

DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT
ET DE
L'AMENAGEMENT LITTORAL

CONTRIBUTION AU LIVRE BLANC
DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

**LA QUALITE DES EAUX DANS L'ESTUAIRE
DE LA GIRONDE :**
1 - TRAITEMENT DES DONNEES

par Laurence MAURICE

IFREMER Bibliotheque de BREST



0EL06757



R. INT. DEL/93.16/TOULON

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

**CONTRIBUTION AU LIVRE BLANC
DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE**

**LA QUALITE DES EAUX DANS L'ESTUAIRE
DE LA GIRONDE :
1 - TRAITEMENT DES DONNEES**

par Laurence MAURICE

R. INT. DEL/93.16/TOULON

IFREMER - Centre de Toulon
 Zone Portuaire de Brégaillon
 B.P. 330
 83507 LA SEYNE SUR MER
 Tél.: 94.30.48.00

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

LABORATOIRE DE CHIMIE DES CONTAMINANTS
 ET MODELISATION

AUTEUR(S) : L. MAURICE	CODE : DEL/CCM/93- N°
TITRE : LA QUALITE DES EAUX DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE. 1. TRAITEMENT DES DONNEES	Date : septembre 1993 Nb tirages : 30 Nb pages : 87 Nb figures : 73 Nb photos : 0
CONTRAT : REDACTION DU LIVRE BLANC SUR L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE THEME TRAITE : QUALITE DE L'EAU Agence de l'eau Adour-Garonne - IFREMER - ADER-PACA N° : 93 3 430016	DIFFUSION Libre <input checked="" type="checkbox"/> Restreinte <input type="checkbox"/> Confidentielle <input type="checkbox"/>

RESUME :

Le suivi sur la dernière décennie, des paramètres physico-chimiques et biochimiques ainsi que des contaminants bactériens atteste de la bonne qualité générale de l'eau de l'estuaire de la Gironde. La pollution par le cadmium qui constitue le problème principal de cet estuaire, sera traitée dans le second rapport (MAURICE, 1993 (b)).

Depuis 1989, chaque été, au droit de la centrale du Blayais, les valeurs de DBO₅ restent relativement faibles puisque comprises entre 2 et 3,5 mg.l⁻¹; on observe une diminution des taux d'oxygène dissous dans le bouchon vaseux jusqu'à 30 %. Les années 1989 à 1991 ont été largement déficitaires sur le plan hydrologique, permettant au bouchon vaseux d'accumuler de la matière organique biodégradable; cette hypothèse expliquerait l'augmentation du rapport DBO₅/MES avec les MES. En ce qui concerne les apports à l'estuaire, pour une année hydrologique moyenne, 20 % des apports en DBO₅ sont issus des rejets urbains; en 1991, cette part atteint 35 %. L'évolution pluriannuelle des nitrates en Garonne donne une augmentation de 18 % en 7 ans, laissant apparaître un risque de nitrification. Ce fleuve se trouve dans un état d'eutrophisation probable puisque certaines valeurs de chlorophylle *a* atteignent 100 µg.l⁻¹.

ABSTRACT :

The main problem of the Girond estuary is a pollution by the cadmium. During this last ten years, the good quality of the water is proved by the analysis of the main physico-chemical and biochemical parameters and bacteria. But since 1989, straight to the Blayais power station, the BOD₅ varied between 2 and 3,5 mg.l⁻¹ and a diminution of the dissolved oxygen has been observed; it's probably caused by the accumulation of biodegradable organic matter in the maximum turbidity zone during years characterized by low river flows. For average river flow, urban discharges takes part for 20 % in total fluxes of BDO₅; in 1991, this part attempts 35 %. During the last 7 years, the pluriannual evolution of the nitrate concentrations measured in the Garonne river shows an encreasing of 18 %. This river is situated in conditions of probable eutrophication since some rates of chl *a* attempt 100 µg.l⁻¹

Mots clés : Oxygène, sels nutritifs, matière organique, bactéries, apports, estuaire Gironde.

Key words : Oxygen, nutrients, organic matter, bacteria, fluxes, Gironde estuary.

SOMMAIRE

oOo

LISTE DES SIGLES.....	6
INTRODUCTION.....	7
1. RECUEIL DES DONNEES.....	9
1.1 Présentation des réseaux de mesure.....	9
1.1.1 Mesures en Garonne et Dordogne	9
1.1.1.1 Données fournies par l'Agence de l'Eau Adour - Garonne.....	9
1.1.1.2 Données fournies par l'IEEB, l'EDF et l'IFREMER dans le cadre de la surveillance écologique de la centrale du Blayais	10
1.1.2 Mesures dans l'estuaire: données fournies par le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO).....	12
1.2 Matériel et méthodes	14
1.3 Traitement des résultats.....	15
2. LES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES.....	16
2.1 La température.....	16
2.1.1 En zone fluviale	16
2.1.2 Dans l'estuaire.....	17
2.2 L'oxygène dissous	20
2.2.1 Estimation des apports annuels	20
2.2.1.1 Apports par la Garonne.....	20
2.2.1.2 Apports par la Dordogne	22
2.2.2 Concentrations dans l'estuaire	23
3. LES SELS NUTRITIFS.....	28
3.1 Le phosphore.....	28
3.1.1 Le phosphore minéral dissous	28

3.1.1.1 Estimation des apports par la Garonne	28
3.1.1.2 Estimation des apports par la Dordogne	30
3.1.1.3 Les concentrations dans l'estuaire.....	31
3.1.2 Le phosphore particulaire	35
3.1.2.1 Estimation des apports par la Garonne	35
3.1.2.2 Estimation des apports par la Dordogne.....	37
3.2 Les sels nutritifs azotés.....	38
3.2.1 Les nitrates et les nitrites	38
3.2.1.1 Estimation des apports par la Garonne	38
3.2.1.2 Estimation des apports par la Dordogne.....	41
3.2.1.3 Concentrations dans l'estuaire.....	43
3.3.2 L'ammonium.....	47
3.3.2.1 Estimation des apports par la Garonne	47
3.3.2.2 Estimation des apports par la Dordogne.....	49
3.3.2.3 Concentrations dans l'estuaire.....	53
3.3.3 Bilan des apports en azote minéral dissous	56
4. PARAMETRES REPRESENTATIFS DE LA MATIERE ORGANIQUE DISSOUE ET PARTICULAIRE.....	62
4.1 La demande biochimique en oxygene dissous.....	62
4.1.1 Estimation des apports annuels	62
4.1.2 Valeurs dans l'estuaire	64
4.2 L'azote organique.....	65
4.2.1 Estimation des apports par la Garonne	65
4.2.2 Estimation des apports par la Dordogne.....	68
4.3 La chlorophylle a	71
4.3.1 Estimation des apports par la Garonne.....	71
4.3.2 Estimation des apports par la Dordogne.....	72
4.3.3 Concentrations dans l'estuaire	73

4.4 Les phéopigments	77
4.4.1 Estimation des apports par la Garonne	77
4.4.2 Estimation des apports par la Dordogne.....	78
4.4.3 Concentrations dans l'estuaire	79
5. LES PARAMETRES MICROBIOLOGIQUES.....	83
5.1 Niveaux de contamination en Garonne	84
5.2 Niveaux de contamination en Dordogne.....	85
5.3 Niveaux de contamination dans l'estuaire.....	86
CONCLUSION.....	87
BIBLIOGRAPHIE	

LISTE DES SIGLES

Chl _a	: chlorophylle <i>a</i>
DDAF	: Direction départementale de l'agriculture et des forêts
DDASS	: Direction départementale des affaires sanitaires et sociales
DBO ₅	: demande biochimique en oxygène dissous à 5 jours
DRIRE	: Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement
EDF	: Electricité de France
IEEB	: Institut Européen de l'Environnement de Bordeaux
MES	: matières en suspension
N minéral	: azote minéral dissous
N-NO ₂	: azote du nitrite
N-NO ₃	: azote du nitrate
N-NH ₄	: azote ammoniacal
NOD	: azote organique dissous
NOT	: azote organique total
NTK	: azote réduit par la méthode Kjeldahl (NOT + N-NH ₄)
PAB	: Port Autonome de Bordeaux
POD	: phosphore organique dissous
P-PO ₄	: phosphore du phosphate
P minéral	: phosphore minéral
P total	: phosphore total

INTRODUCTION

Cette étude s'insère dans le cadre d'un programme financé par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne dont l'objectif est de fournir un "**Livre blanc sur la qualité des eaux estuariennes**".

Le thème traité dans ce rapport concerne la qualité des eaux de **l'estuaire de la Gironde**. Il repose sur une analyse, la plus fine et la plus rigoureuse possible, des principaux paramètres physico-chimiques, biologiques et microbiologiques mesurés au cours des nombreuses campagnes organisées non seulement en estuaire mais également en Garonne et en Dordogne. Dans ce rapport, seules sont traitées les données faisant l'objet de mesures régulières.

L'étude est orientée autour de deux axes de travail :

1. Estimation des **apports fluviaux**, par la **Garonne** et la **Dordogne**, en oxygène dissous, en DBO₅, en sels nutritifs, en pigments chlorophylliens ainsi que des niveaux de contamination en germes pathogènes.
2. **Suivi le long de l'estuaire, de 1984 à 1991**, des paramètres précités sauf des paramètres microbiologiques qui n'ont été mesurés que dans la partie aval de l'estuaire; 1984 est en effet l'année où le protocole définissant le suivi de la qualité de l'eau au droit du rejet de la centrale du Blayais a été admis après modifications.

En ce qui concerne la matière organique, trop peu de données sont disponibles pour pouvoir être exploitées. Des mesures de carbone organique total et du rapport N/P ont été réalisées de l'embouchure jusqu'au Bec d'Ambès, dans le cadre du Réseau National d'Observation, mais seulement en 1984. Seules les mesures de DBO₅ (demande biochimique en oxygène à 5 jours) nous apportent des informations relatives sur la quantité de matière organique "biodégradable" dans le système fluvio-estuarien de la Gironde.

Ces deux axes de recherche nous permettent d'une part, de faire une synthèse des connaissances relatives à la qualité de l'eau de l'estuaire de la Gironde et d'autre part, de mettre en évidence certaines problématiques liées à l'évolution et à la réponse de l'écosystème à une modification des apports, qu'ils soient d'origine naturelle (lessivage des sols, blooms phytoplanctoniques, ...) ou anthropique (rejets urbains et industriels, pollutions d'origine agricole). Les apports d'origines urbaine et industrielle sont traités en détails par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (Agence de l'Eau Adour-Garonne, 1993).

Le travail réalisé au cours de cette étude est en particulier le fruit d'une collaboration étroite entre l'IFREMER et l'Agence de l'Eau Adour-Garonne ainsi qu'avec les dépositaires de données : le Port Autonome de Bordeaux (PAB), l'Electricité de France (EDF), la Direction départementale de l'agriculture et des forêts (DDAF), la Direction départementale des affaires sanitaires et sociales (DDASS), la Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement (DRIRE) et l'Institut Européen de l'Environnement de Bordeaux (IEEB).

GENERALITES SUR LE FONCTIONNEMENT DE L'ESTUAIRE

Les zones estuariennes suscitent un intérêt particulier par la situation intermédiaire qu'elles occupent entre les eaux continentales et marines. Elles constituent des zones de mélange complexe de substances de diverses origines: autochtone, c'est-à-dire produites par les activités biologiques internes au milieu, ou allochtone, telles que le lessivage des sols et les rejets urbains et industriels.

L'ampleur et les caractéristiques morpho-dynamiques de chaque estuaire dépendent d'un certain nombre de facteurs parmi lesquels figurent l'importance du bassin versant, la zone géologique qu'il recouvre, les aménagements réalisés (ports, digues, barrages), la navigation, l'entretien et l'exploitation (dragages, extractions, ...). Les zones estuariennes peuvent être considérées comme de véritables "zones tampons" entre l'activité humaine et le littoral marin; mais les capacités à modifier les composés issus des apports continentaux sont encore mal évaluées.

Problématique

Par leur situation d'interface entre le fleuve et l'océan, les estuaires peuvent être le siège d'activités biologiques importantes, maintenues par des apports en continu d'éléments nutritifs et de matière organique. Les systèmes biologiques attachés à de telles zones évoluent en fonction des conditions environnementales naturellement variables telles que la météorologie, la marée ou le débit fluvial mais également de l'activité humaine développée sur le site (rejets, aménagements, dragages, etc ...). La réponse adaptative du milieu peut conduire dans certains cas, à un fort déséquilibre.

Généralement, dans les écosystèmes estuariens, le premier signal d'alarme du déséquilibre se traduit par l'apparition d'un important déficit en oxygène dissous. En Europe, des problèmes de désoxygénation ont pu être observés en Loire (ROMAÑA et THOUVENIN, 1990), en Seine (ROMAÑA, 1982), sur la Tamar (MORRIS *et al.*, 1982) ou l'Ems Dollard (VAN ES et LAANE, 1982). D'une façon générale, il a été remarqué (MORRIS *et al.*, 1982) que les minima d'oxygène dissous observés dans les estuaires correspondent aux zones de turbidité maximale.

Présentation de la zone de turbidité maximale

Le comportement hydrodynamique des estuaires résulte de la superposition de deux types de courants: l'un fluvial, dirigé de l'amont vers l'aval et l'autre de marée. La conjonction de ces deux flux induit dans la majorité des grands estuaires macrotidaux européens (Loire, Gironde, Tamise) une circulation résiduelle des eaux en deux couches. C'est au niveau du point nodal, où les vitesses résiduelles s'annulent, que se concentre le matériel particulaire pour former la zone de turbidité maximale, communément appelée *bouchon vaseux* (GLANGEAUD, 1938).

En Gironde, le stock sédimentaire a été estimé à $(4,4 \pm 0,5) \cdot 10^6$ tonnes (JOUANNEAU et LATOUCHE, 1982) dont en moyenne $1 \cdot 10^6$ tonnes/an sont expulsées. Si le bouchon vaseux n'est pas totalement expulsé dans l'Océan au cours des fortes crues, il peut donc accumuler du matériel organique et minéral apporté par les fleuves ou le courant de marée, sur plus d'une année.

Ainsi, le bouchon vaseux peut jouer un rôle fondamental dans le fonctionnement de l'estuaire. Il sert de piège à particules dont les processus de transformation pourront être à l'origine d'un déséquilibre de l'estuaire, mis en évidence par le suivi des teneurs en oxygène dissous. Parmi ces processus, les plus importants concernent la minéralisation de la matière organique et les phénomènes d'adsorption-désorption des phosphates et des métaux sur les particules.

1. RECUEIL DES DONNEES

Les données mises à notre disposition dans le cadre de cette étude ont été extraites de plusieurs réseaux de mesures mis en place dans l'estuaire et dans les bassins hydrographiques y référant.

La figure 1.1 présente les différents points de mesures du système fluvio-estuarien de la Gironde utilisés dans le cadre de ce travail.

1.1 PRESENTATION DES RESEAUX DE MESURE

1.1.1 Mesures en Garonne et Dordogne

Deux sources de mesures régulières en Garonne et en Dordogne sont à notre disposition; elles ont été fournies par :

1. l'Agence de l'Eau Adour-Garonne
2. l'IFREMER, l'Institut Européen de l'Environnement de Bordeaux et l'EDF dans le cadre de la surveillance écologique de la centrale du Blayais

1.1.1.1 Données fournies par l'Agence de l'Eau Adour - Garonne

Sur les différents points de mesure situés sur la partie aval de la Garonne et de la Dordogne, nous avons retenu ceux qui se trouvent en limite amont de la marée dynamique (figure 1.1), à savoir :

- sur la **Garonne** : le point n° 81 situé au pont du CD3 près de **Couthures** (à 110 km en amont du Bec d'Ambès).
- sur la **Dordogne** : le point n° 47 situé au pont de **Gardonne** de la D4 (près de Bergerac, à 118 km en amont du Bec d'Ambès).

Nous n'avons pas pris en compte les apports par la Dronne et par l'Isle, ce, en raison des faibles débits comparés à ceux de la Dordogne. Le débit moyen annuel de l'Isle représente entre 6 % (en 1990, "année déficitaire") et 20 % (en 1985, "année pluvieuse") du débit moyen annuel de la Dordogne.

Les paramètres mesurés et traités dans cette étude sont classés en quatre groupes:

- 1. Paramètres physico-chimiques:** température, oxygène dissous et MES.
- 2. Eléments nutritifs:** phosphates et phosphore total, nitrates, nitrites et ammonium.
- 3. Matière organique:** azote organique, DBO₅, chlorophylle *a* et phéopigments.
- 4. Contaminants bactériens:** coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux.

Les *contaminants chimiques* ne sont pas traités dans ce rapport pour deux raisons: la première est que les données fournies par les réseaux de mesure utilisés dans cette étude ne sont pas suffisantes pour être exploitées; la seconde raison tient au fait que leur problématique est étudiée en détails par d'autres auteurs (BOUTIER *et al.*, 1989; JOUANNEAU *et al.*, 1981).

Des valeurs de débits fluviaux instantanés sont également fournies pour chaque prélèvement. Mais dans les calculs de régressions, pour des raisons d'homogénéité, nous ne nous intéresserons qu'aux valeurs de débits moyens journaliers mesurés en Garonne (au Mas d'Agennais de 1984 à 1988 puis à Tonneins de 1989 à 1992) et en Dordogne (à Bergerac) et moyennés sur la décade précédant le jour de prélèvement. Ces stations de mesure sont situées en amont des points de prélèvements. Entre les stations de mesure hydrographique et les points précités, il n'existe pas, à notre connaissance, d'apports autres que ceux dus au ruissellement. C'est la raison pour laquelle nous supposons que les débits moyens journaliers mesurés aux stations hydrographiques sont identiques à ceux des points de prélèvement en zone fluviale, non affectés par la pénétration de la marée dynamique.

1.1.1.2 Données fournies par l'IEEB, l'EDF et l'IFREMER dans le cadre de la surveillance écologique de la centrale du Blayais

Depuis la mise en service par l'EDF de la centrale nucléaire du Blayais, un programme pluriannuel de surveillance a été défini à partir de la synthèse écologique de l'état de référence du site. Il a été mis en application sur 2 périodes: de janvier 1978 à décembre 1983, puis de mars 1984 à décembre 1992, le protocole ayant été modifié entre ces 2 périodes. La campagne LIBELLULE effectuée en 1981 par le CNEXO a permis d'effectuer un échantillonnage rapide, par hélicoptère, sur l'ensemble du système fluvio-estuarien de la Gironde-Garonne/Dordogne (ROMAÑA, 1982). Les résultats de ces campagnes conjugués aux nouvelles exigences de l'arrêté concernant l'autorisation de rejet d'eau chaude par les centrales ont conduit à modifier les points de mesure de la surveillance écologique du site du Blayais.

Depuis 1985, ce programme comprend 5 stations d'échantillonnage, 3 autour du point de rejet d'eau chaude de la centrale et 2 en zone fluviale (figure 1.1):

1. une station au droit du site située au niveau du chenal médian où se situe le point de rejet d'eau chaude.
2. une station au droit du site placée dans le chenal de navigation; elle sert à l'établissement d'un point de référence non perturbé par le rejet.
Ces 2 stations sont situées au PK 52 (compté à partir de Bordeaux).
3. une station située à l'amont de la centrale (au PK 30).
4. une station en **Garonne**, à **La Réole** au pont de la D9 (au PK - 66,8).
5. une station en **Dordogne**, à **Pessac/Dordogne** au pont de la D16 (au PK - 66,4).

La période de mesures mises à notre disposition dans le cadre de cette étude s'étend de mars **1984** à novembre **1991**.

Les prélèvements sont effectués au cours de 9 missions réparties chaque année entre mars et novembre dont 2 sont regroupées en juillet, période considérée comme la plus critique. En Garonne et en Dordogne, les prélèvements ont été réalisés une semaine avant chaque mission programmée dans l'estuaire.

SYSTEME FLUVIO - ESTUARIEN DE LA GIRONDE

Localisation des points de mesure

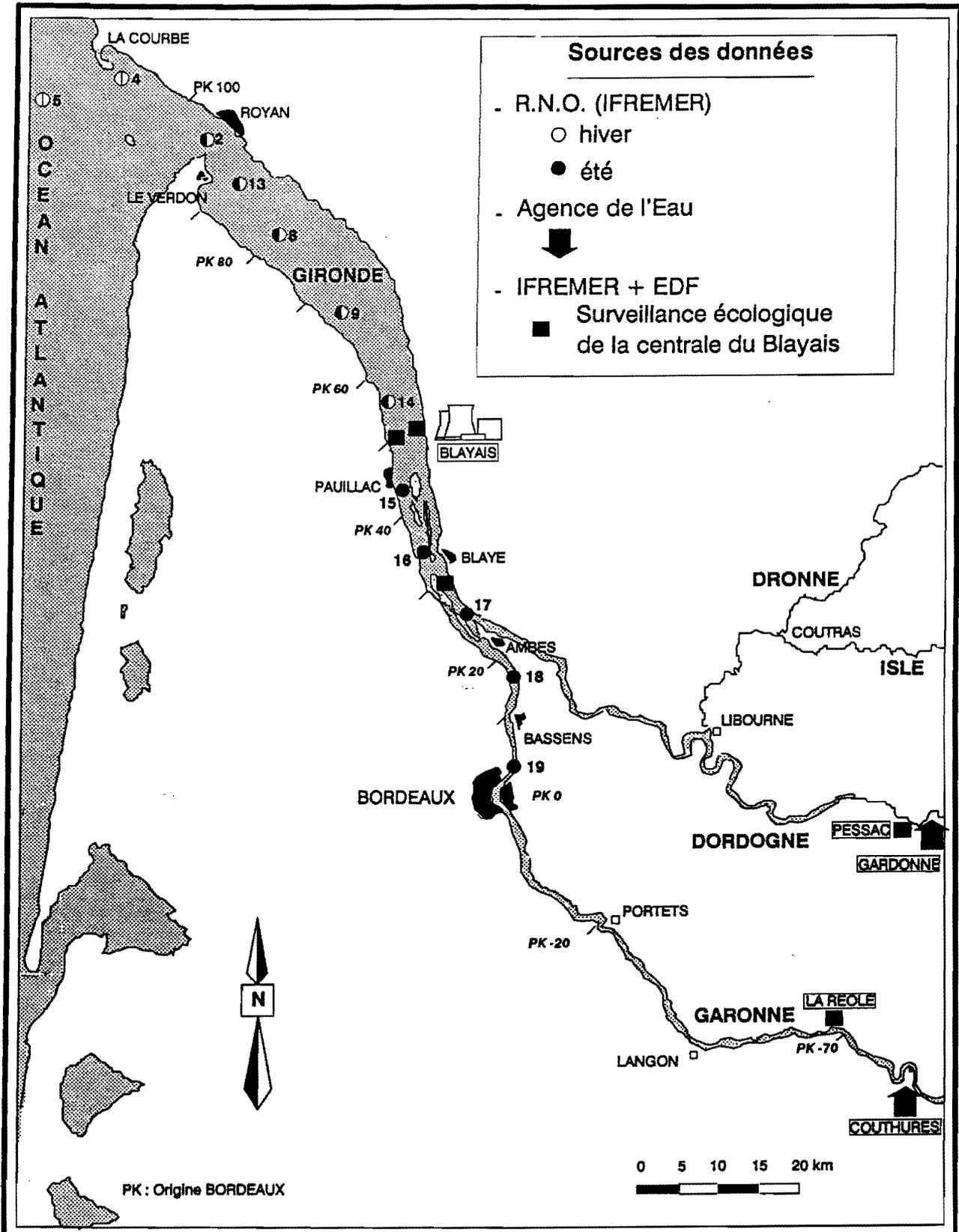


Figure 1.1. Localisation des points de mesure dans le système fluvio-estuarien de la Gironde.

Les paramètres mesurés sont :

- Paramètres physico-chimiques:** température, oxygène dissous et MES.
- Eléments nutritifs:** phosphates et phosphore total, azote Kjeldahl, nitrates, nitrites et ammonium.
- Matière organique:** DBO₅, chlorophylle *a* et phéopigments.

Dans le cas des 2 stations fluviales, les débits associés aux valeurs des différents paramètres mesurés sont des débits moyens journaliers calculés aux mêmes stations que celles des prélèvements, à savoir, La Réole pour la Garonne et Pessac pour la Dordogne.

1.1.2 Mesures dans l'estuaire: données fournies par le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO)

Le RNO est un réseau de mesures mis en place par l'IFREMER, à la demande du Ministère de l'Environnement, sur tout le littoral français, de la Manche à la Méditerranée. Dans l'estuaire de la Gironde, ce réseau comprend 19 stations de mesures (tableau 1.1) réparties entre l'embouchure et Lormont, situé sur la Garonne à 5 kilomètres en aval de la commune de Bordeaux. Nous n'utiliserons que les 12 stations situées à l'intérieur de l'estuaire.

Tableau 1.1. Coordonnées géographiques (projection MERCATOR) des 19 stations du RNO réparties dans l'estuaire de la Gironde (en **gras**: stations étudiées).

N° station	Latitude	Longitude	PK*	Ville
01	N 45.34.70	W 001.03.20	96	
02	N 45.35.60	W 001.03.20	100	Royan
03	N 45.36.90	W 001.02.50		
04	N 45.39.20	W 001 10.60		La Courbe
05	N 45.38.10	W 001.23.00	120	Océan Atlantique
06	N 45.33.20	W 000.58.50	90	
07	N 45.33.70	W 010.06.80		
08	N 45.27.40	W 000.54.20	80	
09	N 45.22.20	W 000.48.70	66	St Christoly en Médoc
10	N 45.37.80	W 001.28.70		
11	N 45.39.60	W 001.13.80		
12	N 45.38.30	W 001.06.40		
13	N 45.31.30	W 000.59.10	89	
14	N 45.16.20	W 000.45.10	55	St Estèphe
15	N 45.11.10	W 000.43.40	45	Pauillac
16	N 45.06.10	W 000.40.70	35	Blaye Sud
17	N 45.02.10	W 000.36.40	26	Bec d'Ambès
18	N 44.57.60	W 000.32.50	15	St Louis de Montferrand
19	N 44.52.40	W 000.32.30	05	Lormont

PK* est l'abréviation du terme *point kilométrique* exprimé en kilomètres par rapport à la commune de Bordeaux. Mais en fonction du bassin hydrographique considéré, le PK de référence n'est plus le même. Dans le cas de la Dordogne par exemple, le PK 0 est situé à Libourne (pont SNCF); en revanche, dans le système Garonne, le PK de référence est situé à Bourdelle, à la limite des départements de la Gironde (33) et du Gers (47).

Dans ce texte, seule **Bordeaux** sera choisie comme commune de référence (**PK 0**).

Les paramètres mesurés sont :

☐ **Paramètres physico-chimiques:** température, salinité, oxygène dissous et MES. Le pH n'a fait l'objet de mesures qu'en 1984.

☐ **Eléments nutritifs:** azote Kjeldahl, phosphates et phosphore total, nitrates plus nitrites et ammonium.

☐ **Matière organique:** chlorophylle *a* et phéopigments. Seuls les prélèvements réalisés en 1984 ont fait l'objet de mesures de carbone organique total que nous ne traiterons évidemment pas en raison du nombre trop faible de valeurs. Aucune mesure de DBO₅ n'a été réalisée au cours des prélèvements précités, c'est pourquoi nous présenterons les résultats des mesures organisées dans le cadre de la surveillance de la centrale du Blayais.

Les données mises à notre disposition correspondent aux mesures réalisées entre 1984 et 1991. Les stations 2, 8, 9, 13 et 14 font l'objet de 4 séries de prélèvements par an; les stations 4, 5, 15, 16, 17 et 18 sont seulement identifiées par 2 séries de prélèvements par an. En hiver, les prélèvements sont réalisés sur la partie aval de l'estuaire jusqu'à la limite de la pénétration haline; en effet, les débits fluviaux sont suffisamment importants pour déplacer le point fluvial, où la salinité devient nulle, vers l'aval, aux environs du PK 55.

Le tableau 1.2 présente, en fonction des numéros des stations, les dates de prélèvements réalisés dans l'estuaire de 1984 à 1991.

Tableau 1.2. Calendrier des prélèvements réalisés dans l'estuaire de la Gironde dans le cadre du RNO, entre 1984 et 1991.

Stations	Année (Mois)
2, 5, 6, 8 et 9	1984
2, 4, 5, 8, 9, 10, 12, 13 et 14	1985 (02; 04)
	1986 (03; 05)
	1987 (05; 12)
	1989 (03)
	1990 (01, 12)
	2, 8, 9, 13, 14, 15, 16, 17, 18, et 19
1986 (09; 10)	
1987 (08, 10)	
1989 (09; 11)	
1990 (06; 09)	
1991 (06; 08)	

1.2 MATERIEL ET METHODES

Les prélèvements d'eau sont faits à l'aide de bouteilles à prélèvement généralement horizontales, de type Niskin. Seules la température et la conductivité ont fait l'objet de mesures *in situ*, par sonde; les autres paramètres ont été analysés en laboratoire.

Les méthodes d'analyses sont présentées dans le tableau suivant:

Tableau 1.3. Méthodes d'analyses utilisées dans la mesure des paramètres physico-chimiques, chimiques, organiques et des contaminants bactériens.

Paramètres	Méthode	Référence
Paramètres physico-chimiques		
MES	pesée après filtration (0,45 µm) et séchage à 105 °C	
oxygène dissous	dosage par oxydo-réduction méthode de WINKLER optimisée par	CARPENTER, 1965
Eléments nutritifs		
ammonium	méthode spectrophotométrique	KOROLEFF, 1969
nitrite	"	norme AFNOR T90013
nitrate	"	norme AFNOR T90012
phosphore total, orthophosphates	"	norme AFNOR T90023
azote Kjeldahl		norme AFNOR T90110
Matière organique		
demande biochimique en oxygène		norme AFNOR T90103
chlorophylle <i>a</i> et phéopigments	extraction par l'acétone (90 %) méthode spectrophotométrique équations de	LORENZEN, 1967
Bactériologie		
coliformes totaux	comptage après ensemencement	
coliformes fécaux	sur milieu gélosé	
streptocoques fécaux	"	

1.3 TRAITEMENT DES RESULTATS

Les données sont traitées à l'aide du logiciel EXCEL Version 4.0, série Windows™. Les différents tests statistiques (corrélations, régressions simples et multiples, linéaires, logarithmiques et polynomiales, etc ...) ont donc été réalisés sous EXCEL. Les calculs de régressions ont été réalisés avec les différentes variables susceptibles d'intervenir dans les processus de transformation des paramètres étudiés: débit fluvial, température, temps, chlorophylle a et sels nutritifs. Seules sont exposées les lois présentant les meilleurs coefficients statistiques.

Estimation des flux

** Flux moyens journaliers*

Les flux moyens journaliers sont calculés en multipliant la concentration de l'élément considéré par le **débit moyen journalier** calculé au point de prélèvement sur la **décade** précédant le jour de prélèvement. En raison de la grande variabilité des débits moyens journaliers, particulièrement à Gardonne et à Couthures, nous avons préféré réaliser des tests statistiques sur le débit moyen journalier calculé sur les 10 jours précédant la date de prélèvement plutôt que sur le débit moyen de ce même jour. Nous supposons en effet, que les débits fluviaux des 10 jours précédant les prélèvements dans le système fluvio-estuarien ont plus d'influence sur le fonctionnement de celui-ci que le débit moyen du jour.

** Flux moyens annuels*

Les apports moyens annuels sont calculés à partir de la formule de WALLING et WEBB (1985):

$$\text{Flux annuel (t / an)} = K \cdot Q_m \cdot \frac{\sum Q_i \cdot C_i}{\sum Q_i}$$

avec, Q_m ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$): débit moyen annuel (calculé sur 365 jours)

Q_i ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$): débit instantané

C_i ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$): concentration instantanée

K: coefficient correcteur d'unité

Ce mode de calcul a été préféré à l'intégration annuelle de la courbe donnant la variation temporelle des flux estimés. Ce calcul permet de travailler avec les valeurs réelles de flux et non leurs estimations, et de corriger les n débits pris en compte, par le débit moyen annuel réel, Q_m (GUILLAUD, 1993).

2. LES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

Un suivi temporel des principaux paramètres physico-chimiques a été réalisé sur l'estuaire de la Gironde sur une période s'étendant entre janvier 1984 et décembre 1991. A ce suivi est superposée l'évolution longitudinale de ces mêmes paramètres entre Bordeaux et la Pointe de Graves. La période de travail est la même pour le calcul des apports, si calcul il y a.

2.1 LA TEMPERATURE

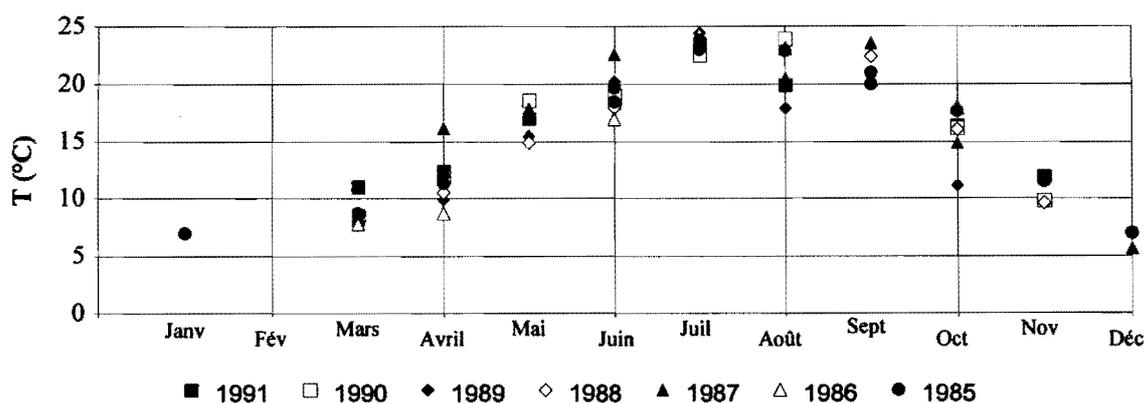
La température est un paramètre généralement utilisé pour compléter les informations tirées des observations des paramètres chimiques. Elle constitue ce qu'en modélisation on a coutume d'appeler "variable forçante", c'est-à-dire qu'elle agit sur le fonctionnement du système naturel (sur les cinétiques par exemple) sans en être affectée. Une augmentation de température peut agir, en particulier, sur les cinétiques de croissance bactérienne et par là-même accélérer les processus relatifs à leur métabolisme (dégradation de la matière organique, respiration d'oxygène dissous ou combiné). Une augmentation de température peut donc entraîner une diminution des teneurs en oxygène dissous dans le milieu.

2.1.1 En zone fluviale

Les profils de température mesurés en Garonne et Dordogne, entre 1985 et 1991, sont comparables (figure 2.1).

Les maxima de température de la Garonne et de la Dordogne, observés en juillet et août, sont du même ordre de grandeur: 25 et 27 °C. En Dordogne, les valeurs maximales de température sont observées en juillet 1989 et 1990. Les minima de température sont mesurés en hiver; la température de l'eau de surface n'est pas descendue en deçà de 5 °C.

Températures en Garonne (Couthures)



Températures en Dordogne (Gardonne)

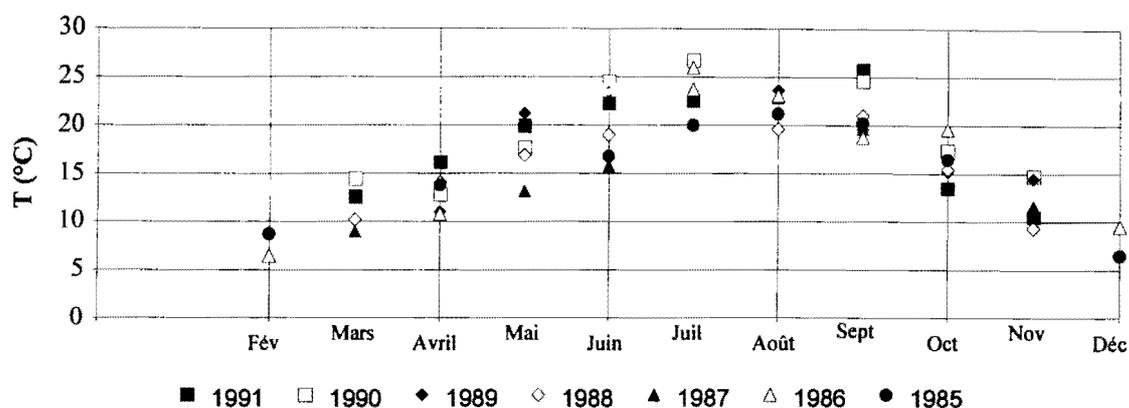


Figure 2.1. Profils annuels des températures mesurées en Garonne et en Dordogne de 1985 à 1991.

2.1.2 Dans l'estuaire

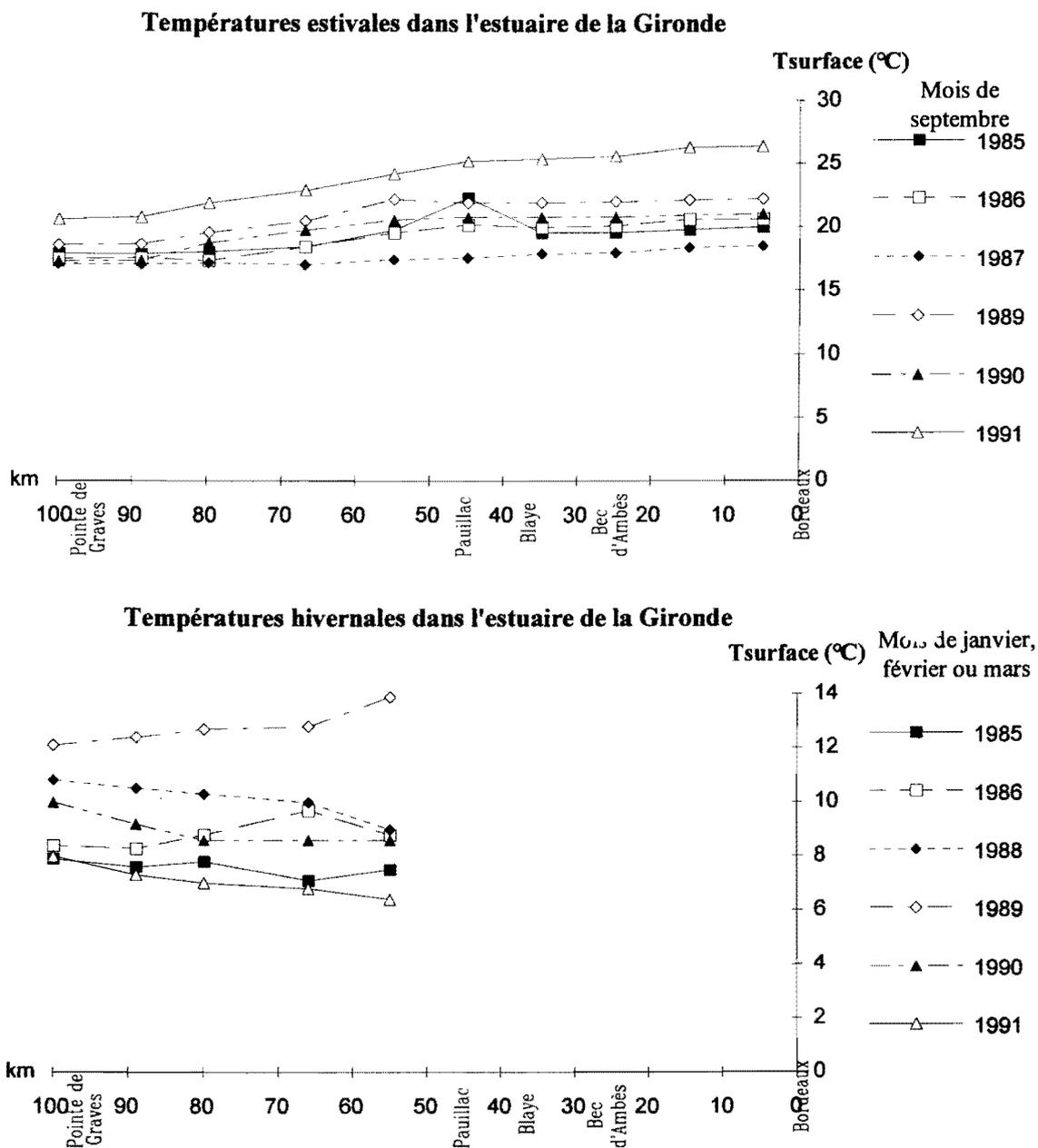
□ en période estivale

Dans l'estuaire (figure 2.2), de 1985 à 1990, les profils longitudinaux de température sont relativement linéaires, les valeurs maximales étant observées dans la partie amont de l'estuaire où elles atteignent en surface, entre 18 et 22 °C contre 18 et 21 °C à la pointe de Graves. Comparativement aux années précédentes, l'année 1991 présente des températures estivales élevées, comprises entre 24 et 26 °C, soit 3 à 6 °C de plus.

□ en période hivernale

Seule la partie aval de l'estuaire a fait l'objet de mesures en hiver. Les prélèvements ont en effet été réalisés jusqu'à la limite de la pénétration haline.

C'est l'année 1991 qui présente la plus forte amplitude entre l'été et l'hiver: au PK 55 par exemple, la température diminue de 24 °C en septembre à 6 °C en janvier. En revanche, en 1989, les températures hivernales restent supérieures à 12 °C.



□ Variations de la température de l'eau au droit de la centrale nucléaire du Blayais

Dans le cadre de la surveillance écologique de la centrale du Blayais, on s'est intéressé aux températures relevées de mai à novembre au droit de la centrale. Nous avons comparé l'évolution des moyennes, calculées de mai à novembre, des températures de l'eau relevées à 1 m. du fond avec celles de l'air (figure 2.3) pour deux raisons. D'une part, parce que le rejet d'eau chaude de la centrale a lieu au fond et d'autre part, parce que les températures mesurées à 1 m. du fond présentent moins de fluctuations que celles de la surface.

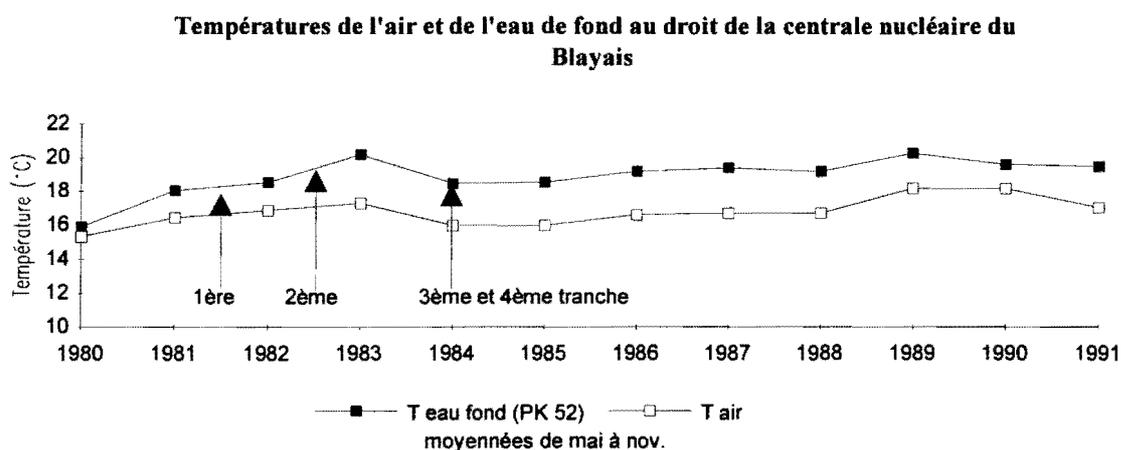


Figure 2.3. Evolutions comparées de la température de l'eau de fond au droit du point de rejet de la centrale et de la température de l'air à Bordeaux de 1980 à 1991. Les températures sont moyennées de mai à novembre.

Sur la période 1980-1983, il a été remarqué (IFREMER-EDF, 1989) que l'écart thermique entre la température de l'air et la température de l'eau (mesurée au fond) est au maximum de 2°C. Par contre, *de 1983 à 1987*, cet écart est compris entre 2,5 et 3 °C; 1983 représente l'année charnière puisque les 2 tranches de la centrale ont fonctionné.

Sur la période 1988-1991, l'écart thermique entre la température de l'air et la température de l'eau tend à diminuer; il est compris entre 1,4 et 2,5 °C. On peut observer une augmentation de la température de l'eau de fond; mais ce gradient (1 °C) est moins prononcé que celui de la température de l'air (1,5 °C).

Depuis 1988, c'est-à-dire pour des années particulièrement ensoleillées, l'impact des eaux de rejet de la centrale du Blayais paraît négligeable sur la température de l'eau de fond par rapport aux variations de température de l'air.

2.2 L'OXYGENE DISSOUS

L'oxygène dissous constitue l'un des facteurs les plus importants dans le diagnostic de la qualité d'une eau estuarienne.

Dans un estuaire, les principales sources d'oxygène dissous sont:

- * la réaération par l'atmosphère,
- * le mélange avec les eaux oxygénées de l'océan et des fleuves et
- * l'activité photosynthétique.

En revanche, les principaux puits d'oxygène dissous sont:

- * l'oxydation de la matière organique (respiration des organismes décomposeurs et de leurs prédateurs),
- * la nitrification (respiration de bactéries nitrifiantes) et
- * la respiration des autres organismes vivant en milieu aquatique.

2.2.1 Estimation des apports annuels

2.2.1.1 Apports par la Garonne

Les concentrations en oxygène dissous varient en Garonne aval (à Couthures et La Réole) de 5,6 à 13 mg.l⁻¹, avec une moyenne de 9 mg.l⁻¹, ce qui correspond à des teneurs comprises entre 57 et 128 % de leur valeur à saturation (figure 2.4) et une moyenne sur la période 1984-1991, de 92 %. A La Réole, les minima sont observés en période d'étiage.

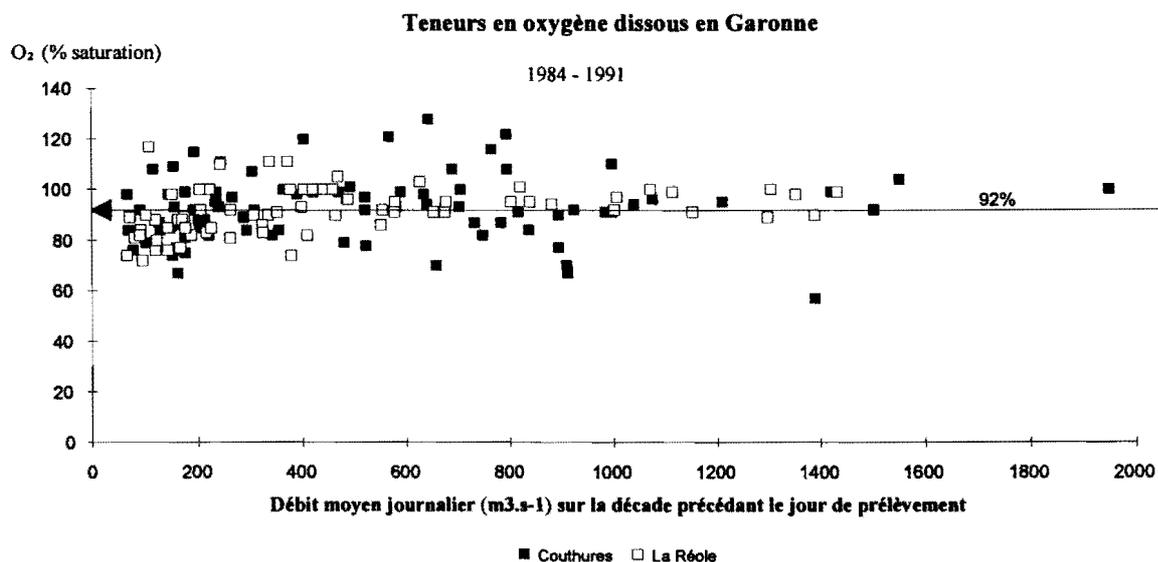


Figure 2.4. Evolution des teneurs en oxygène dissous, exprimées par rapport à leur valeur à saturation, avec les débits moyens journaliers calculés sur la décade précédant le jour de prélèvement à Couthures et à La Réole (Garonne).

Les concentrations en oxygène dissous sont faiblement corrélées au débit moyen journalier calculé sur la décade précédant le jour du prélèvement; les résultats statistiques des calculs de

régression avec la température de l'eau de surface ne nous permettent pas non plus d'établir des corrélations.

La figure 2.5 présente les apports moyens annuels en oxygène dissous par la Garonne (à Couthures) en fonction des débits fluviaux moyens annuels.

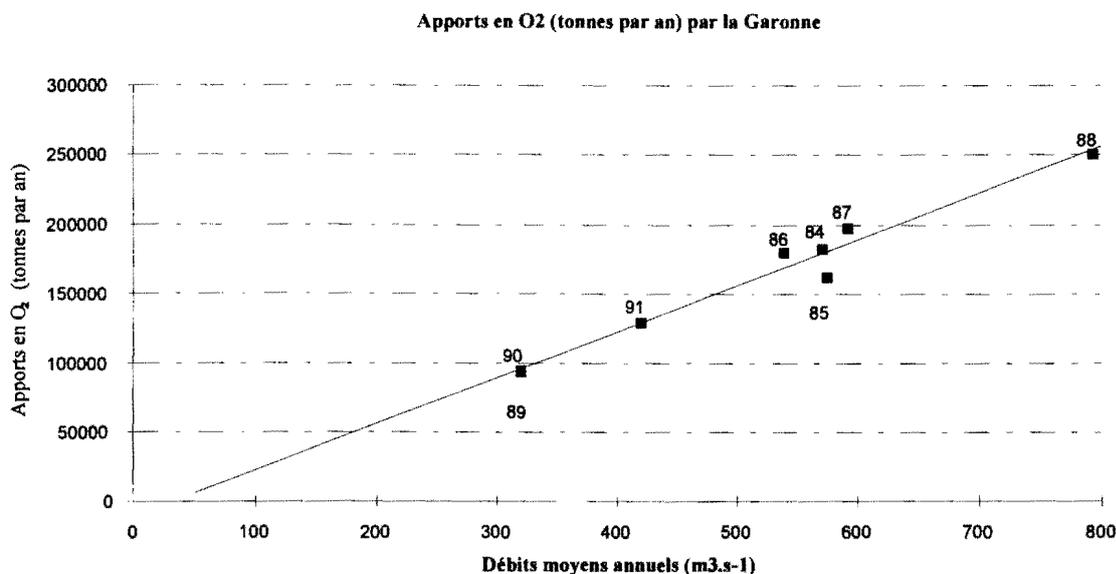


Figure 2.5. Apports annuels en oxygène dissous à Couthures (Garonne).

En raison des mauvais coefficients statistiques obtenus sur ces calculs, nous choisissons de présenter les résultats des corrélations réalisées sur deux variables dépendantes, à savoir le flux moyen annuel d'oxygène dissous et le débit fluvial en moyenne annuelle.

De 1984 à 1991, les apports annuels en oxygène dissous sont bien corrélés (figure 2.5) aux valeurs de débits fluviaux moyens annuels de la Garonne (Q_{fG} en $m^3.s^{-1}$); la droite de régression linéaire s'écrit:

Flux d'oxygène dissous (tonnes/an) = $333,2 \cdot Q_{fG} - 10546$
par la Garonne

avec, $r^2 = 0,967$; $n = 8$

Sur la période 1989-1991, les apports en oxygène dissous par la Garonne ne dépassent pas 150 000 tonnes par an. Ceci est dû aux faibles débits fluviaux qui caractérisent ces 3 dernières années. Pour un débit moyen interannuel de $630 m^3.s^{-1}$, les apports en oxygène dissous s'élèvent à environ 200 000 tonnes par an.

2.2.1.2 Apports par la Dordogne

En Dordogne, les concentrations en oxygène dissous sont du même ordre de grandeur qu'en Garonne. Elles sont comprises entre 14,7 et 5,2 mg.l⁻¹; la valeur moyenne est de 9,5 mg.l⁻¹ contre 9 mg.l⁻¹ en Garonne. Exprimées par rapport à la saturation, elles varient de 51 à 140 % (figure 2.6) avec une moyenne de 95 %. Aucune tendance particulière avec le débit fluvial ne se dessine; la dispersion des points de part et d'autre de la valeur moyenne est importante.

Les corrélations logarithmiques de ces teneurs aux débits fluviaux et/ou à la température ne donnent pas de résultats statistiques satisfaisants.

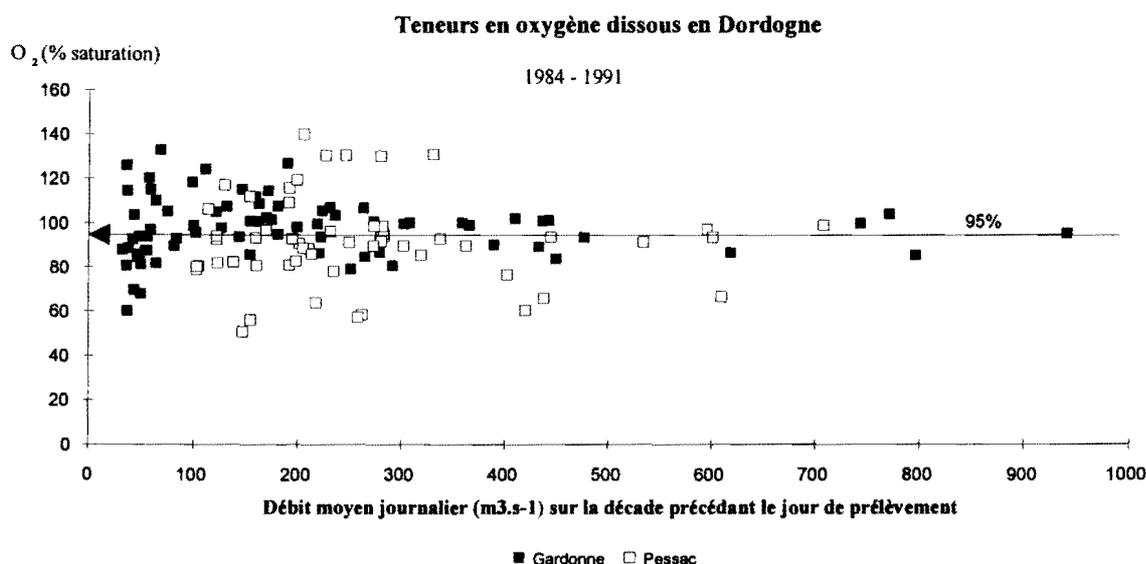


Figure 2.6. Evolution des teneurs en oxygène dissous, exprimées par rapport à leur valeur à saturation, avec les débits moyens journaliers calculés sur la décade précédant le jour de prélèvement à Gardonne et à Pessac (Dordogne).

La figure 2.7 présente les apports moyens annuels en oxygène dissous par la Dordogne (à Gardonne) en fonction des débits fluviaux moyens annuels.

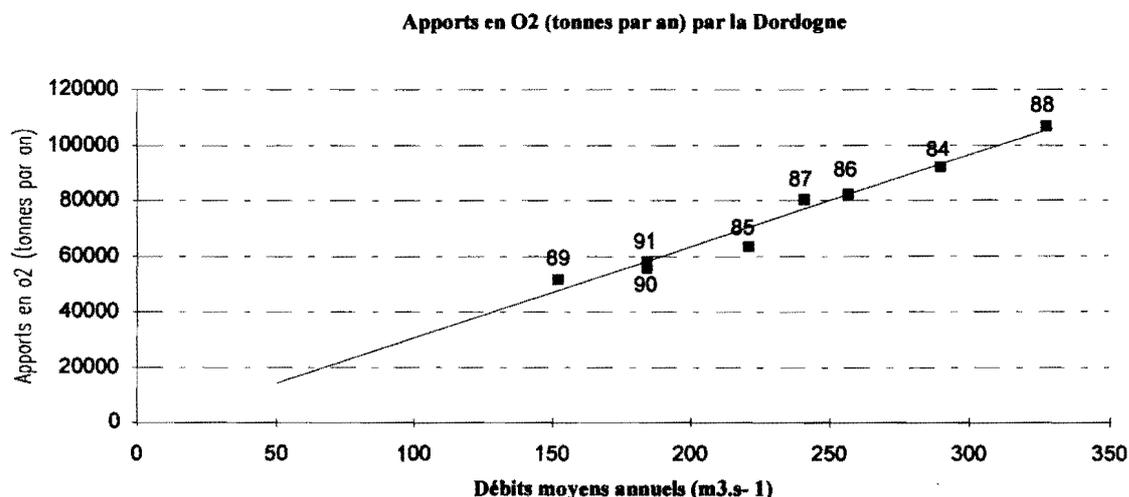


Figure 2.7. Apports annuels d'oxygène dissous à Gardonne (Dordogne).

Les apports annuels d'oxygène dissous en Dordogne sont bien corrélés aux débits moyens annuels (Q_{fD} , en $m^3.s^{-1}$). La droite de régression s'écrit:

$$\text{Flux d'oxygène dissous (tonnes/an)} = 327,78.Q_{fD} - 2082$$

par la Dordogne

avec, $r^2 = 0,969$; $n = 8$

Les apports annuels d'oxygène dissous au cours des trois dernières années, 1989 à 1991, sont d'environ 60 000 tonnes. Ces années sont, en termes hydrologiques, considérées déficitaires, c'est-à-dire dont le débit moyen annuel est largement inférieur à la moyenne réalisée sur une longue période, en l'occurrence 1959-1992.

En 1991, les apports par la Dordogne ne représentent que 30 % des apports fluviaux en oxygène dissous; ils étaient de 39 % en 1990.

2.2.2 Concentrations dans l'estuaire

□ *En période estivale*

Les concentrations en oxygène dissous mesurées en été sur la période 1984-1991, sont comprises entre $2,5 \text{ mg.l}^{-1}$ et 8 mg.l^{-1} ; la valeur moyenne estivale est de $6,4 \text{ mg.l}^{-1}$, ce qui indique une bonne oxygénation de l'estuaire. C'est entre Bordeaux et la commune de Blaye que ces concentrations sont les plus faibles avec des minima centrés autour du PK 15.

En exprimant les teneurs en oxygène dissous par rapport à leur valeur à saturation (calculée à partir de la formule de WEISS, 1970), l'estuaire de la Gironde apparaît bien oxygéné, principalement entre la pointe de Graves et la commune de Blaye (PK 35). Ensuite, de Blaye jusqu'à Bordeaux, le taux d'oxygène dissous diminue pour atteindre entre 30 et 60 % de sa valeur à saturation (figure 2.8).

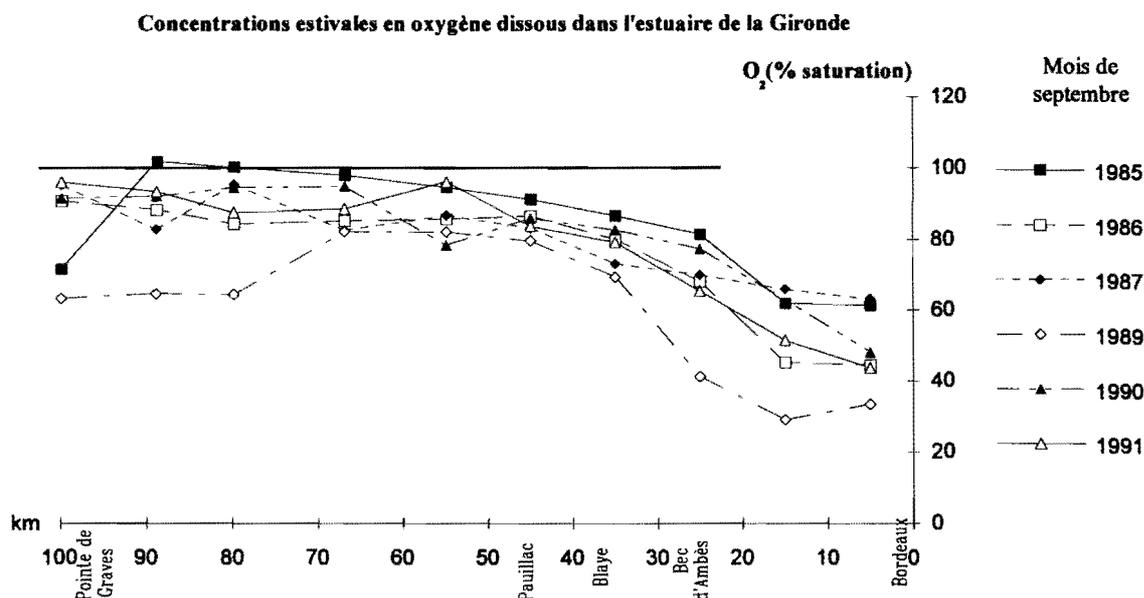


Figure 2.8. Concentrations en oxygène dissous exprimées par rapport à leurs valeurs à saturation, mesurées dans l'estuaire de la Gironde au cours des mois de septembre, entre 1985 et 1991.

Les concentrations diminuent généralement en amont de la commune de Blaye. Cependant, nous ne disposons pas de valeurs régulières entre Bordeaux et La Réole pour savoir si en étiage, lorsque le bouchon vaseux est situé en amont, le déficit en oxygène n'est pas plus fort. Les seules mesures à notre disposition nous ont été fournies par l'Agence de l'Eau (figure 2.9). En 1989, la diminution des teneurs en oxygène dissous semble coïncider avec l'augmentation de MES mais le manque de valeurs ne nous permet pas de localiser ni la position exacte du bouchon vaseux, ni le minima en oxygène dissous. Il serait donc nécessaire de **rajouter des points de mesures régulières en amont de Bordeaux, particulièrement en débit d'étiage.**

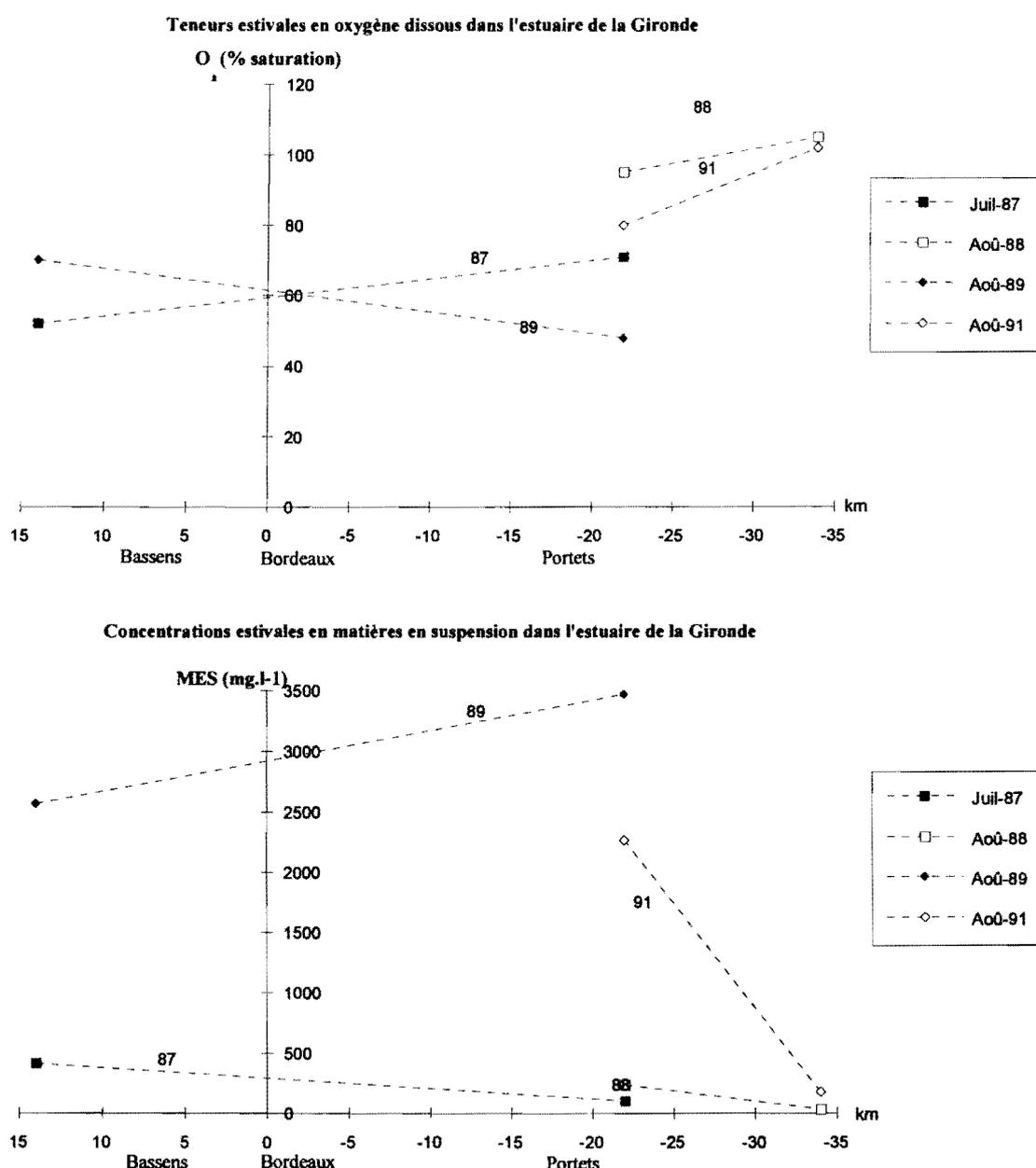


Figure 2.9. Evolution des teneurs estivales en oxygène dissous (% saturation) en fonction des MES autour de la commune de Bordeaux.

La diminution des teneurs en oxygène est en effet à rapprocher du profil longitudinal des teneurs en matières en suspension (MES). On peut remarquer (figure 2.10), comme c'est le cas dans de nombreux autres estuaires (MORRIS *et al.*, 1982; ROMAÑA *et al.*, 1990), que les

minima d'oxygène dissous correspondent aux zones de turbidité maximale.

Les déficits en oxygène dissous peuvent atteindre $4,5 \text{ mg.l}^{-1}$ (septembre 1989) et restent depuis 1986, positifs. Mais ces valeurs n'entraînent, à notre connaissance, aucun problème grave d'environnement, comme c'est le cas par exemple en Loire où de manière chronique, en septembre, des tonnes de mullets (*Liza Ramada*) sont retrouvés morts sur les berges de la zone du bouchon vaseux; en Seine également, des mortalités massives de poissons ont été signalées.

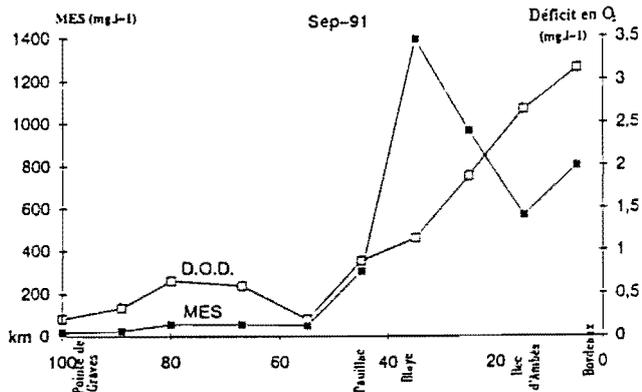
Si les teneurs en oxygène dissous chutent en deçà de 50 %, le milieu est déclaré fragile par les normes imposées par les Agences de l'Eau. Ce fut le cas autour de la commune de Bordeaux en septembre 1986, 1989, 1990 et 1991; donc **le milieu apparaît particulièrement fragile en période d'étiage prononcé**. Mais d'après les mesures, le fonctionnement biogéochimique de l'estuaire n'apparaît pas en déséquilibre puisqu'entre 1985 et 1991, l'estuaire de la Gironde n'a pas atteint l'anoxie.

Cependant, ces mesures ont été réalisées sans prendre en compte la variation des coefficients de marée. Les études menées sur l'estuaire de la Loire ont permis de constater que l'anoxie du bouchon vaseux était observable en marées de vives eaux. En effet, l'érosion de la crème de vase induit un enrichissement de la colonne d'eau, généralement oxygénée, en matière organique biodégradable vivante (bactéries) et détritique; cette richesse induit une augmentation de la demande en oxygène dissous, due en particulier au processus de minéralisation de la matière organique, et favorise ainsi la mise en place de conditions hypoxiques pouvant conduire à l'anoxie du bouchon vaseux (MAURICE, 1993 (a)). Donc il apparaît indispensable, **particulièrement en été et dans la zone de turbidité maximale, de réaliser des mesures d'oxygène dissous en période de vives eaux**.

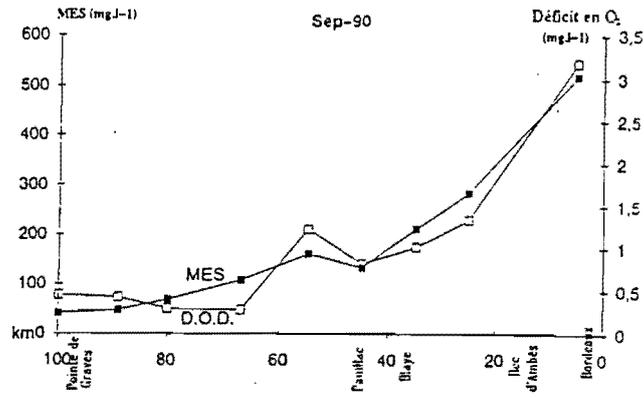
En période d'étiage, sur 40 kilomètres en aval de Bordeaux, les cinétiques des processus à l'origine d'une consommation d'oxygène dissous prévalent sur ceux fournissant un apport de cet élément. En été, les faibles valeurs d'oxygène dissous mesurées autour de la commune de Bordeaux peuvent être expliquées par la combinaison de 2 processus:

1. Une production primaire insuffisante pour équilibrer le taux d'oxygène dissous; ce processus est en effet limité par les fortes turbidités qui diminuent la profondeur de la couche euphotique.
2. Une activité hétérotrophe relativement importante car le bouchon vaseux joue un rôle de piégeage des particules dont une partie de la fraction organique est soumise à la minéralisation.

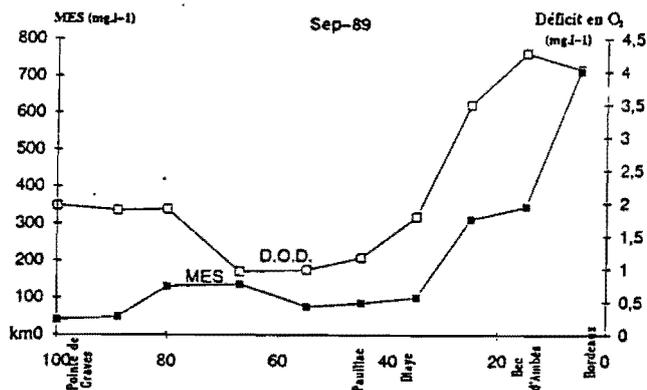
Relation entre le déficit en oxygène dissous et les MES dans l'estuaire de la Gironde



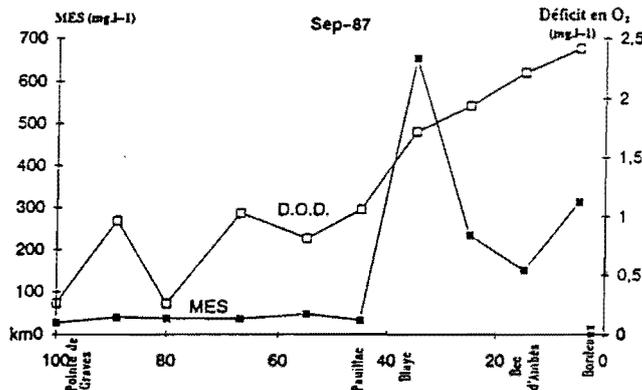
Relation entre le déficit en oxygène dissous et les MES dans l'estuaire de la Gironde



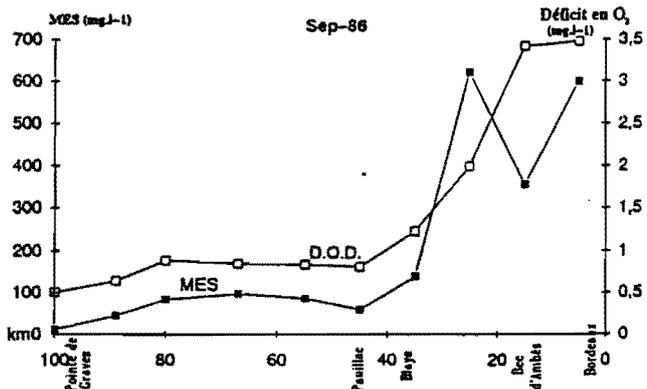
Relation entre le déficit en oxygène dissous et les MES dans l'estuaire de la Gironde



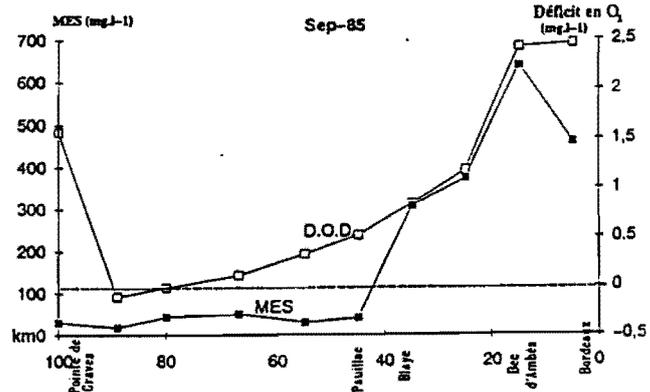
Relation entre le déficit en oxygène dissous et les MES dans l'estuaire de la Gironde



Relation entre le déficit en oxygène dissous et les MES dans l'estuaire de la Gironde



Relation entre le déficit en oxygène dissous et les MES dans l'estuaire de la Gironde



—○— D.O.D.
—■— MES

Figure 2.10. Relation entre le déficit en oxygène dissous (D.O.D.) et les concentrations en MES dans l'estuaire de la Gironde.

□ *en période hivernale*

Sur la période 1985-1991, les teneurs en oxygène dissous sont comprises entre 7,9 et 10,8 mg.l⁻¹; leur valeur moyenne est de 9,3 mg.l⁻¹. Les taux d'oxygène dissous restent supérieurs à 75 % par rapport à leur valeur à saturation (figure 2.11).

Les concentrations en oxygène dissous sont généralement plus importantes en hiver qu'en été. Ceci tient à la diminution de la température mais également au fait qu'en hiver, les débits fluviaux et par là-même les apports en oxygène sont plus importants; la turbulence, favorisée par l'augmentation des débits, permet également une meilleure réoxygénation par l'atmosphère. En hiver, l'augmentation des apports est non seulement due à l'augmentation des débits fluviaux mais également à celles des concentrations en Garonne et en Dordogne où elles dépassent 14 mg O₂.l⁻¹ en décembre.

En hiver, les écarts observés entre les teneurs en oxygène dissous des différentes années sont plus faibles qu'en période estivale. Cette dernière observation peut s'expliquer par le ralentissement voire l'arrêt de certains processus biochimiques, tels que la production primaire ou la dégradation de la matière organique, ce, en raison des températures de l'eau et de la diminution du temps de séjour des masses d'eau dans l'estuaire.

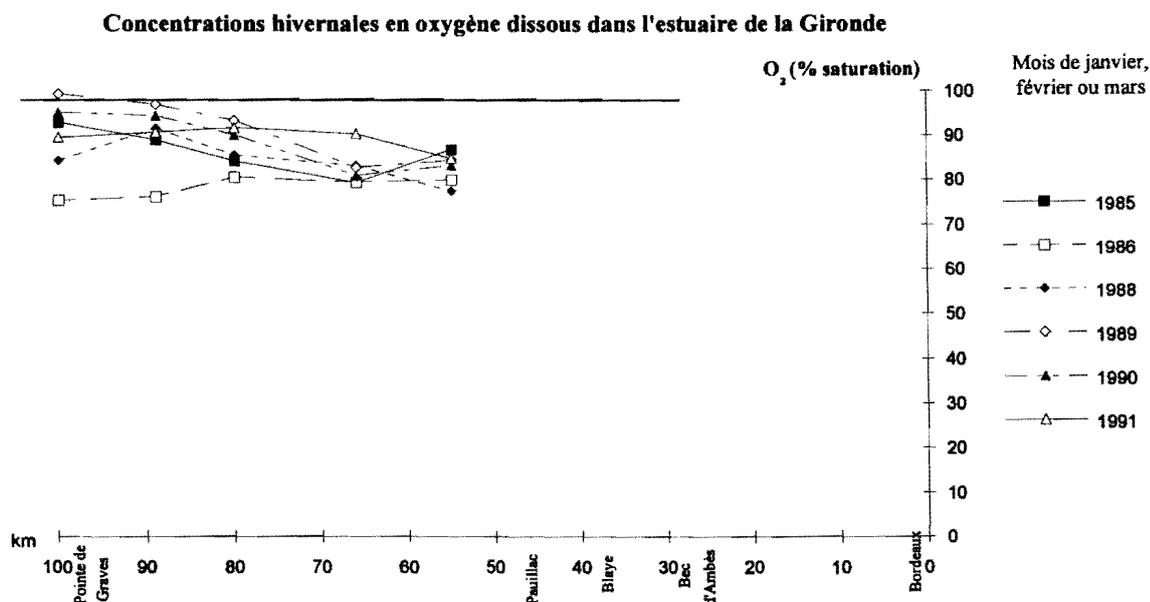


Figure 2.11. Concentrations en oxygène dissous exprimées en pourcentage par rapport à la saturation, mesurées entre janvier et mars dans l'estuaire de la Gironde au cours de la période 1985-1991.

3. LES SELS NUTRITIFS

3.1 LE PHOSPHORE

3.1.1 Le phosphore minéral dissous

Le phosphore est un élément nutritif dont la **forme minérale dissoute, orthophosphate, est majoritaire** par rapport à la forme organique. Dans l'eau de mer, les ions orthophosphates sont présents essentiellement sous les deux formes PO_4^{3-} (10 %) et HPO_4^{2-} (90 %); $\text{H}_2\text{PO}_4^{3-}$ représente moins de 1 % de ces différentes formes (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983). Par la suite, nous désignerons les orthophosphates par le terme général de "**phosphates**" (PO_4).

Les principaux processus à l'origine d'une consommation de phosphates sont :

- * l'assimilation par le phytoplancton et*
- * l'adsorption sur les particules.*

Les principales sources sont:

- * l'excrétion par les microorganismes,*
- * la décomposition des organismes morts,*
- * la minéralisation du phosphore organique par d'une part, des bactéries et d'autre part, des enzymes (phosphatases) sécrétées par les cellules végétales et*
- * la désorption de phosphore minéral des particules.*

3.1.1.1 Estimation des apports par la Garonne

Les **concentrations** en P- PO_4 varient à Couthures et à La Réole (figure 3.1) de 0,005 à 0,26 mg.l^{-1} avec une valeur moyenne de 0,05 mg.l^{-1} (1,6 $\mu\text{mol.l}^{-1}$). Ces concentrations paraissent très faibles comparées aux mesures réalisées en Seine amont (à Caudebec) où la valeur moyenne est de 0,8 mg.l^{-1} P- PO_4 (GUILLAUD, 1993).

L'évolution des concentrations en phosphates suit une courbe de puissance négative avec les débits moyens journaliers calculés sur la décade précédant le jour du prélèvement; pour les mesures de Couthures, la loi est:

$$P - \text{PO}_4 = 0,422.Q^{-0,289} \quad P - \text{PO}_4 \text{ en } \text{mg.l}^{-1}; Q \text{ en } \text{m}^3.\text{s}^{-1}$$

avec, $r^2 = 0,174$; $n = 84$.

La courbe de régression calculée sur les seuls échantillons de Couthures a un meilleur coefficient r^2 que celle calculée sur les 174 échantillons de Couthures et de La Réole mais reste, d'après les paramètres statistiques, inexploitable.

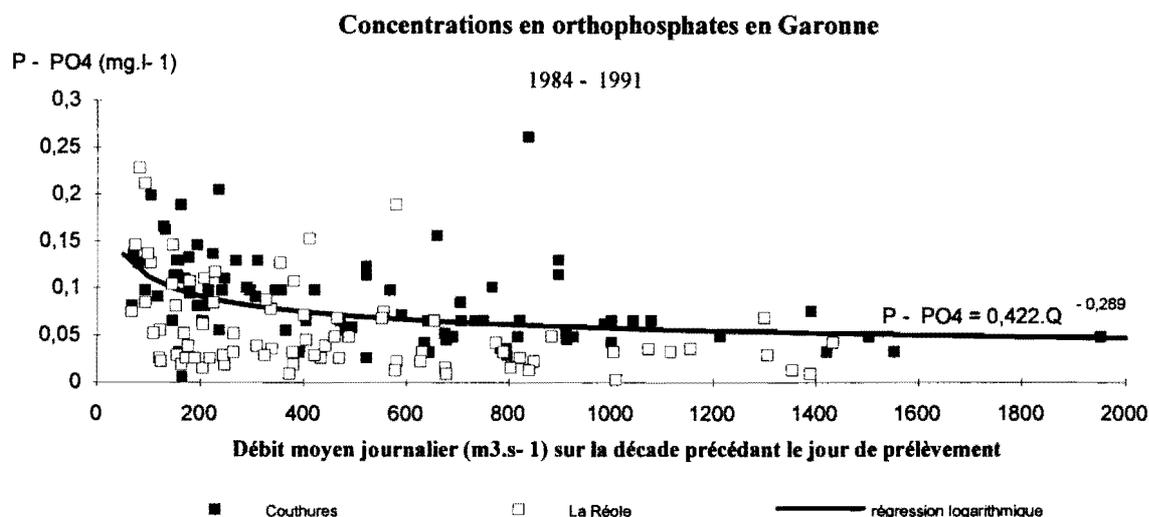


Figure 3.1. Evolution des concentrations en P - PO₄ (en mg.l⁻¹) avec les débits moyens journaliers en Garonne calculés sur la décade précédant le jour de prélèvement.

Sur la période 1984 - 1991, les apports annuels en P-PO₄, calculés à Couthures, restent compris entre 1000 et 1300 tonnes par an (figure 3.2), ce qui reste faible comparé à la Seine où en 1990, les apports étaient de 8000 tonnes par an.

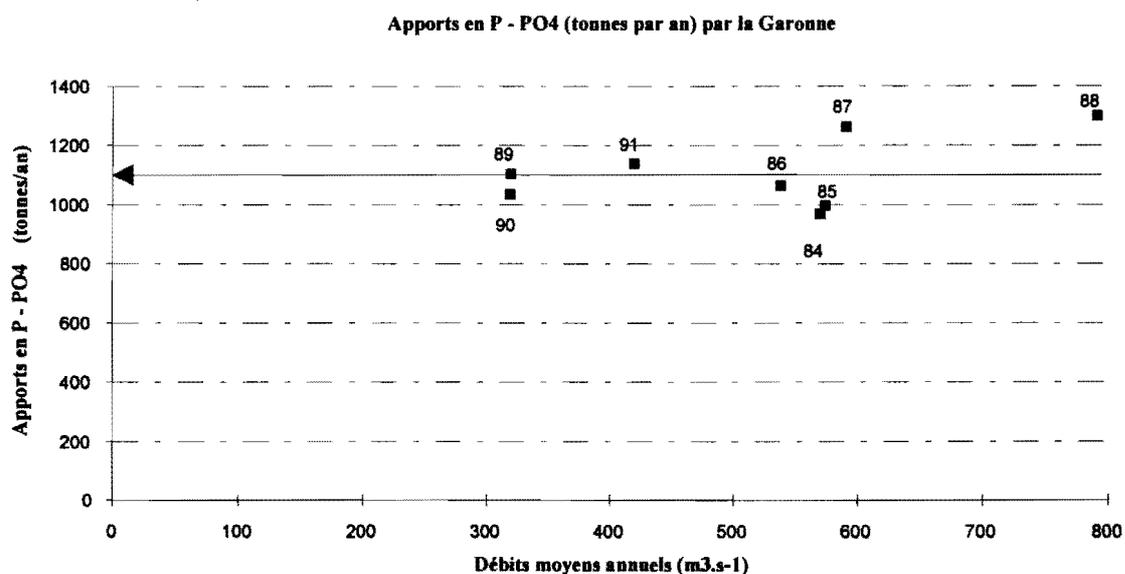


Figure 3.2. Flux annuels de P - PO₄ à Couthures (Garonne) de 1984 à 1991.

Les apports en P-PO₄ apparaissent relativement constants quelque soit le débit fluvial et oscillent autour de la valeur moyenne de 1110 tonnes/an. Cette observation est attestée par les coefficients de l'équation de régression obtenue:

$$\text{Flux P-PO}_4 \text{ (tonnes par an)} = 0,3494.Q_{fG} + 929,23 \quad \text{avec } r^2 = 0,213; n = 8$$

Cela signifie que les apports d'origine anthropique, les seuls flux qui puissent être constants, sont relativement importants par rapport aux apports diffus ou d'origine autochtone.

3.1.1.2 Estimation des apports par la Dordogne

Les **concentrations** en P-PO₄ atteignent à Pessac (figure 3.3) jusqu'à 0,14 mg.l⁻¹ avec une valeur moyenne de 0,03 mg.l⁻¹ (1,1 µmo¹.l⁻¹) Ces teneurs sont deux fois moins importantes que celles mesurées en Garonne. Peu de valeurs mesurées à Gardonne sont exploitables; elles mettent plutôt en évidence un problème de méthode analytique et de manque de sensibilité de la mesure.

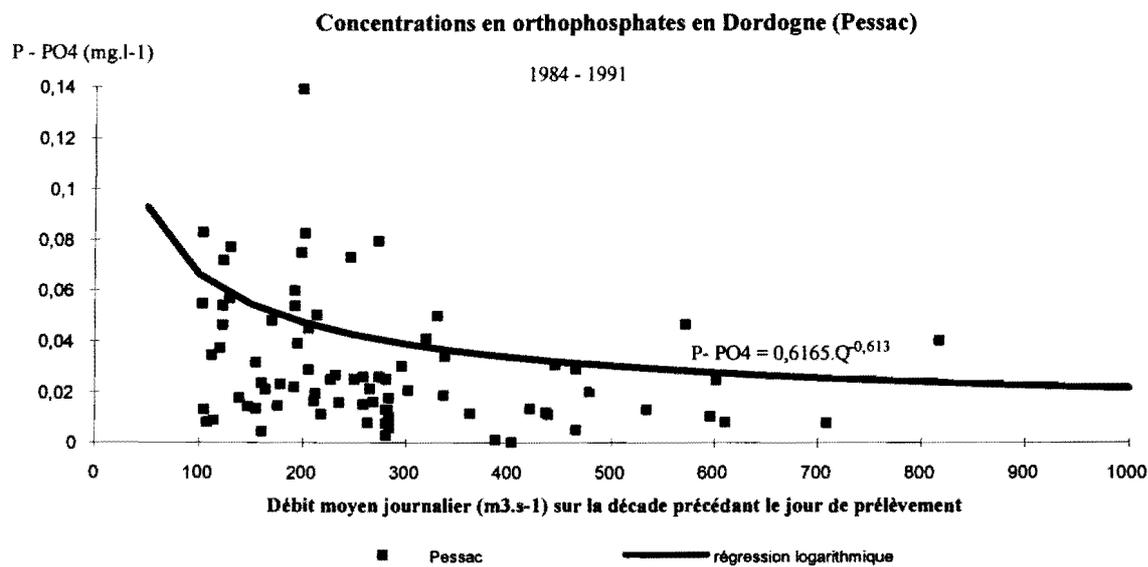


Figure 3.3. Evolution des concentrations en P - PO₄ (en mg.l⁻¹) avec les débits moyens journaliers en Dordogne calculés sur la décade précédant le jour de prélèvement.

En raison des faibles concentrations en phosphates mesurées en Dordogne, les **apports annuels**, depuis 1987, n'excèdent pas 310 tonnes par an (figure 3.4). Ils paraissent d'ailleurs relativement constants avec le débit fluvial, compris entre 200 et 310 tonnes par an.

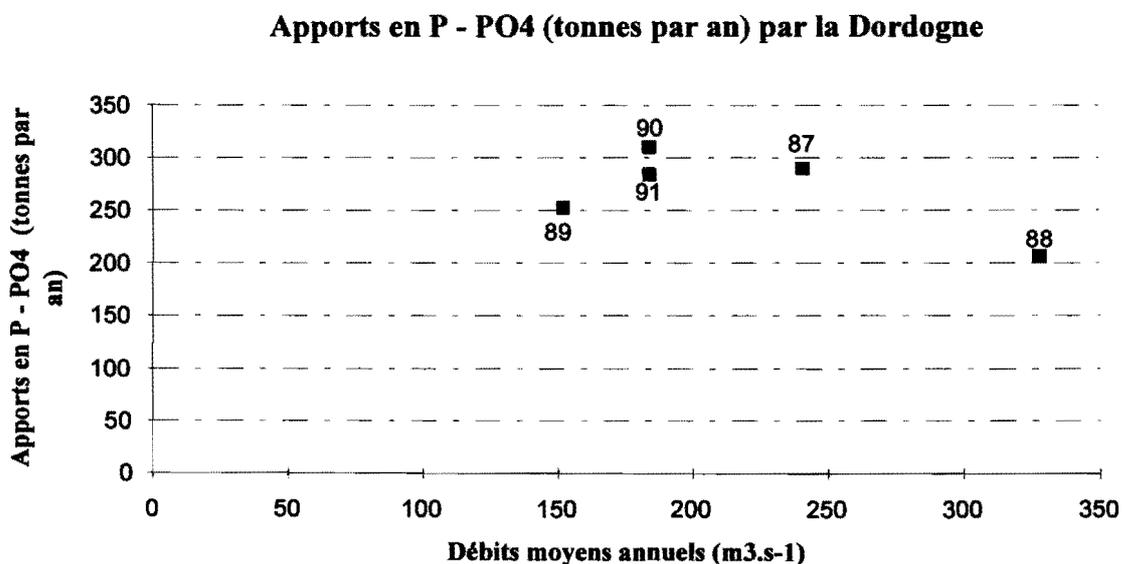


Figure 3.4. Flux annuels de P-PO₄ à Gardonne (Dordogne) de 1987 à 1991.

3.1.1.3 Les concentrations dans l'estuaire

□ En période estivale

Les concentrations en P-PO₄ mesurées en été sur la période 1984-1991, sont comprises entre 0,006 et 0,17 mg.l⁻¹; leur moyenne vaut 0,077 mg.l⁻¹ P-PO₄ (figure 3.5).

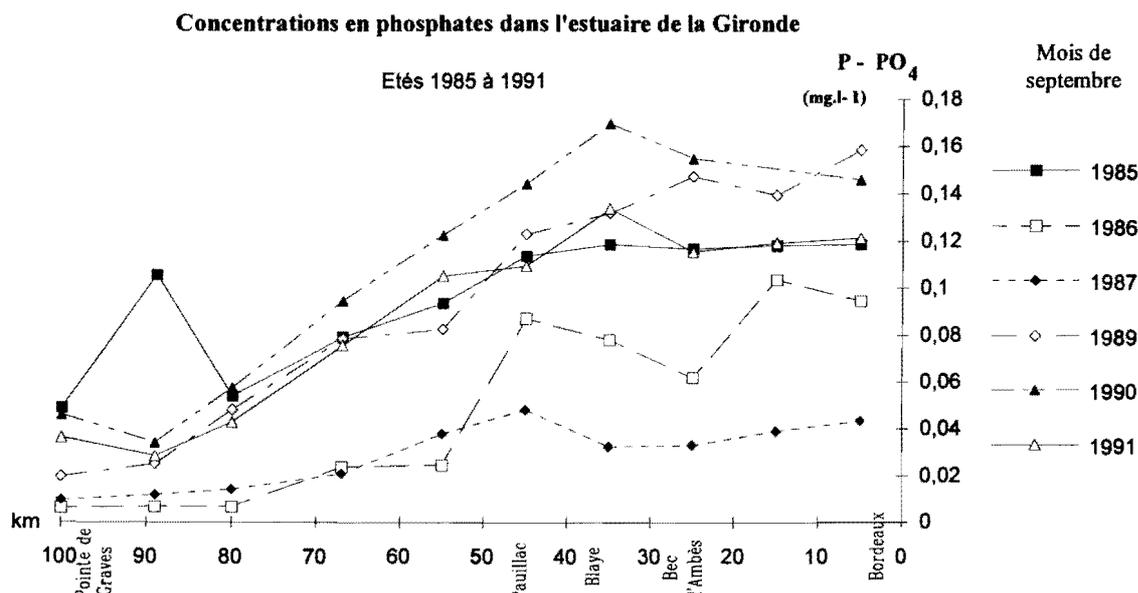
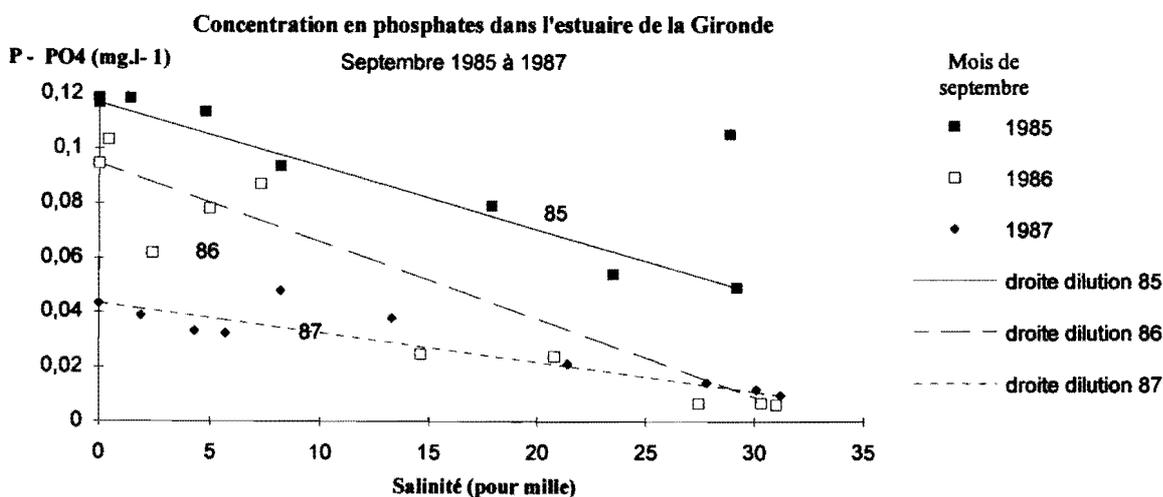


Figure 3.5. Evolution longitudinale des phosphates dans l'estuaire de la Gironde en période estivale, de 1985 à 1991.

On peut remarquer qu'en 1985 et 1987, les teneurs en phosphates suivent relativement bien les droites de dilution théoriques (figure 3.6). En septembre 1990 et 1991, les concentrations dans la partie amont de l'estuaire sont situées au-dessus des valeurs des droites de dilution théorique de façon statistiquement significative. Ceci est dû, soit à une diminution des concentrations à salinité nulle au cours du temps, déjà observée sur la période 1985-1987, soit, à un apport par **désorption** des phosphates adsorbés jusque là sur les sédiments (PHILLIPS, 1980).



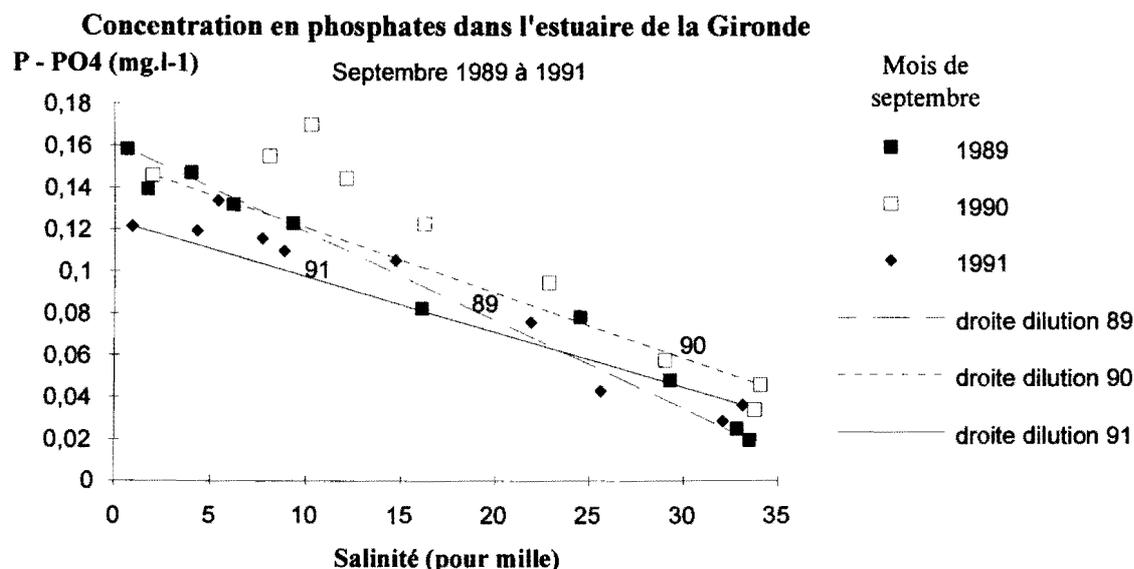


Figure 3.6. Evolution des concentrations en phosphates avec la salinité. Comparaison avec les droites de dilution théoriques des mois de septembre des années 1985 à 1991.

En septembre, les débits fluviaux sont généralement faibles: la moyenne en Dordogne est de $94 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ et en Garonne de $82 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Ce sont des valeurs d'étiage important qui contribuent à la remontée du bouchon vaseux plus en amont. En revanche, en 1991, si l'on compare l'évolution longitudinale des MES (figure 3.7) à celle des phosphates, on peut remarquer une superposition des valeurs maximales.

Ainsi en été, d'une façon générale, les teneurs en phosphates présentent des concentrations maximales à Bordeaux, ce qui est traditionnellement observé en zone fluviale, mais également au Bec d'Ambès et autour du PK 40, dans des zones de forte turbidité. Ces pics sont probablement dus en partie aux processus d'adsorption-désorption des phosphates sur les particules.

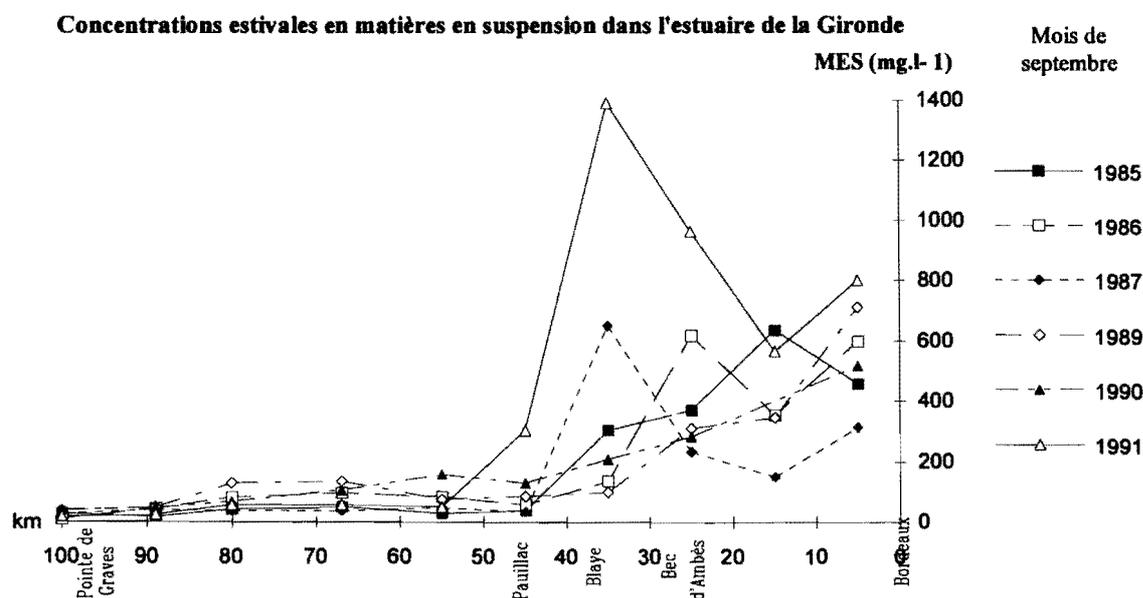


Figure 3.7. Evolution longitudinale des teneurs en matières en suspension dans l'estuaire de la Gironde au cours des mois de septembre de 1985 à 1991 (sauf 1988).

□ *En période hivernale*

Les concentrations en phosphates mesurées en période hivernale sont comprises entre 0,013 et 0,12 mg.l⁻¹ P-PO₄ (figure 3.8); la moyenne hivernale est de 0,06 mg.l⁻¹ P-PO₄. Les concentrations mesurées en hiver sont en général plus faibles qu'en été. Cette observation est à rapprocher de la variation des concentrations à salinité nulles en fonction des débits (figures 3.1 et 3.2). En effet, en système fluvial, les teneurs en phosphates ont tendance à augmenter pour les faibles débits fluviaux, généralement mesurés en période estivale.

Plusieurs hypothèses sont envisageables pour expliquer l'augmentation de P-PO₄ en été:

- la diminution du débit fluvial entraîne un temps de résidence des masses d'eau dans l'estuaire plus important, ce qui peut provoquer une accumulation des produits phosphatés d'origine autochtone (décomposition des débris organiques, etc ...) ou allochtones (rejets urbains, apports diffus, etc ...),
- la désorption des phosphates fixés sur le matériel particulaire,
- un lessivage des sols important dû à de violents orages estivaux.

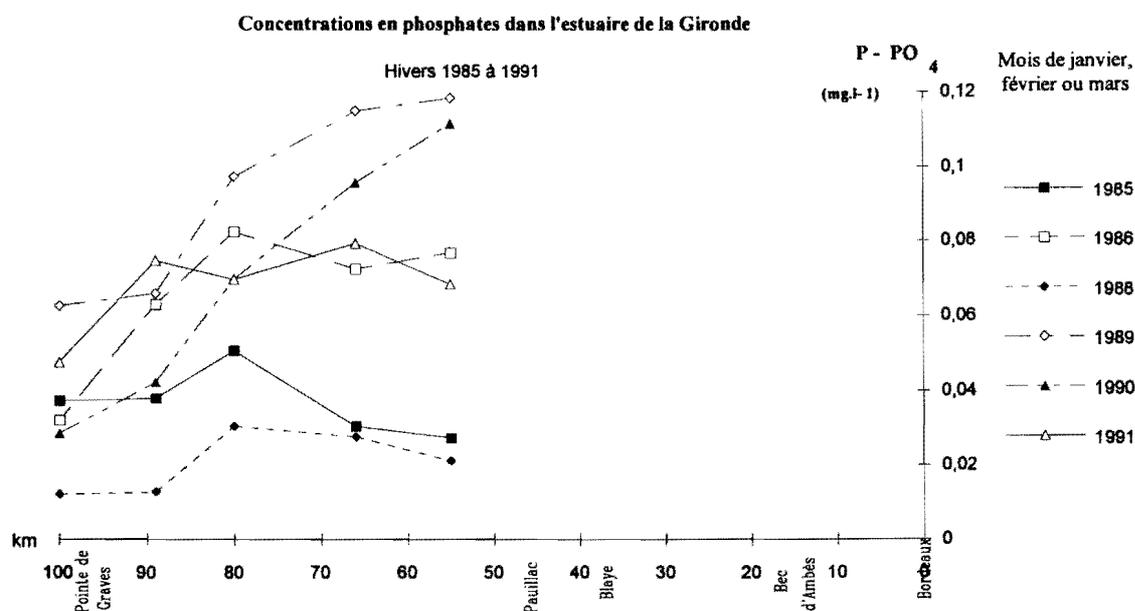


Figure 3.8. Evolution longitudinale des concentrations en phosphates dans l'estuaire de la Gironde en période hivernale, de 1985 à 1991 (sauf 1987).

L'Océan Atlantique étant pauvre en cet élément, c'est toujours à la station la plus en aval que les concentrations en phosphates sont les plus faibles.

La diminution des phosphates de l'amont vers l'aval s'explique en particulier par le processus de dilution dont le rôle est confirmé par le tracé des droites de dilution (figure 3.9).

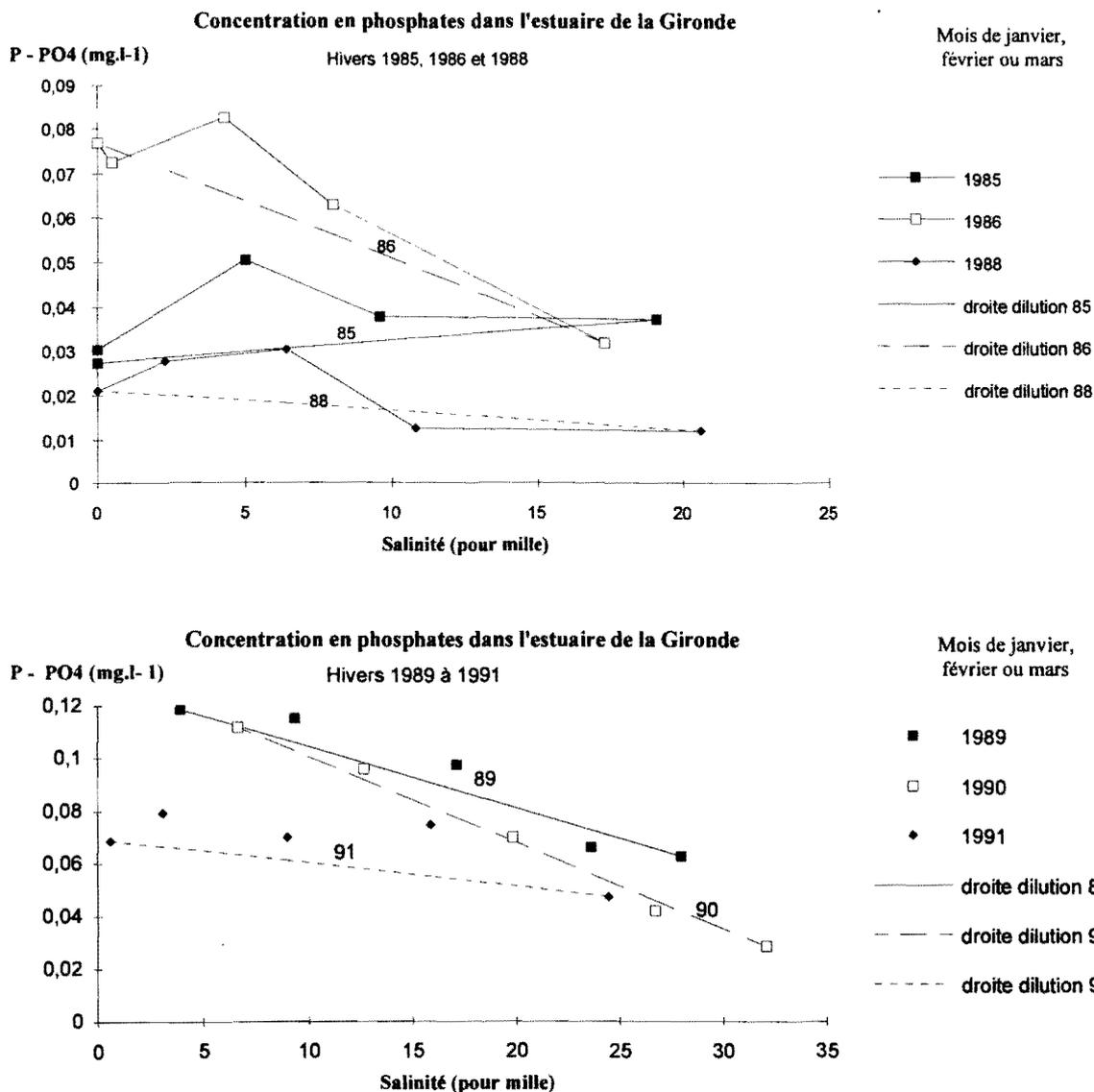


Figure 3.9. Evolution des concentrations en phosphates avec la salinité. Comparaison avec les droites de dilution théoriques au cours des hivers des années 1985 à 1991 (sauf 1987).

En 1985, on peut remarquer que la droite de dilution suit un profil amont-aval inversé. Des erreurs de mesure aux points de salinité nulle, sont probablement à l'origine de cet effet.

En revanche, pour toutes les autres années, à l'exception de 1990, les valeurs mesurées ont tendance à se trouver au dessus de la droite de dilution théorique. En 1991, elles coïncident avec des concentrations en MES particulièrement élevées, comprises entre 1,2 et 1,7 g.l⁻¹. C'est en effet en 1991 que les concentrations maximales en MES ont été mesurées. Il pourrait donc y avoir **désorption des phosphates dans l'eau, tant en période estivale qu'hivernale, au niveau des zones de forte turbidité.**

3.1.2 Le phosphore particulaire

Les concentrations en phosphore particulaire ont été estimées à partir de la différence entre les concentrations en phosphore total mesuré sur l'eau brute et en phosphore minéral dissous (P-PO₄). Cette différence représente essentiellement le **phosphore minéral particulaire**. En fait, elle englobe :

- le phosphore organique dissous et particulaire,
- les polyphosphates,
- le phosphore apatitique et
- les orthophosphates liés aux particules.

3.1.2.1 Estimation des apports par la Garonne

Les concentrations en phosphore particulaire estimées à Couthures, sans considérer les valeurs quasi nulles, varient de 0,02 à 0,18 à mg.l⁻¹. Elles augmentent avec les MES mais leur corrélation n'est pas statistiquement exploitable. Leur évolution avec le débit moyen fluvial est présenté en figure 3.10. Les données se répartissent en 2 séries:

- Pour des débits inférieurs à 500 m³.s⁻¹, 90 % des concentrations en P particulaire sont inférieures ou égales à 0,1 mg.l⁻¹.
- Pour des débits compris entre 500 et 1000 m³.s⁻¹, les concentrations sont comprises entre 0,18 et 0,02 mg.l⁻¹ dont 54 % sont supérieures à 0,1 mg.l⁻¹.

Dans les 2 séries, les concentrations en P particulaire diminuent linéairement avec les débits fluviaux, selon des pentes égales. Mais des mesures supplémentaires de phosphore total et d'orthophosphates sont nécessaires avant de poursuivre les analyses statistiques.

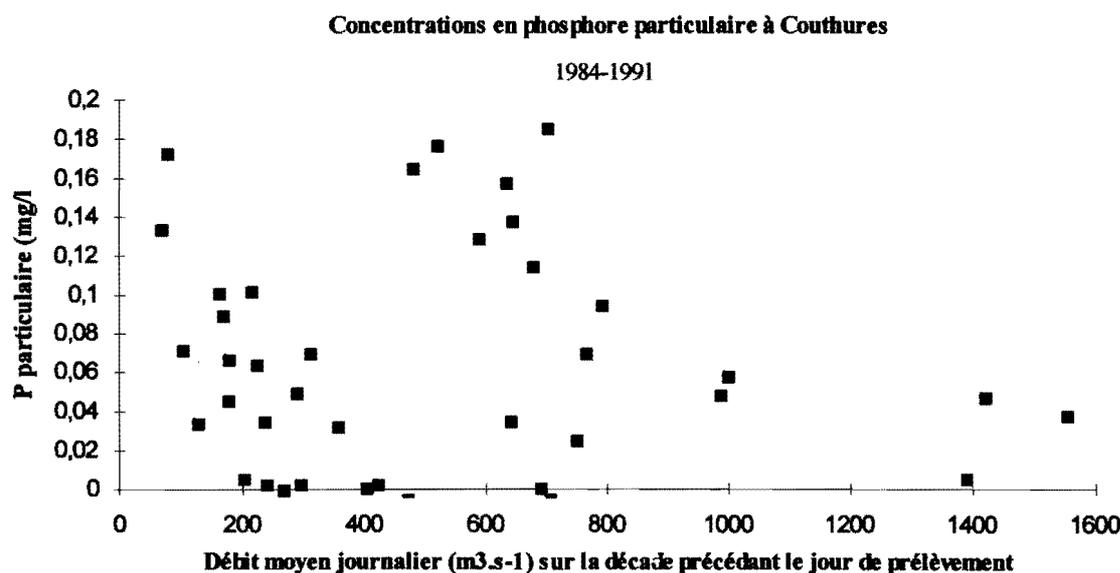


Figure 3.10. Evolution des concentrations en phosphore particulaire avec le débit moyen journalier calculé sur la décade précédant le jour de prélèvement en Garonne, de 1984 à 1991.

Les apports en phosphore total de 1989 à 1991 ne dépassent pas 3 000 tonnes par an (figure 3.11) avec une proportion moyenne de phosphore minéral dissous qui tend à diminuer; de 63 % en 1989, la part de phosphates dans le phosphore total chute à 39 % en 1991. *Mais des erreurs de mesures ne sont pas à négliger dans les interprétations.*

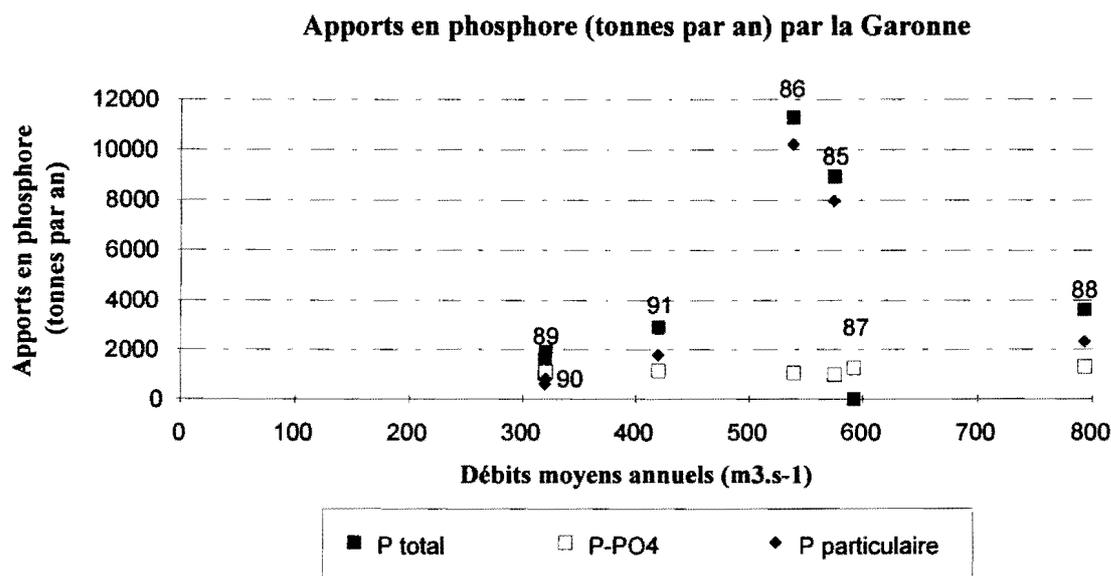


Figure 3.11. Flux annuels de P total et de P minéral dissous et particulaire en Garonne, de 1985 à 1991.

En 1985 et 1986, les apports en phosphore total par la Garonne sont particulièrement importants et ne semblent pas liés au débit moyen fluvial. L'importance de ces moyennes annuelles tient au fait qu'il n'y a pas eu de mesures en décembre, en général plus faibles. En 1987, trop de mesures de P total sont incohérentes pour réaliser une moyenne annuelle.

Par régression linéaire, pour un débit moyen interannuel de $630 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, les apports en **phosphore total** par la Garonne approchent 3 000 tonnes/an.

En 1991, la pollution résiduelle urbaine en P total sur le bassin versant aval de la Garonne se chiffrait à 1 245 tonnes par an, soit 43 % du flux total estimé en Garonne. Si à cette pollution urbaine on ajoute les apports en phosphore total d'origine industrielle, de 318 tonnes, le pourcentage d'apports en phosphore total d'origine anthropique s'élève à 54 % du flux total apporté par la Garonne dans l'estuaire de la Gironde. Cette part est relativement élevée.

3.1.2.2 Estimation des apports par la Dordogne

Les apports par la Dordogne en P total ont été estimés à partir de 6 valeurs en 1990 et seulement 4 en 1991 dont aucune en été, contre 9 les autres années. Cette disparité pourrait expliquer la diminution apparente des flux annuels en P total de ces 2 dernières années (figure 3.12).

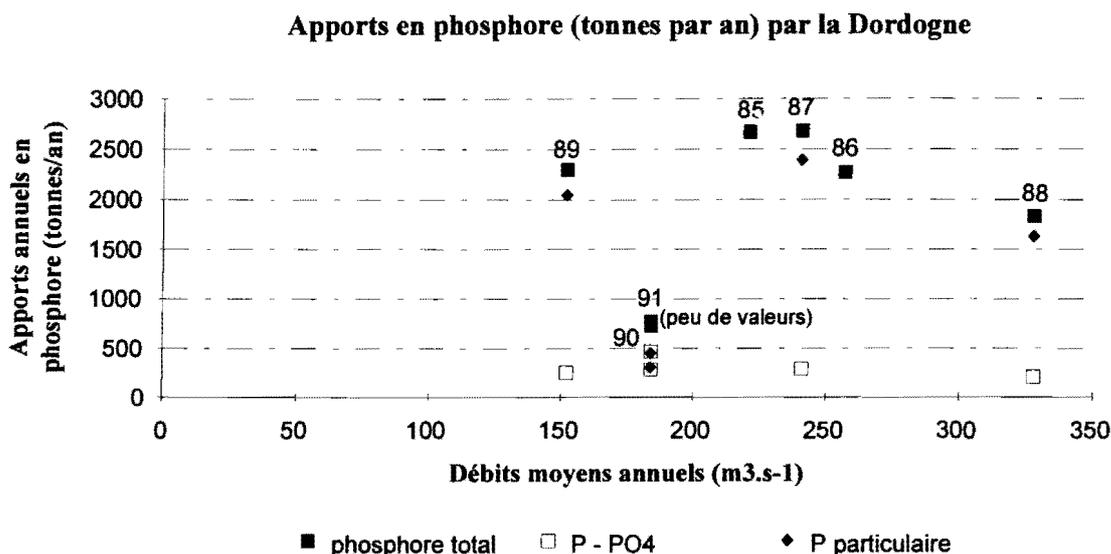


Figure 3.12. Flux annuels de P total et de P minéral dissous et particulaire en Dordogne de 1985 à 1991.

En Dordogne, si les apports en orthophosphates sont relativement constants depuis 1987, en revanche, il apparaît (à condition que les mesures soient justes) que les apports en phosphore particulaire ont diminué. En 1991, la part de P-PO₄ serait de 38 % du phosphore total; c'est du même ordre de grandeur qu'en Garonne. De ce même stock total, soit 735 tonnes en 1991, les apports d'origine urbaine s'élèveraient à 19 % contre 2 % seulement pour les rejets d'origine industriels dans le bassin versant de la Dordogne en aval de Castillon La Bataille.

Si l'on s'intéresse aux apports en P total dans le système fluvio-estuarien de la Gironde, on peut constater (tableau 3.1) que les apports par la Garonne représentent, en 1991, 52 % des apports totaux dans l'estuaire contre 44 % au cours d'une année hydrologique moyenne. Les rejets urbains déversés en Dordogne et dans l'estuaire représentent 28 % des apports totaux en phosphore, ce qui est supérieur aux apports par la Dordogne seule (13 %).

Tableau 3.1. Répartition des apports en P total dans le système fluvio-estuarien de la Gironde pour une année hydrologique moyenne et pour l'année 1991.

	Garonne	Dordogne	Rejets urbains	Rejets industriels
année moyenne	3 000 (44 %)	1 900 (28 %)	1 559 (23 %)	365 (5 %)
1991	2 915 (52 %)	735 (13 %)	1 559 (28 %)	365 (7 %)

3.2 LES SELS NUTRITIFS AZOTES

3.2.1 Les nitrates et les nitrites

En raison des faibles concentrations en nitrites mesurées en Garonne et en Dordogne, nous ne traiterons dans les chapitres consacrés aux apports des sels nutritifs azotés que les nitrates; en effet, les nitrates représentent en moyenne 98 % de la somme des nitrates et des nitrites.

3.2.1.1 Estimation des apports par la Garonne

Les **concentrations** en azote nitrique varient à Couthures et à la Réole de 0,35 à 5,46 mg.l⁻¹ avec une valeur moyenne de 1,81 mg.l⁻¹ (129 μmol.l⁻¹) sur la période 1984-1991. On peut constater que cette moyenne a augmenté de 20 % par rapport à la décennie précédente où elle était de 1,55 mg.l⁻¹ (PROBST, 1985).

Les variations des concentrations en N-NO₃ sont très faiblement corrélées au débit moyen journalier calculé sur la décennie précédant le jour de prélèvement (figure 3.13). La meilleure régression serait une fonction puissance :

$$N\text{-NO}_3 = 0,5837 \cdot Q_{fG}^{0,1852} \quad \text{avec, } N\text{-NO}_3 \text{ en mg.l}^{-1}, Q_{fG} \text{ en m}^3\text{.s}^{-1}$$

$$r^2 = 0,20; n = 68$$

Le taux r² est trop faible pour avancer une quelconque corrélation entre les teneurs en azote nitrique et le débit fluvial. Les corrélations multiples avec le débit fluvial, la température et le temps n'ont pas donné de meilleurs résultats statistiques.

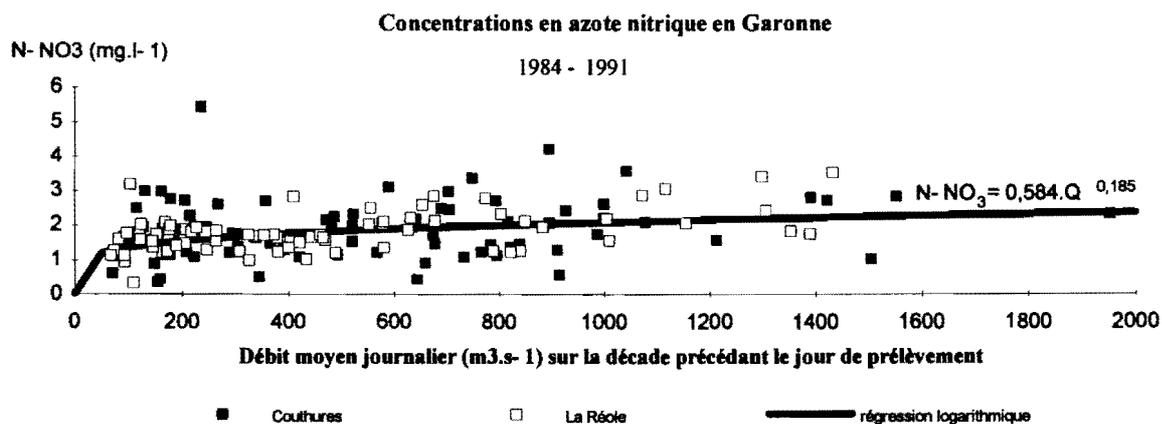


Figure 3.13. Evolution des concentrations en azote nitrique avec le débit moyen journalier calculé sur la décennie précédant le jour de prélèvement en Garonne, de 1984 à 1991.

Si l'on compare les teneurs en azote nitrique mesurées aux valeurs calculées par la relation précédente (figure 3.14), on s'aperçoit que les valeurs réelles sont généralement plus élevées, particulièrement en période de fort débit (hiver) où les apports diffus par lessivage des terres cultivées, sont sous-estimés par la relation mathématique. En étiage, certaines valeurs faibles sont quant à elles, surestimées.

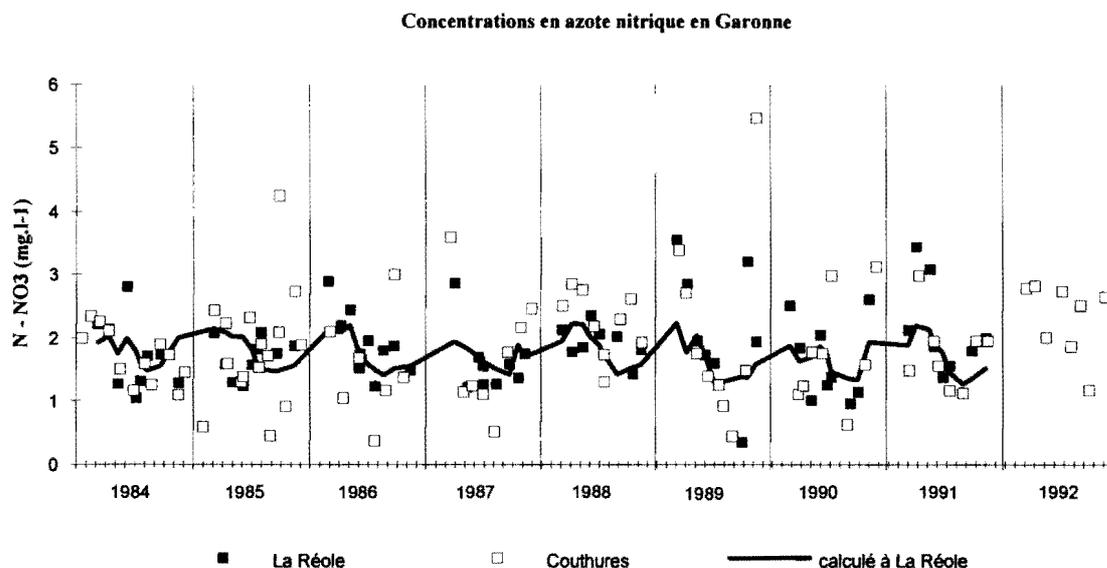


Figure 3.14. Evolution temporelle des concentrations mesurées et des concentrations calculées en azote nitrique à La Réole (Garonne), de 1985 à 1991.

A la Réole, on observe généralement un pic en azote nitrique en période hivernale, ce qui est confirmé par la tendance évolutive des nitrates avec les débits. C'est en hiver en effet, que les débits fluviaux sont les plus importants et les orages les plus fréquents, favorisant le lessivage des sols. En été, en revanche, on observe généralement les teneurs minimales en nitrates; ceci peut s'expliquer par une réduction des apports et par une utilisation par les organismes phytoplanctoniques; cette hypothèse est à vérifier sur les profils d'azote ammoniacal et de chlorophylle *a*. En effet, l'azote nitrique, avec l'azote ammoniacal, rentrent dans le cycle de l'azote comme supports de la croissance du phytoplancton. L'azote nitrique est ensuite régénéré à partir de l'oxydation de l'azote ammoniacal par nitrification.

D'une manière générale, l'évolution pluriannuelle des teneurs en **nitrates en Garonne** met en évidence une **augmentation d'environ 18 % en 7 ans** (à La Réole).

Cette tendance, représentée en figure 3.15, peut être le signe précurseur d'un **risque de nitrification** dans le système fluvio-estuarien de la Gironde. Le fait que les nitrates puissent se trouver en conditions non limitantes dans un système aquatique peut favoriser la mise en place d'une eutrophisation aux conséquences non maîtrisées.

Evolution des teneurs moyennes annuelles en azote nitrique en Garonne

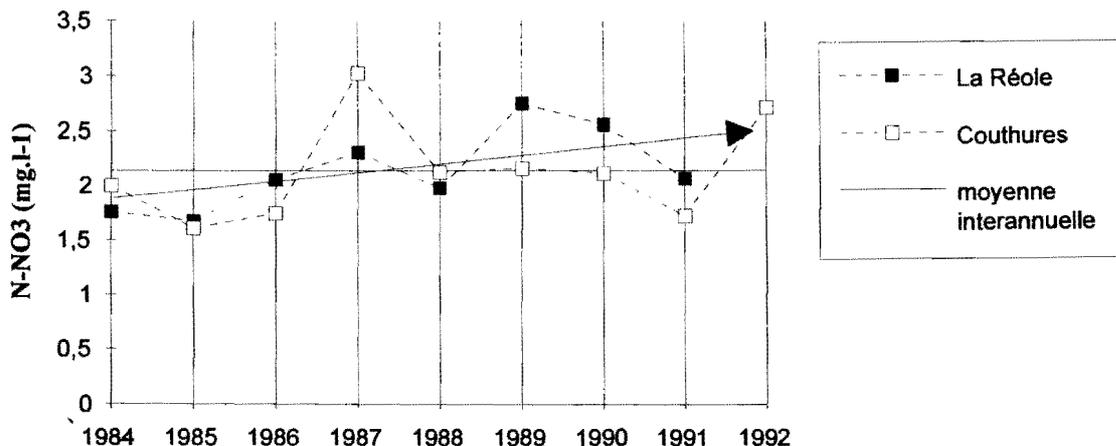


Figure 3.15. Evolution temporelle des moyennes annuelles en azote nitrique calculées de mars à novembre à Couthures et à La Réole, sur la période 1984-1992.

Estimation des apports annuels par la Garonne

De 1984 à 1987, les apports annuels en azote nitrique sont compris entre 25 000 et 40 000 tonnes; ils augmentent jusqu'à 60 000 tonnes en 1988, année la plus "humide". Les apports les plus faibles sont observés entre 1989 et 1991 où ils ne dépassent pas 30 000 tonnes par an (figure 3.16).

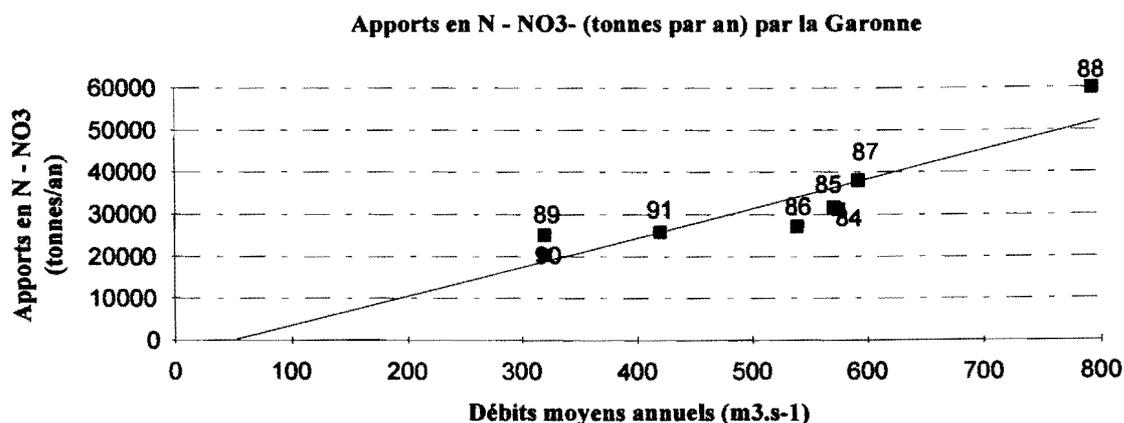


Figure 3.16. Flux annuels de N-NO₃ à Couthures (Garonne) de 1984 à 1991.

En Garonne aval, sur la période 1984-1991, les apports annuels en azote nitrique augmentent avec le débit moyen annuel selon la loi de régression linéaire suivante:

$$\text{Flux N-NO}_3 \text{ (tonnes par an)} = 69,51 \cdot Q_{fG} - 3429,4 \text{ par la Garonne}$$

avec $r^2 = 0,80$; $n = 8$

3.2.1.2 Estimation des apports par la Dordogne

Les **concentrations** en azote nitrique varient à Pessac et à Gardonne de 0,02 à 2,98 mg.l⁻¹ avec une valeur moyenne de 1,34 mg.l⁻¹ (95,7 μmol.l⁻¹). Cette valeur moyenne est égale à 70 % de la concentration moyenne de N-NO₃ mesurée en Garonne, à Couthures.

Les coefficients statistiques obtenus sur les lois de régression reliant les variables nitrates et débits confirment qu'il est impossible de corrélérer les teneurs en azote nitrique aux débits fluviaux moyens journaliers de la Dordogne (figure 3.17). Une loi de régression linéaire multiple reliant la concentration en N-NO₃ au débit moyen journalier et à la température a été calculée. Le coefficient r² reste largement inférieur à 1 puisqu'il vaut 0,154 pour 103 échantillons.

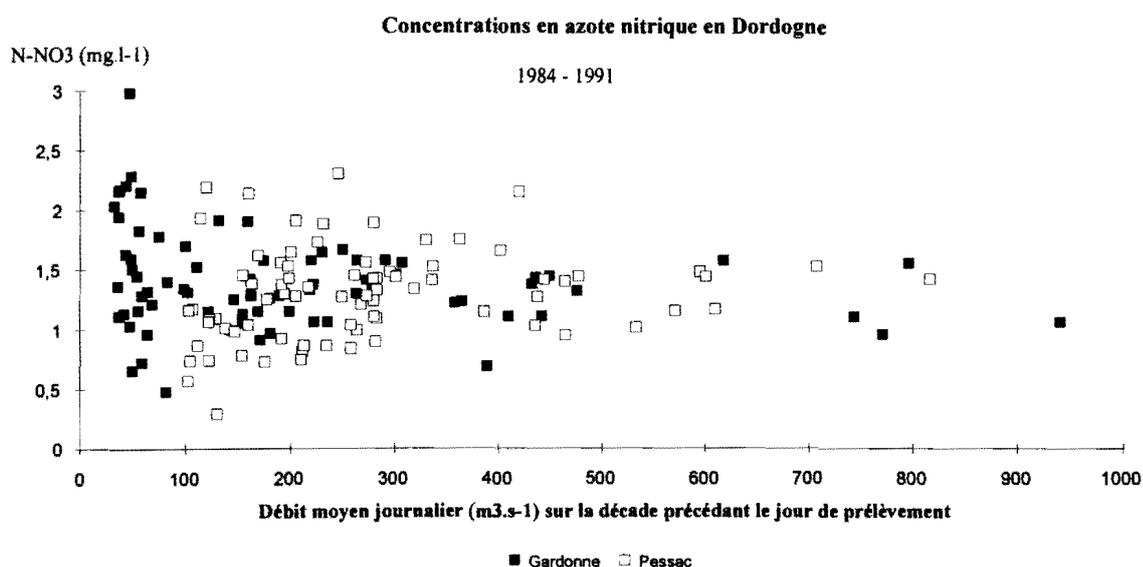


Figure 3.17. Evolution des concentrations en N-NO₃ avec le débit moyen journalier calculé sur la décade précédant le jour de prélèvement en Dordogne, de 1984 à 1991.

Si les concentrations en azote nitrique ne sont pas corrélées au débit fluvial, cela peut signifier que les processus de production (nitrification) et de consommation (par le phytoplancton essentiellement) de N-NO₃ peuvent être prépondérants aux apports en période d'étiage. L'évolution temporelle des nitrates en Dordogne (figure 3.18) tend à confirmer cette hypothèse; les minima sont généralement mesurés en juillet, comme en Garonne. Les concentrations en azote nitrique ne sont pas non plus corrélables au mois de prélèvement.

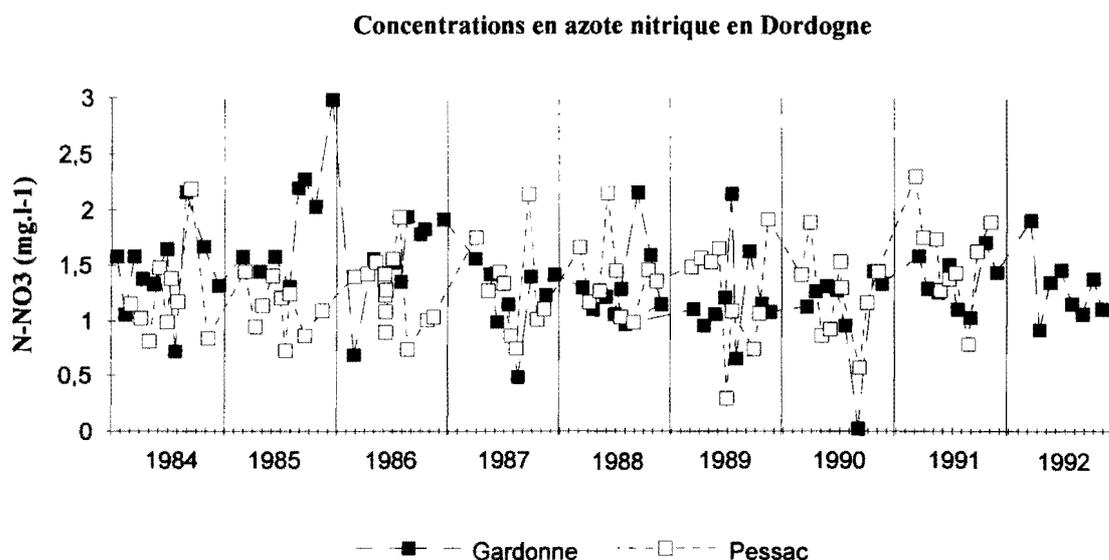


Figure 3.18. Evolution temporelle des concentrations en azote nitrique mesurées à Pessac et à Gardonne (Dordogne), de 1984 à 1992.

Estimation des apports annuels par la Dordogne

Sur la période 1984-1988, les apports en nitrates par la Dordogne sont compris entre 10 000 et 13 000 tonnes par an (figure 3.19). Au cours des années déficitaires 1989-1991, les apports annuels en nitrates varient de 5 000 à 8 000 tonnes, ce qui correspond en moyenne à 22 % des apports totaux à l'estuaire.

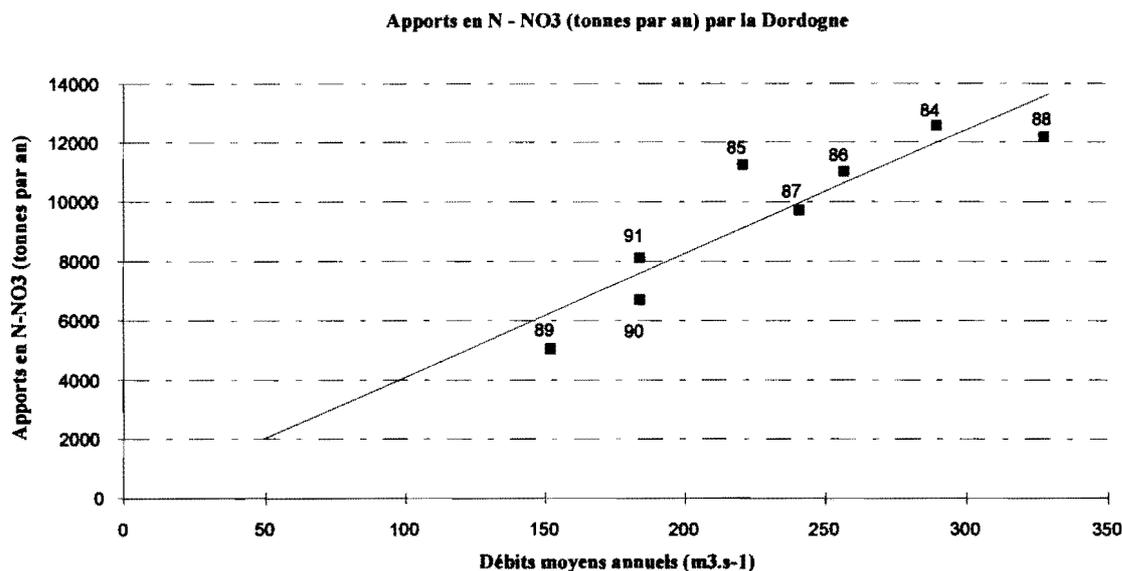


Figure 3.19. Flux annuels de N-NO₃ à Gardonne (Dordogne) de 1984 à 1991.

En Dordogne aval, les apports annuels en azote nitrique sont corrélables aux débits moyens annuels selon la loi de régression linéaire suivante:

$$\text{Flux N-NO}_3 \text{ (tonnes par an)} = 41,48.QfD - 45,47$$

par la Dordogne

avec $r^2 = 0,82$; $n = 8$

3.2.1.3 Concentrations dans l'estuaire

Les concentrations en azote nitrique et nitreux évoluent dans l'estuaire non seulement en fonction de la salinité mais également au cours d'une année. Les valeurs minimales, 0,094 mg.l⁻¹, sont observées dans la partie aval de l'estuaire et en été et les valeurs maximales, 2,93 mg.l⁻¹, à la limite amont et en hiver; la valeur moyenne mesurée au cours de la période 1984 à 1991 est de 1,40 mg.l⁻¹. Ces concentrations paraissent faibles comparées à la moyenne mesurée en Loire par exemple, qui durant l'hiver 1988, était de 3,5 mg.l⁻¹.

En raison du processus de dilution, les nitrates diminuent régulièrement de Bordeaux jusqu'à l'embouchure où ils atteignent des valeurs jusqu'à 25 fois plus faibles (figure 3.20).

□ En période estivale

En septembre 1987, un pic en ammonium se distingue nettement au prélèvement réalisé à 55 kilomètres en aval de Bordeaux. Il peut s'agir soit, d'erreurs de mesure soit, d'un apport d'origine anthropique puisque des teneurs anormalement élevées ont été mesurées jusqu'à l'embouchure.

En 1991, on peut remarquer à la hauteur de la commune de Blaye, un pic en azote nitrique dû soit à un apport, soit à une nitrification particulièrement importante; cette hypothèse peut être vérifiée sur la droite de dilution ainsi que sur les courbes d'évolution temporelle de l'ammonium.

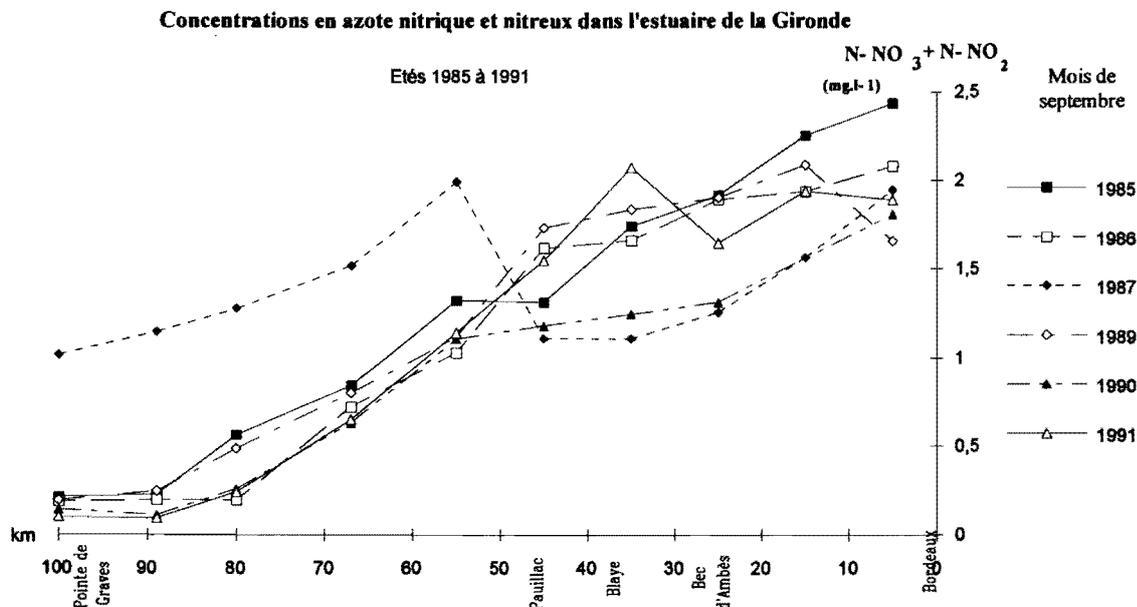


Figure 3.20. Evolution longitudinale de l'azote nitrique et nitreux dans l'estuaire de la Gironde au cours des mois de septembre 1985 à 1991.

Sur la période 1985-1991, les concentrations en azote nitrique et nitreux sont relativement bien corrélées à la salinité (figure 3.21). La droite de régression reliant la concentration en N-(NO₃+NO₂) à la salinité, en période estivale, s'écrit:

$$\text{N-NO}_3 + \text{N-NO}_2 \text{ (mg.l}^{-1}\text{)} = -0,0515.S \text{ (‰)} + 1,9457$$

avec $r^2 = 0,81$; $n = 58$

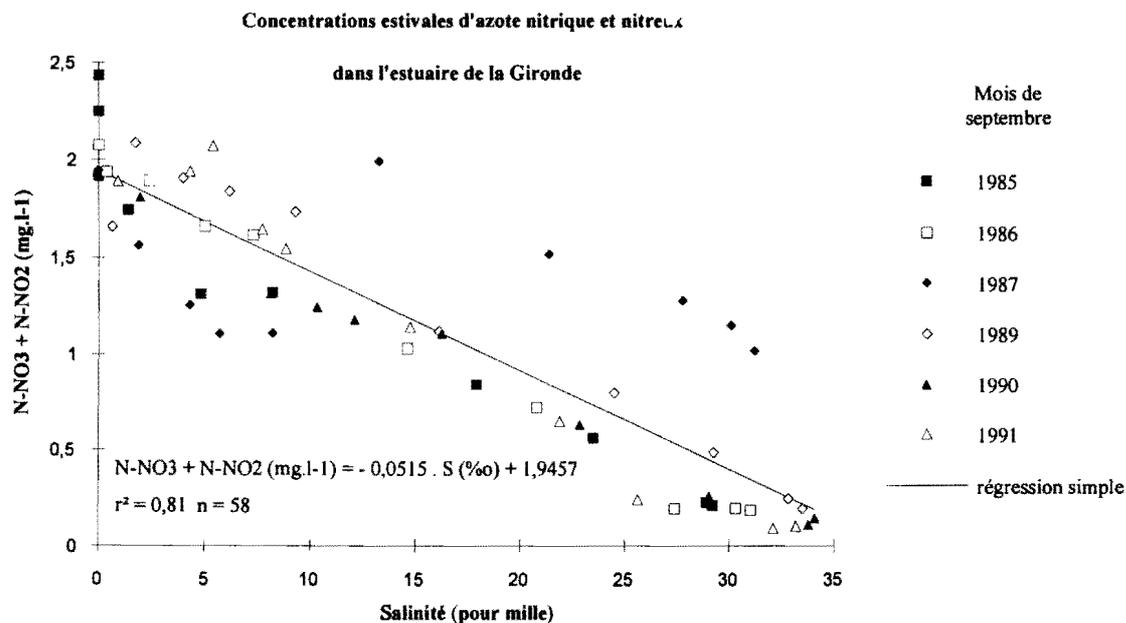


Figure 3.21. Evolution des concentrations estivales d'azote nitrique et nitreux dans l'estuaire de la Gironde avec la salinité, de 1985 à 1991.

Si l'on s'intéresse à l'évolution de l'azote nitrique et nitreux par rapport à la salinité au cours de la période 1985-1991, l'on peut constater que certaines années les concentrations en $N-NO_3$ et $N-NO_2$ ne suivent pas les droites de dilution (figure 3.22):

- En 1985, trois tracés sont possibles suivant le choix de l'ordonnée dont la valeur peut varier entre 2 et 2,5 $mg.l^{-1}$. Mais dans tous les cas, les teneurs en nitrates mesurées aux faibles salinités sont inférieures aux valeurs théoriques; ce qui signifie qu'il y aurait consommation de nitrates ou dénitrification.
- En 1987, nous retrouvons les valeurs anormalement élevées mesurées aux fortes salinités.
- En septembre 1989 et 1991, les concentrations en nitrates mesurées aux faibles salinités sont situées au-dessus des droites de dilution d'un écart supérieur à l'erreur de mesure, ce qui pourrait indiquer une **nitrification**. Cette hypothèse est à rapprocher de l'augmentation des teneurs moyennes en nitrates observées sur leur évolution pluriannuelle en Garonne; elle pourra également être vérifiée sur les mesures d'ammonium en amont.

La nitrification présente le risque de participer à la diminution du taux d'oxygène dissous dans l'eau puisque ce processus est assuré par des bactéries autotrophes consommatrices d'oxygène.

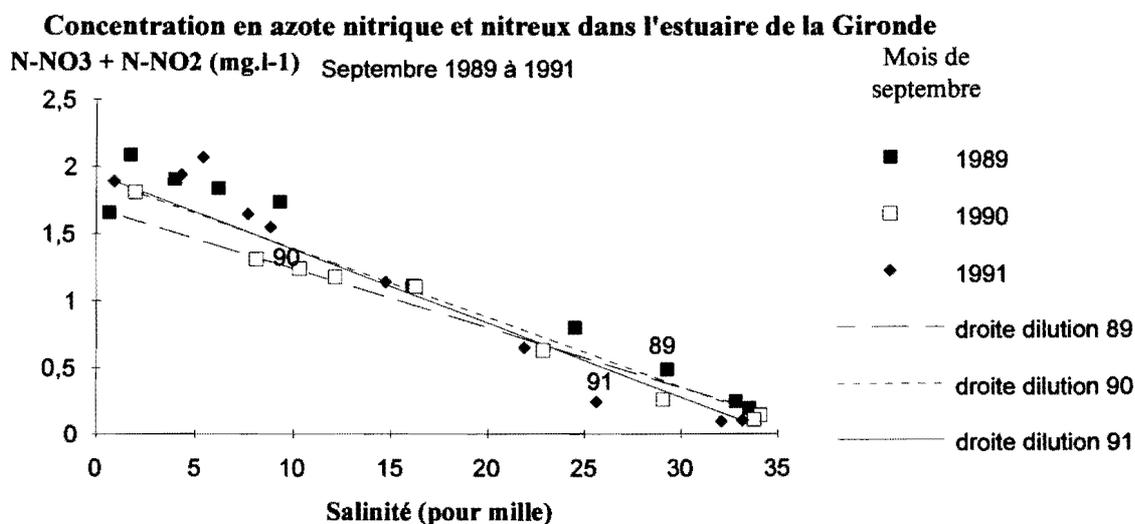
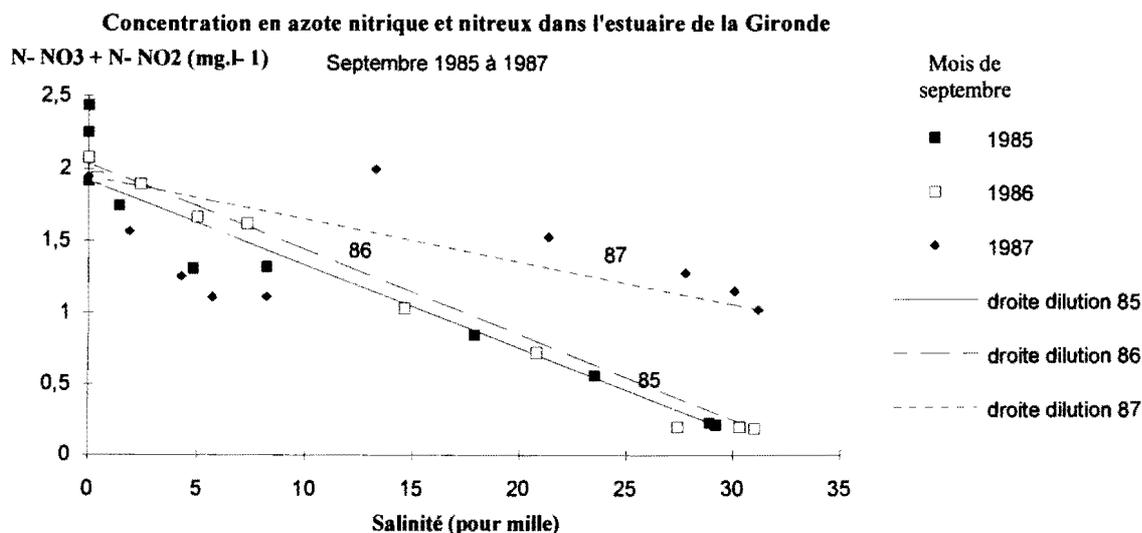


Figure 3.22. Evolution des concentrations en azote nitrique et nitreux avec la salinité. Comparaison avec les droites de dilution théoriques des mois de septembre des années 1985 à 1991 (sauf 1988).

□ En période hivernale

En période hivernale, les concentrations en N-NO₃ et N-NO₂ sont jusqu'à 2 fois plus élevées qu'en été (figure 3.23); particulièrement dans la partie aval de l'estuaire où d'une part, les concentrations dans l'Océan Atlantique sont plus importantes et d'autre part, le phytoplancton n'est pas en phase de croissance.

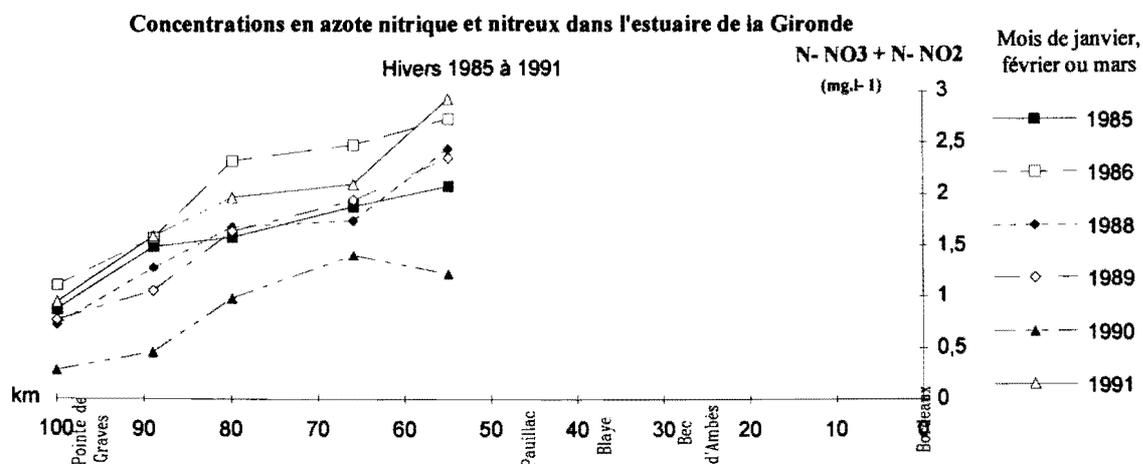
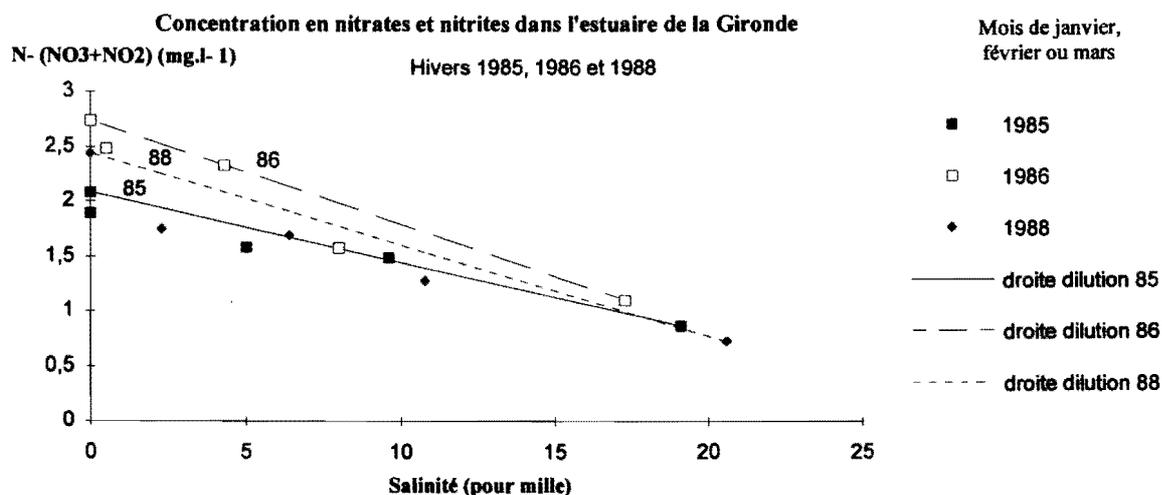


Figure 3.23. Evolution longitudinale des concentrations en N-NO₃ et en N-NO₂ dans l'estuaire de la Gironde en période hivernale, de 1985 à 1991.

En hiver, en raison des forts débits fluviaux, les salinités mesurées dans l'estuaire sont en général plus faibles qu'en été, notamment en 1985, 1986, 1988, 1989 et 1991. La figure 3.24 compare les mesures d'azote nitrique et nitreux aux valeurs théoriques des droites de dilution.



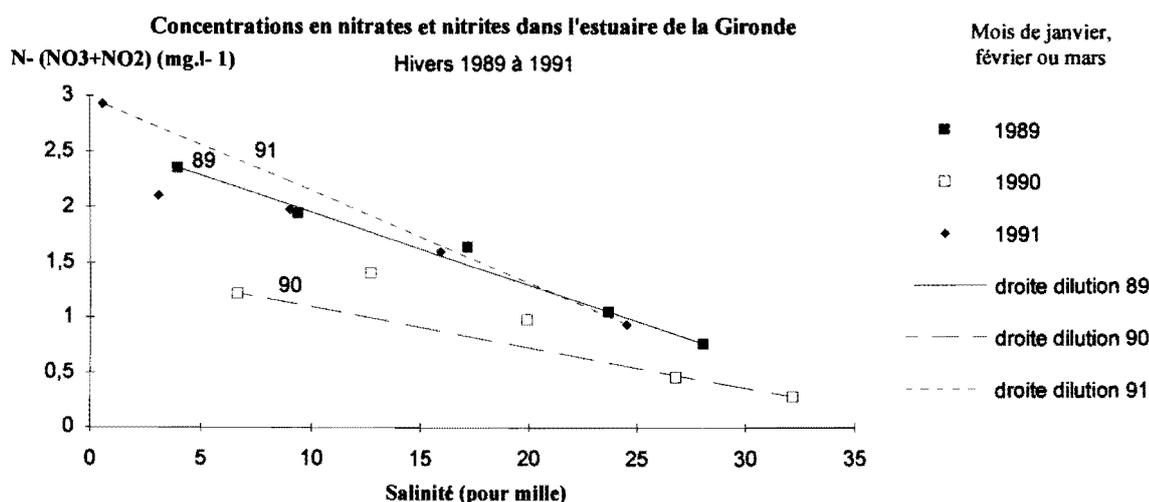


Figure 3.24. Evolution des concentrations en N-NO₃ et N-NO₂ avec la salinité dans l'estuaire de la Gironde en période hivernale, de 1985 à 1991 (excepté 1987).

En 1985, 1986 et 1989, l'évolution longitudinale des nitrates paraît simplement régie par le processus de dilution.

En 1988 et 1991, on peut remarquer une consommation des nitrates aux faibles salinités. En revanche, en 1990, les concentrations se trouvent au-dessus de la droite de dilution, ce qui indiquerait une nitrification mais restent cependant inférieures à toutes les valeurs mesurées au cours des 5 années précédentes.

3.3.2 L'ammonium

L'azote ammoniacal (N-NH₄) provient des excréments animaux et de la décomposition bactérienne des composés organiques azotés. Il est consommé par le phytoplancton et également incorporé par de nombreuses espèces bactériennes pour la synthèse de leurs protéines, avant d'être excrété. Il est également oxydé en azote nitrique (nitrification) par les bactéries nitrifiantes.

3.3.2.1 Estimation des apports par la Garonne

Sur la période 1984-1991, à La Réole, les concentrations en azote ammoniacal peuvent atteindre 0,25 mg.l⁻¹; la valeur moyenne est de 0,05 mg.l⁻¹ (3 μmol.l⁻¹). A Couthures, en raison de leur dispersion et de leur incohérence, les valeurs semblent refléter un problème de sensibilité de la mesure. En effet, les valeurs de N-NH₄ mesurées à Couthures sont dans l'ensemble plus élevées que celles mesurées à La Réole, qui se trouve plus en amont du fleuve. Les mesures à Couthures ont été réalisées par le laboratoire de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne tandis que celles de La Réole ont été réalisées par l'Institut Européen de l'Environnement de Bordeaux. Même si le principe de la méthode et l'appareillage utilisé (Technicon) sont identiques, il n'en demeure pas moins que **les résultats d'analyses puissent ne pas être comparables** (problème de réactifs, d'appareillage, de manipulation, etc...); de nombreuses sources d'erreurs sont envisageables particulièrement dans le cas de mesures fines.

Ces teneurs sont dans l'ensemble faibles comparées aux valeurs mesurées dans d'autres fleuves: en Seine; à Caudebec (GUILLAUD, 1993), la valeur moyenne est de 0,83 mg.l⁻¹ (59 μmol.l⁻¹).

Les variations des concentrations en azote ammoniacal ne sont pas corrélables aux débits moyens journaliers calculés sur la décade précédant le jour de prélèvement (figure 3.25), ni à la température, ni au temps, ni à la chlorophylle *a*.

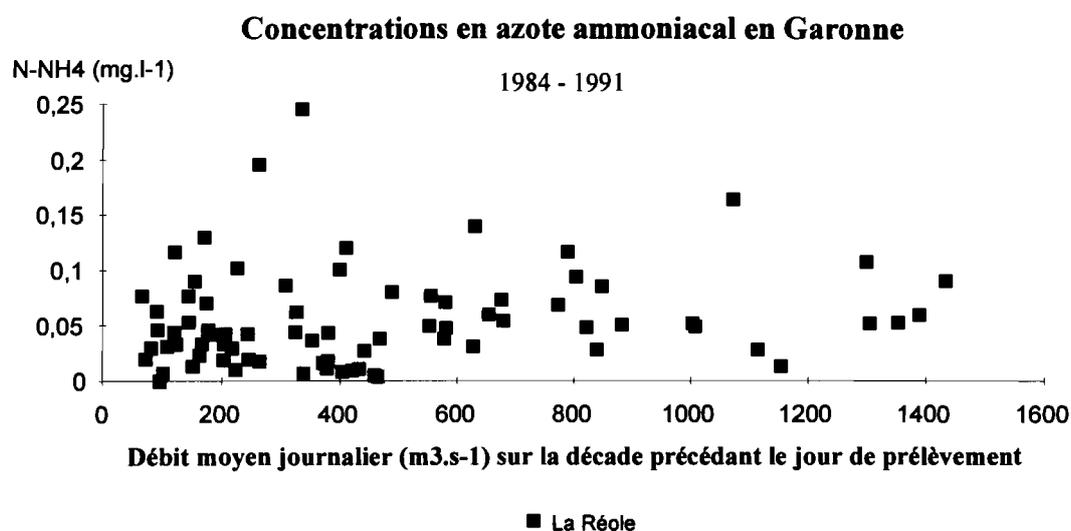


Figure 3.25. Evolution des concentrations en azote ammoniacal avec le débit moyen journalier calculé sur la décade précédant le jour de prélèvement en Garonne, de 1985 à 1991.

L'évolution temporelle des concentrations en azote ammoniacal, de 1984 à 1992, est présentée en figure 3.26.

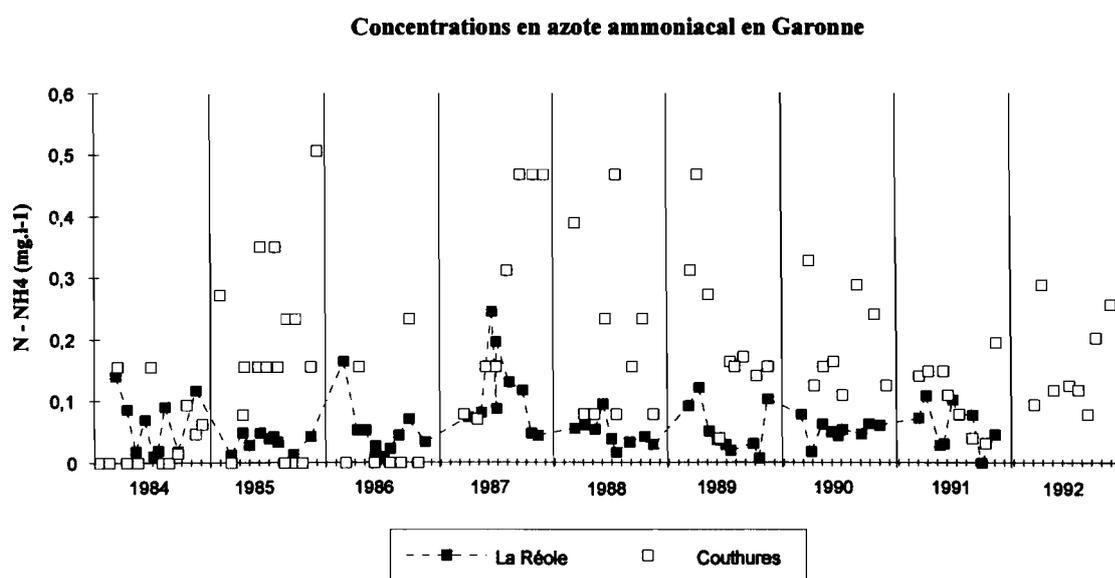


Figure 3.26. Evolution temporelle des concentrations en azote ammoniacal de 1984 à 1992, en Garonne.

Aucune tendance particulière en fonction du temps ne se distingue. Les valeurs maximales sont généralement observées en hiver, entre décembre et mars; c'est-à-dire dans la période de forts débits fluviaux. De nombreux processus, liés en particulier aux conditions de température, d'oxygène et de débits, régissent l'évolution de cet élément.

Estimation des apports annuels par la Garonne

De 1985 à 1988, les apports annuels en azote ammoniacal sont compris entre 3 000 et 5 000 tonnes. Les apports les plus faibles, estimés en 1990 et 1991, ne dépassent pas 2 000 tonnes par an (figure 3.27).

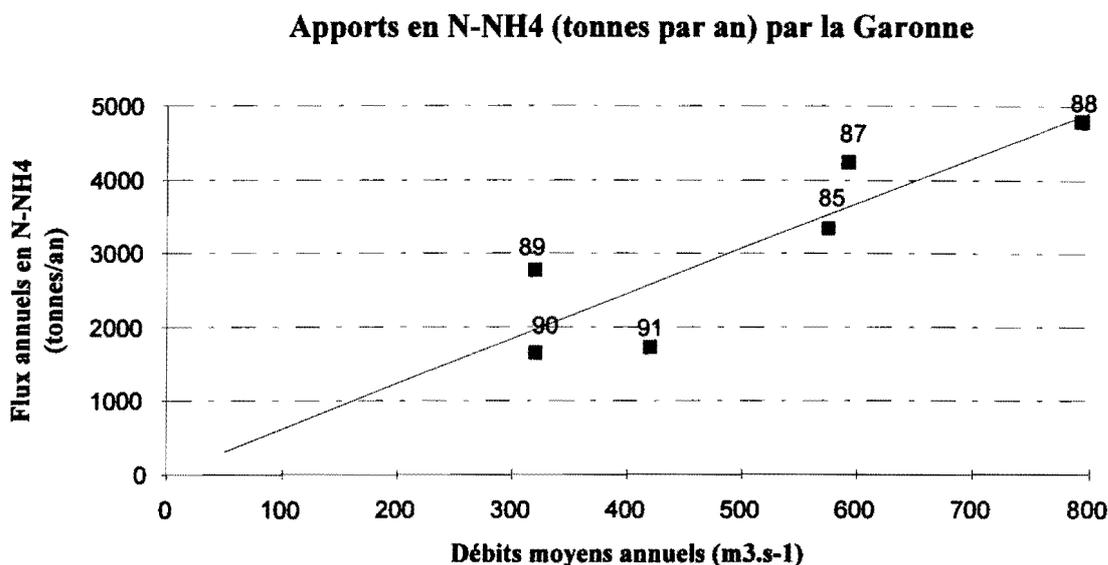


Figure 3.27. Flux annuels de N-NH₄ à Couthures (Garonne) de 1985 à 1991.

Sur la période 1985-1991, sans compter l'année 1986 en raison du nombre trop important de valeurs non déterminées, les apports annuels en azote ammoniacal suivent la loi de régression linéaire suivante:

$$\text{Flux N-NH}_4 \text{ (tonnes par an) par la Garonne} = 6,131 \cdot Q_{FG} + 6,479$$

avec $r^2 = 0,77$; $n = 6$

3.3.2.2 Estimation des apports par la Dordogne

De 1984 à 1986, les données d'azote ammoniacal sont difficilement exploitables; trop de valeurs restent indéterminées ou anormalement faibles particulièrement à Gardonne. Il semble qu'il y ait le même problème qu'en Garonne: les mesures réalisées par l'Agence de l'Eau paraissent soit, surestimées soit, fausses (figure 3.28). Aussi, il est difficile d'estimer la valeur minimale observée ainsi que la moyenne; en revanche, la valeur maximale atteinte est de 0,35 mg.l⁻¹ N-NH₄ (soit 25 μmol.l⁻¹ N-NH₄).

Comme en Garonne, il n'y a pas de corrélation entre les teneurs en azote ammoniacal mesurées en Dordogne et le débit fluvial. La valeur de la température de l'eau prélevée n'ayant pas été relevée à Pessac, il n'a pas été possible de calculer une régression multiple en fonction du débit fluvial et de la température.

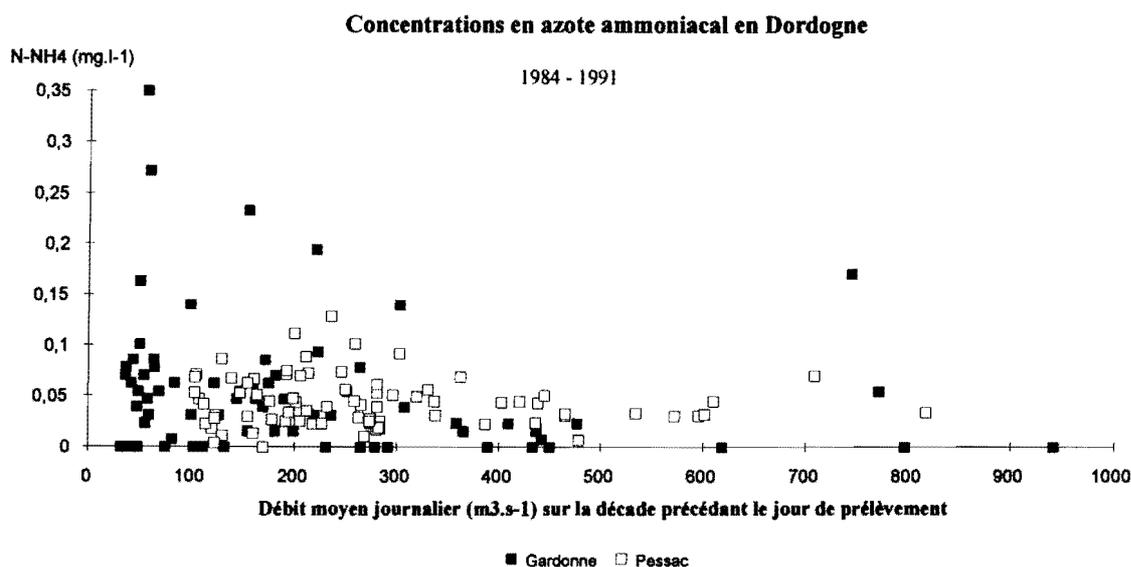


Figure 3.28. Evolution des concentrations en azote ammoniacal avec le débit moyen journalier calculé sur la décade précédant le jour de prélèvement en Dordogne, de 1984 à 1991.

Le fait que les concentrations en ammonium ne soient pas corrélables au débit fluvial, aussi bien en Garonne qu'en Dordogne, peut signifier que les processus de transformation de cet élément dans l'eau douce peuvent être plus importants que les apports d'origine allochtone en débit d'étiage. En effet, le cycle de l'ammonium est lié à la production primaire, c'est un élément nutritif du phytoplancton, et à la dégradation bactérienne de la matière organique azotée (incorporation pour la biosynthèse des protéines, excrétion par les bactéries et leurs prédateurs et minéralisation de l'azote organique).

L'évolution temporelle de l'azote ammoniacal (figure 3.29) confirme le fait que les irrégularités de son cycle ne sont pas uniquement liées au débit fluvial.

Concentrations en azote ammoniacal en Dordogne

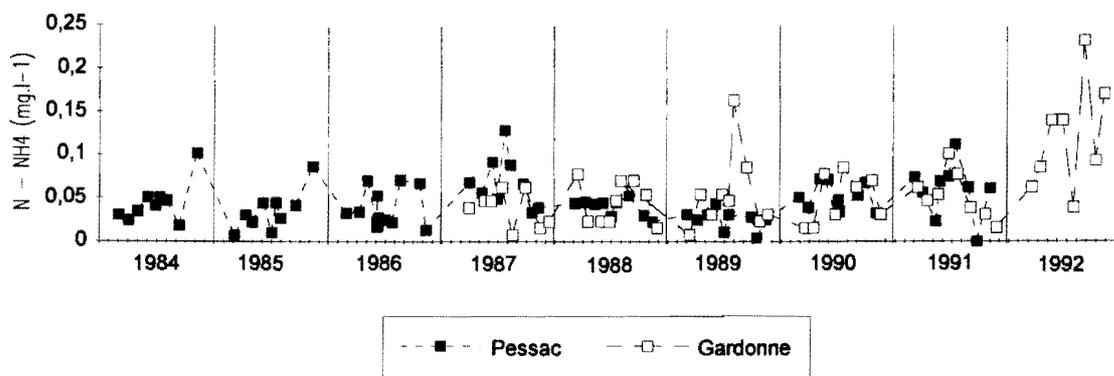


Figure 3.29. Evolution temporelle des concentrations en azote ammoniacal mesurées à Pessac et à Gardonne, de 1984 à 1992.

A Pessac, les maxima de $N-NH_4$ sont mesurés en été. De manière à s'assurer du lien entre l'ammonium et le phytoplancton, on a reporté sur la figure suivante, l'évolution temporelle de l'azote ammoniacal et de la chlorophylle *a*.

Concentrations en chlorophylle a et en azote ammoniacal à Pessac/Dordogne

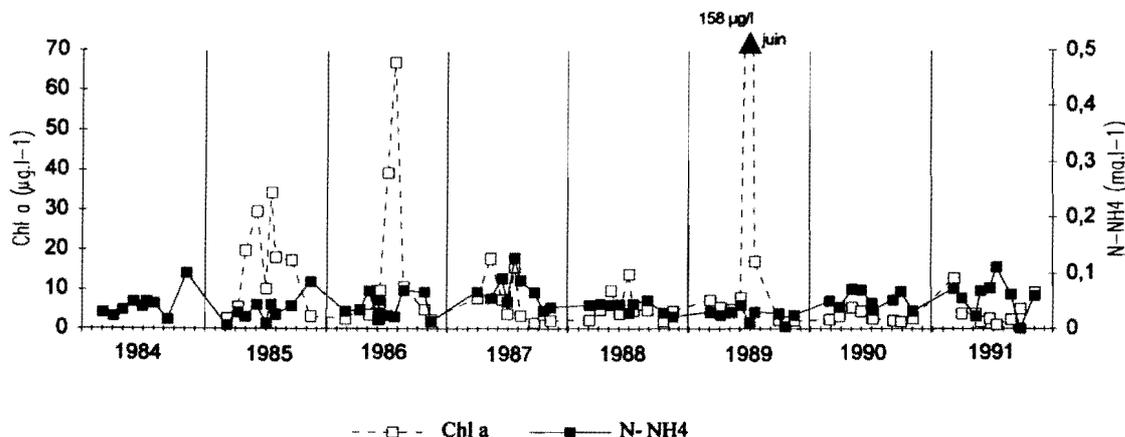


Figure 3.30. Evolution temporelle des concentrations en azote ammoniacal et en chlorophylle *a*, mesurées à Pessac/Dordogne, de 1984 à 1991.

On peut remarquer qu'à chaque pic de chlorophylle *a* se superpose une diminution des teneurs en azote ammoniacal, ce qui peut correspondre au processus d'incorporation d'ammonium par la biomasse phytoplanctonique. Puis les produits d'excrétion et de décomposition du plancton enrichissent à nouveau l'eau en ammonium; c'est en général après les blooms phytoplanctoniques que l'on observe les maxima en $N-NH_4$.

Estimation des apports annuels par la Dordogne

D'après les mesures réalisées à Gardonne, les apports annuels d'azote ammoniacal par la Dordogne n'ont jamais dépassé en 1987, 1989, 1990 et 1991, 300 tonnes (figure 3.31).

Ces apports représentent entre 7 et 13 % des apports totaux en N-NH₄ par la Garonne et la Dordogne.

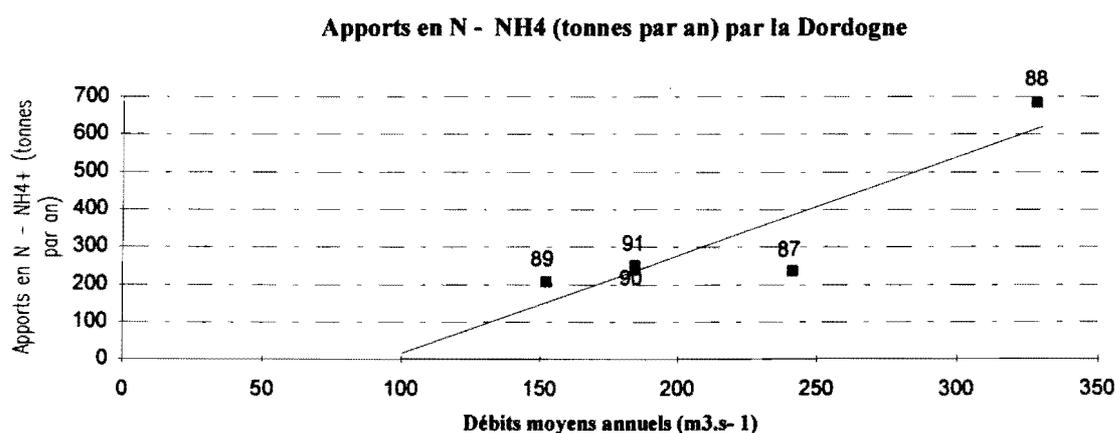


Figure 3.31. Flux annuels de N-NH₄ à Gardonne (Dordogne) de 1987 à 1991.

Les apports annuels en N-NH₄, entre 1987 et 1991, peuvent être corrélés au débit moyen annuel de la Dordogne (Q_{FD}, en m³.s⁻¹) selon la relation suivante:

$$\text{Flux de N-NH}_4 \text{ (tonnes par an) par la Dordogne} = 2,6183 \cdot Q_{FD} - 245,495$$

avec $r^2 = 0,82$; $n = 5$

Le coefficient de régression est peu significatif pour le nombre de valeurs utilisées.

Cette droite de régression passe par les points caractérisant les 2 dernières années, 1990 et 1991, ce qui tend à prouver que l'équilibre entre les apports et les processus internes de transformation de l'ammonium dans le fleuve s'est maintenu pour des conditions de débits déficitaires.

3.3.2.3 Concentrations dans l'estuaire

□ En période estivale

En septembre, les concentrations en azote ammoniacal dans l'estuaire de la Gironde (figure 3.32) varient de 0,01 à 0,09 mg.l⁻¹, avec une valeur moyenne de 0,03 mg.l⁻¹ ce qui est très faible. A titre de comparaison, la moyenne mesurée dans l'estuaire de la Loire, entre Ancenis et l'Océan Atlantique, en septembre 1988 est de 0,07 mg.l⁻¹ N; en Seine, la valeur moyenne mesurée en septembre 1990 entre Poses et Honfleur est de 1,58 mg.l⁻¹ N. Mais en Seine, ce sont les rejets de la station d'épuration d'Achères qui perturbe le milieu; les très fortes concentrations en ammonium favorisent le processus de nitrification qui entraîne sous certaines conditions, une diminution importante du taux d'oxygène dissous.

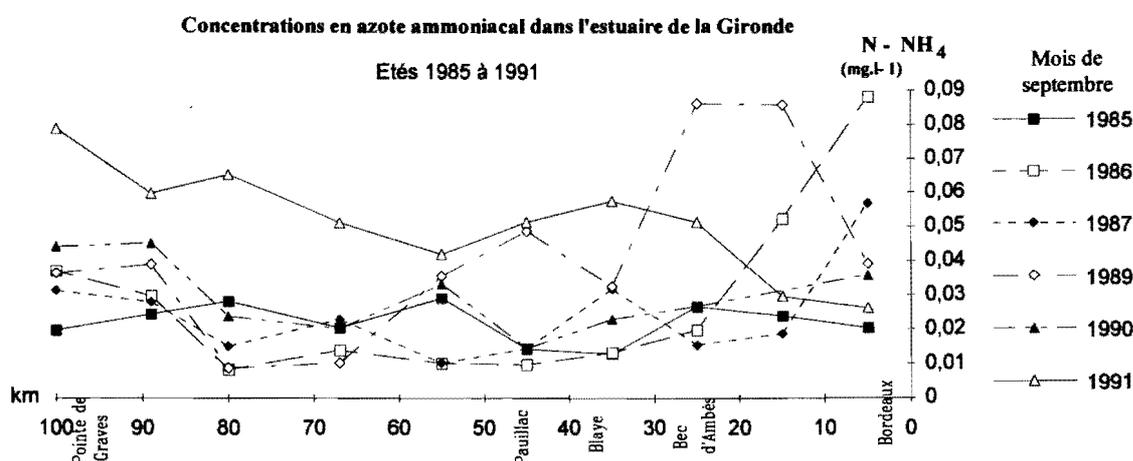


Figure 3.32. Evolution longitudinale de l'azote ammoniacal dans l'estuaire de la Gironde en période estivale, de 1985 à 1991.

L'évolution longitudinale de l'ammonium est difficilement exploitable en raison de l'incertitude de mesure qui augmente avec les faibles valeurs.

On peut remarquer une diminution régulière des concentrations en ammonium depuis 1986, au niveau de la commune de Bordeaux. Cette tendance peut s'expliquer par une réduction des apports fluviaux, les années 1986 à 1991 sont déficitaires, sauf l'année 1988 pour laquelle nous ne disposons pas de données et les valeurs estivales mesurées en Garonne entre 1988 et 1991 sont plus faibles que celles de 1987. Cette diminution est à rapprocher du risque de nitrification mis en évidence sur les droites de dilution des nitrates.

Les valeurs minimales d'ammonium sont observées entre les PK 50 et 80; plus en aval, l'influence marine se fait sentir; les concentrations en ammonium dans le littoral atlantique sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les fleuves. Mais en 1991, les valeurs mesurées de Blaye jusqu'à l'embouchure sont nettement supérieures à celles des années précédentes.

L'évolution de l'ammonium avec la salinité présente un profil de "courbe en sac" dont les minima sont centrés sur la salinité de 15 pour mille (figure 3.33).

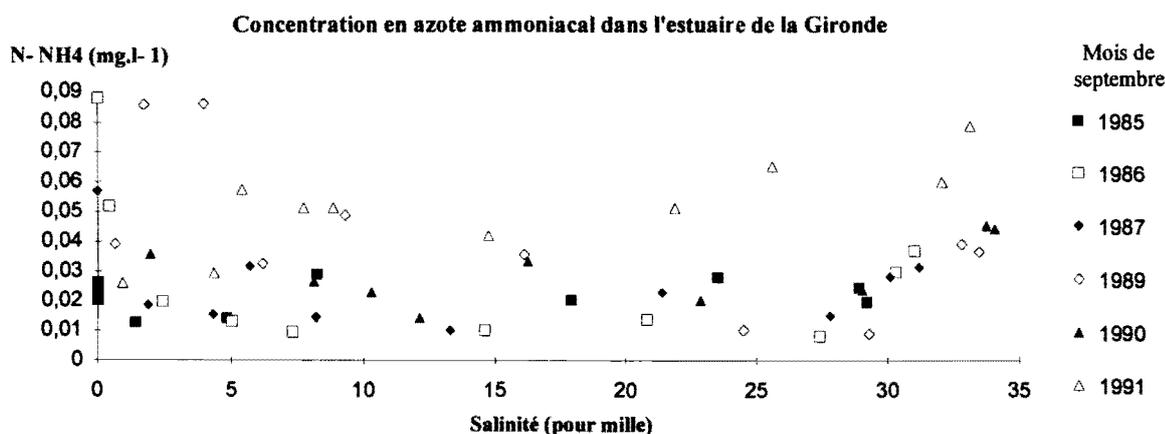


Figure 3.33. Evolution des concentrations en azote ammoniacal avec la salinité dans l'estuaire de la Gironde; cas des mois de septembre des années 1985 à 1991.

Il apparaît clairement que l'évolution de l'ammonium dans l'estuaire n'est pas uniquement régie par le processus de dilution. L'augmentation de l'ammonium à l'embouchure est un phénomène qui semble se présenter sur certains estuaires de la façade Atlantique. C'est le cas en Seine, où malgré une oxydation complète de l'ammonium au sein de l'estuaire, on retrouve des valeurs importantes dès l'abord de la baie de Seine.

La régénération d'azote ammoniacal peut s'expliquer par le processus d'excrétion du zooplancton ou par la minéralisation de la matière organique. En Gironde, ce profil avait déjà été mis en évidence en 1981 et expliqué par l'action complémentaire aux processus précités, des phénomènes d'adsorption-désorption des colloïdes (ROMAÑA, 1982); dès que la teneur en colloïdes diminue, des ions NH_4^+ peuvent se désorber augmentant ainsi la concentration moyenne en N-NH_4 .

□ *En période hivernale*

En hiver, même si les concentrations en N-NH_4 sont plus élevées qu'en été, elles restent tout de même faibles puisqu'elles ne dépassent pas $0,10 \text{ mg.l}^{-1}$ (figure 3.34).

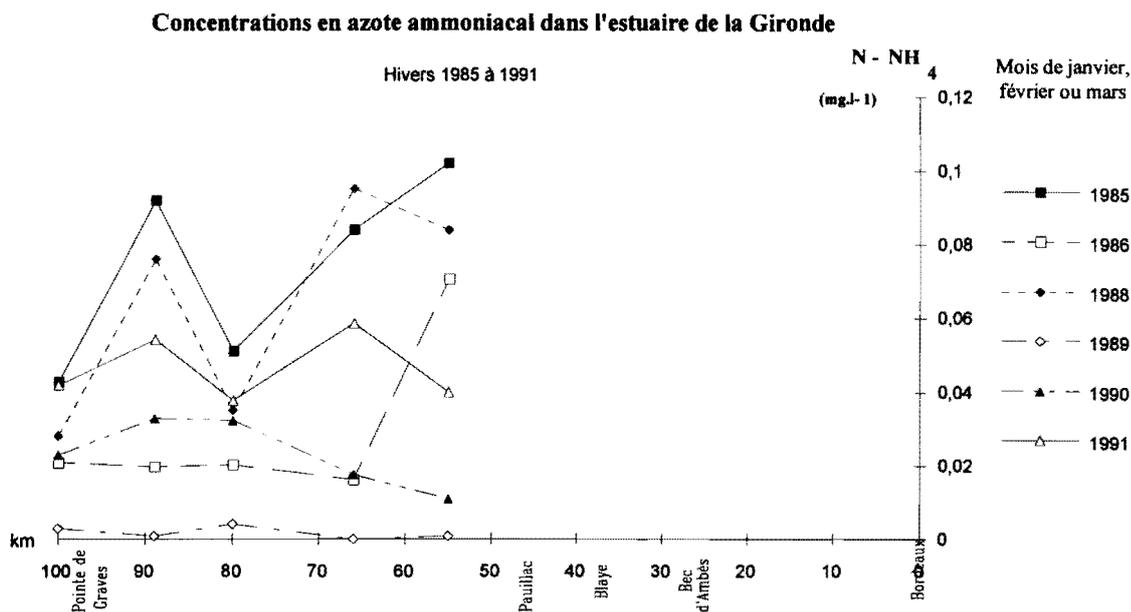


Figure 3.34. Evolution longitudinale de N-NH₄ dans l'estuaire de la Gironde en période hivernale, de 1985 à 1991.

En 1989, les valeurs anormalement faibles peuvent refléter des erreurs de mesure.

En 1985, 1988 et 1991, 2 pics de N-NH₄ se distinguent aux PK 66 (Saint Christoly) et 90.

En 1991, les maxima sont superposables aux zones de forte turbidité puisque les MES y sont élevées (> 1,3 g.l⁻¹). En effet, en période de mortes eaux, la crème de vase produit, en anaérobie, de l'ammonium qui se dilue dans la colonne d'eau au cours de son érosion en vives eaux. Ce processus a été mis en évidence dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire (MAURICE, 1993, (a)).

3.3.3 Bilan des apports en azote minéral dissous

La figure suivante représente les différentes parts de l'azote minéral apporté par la Garonne et par la Dordogne dans l'estuaire de la Gironde, entre 1985 et 1991.

Les nitrates apportés par la Garonne prévalent largement sur les autres sels puisqu'ils représentent 69 à 76 % des sels azotés apportés par les deux fleuves.

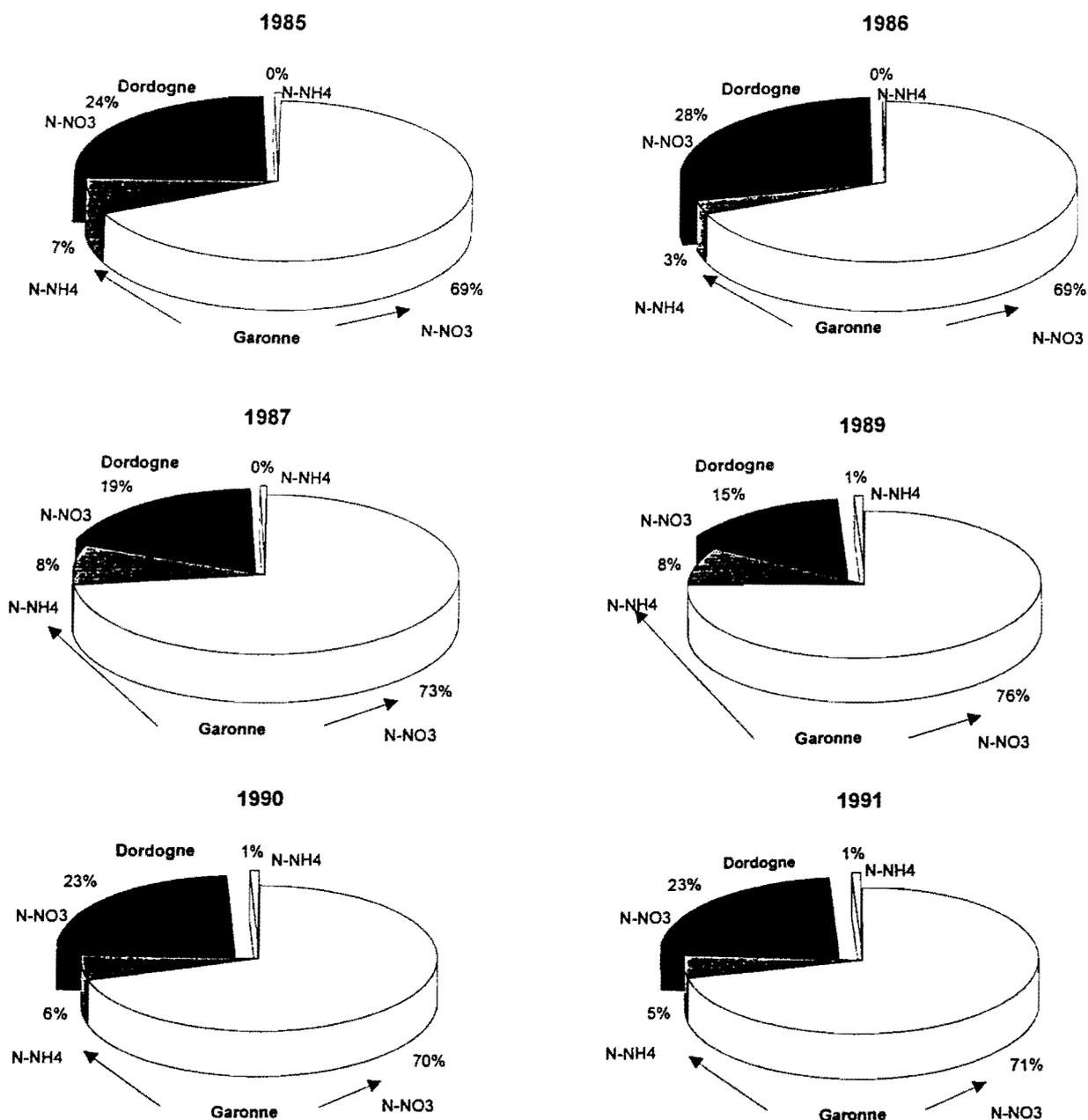


Figure 3.35. Répartition des apports annuels par la Garonne et la Dordogne d'azote minéral dissous dans l'estuaire de la Gironde de 1985 à 1991 (sauf 1988).

SYNTHESE DES RESULTATS SUR LES SELS NUTRITIFS

Les **apports** en éléments nutritifs par la Garonne sont largement supérieurs à ceux de la Dordogne, ce, en raison des débits fluviaux plus importants.

En Dordogne, si les apports en **phosphore total** sont relativement constants depuis 1987, en revanche, il apparaît, à condition que les mesures soient justes, que les apports en phosphore particulaire ont diminué. En 1991, sur la quantité totale de phosphore apportée à l'estuaire, soit 5574 tonnes, les apports par le fleuve Garonne représentent 52 %; les rejets urbains représentent quant à eux, 28 % des apports totaux, ce qui est supérieur aux apports par le fleuve Dordogne (28 %).

Les apports en **nitrate**s par la Garonne représentent en moyenne, sur la période 1984-1991, 72 % des apports totaux en azote minéral dissous dans l'estuaire de la Gironde.

L'évolution pluriannuelle des nitrates mesurés en Garonne laisse apparaître une tendance à l'augmentation depuis 1984, estimée à 18 % en 7 ans. Cette tendance est significative d'un **risque potentiel de nitrification** dans le système fluvio-estuarien de la Gironde. En effet, on peut remarquer une diminution régulière des teneurs en azote ammoniacal depuis 1986, en amont de l'estuaire au niveau de la commune de Bordeaux.

Le fait que les nitrates puissent se trouver en conditions non limitantes dans un système aquatique peut annoncer la mise en place du processus d'eutrophisation et donc favoriser la diminution du taux d'oxygène dissous dans l'estuaire. **Il paraît donc important de mesurer l'oxygène dissous en amont de Bordeaux, en étiage ainsi que dans le bouchon vaseux en période de vives eaux.** Le véritable minimum échappe peut-être au plan d'échantillonnage actuel. Il est donc indispensable de **surveiller la position du bouchon vaseux** dans le système fluvio-estuarien de la Gironde car c'est de son évolution longitudinale que dépendront les concentrations en oxygène dissous et les valeurs de DBO_5 .

Si les débits fluviaux ne sont pas suffisamment élevés en période de crue, le bouchon vaseux restera piégé au sein de l'estuaire accumulant ainsi sur plusieurs années des quantités très importantes de matériel organique et minéral. L'oxydation de ces stocks pourra contribuer alors à la désoxygénation de l'estuaire.

Dans l'estuaire, les lois de distribution des paramètres physico-chimiques et des sels nutritifs sont classiques, c'est-à-dire principalement régies par le processus de dilution, sauf, nous l'avons vu, les nitrates qui annoncent certains étés une nitrification. Un paramètre fait systématiquement exception à la règle, c'est l'ammonium: malgré une oxydation quasi complète dans l'estuaire, on mesure à l'embouchure des valeurs du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les fleuves, ce qui donne à sa distribution longitudinale un profil de courbe en sac.

4. PARAMETRES REPRESENTATIFS DE LA MATIERE ORGANIQUE DISSOUE ET PARTICULAIRE

Les seuls paramètres représentatifs de la matière organique ayant fait l'objet de mesures régulières sont la DBO₅ et les pigments chlorophylliens; l'azote organique est estimé à partir des mesures d'azote total et de l'azote Kjeldahl.

4.1 LA DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGENE DISSOUS

La demande biochimique en oxygène dissous représente théoriquement la quantité d'oxygène dissous nécessaire à la dégradation du stock de matière organique biodégradable présent dans l'échantillon analysé. Par convention, on a l'habitude de parler de DBO à 5 jours; elle correspondrait à la quantité d'oxygène dissous nécessaire à la minéralisation du carbone organique, sur 5 jours d'incubation, à 20 °C.

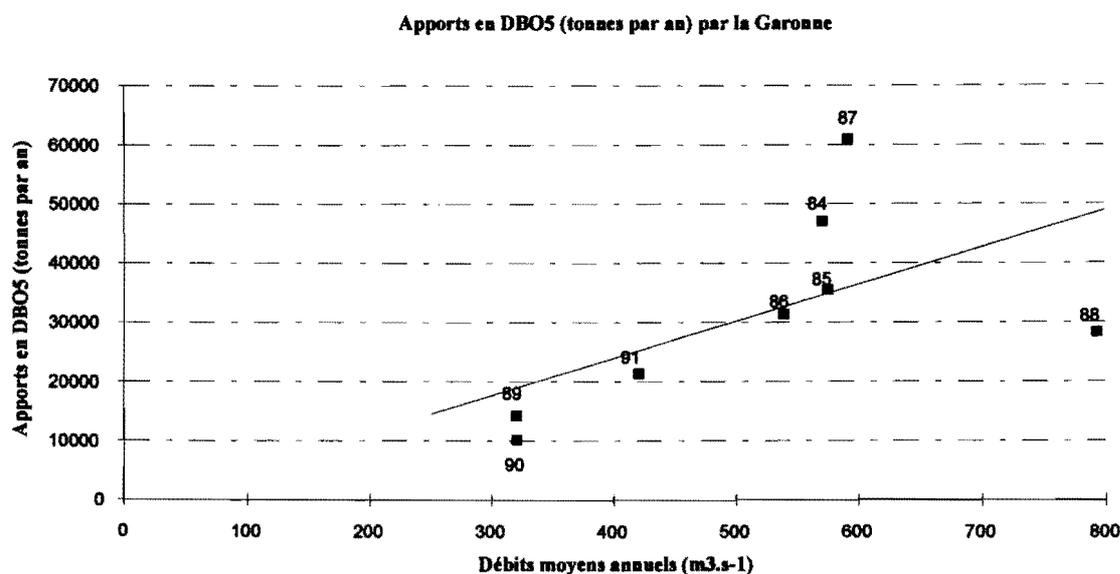
Cette grandeur peut être mesurée sur les fractions dissoute et particulaire des échantillons, ce, dans le souci d'approcher le type de matière organique à l'origine d'une forte demande en oxygène. Dans la zone du bouchon vaseux par exemple, la mesure de la DBOparticulaire permet de mieux définir le niveau de dégradation de la matière organique particulaire accumulée dans cette zone et donc de prévoir les risques éventuels d'anoxie.

Dans l'estuaire de la Gironde, aucune mesure de DBO₅ n'a été réalisée dans le cadre du RNO. Seules des valeurs du réseau de surveillance écologique de la centrale du Blayais sont disponibles au droit de la centrale.

4.1.1 Estimation des apports annuels

Sur la période 1984-1991, la valeur moyenne de DBO₅ mesurée en Garonne est de 2,8 mg.l⁻¹ et de 2,5 mg.l⁻¹ en Dordogne. Elles sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans l'estuaire au droit de la centrale du Blayais qui est pour cette période de 2,1 mg.l⁻¹.

Les 3 dernières années sont caractérisées par des apports par la Garonne inférieurs à 30 000 tonnes de DBO₅ par an et en Dordogne d'environ 8 000 tonnes de DBO₅ par an (figure 4.1).



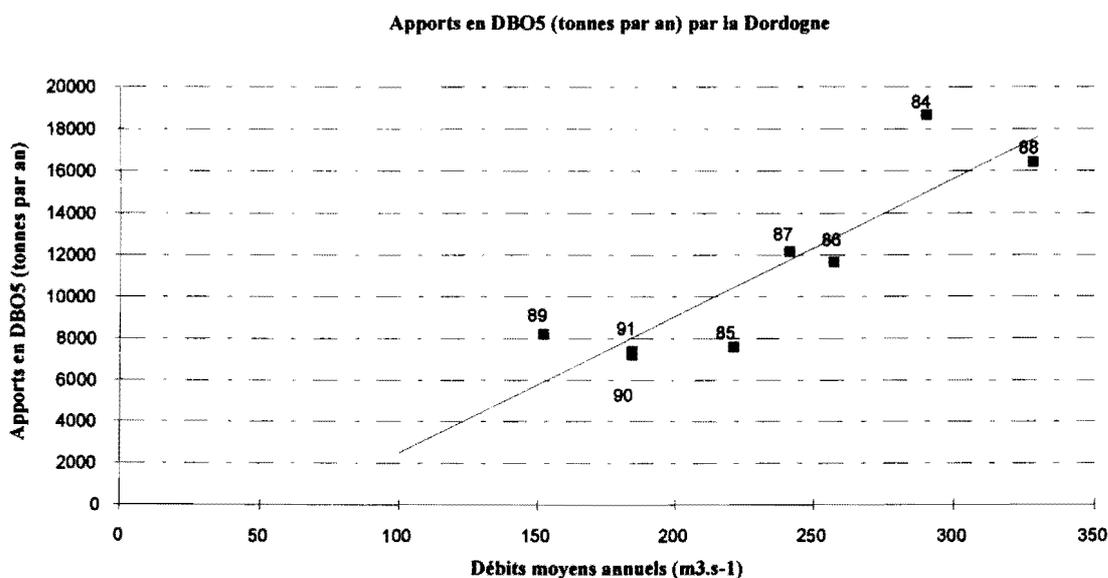


Figure 4.1. Evolution des apports moyens annuels en DBO₅ avec les débits moyens annuels en Garonne et en Dordogne entre 1984 et 1991.

Les corrélations des apports moyens annuels en DBO₅ avec les débits fluviaux moyens annuels (en m³.s⁻¹) s'écrivent:

En Garonne, le coefficient de corrélation obtenu indique que ces variables ne sont pas corrélables:

$$\text{Flux de DBO}_5 \text{ (tonnes par an)} = 62,323 \cdot Q_{fG} - 987,13$$

par la Garonne

$$\text{avec } r^2 = 0,34; n = 8$$

En Dordogne,

$$\text{Flux de DBO}_5 \text{ (tonnes par an)} = 65,826 \cdot Q_{fD} - 4091,324$$

par la Dordogne

$$\text{avec } r^2 = 0,77; n = 8$$

Ces estimations correspondent en fait aux flux de matière organique biodégradable mesuré en Garonne et en Dordogne, à 110 km en amont du Bec d'Ambès. Au cours de son transport dans les fleuves, cette matière organique continuera d'être transformée (par assimilation et/ou hydrolyses) et produite à des cinétiques variables, avant son arrivée dans l'estuaire. L'estimation de ces apports n'est évidemment pas extrapolable au niveau du Bec d'Ambès.

4.1.2 Valeurs dans l'estuaire

Les seules valeurs de DBO₅ disponibles dans l'estuaire sont mesurées en une seule station, au droit de la centrale nucléaire du Blayais. Elles sont présentées (figure 4.2) en moyenne annuelle en fonction du débit moyen annuel entrant dans l'estuaire, calculé à partir de la somme des débits fluviaux de la Garonne et de la Dordogne.

Les valeurs de DBO₅ ne dépassent jamais, en moyenne annuelle, 4 mg.l⁻¹. Cette valeur est inférieure au seuil défini par les Agences de l'Eau comme critère de bonne qualité, soit de 5 mg.l⁻¹, à condition que 10 % des plus mauvaises valeurs n'atteignent pas ce seuil.

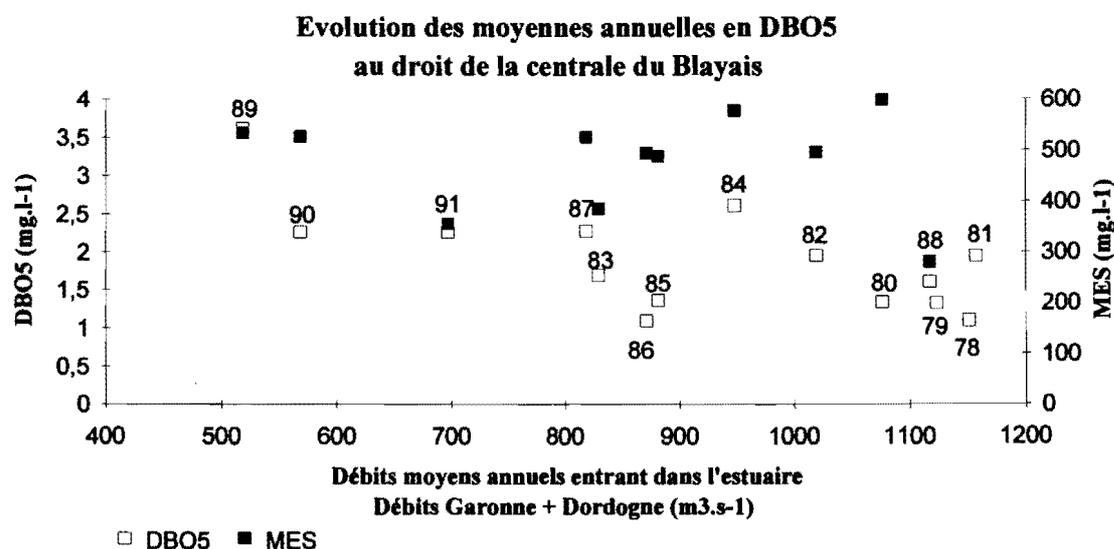


Figure 4.2. Evolution des DBO₅ et des teneurs en MES en moyenne annuelle avec les débits fluviaux au droit de la centrale nucléaire du Blayais entre 1978 et 1991.

Sur la période 1978-1986, on peut remarquer que la DBO₅ suit un profil gaussien centré entre 1982 et 1984. Ce profil peut s'expliquer par une présence plus élevée du bouchon vaseux dans le secteur de la centrale pour des débits moyens annuels voisins de 1000 m³.s⁻¹. La zone du bouchon vaseux est le siège d'une demande en oxygène dissous liée en particulier à la dégradation de la matière organique particulière piégée dans cette zone. Ces processus ont particulièrement été étudiés en Loire (THOUVENIN et al., 1992; MAURICE, 1993, (a)).

Par contre, *à partir de 1987*, la DBO₅, en moyenne annuelle, a tendance à augmenter lorsque les débits moyens annuels diminuent; elle est comprise entre 2 et 3,5 mg.l⁻¹ ce qui reste faible. Il serait intéressant d'avoir de plus amples informations sur le comportement du matériel particulaire depuis cette date. Puisque ces années sont caractérisées par des teneurs moyennes en MES relativement élevées (figure 4.2), cette tendance pourrait en effet s'expliquer par l'accumulation et le renouvellement de matériel organique biodégradable sur une partie importante de l'estuaire, induisant une demande en oxygène dans le milieu non négligeable. La question qui se pose alors est de savoir si le bouchon vaseux, entre 1989 et 1991, a été totalement expulsé; les mesures de DBO laissent penser que non.

Dans les zones de forte turbidité, la demande biochimique en oxygène est due principalement à la minéralisation de la matière organique particulaire. La figure 4.3 présente l'évolution de la DBOparticulaire ramenée aux MES entre 1989 et 1991 (seules années où les mesures ont été exploitables). Cette part augmente avec les teneurs en MES mais relativement peu par rapport au gradient de turbidité observé. Les apports fluviaux permettent d'alimenter les zones de turbidité en matériel organique biodégradable, ce qui se traduit par une augmentation globale de la DBO₅. Parallèlement, si le bouchon vaseux n'a pas été expulsé entre 1989 et 1990, une fraction de la matière organique accumulée dans cette zone devient de plus en plus réfractaire à la biodégradation; ce processus limiterait alors l'augmentation de la DBO₅.

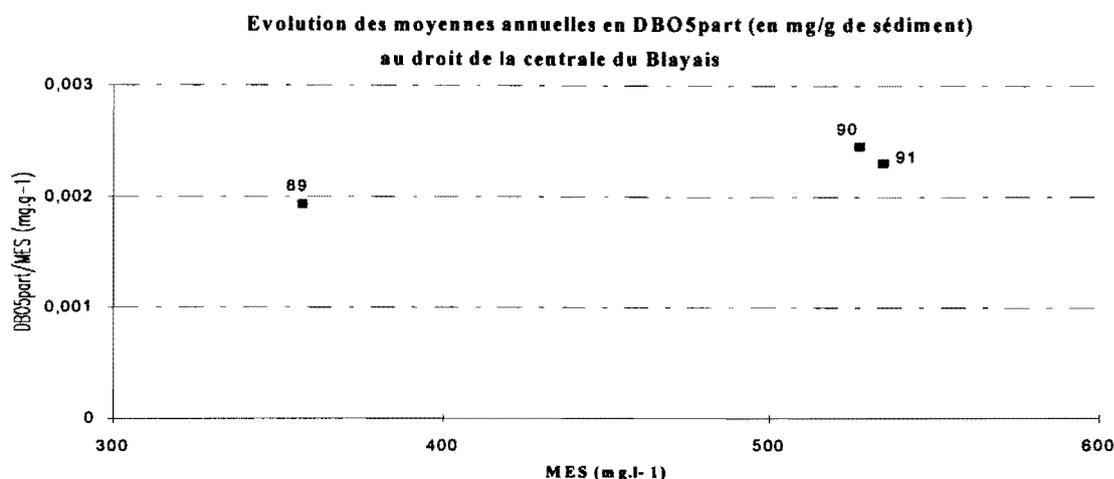


Figure 4.3. Evolution de la DBOparticulaire rapportée aux MES en fonction des MES, au droit de la centrale du Blayais, de 1989 à 1991.

4.2 L'AZOTE ORGANIQUE

Sur aucune des campagnes, l'azote organique n'a été mesuré directement. Nous l'avons donc estimé à partir de la différence entre les concentrations mesurées d'azote Kjeldahl (NTK) et d'azote ammoniacal. La différence représente l'azote organique total (NOT) car l'azote ammoniacal est mesuré sur le filtrat tandis que l'azote Kjeldahl est mesuré sur l'échantillon brut.

4.2.1 Estimation des apports par la Garonne

En Garonne aval, c'est seulement à Couthures que des mesures régulières de NTK et de N-NH₄ ont été réalisées. L'interprétation des résultats sera délicate en raison des erreurs de mesures par le laboratoire d'analyses de l'Agence de l'Eau déjà signalées.

Sur la période 1984-1992, les concentrations en NOT varient de 0,06 à 16,60 mg.l⁻¹, avec une valeur moyenne de 1,76 mg.l⁻¹. Ces teneurs paraissent élevées par rapport à celles mesurées en Loire fluviale, où la moyenne de l'année 1988 est de 1,19 mg.l⁻¹ à Ancenis (PK90); en Seine, à Poses (PK 202, situé en amont de l'estuaire), la moyenne annuelle de 1990 s'élève à 1,31 mg.l⁻¹.

L'évolution temporelle des concentrations en NOT est très irrégulière (figure 4.4). Elle suit celle du NTK. Dans le cas où les valeurs de $N-NH_4$ sont particulièrement faibles, les concentrations de NOT sont quasi égales à celles de NTK.

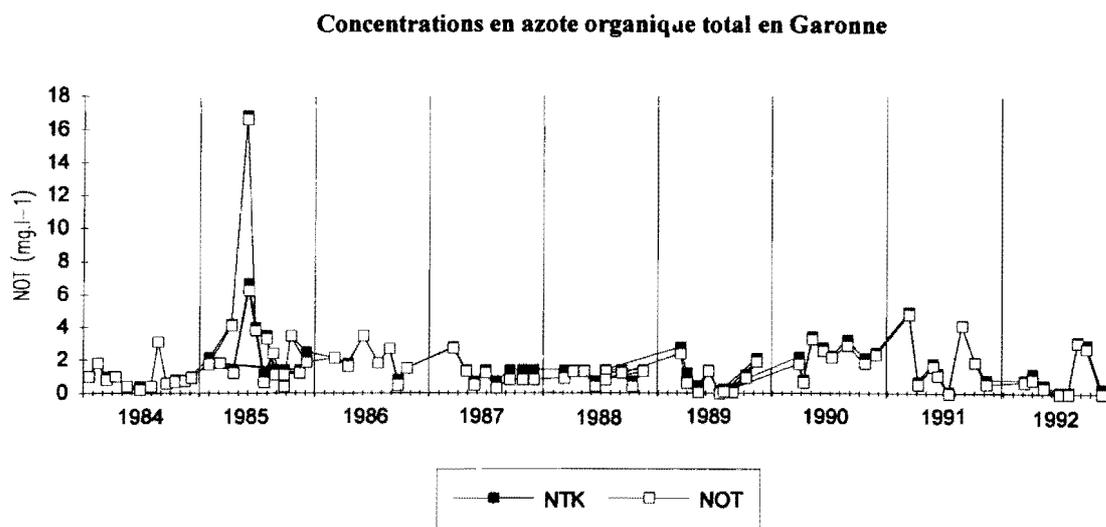


Figure 4.4. Evolution temporelle des concentrations en azote organique total à Couthures (Garonne), de 1984 à 1992.

Estimation des apports annuels en NOT

Dans ce paragraphe, l'année 1985 n'est pas prise en compte en raison des valeurs de NTK très élevées mesurées en mai et juin même si ces maxima coïncident avec les pics de chlorophylle *a*; la production primaire en ces jours de prélèvements a été particulièrement importante.

Sur la période 1984-1991, les apports annuels en NOT par la Garonne sont compris entre 10 000 (1990) et 25 000 tonnes (1988). En 1985, année où les blooms phytoplanctoniques sont particulièrement importants, ils atteindraient, selon les mesures, jusqu'à 90 000 tonnes/an. ***Mais ces résultats peuvent refléter des erreurs analytiques.***

Sur la période 1984-1991 (excepté 1985), la moyenne interannuelle des apports en NOT par la Garonne est de 23 000 tonnes par an (figure 4.5).

Le coefficient de régression de l'équation de régression linéaire reliant les apports en NOT au débit moyen annuel de la Garonne est donc largement inférieur à 1.

Apports en azote organique total (tonnes par an) par la Garonne

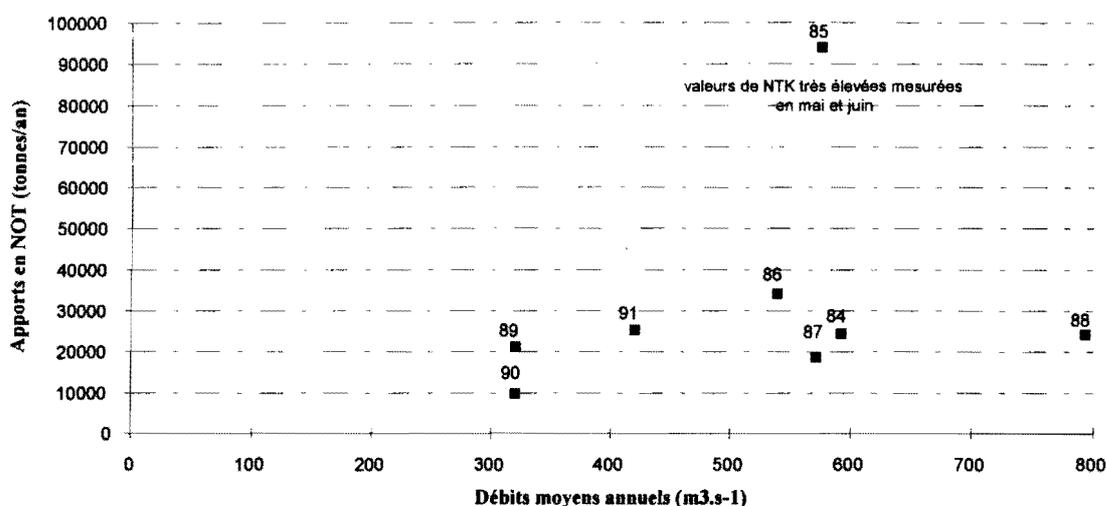


Figure 4.5. Flux annuels de NOT à Couthures (Garonne) de 1984 à 1991.

En 1991, année déficitaire, les apports en NOT sont aussi importants qu'en 1988 ou 1984. Ne disposant pas de mesure directe de carbone ou d'azote organique pour déterminer l'origine de ce matériel, nous avons comparé l'évolution temporelle de la biomasse phytoplanctonique, approchée par les concentrations en chlorophylle *a*, avec celle du NOT (figure 4.6).

Concentrations en chlorophylle *a* et en azote organique total en Garonne (Couthures)

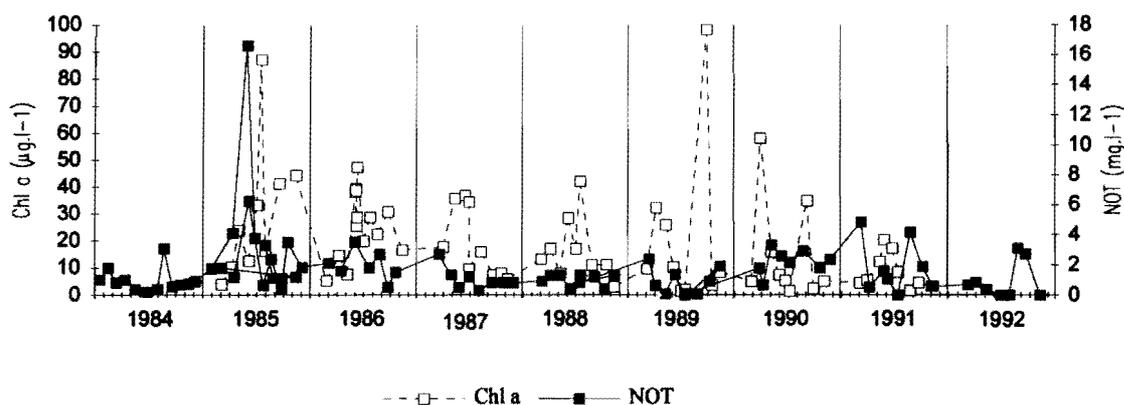


Figure 4.6. Evolution temporelle des concentrations en chlorophylle *a* et en NOT à Couthures (Garonne), de 1984 à 1992.

Si une grande partie de l'azote organique était d'origine phytoplanctonique, on devrait observer les maxima non seulement en période de bloom, mais aussi en phase de décroissance de la biomasse (produits d'excrétion, de décomposition, etc ...). La seule observation à extraire du graphe précédent est qu'en général, les pics de chlorophylle *a* se superposent aux faibles valeurs de NOT, *ce qui rend encore plus suspectes les mesures de NTK*. Donc cette hypothèse n'apparaît pas valable pour expliquer les fortes valeurs de NOT. La seconde source à envisager concerne les rejets d'origine anthropique.

4.2.2 Estimation des apports par la Dordogne

En Dordogne aval, des mesures régulières de NTK ont été réalisées seulement au niveau de la station de Gardonne; elles restent donc soumises à des erreurs de mesure.

Les concentrations en NOT varient de 0,09 à 5 mg.l⁻¹; leur valeur moyenne est de 1,51 mg.l⁻¹.

L'évolution temporelle des concentrations en NOT est très irrégulière (figure 4.7). La position des maxima et des minima ne présente pas de tendance particulière.

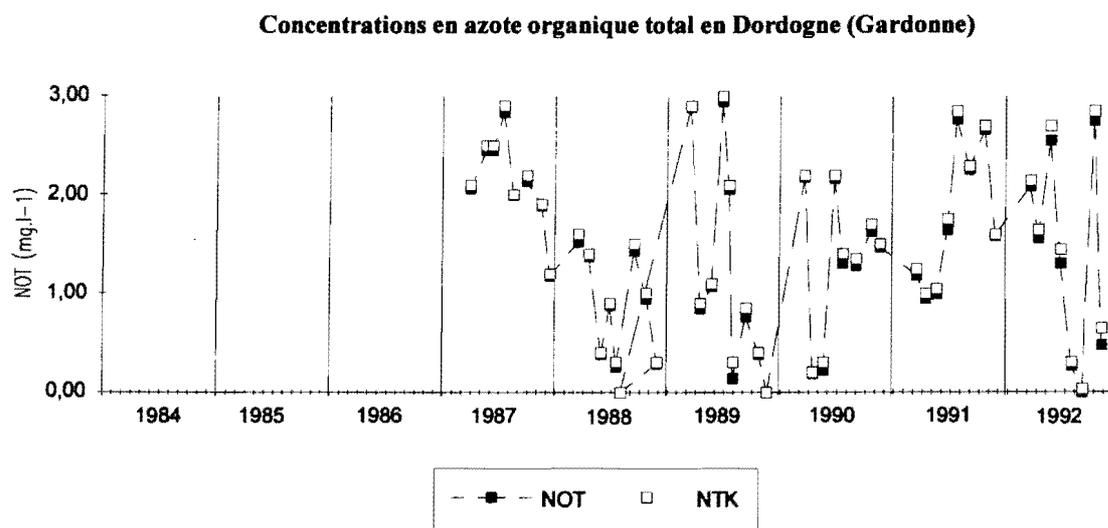


Figure 4.7. Evolution temporelle des concentrations en NOT à Gardonne (Dordogne), de 1984 à 1992.

Les valeurs de NOT et de NTK sont quasi identiques; il convient de remettre en question les mesures d'azote ammoniacal ou de NTK effectuées en Dordogne ou de les voir confirmer par d'autres campagnes. Nous avons déjà remarqué que les mesures de N-NH₄ réalisées par l'IEEB dans les rivières et dans l'estuaire sont cohérentes; par ailleurs, elles sont plus faibles que celles mesurées par l'Agence de l'Eau. **On peut donc penser que les valeurs de N-NH₄ et de NTK mesurées à Couthures et à Gardonne sont surestimées.**

Estimation des apports annuels par la Dordogne

Malgré le faible nombre de données, les apports annuels en NOT ont été quand même calculés pour les années 1984 à 1986 mais avec 2 voire 3 fois moins de valeurs que pour les années suivantes.

Les apports annuels en NOT peuvent dépendre du débit moyen fluvial dans le cas d'année déficitaire (figure 4.8); en effet, la dispersion des points sur la droite de régression est d'autant plus importante que le débit moyen annuel est élevé.

La droite de régression reliant les apports annuels en NOT et le débit moyen de la Dordogne à Gardonne, s'écrit:

$$\text{Flux de NOT} = 48,50.Q_{FD} - 229,15$$

avec $r^2 = 0,56$; $n = 7$

Le coefficient de détermination est meilleur que pour la Garonne mais reste statistiquement insatisfaisant.

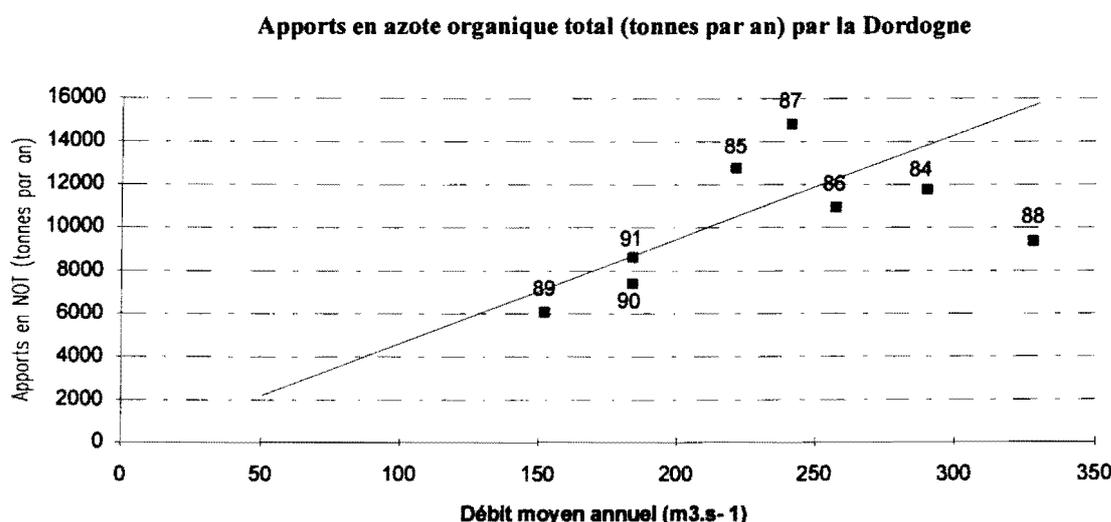


Figure 4.8. Flux annuels de NOT à Gardonne (Dordogne) de 1984 à 1991.

Si l'on s'intéresse aux apports totaux en azote Kjeldahl (NTK), et que l'on compare les différentes origines des apports dans le système fluvi-estuarien, l'on peut constater (tableau 3.1) que les apports par la Garonne représentent, pour l'année 1991, 65 % des apports totaux dans l'estuaire.

Tableau 3.1. Répartition des apports en NTK dans l'estuaire de la Gironde pour l'année 1991; les rejets urbains et industriels sont calculés sur le bassin versant de la Garonne aval, de la Dordogne aval et de l'estuaire lui-même.

	Garonne	Dordogne	Rejets urbains	Rejets industriels
1991	27 653 (65 %)	8 980 (20 %)	5 467 (13 %)	687 (2 %)

Les rejets urbains représentent 13 % des apports totaux de NTK par la Garonne et les rejets industriels 2 %. L'essentiel des apports en azote réduit (NTK) est donc autochtone.

Comparaison des apports en azote dans l'estuaire de la Gironde

En ne s'intéressant qu'à la dernière année d'étude, soit 1991, on peut constater que pour les 2 fleuves, Garonne et Dordogne, les apports en azote organique sont du même ordre de grandeur que les apports en azote minéral ($N-NH_4 + N-NO_3$): respectivement de 7 248 tonnes et 8 382 tonnes pour la Dordogne, et de 25 921 tonnes et 27 638 tonnes pour la Garonne (figure 4.9). Ces résultats sont surprenants d'autant que l'azote organique ne provient pas d'une biomasse chlorophyllienne excessive en amont. En effet, pour un flux maximal de chlorophylle *a* de 500 tonnes par an apporté par les 2 fleuves (cf § 4.3), on peut approcher le flux d'azote organique d'origine phytoplanctonique à environ 7 000 tonnes par an; ce, en posant: $1 \mu g \text{ Chl}a.l^{-1} \approx 1 \mu mol N_{\text{orga}} \text{ phytoplanctonique}.l^{-1}$.

Il advient qu'environ 21 % seulement des apports en azote organique total seraient d'origine phytoplanctonique. Il convient donc de remettre en question les mesures de NOT et de NTK réalisées par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne.

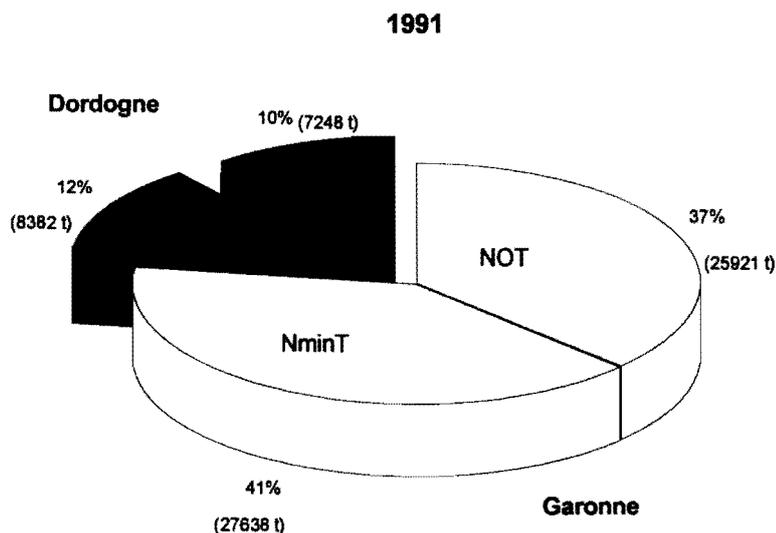


Figure 4.9. Répartition des apports annuels en azote total par la Garonne et la Dordogne en 1991.

4.3 LA CHLOROPHYLLE A

La chlorophylle *a* est depuis longtemps utilisée comme indicateur de la biomasse phytoplanctonique vivante. Elle permet d'identifier les périodes d'activité phytoplanctonique (blooms) et les phases de consommation, de sels nutritifs par exemple, ou de production des principaux éléments représentatifs de la qualité de l'eau (oxygène dissous, matière organique).

4.3.1 Estimation des apports par la Garonne

Les teneurs en chlorophylle *a* (Chl_a) varient à La Réole de 1,45 à 98,2 $\mu\text{g.l}^{-1}$; la valeur moyenne mesurée est de 20,12 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Mais il manque des mesures hivernales qui feraient baisser la moyenne. L'évolution temporelle des teneurs en chlorophylle *a* est présentée en figure 4.10.

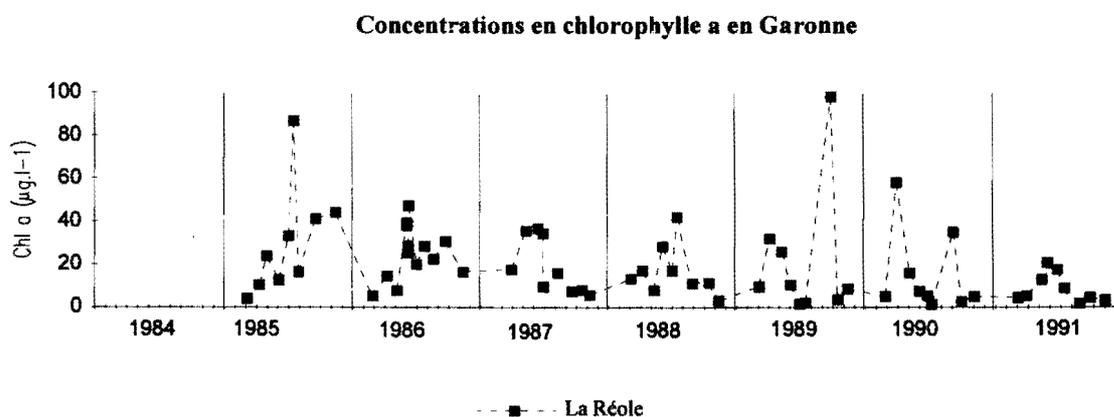


Figure 4.10. Evolution temporelle des concentrations en chlorophylle *a* à La Réole, de 1985 à 1991.

Les blooms phytoplanctoniques sont généralement observés en mai et juin; en 1989 et 1990, un second pic de chlorophylle *a* a été mesuré en août-septembre. Il existe généralement chaque année 2 blooms phytoplanctoniques, l'un au printemps, l'autre en automne, dont les pics ne sont pas forcément mis en évidence en raison du choix des jours de prélèvements.

Certaines concentrations en chlorophylle *a* mesurées sont comprises entre 50 et 100 $\mu\text{g.l}^{-1}$, ce qui laisse supposer que la Garonne aval est dans un état d'eutrophisation probable (critère de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie).

Estimation des apports annuels par la Garonne

Les apports annuels en pigments chlorophylliens ont été calculés à partir des débits moyens journaliers au lieu des débits instantanés qui n'ont en effet été estimés ni à La Réole, ni à Pessac.

Pour des débits fluviaux s'étendant de 300 à 730 $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$, les apports en chlorophylle *a* par la Garonne sont compris entre 100 et 400 tonnes par an (figure 4.11).

A partir des apports maximaux en Chl_a (1988), on peut faire une première approximation des apports en azote organique d'origine phytoplanctonique.

En posant: $1 \mu\text{g.l}^{-1} \text{Chl}_a \approx 1 \mu\text{mol.l}^{-1} \text{Norga}$.

On obtient: $400 \text{ tonnes/an Chl}_a \approx 5\,600 \text{ tonnes/an Norga}$ phytoplanctonique

Le flux d'azote organique phytoplanctonique est alors largement inférieur aux flux de NOT apportés par la Garonne aval en 1988, de 25 000 tonnes par an, puisqu'il représente seulement 22 % de cet apport.

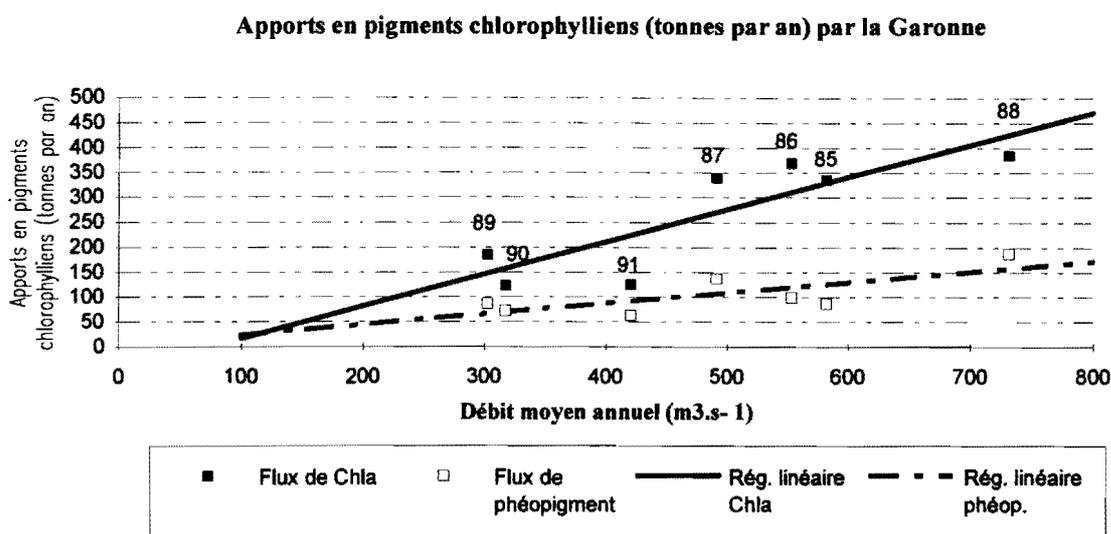


Figure 4.11. Flux annuels de Chl_a et de phéopigments à La Réole, de 1985 à 1991.

La droite de régression reliant les flux annuels de Chl_a aux débits moyens annuels de la Garonne dont le paramètre statistique est peu significatif, s'écrit:

$\text{Flux Chl}_a \text{ (tonnes par an)} = 0,649.Q_{FG} - 48,111$ <p style="margin: 0;">par la Garonne</p>	avec $r^2 = 0,73$; $n = 7$
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----------------------------

4.3.2 Estimation des apports par la Dordogne

Les concentrations en chlorophylle a à Pessac/Dordogne, varient de $1,6$ à $158,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ (figure 4.12); leur valeur moyenne entre 1985 et 1991 est de $10,4 \mu\text{g.l}^{-1}$, ce qui est deux fois plus faible qu'en Garonne.

Deux blooms phytoplanctoniques annuels ont été mis en évidence entre 1985 et 1987, mais les concentrations en chlorophylle a mesurées restent généralement faibles en été. Seule la poussée planctonique de juin 1989 atteint une concentration de $160 \mu\text{g.l}^{-1}$; cette absence de forte poussée phytoplanctonique régulière est due soit, au mauvais choix des jours de prélèvement soit, au manque d'éléments minéraux dans l'eau pour assurer le développement de la biomasse phytoplanctonique mais cette dernière hypothèse est peu probable au regard des teneurs en sels nutritifs mesurées en Dordogne.

4.3.3 Concentrations dans l'estuaire

□ En période estivale

Dans l'estuaire, les concentrations en Chlorophylle *a* atteignent jusqu'à 27,75 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (figure 4.14); leur valeur moyenne est de 7,16 $\mu\text{g.l}^{-1}$, ce qui reste très faible.

Ces teneurs sont supérieures à celles mesurées dans l'estuaire de la Loire, où elles atteignent en septembre 1988, entre 1 et 5 $\mu\text{g.l}^{-1}$ seulement; en effet, la présence du bouchon vaseux aux environs de la commune de Nantes empêche toute production phytoplanctonique. En Seine, à Caudebec par exemple, situé à 30 km de l'embouchure, la concentration en chlorophylle *a* est en moyenne de 35 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en septembre 1990, soit largement supérieure à celles de l'estuaire de la Loire ou de la Gironde. La richesse de la Seine en éléments nutritifs et la moins grande turbidité des eaux à Caudebec (où la teneur moyenne en MES est de 56 mg.l^{-1}) qu'à Nantes ou Bordeaux, permet de ne pas limiter la production de biomasse phytoplanctonique.

En 1985, 1990 et 1991, les teneurs particulièrement élevées de Chl_a sont à rapprocher des fortes valeurs de MES. Au cours des autres années où l'étiage est prononcé, les teneurs en chlorophylle *a* restent relativement constantes entre Bordeaux et le PK 90 puis augmentent faiblement jusqu'à l'embouchure.

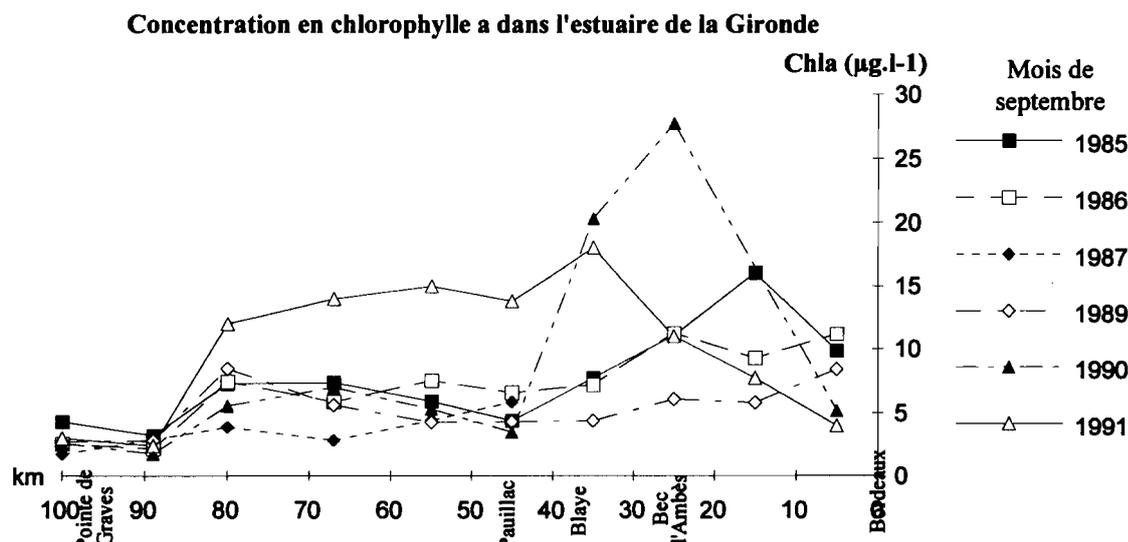


Figure 4.14. Evolution longitudinale de la chlorophylle *a* dans l'estuaire de la Gironde en période estivale, de 1985 à 1991.

Les concentrations en chlorophylle *a* sont stables dans la partie aval de l'estuaire de la Gironde (de PK 40 à PK 80). Cela indique qu'il y a probablement production de chlorophylle dans les eaux de salinité élevée. Le fait que les points de mesure aux salinités supérieures à 15 se trouvent, de 1985 à 1991 (sauf 1987), au-dessus des droites de mélange (figure 4.15) atteste de cette hypothèse; la chlorophylle *a* est ensuite en grande partie consommée ou dégradée avant d'atteindre l'embouchure où les eaux sont à dominante marine, c'est-à-dire généralement plus pauvres en chlorophylle. D'après les mesures, en 1990 et 1991, la production primaire est particulièrement importante; elle est favorisée par un bon ensoleillement puisque les températures sont élevées et en 1990, par des faibles turbidités. On peut remarquer à l'inverse, dans les eaux de faible salinité, des processus de consommation (par le zooplancton) ou de dégradation de la chlorophylle *a*.

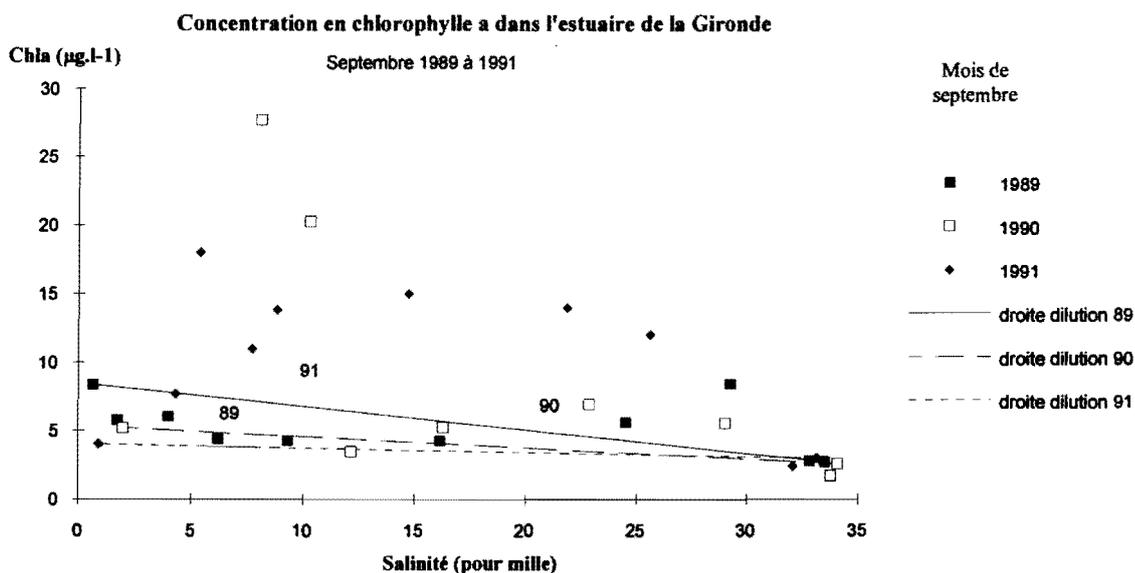
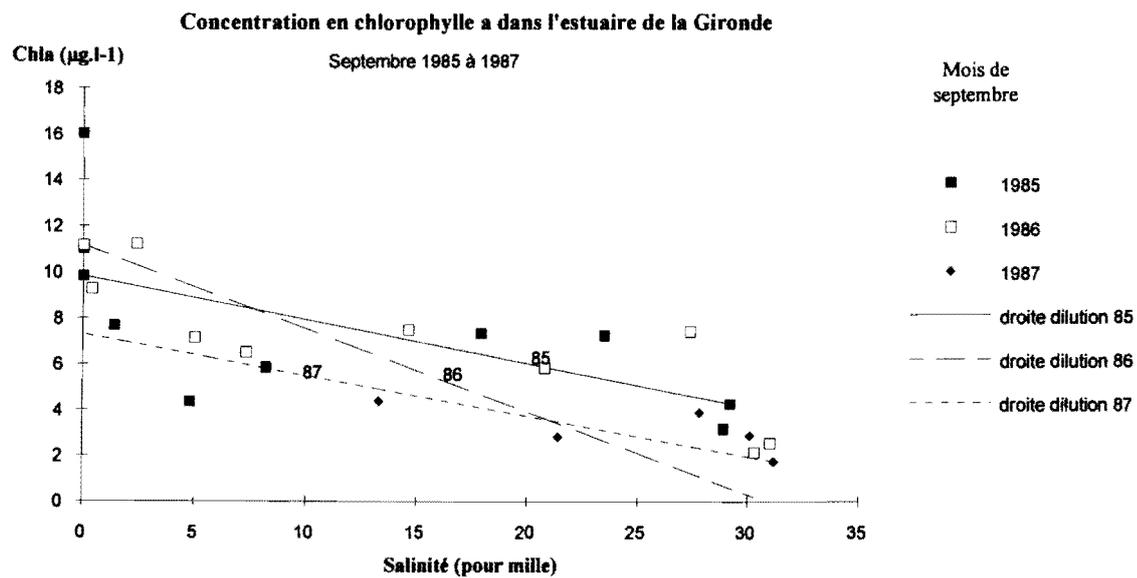


Figure 4.15. Evolution des teneurs en chlorophylle a avec la salinité dans l'estuaire de la Gironde, de 1985 à 1991.

□ *En période hivernale*

Sur la période 1985-1991, en excluant les mesures anormalement faibles de 1986, les concentrations dans l'estuaire varient entre janvier et mars de 1,45 à 10,48 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (figure 4.16); la valeur moyenne hivernale est de 3,12 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Cette valeur est inférieure à la moyenne estivale puisqu'aucun bloom n'a lieu au cours des 3 premiers mois de l'année.

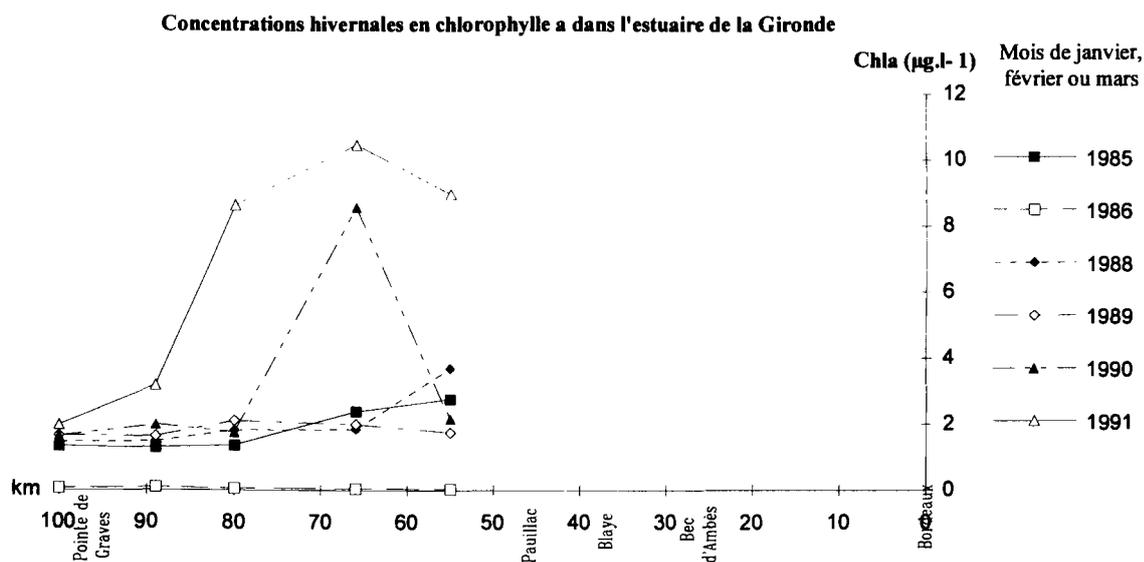


Figure 4.16. Evolution longitudinale de la chlorophylle a dans l'estuaire de la Gironde en période hivernale, de 1985 à 1991.

Dans le cas des 2 dernières années, les concentrations en chlorophylle a sont relativement élevées pour la saison et présentent un pic centré sur le PK 65. Ces maxima sont liés à la présence du bouchon vaseux dans l'estuaire qui joue le rôle de piège à particules; ils coïncident également avec les maxima en phéopigments.

En revanche, dans le cas des autres années, les teneurs en chlorophylle a hivernales n'évoluent pas le long de l'estuaire. Ces particules semblent donc transportées selon un mouvement de va et vient entre le PK 55 et l'embouchure, sans transformation. Il faut en effet, 10 jours pour que les eaux douces de l'estuaire soient totalement renouvelées en période de crue ($3500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et 70 jours en période d'étiage ($150 \text{ à } 200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) (CASTAING et JOUANNEAU, 1979). Il se peut qu'au cours de leur transport, ces cellules n'aient pas le temps de mourir et d'être dégradées.

4.4 LES PHEOPIGMENTS

La mesure des phéopigments donne une bonne estimation de la matière organique d'origine algale en voie de dégradation mais elle ne permet pas de connaître le niveau de dégradation du matériel original. En effet, la mesure des phéopigments ne permet pas différencier la phéophytine *a*, 1^{er} produit de dégradation, des autres produits de dégradation de la chlorophylle *a*. La mesure globale des phéopigments ne peut donc nous renseigner sur la biodégradabilité de ce matériel organique et donc sur sa demande en oxygène dissous.

4.4.1 Estimation des apports par la Garonne

A La Réole, les concentrations en phéopigments sont très faibles; elles varient de 0,05 à 22,23 $\mu\text{g.l}^{-1}$ et leur moyenne sur la période 1985-1991 est de 7,56 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (figure 4.17).

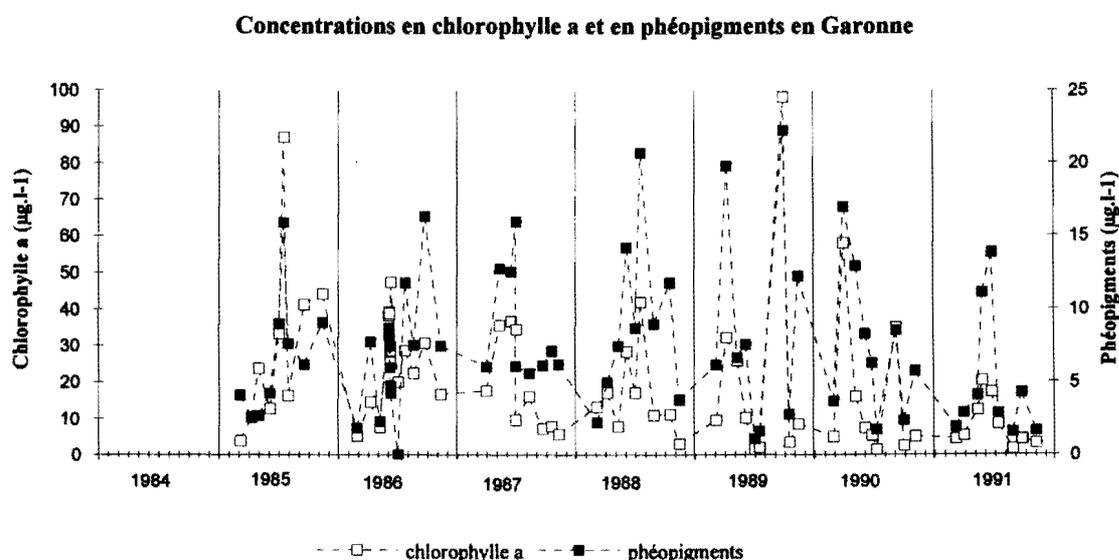


Figure 4.17. Evolution temporelle des pigments chlorophylliens à La Réole, de 1985 à 1991.

Les pics de phéopigments se superposent aux pics de chlorophylle *a*, ce qui est logique puisqu'une partie des particules mortes est rapidement dégradée par les microorganismes, et donc mesurée en termes de phéopigments.

En Garonne, la Chlorophylle *a* représente entre 41 et 99 % des pigments totaux; les pourcentages maximaux sont atteints en été, juillet et août, et le pourcentage moyen est de 67 %.

Les apports annuels en phéopigments de ces 3 dernières années sont compris entre 50 et 100 tonnes (figure 4.11). La loi de régression linéaire entre les apports en phéopigments et les débits moyens annuels présente un coefficient de régression de 0,6 donc non significatif.

4.4.2 Estimation des apports par la Dordogne

De 1985 à 1991, les concentrations en phéopigments à Pessac/Dordogne varient entre 0,71 et 41,70 $\mu\text{g.l}^{-1}$ avec une moyenne de 5,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

L'évolution temporelle des phéopigments se superpose à celle de la chlorophylle *a*; les pics sont généralement observés en été, de mai à juin et d'août à septembre (figure 4.18).

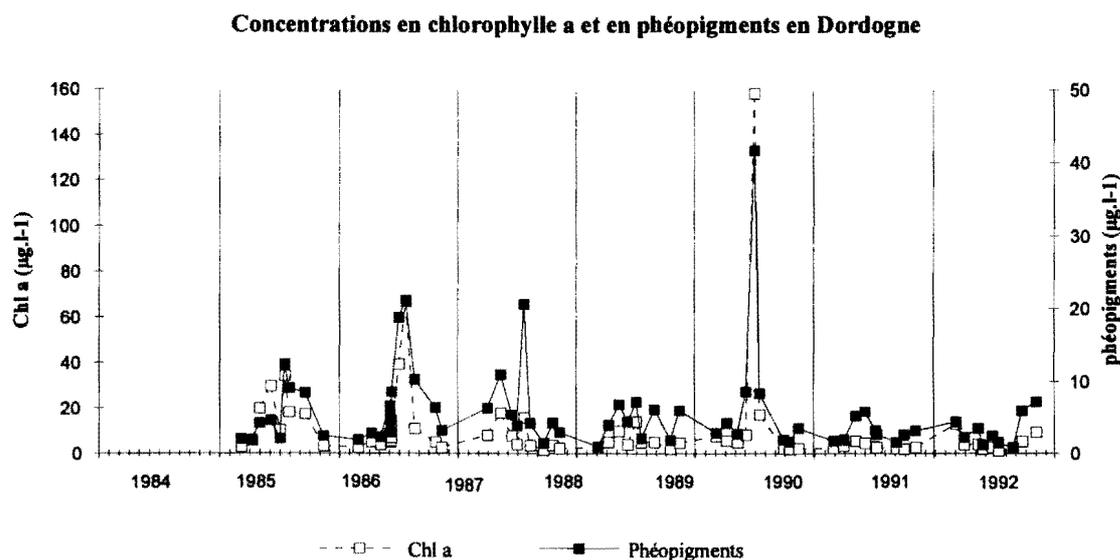


Figure 4.18. Evolution temporelle des phéopigments et de la chlorophylle *a* à Pessac/Dordogne, de 1985 à 1991.

A Pessac/Dordogne, la chlorophylle *a* représente entre 38 et 87 % des pigments totaux; le pourcentage moyen sur la période 1985-1991 est de 58,5 %. Ces taux sont du même ordre de grandeur que ceux observés en Garonne.

Les apports annuels en phéopigments par la Dordogne (figure 4.13) sont compris, sur la période 1990-1991, entre 20 et 40 tonnes; ils sont environ 2 fois plus faibles que ceux de la Garonne. Le coefficient de régression reliant les apports en phéopigments aux débits moyens annuels de la Dordogne n'est pas significatif.

4.4.3 Concentrations dans l'estuaire

□ En période estivale

Sur la période 1985-1991, les concentrations en phéopigments varient de 0,11 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en aval à 34,3 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en amont, au niveau du Bec d'Ambès (figure 4.19); leur concentration moyenne est de 5,0 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

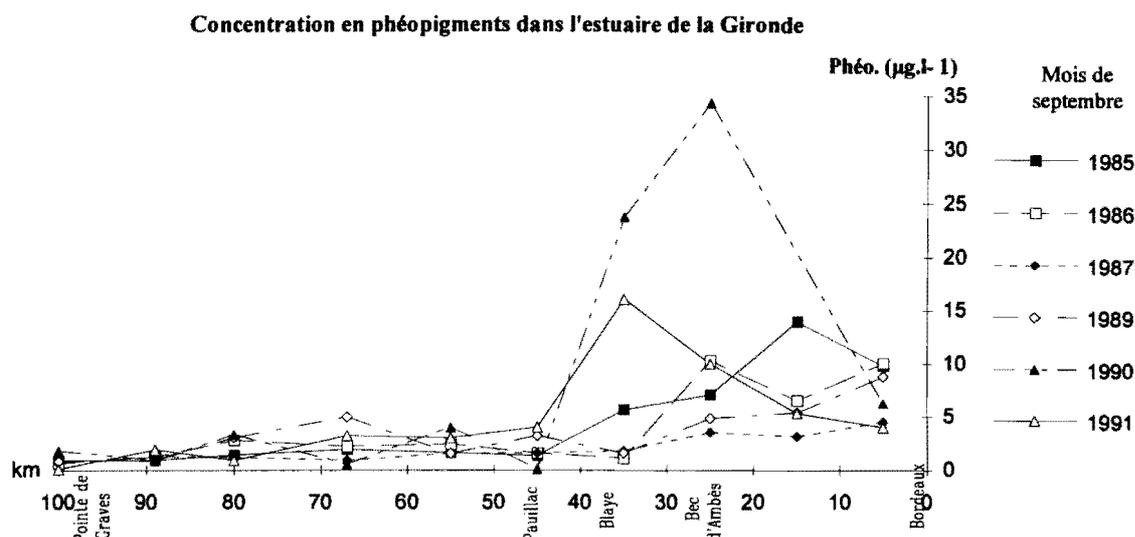


Figure 4.19. Evolution longitudinale des phéopigments dans l'estuaire de la Gironde en période estivale, entre 1985 et 1991.

L'évolution longitudinale des phéopigments est superposable à celle de la chlorophylle *a*; les concentrations sont particulièrement importantes ces 3 dernières années au niveau du Bec d'Ambès où elles atteignent jusqu'à 34 $\mu\text{g.l}^{-1}$. C'est en effet à ce niveau que les 2 fleuves se rejoignent mais il correspond également à une zone de forte turbidité.

On peut constater (figure 4.20) que les concentrations en phéopigments sont relativement bien corrélées aux MES; la loi est la suivante:

$$[\text{phéopigments}]_{\text{été}} = 0,094 \cdot [\text{MES}]^{0,69}$$

[phéopigments] en $\mu\text{g.l}^{-1}$; [MES] en mg.l^{-1} .
avec $r^2 = 0,55$; $n = 58$

C'est en effet une fonction puissance qui semble régir l'évolution des teneurs en phéopigments avec les MES car lorsque les MES deviennent importantes ($> 800 \text{ mg.l}^{-1}$), c'est le cas en 1991, les concentrations en phéopigments ne dépassent pas 15 $\mu\text{g.l}^{-1}$; cela peut s'expliquer par le fait que la turbidité limite la production de biomasse phytoplanktonique.

En 1990, des teneurs en phéopigments anormalement élevées ont été mesurées aux mêmes endroits que ceux où ont été observés les maxima en chlorophylle *a*. Au niveau de ces pics, la Chl_a représente 46 % des pigments totaux ce qui indiquerait que les prélèvements ont été réalisés dans le bouchon vaseux.

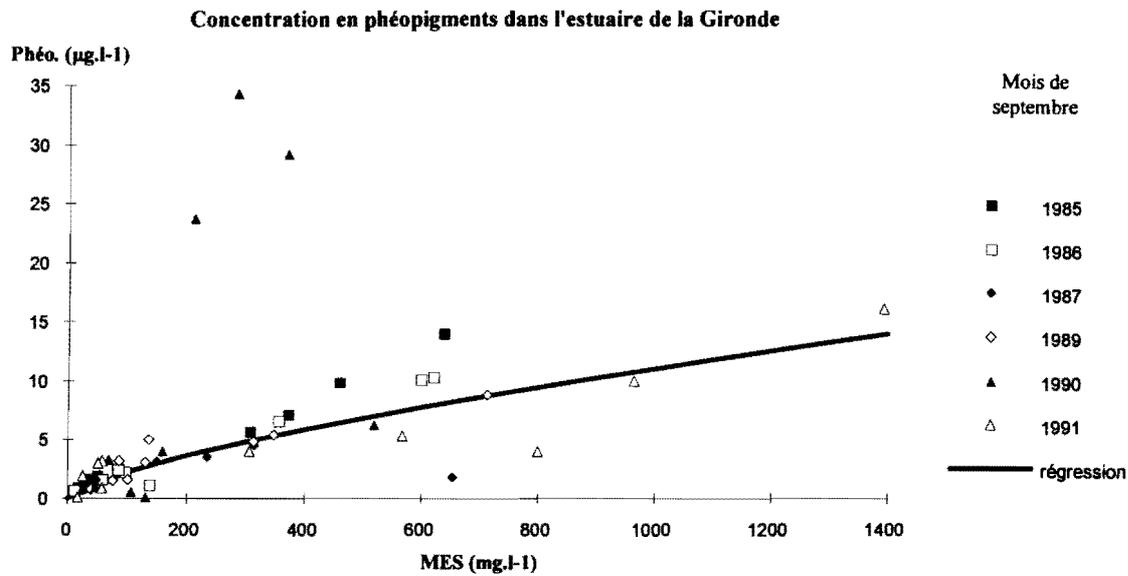


Figure 4.20. Evolution des phéopigments en fonction des MES dans l'estuaire de la Gironde en période estivale, entre 1985 et 1991.

□ *En période hivernale*

Les concentrations en phéopigments varient de 0,51 à 12,20 $\mu\text{g.l}^{-1}$ entre 1985 et 1991 (figure 4.21); leur valeur moyenne est de 3,96 $\mu\text{g.l}^{-1}$. En hiver, les teneurs en Chl_a et donc en phéopigments sont généralement plus faibles qu'en été en raison des plus faibles intensités lumineuses et des températures plus froides.

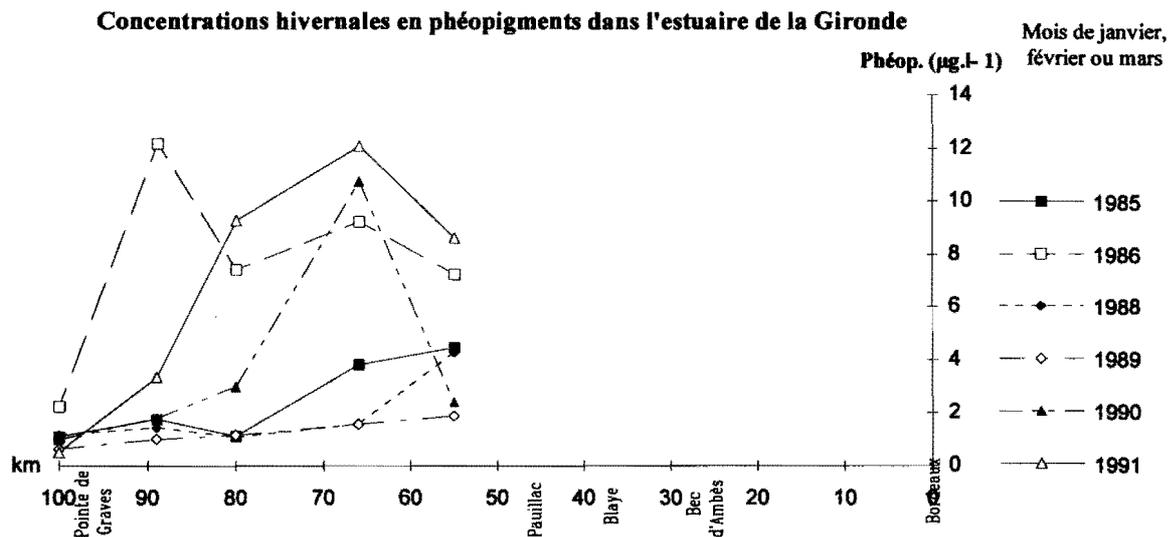


Figure 4.21. Evolution longitudinale des phéopigments dans l'estuaire de la Gironde en période hivernale, entre 1985 et 1991.

L'évolution longitudinale et temporelle des phéopigments est identique à celle de la chlorophylle a , excepté en 1986 où les mesures de chlorophylle étaient probablement erronées puisque proches de 0.

Les maxima de phéopigments se superposent aux pics de MES; la figure suivante présente l'évolution de ces pigments en fonction des MES.

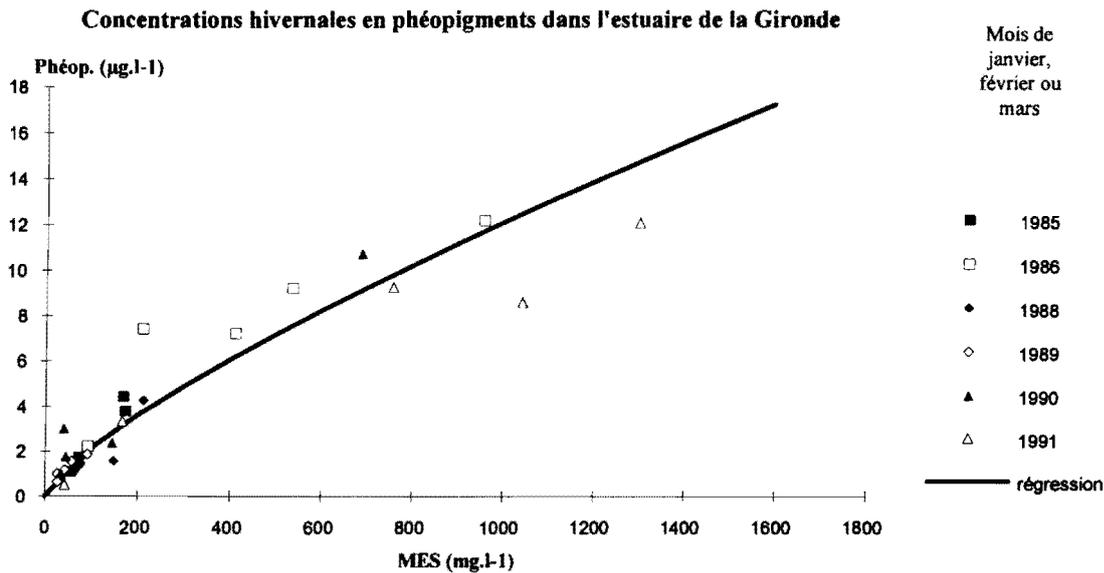


Figure 4.22. Evolution des phéopigments en fonction des MES dans l'estuaire de la Gironde en période hivernale, entre 1985 et 1991.

Quelque soit la saison étudiée, on peut constater (figure 4.23) que les teneurs en phéopigments (exprimé par rapport aux MES) atteignent un seuil moyen de 0,001 mg.g⁻¹. Ce seuil correspond, sur la période 1985-1991, au taux minimal de phéopigments et donc à celui observé dans le bouchon vaseux. Donc la meilleure relation entre les concentrations en phéopigments et les MES est une fonction puissance:

$$[\text{phéopigments}]_{\text{hiver}} = 0,0678 \cdot [\text{MES}]^{0,7505}$$

[phéopigments] en µg.l⁻¹; [MES] en mg.l⁻¹ avec r² = 0,86; n = 29

Evolution des phéopigments en fonction des MES dans l'estuaire de la Gironde

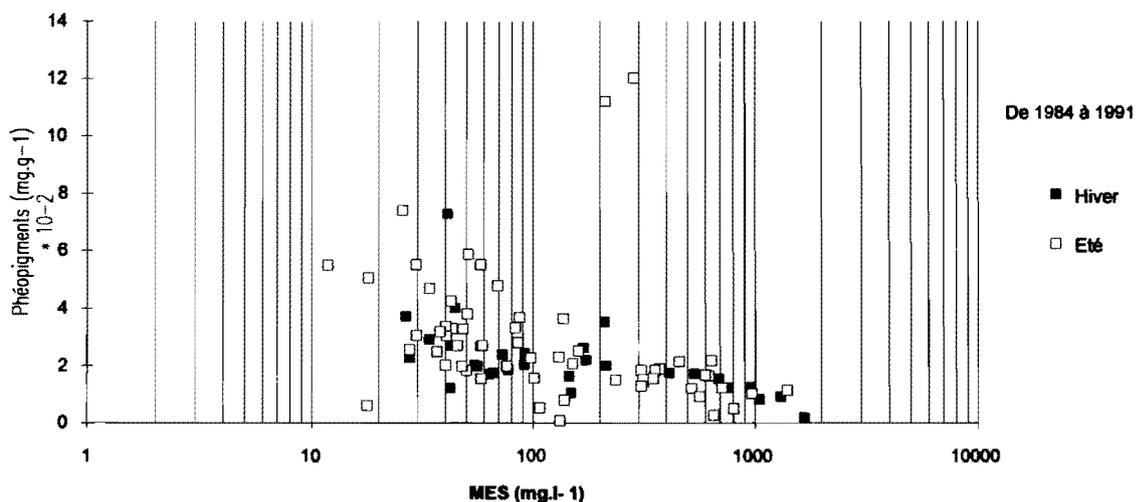


Figure 4.23. Evolution des phéopigments (en mg.g-1) avec le logarithme des MES dans l'estuaire de la Gironde, entre 1985 et 1991.

SYNTHESE DES RESULTATS SUR LES COMPOSES ORGANIQUES

Depuis 1987, la DBO_5 , en moyenne annuelle, a tendance à augmenter lorsque les débits moyens annuels diminuent; mais elle reste comprise entre 2 et $3,5 \text{ mg.l}^{-1}$ ce qui est inférieur au seuil de 5 mg.l^{-1} (critère des Agences de l'Eau). Il serait intéressant d'avoir de *plus amples informations sur le comportement du matériel particulaire* depuis cette date. Puisque ces années sont caractérisées par des teneurs moyennes en MES relativement élevées, l'augmentation relative de la DBO_5 pourrait en effet s'expliquer par l'accumulation et le renouvellement de matériel organique biodégradable sur une partie importante de l'estuaire, induisant une demande en oxygène non négligeable dans le milieu. La question qui se pose alors est de savoir si le bouchon vaseux, entre 1989 et 1991, a été totalement expulsé; les mesures de DBO laissent penser que non.

En 1991, d'après les mesures, les apports fluviaux en **azote organique** sont du même ordre de grandeur que les apports en azote minéral ($N-NH_4 + N-NO_3$); pour la Garonne, ils s'élèvent respectivement à 26 000 et 28 000 tonnes, pour la Dordogne, à 7 000 et 8 000 tonnes. Les apports en azote organique par la Garonne sont relativement constants depuis 1984, mis à part l'année où les blooms phytoplanctoniques particulièrement importants ont été décelés (1985); ils sont compris entre 10 000 et 25 000 tonnes par an. Ces flux ne s'expliquent pas par un apport d'azote phytoplanctonique représentant au maximum 22 % du NOT. Certaines *mesures de NTK et de NOT réalisées par l'Agence de l'Eau* sont en effet incohérentes et semblent *surestimées*. Si l'on s'intéresse aux apports totaux en azote Kjeldahl (NTK), et que l'on compare les différentes origines des apports dans le système fluvio-estuarien, l'on peut constater que les apports par la Garonne représentent, pour l'année 1991, 65 % des apports totaux dans l'estuaire. Les rejets urbains représentent 13 % des apports totaux de NTK par la Garonne et les rejets industriels 2 %. L'essentiel des apports en azote réduit (NTK) serait donc autochtone.

Certaines concentrations en **chlorophylle a** mesurées à Couthures et à La Réole sont comprises entre 50 et $100 \mu\text{g.l}^{-1}$, ce qui laisse supposer que la **Garonne aval** est dans un **état d'eutrophisation probable** (critère de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie). Dans l'estuaire, en période d'étiage fort, on a pu supposer une production importante de chlorophylle mais les teneurs arrivant à l'embouchure restent faibles ($< 5 \mu\text{g.l}^{-1}$).

Dans l'estuaire de la Gironde, les pics de **pigments chlorophylliens** sont directement liés au bouchon vaseux. Cette zone se comporte en effet, comme un piège à particules; mais les fortes turbidités diminuant la profondeur de la couche euphotique, tendent à limiter la production de cette biomasse phytoplanctonique.

5. LES PARAMETRES MICROBIOLOGIQUES

Des niveaux seuil de contamination par les microorganismes pathogènes ont été définis sur la base d'une numération des germes tests dans des échantillons d'eau (critères définis par les Agences de l'Eau) et dans les **coquillages** destinés à la consommation (directive européenne CEE 91/492). En considérant que N (exprimé par 100 ml) représente 10 % des plus mauvaises mesures par numération, les seuils de contamination d'une eau par les microorganismes se répartissent dans les gammes suivantes:

Qualité d'une eau	coliformes totaux	coliformes fécaux	streptocoques fécaux
Bonne	< 50	< 20	< 20
Moyenne	50 < N < 5 000	20 < N < 2 000	20 < N < 1 000
Médiocre	5 000 < N < 50 000	2 000 < N < 20 000	1 000 < N < 10 000

Des mesures de ces paramètres dans l'eau sont à notre disposition dans les fleuves Garonne et Dordogne.

Dans le cadre du RNO, les mesures des paramètres microbiologiques ont été réalisées sur des coquillages, essentiellement moules, huîtres ou coques, pour des raisons sanitaires: ce sont des organismes filtreurs présentant un risque pour le consommateur s'ils sont contaminés par des germes pathogènes, ce, d'autant plus qu'ils sont consommés crus. Les directives du Conseil des Communautés Européennes du 30/10/79 et du 15/07/91 fixant les règles sanitaires de la production et de la mise sur le marché des mollusques préconisent les analyses des paramètres microbiologiques dans la chair du coquillage et dans le liquide intervalvaire.

5.2 NIVEAUX DE CONTAMINATION EN DORDOGNE

La station ayant fait l'objet de mesures régulières de coliformes et de streptocoques est Pessac/Dordogne, ce, comme en Garonne, uniquement entre 1984 et 1987 (figure 5.2).

- Les **coliformes totaux** varient de 430 à 110 000/100 ml avec une valeur moyenne de 30 000/100 ml. Selon le critère des Agences de l'Eau, cette station est classée en **catégorie 3**, c'est-à-dire de qualité médiocre puisque 10 % des plus mauvaises valeurs mesurées sont supérieures à 50 000/100 ml.
- Les **coliformes fécaux** varient de 91 à 110 000/100 ml avec une valeur moyenne de 10 900/100 ml. Eux aussi dépassent les normes de qualité d'eau établies par les Agences de l'Eau; la station est classée en catégorie 3.
- Les **streptocoques fécaux** varient de 4 à 2 300/100 ml avec une valeur moyenne de 220/100 ml. 10 % des plus mauvaises mesures sont comprises entre 430 et 2300; leur moyenne, de 498/100 ml, permet de les classer dans la catégorie 1B.

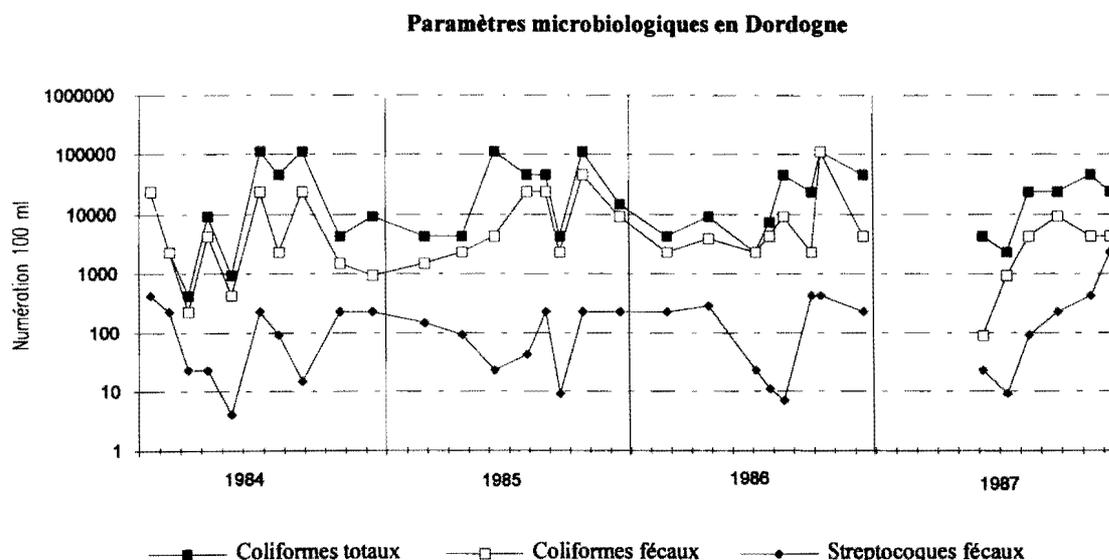


Figure 5.2. Evolution temporelle des coliformes fécaux, totaux et des streptocoques fécaux à Pessac/Dordogne entre 1984 et 1987.

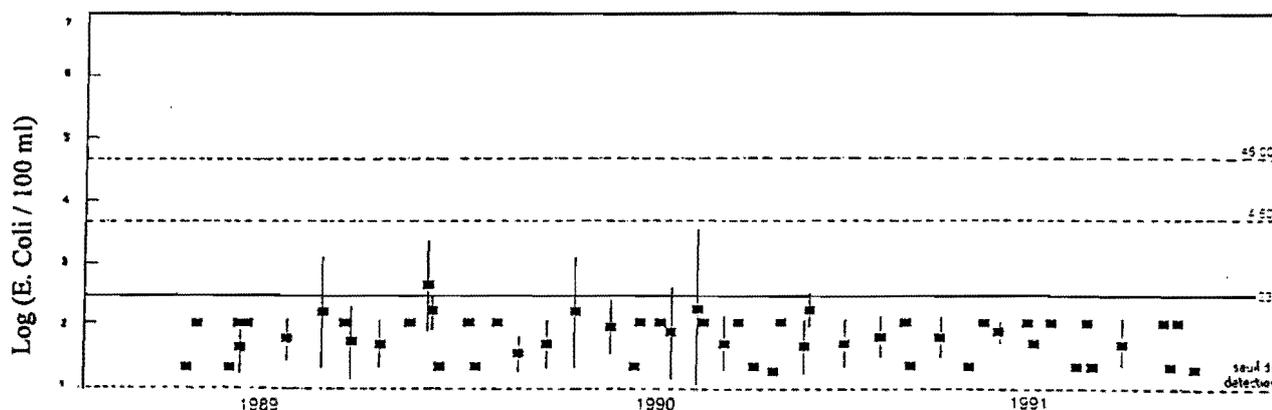
Comme en Garonne aval, les eaux de la Dordogne apparaissent, sur le plan microbiologique, de qualité médiocre.

5.3 NIVEAUX DE CONTAMINATION DANS L'ESTUAIRE

L'évolution des paramètres microbiologiques dans l'estuaire de la Gironde a été particulièrement étudié dans le cadre d'un autre réseau de mesure mis également en place par l'IFREMER : le réseau de surveillance microbiologique (REMI). Nous reprendrons ici les résultats publiés par l'IFREMER (1993).

La concentration moyenne en coliformes fécaux a été estimée dans des huîtres prélevées dans l'estuaire externe, en aval de la pointe du Verdon. Exprimée en logarithme décimal des *Escherichia Coli*/100 ml, la concentration moyenne est calculée à partir des résultats obtenus sur les différents points du secteur, c'est-à-dire la pointe de Graves, Royan et jusqu'à 9 km au sud de la pointe du Verdon, échantillonnés à la même date.

Les résultats bactériologiques sont présentés sur la période 1989-1991 (figure 5.3). L'évaluation qu'il est possible de faire du niveau de contamination bactériologique s'est inspirée de la directive européenne 91/492 du 15 juillet 1991 (CEE, 1991). Cette classification a une valeur purement indicative et ne doit pas être considérée comme un classement de zone tel que l'entend la directive CEE 91/492 sur les conditions de mise sur le marché de mollusques bivalves vivants.



Ces résultats ne peuvent pas être utilisés pour le classement des zones conchylicoles (CEE 91/492)

Figure 5.3. Evolution temporelle des coliformes fécaux (*Echerichia Coli* / 100 ml) dans l'estuaire de la Gironde, entre la pointe du Verdon et la pointe de Graves, de 1989 à 1991.

D'après cette classification, l'estuaire de la Gironde est placé dans un secteur de très bonne qualité puisqu'aucun résultat n'est supérieur à 4 600 *E. Coli*/100 ml et 90 % des numérations sont inférieures à 230/100 ml.

CONCLUSION

1. L'estuaire lui-même

Le suivi des paramètres physico-chimiques, des sels nutritifs, de la matière organique et des contaminants bactériens **dans l'estuaire de la Gironde** au cours de la période 1984-1991, permet de ne signaler aucun problème grave d'environnement. Le seul problème grave concerne la contamination de la Gironde par le cadmium; ayant déjà été étudiée en détails (BOUTIER *et al.*, 1989; JOUANNEAU *et al.*, 1981), elle n'est pas traitée dans ce rapport mais dans le suivant (MAURICE, 1993 (b)).

Une des informations majeures à retenir de cette étude est de **surveiller particulièrement l'évolution du bouchon vaseux** non seulement au cours de son déplacement dans l'estuaire mais aussi et surtout au cours de sa remontée dans les fleuves où les sections sont plus étroites et les eaux plus riches en éléments nutritifs. En période estivale et au niveau des maxima de MES, n'ont été relevés ni, valeurs critiques de DBO_5 puisqu'elles ne dépassent pas 4 mg.l^{-1} ni, déficit en oxygène dissous caractéristique d'une désoxygénation des eaux. Mais en septembre 1989 et 1991, les taux d'oxygène dissous ont franchi le seuil critique des 50 % puisqu'ils ont atteint au minimum 30 %.

Il serait donc utile d'avoir des **mesures de MES, d'oxygène dissous et de DBO_5 en amont de Bordeaux et en étiage** où le bouchon vaseux remonte très en amont, pour s'assurer si le déficit en oxygène n'y est pas plus fort. Des mesures d'oxygène dissous dans l'estuaire en période de **vives eaux** seraient également nécessaires afin d'avoir des valeurs minimales et donc probablement critiques.

Sur le plan hydrologique, ces trois dernières années, 1989 à 1991, ont été largement déficitaires. Les débits moyens annuels cumulés de la Garonne et de la Dordogne n'ont pas dépassé $700 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ alors que sur la période 1959-1992, le débit moyen cumulé est de $974 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Le fait qu'il n'y ait pas eu durant ces trois dernières années, d'importants débits de crue n'a pas permis au bouchon vaseux d'être complètement expulsé de l'estuaire. Cette zone sert donc de pièges à particules, dont la fraction organique est dégradée plus ou moins rapidement entraînant une augmentation relative de la DBO_5 et une diminution du taux d'oxygène dissous. Mais les crues de 1992 ont dû permettre au bouchon vaseux de se déplacer vers l'aval; en effet, le débit moyen cumulé de la Dordogne et de la Garonne a atteint cette dernière année, $1150 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$.

2. Les fleuves Garonne et Dordogne

L'évolution pluriannuelle des teneurs en nitrates en Garonne met en évidence une augmentation d'environ 18 % en 7 ans (à La Réole). Cette tendance peut être le signe précurseur d'un **risque de nitrification** dans le système fluvio-estuarien de la Gironde. Le fait que les nitrates puissent se trouver en conditions non limitantes dans un système aquatique peut favoriser la mise en place d'une eutrophisation. Cette observation est à rapprocher de certaines concentrations en chlorophylle *a*, comprises entre 50 et $100 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$, qui selon les critères des Agences de l'Eau, placent la **Garonne aval** dans un **état d'eutrophisation probable**.

3. Le système fluvio-estuarien de la Gironde

De manière à identifier les principales sources d'éléments nutritifs et de matière organique à l'estuaire, nous avons reporté les apports suivant leur origine, fluviale, urbaine ou industrielle, pour des débits moyens interannuels calculés en Garonne et en Dordogne sur la période 1959-1992 (tableau C.1).

L'évaluation des apports par la Garonne et la Dordogne a été réalisée sur la période 1984-1991. Les estimations de flux apportés par les rejets urbains et industriels prennent en compte le bassin versant de la Garonne aval (Langon), de la Dordogne aval (Castillon La Bataille), de l'Isle (Coutras) et de l'estuaire de la Gironde (Agence de l'Eau Adour-Garonne, 1993).

Tableau C.1. Evaluation des apports par la Garonne, la Dordogne et les rejets urbains et industriels en MES, en oxygène dissous, en DBO₅, en sels nutritifs, en azote organique et en phosphore total pour un débit moyen interannuel.

	Garonne	Dordogne	Rejets urbains	Rejets industriels
Débit moyen interannuel (m³.s⁻¹)	630	344		
Apports (tonnes par an)				
☐ sels nutritifs				
P-PO ₄	1 149	334		
P total	3 000	1 900	1 559	365
P total	(44 %)	(28 %)	(23 %)	(5 %)
N-NO ₃	40 362	14 223		
N-NH ₄	3 869	655		
azote minéral dissous	44 231	14 878		
azote réduit (NTK)	28 724	17 110	5 467	687
NTK	(57 %)	(33 %)	(11 %)	(1 %)
☐ matière organique				
DBO ₅	52 237	18 553	19 341	8 283
DBO₅	(53 %)	(19 %)	(20 %)	(8 %)

L'essentiel des apports à l'estuaire en éléments nutritifs dissous et particuliers est d'origine autochtone. En effet, les apports par la Garonne représentent 44 % des apports en phosphore total et 55 % des apports en azote Kjeldahl. Les rejets urbains et industriels représentent 28 % des apports en P total et seulement 12 % en NTK. Mais il faut rappeler que les mesures d'azote présentent quelques incohérences.

L'influence des apports par les rejets urbains dans l'estuaire de la Gironde est surtout sensible au niveau de la DBO₅. Pour une année hydrologique moyenne, 20 % des apports en DBO₅ dans l'estuaire de la Gironde sont dus aux rejets urbains déversés dans tout le système fluvio-estuarien; en 1991, cette part atteint 35 % (tableau C.2).

Les mesures indiquent que pour l'année 1991, le flux d'azote organique apporté par la Garonne et la Dordogne (34 082 tonnes) est du même ordre de grandeur que le flux d'azote minéral dissous apporté par ces 2 fleuves (36 020 tonnes). Ce n'est généralement pas le cas pour les autres systèmes fluvio-estuariens de la façade atlantique où les apports en azote minéral sont nettement supérieurs aux apports en azote organique. Ces résultats méritent d'être précisés car ils peuvent refléter des erreurs de mesure; la précision de l'analyse de l'azote ammoniacal diminue avec les faibles concentrations. Il convient donc de rester prudent quant à l'interprétation de ces résultats.

Tableau C.2. Bilan des paramètres de pollution retenus par les Agences de l'Eau (MO = matière organique; MA = matière azotée). Comparaison des apports par la Garonne et la Dordogne pour l'année 1991.

Sources	MES	DBO ₅ (#MO)	NTK (#MA)	Phosphore total
chiffres exprimés en tonnes par an				
Fleuves				
Garonne aval		21 245	(27 653)	3 000
Dordogne aval		7 234	(8 980)	1 900
Σ		28 479	(36 633)	4 900
		(50 %)	(85 %)	(72 %)
Rejets urbains				
Garonne aval	23 151	15 159	4 250	1 245
Dordogne aval	2 651	1 819	422	138
Estuaire Gironde	4 464	2 363	795	177
Σ		19 341	5 467	1 559
		(35 %)	(13 %)	(23 %)
Rejets industriels				
Garonne aval	6 217	5 226	494	318
Dordogne aval	1 062	1 792	131	18
Estuaire Gironde	924	1 265	62	29
Σ		8 283	687	365
		(15 %)	(2 %)	(5 %)

Pour une année hydrologique déficitaire, la part des apports fluviaux en P total reste identique à celle d'une année moyenne et largement majoritaire puisqu'elle est de 72 %; l'influence des rejets urbains reste importante (23 % des apports totaux) et si un effort doit être fourni, il peut s'orienter sur les sels minéraux phosphatés. La dynamique estuarienne est propice aux processus d'adsorption-désorption des phosphates sur les particules qui, au niveau du bouchon vaseux, suivent des cycles de dépôts-remises en suspension dans la colonne d'eau pouvant enrichir momentanément, en périodes de vives eaux, le milieu en sels.

En 1991, la part des rejets urbains et industriels représente 50 % des apports totaux en DBO_5 , ce qui est malgré tout élevé.

La comparaison des apports annuels de la Garonne et de la Dordogne avec ceux d'autres grands fleuves européens est présentée dans le tableau C.3. Les apports en Gironde de P-PO_4 et d'azote minéral ramenés à la surface du bassin versant sont faibles comparés aux autres fleuves européens.

TABLEAU C.3

Apports annuels en azote et phosphore par quelques grands fleuves européens
(d'après GUILLAUD, 1993).

Fleuve	Débit moyen (m ³ .s ⁻¹)	Surface du bassin versant (10 ³ km ²)	N minéral dissous (t/an)	P-PO ₄ (t/an)	P total (t/an)	<u>Nminéral</u> Surf. B.V. (kg/km ² .an)	<u>P-PO4</u> Surf. B.V. (kg/km ² .an)	Références
Garonne + Dordogne	974	81	59 000	1 500	4 900	730	19	cette étude
Loire	890	115	137 000	3 200	7 500	1 190	28	A.B.L.B. (1989-1991)
Seine	413	78	80 500	8 400	11 000	1 030	110	GUILLAUD (1993)
Vilaine	70	11	11 700	250	—	1 060	23	MERCERON (1987)
Rhône	1 700	99	67 000	5 500	7 300	680	55	ROMANA (com. perso.)
Rhin	2 200	160	362 000	22 000	38 000	2 260	137	DE JONGE (1990)
Pô	1 500	75	105 000	4 900	—	1 400	65	MARCHETTI (1990)

Bibliographie

AGENCE DE L'EAU ADOUR-GARONNE, 1993. Bilan des pollutions industrielles et domestiques produites et éliminées - Contribution au LIVRE BLANC DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE, Juin 1993, 35 pages.

A.B.L.B. (AGENCE DE BASSIN LOIRE BRETAGNE), 1989-1991. Réseau de mesure de la qualité des eaux de surface. Résultats annuels 1988 et 1990 (Station de la Possonnière), 14 p. + annexes.

AMSTRONG F.A.J., 1965. Phosphorus. In, Riley J.P. and Skirrow G. (Eds), *Chemical Oceanography*, Academic Press, London and New York, vol. 1, chap. 8: 323-364.

CARPENTER J.H., 1965. The accuracy of the Winckler method for dissolved oxygen analysis. *Limnol. Oceanogr.* 10, 135-140.

CASTAING P. et JOUANNEAU J.M., 1979. Temps de résidence des eaux et des suspensions dans l'estuaire de la Gironde. *J. Res. Oceanogr.*, Paris, vol. IV(2): 41-52.

CEE, 1991. Directive 91/492/CEE du conseil du 15 juillet 1991 fixant les règles sanitaires régissant la production et la mise sur le marché de mollusques bivalves vivants. *JO n° L 268* du 24/9/91, p. 1.

DE JONGE V.N., 1990. Response of the Dutch Wadden Sea ecosystem to phosphorus discharges from the River Rhine. *Hydrobiologia*, 195, 49-62.

GUILLAUD J.F., 1993. Les apports en sels nutritifs dans l'estuaire de la Seine. Rapport interne IFREMER DEL/93.04/BREST, 32 p.

IFREMER, 1978 à 1991. Surveillance écologique du site du Blayais. Années 1978 à 1991. Rapports IFREMER/DEL.

IFREMER, Direction Environnement et Aménagement Littoral, 1993. Qualité du milieu marin littoral. Rapport IFREMER, 241 p. + annexes.

JOUANNEAU J.M. et LATOUCHE C., 1982. Estimation of fluxes to the ocean from megatidal estuaries under moderate climates and the problems they present. *Hydrobiol.*, Vol. 91: 23-29.

JOUANNEAU J.M., ETCHEBER H. et LATOUCHE C., 1981. Impoverishment and decrease of metallic elements associated with suspended matter in the Girond estuary. *NATO Advances Research Institute* in Wong et al., 1983, Plenum Press, Trace metals in sea water, pp: 245-264.

JITTS H.R., 1959. The adsorption of phosphate by estuarine bottom deposits. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, Melbourne, n° 10, 7-21.

KOROLEFF F., 1969. Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue. ICES, C.M. 1969/C : 9 *Hydr. Comm.*

LORENZEN C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12, 343-346.

MARCHETTI R., 1990. Algal blooms and gel production in the Adriatic Sea. C.E.C. *Wat. Poll. Res. Report n° 16.* Eutrophication related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean Coastal Zones. Ed. by H. Barth and L. Fegan, pp. 21-42.

MAURICE L., 1993 (a). Modélisation du cycle de dégradation de la matière organique. Application à la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire. *Thèse de Doctorat*, Institut National Polytechnique de Toulouse.

MAURICE L., 1993 (b). La qualité de l'eau de l'estuaire de la Gironde. Rapport 2 - Synthèse. *Rapport interne IFREMER DEL/CCM/93.*

MERCERON M., 1987. Mortalités de poissons en baie de Vilaine (juillet 1982). *Rapport interne IFREMER-DERO.87-14.EL.*, 100 p.

MORRIS A.W., LORING D.H., BALE A.J., HOWLAND R.J.M., MANTOURA R.F.C. et WOODWARD E.M.S., 1982. Particles dynamics, particulate carbon and the oxygen minimum in an estuary. *Oceanol. Acta*, Vol. 5, n°3.

Norme AFNOR NF T90012. Dosage des nitrates, août 1975. Dans AFNOR-1986-Recueil de normes françaises. Eaux, méthodes d'essai, pp 256-257.

Norme AFNOR NF T90013. Dosage des nitrites, novembre 1985. Dans AFNOR-1986-Recueil de normes françaises. Eaux, méthodes d'essai, pp 258-259.

Norme AFNOR NF T90023. Dosage des orthophosphates, des polyphosphates et du phosphore total, septembre 1982. Dans AFNOR-1986-Recueil de normes françaises. Eaux, méthodes d'essai, pp 270-279.

Norme AFNOR NF T90103. Dosage de la DBO (NEQ ISO 5815), décembre 1975. Dans AFNOR-1986-Recueil de normes françaises. Eaux, méthodes d'essai, 5p.

Norme AFNOR NF T90110. Dosage de l'azote Kjeldahl (NEQ ISO 5663), décembre 1981. Dans AFNOR-1986-Recueil de normes françaises. Eaux, méthodes d'essai, 7 p.

PHILLIPS I., 1980. Qualité des eaux dans l'estuaire de la Gironde. Répartition et comportement des sels minéraux dissous: azote, phosphore et silice. *Thèse de Doctorat* soutenue à l'Université de Bordeaux I, 195 pages.

PROBST J.L., 1985. Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne basin (France). *J. Hydrol.*, 76, 281-305.

ROMAÑA L.A., 1982. Estuaire de la Gironde : Campagne "Libellule 1", *Rapport interne Centre Océan. de Bretagne*, Département Environnement et Gestion du Milieu Marin, 85 pages.

ROMAÑA L.A., THOUVENIN B., 1990. Influence du bouchon vaseux sur les variations des concentrations en oxygène dissous: cas de l'estuaire de la Loire, *La Houille Blanche*, n°3/4, pp 257-262.

THOUVENIN B., ROMAÑA L.A. et LE HIR, 1992. Modélisation mathématique de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire - Première phase. *Rapport interne IFREMER DEL/CCM/92.01.*

VAN ES F.B. et LAANE W.P.M., 1982. The utility of organic matter in the Ems Dollard estuary. *Neth. J. Sea Res.*, 1: 101-118.

WALLING D.E. et WEBB W., 1985. Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers: some cautionary comments. *Mar. Poll. Bull.*, vol 6 (12), pp 448-492.

WEISS R.F., 1970. The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and sea water. *Deep Sea Res.*, 17: 721-735.