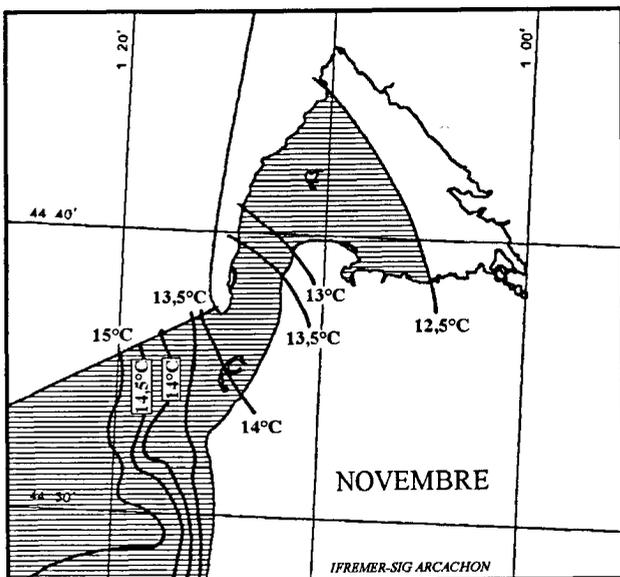
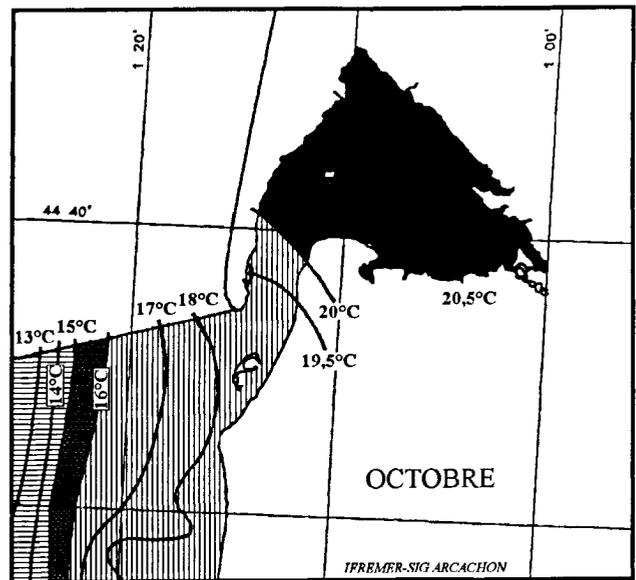
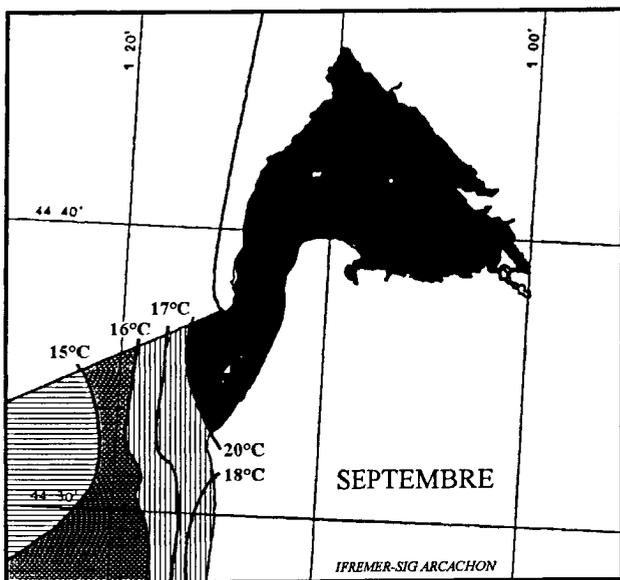
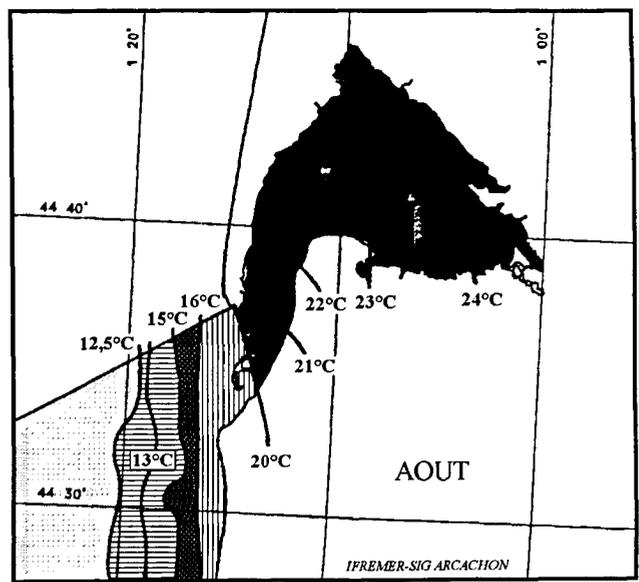
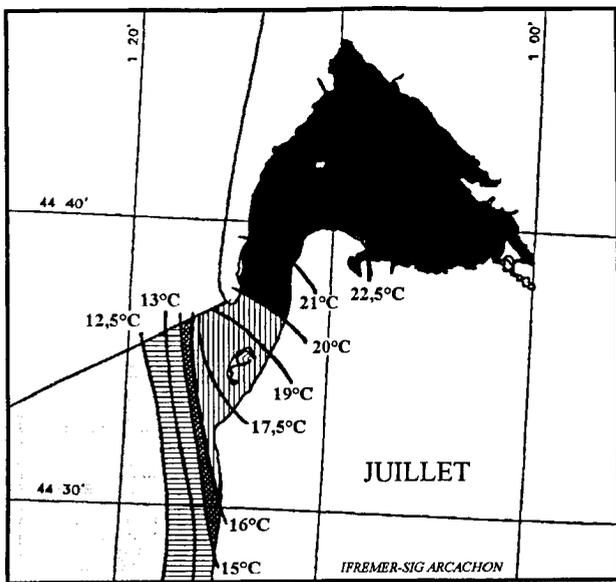
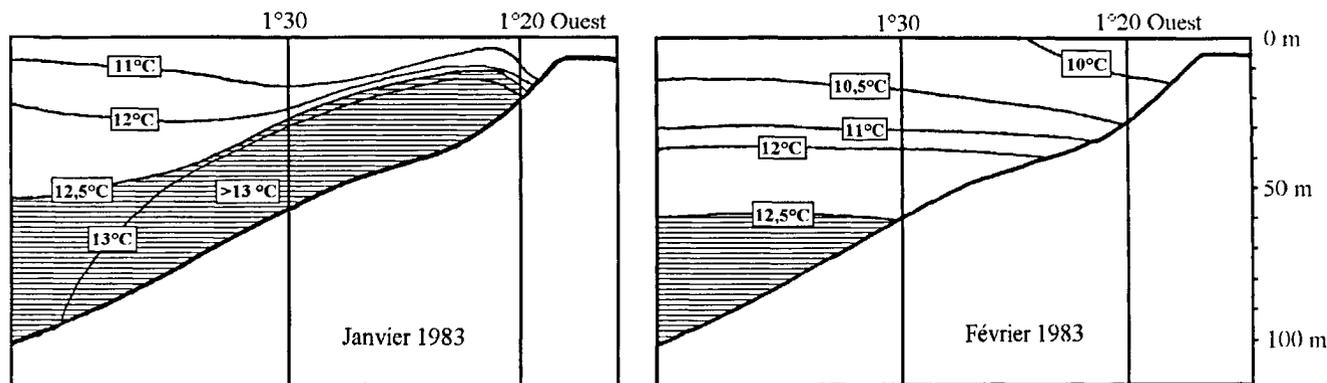
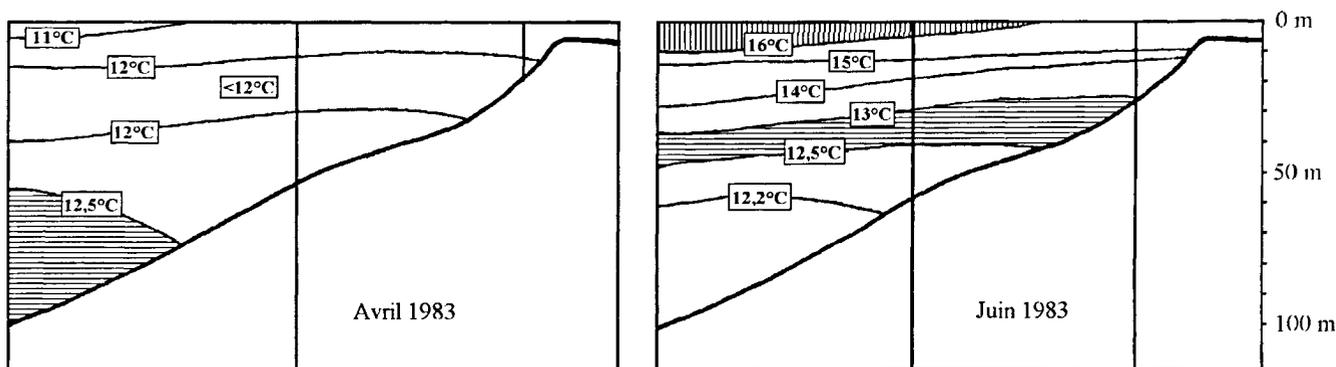


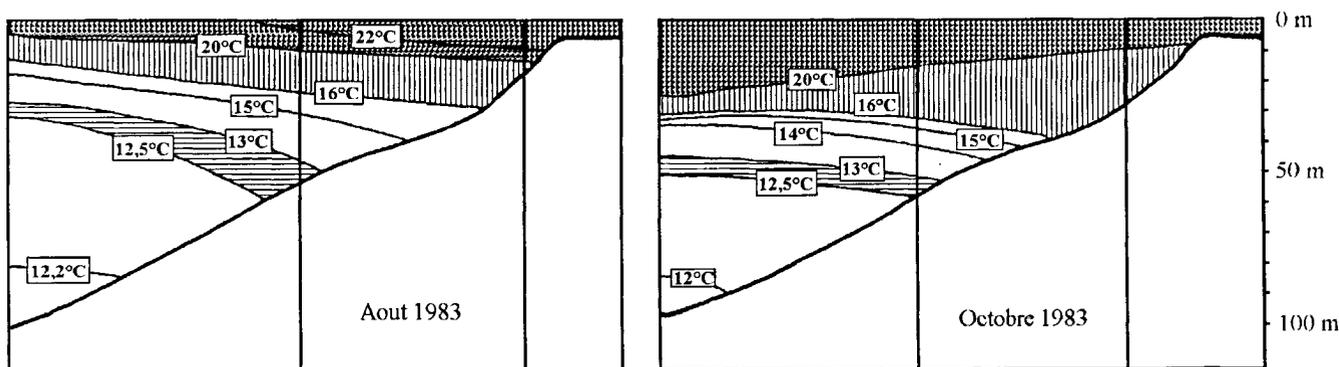
Figure 34 : Gradients thermiques observés sur le fond entre l'Océan et le Bassin (BOUCHET, 1983-1984)



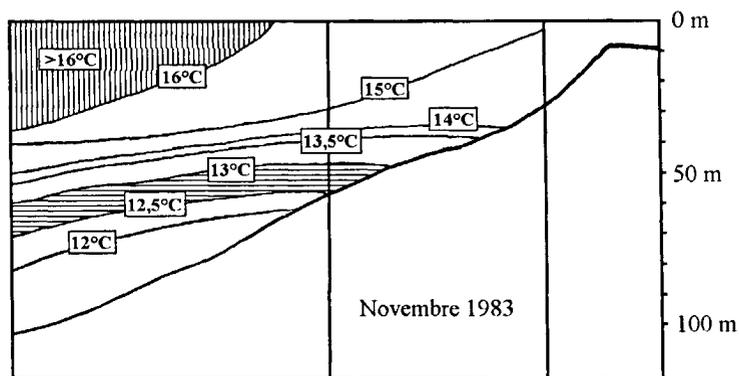
HIVER



PRINTEMPS



ETE



AUTOMNE

Figure 35 : Stratifications thermiques sur le parallèle 44°32'00 Nord entre la côte et le méridien 1°35'00 Ouest (BOUCHET, 1983)

Janvier (Fig. 33) : l'isotherme 12°C a repoussé à l'Ouest l'isotherme 12,5°C, alors que l'ensemble du Bassin est sous l'influence des températures inférieures à 10°C. Le ΔT entre les eaux du large et celles du Bassin est de 4,5°C.

Février : à cette époque, la poussée thermique continentale froide est à son maximum, accompagnée par un maximum de transgression froide sur la plate-forme puisque l'isotherme 11,5°C a largement dépassé à l'Ouest le méridien de référence 1°20'00" W.

Mars : l'isothermie printanière s'amorce entre le Bassin et le large (11,5°C), avec un début de réchauffement de la côte Est de la lagune et une température résiduelle basse de 10°C au large des passes et de la côte Sud des Landes (car c'est "l'hiver" sur le plateau)

Avril : la poussée thermique continentale chaude établit une certaine **homothermie à 12°C** (ΔT : 0,5°C). Cette transgression chaude envahit progressivement le proche plateau et l'isotherme 12°C continental rejoint et se confond avec l'isotherme 12°C qui a subsisté au large, ou qui vient de la côte landaise et basque. L'isotherme 12,5°C détaché de la côte Est du Bassin progresse vers l'aval.

Mai-juin : on observe l'extension des eaux de température supérieure à 15°C vers le large. A partir des passes d'entrée, les ΔT sont variables à l'intérieur du Bassin. Cette période de l'année est instable car souvent sujette à des précipitations et à des coups de vent. Dès le mois de mai, les températures de l'intérieur de la lagune sont déjà très supérieures à celles du large ($\Delta T = 6^\circ\text{C}$).

Juillet-Août (Fig. 34) : l'isotherme 12,5°C reste au voisinage du méridien 1°20'W depuis le mois de mai. **Le ΔT peut dépasser 11°C entre la côte Est du Bassin et le proche océan.** Au mois d'août, correspond l'été dans la lagune, mais l'onde thermique chaude continentale poursuit son évolution au large.

Septembre-Octobre : c'est "l'été" des eaux côtières de la plate-forme. Il est caractérisé par la poussée des isothermes 15°C, puis 16°C au delà du 1°20' Ouest, alors que dans le Bassin, se dessine en septembre une tendance à **l'homogénéisation interne dès 21°C, qui est effective dès 20°C.**

Novembre : l'homothermie automnale se poursuit. Les influences continentales froides (12,5°C), l'agitation atmosphérique ainsi que la régression de l'isotherme 15°C vers la côte réduisent les différences thermiques entre le Bassin et les eaux côtières. Les ΔT sont voisins de 2°C (12 à 14°C).

Décembre : les eaux à 12,5°C de l'intérieur du Bassin s'éloignent au delà des passes. Le refroidissement des eaux en amont de l'isotherme 9°C peut être brutal. Le Bassin est alors sous l'emprise thermique continentale froide (7°C).

A noter que les ΔT hivernaux et estivaux sont très variables d'une année à l'autre.

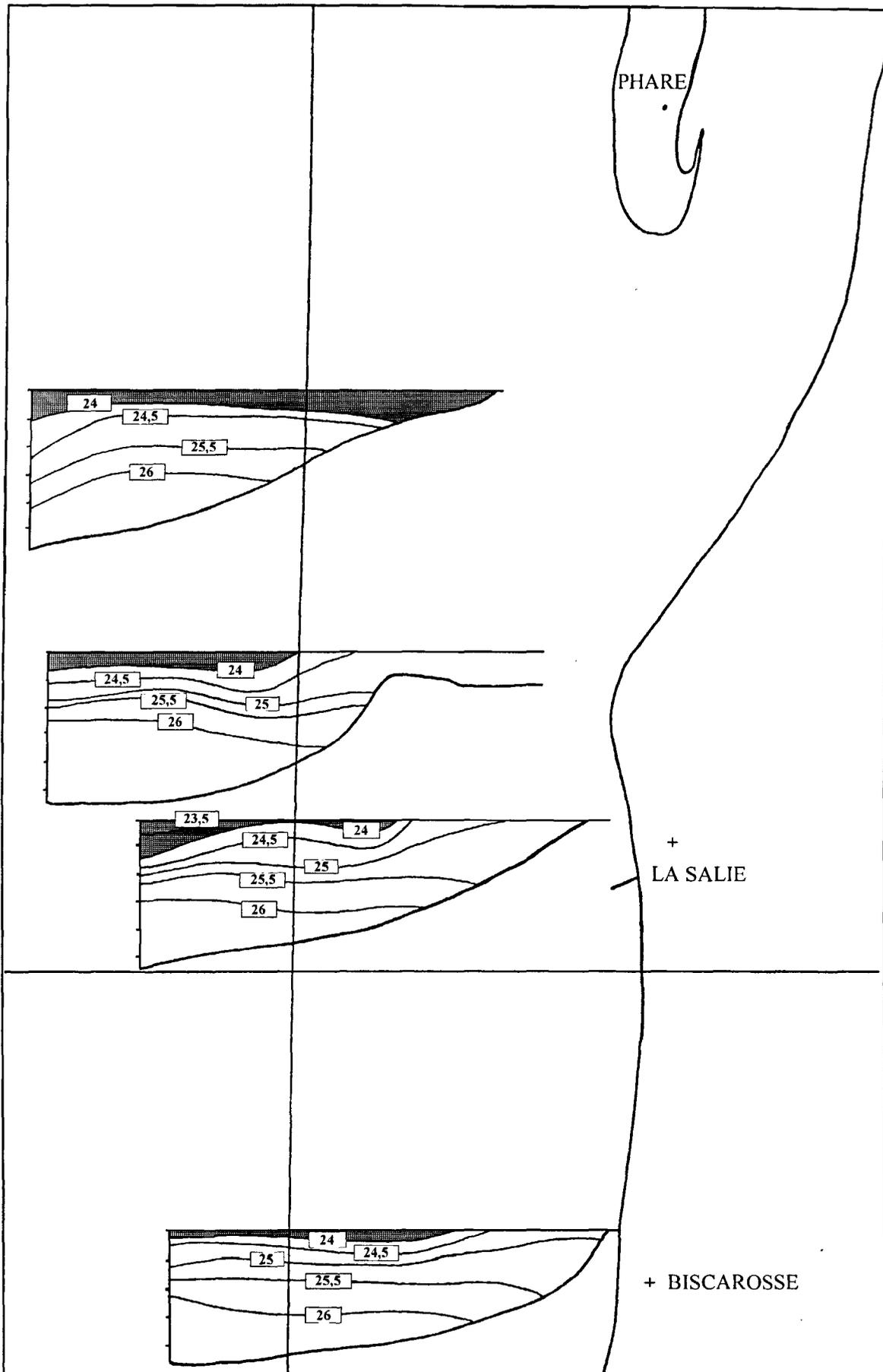


Figure 36 : Stratifications des densités (σ) en été (BOUCHET, 1983)

En résumé on peut dire qu'il existe un fort gradient thermique Est-Ouest en été et en hiver entre la côte et le méridien 1°20'00 W. Il est de l'ordre de 5°C sur le fond. La réponse thermique des eaux de la plate-forme est décalée d'un à deux mois par rapport aux minima et aux maxima de l'air, l'eau ayant une grande inertie thermique. L'hiver au large se situe en mars et l'été en septembre. Il existe deux périodes où les eaux du proche océan et celles du Bassin sont en relative homothermie sur le fond : avril et novembre.

1.4.2. Les stratifications thermiques et de densités au large des passes d'entrée (BOUCHET, missions navire océanographique "Côtes d'Aquitaine" 1983-1984, non publié)

L'examen des stratifications démontre une certaine hétérogénéité de la colonne d'eau sur la plate-forme continentale au large des passes d'entrée.

1.4.2.1. Stratifications thermiques saisonnières observées entre le méridien 1°35'00 Ouest (fonds de 90 m) et la côte, sur le parallèle 44°32'00 Nord (au droit de la Salie) (Fig. 35)

Hiver (janvier et février) : les eaux de température supérieure à 12°C plaquée sur le fond est en cours de rétraction par refroidissement, alors qu'elles sont en butée sur la base du talus des passes. Le refroidissement général s'accélère jusqu'en février, mois où l'isotherme 12°C est refoulé jusqu'aux fonds de 50 m. Les eaux froides du Bassin (inférieures à 10°C) dépassent vers l'Ouest et en surface le méridien 1°20' pour une épaisseur moyenne de 10 à 15 m. La tranche d'eau est cependant peu stratifiée (ΔT surface fond : 1°C) à la côte. La thermocline sensible entre 1°20 et 1°30 W en janvier disparaît plus au large (par 1°35 W).

Printemps (avril à juin) : le réchauffement des 15 premiers mètres sous la surface permet à cette masse superficielle (10° à 11°C) de rejoindre des eaux sous-jacentes à 12°, et l'on assiste à l'homogénéisation thermique de toute la masse d'eau ($\Delta T = 0,2$ à 1,8). En juin, à la côte, on note une simple stratification ($\Delta T = 3^\circ\text{C}$). A basse mer, une nappe d'eau d'épaisseur variable peut s'étendre en surface entre 1°25 O et 1°30 N. C'est une lentille d'eau issue du Bassin qui part en dérive. Elle est plus froide en avril (11°), plus chaude en juin ($> 16^\circ\text{C}$) que les eaux sous-jacentes.

Eté (août à octobre) : en août, les eaux surchauffées en surface sur une hauteur de 10 mètres à la côte, diminuent d'épaisseur vers le large. En octobre, les températures estivales les plus élevées sont atteintes, avec une épaisseur maximale au large. Ces eaux chaudes de surface sont repoussées vers le large par un début de refroidissement superficiel de la côte, alors que sur le fond l'isotherme 12°C a une position constante. En octobre donc, on a un mouvement de bascule thermique Est-Ouest et fond-surface. Une thermocline peu marquée passe de 15 m en août à 30 m de profondeur en octobre.

Automne (novembre) : la régression des températures des eaux de surface se poursuit de la côte vers le large. La thermocline est descendue à - 40 m au large. Les eaux superficielles réchauffées en été s'éloignent de la côte en basculant vers l'Ouest, sous la poussée des eaux en cours de refroidissement à l'Est.

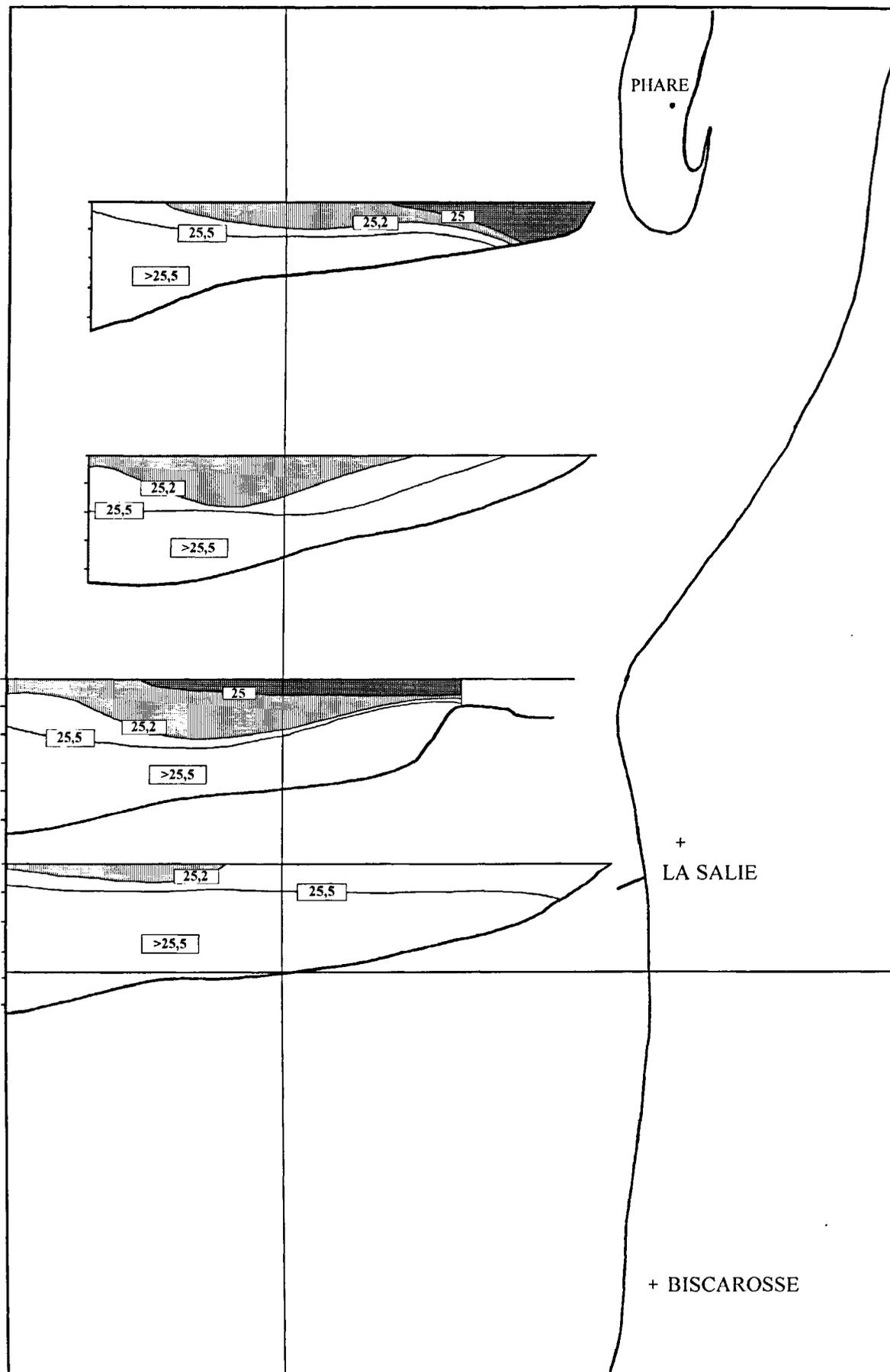


Figure 37 : Stratifications des densités (σ_t) en hiver (BOUCHET, 1984)

En résumé on retiendra que :

1. En surface, au large du Bassin, les lentilles d'eau superficielles, minces, sont issues du Bassin et partent en dérive.
2. Les eaux de la tranche 0 à 20 m, thermiquement proches de celles de la lagune, bloquent les eaux sous-jacentes qui, cependant, remontent vers les fonds de 10 à 20 mètres en hiver où elles butent sur la base du delta de marée.
3. Il existe une thermocline hivernale peu marquée vers 10 m de profondeur, et une autre estivale peu caractéristique, qui se trouve à - 15 mètres en août, jusqu'à - 30 m en octobre et - 40 m en novembre.
4. De février à avril, les masses d'eau sont relativement homogènes.

1.4.2.2. Stratification des densités en hiver perturbé et en été calme (1983) sur la plateforme continentale entre la pointe du Cap Ferret et la Salie, jusqu'aux fonds de 50 m (1°30'00 Ouest). (Fig. 36 et Fig. 37)

La densité de l'eau de mer intègre la température, la salinité et la pression.

Elle permet de définir les différentes masses d'eaux néritiques, afin d'observer leur comportement, leur localisation, lors des périodes de températures et de salinités extrêmes (en effet, l'utilisation isolée de la température et de la salinité est inopérante en situation homotherme (printemps, automne) ou homohaline (étiage), ainsi que les interactions entre le Bassin et le large, entre la surface et le fond. Les densités sont exprimées en kilogrammes par dm^3 : par exemple 1,02550 kg, que l'on abrège, par commodité à $25,50 \sigma_t$. Les courbes d'isodensité sont dites "isopycnes". Les pycnoclines correspondent à peu près aux thermoclines.

Rappelons que de nombreux auteurs, essentiellement anglo-saxons, utilisent les densités et leurs gradients pour définir les masses d'eau et suivre leurs intrusions ou leurs affrontements. c'est le cas par exemple de CHURCHILL (1985) au large de Long-Island, de TURNER *et al.*, (1987) dans l'estuaire de l'Alabama, de HILL *et al.*, (1989) sur les côtes Nord-Ouest de l'Ecosse, de PINCKNEY *et al.*, (1990) dans le port de Charleston (South Carolina).

Les eaux très stratifiées en été sont homogénéisées par le mauvais temps, c'est pourquoi la stratification disparaît en hiver. L'isopycne $26 \sigma_t$, constant en été en dessous de 25 m, est refoulé au large au delà de 50 m en hiver. L'isopycne $25,5 \sigma_t$ constant tout au long de l'année, ondule entre - 30 et - 20 m durant la période estivale et remonte en février entre -5 et -25 m.

Cet isopycne $25 \sigma_t$ délimite la partie superficielle soumise au brassage lors du mauvais temps (houle et vents), et définit ainsi la frontière entre les eaux néritiques côtières superficielles et les eaux néritiques côtières profondes.

Les eaux néritiques côtières superficielles (densité $< 25,5 \sigma_t$)

En été, à haute mer (Fig. 36), la tranche d'eau très superficielle de densité inférieure à $24 \sigma_t$ (de la surface à - 10 m) est en communication avec le Bassin par les passes d'entrée. Elle est particulièrement épaisse et étendue au Nord d'Arguin puis se trouve plus au large à la latitude de la passe Sud (en 1983) et s'éloigne encore par le travers de la Salie.

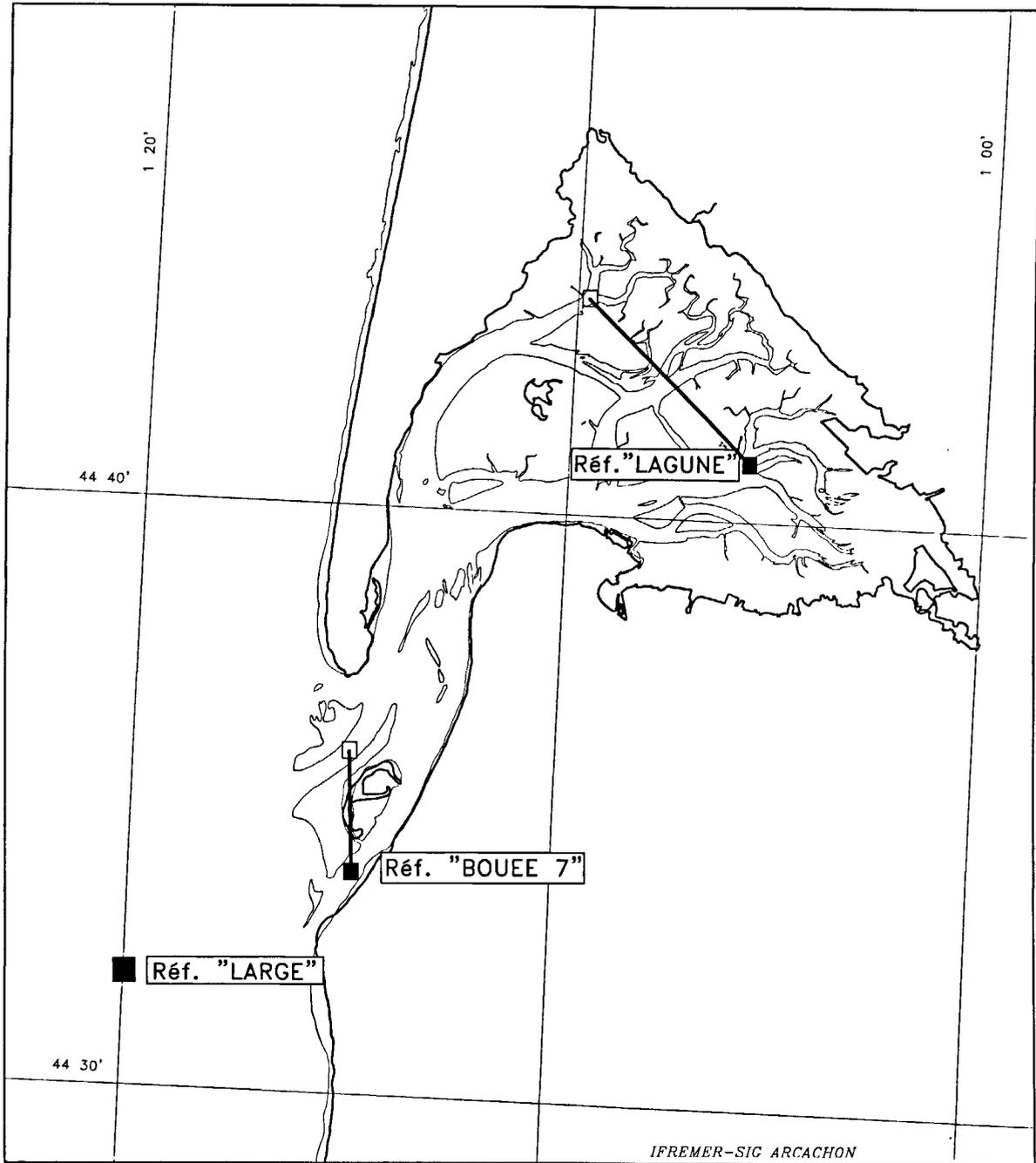


Figure 38 : Stations hydrologiques de référence

En hiver (Fig. 37), on note le même processus. Les masses d'eau de densité inférieure à $25 \sigma_t$ dans un ensemble peu différencié sont liées à la côte au Nord des passes du Bassin puis dérivent vers le Sud. Cette masse d'eau côtière atteint 20 mètres d'épaisseur au droit des deux passes et s'amincit vers le Sud.

Sur les images satellitaires (Landsat Canal 6 infrarouge thermique du 21/04/1984) (LE NINDRE et DUTARTRE, 1993) apparaît par le travers de la pointe du Cap Ferret une tâche de même classe radiométrique que celle des eaux internes du Bassin, donc probablement des eaux issues de celui-ci lors du descendant. "Ces éléments concordants semblent montrer le rôle privilégié joué en 1983 par la partie Nord du système des passes pour l'évacuation des eaux de surface lors du jusant".

Les eaux néritiques côtières profondes (NCP)

Les eaux de densité supérieure à $25,5 \sigma_t$ sont relativement peu fréquentes dans le Bassin. Elles viennent buter sur la face abrupte de la "barre" de la passe Sud dont le sommet se trouve à 5 mètres sous le zéro hydrographique, sans pouvoir la franchir, surtout en été, lors des fortes stratifications des densités en surface. Cependant, on peut noter que les densités les plus élevées remontent plus près de la surface au niveau de la passe Sud qu'au niveau de la passe Nord. En hiver, existent des possibilités d'une relative homogénéisation par le mauvais temps.

Résumé : La profondeur des passes et leur évolution jouent sans aucun doute un rôle majeur dans le type d'eau introduit dans le Bassin. Le rôle respectif de la passe Sud (alimentation) et de la passe Nord (évacuation), que l'on soupçonne, reste à préciser, à quantifier et à replacer dans le cadre de l'évolution morphologique des passes.

1.4.3. Caractéristiques et définitions des masses d'eau en circulation entre le Bassin et le large (Fig. 38) (BOUCHET, 1968 et BOUCHET missions N.O. "Thalia" et "Côte d'Aquitaine" non publié)

La variabilité des températures, des salinités et des densités des eaux du Bassin est telle qu'il a paru commode d'adopter une classification souple des masses d'eau pour relier les mesures faites ou à faire dans le Bassin à celle des eaux du large, plus stables, et d'apprécier ainsi le degré d'échange entre les deux milieux.

Il est d'abord nécessaire de trouver un point zéro de référence, au large, sur la plate-forme continentale. Dans le Bassin, on le substituera par commodité à une station dans les passes internes. Quant au point de référence "lagune" il se trouvera au point de convergence des chenaux secondaires amont qui véhiculent les apports continentaux majeurs sous l'influence des conditions atmosphériques, et sur une faible épaisseur de la tranche d'eau (Fig. 38).

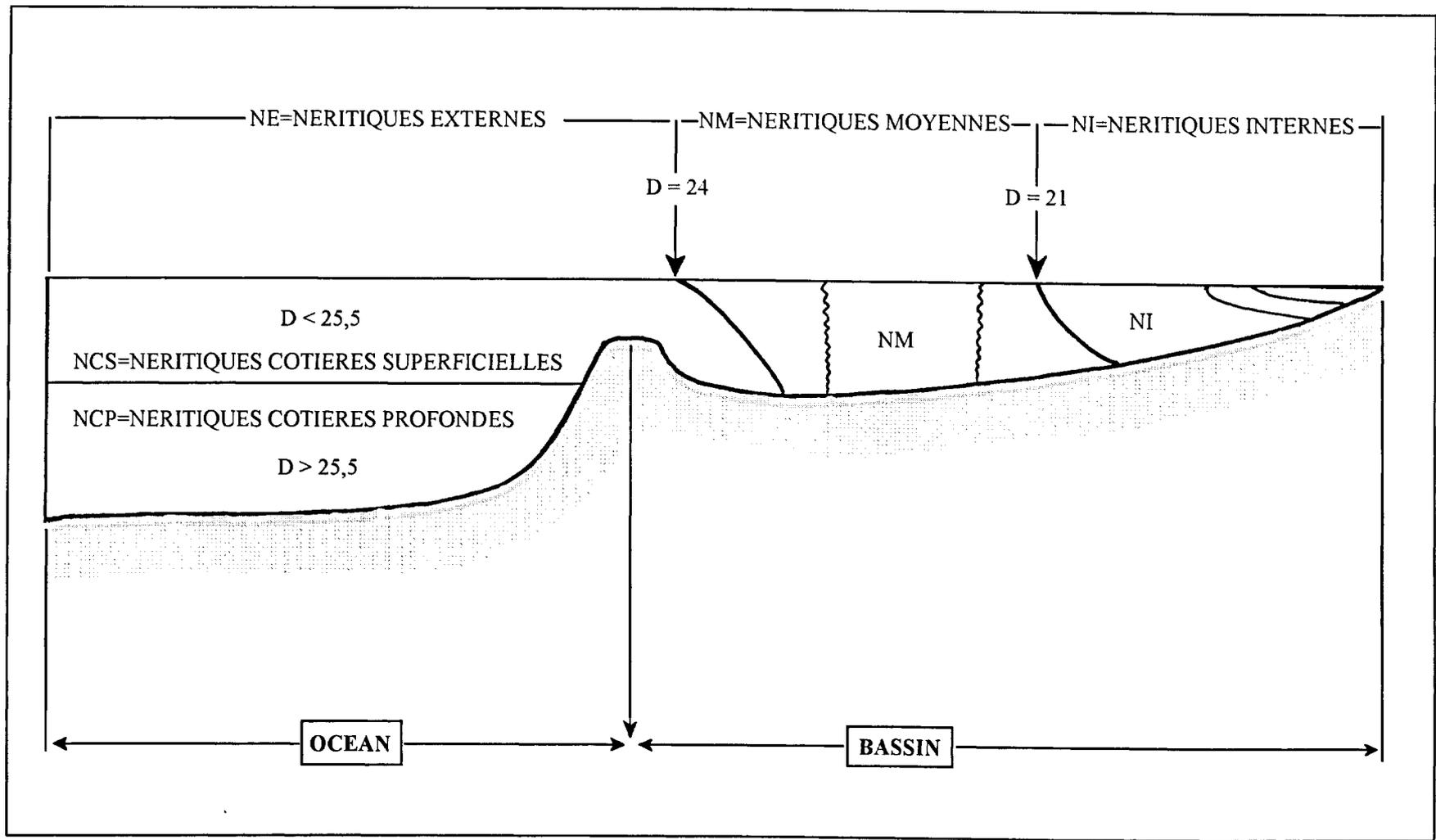


Figure 39 : Les masses d'eau en circulation entre le Bassin et le Large (BOUCHET)

1.4.3.1. Caractéristiques des eaux néritiques côtières au large des passes (Fig. 39 et 40)

La station de référence "large" est située sur le méridien 1°20'00 Ouest et sur le parallèle 44°31'00 N (Fig. 38). Elle est localisée en dehors de l'influence des courants de marée alternatifs du Bassin. Sa profondeur à cet endroit est de 35 mètres. C'est sur cette position géographique à l'extérieur du Bassin que nous avons le plus de données, d'où son intérêt.

Les eaux néritiques côtières de surface (NCS)

Elles ont une densité comprise entre 24 et 25,5 σ_t . Leur épaisseur moyenne est de 20 mètres, profondeur qui correspond à la position possible d'une pycnocline selon la saison. Elles sont en communication directe avec le Bassin, et responsables du renouvellement de ses eaux en eaux de l'océan.

Les eaux néritiques côtières profondes de -20 m au fond (NCP)

Ce sont des eaux dont la densité est supérieure à 25,5 σ_t . Leurs températures au cours des saisons varient de 10 à 17°C. Les salinités sont supérieures à 33,5 ‰.

1.4.3.2. Caractéristiques des masses d'eau du Bassin

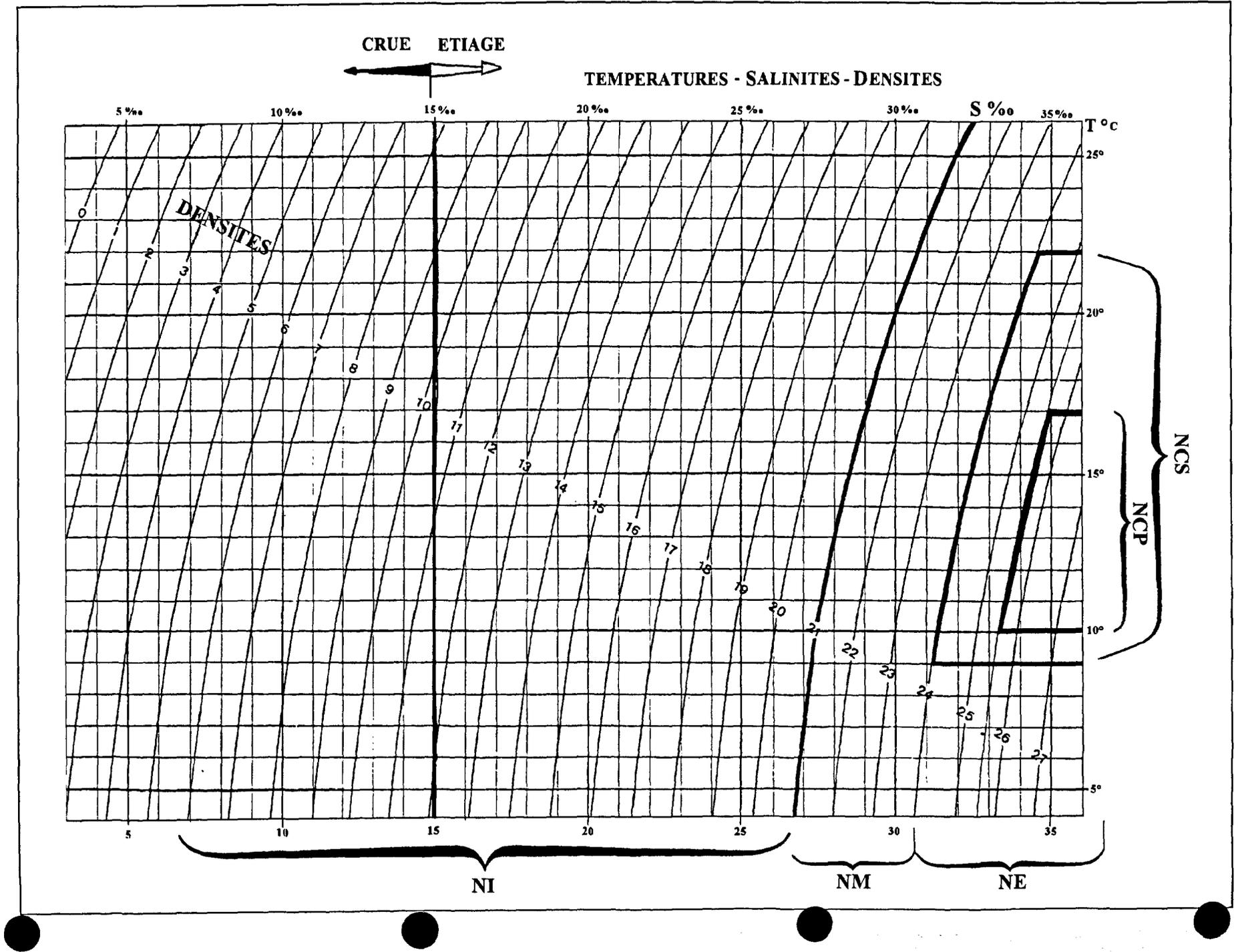
Ce sont des eaux néritiques, sous l'influence directe des courants de marée alternatifs. Elles sont en relation directe avec les eaux néritiques côtières, en particulier celles qui sont situées entre la côte et le méridien 1°20'00 Ouest. A cause de la profondeur moyenne des passes d'entrée (5 m à basse mer et 9 m à haute mer), ce n'est que la partie superficielle de la tranche d'eau du large (NCS) qui peut pénétrer dans le Bassin au travers de ce "laminoir", du moins lors des périodes calmes. Cependant cette situation n'est heureusement que théorique et sans doute relativement rare car les houles de tempête sont fréquentes dans le Golfe de Gascogne et peuvent faire franchir la "barre" aux eaux plus profondes.

1.4.3.2.1. Eaux néritiques externes (NE)

C'est le contingent d'eaux néritiques côtières, entraînées par les courants de marée des passes qui se propagent sous forme d'un front dans le Bassin, d'abord sur toute la tranche d'eau lors du flot, puis en coin vers l'amont, sur le fond. Elles demeurent sur le fond à basse mer à la station de référence "Bouée 7", sur le méridien 1°14'70 W. Les eaux denses qui ont franchi la barre ont de la peine à ressortir. Cette station est la dernière station du Bassin, régulièrement accessible. Les variations thermiques et de densités journalières sont de faible amplitude et de rythme semi-diurne (rythme des marées). Ce sont des eaux plus chaudes en hiver et plus froides en été que celles de l'intérieur du Bassin.

L'amplitude annuelle des écarts de température est de 13°C (9°C à 22°C). Les densités sont supérieures à 24 σ_t , 24 σ_t étant la densité moyenne pluriannuelle à basse mer sur le fond à cette station.

Figure 40 : Caractéristiques des masses d'eau du Bassin et du proche Océan (BOUCHET)



1.4.3.2.2. Eaux néritiques moyennes (densité $24 \sigma_t$ à $21 \sigma_t$) (NM)

Ce sont des eaux de mélange entre les précédentes et les suivantes et en transition plus ou moins progressive. Elles subissent de fortes variations thermiques semi-diurnes dont l'amplitude est la plus forte au cours des marées estivales et hivernales. Elles sont rarement stratifiées dans le Bassin et se présentent sous la forme de fronts successifs en oscillations amont-aval au cours des cycles de marée. Lors du jusant, elles sont en partie évacuées au large sur une tranche d'eau d'épaisseur variable, voisine de 5 mètres mais pouvant atteindre 15 mètres à la côte. Leur écart annuel de densités est de 3 (24 à $21 \sigma_t$). Cette limite inférieure est définie ci-après.

1.4.3.2.3. Eaux néritiques internes (densités $< 21 \sigma_t$) (NI)

Elles sont superficielles, saisonnièrement stratifiées (hiver-été), sous l'influence des variations des températures atmosphériques, brassées par le vent et le clapot, protégées des influences du large mais sous l'influence directe des apports d'eau douce (ruissellement, nappes phréatiques, résurgences, ruisseaux, pluie).

Elles sont en oscillation verticale (sur les bancs découvrants) et horizontale (dans les chenaux). Les variations thermiques suivent de près les rythmes semi-diurnes (des marées) et nyctéméraux (jour-nuit). L'amplitude des variations annuelles thermohalines et de densités est très importante.

Ce sont des eaux chaudes en été et froides en hiver. L'amplitude thermique moyenne annuelle est de 22°C ; celle des salinités, 18 ‰ ; celle des densités peut dépasser 11 à $21 \sigma_t$. La densité $21 \sigma_t$ représente la moyenne pluriannuelle (1971 à 1994) à haute mer et à basse mer confondues des **eaux du fond**, donc **sous les apports d'eau douce de surface** plus ou moins fugaces **aux stations de référence amont dites "Lagune"**, station 3 du RNO. Remarquons que $21 \sigma_t$ est aussi la plus faible densité atteinte **en surface**, à basse mer à la station de référence "Bouée 7".

Ces eaux plus ou moins fortement dessalées, très chaudes ou très froides peuvent être expulsées au large en surface, **sur une très faible épaisseur ou en mélange avec les eaux néritiques moyennes, en cas d'agitation**. Il faut remarquer que lorsque les salinités descendent vers 15 ‰ aux stations dites "Lagune" en situation de crue fluviale et quelle que soit la température de l'eau, on considère que le Bassin subit une crue. On obtient alors des densités très variées.

1.4.3.3. Les échanges océan-bassin (Fig. 41)

Si l'on compare l'amplitude des variations saisonnières des densités sur le fond aux stations "Large" (-35 m) et "Bouée 7" (-15 m), on constate qu'il existe des périodes privilégiées pour la pénétration des eaux du large, malgré la "barrière" des passes d'entrée.

De l'automne (novembre) au printemps (mai), il existe quelques similitudes hydrologiques entre les masses d'eau néritiques externes et néritiques côtières profondes, particulièrement entre décembre et janvier, du moins jusqu'à la station "Bouée 7S".

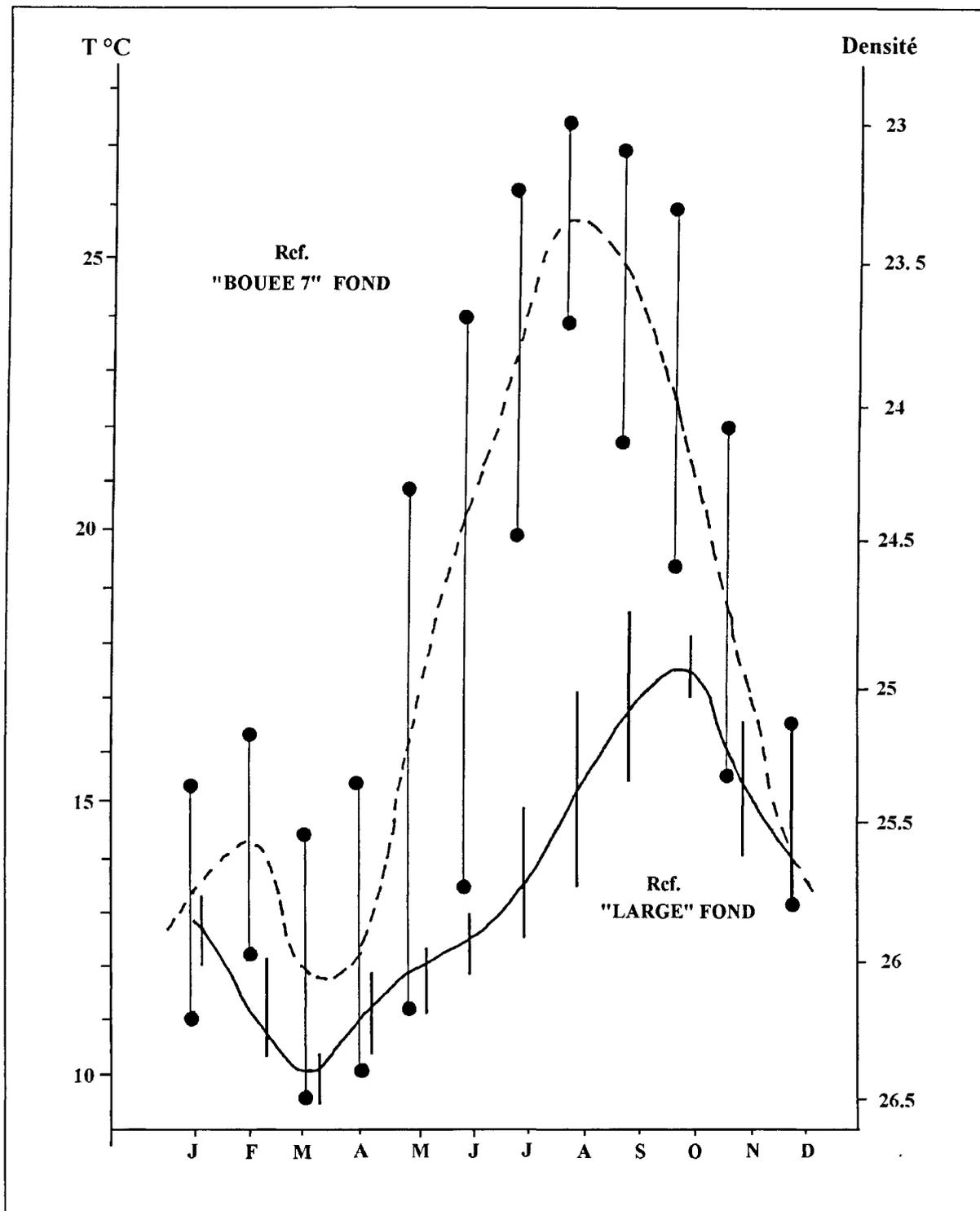


Figure 41 : Amplitudes des variations saisonnières des températures t des densités (σ_t) sur le fond aux stations Réf. "Large" et Réf. "Bouée 7" (BOUCHET)

Au contraire, il faut noter la dissemblance des masses d'eau précédentes de juin à octobre, période où l'élévation de la température des eaux, malgré une hausse des salinités, entraîne une diminution des densités dans le Bassin.

L'avancée saisonnière sur le fond (en automne et hiver) des eaux néritiques côtières profondes vers l'intérieur du Bassin devrait avoir une incidence bénéfique sur le renouvellement des eaux. D'autre part, lors de ces mêmes périodes, les précipitations et les apports d'eau douce des rivières et nappe phréatique ont tendance à augmenter le volume des eaux néritiques internes et moyennes qui ont alors tendance à s'évacuer vers le large en surface.

En résumé, on peut considérer que la période qui s'étend de la **fin octobre au début de juin** peut assurer un renouveau de la qualité des eaux du Bassin, avec l'arrivée possible du plancton du large et son cortège de larves d'invertébrés benthiques susceptibles de maintenir ou de renouveler la faune "marine" du Bassin, dans les biotopes apparentés à ceux du large. **Mais, du fait des forts contrastes de densités hivernaux et printaniers, les stratifications peuvent être de rigueur, et, à l'interface entre deux masses d'eau bien individualisées, on pourrait s'attendre à d'éventuels dysfonctionnements phytoplanctoniques, surtout au niveau des passes d'entrée, à cause de la remontée possible des eaux néritiques profondes.**

1.4.3.4. Cas des eaux néritiques internes (Fig. 40)

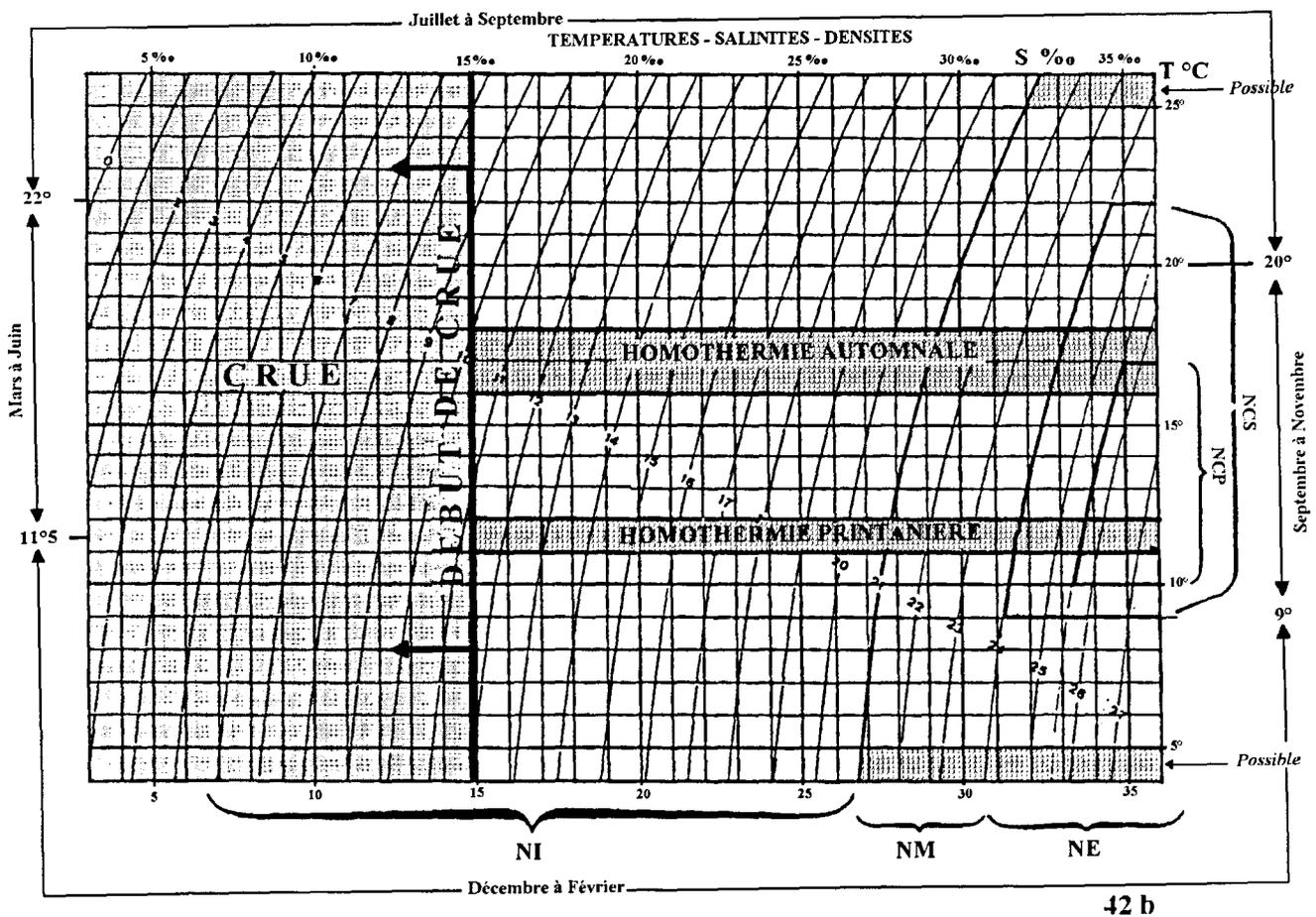
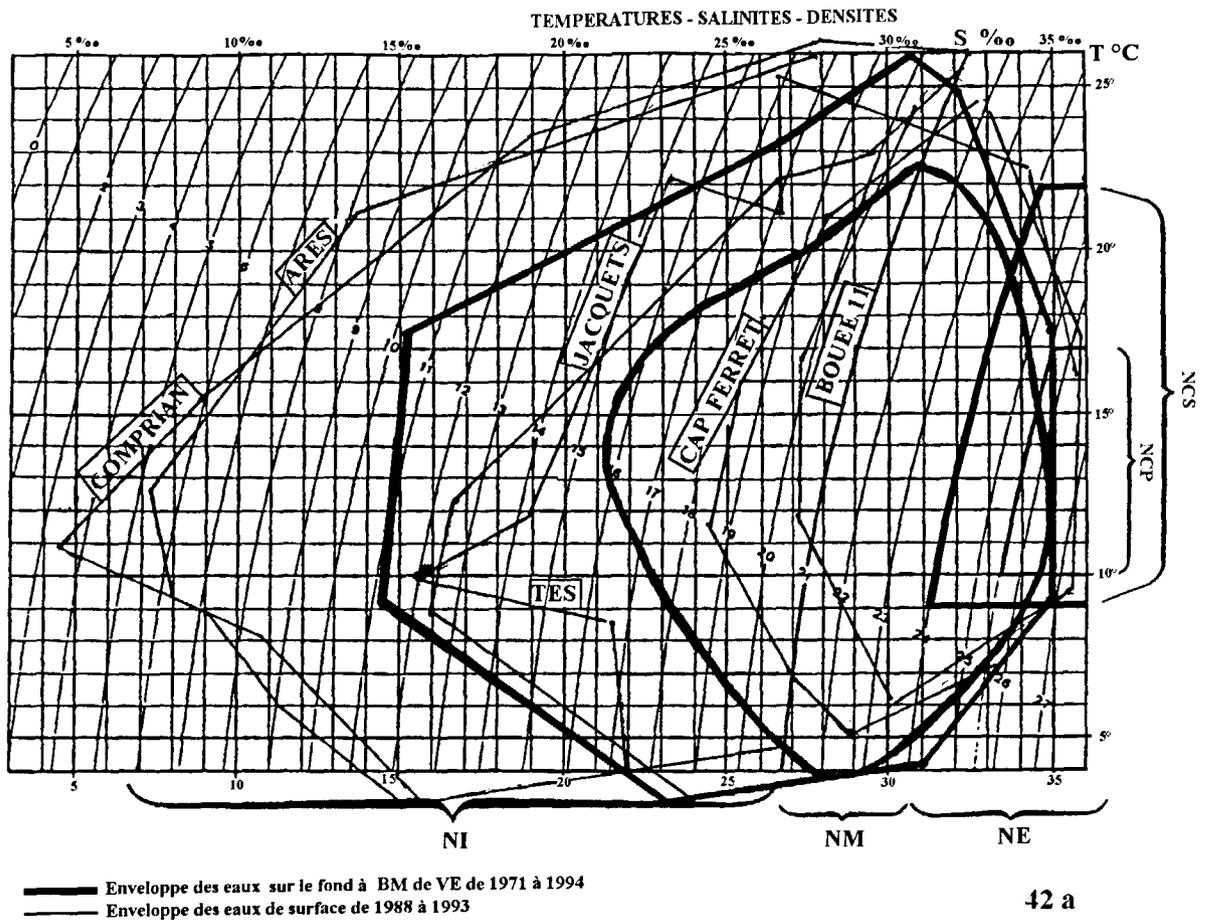
Si au cours des saisons et des années les caractéristiques des eaux néritiques côtières et des eaux néritiques externes et moyennes évoluent relativement peu (Fig. 40), il n'en est pas de même pour les eaux de la partie Est de la lagune car le champ des températures, des salinités et des densités possibles est vaste. Ces eaux peuvent également être retrouvées dans les premiers centimètres sous la surface au dessus des eaux néritiques externes et néritiques côtières, donc dans les chenaux principaux et au large.

Elles subissent pleinement les contraintes d'origine atmosphériques, quelquefois "catastrophiques", de durée variable. Les situations sont dites "catastrophiques" lorsque les trois paramètres, température, salinité et densité du moment vont au delà des conditions extrêmes observées sur le fond (pour pondérer l'action des événements de grande amplitude mais de faible durée) et pendant plusieurs années (les onze ans d'un cycle d'activité solaire). Leur impact est presque toujours réversible sur le plan biologique, sauf celui des froids exceptionnels de longue durée (I.1.3.2.).

1.4.3.5. Les saisons et les masses d'eau (Fig. 42a et 42b) (d'après BOUCHET 1968, 1985 et AUBY *et al.*, 1994,)

Les saisons sont déterminées par leurs limites thermiques (les salinités dans le Bassin étant variables au cours d'une même saison, selon la localisation des points observés).

La figure 42a représente l'enveloppe des moyennes pluriannuelles et l'enveloppe des valeurs extrêmes de toutes les stations confondues (en trait épais), toutes observées à basse mer de



Figures 42 a et 42 b : Les saisons et les masses d'eau (AUBY *et al.*, 1994 & BOUCHET).

vives eaux, de 1971 à 1994, sur le fond et les enveloppes des moyennes par station (traits fins) des eaux de surface mesurées à basse mer de vives eaux et à haute mer de mortes eaux de 1988 à 1993. On observe une extension maximale des eaux néritiques moyennes et internes (vers la partie gauche de la figure), mais une pénétration limitée des eaux néritiques externes vers l'amont. Il faut noter que ces eaux sont mal représentées, les mesures ayant été faites, dans le cas des enveloppes des différentes stations, à haute mer de faibles coefficients.

a) Saisons et températures des eaux (Fig. 42b)

Le printemps commence lors de l'homogénéisation des températures entre les eaux du Bassin et les eaux néritiques côtières superficielles. L'homothermie est effective à 11,5°C, vers la fin mars. C'est l'été lorsque les températures atteignent 22°C, en juillet. C'est aussi la température la plus élevée des eaux néritiques côtières superficielles. La période d'homothermie (20°C) entre les eaux du Bassin et les eaux néritiques côtières superficielles annonce l'automne, en octobre. Il se poursuit jusqu'à la fin décembre, lorsque les températures atteignent 9°C, température la plus basse des eaux néritiques côtières superficielles. Durant l'hiver, les températures descendent en dessous de 9°, avec un minimum en février. Elles remontent dès le début du mois de mars.

b) Saisons et salinités

Au cours de l'année, les salinités peuvent varier considérablement, surtout entre mars à juin, et particulièrement aux stations situées le plus en amont, qui peuvent être isolées des influences du large lorsque les densités des eaux s'éloignent vers la gauche du graphique. Les échanges profonds entre le large et le Bassin peuvent avoir lieu chaque année de septembre à décembre, mais aussi en fin d'hiver lorsque les conditions de salinités sont réunies (hors précipitations) ; en effet, en cette période de l'année, l'homothermie large-Bassin est assurée et peut s'étendre dans le temps grâce à la houle et au clapot habituels en automne.

En résumé, de mars à juin, les influences telluriques (néritiques internes surtout et néritiques moyennes) dominant, alors que de septembre à mars, ce sont les conditions océaniques (néritiques externes). La lagune est relativement isolée du large de juillet à septembre, tout au moins en amont du Cap Ferret. Mais ceci est variable dans le temps et en latitude.

1.4.3.6. Excursion et vitesses de translation aval amont des masses d'eau sur le fond des chenaux. Temps de résidence des masses d'eau externes et internes (BOUCHET, 1992, non publié)

Les salinités (JAY, 1991) mais aussi les températures et les densités peuvent être utilisées, dans une certaine mesure et au cours d'une même marée, comme des traceurs ou marqueurs Lagrangiens. Certes, ces paramètres sont évolutifs, mais on peut minimiser cet inconvénient en se basant sur les eaux du fond, moins dépendantes que les eaux de surface des conditions atmosphériques.

On peut ainsi caractériser la fonction dominante des différents chenaux (évacuateur = lagune dominante ; rénovateur = océan dominant) en déterminant lors de marées de vives eaux, en

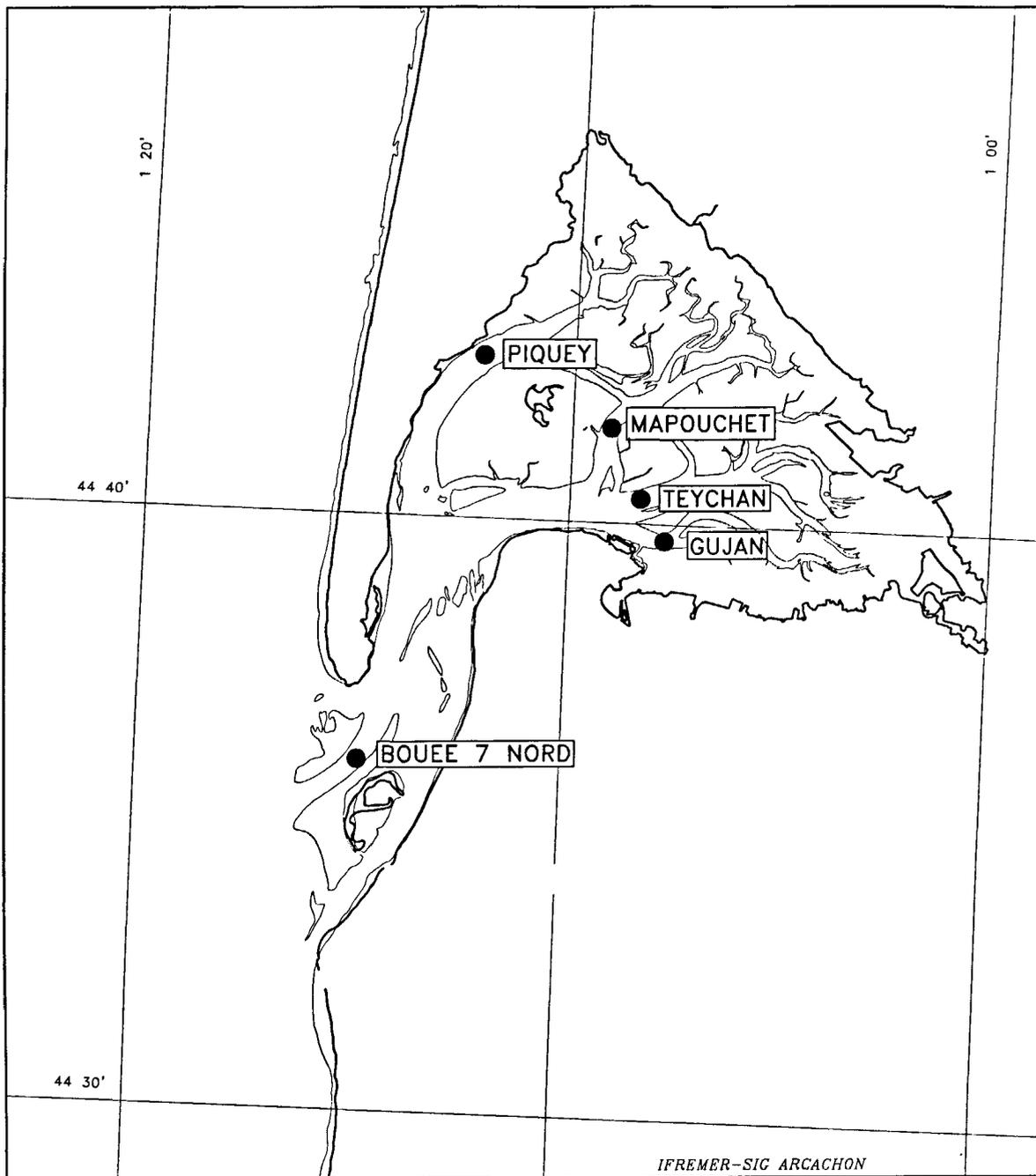


Figure 43 : Stations fixes (Piquey-Mapouchet-Teychan-Gujan).
Station de référence basse-mer "Bouée 7 Nord" (BOUCHET, 1992).

quatre stations fixes situées en amont de quatre chenaux principaux, le temps que met la masse d'eau néritique externe pour arriver du large, puis sa durée de séjour autour de la haute mer ; inversement, on peut apprécier le temps de séjour des eaux néritiques moyennes et internes autour de la basse mer.

Les stations (Fig. 43) sont choisies en fonction de la limite d'extension amont des eaux néritiques externes, au delà de laquelle les densités ne dépassent pas (en 1992) $24,0 \sigma_t$. Cette limite peut varier légèrement d'une année à l'autre. Ces stations sont situées dans les chenaux de Piquey, de Mapouchet, du Teychan, de Gujan. Les mesures ont été réalisées par temps calme sauf pour la durée de la marée "Teychan" avec des vents de Nord-Ouest 25 à 30 noeuds.

Les vitesses de translation (de flot) des masses d'eau sont déduites du temps que met l'isopycne sur le fond situé à basse mer à la bouée 7 Nord pour parcourir la distance qui sépare cette bouée de la station amont atteinte à l'étale de pleine mer. Ce sont des vitesses moyennes.

Le temps de résidence d'une masse d'eau équivaut à la durée mesurée de sa présence sur une station fixe et au fond de part et d'autre de la pleine mer pour une eau externe et de la basse mer pour une eau interne ou moyenne.

a) les vitesses moyennes de translation aval-amont des eaux néritiques externes (système Lagrangien) sur le fond

Les vitesses obtenues par cette méthode sont les suivantes :

- Chenal de Piquey : 0,86 m/s (temps calme)
- Chenal du Teychan : 0,97 m/s (vents de Nord-Ouest 25 à 30 noeuds)
- Chenal de Mapouchet : 0,60 m/s (temps calme)
- Chenal de Gujan : 0,80 m/s (temps calme)

Hormis l'accroissement des vitesses (parcours en 4 heures seulement) dans le chenal du Teychan dû à l'action du vent, on constate que le chenal du Piquey est le principal responsable des arrivées rapides des eaux néritiques externes, qui mettent 4 heures et demi pour parcourir environ 14 kilomètres. Ces mêmes eaux mettent une heure de plus pour atteindre le chenal de Gujan. Elles n'arrivent pratiquement pas à la station du chenal de Mapouchet.

b) Temps de résidence comparé des masses d'eau au cours d'une marée (12 heures)

Eaux néritiques externes

- Chenal de Piquey : 3 h 1/2
- Chenal de Mapouchet : 1/2 h
- Chenal du Teychan : 5 h
- Chenal de Gujan : 1 h 1/2

En comparant ces temps de résidence, il ressort que les chenaux du Piquey et du Teychan sont des chenaux à dominante marine. Ils sont sans doute les plus actifs dans le renouvellement des eaux internes.

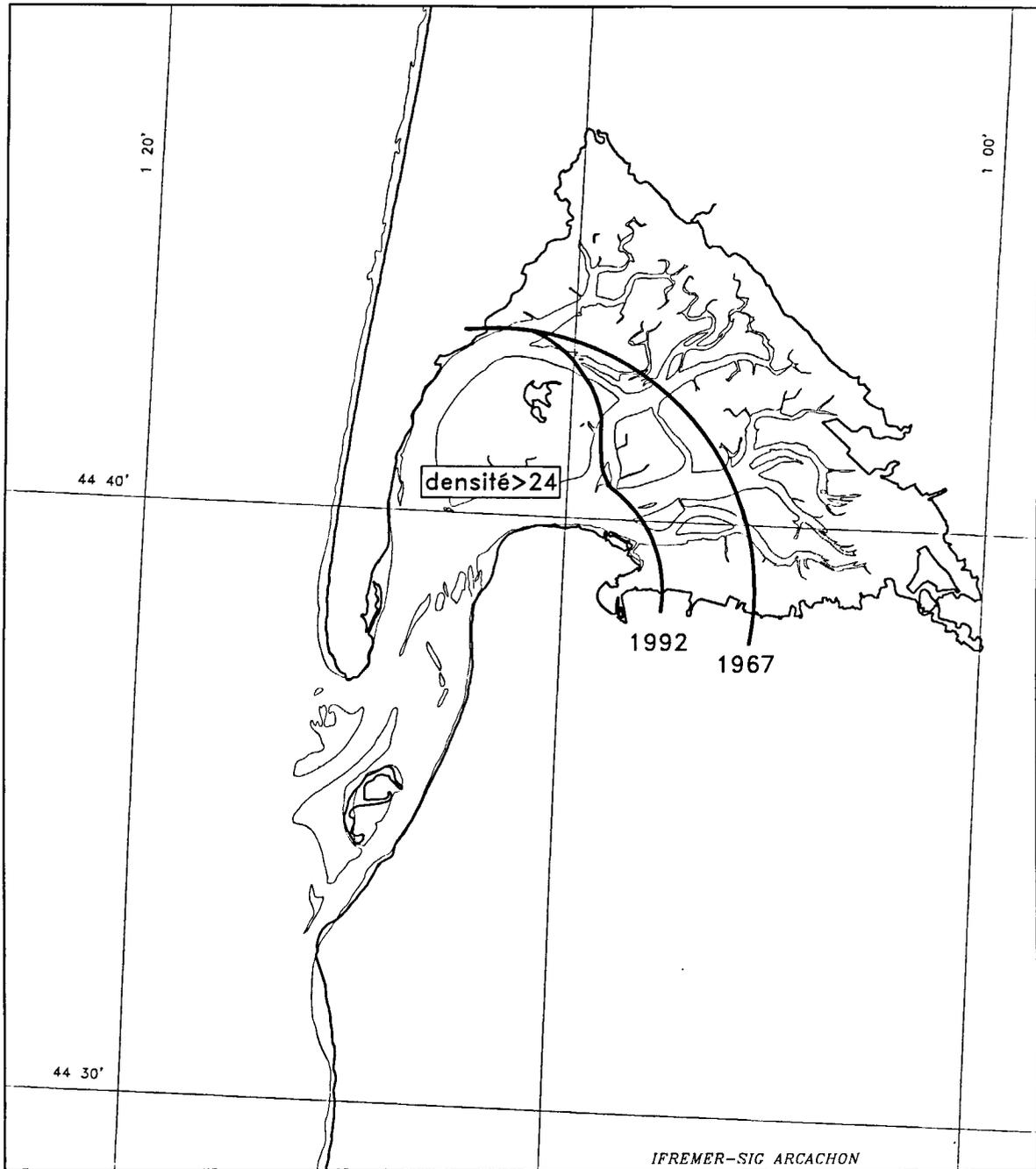


Figure 44 : Evolution dans le temps de l'advection des masses d'eau néritiques externes sur le fond (BOUCHET, 1968 et 1992)

Eaux néritiques internes et moyennes

- Chenal de Piquey : 8 h 1/2
- Chenal de Mapouchet : 11 h 1/2
- Chenal du Teychan : 7 h
- Chenal de Gujan : 10 h 1/2

Les chenaux de Gujan et de Mapouchet paraissent être davantage tributaires de conditions continentales. Ils ont sans doute une fonction évacuatrice dominante.

En résumé, dans des conditions normales de vents faibles, de coefficients de marée voisins et hors période de crue, les fonctions d'alimentation en eau de l'océan seraient assurées essentiellement par les chenaux du Piquey et du Teychan alors que celles d'exutoire des eaux internes seraient plutôt dévolues aux chenaux de Mapouchet, surtout, et enfin à celui de Gujan.

1.4.3.7. Evolution dans le temps de l'advection des masses d'eau néritiques externes sur le fond de 1967 à 1992 (Fig. 44)

Quelle est la limite de pénétration actuelle (fin mai, début juin 1992) des eaux néritiques externes (densité $> 24 \sigma_t$) vers l'intérieur du Bassin pour une marée de vives eaux moyennes à haute mer (Fig. 43). Dans le chenal du Piquey, elles atteignent le niveau de la Pointe aux Chevaux et pénètrent dans la partie Ouest du chenal du Nord de l'île. Elles viennent buter sur les hauts fonds de Graouères et ne les dépassent pas.

Dans le chenal de Mapouchet, elles restent en aval de la point du Congre, évitent l'ensemble du Chenal de Cousse mais viennent baigner la pointe de la Humeyre dans le chenal du Teychan, gagnent l'entrée du chenal de Gujan, dans sa partie profonde (5 m) mais ne dépassent pas la latitude du banc de Lucarnan, à l'Est.

En reprenant les données de 1967 (la limite d'advection retenue représentait une moyenne sur deux ans) et en les comparant à celles de 1992 (mesure sur un an seulement mais dans des conditions comparables, à haute mer de coefficient 90), **on constate une régression de la position des masses d'eaux externes dans les principaux chenaux du Teychan et de Mapouchet.** Ces eaux n'atteignent plus les chenaux secondaires tels que celui du Courant et de Cousse. Le chenal de Piquey, après avoir subi lui aussi un recul des eaux du large jusqu'en 1984, a retrouvé ses caractéristiques de 1967, sans aucun doute grâce aux travaux de dragage des bancs de la Vigne. Le Chenal du Nord de l'île a profité de cette amélioration des conditions hydrologiques.

Quelles pourraient être les raisons du retrait de la limite d'advection des eaux néritiques externes ?

La limite d'advection des eaux du large vers l'amont est variable. Elle dépend : des apports d'eau douce, des vents du moment, des températures des eaux, du coefficient de la marée, de la situation dans le cycle, sans doute de la position et de la répartition des sections des passes Nord et Sud, et vraisemblablement de l'évolution de la morphologie sous marine en général.

Les débits d'eau douce sont à leur maximum (théorique) entre mars et juin. Les températures les plus élevées le sont entre juin et septembre. Durant 6 mois donc, le Bassin présenterait le plus de risques de voir régresser, vers l'aval, la limite d'advection des eaux néritiques externes.

Cette limite d'**advection moyenne**, qui peut évoluer d'une année à l'autre, représente un intérêt biologique : aux salinités, températures, densités, qui sont les caractéristiques physico-chimiques des masses d'eau ("du large" par exemple), s'ajoute la masse planctonique qui elle aussi définit cette même masse d'eau. Et dans cette masse planctonique existe un stock de larves d'espèces benthiques qui, lors d'une **advection maximale**, se fixent sur le fond et assurent le **recrutement** d'espèces "du large". Mais, seule l'**advection moyenne** peut assurer la survie de ce benthos, étant entendu cependant qu'il existe une gamme d'espèces plus ou moins tolérantes aux conditions du milieu ; auquel cas, seule l'advection minimale, qui correspondrait aux plus faibles coefficients, permettrait aux seules espèces les moins tolérantes de subsister.

1.4.4. Conclusion sur le rôle des masses d'eau

Le Bassin d'Arcachon se trouve à la limite fluctuante des eaux tempérées froides (prépondérantes en hiver et au printemps) et des eaux tempérées chaudes de l'Atlantique du Nord-Est (prépondérantes en été et en automne).

D'une année à l'autre, le schéma général de distribution des températures peut être altéré par des conditions météorologiques particulières d'une part, et selon les grands cycles décennaux de l'activité solaire d'autre part.

L'intérêt de la définition des masses d'eau par les densités - qui intègrent les températures et les salinités - est de trouver une filiation entre les eaux du large et celles qui pénètrent, en évoluant, vers l'intérieur des terres, de définir leur position au cours de la marée, et d'appréhender l'évolution hydrologique sur une longue période.

L'étude des masses d'eau du fond présente l'intérêt de réduire l'interférence des conditions météorologiques passagères.

Il existe un fort gradient thermique en été et en hiver entre la côte et le large mais on observe une relative homothermie autour de 12°C en avril et autour de 13°C en novembre.

Une thermocline peu marquée se situe au large vers 10 m de profondeur en hiver et descendant de 15 m en août à 40 m en novembre : les eaux situées au dessous sont bloquées par la barre, excepté par forte houle ; inversement, de minces lentilles d'eau superficielle sont expulsées du bassin et partent en dérive.

Il est possible, grâce à leur densité, de caractériser les masses d'eau en allant du large vers le Bassin :

- les eaux néritiques côtières dont les densités sont les plus élevées (au large sur toute la tranche d'eau),
- les eaux néritiques externes ($> 24 \sigma_t$) issues des précédentes et qui pénètrent dans le bassin,
- les eaux néritiques moyennes (21 à 24 σ_t)
- les eaux néritiques internes ($< 21 \sigma_t$) qui demeurent dans le Bassin.

De mars à juin, les eaux néritiques internes et moyennes régissent le Bassin, tandis que de septembre à mars ce sont les eaux néritiques externes. En été, le Bassin interne est relativement isolé du large.

Les temps moyens de résidence des masses d'eau montrent qu'en temps normal, les fonctions d'alimentation en eau de mer seraient assurées essentiellement par les chenaux du Piquey et du Teychan, et celle d'exutoire des eaux de l'intérieur du Bassin surtout par le chenal de Mapouchet.

Les limites de pénétration des eaux de mer à l'intérieur de la lagune semblent avoir régressé entre 1967 et 1992, sauf dans le chenal de Piquey.

2. Sédiments

Le chapitre 4 du Tome I, traitant de la dynamique sédimentaire contient également les informations concernant les caractéristiques minéralogiques et granulométriques des sédiments du Bassin et de la zone océanique proche. Par ailleurs, dans le chapitre 2 du Tome II, nous abordons la question des polluants et notamment celle de la contamination des sédiments. Dans le présent chapitre, nous rassemblons les éléments de géochimie concernant ce compartiment, en nous intéressant plus particulièrement aux relations entre le sédiment et les masses d'eau.

Enfin, nous proposons à la fin de ce chapitre une tentative de bilan quantitatif de la matière organique dans le Bassin d'Arcachon.

2.1. Aperçu sur les processus sédimentaires

Une partie des éléments minéraux et organiques présents dans les sédiments provient de la production benthique autochtone (végétale et animale). L'autre partie provient de sources allochtones et transite par les masses d'eau qui baignent ces sédiments. Selon la nature du substrat, cette eau chargée en divers éléments s'infiltré et percole plus ou moins facilement à travers les horizons sédimentaires. Au cours de leur séjour dans les sédiments, ces éléments subissent des transformations par voie chimique ou *via* le métabolisme bactérien. La géochimie des sédiments dépend donc à la fois des conditions de dépôt et d'érosion s'exerçant sur le milieu et des conditions physico-chimiques qui règnent dans le sédiment. En introduction à ce tome, nous avons rappelé les conditions qui régissent ces transformations.

Par ailleurs, certains facteurs interviennent sur les processus sédimentaires et sur les échanges des éléments minéraux et organiques qu'ils contiennent avec la masse d'eau. Il s'agit de facteurs physiques, principalement d'ordre hydrodynamique, et de facteurs biotiques liés à la présence des végétaux, des organismes animaux fouisseurs et des populations bactériennes associées à la dégradation de la matière organique.

2.1.1. Influence des facteurs physiques

2.1.1.1. Hydrodynamisme

La vitesse des courants qui s'exercent sur une zone influe sur la répartition des classes de taille granulométrique des sédiments (grano-classement) (cf Tome I, chapitre 4) et sur leurs possibilités d'oxygénation. Cet effet physique a une incidence sur la géochimie sédimentaire. En effet, nous avons vu que la sédimentation (notamment organique) et les phénomènes bactériens liés à la dégradation de cette matière organique accumulée sont favorisés dans les zones où les courants sont faibles. L'anoxie générée par ces processus est accentuée par l'absence de brassage.

Dans les zones où les courants ne présentent pas une énergie suffisante pour déplacer les particules, l'agitation par le clapot peut toutefois permettre leur remise en suspension. Ainsi, la matière organique particulaire autochtone (provenant de la production végétale et animale dans le Bassin) et allochtone (provenant du bassin versant) repoussée par l'effet des courants et des vents dans le fond du Bassin (Nord et Est) ne peut être remise en suspension que par le clapot : c'est dire l'importance de l'agitation pour la redistribution vers l'aval à la faveur du

jusant de ces particules. C'est ainsi que les dépôts de barote* s'observent dans les secteurs du Courbey, Bernet, Ferret, en période de plus forte agitation.

2.1.1.2. Alternance émerision - immersion

Les variations du niveau sous l'effet de la marée influent sur les échanges entre les eaux interstitielles des sédiments et la masse d'eau. Ces phénomènes ont été mis en lumière par GOULEAU (1987).

Les flux à travers le sédiment répondent à des effets hydrostatiques (l'alternance de surpression à la submersion et de dépression à l'émerision des estrans intertidaux) et gravitaires (ruissellement selon la pente de l'estran émergé). Par conséquent les échanges entre l'eau interstitielle et l'eau libre s'opèrent par diffusion en période de submersion et par advection en période d'émerision.

En période de submersion, l'ascension capillaire, phénomène contrôlé par la granulométrie et la compacité du sédiment, permet les échanges d'éléments entre les eaux interstitielles et les eaux surnageantes.

L'échauffement des crassats émergés, l'évaporation, ainsi que la dépression consécutive au découverture provoquent une aspiration des eaux interstitielles chargées en éléments dissous (en particulier soufre et sels nutritifs) ; de plus, l'élévation de la température augmente la solubilité de la silice. Ainsi, la durée accrue de l'émerision augmente la teneur en éléments dissous à l'exception de K⁺.

2.1.2. Influence des facteurs biotiques

2.1.2.1. Rôle des herbiers de phanérogames

Les herbiers de phanérogames interviennent à différents niveaux sur les cycles géochimiques des sédiments (cf. bibliographie dans AUBY *et al.*, 1994). En raison de la surface importante couverte par ces herbiers dans le Bassin, ces processus sont ici particulièrement importants.

En constituant un frein à l'hydrodynamisme s'exerçant sur une zone sédimentaire, les herbiers favorisent la sédimentation des particules fines ou au moins leur maintien au niveau du fond. De plus, la majeure partie des organes souterrains des zostères (rhizomes et racines), ainsi qu'une partie de leurs feuilles restent en place après leur mort, contribuant à l'accroissement du stock de matière organique dans le sédiment des herbiers (AUBY, 1991). Par ailleurs, les fragments de feuilles de zostères plus ou moins décomposées se retrouvent dans la plupart des faciès sédimentaires intertidaux des zones internes du Bassin (AUBY *et al.*, 1987). Cette accumulation de matière organique induit, *via* la dégradation bactérienne, des conditions anoxiques et la production d'ammonium.

Néanmoins, l'oxygène fabriqué au cours de la photosynthèse est en partie exporté vers les racines, permettant l'oxydation du sédiment dans leur environnement immédiat (rhizosphère) et l'installation à cet endroit de la petite faune benthique. Dans cette zone, sont également favorisés les processus de nitrification et de dénitrification.

La présence des phanérogames favorise le développement de populations bactériennes fixatrices d'azote moléculaire (N₂). Une partie de l'azote fixé par ces bactéries est d'ailleurs ensuite utilisée par les phanérogames.

Dans les herbiers de *Zostera noltii* du Bassin d'Arcachon, WELSH *et al.*, (1996) ont mesuré une **fixation d'azote moléculaire par les bactéries hétérotrophes comprises entre 0,4 et 1,1 g N.m⁻².an⁻¹**.

Le métabolisme lié à l'absorption racinaire du phosphate pourrait, en diminuant localement le pH du milieu, accroître la solubilité du phosphore sédimentaire, comme cela a été démontré chez des phanérogames d'eau douce. Différents auteurs ont ainsi observé une plus forte proportion de phosphore soluble dans le sédiment des herbiers que dans celui du sédiment dépourvu de végétation. Par ailleurs, les zostères sont capables de relarguer dans l'eau, par leurs feuilles, le phosphate qu'elles ont absorbé dans le sédiment grâce à leurs racines. Ce phosphate sera alors disponible pour d'autres végétaux (phytoplancton, macroalgues).

Enfin, il faut souligner que la présence d'herbiers étendus constitue un "tampon" efficace du point de vue de la concentration en nutriments dans le milieu. En effet, ces plantes pérennes captent et retiennent dans leurs tissus une grande part de l'azote et du phosphore qui parviennent au Bassin. Pour cette raison, les herbiers contribuent sans doute à la limitation des proliférations macroalgales.

2.1.2.2. Rôle du schorre

Dans les grandes lignes, les phanérogames du schorre interviennent de la même façon que les zostères sur les cycles géochimiques des sédiments.

Par ailleurs, en raison de leur situation dans la partie haute de l'estran et de leur végétation dense, les schorres constituent des zones de rétention et d'accumulation des particules provenant des autres milieux, notamment des feuilles de zostères.

Des mesures ont été réalisées dans le Bassin par SORIANO-SIERRA (1992), dans le schorre de Lanton, afin de caractériser et de quantifier ces processus d'échanges entre le schorre et les autres milieux du Bassin. L'auteur précise toutefois que ces chiffres ne peuvent être extrapolés à l'ensemble du Bassin que "si l'on considère que les conditions expérimentales de lieu et de marée sont suffisamment représentatives". A toutes les saisons, les schorres se comporteraient comme des pièges à particules, important en permanence de la matière organique et inorganique. Cette importation serait maximale pendant l'hiver en raison d'un hydrodynamisme important pendant cette saison à l'intérieur du Bassin, qui provoque la remise en suspension des sédiments superficiels (récemment déposés) et qui remanie les débris végétaux des Zostères de la slikke. L'exportation des schorres vers le Bassin ne se produirait que durant l'été. Le bilan net irait donc dans le sens d'une importation s'élevant à **187 g de matière organique et 92 g de matière inorganique particulaire pour un mètre cube d'eau échangée**. Du point de vue qualitatif, les particules exportées seraient de plus petite taille et plus riches en matière organique que les particules importées.

2.1.2.3. Rôle des organismes fousseurs

La bioturbation exercée par le macrobenthos fousseur (notamment les annélides tubicoles) influe sur l'environnement sédimentaire à différents niveaux, mécaniques et chimiques.

- Oxygénation du sédiment (FLINT et KALKE, 1986).
- Augmentation de la remise en suspension de la matière organique particulaire ou dissoute.
- Augmentation du taux de dégradation de la matière organique (ALLER et YINGST, 1985 ; KRISTENSEN et BLACKBURN, 1987).
- Augmentation des flux de nutriments (HYLLEBERG et HENRIKSEN, 1980) ou d'autres substances dissoutes (chlore : ALLER et YINGST, 1985) entre le sédiment et l'eau.
- Augmentation du taux de sulfato-réduction du fait d'une diffusion facilitée des sulfates en profondeur (ANDERSEN et KRISTENSEN, 1991) ; amélioration des processus de nitrification et dénitrification sur les bords des terriers grâce à une meilleure pénétration de l'oxygène en profondeur (KRISTENSEN et BLACKBURN, 1987).

De plus, tous les organismes animaux, qu'ils soient ou non fousseurs, produisent par leur excrétion des éléments minéraux et organiques au milieu.

2.2. Concentration en éléments majeurs* dans les sédiments

2.2.1. Au large

LATOUCHE et PARRA (1970) ont défini la composition chimique globale des vases du Golfe de Gascogne. Selon ces auteurs, les sédiments argileux et peu carbonatés des sédiments littoraux (Baie de l'Aiguillon, Estuaire de la Gironde, Bassin d'Arcachon) et côtiers présentent de fortes teneurs en Al_2O_3 - TiO_2 - K_2O . Au contraire, les vases sableuses ou carbonatées du plateau continental sont pauvres en oxydes précités mais sont riches en SiO_2 , CaO , MgO . De plus, les vases se situant au Sud de la latitude $45^{\circ}50'$ N présentent généralement des teneurs élevées en FeO . D'autre part, les vases sableuses du plateau continental à l'Ouest d'Arcachon contiennent moins d'éléments mineurs et traces que la moyenne du Golfe de Gascogne.

Les teneurs en carbonates sont relativement élevées dans les sédiments du Golfe de Gascogne, atteignant en moyenne 20 % (PARRA, 1971).

2.2.2. Dans le Bassin

Les éléments majeurs dans les sédiments du Bassin ont été étudiés par SALINERES (1972) dans les sédiments de surface des chenaux et des platiers et par CARRUESCO (1989) dans des sondages (carottes de 1 à 5 m dans des faciès vaseux et sableux) (tableau 27). D'autre part, BOUCHET (1962) et DELTREIL (1969) donnent des indications sur les teneurs en carbonates dans les sédiments superficiels.

Eléments (%)	Sondages * (CARRUESCO, 1989)		Sédiment de surface (SALINERES, 1972)	
	Faciès vaseux	Faciès sableux	Rivages	Chenaux
SiO ₂	64 (64)	87 (90)	72,20	81,10
Al ₂ O ₃	10,5 (9)	4,5 (2,5)	8,83	5,90
Fe ₂ O ₃	4,6 (4,5)	1,3 (0,5)	3,38	1,57
K ₂ O	2,3 (2,0)	1,3 (0,7)	1,65	1,35
MgO	1,7 (1,3)	0,6 (1,1)	0,97	0,50
CaO	2,2 (2,8)	1,1 (0,7)	0,49	1,81
P ₂ O ₅	0,17 (0,2)	0,2 (0,2)	0,21	0,17
TiO ₂	0,59 (0,51)	0,26 (0,09)	0,43	0,34
Soufre total			1,28	0,31
CaCO ₃			2,2	0,6

* (valeur dans la strate de sédiment actuel)

Tableau 27 : Teneurs moyennes en éléments majeurs (% du poids sec) dans les sédiments du Bassin (*in* SALINERES, 1972; CARRUESCO, 1989)

La **silice** occupe une place prépondérante dans les sédiments du Bassin. Les résultats obtenus par SALINERES (1972) sont très homogènes aussi bien pour les fonds de chenaux (81 %) que pour les rivages (72 %). Les observations de CARRUESCO (1989) confirment ce caractère dominant de la silice : 64 % dans le faciès vaseux, 87 % dans le faciès sableux.

Les teneurs en **carbonate de calcium** des sédiments du Bassin sont inférieures à celles des sédiments du Golfe de Gascogne. En effet, SALINERES (1972) mesure des teneurs toujours inférieures à 8 % (en moyenne 2 % dans les chenaux et 0,5 % près du rivage). Cet auteur attribue ces faibles teneurs à trois causes :

- dynamique insuffisante pour le broyage des coquilles,
- absence d'apport continental (pays siliceux),
- pH faible, surtout sur les bordures (en moyenne 6,4), empêchant la précipitation de CO₃Ca (la solubilité du calcaire augmente considérablement à pH < 7). Dans les zones où les pH sont plus élevés, comme les chenaux (en moyenne 8,4), la teneur en carbonates ne dépend plus que de l'abondance locale en débris coquilliers fins.

De même, aussi bien dans les faciès sableux que dans les faciès vaseux, CARRUESCO (1989) mesure des teneurs en carbonate relativement faibles, généralement inférieures à 4 %.

Dans les sols ostréicoles (DELTREIL, 1969), les teneurs en CO₃Ca sont le plus souvent comprises entre 5 et 15 %. Ces valeurs sont faibles pour des sols livrés à l'ostréiculture depuis fort longtemps. En fait les débris coquilliers sont roulés vers les chenaux. BOUCHET (1962) a montré que dans le chenal de Courbey, les plus fortes concentrations en carbonate de calcium correspondent au cône de déjection de l'estey (petit chenal) de La Réousse qui draine un secteur à forte densité de parcs ostréicoles.

Les concentrations des autres éléments majeurs sont plus élevées dans les faciès vaseux que dans les faciès sableux et sur les rivages que dans les chenaux. C'est notamment la cas de Al₂O₃, Fe₂O₃ et TiO₂.

Année	Station	Occupation du sol	Niveau tidal	Type de sédiment	NH ₄ (μmol.l ⁻¹)				NO ₃ (μmol.l ⁻¹)				PO ₄ (μmol.l ⁻¹)			
					P	E	A	H	P	E	A	H	P	E	A	H
1986	Cap-Ferret	sédiment nu	intertidal	sable	245.3	331.9	183.1	-	210.7	110.5	591.8	-	46.5	52.5	n.d	-
	Ile aux Oiseaux est	sédiment nu	intertidal	sable	564.4	18.9	493.9	32.7	76.6	351.6	43.2	48.9	0.9	34.8	2.6	4.1
	Cap-Ferret	parc à huîtres	intertidal	vase	117.2	136.6	149.8	35.0	45.6	92.3	289.8	26.0	6.6	15.5	1.7	2.1
	Ile aux Oiseaux est	parc à huîtres	intertidal	vase	17.8	13.9	127.6	40.0	5.0	-	16.0	93.7	3.0	42.9	9.3	0.9
	Ile aux Oiseaux nord	parc à huîtres	intertidal	vase	14.4	108.3	66.6	-	4.2	24.2	11.6	-	7.9	33.7	33.2	-
	Ile aux Oiseaux est	herbier <i>Z. noltii</i>	intertidal	vase	9.4	65.5	138.7	22.7	7.6	48.7	23.4	17.9	16.0	23.9	0.6	13.0
	Ile aux Oiseaux nord	herbier <i>Z. noltii</i>	intertidal	vase	327.7	52.2	66.6	5.0	21.0	34.0	19.0	9.2	1.9	31.4	21.2	21.7
1992	Courbey	sédiment nu	infratidal	vase	372.8	420.0	-	-	6.0	3.9	-	-	0.1	7.9	-	-
	Eyrac	sédiment nu	infratidal	sable	323.7	-	-	-	14.3	-	-	-	2.6	-	-	-
	Garrèche	sédiment nu	intertidal	vase	162.0	197.7	-	-	7.0	7.0	-	-	3.4	11.6	-	-
	Touillet	sédiment nu	intertidal	sable	204.2	286.7	-	-	13.1	6.9	-	-	n.d	6.8	-	-
	Marache	sédiment nu	intertidal	vase	356.3	202.1	-	-	4.6	14.9	-	-	0.3	6.8	-	-

P : printemps

E : été

A : automne

H : hiver

Tableau 28 : Concentration en nutriments dans l'eau interstitielle de différents types de sédiments du Bassin d'Arcachon

La teneur en **soufre** total est relativement élevée dans les sédiments du Bassin, notamment au niveau des rivages (1,28 %).

Les études de CARRUESCO (1989) ont permis de préciser **l'évolution temporelle de la sédimentation** dans le Bassin d'Arcachon depuis l'holocène. Ses principales observations sont les suivantes.

Le cortège argileux est, en grande partie, similaire dans les sondages et dans le sédiment actuel. Seule la concentration plus élevée en smectites et en kaolinite (provenant du drainage des podzols) dans les niveaux inférieurs traduit que l'alimentation en eau du bassin versant était plus importante par le passé. Globalement, on peut considérer que l'alimentation en argiles du système lagunaire a été constante en qualité depuis plusieurs milliers d'années.

Globalement, de la base vers le sommet des carottes, le sédiment s'affine, s'enrichit en carbonate et en carbone organique particulaire. Cette gradation témoigne d'une évolution dans la dynamique du milieu lagunaire, et traduit l'installation d'un milieu plus calme, propice à la sédimentation d'un matériel plus fin (silts + argiles) et de la matière organique d'origine continentale ou locale. Par ailleurs, cet enrichissement en matière organique dans les sédiments de surface peut être dû à la présence des herbiers et au développement de l'ostréiculture (biodépôts).

Enfin, au regard du résultat des datations au ^{14}C , ^{137}Cs et au ^{210}Pb , CARRUESCO (1989) a montré que le comblement lagunaire a débuté il y a 5000 à 6000 ans B.P. et s'est accéléré à une époque récente (1500 ans B.P.). Cette évolution serait dominée par les facteurs naturels, évoluant au rythme géologique, l'influence anthropique demeurant encore secondaire.

2.3. Sels nutritifs

Dans le chapitre 1.1., nous avons recensé les sources d'apports en nutriments au Bassin et les modalités de leur concentration dans les eaux

2.3.1. Concentration dans les sédiments

Le tableau 28 rassemble les concentrations en nutriments dans les eaux interstitielles de différents types de sédiments inter- et infratidaux mesurées en 1986 (AUBY *et al.*, 1987) et en 1992 (AUBY *et al.*, 1994).

Plusieurs constatations peuvent être tirées de ces mesures.

Tout d'abord, contrairement à ce qui a pu être observé dans certaines zones côtières, il n'existe pas de relation nette entre la granulométrie et le contenu en ammonium et en phosphate dans l'eau interstitielle des sédiments. Les sédiments vaseux ne sont pas ici plus chargés en nutriments que les sédiments sableux. Par contre, d'une manière générale, les sables présentent des concentrations en nitrate et en nitrite plus élevées que les vases, en raison de leur meilleure oxygénation.

Dans l'eau interstitielle des sédiments, l'ammonium est l'espèce azotée minérale prépondérante et atteint, au niveau des sédiments d'Arcachon, des concentrations élevées comparées à d'autres zones littorales. Cette particularité est sans doute directement liée à l'abondance des végétaux dans le Bassin, notamment à l'omniprésence des débris de zostères dans les sédiments (AUBY *et al.*, 1987). En effet, les travaux de BOURGUES (1992) et DURIN (1992) ont montré que la décomposition anaérobie des zostères et des *Monostroma* s'accompagne d'un relargage rapide et important d'ammonium et de phosphate.

FAUGERE *et al.*, 1981 interprètent ces fortes concentrations d'ammonium comme révélant un problème dans le cycle de l'azote, cet élément étant "bloqué dans les sédiments organiques" et les ions ammonium pouvant en outre être liés aux molécules humiques non échangeables. En fait, des études récentes ont montré que l'activité des bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes est très limitée dans les sédiments vaseux d'Arcachon, notamment en raison des concentrations relativement basses en nitrate dans l'eau et de la faible abondance des bactéries nitrifiantes (RYSGAARD *et al.*, 1996). Par contre, dans ces sédiments, l'activité sulfato-réductrice est élevée, et les bactéries sulfato-réductrices aptes à ammonifier le nitrate sont abondantes (*ibid.*).

2.3.2. Flux sédiment - eau

Dans le cadre de l'étude de la prolifération de *Monostroma* dans le Bassin (AUBY *et al.*, 1994), deux types d'expériences ont été réalisées dans le but de quantifier les flux de nutriments entre le sédiment et la masse d'eau :

- Relargage en conditions d'immersion mesuré à l'aide de cloches benthiques transparentes dans 5 stations infra- et intertidales à sédiment sableux et vaseux (sans zostères), à 3 saisons.
- Relargage dans les esteyes en conditions d'émersion (jusant) de la zone intertidale dans deux stations situées au niveau d'herbiers de *Zostera noltii*, différant par leur cote hypsométrique, à 4 saisons (+ cycle jour-nuit pendant le printemps).

Les principaux résultats de ces études permettent de dégager un certain nombre d'observations.

Le drainage des zones intertidales au cours de la basse-mer varie en fonction de leur hypsométrie. Plus l'estran présente une cote élevée, plus l'eau d'imbibition contenue dans ses sédiments aura tendance à s'écouler au jusant, entraînant les nutriments contenus dans cette eau.

Il n'existe pas de relation entre la nature des sédiments et l'intensité du relargage des nutriments qu'ils contiennent, dans les cloches benthiques. Par contre, il semble que les sédiments infratidaux relarguent plus d'ammonium, au moins pendant l'été, que les sédiments intertidaux.

L'ammonium est la forme azotée la plus intensément relarguée par les sédiments aussi bien en condition d'immersion que lors de l'exondation des zones intertidales. Dans les cloches benthiques, ce relargage d'ammonium est maximal pendant l'été, saison où les processus d'ammonification sont plus importants. Par contre, dans les esteyes traversant les herbiers, les flux d'ammonium sont maximaux en hiver, et sont plus importants pendant la nuit que durant la journée, c'est à dire pendant les périodes où l'utilisation de ce nutriment par les phanérogames est limitée.

Le relargage de phosphate au niveau des cloches benthiques est très faible. Dans les esteyes, ce nutriment est principalement relargué pendant l'été et pendant la nuit, lorsque le sédiment est plus anoxique.

Les flux annuels globaux sédiment-eau pour l'ensemble du Bassin ont été estimés à **1 000 tonnes d'azote minéral** donc à peu près équivalent à ce qui est apporté par les cours d'eau et au moins **10 tonnes de P-PO₄**, soit à peu près le double de l'apport par les cours d'eau. Il faut souligner que le relargage des nutriments contenus dans le sédiment, notamment l'ammonium

et le phosphate, est important surtout pendant l'été, c'est-à-dire à une période de l'année où les apports en sels nutritifs par les cours d'eau sont réduits.

2.4. Matière organique

2.4.1. Concentration dans les sédiments

2.4.1.1. Au large

On dispose d'une seule série de mesures de matière organique totale (par perte au feu) dans les sédiments du large d'Arcachon. Ces analyses ont été réalisées par BOUCHET (1982) aux environs du wharf de La Salie en juin-juillet et en novembre 1979. Les résultats indiquent que :

- en juin-juillet, les concentrations en matière organique sont inférieures dans la plupart des cas à 1 %, et atteignent au maximum 2,65 % au large de Biscarrosse,
- en novembre, les concentrations sont plus fortes, atteignant au maximum 4,3 %.

On constate un "atterrissement" automnal de matière organique dans ce secteur, déjà observé pour les pélites (cf I.2.1.2.2.1.).

2.4.1.2. Dans le Bassin

Des mesures de carbone organique particulaire dans les sédiments du Bassin ont été réalisées par SALINERES (1972), CARRUESCO (1989), AUBY *et al.* (1987), dans les conditions déjà précisées dans les paragraphes précédents et par DELTREIL (1969) dans des zones ostréicoles. GARBAYE (1981) donne également des résultats de dosages de C.O.P. dans les sédiments de différentes zones du Bassin, à plusieurs saisons ; cependant, ses résultats sont difficilement interprétables dans la mesure où ne sont indiqués ni la granulométrie des sédiments analysés, ni la localisation (inter- ou infratidale) des stations. Par ailleurs, l'étude d'AUBY *et al.*, (1987) présente des résultats d'analyse de carbone et d'azote organiques dissous et d'azote organique particulaire dans les sédiments intertidaux.

D'une façon générale, tous les auteurs observent que les concentrations en carbone organique particulaire sont plus élevées dans les substrats vaseux que dans les faciès sableux. Par exemple, au niveau des **sols ostréicoles**, DELTREIL (1969) montre que les concentrations en C.O.P. varient corrélativement avec la granulométrie. Ainsi les valeurs extrêmes sont de 0,09 % pour un parc essentiellement sableux du Grand Banc et de 4,92 % pour un sol de vase de l'amont du Bassin. De façon générale, dans le secteur Ouest de la baie où la turbulence des eaux ne permet pas le dépôt des sédiments fins riches en matière organique, les teneurs en carbone restent inférieures à 1 %. Dans le secteur Est, des variations très rapides sont la conséquence de l'hétérogénéité de la sédimentation.

CARRUESCO (1989) mesure, en moyenne, 0,44 % de C.O.P. dans les sondages du faciès sableux et 2,07 % dans les sondages du faciès vaseux. Comme nous l'avons déjà rapporté, cet auteur indique que le pourcentage en C.O.P. est plus élevé dans l'horizon superficiel du sédiment que dans les couches plus profondes des sondages.

De même, SALINERES (1972) observe des pourcentages de carbone organique plus élevés sur les rivages (4,89 %, en moyenne) que dans les chenaux (2,39 %).

Année	Station	Occupation du sol	Niveau tidal	Type de sédiment	C.O.D. (mg.l ⁻¹) eaux interstitielles				C.O.P. (% PS) sédiment			
					P	E	A	H	P	E	A	H
1986	Cap-Ferret	sédiment nu	intertidal	sable	44	50	14	-	0,73	0,33	0,21	-
	Ile aux Oiseaux est	sédiment nu	intertidal	sable	33	73	5,3	29	0,29	0,22	0,26	2,02
	Cap-Ferret	parc à huîtres	intertidal	vase	68	152	16	68	1,59	1,32	0,73	0,51
	Ile aux Oiseaux est	parc à huîtres	intertidal	vase	43	62	24	28	2,29	3,58	2,74	1,11
	Ile aux Oiseaux nord	parc à huîtres	intertidal	vase	48	68	66	-	2,83	3,28	3,84	-
	Ile aux Oiseaux est	herbier <i>Z. noltii</i>	intertidal	vase	65	76	164	92	2,39	1,63	4,31	3,28
	Ile aux Oiseaux nord	herbier <i>Z. noltii</i>	intertidal	vase	43	154	120	200	2,83	4,65	3,14	4,79

Année	Station	Occupation du sol	Niveau tidal	Type de sédiment	N.O.D. (mg.l ⁻¹) eaux interstitielles				N.O.P. (% PS) sédiment			
					P	E	A	H	P	E	A	H
1986	Cap-Ferret	sédiment nu	intertidal	sable	35,7	14,7	3,5	-	0,04	0,03	0,02	-
	Ile aux Oiseaux est	sédiment nu	intertidal	sable	20	72,8	33	33,1	0,01	0,01	0,02	0,12
	Cap-Ferret	parc à huîtres	intertidal	vase	132	101,8	8,4	49,6	0,13	0,12	0,08	0,01
	Ile aux Oiseaux est	parc à huîtres	intertidal	vase	10	58,1	60,2	33,1	0,12	0,26	0,19	0,06
	Ile aux Oiseaux nord	parc à huîtres	intertidal	vase	42,3	82,9	96,9	-	0,20	0,24	0,31	-
	Ile aux Oiseaux est	herbier <i>Z. noltii</i>	intertidal	vase	84,7	175,7	92	57	0,12	0,08	0,32	0,18
	Ile aux Oiseaux nord	herbier <i>Z. noltii</i>	intertidal	vase	10	111,3	81,2	144,4	0,20	0,35	0,23	0,33

P : printemps

E : été

A : automne

H : hiver

Tableau 29 : Concentration en carbone et azote dissous et particulaire dans différents types de sédiments du Bassin d'Arcachon

La comparaison des différents types de biotopes intertidaux (AUBY *et al.*, 1987) montre également des teneurs en C.O.P. et en N.O.P. plus faibles dans les sédiments sableux que dans les sédiments vaseux des parcs à huîtres et des herbiers de zostères (tableau 29). Ces deux éléments présentent des teneurs assez nettement corrélées aux teneurs en pélites. Les teneurs en carbone et en azote particuliers sont comparables dans ces deux types de biotopes vaseux, traduisant le fait que l'enrichissement du sédiment par les biodépôts des huîtres est du même ordre de grandeur que celui constitué par les zostères en décomposition.

Les concentrations en C.O.D. sont généralement plus élevées dans les eaux interstitielles des herbiers que dans celles des parcs à huîtres. Il est probable que ce phénomène résulte de la libération des glucides solubles hors du tissu des zostères en voie de décomposition, phénomène important et précoce au cours de la dégradation (DURIN, 1992).

2.4.2. Origine et nature des stocks de matière organique dans le Bassin d'Arcachon

Le stock de matière organique présent dans le Bassin d'Arcachon a deux origines différentes : allochtone et autochtone.

Les sources **allochtones** sont de deux types. Les **apports continentaux** sont principalement composés par la masse d'humus brut forestier apporté par les cours d'eau "dont les débris à rapport C/N élevé et pauvres en éléments organiques hydrosolubles se décomposent lentement" (DUCHAUFOR, 1965). Par ailleurs, les écoulements de la nappe phréatique apportent également au Bassin de la matière organique (LAMOURE et BALADES, 1979 ; BONJOUR et CARRUESCO, 1986). Enfin, le Bassin est alimenté par des **apports océaniques** constitués par les populations végétales (phytoplancton) et animales (zooplancton, Crustacés, Mollusques Céphalopodes et Poissons) du large qui pénètrent dans la Baie.

Le stock de matière organique **autochtone** du Bassin est constitué par la production des biomasses végétales et animales qui se développent dans la Baie à laquelle il faut associer l'ensemble des produits d'excrétion du métabolisme de ces populations (fèces des huîtres, par exemple).

Un certain nombre d'auteurs ont essayé de quantifier les différents éléments du stock de matière organique présent dans le Bassin. Une ébauche de bilan, présentée dans le tableau 30, a été réalisée à partir d'estimations avancées par ces différents auteurs : BONJOUR et CARRUESCO (1986) (a), CARRUESCO (1989) (a'), SORIANO-SIERRA (1992) (b), AUBY (1991) (c), AUBY *et al.* (1994) (d). LAMOURE et BALADES (1979) (e).

Dans ce tableau, la production autochtone est figurée en grisé. Il faut souligner que ce bilan de la production interne n'est pas complet. En effet, du point de vue des végétaux, on ne dispose d'aucune donnée concernant la production des macroalgues autres que *Monostroma obscurum*. En ce qui concerne les animaux, seul le compartiment benthique a fait l'objet d'une estimation de production.

Forme	C.O.D.	C.O.P.	C.O.T.
Apports continentaux cours d'eau	2628 (a) 2440 ¹ - 978 ² (e)	760 (a')	
nappe phréatique	1825 (a)		
Apports océaniques	173 740 (a)		
Phytoplancton			3 540 (c)
Microphytobenthos			4 850 - 12 120 (c)
<i>Monostroma obscurum</i>			2 508 (d)
Zostères		5 000 (a)	8 900 - 12 700 (c)
Phanérogames du schorre			2 202 - 2 630 (b)
Bactéries			370 - 3 700 (c)
Zooplancton			168 - 252 (c)
Meio- et macrobenthos			3 900 - 5 000 (c)
Huîtres cultivées			234-384 (c)
Fèces des huîtres (biodépôts)		120 000 (a)	1 890(c)

¹ : d'après des mesures d'août 1978.

² : d'après de mesures de novembre 1978.

Tableau 30 : Bilan du carbone organique dans le Bassin d'Arcachon (en tonnes par an)

La production annuelle de carbone par les sources autochtones serait comprise entre 30 et 40 000 tonnes.

La majeure partie des apports au Bassin proviendrait des sources océaniques (174 000 tonnes), qui seraient ainsi très supérieurs aux apports continentaux (environ 5000 tonnes par an).

En effet, même si les concentrations en C.O.D. dans les eaux côtières sont faibles, les volumes importants pénétrant dans la Baie au cours de chaque marée impliquent un apport total par les eaux néritiques très élevé. Il est évident que la plus grande part de cet apport océanique est ensuite expulsé pendant la marée descendante. Par ailleurs, une partie de la matière organique provenant des apports continentaux ou constituée par la production autochtone est également expulsée de la Baie au cours des épisodes de jusant.

La quantification de cette exportation est délicate, au moins en ce qui concerne les éléments vivants, animaux notamment, ou les feuilles de zostères. L'intensité d'exportation de ces dernières est soumise à la fois à des variations saisonnières (liées au cycle de développement des plantes) et aux conditions de marée, de courants et de vent. Cette variabilité rend à peu près impossible la mise au point d'un plan d'échantillonnage qui permettrait de quantifier la part de la production phanérogamique exportée vers l'océan.

Pour cette raison, les estimations d'exportations de matière organique vers l'océan n'ont jamais concerné que la fraction dissoute (BONJOUR et CARRUESCO, 1986) ou dissoute + particulaire "de petite taille" (C.E.T.E., 1978) du carbone organique, même si ces derniers auteurs emploient le terme de C.O.T..

BONJOUR et CARRUESCO (1986) estiment l'exportation annuelle de C.O.D. hors du Bassin à 211 700 tonnes. Le flux entrant au niveau des passes s'élevant, selon ces auteurs, à 173 740 tonnes de C.O.D., le flux résiduel de C.O.D. sortant annuellement du Bassin s'élèverait à 37 960 tonnes. Toutefois, il faut souligner que ces auteurs n'indiquent pas de quelle façon ils ont réalisé ces calculs de flux, ce qui rend leurs résultats difficilement interprétables.

L'étude du C.E.T.E. (1978) est beaucoup plus explicite sur les méthodes utilisées. Ces auteurs mesurent les fluctuations de salinité et de teneurs en C.O.T. pendant la partie du cycle de marée où les crassats sont découverts (PM + 3 à BM + 3) au niveau des passes nord (La Rotonde) et sud du Bassin. Connaissant les sections des chenaux au niveau des passes, des concentrations ainsi mesurées et en utilisant un système d'équations différentes pour le sel (élément conservatif, pour lequel le terme de dispersion est prépondérant) et le C.O.T. (élément biodégradable pour lequel le terme de dispersion est négligeable, mais qui est affecté d'un coefficient de dégradation, ou d'auto-épuration), ces auteurs calculent les débits résiduels transitant dans les passes. A la Rotonde, le débit résiduel calculé s'élève à $76 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, tandis qu'il atteint $84 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ dans la passe sud. Les calculs du flux résiduel de C.O.T font intervenir la biodégradation du carbone organique au cours du temps. Les flux de C.O.T. calculés s'élèvent à $1,5 \cdot 10^5 \text{ mg} \cdot \text{s}^{-1}$ dans la passe nord et $1,7 \cdot 10^5 \text{ mg} \cdot \text{s}^{-1}$ dans la passe sud.

Selon ce calcul, **l'exportation de C.O.T. hors du Bassin se produirait donc au rythme d'environ 5 000 tonnes/an.**

Conclusion générale (Ch.II.1.)

Bassin versant

En Aquitaine, étymologiquement "pays de l'eau", l'hydrologie des bassins versants des Landes de Gascogne présente une forte originalité, due à la pauvreté des sols podzoliques, à la couverture forestière quasiment uniforme et à l'omniprésence d'une nappe phréatique peu profonde et connectée en permanence aux écoulements de surface.

Les eaux des rivières présentent en général une bonne qualité physico-chimique, et se caractérisent par une acidité marquée. Elles sont en outre peu chargées en M.E.S., pauvres en phosphore et par contre riches en silice, fer et manganèse. On n'y rencontre pas d'anomalie d'oxygénation ni de surcharge organique.

Trois constatations majeures s'imposent :

1. L'écrasante suprématie territoriale de la couverture forestière génère l'essentiel de la matière organique qui parvient au milieu côtier par les cours d'eau.
2. Les défrichements agricoles des trente dernières années et l'intensification de l'agriculture sur le bassin versant ont concouru à accroître les apports minéraux au Bassin. Autrefois particulièrement pauvres en sels nutritifs, les eaux des rivières voient leurs concentrations s'approcher de celles que l'on observe dans les bassins d'autres régions de taille comparable.
3. En même temps, la mise en place d'un système d'assainissement a modifié le circuit des nutriments et de la matière organique d'origine urbaine et industrielle. Auparavant injectés directement dans la lagune, ces éléments, partiellement épurés, sont rejetés en milieu ouvert. Reste à maîtriser le devenir des ruissellements pluviaux qui tendent à s'accroître avec l'artificialisation des surfaces.

Océan

Le Bassin s'ouvre sur la partie Sud du plateau continental du golfe de Gascogne, en plein milieu de la côte aquitaine.

L'hydrologie du secteur côtier, éloigné des grandes sources estuariennes (Gironde, Adour), se caractérise par de rares dessalures et des concentrations particulièrement faibles en MES, nutriments et chlorophylle. En effet, au printemps, la structure thermique n'est pas favorable à l'advection des eaux de subsurface du large à travers le plateau, et le talus est trop éloigné pour que se développe l'upwelling. Par contre, la migration le long de la côte de "bouffées" du panache de la Gironde a pu être observée lors de grandes crues pluvio-nivales de la Garonne, phénomènes susceptibles de déclencher des "blooms" phytoplanctoniques sporadiques en Médoc et devant les passes du Bassin.

Bassin

Le Bassin d'Arcachon recueille et transforme les apports organiques et inorganiques qui lui parviennent du bassin versant avant de les délivrer au milieu côtier récepteur.

Alors que le temps de transfert des éléments conservatifs hors du Bassin est dépendant du temps de renouvellement des eaux (quelques dizaines de jours, cf. I.3.2.2.3.), les éléments non conservatifs sont consommés, transformés, transférés d'un milieu à un autre (eau, sédiment, matière vivante) puis recyclés lors du dépérissement et de la mort des organismes.

En général, l'hydrologie du Bassin se rapproche plus de celle d'une baie que celle d'un estuaire. Ainsi, la stratification n'affecte en crue que les parties internes situées au débouché de l'Eyre, et ce, surtout en morte-eau. La quantité d'eau douce contenue dans le Bassin est minimale en septembre et maximale en avril, période durant laquelle la salinité moyenne reste supérieure à 25 pour mille au Ferret.

La délimitation des bassins hydrographiques évoquée dans le Tome I au chapitre I.3. se retrouve parfaitement dans l'étude des sels nutritifs : les concentrations de nitrates en milieu marin correspondent respectivement, à la dilution près, aux concentrations que nous avons rencontrées dans chacun des différents cours d'eau. Par contre, les concentrations en ammonium qui résultent davantage de recyclages internes de l'azote dans tous les compartiments de l'hydrosphère, ne présentent pas de différences zonales notables.

La chlorophylle a, qui présente le plus souvent des concentrations modestes, respecte le gradient décroissant amont aval des concentrations en azote mais les variations inter annuelles des deux paramètres ne sont pas corrélées.

Il n'apparaît pas d'évolution hydrologique sensible du Bassin à travers les mesures de température-salinité effectuées à trente ans de distance. Par contre, en ce qui concerne l'azote minéral, l'augmentation des concentrations et des rapports N/P dans les eaux du Bassin correspondent à l'évolution déjà observée sur le bassin versant.

En dépit des efforts d'assainissement réalisés au cours des dernières années, la concentration des eaux en carbone organique dissous semble avoir peu évolué dans les quinze dernières années. Ce phénomène rend compte de la faible influence anthropique sur les apports de matière organique au Bassin.

Du fait de la faible profondeur des eaux, les conditions météorologiques (agitation, ensoleillement) ont un effet généralisé sur la saturation en oxygène dissous et la concentration en M.E.S.

Les sédiments sont des réservoirs de matière organique et de nutriments (ammonium notamment). La faible profondeur moyenne des eaux qui offre une importante surface de contact avec le **sédiment** par unité de volume, et les forces verticales générées par la marée à travers ces horizons sableux perméables, confèrent à ce dernier un rôle important dans les échanges et la transformation des éléments chimiques.

ANNEXES

Annexe 1 : Effet de l'assainissement des communes du bassin de l'Eyre sur la concentration en phosphate dans ce cours d'eau.

L'évolution temporelle de la capacité d'épuration (en Equivalents-Habitants) des communes du bassin de l'Eyre est présentée sur le tableau suivant.

Commune	Type de réseau	Procédé d'épuration	Capacité Eq.Hab (Date)	Extension Eq.Hab (Date)
Biganos	Séparatif SIBA	physico-chimique.	100000 (1981)	
Le Barp (CEA)	Unitaire	Boues activées	5000 (1970)	
Le Barp (Communale)	Séparatif	Lits bactériens + Lagunage	4000 (1981)	
Mios * (Intercommunal)	Séparatif	Boues activées	1500 (1977)	
Mios (Autoroute)		Lagunage	50 (1979)	
Salles * (Intercommunal)	Unitaire	Boues activées	1400 (1971)	3000 (1981)
Belin-Beliet * (Communale)	Séparatif	Boues activées	1500 (1977)	
Moustey (Communale)	Unitaire	Aération	300 (1970)	
Pissos (Communale)	Séparatif	Boues activées	1000 (1988)	
Sabres (Communale)	Séparatif	Lagunage	1350 (1981)	(1986)
Sore	Séparatif	Boues activées	900 (1990)	

* : rejet dans l'Eyre

Le rythme d'effort d'équipement n'a pas été régulier. C'est entre 1977 et 1981 qu'il a été maximal (+ 8400 Equivalents-Habitants).

Ne disposant pas de renseignements sur la concentration des eaux épurées en sortie de traitement, nous avons recours aux données bibliographiques pour évaluer la quantité de phosphore susceptible d'avoir été soustraite au milieu naturel par cet effort d'assainissement. Dans une station de type biologique (boues activées) étudiée par Guillaud (1991), les rendements d'élimination s'élèvent à 26% pour le phosphore total et 13% pour le phosphate.

En se basant uniquement sur la capacité supplémentaire de traitement installée entre 1977 et 1981, on obtient une diminution théorique des apports, compte tenu d'une production de phosphore de 2,25 g/habitant/jour et d'un abattement en station de 26 % des apports bruts de phosphore :

$$8400 \text{ Eq.Hab.} \times 2,25 \text{ g de P par habitant et par jour} \times 365 = \mathbf{6\ 899 \text{ kg de P par an}}$$

Après abattement :

$$6\ 899 \text{ kg} \times 0,26 = \mathbf{1\ 794 \text{ kg de P par an.}}$$

Cette valeur d'abattement de près de 2 tonnes de phosphore total, comparée à la diminution du flux de phosphate entre les périodes 1971-75 et 1980-84 (environ 15 tonnes), indique que la diminution des apports en phosphore n'est due qu'en faible partie à la mise en service ou à l'extension de stations d'épuration des eaux usées sur le pourtour de l'Eyre.

Annexe 2 : Rapport Azote/ Phosphore molaire moyen dans les sources potentielles de nutriments (d'après Downing et Mc Cauley, 1992)

Source	N/P	Auteur
Ruissellements de champs incultes	548	Loehr (1974)
Exportation des sols, fertilité moyenne	106	Vollenweider (1968)
Exportation des zones forestières	157	Loehr (1974)
Exportation de cultures et zones rurales	135	Loehr (1974)
Exportation de sols fertiles	74	Vollenweider (1968)
Eaux souterraines	63	Uttormark <i>et al.</i> (1974)
Précipitations	56	Allen <i>et al.</i> (1968)
Précipitations	51	Loehr (1974)
Exportation du Bassin Versant agricole	44	Uttormark <i>et al.</i> (1974)
Eaux de rivières	42	Ebise and Inoue (1991)
Eaux de rivières	27	Turner and Rabalais (1991)
Effluents urbains	22	Golterman (1975)
Ruissellements de lisiers	20	Loehr (1974)
Excrétions de phytoplancton	20	Lehman (1980)
Moyenne engrais	17	Turner and Rabalais (1991)
Rapport de Redfield	16	Redfield (1934)
Rejets d'élevage	14	Loehr (1974)
Sédiments, lacs mésotrophiques	14	Fukushima <i>et al.</i> (1991)
Ruissellements urbains	13	Loehr (1974)
Excrétions de zooplancton	11	Lehman (1980)
Ruissellements de prairies	11	Loehr (1974)
Ruissellements urbains	10	Uttormark <i>et al.</i> (1974)
Rejets urbains	6	Vallentyne (1974)
Effluents de fosses septiques	6	Brandes <i>et al.</i> (1974)
Fèces d'oiseaux	2	Portnoy (1990)
Roches sédimentaires	2	Vinogradov (1962)

NB : Les références citées dans ce tableau ne sont pas répertoriées dans la bibliographie de cette étude.

Annexe 3 : Données URBAGRI

Date	Station	NH4	NO2	NO3	NITG	PO4	PT	Coliformes fécaux
13/04/93	Porge-amont	0,17	0,00	0,10	0,27	0,0100	0,0610	<35
13/04/93	Gd Fossé amont	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	0,0030	0,0360	35
13/04/93	Betey amont	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	0,0090	0,0470	<35
13/04/93	Mauret amont	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	0,0070	0,0340	35
13/04/93	Cassy amont	0,03	0,00	0,19	0,21	0,0040	0,0480	90
13/04/93	Renet amont	0,06	0,00	0,02	0,09	0,0070	0,0730	35
13/04/93	Lanton aval	0,07	0,00	0,78	0,86	0,0090	0,0890	430
13/04/93	Porge aval	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	0,0100	0,0630	35
13/04/93	Gd Fossé aval	0,03	0,00	0,02	0,05	0,0060	0,0700	90
13/04/93	Guargue aval	0,08	0,00	0,16	0,25	0,0240	0,1110	24000
13/04/93	Cirès aval	0,04	0,01	0,85	0,89	0,0060	0,0460	430
13/04/93	Betey aval	0,12	0,01	0,19	0,32	0,0080	0,1560	2400
13/04/93	Mauret aval	0,06	0,00	0,04	0,10	0,0150	0,1200	230
13/04/93	Cassy aval	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	0,0070	0,0600	430
13/04/93	Renet aval	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	0,0080	0,0630	90
13/04/93	Ponteil amont	0,00	0,00	0,02	0,03	0,0075	0,0860	230
13/04/93	Ziguem amont	0,01	0,00	0,07	0,08	0,0080	0,0695	230
13/04/93	Tagon aval	0,17	0,00	0,20	0,37	0,0075	0,0910	1500
13/04/93	Eyre aval	0,04	0,01	0,94	0,98	0,0120	0,0550	750
13/04/93	Bourg amont	0,00	0,00	0,06	0,07	0,0050	0,0430	35
13/04/93	Landes amont	0,39	0,00	0,13	0,52	0,0050	0,0370	<35
13/04/93	Nezer amont	0,10	0,00	0,04	0,13	0,0070	0,0570	<35
13/04/93	Certes aval	0,04	0,00	0,59	0,64	0,0090	0,0625	150
13/04/93	Ponteil aval	0,33	0,00	0,09	0,42	0,0130	0,1290	430
13/04/93	Aiguem aval	0,04	0,00	0,06	0,10	0,0075	0,0805	35
13/04/93	Bourg aval	0,06	0,00	0,11	0,18	0,0050	0,0790	920
13/04/93	Landes aval	0,26	0,00	0,15	0,42	0,0105	0,0520	920
13/04/93	Nezer aval	0,29	0,00	0,19	0,48	0,0070	0,1020	920
13/04/93	Ariet aval	0,21	0,02	0,25	0,48	0,0305	0,2250	9200
13/04/93	Douce aval	0,46	0,01	0,20	0,66	0,0130	0,3490	15000
12/08/93	Porge amont	0,14	0,02	0,33	0,49	0,0050	0,0708	<30
12/08/93	Cirès amont	0,06	0,00	0,77	0,83	0,0065	0,0389	91
12/08/93	Lanton aval	0,08	0,00	0,82	0,90	0,0101	0,0708	230
12/08/93	Porge aval	0,20	0,02	0,06	0,28	0,0061	0,0548	90
12/08/93	Gd Fossé aval	0,03	0,02	0,04	0,09	0,0081	0,0564	230
12/08/93	Cirès aval	0,03	0,00	0,37	0,40	0,0069	0,0484	<30
12/08/93	Betey aval	0,10	0,03	0,47	0,60	0,0097	0,0851	430
12/08/93	Mauret aval	0,06	0,02	0,07	0,15	0,0097	0,0564	230
12/08/93	Cassy aval	0,06	0,02	0,06	0,14	0,0077	0,0947	4600
12/08/93	Renet aval	0,07	0,02	0,09	0,18	0,0021	0,0452	90
12/08/93	Ponteil amont	0,06	0,00	0,05	0,12	0,0046	0,0470	150
12/08/93	Aiguem amont	0,04	0,00	0,09	0,13	0,0054	0,0517	90
12/08/93	Tagon amont	0,05	0,00	0,01	0,07	0,0046	0,0438	35
12/08/93	Eyre amont	0,00	0,00	0,68	0,69	0,0086	0,0676	4600
12/08/93	Bourg amont	0,00	0,00	0,01	0,02	0,0062	0,0676	150
12/08/93	Landes amont	0,21	0,00	0,21	0,43	0,0066	0,0454	35
12/08/93	Certes aval	0,06	0,00	0,26	0,32	0,0034	0,0470	430
12/08/93	Ponteil aval	0,79	0,01	0,41	1,21	0,0153	0,0485	4600
12/08/93	Aiguem aval	0,08	0,00	0,11	0,19	0,0078	0,0533	920
12/08/93	Tagon aval	0,08	0,00	0,19	0,28	0,0066	0,0581	4600
12/08/93	Eyre aval	0,06	0,00	0,70	0,76	0,0093	0,0867	11000
12/08/93	Bourg aval	0,11	0,00	0,15	0,26	0,0071	0,0751	430
12/08/93	Landes aval	0,14	0,01	0,25	0,40	0,0049	0,0612	230
12/08/93	Nezer aval	0,09	0,01	0,11	0,20	0,0057	0,0564	430
12/08/93	Douce aval	0,17	0,05	0,33	0,55	0,0220	0,1568	920

Annexe 4 : Données INTERSITE 3. Concentrations en nutriments (mg.l⁻¹) dans le Golfe de Gascogne (Septembre 1985).

Station	NO ₂	NO ₃ NO ₂	NH ₄	UREE	PO ₄	Si
22	0.088	0.70	0.42	0.17	0.07	2.25
22	0.081	0.69	0.50	0.14	0.08	2.50
23	0.007	0.06	0.15	0.15	0.02	1.25
24	0.002	0.06	0.21	0.16	0.02	1.05
25	0.003	0.05	0.27	0.14	0.01	2.00
26	0.002	0.05	0.11	0.16	0.01	1.45
27	0.001	0.05	0.20	0.11	0.01	1.25
28	0.005	0.05	0.15	0.15	0.00	2.70
28	0.308	1.37	1.14	0.30	0.18	4.20
29	0.001	0.05	0.14	0.24	0.00	1.70
30	0.002	0.03	0.14	0.17	0.01	1.35
31	0.001	0.05	0.23	0.16	0.01	1.10
32	0.005	0.05	0.07	0.15	0.00	1.20
32	0.208	1.18	0.28	0.14	0.09	2.50
33	0.004	0.05	0.09	0.11	0.00	1.35
34	0.001	0.05	0.09	0.10	0.07	1.10
35	0.002	0.05	0.14	0.11	0.03	1.45
35	0.242	3.40	0.20	0.15	0.19	3.40
36	0.004	0.04	0.14	0.16	0.07	1.40
37	0.001	0.05	0.10	0.14	0.01	0.90
38	0.001	0.04	0.08	0.14	0.06	0.85
64	0.016	0.32	0.20	0.18	0.22	11.50

2. POLLUANTS

II.2. POLLUANTS

INTRODUCTION

1. Les différentes sources d'apports au Bassin d'Arcachon

- 1.1. Contexte géochimique des sols des Landes
- 1.2. Les apports par les rivières
- 1.3. Les apports diffus
- 1.4. Le rejet du réseau d'assainissement du Bassin d'Arcachon
 - 1.4.1. Nature des effluents
 - 1.4.2. Contrôles et normes de rejet
 - 1.4.3. Caractéristiques de l'effluent
 - 1.4.3.1. Débits
 - 1.4.3.2. Composition de l'effluent
 - 1.4.3.3. Contribution relative des eaux usées urbaines et industrielles à l'effluent
- 1.5. Les rejets ponctuels
- 1.6. Les apports par la navigation et les ports
- 1.7. Les apports par l'océan : les macrodéchets
- 1.8. Les apports accidentels

2. Les teneurs observées dans le milieu

- 2.1. Les métaux
 - 2.1.1. Généralités sur les métaux
 - 2.1.2. Les données disponibles
 - 2.1.3. Les teneurs en métaux dans l'eau de mer
 - 2.1.3.1. Le mercure (Hg)
 - 2.1.3.2. Le cadmium (Cd)
 - 2.1.3.3. Le zinc (Zn)
 - 2.1.3.4. Le cuivre (Cu) et le plomb (Pb)
 - 2.1.3.5. L'étain (Sn)
 - 2.1.3.6. Résultats de la surveillance de la zone de rejet de l'émissaire de La Salie
 - 2.1.4. Les teneurs en métaux dans les sédiments
 - 2.1.4.1. Les résultats du Réseau National d'Observation
 - 2.1.4.2. Etude de FERAL (1988)
 - 2.1.4.3. Résultats de l'étude de FAUGERE *et al.* (1981)
 - 2.1.4.4. Etude de CARRUESCO et LAPAQUELLERIE (1985)
 - 2.1.4.5. Etude de LAPAQUELLERIE *et al.* (1992)
 - 2.1.4.6. Diverses études ponctuelles
 - 2.1.4.7. Les teneurs des sédiments des ports et des chenaux d'accès
 - 2.1.4.8. Les teneurs en TBT dans les sédiments
 - 2.1.5. Les teneurs en métaux dans la matière vivante
 - 2.1.5.1. Les métaux dans les mollusques (résultats RNO)
 - 2.1.5.1.1. Recommandations et niveaux de présence
 - 2.1.5.1.2. Niveaux de présence dans les mollusques
 - 2.1.5.2. Autres études
 - 2.1.6. Conclusion sur les métaux

- 2.2. Les polluants organiques
 - 2.2.1. Généralités sur les polluants organiques
 - 2.2.2. Les polluants organiques dans l'eau
 - 2.2.2.1. Les niveaux de référence
 - 2.2.2.2. Les résultats du RNO
 - 2.2.2.3. Autres études
 - 2.2.3. Les polluants organiques dans le sédiment
 - 2.2.3.1. Les résultats du RNO
 - 2.2.3.2. Autres études
 - 2.2.4. Les polluants organiques dans la matière vivante
 - 2.2.4.1. Les résultats du RNO matière vivante
 - 2.2.4.1.1. Recommandations et niveaux de présence
 - 2.2.4.1.2. Résultats
 - 2.2.4.2. Autres résultats
 - 2.2.5. Autres études
 - 2.2.6. Conclusion sur les polluants organiques
- 2.3. Les bactéries
 - 2.3.1. La contamination bactérienne dans les ports
 - 2.3.1.1. Les données du Service Maritime de la Gironde de 1975 à 1987
 - 2.3.1.2. Les données IFREMER
 - 2.3.2. La bactériologie des eaux de baignade (réseau DDASS)
 - 2.3.2.1. La réglementation
 - 2.3.2.2. Les résultats de 18 années de contrôle
 - 2.3.3. La contamination bactérienne dans le secteur de La Salie
 - 2.3.4. Les résultats du Réseau de surveillance Microbiologique IFREMER des mollusques (REMI)
 - 2.3.4.1. Les paramètres pris en compte et les méthodes d'analyses
 - 2.3.4.2. Les classes de contamination
 - 2.3.4.2.1. L'ancienne réglementation française
 - 2.3.4.2.2. La réglementation actuelle
 - 2.3.4.3. Les stations de prélèvement du réseau national de surveillance (REMI)
 - 2.3.4.3.1. Situation
 - 2.3.4.3.2. Résultats
 - 2.3.4.4. La surveillance globale du bassin
 - 2.3.4.4.1. Situation des stations de prélèvements
 - 2.3.4.4.2. Résultats
 - 2.3.4.4.3. Relation avec la période de prélèvement
 - 2.3.4.4.4. Relation avec la pluviométrie
 - 2.3.4.4.5. Relation avec la situation géographique du point de prélèvement
 - 2.3.6. Conclusion sur la bactériologie

CONCLUSION

Liste des Figures

- Schéma 1 : Hypothèses sur les mécanismes d'apports en Zinc dans la Baie d'Arcachon (*in* FAUGERE *et al.*, 1981).
- Schéma 2 : Cycle hypothétique du Zinc dans la Baie d'Arcachon (*in* FAUGERE *et al.*, 1981).
- Fig. 1 : Stations de prélèvements bactériologiques sur les ruisseaux.
- Fig. 2 : Résultats des analyses bactériologiques (coliformes fécaux par 100 ml) sur les ruisseaux (données IFREMER Arcachon).
- Fig. 3 : L'usine de la Cellulose du Pin à Facture dans son environnement (*in* CASSOU-MOUNAT, 1975).
- Fig. 4 : Le réseau d'assainissement du Bassin d'Arcachon (d'après SIBA, 1995).
- Fig. 5 : Répartition par classe des résultats d'analyses bactériologiques sur l'eau de l'effluent de La Salie (d'après données SIBA).
- Fig. 6 : Origine des macro-déchets observés le long du littoral atlantique en mars-avril 1982 (*in* LOUBERSAC, 1982).
- Fig. 7 : Stations de prélèvements dans la colonne d'eau de la campagne SMVM 1994.
- Fig. 8 : Stations RNO des prélèvements dans la colonne d'eau.
- Fig. 9 : Stations des réseaux de surveillance champ proche et champ lointain de l'effluent de La Salie.
- Fig. 10 : Stations RNO des prélèvements de sédiment.
- Fig. 11 : Stations de prélèvements dans la colonne d'eau de l'étude du cycle du zinc (FAUGERE *et al.*, 1981).
- Fig. 12 : Stations de prélèvements de sédiment de l'étude du cycle du zinc (FAUGERE *et al.*, 1981).
- Fig. 13 : Station suivie par LAPAQUELLERIE *et al.* (1992).
- Fig. 14 : Stations de prélèvements de sédiment de la campagne SMVM 1994.
- Fig. 15 : Sites de prélèvements d'échantillons de dragages soumis à analyses chimiques.
- Fig. 16 : Concentrations en butylétains (ng Sn.g⁻¹ de sédiment sec) dans les sédiments superficiels du Bassin d'Arcachon (*in* SARRADIN *et al.*, 1991).
- Fig. 17 : Points RNO de prélèvements matière vivante (huîtres).
- Fig. 18 : Evolution des teneurs en cuivre dans les huîtres (mg.kg⁻¹ p.s.) (données RNO).
- Fig. 19 : Evolution des teneurs en zinc dans les huîtres (mg.kg⁻¹ p.s.) (données RNO).
- Fig. 20 : Concentrations en détergents dans le Bassin d'Arcachon en 1973 (d'après ARZUL-GUEGUEN, 1974).
- Fig. 21 : Evolution de la somme des teneurs en DDT, DDD et DDE dans les huîtres (µg.kg⁻¹ p.s.) (données RNO).
- Fig. 22 : Evolution des concentrations en α et γ HCH dans les huîtres sur les différents sites du Bassin (µg.kg⁻¹) (données RNO).
- Fig. 23 : Surveillance sanitaire des zones de baignade en mer du Bassin d'Arcachon (document du Service Hygiène et de Santé du SIBA).
- Fig. 24 : Répartition par classe des résultats d'analyses bactériologiques sur l'eau du champ proche de La Salie (d'après données SIBA).

- Fig. 25 : Situation des points de prélèvement du réseau de surveillance bactériologique (REMI).
- Fig. 26 : Situation des points de prélèvements du réseau de surveillance bactériologique étendu.
- Fig. 27 : Pourcentages de résultats supérieurs à 300 coliformes fécaux par 100 g selon les mois de prélèvements au cours des cinq années d'étude.
- Fig. 28 : Relation entre la pluviométrie annuelle et le pourcentage d'analyses supérieures à 300 coliformes fécaux par 100 mg de chair.
- Fig. 29 : Relation entre la situation géographique des prélèvements et les pourcentages par classe de contamination.

Liste des tableaux

- Tableau 1 : Eléments mineurs et traces dans les sols podzoliques des landes de Gascogne (en mg.kg^{-1} de sol sec) (DUMON, 1986).
- Tableau 2 : Concentrations moyennes en $\mu\text{g.l}^{-1}$ dans les eaux de l'Eyre entre 1971 et 1993.
- Tableau 3 : Evolution de la production (tonnes) de papier kraft de l'usine de la Cellulose du Pin.
- Tableau 4 : Statistiques sur les teneurs en DCO, DBO5 et MES de l'effluent rejeté en mer.
- Tableau 5 : Concentrations moyennes et flux journaliers et annuels de l'effluent rejeté en mer en 1994.
- Tableau 6 : Contribution des eaux usées urbaines et industrielles au rejet en mer en 1994.
- Tableau 7 : Concentrations des métaux dans l'eau côtière ($\mu\text{g.l}^{-1}$) (eau filtrée à $0,45 \mu\text{m}$) (RNO, 1981).
- Tableau 8 : Evolution des concentrations en étain total et étain organique dans l'eau des ports du Bassin d'Arcachon entre 1982 et 1985 ($\mu\text{g.l}^{-1}$) (ALZIEU *et al.*, 1986).
- Tableau 9 : Echelle d'action du TBT dans l'eau sur les organismes marins (*in* ALZIEU, 1989).
- Tableau 10 : Concentrations en métaux dans les eaux de la zone de rejet de l'émissaire de La Salie entre 1978 et 1988 ($\mu\text{g.l}^{-1}$) (DDASS *in* SIBA, 1989).
- Tableau 11 : Concentrations en métaux (mg.kg^{-1}) dans la fraction fine ($< 63 \mu\text{m}$) du sédiment (RNO, 1981).
- Tableau 12 : Teneurs en métaux dans les sédiments (en mg.kg^{-1} poids sec) dans la fraction fine ($< 63 \mu\text{m}$) du sédiment superficiel du Bassin d'Arcachon (données RNO).
- Tableau 13 : Teneurs en métaux dans les sédiments de deux secteurs du Bassin d'Arcachon (fraction totale) (mg.kg^{-1}) (*in* FERAL, 1988).
- Tableau 14 : Teneurs extrêmes en métaux relevées dans les sédiments (fraction totale) (mg.kg^{-1} poids sec ou ppm) dans diverses études ponctuelles.
- Tableau 15 : Valeurs de références provisoires (mg.kg^{-1}) des déblais de dragage déterminées en France (GEODE).
- Tableau 16 : Teneurs moyennes en métaux (mg.kg^{-1} poids sec) dans les sédiments (fraction totale) des ports et chenaux d'accès entre 1975 et 1991 (ULANGA, 1992).
- Tableau 17 : Niveaux de contamination pour les huîtres (mg.kg^{-1} poids sec), définis par les conventions d'Oslo à Paris.
- Tableau 18 : Données statistiques sur les teneurs en métaux mesurés dans les huîtres du littoral Manche-Atlantique sur la période 1979-1993 (mg.kg^{-1} poids sec) (RNO, 1995).
- Tableau 19 : Niveau moyen de contamination des huîtres sur les différents sites du Bassin d'Arcachon de 1979 à 1993 (mg.kg^{-1} de chair sèche ou ppm) (données RNO).
- Tableau 20 : Evolution des teneurs en étain total et en étain organique dans les huîtres du Bassin d'Arcachon entre 1982 et 1985 (mg.kg^{-1} chair sèche) (ALZIEU *et al.*, 1986).
- Tableau 21 : Teneurs en métaux dans le Bassin d'Arcachon en 1986 et 1987 (mg.kg^{-1} chair sèche) (COSSA *et al.*, 1989).
- Tableau 22 : Valeurs de référence des polluants organiques dans l'eau (d'après MARCHAND *in* RNO, 1988).
- Tableau 23 : Résultats RNO sur le sédiment (fraction totale) dans le Bassin d'Arcachon (8 prélèvements en 1981) (MARCHAND *in* RNO, 1988).
- Tableau 24 : Résultats synthétisés des mesures dans les sédiments des ports et des chenaux d'accès entre 1975 et 1991 (d'après ULANGA, 1992).

- Tableau 25 : Valeurs de références provisoires ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) des déblais de dragage déterminées en FRANCE (GEODE).
- Tableau 26 : Niveaux de contamination pour les huîtres définis par les conventions d'Oslo à Paris.
- Tableau 27 : Données statistiques sur les teneurs en contaminants mesurés dans les huîtres du littoral Manche-Atlantique sur la période 1979-1993 ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids sec pour les composés organochlorés et mg.kg^{-1} poids sec pour les hydrocarbures polyaromatiques PAH) (RNO, 1995).
- Tableau 28 : Niveau moyen de contamination des huîtres sur les différents sites du Bassin d'Arcachon de 1979 à 1993. Les résultats sont exprimés en mg.kg^{-1} de chair sèche pour les hydrocarbures polyaromatiques (PAH) et en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pour les composés organochlorés (données RNO).
- Tableau 29 : La contamination bactérienne du port d'Arcachon en 1990 et 1991 (résultats en pourcentages d'analyses par classe de contamination sur 24 analyses par site) (données IFREMER Arcachon).
- Tableau 30 : Valeurs de G et I pour les différents paramètres bactériologiques.
- Tableau 31 : Classification de la qualité des eaux de baignade selon les résultats d'analyses bactériologiques.
- Tableau 32 : Evolution de la qualité bactériologique des eaux de baignade du Bassin d'Arcachon (document du Service d'Hygiène et de Santé du SIBA).
- Tableau 33 : Norme de salubrité des zones de production en application de l'arrêté du 21 juillet 1995.
- Tableau 34 : Répartition par classe de la contamination du Bassin d'Arcachon des résultats des 8 stations du réseau de surveillance (1989-1993) (REMI).
- Tableau 35 : Répartition par classe de la contamination bactérienne des 8 sites de référence du réseau de surveillance microbiologique (1989-1993).
- Tableau 36 : Répartition par classe de contamination, tous sites confondus (1989-1993).
- Tableau 37 : Répartition de la contamination des coquillages du Banc d'Arguin par classe de salubrité de mai à octobre 1994 (ACHARD-STABLO, 1994).

INTRODUCTION

Le Bassin d'Arcachon est non seulement un écosystème lagunaire remarquable mais aussi un site privilégié tant comme cadre de vie pour ses riverains que pour l'exercice d'activités économiques telles l'ostréiculture, le tourisme et la pêche. La conservation et l'amélioration de la qualité de ses eaux sont essentielles au maintien et au développement de ces atouts. Il convient donc de faire le point sur les sources et types d'apports polluants susceptibles d'altérer la qualité du milieu et sur les niveaux de contamination rencontrés dans la Baie.

Généralités sur les polluants

A la suite de MARTIN *et al.* (1976), nous considérerons comme polluant tout élément qui présente une concentration supérieure à la concentration naturelle dans un système non pollué, qu'il soit étranger au système (radio-éléments artificiels, détergents, pesticides, bactéries fécales...) ou, au contraire, familier au système (éléments minéraux ou organiques).

1. Types de polluants

On distingue classiquement deux types de polluants (MAUVAIS, 1988) :

- les polluants conservatifs qui ne seront pas éliminés du milieu qu'ils soient dissous dans l'eau ou fixés sur le matériel particulaire (en général sur la fraction organique) ; ce sont les métaux (mercure, cadmium, plomb...) et les polluants organiques non biodégradables (polychlorobiphényles ou PCB, dichloro-diphényl-trichloroéthane ou DDT) ;
- les polluants non conservatifs qui à terme disparaissent ; ce sont la matière organique, les sels nutritifs, les bactéries et virus, les polluants organiques biodégradables (hydrocarbures, détergents, certains produits phytosanitaires...).

Dans cette classification, la matière organique occupe une place particulière du fait de sa propriété d'adsorber de nombreux contaminants et de servir de support aux bactéries. Elle représente donc un excellent vecteur de polluants en dehors de l'impact propre qu'elle peut avoir sur le milieu.

Ces polluants peuvent avoir des effets sur les peuplements naturels (déséquilibres, dégradations ou proliférations) et/ou sur la santé humaine. Signalons que l'amélioration constante des techniques analytiques peut rendre délicates les comparaisons dans le temps et la recherche de tendances sur des périodes assez longues.

2. Modes d'apport

Les polluants rejetés dans l'environnement peuvent parvenir au littoral de manière ponctuelle ou diffuse. Nous retiendrons trois modes principaux d'apports (ANONYME, 1990) :

- les apports à partir des navires constitués des rejets de dragage et des rejets communs dus au fonctionnement même des bateaux (ordures, eaux usées, hydrocarbures...) auxquels s'ajoutent les substances actives des peintures antisalissure diffusant dans le milieu ;

II.2. POLLUANTS

INTRODUCTION

1. Les différentes sources d'apports au Bassin d'Arcachon

- 1.1. Contexte géochimique des sols des Landes
- 1.2. Les apports par les rivières
- 1.3. Les apports diffus
- 1.4. Le rejet du réseau d'assainissement du Bassin d'Arcachon
 - 1.4.1. Nature des effluents
 - 1.4.2. Contrôles et normes de rejet
 - 1.4.3. Caractéristiques de l'effluent
 - 1.4.3.1. Débits
 - 1.4.3.2. Composition de l'effluent
 - 1.4.3.3. Contribution relative des eaux usées urbaines et industrielles à l'effluent
- 1.5. Les rejets ponctuels
- 1.6. Les apports par la navigation et les ports
- 1.7. Les apports par l'océan : les macrodéchets
- 1.8. Les apports accidentels

2. Les teneurs observées dans le milieu

- 2.1. Les métaux
 - 2.1.1. Généralités sur les métaux
 - 2.1.2. Les données disponibles
 - 2.1.3. Les teneurs en métaux dans l'eau de mer
 - 2.1.3.1. Le mercure (Hg)
 - 2.1.3.2. Le cadmium (Cd)
 - 2.1.3.3. Le zinc (Zn)
 - 2.1.3.4. Le cuivre (Cu) et le plomb (Pb)
 - 2.1.3.5. L'étain (Sn)
 - 2.1.3.6. Résultats de la surveillance de la zone de rejet de l'émissaire de La Salie
 - 2.1.4. Les teneurs en métaux dans les sédiments
 - 2.1.4.1. Les résultats du Réseau National d'Observation
 - 2.1.4.2. Etude de FERAL (1988)
 - 2.1.4.3. Résultats de l'étude de FAUGERE *et al.* (1981)
 - 2.1.4.4. Etude de CARRUESCO et LAPAQUELLERIE (1985)
 - 2.1.4.5. Etude de LAPAQUELLERIE *et al.* (1992)
 - 2.1.4.6. Diverses études ponctuelles
 - 2.1.4.7. Les teneurs des sédiments des ports et des chenaux d'accès
 - 2.1.4.8. Les teneurs en TBT dans les sédiments
 - 2.1.5. Les teneurs en métaux dans la matière vivante
 - 2.1.5.1. Les métaux dans les mollusques (résultats RNO)
 - 2.1.5.1.1. Recommandations et niveaux de présence
 - 2.1.5.1.2. Niveaux de présence dans les mollusques
 - 2.1.5.2. Autres études
 - 2.1.6. Conclusion sur les métaux

2.2. Les polluants organiques

- 2.2.1. Généralités sur les polluants organiques
- 2.2.2. Les polluants organiques dans l'eau
 - 2.2.2.1. Les niveaux de référence
 - 2.2.2.2. Les résultats du RNO
 - 2.2.2.3. Autres études
- 2.2.3. Les polluants organiques dans le sédiment
 - 2.2.3.1. Les résultats du RNO
 - 2.2.3.2. Autres études
- 2.2.4. Les polluants organiques dans la matière vivante
 - 2.2.4.1. Les résultats du RNO matière vivante
 - 2.2.4.1.1. Recommandations et niveaux de présence
 - 2.2.4.1.2. Résultats
 - 2.2.4.2. Autres résultats
- 2.2.5. Autres études
- 2.2.6. Conclusion sur les polluants organiques

2.3. Les bactéries

- 2.3.1. La contamination bactérienne dans les ports
 - 2.3.1.1. Les données du Service Maritime de la Gironde de 1975 à 1987
 - 2.3.1.2. Les données IFREMER
- 2.3.2. La bactériologie des eaux de baignade (réseau DDASS)
 - 2.3.2.1. La réglementation
 - 2.3.2.2. Les résultats de 18 années de contrôle
- 2.3.3. La contamination bactérienne dans le secteur de La Salie
- 2.3.4. Les résultats du Réseau de surveillance Microbiologique IFREMER des mollusques (REMI)
 - 2.3.4.1. Les paramètres pris en compte et les méthodes d'analyses
 - 2.3.4.2. Les classes de contamination
 - 2.3.4.2.1. L'ancienne réglementation française
 - 2.3.4.2.2. La réglementation actuelle
 - 2.3.4.3. Les stations de prélèvement du réseau national de surveillance (REMI)
 - 2.3.4.3.1. Situation
 - 2.3.4.3.2. Résultats
 - 2.3.4.4. La surveillance globale du bassin
 - 2.3.4.4.1. Situation des stations de prélèvements
 - 2.3.4.4.2. Résultats
 - 2.3.4.4.3. Relation avec la période de prélèvement
 - 2.3.4.4.4. Relation avec la pluviométrie
 - 2.3.4.4.5. Relation avec la situation géographique du point de prélèvement
- 2.3.6. Conclusion sur la bactériologie

CONCLUSION

Liste des Figures

Schéma 1 : Hypothèses sur les mécanismes d'apports en Zinc dans la Baie d'Arcachon (*in* FAUGERE *et al.*, 1981).

Schéma 2 : Cycle hypothétique du Zinc dans la Baie d'Arcachon (*in* FAUGERE *et al.*, 1981).

Fig. 1 : Stations de prélèvements bactériologiques sur les ruisseaux.

Fig. 2 : Résultats des analyses bactériologiques (coliformes fécaux par 100 ml) sur les ruisseaux (données IFREMER Arcachon).

Fig. 3 : L'usine de la Cellulose du Pin à Fature dans son environnement (*in* CASSOU-MOUNAT, 1975).

Fig. 4 : Le réseau d'assainissement du Bassin d'Arcachon (d'après SIBA, 1995).

Fig. 5 : Répartition par classe des résultats d'analyses bactériologiques sur l'eau de l'effluent de La Salie (d'après données SIBA).

Fig. 6 : Origine des macro-déchets observés le long du littoral atlantique en mars-avril 1982 (*in* LOUBERSAC, 1982).

Fig. 7 : Stations de prélèvements dans la colonne d'eau de la campagne SMVM 1994.

Fig. 8 : Stations RNO des prélèvements dans la colonne d'eau.

Fig. 9 : Stations des réseaux de surveillance champ proche et champ lointain de l'effluent de La Salie.

Fig. 10 : Stations RNO des prélèvements de sédiment.

Fig. 11 : Stations de prélèvements dans la colonne d'eau de l'étude du cycle du zinc (FAUGERE *et al.*, 1981).

Fig. 12 : Stations de prélèvements de sédiment de l'étude du cycle du zinc (FAUGERE *et al.*, 1981).

Fig. 13 : Station suivie par LAPAQUELLERIE *et al.* (1992).

Fig. 14 : Stations de prélèvements de sédiment de la campagne SMVM 1994.

Fig. 15 : Sites de prélèvements d'échantillons de dragages soumis à analyses chimiques.

Fig. 16 : Concentrations en butylétains (ng Sn.g⁻¹ de sédiment sec) dans les sédiments superficiels du Bassin d'Arcachon (*in* SARRADIN *et al.*, 1991).

Fig. 17 : Points RNO de prélèvements matière vivante (huîtres).

Fig. 18 : Evolution des teneurs en cuivre dans les huîtres (mg.kg⁻¹ p.s.) (données RNO).

Fig. 19 : Evolution des teneurs en zinc dans les huîtres (mg.kg⁻¹ p.s.) (données RNO).

Fig. 20 : Concentrations en détergents dans le Bassin d'Arcachon en 1973 (d'après ARZUL-GUEGUEN, 1974).

Fig. 21 : Evolution de la somme des teneurs en DDT, DDD et DDE dans les huîtres (µg.kg⁻¹ p.s.) (données RNO).

Fig. 22 : Evolution des concentrations en α et γ HCH dans les huîtres sur les différents sites du Bassin (µg.kg⁻¹) (données RNO).

Fig. 23 : Surveillance sanitaire des zones de baignade en mer du Bassin d'Arcachon (document du Service Hygiène et de Santé du SIBA).

Fig. 24 : Répartition par classe des résultats d'analyses bactériologiques sur l'eau du champ proche de La Salie (d'après données SIBA).

- Fig. 25 : Situation des points de prélèvement du réseau de surveillance bactériologique (REMI).
- Fig. 26 : Situation des points de prélèvements du réseau de surveillance bactériologique étendu.
- Fig. 27 : Pourcentages de résultats supérieurs à 300 coliformes fécaux par 100 g selon les mois de prélèvements au cours des cinq années d'étude.
- Fig. 28 : Relation entre la pluviométrie annuelle et le pourcentage d'analyses supérieures à 300 coliformes fécaux par 100 mg de chair.
- Fig. 29 : Relation entre la situation géographique des prélèvements et les pourcentages par classe de contamination.

Liste des tableaux

- Tableau 1 : Eléments mineurs et traces dans les sols podzoliques des landes de Gascogne (en mg.kg^{-1} de sol sec) (DUMON, 1986).
- Tableau 2 : Concentrations moyennes en $\mu\text{g.l}^{-1}$ dans les eaux de l'Eyre entre 1971 et 1993.
- Tableau 3 : Evolution de la production (tonnes) de papier kraft de l'usine de la Cellulose du Pin.
- Tableau 4 : Statistiques sur les teneurs en DCO, DBO5 et MES de l'effluent rejeté en mer.
- Tableau 5 : Concentrations moyennes et flux journaliers et annuels de l'effluent rejeté en mer en 1994.
- Tableau 6 : Contribution des eaux usées urbaines et industrielles au rejet en mer en 1994.
- Tableau 7 : Concentrations des métaux dans l'eau côtière ($\mu\text{g.l}^{-1}$) (eau filtrée à $0,45 \mu\text{m}$) (RNO, 1981).
- Tableau 8 : Evolution des concentrations en étain total et étain organique dans l'eau des ports du Bassin d'Arcachon entre 1982 et 1985 ($\mu\text{g.l}^{-1}$) (ALZIEU *et al.*, 1986).
- Tableau 9 : Echelle d'action du TBT dans l'eau sur les organismes marins (*in* ALZIEU, 1989).
- Tableau 10 : Concentrations en métaux dans les eaux de la zone de rejet de l'émissaire de La Salie entre 1978 et 1988 ($\mu\text{g.l}^{-1}$) (DDASS *in* SIBA, 1989).
- Tableau 11 : Concentrations en métaux (mg.kg^{-1}) dans la fraction fine ($< 63 \mu\text{m}$) du sédiment (RNO, 1981).
- Tableau 12 : Teneurs en métaux dans les sédiments (en mg.kg^{-1} poids sec) dans la fraction fine ($< 63 \mu\text{m}$) du sédiment superficiel du Bassin d'Arcachon (données RNO).
- Tableau 13 : Teneurs en métaux dans les sédiments de deux secteurs du Bassin d'Arcachon (fraction totale) (mg.kg^{-1}) (*in* FERAL, 1988).
- Tableau 14 : Teneurs extrêmes en métaux relevées dans les sédiments (fraction totale) (mg.kg^{-1} poids sec ou ppm) dans diverses études ponctuelles.
- Tableau 15 : Valeurs de références provisoires (mg.kg^{-1}) des déblais de dragage déterminées en France (GEODE).
- Tableau 16 : Teneurs moyennes en métaux (mg.kg^{-1} poids sec) dans les sédiments (fraction totale) des ports et chenaux d'accès entre 1975 et 1991 (ULANGA, 1992).
- Tableau 17 : Niveaux de contamination pour les huîtres (mg.kg^{-1} poids sec), définis par les conventions d'Oslo à Paris.
- Tableau 18 : Données statistiques sur les teneurs en métaux mesurés dans les huîtres du littoral Manche-Atlantique sur la période 1979-1993 (mg.kg^{-1} poids sec) (RNO, 1995).
- Tableau 19 : Niveau moyen de contamination des huîtres sur les différents sites du Bassin d'Arcachon de 1979 à 1993 (mg.kg^{-1} de chair sèche ou ppm) (données RNO).
- Tableau 20 : Evolution des teneurs en étain total et en étain organique dans les huîtres du Bassin d'Arcachon entre 1982 et 1985 (mg.kg^{-1} chair sèche) (ALZIEU *et al.*, 1986).
- Tableau 21 : Teneurs en métaux dans le Bassin d'Arcachon en 1986 et 1987 (mg.kg^{-1} chair sèche) (COSSA *et al.*, 1989).
- Tableau 22 : Valeurs de référence des polluants organiques dans l'eau (d'après MARCHAND *in* RNO, 1988).
- Tableau 23 : Résultats RNO sur le sédiment (fraction totale) dans le Bassin d'Arcachon (8 prélèvements en 1981) (MARCHAND *in* RNO, 1988).
- Tableau 24 : Résultats synthétisés des mesures dans les sédiments des ports et des chenaux d'accès entre 1975 et 1991 (d'après ULANGA, 1992).

- Tableau 25 : Valeurs de références provisoires ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) des déblais de dragage déterminées en FRANCE (GEODE).
- Tableau 26 : Niveaux de contamination pour les huîtres définis par les conventions d'Oslo à Paris.
- Tableau 27 : Données statistiques sur les teneurs en contaminants mesurés dans les huîtres du littoral Manche-Atlantique sur la période 1979-1993 ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids sec pour les composés organochlorés et mg.kg^{-1} poids sec pour les hydrocarbures polyaromatiques PAH) (RNO, 1995).
- Tableau 28 : Niveau moyen de contamination des huîtres sur les différents sites du Bassin d'Arcachon de 1979 à 1993. Les résultats sont exprimés en mg.kg^{-1} de chair sèche pour les hydrocarbures polyaromatiques (PAH) et en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pour les composés organochlorés (données RNO).
- Tableau 29 : La contamination bactérienne du port d'Arcachon en 1990 et 1991 (résultats en pourcentages d'analyses par classe de contamination sur 24 analyses par site) (données IFREMER Arcachon).
- Tableau 30 : Valeurs de G et I pour les différents paramètres bactériologiques.
- Tableau 31 : Classification de la qualité des eaux de baignade selon les résultats d'analyses bactériologiques.
- Tableau 32 : Evolution de la qualité bactériologique des eaux de baignade du Bassin d'Arcachon (document du Service d'Hygiène et de Santé du SIBA).
- Tableau 33 : Norme de salubrité des zones de production en application de l'arrêté du 21 juillet 1995.
- Tableau 34 : Répartition par classe de la contamination du Bassin d'Arcachon des résultats des 8 stations du réseau de surveillance (1989-1993) (REMI).
- Tableau 35 : Répartition par classe de la contamination bactérienne des 8 sites de référence du réseau de surveillance microbiologique (1989-1993).
- Tableau 36 : Répartition par classe de contamination, tous sites confondus (1989-1993).
- Tableau 37 : Répartition de la contamination des coquillages du Banc d'Arguin par classe de salubrité de mai à octobre 1994 (ACHARD-STABLO, 1994).

INTRODUCTION

Le Bassin d'Arcachon est non seulement un écosystème lagunaire remarquable mais aussi un site privilégié tant comme cadre de vie pour ses riverains que pour l'exercice d'activités économiques telles l'ostréiculture, le tourisme et la pêche. La conservation et l'amélioration de la qualité de ses eaux sont essentielles au maintien et au développement de ces atouts. Il convient donc de faire le point sur les sources et types d'apports polluants susceptibles d'altérer la qualité du milieu et sur les niveaux de contamination rencontrés dans la Baie.

Généralités sur les polluants

A la suite de MARTIN *et al.* (1976), nous considérerons comme polluant tout élément qui présente une concentration supérieure à la concentration naturelle dans un système non pollué, qu'il soit étranger au système (radio-éléments artificiels, détergents, pesticides, bactéries fécales...) ou, au contraire, familier au système (éléments minéraux ou organiques).

1. Types de polluants

On distingue classiquement deux types de polluants (MAUVAIS, 1988) :

- les polluants conservatifs qui ne seront pas éliminés du milieu qu'ils soient dissous dans l'eau ou fixés sur le matériel particulaire (en général sur la fraction organique) ; ce sont les métaux (mercure, cadmium, plomb...) et les polluants organiques non biodégradables (polychlorobiphényles ou PCB, dichloro-diphényl-trichloroéthane ou DDT) ;
- les polluants non conservatifs qui à terme disparaissent ; ce sont la matière organique, les sels nutritifs, les bactéries et virus, les polluants organiques biodégradables (hydrocarbures, détergents, certains produits phytosanitaires...).

Dans cette classification, la matière organique occupe une place particulière du fait de sa propriété d'adsorber de nombreux contaminants et de servir de support aux bactéries. Elle représente donc un excellent vecteur de polluants en dehors de l'impact propre qu'elle peut avoir sur le milieu.

Ces polluants peuvent avoir des effets sur les peuplements naturels (déséquilibres, dégradations ou proliférations) et/ou sur la santé humaine. Signalons que l'amélioration constante des techniques analytiques peut rendre délicates les comparaisons dans le temps et la recherche de tendances sur des périodes assez longues.

2. Modes d'apport

Les polluants rejetés dans l'environnement peuvent parvenir au littoral de manière ponctuelle ou diffuse. Nous retiendrons trois modes principaux d'apports (ANONYME, 1990) :

- les apports à partir des navires constitués des rejets de dragage et des rejets communs dus au fonctionnement même des bateaux (ordures, eaux usées, hydrocarbures...) auxquels s'ajoutent les substances actives des peintures antisalissure diffusant dans le milieu ;

- les apports à partir de la terre surtout véhiculés par l'eau douce par le biais des rivières, du ruissellement et de la nappe phréatique (avec lessivage des sols du bassin versant), par le biais des rejets directs d'eaux usées urbaines ou industrielles, des rejets d'effluents épurés et des écoulements des réseaux pluviaux ; ils peuvent être aussi véhiculés par l'océan comme certaines ordures ménagères (macro-déchets) directement rejetées en mer puis disséminées sur les rivages au gré des courants ;
- les apports d'origine atmosphérique constitués de retombées sèches ou d'éléments particuliers et dissous véhiculés par les pluies. La contamination de l'atmosphère provient de la mise en suspension de poussières et des émissions gazeuses de diverses origines : installations de combustion industrielles ou particulières, procédés industriels, transport routier.

Eléments	Landes de Gascogne (DUMON, 1986)			Sols non cultivés (CONNOR <i>et al.</i> , 1975)	
	mini	maxi	moyenne	mini	maxi
Ba	50	641	229	30	5000
Cl	2	1209	138	-	-
Br	2	1008	86	-	-
S	2	799	78	-	-
Cu	21	84	57	3	300
Zr	18	221	56	30	890
Sr	19	73	36	< 5	500
Rb	2	60	21	-	-
Zn	7	36	16	10	275
Cr	2	58	15	3	170
Nb	3	21	8	< 10	50
Co	1	8	0,7	< 2	50
Ni	1	17	6	< 3	300
Pb	1	37	5	< 7	200
Ga	1	17	5	< 1,5	70
Th	1	11	4	5,3	15
U	1	11	3	1,7	7
As	1	12	2	2,4	170

Tableau 1 : Eléments mineurs et traces dans les sols podzoliques des landes de Gascogne (en mg.kg^{-1} de sol sec) (DUMON, 1986)

1. Les différentes sources d'apports au Bassin d'Arcachon

Parmi les différentes sources d'apports polluants au Bassin, les plus importantes sont relativement bien connues tandis que d'autres nécessiteraient d'être étudiées. Nous allons tenter de faire le bilan des données actuellement disponibles en signalant leurs insuffisances. Nous aborderons aussi les risques occasionnels de contaminations qui pourraient exister. Les apports en nutriments et en matière organique ont été traités dans le chapitre "Hydrologie continentale".

1.1. Contexte géochimique des sols des Landes

DUMON (1986) a étudié le "bruit de fond géochimique", c'est-à-dire la teneur moyenne des formations superficielles du Sable des Landes en divers éléments. Le tableau 1 permet de comparer les concentrations en éléments mineurs et traces des sols des Landes aux données correspondantes observées aux Etats-Unis et reposant sur un nombre exceptionnel d'échantillons (CONNOR *et al.* in DUMON, 1986). On y observera que, quelques éléments mis à part tels le brome (Br) et le cuivre (Cu), ces sols podzoliques sont de manière générale très pauvres au plan minéral.

En ce qui concerne le zinc, nous disposons d'une étude spécifique menée en 1981 afin de déterminer l'origine des teneurs relativement élevées rencontrées dans les eaux du Bassin. Ce travail a mis en évidence un enrichissement en zinc dans les niveaux pédologiques (Ao) pouvant être dû à l'apport d'amendements ainsi que des teneurs relativement importantes dans les minéraux lourds et les écorces de pin (FAUGERE *et al.*, 1981).

1.2. Les apports par les rivières

De nombreux canaux, fossés de drainage ("crastes*") et rivières aboutissent au Bassin d'Arcachon. La rivière la plus importante est l'Eyre qui, avec un débit moyen de $22 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, fournit à elle seule près de 70 % de l'eau douce apportée par les cours d'eau. Rappelons que l'Eyre et ses affluents agissent beaucoup plus comme agents de drainage de la nappe phréatique qu'en rassembleurs d'eau de ruissellement superficiel.

Les données disponibles concernent d'une part les nutriments (étudiés en particulier dans le cadre de l'étude sur la prolifération de *Monostroma obscurum* dans le Bassin) et d'autre part les paramètres (toxiques, bactéries ...) suivis par l'Agence de l'eau Adour-Garonne (Réseau National de Bassin RNB) à raison de 10 à 12 prélèvements par an depuis 1971. Les premières données ont été présentées dans le chapitre "Hydrologie continentale".

Le tableau 2 regroupe les statistiques calculées à partir des données RNB sur l'Eyre. Il faut signaler que pour le mercure et le cadmium la plupart des valeurs sont inférieures au seuil de détection. C'est pourquoi les moyennes et écart-types ne sont pas mentionnés car ils auraient peu de sens. Les concentrations sont dans l'ensemble faibles puisque moins de 10 % des valeurs dépassent le seuil de la classe 1A (eaux considérées comme exemptes de pollution) des critères des Agences de l'Eau (Agence de l'Eau Adour-Garonne, 1992). Ajoutons que les analyses pratiquées en 1981 dans les sédiments de l'Eyre n'ont pas fait apparaître une pollution

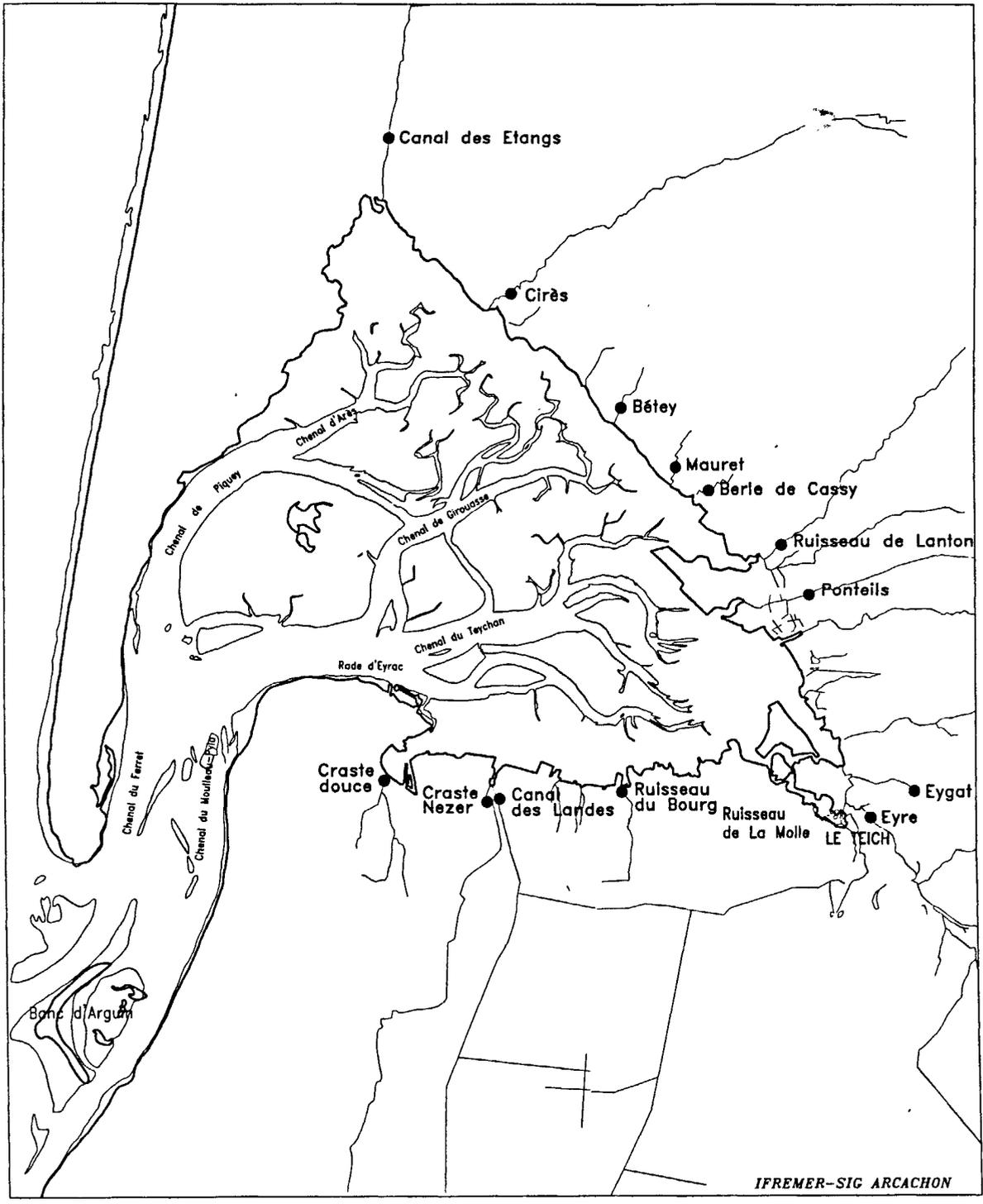


Figure 1 : Stations de prélèvements bactériologiques sur les ruisseaux

significative par les métaux ; il en a été de même pour les pesticides et organo-chlorés ainsi que pour le mercure dans le poisson (DIREN, 1993).

Paramètres ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	n	seuil de détection	nb valeurs > au seuil de détection	moyenne	écart-type	maxi	seuil de la classe IA	% des valeurs > seuil IA
Mercure	168	0,05	17	-	-	11	0,5	0,6 %
Cadmium	199	1	12	-	-	20	1	3 %
Zinc	199	1	188	12,19	15,10	120	500	0 %
Plomb	199	0,5	158	2,22	3,25	28	50	0 %
Cuivre	199	0,5	162	9,36	61,56	850	20	6 %
Détergents	229	10	220	65,57	8,14	850	200	3,5 %

Tableau 2 : Concentrations moyennes en $\mu\text{g.l}^{-1}$ dans les eaux de l'Eyre entre 1971 et 1993

FAUGERE *et al.* (1981), dans l'étude menée sur le zinc, font état de valeurs moyennes pour ce paramètre voisines de $20 \mu\text{g.l}^{-1}$ (correspondant à celles rencontrées dans les fleuves girondins) et parfois de valeurs exceptionnelles beaucoup plus fortes dans le canal du Porge ($300 \mu\text{g.l}^{-1}$ en octobre 1980), dans l'Eygat ($1020 \mu\text{g.l}^{-1}$ en août 1980) et à un moindre degré dans l'Eyre ($40 \mu\text{g.l}^{-1}$ au pont de Lamothe en octobre 1980). Ces auteurs rapportent que les teneurs en zinc dissous sont pratiquement toujours supérieures à celles du zinc particulaire : le fait que les acides humiques qui seraient les supports de l'élément zinc se retrouvent dans l'eau filtrée à $0,45 \mu\text{m}$ permettrait d'expliquer ce résultat. Les teneurs en zinc particulaire ont des gammes de variation comparables à celles de la Garonne à La Réole (FAUGERE *et al.*, 1981). Comme pour le zinc dissous, il doit être mentionné que de fortes valeurs ont été relevées exceptionnellement dans l'Eyre à Salles ($5820 \mu\text{g.l}^{-1}$ en juillet 1980), dans l'Eygat ($2427 \mu\text{g.l}^{-1}$ en août 1980) et dans le ruisseau de Lacanau de Mios ($2151 \mu\text{g.l}^{-1}$ en avril 1980). L'apport de zinc par les cours d'eau au Bassin a été évalué à 20 t.an^{-1} dont les $3/4$ par l'Eyre (FAUGERE *et al.*, 1981).

Un suivi de la contamination bactérienne (germes test de contamination fécale) de 13 cours d'eau et crastes tributaires du Bassin a été effectué régulièrement par l'IFREMER de 1989 à 1994, à raison d'un prélèvement par mois (Fig. 1). L'examen des résultats obtenus (Fig. 2) montre que les eaux des ruisseaux du pourtour du Bassin qui traversent des localités (Ponteils, Eyre, Eygat, craste Nezer et craste Douce) sont de moins bonne qualité que les autres. Ceux de la côte Sud ont en général des résultats plus élevés dans la classe supérieure à 2 000 coliformes fécaux pour 100 ml ce qui correspond à la densité d'habitat globalement supérieure dans ce secteur.

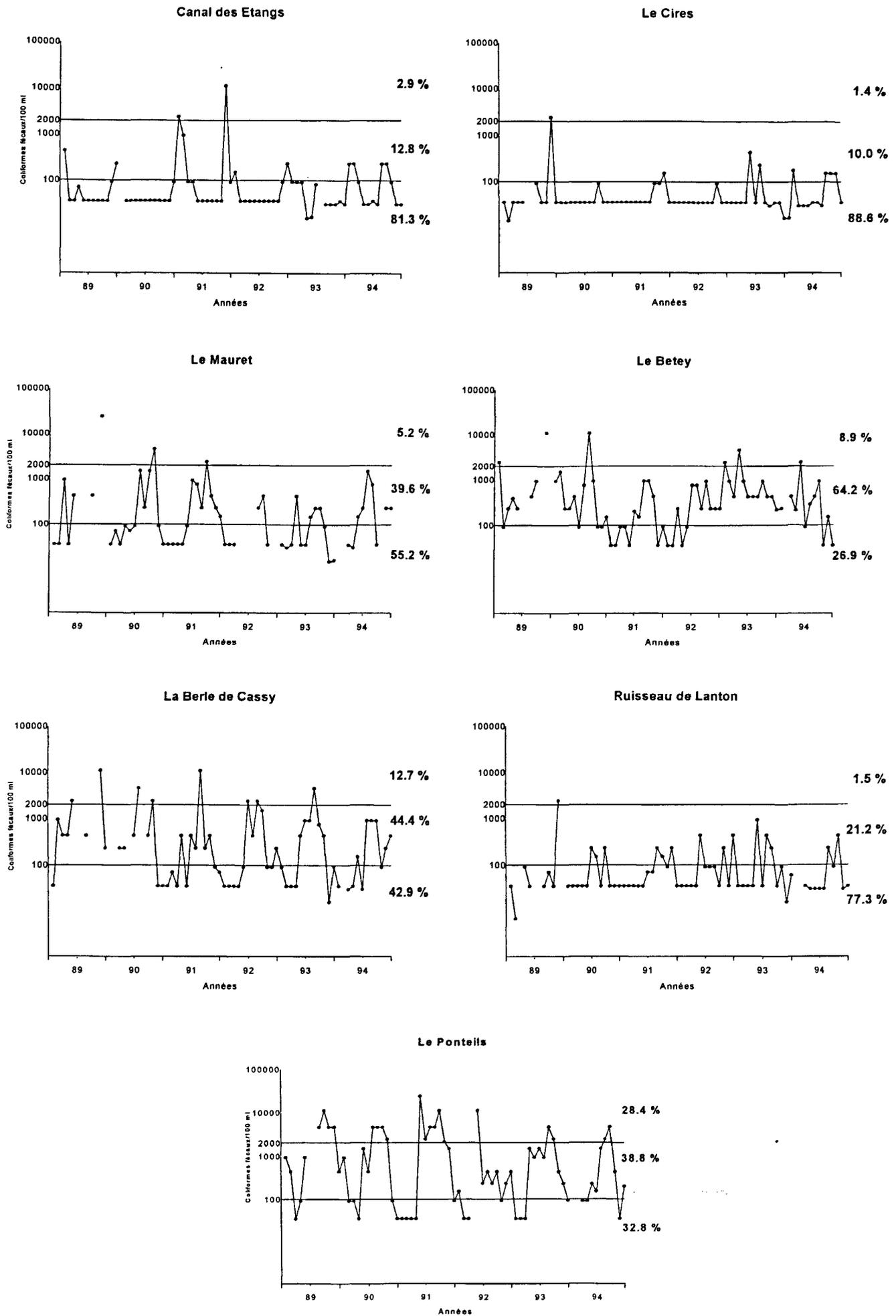


Figure 2 : Résultats des analyses bactériologiques (coliformes fécaux par 100 ml) sur les ruisseaux (données IFREMER Arcachon)

Dans le cadre du RNB sur l'Eyre, SIMONET (1992) constate que, de 1971 à 1991, la contamination bactérienne reste omniprésente et ne manifeste aucune tendance à la régression. Les eaux de l'Eyre sont en effet placées pendant presque toute cette période dans la classe 2 (qualité passable, soit pour les coliformes fécaux, plus de 10 % des prélèvements supérieurs à 2 000 coliformes fécaux pour 100 ml).

Le développement de la maïsiculture s'accompagne de l'accroissement des risques de transfert de pesticides et herbicides jusqu'au Bassin. Un programme de recherche des produits phytosanitaires dans les cours d'eau a été mené en 1982 (DDASS, 1982). Sur 81 produits recherchés au printemps (mars et juin) dans les eaux douces et les sédiments des ruisseaux, 5 ont été détectés ; ce sont le lindane, l'atrazine, deux pesticides organo-azotés et organo-phosphorés non identifiés ainsi que le PCB à l'état de traces. La somme des concentrations relevées en pesticides est inférieure au seuil maximal de 5 µg.l⁻¹ de la norme CEE pour les eaux de surface exploitables pour la production d'eau potable. Les concentrations maximales sont obtenues dans l'Eyre et le ruisseau du Milieu situé immédiatement au Sud du ruisseau de Lanton (avec respectivement 0,004 et 0,09 µg.l⁻¹ de lindane et 0,2 et 2,5 µg.l⁻¹ d'atrazine).

Les végétales de l'huître creuse *Crassostrea gigas* peuvent se développer tout à fait normalement à des salinités aussi basses que 25 ‰ (HIS et ROBERT, 1986). L'adjonction d'eau douce, provenant des écoulements littoraux, à de l'eau marine, permet de recréer une eau de caractère saumâtre et de rechercher la présence d'éventuels micropolluants d'origine tellurique. De telles expériences menées sur le pourtour du Bassin d'Arcachon au cours de l'été 1992 et du printemps 1993 ont mis en évidence (HIS *et al.*, 1997) :

- l'absence de nuisance potentielle dans 13 cours d'eau ou points de prélèvements (canal des Etangs, Cirès, Bétey, Berle de Cassy, Lanton, Pontails, Eyre à Lamothe, Eyre au Teich, ruisseau de La Molle, ruisseau du Bourg, canal des Landes, craste Nézer, craste Douce) (Fig.1),
- la présence d'éléments toxiques dans deux sites (Mauret et surtout Eygat).

Il s'agit d'observations préliminaires qui mériteraient d'être complétées et reproduites à différentes périodes de l'année (HIS, comm. pers.).

Plus récemment (1995), la recherche de phytosanitaires en période hivernale (organochlorés, organophosphorés, triazines, urées substituées et dinoterbe) en trois stations (Eyre, Cirès et Certes) a été négative (IEEB, 1995).

1.3. Les apports diffus

Les apports diffus concernent les écoulements d'eau douce autres que par les cours d'eau, c'est-à-dire ceux dus au ruissellement direct et à la nappe phréatique. Nous ne disposons que de très peu d'éléments (et seulement sur les nutriments) sur ces apports. Rappelons que le débit de la nappe phréatique est estimé entre 1 et 2,3 m³.s⁻¹ (cf. I.1.).

Les apports directs sur le plan d'eau par la pluie sont mal connus exceptés ceux qui concernent les nutriments pour lesquels quelques estimations ont été réalisées (AUBY *et al.*, 1994). Les volumes moyens annuels d'eau apportés directement sur le plan d'eau par les pluies sont de 1 320 Mm³.

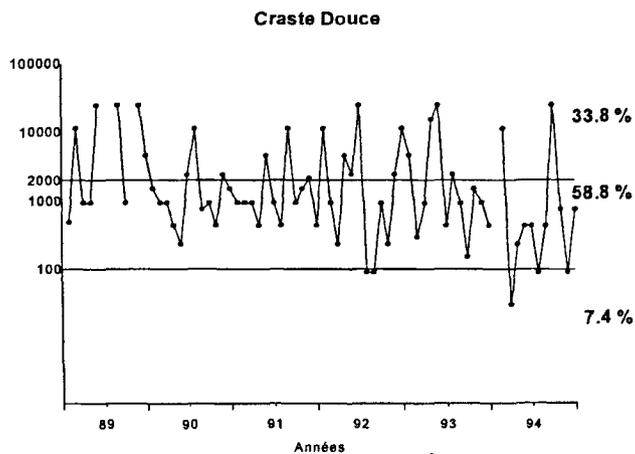
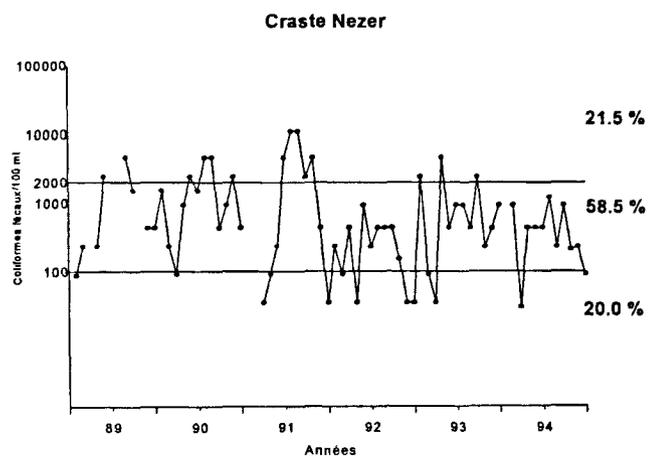
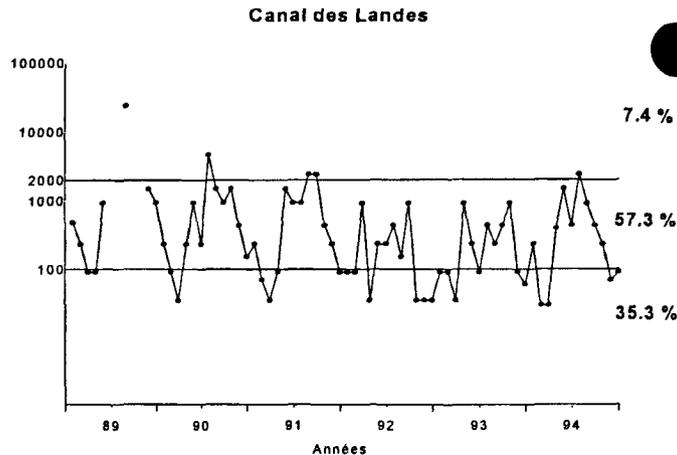
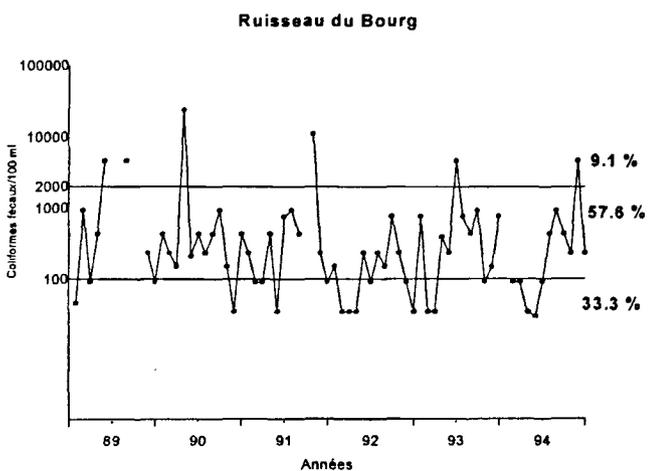
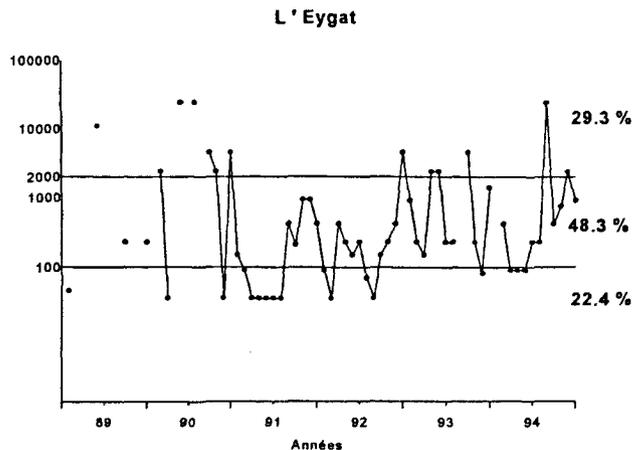
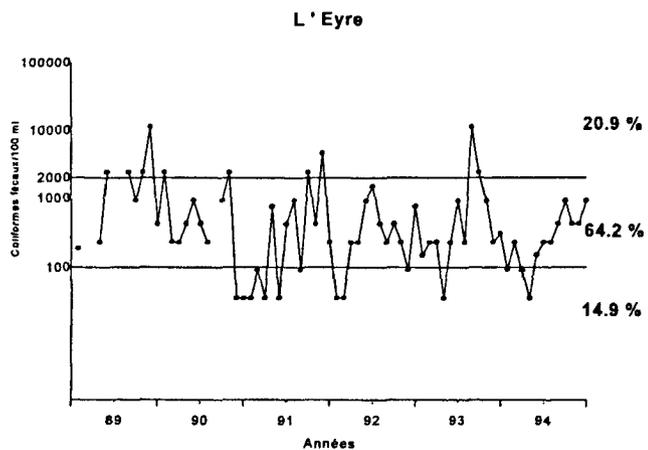


Figure 2 (suite) : Résultats des analyses bactériologiques (coliformes fécaux par 100 ml) sur les ruisseaux (données IFREMER Arcachon)

1.4. Le rejet du réseau d'assainissement du Bassin d'Arcachon

Le réseau d'assainissement du bassin d'Arcachon, destiné à collecter les eaux usées de la papeterie de Factice et des dix communes riveraines, a été mis progressivement en place. Les eaux de la papeterie, qui se déversaient dans le Bassin *via* l'Eyre (Fig. 3), furent collectées à partir du 4 janvier 1971. En 1995, les 43 000 abonnés au service d'assainissement correspondent à un pourcentage de raccordement des propriétés de 85 %. L'historique et les caractéristiques techniques du réseau d'assainissement sont traitées en IV.3.3. **Les effluents subissent un traitement (cf. IV.3.2. et IV.3.3.), avant d'être rejetés en mer par un wharf de 800 m de long sur le site de La Salie, situé en dehors du Bassin (Fig. 4).**

1.4.1. Nature des effluents

Les effluents urbains sont épurés dans 4 stations dont la capacité actuelle est de 205 000 équivalents habitants. Excepté la station de La Teste-Cazaux (de type biologique), les trois autres stations (Biganos, Gujan-Le Teich et La Teste-Arcachon) sont de type physico-chimique. Ce traitement a été choisi de façon à absorber les fortes variations de population en période estivale et parce qu'il permet de répondre aux normes fixées par l'instruction du 12 mai 1981 du Ministère de l'Environnement concernant l'assainissement en zone littorale et le rejet en mer des effluents.

Les effluents industriels résultent des phases de recyclage et de traitements internes à l'usine de la Cellulose du Pin (IV.3.2.).

Une étude du Centre d'Etudes et de Recherches de Biologie et d'Océanographie Médicale (CERBOM) de 1967 (*in* SIBA, 1989) a porté sur l'action des eaux résiduaires de la Cellulose du Pin sur le phytoplancton, le zooplancton, les moules et les poissons ; elle conclut à la toxicité des effluents vis à vis de la flore et de la faune selon leur dilution dans l'eau de mer. "la surface de contamination essentiellement toxique étant toutefois peu étendue" (SIBA, 1989). Deux études bio-sédimentaires effectuées en 1969-1970 et en 1973-1974 permettent d'appréhender l'impact de l'émissaire après trois années de fonctionnement (BOUCHET et CORNET, 1976). Les auteurs notent, à proximité immédiate de l'émissaire, une densité d'individus 5 fois supérieure à la normale et une biomasse 20 fois supérieure. Ils concluent que cet enrichissement, par le biais de la chaîne alimentaire, pourrait contribuer à la propagation de la contamination par la faune prédatrice. Ajoutons que les conclusions sur la toxicité de la chair de poisson contaminée ont été contestées par BRISOU (*in* SIBA, 1989).

1.4.2. Contrôles et normes de rejet

La surveillance régulière du rejet a été réalisée à partir de 1977 par la DDASS (Direction Départementale de l'Action Sanitaire et Sociale) et le SIBA (Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon). Les conditions en sont définies dans l'arrêté préfectoral d'autorisation de rejet du 8 août 1991, qui a régularisé administrativement la situation de l'émissaire de La Salie.

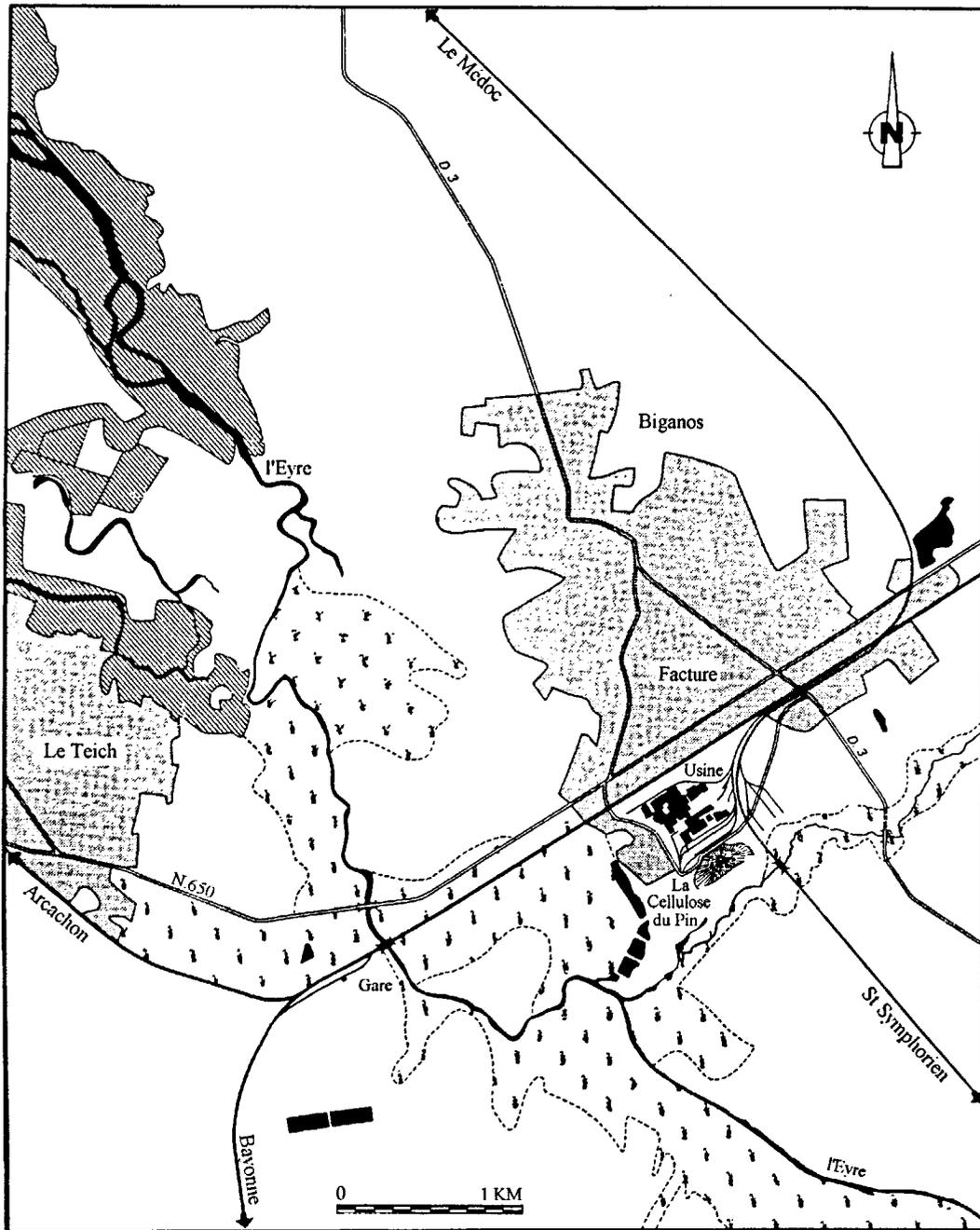


Figure 3 : L'usine de la Cellulose du Pin à Facture dans son environnement
(in CASSOU-MOUNAT, 1975)

La surveillance de l'effluent consiste en un prélèvement mensuel, effectué dans la chambre située à l'enracinement de l'émissaire, sur lequel sont analysés les paramètres suivants : matières en suspension (MES), demande biochimique en oxygène (DBO5), demande chimique en oxygène (DCO), température, pH, plomb, mercure, coliformes totaux et fécaux, streptocoques fécaux et, depuis 1992, azote total kjeldahl (NTK) et phosphore total (PT). Dans le panache de l'effluent, avec la même périodicité, des analyses bactériologiques, de NTK et de phosphore total complètent le dispositif de contrôle. Les débits sont mesurés à la sortie des stations d'épuration et de l'usine de la Cellulose du Pin. Les conditions imposées pour le rejet de l'effluent s'appliquent aux MES, à la DBO5, à la température, au pH et au débit (Ann. 1).

La surveillance porte aussi sur le champ proche de l'émissaire (7 points sur les plages au Nord et au Sud du wharf) où, une fois par trimestre, des analyses physico-chimiques (chlorures, MES, température, oxygène dissous, pH, plomb et mercure -sur deux points-) et bactériologiques (coliformes totaux et fécaux, streptocoques fécaux à une fréquence hebdomadaire en été) sont effectuées. Un suivi trimestriel du champ lointain (5 points dont 3 à terre et 2 en mer) est aussi réalisé trimestriellement ; il comporte les mêmes analyses.

Des contrôles sont en plus effectués par le SATCOSE à la sortie des quatre stations d'épuration ainsi que des auto-contrôles par le SIBA.

Les normes de rejet pour la Cellulose du Pin sont fixées par arrêté préfectoral, selon les directives prescrites par instruction ministérielle pour les usines productrices de pâtes à papier. Outre l'auto-contrôle effectué par le laboratoire de l'usine, l'établissement fait l'objet d'un suivi de la Direction Régionale de l'Industrie et de la Recherche qui réalise inopinément des prélèvements mensuels de l'effluent avant rejet dans le collecteur (SIBA, 1989). La production de l'usine a beaucoup augmenté depuis sa création (Tab. 3). De 30 000 tonnes en 1950, elle est passée à 175 000 t en 1970 et à plus de 400 000 t depuis 1990 (chiffres officiels Cellulose du Pin). Un nouvel arrêté préfectoral d'autorisation de rejet a de ce fait été pris le 16 août 1994.

<i>Années</i>	<i>Production (t)</i>	<i>Années</i>	<i>Production (t)</i>
1945	10 000	1975	286 000
1950	30 000	1980	306 000
1955	50 000	1985	283 000
1960	74 000	1990	401 500
1965	106 000	1993	410 500
1970	175 000	1994	475 000

Tableau 3 : Evolution de la production (tonnes) de papier kraft de l'usine de la Cellulose du Pin

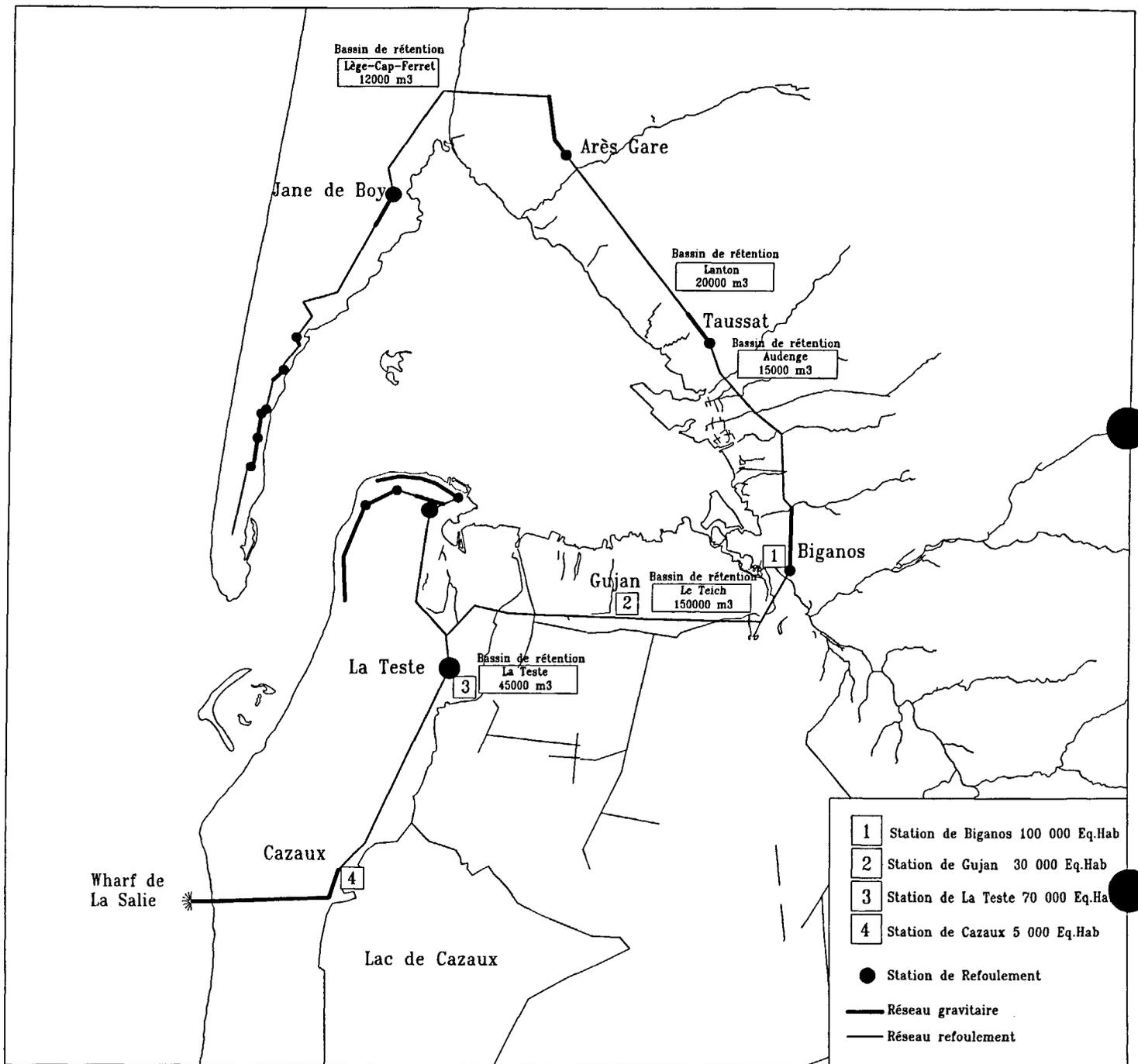


Figure 4 : Le réseau d'assainissement du Bassin d'Arcachon (d'après SIBA, 1995)

1.4.3. Caractéristiques de l'effluent

1.4.3.1. Débits

En 1992, le débit moyen journalier était de 80 000 m³ soit un peu inférieur à 1 m³.s⁻¹ dont les 3/4 correspondaient à l'effluent industriel et 1/4 à l'effluent urbain (soient respectivement 60 000 et 20 000 m³.jour⁻¹). Par la suite, la proportion d'effluent urbain a augmenté. En 1994, celui-ci représente le tiers du débit total (soient 25 000 m³.j⁻¹ avec des pointes instantanées) contre les deux tiers pour le débit de la Cellulose du Pin (soient 50 000 m³.j⁻¹). Ce dernier devrait être ramené à 40 000 m³.jour⁻¹ en 1999. La proportion entre les deux types de rejets tend à devenir égale. Signalons que la limite fixée par l'arrêté d'autorisation de rejet est de 110 000 m³.jour⁻¹.

1.4.3.2. Composition de l'effluent

La composition de l'effluent est étudiée à partir des contrôles mensuels effectués. Entre 1988 et 1994, le pH varie de 6,65 à 9,9 et la température de 24,5 à 36 °C. La norme de rejet pour la température est parfois dépassée (la limite supérieure étant de 35 °C de juin à septembre et de 30 °C le reste de l'année). Les teneurs en métaux varient de 0,05 à 1 µg.l⁻¹ (avec en 1988 une valeur à 1,5 µg.l⁻¹) pour le mercure (Hg) et de 1 à 14 µg.l⁻¹ pour le plomb (Pb).

Les valeurs moyennes de MES, DBO5 et DCO ont tendance à diminuer depuis les années 80 ; il en est de même pour leur variabilité sauf pour celle des MES qui reste élevée (Tab. 4) ; occasionnellement, des dépassements des normes préconisées pour les MES et la DBO5 peuvent être observés mais ne sont pas en contradiction avec l'arrêté de rejet.

Paramètres	De 1980 à 1989			De 1990 à 1994		
	moyenne	écart-type	coeff var	moyenne	écart-type	coeff var
MES (mg.l ⁻¹)	74	65	0,87	57	49	0,86
DBO5 (mg.l ⁻¹)	251	167	0,66	188	51	0,27
DCO (mg.l ⁻¹)	572	306	0,53	431	101	0,23

Tableau 4 : Statistiques sur les teneurs en DCO, DBO5 et MES de l'effluent rejeté en mer

Les résultats de l'année 1994 sont résumés dans le tableau 5. En terme de flux, nous retrouvons la variabilité importante pour les MES et la variabilité moindre pour les demandes en oxygène. Signalons un dépassement en janvier des flux autorisés de MES et de DBO5 dû à une situation de très forte crue. Les apports en azote NTK apparaissent relativement réguliers. Le flux total annuel de mercure est de 4,27 kg et celui de plomb de 68,9 kg.

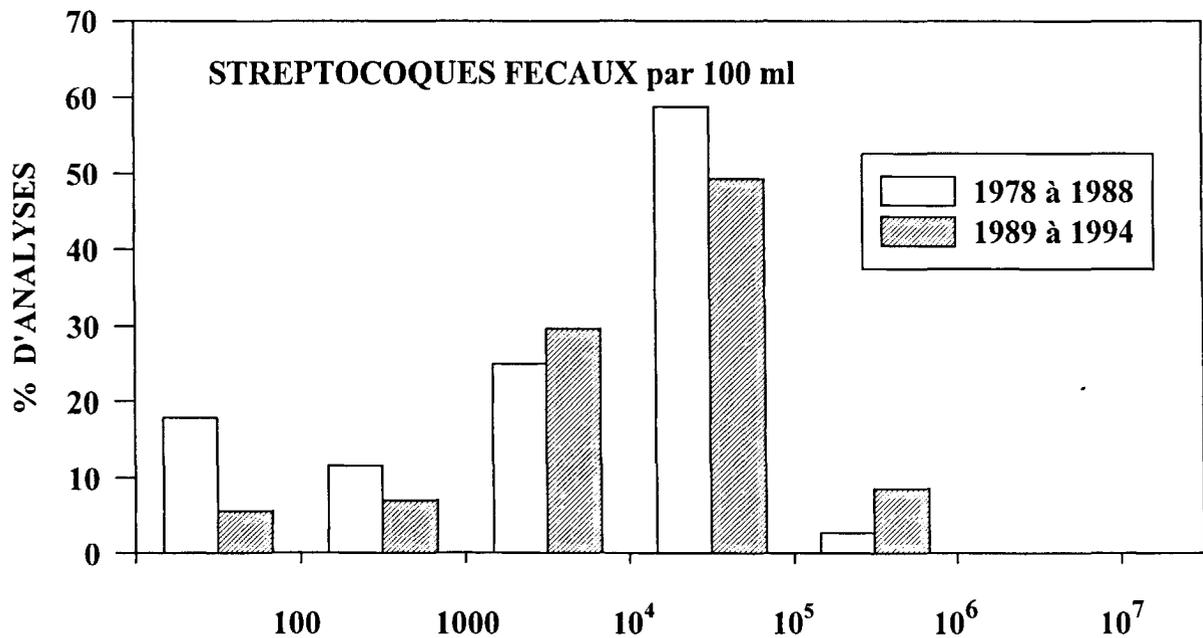
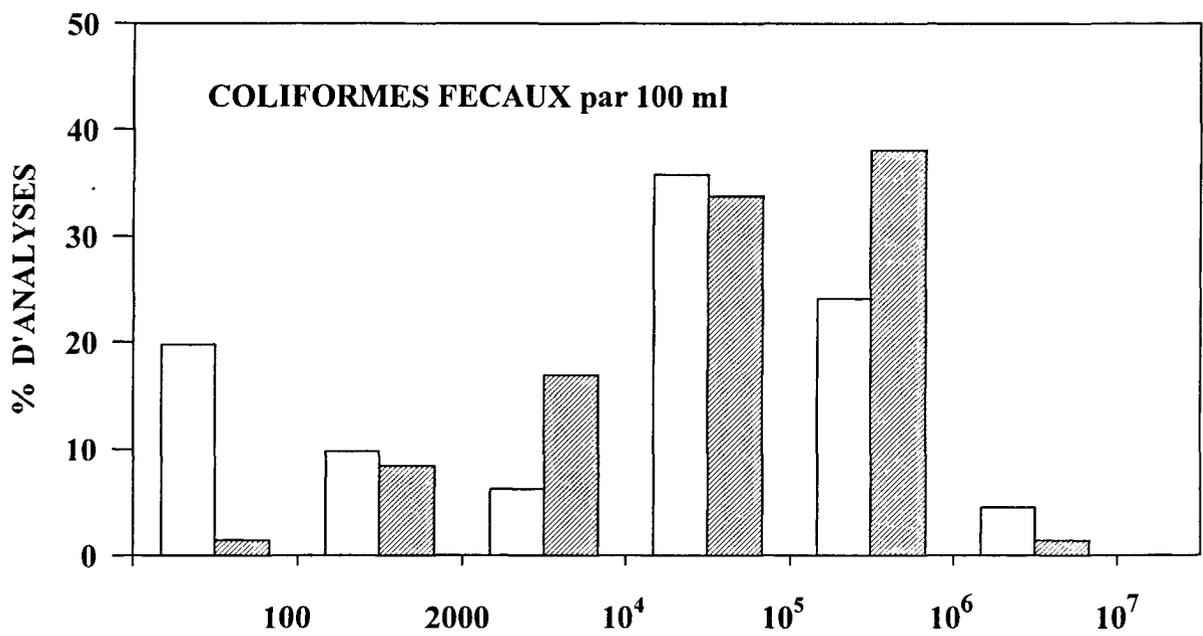
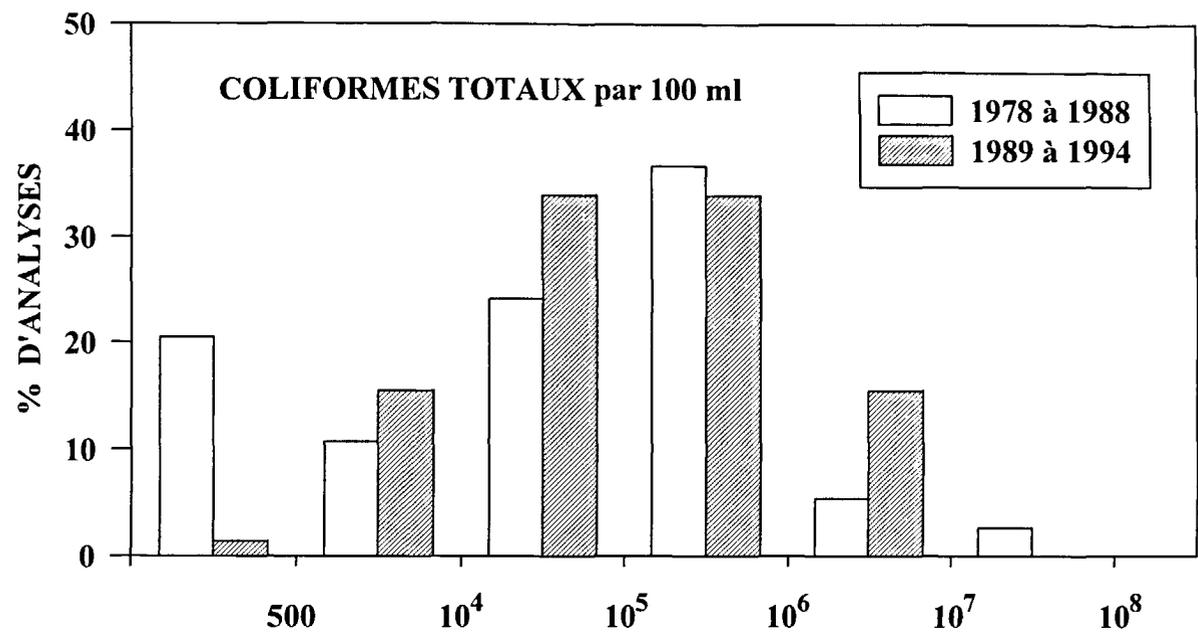


Figure 5 : Répartition par classe des résultats d'analyses bactériologiques sur l'eau de l'effluent de La Salie (d'après données SIBA)

PARAMETRES	CONCENTRATIONS			FLUX JOURNALIER			FLUX ANNUEL
	Moyenne	Mini	Maxi	Moyenne	Ecart-type	Coeff var	
unités	mg.l⁻¹			kg.j⁻¹			t.an⁻¹
MES	55	34	160*	4 357	3 315	0,76	1 590
DBO5	161	96	280*	12 440	5 400	0,43	4 540
DCO	420	302	816*	32 380	13 700	0,42	11 830
NTK	17,05	10,05	26,2	1 297	389	0,30	473
PT	1,27	0,75	2,85	98,7	56,5	0,57	36
unités	µg.l⁻¹			g.j⁻¹			kg.an⁻¹
Hg	0,16	0,05	0,55	11,7	9,9	0,84	4,27
Pb	2,55	1	6	189	108	0,57	68,9

*situation du 18-01-94 correspondant à de très fortes crues.

Tableau 5 : Concentrations moyennes et flux journaliers et annuels de l'effluent rejeté en mer en 1994

En ce qui concerne la bactériologie, il n'a pas été mis en évidence de prolifération systématique des germes pendant le transit des effluents mixtes dans le collecteur Sud, malgré la température élevée des rejets industriels (30°C) (SIBA, 1989). Les statistiques présentées (Fig. 5) concernent deux périodes : 1978 à 1988 (112 analyses) et 1989 à 1994 (71 analyses). Les résultats récents apparaissent un peu supérieurs pour les coliformes totaux et fécaux. Dans l'ensemble, les teneurs sont inférieures à 10^7 pour 100 ml en coliformes totaux, à 10^6 pour 100 ml en coliformes fécaux et à 10^5 pour 100 ml en streptocoques fécaux. Ces valeurs correspondent à celles de rejets de station d'épuration ; ainsi la concentration en coliformes fécaux dans l'effluent épuré de la station de Morlaix varie de $0,3 \cdot 10^5$ à $4,2 \cdot 10^6$ UFC (Unité Formant Colonie) (GUILLAUD, 1991). D'une façon générale, on constate qu'aux pH élevés (> 9) correspondent les plus faibles concentrations bactériennes.

1.4.3.3. Contribution relative des eaux usées urbaines et industrielles à l'effluent

Les données présentées (Tab. 6) nous ont été communiquées par la SABARC et par la Cellulose du Pin ; elles correspondent aux auto-contrôles réalisés sur les effluents avant rejet dans le collecteur. D'après les organismes concernés, l'évaluation faite en sommant les deux flux est plus proche de la réalité que celle obtenue à partir des contrôles mensuels sur l'effluent avant rejet en mer, du fait de mesures plus nombreuses dans le premier cas. On peut remarquer que la première estimation est supérieure à la seconde pour les MES mais inférieure pour la DBO5 et la DCO.

La contribution aux flux de MES, DBO5 et DCO de la Cellulose du Pin est largement dominante puisqu'elle est supérieure à 80 % pour les trois paramètres. En revanche, l'azote apporté est principalement d'origine urbaine (79 %). Les rejets de mercure, peu importants, sont essentiellement dus à la papeterie tandis que ceux de phosphore et de plomb sont à peu près également apportés par les deux sources. Signalons que les apports journaliers urbains en azote et phosphore doublent en période estivale.

PARAMETRES	FLUX URBAIN		FLUX PAPETERIE		SOMME DES DEUX FLUX	OBSERVATIONS LA SALIE
	t.an ⁻¹	%	t.an ⁻¹	%	t.an ⁻¹	t.an ⁻¹
MES	334	16	1 744	84	2 078	1 590
DBO5	529	14	3 277	86	3 806	4 540
DCO	1 282	13	8 408	87	9 690	11 830
NTK	373 (1)	79	101 (2)	21	474	473
PT	13 (1)	57	10 (2)	43	23	36
	kg.an ⁻¹		kg.an ⁻¹			kg.an ⁻¹
Hg	0,24 (3)	6	4,03 (2)	94		4,27
Pb	34,3 (3)	50	34,6 (2)	50		68,9

(1) Données 1993

(2) Flux calculés à partir des concentrations et des débits fournis par la Cellulose du Pin, soit un débit de 2 210 m³.h⁻¹ et des concentrations de 5,2 mg.l⁻¹ d'azote, 0,54 mg.l⁻¹ de phosphore, 0,20 µg.l⁻¹ de mercure et 1,79 µg.l⁻¹ de plomb (Ann. 2)

(3) Valeurs extrapolées par différence entre celles calculées pour la Cellulose du Pin et celles observées à La Salie

Tableau 6 : Contribution des eaux usées urbaines et industrielles au rejet en mer en 1994

Les auto-contrôles effectués par la Cellulose du Pin concernent également les phénols et le zinc. Les phénols présentent des concentrations relativement stables, en moyenne de 0,52 mg.l⁻¹, correspondant à un flux annuel de 10 t.an⁻¹. En ce qui concerne l'azote NTK, les concentrations rencontrées habituellement dans les effluents de fabrication de pâte à papier varient entre 5 et 20 mg.l⁻¹ (BEBIN, 1976) ; les teneurs de l'effluent de la Cellulose, de 5,2 mg.l⁻¹, sont proches de cette limite inférieure. Le flux annuel de zinc est estimé à 584 kg.

1.5. Les rejets ponctuels

La Cellule d'Intervention contre la Pollution Marine (CIPOM, 1976) a recensé, en 1975, 161 points de déversement dont 48 exutoires à ciel ouvert (ruisseaux, crastes, fossés), 45 égouts de collectivités, 64 rejets privés et 4 vidanges de piscines. Une cartographie et un fichier en ont été réalisés. Un inventaire par thermographie réalisé en 1977 par l'IGN (CETE, 1978) relève quant à lui 200 rejets environ concernant principalement les installations ostréicoles, les réservoirs à poissons, les fossés de drainage, les ruisseaux desservant des zones non urbanisées. Une cartographie en a été réalisée. Pour l'intérieur du Bassin, ces inventaires illustrent la situation qui précède la mise en place du réseau d'assainissement, beaucoup de ces rejets ayant été progressivement supprimés du fait de l'effort d'assainissement. Nous ne disposons pas d'éléments pour apprécier aujourd'hui les flux véhiculés par les rejets ponctuels perdurant.

Le développement de l'urbanisation, avec comme corollaire l'augmentation des surfaces imperméabilisées, a pour effet de diminuer les possibilités d'absorption des eaux de pluies et de ruissellement par le sol. Il en résulte que les volumes d'eaux ruissellées s'accroissent et parviennent très rapidement au milieu récepteur (problèmes de pointe de débits). De ce fait, ils n'ont pas le temps de s'épurer naturellement. Ainsi, les réseaux pluviaux débouchant dans le Bassin peuvent éventuellement conduire à des pollutions ponctuelles ou chroniques avec l'apport d'hydrocarbures, de certains métaux ou de souillures bactériennes, en fonction de

l'origine des eaux collectées. Une approche quantitative et qualitative sur les principaux émissaires reste à faire pour se prononcer sur les risques et les mesures à prendre (IEEB, 1994). Le SIBA a pris des dispositions visant à maîtriser la pollution induite par les eaux pluviales :

- en favorisant l'infiltration de l'eau (utilisation de matériaux poreux, création de bassins d'infiltration ...) ; elles sont appliquées lors de tout nouvel acte de construire ;
- en récupérant dans le réseau d'assainissement, à Arcachon, les premières eaux de ruissellement provenant de la voirie afin d'assurer leur traitement.

Une étude concernant les apports en azote et en phosphore par les réseaux pluviaux a été réalisée par la SABARC (1993). Y figurent les points de rejet des eaux pluviales au Bassin que l'on peut recenser à 62, sans garantie d'exhaustivité. D'après les données présentées, le débit annuel des eaux pluviales arrivant au Bassin peut être estimé à $196 \text{ Mm}^3 \cdot \text{an}^{-1}$, sachant que $2,77 \text{ Mm}^3$ sont collectées par le réseau d'assainissement et traitées. Il n'existe pas, à notre connaissance, de mesures de contamination par les eaux de ruissellement.

1.6. Les apports par la navigation et les ports

D'autres modes d'introduction de polluants dans le Bassin, plus ou moins diffus, sont liés à la navigation qu'elle soit professionnelle ou de loisir.

L'usage de bateaux provoque une contamination du milieu par les hydrocarbures, les oxydes d'azote, les métaux (zinc, plomb), les peintures antisalissure et les bactéries fécales. Ce type de pollution, hormis l'effet des peintures antisalissure (à base de cuivre et d'étain) (HIS et ROBERT, 1987), n'a pas fait l'objet d'investigations approfondies. La CIPOM (1976) note dans le port de pêche des pollutions accidentelles lors de l'avitaillement des bateaux, voire des vidanges de moteur malgré la mise en place d'une cuve pour recueillir les huiles usées.

A partir des années 70, une nouvelle peinture antisalissure, à base de sels organo-métalliques de l'étain, a été mise sur le marché. Son utilisation a été à l'origine de graves problèmes dans les zones conchylicoles, en particulier à Arcachon dès 1974 où des anomalies de calcification de la coquille sont apparues. L'année suivante, la reproduction était aussi affectée. Cette situation a perduré de 1975 à 1982, date à laquelle un décret limitant l'usage de ces peintures a été pris, décret reconduit en 1992 (Ann. 3). De nombreux travaux (HIS et ROBERT, 1980, 1983 ; ROBERT et HIS, 1981 ; HIS *et al.*, 1983 ; ALZIEU *et al.*, 1980, 1981 ; HERAL *et al.*, 1981) avaient en effet démontré le caractère extrêmement toxique du composé actif de la peinture, le tributylétain (TBT), à la fois sur la reproduction et la calcification de la coquille de l'huître. A la suite de la réglementation, la situation arcachonnaise s'est rapidement améliorée avec le retour à un captage satisfaisant dès 1982 et une amélioration de la qualité de la coquille très nette à partir de l'été 1983. Une surveillance des teneurs en TBT dans le Bassin est réalisée depuis. L'usage du TBT est encore autorisé pour les bateaux de plus de 25 m (inexistants dans le Bassin d'Arcachon) mais la dérogation accordée pour les coques en alliage léger n'a pas été reconduite dans le décret de 1992.

Un second impact majeur de la navigation et des bateaux est lié à l'entretien des chenaux et des ports où les polluants ont tendance à s'accumuler. Le dragage de ces installations est régulièrement nécessaire et pose le problème de leur impact sur le milieu et celui du devenir

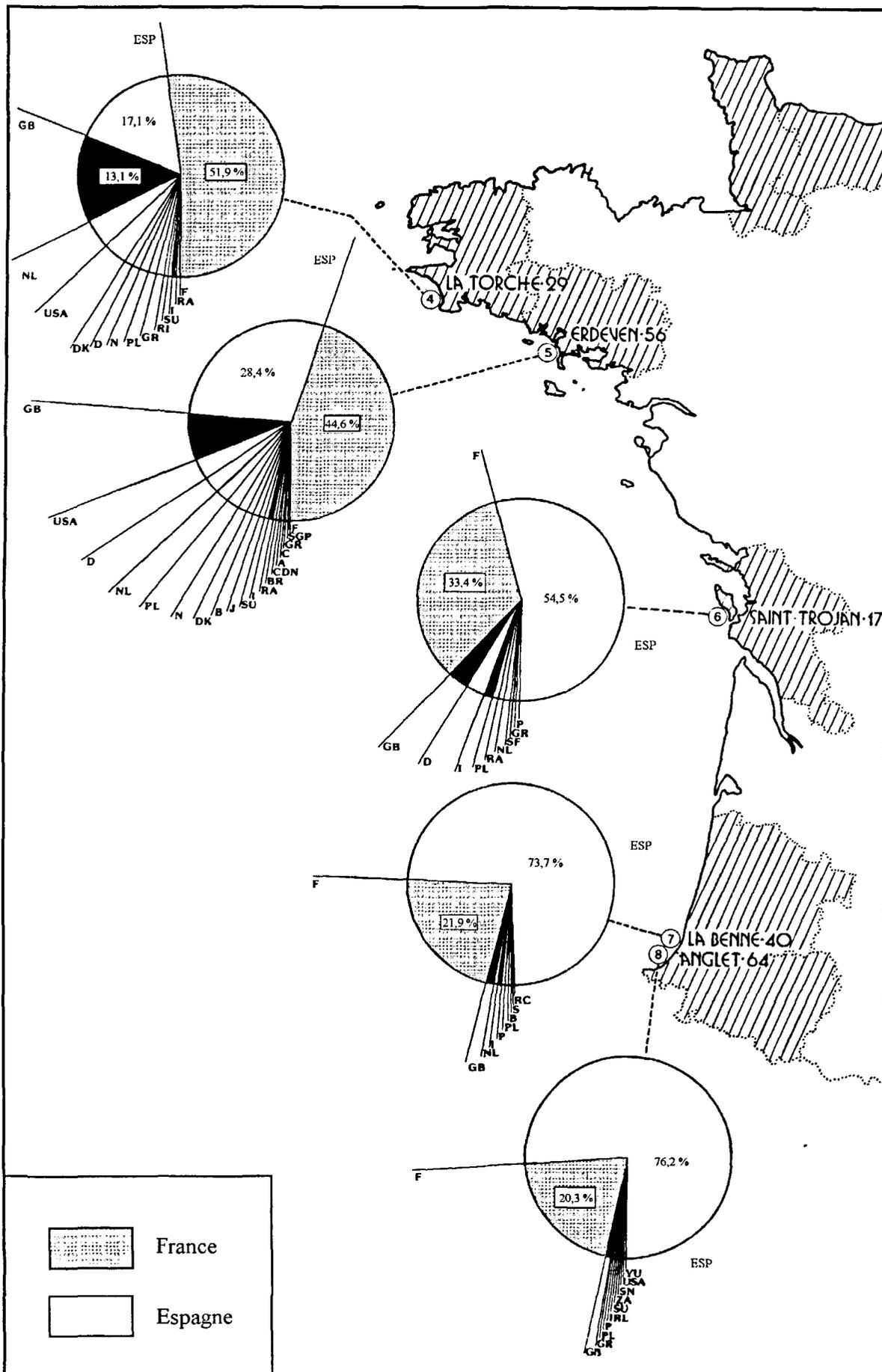


Figure 6 : Origine des macro-déchets observés le long du littoral atlantique en mars-avril 1982
(in LOUBERSAC, 1982)

des boues collectées. La Mission Scientifique, chargée d'étudier les problèmes ostréicoles survenus dans le Bassin à partir de 1977, soulignait déjà en 1984 que "la mise en oeuvre de dragages nécessaires à l'aménagement du littoral et à l'entretien des fonds doit être accompagnée d'un certain nombre de mesures de protection. Toutes opérations de ce type constitue en effet une source potentielle de nuisance et de déséquilibre du milieu : accroissement de la turbidité des eaux, sédimentation à distance d'éléments fins, remise en suspension de matières organiques, relargage de produits de dégradation toxiques, de métaux, etc". Elle ajoutait que "dans le cas du dragage de dépôts portuaires, il faut prévoir leur rejet à terre en dehors de la zone de balancement des marées ou en dehors du Bassin". Suite à ces préconisations, des opérations de rejet des dépôts de dragage en lagune ont été effectuées en différents points du Bassin à partir de 1978 (cf. IV.1.4.3.). Cependant, compte tenu des faibles volumes traitables de la sorte, les rejets de dragages du port d'Arcachon doivent toujours être clapés dans les passes à marée descendante.

L'entretien des ports pose donc un problème majeur pour l'exploitation des structures existantes et la création de structures nouvelles : le développement des activités nautiques et de la demande de ports et chenaux entretenus à des cotes aussi basses que possible entraîne en effet un accroissement sensible des opérations de dragage de sédiments pollués.

1.7. Les apports par l'océan : les macrodéchets

La pollution par les macrodéchets représente sur certaines plages un véritable problème du fait de son aspect dégradant et des risques qu'une proportion non négligeable de ces déchets (médicaments, produits chimiques, tessons, ferrailles...) fait courir à la population. Par très mauvais temps (surtout par vent de Sud-Ouest), une pollution identique à celle signalée sur les plages océanes peut affecter l'intérieur du Bassin mais reste localisée en des points bien déterminés : pointe du Cap Ferret, flèche du Mimbeau notamment (CIPOM, 1976).

Une étude menée par LOUBERSAC (1982) sur la côte océane a montré que les dépôts dépassaient une densité de 2 kg par mètre linéaire sur la côte landaise (plage de Labenne) et se composaient pondéralement de 73% de déchets d'origine espagnole et de 20 % d'origine française ; ils étaient constitués de 42% de plastiques, 36% de bois, 10% de verre et 7,5% de métal. D'après LOUBERSAC (1982), les déchets espagnols ne peuvent provenir que des décharges d'ordures ménagères directement à la côte ou en rivière et peuvent être le fait de collectivités.

La présence décroissante de ces déchets espagnols le long de la côte en allant vers le Nord (Fig. 6), sensible jusque dans le Finistère, pourrait être due à une dérive Sud-Nord non pas directe, mais résultant de l'alternance saisonnière des vents dominants poussant les déchets vers le centre du Golfe en hiver (vents de S-W dominants), puis les ramenant à la côte en été (vents de N-W dominants).

En 1984, le Premier Ministre espagnol estimait que sur les territoires de la Biscaye et du Guipuzcoa, des programmes décennaux concernant la résorption des dépôts sauvages et la mise en place de décharges contrôlées devrait permettre de résoudre 85% des problèmes ("Sud-Ouest" du 27.06.1984).

Bien que les efforts accomplis depuis lors aient certainement réduit les rejets de déchets à la mer, les retours restent quasiment aussi denses. Il semble qu'il y ait eu un stockage des déchets

au large (BOUCHET, comm. pers.) : des amas de débris flottant en surface et entre deux eaux seraient pris dans les grands vortex du Golfe ; ils se déposeraient plus ou moins lentement sur les fonds selon leur densité puis seraient remis en suspension et dispersés périodiquement lors des tempêtes et enfin poussés à la côte. Ce cheminement assez long et complexe des déchets est étayé par l'observations des organismes qui s'y trouvent fixés : par exemple, le madrépore *Caryophyllia smithi*, qui vit au large au delà de 60 m de profondeur, ou les nombreuses anémones du genre *Sagartia* ; ces individus, en particulier *Caryophyllia*, sont en effet âgés de plusieurs années (BOUCHET, comm. pers.).

GALGANI *et al.* (1995), à la suite de campagnes de chalutage de fond menées sur la plateau continental au Nord de Lacanau en 1992-93, ont trouvé une densité moyenne de 2,03 déchets à l'hectare (maximum 14), dont 92 % d'objets plastiques composés à 94% de sacs ; la plupart des déchets ont une faible flottabilité et coulent probablement au fond. Les plus fortes densités sont observées à la fin de l'hiver, devant l'estuaire de la Gironde. Enfin, de fortes densités de déchets sont observées dans les zones de trafic maritime ; la proportion importante de produits de nettoyage domestiques et d'entretien de navires tendent à confirmer cette origine.

Ni le volume de ce stock, ni le temps nécessaire à son élimination ne sont connus. Mais sachant que les rejets de déchets plastiques ont été particulièrement abondants depuis les années 60, il n'est pas interdit de penser que la source est loin d'être tarie ("Sud-Ouest" du 07.03.1993).

1.8. Les apports accidentels

Les sources potentielles de pollution accidentelle recensées par VINCENT (1993) sont liées :

- à l'activité industrielle avec :
 - les pipelines et les puits de la société ESSO-REP (pétrole brut),
 - l'industrie navale (produits chimiques, métaux),
 - la Cellulose du Pin (produits chimiques),
- à l'activité portuaire (bactéries, métaux, hydrocarbures) : ainsi le 2 mai 1993, 2 500 l de gazole se sont répandus dans le port de plaisance d'Arcachon ; les pompiers ont traité la nappe par un absorbant sans aucun dommage apparent pour la zone,
- à l'activité militaire avec la base aérienne 120 de Cazaux (hydrocarbures raffinés),
- à l'activité agricole (produits phytosanitaires) : un déversement accidentel de ces produits a eu lieu le 7 mai 1989 dans le ruisseau de Lacanau, anéantissant le cheptel piscicole de la ferme de la Cassadote à Biganos,
- aux transports : routes maritimes (hydrocarbures, produits chimiques, macro-déchets...) et transports de matières dangereuses par voie ferrée et route (produits chimiques, hydrocarbures) ; si le risque ferroviaire est bien appréhendé, le risque inhérent au transport routier ne peut être apprécié par manque d'information sur les trafics en question.
- au réseau d'assainissement : ce dernier point va être développé ci-dessous.

Depuis la mise en place du réseau d'assainissement, des problèmes d'étanchéité ou de débordement du réseau se sont posés plusieurs fois. Ces dysfonctionnements étaient dus à différentes causes :

- des défaillances électriques ou électroniques des stations d'épuration ou des postes de pompage,
- des fuites de la partie supérieure des joints du collecteur par suite de surpressions et de corrosion par l'hydrogène sulfuré produit par les effluents,
- la submersion des stations de refoulement lors d'inondations liées à des conditions météorologiques exceptionnelles.

Afin d'améliorer la sécurité du système et diminuer ces risques, le SIBA a pris les mesures suivantes:

- le remplacement d'une partie des canalisations du collecteur terminal Sud et la construction de vannes de sectionnement dans le but de réguler le débit des effluents et de maintenir en permanence les canalisations remplies (ce qui a pour effet d'empêcher le dégagement d'hydrogène sulfuré),
- la mise en place de groupes de pompage de secours et de groupes électrogènes ainsi que d'un réseau de télé-alarme,
- la mise en place d'ouvrages de sécurité tels une cheminée d'équilibre, permettant de diminuer la pression dans le collecteur Sud, et la création de bassins de rétention susceptibles d'absorber les effluents pendant la durée d'éventuels travaux (d'un volume total de 242 000 m³ auquel on peut ajouter 100 000 m³ du bassin de sécurité de la Cellulose du Pin).

2. Les teneurs observées dans le milieu

La surveillance des niveaux de contamination sur le littoral s'exerce à travers des analyses réalisées dans trois compartiments du milieu marin : l'eau, le sédiment et la matière vivante. Aujourd'hui, c'est dans ces deux derniers compartiments, dans le cadre du Réseau National d'Observation (RNO), que sont recherchés les polluants rémanents (hydrocarbures, organochlorés, métaux) tandis que les prélèvements d'eau sont consacrés à la mesure des paramètres généraux de qualité (température, salinité, sels nutritifs ...) (CLAISSE *et al.*, 1992). En effet, la mesure dans l'eau, du fait de la très grande variabilité du milieu marin littoral (courants, marées), est d'un intérêt limité pour des éléments par ailleurs présents à de faibles concentrations et nécessitant des techniques d'analyses sophistiquées et coûteuses ; en revanche, la faculté d'accumulation des organismes marins confère aux mesures sur la matière vivante une représentativité de l'état chronique du milieu (en plus d'analyses facilitées). De même le sédiment qui se déplace beaucoup moins que l'eau et qui piège les contaminants (principalement par le biais de la matière organique) conserve l'histoire de la contamination chimique d'un site sur de nombreuses années.

2.1. Les métaux

2.1.1. Généralités sur les métaux

Les métaux sont naturellement présents dans l'eau de mer. Toutefois, au-delà d'un certain seuil, leur niveau de présence peut traduire des apports d'origine anthropique. On distinguera le cuivre et le zinc qui sont des oligo-éléments et de ce fait indispensables au métabolisme des êtres vivants, du mercure, du cadmium, du plomb et de l'étain qualifiés d'éléments non biologiques.

Le **mercure** (Hg) et le **cadmium** (Cd) sont bien connus pour leur toxicité élevée (MARTIN *et al.*, 1976). Les conventions d'Oslo et de Paris les ont inscrits sur la liste des polluants à prendre en compte en priorité dans le cadre de la surveillance des eaux marines. Ils sont d'utilisation courante dans l'industrie et entrent dans la fabrication de piles et d'accumulateurs.

Le **mercure** est toujours utilisé pour la fabrication de fongicides mais son usage a été interdit dans les peintures antisalissure employées pour la protection des coques des bateaux. Les rejets *via* l'atmosphère (industries, incinération des ordures ménagères) sont dix fois plus élevées que les émissions directes dans les eaux (COSSA *et al.*, 1990). L'origine anthropique du mercure présent dans le milieu est estimée entre 40 et 80 %, le dégazage naturel de l'écorce terrestre fournissant l'autre part véhiculée par voie atmosphérique puis par les pluies (COSSA *et al.*, 1994).

Le **cadmium** est d'utilisation courante dans les ateliers de traitement de surface ainsi que pour la production de pigments colorés. C'est aussi un sous-produit de l'extraction du zinc à partir de la blende. Le **plomb** (Pb) est notamment utilisé comme antidétonant dans les carburants. C'est l'addition de plomb aux essences qui est essentiellement à l'origine de sa dispersion dans l'environnement (COSSA *et al.*, 1993). A haute dose sa toxicité est bien connue : c'est le saturnisme.

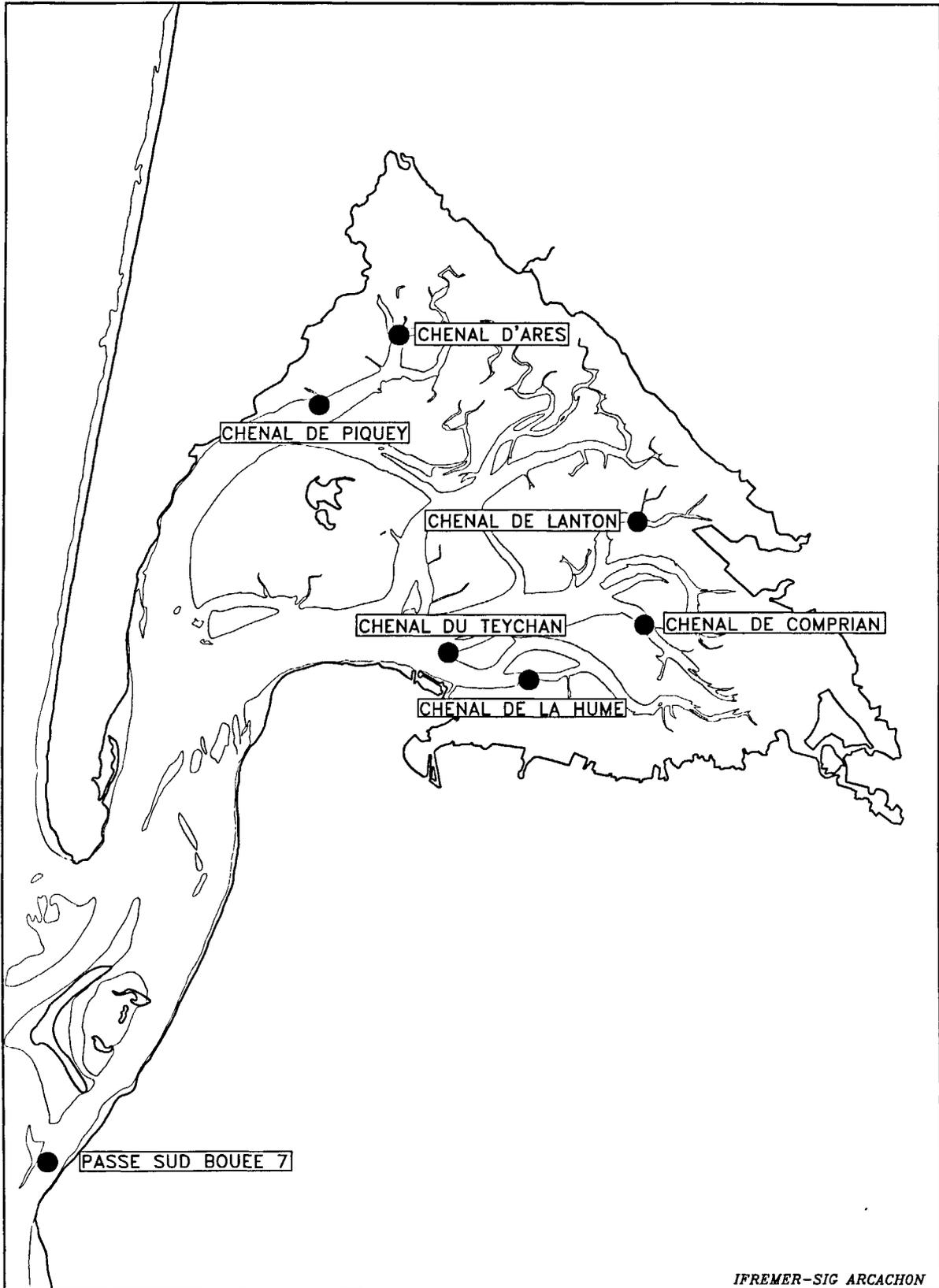


Figure 7 : Stations de prélèvements dans la colonne d'eau de la campagne SMVM 1994 (IEEB, 1995)

Le **cuivre** (Cu) a de multiples utilisations. La toxicité de l'oxyde de cuivre est couramment utilisée dans les peintures antisalissure pour protéger la carène des navires contre les fixations d'algues et de mollusques. Comme le cuivre, le **zinc** (Zn) est normalement présent dans les organismes vivants. Il est d'utilisation courante en galvanoplastie, dans les peintures anti-rouille, l'industrie pharmaceutique... Sa toxicité pour la faune ou la flore marine n'apparaît qu'à des niveaux de présence élevés.

Une attention particulière sera portée à l'**étain** (Sn) du fait de l'impact grave sur l'ostréiculture qu'a eu ce métal, sous forme organique, par le biais des peintures antisalissure. Les Mollusques sont en effet les organismes marins qui présentent la plus grande sensibilité à ce type de contamination (ALZIEU, 1989).

L'**arsenic** (As) est un élément dont les propriétés sont intermédiaires entre celles des métaux et celles des métalloïdes. Il entre dans la composition des certains pesticides employés en agriculture ou pour la protection des bois contre les insectes. Il est aussi utilisé dans l'industrie. Cet élément a des effets toxiques sur le phytoplancton à des concentrations relativement faibles (MICHEL, 1993).

Ajoutons que la toxicité des métaux dépend aussi de la forme ionique sous laquelle ils se présentent dans le milieu.

2.1.2. Les données disponibles

Les mesures des métaux se sont développées dans le Bassin d'Arcachon à l'époque des graves dérèglements de l'ostréiculture, à partir de 1975.

1. Des mesures dans le Bassin ont été réalisées régulièrement dans le cadre du Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu (RNO) :
 - dans l'eau, de 1977 à 1981, en 7 stations situées dans les chenaux, sur l'eau filtrée en 1977 et 1978, puis en plus sur l'eau brute à partir de 1979,
 - dans le sédiment au cours de campagnes menées de 1980 à 1982,
 - dans la matière vivante (huître *Crassostrea gigas*) à partir de 1979 sur 4 sites, surveillance qui se poursuit de nos jours.
2. A partir de 1978, les métaux dissous ont été inclus dans les paramètres de surveillance de la zone de rejet de La Salie.
3. De nombreuses études ponctuelles ont aussi été réalisées (CIPOM, 1978, 1980 ; FAUGERE *et al.*, 1981 ; LABOURG, 1982 ; CARRUESCO *et al.*, 1982, 1986 ; ALZIEU *et al.*, 1986, 1989 ; MONNIOT *et al.*, 1986 ; FERAL, 1988 ; CARRUESCO, 1989 ; SARRADIN *et al.*, 1991, 1993 ; LAPAQUELLERIE *et al.*, 1992 ; ULANGÁ, 1992 ; MANEUX, 1993 ; IEEB, 1995).

2.1.3. Les teneurs en métaux dans l'eau de mer

Le tableau 7 permet de situer les concentrations en métaux que nous allons présenter par rapport aux plages de variation rencontrées dans les eaux côtières d'Europe.

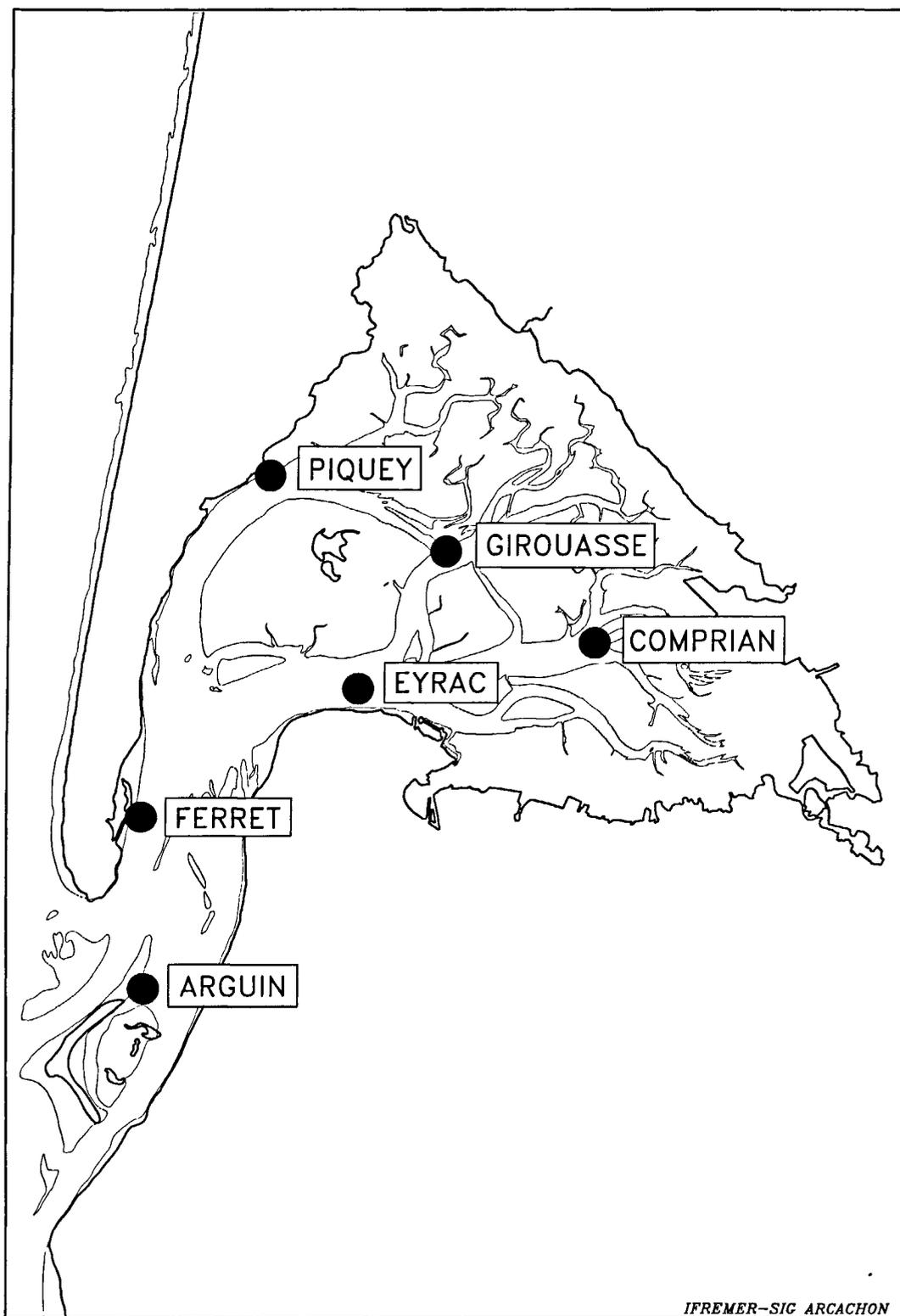


Figure 8 : Stations RNO des prélèvements dans la colonne d'eau

$\mu\text{g.l}^{-1}$	<i>Eaux côtières</i>	<i>Large côtier</i>
Mercure	0,03-0,30	0,001-0,050
Cadmium	0,1-3	0,02-0,5
Plomb	0,6-10	0,04-0,8
Zinc	5-40	1,5-7,0
Cuivre	1,0-15	0,1-1,5

Tableau 7 : Concentrations des métaux dans l'eau côtière ($\mu\text{g.l}^{-1}$) (eau filtrée à $0,45 \mu\text{m}$) (RNO, 1981)

BOUTIER (*in* RNO, 1988) donne une gamme en cadmium de $0,02-0,03 \mu\text{g.l}^{-1}$ pour les eaux du plateau continental européen (large côtier).

Pour l'arsenic, la teneur dans les eaux océaniques se situe le plus souvent entre $0,5$ et $2 \mu\text{g.l}^{-1}$ (MICHEL, 1993).

2.1.3.1. Le mercure (Hg)

Le mercure est l'un des éléments les plus toxiques vis à vis des êtres vivants. Un examen critique des résultats RNO a été effectué par COSSA (*in* RNO, 1988). En comparant les valeurs du RNO avec des mesures plus récentes, réalisées lors d'une campagne intersite (COSSA et NOEL, 1987), l'auteur conclut que ces dernières remettent en cause les résultats RNO, la valeur de 5 ng.l^{-1} en dissous n'ayant jamais été atteinte lors de cette campagne. Des raisons d'ordre méthodologique (contamination lors de la filtration ou problèmes analytiques) seraient probablement à l'origine des niveaux élevés obtenus dans le cadre du RNO (COSSA *in* RNO, 1988). **Les données du RNO dans l'eau du Bassin d'Arcachon ne seront donc pas retenues.**

Les 7 mesures effectuées en 1994 à des stations situées dans les chenaux (Fig. 7), dans le cadre du Schéma de Mise en Valeur de la Mer (SMVM), sont toutes inférieures au seuil analytique de $0,05 \mu\text{g.l}^{-1}$.

2.1.3.2. Le cadmium (Cd)

Le Cadmium présente un intérêt particulier du fait de sa forte toxicité pour l'homme. De même que pour le mercure, un examen critique des résultats RNO a été réalisé par BOUTIER (*in* RNO, 1988). Cet auteur soupçonne un biais analytique à l'origine des teneurs relativement élevées trouvées dans l'eau dans le cadre du RNO, qui ne se retrouvent pas dans les huîtres. **Ces données ne seront donc pas retenues.**

Les 7 mesures, effectuées en 1994 dans le cadre du SMVM, sont comprises entre $0,01$ et $0,04 \mu\text{g.l}^{-1}$. Elles rendent compte d'un niveau de contamination extrêmement faible par ce métal dans le Bassin.

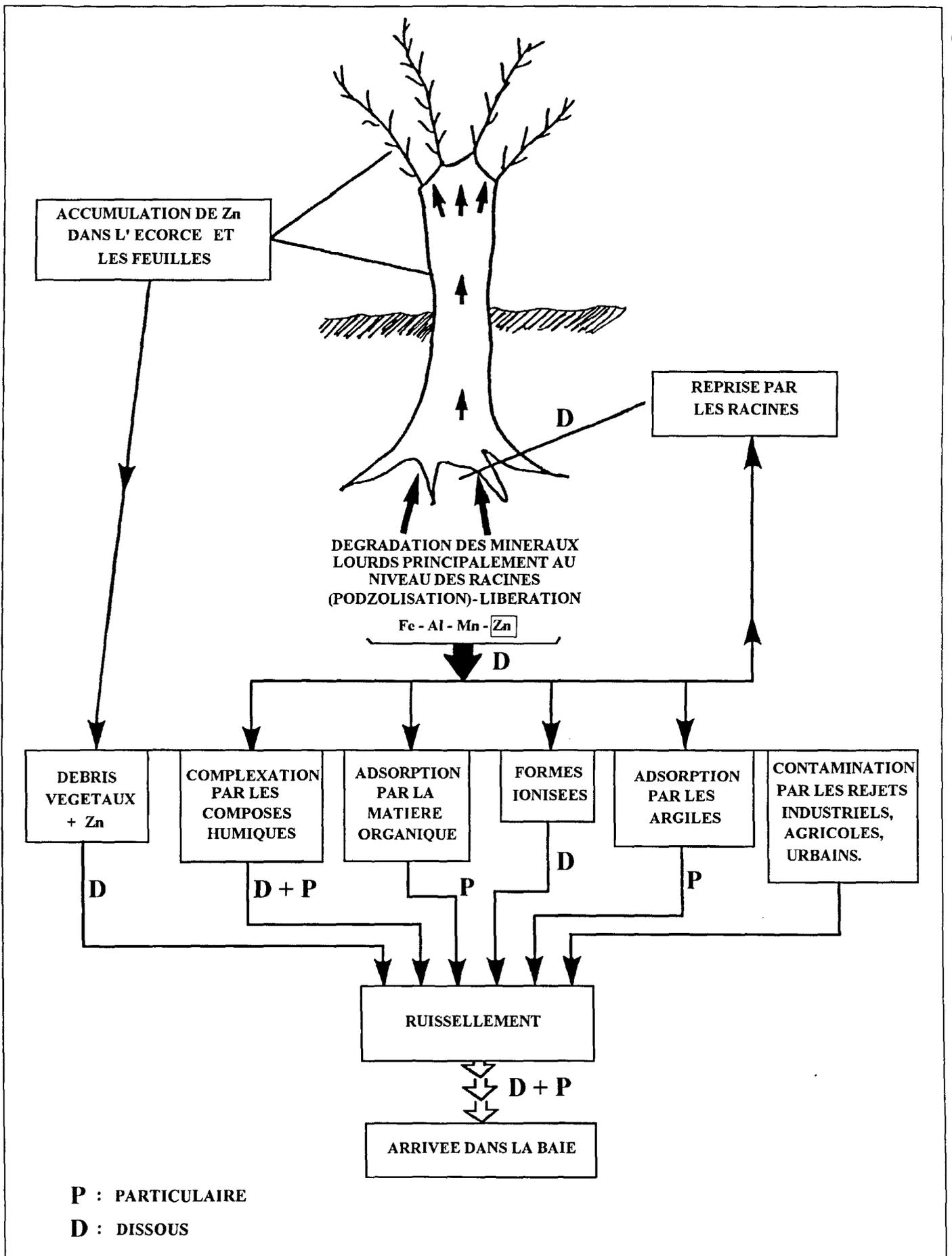


Schéma 1 : Hypothèses sur les mécanismes d'apports en Zinc dans la Baie d'Arcachon
(in FAUGERE *et al.*, 1981)

2.1.3.3. Le zinc (Zn)

La suspicion attachée aux analyses anciennes de mercure et de cadmium dans l'eau, dans le cadre du RNO, a été étendue aux autres métaux mesurés. Ainsi, les valeurs en zinc, plomb et cuivre ne seront pas retenues dans cette étude.

Ce sont cependant les relativement fortes teneurs en zinc du RNO qui ont inquiété la Mission Scientifique chargée d'étudier les problèmes ostréicoles survenus dans le Bassin à partir de 1977. Une étude sur le cycle du zinc a été programmée afin de déterminer l'origine et les variations spatio-temporelles dans l'eau et dans le sédiment de ce métal (FAUGERE *et al.*, 1981). Les prélèvements ont été réalisés en 6 stations côtières comportant 4 ports dont le port d'Arcachon (Fig. 8) lors de 5 campagnes réparties entre avril et décembre 1980. La gamme de variation des teneurs en zinc dissous observée (6 à 70 $\mu\text{g.l}^{-1}$) est apparue un peu forte pour une eau cotière. Les auteurs ont montré que les teneurs augmentaient lors des périodes de précipitations importantes du fait du lessivage des acides humiques présents dans les sols landais, support essentiel de cet oligo-élément. Ils ont mis également en évidence de fortes fluctuations des concentrations au cours de la marée. Ils signalent que les teneurs ne sont pas plus élevées dans les zones portuaires que dans d'autres secteurs du Bassin, ce qui semblerait infirmer l'hypothèse d'une contamination par les anodes des bateaux.

Auparavant, le relargage par les anodes des navires ayant été suspecté, une note du Service Maritime et de Navigation de la Gironde (SMNG) (SMNG, 1980) avait conclu, sur la base d'un taux de renouvellement des eaux du Bassin de un tiers par marée, que les quantités de zinc mises en jeu par dissolution des anodes n'ont pas de commune mesure avec les quantités que contiennent effectivement les eaux du Bassin. Même en considérant, suite à l'amélioration des connaissances de l'hydrodynamique du Bassin, un temps de renouvellement des eaux de 30 jours, une concentration moyenne de 25 $\mu\text{g.l}^{-1}$ dans le Bassin et de 10 $\mu\text{g.l}^{-1}$ dans l'océan, ce seraient 400 kg.j^{-1} de zinc qui devraient être apportés quotidiennement. Or les rivières présentent des teneurs faibles (20 $\mu\text{g.l}^{-1}$) et ne peuvent être responsables de cet enrichissement. Quant aux anodes des bateaux, il n'est pas envisageable qu'elles puissent relarguer de telles quantités (400 kg par jour représenteraient, pour 15 000 bateaux, un relargage de 30 g par jour et par bateau). L'étude de FAUGERE *et al.* (1981) apporte la réponse à la question de l'origine du zinc dans le Bassin. Ces auteurs concluent à une origine diffuse des apports en zinc, ceux-ci étant essentiellement dus au ruissellement qui entraîne les débris végétaux et lessive les horizons supérieurs des sols, riches en zinc (Schéma 1). Ils montrent aussi que les végétaux du Bassin concentrent le zinc et que certaines liaisons très labiles du zinc avec la matière organique expliquent des phénomènes de relargage ou d'adsorption très fugaces, à l'origine de la variabilité des mesures dans l'eau au cours du temps.

D'ailleurs, les résultats plus récents se situent dans une gamme moyenne à faible. CARRUESCO *et al.* (1986) font état de teneurs de 8 à 9 $\mu\text{g.l}^{-1}$ près de l'Île aux Oiseaux et de 17 à 39 $\mu\text{g.l}^{-1}$ dans le port d'Arcachon. ALZIEU *et al.* (1986) trouvent des valeurs plutôt faibles (entre 3,4 et 20 $\mu\text{g.l}^{-1}$) dans les ports d'Arcachon et de La Vigne entre 1982 et 1985. De même, les mesures ponctuelles effectuées en 1994, dans le cadre du SMVM, rendent compte de teneurs encore plus faibles comprises entre 0,5 et 6 $\mu\text{g.l}^{-1}$, correspondant à des stations situées dans les chenaux.

2.1.3.4. Le cuivre (Cu) et le plomb (Pb)

Les données du RNO ne sont pas retenues.

De 1982 à 1985, ALZIEU *et al.* (1986) mentionnent des valeurs comprises entre 0,63 et 5,40 $\mu\text{g.l}^{-1}$ pour le plomb et 0,62 et 7,83 pour le cuivre dans les ports d'Arcachon et de La Vigne. CARRUESCO *et al.* (1986) signalent des concentrations de 5 à 30 $\mu\text{g.l}^{-1}$ de plomb et de 3 à 10 $\mu\text{g.l}^{-1}$ de cuivre, les valeurs les plus fortes correspondant au port d'Arcachon, les plus faibles à une station située près de l'île aux Oiseaux. Les teneurs mesurées en 1994 dans le cadre du SMVM varient entre 0,5 et 2,2 $\mu\text{g.l}^{-1}$ pour le plomb et entre 0,5 et 2,7 $\mu\text{g.l}^{-1}$ pour le cuivre.

HIS et ROBERT (1981, 1982) ont testé expérimentalement la toxicité du cuivre sur l'embryogénèse et la croissance larvaire de *C. gigas*. Ces auteurs situent le seuil de sensibilité des larves et des oeufs de *C. gigas* à 6,4 $\mu\text{g.l}^{-1}$ de Cu sous forme de sulfate ($\text{CuSO}_4, 5 \text{H}_2\text{O}$) et à 4,7 $\mu\text{g.l}^{-1}$ de Cu sous forme de chlorure (CuCl_2). Les ions associés au cuivre influent en effet sur la toxicité de ce dernier (ALZIEU *et al.*, 1980). Il n'est donc pas aisé de comparer les teneurs observées dans le milieu à ces valeurs seuil, sans informations sur la forme des ions cuivriques.

2.1.3.5. L'étain (Sn)

Les organo-étains, rappelons le, ont été responsables de graves problèmes vis à vis de l'ostréiculture arcachonnaise. Depuis la réglementation régissant leur usage, édictée en 1982, des mesures ont été effectuées pour suivre l'impact de cette mesure. ALZIEU *et al.* (1986) montrent son effet positif, l'étain total et l'étain organique diminuant nettement entre 1982 et 1985 dans l'eau des ports d'Arcachon et de La Vigne (Tab. 8).

Année	1982		1985	
	Etain total	Etain organique	Etain total	Etain organique
Port d'Arcachon	3,90 - 5,05	0,20	0,93 - 1,00	< 0,15
Port de La Vigne	1,90 - 4,50	0,27 - 0,30	0,30 - 0,80	< 0,15

Tableau 8 : Evolution des concentrations en étain total et étain organique dans l'eau des ports du Bassin d'Arcachon entre 1982 et 1985 ($\mu\text{g.l}^{-1}$) (ALZIEU *et al.*, 1986)

Des données récentes permettent de situer le niveau actuel de contamination dans les eaux :

- CARRUESCO *et al.* (1986) font état dans le port d'Arcachon de teneurs en étain total comprises entre 0,10 et 2 $\mu\text{g.l}^{-1}$ et de teneurs voisines de 0,02 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en dehors de la zone portuaire ;

- ALZIEU *et al.* (1989) rendent compte en 1986-87 de teneurs en butylétain (somme du tributylétain TBT, dibutylétain DBT et monobutylétain MBT) comprises entre 4 et 116 ng.l⁻¹ dans les ports d'Arcachon et de La Vigne et de 2 ng.l⁻¹ dans les autres secteurs ;
- enfin les valeurs les plus récentes en TBT (1990-1992) obtenues dans les eaux du Bassin sont comprises entre 0,5 et 3,9 ng.l⁻¹ tandis que, dans les ports, les teneurs sont en général supérieures (de 6,8 à 41 ng.l⁻¹) (MICHEL et AVERTY, 1996).

ALZIEU (1989) dans une synthèse bibliographique présente une échelle des niveaux de contamination dans l'eau ayant un impact sur les organismes marins (Tab. 9).

Niveaux de concentration	Action sur les organismes marins
< 1 ng.l ⁻¹	seuil sans effet sur l'imposex (Gastéropodes)
1 ng.l ⁻¹	seuil sans effet sur le phyto et zooplancton
< 2 ng.l ⁻¹	seuil sans effet sur les anomalies de calcification de l'huître <i>Crassostrea gigas</i>
20 ng.l ⁻¹	seuil sans effet sur la reproduction de <i>C. gigas</i>
1 - 10 µg.l ⁻¹	effets sur la reproduction des poissons
1 - 100 µg.l ⁻¹	modification du comportement des poissons
< 500 µg.l ⁻¹	effets sur la mue des Crustacés

Tableau 9 : Echelle d'action du TBT dans l'eau sur les organismes marins (in ALZIEU, 1989)

Les niveaux de concentration rencontrés actuellement dans le Bassin ne sont donc pas sans effets sur certains organismes parmi les plus sensibles : effets sur la calcification des huîtres avec des phénomènes de chambrage qui, bien que moins importants que dans les années 80, n'ont pas totalement disparu, effets possibles sur le plancton et effets certains sur les Gastéropodes. FERNANDEZ CASTRO *et al.* (1995) montrent que toutes les femelles de *Ocenebra erinacea* (bigorneau perceur) du Bassin d'Arcachon sont encore affectées par l'imposex (présence d'un pénis).

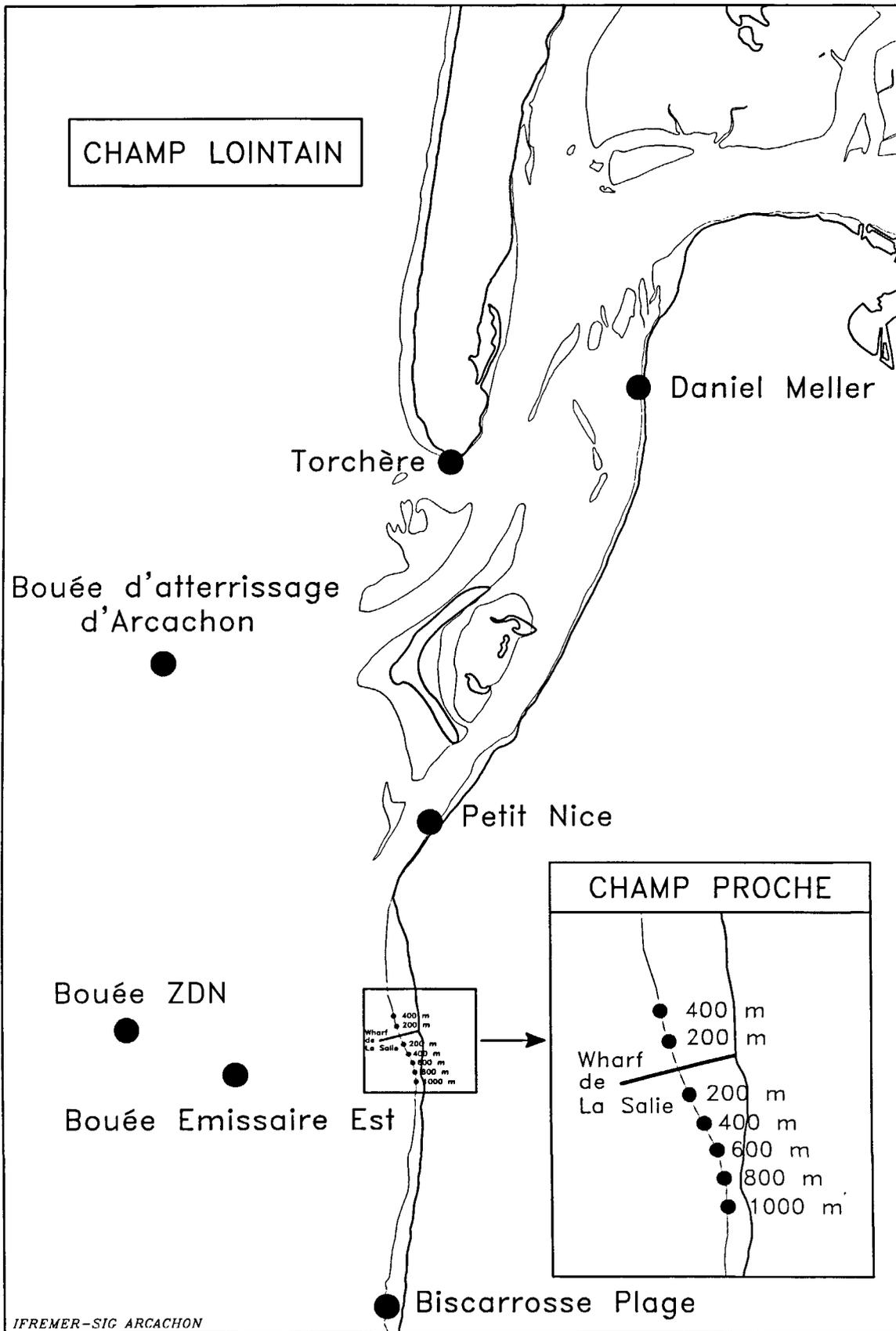


Figure 9 : Stations des réseaux de surveillance champ proche et champ lointain de l'effluent de La Salie

2.1.3.6. Résultats de la surveillance de la zone de rejet de l'émissaire de La Salie

La surveillance effectuée par la DDASS et le SIBA a comporté, à partir de 1978, la recherche des métaux mercure, plomb, zinc et arsenic. Les stations sont localisées sur la figure 9 et les résultats de 1978 à 1988 (SIBA, 1989) sont présentés dans le tableau 10. Les valeurs correspondent à la gamme des eaux côtières mentionnées ci-dessus. La faiblesse des teneurs en arsenic (As) a conduit à abandonner le suivi de ce paramètre à partir de 1983. Il a été noté par la DDASS (*in* SIBA, 1989) une diminution générale des valeurs des trois paramètres à partir de 1980 sur le point Wharf de La Salie, particulièrement pour le zinc. Il en est de même pour ce paramètre en quatre stations : à hauteur de Biscarrosse (sur la côte et au large), au Pyla et au large des passes d'Arcachon (bouée d'atterrissage).

CONCENTRATIONS ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	n	Hg ⁽¹⁾	Pb	Zn	As
Wharf de La Salie	59	0,05	1-2	<10 (2)	1
Plage du Petit-Nice	58	0,05	1-2	2-15	1
Pyla (plage Daniel Meller)	56	0,05	1-3	<20 (2)	1
Pointe du Cap Ferret (Torchère)	55	0,05	1-2	< 10	1
Plage de Biscarrosse	60	0,05	< 5	2-15 (2)	1
Bouée d'atterrissage d'Arcachon	28	0,05	< 1	<10 (2)	<1
Bouée ZDN (large de Biscarrosse)	28	0,05	<1	<10 (2)	1

(1) teneurs de l'ordre de

(2) valeurs à partir de 1980

Tableau 10 : Concentrations en métaux dans les eaux de la zone de rejet de l'émissaire de La Salie entre 1978 et 1988 ($\mu\text{g.l}^{-1}$) (DDASS *in* SIBA, 1989)

Les résultats de la surveillance de 1989 à 1994 sont présentés en annexe 4. La plupart des concentrations en mercure (75 %) sont inférieures au seuil de détection $0,05 \mu\text{g.l}^{-1}$, les autres valeurs étant comprises entre $0,05$ et $0,25 \mu\text{g.l}^{-1}$. Pour le plomb, les concentrations sont majoritairement comprises entre 1 et $2 \mu\text{g.l}^{-1}$ (le maximum étant de $3 \mu\text{g.l}^{-1}$) et pour le zinc entre 1 et $5 \mu\text{g.l}^{-1}$ (le maximum étant de $21 \mu\text{g.l}^{-1}$).

Nous ne disposons de résultats sur le champ proche (deux points à la côte à 200 m au Sud et au Nord du wharf) qu'au cours de l'année 1992 (Ann. 5). Pour le mercure, les valeurs sont comprises entre $0,05$ et $0,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ et pour le plomb, entre 1 et $6 \mu\text{g.l}^{-1}$.

Les résultats du champ éloigné et surtout du champ proche surprennent un peu car ils sont pratiquement du même ordre de grandeur que ceux obtenus sur l'effluent (entre $0,05$ et $1 \mu\text{g.l}^{-1}$ de mercure et 1 et $14 \mu\text{g.l}^{-1}$ de plomb), comme si il n'y avait pas eu de dilution. Or les mesures de la chlorinité indiquent que l'eau prélevée ne correspond pas à des lentilles d'eau douce mais bien à une eau de mer. Il semble par ailleurs peu probable que les analyses de l'eau



Figure 10 : Stations RNO des prélèvements de sédiment

des champs éloigné et proche rendent compte de pointes de pollution qui n'apparaîtraient pas dans les mesures réalisées sur l'effluent, échantillonné plus fréquemment (à un pas mensuel contre un pas trimestriel pour les premières). On pourrait alors penser à des problèmes analytiques pour expliquer ces résultats. Rappelons que le suivi dans l'eau des contaminants est très délicat et qu'un suivi dans la matière vivante est préférable pour évaluer la qualité d'un site.

2.1.4. Les teneurs en métaux dans les sédiments

Les bruits de fond naturels des sédiments sont spécifiques à chaque site (LAANE, 1992). De plus, des sédiments soumis à un même flux de contamination retiennent différemment les polluants en fonction de la taille des particules constituant ces matériaux, de leur contenu en argile et en matière organique (FAUGERE *et al.*, 1981 ; CARRUESCO, 1989 ; ROBBE, 1989). C'est pourquoi les comparaisons des teneurs devraient au moins se faire à partir de mesures réalisées sur la fraction fine du sédiment (< 63 µm). Cependant, beaucoup de résultats sont donnés sur la fraction totale. Dans ces conditions, il est souvent délicat de se prononcer sur le niveau de contamination d'un site.

Pour le RNO, des gammes de variations déduites de la bibliographie dans les sédiments fins sont proposées (Tab. 11) (RNO, 1981).

Éléments	Milieu naturel	Teneurs anormales
Mercure	0,02-0,35	>2,5 *
Cadmium	0,1-2,0	>10 *
Plomb	10-70	>500
Zinc	20-150	>600
Cuivre	5-30	>300

Tableau 11 : Concentrations en métaux (mg.kg⁻¹) dans la fraction fine (< 63 µm) du sédiment (RNO, 1981)

Signalons que BOUTIER et COSSA (*in* RNO, 1988) considèrent qu'au dessus de 0,5 mg.kg⁻¹ de Hg et de 1 mg.kg⁻¹ de Cd, les sédiments sont très probablement pollués.

La teneur habituelle en arsenic dans les sédiments marins varie entre 5 et 20 mg.kg⁻¹ (MICHEL, 1993).

2.1.4.1. Les résultats du Réseau National d'Observation

Il s'agit des moyennes des mesures réalisées sur la fraction fine lors de campagnes menées en 1980, 1981 et 1982 dans le cadre du RNO sur un total de 24 stations prospectées (Fig. 10).

Eléments	n	m	s	maxi
Mercure	42	0,4	0,22	0,91
Cadmium	49	0,3	0,1	0,53
Plomb	49	53,90	50,96	305
Zinc	49	186,06	136,02	820
Cuivre	49	48,08	84,47	555
Carbone organique (%)	49	4,0	1,3	

n : nombre d'analyses m : moyenne s : écart-type maxi : maximum

Tableau 12 : Teneurs en métaux dans les sédiments (en mg.kg⁻¹ poids sec) dans la fraction fine (< 63 µm) du sédiment superficiel du Bassin d'Arcachon (données RNO)

En ce qui concerne le mercure et le cadmium, le Bassin d'Arcachon n'appartient pas aux sites considérés comme probablement contaminés par BOUTIER et COSSA (*in* RNO 1988). Pour le plomb, la teneur moyenne se situe dans la gamme de celles du milieu naturel ; pour le zinc et le cuivre, les valeurs sont un peu supérieures à la référence (Tab. 12). Les résultats ne sont pas assez nombreux pour tenter d'établir une cartographie des secteurs plus ou moins contaminés.

2.1.4.2. Etude de FERAL (1988)

En prévision d'aménagement hydraulique dans deux secteurs du Bassin, le Port Autonome de Bordeaux (PAB) a effectué pour le SIBA l'étude du contenu des sédiments de l'amont du chenal du Piquey, de l'aval du chenal d'Arès et de l'embouchure de l'Eyre en micropolluants inorganiques, sur la fraction totale (Tab. 13) (FERAL, 1988). Les conclusions suivantes peuvent retenues :

- les sédiments des hauts fonds à l'aval du chenal d'Arès et à l'amont du chenal de Piquey, sont constitués de sables qui ne retiennent pas les métaux,
- pour les sédiments du delta de l'Eyre, les concentrations en métaux augmentent avec le pourcentage de la fraction fine mais elles restent peu différentes des valeurs de référence pour un sédiment fin (Tab. 11).

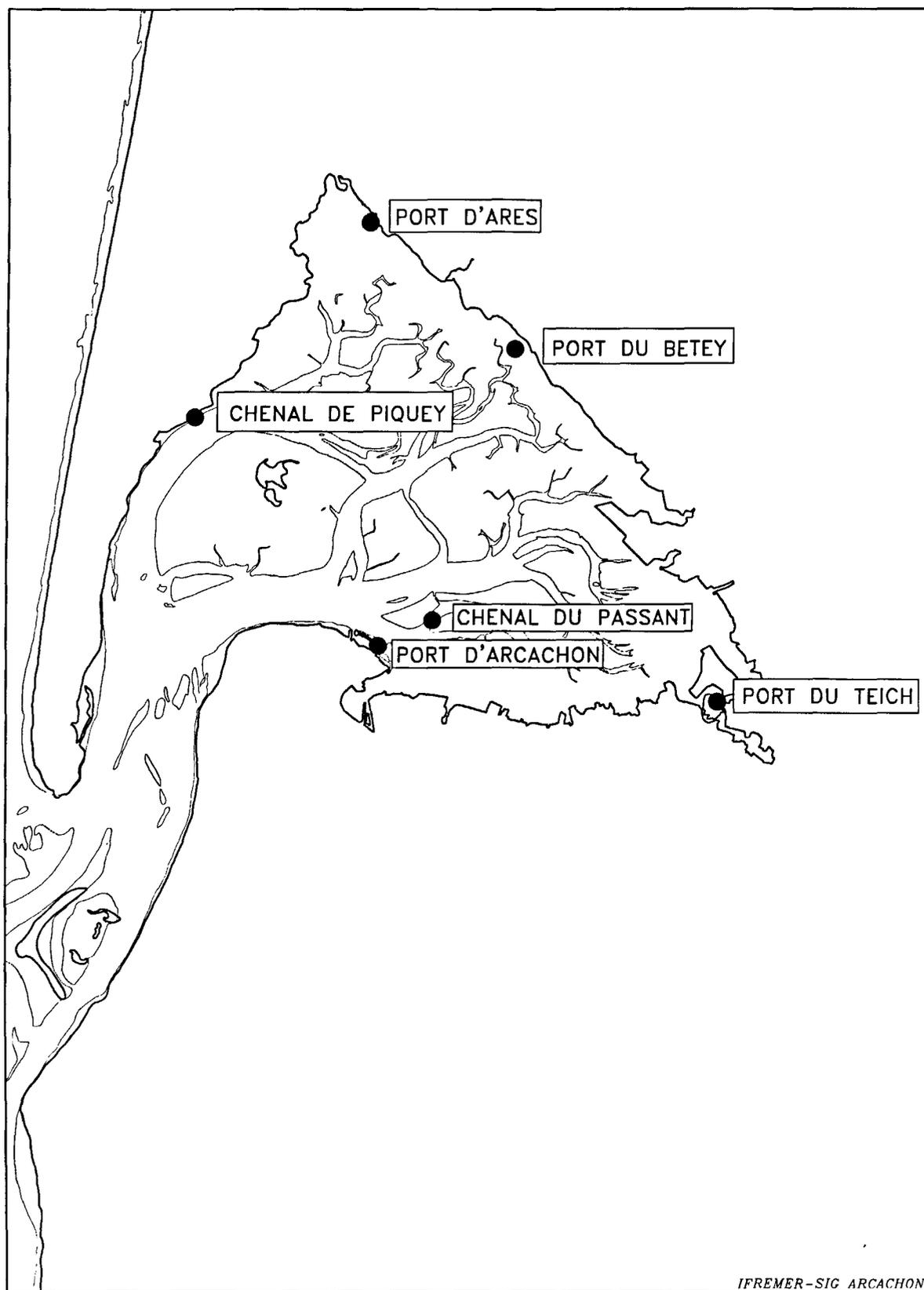


Figure 11 : Stations de prélèvements dans la colonne d'eau de l'étude du cycle du zinc (FAUGERE *et al.*, 1981)

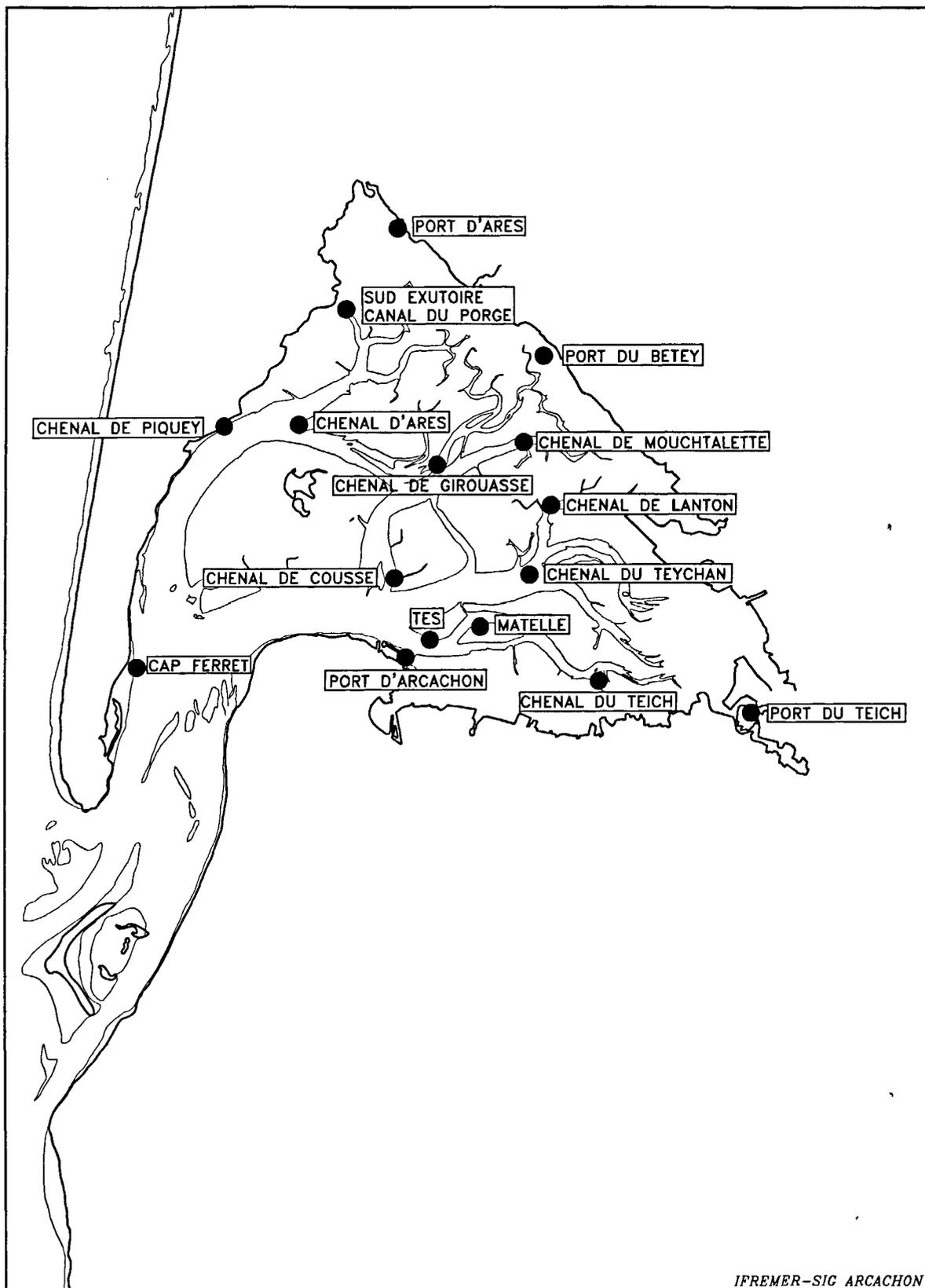


Figure 12 : Stations de prélèvements de sédiment de l'étude du cycle du zinc (FAUGERE *et al.*, 1981)

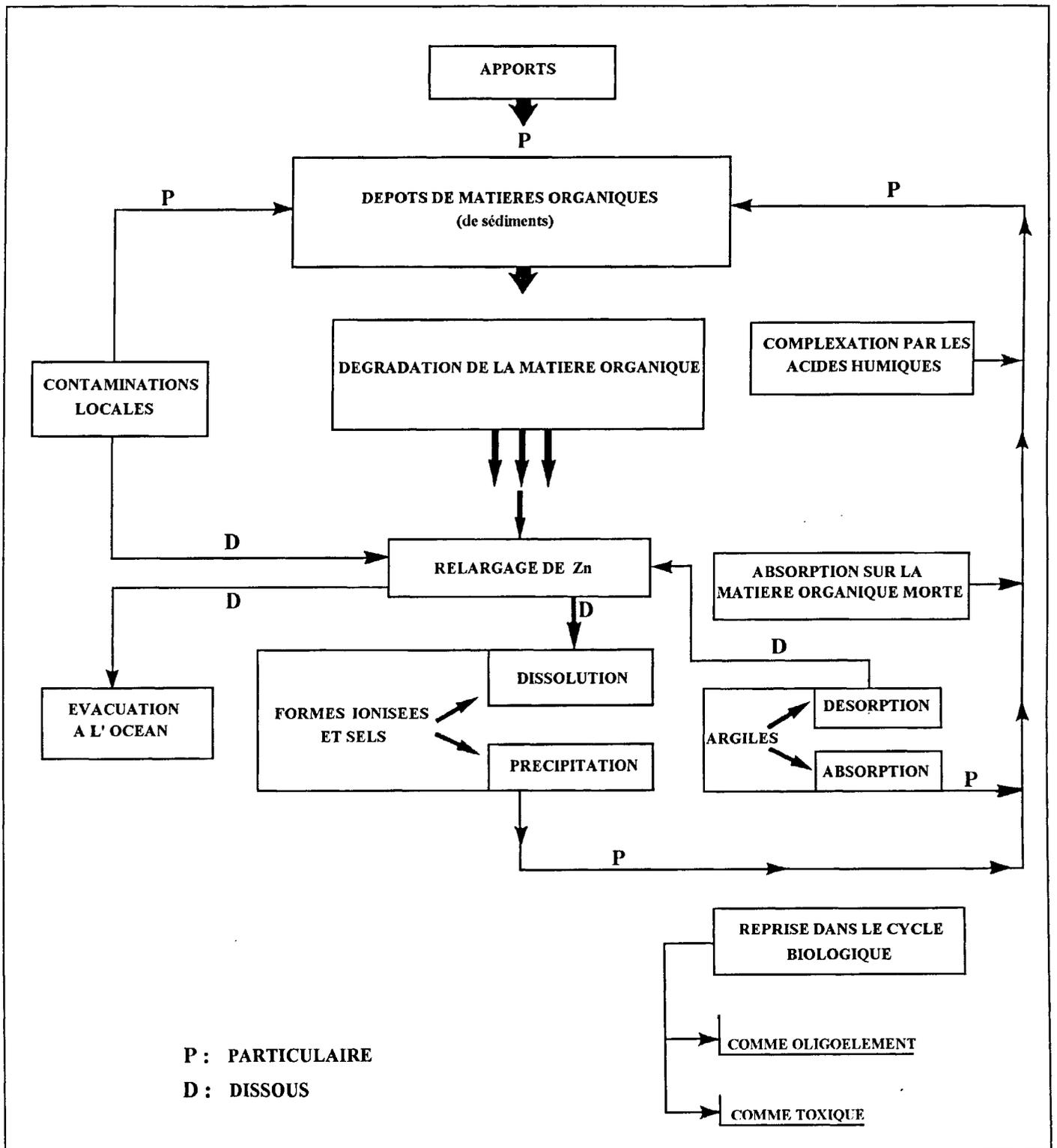


Schéma 2 : Cycle hypothétique du Zinc dans la Baie d'Arcachon (in FAUGERE et al., 1981)

ELEMENT	Bancs (1)	Eyre (2)	Eyre (2)	Eyre (2)	Ref (3)
Mercuré	< 0,005 *	0,022	0,15	0,27	0,22
Cadmium	< 0,05 *	< 0,05 *	0,18	0,40	0,28
Plomb	3,3	2,2	20,5	47,5	19
Zinc	6,0	6,9	51,6	142	81
Cuivre	0,4	0,4	4,4	10	46
Chrome	1,4	1,0	11,4	28	97
Nickel	0,9	1,4	7,1	17,5	65
Arsenic	2,6	2,0	7,7	21	7.2
Aluminium	790	960	7800	16300	
nature du sédiment	sable	sable	sable vaseux	vase sableuse	
% fraction fine <63 µm	0 %	0 %	26 %	79 %	

* seuil analytique

(1) Bancs de Graouères et Jeanne-Blanc

(2) Bras et Embouchure de l'Eyre

(3) Valeurs de référence (LATOUCHE *in* FERAL, 1988)

Tableau 13 : Teneurs en métaux dans les sédiments de deux secteurs du Bassin d'Arcachon (fraction totale) (mg.kg⁻¹) (*in* FERAL, 1988)

2.1.4.3. Résultats de l'étude de FAUGERE *et al.* (1981)

Plusieurs types de stations ont été prospectées lors de cette étude menée en 1981 : 7 stations côtières comportant 4 ports dont le port d'Arcachon et 9 stations situées dans les chenaux principaux (Fig. 11). Les auteurs montrent que les variations des teneurs se font en liaison avec le taux de la fraction fine du prélèvement.

Pour les stations côtières (Fig. 12), les teneurs les plus élevées en zinc sont observées au port du Teich (153 mg.kg⁻¹) et au port du Bety (107 mg.kg⁻¹) où la matière organique est la plus abondante. Il en est de même pour le plomb (85 mg.kg⁻¹ au port du Teich et 66,5 mg.kg⁻¹ au port du Bety) ; une forte valeur est également obtenue au Grand Piquey (86 mg.kg⁻¹) tandis que le port d'Arcachon présente des concentrations assez élevées (46 mg.kg⁻¹). Selon ces auteurs, les teneurs en Zn et Pb ne sont pas dans l'ensemble anormales compte tenu du pourcentage de matière organique ; elles correspondent à celles obtenues dans les sédiments de même nature de l'estuaire et de l'embouchure de la Gironde.

Pour les stations des chenaux, les plus fortes valeurs en zinc sont rencontrées dans le fond du Bassin (Sud de l'exutoire du canal du Porge, chenal de Mouchtalette et chenal de Lanton) (20 à 106 mg.kg⁻¹) tandis que les concentrations diminuent vers le centre du plan d'eau (6 à 57 mg.kg⁻¹). Pour le plomb, la même répartition spatiale est observée avec des teneurs de 1 à 26 mg.kg⁻¹. Dans la plupart des cas, les plus fortes valeurs obtenues sont de l'ordre des moyennes constatées sur des sédiments de même nature (95 mg.kg⁻¹ pour le zinc et 20 mg.kg⁻¹ pour le plomb) (TURKEDIAN et WEDEPOHL *in* FAUGERE *et al.*, 1981)).

FAUGERE *et al.* (1981) concluent que le zinc n'apparaît donc pas comme un élément perturbateur dans la Baie d'Arcachon du fait de ses faibles concentrations dans les sédiments et que son cycle paraît être essentiellement lié à celui de la matière organique (schéma 2). Ils expliquent les processus à l'origine des teneurs parfois fortes rencontrées dans la colonne d'eau : les sédiments du Bassin d'Arcachon présentent un taux de matière organique élevé,

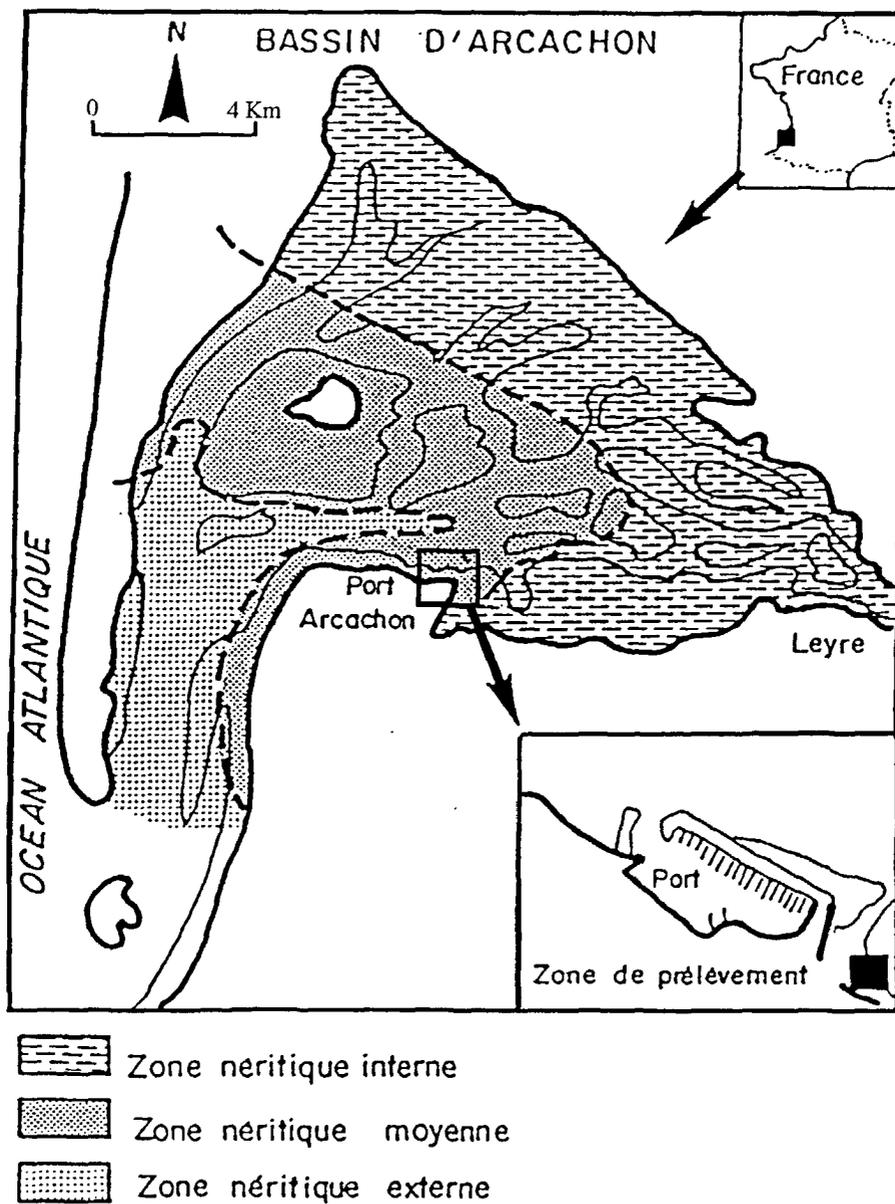


Figure 13 : Station suivie par LAPAQUELLERIE *et al.*, (1992)

malgré une granulométrie correspondant à celle de sables vaseux ; cette matière organique, essentiellement d'origine végétale (algues et zostères), induit des conditions réductrices lors de sa décomposition. Le zinc, lié à la matière organique, peut être relargué lors de ces modifications du pouvoir d'oxydoréduction au niveau de l'interface eau-sédiment. Le soufre joue aussi un rôle, les conditions réductrices favorisant la précipitation des sulfates en sulfures, auxquels se combinent facilement certains métaux comme le zinc.

2.1.4.4. Etude de CARRUESCO et LAPAQUELLERIE (1985)

Ces auteurs ont étudié les teneurs en métaux des sédiments de surface de trois stations intertidales (port d'Arcachon, Est de l'île aux Oiseaux et une station intermédiaire Mapouchet). Ils concluent à une pollution modérée d'origine anthropique du port d'Arcachon par le cadmium, le plomb et le zinc, affectant surtout la partie la plus fine du sédiment ($< 2 \mu\text{m}$) et la phase inorganique. Ils ajoutent que la diffusion spatiale dans la Baie est très limitée, les deux autres stations étant exemptes de contamination. Dans ces dernières, les métaux présents, liés à la partie organique, ont pour origine les végétaux du bassin (zostères et *fucus* entre autres).

2.1.4.5. Etude de LAPAQUELLERIE *et al.* (1992)

Dans ce travail, l'évolution des flux métalliques a été envisagée de deux manières :

- par l'étude des sédiments d'une carotte de 1,20 m de long,
- par le suivi des teneurs en métaux des sédiments et des matières en suspension (MES) d'une station intertidale, de 1976 à 1990.

Les deux types d'échantillons ont été prélevés dans le même secteur, non loin du port d'Arcachon (Fig. 13).

Les résultats sur la carotte montrent que "*les apports métalliques ont augmenté à partir de 1930 et que, antérieurement, les valeurs pouvaient être considérées comme le bruit de fond géochimique du site*" (niveaux profonds supérieurs à 60 cm). "*Ainsi, l'accroissement pour le plomb et le zinc est d'un facteur 2 à 3 par rapport à la période antérieure à 1930*". Après 1930, c'est-à-dire pour les sédiments superficiels, les auteurs n'observent pas d'évolution très ordonnée.

Références	CIPOM (1978, 1980)		LABOURG (1982)		CARRUESCO <i>et al.</i> (1986)		MONNIOT <i>et al.</i> (1986)	CARRUESCO (1989)	SMNG (1994)	IEEB (1995)	
	1975 à 1979		1980 - 1981				1985		1991	1994	
Lieux	<i>ports</i>	<i>crassats</i>	<i>ports</i>	<i>crassats</i>	<i>ports</i>	<i>crassats</i>	<i>ports</i>	<i>crassats</i>	<i>ports</i>	<i>ports</i>	<i>crassats</i>
Mercure	0,015-0,8	0,02-0,12							0,11-0,25	0,13-0,28	0,03-0,04
Cadmium									0,15-0,65	0,22-0,7	0,07-0,14
Plomb	4,1-155	2-23			38-95	24-36	79-103	48*	14-49	19-68	4,6-9,8
Zinc	4-360	16-90	50-130	4,3-48,2	130	24-33	224-252	135*	40-155	52-225	19-35
Cuivre	6-83	2,7-28			56-130	9-15	58-76	16*	7-21	5,5-54	2,7-7,1
Etain			1,8-3,0	0,3-1,9	2	1			0,2-1,8		

* valeurs moyennes sur 56 échantillons

Tableau 14 : Teneurs extrêmes en métaux relevées dans les sédiments (fraction totale) (mg.kg-1 poids sec ou ppm) dans diverses études ponctuelles

Les résultats sur les matières en suspension et les sédiments superficiels mettent en évidence une légère diminution des concentrations en Zn et en Cu, un accroissement en Pb et en As et une stabilité en Ni (LAPAQUELLERIE *et al.*, 1992). Signalons que les concentrations en plomb dans les matières en suspension montrent un écart important entre les saisons hivernale et estivale, avec des valeurs plus fortes pour cette dernière. Les auteurs remarquent que "*si l'augmentation en Pb et en As paraît cohérente avec le développement connu des sources de pollution (carburants pour le Pb, produits phytosanitaires pour l'As), l'évolution du Cu et du Zn semble surprenante car ces deux métaux devraient suivre une progression parallèle à celle de la plaisance*". Les auteurs concluent que les variations des teneurs en métaux ne serait pas exclusivement et directement liées à celles des sources connues de pollution ; elles seraient en relation directe avec les modifications quantitatives et qualitatives de la biomasse végétale des algues et des phanérogames au cours de ces dernières années, les différentes espèces ne concentrant pas également les divers métaux. Cette étude met en évidence l'importance de la matière organique, principalement d'origine végétale, dans le cycle des métaux du Bassin d'Arcachon.

2.1.4.6. Diverses études ponctuelles (CIPOM, 1978, 1980 ; LABOURG, 1982 ; CARRUESCO *et al.*, 1986 ; MONNIOT *et al.*, 1986 ; CARRUESCO, 1989 ; SMNG, 1994 ; IEEB, 1995)

Les premières études menées par la CIPOM cherchaient à évaluer les niveaux de contamination des ports et à contrôler ceux relevés à proximité de parcs ostréicoles ; il en est de même pour les mesures réalisées dans le cadre du SMVM (Fig. 14). Les études réalisées par LABOURG (1982) et CARRUESCO *et al.* (1986) visaient à étudier les résultats obtenus sur une radiale partant du port d'Arcachon et allant au Nord de l'île aux Oiseaux, station utilisée comme référence. MONNIOT *et al.* (1986) ont dosé les polluants dans les ascidies et ont comparé les résultats avec les teneurs obtenues dans les sédiments. Les données du Service Maritime et de Navigation de la Gironde (SMNG, 1994) ont été obtenues dans le cadre d'expériences de lagunage des sédiments de dragage des ports de Gujan et de La Barbotière.

On constate pour toutes les études et toutes les périodes (de 1975 à 1994) que les teneurs observées dans les ports sont supérieures à celles obtenues dans des secteurs éloignés des zones portuaires (Tab. 14). Elles sont parfois relativement importantes pour le plomb, le zinc, le cuivre et l'étain.

2.1.4.7. Les teneurs des sédiments des ports et des chenaux d'accès

"*Par suite d'influences anthropogéniques, les sédiments estuariens et côtiers constituent le plus vaste dépôt et la plus importante des sources potentielles de polluants dans le milieu marin*" (ROBBE, 1989). Ceci est d'autant plus vrai pour les sédiments des ports. C'est pourquoi le Ministère de l'Environnement a constitué, en décembre 1990, un groupe de travail (GEODE : Groupe d'Etude et d'Observation sur le dragage et l'Environnement) sur les problèmes d'immersion des déblais de dragage. Le travail réalisé dans ce cadre a permis de définir au plan national des niveaux de références provisoires (1 et 2) pour les métaux et les PCB (Tab. 15), conformes à la convention d'Oslo :

- un premier niveau (niveau 1), au dessus duquel l'immersion serait autorisée sans autres études,

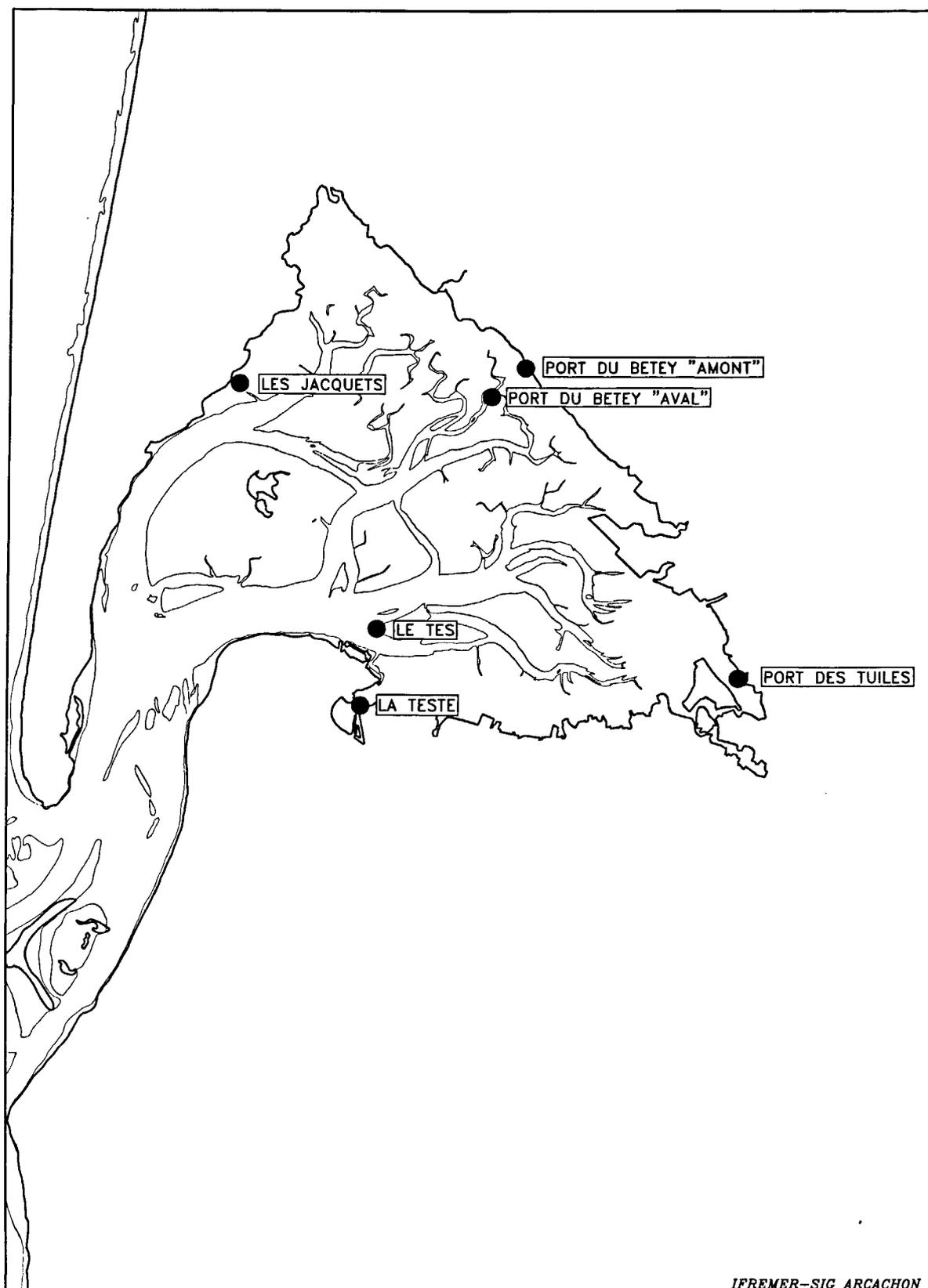


Figure 14 : Stations de prélèvements de sédiment de la campagne SMVM 1994

- un deuxième niveau (niveau 2), au dessus duquel l'immersion est susceptible d'être interdit. Entre ces deux niveaux, une étude plus approfondie pourrait être nécessaire.

Eléments	Bruit de Fond	Niveau 1	Niveau 2
Hg	0,2	0,4	0,8
Cd	0,5	1,2	2,4
Pb	47	100	200
Zn	115	276	552
Cu	35	45	90
As	4,4	25	50
Ni	20	37	74
Cr	45	90	180

Tableau 15 : Valeurs de références provisoires (mg.kg⁻¹) des déblais de dragage déterminées en France (GEODE)

Dans le cadre de la Convention d'Oslo, des dosages des métaux présents dans les déblais de dragage doivent être obligatoirement réalisés. ULANGA (1992) a effectué un bilan des analyses faites sur les déblais de dragages du Bassin d'Arcachon depuis 1975 (Tab. 16) ; ils concernent en majorité les ports et leurs chenaux d'accès (Fig. 15).

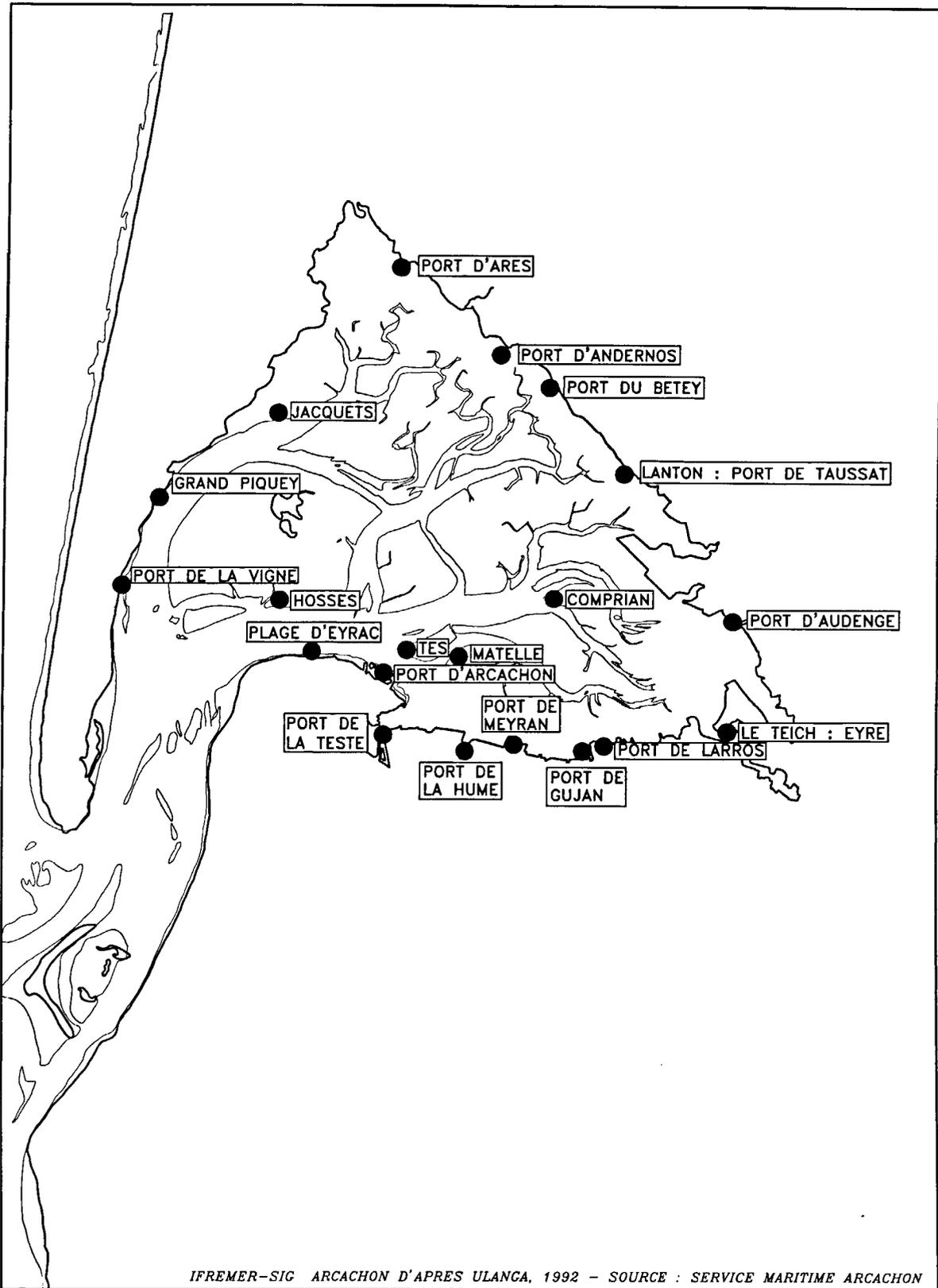


Figure 15 : Sites de prélèvements d'échantillons de dragages soumis à analyses chimiques

ELEMENTS (mg.kg ⁻¹ poids sec)	Ensemble des prélèvements				Ports d'Arcachon			
	n	m	s	maxi	n	m	s	maxi
Mercure	113	0,14	0,17	1,16	35	0,20	0,17	0,80
Cadmium	44	0,24	0,32	1,15	13	0,44	0,43	1,15
Plomb	129	27,2	33,9	260	34	43,09	26,15	105
Zinc	131	94,6	100	870	34	118,77	93,77	345
Cuivre	86	13,7	20,6	110	25	23,71	23,38	83
Etain	41	0,84	0,95	4,05	15	1,54	1,06	4,05
Arsenic	99	12,3	13,1	76	30	17,63	11,67	40
Nickel	22	9,25	7,62	23	8	12,99	6,59	21
Chrome	22	16,8	13,3	40	8	23,01	11,36	34
Aluminium	22	12 800	17 000	83 000	8	1 357	6 499	20 200
Carbone organique (% des MES)	66	2,14	2,59	8,38	15	3,00	2,72	7,25
Fraction fine < 63µm (%)	54	30,36		96,4	11	34,55		89,4

n : nombre d'analyses

m : moyenne

s : écart-type

Tableau 16 : Teneurs moyennes en métaux (mg.kg⁻¹ poids sec) dans les sédiments (fraction totale) des ports et chenaux d'accès entre 1975 et 1991 (ULANGA, 1992)

Ces analyses ont été effectuées sur la fraction totale du sédiment. Notons que la proportion de fraction fine est très variable, comprise entre 1 et 96 % selon les prélèvements, d'où l'impossibilité de comparer ces résultats avec ceux du RNO obtenus sur la fraction fine (qui, de ce fait, sont apparemment plus élevés). La contamination des ports d'Arcachon est un peu plus importante, les résultats étant supérieurs à la moyenne générale des prélèvements surtout pour le plomb et l'étain. Dans l'ensemble, ces sédiments n'apparaissent pas extrêmement pollués en moyenne. Cependant, environ 20 % des déblais analysés présentent des teneurs en un ou plusieurs contaminants (principalement cuivre et arsenic) supérieures aux niveaux préconisés (niveau 1) par le groupe GEODE pour le rejet direct dans l'environnement (Tab. 15).

2.1.4.8. Les teneurs en TBT dans les sédiments

Une campagne réalisée en octobre 1990 (SARRADIN *et al.*, 1991) a montré l'omniprésence du TBT et de ses produits de dégradation dans le Bassin. Sur les 14 stations prospectées, 7 sont situées dans les ports et 7 dans des zones de mariculture. Les résultats obtenus (exprimés en ng.g⁻¹ de Sn) permettent de partager les prélèvements en deux catégories :

1. ceux des zones de mariculture, faiblement pollués avec des concentrations maximales en TBT de 30 µg.kg⁻¹ et en butylétains de 55 µg.kg⁻¹,

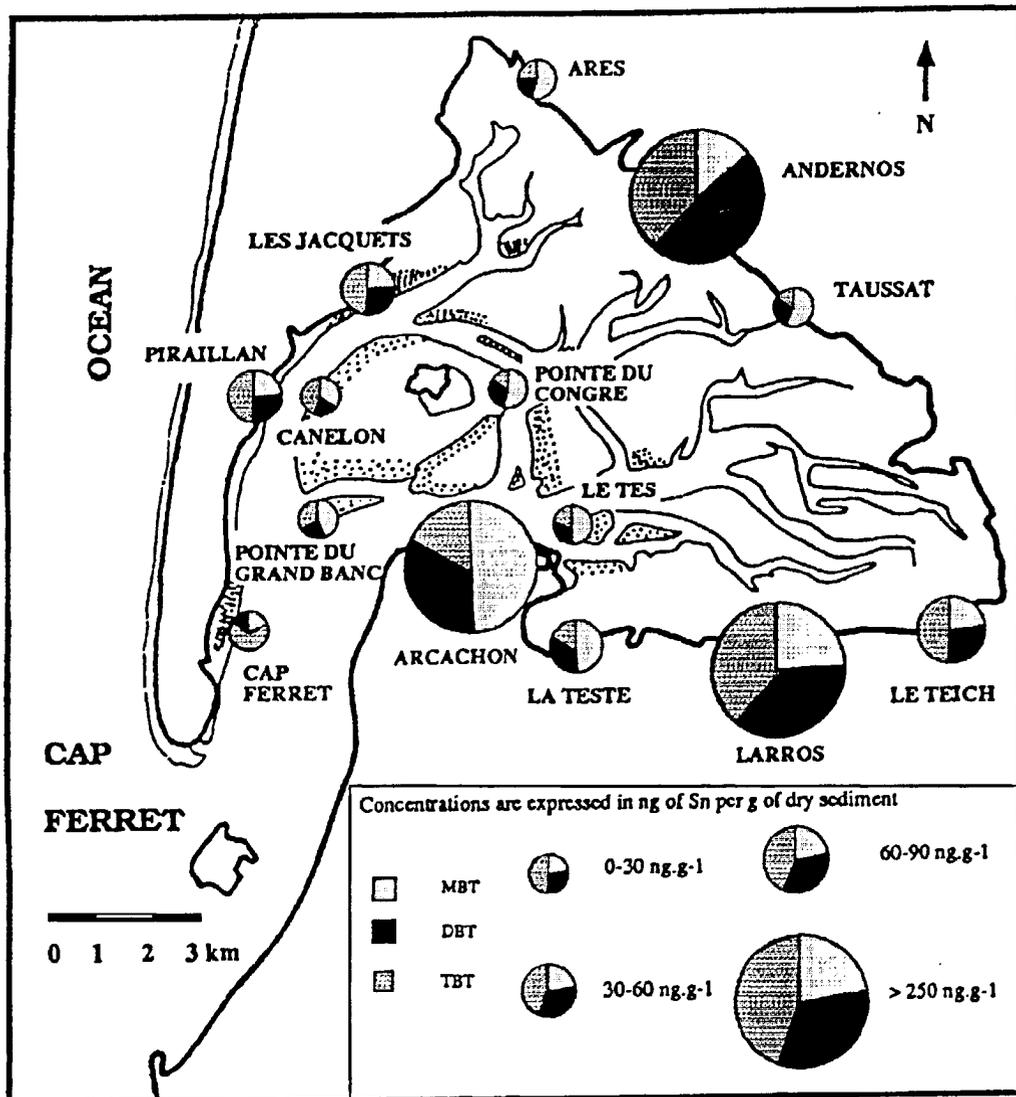


Figure 16 : Concentrations en butylétains (ng Sn.g⁻¹ de sédiment sec) dans les sédiments superficiels du Bassin d'Arcachon (in SARRADIN *et al.*, 1991)

2. ceux des ports avec 4 ports présentant des concentrations inférieures à $50 \mu\text{g.kg}^{-1}$ en TBT et à $100 \mu\text{g.kg}^{-1}$ en butylétains (Piraillan, La Teste, Le Teich et Taussat), 3 ports plus pollués (Larros, Andernos et Arcachon) avec des teneurs en TBT comprises entre 100 et $160 \mu\text{g.kg}^{-1}$ et en butylétains entre 240 et $400 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (Fig. 16). Cette pollution plus forte peut être expliquée, pour le port de Larros, par la proximité d'un chantier naval et pour les ports d'Andernos et d'Arcachon, probablement par la densité de leur occupation nautique.

La présence de TBT dans les niveaux superficiels des sédiments indique que l'activité nautique est encore, en 1990, une source de contamination par le TBT (SARRADIN *et al.*, 1991). Cette étude montre aussi que les processus de dégradation dans les sédiments sont beaucoup plus lents que dans la colonne d'eau ; le TBT introduit dans le milieu aquatique se trouve donc stabilisé par la sédimentation et a tendance à s'accumuler au cours du temps. Quant à la contamination du centre de la Baie, selon SARRADIN *et al.* (1991), elle est diffuse et liée au transport du TBT par les courants depuis les sources locales que sont les ports et les mouillages.

Dans le cadre des prélèvements SMVM de décembre 1994 (Fig. 14), les teneurs trouvées dans les sédiments en TBT et en butylétains sont du même ordre que celles citées par SARRADIN *et al.* (1991) pour les ports les moins pollués : de 23 à $50 \mu\text{g.kg}^{-1}$ de TBT dans les ports du Bétey, de La Teste et des Tuiles, de 10 à $16 \mu\text{g.kg}^{-1}$ de TBT dans les sédiments des crassats du Tès et des Jacquets (IEEB, 1995). Des analyses de phénylétains ont été également réalisées montrant la présence de ces composés en concentrations non négligeables dans les dépôts. Or, ces composés présentent les mêmes effets toxiques que le TBT et leur usage est également interdit.

Lors d'une expérience de lagunage des sédiments de dragage du port d'Audenge en décembre 1995, la moyenne des concentrations superficielles trouvées pour les trois darses a été de $15 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (valeurs comprises entre 5 et $50 \mu\text{g.kg}^{-1}$) contre $13 \mu\text{g.kg}^{-1}$ pour les prélèvements en profondeur, ce qui semble montrer des apports récents en TBT (IEEB, 1996).

2.1.5. Les teneurs en métaux dans la matière vivante

2.1.5.1. Les métaux dans les mollusques (Résultats RNO)

La surveillance de la contamination des coquillages du Bassin d'Arcachon par les micropolluants chimiques a été mise en place en 1979 dans le cadre du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin. Les coquillages analysés sont les huîtres. Les sites de prélèvements sur le Bassin sont au nombre de quatre : le Cap Ferret (à la hauteur du Mimbo), les Jacquets sur la côte Ouest, Comprian dans une zone soumise à l'influence directe de l'Eyre et les Hosses dans la partie Sud de l'île aux Oiseaux (Fig. 17). Ils sont échantillonnés chaque trimestre. Les huîtres récoltées ont vécu environ 3 ans sur le site. Les paramètres pris en compte sont les 5 métaux suivants : le mercure, le cadmium, le plomb, le cuivre et le zinc.

2.1.5.1.1. Recommandations et niveaux de présence

Les résultats de la surveillance des micropolluants seront interprétés :

- soit selon les Directives européennes et leur traduction en droit français (arrêtés),

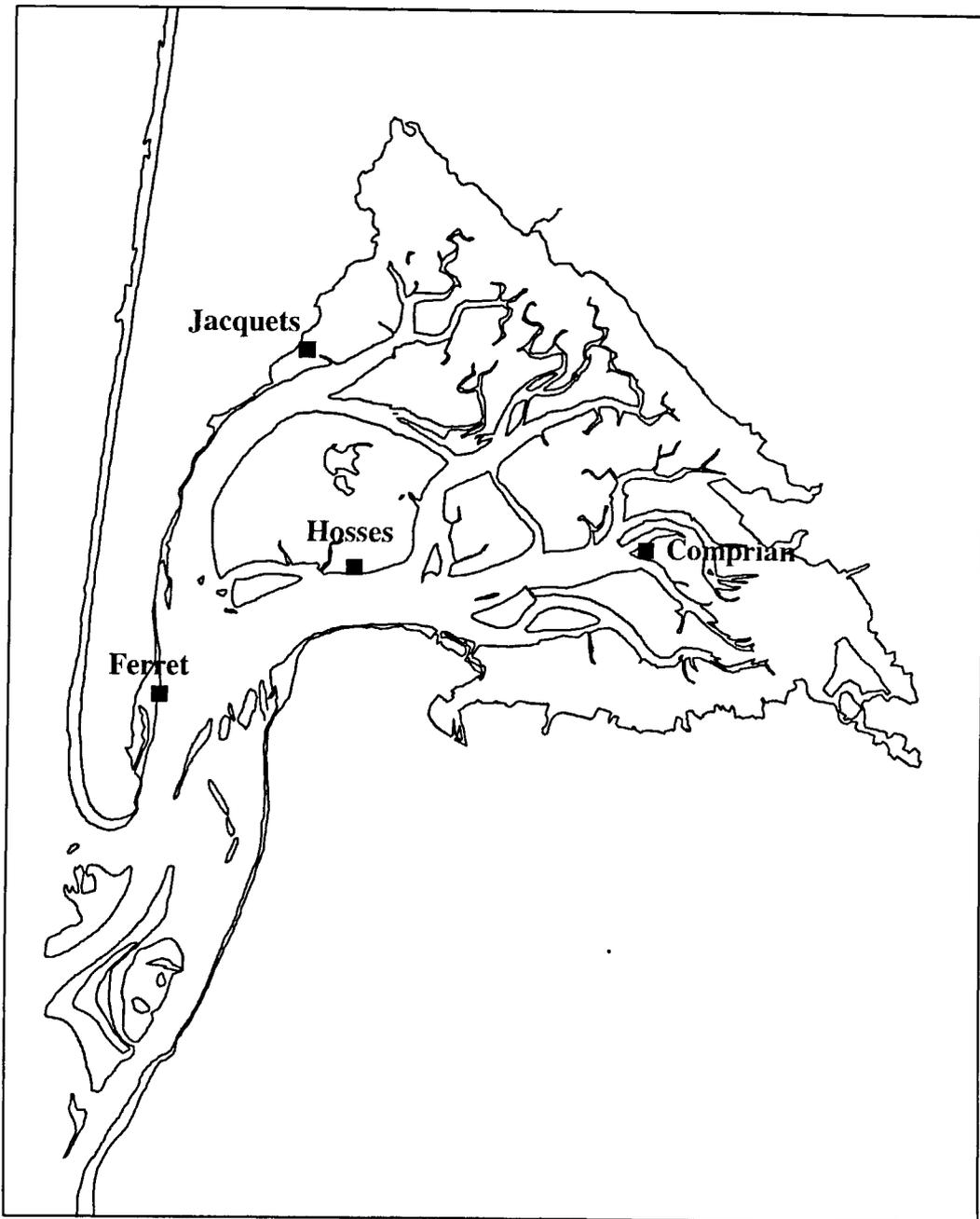


Figure 17 : Points RNO de prélèvements matière vivante (huîtres)

- soit à partir des recommandations formulées dans les conventions internationales lorsqu'elles existent,
- soit par comparaison avec le niveau moyen de contamination observé dans les huîtres du littoral Manche-Atlantique au cours de 15 années de surveillance du RNO (RNO, 1995).
- éventuellement sur la base de recommandation en matière de protection de la santé publique.

Les conventions internationales d'Oslo et de Paris ont établi des listes de polluants prioritaires à prendre en compte dans le cadre de la surveillance des eaux marines. Les critères de choix ont été la toxicité de la substance, sa persistance dans le milieu naturel et sa tendance à la bioaccumulation. Pour le cadmium et le mercure, des niveaux de contamination ont été définis en fonction de leur concentration dans la chair des mollusques bivalves (Tab. 17). Les différents niveaux ont été élaborés sur la base de concentrations habituellement rencontrées dans le cadre de la surveillance internationale. Ils ont un objectif purement environnemental. Ces valeurs ne prennent pas en compte les préoccupations de la santé publique.

	Niveau faible	Niveau moyen	Niveau fort
Mercure	< 0,6	0,6 - 1,0	> 1,0
Cadmium	< 8,0	8,0 - 20,0	> 20,0

Tableau 17 : Niveaux de contamination pour les huîtres (mg.kg⁻¹ poids sec), définis par les conventions d'Oslo et Paris

Un niveau moyen de présence des contaminants dans les coquillages français a été établi sur la base de quinze années de surveillance du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin. Nous en avons extrait les données huîtres pour le littoral Manche-Atlantique (RNO, 1995) (Tab. 18). La moyenne, l'écart type et l'intervalle de confiance ont été calculés après élimination des valeurs extrêmes (élimination itérative des valeurs extérieures à l'intervalle [moyenne ± 3 x écart type]). Par contre, les minima et les maxima portent sur l'ensemble des échantillons prélevés, de façon à donner une idée des gammes de concentration effectivement rencontrées sur le littoral.

LES JACQUETS

	n	moyenne	écart-type	minimun	maximun
Hg	54	0.21	0.07	0.09	0.39
Cd	57	1.32	0.37	0.73	2.14
Pb	58	1.13	0.59	0.10	3.30
Zn	58	2014.7	680.2	812	3491
Cu	58	89.6	36.8	38.5	161.7

CAP FERRET

	n	moyenne	écart-type	minimun	maximun
Hg	56	0.20	0.06	0.08	0.35
Cd	56	2.49	0.77	1.37	1.7
Pb	56	1.25	0.38	0.50	2.20
Zn	58	2411.8	684.3	874	4279
Cu	58	86.0	22.5	40.8	144.4

COMPRIAN

	n	moyenne	écart-type	minimun	maximun
Hg	55	0.22	0.06	0.08	0.36
Cd	55	1.72	0.49	0.92	2.84
Pb	53	0.97	0.38	0.30	2.30
Zn	55	2066.6	625.3	884	3431
Cu	55	98.8	32.5	40	171.8

LES HOSSES

	n	moyenne	écart-type	minimun	maximun
Hg	56	0.19	0.06	0.06	0.32
Cd	56	2.00	0.56	0.98	3.47
Pb	56	1.06	0.43	0.2	2.7
Zn	58	2159.6	656.7	855	3677
Cu	57	80.6	20.7	35.1	124.3

Tableau 19 : Niveau moyen de contamination des huîtres sur les différents sites du Bassin d'Arcachon de 1979 à 1993 (mg.kg⁻¹ de chair sèche) (données RNO)

Eléments	n	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Hg	1 869	0,21	0,09	0,01	1,66
Cd	1 923	2,25	1,20	0,25	129,1
Pb	1 905	1,47	0,68	0,10	34,70
Zn	1 933	2 206	1 131	385	11 651
Cu	1 926	138	102	7,7	1 962

Tableau 18 : Données statistiques sur les teneurs en métaux mesurés dans les huîtres du littoral Manche-Atlantique sur la période 1979-1993 (mg.kg⁻¹ poids sec) (RNO, 1995)

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a fixé des doses hebdomadaires admissibles pour le cadmium et le mercure. Elle recommande de ne pas ingérer plus de 400 µg par semaine pour le premier et 300 µg pour le second, dont moins de 200 µg de méthylmercure (ces niveaux sont déterminés avec de très grandes marges de sécurité). En France, le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique a fixé la concentration maximale admissible pour le cadmium et le plomb à 10 µg.g⁻¹ de chair sèche et 2,5 µg.g⁻¹ pour le mercure.

La Directive européenne 79-923 du 30 octobre 1979, relative à la qualité requise des eaux conchylicoles, comme la Directive du 15 juillet 1991 fixant les règles sanitaires de mise en marché des mollusques vivants, n'ont pas déterminé de limites chiffrées. Cette dernière précise toutefois que les mollusques bivalves ne doivent pas contenir de composés toxiques à un taux tel que l'absorption alimentaire calculée ne dépasse pas les doses journalières admissibles (DJA) pour l'homme. Lors de la traduction en droit français de la Directive (arrêté du 21 juillet 1995), des teneurs maximales admissibles de 0,5 mg.kg⁻¹ de chair humide en mercure et de 2 mg.kg⁻¹ de chair humide en Cd et en Pb ont été adoptées. Si l'on retient un pourcentage d'eau dans la chair d'huître de 80 %, ces valeurs deviennent respectivement 2,5 mg.kg⁻¹ et 10 mg.kg⁻¹ de chair sèche.

2.1.5.1.2. Niveaux de présence dans les mollusques

Des variations saisonnières de la teneur des coquillages en micropolluants sont observées sur tous les sites échantillonnés. Elles dépendent principalement du cycle biologique de l'huître. La fréquence des prélèvements adoptée (trimestrielle) permet d'intégrer ces variations. Les niveaux moyens de présence des différents contaminants ont été calculés pour chacun des sites sur 15 années de surveillance 1979 à 1993 (Tab. 19).

Les teneurs moyennes en **mercure** et **cadmium** calculées sur les différents sites correspondent au niveau faible des conventions internationales et sont en deçà des normes récemment fixées (arrêté du 21 juillet 1995). Les teneurs moyennes en mercure sont comprises entre 0,19 et 0,22 mg.kg⁻¹ de chair sèche. Aucune valeur n'atteint 0,4 mg.kg⁻¹. Pour le cadmium, les moyennes varient entre 1,32 mg.kg⁻¹ sur le site des Jacquets et 2,49 mg.kg⁻¹ au Cap Ferret. La valeur

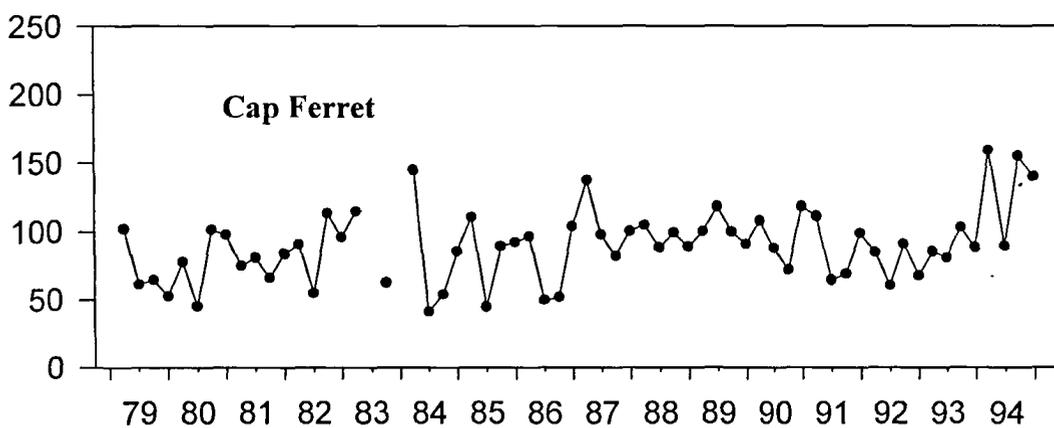
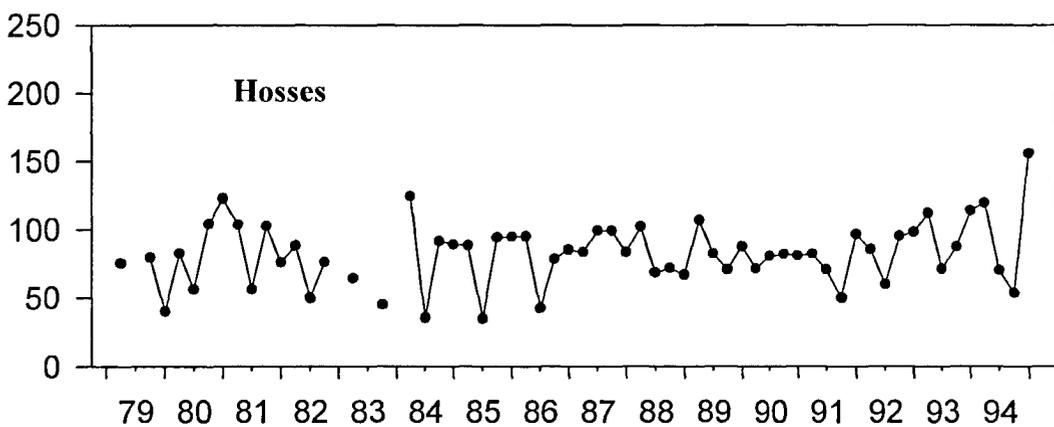
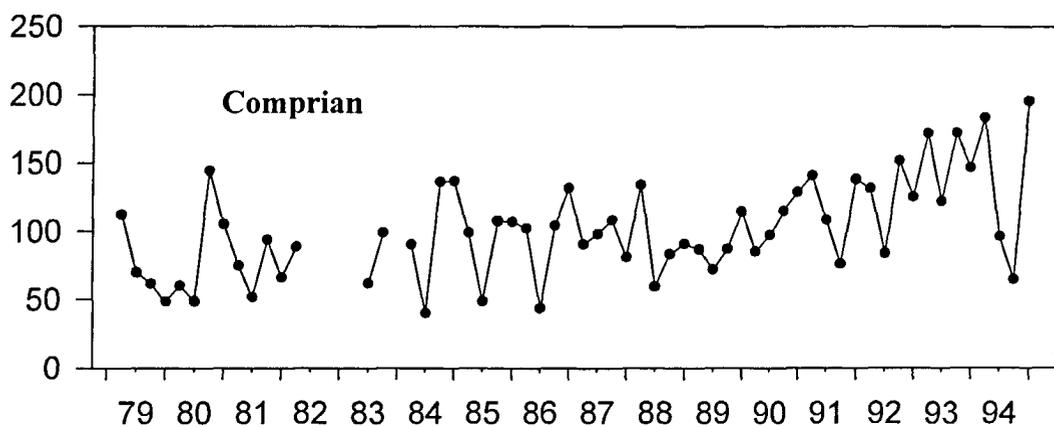
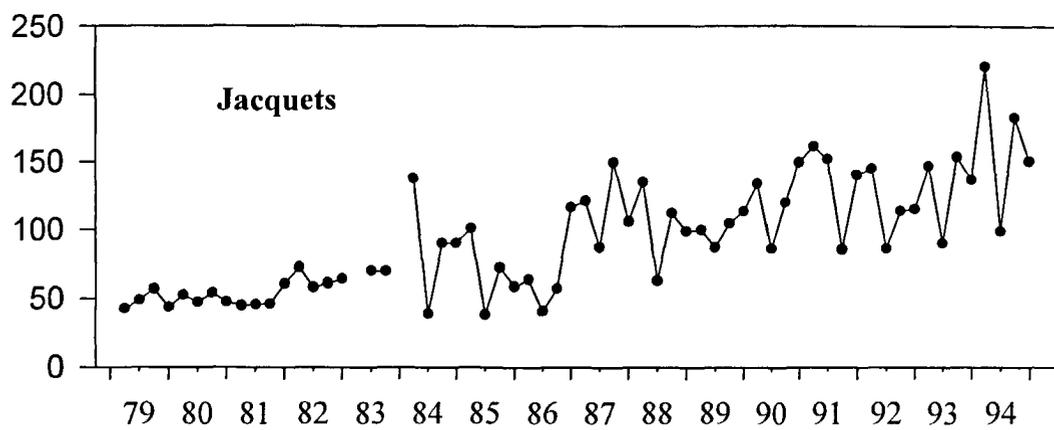


Figure 18 : Evolution des teneurs en cuivre dans les huîtres (mg.kg⁻¹ p.s.) (données RNO)

maximale de 3,4 mg.kg⁻¹ a été observée aux Hosses. On n'observe pas de variation significative des concentrations de ces deux métaux au cours des 15 années de surveillance.

Pour le **mercure** comme pour le **cadmium**, les moyennes calculées sont soit du même ordre de grandeur soit inférieures à celles qui ont été calculées à partir de l'ensemble des échantillons d'huîtres prélevés sur la façade Manche-Atlantique (exception faite des teneurs en cadmium mesurées dans l'estuaire de la Gironde, site très contaminé par ce métal). Les niveaux de contamination rencontrés dans le Bassin d'Arcachon pour ces deux métaux sont très inférieurs aux recommandations faites par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France.

Sur les quatre sites étudiés, les moyennes des teneurs en **cuivre** sont inférieures à la moyenne calculée à partir des autres sites du littoral Manche-Atlantique échantillonnés dans le cadre du RNO. Elles varient de 80,6 mg.kg⁻¹ aux Hosses à 98,8 à Comprian. Cependant, en particulier sur le site des Jacquets, on observe une tendance significative à la hausse de la contamination des huîtres par le cuivre (CLAISSE et ALZIEU, 1993). Au cours des premières années de surveillance, les moyennes s'établissaient autour de 50 mg.kg⁻¹ ; elles varient ces dernières années entre 115 et 135 mg.kg⁻¹ (Fig. 18). Il semble que la contamination par le cuivre remplace celle par l'étain, à partir de 1982, suite à la réglementation sur les peintures à base de TBT qui aurait conduit à un retour à l'utilisation des peintures à base de cuivre, l'utilisation du sulfate de cuivre par les ostréiculteurs pour nettoyer les salissures sur les parcs ayant diminué. La brièveté du temps de réponse du Bassin à ce changement peut être notée comme un indice de sensibilité particulière de ce milieu aux contaminations métalliques. Les valeurs maximales observées restent toutefois du même ordre de grandeur que la moyenne du littoral Manche-Atlantique.

Le **zinc** est présent dans les huîtres du Bassin à un niveau comparable à celui rencontré sur l'ensemble des sites du littoral français. Les moyennes varient entre 2 014,7 mg.kg⁻¹ aux Jacquets et 2 411,8 mg.kg⁻¹ au Cap Ferret. Le maximum est observé sur ce même site avec 4 279 mg.kg⁻¹. On observe une légère tendance à l'augmentation des teneurs sur les sites des Jacquets et de Comprian (Fig. 19).

Le **plomb** est peu abondant dans les huîtres du Bassin. Les moyennes varient entre 0,97 mg.kg⁻¹ sur le site de Comprian et 1,25 mg.kg⁻¹ au Cap Ferret pour un niveau moyen sur le littoral Manche-Atlantique de 1,51 mg.kg⁻¹. Le maximum de contamination a été rencontré sur le site des Jacquets avec 3,3 mg.kg⁻¹. Toutes ces valeurs sont inférieures aux 10 mg.kg⁻¹ recommandés par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France et fixés par l'arrêté du 21 juillet 1995. Enfin, on n'observe pas pour le plomb d'évolution significative au cours des 15 années d'étude.

2.1.5.2. Autres études

Dans le cadre du suivi de l'impact de la réglementation de l'usage des peintures antisalissure à base de TBT, ALZIEU *et al.* (1986) ont réalisé des dosages d'étain dans les chairs d'huîtres du Bassin. Ils mettent en évidence une diminution des teneurs entre 1982 et 1985 (Tab. 20), accompagnée d'une régression des anomalies de calcification de la coquille de ces mollusques. Ils concluent que, bien que la décontamination du milieu soit incomplète et prenne plus de temps qu'espéré, la mesure restrictive de l'usage des peintures a eu une action positive rapide à la fois sur la protection et sur la conservation du stock d'huîtres.

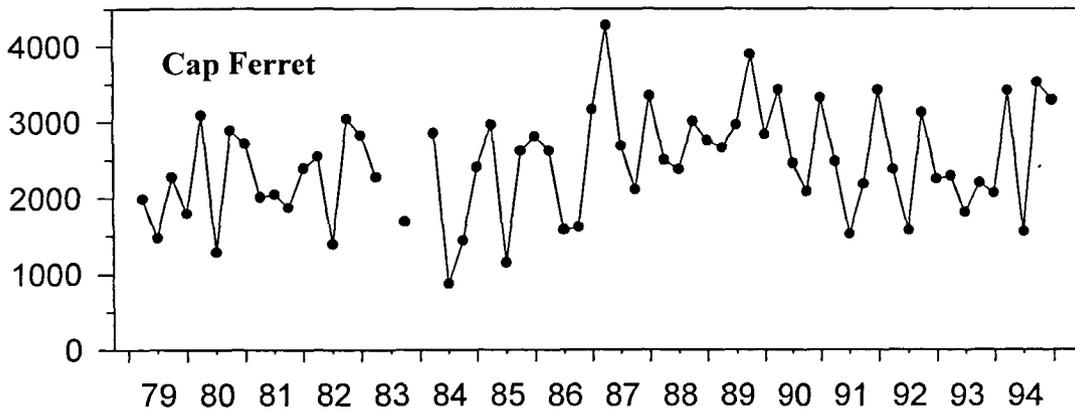
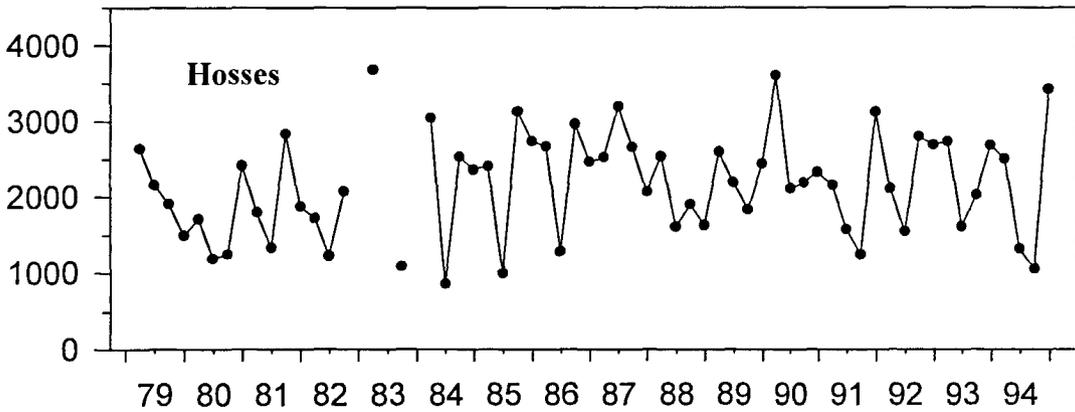
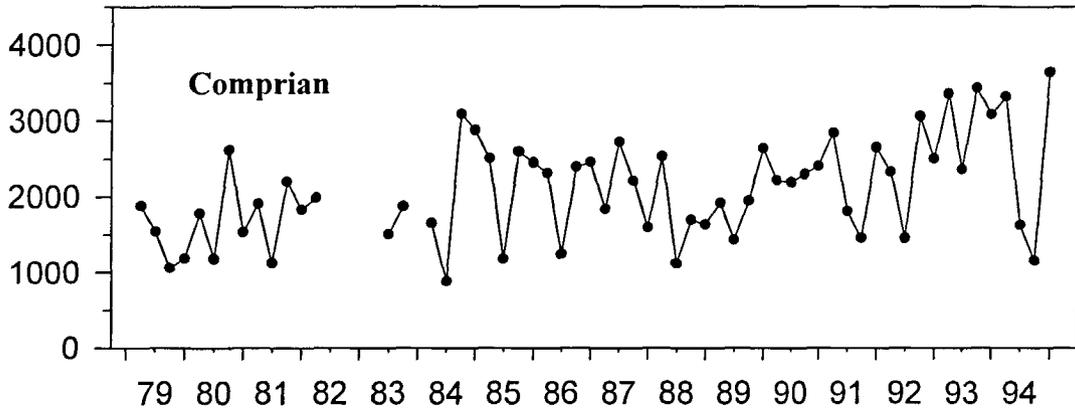
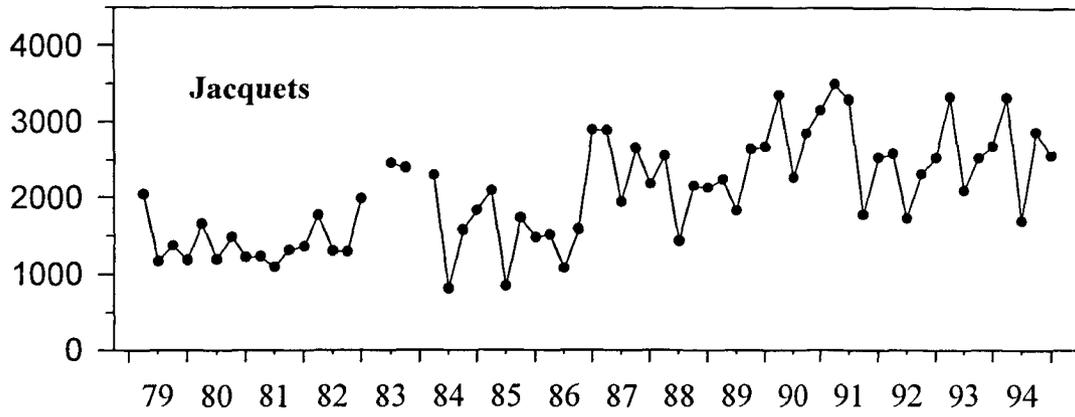


Figure 19 : Evolution des teneurs en zinc dans les huîtres (mg.kg⁻¹ p.s.) (données RNO)

	1982		1985	
	Etain total	Etain organique	Etain total	Etain organique
<i>Port de La Vigne</i>	7,0	1,64	0,78 - 0,91	0,25 - 0,38
<i>Baie d'Arcachon</i>	1,0 - 3,4	0,16 - 0,48	< 0,30 *	< 0,20 *

* seuil de détection

Tableau 20 : Evolution des teneurs en étain total et en étain organique dans les huîtres du Bassin d'Arcachon entre 1982 et 1985 (mg.kg⁻¹ chair sèche) (ALZIEU *et al.*, 1986)

En décembre 1994, des concentrations en TBT comprises entre 3,9 et 5,2 µg de Sn.kg⁻¹ de tissu frais indiquent l'omniprésence de ce composé dans les huîtres du Bassin d'Arcachon (IEEB, 1995). Si l'on applique une teneur moyenne en eau des chairs d'huîtres de 80 %, cela correspondrait à des valeurs de 0,02 et 0,03 µg.g⁻¹ de chair sèche. Il n'existe pas de référence quant aux seuils à considérer. On peut cependant faire une estimation basée sur la valeur de 2 ng.l⁻¹ de TBT dans l'eau (seuil pour les anomalies de calcification -cf. Tab. 9) et un facteur de bioaccumulation de 6 000 pour l'huître *Crassostrea gigas* bien que ce facteur ait été déterminé à partir d'une concentration dans l'eau de 0,15 µg.l⁻¹ de TBTO (WALDOCK *et al.*, 1983). La teneur seuil dans les chairs d'huîtres serait de 12 µg.kg⁻¹ de tissu frais en TBT soit environ 4-5 µg.kg⁻¹ d'étain, valeur voisine de celles observées dans le Bassin.

LABOURG (1982) a mené une étude sur la répartition du zinc et de l'étain dans les communautés benthiques intertidales proches du port de plaisance d'Arcachon. Ses conclusions sont les suivantes :

- pour toutes les analyses effectuées sur la matière vivante dans le port d'Arcachon, les teneurs en zinc et en étain sont supérieures à celles mesurées chez les organismes situés à l'extérieur, ce qui dénote l'influence du zinc issu des anodes consommables des bateaux et celle de l'étain provenant des peintures antisalissure ; la contamination par le zinc est bien mise en évidence dans cette zone chez le Bivalve *Scrobicularia plana* ;
- on observe un gradient de contamination décroissant du port vers les zones extérieures pour ces deux métaux variable selon les espèces ;
- vis à vis du zinc, certaines espèces présentent soit une régulation, soit une accumulation ;
- l'étain, qui n'entre pas dans les cycles biochimiques des espèces étudiées, est accumulé par la majorité d'entre elles et rend bien compte de l'impact des peintures antisalissure à base d'organostanniques employées jusqu'en janvier 1982 pour toutes les embarcations ; les baisses de concentrations observées en juin 1982 dans certaines stations seraient en relation avec l'application de la mesure réglementant l'usage de ces peintures antisalissure.

- cette étude permet de retenir certaines espèces comme indicatrices de contamination pour ces deux métaux : *Zostera noltii*, *Mytilus edulis*, *Scrobicularia plana*, *Crassostrea gigas* et pour l'étain : *Nereis diversicolor*, *Patella vulgata*, *Cerastoderma edule*, *Venerupis decussata*.

Les avantages des ascidies, animaux fixés filtreurs, comme indicateurs biologiques en milieu marin ont été démontrés dans six stations des côtes françaises (MONNIOT *et al.*, 1986). Dans les deux stations du port d'Arcachon, quatre espèces sont très abondantes : *Aplidium densum*, *Ciona intestinalis*, *Asciidiella aspersa* et *Styela clava*. Les conclusions de ces auteurs sont les suivantes :

- il y a une bonne accumulation du cuivre dans les tissus ; *Ciona* et *Asciidiella* constituent de bons indicateurs mais il n'y a pas de lien avec la teneur du sédiment ; les concentrations en cuivre dans les ascidies des stations étudiées n'ont cependant aucun caractère alarmant ;
- pour le zinc, les huîtres sont un bien meilleur indicateur que les ascidies ; les teneurs dans les animaux des ports ne sont pas très élevées par rapport aux mesures signalées dans la Manche et en Méditerranée ;
- la pollution des ports de plaisance par le plomb est nette ; les ascidies concentrent plus que les mollusques (les concentrations à Arcachon varient de 8,7 à 13 mg.kg⁻¹ dans les tissus) ;
- enfin, on ne peut parler de pollution par le cadmium dans les stations étudiées.

COSSA *et al.* (1989) citent des teneurs en métaux sur la crevette rose et la sole du Bassin d'Arcachon en 1986 et 1987 (Tab. 21). Ces auteurs signalent que pour le cadmium, le mercure et les PCB, les teneurs dans les mollusques reflètent mieux les niveaux de contamination du milieu que celles dans le muscle de poisson ou crustacé, excepté pour le flet.

	Zn	Cu	Hg	Méthyl-mercure	Cd	Pb	As	Sn
Crevette rose	77,8	80,7	0,08	0,04	0,05	0,64	30,4	0,08
Sole	21,7	0,85	0,13	0,12	0,01	0,03	40,5	-

Tableau 21 : Teneurs en métaux dans le Bassin d'Arcachon en 1986 et 1987 (mg.kg⁻¹ chair sèche) (COSSA *et al.*, 1989)

CARRUESCO *et al.*, (1986) notent chez *Fucus spiralis* (fucus), *Zostera noltii* (zostère), *Littorina littorea* (bigorneau) et *Cerastoderma edule* (coque) une diminution des concentrations en As, Pb, Cu, Zn et Sn lorsqu'on s'éloigne du port d'Arcachon. Ils ajoutent que *Littorina* et *Cerastoderma* recèlent, en été, des teneurs plus élevées dans le milieu portuaire, probablement liées à l'activité nautique estivale importante, en particulier pour l'étain. Les

résultats de MANEUX (1993) sur les Sargasses, les Ulves et les *Fucus* concordent avec ces observations, particulièrement pour le cuivre et le nickel. Pour d'autres éléments, la tendance bien que moins évidente semble se retrouver ; c'est le cas par exemple pour l'arsenic chez le *Fucus* et pour le plomb chez les Sargasses.

MANEUX (1993) pose la question de l'existence de concentrations élevées en Zn, Ni, Cr, Br, Ga et P, au Pyla sur mer et à la Dune du Pyla, deux stations pourtant éloignées de toute installation portuaire et de zones très urbanisées. Il formule deux hypothèses : un enrichissement marin ou un enrichissement dû au rejet de la Salie. L'auteur opte pour la seconde hypothèse, arguant du fait que les concentrations sont inférieures à Bélisaire et que, par suite de l'évolution morphologique des passes depuis la construction du wharf, ce dernier se trouve actuellement placé à l'entrée de la passe Sud.

2.1.6. Conclusion sur les métaux

De l'ensemble des données qui viennent d'être présentées, on peut conclure que le niveau global de contamination par les métaux du Bassin d'Arcachon est faible. Il apparaît cependant une différenciation entre les secteurs côtiers et les zones centrales du Bassin, les premiers présentant des teneurs supérieures du fait de la proximité de la côte et des sources de pollution.

La partie centrale du Bassin

Les métaux très toxiques comme le mercure et le cadmium ne présentent pas actuellement de danger pour le milieu et la santé des consommateurs de produits marins, ce qui n'exclut pas de rester vigilant quant aux contaminations possibles. Il en est de même pour le plomb, le zinc et le cuivre qui se trouvent ainsi à des concentrations dans les huîtres inférieures aux moyennes du littoral Manche-Atlantique non soumis à contamination.

On peut cependant noter que le cuivre et le zinc atteignent parfois des teneurs relativement élevées dans l'eau et les sédiments. Rappelons que ces deux métaux sont des oligo-éléments indispensables au métabolisme des êtres vivants et que leur origine est en partie naturelle ; ils sont apportés au Bassin par lessivage des sols et entraînement des débris végétaux (pins). Ils entrent ensuite dans un cycle interne au Bassin où la matière organique joue un rôle essentiel. Ils sont accumulés dans la biomasse végétale du Bassin (algues et zostères) et incorporés aux sédiments lors de la sédimentation de cette matière organique. Des processus de relargage à l'interface eau-sédiment sont à l'origine des teneurs parfois élevées en zinc dans la colonne d'eau (FAUGERE *et al.*, 1981).

Il existe d'autres sources pour ces deux métaux, cette fois liées aux activités humaines (anodes en zinc des bateaux, utilisation du sulfate de cuivre par l'ostréiculture -bien qu'étant sans doute très limitée actuellement-, peintures antisalissure à base de cuivre appliquées sur les carènes des bateaux). La variabilité importante des résultats obtenus dans l'eau et le sédiment ne permet pas, à partir des mesures récentes ponctuelles, de conclure quant à l'évolution des teneurs dans le centre de la Baie et à l'impact d'une éventuelle augmentation des apports anthropiques. L'étude de LAPAQUELLERIE *et al.* (1992) indique une légère diminution, entre 1976 et 1990, des concentrations en zinc et cuivre dans le sédiment d'une station située non loin du port d'Arcachon et un accroissement des teneurs en plomb et en arsenic. Ces auteurs concluent que ces évolutions seraient dues aux modifications quantitatives et qualitatives de la biomasse végétale des algues et des phanérogames, prépondérantes sur

l'influence des sources de pollution humaines. Les résultats sur les huîtres montrent, sur deux points, une tendance à l'augmentation, légère pour le zinc et un peu plus marquée pour le cuivre qui pourrait, pour ce dernier point, être le reflet de l'intensification de son usage (CLAISSE et ALZIEU, 1993). Rappelons que les teneurs dans les huîtres restent cependant très en deçà de niveaux qui seraient préoccupants pour le milieu ou la santé humaine.

En ce qui concerne le TBT, les concentrations relevées dans l'eau, le sédiment et les huîtres montrent une diminution nette depuis la réglementation sur les peintures antisalissure à base d'étain, principales sources d'apport de cet organo-métallique. Les teneurs actuelles ne sont pas très élevées. Cependant, du fait de la sensibilité particulière des mollusques à ce polluant, elles sont suffisantes pour avoir une action sur les Gastéropodes (imposex) et à la limite du seuil provoquant des anomalies de calcification chez les huîtres. La contamination du centre de la Baie est diffuse et liée au transport du TBT par les courants depuis les sources locales que sont les ports et les mouillages.

Il faut ajouter que si nous disposons de données sur les sédiments des zones intertidales, nous n'en avons aucune sur ceux des chenaux infratidaux dont certains sont constitués par une importante fraction fine dont on sait qu'elle constitue un compartiment préférentiel d'accumulation des polluants (LABOURG, comm. pers.).

Les secteurs côtiers et les ports

Les secteurs côtiers, et particulièrement les ports, apparaissent toujours plus contaminés que la zone centrale du Bassin, même si les niveaux atteints ne sont pas extrêmement élevés. Ceci est surtout marqué pour le sédiment (bien que la comparaison des résultats des différents secteurs soit délicate car la plupart sont obtenus sur la fraction totale et ils dépendent fortement du taux de fraction fine) et pour la matière vivante.

Les sédiments des ports, en général fins et organiques, présentent ainsi des concentrations 2 à 10 fois plus fortes que celles des sédiments de la zone centrale du Bassin, selon les métaux considérés. Les conditions de stagnation des eaux et les sources plus proches de contamination expliquent ce constat (IEEB, 1994) qui concerne en particulier l'étain, le cuivre, le zinc et le plomb dont l'origine est liée à la navigation (peintures antisalissure, anodes en zinc des bateaux, carburants). Ces résultats sont confirmés par ceux obtenus sur la matière vivante : toutes les études montrent qu'il existe un gradient décroissant des ports vers les zones plus éloignées, en particulier pour le zinc et l'étain.

L'aspect le plus préoccupant de la contamination des ports est le devenir des boues de dragage des sédiments portuaires (cf. IV.1.4.3.), particulièrement compte-tenu du TBT qui y est accumulé et qui ne se dégrade que très peu. Cette pollution doit de plus inciter à manipuler ces sédiments avec précaution lors des opérations de dragages afin d'éviter une possible désorption du TBT et son transfert dans le colonne d'eau (SARRADIN, 1993). Une première approche du devenir du TBT lors des opérations d'entretien des ports, menées en 1991, a permis à cet auteur d'observer le non relargage de TBT dans le colonne d'eau durant le dragage du port de Gujan-Mestras. Par contre, lors du dragage du port d'Arcachon, la remise en suspension du sédiment s'est traduite par le dépôt de sédiment pollué sur le site après dragage ; une partie de ce sédiment a donc pu être transportée vers d'autres sites, contribuant à la pollution diffuse du Bassin.

2.2. Les polluants organiques

2.2.1. Généralités sur les polluants organiques

Sous le terme de polluants organiques sont regroupés différents types de composés : les hydrocarbures, les organohalogénés (PCB, produits phytosanitaires) et les détergents.

Parmi les hydrocarbures, "ce sont essentiellement les **hydrocarbures aromatiques** et leurs métabolites qui sont la cause principale des effets toxiques sur les espèces marines et les écosystèmes" (MICHEL *in* AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983). Ceux-ci sont naturellement présents dans les pétroles bruts. Ils apparaissent aussi comme résidus de combustion des essences, diesels et charbons (cf. IV.1.3.4.). Certaines de ces molécules sont réputées pour avoir des propriétés cancérogènes. Le type de pollution chronique rencontrée dans les ports provient du déversement accidentel de carburants ou des excédents non brûlés (hydrocarbures volatils). Ces composés organiques volatils sont les facteurs majeurs de la toxicité aiguë (JUTTNER *et al.*, 1995). L'ensemble du plan d'eau peut aussi être concerné par cette pollution dont l'impact est double : une partie importante s'évapore en donnant des odeurs caractéristiques désagréables tandis que la fraction la plus lourde forme un film irisé à la surface de l'eau qui, en limitant les échanges gazeux, peut diminuer la concentration en oxygène de l'eau et des sédiments. En outre de faibles concentrations dans l'eau (0.1 à 1 mg.l⁻¹) peuvent donner un goût désagréable aux chairs de poissons, crustacés et coquillages, ce qui serait particulièrement pénalisant pour un bassin conchylicole.

A la différence des métaux et des hydrocarbures, les composés organohalogénés sont des substances organiques de synthèse.

Les **polychlorobiphényles** (PCB) sont des molécules très stables, peu solubles dans l'eau, solubles dans les graisses. Ils ont été longtemps utilisés dans la fabrication des transformateurs électriques en raison de leur stabilité chimique et thermique. Ils font partie des polluants prioritaires pris en compte par les conventions internationales. Certaines de ces molécules présentent des propriétés toxiques pouvant se traduire par des effets cancérogènes et mutagènes. La législation actuelle (février 1987) interdit leur usage dans les nouveaux appareils mis en service. Cependant MARCHAND *et al.* (1990) signalent qu'environ 50 000 t restent utilisées en France, la politique d'élimination des huiles de PCB étant prévue sur une vingtaine d'années. Ces mêmes auteurs indiquent que les effluents urbains constituent une source manifeste de contamination du milieu marin en ces éléments.

Les **produits phytosanitaires** sont le plus souvent des composés organiques de synthèse, utilisés comme pesticides (insecticides, herbicides...) : atrazine, simazine, lindane, Dichloro-Diphényl-Trichloroéthane (DDT).

Le **DDT** est un insecticide chloré qui fut couramment utilisé dans les années 60. Son emploi est réglementé depuis 1972 en raison de sa grande stabilité chimique et de ses effets toxiques. Le DDD et le DDE sont des produits de dégradation du DDT.

Le **lindane** (γ Hexachlorocyclohexane ou γ HCH) est un insecticide chloré qui fut abondamment utilisé en agriculture ainsi que pour le traitement des sols et des bois de construction (lutte contre les termites) ; compte-tenu de ses propriétés physico-chimiques, son contrôle doit être réalisé au niveau de l'eau. L'isomère α est un sous-produit de fabrication.

Le développement de la maïsiculture s'accompagne de l'accroissement des risques de transfert de pesticides jusqu'au Bassin ; parmi les herbicides, un composé d'**atrazine** et de **simazine** est le plus employé. Les traitements se font en fin de printemps, à raison de 4-6 l par ha. Ce sont donc (pour 36 000 ha) 180 000 litres en moyenne de produits comprenant 50 % de composés actifs, qui sont épandus chaque année (ROBERT *et al.*, 1986). RUDLOFF (1991) indique que le programme de désherbage le plus fréquent se compose de 2 passages, l'un au post-semis, l'autre à la post-levée, ce qui doublerait les quantités citées par ROBERT *et al.* (1986). L'atrazine et ses produits de dégradation sont extrêmement rémanents ; avec la simazine, elle se trouve sur la liste des substances prioritaires de la CEE (TRONCZYNSKI, 1990).

Les utilisations industrielles et domestiques de composés organiques synthétiques tensio-actifs ou **détergents** sont très nombreuses. Rejetés dans le milieu naturel, ces produits peuvent profondément modifier les échanges interfaciaux et il convient donc d'en contrôler la teneur. Actuellement trois catégories principales d'agents tensio-actifs sont commercialisées : anioniques de type sulfonate, non ioniques et cationiques de type ammonium quaternaire, certains d'entre eux étant biodégradables. Les tensio-actifs anioniques sont encore très couramment utilisés ; leur présence dans les eaux constitue un bon indicateur de pollution urbaine.

2.2.2. Les polluants organiques dans l'eau

2.2.2.1. Les niveaux de référence

Ces niveaux de référence ont été déterminés par MARCHAND (*in* RNO, 1988) à partir de l'ensemble des résultats obtenus pendant 10 ans (de 1974 à 1984) sur le littoral français (Tab. 22). Cet auteur signale cependant que des problèmes méthodologiques ne permettent pas de considérer tous les résultats obtenus avec la même confiance. A des seuils de détectabilité différents selon les divers laboratoires ayant effectué les analyses, s'ajoutent parfois des techniques de mesures hétérogènes et des problèmes d'intercomparabilité.

	Zones de référence	Zones soumises à une pollution chronique	
		faible	significative
PCB (ng.l ⁻¹)	3 - 5	5 - 10	10 - 25
Lindane (ng.l ⁻¹)	1 - 2	3 - 5	5 - 10
Hydrocarbures (µg.l ⁻¹)	< 25	50 - 100	> 100
Détergents anioniques (µg.l ⁻¹)		10 - 15	15 - 100 *

* Des valeurs supérieures à 100 µg.l⁻¹ indiquent une forte contamination

Tableau 22 : Valeurs de référence des polluants organiques dans l'eau (d'après MARCHAND *in* RNO, 1988)

Les limites d'action d'un composé comprenant 50 % d'atrazine et 50 % de simazine ont été définies sur des larves de *Crassostrea gigas* et sur deux souches test du nanoplancton utilisées en milieu contrôlé pour leur alimentation, *Isochrysis aff. galbana* et *Chaetoceros calcitrans*

(ROBERT *et al.*, 1986). En effet l'herbicide peut affecter directement les larves, mais avoir aussi une action défavorable en perturbant le développement des algues fourrages indispensables à la croissance des larves véligères. Les seuils sans effet sont de l'ordre de 0,1 mg.l⁻¹ pour la croissance du nanoplancton et 0,25 mg.l⁻¹ pour le développement larvaire de *C. gigas* (ROBERT *et al.*, 1986). Ces données sont à rapprocher des teneurs mesurées dans les eaux estuariennes et littorales : 40 à 550 ng.l⁻¹ en amont des estuaires et 5 à 40 ng.l⁻¹ en zone côtière (TRONCZYNSKI, comm. pers.). En estuaire, les concentrations sont donc environ 200 fois plus faibles que celle à partir de laquelle la croissance du nanoplancton est affectée (20 000 fois en zone côtière).

HIS et SEAMAN (1993) ont testé de la même façon 12 pesticides. Nous retiendrons leurs résultats sur le lindane dont la limite d'action se situe à 0,1 mg.l⁻¹ sur les larves de *C. gigas*.

2.2.2.2. Les résultats du RNO

Pour les PCB, sur les 40 contrôles réalisés entre 1977 et 1981 au seuil analytique de 8 ng.l⁻¹, 30 % sont supérieurs à ce seuil et compris entre 10 et 60 ng.l⁻¹. MARCHAND (*in* RNO, 1988) considère que l'interprétation est délicate à faire, le problème de la reproductibilité analytique étant posé au vu de ces résultats.

Les 40 contrôles effectués sur le lindane, au seuil de 1 ng.l⁻¹, sont homogènes et compris entre 1 et 9 ng.l⁻¹ avec une moyenne de 3 ± 2 ng.l⁻¹. Ils reflètent une pollution chronique faible.

En ce qui concerne les **détergents**, les 44 contrôles au seuil de 10 µg.l⁻¹ sont homogènes et varient entre 15 et 100 µg.l⁻¹ (la moyenne étant de 43 ± 23 µg.l⁻¹). Cependant, MARCHAND (*in* RNO, 1988) met en doute la fiabilité des résultats analytiques qui ne seront donc pas retenus. Bien que nous ne possédions pas de résultats de mesures, on peut penser que, compte tenu de la mise en service du réseau d'assainissement en 1974, le rejet de détergents ménagers dans le Bassin a dû suivre la même décroissance que celle des effluents domestiques.

Il n'y a pas eu de mesures des hydrocarbures.

2.2.2.3. Autres études

Une étude a été menée en 1973 par ARZUL-GUEGUEN (1974) sur les **détergents** dans le Bassin d'Arcachon, au moment de la mise en service du collecteur. L'ensemble des résultats a permis de dresser une carte des concentrations en détergents à marée basse à cette époque (Fig. 20). La particularité des voies suivies par les détergents est due à leur propriété de concentration aux interfaces (eau du fond, sédiment, végétaux). La gamme de concentration varie de 10 à 210 µg équivalents TBS.l⁻¹ (Tétrapropylène Benzène Sulfonate). Les concentrations sont minimales en été et maximales en hiver. Cette apparente contradiction (par rapport à la saisonnalité de la fréquentation touristique) serait due à l'action des microorganismes aquatiques qui contribuent par oxydation à l'attaque des détergents biodégradables. La comparaison des concentrations obtenues dans les eaux des différentes parties du Bassin avec les résultats de recherches sur la toxicité des détergents permet à cet auteur d'estimer que la faune vivant dans les eaux du Bassin est peu ou pas marquée par leur nocivité.

Des analyses effectuées en 1977 dans l'eau des ports du Bassin, à la demande de la CIPOM (1978), rendent compte de teneurs inférieures au seuil analytique en **PCB** sauf pour un prélèvement en octobre dans le port de plaisance d'Arcachon (135 ng.l⁻¹). Les concentrations en **lindane** (γ HCH), comprises entre 1 et 13,5 ng.l⁻¹, indiquent une pollution faible mais apparemment chronique, parfois accompagnée de la présence d'autres isomères HCH. La présence de **DDT** dans l'eau est manifeste dans les ports d'Andernos, Audenge et Arcachon (teneurs comprises entre 24 et 67 ng.l⁻¹ en août). Les autres organochlorés recherchés (HCB, heptachlore, aldrine et dieldrine) n'ont pas été détectés.

Lors de la campagne de mesures menée par le SMVM fin 1994, une absence de bruit de fond de contamination de l'eau par les produits phytosanitaires a été notée (pesticides organochlorés, organophosphorés, triazines et urées substituées).

2.2.3. Les polluants organiques dans le sédiment

2.2.3.1. Les résultats du RNO

A l'exception du lindane, qui ne manifeste aucune tendance à s'adsorber sur le matériel particulaire, les concentrations des autres polluants organiques dans les sédiments témoignent de la contamination plus ou moins importante du milieu marin côtier. Des valeurs supérieures à 1 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ en DDT et à 100 mg.kg^{-1} d'hydrocarbures indiquent une pollution du milieu. Pour les PCB, des concentrations inférieures à 0,5 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ correspondent à des zones non contaminées, comprises entre 5 et 50 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ à des zones faiblement contaminées (MARCHAND *in* RNO, 1988).

Les données du RNO sont présentées dans le tableau 23. On remarque les fortes teneurs en DDT et la présence de PCB.

	Bassin d'Arcachon
Lindane ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	< 0,2 - 13,0
DDT ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	< 2 - 110 (un maximum 1070)
PCB ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	< 5 - 48
Hydrocarbures totaux (mg.kg^{-1})	< 10 - 359

Tableau 23 : Résultats RNO sur le sédiment (fraction totale) dans le Bassin d'Arcachon (8 prélèvements en 1981) (MARCHAND *in* RNO, 1988)

2.2.3.2. Autres études

Les recherches effectuées par la CIPOM en 1977 rendent compte de la présence de **PCB** dans les sédiments des ports d'Audenge et d'Arcachon à des teneurs parfois relativement fortes (5 à 138 $\mu\text{g.kg}^{-1}$) ainsi que de **DDT** dans tous les secteurs prospectés (maximum 55 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ dans le port d'Arès). Les autres organochlorés, lorsqu'ils sont détectés, présentent des concentrations très faibles.

Dans l'étude PAB (FERAL, 1988) réalisée sur les sédiments sableux et sablo-vaseux du chenal de Piquey et de l'embouchure de l'Eyre, tous les résultats d'analyses de pesticides et d'hydrocarbures se situent en dessous du seuil de détection.

Les analyses des sédiments des ports et chenaux d'accès entre 1975 et 1991 (ULANGA, 1992) montrent la présence de **PCB** et de **DDT** dans un certain nombre de prélèvements à des concentrations non négligeables (Tab. 24).

	nombre d'analyses	nombres d'analyses > au seuil de détection
PCB	55	17 (5 à 75 $\mu\text{g.kg}^{-1}$)
DDT	57	19 (1,6 à 55 $\mu\text{g.kg}^{-1}$)
Lindane	57	13 (0,2 à 6 $\mu\text{g.kg}^{-1}$)
Autres organochlorés	342	4 (0,2 à 0,3 $\mu\text{g.kg}^{-1}$)
Hydrocarbures	14	11 18 à 65 mg.kg^{-1})

Tableau 24 : Résultats synthétisés des mesures dans les sédiments des ports et des chenaux d'accès entre 1975 et 1991 (d'après ULANGA, 1992)

Les teneurs en PCB des sédiments apparaissent bien inférieures aux niveaux déterminés par le groupe GEODE (Tab. 25).

Eléments	Niveau 1	Niveau 2
PCB	500	1000

Tableau 25 : Valeurs de références provisoires ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) des déblais de dragage déterminées en France (GEODE)

Au cours d'analyses effectuées par le Laboratoire Municipal de la Ville de Bordeaux (LMVB) pour le compte de la mairie d'Arcachon entre 1985 et 1987, des concentrations en hydrocarbures beaucoup plus fortes que celles citées par ULANGA (1992) auraient été relevées dans le port d'Arcachon (IEEB, 1994). GARRIGUES *et al.* (1993) font état de valeurs en hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAH) inférieures à 2,1 mg.kg^{-1} dans le Golfe de

LES JACQUETS

	Moyenne	Ecart-type	minimun	maximun
PCB	175	97.8	35	490.2
ΣDDT	257.8	284.6	9.1	1015
αHCH	1.4	1.2	0.2	5
γHCh	6.6	6.2	0.2	24
PAH	2.35	1.4	0.58	8.48

CAP FERRET

	Moyenne	Ecart-type	minimun	maximun
PCB	234.9	115.8	70	812
ΣDDT	176.8	160.0	0.2	7
αHCH	1.9	1.7	0.2	7
γHCh	7.4	6.4	0.6	26
PAH	2.43	1.8	0.68	12.24

COMPRIAN

	Moyenne	Ecart-type	minimun	maximun
PCB	175.5	87.3	40	445
ΣDDT	75.3	68.7	2.3	254.3
αHCH	1.4	1.1	0.2	5
γHCh	6.8	6.5	0.2	28
PAH	2.29	1.2	0.91	5.9

LES HOSSES

	Moyenne	Ecart-type	minimun	maximun
PCB	201.4	118.1	55	609
ΣDDT	72.2	64.5	4.7	275
αHCH	1.2	0.8	0.2	3
γHCh	6.7	6.3	0.2	27
PAH	2.23	1.4	0.68	6.92

Tableau 28 : Niveau moyen de contamination des huîtres sur les différents sites du Bassin d'Arcachon de 1979 à 1993. Les résultats sont exprimés en mg.kg^{-1} de chair sèche pour les hydrocarbures polyaromatiques (PAH) et en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pour les composés organochlorés (données RNO)

Gascogne et un peu supérieures dans le Bassin d'Arcachon (de 0,12 à 3,65 mg.kg⁻¹ en 4 sites : Ile aux Oiseaux, Certes et Saint Yves).

Lors de la campagne de mesures menée par le SMVM fin 1994, la recherche de produits phytosanitaires dans les sédiments n'a été positive que dans le cas du port de La Teste où des traces de DDT (53 µg.kg⁻¹), DDD (35 µg.kg⁻¹) et DDE (10 µg.kg⁻¹) ont été relevées.

Dans une étude récente (PIERARD, 1995), il est fait état de concentrations très fortes en PCB dans les vases du port d'Arcachon (200 µg.kg⁻¹) et de valeurs comprises entre 1,2 et 6,3 µg.kg⁻¹ dans des sédiments sableux à vaseux du reste de la Baie (7 autres échantillons prélevés sur 5 sites).

2.2.4. Les polluants organiques dans la matière vivante

2.2.4.1. Les résultats du RNO matière vivante

2.2.4.1.1. Recommandations et niveaux de présence

Comme pour les métaux lourds, nous disposons des recommandations établies par les conventions internationales d'Oslo et de Paris. Pour les polluants organiques, elles ne concernent que les PCB (Tab. 26).

	Niveau faible	Niveau moyen	Niveau fort
PCB (µg.kg ⁻¹)	< 120	120 - 160	> 600

Tableau 26 : Niveaux de contamination pour les huîtres définis par les conventions d'Oslo et de Paris

Sur la base de quinze années de surveillance du RNO sur la qualité du milieu marin, un niveau moyen de présence des contaminants dans les huîtres est présenté dans le tableau 27.

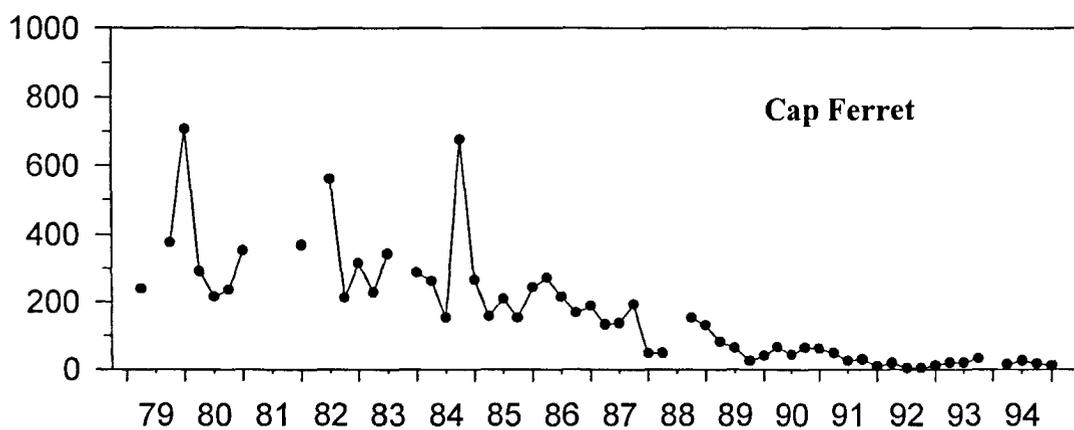
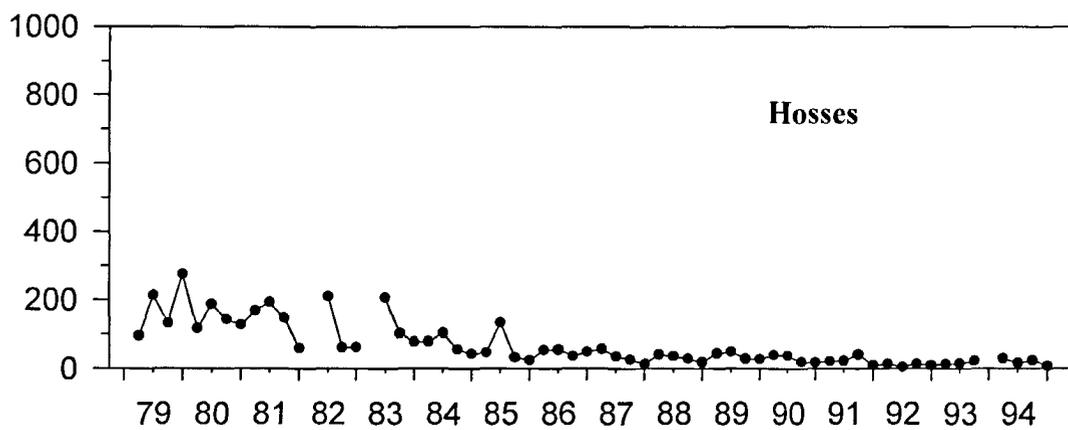
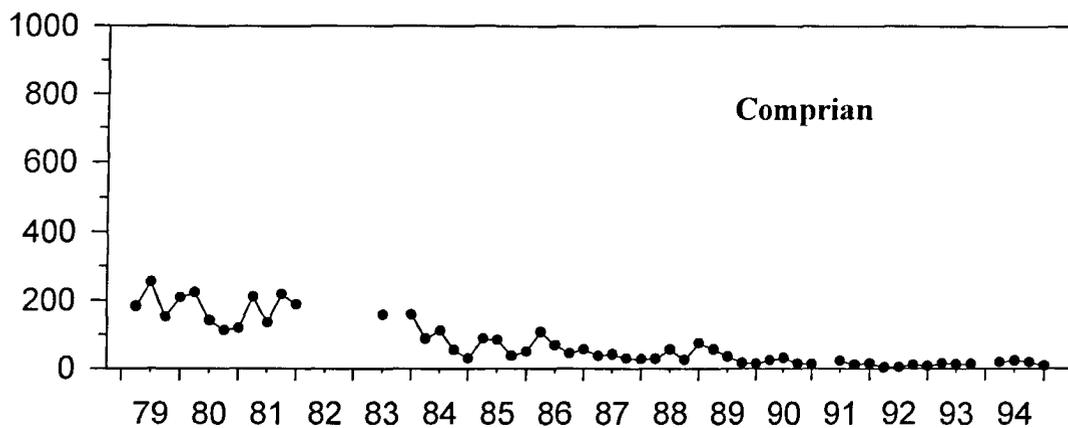
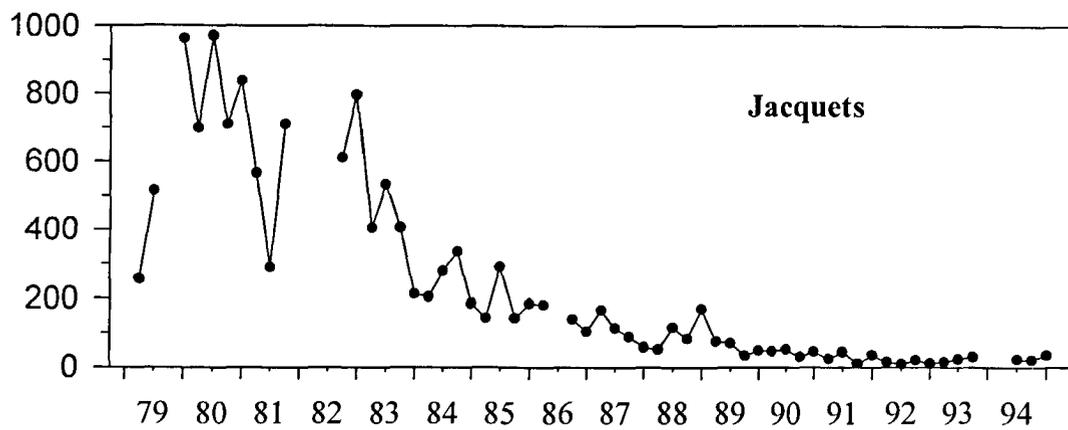


Figure 21 : Evolution de la somme des teneurs en DDT, DDD et DDE dans les huîtres ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ p.s.) (données RNO)

	n	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
PCB	1 964	298	169	25,0	3 292
ΣDDT	1 837	31,5	22,6	1,0	1 015
γHCH	1 567	6,5	4,7	0,1	114
αHCH	1 575	1,8	1,5	0,1	144
PAH	1 810	2,54	1,50	0,02	71,7

Tableau 27 : Données statistiques sur les teneurs en contaminants mesurés dans les huîtres du littoral Manche-Atlantique sur la période 1979-1993 ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids sec pour les composés organochlorés et mg.kg^{-1} poids sec pour les hydrocarbures polyaromatiques PAH) (RNO, 1995)

2.2.4.1.2. Résultats (Tab. 28)

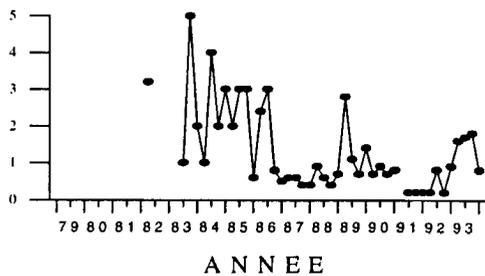
Parmi les composés organochlorés, le niveau moyen de présence des **polychlorobiphényles** (PCB) est faible. Les valeurs relevées sur les différents sites correspondent au niveau moyen ou faible défini par les conventions internationales. Les moyennes par site sont comprises entre 175 et 235 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. La valeur maximale de 812 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ est observée en mai 1991 sur le site du Cap Ferret. C'est sur ce même site que les moyennes sont les plus fortes.

De la fin des années 70 au début des années 80, le **DDT** et ses produits de dégradation (DDD et DDE) ont été présents à des teneurs relativement élevées dans les huîtres du Bassin. Quel que soit le site étudié, les niveaux de contamination mesurés étaient systématiquement supérieurs aux moyennes observées sur les autres sites du littoral Manche-Atlantique. Par ailleurs, les niveaux ou présence étaient différents d'un site à l'autre. C'est aux Jacquets que les contaminations étaient les plus élevées, puis au Cap Ferret. Les niveaux les plus faibles étaient observés à Comprian et aux Hosses. Un apport de ce polluant par l'Eyre était de ce fait exclu. Son origine devait plutôt être recherchée dans le Nord du Bassin. Les valeurs mesurées restent fortes jusqu'en 1982. A partir de cette année là, la contamination décroît. Depuis 1990, les analyses de DDT et ses produits de dégradation donnent des résultats systématiquement inférieurs à 50 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (Fig. 21). Les valeurs actuelles correspondent à des eaux de bonne, voire de très bonne, qualité vis à vis de ce paramètre.

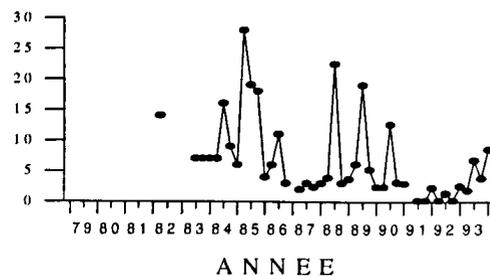
Le **lindane** (γ Hexa-Chlorocyclo-Hexane) et son isomère α sont relativement peu abondants dans les huîtres prélevées dans les eaux du Bassin d'Arcachon. Sur l'ensemble de la période d'étude, le niveau moyen de présence en lindane varie entre 6,6 et 7,4 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. Il est du même ordre de grandeur que celui observé sur les huîtres de l'ensemble du littoral Manche-Atlantique (7,9 $\mu\text{g.kg}^{-1}$). Sur tous les sites du Bassin, une tendance à la baisse des niveaux de présence de ces composés, plus marquée pour le α HCH que pour le lindane, est observée à

Comprian

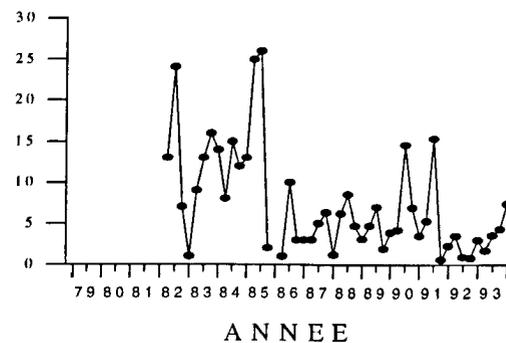
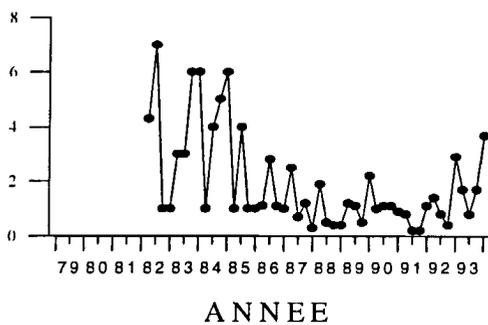
α HCH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)



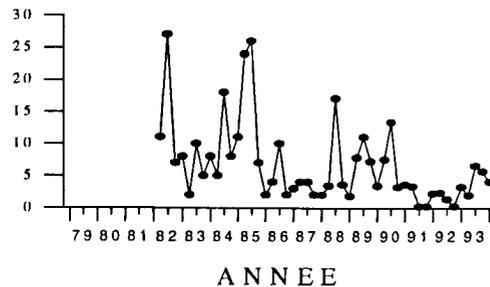
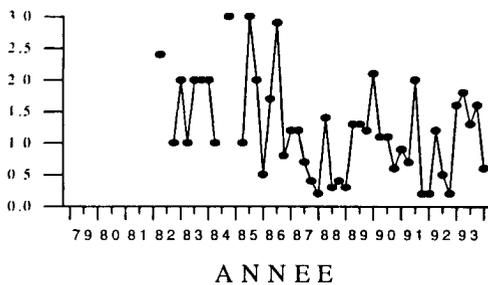
γ HCH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)



Cap Ferret



Les Hosses



Les Jacquets

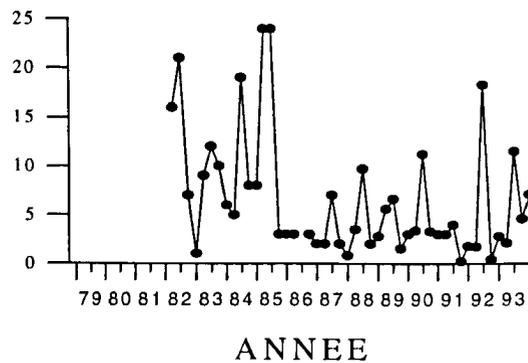
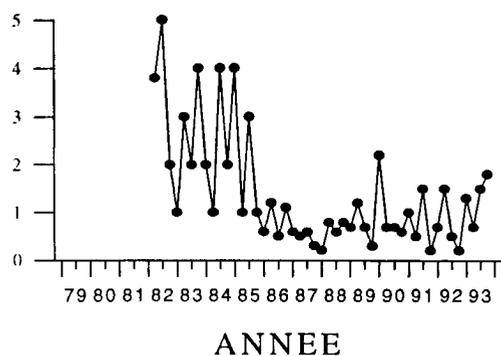


Figure 22 : Evolution des concentrations en α et γ HCH dans les huîtres sur les différents sites du Bassin ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ p.s.) (données RNO)

partir de 1985 (Fig. 22). Des pics de contamination apparaissent cependant sur chacun des sites étudiés. Les valeurs en lindane supérieures à 10 mg.kg^{-1} représentent 21 % des échantillons analysés aux Jacquets et Comprian, 23 % aux Hosses et 28 % au Cap Ferret. Ces valeurs fortes apparaissent préférentiellement sur les prélèvements réalisés au cours des deuxièmes trimestres.

On n'observe pas de contamination particulière des huîtres du Bassin par les **hydrocarbures** polyaromatiques ; quel que soit le site échantillonné, les moyennes interannuelles sont du même ordre de grandeur que celle calculée à partir des huîtres prélevées sur les autres sites du littoral Manche-Atlantique. Elles se situent entre 2,23 et $2,43 \text{ mg.kg}^{-1}$ de matière sèche analysée. Seulement 10 % des valeurs sont supérieures à 4 mg.kg^{-1} . Le maximum a été observé sur le site des Jacquets avec $12,24 \text{ mg.kg}^{-1}$ pour le prélèvement de l'été 1989. Les quatre sites étudiés apparaissent donc comme peu contaminés par les hydrocarbures.

2.2.4.2. Autres résultats

MONNIOT *et al.* (1986), à partir des teneurs obtenues dans les ascidies, indiquent que le port d'Arcachon se caractérise par une contamination pétrolière moyenne et récente par rapport aux autres sites du littoral observés. Ils ajoutent en outre que les ascidies s'avèrent être d'excellents indicateurs de la contamination par les hydrocarbures.

Enfin, dans le cadre du SMVM, la recherche des pesticides effectuée sur trois lots d'huîtres (Comprian, Jacquets, Grand Banc) en 1994 s'est révélée négative.

2.2.5. Autres études

Suite à des mortalités constatées sur de jeunes huîtres, une campagne de prélèvement d'eau, de sédiment et de coquillages (huîtres) dans le Bassin, menée en 1982 (DDASS, 1982), a permis d'identifier 4 pesticides organo-chlorés ; ce sont le **DDD**, l'hexachlorobenzène (HCB), le **lindane** (γHCH) et deux isomères (αHCH et βHCH). Les conclusions de ce rapport mentionnent que ces pesticides sont rencontrés à l'état de traces, tant au niveau de l'eau intervalvaire des huîtres que des sédiments et des eaux du Bassin. Les concentrations maximales relevées sont de 4 ng.l^{-1} dans l'eau (γHCH , HCB), de $2 \text{ }\mu\text{g.kg}^{-1}$ dans la chair d'huître (γHCH) et de $3 \text{ }\mu\text{g.kg}^{-1}$ dans le sédiment (DDD).

Une autre campagne a été menée en mai 1983, conjointement par le BHI (Bureau d'Hygiène Intercommunal) et la CIPOM, afin de déterminer si une quantité significative de pesticides se trouve diluée et piégée dans l'eau courante et l'eau interstitielle des sédiments de cinq cours d'eau à leur débouché dans le Bassin (SIBA, 1983). Comme lors des campagnes précédentes, les analyses (effectuées par le LMB, 79 produits ayant été recherchés) ont permis de détecter quelques pesticides dans l'eau à l'état de traces (**lindane** et autres isomères HCH à des concentrations inférieures à 10 ng.l^{-1}) et du DDE, DDD, **DDT** dans les sédiments du canal des Landes ($3, 30$ et $30 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$), ces dernières teneurs étant très certainement les témoins de contaminations anciennes (SIBA, 1983).

2.2.6. Conclusion sur les polluants organiques

Rappelons tout d'abord qu'exception faite des hydrocarbures, qui peuvent avoir une origine naturelle, les autres contaminants ont une origine exclusivement anthropique. Leur présence dans le milieu naturel constitue donc une contamination de l'environnement. Ce n'est qu'après ce constat que dans un second temps se pose la question de savoir si le niveau auquel ils sont observés est préjudiciable à cet environnement.

Les polluants organiques présentent dans le Bassin d'Arcachon des niveaux faibles comme l'attestent les résultats obtenus sur la matière vivante (huîtres). Cependant la présence de certains éléments comme le lindane et les PCB est significative d'une pollution chronique peu importante (bien qu'il y ait une diminution des teneurs en l'isomère α du lindane dans les huîtres), comme sur l'ensemble du littoral français. La persistance de DDT dans les sédiments, à des teneurs maintenant peu élevées, résulte de contaminations anciennes et de la forte rémanence de ce composé. Les hydrocarbures ne semblent pas actuellement préoccupants (mais l'on doit rester vigilant quant à leur augmentation possible -cf. IV.1.3.4.-) et l'on peut supposer que, compte-tenu du développement du réseau d'assainissement, moins de détergents ménagers parviennent au Bassin. Il n'existe cependant pas de mesures récentes permettant de conclure à leur absence totale.

Comme pour les autres contaminants étudiés, il apparaît une différence entre les secteurs côtiers, particulièrement les ports, et les secteurs centraux du Bassin. Les teneurs sont plus fortes dans les premiers pour les raisons déjà avancées : proximité de la côte et donc des apports anthropiques, conditions de stagnation des eaux.

L'utilisation de produits phytosanitaires par l'agriculture et le jardinage d'agrément, leurs effets mal connus et les difficultés liées à leur détection, incitent à rester très vigilant quant à l'évolution dans le milieu des teneurs en ces composés. TRONCZYNSKI (1990) retient trois familles chimiques à risques : les triazines (dont atrazine et simazine parmi les plus importants quantitativement), les urées substituées et les composés organophosphorés.

En 1984, la Mission Scientifique préconisait :

- d'éviter toute opération nécessitant l'emploi de pesticides, d'herbicides ou de produits phytosanitaires dans les zones humides en communication permanente ou temporaire avec le Bassin ainsi que dans tous les cas où il y aurait risque entraînement vers les eaux marines,
- de se conformer à l'emploi de produits connus et agréés par les autorités responsables et de ne les utiliser que lorsque les conditions météorologiques permettent de réduire les risques de dispersion et de lessivage.

Elle ajoutait qu'en outre, "il convient de proscrire de façon absolue l'emploi de tous biocides ou substances assimilées dans le domaine marin, y compris à des fins ostréicoles".

2.3. Les bactéries

Les mesures dont nous disposons ont été effectuées soit dans l'eau soit dans la matière vivante (huîtres). Le contrôle de la masse d'eau est délicat, très aléatoire et nécessite un échantillonnage fréquent ; seuls des prélèvements répétitifs et nombreux permettent d'établir

un diagnostic sérieux. Les contrôles dans la matière vivante fournissent, à nombre égal de prélèvements, une meilleure appréciation du niveau moyen de contamination.

Un certain nombre de secteurs du plan d'eau sont contrôlés pour vérifier leur état de salubrité eu égard aux activités qui s'exercent à leur proximité (baignade, conchyliculture). Ces contrôles sont épisodiques (ports), saisonniers (plages) ou étalés sur toute l'année (zones ostréicoles). Ils concernent les germes test de contamination fécale : coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux.

2.3.1. La contamination bactérienne dans les ports

Les ports en eau profonde, plans d'eau protégés donc peu agités, incomplètement renouvelés et à forte sédimentation fine, constituent des milieux naturellement propices à la prolifération bactérienne ; celle-ci peut s'accroître quand il s'y déverse des rejets urbains et de bateaux. Il est délicat de faire la part relative entre ces deux sources de contamination. Il n'existe pas de surveillance systématique de la qualité des eaux portuaires ; les résultats disponibles sont donc peu nombreux, hétérogènes et imprécis à une exploitation statistique.

2.3.1.1. Les données du Service Maritime de la Gironde de 1975 à 1987

A partir de 1975, des actions ont été élaborées par les groupes de travail du Schéma d'Aptitude et d'Utilisation de la Mer (SAUM), principalement sur les ports de plaisance ; la Cellule d'Intervention contre la Pollution Marine (CIPOM) du Service Maritime de la Gironde a été chargée d'en mettre en oeuvre un certain nombre :

- mise en conformité des installations sanitaires,
- suivi de la pollution bactériologique,
- enquête sur les bateaux habités,
- moyens à mettre en oeuvre pour évacuer les eaux usées et eaux vannes des bateaux habités,
- modification éventuelle des règlements de police.

Les résultats que nous allons présenter proviennent des rapports d'activité de la CIPOM de 1976 à 1988 ; les analyses ont été réalisées par le laboratoire de l'ISTPM d'Arcachon, puis par le laboratoire dont s'est doté la Cellule, enfin par le Laboratoire Municipal de Bordeaux (LMB).

Les campagnes de mesures effectuées ont montré que dans l'ensemble la pollution bactériologique était importante dans les ports où se jetaient des égouts ou ruisseaux (en liaison avec la pluviométrie) et faible dans les autres cas. Les ports de plaisance d'Arcachon et du Bety, les ports ostréicoles de La Teste, La Hume, La Barbotière et Andernos présentaient de mauvais résultats tandis que ceux de La Vigne, Fontainevieille, Cassy, Audenge, Rocher, Meyran, Gujan, Larros, Le Canal, Pirailan, Arès, Le Four et Taussat étaient bons (CIPOM, 1980). A cette époque, un suivi des exutoires dans le port d'Arcachon a montré que des effluents ménagers y parvenaient et que les passe-débites ne fonctionnaient pas toujours (CIPOM, 1980). La CIPOM estimait que la situation des ports ne s'améliorerait que lorsque tous les riverains seraient effectivement raccordés au réseau d'assainissement.

Ce travail a mis aussi en évidence que la contamination était supérieure en été, ce que l'on peut relier à l'augmentation de la fréquentation en période estivale, sans pouvoir distinguer les deux origines : bateaux et ville. Les épisodes orageux, par le biais des réseaux pluviaux, sont souvent à l'origine des pointes de contamination.

La Cellule n'a pas réalisé d'interprétation de ses résultats des années 1980. Un examen des données brutes trimestrielles (février, avril, juin et septembre) de 1981, 1983 et 1987, montre des tendances semblables aux précédentes. Signalons les mauvais résultats obtenus au port du Teich en 1987. Les mesures bactériologiques dans les ports n'ont pas été poursuivies au delà de cette date.

2.3.1.2. Les données IFREMER

Deux campagnes de mesures menées par l'IFREMER en 1990 et en 1991 sur trois stations d'Arcachon (milieu du port, entrée et extérieur) dans la matière vivante (huîtres) montrent (Tab. 29) :

- un gradient dégressif depuis l'intérieur vers l'extérieur du port,
- un niveau de contamination peu élevé mais dont l'origine est manifestement humaine (coliformes et streptocoques fécaux). Ce niveau est à mettre en rapport avec le faible pourcentage de bateaux habités dans le port d'Arcachon, estimé à environ 6 % en 1976 (CIPOM, 1980).

	<i>Coliformes fécaux par 100 g de chair humide</i>				
	< 300	300 - 1000	1000 - 3000	3000 - 6000	> 6000
Intérieur	33,3 %	33,3 %	25 %	4,2 %	4,2 %
Sortie	83,3 %	4,2 %	12,5 %	0 %	0 %
Extérieur	91,6 %	4,2 %	4,2 %	0 %	0 %

Tableau 29 : La contamination bactérienne du port d'Arcachon en 1990 et 1991 (résultats en pourcentages d'analyses par classe de contamination sur 24 analyses par site) (données IFREMER Arcachon)

2.3.2. La bactériologie des eaux de baignade (réseau DDASS)

Afin de suivre l'état sanitaire des plages, un réseau de contrôle microbiologique de la qualité des eaux de baignade du Bassin d'Arcachon a été mis en place à partir de 1977 à l'initiative de la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS). Les analyses portent sur le dénombrement des coliformes totaux, des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux dans les eaux pendant l'été. Les résultats présentés ici sont largement repris du document réalisé par le SIBA (1995).

COMMUNES	ANNEES	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	
	PLAGES																			
LA TESTE	SALIE NORD									13 A	11 A	12 A	12 A	12 A	11 A	11 A	10 A	11 A	11 A	
	LA LAGUNE							4 AB	4 AB	12 A	12 A	13 A	13 A	13 A	12 A	11 A	12 A	12 A	11 A	
	PETIT NICE	12 A	6 AB	12 A	12 A	11 A	13 A	14 A	13 A	12 A	12 A	12 A	12 A	13 A						
	D. MELLER	16 C	12 B	12 A	12 A	11 B	14 B	12 A	12 A	12 A	11 A	12 B	12 A	12 A	11 A	11 A	12 A	11 A	11 A	
ARCACHON	MOULLEAU			13 D	13 D	13 C	14 C	14 B	13 A	12 A	12 A	12 A	12 A	13 A						
	PEREIRE	14 C	26 C	13 C	13 C	13 C	14 B	14 B	21 B	13 B	13 A	13 A	13 A	13 A	12 A	12 A	12 B	12 B	13 B	
	THIERS	23 C	27 C	25 B	13 C	13 C	14 C	15 C	24 B	13 A	13 A	13 A	13 A	13 B	12 A	12 A	12 A	12 B	13 A	
GUJAN	LA HUME	24 D	26 D	25 C	13 C	14 D	14 B	14 C	16 B	13 A	12 A	12 B	12 B	11 B	13 A					
	LARROS		14 C	12 C	12 C	12 A	13 B	13 B	12 A	12 B	12 A	11 A	12 A	12 A	11 A	12 A	11 B	12 A	12 A	
AUDENGE	GRAVEYRON		14 D	13 C	13 D	12 B	14 C	14 C	13 B	11 B	12 B	13 B	12 A	13 B	12 B	12 B	11 B	12 B	13 B	
LANTON	TAUSSAT	23 C	15 B	13 C	13 C	12 A	14 D	13 A	19 B	15 C	13 A	13 B	13 B	13 B	12 B	12 B	11 B	12 B	13 A	
ANDERNOS	BETAY	24 C	28 C	25 C	13 C	13 B	14 C	14 A	13 A	13 A	13 A	13 A	12 B	13 A	12 B	12 A	12 B	12 A	12 B	
ARES	ST BRICE	13 C	15 A	13 B	13 A	12 B	14 C	14 C	13 A	14 A	13 A	12 B	13 B	13 A	12 B					
LEGE	CLAOUY	14 A	19 A	13 B	13 A	12 C	14 B	14 A	13 A	11 A	12 A	12 A	11 A	13 A						
	BELISAIRE	13 A	13 A	12 B	12 A	11 B	13 A	12 A	11 A	12 A	12 A	11 A	13 A							
	PHARE				13 A	11 A	14 C	14 B	12 A	13 A	13 A	13 B	13 A	13 A	12 A	12 A	12 A	12 A	13 A	
	OCEAN	7 AB	3 AB	3 AB	4 AB	5 AB	5 AB	4 AB	5 AB	4 AB	10 A	6 AB	5 A	7 A						
	GD CROHOT	8 AB	3 AB	3 AB	4 AB	4 AB	5 AB	4 AB	4 AB	4 AB	4 AB	5 AB	4 AB	5 AB	4 AB	10 A	6 AB	5 A	7 A	

A	Eau de bonne qualité	B	Eau de qualité moyenne	C	Eau pouvant être momentanément polluée	D	Eau de mauvaise qualité
AB				CD			

Tableau 32 : Evolution de la qualité bactériologique des eaux de baignade du Bassin d'Arcachon (document du Service d'Hygiène et de Santé du SIBA) (SIBA, 1995)

2.3.2.1. La réglementation

La directive du 8 décembre 1975 du Conseil des Communautés Européennes établit des normes de qualité d'eau de baignade et donne des indications générales sur les mesures à prendre pour en assurer la surveillance. Un nombre guide G, indicateur d'une bonne qualité bactériologique, et un nombre impératif I, seuil à ne pas dépasser, sont définis par cette directive (Tab. 30).

Paramètres microbiologiques	G	I
Coliformes totaux (100 ml)	500	10 000
Coliformes fécaux (100 ml)	100	2 000
Streptocoques fécaux (100 ml)	100	*

* Les normes européennes ne prévoient pas de nombre impératif pour les streptocoques fécaux ; la circulaire du Ministère de la Santé du 23 juin 1976 propose celui de 1 000.

Tableau 30 : Valeurs de G et I pour les différents paramètres bactériologiques

Une classification de qualité des eaux des baignades est effectuée en fonction des pourcentages d'analyses se situant par rapport aux nombres G et I (Tab. 31).

Zone	Qualité	Paramètres bactériologiques
A	Bonne	80 % de résultats en coliformes totaux et fécaux < G 95 % de résultats en coliformes totaux et fécaux < I 90 % de résultats en streptocoques fécaux < G
B	Moyenne	95 % de résultats en coliformes totaux et fécaux < I
C	Momentanément polluée	5 % < fréquence de dépassement de I < 33 %
D	Mauvaise	Fréquence de dépassement de I > 33 %

Tableau 31 : Classification de la qualité des eaux de baignade selon les résultats d'analyses bactériologiques

Pour un nombre de prélèvements inférieur à 20 pendant la saison estivale, un seul dépassement du nombre impératif pour l'un des trois germes mesuré conduit au classement de la plage en catégorie C, avec l'appellation momentanément polluée.

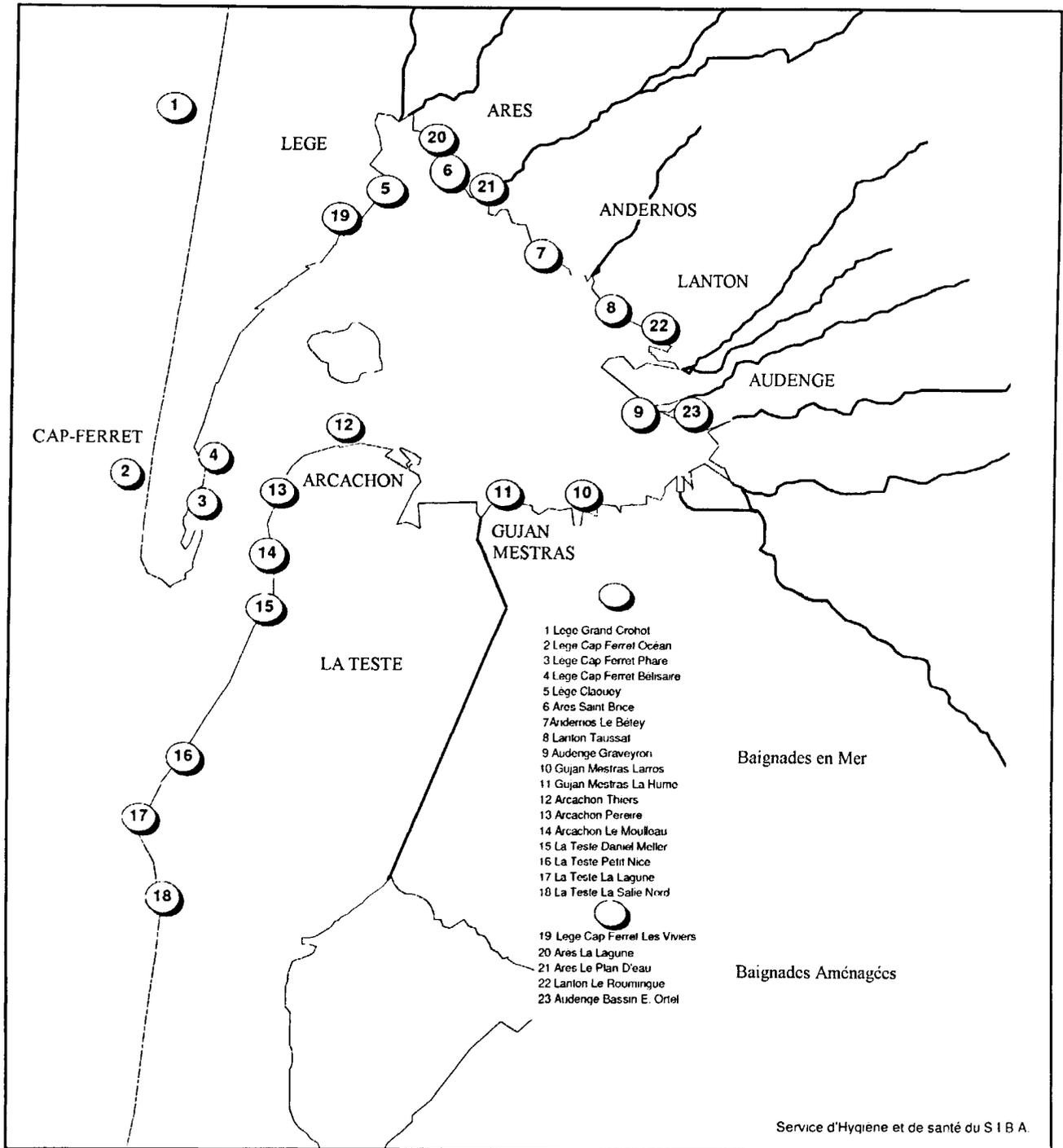


Figure 23 : Surveillance sanitaire des zones de baignade en mer du Bassin d'Arcachon (document du Service d'Hygiène et de Santé du SIBA)

2.3.2.2. Les résultats de 18 années de contrôle

Le tableau 32 présente les résultats obtenus à partir des prélèvements réalisés par le Service Intercommunal d'Hygiène et de Santé au cours des périodes estivales (juin à septembre) de 1977 à 1994 en 23 stations (Fig. 23) et à une fréquence hebdomadaire. Pour chaque plage contrôlée, figurent le nombre de prélèvements effectués ainsi que la classe de qualité.

L'analyse de ce tableau montre l'impact positif, très notable à partir de 1984, de l'assainissement. La qualité bactériologique du milieu s'est améliorée en fonction du développement progressif du collecteur Nord et des réseaux communaux qui ont débuté en 1973. Les résultats acquis au cours des années 1981 à 1983 ont permis au SIBA, sur certains sites fortement urbanisés, de mettre en évidence l'impact des eaux pluviales sur la qualité des eaux du Bassin et de prendre des mesures pour réduire cette source de pollution.

2.3.3. La contamination bactérienne dans le secteur de La Salie

Le suivi du panache de l'effluent (de 1978 à 1988) montre que, à l'extrémité du wharf, l'important effet de dilution est traduit par les résultats des analyses dont plus de 70 %, à titre de comparaison, sont inférieurs aux nombres impératifs concernant les critères de salubrité des eaux de baignade (SIBA, 1989). Nous ne disposons pas de données plus récentes.

Le contrôle du champ proche (en 7 points situés sur la plage de part et d'autre du wharf - Fig. 9- à une fréquence trimestrielle) de 1979 à 1988 a permis de conclure à une eau de très bonne qualité pour la baignade dans 82 % des cas et à une eau de bonne qualité dans 17 % des cas (SIBA, 1989). En 1989, le SIBA concluait que "les résultats de 15 années de contrôle, soit plus de 1300 analyses, font apparaître qu'à ce jour, malgré l'augmentation du volume d'eaux résiduelles urbaines, le rejet d'effluent épuré à 800 m en mer et l'important effet de dilution permettent d'assurer la protection du site et de ses environs".

Il faut signaler que, depuis la date de rédaction de ce rapport, d'importants atterrissements ont considérablement modifié la distance à la plage du rejet et les conditions de dispersion (SOGREAH, 1991). C'est la raison pour laquelle la plage de La Salie a été interdite à la baignade à partir de juin 1992 sur 400 m de part et d'autre du wharf, par arrêté municipal, bien que les résultats récents trimestriels (1989 à 1995) conduisent toujours à un classement du secteur en eau de très bonne qualité (77 % des cas) à bonne qualité (22 % des cas) pour la baignade. Ces résultats indiquent cependant une légère augmentation des coliformes totaux et fécaux (Fig. 24) due essentiellement aux prélèvements de février, septembre et décembre 1992 (Ann. 5). L'année 1992 apparaît particulière puisque cette situation ne se retrouve pas les années suivantes (1993 à 1995). Les analyses hebdomadaires estivales du champ proche, prévues dans le cadre de l'arrêté de rejet, ne sont pas réalisées. Nous disposons de celles effectuées par la DDASS sur les plages de La Salie wharf et La Salie Nord qui rendent compte d'un classement de très bonne qualité ces mêmes années.

En ce qui concerne **le champ éloigné** (Fig. 9) de 1978 à 1988, la DDASS (*in* SIBA, 1989) fait état d'une qualité bactériologique des plages de bonne à très bonne. On peut cependant remarquer une gradation entre les différents secteurs surveillés qui paraît tout à fait cohérente avec les données hydrodynamiques :

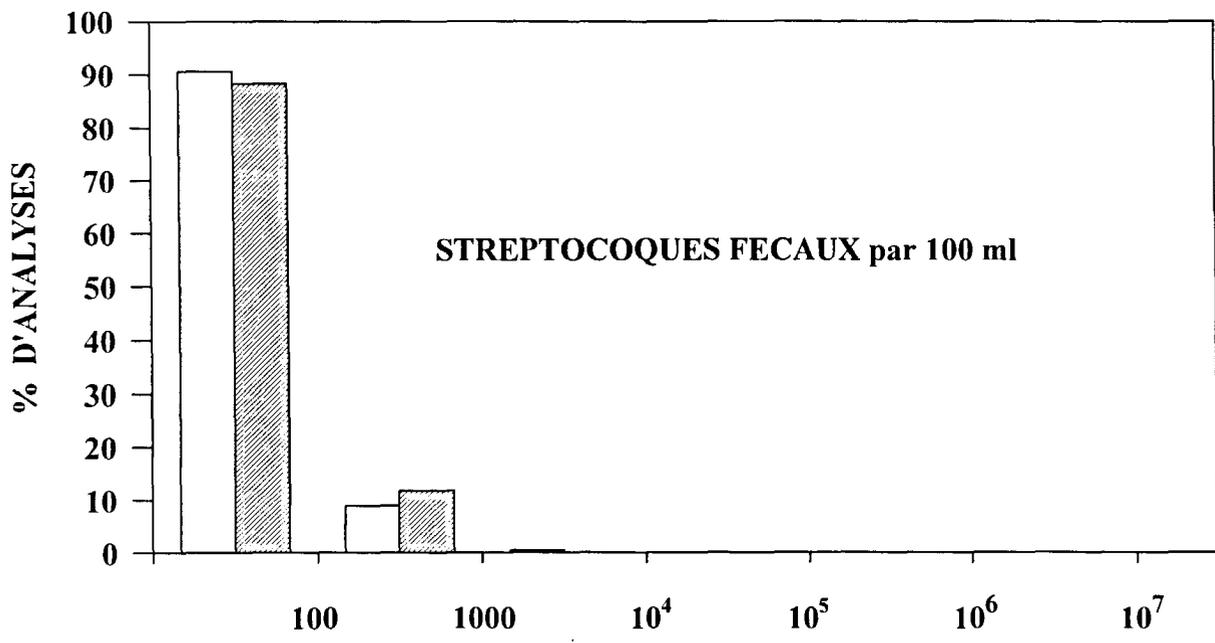
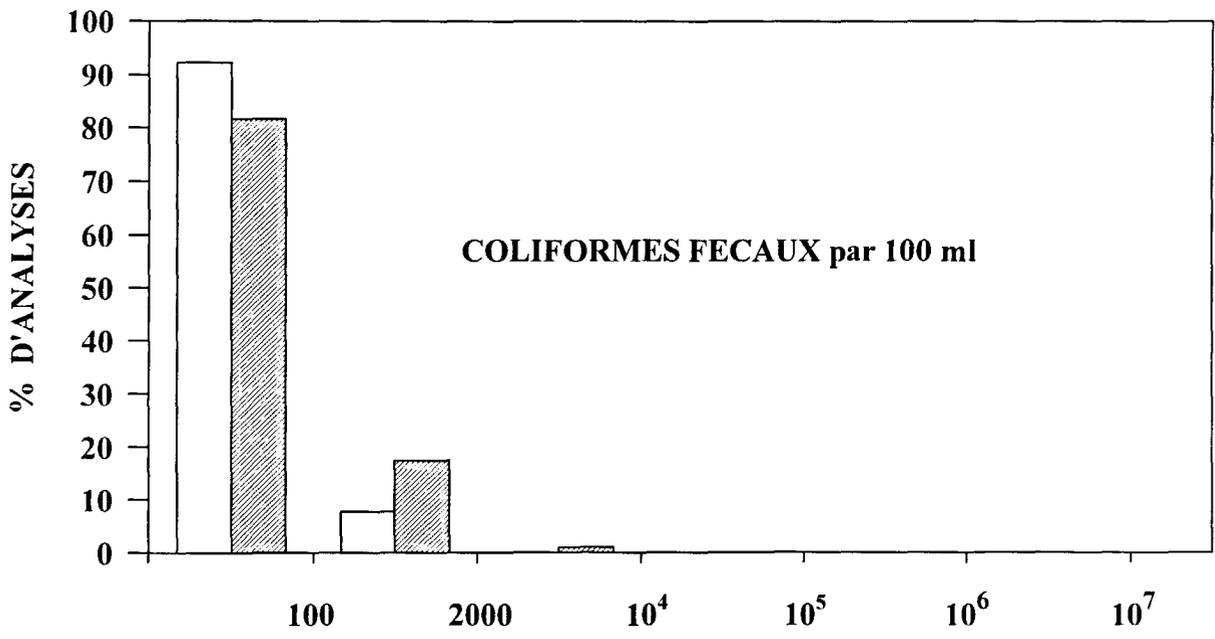
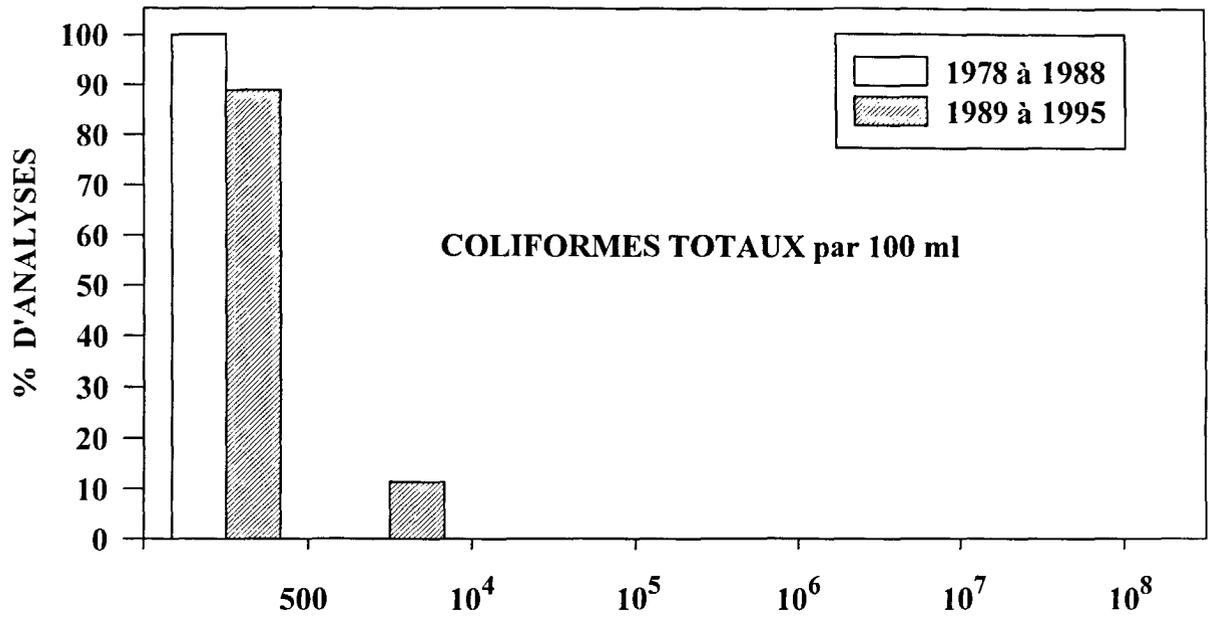


Figure 24 : Répartition par classe des résultats d'analyses bactériologiques sur l'eau du champ proche de La Salie (d'après données SIBA)

- très bonne qualité bactériologique : Balise ZDN (au large de Biscarrosse), Bouée d'Atterrissage d'Arcachon, pointe du Cap Ferret (Torchère),
- bonne à très bonne qualité : plage de Biscarrosse,
- bonne qualité : le Petit Nice, le Pyla (Daniel Meller).

Les données plus récentes (Ann. 4), bien qu'irrégulièrement recueillies entre 1989 et 1994, indiquent une très bonne qualité des eaux de baignade de l'ensemble des stations du champ éloigné.

2.3.4. Les résultats du Réseau de surveillance Microbiologique IFREMER des mollusques (REMI)

Le réseau de surveillance microbiologique du Bassin d'Arcachon a été mis en place en janvier 1989 avec une double vocation environnementale et santé publique. L'aspect environnemental est pris en compte par 8 stations de prélèvement dont la répartition géographique, sur l'ensemble du Bassin, est homogène. Elles nous permettent d'apprécier un niveau moyen de contamination et de suivre son évolution dans le temps (MIOSSEC, 1990).

Pour couvrir les zones potentiellement plus sujettes à contamination, il a été complété par des stations souvent plus côtières, implantées sur des sites où peuvent encore exister quelques rares parcs d'élevage. Ces emplacements sont par contre assez souvent utilisés pour l'entreposage des coquillages avant commercialisation. C'est par ailleurs dans ces zones que sont installées les prises d'eau alimentant les établissements ostréicoles équipés de bassins d'expédition en vue de la finition ou de la purification des coquillages avant leur mise en marché.

Ces dernières zones peuvent subir des contaminations bactériennes d'origines très diverses selon le mode d'occupation du littoral :

- l'agriculture et les élevages intensifs peuvent être source de contamination, notamment lors d'opération d'épandage de lisier sur des sites ou dans des conditions non appropriées ;
- l'urbanisation peut avoir les mêmes effets en cas d'insuffisance du raccordement au réseau d'assainissement mis en place ;
- enfin, le simple lessivage des sols après de fortes pluies peut contaminer le milieu marin, de même que la submersion des sols lors de marées exceptionnelles.

2.3.4.1. Les paramètres pris en compte et les méthodes d'analyses

La salubrité des eaux conchylicoles se détermine sur la base du dénombrement des germes tests de contamination fécale, les coliformes fécaux et des salmonelles présents dans la chair des coquillages (HERVE, 1992).

Les coquillages pris en compte sur le Bassin d'Arcachon sont essentiellement les huîtres, accessoirement les moules et les coques. Les prélèvements sont effectués systématiquement à la basse mer, par coefficient de marée supérieur à 60 et généralement par séries de 8 à 10 échantillons par tournée. La totalité des stations est échantillonnée la même semaine. Les analyses sont effectuées selon la norme AFNOR 45-510 (juin 1981). Les résultats sont

exprimés en nombre de coliformes fécaux par 100 g de chair et d'eau intervalvaire de coquillage et par la présence ou l'absence de salmonelles dans 25 g de chair et d'eau intervalvaire.

2.3.4.2. Les classes de contamination

La réglementation appliquée aux zones conchylicoles vient récemment d'être modifiée. A la réglementation française qui reposait sur l'arrêté du 12 octobre 1976 ont été substituées de nouvelles règles découlant de la Directive européenne du 15 juillet 1991.

2.3.4.2.1. L'ancienne réglementation française

La procédure de classement des zones de production conchylicole s'appuyait sur 26 séries de prélèvements échelonnés sur 12 mois consécutifs. Pour qu'une zone soit classée salubre, il convenait qu'au moins 21 analyses sur 26, soit 81 %, soient inférieures ou égales à 300 coliformes fécaux par 100 g ; mais les normes étaient considérées comme respectées si le nombre de résultats en dépassement n'excédait pas 5 en 12 mois :

- 3 sur 26, soit 11.5 %, étant inférieurs à 1 000,
 - les 2 autres, soit 7.5 %, restant inférieurs à 3 000.
- Aucun ne devait donc être supérieur ou égal à 3 000.

2.3.4.2.2. La réglementation actuelle

La réglementation actuelle est basée sur la Directive européenne du 15 juillet 1991 et sa traduction en droit français : décret du 28 avril 1994 et arrêté du 21 juillet 1995. Elle fixe quatre classes de salubrité des zones conchylicoles dont trois conditionnent le mode de commercialisation des produits qui en sont issus (Tab. 33).

Zone A : Pour 90 % des échantillons, la contamination des coquillages doit être inférieure à 300 coliformes fécaux par 100 g de chair et de liquide intervalvaire et aucune valeur ne doit être supérieure à 1 000. Les coquillages qui sont issus de ces zones peuvent être récoltés pour la consommation humaine directe, sans avoir à subir de traitement particulier visant à leur purification.

Zone B : Pour 90 % des échantillons, la contamination doit être inférieure à 6 000 coliformes fécaux et aucune valeur ne doit dépasser 60 000. Les produits récoltés ne peuvent être mis sur le marché qu'après avoir subi une purification soit en établissement agréé, soit par reparcage dans une zone de qualité A spécialement réservée à ce traitement.

Zone C : Pour 90 % des échantillons, la contamination doit être inférieure à 60 000 coliformes fécaux. Les produits récoltés ne peuvent être mis sur le marché qu'après avoir subi un reparcage de longue durée (supérieur à 2 mois) ou après une purification intensive mettant en oeuvre une technique appropriée.

Zone D : Elle recouvre les zones où plus de 10 % des résultats sont supérieurs à 60 000 coliformes fécaux. La culture des coquillages y est interdite. S'il s'y trouve des gisements naturels de coquillages, seuls les juvéniles peuvent être exploités.

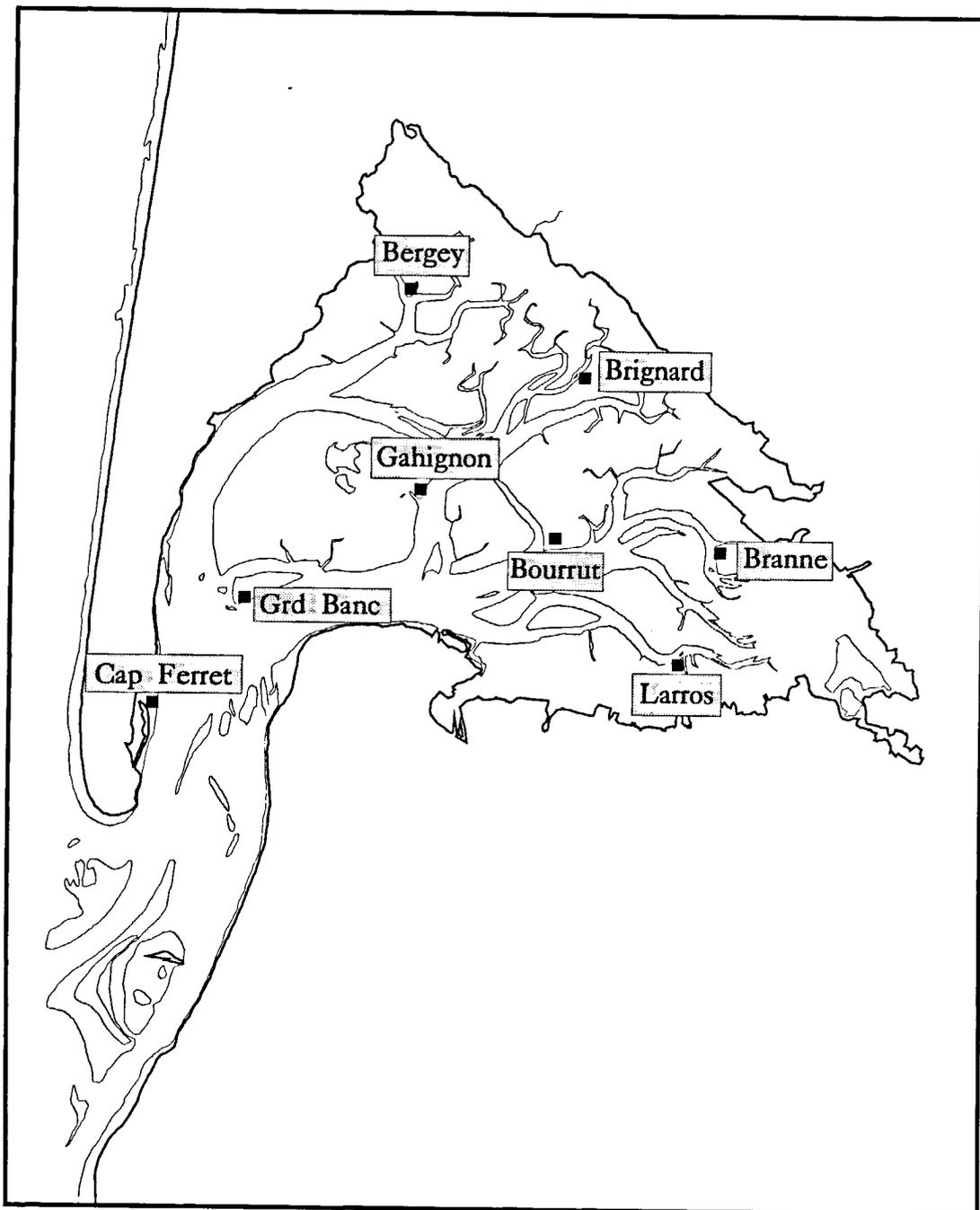


Figure 25 : Situation des points de prélèvement du réseau de surveillance bactériologique (REMI)

Zone	Coliformes fécaux par 100 g de chair	Conditions de livraison des produits à la consommation
A	90% des échantillons < 300 100 % des échantillons < 1 000	Les produits peuvent être mis en marché sans traitement en vue de leur purification.
B	90 % des échantillons < 6 000 100 % des échantillons < 60 000	Purification obligatoire des produits avant mise en marché.
C	90 % des échantillons < 60 000	Obligation de reparcage de longue durée associé ou pas à une purification intensive.
D	plus de 10 % des échantillons > 60 000	Exploitation interdite à l'exception des juvéniles.

Tableau 33 : Norme de salubrité des zones de production en application de l'arrêté du 21 juillet 1995

On remarque que la réglementation actuelle est plus restrictive qu'auparavant quant aux conditions de mise en marché des produits puisque près de 20 % de résultats supérieurs à 300 coliformes fécaux avec un maximum de 3 000 étaient tolérés contre 10 % avec un maximum de 1 000 maintenant. Par contre, elle permet l'exploitation de zones autrefois interdites à l'élevage.

2.3.4.3. Les stations de prélèvement du réseau national de surveillance (REMI)

2.3.4.3.1. Situation

Les huit stations principales du réseau national de surveillance sont réparties de façon équidistante et couvrent l'ensemble du Bassin (Fig. 25).

- Les stations du Cap Ferret et du Grand Banc correspondent aux zones du Bassin où le caractère océanique des eaux est le plus marqué. Elles sont très éloignées et peu sensibles aux apports des rivières, crastes et fossés qui se déversent sur les côtes Est et Sud du Bassin.
- Deux stations, Gahignon et Bourrut ont une situation intermédiaire. Elles correspondent à la partie centrale du Bassin.
- Les quatre dernières situées à Bergey, Brignard, Branne et Larros sont plus proches de la côte et n'en sont éloignées que d'environ 1 500 m. Ces stations peuvent être l'objet de dessalures de l'eau relativement importantes, chacune d'entre-elles étant soumise aux apports directs d'une rivière, le canal des Etangs pour Bergey, le Betey pour Brignard, la Leyre pour Branne et le ruisseau de Gujan pour Larros.

Ces stations sont échantillonnées à un rythme mensuel.

2.3.4.3.2. Résultats

De 1989 à 1993, 486 prélèvements d'huîtres ont été réalisés. A de rares exceptions près, ces analyses démontrent la très bonne qualité bactériologique des eaux du Bassin. Dans le tableau 34, nous avons fait apparaître la répartition des résultats d'analyses par classe de contamination bactérienne.

		<i>Coliformes fécaux par 100 g de chair</i>				
		≤ 300	300 à 1 000	1 001 à 6 000	6 001 à 60 000	> 60 000
Nombre de résultats		473	10	2	1	-
Proportion de résultats		97.3 %	2.1 %	0.4 %	0.2 %	-

Tableau 34 : Répartition par classe de la contamination du Bassin d'Arcachon des résultats des 8 stations du réseau de surveillance (1989-1993) (REMI)

La proportion des résultats inférieurs à 300 coliformes fécaux par 100 g de chair est remarquablement élevée (97.3 %).

Les résultats compris entre 301 et 1 000 coliformes ne représentent que 2,1 % des échantillons analysés soit 10 prélèvements, ceux compris entre 1 001 et 6 000, 0,4 % soit 2 prélèvements. Un des résultats supérieurs à 1 000 a été observé sur le site de Brignard en février 1990 avec 2 790 coliformes fécaux. Ce niveau de contamination n'a pas été confirmé par les prélèvements réalisés dans les jours suivants. Tous les résultats étaient alors inférieurs ou égaux au seuil de détection de la mesure. Par contre, sur le site du Cap Ferret apparaît la fréquence de contamination la plus forte avec 8 dépassements à 300 coliformes fécaux (Tab. 35). On observe toutefois que ces dépassements sont faibles puisqu'un seul est supérieur à 1 000.

Une seule analyse se situe dans la classe 6 001 à 60 000. Celle-ci a été observée en mars 1990 sur le site de Gahignon, point géographiquement situé au centre du Bassin. Les prélèvements ont été rapidement renouvelés sur la même station ainsi que sur des parcs et gisements huîtriers voisins. Les analyses n'ont pas confirmé ce résultat. Après cinq années de surveillance nous pouvons constater que sur le site de Gahignon, 90 % des analyses réalisées conduisent à un résultat inférieur ou égal au seuil de détection de la mesure. Ceci nous permet d'affirmer que la contamination excessive observée en mars 1990 a été purement accidentelle

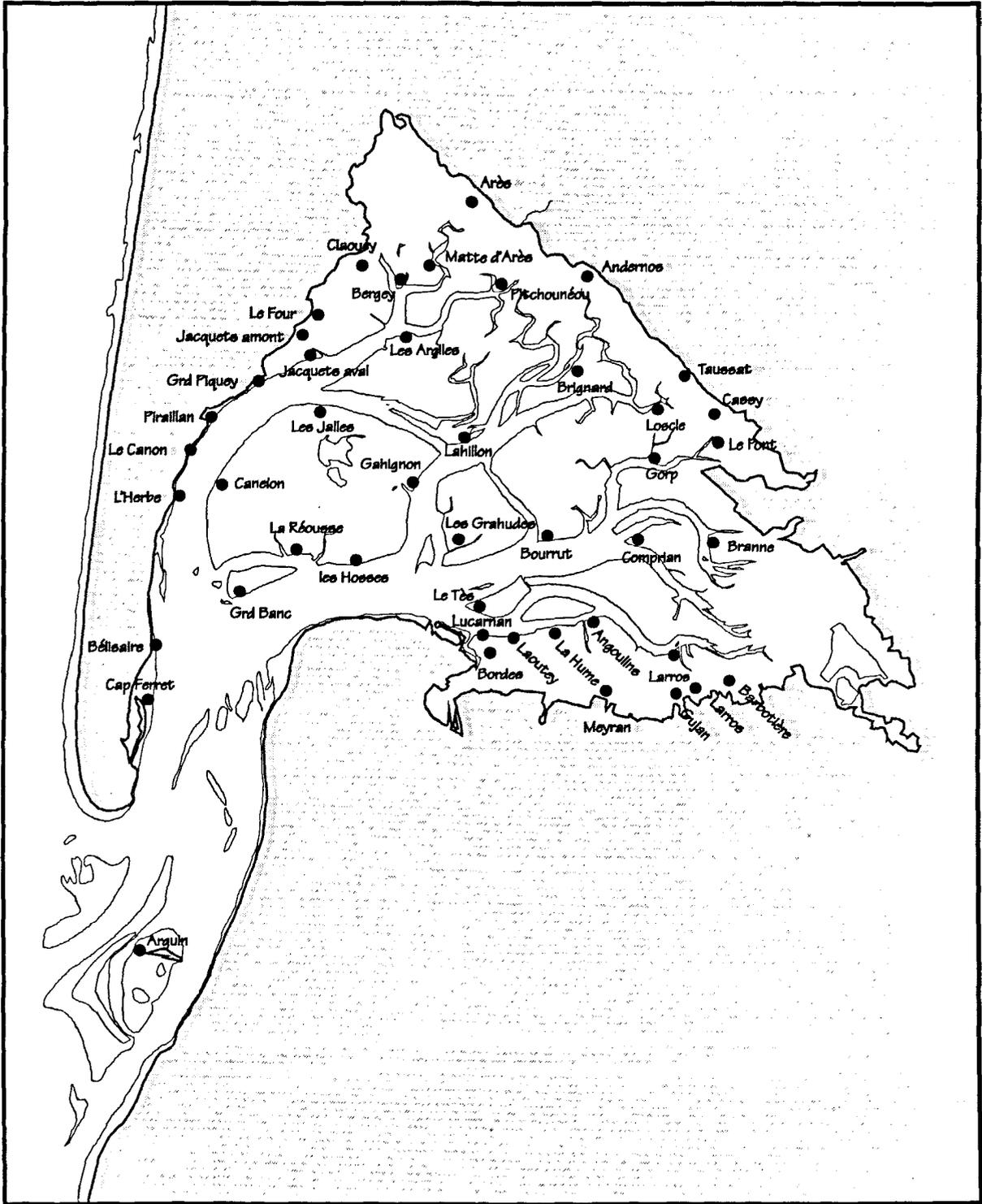


Figure 26 : Situation des points de prélèvements du réseau de surveillance bactériologique étendu

et que ce résultat n'est pas représentatif de la qualité habituelle des eaux dans cette zone du bassin.

Aucun résultat n'a présenté de valeur supérieure à 60 000 coliformes fécaux.

Par ailleurs, au cours des 5 années, aucune salmonelle n'a été mise en évidence.

	Coliformes fécaux par 100 g de chair				
	≤ 300	300 à 1 000	1 001 à 6 000	6 001 à 60 000	> 60 000
<i>Cap Ferret</i>	87 %	11.5 %	1.5 %	-	-
<i>Bergey</i>	98 %	2 %	-	-	-
<i>Brignard</i>	97 %	1.5 %	1.5 %	-	-
<i>Bourrut</i>	100 %	-	-	-	-
<i>Branne</i>	98.5 %	1.5 %	-	-	-
<i>Larros</i>	100 %	-	-	-	-
<i>Gahignon</i>	98.5 %	-	-	1.5 %	-
<i>Gd Banc</i>	100 %	-	-	-	-

Tableau 35 : Répartition par classe de la contamination bactérienne des 8 sites de référence du réseau de surveillance microbiologique (1989-1993)

2.3.4.4. La surveillance globale du bassin

2.3.4.4.1. Situation des stations de prélèvements

Au-delà des 8 points de surveillance constituant le réseau national de surveillance du milieu marin (REMI), nous disposons de données bactériologiques sur 37 autres sites du Bassin (Fig. 26). Pour diverses raisons, le niveau de surveillance n'a pas toujours été aussi intense que sur les 8 stations déjà décrites ; ainsi :

- certaines stations comme l'Herbe et Grand Piquey n'ont été introduites qu'en 1990 au vu des premiers résultats observés sur l'estran de la presqu'île Lège-Cap Ferret ;
- d'autres, correspondant aux aires de dépôts des coquillages sur les côtes Est et Sud, n'ont pu être échantillonnées qu'à certaines périodes de l'année, car tributaires de la présence d'huîtres sur ces sites ;

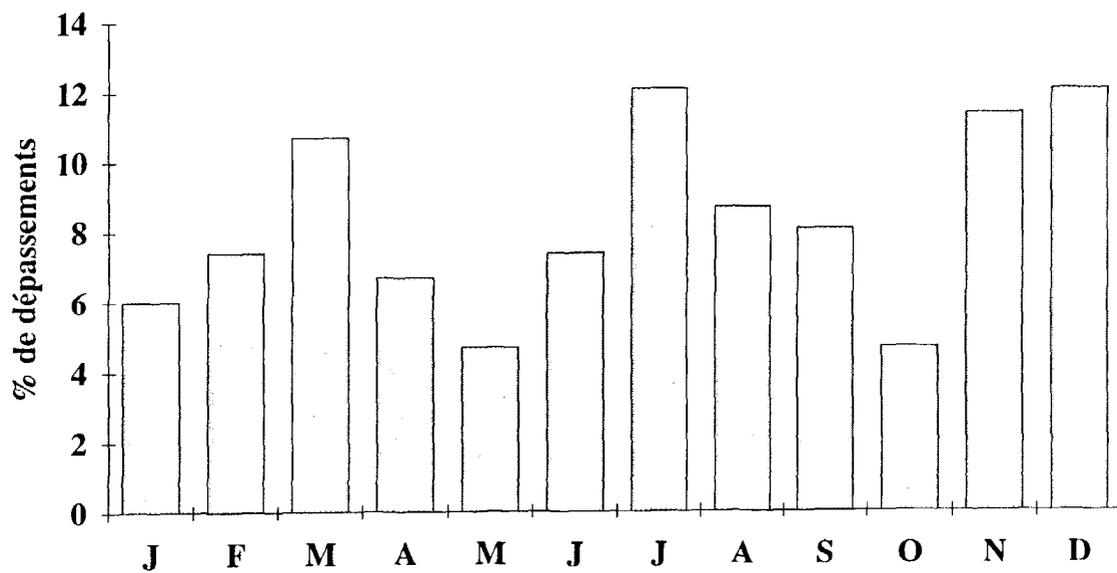


Figure 27 : Pourcentages de résultats supérieurs à 300 coliformes fécaux par 100 g selon les mois de prélèvements au cours des cinq années d'étude

- en 1991, la surveillance a été interrompue sur une série de sites où aucune contamination fécale n'était apparue au cours des deux premières années d'étude ; il s'agit essentiellement de points situés autour de l'île aux Oiseaux ;
- enfin, certains points comme Le Pont ou les Hosses, ont été échantillonnés irrégulièrement, soit en raison de difficultés d'accès, soit au rythme des prélèvements réalisés pour la surveillance des polluants chimiques.

A la différence du réseau national de surveillance (REMI), la répartition des points de prélèvements n'est plus géographiquement homogène. L'effort de surveillance a été intensifié sur la zone côtière où les risques de contamination sont maximum, tandis qu'en proportion, la zone centrale du Bassin est sous-représentée.

2.3.4.4.2. Résultats (Tab. 36)

Le nombre d'analyses prises en compte au cours des cinq années d'étude, s'élève à 2 263 et 93,4 % des résultats appartiennent à la classe inférieure à 300 coliformes fécaux.

Coliformes fécaux par 100 g de chair					
	≤ 300	301 à 1 000	1 001 à 6 000	6 001 à 60 000	> 60 000
<i>Nombre de résultats</i>	2 114	97	43	8	1
<i>Proportion par classe</i>	93,4 %	4,3 %	1,9 %	0,35 %	0,05 %

Tableau 36 : Répartition par classe de contamination, tous sites confondus (1989-1993)

Le pourcentage de résultats compris entre 301 et 1 000 coliformes fécaux est de 4,3 % tandis que celui compris entre 1 001 et 6 000 est de 1,9 %. Seules 8 analyses, soit 0,35 % des échantillons analysés, ont des valeurs comprises entre 6 001 et 60 000. On n'observe qu'un seul résultat supérieur à 60 000 coliformes fécaux par 100 g de chair (72 000), correspondant à un prélèvement effectué sur le site de l'Herbe en septembre 1992.

Cette nouvelle répartition par classe de la contamination des eaux du Bassin diffère de la précédente par une diminution de 3,9 % de l'importance des résultats inférieurs à 300 coliformes fécaux et une augmentation de celle des classes supérieures. Elle met bien en évidence une incidence des apports littoraux sur la qualité bactériologique du milieu.

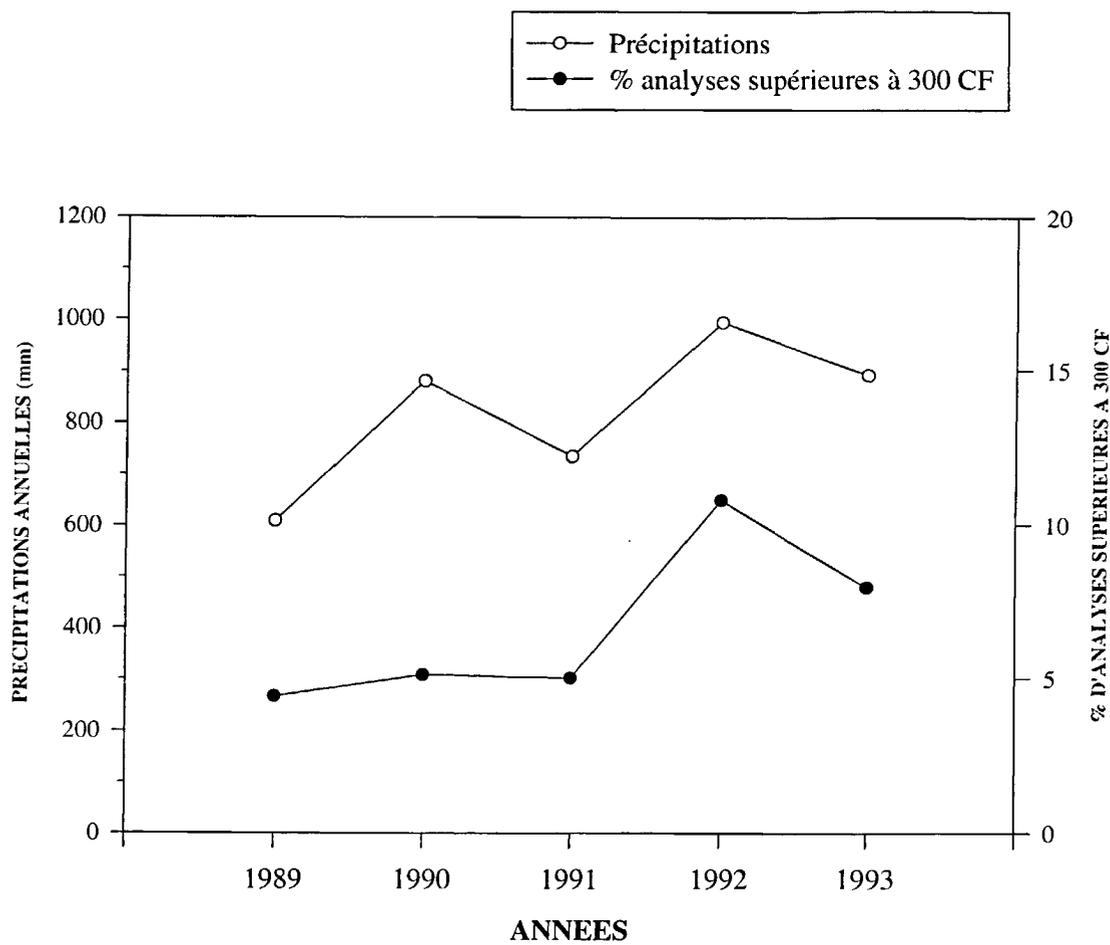


Figure 28 : Relation entre la pluviométrie annuelle et le pourcentage d'analyses supérieures à 300 coliformes fécaux par 100 mg de chair

Ces contaminations peuvent avoir des origines diverses :

- des apports par les rivières et ruisseaux : en eau douce, le temps de survie des bactéries est nettement supérieur à celui observé en eau marine ; les bactéries peuvent même se multiplier si elles trouvent dans les eaux les nutriments qui leur sont nécessaires ;
- le lessivage des sols et le ruissellement des eaux pluviales qui peuvent être à l'origine d'apports bactériens non négligeables au milieu naturel ;
- la surpopulation due à la fréquentation touristique forte en saison estivale sur terre comme sur mer ;
- enfin, des dysfonctionnements ou insuffisances du réseau d'assainissement ceinturant le Bassin.

2.3.4.4.3. Relation avec la période de prélèvement (Fig. 27)

Les fréquences maximales de dépassement de 300 coliformes fécaux par 100 g de chair sont observées pendant les mois de juillet et décembre avec 12,1 % des échantillons analysés, suivis par les mois de novembre (11,4 %) et mars (10,7 %). Les mois de mai et d'octobre sont les mois où les dépassements sont les moins nombreux. Le mois d'août qui correspond à la fréquentation touristique maximale apparaît avec une fréquence de contamination dans la moyenne (8,7 %) avec pour l'essentiel des valeurs comprises dans la tranche de contamination 300 - 1 000 coliformes fécaux.

2.3.4.4.4. Relation avec la pluviométrie

Nous avons recherché si, pour une station de prélèvements donnée, il existait une corrélation entre le niveau de contamination bactérienne observé et la pluviométrie des 24 heures et 48 heures précédant le prélèvement. Quel que soit le site pris en compte, aucune corrélation de ce type n'a pu être mise en évidence. On peut toutefois observer que si l'on analyse la pluviométrie sur des périodes plus longues, on constate alors une meilleure correspondance. C'est ainsi, qu'au cours de la période particulièrement pluvieuse que l'on a connue entre juin et décembre 1992, on rencontre les séries d'analyses défavorables les plus nombreuses. La correspondance apparaît encore lorsque l'on compare sur un même graphique, pluviométrie annuelle et pourcentage de résultats supérieurs à 300 coliformes fécaux (Fig. 28).

Si, sur le Bassin d'Arcachon, la pluie ne semble pas avoir d'effets directs et immédiats sur la qualité bactériologique des coquillages, il apparaît que cette dernière y est sensible globalement sur l'année, peut être du fait de la mise en charge des nappes phréatiques.

2.3.4.4.5. Relation avec la situation géographique du point de prélèvement

Dans cette approche, nous avons découpé le Bassin d'Arcachon en 5 zones géographiques. Les résultats sont présentés figure 29.

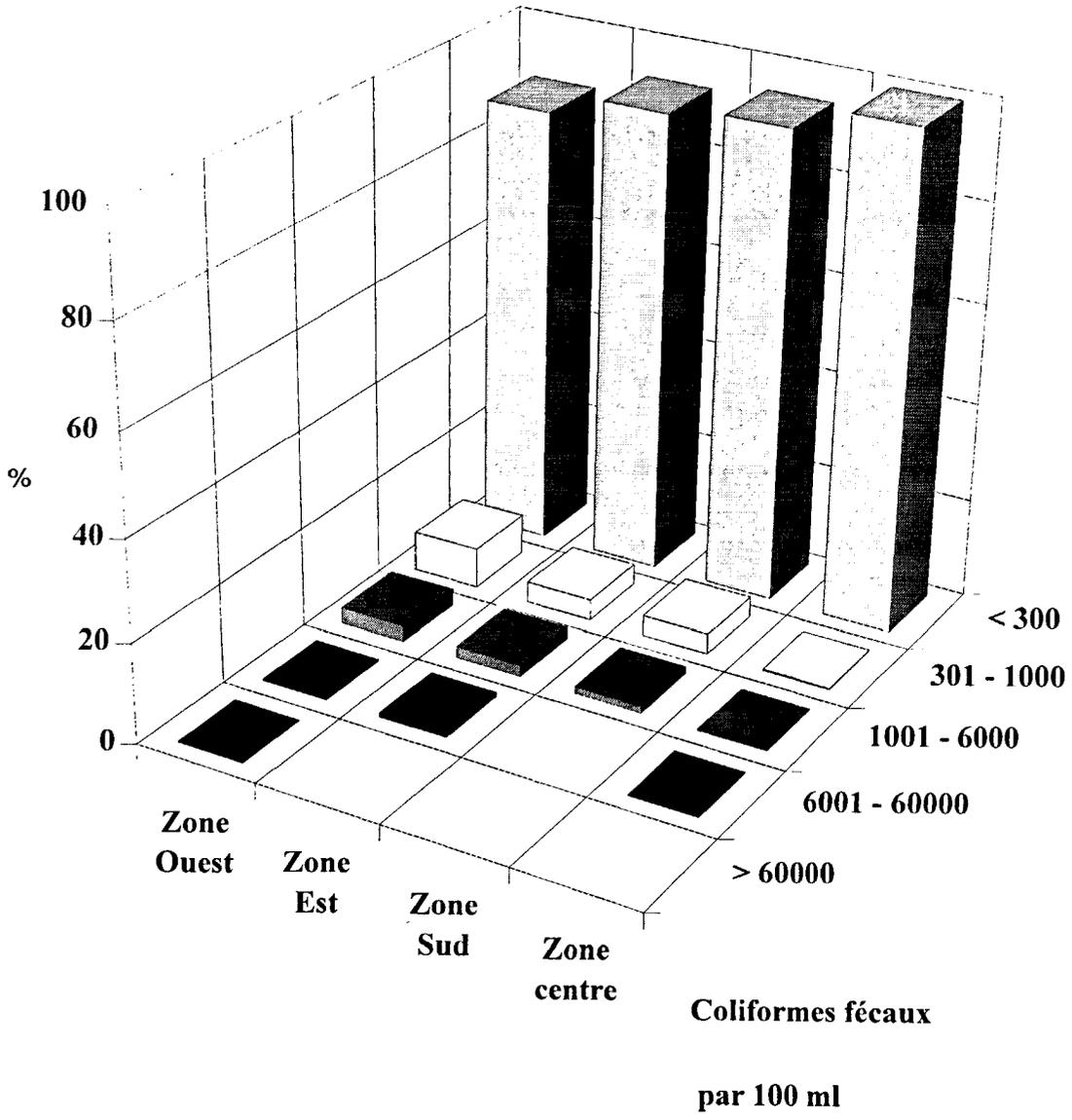


Figure 29 : Relation entre la situation géographique des prélèvements et les pourcentages par classe de contamination

La zone Ouest

Elle correspond à l'estran de la presqu'île de Lège-Cap Ferret. Les sites de prélèvements y sont très proches de la côte, de quelques dizaines de mètres à 500 mètres pour les plus éloignés. C'est dans cette zone qu'apparaît la plus forte proportion de résultats supérieurs à 300 coliformes fécaux par 100 g. Les sites les plus fréquemment contaminés sont l'Herbe et Grand Piquey avec près de 25 % de dépassements, puis le Cap Ferret, Piraillan et Le Canon de 13 à 14 %. Le site aval des Jacquets, en bordure du chenal d'Arès, n'a pas connu de dépassement tandis qu'on en décomptait 10 sur les parcs situés les plus en amont, les plus près de la côte. Les résultats supérieurs à 6 000 ne représentent que 3 échantillons. Ils ont été observés sur 3 sites différents, l'Herbe, Le Canon et les Jacquets amont.

La zone Est

Elle concerne la partie de l'estran comprise entre le rivage des communes d'Arès, Andernos, Lanton et une ligne droite reliant la pointe Ouest du Domaine de Certes au confluent des chenaux de Lège et Graveyron. Les résultats inférieurs à 300 coliformes fécaux représentent 92,5 % des échantillons analysés, ceux compris entre 301 et 6 000, 6,6 % des analyses. Outre les dépôts submersibles implantés sur les plages de ces trois communes, c'est le site de la Matte d'Arès qui apparaît le plus contaminé avec 17 % d'analyses supérieures à 300 coliformes fécaux. On dénombre 5 résultats supérieurs à 6 001 dont trois sur le secteur d'Arès avec 13 800, 33 000 et 18 000 coliformes fécaux en juillet 1992 et mars-avril 1993.

La zone Sud

Elle comprend les chenaux d'Audenge, Comprian, Le Teich et l'estran au Sud du chenal de Gujan. La qualité bactériologique des coquillages est meilleure que dans les deux zones précédentes, mais on relève encore 5,2 % des analyses supérieures à 300 coliformes fécaux. Aucun résultat n'est supérieur à 6 000 coliformes fécaux par 100 g. Les sites touchés par ces dépassements sont le chenal de Comprian avec 17 % de dépassements, malgré un éloignement de la côte de plus de 5 km et le site des Angoulins avec 13 %. Viennent ensuite les dépôts de Gujan et les secteurs de Bordes et Lucarnan (5 à 10 %). Ces deux derniers points correspondent à une zone qui avait été classée insalubre dans les années 40 (estrans des communes d'Arcachon et de La Teste depuis 200 m à l'Ouest de la jetée d'Eyrac jusqu'à l'estey de Laoutey).

La partie centrale du Bassin

Presque tous les échantillons analysés (99,4 %) donnent des résultats satisfaisants (inférieurs à 300 coliformes fécaux par 100 g de chair). De toute évidence, cette zone n'est pas sensible aux apports littoraux. Elle regroupe environ 95 % des surfaces concédées et exploitées pour la production d'huîtres marchandes.

Le Banc d'Arguin

En limite Sud-Ouest du Bassin, le Banc d'Arguin a fait l'objet d'une étude spécifique liée à la présence, jusqu'au mois d'août 1992, d'un important gisement de coques exploité par la pêche professionnelle. De tout temps, les moules y ont été présentes et l'ostréiculture s'y est fortement implantée à partir de 1993. C'est pourquoi, de mai à octobre 1994, le site d'Arguin a fait l'objet d'une étude plus approfondie avec des prélèvements, bimensuels à hebdomadaires en été, de coques, moules et huîtres (ACHARD-STABLO, 1994). Les analyses d'huîtres et moules conduisent à des résultats satisfaisants dans la proportion de 97,2 % des échantillons examinés. Comme on pouvait s'y attendre, pour les coques, ce pourcentage diminue et tombe à 83,1 % (Tab. 37).

	Coliformes fécaux par 100 g de chair				
	≤ 300	300 à 1 000	1 001 à 6 000	6 001 à 60 000	> 60 000
<i>Huîtres et moules</i>	97,2 %	1,4 %	-	1,4 %	-
<i>Coques</i>	83,1 %	9,1 %	7,8 %	-	-

Tableau 37 : Répartition de la contamination des coquillages du Banc d'Arguin par classe de salubrité de mai à octobre 1994 (ACHARD-STABLO, 1994)

En 1994 comme les années précédentes, les résultats supérieurs à 300 coliformes fécaux sont apparus en période estivale, au mois d'août pour les huîtres et les moules, entre juillet et octobre pour les coques. Pour ce dernier coquillage, c'est la zone de pêche du Banc du Chien qui est apparue la plus contaminée avec plus d'un résultat non satisfaisant sur deux analyses. Une contamination par l'effluent de La Salie ne semble pas en cause : en effet, si elle existait, elle devrait plutôt se manifester en automne et en hiver du fait des taux de survie des bactéries supérieurs à ces saisons et des orientations dominantes des vents tendant à pousser le panache vers le Bassin (ce qui n'est pas le cas en été). En revanche, la forte concentration de bateaux de plaisance observés chaque été, précisément sur ce site, avec pour certains des temps de séjour de plusieurs jours, apparaît très probablement à l'origine de ces résultats (ACHARD-STABLO, 1994).

Il faut ajouter que le site du Banc d'Arguin est en constante évolution morphologique due à l'impact des tempêtes hivernales et que les résultats bactériologiques peuvent de ce fait différer d'une année à l'autre.

2.3.6. Conclusion sur la bactériologie

Le réseau d'assainissement a rempli le rôle qui lui était assigné à l'origine : conserver la salubrité du Bassin dont l'importance est très grande pour les ressources maricoles et balnéaires. Ainsi :

- l'état de salubrité des plages du Bassin s'est amélioré au fur et à mesure du développement du réseau d'assainissement pour atteindre un niveau satisfaisant,
- la qualité des eaux pour la conchyliculture est généralement très satisfaisante comme le montre le réseau de surveillance microbiologique (basé sur le dénombrement des germes tests de contamination fécale présents dans les huîtres), en particulier dans la partie centrale du Bassin (île aux Oiseaux, Grand-Banc) et le banc d'Arguin qui regroupent l'essentiel des zones de production ostréicole.

C'est dans le secteur côtier (à trois exceptions près), où se trouvent essentiellement des parcs de dépôts de coquillages, que les fréquences de contamination supérieures à 300 coliformes fécaux par 100 g sont les plus significatives (surtout les côtes Ouest et Est). L'origine des ces dépassements n'est pas clairement identifiée :

- la contamination des sites n'a pu être corrélée avec la pluviométrie des 24 ou 48 heures précédentes même si à une échelle annuelle elles peuvent être mises en relation ;
- la période estivale de fréquentation touristique du plan d'eau ne correspond pas systématiquement aux mauvais résultats sauf pour les coques du banc d'Arguin.

Nous ne disposons pas de résultats récents de l'état de contamination bactériologique des ports. En 1980, la CIPOM mettait en relation la contamination des ports principalement avec le débouché d'égouts et de crastes ou ruisseaux. L'augmentation du nombre de raccordements au réseau d'assainissement, le détournement de certains pluviaux et secondairement la mise en place d'installations sanitaires sur les ports a vraisemblablement contribué à améliorer la situation. Les données récentes sur l'état sanitaire des ruisseaux, crastes, plages et huîtres apportent certaines indications complémentaires.

- On peut ainsi penser que les ports d'Arcachon (résultats sur les huîtres) et d'Andernos (présence d'un émissaire pluvial) subissent encore des contaminations.
- Au vu des résultats sur les plages d'Andernos, la situation du port du Bety s'est probablement améliorée à partir de 1983, de même que celle des ports de La Hume avec le passage de la plage de la classe C à la classe B à partir de 1984 (Tab. 32). La persistance de mauvais résultats dans la craste Nezer (cf. 1.2.) indique cependant une source de contamination pour ce port. De même, le secteur de La Teste pourrait être influencé défavorablement par la craste Douce (cf. 1.2.) même si la qualité du fond du port a dû s'améliorer en raison d'un raccordement croissant d'usagers.
- L'état des ports de Gujan (qui reçoit le ruisseau du Bourg de médiocre qualité) et d'Arès (traces de contamination des huîtres à proximité et sur la Matte d'Arès) serait probablement moyen.

Précisons que la pollution bactériologique de certains cours d'eau entraîne une pollution du champ proche où se trouvent parfois les prises d'eau alimentant les bassins dégorgeoirs des établissements ostréicoles. Les normes pour l'eau de ces bassins sont beaucoup plus restrictives que celles pour les eaux de baignade du fait du pouvoir de concentration des coquillages. Des aménagements tels que les réserves d'eau sont de ce fait nécessaires pour garantir la salubrité des coquillages issus des installations ostréicoles.

L'impact de l'effluent de La Salie sur la qualité bactériologique des plages du champ proche et du champ éloigné apparaît limité. Les résultats bactériologiques permettent de classer ces plages en bonne à très bonne qualité pour la baignade. La modification de la côte au niveau du point de rejet à partir de 1991, même si elle a conduit à fermer la plage de La Salie, ne se traduit pas dans les résultats des analyses sauf en 1992 où les concentrations en coliformes sont un peu plus élevées.

CONCLUSION

Etat de la pollution du Bassin d'Arcachon

De l'ensemble des résultats qui viennent d'être exposés, on peut conclure que globalement le niveau de pollution chimique et bactériologique du Bassin d'Arcachon est faible. La qualité du milieu est bonne comme l'attestent les teneurs mesurées dans les huîtres *C. gigas* et la très bonne reproduction de cette espèce dont les larves sont des organismes extrêmement sensibles à toute contamination de l'environnement.

La mise en place du réseau d'assainissement a permis que le Bassin ne soit plus soumis aux flux permanents des effluents de la principale industrie, la papeterie de Facture-Biganos, et des eaux usées des communes riveraines. Actuellement, les apports parvenant au Bassin proviennent d'activités dispersées s'exerçant soit sur le bassin versant et le pourtour de la Baie (agriculture, urbanisation non raccordée, pluviaux urbains) soit directement sur le plan d'eau (navigation, ostréiculture). Ces apports sont ponctuels (rivières, crastes, pluviaux) ou diffus (ruissellement, écoulement de la nappe phréatique, pluies directes sur le plan d'eau). C'est pour ces raisons que, en dehors des principales rivières, il existe peu de données les concernant et qu'ils sont difficiles à appréhender.

Ces apports sont principalement décelables dans les zones côtières du Bassin et dans les ports, ces derniers étant souvent établis au débouché d'une arrivée d'eau douce. L'origine anthropique des métaux n'est manifeste que dans ces secteurs. Dans le reste de la Baie, leur origine serait en partie naturelle (sols, pins), exception faite du TBT qui, même aux faibles teneurs actuelles, continue d'avoir un impact sur l'écosystème (imposex des Gastéropodes et peut-être anomalies de calcification des huîtres). Rappelons qu'une tendance à la hausse des teneurs en cuivre (et légèrement en zinc) dans les huîtres est observée ces dix dernières années, augmentation que certains auteurs imputent, pour le cuivre, aux peintures antisalissure des bateaux. Les concentrations relevées restent cependant à des niveaux considérés comme faibles. Enfin, la présence de certains éléments comme les PCB et le lindane (en diminution) est significative d'une contamination chronique d'origine anthropique comparable à celle de l'ensemble du littoral français.

Une contamination bactérienne est toujours présente dans les ports, souvent liée à un apport par des ruisseaux ou des crastes. S'il y a peu ou pas d'impact sur la qualité des plages et sur les mollusques en élevage, il peut y en avoir sur les prises d'eau destinées à l'alimentation des bassins des établissements ostréicoles et sur les ports eux-mêmes. Il y a donc lieu de poursuivre l'effort d'assainissement comme le prévoit le SIBA. Il faudrait aussi étudier les possibilités de réduire les apports bactériens par l'Eyre, dus aux agglomérations situées en amont.

Il est aussi important de continuer à s'intéresser aux flux véhiculés par les pluviaux, le ruissellement, la nappe phréatique et les pluies afin de mieux orienter l'effort de réduction des apports. Il faut cependant souligner que la recherche des micropolluants (métaux, produits phytosanitaires) dans l'eau est coûteuse et délicate et qu'il serait plus approprié de travailler sur le sédiment et la matière vivante.

La contamination particulière des ports en différents polluants s'exporte peu vers l'ensemble de la lagune. Le risque principal réside dans les opérations de dragage qui posent le problème du devenir des boues ainsi récoltées et celui de la désorption des polluants dans la colonne d'eau, par suite de la remise en suspension du sédiment. Le développement éventuel des ports

doit être considéré en fonction de l'impact engendré par leur entretien sur l'écosystème. Il faut aussi tenir compte des perturbations provoquées par le fonctionnement des moteurs marins (hydrocarbures, métaux et autres -cf. IV.1.3.4.-).

Même si les apports actuels semblent peu importants, il convient d'être vigilant quant à leur évolution du fait :

- des concentrations faibles auxquelles les micropolluants sont susceptibles d'agir et des effets synergiques possibles,
- de l'importance du rôle joué dans le Bassin par la matière organique qui, au cours de son cycle via les végétaux (algues, zostères) et les sédiments, concentre les micro-polluants qui peuvent ensuite être relargués dans le milieu,
- de la sensibilité particulière du milieu récepteur (renouvellement limité des eaux en particulier des secteurs internes, pratique de l'ostréiculture, richesse de l'écosystème, qui en font un milieu à protéger) ; cette sensibilité peut être illustrée par le rappel des effets extrêmement néfastes du TBT sur la reproduction et la calcification de l'huître de 1975 à 1982 et également par l'importance de la prolifération algale en regard des apports en nitrates relativement faibles (AUBY *et al.*, 1994).

Le rejet de La Salie

Les normes de rejet de l'effluent de La Salie sont respectées et les contrôles demandés par l'arrêté globalement effectués. Compte-tenu des résultats dont nous disposons sur les secteurs proche et éloigné, l'impact du rejet apparaît limité du fait du très important effet de dilution dans les eaux océaniques. Il faut cependant souligner que la surveillance pratiquée est limitée aux paramètres prévus par l'arrêté et ne concerne que la colonne d'eau.

Rappelons que le Centre Technique du Génie Rural et des Eaux et Forêts (CTGREF) (BALLAND et TORRE, 1974) estimait à partir de son étude courantologique qu'il y aurait risque de contamination des plages lorsque l'effluent urbain serait raccordé. Les analyses bactériologiques semblent prouver que la qualité bactériologique des eaux des plages est bonne dans le secteur du wharf, même si un arrêté de fermeture a été pris préventivement en 1992, la modification de la morphologie de la zone ayant rapproché momentanément la plage de l'émissaire. Il faut cependant ajouter que d'autres critères tels l'odeur, la couleur et la clarté de l'eau entrent aussi en ligne de compte pour apprécier la qualité d'une plage et qu'ils ont pu présider à cette décision. L'impact de l'effluent de La Salie doit être considéré aussi de ce point de vue, sachant que les plages océanes peuvent être plus ou moins affectées par ce type de nuisance (cf. IV.4.) selon les conditions de vent et de marée aussi bien au Nord qu'au Sud du rejet.

Les possibilités d'entrée dans le Bassin du panache du rejet existent mais avec une importante dilution, comme il a été montré dans le chapitre "Hydrodynamique". Actuellement, les analyses pratiquées sur les coquillages du Banc d'Arguin indiquent qu'il n'y a pas de contamination bactérienne des huîtres élevées sur ce site.

Si donc l'impact du rejet de La Salie apparaît limité compte-tenu des résultats dont nous disposons, il n'existe cependant pas de données intéressantes des éléments mal connus comme les virus ou certains micropolluants pour lesquels l'effet de dilution, du fait de leur temps de

survie, de leur rémanence, de leur bioconcentration ou de leur action à très faible dose, pourrait être moins efficace. Un suivi de l'impact de l'effluent sur le secteur (proche et lointain) mériterait donc d'être mené de manière plus approfondie. Ce suivi pourrait concerner les sédiments et la matière vivante (moules par exemple) plutôt que l'eau -où les analyses sont délicates à réaliser- et faire appel à la modélisation. Il faudrait dans un premier temps déterminer les éléments à retenir, qu'ils puissent provenir des eaux des stations d'épuration ou de celles de la papeterie, une meilleure connaissance de l'ensemble des procédés et des produits utilisés par cette industrie s'avérant souhaitable. Dans leur étude d'impact, BOUCHET *et al.* (1982) préconisaient déjà de rechercher les éléments traces dans les fines (pélites et matière organique particulaire) et de déterminer leur reconcentration dans les déposivores et suspensivores des fonds et des plages (par exemple lagagnons *Donax trunculus*) dans le cadre d'un suivi "étendu" dans le temps.

Conclusion du Tome 2

Par rapport aux eaux côtières des régions intensivement exploitées, la Côte Aquitaine, et au milieu d'elle, le Bassin d'Arcachon, apparaissent comme des espaces aquatiques préservés par la forêt des Landes de Gascogne, espace tampon exceptionnel par sa taille, son homogénéité lithologique et sa faible densité démographique et industrielle.

Les caractéristiques originales et la pauvreté naturelle des Sables des Landes en éléments traces et sels nutritifs permettent de déceler aisément les influences des activités sur la qualité des sols et des eaux.

Les principales modifications de l'hydrosphère intervenues dans les vingt dernières années résultent :

- du défrichement agricole de l'espace forestier et des landes qui a nettement augmenté l'enrichissement des sols et des eaux, provoquant finalement un afflux d'azote minéral au Bassin,
- de la création du système d'assainissement qui a réduit à peu de chose l'enrichissement en matière organique et nutriments (surtout privation de phosphore) ainsi que des divers polluants (métaux, bactéries) d'origine urbaine et industrielle, précédemment rejetés dans le Bassin,
- du développement de nouvelles générations de produits algicides et phytosanitaires dont l'efficacité a mis (TBT) ou peut mettre (atrazine) en danger la production maricole du Bassin.

Les effets de ces changements ne sont que partiellement visibles, le plus souvent à travers leurs effets sur les organismes les plus sensibles : des impacts flagrants tels que les mortalités de naissain, les chambrages et les mortalités d'huîtres ont pu être rapprochés de l'emploi de certains de ces produits.

Bien que la situation actuelle soit mieux cernée et contrôlée, grâce aux investissements consacrés aux équipements, aux études et aux suivis du milieu, il reste que la vigilance des collectivités publiques n'est pas excessive et que des efforts supplémentaires, par exemple dans le contrôle à la source de l'utilisation des produits antisalissure et phytosanitaires, seraient de nature à réduire la nécessité des contrôles beaucoup plus délicats et coûteux de ces produits dans le milieu.

La prévention ferait surtout l'économie de nouvelles crises auxquelles les activités les plus tributaires du milieu, telle l'ostréiculture et la pêche, pourraient ne pas survivre.

Les conséquences sur l'hydrologie interne de l'évolution morphologique (passes, chenaux, comblement) n'ont pas été étudiées de manière spécifique mais l'approche par les masses d'eau laisse entrevoir des perspectives intéressantes qui mériteraient d'être approfondies.

ANNEXES

Annexe 1 : Texte de l'arrêté du 8 août 1991 d'autorisation de rejet de La Salie

ARRETE PREFECTORAL PORTANT AUTORISATION DE
REJET EFFECTUE SUR LE DOMAINE PUBLIC MARITIME

91.1937

Département : GIRONDE
Commune : LA TESTE DE BUCH
Lieu-dit du rejet : LA SALIE
Autorisation d'établir un dispositif de rejet en mer
Pétitionnaire : Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon

-oOo-

Le Préfet de la Région Aquitaine,
Préfet de la Gironde,

VU la demande de régularisation et les pièces annexes par laquelle le Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon dont le siège social est à Arcachon, demande l'autorisation d'utiliser des ouvrages de rejet en mer au lieu dit La Salie, commune de La Teste de Buch, en vue d'évacuer les effluents traités urbains en provenance des communes du Bassin d'Arcachon et industriels en provenance de l'usine de la Cellulose du Pin.

VU le code du domaine de l'Etat et notamment les articles L.28 à L.33, R.53 à R.57, A.12 à A.19 et A.26 à A.29 concernant l'occupation temporaire du domaine public de l'Etat ;

VU la loi n° 63.1178 du 28 novembre 1963 relative au domaine public maritime ;

VU la loi n° 64.1245 du 15 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution et notamment ses articles 2 et 6 (1er) ;

VU la loi n° 76.629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature et le décret n° 77.1141 du 12 octobre 1977 pris pour son application ;

VU la loi n° 76.663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement et le décret n° 77.1133 du 21 septembre 1977 pris pour son application ;

VU la loi n° 83.630 du 12 juillet 1983 relative à la démocratisation des enquêtes publiques et à la protection de l'environnement et le décret n° 85.453 du 23 avril 1985 pris pour son application ;

.../...

- VU le décret n° 67.1094 du 15 décembre 1967 sanctionnant les infractions à la loi n° 64.1245 du 16 décembre 1964 précitée ;
- VU le décret n° 72.302 du 19 avril 1972 relatif à la coordination des actions en mer des administrations de l'Etat ;
- VU le décret n° 73.218 du 23 février 1973 portant application des articles 2 et 6 (1er) de la loi n° 64.1245 du 16 décembre 1964 précitée et les arrêtés du 13 mai 1975 et du 20 novembre 1979 pris pour son application ;
- VU le décret n° 75.177 du 12 mars 1975 portant application des articles 6 (3^e), 9 et 23 de la loi n° 64.1245 du 16 septembre 1964 précitée et l'arrêté du 7 juillet 1983 pris pour son application ;
- VU le décret n° 87.154 du 27 février 1987 relatif à la coordination interministérielle et à l'organisation administrative dans le domaine de l'eau,
- VU la circulaire du 10 juin 1976 du Ministère de la Santé Publique et de la Sécurité Sociale relative à l'assainissement des agglomérations et à la protection sanitaire des milieux récepteurs ;
- VU la circulaire du 14 janvier 1977 relative à l'autorisation des déversements, écoulements, jets, dépôts et autres faits susceptibles d'altérer la qualité des eaux superficielles, souterraines et de la mer dans les limites territoriales ;
- VU la circulaire du 4 novembre 1980 relative aux conditions de détermination de la qualité minimale d'un rejet d'effluents urbains prise en application de l'article 12 de l'arrêté du 20 novembre 1979 fixant les conditions techniques générales auxquelles sont subordonnées les autorisations délivrées en application du décret n° 73.218 du 23 février 1973 ;
- VU l'avis du 2 novembre 1989 de Monsieur le Chef du Service Régional de l'Aménagement des Eaux d'Aquitaine ;
- VU l'avis du 7 novembre 1989 de Monsieur le Directeur des Services Fiscaux de la Gironde ;
- VU l'avis du 17 novembre 1989 de Monsieur le Délégué Régional à l'Architecture et à l'Environnement d'Aquitaine ;
- VU l'avis du 28 novembre 1989 de Monsieur le Directeur Régional de l'Industrie et de la Recherche d'Aquitaine ;
- VU l'avis du 29 novembre 1989 de Monsieur le Directeur Interrégional des Affaires Maritimes Charente-Poitou-Aquitaine ;
- VU l'avis du 4 décembre 1989 de Monsieur le Directeur Départemental des Affaires Sanitaires et Sociales de la Gironde ;
- VU l'avis du 28 décembre 1989 de Monsieur le Directeur Départemental de l'Équipement des Landes ;
- VU les résultats de l'enquête publique et les conclusions du Commissaire-Enquêteur du 12 décembre 1989 ;
- VU les avis des 8 février 1990 et 30 mai 1991 du Conseil Départemental d'Hygiène ;

.../...

VU l'avis du 27 juin 1990 de la Mission Déléguée de Bassin ;

VU l'avis du 27 novembre 1990 du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France ;

SUR proposition de l'Ingénieur en Chef du Service Maritime et de Navigation de la Gironde ;

A R R E T E

ARTICLE 1er - OBJET DE L'AUTORISATION

Est soumis aux conditions du présent arrêté, l'usage par le Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon des ouvrages de rejet en mer des effluents traités urbains en provenance des communes du Bassin d'Arcachon et industriels en provenance de l'usine de la Cellulose du Pin.

ARTICLE 2 - CONDITIONS TECHNIQUES IMPOSEES A L'ETABLISSEMENT DES OUVRAGES

Le dispositif de rejet est aménagé de manière à réduire au minimum la perturbation apportée par le déversement au milieu récepteur aux abords du point de rejet, compte tenu des utilisations de l'eau à proximité immédiate.

L'ouvrage comprend :

- une canalisation de 792 m de longueur et 1,50 m de diamètre établie avec une rampe constante 0,005 mpm, supportée par une estacade métallique ;

- une canalisation oblique de 1,20 m de diamètre munie de 2 diffuseurs de 0,45 m de diamètre à la cote - 5,50 m hydro.

ARTICLE 3 - BALISAGE

Le permissionnaire établit, entretient et fait fonctionner les installations de signalisation maritime prescrites par le Service Maritime et de Navigation.

Il fait parvenir dans les moindres délais les informations nautiques concernant ces installations à l'Ingénieur du Service Maritime et de Navigation.

Il ne doit mettre en oeuvre aucun équipement susceptible d'être confondu avec une marque de signalisation maritime ou de nuire à l'observation d'une telle marque par le navigateur.

ARTICLE 4 - CONDITIONS TECHNIQUES IMPOSEES AUX REJETS ET A L'USAGE DES
OUVRAGES

Les rejets doivent répondre aux conditions suivantes définies conformément aux dispositions de l'arrêté du 20 novembre 1979

FLUX

Flux de pollution qui ne peut être dépassé pendant aucune période de 24 heures:

Paramètre	24 heures
M.E.S.	8 800 kg
D.B.O.	25 000 kg

DEBIT

Débit moyen qui ne peut être dépassé pendant aucune période de :

Débit maxi instantané	2 heures	24 heures
12 000 m3/h	8 000 m3/h (16 000 m3/2h)	4 600 m3/h (110 000 m3/j)

CONCENTRATION

La concentration de l'effluent est inférieure ou égale à :

Paramètre	moyenne (24h)
M.E.S.	80 mg/l
D.B.O.	250 mg/l

Toutefois des dépassements ponctuels des valeurs de concentration pourront être admis dans la mesure où les flux restent inférieurs aux valeurs prescrites ci-dessus.

AUTRES PARAMETRES

La température doit être inférieure à 30°C.

Elle peut être relevée à 35°C pendant la période du 01 juin au 30 septembre.

Le pH doit être compris entre 5,5 et 9,5 dans le panache.

La couleur de l'effluent ne doit pas provoquer une coloration visible du milieu récepteur.

L'effluent ne doit pas contenir de substances capables d'entraîner la destruction du poisson après mélange avec les eaux réceptrices à 50 mètres du point de rejet.

.../...

Le permissionnaire pourra être invité par les agents de l'administration à modifier les débits et les temps de rejet dans certaines circonstances exceptionnelles; il ne pourra prétendre à indemnité de ce chef.

Le permissionnaire s'engage à supporter les frais de toutes modifications de ses installations résultant de l'exécution de travaux d'entretien ou d'aménagement du littoral. Il s'engage à supporter toutes les conséquences de quelque nature que ce soit de ces travaux sans pouvoir mettre en cause l'Etat, ni élever de ce chef aucune réclamation ou demander aucune indemnité sous quelque forme que ce soit

Il en sera de même en cas de modification des fonds marins qui ne serait pas provoquée par des ouvrages établis par l'Etat postérieurement au présent arrêté ou en cas de troubles ou d'arrêts de fonctionnement dus à la présence d'une épave.

Tout changement aux ouvrages susceptibles d'augmenter le débit instantané maximal du déversement devra faire l'objet d'une nouvelle réglementation.

Tout changement de fabrication ou toute modification de traitement des effluents ayant pour effet de modifier la composition de ceux-ci devra faire l'objet d'une nouvelle autorisation.

ARTICLE 5 - DUREE DE L'AUTORISATION

La présente autorisation viendra à expiration le 31 décembre 1999.

Elle cessera de plein droit, à cette date, si l'autorisation n'est pas renouvelée.

ARTICLE 6 - REDEVANCE

En application de l'article A.15 du Code du Domaine de l'Etat, l'occupation du Domaine public ne donne pas lieu à l'acquiescement d'une redevance.

Par ailleurs, le permissionnaire versera à la caisse du Receveur des Impôts le droit fixe prévu à l'article L.29 du même code.

ARTICLE 7 - FONDS DE CONCOURS

Sans objet.

ARTICLE 8 - EXECUTION DES TRAVAUX

Sans objet.

ARTICLE 9 - ENTRETIEN DES OUVRAGES

Le permissionnaire doit constamment entretenir en bon état et à ses frais exclusifs les terrains occupés ainsi que les installations qui doivent toujours être conformes aux conditions de l'autorisation.

Lorsque des travaux de réfection seront nécessaires, le permissionnaire prendra avis au moins 15 jours à l'avance auprès du Service Maritime et de Navigation.

ARTICLE 10 - REPARATION DES DOMMAGES CAUSES AU DOMAINE PUBLIC MARITIME

Aussitôt après l'achèvement des travaux d'entretien, le permissionnaire sera tenu d'enlever les dépôts de toute nature et de réparer immédiatement, en se conformant aux instructions qui lui seront données par les agents du Service Maritime et de Navigation, les dommages qui auraient pu être causés au domaine public ou à ses dépendances.

Les travaux effectués par le permissionnaire doivent être menés de manière à gêner le moins possible la navigation si elle existe et la circulation sur le domaine public maritime. A cet effet, il doit se conformer à toutes les instructions données par les agents de l'administration.

En cas d'inexécution et sans préjudice des poursuites pour contravention de grande voirie, il y sera pourvu d'office et à ses frais. Dans ce cas, le montant des dépenses engagées par l'administration, majoré de 15 p. 100 à titre de frais généraux, sera versé par le permissionnaire dans les caisses du trésor public au plus tard dans les quinze jours après l'ordre de reversement qui aura été établi à cet effet.

Les dispositions de l'alinéa qui précède sont applicables aux travaux d'entretien du domaine public mis à la charge du permissionnaire par l'article 9 ci-dessus.

ARTICLE 11 - CARACTERE DE L'AUTORISATION

L'autorisation est accordée à titre personnel, précaire et révocable sans indemnité.

Si, à quelque époque que ce soit, l'administration décidait dans un but d'intérêt général, du point de vue notamment de la navigation, de la pêche, de l'agriculture, du commerce, de l'industrie ou de la salubrité publique, de modifier d'une manière temporaire ou définitive l'usage des avantages concédés par le présent arrêté, le permissionnaire ne pourrait demander aucune justification ni réclamer aucune indemnité.

Toutefois, si ces dispositions venaient à modifier substantiellement les conditions de l'autorisation, elles ne pourraient être décidées qu'après l'accomplissement de formalités semblables à celles qui ont précédé le présent arrêté.

L'autorisation peut être révoquée soit à la demande du Directeur des Services Fiscaux chargé du domaine en cas d'inexécution des conditions financières, soit à la demande du Chef du Service Maritime et de Navigation en cas de cession irrégulière à un tiers, de modification de la destination de l'occupation ou d'inexécution des prescriptions du présent arrêté.

Le permissionnaire ne peut renoncer au bénéfice de l'autorisation avant la date fixée pour la révision des conditions financières de l'occupation.

Il est responsable :

1° Des accidents et dommages causés aux tiers et des avaries qui peuvent survenir aux bateaux ou navires et aux ouvrages publics du fait du déversement d'eaux usées par ses installations ou des travaux qu'il effectue ;

2° Des conséquences de l'occupation en cas de cession non autorisée des installations.

ARTICLE 12 - REMISE EN ETAT DES LIEUX

A l'expiration de la présente autorisation ainsi que dans tous les cas où elle viendrait à être rapportée ou révoquée, les lieux devront être remis dans leur état primitif.

An cas de non-exécution, il y serait pourvu d'office aux frais du permissionnaire, dans les conditions prévues au troisième alinéa de l'article 10 ci-dessus.

Le Chef du Service Maritime et de Navigation pourra cependant, s'il le juge utile, accepter le maintien partiel ou total des installations. Le permissionnaire devra dans ce cas faire abandon à l'Etat des installations concernées.

ARTICLE 13 - RESERVE DES DROITS DES TIERS

Les droits des tiers sont et demeurent expressément réservés.

ARTICLE 14 - RENOUVELLEMENT EVENTUEL DE L'AUTORISATION

Si le permissionnaire désire obtenir le renouvellement de son autorisation, il devra, au moins six mois avant la date d'expiration de l'autorisation fixée à l'article 5 du présent arrêté, en faire la demande, par écrit, à l'administration compétente en indiquant la durée pour laquelle il désire que l'autorisation soit renouvelée.

ARTICLE 15 - NOTIFICATION

En cas de changement de domicile et faute pour le permissionnaire d'avoir fait connaître son nouveau domicile, toutes les notifications lui seront valablement faites à la mairie de la commune du lieu de l'occupation.

ARTICLE 16 - CONTROLE DES INSTALLATIONS, DES EFFLUENTS ET DES EAUX RECEPTRICES

Le permissionnaire est tenu de se conformer à tous les règlements existants ou à intervenir relatifs à la police des eaux.

Les agents des services publics, notamment ceux du Service Maritime et de Navigation doivent constamment avoir libre accès aux installations autorisées.

Le permissionnaire doit sur leur réquisition mettre les fonctionnaires du contrôle à même de procéder à toutes les mesures de vérification et expériences utiles pour constater l'exécution du présent arrêté et leur fournir le personnel et les appareils nécessaires.

Un contrôle des effluents, effectué par des prélèvements dans ces derniers et dans les eaux réceptrices, est opéré en application des dispositions de l'article 16 du décret n° 73.218 du 23 février 1973 du décret n° 75.177 du 12 mars 1975 et de l'arrêté du 7 juillet 1983 pris pour l'application de ce dernier.

Ce contrôle s'effectue comme suit :

1° Conformément au programme ci-après

a) CONTROLE DE L'EFFLUENT :

- Le volume rejeté en mer sera la somme des volumes mesurés en continu :

- * au niveau de la dernière station de relevage,
- * au niveau de la sortie de la station d'épuration de Cazaux.

- Dans la chambre à l'enracinement de l'émissaire :

* Nature des analyses :

- . physico-chimiques : MES, DBO, DCO, température, pH, Pb, Hg
- . bactériologiques : coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux

+ AZOTE TOTAL NTK
et PHOSPHORE Total.

* Périodicité : mensuelle.

- Dans le panache de l'effluent :

* Nature des analyses :

- . bactériologiques : coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux

* Périodicité : mensuelle.

+ AZOTE TOTAL NTK
et PHOSPHORE Total.

b) SUIVI DU CHAMP PROCHE

* Localisation des points de prélèvements :

- . 2 points sur la plage, à 200 m et 400 m au Nord du wharf
- . 5 points sur la plage, au Sud, espacés de 200 m

* Nature des analyses :

- . physico-chimiques : chlorures, MES, température, oxygène dissous, pH, Hg, Pb, uniquement sur les 2 points 200 m au Nord et au Sud
- . bactériologiques : coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux

* Périodicité : trimestrielle, excepté pour la bactériologie en période estivale où la périodicité sera hebdomadaire.

c) SUIVI DU CHAMP LOINTAIN

* Localisation des points de prélèvements :

. à terre : Biscarrosse plage
Petit Nice
Cap Ferret La Torchère

*
. en mer : à 4 km au large des passes du Bassin d'Arcachon
(bouée d'atterrissage)
à 4 km au large de Biscarrosse
(emplacement de la bouée ZDN)

* Nature des analyses : mêmes analyses qu'en b)

* Périodicité : trimestrielle.

Le service chargé de la police des eaux littorales sera destinataire des résultats des contrôles objet du présent article tous les six mois, ainsi que d'un bilan annuel.

2° Hors programme, en tant que de besoin, par des vérifications inopinées supplémentaires notamment en cas de présomption d'infraction aux lois et règlements en vigueur ou de non-conformité aux dispositions de la présente autorisation.

Les analyses pourront concerner notamment la D.B.O., la D.C.O., les M.E.S., la température, les substances toxiques.

Les mesures doivent pouvoir être effectuées dans de bonnes conditions de précision.

L'accès aux points de mesure ou de prélèvement sur l'ouvrage d'évacuation doit être aménagé, notamment pour permettre l'amenée du matériel de mesure.

La prise des échantillons nécessaires des effluents et des eaux réceptrices, leurs analyses, dans les conditions prescrites par l'article 6.3° de la loi du 16 décembre 1964 et par les textes pris pour son application, sont à la charge du permissionnaire si ces vérifications sont effectuées dans le cadre du programme ci-dessus.

En outre, le pétitionnaire devra produire dans un délai d'un an à compter de la date de signature du présent arrêté les documents suivants :

- bilan depuis la mise en service,
- actualisation de l'étude courantologique,
- étude des risques bactériologiques.

ARTICLE 17 - IMPOTS

Le bénéficiaire de la présente autorisation supporte, seul, la charge de tous les impôts (entre autres, l'impôt foncier) auxquels sont actuellement ou pourraient éventuellement être assujettis les terrains, aménagements et installations quelles qu'en soient l'importance et la nature, qui seraient exploités en vertu du présent arrêté. Le permissionnaire fera, en outre, s'il y a lieu, et sous sa responsabilité la déclaration de constructions nouvelles prévue par le Code Général des Impôts.

ARTICLE 18 - PUBLICATION ET EXECUTION

M. le Secrétaire Général de la Préfecture de la Gironde, M. le Directeur des Services Fiscaux chargé du domaine, M. l'Ingénieur en Chef du Service Maritime et de Navigation de la Gironde sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution du présent arrêté qui sera notifié au permissionnaire par les soins de M. le Directeur des Services Fiscaux chargé du Domaine et publié au recueil des actes administratifs de la Préfecture.

A Bordeaux, le = 8 Aout 1991

LE PREFET,

POUR le Prefet.
Le Secrétaire Général.

Bernard PUYDUPIN

Annexe 2 : Données de contrôle du rejet de la papeterie de Facture-Biganos

CONTROLE DU REJET DE LA PAPETERIE DE FACTURE-BIGANOS

(données communiquées par SMURFIT-CELLULOSE DU PIN)

Date	pH	Cond μS/cm	NTK mg.l ⁻¹	DCO mg.l ⁻¹	Phénols mg.l ⁻¹	MES mg.l ⁻¹	DBO mg.l ⁻¹	Hg μg.l ⁻¹	Zn μg.l ⁻¹	Pb μg.l ⁻¹
13-01-94	8,65	1149		771	0,515	44	280	< 0,1	45	4
21-02-94	7,15	983		512	0,900	48	305	< 0,05	28	< 1
16-03-94	10,60	1970		583	0,630	122	282	< 0,05	42	2
28-04-94	7,30	815		386	0,655	40	224	< 0,05	18	1
17-05-94	7,35	790		389	0,640	39	152	< 0,05	26	1
15-06-94	8,85	1012		433	0,675	62	210	< 0,05	100	6
03-08-94	9,10	1128		461	0,590	50	207	0,15	6	3
31-08-94	8,15	1340		531	0,160	66	264	0,6	20	<1
22-09-94	8,20	1148		559	0,545	57	420	0,25	28	1
13-10-94	8,00	900	4,00	413	0,245	46	165	0,4	22	< 1
16-11-94	8,40	1175	5,70	834	0,460	43	356	0,25	18	1
15-12-94	8,30	1210	9,90	532	0,205	46	324	0,50	37	1
12-01-95	7,60	1058	8,00	503	0,200	57	180	0,4	25	1
20-02-95	7,65	835	18,10	595	0,560	177	189	0,40	62	1
14-03-95	7,35	1315	6,15	543	0,100	30	252	0,25	48	2
13-04-95	7,30	1310	5,80	559	0,135	45	234	< 0,05	30	3
17-05-95	9,70	1182	4,60	508	0,420	96	235	0,45	36	< 1

Nota :

La première partie du tableau -jusqu'à Juin 1994- comporte les mesures effectuées sur effluent décanté; la seconde partie, par suite du nouvel arrêté préfectoral, porte sur des mesures effectuées sur l'effluent brut, non décanté, ce qui explique que l'on y rencontre les maxima de DBO, DCO.

AUTOCONTROLES DU REJET DE LA PAPETERIE DE FACTURE-BIGANOS
(données communiquées par SMURFIT-CELLULOSE DU PIN)

Concentrations moyennes, flux et production annuelles

	Débit	pH	MES	Fibres	CaCO ₃	DCO	NTK	DBO	Papier produit	MES	DCO	DBO ₅	N (1)
	m ³ .h ⁻¹		Concentration en mg.l ⁻¹						10 ³ t	Flux en Kg.j ⁻¹			Kg.j ⁻¹
1988	2522	8,1	112	26	20	475	6,2	163	360	6 767	28 620	9 835	375
1989	2739	8,1	100	19	17	449	5,8	154	405	6 538	29 302	10 114	379
1990	2278	8,1	102	15	14	473	5,8	152	401	5 467	25 173	8 470	310
1991	2388	7,7	90	14	8	426	5,7	145	438	5 123	24 294	8 258	324
1992	2436	8,4	89	14	8	466	4,6	163	445	5 163	26 964	9 454	267
1993	2126	8,2	96	12	9	467	4,4	172	410	4 827	23 409	8 708	221
Moy	2210	8,3	90	12	9	434	5,2	169	475	4 754	22 741	8 884	275

Nota :

(1) Flux de N calculés par nos soins : $Q_{moy} * C_N$

On remarque que, entre 1988 et 1994, la production de papier a augmenté d'un tiers, le flux rejeté a **diminué** d'un tiers environ pour les MES et de plus d'un quart pour l'Azote.

CONTROLE EFFECTUE PAR L'AGENCE DE L'EAU ADOUR-GARONNE DU REJET DE LA PAPETERIE DE FACTURE

(données communiquées par SMURFIT-CELLULOSE DU PIN)

Lieu	Date	NTK	PT	Zn	Ni	Pb	Cd	Cu	Cr	As	Hg
		mg.l-1	mg.l-1	µg.l-1							
Ruisseau Lacatau	25/02 au 08/03/91(1)	0,5-3,1	0,07-0,11								
Rejet collecteur	25/02 au 08/03/91(1)	4,5-6,7	0,3-0,5								
Ruisseau Lacatau	06-08/07/92 (2)	0,8-1,6	0,4-0,8	15-30	10-15	7-10	0-0	20-60	10-20		
Rejet collecteur	06-08/07/92 (2)	5,6-6,7	0,3-1,1	40-50	40-55	2-4	1-1	10-20	10-10		
Ruisseau Lacatau	29/11-30/11 et 01/12/93 (2)	0,56-1,4	0,13-0,46	51-54	8-16	5-11	0-1	3-5	2-2	1-1	0-0
Rejet collecteur	29/11-30/11 et 01/12/93 (2)	4,48-5,04	0,51-0,57	61-63	30-36	2-6	2-2	3-3	41-53	1-2	0-0

(1) résultats mini-maxi d'analyses de 11 échantillons prélevés dans l'espace de temps précisé

(2) résultats d'analyses de deux échantillons prélevés dans l'espace de temps précisé

Nota :



Rejet normalement plus concentré que les eaux naturelles du ruisseau ; la différence de concentration traduit l'enrichissement consécutif au passage de l'eau par l'usine. Le rejet s'effectue dans le collecteur du SIBA

En gras, les concentrations en Pb et Cu du rejet qui apparaissent inférieures à celles des eaux naturelles (qui semblent, quant à elles, anormalement concentrées en Zn, Ni, Pb).

Se reporter aux valeurs rencontrées dans les cours d'eau *in* MARTIN et *al.* (1976).

Annexe 3 : Texte du décret du 2 octobre 1992 relatif à la mise sur le marché, à l'utilisation et à l'élimination de certaines substances et préparations dangereuses

Le ministre de l'agriculture et de la forêt,
LOUIS MERMAZ

Le ministre des affaires sociales et de l'intégration,

Pour le ministre et par délégation :
Le directeur de la sécurité sociale,
M. LAGRAVE

Arrêtés octroyant l'agrément aux groupements agricoles visés à l'article L. 612 du code de la santé publique

NOR : AGRG9201839A

Par arrêtés du ministre de l'agriculture et de la forêt en date du 26 août 1992, l'agrément visé par l'article L. 612 du code de la santé publique est octroyé aux groupements agricoles ci-après :

Superlim, route de Tranchepie, 87430 Verneuil-sur-Vienne ;

Section de défense sanitaire du groupement régional d'action sanitaire du Limousin, 13, rue Auguste-Comte, 87280 Limoges.

NOR : AGRG9201840A

Par arrêtés du ministre de l'agriculture et de la forêt en date du 18 septembre 1992, l'agrément visé par l'article L. 612 du code de la santé publique est octroyé aux groupements agricoles ci-après :

Groupement de défense sanitaire du cheptel du Nord-Caraïbe (G.D.S. Nord-Caraïbe), mairie, 97226 Morne-Vert ;

Coopérative d'élevage et d'insémination artificielle de la Martinique (C.E.I.A.M.), marché de gros, place d'Armes, 97232 Le Lamentin.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT

Décret n° 92-1074 du 2 octobre 1992 relatif à la mise sur le marché, à l'utilisation et à l'élimination de certaines substances et préparations dangereuses

NOR : ENVF9200018D

Le Premier ministre,

Sur le rapport du ministre de l'environnement,

Vu la directive n° 89-677 (C.E.E.) du 21 décembre 1989 du Conseil des communautés européennes portant huitième modification de la directive n° 76-769 (C.E.E.) du 27 septembre 1976 concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives des Etats membres relatives à la limitation de la mise sur le marché et de l'emploi de certaines substances et préparations dangereuses ;

Vu le code du travail, notamment les articles L. 231-6 et L. 231-7 ;

Vu le code de la santé publique, ensemble les arrêtés fixant la liste et les conditions d'étiquetage et d'emballage de substances et préparations dangereuses et vénéneuses ;

Vu la loi n° 75-633 du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux ;

Vu la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement, ensemble le décret n° 77-1133 du 21 septembre 1977 pris pour son application ;

Vu la loi n° 77-771 du 12 juillet 1977 sur le contrôle des produits chimiques, modifiée par la loi n° 82-905 du 21 octobre 1982, ensemble le décret n° 87-681 du 14 août 1987 pris pour son application ;

Vu la loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau ;

Vu le décret n° 86-188 du 6 février 1986 modifiant la Nomenclature des installations classées ;

Vu le décret n° 87-59 du 2 février 1987 relatif à la mise sur le marché, à l'utilisation et à l'élimination des polychlorobiphényles et polychloroterphényles ;

Vu les avis en date du 22 février 1990 et du 3 mai 1990 de la commission d'évaluation de l'écotoxicité des substances chimiques ;

Le Conseil d'Etat (section des travaux publics) entendu,

Décrète :

TITRE I^{er}

MISE SUR LE MARCHÉ ET UTILISATION DES PRODUITS ANTISALISSURES

Art. 1^{er}. - Sont considérés comme produits antisalissures, au sens du présent décret, les substances et préparations empêchant la salissure par micro-organismes, plantes ou animaux sur :

- les coques de navires ;
- les cages, flotteurs, filets, ainsi que tout autre appareillage, équipement ou ouvrage, utilisés en pisciculture, aquaculture et conchyliculture ;
- tout appareillage ou équipement totalement ou partiellement immergé.

Art. 2. - Il est interdit de mettre sur le marché, de détenir en vue de la vente, de céder à titre onéreux ou gratuit ou d'utiliser des produits antisalissures contenant des composés organostanniques.

Il est seulement fait exception à cette interdiction lorsque les produits ci-dessus mentionnés sont destinés à être utilisés par des entreprises de construction, de réparation et d'entretien de navires pour la protection des coques de navires d'une longueur hors tout supérieure à 25 mètres.

Art. 3. - Les produits antisalissures contenant des composés organostanniques ne peuvent être mis sur le marché pour être cédés aux entreprises mentionnées à l'article 2 ci-dessus que dans des emballages de capacité égale ou supérieure à vingt litres.

Art. 4. - Un arrêté du ministre chargé de l'environnement détermine les mentions qui doivent être portées sur l'emballage des produits antisalissures, notamment les prescriptions concernant l'interdiction ou la limitation de leur emploi ou toute information appropriée en fonction des réglementations en vigueur.

Art. 5. - Les entreprises qui fabriquent, importent, cèdent à titre onéreux ou gratuit ou utilisent des produits antisalissures contenant des composés organostanniques tiennent à la disposition de l'administration, pour être présentées sur toute réquisition de l'autorité compétente, les statistiques des quantités fabriquées, importées, commercialisées ou utilisées ; ces données sont conservées pendant cinq ans.

Art. 6. - Il est interdit de mettre sur le marché, détenir en vue de la vente, céder à titre onéreux ou gratuit, acquérir ou utiliser des produits antisalissures contenant des composés de mercure, de l'arsenic, du pentachlorophénol et ses dérivés, de l'heptachlore, de l'hexachlorobenzène, du camphechlore, du DDT et de l'hexachlorocyclohexane.

TITRE II

MISE SUR LE MARCHÉ ET UTILISATION DE CERTAINES SUBSTANCES ET PRÉPARATIONS AINSI QUE DES PRODUITS DE PROTECTION DES BOIS ET DES PRODUITS DESTINÉS À LUTTER CONTRE LES INSECTES XYLOPHAGES

Art. 7. - Sous réserve des dérogations prévues aux articles 8 et 9 du présent décret, il est interdit de mettre sur le marché, de détenir en vue de la vente, de céder à titre onéreux ou gratuit ou d'utiliser en l'état ou dans des préparations, du chlorodane, de l'heptachlore, de l'hexachlorocyclohexane contenant moins de 99 p. 100 d'isomère gamma, du HHDN ou aldrine, de l'HEOD ou dieldrine et de l'endrine.

Art. 8. - Par dérogation aux dispositions de l'article 7 ci-dessus et pour une durée de dix-huit mois à compter de la date de publication du présent décret, ne sont pas soumises à l'interdiction posée par cet article, l'aldrine et les préparations contenant cette substance lorsque ces produits sont destinés à être utilisés pour la protection du bois dans des installations déclarées ou autorisées au titre de la rubrique 81 *quater* de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement.

Les mentions qui doivent être posées sur l'emballage des produits mentionnés à l'alinéa précédent, et notamment les prescriptions concernant l'interdiction ou la limitation de leur emploi ou toute autre information appropriée en fonction des réglementations en vigueur sont déterminées par arrêté du ministre chargé de l'environnement.

Art. 9. - Par dérogation aux dispositions de l'article 7 ci-dessus et pendant une durée de vingt-quatre mois à compter de la date de publication du présent décret, ne sont pas soumises à l'interdiction posée à cet article les spécialités commerciales à base d'aldrine ou de dieldrine lorsqu'elles sont destinées au traitement termiticide des maçonneries et des sols autour des constructions et à la condition, en outre, qu'il en soit seulement fait usage en dehors des périmètres de protection des captages d'eau minérale et des captages d'eau destinés à l'alimentation publique tels qu'ils sont définis par les actes déclarant ces captages d'intérêt public ou d'utilité publique en application, respectivement, des dispositions des articles L. 736 et L. 20 du code de la santé publique.

L'utilisateur des spécialités mentionnées à l'alinéa ci-dessus avise, sept jours au moins avant son intervention, le préfet du département dans lequel se situent les sols et les fondations à traiter, du lieu de l'opération projetée, de la nature des spécialités à employer et d'une estimation des quantités de produit à mettre en œuvre ; il notifie, en outre, au préfet, dans un délai de quinze jours après son intervention, la déclaration des quantités de produits effectivement utilisées.

Art. 10. - En cas de démolition des constructions, les bois et matériaux atteints par les termites et autres insectes xylophages sont brûlés sur place ou traités avant tout transport, si leur destruction par incinération se révèle impossible, de manière à éviter le maintien ou l'extension des foyers de termites ou d'insectes xylophages.

La personne ou l'entreprise qui a procédé à ces opérations avise le préfet des modalités et des conditions de leur exécution.

Art. 11. - A l'expiration des périodes transitoires prévues aux articles 8 et 9 ci-dessus, les produits visés par ces mêmes articles et détenus en stock sont considérés comme des déchets et éliminés conformément aux dispositions de la loi du 15 juillet 1975 susvisée relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux.

Art. 12. - Pendant une période de vingt-quatre mois courant à compter de la date de publication du présent décret, les entreprises qui importent, cèdent à titre onéreux ou gratuit de l'aldrine, de la dieldrine ou des préparations contenant ces substances déclarent à échéance semestrielle au ministre chargé de l'environnement les quantités de ces substances cédées ou importées.

Art. 13. - Il est interdit de mettre sur le marché, détenir en vue de la vente, céder à titre onéreux ou gratuit, acquérir ou utiliser des produits de protection du bois contenant des composés du mercure et des composés de l'arsenic.

Art. 14. - Par dérogation aux dispositions de l'article 13 ci-dessus, ne sont pas soumis à l'interdiction posée par cet article :

- les solutions de sels inorganiques du type CCA (cuivre, chrome, arsenic) lorsqu'elles sont destinées à être utilisées dans les installations déclarées ou autorisées au titre de la rubrique 81 *quater* de la nomenclature des installations classées qui mettent en œuvre des procédés sous vide ou par imprégnation sous pression ;
- et les sels à base de dinitrophénol-fluorure-arsenic, lorsque ces produits sont destinés à être utilisés pour le traitement *in situ* des poteaux en bois supportant des lignes aériennes électriques ou téléphoniques.

Les entreprises qui utilisent les produits susmentionnés destinés au traitement des poteaux en bois tiennent à la disposition de l'administration, pour être présentés sur toute réquisition de l'autorité compétente, les renseignements relatifs aux quantités de produits utilisés et aux zones d'utilisation.

TITRE III

EMPLOI DES PRODUITS DE TRAITEMENT DES EAUX INDUSTRIELLES

Art. 15. - Il est interdit d'utiliser des composés organostanniques, des composés du mercure et des composés de l'arsenic pour le traitement des eaux industrielles, indépendamment de leur usage.

TITRE IV

EMPLOI DU MERCURE POUR L'IMPRÉGNATION DES TEXTILES LOURDS INDUSTRIELS ET DES FILS DESTINÉS À LEUR FABRICATION

Art. 16. - Il est interdit d'utiliser des composés du mercure pour l'imprégnation des textiles lourds industriels et des fils destinés à leur fabrication.

TITRE V

MISE SUR LE MARCHÉ ET EMPLOI DU DI-n-OXO-DI-n-BUTYLSTANNIOHYDROXYBORANE (DBB)

Art. 17. - Il est interdit de mettre sur le marché et d'utiliser des préparations contenant du di-u-oxo-di-n-butylstanniohydroxyborane (DBB) (CAS n° 75113-37-0) à une concentration égale ou supérieure à 0,1 p. 100.

Par dérogation, cette interdiction ne s'applique pas à l'usage du DBB comme intermédiaire de fabrication, lorsque la concentration du DBB dans les produits finis est inférieure ou égale à 0,1 p. 100.

TITRE VI

MISE SUR LE MARCHÉ ET EMPLOI DES POLYCHLOROBIPHÉNYLES OU DES POLYCHLOROTERPHÉNYLES (PCB)

Art. 18. - Dans l'article 1^{er} du décret n° 87-59 du 2 février 1987 relatif à la mise sur le marché, à l'utilisation et à l'élimination des polychlorobiphényles et polychloroterphényles, la valeur de 0,01 p. 100 en masse est remplacée par la valeur de 0,005 p. 100 en masse.

TITRE VII

DISPOSITIONS FINALES

Art. 19. - Les décrets n° 85-233 du 12 février 1985 et n° 87-181 du 10 mars 1987 relatifs à l'utilisation des peintures marines antisalissures sont abrogés.

Art. 20. - Le ministre de l'économie et des finances, le ministre du budget, le ministre de l'environnement, le ministre de l'équipement, du logement et des transports, le ministre de l'industrie et du commerce extérieur, le ministre du travail, de l'emploi et de la formation professionnelle, le ministre de la santé et de l'action humanitaire, le ministre délégué au commerce et à l'artisanat, le secrétaire d'Etat aux droits des femmes et à la consommation et le secrétaire d'Etat à la mer sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution du présent décret, qui sera publié au *Journal officiel* de la République française.

Fait à Paris, le 2 octobre 1992.

PIERRE BÉRÉGOVOY

Par le Premier ministre :

Le ministre de l'environnement,
SÉGOLÈNE ROYAL

Le ministre de l'économie et des finances,
MICHEL SAPIN

Le ministre du budget,
MICHEL CHARASSE

*Le ministre de l'équipement, du logement
et des transports,*
JEAN-LOUIS BIANCO

Le ministre de l'industrie et du commerce extérieur,
DOMINIQUE STRAUSS-KAHN

*Le ministre du travail, de l'emploi
et de la formation professionnelle,*
MARTINE AUBRY

Le ministre de la santé et de l'action humanitaire,
BERNARD KOUCHNER

Le ministre délégué au commerce et à l'artisanat,
JEAN-MARIE RAUSCH

*Le secrétaire d'Etat aux droits des femmes
et à la consommation,*
VÉRONIQUE NEIERTZ

Le secrétaire d'Etat à la mer,
CHARLES JOSSELIN

**Arrêté du 2 octobre 1992 relatif aux conditions
d'étiquetage des produits de traitement des bois**

NOR ENVP9250128A

Le ministre de l'environnement,

Vu la loi n° 77-771 du 12 juillet 1977 modifiée sur le contrôle des produits chimiques, ensemble son décret d'application n° 85-217 du 13 février 1985 sur le contrôle des produits chimiques ;

Vu le décret n° 92-1074 du 2 octobre 1992 relatif à la mise sur le marché, à l'utilisation et à l'élimination de certaines substances et préparations dangereuses,

« Arrête :

Art. 1^{er}. - Sans préjudice des dispositions existantes en matière d'étiquetage, notamment celles de l'arrêté du 28 mars 1989 fixant les conditions de classement, d'étiquetage et d'emballage des préparations pesticides, les mentions suivantes sont portées en caractères très apparents et indélébiles sur les emballages de l'aldrine et des préparations en contenant :

« Utilisation autorisée uniquement :

« - dans les installations classées pour la protection de l'environnement (rubrique 81 *quater*) jusqu'au... (1) ;

« - pour la lutte contre les insectes xylophages jusqu'au... (2), après déclaration à la préfecture. »

Art. 2. - Les dispositions du présent arrêté sont applicables à partir du 1^{er} juin 1992.

Art. 3. - Le directeur de l'eau et le directeur de la prévention des pollutions et des risques sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution du présent arrêté, qui sera publié au *Journal officiel* de la République française.

Fait à Paris, le 2 octobre 1992.

SÉGOLÈNE ROYAL

(1) Dix-huit mois après la date de parution du décret n° 92-1074 du 2 octobre 1992.

(2) Vingt-quatre mois après la date de parution du décret n° 92-1074 du 2 octobre 1992.

**Arrêté du 2 octobre 1992 relatif aux conditions
d'étiquetage des produits antialissures**

NOR ENVP9250128A

Le ministre de l'environnement,

Vu la loi n° 77-771 du 12 juillet 1977 modifiée sur le contrôle des produits chimiques, ensemble son décret d'application n° 85-217 du 13 février 1985 sur le contrôle des produits chimiques ;

Vu le décret n° 92-1074 du 2 octobre 1992 relatif à la mise sur le marché, à l'utilisation et à l'élimination de certaines substances et préparations dangereuses,

« Arrête :

Art. 1^{er}. - Sans préjudice des dispositions existantes en matière d'étiquetage, notamment celles de l'arrêté du 28 mars 1989 fixant les conditions de classement, d'étiquetage et d'emballage des préparations pesticides, l'étiquetage des produits antialissures contenant des composés organostanniques comporte en caractères très apparents et indélébiles les mentions :

« Ne pas utiliser sur les bateaux de longueur hors tout inférieure à 25 mètres ainsi que sur tout appareillage, équipement ou ouvrage totalement ou partiellement immergé ;

« Réservé aux utilisateurs professionnels. »

En outre, l'identification du distributeur final figure sur l'emballage de tels produits.

Art. 2. - Les dispositions du présent arrêté sont applicables à partir du 1^{er} juin 1992.

Art. 3. - Le directeur de l'eau et le directeur de la prévention des pollutions et des risques sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution du présent arrêté, qui sera publié au *Journal officiel* de la République française.

Fait à Paris, le 2 octobre 1992.

SÉGOLÈNE ROYAL

**MINISTÈRE DE L'ÉQUIPEMENT, DU LOGEMENT
ET DES TRANSPORTS**

**Arrêté du 4 août 1992 portant création d'une région
de contrôle terminale à Genève (partie française)**

NOR : PRM9201156A

Le délégué à l'espace aérien,

Vu le code de l'aviation civile, et notamment les articles D. 131-1 à D. 131-10 et leurs annexes ;

Vu le décret n° 71-1007 du 17 décembre 1971, complété par le décret n° 73-895 du 12 septembre 1973, relatif à l'organisation de l'espace aérien ;

Vu l'arrêté du 2 janvier 1989 relatif à la définition des espaces aériens dans lesquels sont assurés des services de la circulation aérienne,

« Arrête :

Art. 1^{er}. - Il est créé sur le territoire français une partie de la région de contrôle terminale (TMA) de Genève.

Art. 2. - Les limites en plan et en altitude de cette région de contrôle terminale, qui comprend quatre parties, sont définies ci-après :

I. - Partie 1 : classe C

a) Limites latérales : ligne brisée joignant les points :

46° 26' 30" N, 006° 29' 00" E - 46° 21' 40" N, 006° 33' 36" E

46° 17' 42" N, 006° 26' 04" E - 46° 09' 38" N, 006° 23' 19" E

45° 55' 43" N, 005° 54' 37" E - Arc de cercle de 9 NM (16,7 km) de rayon centré sur le point : 46° 03' 00" N, 005° 47' 00" E et reliant les points :

45° 55' 43" N, 005° 54' 37" E et 45° 54' 13" N, 005° 45' 18" E, puis :

46° 03' 36" N, 005° 43' 47" E - 46° 20' 13" N, 006° 03' 51" E

46° 21' 09" N, 006° 01' 25" E - 46° 24' 00" N, 006° 07' 00" E

puis frontière franco-suisse jusqu'au point : 46° 26' 30" N, 006° 29' 00" E.

b) Limites verticales : la plus élevée des deux valeurs suivantes : 3 500 pieds (1 070 mètres) par rapport au niveau moyen de la mer et/ou 1 000 pieds (300 mètres) par rapport à la surface au niveau de vol 195 (5 950 mètres).

II. - Partie 2 : classe C

a) Limites latérales :

46° 27' 30" N, 006° 37' 30" E - 46° 25' 01" N, 006° 40' 00" E

46° 21' 40" N, 006° 33' 36" E - 46° 26' 30" N, 006° 29' 00" E

puis frontière franco-suisse jusqu'au point : 46° 27' 30" N, 006° 37' 30" E.

b) Limites verticales : la plus élevée des deux valeurs suivantes : 5 500 pieds (1 700 mètres) par rapport au niveau moyen de la mer et/ou 1 000 pieds (300 mètres) par rapport à la surface au niveau de vol 195 (5 950 mètres).

III. - Partie 3 : classe C

a) Limites latérales :

46° 21' 09" N, 006° 01' 25" E - 46° 20' 13" N, 006° 03' 51" E

46° 03' 36" N, 005° 43' 47" E - 45° 54' 13" N, 005° 45' 18" E

Arc de cercle de 9 NM (16,7 km) de rayon centré sur le point : 46° 03' 00" N, 005° 47' 00" E, et reliant les points : 45° 54' 13" N, 005° 45' 18" E et 46° 10' 17" N, 005° 39' 22" E

46° 21' 09" N, 006° 01' 25" E.

b) Limites verticales : de 6 000 pieds (1 800 mètres) par rapport au niveau moyen de la mer au niveau de vol 195 (5 950 mètres).

Partie 3 : classe E

a) Limites latérales : identiques à partie 3 : classe C.

b) Limites verticales : de 2 000 pieds (600 mètres) par rapport à la surface à 6 000 pieds (1 800 mètres) par rapport au niveau moyen de la mer.

Annexe 4 : Contrôles du champ éloigné du rejet de La Salie (données communiquées par la DDASS)

Concentrations dans l'eau

Date	Heure	Station	T° C eau	mg/l		µg.l ⁻¹			Coli. totaux	n/100 ml		
				Cl	MES	Hg	Pb	Zn		Coli. thermo- tolérants	Coli. fécaux	Strept. fécaux
23/01/89	10.30	Cap Ferret	13			< 0,05	2	7	4		< 3	< 3
23/01/89	10.00	Biscarrosse	9,5			< 0,05	2	3	93		93	4
23/01/89	10.30	Wharf	10			< 0,05	2	2	9		< 3	< 3
23/01/89	10.50	Petit Nice	10			< 0,05	2	2	4		< 3	< 3
23/01/89	16.20	Bouée Att.	12,5			< 0,05	1	3	< 3		< 3	< 3
23/01/89	16.40	Bouée Zdn	12,5			< 0,05	1	<	23		9	< 3
21/03/89	11.30	Cap Ferret				< 0,05	3	11	4		< 3	< 3
12/06/89	11.00	Wharf	18			< 0,05	1	5	< 3	< 3	< 3	< 3
06/89	10.30	Cap Ferret	17			< 0,05	1	2	< 3	< 3	< 3	< 3
13/06/89	15.00	Bouée Att.				< 0,05	1	2	< 3	< 3	< 3	< 3
13/06/89	16.00	Bouée Zdn				< 0,05	1	21	< 3	< 3	< 3	< 3
11/12/89	10.00	Pyla meller	11			< 0,05	<	3	93	75	15	3
11/12/89	10.30	La Lagune	11			< 0,05	1	5	75	75	23	4
11/12/89	11.15	Biscarrosse	11			< 0,05	1	3	< 3	< 3	< 3	< 3
12/11/90	09.30	Biscarrosse	15						< 3	< 3	< 3	< 3
12/11/90	10.15	La Lagune	15						< 3	< 3	< 3	< 3
12/11/90	11.00	Pyla Meller	16						4	4	< 3	< 3
03/06/91	10.00	Biscarrosse				< 0,05	1	1	15	15	15	9
03/06/91	10.30	La Lagune				< 0,05	1	1	23	9	4	< 3
03/06/91	11.00	Pyla Meller				< 0,05	2,5	3	230	23	23	7
24/02/92	10.30	Biscarrosse	9			0,15	1	3	23	23	23	21
24/02/92	10.50	La Lagune	9	-	-	0,15	1	3	< 3	< 3	< 3	< 3
24/02/92	11.15	Pyla Meller	9	-	-	0,05	<	2	< 3	< 3	< 3	< 3
04/03/92	17.00	Bouée Att.				< 0,05	2	4	< 3	< 3	< 3	< 3
04/03/92	17.30	Bouée Sifl.				< 0,05	1	2	< 3	< 3	< 3	< 3
16/11/92	10 00	Biscarrosse	13	20,69	9	0,25	2	-	230	93	93	93
16/11/92	10 30	Petit-Nice	13	20,69	7	< 0,05	1	-	43	23	23	23
16/11/92	11 30	Cap-Ferret	13	19,45	60	< 0,05	3	-	4	4	< 3	< 3
16/03/93	10 40	Biscarrosse	12,5	20,94	6	0,1	1,5	-	< 3	< 3	< 3	< 3
16/03/93	11 30	Petit-Nice	12,5	21,12	6	< 0,05	1	-	3	< 3	< 3	< 3
16/03/93	14 00	Cap-Ferret	13	19,70	5	0,1	1,5	-	< 3	-	< 3	< 3
14/06/93	11 45	Cap-Ferret	17	19,88	16	0,1	2	-	< 3	< 3	< 3	< 3
06/12/93	11 30	Cap-Ferret	13	19,88	21	0,1	2	-	3	3	3	< 3
07/03/94	11 25	Cap-Ferret	12,5	19,34	82	< 0,05	3	-	< 3	< 3	< 3	< 3
30/03/94	12 30	Biscarrosse	13	19,70	14	< 0,05	1	-	4	< 3	< 3	< 3
30/03/94	13 20	Petit-Nice	13	19,52	14	0,2	1	-	< 3	< 3	< 3	< 3
21/06/94	12 15	Cap-Ferret	17,5	20,94	13	< 0,05	1	-	4	4	< 3	< 3
22/06/94	11 00	Biscarrosse	18	20,23	5	< 0,05	1	-	< 3	< 3	< 3	< 3
22/06/94	11 50	Petit-Nice	18	19,52	8	< 0,05	<1	-	4	4	4	< 3
20/09/94	11 15	Cap-Ferret	17	19,20	4	< 0,05	<1	-	43	< 3	< 3	< 3

Annexe 5 : Contrôle du champ proche du rejet de La Salie (données communiquées par le SIBA)

Date	Heure	Station à 200 m du Wharf	T° C eau	mg/l		µg.l ⁻¹			n/100 ml			
				Cl	MES	Hg	Pb	Zn	Coli. totaux	Coli. thermo- tolérants	Colif. fécaux	Strept. fécaux
25/02/92	11 h 45	Nord	11						4	4	< 3	9
25/02/92	11 h 20	Sud	11						930	930	930	230
19/05/92	11 h 20	Nord	15						43	4	< 3	7
19/05/92	11 h 05	Sud	15						9	9	9	15
29/06/92	11 h 45	Nord	21	19,70	0,4	0,05	1	-				
29/06/92	12 h 10	Sud	22	19,38	0,4	0,17	< 1	-				
17/08/92	12 h 30	Nord	19	19,90	4	0,2	5	-				
17/08/92	12 h 10	Sud	19	19,90	2	0,5	6	-				
09/09/92	11 h 00	Sud	19	19,88	11	0,2	3	-	2 300	930	930	93
09/09/92	11 h 25	Nord	19	19,88	63	0,4	2,5	-	930	930	930	75
15/12/92	11 h 10	Sud	-	19,48	14	0,1	2	-	4 600	230	230	230
15/12/92	11 h 40	Nord	14	19,34	17	< 0,05	3	-	930	150	75	230

BIBLIOGRAPHIE - Tome 2 -

BIBLIOGRAPHIE du TOME II

ACHARD-STABLO C., 1994. Conséquence sur la santé de la consommation des coquillages de pêche à pied dans le Bassin d'Arcachon en période estivale. Mémoire DESS Eau-santé-Environnement, Univ. Bordeaux II, 54 p + annexes.

AGENCE DE BASSIN ADOUR-GARONNE, 1983. Carte de la Qualité des Eaux et des Cours d'Eau. Ministère de l'Environnement.

AGENCE DE L'EAU ADOUR-GARONNE, 1990. Mémento statistique. Publication périodique, 64 p.

AGENCE DE L'EAU ADOUR-GARONNE, 1992. Critères d'appréciation globale de la qualité de l'eau. *Revue de l'Agence de l'Eau*, **55**, 22.

ALLEN G.P. et al., 1974. Environnement et processus sédimentaires sur le littoral Nord-Aquitain. *Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, **15**, 3-183.

ALLER R.C., YINGST J.Y., 1985. Effects of the marine deposit-feeders *Heteromastus filiformis* (Polychaeta), *Macoma balthica* (Bivalvia) and *Tellina texana* (Bivalvia) on averaged sedimentary solute transport, reaction rates, and microbial distribution. *J. mar. res.*, **43**, 615-645.

ALZIEU Cl., 1970. Nocivité des effluents de papeterie en milieu marin - Leur dégradation spontanée. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **34** (3), 327-341.

ALZIEU Cl., 1986. TBT detrimental effects on oyster culture in France : Evolution since antifouling paint regulation. I.E.E.E. Oceans "86 Conference Proceeding" September 23-25, 1130-1134.

ALZIEU Cl., 1989. L'étain et les organoétains en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie. Rapports Scientifiques et Techniques de l'IFREMER, **17**, 93 p.

ALZIEU Cl., HERAL M., DRENO J.P., 1989. Les peintures marines antisalissures et leur impact sur l'ostréiculture. *Equinoxe*, **24**, 22-31.

ALZIEU Cl., HERAL M., THIBAUD Y., DARDIGNAC M.J., FEUILLET M., 1981. Influence des peintures antisalissures à base d'organostanniques sur la calcification de la coquille de l'huître *Crassostrea gigas*. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **45** (2), 101-116.

ALZIEU Cl., SANJUAN J., DELTREIL J.P., BOREL M., 1986. Tin contamination in Arcachon Bay : Effects on oyster shell anomalies. *Reports, Mar. Pollut. Bull.*, **17** (11), 494-498.

ALZIEU Cl., SANJUAN J., MICHEL P., BOREL M., DRENO J.P., 1989. Monitoring and assessment of butyltins in atlantic coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.*, **20** (1), 22-26.

ALZIEU Cl., THIBAUD Y., HERAL M., BOUTIER B., 1980. Evaluation des risques dus à l'emploi des peintures antisalissures dans les zones conchylicoles. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **44** (4), 301-348.

AMANIEU M., 1966. Recherches écologiques sur les faunes des plages abritées et les étangs saumâtres du Bassin d'Arcachon. Thèse Doctorat Etat, Univ. Bordeaux, 270 p.

- AMANIEU M.**, 1969. Recherches écologiques sur les faunes des plages abritées du Bassin d'Arcachon. *Helgoländer Wiss. Meeresunters*, **19**, 455-557.
- AMBATSIAN P.**, 1983. Faciès et séquences d'un corps sableux en domaine deltaïque soumis à l'influence de la marée : le chenal de Touze (Bassin d'Arcachon). Mémoire D.E.A., I.G.B.A., Univ. Bordeaux I.
- AMINOT A., CHAUSSEPIED M.**, 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, BNDO/Documentation Brest, 395 p.
- AMINOT A., GUILLAUD J.F.**, 1990. Apports en matière organique et en sels nutritifs par les stations d'épuration. Actes Coll. 11, Mer et Rejets Urbains, Bendor, 13-15 Juin 1990, 11-26.
- ANDERSEN F.O., KRISTENSEN E.**, 1991. Effects of burrowing macrofauna on organic matter decomposition in coastal marine sediments. *Symp. zool. Soc. Lond.*, **63**, 69-88.
- ANONYME**, 1979. Le contrôle de la pollution du Bassin d'Arcachon par la mesure du carbone organique dissous. Année 1978. Laboratoire Municipal de Bordeaux. Rapport 11 p + annexes.
- ANONYME**, 1990. Les apports au milieu marin. *Equinoxe*, **32**, 32-37.
- ARZUL-GUEGUEN G.**, 1974. Essai de détermination de la répartition des détergents anioniques dans les eaux du Bassin d'Arcachon. Thèse de Docteur Sciences Biologiques, mention Océanographie physique, Univ. Bordeaux I, 45 p + annexes.
- ASTIE H., BELLEGARDE R., MOUSSIE**, 1971. Evaluations des ressources en eau de la région du Bassin d'Arcachon (Gironde). B.R.G.M. -Service Géologique Régional d'Aquitaine, Rapport 71 SGN 105 AQL, 159 p. + annexes.
- ASTRUC M.**, 1991. Evaluation de l'ampleur de la contamination des sédiments du Bassin d'Arcachon par le tributylétain. Conseil Général de la Gironde, Univ. Pau, Labo. de Chimie analytique, rapport de contrat 9 p + annexes.
- AUBY I.**, 1982. Etude de la teneur en chlorophylle phytoplanctonique dans le Bassin d'Arcachon. Mémoire DEA Biologie et physiologie animale, IUBM, Univ. Bordeaux I, 36 p + annexes.
- AUBY I.**, 1991. Contribution à l'étude des herbiers de *Zostera noltii* dans le Bassin d'Arcachon : Dynamique, production et dégradation, macrofaune associée. Thèse Doctorat, Univ. Bordeaux I, 234 p.
- AUBY I., CASTEL J., ESCARAVAGE V., ETCHEBER H., GARCIA M., LABOURG P.-J., RELEXANS J.C., SALINERES J.B.**, 1987. Composition et évolution de la matière organique à l'interface eau-sédiment de zone ostréicoles et d'herbiers à *Zostera noltii* dans le Bassin d'Arcachon. G.I.S. Ressources vivantes Région Atlantique sud-Vilaine, compte-rendu du contrat n°855080580; 23 p.
- AUBY I., MANAUD F., MAURER D., TRUT G.**, 1994. Etude de la prolifération des algues vertes dans le Bassin d'Arcachon. IFREMER-CEMAGREF-SSA-SABARC, rapport d'étude pour le SIBA, 163 p + 12 annexes.
- BA M., CAUCHETIER B., COUR Ph., ROSSI S., TOURNEUX F.**, 1990. Evaluation de l'Usage du Sol dans le secteur du Bassin d'Arcachon par télédétection. IAURIF-UNISFERE-CNES-STU-/DDE-GIRONDE, 87 p.

- BALADES J.D.**, 1982. Approche de la mise en évidence de l'impact de l'assainissement individuel sur la qualité des nappes à proximité du littoral - Application au Bassin d'Arcachon. Rapport DDE-Gironde, CETE Bordeaux, Division DTCEN, 35 p + annexes.
- BALLAND P., TORRE M.**, 1974. Pollution marine de la Côte Aquitaine : Etude de la diffusion en mer au niveau de La Salie. CTGREF Bordeaux, Sect. Qualité des Eaux pour Comité Technique de l'Eau, rapport avril-juillet 74, 123 p.
- BARREAU J.J.**, 1989. Bibliographie alphabétique et thématique du Domaine de Certes. Programme de Recherche sur l'aquaculture extensive en marais côtiers. CEMAGREF-IUBM, Association Girondine pour l'Exploitation et le Développement des Ressources Aquatiques. Rapport, 30 p.
- BEBIN J.**, 1976. Origines des pollutions azotées dans les eaux superficielles et les eaux usées. Développements récents des procédés permettant l'élimination de ces nuisances. *T.S.M. L'eau*, 8-9, 347-361.
- BERTHOIS L.**, 1965. Remarques sur les propriétés physico-chimiques des eaux marines dans le Golfe de Gascogne en mai 1964. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 24 (4), 383-392.
- BOISSEAU J., LASSERRE P.**, 1975, 1978. Contrôle de la production biologique marine dans un écosystème lagunaire aménagé. 1975 - 1978. Programme coordonné Ecotron sur le site d'Arcachon (Aquitaine-France).
- BONJOUR D.**, 1985. Origine et Dynamique de la Matière Organique dans le Bassin d'Arcachon. Mémoire DESS-Océanologie, IGBA, Univ. Bordeaux I, 96 p.
- BONJOUR D., CARRUESCO C.**, 1986. Origine et dynamique de la matière organique dans la Baie d'Arcachon. Apports autochtones et allochtones. Essai de Bilan. *Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, 39, 73-83.
- BORNEUF D.**, 1968. Etude hydrogéologique et géochimique de la nappe phréatique à l'Est du Bassin d'Arcachon. Thèse 3ème cycle Univ. Bordeaux I, 96 p.
- BOUCHET J.M.**, 1962. Etude préliminaire des conditions physiques et sédimentologiques d'un chenal du Bassin d'Arcachon (Courbey). *Bull. Soc. Océan. Monaco*, 1233, 19 p.
- BOUCHET J.M.**, 1968. Etude océanographique des chenaux du Bassin d'Arcachon. Thèse Doct. es-Sci., Univ. Bordeaux I, 306 p.
- BOUCHET J.M.**, 1974. Evolution, hydrologie, écologie du Bassin d'Arcachon. *Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, 15, 15-29.
- BOUCHET J.M.**, 1979. Plateau continental Sud-Gascogne-Biosédimentologie - Distribution des sédiments superficiels. Carte, 2 feuilles, format A1, projection Lambert, échelle 1/250 000.
- BOUCHET J.M.**, 1984. Etude d'impact des travaux de dragage des bancs de sable du chenal de grand Piquey sur l'environnement sédimentaire biologique et hydrologique. Rapport Institut Universitaire de Biologie Marine, Univ. Bordeaux I, 20 p + planches.
- BOUCHET J.M.**, 1986. Variations hydrologiques pluriannuelles dans le bassin d'Arcachon d'après les données de températures et de salinités relevées depuis 1971. IFREMER - DERO/EL. Rapport 2 fascicules, texte 17 p + planches 43 p.

BOUCHET J.M., 1992. Stratifications, fronts halins dans une lagune mésotidale (Bassin d'Arcachon - France). *Actes 3ème Coll. Int. Océan. Golfe de Gascogne*, Arcachon, 7-9 avril 1992, 33-39.

BOUCHET J.M., BACHELET G., CORNET M., LISSALDE J.P., SORBE J.C., 1982. Etude de l'impact d'un émissaire en mer à La Salie (au sud des passes du Bassin d'Arcachon). Inst. Univ. Biol. mar, Univ. Bordeaux I, Contrat CNEEXO 796006. Rapport 86 p + 36 cartes et annexes.

BOUCHET J.M., BACHELET G., CORNET M., LISSALDE J.P., SORBE J.C., AMOUREUX L., 1983. Evolution des peuplements des fonds côtiers au large du Bassin d'Arcachon. *Ocean. Acta*, Actes 17ème Symp. Europ. de Biol. Marine, Brest 27 sept.-1er oct 1982, 39-43.

BOUCHET J.M., CORNET M., 1976. Etude biosédimentaire au large de La Salie et de l'entrée du Bassin d'Arcachon. Rapport Inst. Univ. de Biol. Mar., Univ. Bordeaux I, 76 p.

BOURGUES S., 1992. Contribution à l'étude de la dégradation de l'algue verte *Ulvaria obscura* (Kützinger). Rôle des bactéries anaérobies hétérotrophes (Bactéries sulfato-réductrices et fermentatives). Mémoire D.E.A., Université Bordeaux I, 31 p.

BOUTIER B., CHIFFOLEAU J.F., 1986. La contamination par le Cadmium en Gironde et son extension sur le plateau continental. Rapport IFREMER DERO-86-12-MR, 27 p + 28 fig.

C.E.R.A.F.E.R., 1972. Rapport sur l'étude effectuée conjointement par l'Institut du Pin et le CERAFER concernant les rejets en mer d'effluents de papeterie. Contrat de recherches, Université de Bordeaux, Ministère de l'agriculture. Rapport 27 p.

C.E.T.E., 1978. Etude de la Qualité des Eaux du Bassin d'Arcachon. SIBA, CETE Bordeaux, LCHF-IGN-Lab. Munic. Bx, Mars 1978, rapport 75 p.

C.E.T.E., 1978. Rapport préliminaire sur l'étude de la pollution du Bassin d'Arcachon. Rapport Ministère Equipement, CETE, 29 p + annexes.

C.I.P.O.M., 1976. Bassin d'Arcachon - Rapport d'activité de la Cellule pour l'année 1975. Service Maritime de la Gironde, Cellule Départementale d'Intervention contre la Pollution Marine, rapport 22 p + 6 annexes dont carte 1/25 000ème.

C.I.P.O.M., 1977. Bassin d'Arcachon - Rapport d'activité de la Cellule pour l'année 1976. S.M.G. - C.I.P.O.M., rapport 24 p + 3 notes particulières et 8 annexes.

C.I.P.O.M., 1978. Bassin d'Arcachon - Rapport d'activité de la Cellule pour l'année 1977. S.M.G. - C.I.P.O.M., rapport 29 p + 3 notes particulières et 6 annexes.

C.I.P.O.M., 1980. Bassin d'Arcachon - Rapport d'activité de la Cellule pour l'année 1979. S.M.G. - C.I.P.O.M., rapport 39 p + 3 notes particulières.

CARBONEL P., 1980. Les Ostracodes et leur intérêt dans la définition des écosystèmes estuariens et de plateforme continentale. Essais d'application à des domaines anciens. *Mém. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, 11, 350 p.

CARRUESCO C., 1989. Génèse et évolution de trois lagunes du littoral atlantique depuis l'holocène : Oualidia - Moulay Bou Salham (Maroc) et Arcachon (France). Thèse de Doctorat d'Etat, Univ. Bordeaux I, tomes I et II, 485 p + annexes.

CARRUESCO C., ALVINERIE J., 1990. Le Bassin d'Arcachon. Environnement lagunaire de la Côte Landaise en constante évolution. Actes Coll. Soc. Hist. Arch. Arcachon, Oct. 1990, 47-68.

CARRUESCO C., LABOURG P.J., LAPAQUELLERIE Y., PRUNIER D., 1982. Impact of zinc and tin in the intertidal environment of a lagoon ecosystem : the Arcachon bay (France). Intern. Symp. on Utilisation of coastal ecosystems Rio Grande R.S., Brazil. *Atlantica*, **5**, 23-24.

CARRUESCO C., LABOURG P.J., LAPAQUELLERIE Y., PRUNIER D., 1986. Impact des métaux lourds sur un environnement lagunaire: le Bassin d'Arcachon. *Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, **39**, 85-93.

CARRUESCO C., LAPAQUELLERIE Y., 1983. Preferential mineral and organic support of certain elements within two types of environment model in Arcachon Bay. Proc. Int. Conf. Heavy Metals in the Environment, Heidelberg, **2**, 1041-1044.

CARRUESCO C., LAPAQUELLERIE Y., 1985. Heavy metal pollution in the Arcachon Basin (France) : Bonding States. *Mar. Pollut. Bull.*, **12**, 493-497.

CASTAING P., PHILIPPS I., WEBER O., 1981. Processus hydrodynamiques en bordure des plateaux continentaux : effets de la turbulence et des remontées d'eau sur les sédiments. *C.R. Acad. Sc.*, Paris, **292** (22), 1481-1484.

CATHELAIN M., MARCHANDISE P., 1986. De la pollution des eaux. *T.S.M. l'Eau*, **2**, 97-103.

CHURCHILL J.H., 1985. Intrusions of outer shelf and slope water within the nearshore zone of Long Island, New York. *Limnol. Oceanogr.*, **30** (5), 972-986.

CLAISSE D., ALZIEU Cl., 1993. Copper Contamination as a result of antifouling paint regulations? *Mar. Pollut. Bull.*, **26** (7), 395-397.

CLAISSE D., JOANNY M., QUINTIN J.Y., 1992. Le réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO). *Analysis Magazine*, **20** (6), 19-22.

COOPER C.F., 1969. Nutrient output from managed forests. *In Eutrophication Proceedings of a symposium Nat. Acad. of Science.* Washington D.C., 446-463.

COSSA D., 1994. Le mercure en milieu marin : le cas du littoral français dans le contexte d'une contamination à l'échelle planétaire. *Equinoxe*, **47-48**, 48-52.

COSSA D., AUGER D., AVERTY B., LUCON M., MASSELIN P., NOEL J., SANJUAN J., 1989. Atlas des niveaux de concentration en métaux, métalloïdes et composés organochlorés dans les produits de la pêche côtière française. IFREMER. Département Milieu et Ressources. DERO-89-10-MR.

COSSA D., ELBAZ-POULICHET F., GNASSIA-BARELLI M., ROMEO M., 1993. Le plomb en milieu marin - Biogéochimie et écotoxicologie. *Repères Océan*, **3**, 76 p.

COSSA D., NOEL J., 1987. Concentrations of mercury in near shore surface waters of the Bay of Biscay and in the Gironde estuary. *Mar. Chem.*, **20**, 386-396.

COSSA D., THIBAUD Y., ROMEO M., GNASSIA-BARELLI M., 1990. Le mercure en milieu marin - Biogéochimie et écotoxicologie. Rapports Scientifiques et Techniques de l'IFREMER, **19**, 130 p.

- D.D.A.S.S.**, 1980. Bibliographie sommaire sur la qualité des eaux du Bassin d'Arcachon. DDASS-Serv. Docum. Avril 1980, 27 p.
- D.D.A.S.S.-33**, 1982. Les Pesticides. Recherche de produits phytosanitaires. Campagnes de prélèvements des 29 mars, 1er juin, 21 et 23 juin 1982. Rapport d'analyses, 8 p + annexes.
- D.D.E.**, 1992. Schéma Directeur du Bassin d'Arcachon.. Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon. Rapport 83 p. + annexes 55p.
- D.I.R.E.N.**, 1993. Etude Hydrobiologique de la Leyre. Rapport DIREN S/02/93/08, 26 p.
- DEBYSER J.**, 1957. La sédimentation dans le bassin d'Arcachon. *Bull. Cent. Rech. Sci. Biarritz*, T 1, Fasc. 3 : 405-418.
- DELTREIL J.P.**, 1968. Incidence des apports d'eau douce par la Leyre sur l'hydrologie de la zone Sud-Est du Bassin d'Arcachon. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **32** : 397-408.
- DELTREIL J.P.**, 1969. Observation sur les sols ostréicoles du Bassin d'Arcachon. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **33** (3) : 343-349.
- DOWNING J.A., McCAULEY E.**, 1992. The nitrogen : phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **37** (5) : 936-945.
- DUCHAUFOUR Ph.**, 1965. Précis de pédologie, Masson Ed., 481 p.
- DUMON J-C.**, 1978. Caractéristiques de quelques profils pédologiques de la Grande Lande. *Bull. Inst. Géol. Bassin Aquitaine*, **24**, 147-178.
- DUMON J.C.**, 1986. Environnement pédologique du Bassin d'Arcachon et des lacs landais : éléments majeurs, mineurs et traces des podzols des landes de Gascogne et du Médoc. Données préliminaires. *Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, Bordeaux, **39**, 117-134.
- DUPRE M.**, 1986. Assainissement en zone littorale. Colloque Comité Scientifique "Milieu marin". *Océanis*, **12** (6), 383-585.
- DURAND F., CASTAING P.**, 1992. Relations entre structure thermique et floraisons phytoplanctoniques dans les eaux du Golfe de Gascogne. *Actes 3ème Coll. Int. Ocean. Golfe de Gascogne*, Arcachon, 7-9 avril 1992 : 19-24.
- DURIN M.** (1992). Etude de la dégradation de *Zostera noltii* (Hornem.) dans les sédiments du Bassin d'Arcachon. DEA Université Bordeaux I, 30 p.
- E.R.E.A.**, 1995. Table ronde sur le thème de la plaisance. C.R.R, union de Commission SMVM "Tourisme-Loisirs-Plaisance" du 14 fév. 1995, note 15 p.
- ETCHEBER H., RELEXANS J-C.**, 1983. Nature et répartition de la matière organique particulaire sur le plateau continental au large de l'estuaire de la Gironde. *Ann. Inst. Oceanogr.*, **59** (1), 5-19.
- FAUGERE J.G., SALINERES J.B., CHAURIAL B.**, 1980. Contrôle de la qualité des eaux du Bassin d'Arcachon par la mesure du carbone organique dissous. Année 1979. Laboratoire Municipal de Bordeaux, rapport 8 p.
- FAUGERE J.G., SALINERES J.B., VIGNEAUX M., CARRUESCO C., BARBIER J.M., FERAL A., VILLEROT M.**, 1981. Baie d'Arcachon. Etude du cycle du zinc. Rapport S.M.N.G., L.M.B., I.G.B.A., 80 p + annexes.

FAUGERE J.G., 1977. Le contrôle de la pollution du Bassin d'Arcachon par la mesure du carbone organique total. Comité Technique restreint de Lutte contre la Pollution du Bassin d'Arcachon, Laboratoire Municipal de Bordeaux.

FAUGERE J.G., 1979. Le contrôle de la pollution du Bassin d'Arcachon par la mesure du carbone organique dissous. Année 1978. Rapport Laboratoire Municipal de Bordeaux, 11 p + annexes.

FERAL A., 1988. Bassin d'Arcachon. Etudes préalables à des travaux de dragage et d'aménagement. Système deltaïque de l'Eyre. SIBA - Port Autonome de Bordeaux, Direction de l'Aménagement et de l'Environnement, Rapport n°1, 87 p + annexes et cartes bathy. 1/15000..

FERAL A., 1988. Bassin d'Arcachon. Etudes préalables à des travaux de dragage et d'aménagement. Amont Chenal de Piquey - Aval Chenal d'Arès. SIBA - Port Autonome de Bordeaux, Direction de l'Aménagement et de l'Environnement, Rapport n° 2, 56 p + annexes et cartes bathy. 1/10000 (sondages de juin 1987-février 1988).

FERNANDEZ-CASTRO N., HIS E., CANTIN C., 1995. Contamination par le tributylétain (TBT) du Bassin d'Arcachon évaluée à l'aide d'un indicateur biologique : l'imposex chez *Ocenebra erinacea*, Mollusque gastéropode. Poster, XXI Coll. Union Océan. France. Cherbourg, 6-8 décembre 1995.

FLINT R.W., KALKE R.D., 1986. Biological enhancement of estuarine benthic community. *Mar. ecol. progr. ser.*, **31**, 23-33.

FROIDEFOND J.M., 1970. Morphologie des différents systèmes dunaires du littoral arcachonnais. Etude morphologique, sédimentologique et géochimique de paléosols de la Grande Dune du Pilat (Gironde). Mémoire D.E.S., Univ. Bordeaux I, 44 p + 58 fig. et 4 cartes h.t.

FRUCHAUD B., 1975. Etude Hydrologique et variations saisonnières dans le Proche Atlantique en 1972. *Rapport Sci. et Tech. CNEXO-COB*, **20**, 44 p.

FRUCHAUD B., 1976. Etude hydrologique des variations saisonnières dans le proche atlantique en 1973. *Rapp. Sci. et Techn. CNEXO-COB*, **26**.

FURNESTIN J., 1962. Salinité des eaux dans le Bassin d'Arcachon. *Cult. Mar. Riv. Fr.*, **58** (8).

GALGANI F., BURGEOT T., BOCQUENE G., VINCENT F., LEAUTE J.P., LABASTIE J., FOREST A., GUICHET R., 1995. Distribution and abundance of debris on the continental shelf of the Bay of Biscay and in Seine Bay. *Mar. Poll. Bull.*, **30** (1), 58-62.

GARBAYE G., 1981. Etude de la pollution d'une baie atlantique. Laboratoire Municipal de Bordeaux, rapport 109 p.

GARRIGUES Ph., PARLANTI E., BELLOCQ J., 1993. Détermination des composés aromatiques sur le proche plateau continental aquitain. *Actes du IIIème Coll. Intern. "Océanographie du Golfe de Gascogne"*, 97-101.

GOULEAU D., 1987. Etude de la mise à sec des marais endigués aquacoles. Contrat GIS Sud Vilaine 85/5080581. Rapport Laboratoire de Géologie Marine, Univ. Nantes, 45 p.

GOULEAU D., JOUANNEAU J.M., WEBER O., 1992. Apports en sels nutritifs d'une vasière de plate-forme. Comparaison avec les flux issus de l'estuaire de la Gironde. *Actes 3ème Coll. Int. Océan. Golfe de Gascogne*, Arcachon, 7-9 avril 1992, 47-52.

GUILLAUD J.F., 1991. Etude préalable au réaménagement de la station d'épuration de Morlaix (SIVOM de Morlaix-St Martin des Champs). IFREMER-DROEL, rapport 91-03. 54 p.

GUILLAUD J.F., AMINOT A., 1990. Devenir des éléments nutritifs en zone littorale. IFREMER. Actes Coll.11, Mer et Rejets Urbains, Bendor, 13-15 Juin 1990, 27-34.

GUILLOCHEAU N., 1988. Répartition spatio-temporelle du phytoplancton du Bassin d'Arcachon. Thèse Doctorat Université, Université Aix-Marseille II, 156 p.

HAURE J., 1994. Approche de la capacité trophique dans un bassin ostréicole (Baie de Borgneuf). Mémoire Diplôme de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes, 103 p.

HAUTREUX A., 1909. Bassin d'Arcachon et région côtière des Landes. Températures et densités. *Bull. Stat. Biol. Arcachon*, **12**, 277-290.

HERAL M., BERTHOME J.P., POLANCO TORRES E., ALZIEU Cl., DESLOU-PAOLI J.M., RAZET D., GARNIER J., 1981. Anomalies de croissance de la coquille de *Crassostrea gigas* dans le bassin de Marennes-Oléron. Bilan de trois années d'observation. CIEM, CM 1981/K, 31.

HERVE C., 1992. Méthodes usuelles de l'analyse bactériologique des coquillages. IFREMER, DEL/MIC Nantes, rapport 26 p + annexes.

HILL A.E., SIMPSON J.H., 1989. On the interaction of thermal and haline fronts : The Islay front revisited. *Estuar. Coast. Shelf Sc.*, **28**, 495-405.

HIS E., MAURER D., ROBERT R., 1983. Estimation de la teneur en acétate de tributyle-tain dans l'eau de mer par une méthode biologique. *J. moll. Stud., Suppl.*, **12A**, 60-68.

HIS E., ROBERT R., 1980. Action d'un sel organo-métallique, l'acétate de tributyle-tain sur les oeufs et les larves D de *Crassostrea gigas* (Thunberg). CIEM, Com. Mar. 1980/F/27, 6 p.

HIS E., ROBERT R., 1981. Effects of copper chloride on the eggs and D larvae of *Crassostrea gigas* (Thunberg). Preliminary results. *Cons. int. Explor. Mer, Mariculture Commitee*, C.M. 1981/F:43, 14 p.

HIS E., ROBERT R., 1982. Le danger des traitements par le sulfate de cuivre en zone conchylicole : toxicité vis-à-vis des oeufs et des jeunes larves de *C. gigas*. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **42** (2), 117-125.

HIS E., ROBERT R., 1983. Développement des véligères de *Crassostrea gigas* dans le Bassin d'Arcachon. Etudes sur les mortalités larvaires. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **47** (1-2), 63-88.

HIS E., ROBERT R., 1986. Utilisation des jeunes stades larvaires de *Crassostrea gigas* en écotoxicologie marine. *Haliotis*, **15**, 301-308.

HIS E., ROBERT R., 1987. Comparative effects of two antifouling paints on the oyster *Crassostrea gigas*. *Mar. Biol.*, **95** (1), 83-86.

HIS E., ROBERT R., 1987. Impact des facteurs anthropiques sur le recrutement de l'huître. *Océanis*, **13** (3), 317-335.

HIS E., ROBERT R., MAURER D., 1986. Observations complémentaires sur les causes possibles d'anomalies de la reproduction de *Crassostrea gigas* (Thunberg) dans le Bassin d'Arcachon. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **48** (1-2), 45-54.

HIS E., SEAMAN M.N.L., 1993. Effects of twelve pesticides on larvae of oysters (*Crassostrea gigas*) and on two species of unicellular marine algae (*Isochrysis galbana* and *Chaetoceros calcitrans*). *Inter. Counc. Explor. Sea*, CM/1993:E, **22**, 8 p.

HIS E., SEAMAN M.N.L., BEIRAS R., (1997). A simplification of the bivalve embryogenesis and larval development bioassay method for water quality assessment. *Wat. Res.*, **31**(2), 351-355.

HYLLEBERG J., HENRIKSEN K. (1980). The central role of bioturbation in sediment mineralization and element re-cycling. *Ophelia*, **suppl 1**, 1-16.

I.E.E.B., 1994. Qualité physicochimique des eaux du Bassin. Note IEEB pour la Commission SMVM "Eau et Milieu Naturel" du 24 juin 1994, 10 p.

I.E.E.B., 1995. Etudes complémentaires sur la connaissance des teneurs en certains composés organiques ou inorganiques dans le Bassin d'Arcachon. Note IEEB à la Commission SMVM "Eau et Milieu Naturel" du 1er juin 1995, 8 p.

I.E.E.B., 1996. Dragage du Port d'Audenge (2ème et 3ème trimestres 1995) - Etude des conséquences sur la contamination par les sels de tributylétain. Note pour le Service Maritime de la Navigation de la Gironde, 5 p + 3 figures et 3 tableaux.

I.F.R.E.M.E.R., 1993. Qualité du milieu marin littoral. IFREMER, Direction Environnement et Aménagement Littoral, 241 p.

I.G.B.A., 1978. Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin : deuxième semestre 1978, point d'appui n° 16 - Bassin d'Arcachon. I.G.B.A., Univ. Bordeaux I, 11 p.

JAY D.A., 1991. Estuarine salt conservation : a Lagrangian approach. *Estuar. Coast. Shelf Sc.*, **32**, 547-565.

JUTTNER F., BACKHAUS D., MATTHIAS U., ESSERS U., GREINER R., MAHR B., 1995. Emissions of two and four stroke outboard engines - II. Impact on water quality. *Wat. Res.*, **29** (8), 1983-1987.

KRISTENSEN E., BLACKBURN T.H., 1987. The fate of organic carbon and nitrogen in experimental marine sediment systems : influence of bioturbation and anoxia. *J. Mar. Res.*, **45**, 231-257.

L.C.H.F., 1973. Etude hydraulique du Bassin d'Arcachon. Mission d'observation complémentaire en nature. Rapport général.M.I.A.C.A.. Rapport Mars 1973, 90 p + annexes.

L.M.B., 1979. Le contrôle de la pollution du Bassin d'Arcachon par la mesure du carbone organique dissous. Année 1978. Rapport 11p + annexes.

LABOURG P.J., 1969. Contribution à l'étude écologique des réservoirs à poissons de la région d'Arcachon. Thèse 3ème Cycle, Univ. Bordeaux I, 108 p.

LABOURG P.J., 1975. Contribution à l'hydrologie des étangs saumâtres de la région d'Arcachon : description des phénomènes d'eaux blanches. *Bull. Stat. Biol. d'Arcachon*, **5** (1-3), 1-8.

LABOURG P.J., 1982. Répartition de l'étain et du zinc au sein des communautés benthiques intertidales proches du port de plaisance d'Arcachon (Gironde). Ministère de l'Environnement. convention de recherche n° 81060. Rapport 30 p + figures.

LABOURG P.J., 1985. Contribution à l'étude écologique des réservoirs à poissons de la région d'Arcachon. Ecologie et utilisation des zones humides du Bassin d'Arcachon. Actes de Colloque, Le Teich 1985, 5-27.

LABRID C., 1969. L'ostréiculture et le Bassin d'Arcachon. Perspectives et avenir. Feret et Fils Ed. Bordeaux, 215 p.

LAMOURE J., BALADES J.D., 1979. Suivi de la qualité des eaux du Bassin d'Arcachon. C.E.T.E. Bordeaux. Rapport 26 p + annexes.

LAPAQUELLERIE Y., LATOUCHE C., MAILLET N., DUMON J.C., CARRUESCO C., 1992. Evolution du Pb, Zn, Cu, Ni et As dans le Bassin d'Arcachon (France). Impact de la biomasse végétale sur la géochimie d'un environnement lagunaire. *J. Mar. Syst.*, **3** (1-2), 389-396.

LAPLANA R., BILLY F., BEUFFE H., FLEURANCEAU J., 1993. Localisation, quantification et dynamique des apports de nutriments au Bassin d'Arcachon. Rapport CEMAGREF, étude 66, 86 p.

LATOUCHE C., PARRA M., 1970. Contribution à la connaissance des caractéristiques géochimiques des vases récentes et sub-actuelles du Golfe de Gascogne. *Bull. Inst. Géol. Bassin Aquitain*, **9**, 167-185.

LE CAMPION J., 1966. Contribution à l'étude des Foraminifères du Bassin d'Arcachon. Thèse 3ème Cycle, Univ. Aix-Marseille II (Océanographie), 254 p.

LE CORRE P., TREGUER P., 1976. Caractéristiques chimiques et planctoniques du Golfe de Gascogne. CNEXO, Campagnes Mer, 288 p.

LE DANTEC J., 1960. Observations complémentaires sur les conditions de milieu du Bassin d'Arcachon. *Rapport P.V. réunion Cons. perm. int. Explor. Mer*, 28 p.

LE DANTEC J., 1963. L'ostréiculture dans le Bassin d'Arcachon et ses rapports avec les variations du milieu. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **27** (2), 203-210.

LE DANTEC J., 1968. Ecologie et reproduction de l'huître portugaise *Crassostrea angulata* Lamarck dans le bassin d'Arcachon et sur la rive gauche de la Gironde. Thèse Doct. Univ. Bordeaux, in *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **32** (3), 237-362.

LE NINDRE Y.M., DUTARTRE Ph., 1993. Découverte du Bassin d'Arcachon par la télédétection spatiale.. B.R.G.M., Document n° 215, 110 p.

LEGENDRE R., 1909. Recherches sur les variations de température, de densité et de teneur en oxygène de l'eau de la côte à Arcachon. *Bull. Stat. Biol. d'Arcachon*, **12**, 95-123.

LEGENDRE R., 1910. Recherches physico-chimiques sur l'eau de la côte à Arcachon. *Bull. Inst. Océan. Monaco*, 158 p.

- LOUBERSAC L.**, 1982. Pollution par macrodéchets du littoral français - Méthodologie - Etat de référence. Min. Environ.-COB, rapport 1, 95 p.
- MANEUX E.**, 1993. Etude du cycle bio-géochimique de quelques éléments traces dans une lagune mésotidale, le Bassin d'Arcachon. Mémoire DEA EOAP, Univ. Bordeaux I, URA CNRS 197, 31 p + annexes.
- MANEUX E.**, 1994. Bilan des apports géochimiques au Bassin d'Arcachon : Etude des flux de sels nutritifs et d'éléments-traces dans un système lagunaire; contribution des précipitations directes et de la nappe phréatique. 1ère année de Thèse : résultats et avancement, 7 p.
- MANLEY-BENDALL M.**, 1927. Remarques sur quelques points d'océanographie concernant le Bassin d'Arcachon. Orléans 1927.
- MARCHAND M., ABARNOU A., MARCAILLOU-LEBAUT C.**, 1990. Les polychlorobiphényles (PCB) en milieu marin - Biogéochimie et écotoxicologie. Rapports Scientifiques et Techniques de l'IFREMER, **18**, 162 p.
- MARTIN J.M., MEYBECK M., SALVADORI F., THOMAS A.**, 1976. Pollution chimique des estuaires : Etat actuel des connaissances. C.N.E.X.O., série Rapports Scientifiques et Techniques, **22**, 287 p.
- MAURER D.**, 1989. Approche des relations entre la croissance de l'huître creuse *Crassostrea gigas* et le milieu dans le Bassin d'Arcachon. IFREMER - DRV, rapport interne DRV-89.034-RA/arcachon, 33 p.
- MAURER D., HERAL M., HIS E., RAZET D.**, 1985. Influence d'une peinture antisalissure à base de sels organo-métalliques de l'étain sur le captage en milieu naturel de l'huître *Crassostrea gigas*. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **47** (3), 241-250.
- MAUVAIS J.L.**, 1988. La qualité des eaux côtières... De quoi s'agit-il? Comment lutter contre la pollution? *Equinoxe*, **23**, 4-7.
- MICHEL P.**, 1993. L'arsenic en milieu marin - Biogéochimie et écotoxicologie. *Repères Océan*, **4**, 62 p.
- MICHEL P., AVERTY B.**, 1996. Bilan 1992 de la contamination des côtes françaises par les composés organostanniques. Rapport Interne IFREMER. DEL/96.06/Nantes, 12 p.
- MIOSSEC L.**, 1990. Mise en place d'un réseau de surveillance microbiologique du littoral français. Rapport Interne IFREMER, RIDRV-90.03-CSRU/Nantes, 100 p.
- MISSION SCIENTIFIQUE**, 1984. Rapport final de la Mission Scientifique chargée d'étudier les problèmes de l'ostréiculture dans le Bassin d'Arcachon, 10 p.
- MONNIOT F., GIANNESINI P.J., OUDOT J., RICHARD M.L.**, 1986. Ascidiées : "salissures" marines et indicateurs biologiques (métaux, hydrocarbures). *Bull. Mus. Nat. Hist. Nat.*, **8** (2), 215-245.
- MOUSSIE B.**, 1973. L'exploitation des eaux souterraines en domaine littoral : exemples des côtes du Bassin Aquitain. *Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, **14**, 199-231.
- MOUSSIE B., MOUSSIE C.L.**, 1969. Etude hydrogéologique des nappes d'eau du tertiaire de la bordure littorale du Bassin d'Arcachon (Presqu'île du Cap-Ferret). *Bull. B.R.G.M.*, **3** (1), 44-55.
- NISBET M., VERNEAUX J.**, 1970. Composantes chimiques des eaux courantes : discussion et propositions de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annales*

de *Limnologie*, 6 (2), 161-190.

OH J.K., 1978. Contribution à l'étude sédimentologique du delta de la Leyre (Bassin d'Arcachon), France. Thèse de 3^{ème} cycle, Univ. Bordeaux I, 193 p.

PARRA M., 1971. Contribution à la connaissance des caractéristiques géochimiques des vases récentes ou sub-actuelles du Golfe de Gascogne. Thèse de 3^o cycle, Univ. de Bordeaux I.

PIERARD C., 1995. Détermination des composés polychlorobiphényles dans l'environnement sédimentaire marin et estuarien. Thèse de Doctorat, Univ. Bordeaux I, 226 p.

PINCNEY J., DUSTAN P., 1990. Ebb-tidal fronts in Charleston harbour, South Carolina : Physical and biological characteristics. *Estuaries*, 134 (1), 1-7.

PIRIOU N., 1986. Interprétation de quelques résultats de la campagne Intersite III (Sept. 1985). IFREMER-DERO-EL, Rapport de Stage de Maîtrise, 43 p.

R.N.O., 1981. Synthèse des travaux de surveillance 1975-1979 du Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin. CNEXO - Centre Océanologique de Bretagne. Brest, 358 p.

R.N.O., 1988. Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin. Dix années de surveillance 1974-1984. Document Technique, Vol. III : Polluants organiques, IFREMER et Secrétariat d'Etat auprès du Premier Ministre chargé de l'Environnement, 208 p.

R.N.O., 1988. Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin. Dix années de surveillance 1974-1984. Document Technique, Vol. IV : Mercure et Cadmium, IFREMER et Secrétariat d'Etat auprès du Premier Ministre chargé de l'Environnement, 127 p.

R.N.O., 1995. Surveillance du milieu marin. Travaux du RNO. Edition 1995, 32 p.

REDFIELD A.C., 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. In James Johnstone Memorial Volume, R.J. Daniel Ed., University Press, Liverpool, 176-192.

RIMMELIN P., 1995. Estimation de la teneur en azote et en phosphore inorganiques des eaux souterraines et des eaux pluviales qui alimentent le Bassin d'Arcachon. Mémoire DEA, DGO, URA-CNRS 197, Univ. Bordeaux I, 30 p.

ROBBE D., 1989. Stratégie d'évaluation - Echelle spatio temporelle - Relation entre les sites d'immersion et les zones de sédimentation. In Actes du Séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragages, Nantes, 27 nov.-1er déc. 1989, 335-352.

ROBERT R., GUILLOCHEAU N., 1987. Evolution spatio-temporelle des paramètres hydrobiologiques dans le bassin d'Arcachon (juillet 1984 - juillet 1985). Rapport IFREMER D.R.V. 87.001-RA/ ARCACHON, 28 p + figures.

ROBERT R., GUILLOCHEAU N., COLLOS Y., 1987. Hydrobiological parameters during an annual cycle in the Arcachon Basin. *Mar. Biol.*, 95 (4), 631-640.

ROBERT R., HIS E., 1981. Action de l'acétate de tributylétain sur les oeufs et les larves D de deux mollusques d'intérêt commercial *Crassostrea gigas* (Thunberg) et *Mytilus galloprovincialis* (Lmk). *CIEM, Com. Mar.* 1981/F:42, 16p.

ROBERT R., HIS E., 1985. Combined effects of salinity and cadmium chloride upon embryos of larvae of the japanese oyster, *Crassostrea gigas*. *Mar. environ. Res.*, 15, 303-312.

ROBERT R., HIS E., MAURER D., 1986. Toxicité d'un désherbant, l'atrazine-simazine, sur les jeunes stades larvaires de *Crassostrea gigas* et sur deux algues fourrages, *Isochrysis aff. galbana* et *Chaetoceros calcitrans*. *Haliotis*, **15**, 319-325.

RUDLOFF L., 1991. Chimigation - Etat des lieux, mise en oeuvre et perspectives. Mémoire de fin d'études. E. N. I. T. A. Dijon, 69 p.

RYSGAARD S., RISGAARD-PETERSEN, SLOTH N.P., 1996. Nitrification, dénitrification and nitrate ammonification in sediments of two coastal lagoons in Southern France. *Hydrobiologia*, **329**, 133-141.

S.H.O.M., 1962. Observations hydrologiques des bâtiments de la Marine Nationale : a) Navire hydrographique "Amiral Mouchez" (Golfe de Gascogne). *Cahiers Océanogr.*, **3**, 187-190.

S.H.O.M., 1971. Conditions hydrologiques du Golfe de Gascogne. Rapport EPSHOM/E/OC, 448.

S.I.B.A., 1983. Les pesticides. Recherches de produits phytosanitaires. Campagne de prélèvements du 31 mai 1983, 5 p.

S.I.B.A., 1989. Demande de régularisation du rejet de La Salie. Dossier SIBA, 46 p + annexes.

S.I.B.A., 1995. L'assainissement du Bassin d'Arcachon - Bilan de l'état sanitaire des eaux de baignade après 25 années de travaux. Note SIBA, 18 p.

S.M.N.G., 1980. Baie d'Arcachon - Examen des teneurs en zinc. Note du 28 décembre 1979, 6 p + annexes.

S.M.N.G., 1994. Dragage des ports. Service Maritime, Subdivision d'Arcachon. Note pour le SMVM, 15 p.

S.O.G.R.E.A.H., 1991. Etude courantologique du rejet en mer par l'intermédiaire du wharf de La Salie des effluents traités industriels et urbains. S.I.B.A., Rapport 5 1306, Oct. 1991, 26 p + figures et cartes.

S.R.A.E., 1987. Note relative aux campagnes préliminaires de recherche de nitrates dans le secteur de Lugos-Ychoux en 1987. S.R.A.E.-Aquitaine, 10 p.

S.R.A.E., 1988. Note sur les teneurs en nitrates dans les eaux de la nappe du sable des landes dans le secteur de Lugos (Gironde) et Ychoux (Landes). Observations complémentaires effectuées les 11 décembre 1987 et 24 mai 1988. S.R.A.E.-Aquitaine, 3 p.

SABARC, 1993. Evaluation des flux d'azote et de phosphore apportés au Bassin d'Arcachon par ruissellement des eaux de pluies. Rapport SIBA-SABARC, 63 p.

SALINERES J.B., 1972. Contribution à l'étude géochimique du bassin d'Arcachon. Thèse 3^{ème} cycle, Univ. Bordeaux I, Bordeaux, n° 1452, 90 p.

SARRADIN P.M., 1993. Répartition et évolution du tributylétain dans les sédiments marins. Thèse Doct. Univ. Pau-CURS, Chimie et Microbiologie, n°188, 148 p.

SARRADIN P.M., ASTRUC A., DESAUZIERS V., PINEL R., ASTRUC M., 1991. Butyltin pollution in surface sediments of Arcachon bay after ten years of restricted use of TBT-based paints. *Environ. Techn.*, **12**, 537-543.

SCHOELLER H., 1948. Etude hydrogéologique du bassin d'Arcachon. C.R. Somme des Séances de la S.G.F., 11, 4 Juin 1956.

- SCHOELLER H.**, 1964. Etude hydrogéologique du bassin de l'Eyre. *Bull. Tech. Génie Rural*, 70, Ed. C.R.E.G.R.-Antony, 87 p + 23 fig.
- SIMONET F.**, 1992. Le Bassin Versant de la Leyre. Qualité des Eaux. *Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, Bordeaux, 51-52, 153-160.
- SORBE J-C.**, 1981. Rôle du benthos dans le régime alimentaire des Poissons démersaux du secteur Sud-Gascogne. *Kieler Meeresforsch.*, Sonderh., 5, 479-489.
- SORIANO-SIERRA E.**, 1989. Distribution, géomorphologie et dynamique des schorres du Bassin d'Arcachon, Gironde, France. In Résumé des Communications du Congrès Commun Limnologie - Océanographie Marseille 26 - 29 Juin 1989.
- SORIANO-SIERRA E.**, 1992. Etude écologique des marais salés du Bassin d'Arcachon : Structure et évolution des schorres, production et dégradation de leur végétation et échanges de matières particulaires entre les schorres et le Bassin. Thèse Doctorat, Univ. Bordeaux I, Biologie des populations et écosystèmes, 256 p.
- TEISSIER J.L.**, 1967. Etude hydrogéologique du Plio-Quaternaire dans la région de l'Etang de Cazaux. Thèse 3ème Cycle., Univ. Bordeaux I, 75 p.
- THOULET J.**, 1892. Observations océanographiques relatives au Bassin d'Arcachon (Gironde). *C.R. Hebdo. Acad. Sci. Paris*, 115, 533-535.
- THOULET J.**, 1894. Notes d'océanographie relatives au Bassin d'Arcachon. *Revue Maritime et Coloniale*, Janv.-Fév. 1894, 39 p.
- TREGUER P., LECORRE P., GRALL J.R.**, 1979. The seasonal variations of nutrients in the upper waters of the Bay of Biscaye region and their relation to phytoplankton growth. *Deep Sea Research*, 26 A, 1121-1152.
- TURNER R.E., SCHROEDER W.W., WISEMAN J.**, 1987. The role of stratification in the desoxygenation of Mobile Bay and adjacent Shelf bottom waters. *Estuaries*, 10 (1), 13-19.
- TRONCZYNSKI J.**, 1990. Programme de recherche sur les produits phytosanitaires en zones littorales et estuariennes. Rapport IFREMER DRO-90-05-MR, 39 p.
- ULANGA D.**, 1992. Bilan des dragages et dépôts de sédiments dans le Bassin d'Arcachon. Contrat d'Etude n° 92 5 587 023 IFREMER-ADERCA, coll. SMNG, rapport 116 p + annexes.
- VALANCOGNE C.**, 1992. Le cycle de l'eau en zone de culture : cas du maïs. *Bull. Inst. Géol. Bassin Aquitaine*, Bordeaux, 51-52, 179-190.
- VERGER F.**, 1983. Marais et wadden du littoral français. Librairie Minard, juillet 1983, Paradigme Terres et sociétés, 549 p.
- VINCENT A., DINER N., LE MEN R.**, 1973. Les variations de la situation thermique dans le Golfe de Gascogne en 1969 et 1970. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 37 (1), 5-18.
- VINCENT A., KURC G.**, 1969a. Hydrologie - Variations saisonnières de la structure thermique du Golfe de Gascogne en 1967. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 33 (1), 79-96.
- VINCENT A., KURC G.**, 1969b. Les variations de la situation thermique dans le Golfe de Gascogne et leur incidence sur l'écologie et la pêche de la sardine en 1968. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 33 (2), 203-212.
- VINCENT C.**, 1993. Evaluation du risque pollution sur le Bassin d'Arcachon. Mémoire stage fin d'études, Univ. Bx I., Dép. Hyg. Sécur., 51 p + annexes.

WALDOCK M.J., THAIN J., MILLER D., 1983. The accumulation and depuration of bis (tributyltin) oxide in oysters : a comparison between the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) and the European flat oyster (*Ostrea edulis*). ICES, C.M. 1983/E:52.

WASSERMAN J.C., 1990. Les cycles du zinc, du cuivre, du fer et du manganèse dans le Bassin d'Arcachon (Côte Atlantique française) : L'importance des herbiers à *Zostera Noltii* Hornemann. Thèse Univ. Bordeaux I. Océanologie, 263 p.

WASSERMAN J.C., DUMON J.C., LATOUCHE C., 1991. Importance des Zostères (*Zostera noltii*) dans le bilan des métaux lourds du Bassin d'Arcachon. *Vie et Milieu*, **41** (2/3), 81-86.

WASSERMAN J.C., DUMON J.C., LATOUCHE C., 1992. Bilan de 18 éléments-traces et de 7 éléments majeurs dans un environnement peuplé de Zostères *Z. noltii*. *Vie et Milieu*, **42** (1), 15-20.

WELSH D.T., BOURGUES S., de WIT R., HERBERT R.A., 1996. Seasonal variation in rates of heterotrophic nitrogen fixation (acetylen reduction) in *Zostera noltii* meadows and uncolonised sediments of the Bassin d'Arcachon, south-west France. *Hydrobiologia*, **329**, 175-183.

YOO H.R., 1982. Etude de la turbidité et de la température des eaux superficielles à partir des images satellites. Applications à la Gironde, au plateau continental Nord Aquitain (France) et à la baie de Kyunggi (Corée). Thèse de 3ème cycle, Univ. Bordeaux I, 350 p.

ZEPHORIS M., 1984. Pluies acides en France. *Pollution atmosphérique*, Juillet-Septembre 1984, 159-165.

ZUMSTEIN J.F., 1965. Etude Hydrogéologique de la nappe phréatique de la bordure occidentale du Médoc entre Saint-Hélène et Le Porge. Thèse 3ème Cycle, Univ. Bordeaux I, 75 p + annexes.