

THÈSE

PRESENTÉE

A L'UNIVERSITÉ DE BORDEAUX I

POUR L'OBTENTION DU TITRE DE

DOCTEUR EN GEOLOGIE

ET APPLICATIONS AU DOMAINE MARIN

par

Isabelle PHILIPPS

MAITRE ÈS SCIENCES

QUALITÉ DES EAUX DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE.
RÉPARTITION ET COMPORTEMENT DES SELS MINÉRAUX DISSOUS :
AZOTE, PHOSPHORE ET SILICE.

Soutenue, le 12 Janvier 1980, devant la Commission d'Examen :

M. M. VIGNEAUX, Professeur	Président
M. A. KLINGEBIEL, Professeur	} Examineurs
M. C. LATOUCHE, Maître de Recherche au C.N.R.S.	
M. L.A. ROMAÑA, Centre Océanologique de Bretagne	

774

3° CYCLE
D'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR

N° d'ordre : 1545

OEL 00274
C020 - PH1 - Q

THÈSE

PRESENTÉE

A L'UNIVERSITÉ DE BORDEAUX I

POUR L'OBTENTION DU TITRE DE

DOCTEUR EN GEOLOGIE

ET APPLICATIONS AU DOMAINE MARIN

par

Isabelle PHILIPPS

MAITRE ÈS SCIENCES

=====

QUALITÉ DES EAUX DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE.
RÉPARTITION ET COMPORTEMENT DES SELS MINÉRAUX DISSOUS :
AZOTE, PHOSPHORE ET SILICE.

=====

Soutenue, le 12 Janvier 1980, devant la Commission d'Examen :

M. M. VIGNEAUX, Professeur	Président
M. A. KLINGEBIEL, Professeur	} Examineurs
M. C. LATOUCHE, Maître de Recherche au C.N.R.S.	
M. L.A. ROMANA, Centre Océanologique de Bretagne	

AVANT-PROPOS

Cette étude a été réalisée à partir de données fournies par les organismes suivants, que je tiens à remercier :

- Agence Financière de Bassin Adour-Garonne
- Communauté Urbaine de Bordeaux
- Electricité de France
- Laboratoire Municipal de Bordeaux
- Port Autonome de Bordeaux
- Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin.

Ce mémoire me permet d'exprimer ma reconnaissance envers Monsieur le Professeur M. VIGNEAUX qui, en m'accueillant dans son laboratoire, m'a donné la possibilité de m'initier à la recherche océanographique. Je le remercie de l'honneur qu'il me fait en présidant ce jury.

Monsieur le Professeur A. KLINGEBIEL a bien voulu juger ce travail et participer aujourd'hui à ce jury. Je l'en remercie vivement.

Monsieur C. LATOUCHE, Maître de recherche, a suivi avec attention l'élaboration de ce travail. Qu'il reçoive ici le témoignage de ma gratitude pour sa disponibilité de tous les instants et ses remarques toujours judicieuses.

Monsieur L.A. ROMANA m'a accueillie au Centre Océanologique de Bretagne, où il m'a initiée aux problèmes de la qualité des eaux. Ses conseils et ses critiques, tout au long de ces deux années, m'ont permis de mener à bien cette étude et je lui en suis très reconnaissante.

Monsieur P. CASTAING, Assistant, m'a sans cesse guidée et encouragée. Son aide m'a été précieuse et je l'en remercie chaleureusement.

Je tiens également à remercier sincèrement ceux qui, par leurs conseils ou leur aide matérielle, ont permis la réalisation de ce mémoire.

Enfin, que tous ceux, parents, amis et camarades de travail qui m'ont aidé grâce à la sympathie dont ils ont su m'entourer et au soutien moral qu'ils m'ont prodigué, trouvent ici le témoignage de l'affection que je leur porte.

SOMMAIRE

	<u>Page</u>
AVANT-PROPOS	
SOMMAIRE	
LISTE DES FIGURES	
LISTE DES TABLEAUX	
INTRODUCTION	1
<u>CHAPITRE I - CARACTERISTIQUES GENERALES DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE</u>	
I. Géographie physique	4
II. Géographie humaine	6
1. Activités agricoles	6
2. Zones industrielles et urbaines	6
III. Cadre géologique	9
1. La Garonne	9
2. La Dordogne	9
3. Les rives de l'estuaire	9
4. Les faciès sédimentaires de l'estuaire	10
IV. Morphologie actuelle de l'estuaire	11
1. L'estuaire fluvial	11
2. L'estuaire maritime	11
3. L'embouchure	12
V. Hydrologie	14
1. Le débit fluvial	14
2. La marée	14
3. Intrusion saline et stratification	15
4. Circulation résiduelle	16
5. Temps de résidence des eaux dans l'estuaire	17
VI. Les sédiments en suspension	18
1. Origine et nature	18
2. Le bouchon vaseux	18
<u>CHAPITRE II - CADRE DE L'ETUDE</u>	
I. Période d'étude	21
1. Caractéristiques climatologiques de l'année 1976	21
2. Caractéristiques hydrologiques de l'année 1976	23

II. Position et fréquence des mesures	27
1. Fleuves et estuaire fluvial	27
2. Estuaire	29
3. Embouchure	30
III. Paramètres étudiés et méthodes d'analyse	31
1. Les teneurs en matières en suspension	31
2. La température	31
3. La salinité	31
4. Le pH	31
5. L'oxygène dissous	31
6. Les paramètres biologiques	32
7. Les éléments nutritifs	33
IV. Techniques d'analyse des données	37
1. Variations temporelles	37
2. Variations spatiales	37
3. Relations avec la salinité	38

CHAPITRE III - LA QUALITE DES EAUX EN GIRONDE

I. Les matières en suspension	44
II. Les températures	49
1. Variations saisonnières	49
2. Variations verticales	51
3. Variations au cours d'une marée	51
4. Variations le long de l'estuaire	51
III. Les salinités	53
1. Variations verticales	53
2. Variations au cours d'une marée	53
3. Variations saisonnières	53
4. Pénétration du coin salé	55
IV. Le pH	58
V. L'oxygène dissous	62
1. Généralités	62
2. L'oxygène dissous dans l'estuaire de la Gironde	66
VI. Paramètres biologiques	76
1. La chlorophylle	76
2. Le carbone organique	76
3. Nature de la matière organique de l'estuaire	79

CHAPITRE IV - L'AZOTE DISSOUS

I. Généralités	81
II. L'azote dissous dans l'estuaire de la Gironde	84
1. Origine des nitrates	86
2. Distribution verticale et variations au cours d'une marée de l'azote minéral dissous	91
3. Répartition spatiale de l'azote minéral dissous le long de l'estuaire	91
4. Variations saisonnières de l'azote minéral dissous	100
5. Relation avec la salinité	111

CHAPITRE V - LE PHOSPHORE DISSOUS

I. Généralités	123
II. Le phosphore dissous dans l'estuaire de la Gironde	127
1. Origine des phosphates	127
2. Répartition des phosphates et variations au cours d'une marée	129
3. Répartition des phosphates le long de l'estuaire	129
4. Variations saisonnières	131
5. Relation avec la salinité	135
III. Rapports N/P et $\Delta N/\Delta P$	141
1. Le rapport N/P	141
2. Le rapport $\Delta N/\Delta P$	144

CHAPITRE VI - LA SILICE DISSOUE

I. Généralités	146
II. La silice dissoute dans l'estuaire de la Gironde	147
1. Répartition verticale et variations au cours d'une marée	147
2. Répartition spatiale	148
3. Variations saisonnières	152
4. Relation avec la salinité	154

CHAPITRE VII - BILANS QUANTITATIFS

I. Bilan quantitatif de l'azote en 1976	161
1. Les apports dans l'estuaire	161
2. L'azote en stock dans l'estuaire	166
3. L'azote quittant l'estuaire	168
II. Bilan quantitatif du phosphore en 1976	171
1. Les apports dans l'estuaire	171
2. Les phosphates en stock dans l'estuaire	172
3. Les phosphates quittant l'estuaire	173

CONCLUSION	175
------------------	-----

BIBLIOGRAPHIE

ANNEXES

LISTE DES FIGURES

	<u>Page</u>
1 - Cadre géographique de l'Estuaire de la Gironde	5
2 - Densité de la population autour de l'estuaire de la Gironde	7
3 - Occupation des sols et industries autour de l'estuaire de la Gironde ..	8
4 - Formation du bouchon vaseux	19
5 - Caractéristiques climatologiques de l'année 1976	22
6 - Caractéristiques hydrologiques de l'année 1976	23
7 - Débits journaliers de la Gironde	26
8 - Débits comparés de la Garonne et de la Dordogne	25
9 - Localisation des stations de mesures	28
10 a - Schéma du mélange de deux eaux-types	38
10 b - Droite de dilution théorique	40
11 - Position du bouchon vaseux en période de débits moyens	45
12 - Position du bouchon vaseux en période d'étiage	46
13 - Position du bouchon vaseux en période de crue	47
14 - Variations saisonnières des températures	50
15 - Variations des températures le long de l'estuaire	51
16 - Variations saisonnières des salinités	54
17 - Intrusion saline en période de débits moyens	55
18 - Intrusion saline en période d'étiage	56
19 - Intrusion saline en période de crue	57
20 - Variations saisonnières du pH dans les fleuves	59
21 - Variations saisonnières du pH dans l'estuaire	60
22 - Sources et pertes d'oxygène dans un estuaire	62
23 - Schéma de l'utilisation de l'oxygène dans un estuaire	64
24 - Variations saisonnières des teneurs en oxygène dissous dans les fleuves	69
25 - Variations saisonnières des teneurs en oxygène dissous dans l'estuaire..	71
26 - Variations du pourcentage d'oxygène dissous par rapport à la saturation le long de l'estuaire en période d'étiage	73
27 - Variations du pourcentage d'oxygène dissous par rapport à la saturation le long de l'estuaire en période de débits moyens	74
28 - Variations du pourcentage d'oxygène dissous par rapport à la saturation en période de crue	75
29 - Variations saisonnières des teneurs en chlorophylle dans l'estuaire	77

30	- Relation carbone organique particulaire - matières en suspension dans la Gironde	78
31	- Cycle de l'azote	82
32	- Relation débits fluviaux - nitrates dans la Dronne	87
33	- Relation débits fluviaux - nitrates dans l'Isle	88
34	- Relation débits fluviaux - nitrates dans la Dordogne	89
35	- Relation débits fluviaux - nitrates dans la Garonne	90
36	- Répartition de l'ammoniaque le long de l'estuaire de la Gironde en période de débits moyens	92
37	- Répartition de l'ammoniaque le long de la Gironde en période d'étiage ..	92
38	- Répartition de l'ammoniaque le long de l'estuaire de la Gironde en période de crue	93
39	- Répartition des nitrites le long de l'estuaire de la Gironde (teneurs moyennes de l'année 1976)	93
40	- Répartition des nitrates le long de l'estuaire de la Gironde (cas le plus fréquent)	94
41	- Répartition des nitrates le long de l'estuaire de la Gironde en Janvier et Février 1976	96
42	- Répartition des nitrates le long de l'estuaire de la Gironde en période de crue	97
43	- Répartition des nitrates le long de l'estuaire de la Gironde en Mars et Avril 1976	98
44	- Répartition des nitrates le long de l'estuaire du Potomac le 20 Septembre 1977	99
45	- Variations saisonnières des teneurs en ammoniaque dans l'estuaire	101
46	- Variations saisonnières des teneurs en nitrites dans les fleuves	103
47	- Variations saisonnières des teneurs en nitrites dans l'estuaire	104
48	- Variations saisonnières des teneurs en nitrates dans les fleuves	106
49	- Variations saisonnières des teneurs en nitrates dans l'estuaire	108
50	- Variations saisonnières de l'azote minéral total dans l'estuaire	110
51	- Relation nitrites - salinité au mois de Mars 76	112
52	- Relation nitrites - salinité au mois de Juin 76	112
53	- Relation nitrites - salinité au mois de Novembre 75	113
54	- Relation nitrites - salinité au mois de Juillet 76	113
55	- Relation nitrites - salinité au mois de Novembre 76	113
56	- Relation nitrites - salinité au mois de Septembre 76	114
57	- Relation nitrates - salinité au mois de Décembre 76	116
58	- Relation nitrates - salinité au mois de Janvier 76	116
59	- Relation nitrates - salinité au mois de Juin 76	116
60	- Relation nitrates - salinité au mois de Septembre 76	117

61	- Relation nitrates - salinité au mois de Décembre 76	117
62	- Relation nitrates - salinité au mois de Mars 76	118
63	- Relation nitrates - salinité au mois d'Avril 76	118
64	- Relation nitrates - salinité au mois de Mai 76	119
65	- Relation nitrates - salinité au mois de Juillet 76	119
66	- Relation azote minéral total - salinité aux mois de Janvier, Octobre, Novembre 76	120
67	- Cycle du phosphore	124
68	- Relation débits fluviaux - phosphates	128
69	- Répartition des phosphates le long de l'estuaire de la Gironde (cas général)	129
70	- Répartition des phosphates le long de l'estuaire de la Gironde en Novembre et Décembre 76	130
71	- Variations saisonnières des teneurs en phosphates dans les fleuves	132
72	- Variations saisonnières des teneurs en phosphates dans l'estuaire	133
73	- Relation phosphates - salinité au mois de Janvier 76	136
74	- Relation phosphates - salinité au mois de Mars 76	136
75	- Relation phosphates - salinité au mois d'Avril 76	136
76	- Relation phosphates - salinité au mois de Mai 76	137
77	- Relation phosphates - salinité au mois de Novembre 76	137
78	- Relation phosphates - salinité au mois de Novembre 76	138
79	- Relation phosphates - salinité au mois de Décembre 76	138
80	- Relation phosphates - salinité au mois de Septembre 76	139
81	- Variations saisonnières du rapport N/P dans l'estuaire	143
82	- Détermination de l'anomalie de concentration en azote ΔN pour un point de salinité S_0	144
83	- Répartition des silicates le long de l'estuaire de la Gironde en Décembre 75, Janvier, Février et Mars 76	149
84	- Répartition des silicates le long de l'estuaire de la Gironde en Avril, Mai, Juin et Juillet 76	150
85	- Répartition des silicates le long de l'estuaire de la Gironde en Septembre, Octobre, Novembre et Décembre 76	151
86	- Variations saisonnières des teneurs en silicates dans l'estuaire	153
87	- Relation silicates - salinité au mois de Décembre 75	156
88	- Relation silicates - salinité au mois de Février 76	156
89	- Relation silicates - salinité au mois de Mai 76	157
90	- Relation silicates - salinité au mois de Juin 76	157
91	- Relation silicates - salinité au mois de Juillet 76	157
92	- Relation silicates - salinité au mois de Septembre 76	158
93	- Relation silicates - salinité au mois de Décembre 76	158
94	- Localisation des principaux rejets de l'agglomération bordelaise	164

LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>
1 - Teneurs en matières en suspension relevées en 1976, en surface et à basse mer dans l'estuaire et les fleuves	44
2 - Températures minimales et maximales relevées en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire et les fleuves	49
3 - pH extrêmes et moyens relevés en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire et les fleuves	58
4 - Teneurs en oxygène dissous, extrêmes et moyennes, relevées en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire et les fleuves	66
5 - Pourcentage d'oxygène par rapport à la saturation, extrêmes et moyens, relevés en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire et les fleuves	67
6 - Teneurs en ammoniacque, extrêmes et moyennes, relevées en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire	84
7 - Teneurs en nitrites, extrêmes et moyennes, relevées en 1976, en surface et à basse mer dans l'estuaire et les fleuves	85
8 - Teneurs en nitrates, extrêmes et moyennes, relevés en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire et les fleuves	86
9 - Teneurs en phosphates, extrêmes et moyennes, relevées en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire et les fleuves	127
10 - Valeurs du rapport N/P, extrêmes et moyennes, relevées dans l'estuaire en 1976	142
11 - Teneurs en silicates, extrêmes et moyennes, relevées en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire	147
12 - Estimation des apports d'azote dans l'estuaire de la Gironde en 1976	166
13 - Estimation de l'azote minéral dissous en stock dans l'estuaire de la Gironde ...	167
14 - Bilan global de l'azote dans l'estuaire de la Gironde en 1976	169
15 - Estimation du phosphore minéral dissous en stock dans la Gironde	172
16 - Bilan global du phosphore minéral dissous dans l'estuaire de la Gironde	174

INTRODUCTION

En raison du développement important de l'activité économique des dernières décennies, les études concernant la qualité des eaux, tant fluviales que marines, sont de plus en plus nombreuses et utiles. Elles permettent en effet la compréhension du comportement de divers éléments présents dans les eaux, la détection d'éventuelles substances polluantes, voire la prévention de certaines pollutions.

L'étude de la qualité des eaux estuariennes revêt une importance particulière, en raison d'une part, de l'implantation fréquente de grandes zones urbaines et industrielles en bordure des estuaires, et d'autre part du caractère original de ces derniers ; en effet, les eaux fluviales y transitent pendant un temps plus ou moins long et par conséquent, les substances qu'elles contiennent ont le temps de subir diverses modifications avant leur rejet dans les océans.

Toute substance, ou tout processus naturel ou artificiel, perturbant l'équilibre naturel du système estuarien, peut être considéré comme une pollution. Un même élément peut devenir polluant soit parce que sa concentration est supérieure à sa concentration naturelle, soit parce que sa concentration est insuffisante (cas typique de l'oxygène dissous).

Il est donc particulièrement important d'entreprendre l'étude des paramètres dont les variations peuvent détériorer les conditions favorables à la vie, c'est-à-dire en premier lieu à la croissance du phytoplancton.

Pour son développement, ce dernier utilise non seulement du gaz carbonique (source de carbone), de l'eau (source d'hydrogène) et de la lumière (source d'énergie) qui sont les trois éléments de la photosynthèse, mais aussi de l'azote, du phosphore, éventuellement de la silice, ainsi que certains oligo-éléments et des vitamines.

Les principaux fournisseurs d'azote, de phosphore et de silice sont des sels minéraux dissous qu'on appelle souvent "sels nutritifs". La connaissance de leurs concentrations est nécessaire si l'on veut évaluer les capacités productives de l'estuaire. La pauvreté relative en l'un de ces éléments peut être un facteur limitant la production de matière tandis qu'à l'inverse, une trop grande abondance de sels nutritifs (eutrophisation) pourra avoir des conséquences catastrophiques : elle induira dans un premier temps une forte augmentation de la productivité primaire, donc un accroissement de la quantité de matière organique ; la dégradation de cette matière organique nécessitera une consommation accrue d'oxygène dissous et conduira à sa disparition progressive, avec finalement l'apparition de conditions réductrices (distrophie).

En ce qui concerne l'estuaire de la Gironde, aucune étude d'ensemble, c'est-à-dire s'étendant depuis le milieu fluvial jusqu'à l'océan, de ces éléments nutritifs n'a été entreprise jusqu'à ce jour. Cependant, de nombreuses mesures éparses ont été effectuées par différents organismes, tant dans la Garonne et la Dordogne que dans l'estuaire de la Gironde. Nous avons donc rassemblé les résultats de toutes ces mesures et nous nous sommes fixé pour objectif non seulement de décrire la répartition dans le temps et dans l'espace de différents paramètres de la qualité des eaux fluviales et estuariennes, mais également d'essayer de définir leur comportement lors de leur transit tout au long de l'estuaire.

L'exposé des résultats de ce travail, objet de ce mémoire, a été organisé de la façon suivante :

. Dans un premier temps, nous rappellerons les caractéristiques géographiques, morphologiques et hydrologiques de l'estuaire de la Gironde.

Puis nous définirons la période d'étude, la position des stations de mesures, et les méthodes analytiques.

. Dans un second temps, nous étudierons différents paramètres de la qualité des eaux du système Garonne-Dordogne-Gironde, en insistant particulièrement sur l'oxygène dissous, et surtout sur les éléments nutritifs : azote phosphore et silice.

. Enfin, nous essayerons d'établir, pour l'azote et le phosphore, un bilan quantitatif des apports dans l'estuaire, du stock estuarien, et des rejets dans l'océan.

CHAPITRE I

CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

.....
—

I - GEOGRAPHIE PHYSIQUE

L'estuaire de la Gironde (fig. 1) forme une profonde indentation dans la côte landaise rectiligne. Il est constitué par la confluence au niveau du Bec d'Ambès (70 km de l'océan) de deux réseaux hydrographiques, celui de la Garonne et celui de la Dordogne, le nom de Gironde étant réservé à la partie de l'estuaire s'étendant du Bec d'Ambès à l'embouchure.

Le réseau de la Garonne draine une superficie de 55.000 km² à partir des Pyrénées centrales et du Massif Central.

Le réseau de la Dordogne draine une superficie de 16.000 km² dans l'Ouest du Massif Central et l'Est du Bassin Aquitain.

L'estuaire, du Bec d'Ambès à l'océan, occupe une superficie de 625 km² à marée haute. Il s'agit du plus grand estuaire de France ; la superficie de son bassin versant arrive au troisième rang, après celui de la Loire (115.000 km²) et du Rhône (98.000 km²).

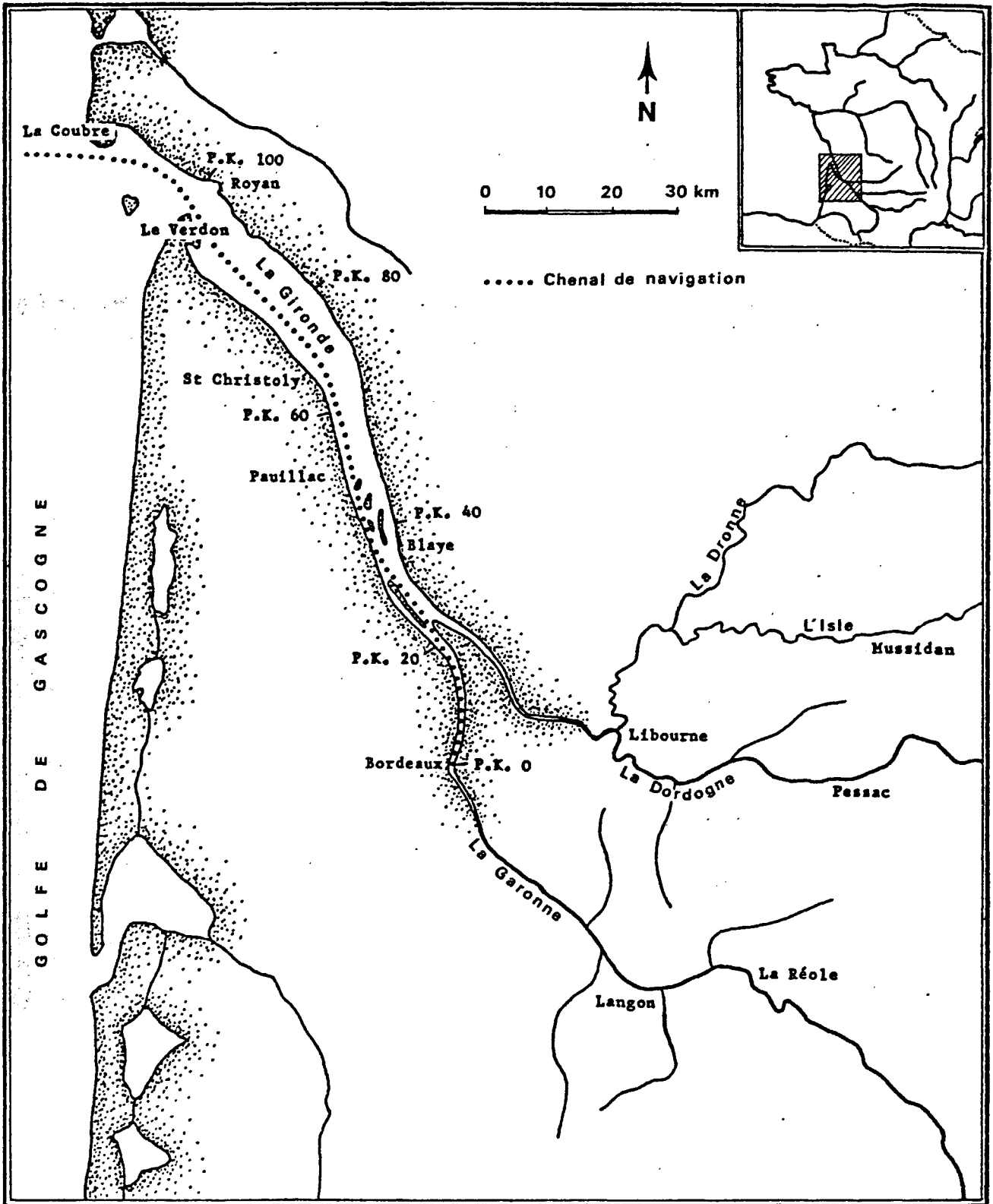


Figure 1 : Cadre géographique de l'estuaire de la Gironde.

II - GEOGRAPHIE HUMAINE

Depuis les temps préhistoriques, l'estuaire a toujours joué un rôle économique important en tant que voie de communication entre l'océan et l'intérieur du pays.

Actuellement, autour de l'estuaire, la densité de population varie de 20 à 100 habitants par km² en zone rurale (fig. 2). Des zones de densité supérieure à 100 habitants par km² sont formées par les différentes agglomérations.

1. Activités agricoles

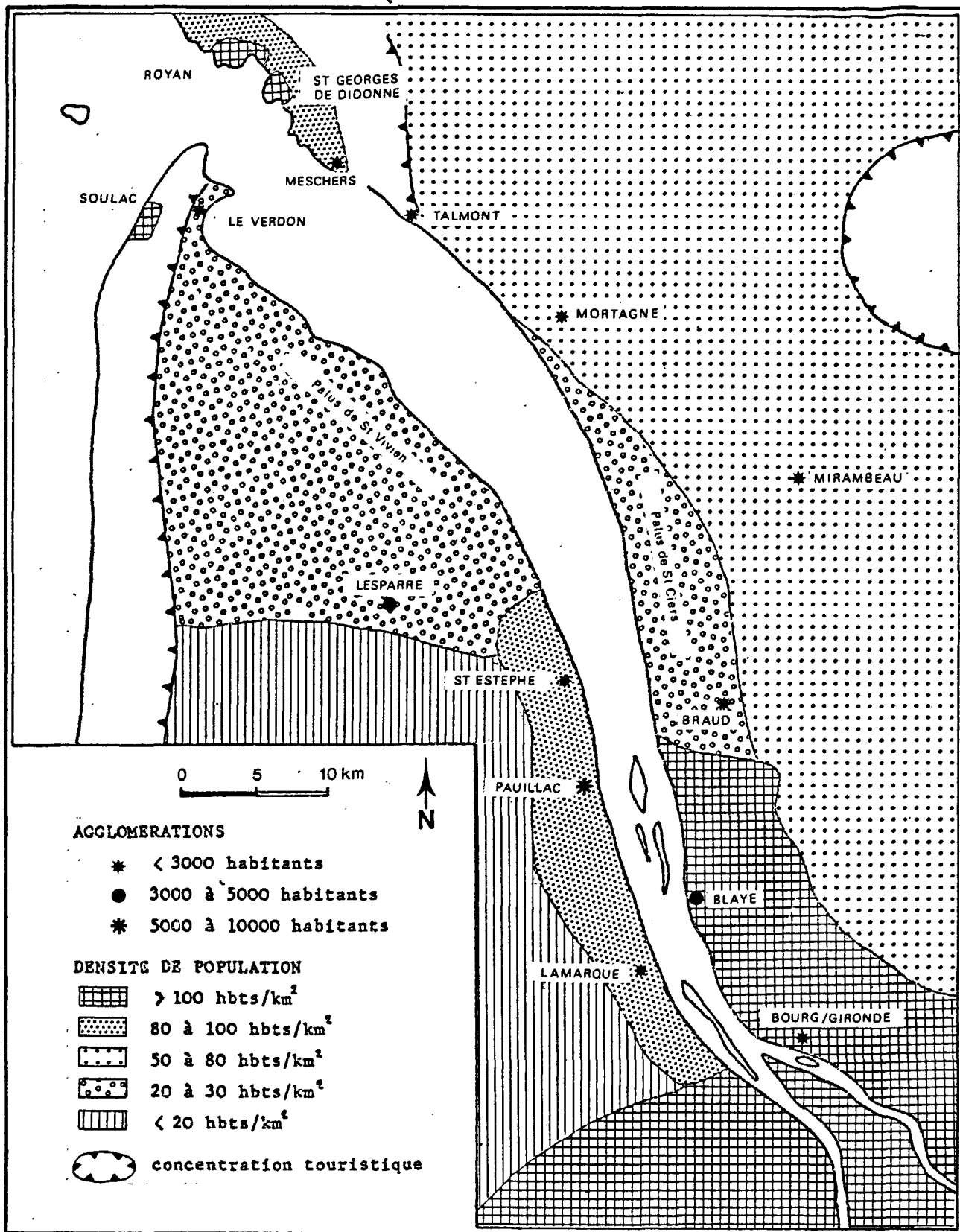
Traditionnellement, l'activité viticole occupe une place prépondérante dans le Haut-Médoc (rive gauche) et sur les coteaux du Blayais et du Bourgeois (rive droite). Ces vignes sont associées à la polyculture ou remplacées par des activités mieux adaptées à certains terrains, comme par exemple l'élevage dans le Bas-Médoc et les marais de Saint-Ciers (fig. 3).

La pêche artisanale constitue une activité importante pour les communes situées le long des berges de l'estuaire.

A l'embouchure, l'ostréiculture, naguère importante, est en train de périliter pour des causes diverses (épizootie de 1970/1971, envasement des parcs, réduction du nombre de concessions due à l'installation du complexe industriel et portuaire du Verdon).

2. Zones industrielles et urbaines

Elles regroupent la majorité de la population et peuvent éventuellement être à l'origine de pollutions diverses par l'intermédiaire de leurs effluents, tant domestiques qu'industriels. On peut citer principalement, d'amont en aval :



(d'après rapport CNEOX/EDF. 1977)

Figure 2 : Densité de la population autour de l'estuaire de la Gironde.

. Bordeaux (226.300 habitants) et la Communauté Urbaine regroupant environ 500.000 habitants.

Elle se situe sur la Garonne, à une vingtaine de kilomètres en amont du Bec d'Ambès où confluent Garonne et Dordogne. On peut donc déjà supposer que les effets éventuels des rejets domestiques ainsi que ceux des diverses industries pourront se faire sentir de façon sensible dans l'estuaire de la Gironde.

. Le Bec d'Ambès

où sont regroupées deux raffineries de pétrole et une centrale thermoélectrique de 1250 MW.

. Blaye (4300 habitants)

sur la rive droite, au PK 35* où fonctionnera bientôt une centrale thermonucléaire.

. Pauillac (6400 habitants)

sur la rive gauche au PK 50, comprenant une raffinerie de pétrole et une zone industrielle.

. Le Verdon

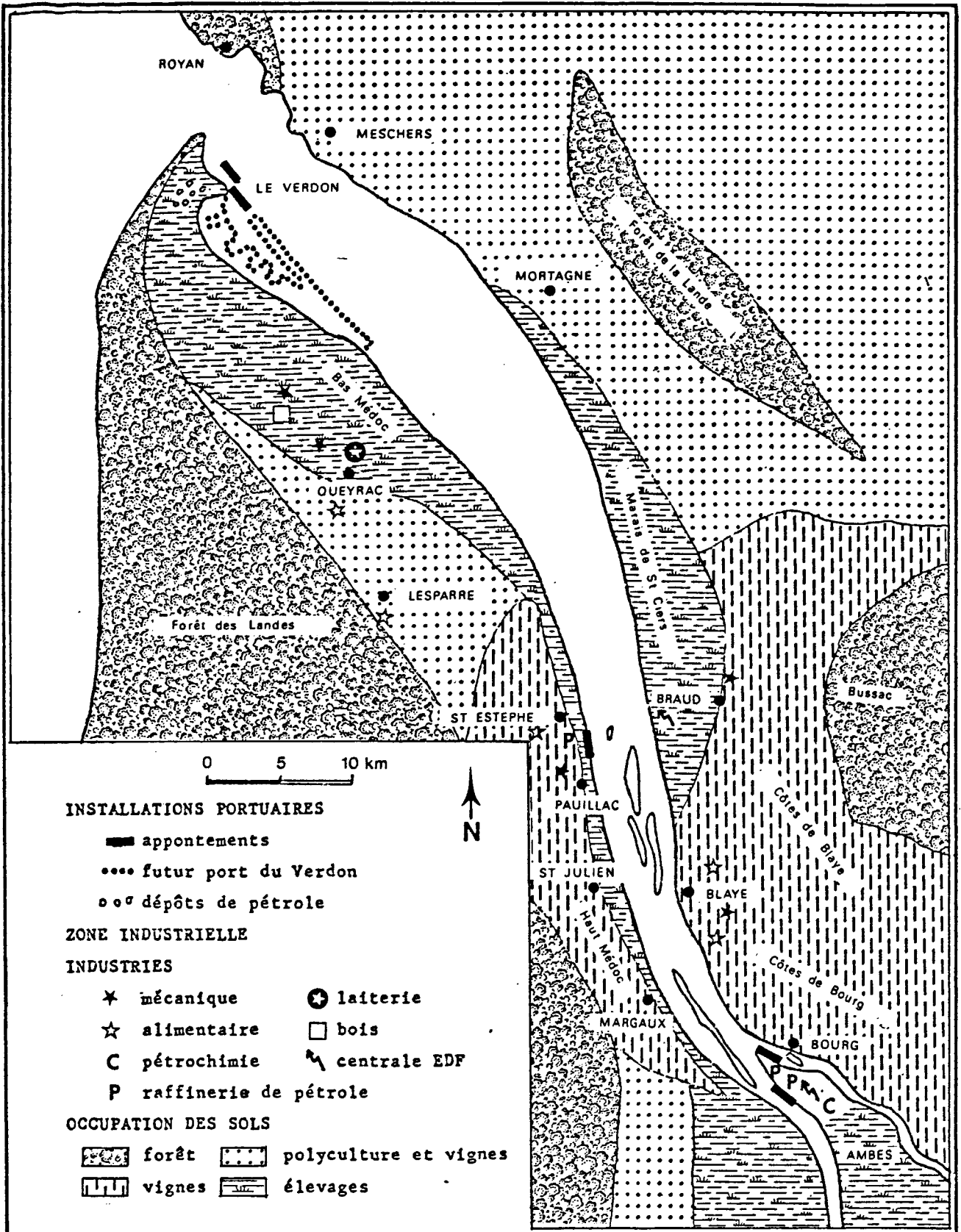
à l'embouchure. Zone portuaire en développement comprenant, outre plusieurs appontements de capacités diverses, trois dépôts de pétrole brut.

. Royan (18.700 habitants)

dont la zone urbaine, à vocation essentiellement touristique, compte environ 250.000 habitants en période estivale.

§

* PK = point kilométrique. L'origine (PK 0) se situe au Pont de Pierre à Bordeaux. L'embouchure (Royan) se situe au PK 100.



(d'après rapport CNEOX/EDF. 1977)

Figure 3 : Occupation des sols et industries autour de l'estuaire de la Gironde.

III - CADRE GEOLOGIQUE

1. La Garonne

La Garonne et ses affluents drainent successivement les roches cristallophylliennes de la zone axiale des Pyrénées, les molasses du pied des Pyrénées, les terrasses graveleuses de la moyenne Garonne et du Bordelais, ainsi que les calcaires jurassiques des Causses et les calcaires tertiaires du Bordelais.

2. La Dordogne

Les formations traversées sont nombreuses et variées, depuis les chafons volcaniques du Massif Central jusqu'aux calcaires tertiaires du Bordelais, en passant par les sables tertiaires du Périgord.

3. Les rives de l'estuaire

La Gironde est située à la limite de deux provinces géologiques très différentes (les formations calcaires de la Saintonge et le massif sableux landais), ce qui provoque des contrastes importants entre les deux rives de l'estuaire.

a/ La rive droite

La partie amont est encaissée dans des formations calcaires tertiaires modelées en falaises par l'érosion fluviale. Au Nord de Blaye, s'étendant sur 30 km de long et sur 1 à 7 km de large des marais formés de sédiments détritiques fins holocènes et actuels. Puis on passe brutalement aux falaises crétacées qui bordent l'estuaire de Mortagne à l'embouchure. A partir de la Grande Côte, elles disparaissent sous des dunes éoliennes et des plages sableuses.

b/ La rive gauche

Elle est constituée par un système de terrasses graveleuses, mollement ondulées, déposées au Quaternaire. Entre les terrasses et le fleuve, existe un système de slikkes et de schorres, particulièrement développé au niveau de l'Anse du Verdon, formé de sédiments fins déposés depuis l'Holocène.

4. Les faciès sédimentaires de l'estuaire

La nature et la distribution des faciès sédimentaires sont contrôlées par l'interaction de nombreux paramètres (processus hydrodynamiques, morphologie du fond, nature et quantité d'alluvions apportées).

Dans les fleuves et dans la partie amont de l'estuaire, on trouve généralement des silts et argiles dans les chenaux, des sables moyens sur les bancs, des sables argileux et des argiles dans les zones intertidales le long des rives (ALLEN, 1972).

Dans la partie aval de l'estuaire, existe un contraste lithologique marqué de part et d'autre d'un point situé à environ 20 km de l'embouchure. En amont, tout le fond de l'estuaire est recouvert par des vases ; en aval, par des sables moyens ou grossiers.

IV - MORPHOLOGIE ACTUELLE DE L'ESTUAIRE

Les différents paramètres pouvant servir à caractériser la géométrie de la Gironde, tels que :

- la largeur de l'estuaire (si l'on néglige le resserrement au niveau de la Pointe de Grave),
- la profondeur moyenne,
- la surface de la section mouillée à un endroit donné,

suivent une progression exponentielle d'amont en aval (BONNEFILLE, 1970).

Ce caractère "exponentiel" des paramètres géométriques est spécifique des indentations côtières où se mélangent les eaux douces et les eaux salées (ALLEN, 1972).

Classiquement, on divise l'estuaire de la Gironde en plusieurs zones ayant des caractéristiques particulières (ALLEN et al., 1970 ; ALLEN, 1972) :

1. L'estuaire fluvial

entre le Bec d'Ambès et la limite d'amont de la marée dynamique dans la Garonne d'une part, et dans la Dordogne d'autre part.

Cette partie de l'estuaire présente toutes les caractéristiques d'une rivière à méandres. Les méandres sont nombreux, avec les barres de méandres sur la rive convexe, et les chenaux sur la rive concave. Dans cette zone, les fles et les bancs longitudinaux sont très rares ; il n'existe donc qu'un seul chenal. D'autre part, les zones intertidales sont très réduites.

2. L'estuaire maritime

Il s'étend du Bec d'Ambès à l'embouchure, soit sur environ 70 km de long. Il représente la transition entre deux milieux : le milieu continental et le milieu marin. On peut le diviser en deux zones :

a/ L'estuaire amont

(du Bec d'Ambès à Saint-Christoly)

Dans cette zone, de nombreux chenaux et bras secondaires sont séparés par des îles et des bancs longitudinaux. Toutefois, le chenal principal, ou chenal de navigation, est bien individualisé ; sa profondeur varie de 7 à 10 mètres, sa largeur varie de 400 à 800 mètres.

b/ L'estuaire aval

(de Saint-Christoly à l'embouchure)

La morphologie se simplifie ; on observe deux chenaux séparés par une ligne de hauts fonds.

Le chenal de navigation longe la rive gauche ; sa profondeur est d'environ 7 mètres jusqu'au PK 81 où se produit une rupture de pente ; sa profondeur croît alors jusqu'à l'embouchure.

Le chenal de Saintonge longe la rive droite ; on n'observe pas de rupture de pente, sa profondeur passant de façon continue de 3 mètres au PK 74 à 13 mètres au PK 85.

C'est dans cette partie aval de l'estuaire que les zones intertidales atteignent leur extension maximale : jusqu'à 1200 mètres de largeur sur la rive droite (Mortagne, PK 74) ; jusqu'à 2800 mètres de largeur sur la rive gauche (PK 83).

3. L'embouchure

Au niveau du resserrement de l'embouchure, le chenal principal et le chenal de Saintonge se réunissent pour former un seul chenal profond de plus de 30 mètres entre Royan et la Pointe de Grave.

A l'aval de la Pointe de Grave on retrouve deux chenaux séparés par le plateau de Cordouan.

Le chenal de navigation longe alors la rive droite, en se dirigeant d'abord vers le NW, puis vers l'W en formant une légère courbe concave vers

le Nord, avant l'exutoire au travers de la barre ("Passe Ouest"). Sa profondeur varie entre 15 et 30 mètres. Au Nord du chenal, s'étend une zone de hauts fonds sableux (Banc de la Coubre et Banc de la Mauvaise).

L'autre chenal ("Passe Sud") est beaucoup moins bien individualisé et profond que le chenal principal. Il est orienté SSW ; sa profondeur varie entre 5 et 10 mètres.

En résumé, la morphologie de l'estuaire de la Gironde permet de le subdiviser en quatre zones. Ce sont, d'amont en aval (ALLEN, 1973) :

- l'estuaire fluvial à méandres bien caractérisés.
- l'estuaire amont avec de nombreux bancs et chenaux.
- l'estuaire aval avec deux grands chenaux.
- l'embouchure avec deux chenaux principaux encadrant un plateau de hauts fonds.

V - HYDROLOGIE

1. Le débit fluvial

. Pour la Garonne, le débit annuel moyen, pour la période 1961-1970, à La Réole a été de 444 m³/s (ALLEN, 1972).

Les débits mensuels moyens maximums s'observent au mois de Janvier (854 m³/s), les débits mensuels moyens minimums au mois d'Août (96 m³/s).

. Pour la Dordogne, le débit annuel moyen, pour la période 1961-1970, a été de 322 m³/s (ALLEN, 1972).

Les variations mensuelles sont de même type que pour la Garonne, avec le maximum en Janvier (598 m³/s), et le minimum en Août (139 m³/s). On doit donc noter qu'en période d'étiage, les débits moyens de la Dordogne sont plus élevés que ceux de la Garonne.

. L'estuaire de la Gironde recueille les eaux de la Garonne et de la Dordogne. Pour la période 1961-1970, le débit moyen annuel de la Gironde est de 766 m³/s, avec un maximum de 1451 m³/s en Janvier et un minimum de 235 m³/s en Août.

D'une façon schématique, on peut distinguer deux saisons : une période de forts débits fluviaux en hiver et au printemps, avec des crues importantes et souvent brutales, et une période de faibles débits fluviaux en été et en automne.

2. La marée

Dans le Golfe de Gascogne, les marées sont semi-diurnes selon un cycle de 12 h 25 mn. A l'embouchure de la Gironde, le marnage varie de 1,55 m en mortes-eaux à 5 m en vives-eaux. Dans l'estuaire amont, le marnage de vives-eaux peut atteindre 6 m (ALLEN et KLINGEBIEL, 1974).

A l'embouchure, les courbes marégraphiques sont symétriques ; plus on remonte vers l'amont, et plus elles deviennent dissymétriques, le jusant devenant plus long que le flot.

Pendant les périodes de faibles débits fluviaux, la limite amont de la marée dynamique se situe à environ 165 km de l'embouchure (La Réole pour la Garonne ; Pessac pour la Dordogne). En période de très forts débits fluviaux, cette limite ne se situe plus qu'à 70 km de l'embouchure (Bec d'Ambès).

Le volume d'eau introduit dans l'estuaire par le flot (= prisme de marée) varie à l'embouchure de $1,1 \cdot 10^9$ m³ à $2 \cdot 10^9$ m³ pour un débit fluvial moyen, en fonction du coefficient de marée.

3. Intrusion saline et stratification

Un estuaire est le lieu de rencontre entre deux masses d'eau différentes : les eaux douces fluviales descendant vers l'aval et les eaux marines salées oscillant sous l'effet de la marée. Les eaux marines, salées, donc de densité plus élevée que les eaux fluviales, ont de ce fait tendance à circuler près du fond, tandis que les eaux fluviales, plus légères, s'écoulent en surface. Il s'établit ainsi dans l'estuaire une stratification saline caractérisée par un gradient de salinité vertical.

Ce gradient de salinité est fonction de la morphologie de l'estuaire, du prisme de marée introduit dans l'estuaire, du coefficient de marée, et du débit fluvial. Plusieurs auteurs (cités dans PRITCHARD, 1967) ont donc utilisé le rapport débit fluvial/prisme de marée pour établir une classification des différents types d'estuaires (plus ce rapport est élevé, plus la stratification saline est marquée).

Quelle que soit la classification utilisée, la Gironde se range généralement dans des catégories d'estuaires différentes, en fonction du débit fluvial.

CLASSIFICATIONS	FORTS DEBITS FLUVIAUX (hiver et printemps)	FAIBLES DEBITS FLUVIAUX (été et automne)
PRITCHARD (1955)	Type B : "coin salé avec marées".	Type C : partiellement mélangé.
HANSEN et RATTRAY (1967)	Type 2 B : "écoulement à deux couches, stratification saline appréciable".	Type 2 A : "écoulement à deux couches, pas de stratification saline".
BOWDEN (1967)	"écoulement à deux couches avec entraînement".	"écoulement à deux couches avec mélange en vives eaux".

(ALLEN et KLINGEBIEL, 1974)

Dans le chenal de navigation, la limite amont de l'intrusion saline (salinité moyenne supérieure à 0,5 ‰) est située à environ 75 km de l'embouchure en période d'étiage des fleuves, et à environ 40 km en période de crue.

On doit également noter qu'il existe également un gradient transversal de salinité, les eaux situées près de la rive gauche étant en moyenne plus salées que les eaux de la rive droite. Ce phénomène s'explique généralement par l'influence de la force de Coriolis.

En résumé, l'intrusion saline dans l'estuaire de la Gironde est représentée par trois gradients de salinité, traduisant chacun un phénomène différent :

- gradient vertical (mélange eau douce - eau salée),
- gradient longitudinal (extension de l'intrusion dans l'estuaire,
- gradient transversal (dessalure de la rive droite), les deux premiers étant fortement influencés par les débits fluviaux et le coefficient de marée.

4. Circulation résiduelle

Si l'on fait abstraction du va-et-vient dû à l'alternance des courants de marée, on observe une circulation résiduelle des masses d'eau, due à des phénomènes d'advection liés aux gradients de densité verticaux (matérialisés eux-mêmes par des gradients de salinité verticaux).

Schématiquement, on peut dire que dans toute l'étendue de l'intrusion saline, ces courants résiduels sont dirigés vers l'amont au fond, et vers l'aval en surface. A l'amont de l'intrusion saline, les courants résiduels sont dirigés vers l'aval sur toute la tranche d'eau.

Il existe donc, à l'extrémité de l'intrusion saline, une zone de convergence des courants résiduels au fond. Cette zone de convergence, appelée "point nodal" (HARLEMAN et IPPEN, 1969), a été matérialisée en Gironde par BONNEFILLE (1971).

En fait, la circulation résiduelle dans l'estuaire est très complexe, la répartition des courants étant déterminée par différents facteurs :

- le débit fluvial : plus le débit fluvial est élevé, plus les courants résiduels vers l'amont au fond et vers l'aval en surface ont des valeurs élevées (ALLEN, 1972).

- la morphologie : si à long terme la morphologie de l'estuaire est déterminée par la circulation résiduelle, à court terme on observe l'inverse, d'importantes variations de la circulation résiduelle étant induites par la topographie.

5. Temps de résidence des eaux dans l'estuaire

L'écoulement des eaux douces pénétrant dans l'estuaire est donc freiné par le mouvement antagoniste du prisme de marée. A chaque flot, les eaux fluviales sont repoussées vers l'amont et leur écoulement jusqu'à l'embouchure de l'estuaire est donc plus ou moins rapide, une même particule d'eau douce pouvant résider de quelques jours à quelques semaines dans l'estuaire. A titre d'exemple, on peut citer les temps suivants, nécessaires pour le renouvellement complet des eaux douces dans l'estuaire (CASTAING et JOUANNEAU, 1979) :

- . 10 jours lors d'une crue de 3500 m³/s
- . 70 jours lors d'un étiage de 150 à 200 m³/s

VI - LES SEDIMENTS EN SUSPENSION

1. Origine et nature

Les sédiments en suspension dans la Gironde proviennent exclusivement de la Garonne et de la Dordogne. Ces apports, étroitement liés au débit fluvial, varient de 1,5 à 3 millions de tonnes par an, avec une moyenne de 2 à 2,5 millions de tonnes (MIGNIOT, 1971).

Ces suspensions sont constituées principalement de quartz et d'argiles, appartenant aux quatre types suivants : illite, montmorillonite, chlorite, kaolinite. On observe une décroissance amont-aval du rapport montmorillonite/illite (LATOUCHE, 1971 ; ETCHEBER, 1978).

2. Le bouchon vaseux.

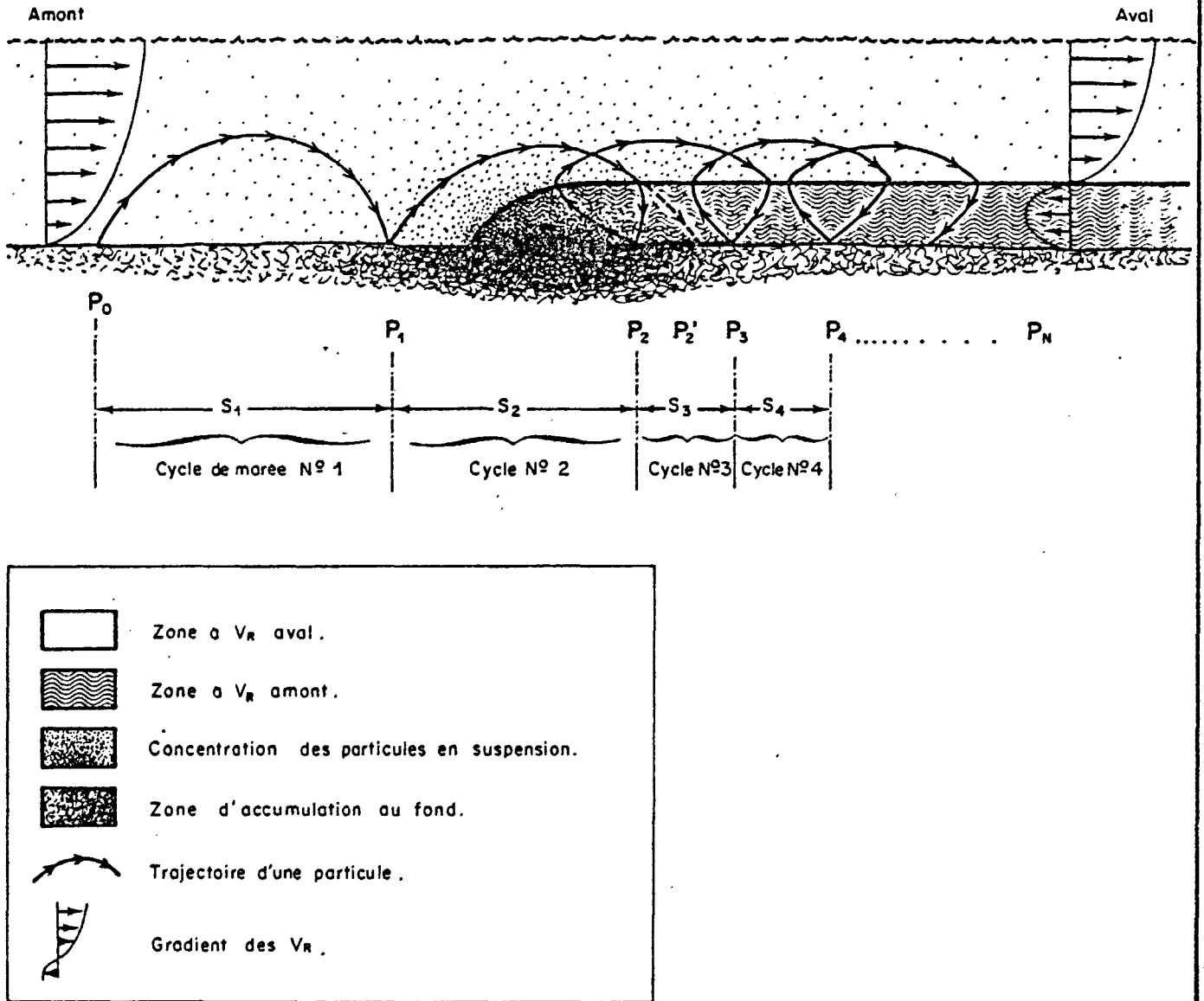
Les mécanismes de la circulation résiduelle décrits plus haut forment un "piège à sédiments", qui tend à accumuler les matières en suspensions minérales et organiques dans la zone du point nodal (fig. 4). Il se forme alors un bouchon vaseux estuarien (décrit pour la première fois par GLANGEAUD en 1938) dont la position moyenne dans l'estuaire est fonction du débit fluvial. C'est ainsi qu'en crue, le maximum de turbidité se situe en aval de Pauillac, tandis qu'en étiage il remonte jusque dans la partie fluviale de l'estuaire (région de Bordeaux).

La concentration des sédiments est très élevée dans le bouchon vaseux ; dans le "noyau", elle atteint 1 g/l en surface et 10 g/l au fond. En fait, on peut parfois y observer plusieurs zones maximales de turbidité, tant au fond qu'en surface (GLANGEAUD, 1938 ; ALLEN, 1972).

En période de mortes-eaux, lors des étales, une décantation peut se produire dans la partie inférieure du bouchon vaseux. Lorsque la teneur en matières en suspension près du fond atteint environ 100 g/l, on parle alors de

(I.O.B.A. C166 27672)

SCHEMA DES PROCESSUS D'ACCUMULATION DE SEDIMENT EN SUSPENSION AU POINT NODAL : FORMATION DU BOUCHON VASEUX.



(d'après G.P. ALLEN 1972)

Figure 4 : Formation du bouchon vaseux.

"crème de vase". Cette dernière n'est érodée qu'aux vives-eaux suivantes. Pendant tout le temps d'existence de cette crème de vase, le dépôt des sédiments au fond continue par décantation. A chaque remise en suspension, la crème laisse une couche de vase consolidée au fond (ALLEN, 1978).

Au total, le stock de sédiments en suspension dans l'estuaire de la Gironde a été estimé entre $4,2 \cdot 10^6$ tonnes et $5,3 \cdot 10^6$ tonnes, dont $2 \cdot 10^6 \pm 0,3 \cdot 10^6$ tonnes dans le bouchon vaseux estuarien (JOUANNEAU, 1979).

CHAPITRE II

CADRE DE L'ÉTUDE

I - PERIODE D'ETUDE

L'étude qui va suivre a été réalisée principalement à partir de deux séries de mesures :

- des mesures effectuées dans l'estuaire pour Electricité de France, d'Octobre 1975 à Décembre 1976 ; ces mesures ont eu lieu dans le but de définir un état écologique de référence de l'estuaire de la Gironde, avant l'implantation de la centrale nucléaire de Braud et Saint-Louis (PK 52 ; rive droite).

- des mesures effectuées régulièrement pour le Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin (R.N.O.) ; les données sont recueillies à l'embouchure de la Gironde comme en de nombreux autres points des côtes françaises et ont pour but de permettre une surveillance de l'évolution de la qualité des eaux du littoral et de prévenir d'éventuelles pollutions.

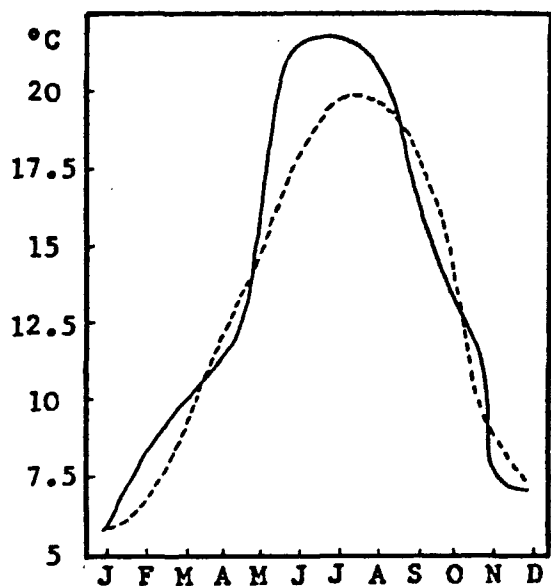
Ces deux principales sources de renseignements ont été complétées par d'autres données concernant plus particulièrement les fleuves et fournies par différents organismes que nous citerons dans le cours du texte.

L'étude envisagée couvrira donc la période s'étendant d'Octobre 1975 à Décembre 1976. On doit noter dès à présent que l'année 1976 s'écarte sensiblement de la moyenne sur le plan climatologique, et par conséquent sur le plan hydrologique.

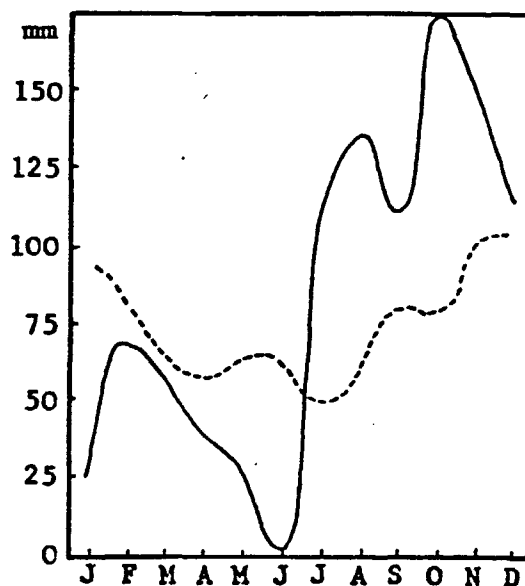
1. Caractéristiques climatologiques de l'année 1976

A titre de comparaison, nous avons reporté sur un même graphique et pour chaque paramètre, les caractéristiques de l'année 1976 et celle d'une période de référence s'étendant de 1946 à 1975 dont les données ont été fournies par le Bureau Climatologique Régional de Bordeaux (fig. 5). Plusieurs points sont à retenir :

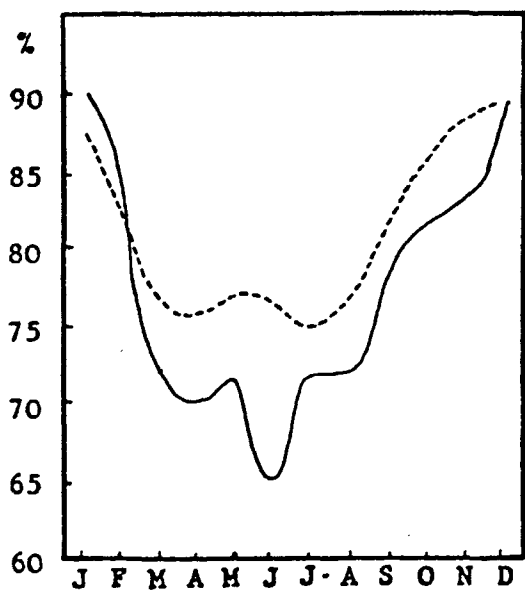
- les températures mensuelles moyennes de 1976 sont nettement supérieures à la moyenne en Juin, Juillet et Août.



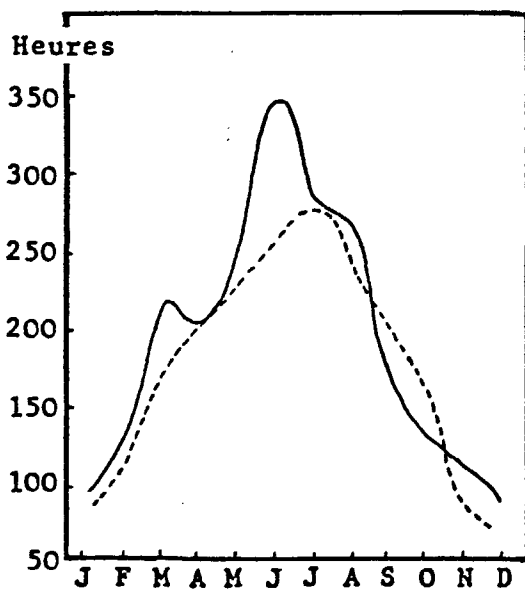
Températures mensuelles moyennes



Précipitations mensuelles moyennes



Humidités relatives mensuelles moyennes



Durées de l'insolation mensuelles moyennes

----- Période 1946-75

— Année 1976

Figure 5 : Caractéristiques climatologiques de l'année 1976.

- les valeurs des précipitations de 1976 s'écartent fortement des valeurs moyennes, avec de très faibles précipitations en Janvier, Avril, Mai et surtout Juin, et de fortes précipitations de Juillet à Décembre.

Ce changement brutal de pluviosité s'est produit au début du mois de Juillet à la suite d'un orage très violent. Ceci se retrouve évidemment dans les hydrogrammes.

- Enfin, l'humidité relative a été plus faible et les durées d'insolation plus élevées que de coutume et cela pour l'ensemble de l'année.

2. Caractéristiques hydrologiques de l'année 1976

En raison de la sécheresse des premiers mois de l'année et de la pluviosité importante du dernier semestre, l'année 1976 présente des caractéristiques hydrologiques exceptionnelles.

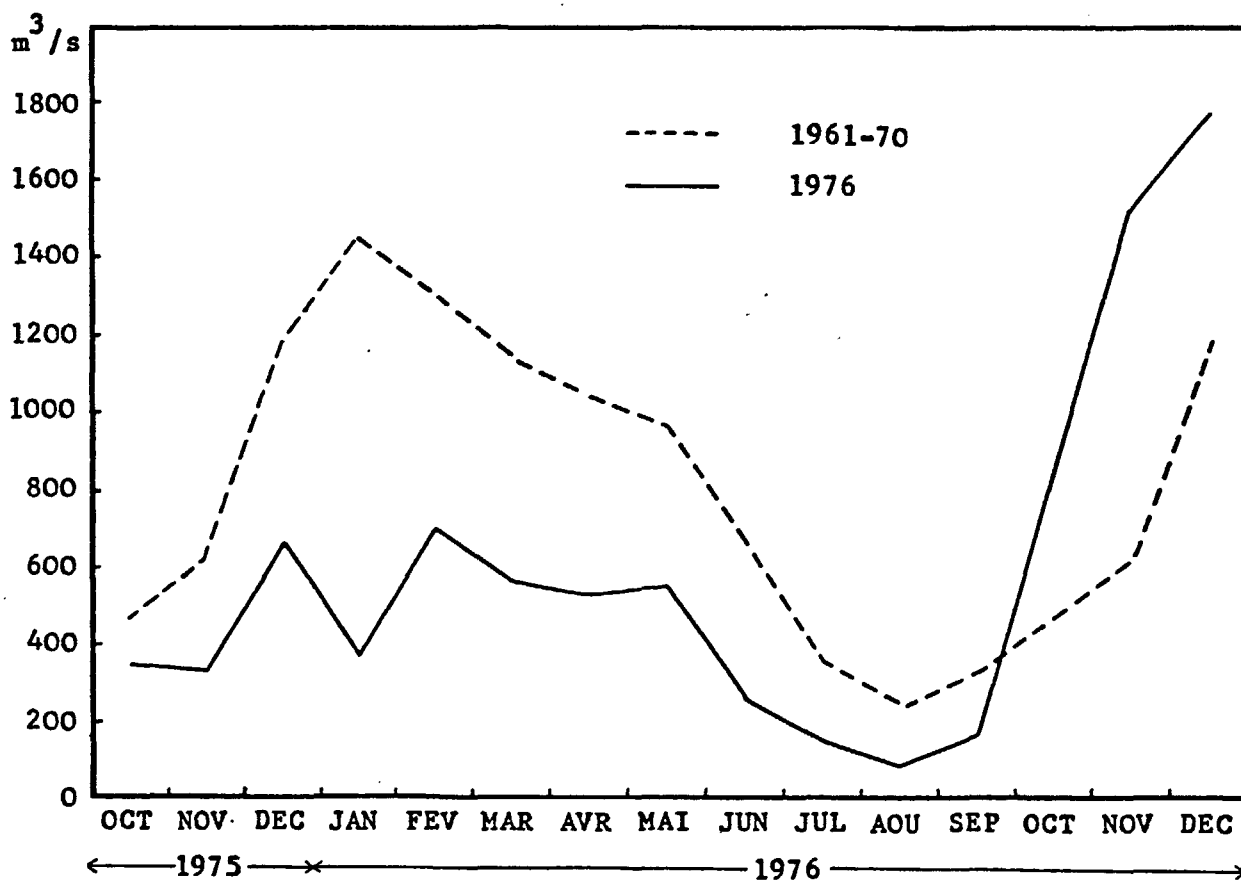


Figure 6 : Caractéristiques hydrologiques de l'année 1976.

D'Octobre 1975 à Septembre 1976, les débits mensuels sont toujours très inférieurs à la moyenne calculée sur 10 ans (1961-1970). Durant toute cette période, on n'observe qu'une seule crue, d'ailleurs faible (1800 m³/s) en Février. A la fin du mois de Mai, on entre dans une période d'étiage très prononcé qui se poursuit jusqu'à la mi-octobre.

La fin de l'année 1976 se singularise par des débits bien supérieurs à la moyenne, avec de nombreuses crues :

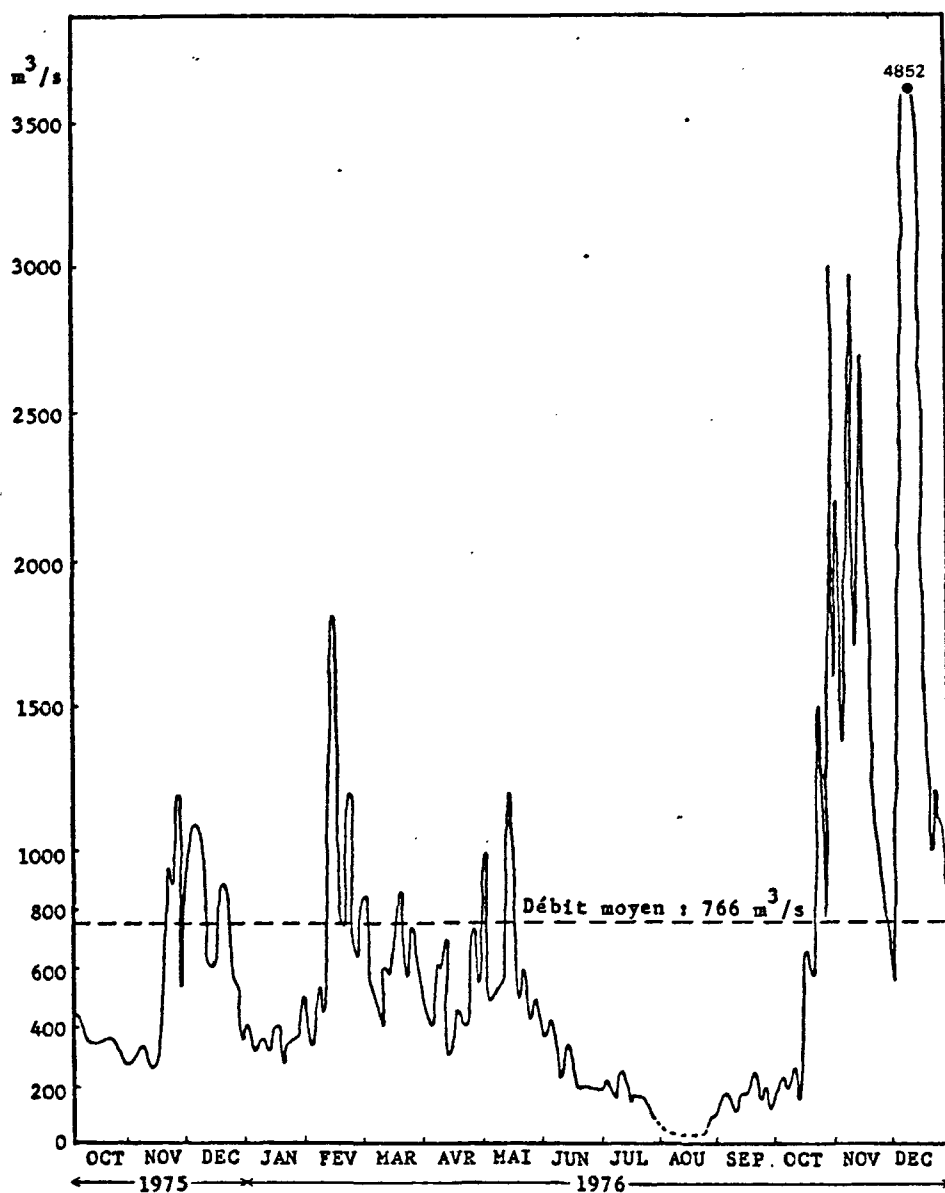


Figure 7 : Débits journaliers de la Gironde.

. fin Octobre, une crue de la Garonne provoque un débit de 3000 m³/s en Gironde.

. début Novembre, une crue simultanée de la Garonne et de la Dordogne permet d'atteindre le même débit.

. début Décembre, toutes les rivières étant en crue, on a pu mesurer jusqu'à 4850 m³/s (fig. 7).

En ce qui concerne l'importance relative des débits de la Garonne par rapport à ceux de la Dordogne, il existe également des différences avec les moyennes calculées sur 10 ans (fig. 8).

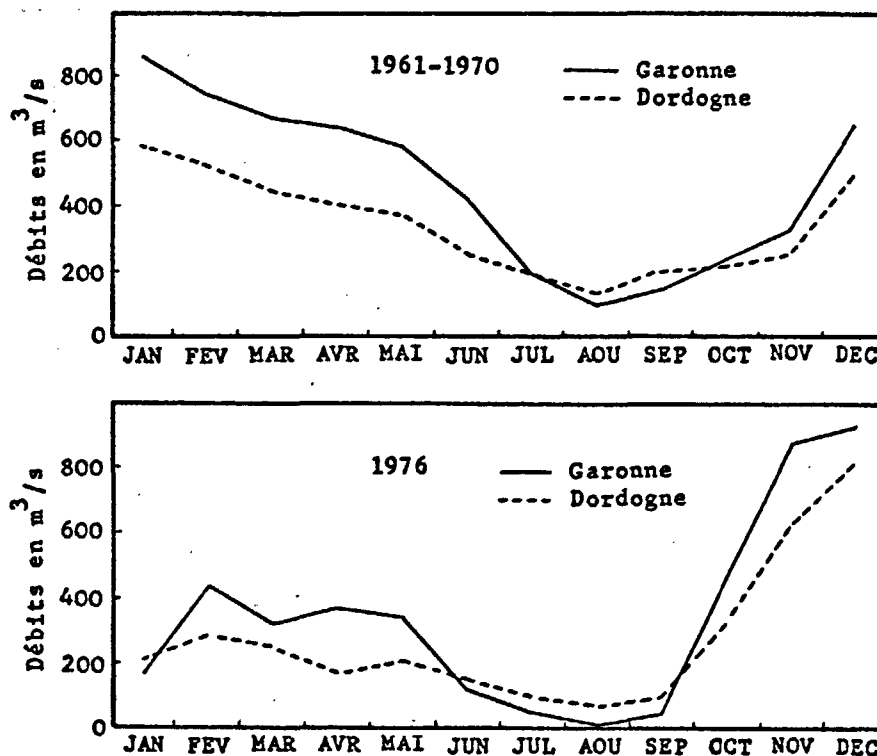


Figure 8 : Débits comparés de la Garonne et de la Dordogne.

D'une façon générale, la différence de débit entre la Garonne et la Dordogne est moins marquée en 1976 que d'habitude. En Novembre et Décembre cependant, elle est plus importante, les crues ayant plus affecté le bassin de la Garonne que celui de la Dordogne.

Par contre, durant quatre mois d'étiage, ainsi qu'en Janvier, les débits de la Dordogne sont supérieurs à ceux de la Garonne, ce qui ne se produit habituellement que deux mois dans l'année.

L'hydrologie de la Gironde durant la période étudiée peut donc se diviser en trois périodes :

- jusqu'en Mai : débits moyens à faibles,
- de Juin à mi-octobre : étiage prononcé,
- de mi-octobre à Décembre : crues importantes.

II - POSITION DES STATIONS ET FREQUENCE DES MESURES

La localisation des différentes stations de mesures est indiquée sur la figure 9. On peut distinguer plusieurs groupes de stations, selon leur situation dans l'estuaire.

1. Fleuves et estuaire fluvial

a/ Stations de l'Agence Financière de Bassin Adour-Garonne.

Ce sont normalement Gardonne sur la Dordogne et Couthures sur la Garonne où des prélèvements sont effectués une fois par mois en surface. L'année 1976 se trouvant être l'année de l'Inventaire du degré de pollution des eaux superficielles, des stations supplémentaires ont été mises en place. Ce sont :

- sur la Dordogne : Saint-Pardon (prélèvement mensuel) et Pessac (prélèvement tous les 3 mois).
- sur la Garonne : PK 13 en aval de Bordeaux (prélèvement mensuel), Cadillac et Castets-en-Dorthe (prélèvement tous les 3 mois).
- sur les rivières : la Dronne à Coutras, l'Isle à Bénévent ("Isle B"), l'Isle à Saint-Antoine ("Isle A") où les prélèvements ont été effectués mensuellement et l'Isle à Abzac où ils ont une périodicité trimestrielle.

b/ Stations de la Communauté Urbaine de Bordeaux.

Elles sont au nombre de trois ; chaque mois y sont effectués deux prélèvements mensuels de surface, l'un à basse mer, l'autre à pleine mer. Ce sont :

- Bègles (appontement Esso ; rive gauche ; PK-1)
- Lormont (ponton de Lormont ; rive droite ; PK 5,7)
- Bassens (quai de Bassens aval ; rive droite ; PK 9,8).

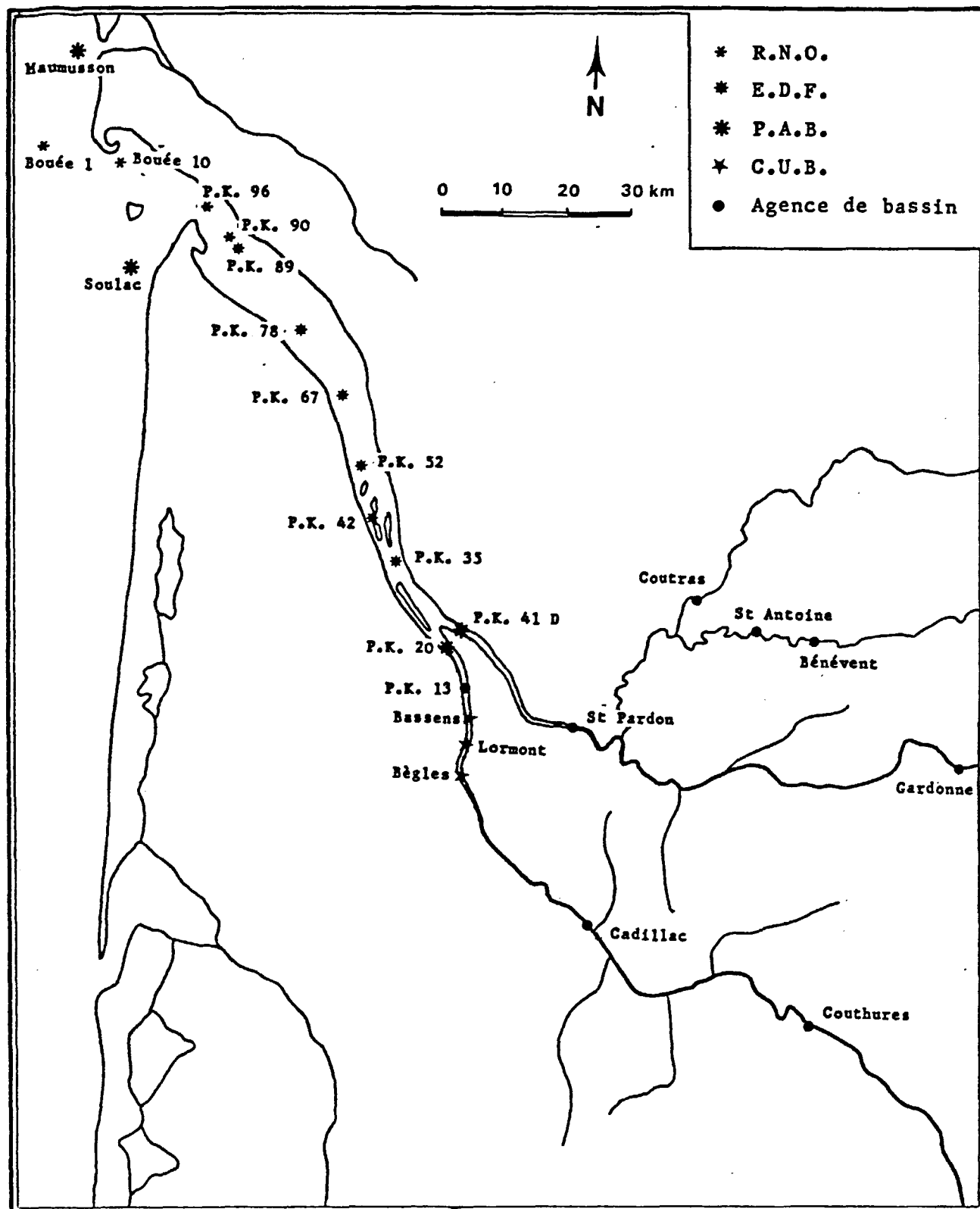


Figure 9 : Localisation des stations de mesures.

2. Estuaire

Ce sont les stations EDF ; d'Octobre 1975 à Décembre 1976, 15 missions mensuelles ont été réalisées pour EDF : 13 missions "légères" où les mesures in situ et les prélèvements d'eau ont été réalisés par l'Institut de Géologie du Bassin d'Aquitaine, les mesures en laboratoire étant confiées au Laboratoire Municipal de Bordeaux, et deux missions "lourdes" où, aux organismes déjà cités, s'ajoute pour les mesures in situ le Port Autonome de Bordeaux.

* Les 13 missions "légères" : les mesures in situ et les prélèvements d'eau ont été réalisés toutes les deux heures sur un demi cycle de marée (généralement en jusant), à deux niveaux (1 m de la surface ; 1 m du fond) aux quatre stations suivantes :

- . PK 35 (chenal de Blaye)
- . PK 52 (chenal médian)
- . PK 67 (chenal de navigation)
- . PK 78 (chenal de navigation)

Ces missions ont eu lieu d'une façon générale en mortes eaux ou en marées moyennes.

* Les deux missions "lourdes" ont eu lieu en Mars et en Septembre, les mesures étant effectuées sur 12 h. Quatre stations supplémentaires ont alors été ajoutées aux quatre précédentes :

- . PK 20 Garonne
- . PK 41 Dordogne*
- . PK 42 entre le chenal de navigation et l'île vasard
- . PK 89 en bordure du chenal de navigation

Il faut noter qu'aucune mission n'a eu lieu au mois d'Août ; par contre, deux missions "légères" ont eu lieu en Juillet (Juillet 1 et Juillet 2).

* A partir d'Avril 1976, le Port Autonome de Bordeaux a effectué des prélèvements mensuels aux stations suivantes : PK 20, PK 41 D, PK 89 (mêmes coordonnées que les stations EDF), ainsi qu'au PK 90, dans l'Anse du Verdon.

* Pour la Dordogne : PK 0 = Libourne.

3. Embouchure

* Stations du Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu marin.

Elles sont au nombre de six ; nous avons retenu principalement pour cette étude les quatre stations du chenal de navigation ; les mesures et les prélèvements y sont effectués le même jour, une fois par mois, aux environs de la basse mer. Ce sont les stations :

- . PK 90 (en face de Meschers)
- . PK 96 (entre Royan et la Pointe de Grave)
- . Bouée 10 (au large de la Grande Côte)
- . Bouée 1 (Passe Ouest).

Les coordonnées exactes de ces quatre stations, ainsi que des quatre stations EDF sont données en annexe.

* Stations saisonnières du Port Autonome de Bordeaux.

En 1976, des prélèvements ont été effectués en Septembre seulement :

- . au large de Soulac
- . au large du Pertuis de Maumusson.

REMARQUE :

On observera souvent par la suite, notamment sur les profils représentant la variation des éléments le long de l'estuaire, une discontinuité aux environs du PK 80. Il s'agit en fait d'un phénomène artificiel dû au raccordement des deux séries de mesures, EDF et RNO. Cette discontinuité est vraisemblablement due au fait que les prélèvements RNO sont généralement effectués une semaine plus tard que les prélèvements EDF ; il s'agit donc d'un artefact de mesure et non d'un fait ayant une origine naturelle.

D'autre part, des singularités pourront être observées au niveau du point de mesure du PK 35, situé dans le chenal de Blaye, à un endroit où les îles sont nombreuses et où par conséquent la circulation des masses d'eau peut être différente de celle du chenal principal, où sont effectuées les autres mesures.

III - PARAMETRES ETUDIES ET METHODES D'ANALYSE

1. Teneur en matières en suspension

En ce qui concerne les prélèvements EDF et RNO, ils sont effectués avec une bouteille horizontale ou une pompe péristaltique entièrement en plastique.

L'eau ainsi recueillie est ensuite filtrée sur un filtre de 0,45 microns. La teneur en matières en suspension est déterminée par pesée après séchage, et est exprimée en milligrammes par litre d'eau (mg/l).

2. Température

Mesures EDF et RNO* : in situ par sonde immergée (le plus souvent salinomètre "Cambridge").

Elle est exprimée en degrés centigrades (°C).

3. Salinité

Mesures EDF et RNO* : in situ par sonde immergée (salinomètre "Cambridge" ou sonde "Montedoro MK II").

Elle est exprimée en ‰.

4. pH

Mesuré in situ à l'aide d'une sonde "Montedoro MK II" ou d'un pHmètre "Polymétron 55B" (EDF) ou au laboratoire par méthode électrochimique (RNO).

5. Oxygène dissous

Il est mesuré soit directement par une sonde immergée (sonde "Montedoro MK 2", mesures aux stations EDF), soit plus généralement en

* Les méthodes de mesures employées pour le RNO sont décrites dans le "Manuel de Méthodes d'Analyses RNO, Tome I", 1977.

laboratoire par la méthode de Winkler (mesures autres que stations EDF) ; cette méthode nécessite une stabilisation de l'échantillon sur le bateau, obtenue en ajoutant à l'eau une solution de manganèse II que l'on précipite par un réactif très alcalin à base d'iode. Une réaction entre le précipité ainsi formé et l'oxygène dissous fait passer le manganèse à des degrés d'oxydation supérieurs, sous forme de composés qui vont précipiter.

Au laboratoire, le milieu est acidifié afin de redissoudre le précipité ; la solution contenant des ions iodure, il y a formation d'iode avec retour du manganèse au degré d'oxydation II. L'iode libéré par l'oxygène est dosé par du thiosulfate ; on en déduit alors la quantité d'oxygène contenue dans l'échantillon.

L'oxygène dissous est exprimé généralement en milligrammes par litre d'eau (mg/l). Les données du RNO sont exprimées en millilitre par litre (ml/l, qu'il faut multiplier par 1,43 pour obtenir des mg/l).

6. Paramètres biologiques

Il s'agit de la teneur en chlorophylle a et du taux de carbone organique particulaire.

L'extraction des pigments chlorophylliens s'effectuent selon la méthode de STRICKLAND et PARSONS (1968) : après filtration ($0,45\mu$), les filtres sont agités dans de l'acétone à 90 % ; les dépôts recueillis sont alors solubilisés ; après agitation et centrifugation, une analyse spectrophotométrique est faite sur le surnageant.

Les teneurs en chlorophylle sont exprimées en mg/m³.

Les teneurs en carbone organique particulaire ont été déterminées selon la méthode de l'équivalent carbone (JOHNSON, 1949) ; le carbone organique des matières en suspension recueillies sur des filtres de verre de 0,45 microns, est oxydé par le mélange sulfo-chromique ; l'oxydant en excès est dosé en retour par une solution de Fe⁺⁺ (sel de Mohr).

Les résultats sont exprimés en pourcentage de la matière particulaire totale.

7. Les éléments nutritifs

Les analyses sont effectuées par le Laboratoire Municipal de la ville de Bordeaux, pour le compte des différents organismes ayant effectué les prélèvements.

Suivant les prélèvements, les méthodes d'analyse diffèrent :

- Pour les eaux fluviales (prélevées par la Communauté Urbaine de Bordeaux et l'Agence Financière de Bassin), on utilise les méthodes normalisées AFNOR, employées pour les analyses d'eaux potables.

- Pour les eaux de l'estuaire et de l'embouchure, d'autres méthodes, plus précises, sont utilisées. Elles seront décrites par la suite*.

α Azote dissous

. Ammoniaque

Méthode NF T90015

Le seuil de sensibilité de la méthode est théoriquement de 0,4 mg/l (22 µatg/l N-NH₄), une analyse précise pouvant l'abaisser.

La méthode consiste en un entraînement à la vapeur, en milieu alcalin, de l'ammoniaque libre ou salifiée, puis en un dosage acidimétrique de l'ammoniaque recueillie.

Méthode de Koroleff (1970)

.....
la réaction

Le dosage est fait sur le bateau, immédiatement après le prélèvement, à cause de la grande instabilité de l'ammoniaque. Les résultats peuvent être parfois sujets à caution, car l'ammoniaque réagit à la moindre influence extérieure (fumées, gaz d'échappement ...).

* Les méthodes d'analyse de l'eau de mer sont décrites avec précision dans le "Manuel de Méthodes d'analyses RNO, Tome I".

Principe de la méthode : l'ammoniaque réagit avec l'hypochlorite en milieu légèrement basique pour donner de la monochloramine ; celle-ci réagit en présence de phénol et d'un excès d'hypochlorite (milieu oxydant) pour former du bleu d'indophénol. La réaction est catalysée par du nitroprussiate de sodium. Afin d'éviter la précipitation gênante des ions alcalino-terreux (Ca et Mg) en milieu basique, du citrate de sodium est ajouté comme complexant.

Une fois que la réaction s'est produite, la coloration est stable, et les échantillons peuvent être ramenés au laboratoire pour être analysés au spectrophotomètre (630 nm).

. Nitrites

La méthode utilisée est la même pour tous les prélèvements : méthode NF T 90013 (BENDSCHMEIDER et ROBINSON, 1952).

Seuil de sensibilité de la méthode : 0,02 μ atg/l.N.

Le principe de la méthode est une diazotation de la sulfanilamide par les nitrites en milieu acide (pH < 2). Puis le diazoïque réagit avec la N-naphtyl-éthylène diamine. Le complexe rose ainsi formé est mesuré par spectrophotométrie (540 nm).

. Nitrates

Méthode NF T 90012

.....

Seuil de sensibilité de la méthode : environ 3,5 μ atg N-NO₃.

Le principe de la méthode est une réaction des nitrates avec l'acide sulfosalicylique (formé par addition à l'échantillon de salicate de sodium et d'acide sulfurique). Le dérivé obtenu donne en présence d'ammoniaque une coloration jaune stable, mesurée par spectrophotométrie.

Méthode de WOOD, ARMSTRONG et RICHARD (1967)

.....

Seuil de sensibilité de la méthode : ~ 0,1 μ atg N.

Les nitrates sont réduits en nitrites par passage sur une colonne de cadmium activé au sulfate de cuivre. Ils se réduisent à 95-98 % et sont

ensuite dosés comme les nitrites. Par soustraction, on obtient les concentrations en nitrates.

β Phosphore dissous

Méthode NF T 90023
.....

Seuil de sensibilité de la méthode : environ 2 μ atg P-PO₄.

Les phosphates forment un complexe de coloration jaune avec les ions vanadique et molybdique après élimination, par le fluorure de sodium, de l'interférence due à la silice. La coloration est ensuite analysée au spectrophotomètre.

Méthode de MURPHY et RILEY (1962)
.....

Seuil de sensibilité de la méthode : environ 0,1 μ atg P.

Les ions PO₄⁻ réagissent avec le molybdate d'ammonium pour former un complexe que l'on réduit ensuite par l'acide ascorbique, en présence d'un catalyseur (antimonyl-tartrate). On obtient une forme réduite bleue dont le maximum d'absorption se situe à 885 nm. Ceci pose quelques problèmes d'instabilité du spectrophotomètre car on se trouve à la limite de l'infrarouge.

γ Silice dissoute

(Dosée uniquement sur les prélèvements de l'estuaire et de l'embouchure).

Méthode de MULLIN et RILEY (1955)
.....

Seuil de sensibilité de la méthode environ 0,25 μ atg Si.

Seules les formes mono et dimères de l'acide silicique réagissent dans les conditions du dosage (silice "réactivée").

Principe de la méthode : on forme un complexe silico-molybdique jaune, que l'on réduit ensuite. L'interférence des phosphates est éliminée par l'addition d'acide tartrique. La coloration bleue obtenue est ensuite analysée par spectrophotométrie (810 nm).

REMARQUE : :

Suivant l'origine des données, les sels nutritifs sont exprimés sous différentes formes chimiques (nitrates : NO_3 ou N ; ammoniacque : NH_3 ou NH_4 ; phosphates : PO_4 ou P_2O_5) ; tandis que les concentrations sont exprimées en différentes unités : $\mu\text{g/l}$, mg/l , $\mu\text{atg/l}$.

Afin d'homogénéiser ces données, dans la suite de cette étude, les concentrations en sels nutritifs seront exprimées sous les formes suivantes :

- Ammoniacque en $\mu\text{atg/l}$ N-NH_4
(1 atg N-NH_4 = $18 \cdot 10^{-3}$ mg NH_4)
- Nitrite en $\mu\text{atg/l}$ N-NO_2
(1 μatg N-NO_2 = $46 \cdot 10^{-3}$ mg NO_2)
- Nitrate en $\mu\text{atg/l}$ N-NO_3
(1 μatg N-NO_3 = $62 \cdot 10^{-3}$ mg NO_3)
- Phosphore en $\mu\text{atg/l}$ P-PO_4
(1 μatg P-PO_4 = $95 \cdot 10^{-3}$ mg PO_4)
- Silice en $\mu\text{atg/l}$ Si-Si(OH)_4
(1 μatg Si-Si(OH)_4 = $96 \cdot 10^{-3}$ mg Si(OH)_4)

Cette notation en $\mu\text{atg/l}$ semble d'ailleurs préférable car elle est indépendante de la forme chimique sous laquelle l'élément (azote, phosphore ou silice) se présente.

IV - TECHNIQUES D'ANALYSE DES DONNEES

Nous disposions pour cette étude de nombreux résultats de mesures, mais très dispersés de façon aléatoire dans le temps. Le premier problème était donc de regrouper les mesures des fleuves, de l'estuaire et de l'embouchure par périodes afin d'établir des schémas cohérents et aussi complets que possible des situations de l'estuaire à différentes époques.

Nous avons donc choisi de regrouper ces mesures par mois, en prenant comme base pour chaque mois les mesures EDF (concernant l'estuaire maritime) et en leur associant les mesures des fleuves ou de l'embouchure prises aux mêmes dates, ou à défaut durant les jours précédents et les jours suivants ; ce délai ne dépassant jamais une semaine.

A partir de ces mesures, nous avons établi pour chaque paramètre trois sortes de graphiques :

1. Variations temporelles

Pour chaque station, un graphique montre les variations du paramètre étudié mois par mois, d'Octobre 1975 à Décembre 1976.

2. Variations spatiales

Pour chaque mois, un graphique présente la répartition spatiale du paramètre depuis Couthures sur la Garonne (Gardonne sur la Dordogne) jusqu'à la bouée 1 dans l'embouchure.

Nous avons utilisé pour tracer ces profils les mesures obtenues à basse mer à chaque station. La basse mer n'ayant pas lieu au même instant en chaque point de l'estuaire, nous n'avons donc pas obtenu la représentation précise de l'état de l'estuaire à un moment donné, mais une vue schématique de la répartition d'un paramètre le long de l'estuaire aux différents mois.

3. Relations avec la salinité

Afin de mieux cerner les variations des taux des sels nutritifs le long de l'estuaire, nous avons reporté pour chaque mois sur un graphique leur concentration en fonction de la salinité. En effet, cette dernière est un paramètre conservatif, c'est-à-dire un élément qui n'est pas transformé par des phénomènes chimiques ou biologiques mais dont la variabilité n'est en l'occurrence conditionnée que par la dilution des eaux douces dans les eaux marines.

Considérons une eau E_1 caractérisée par une salinité S_1 et une concentration P_1 en un sel nutritif, bien déterminées, et une eau E_2 caractérisée par une salinité S_2 et une valeur P_2 du sel nutritif, également bien déterminées (fig. 10 a).

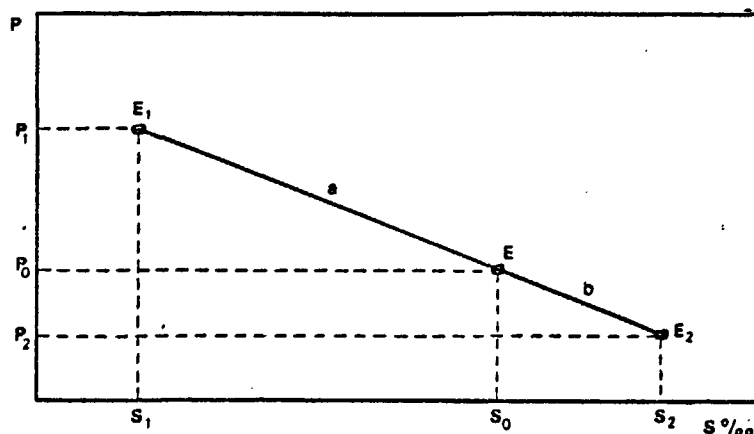


Figure 10a : Schéma du mélange de deux eaux-types.

Si ces eaux types se mélangent dans des pourcentages a et b (en poids), pour former une eau E_0 de caractéristiques (S_0, P_0) , on a par unité de masse du mélange :

$$a + b = 1$$

La salinité étant un paramètre conservatif, on a :

$$S_0 = a \cdot S_1 + b \cdot S_2 \quad (1)$$

Si le sel nutritif étudié est également conservatif, c'est-à-dire non affecté par des facteurs chimiques ou biologiques, on a :

$$P_0 = a \cdot P_1 + b \cdot P_2 \quad (2)$$

De (1), on tire :

$$\frac{S_0 - S_1}{S_0 - S_2} = \frac{b}{a}$$

De (2), on tire :
$$\frac{P_0 - P_1}{P_0 - P_2} = \frac{b}{a}$$

Soit :
$$\frac{P_0 - P_1}{P_0 - P_2} = \frac{S_0 - S_1}{S_0 - S_2}$$

Soit finalement :

$$\frac{P_0 - P_1}{S_0 - S_1} = \frac{P_0 - P_2}{S_0 - S_2}$$

(pente de la droite EE_1) = (pente de la droite EE_2)

Comme par un même point E, il ne peut passer qu'une seule droite de pente donnée, on en déduit donc que, dans le cas où les deux paramètres considérés sont conservatifs, le point représentant l'eau E_0 , résultat du mélange des deux eaux E_1 et E_2 , se situe sur la droite E_1E_2 (cf. théorie des diagrammes T-S, LACOMBE, 1965).

L'équation de cette droite E_1E_2 est donc de la forme :

$$P = A.S + B$$

On a donc :
$$\begin{aligned} P_1 &= A . S_1 + B \\ P_2 &= A . S_2 + B \end{aligned}$$

Soit, par différence :
$$A = \frac{P_1 - P_2}{S_1 - S_2}$$

ce qui donne
$$\begin{aligned} B &= P_1 - \frac{P_1 - P_2}{S_1 - S_2} . S_1 \\ &= \frac{P_1 S_1 - P_1 S_2 - P_1 S_1 + P_2 S_1}{S_1 - S_2} \\ &= \frac{P_2 S_1 - P_1 S_2}{S_1 - S_2} \end{aligned}$$

L'équation de la droite E_1E_2 est donc finalement :

$$P = \frac{P_1 - P_2}{S_1 - S_2} . S + \frac{P_2 S_1 - P_1 S_2}{S_1 - S_2}$$

Dans le cas des sels nutritifs de la Gironde, on peut déterminer une eau "fluviale" et une eau "marine". La droite joignant les deux points représentatifs de ces eaux sur le graphique sel nutritif - salinité est la "droite de dilution théorique".

Si le sel nutritif étudié varie le long de l'estuaire uniquement par suite de la dilution des eaux douces riches en cet élément par les eaux marines plus pauvres, les points représentant les différentes concentrations en fonction de la salinité s'aligneront le long de la droite théorique. En cas de production dans la masse d'eau (ex. : nitrification) ou d'apports d'origines diverses de l'élément dans l'estuaire (ex. : effluents), les points se situeront au-dessus de la droite de dilution ; en cas de consommation ou d'adsorption par les particules en suspension, ils se situeront au-dessous (fig. 10 b).

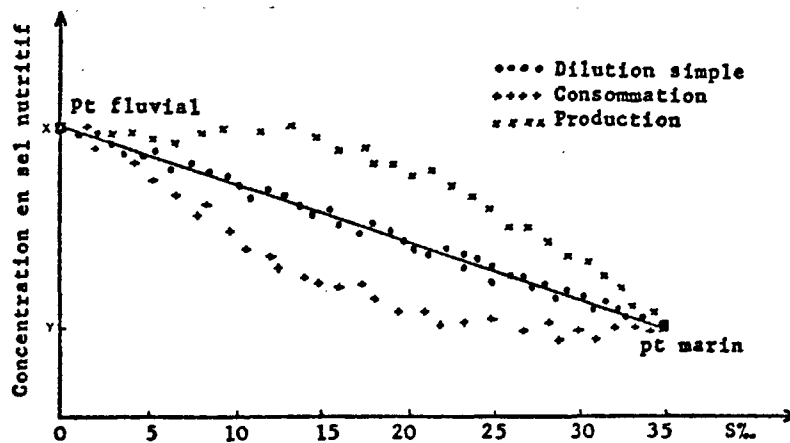


Figure 10b : Droite de dilution théorique.

En fait, dans un estuaire, la salinité varie de façon importante en un même point et il est donc difficile de définir le point géographique exact où débute la dilution, ainsi d'ailleurs que le point où on peut considérer qu'il n'y en a plus. On doit donc parler en réalité de "zone" de début (ou de fin) de dilution, plutôt que de "point".

Dans le cadre de cette étude, nous avons choisi de nous référer à des valeurs moyennes choisies en fonction de la salinité qui nous ont semblé dans ce cas plus représentatives d'une zone qu'une valeur unique. Nous avons donc procédé de la manière suivante :

a) Définition du "point marin"

Nous avons calculé arbitrairement sa salinité et sa teneur en un sel nutritif donné en faisant la moyenne des salinités et des teneurs en ce sel des points du graphique dont la salinité est supérieure ou égale à 32 ‰.

Certains auteurs employant la même méthode ont pu choisir les moyennes des valeurs de 31 à 33 ‰ (LISS et SPENCER, 1970), ou les valeurs supérieures à 30 ‰ (LISS et POINTON, 1973). Pour notre part, nous avons choisi la valeur limite 32 ‰ ; les salinités supérieures à ce chiffre ont été considérées comme représentatives des eaux "océaniques". Pour chaque mois, trois ou quatre mesures répondant à cette caractéristique ont été généralement enregistrées et ont permis de calculer une valeur moyenne.

A défaut de salinités atteignant 32 ‰ (en période de crue par exemple), nous avons placé sur le graphique la valeur relevée à la même époque, l'année suivante, à la bouée 1. Les teneurs marines en sels nutritifs étant toujours faibles, et variant peu d'une année à l'autre, l'approximation semble très acceptable.

b) Définition du "point fluvial"

La zone de début de dilution correspond en théorie à la limite de l'intrusion saline (du PK 10 en étiage au PK 60 en crue).

Selon l'importance des débits fluviaux, mais aussi selon les données disponibles, nous avons donc utilisé deux méthodes pour définir le point de départ de la droite de dilution théorique.

Pour les mois de faibles débits ou d'étiage où nous disposions de mesures dans les fleuves, juste en amont du Bec d'Ambès (PK 20 et PK 41 D), nous avons défini un "point fluvial" dont les coordonnées ont été obtenues par le calcul suivant :

$$\frac{Dd \cdot Xd + Dg \cdot Xg}{Dd + Dg}$$

Dd : débit de la Dordogne

Dg : débit de la Garonne

Xd : concentration (ou salinité) moyenne en Dordogne
(au PK 41 D)

Xg : concentration (ou salinité) moyenne en Garonne
au PK 20.

Par ce calcul, on obtient en fait la concentration en sels nutritifs (ou la salinité) qui doit théoriquement exister après un mélange parfait des eaux de la Dordogne et des eaux de la Garonne, chacun des deux fleuves apportant une quantité différente de l'élément considéré, suivant sa teneur en cet élément et son débit.

Il faut cependant remarquer que les eaux du PK 41 D et du PK 20 choisies pour ce calcul ne sont pas des eaux types de la Dordogne et de la Garonne. En effet, elles sont le résultat de mélanges dus aux phénomènes de dispersion par les marées, qui peuvent faire remonter en Dordogne des eaux en provenance de la Garonne et vice-versa.

. Pour les mois où nous ne disposons pas de mesures en Garonne et en Dordogne, ainsi que pour les mois de crue où la dilution débute dans la partie centrale de l'estuaire, nous avons défini un point dont les coordonnées sont les suivantes :

- salinité : moyenne des salinités inférieures ou égales à 1 ‰.
- concentration en sel nutritif : moyenne des concentrations correspondant aux salinités inférieures ou égales à 1 ‰.

Cette valeur de 1 ‰ a été choisie arbitrairement, les points de mesure où la salinité est inférieure à cette limite pouvant correspondre à la zone de début de dilution et étant généralement assez nombreux pour permettre le calcul d'une moyenne.

Il ne faut toutefois pas oublier qu'une eau douce, donc de salinité nulle, peut avoir une chlorinité non nulle. Sa conductivité ne sera donc pas nulle et pourra éventuellement se traduire sur le salinomètre par l'indication d'une salinité très faible. Ce phénomène pourra donc induire une incertitude dans le calcul du "point fluvial" de la droite de dilution tel que nous l'avons défini.

En ce qui concerne les valeurs correspondant aux salinités nulles, nous avons éliminé celles des stations où la salinité est nulle seulement durant toute la marée. Pour les stations où la salinité est nulle seulement durant une partie de la marée, toutes les valeurs ont été prises en compte.

Le concept de salinité est inacceptable en dessous de 1 ‰ car, par conséquent, la salinité est nulle !

A défaut de salinités inférieures à 1 ‰, nous avons pris le point moyen correspondant aux salinités inférieures ou égales à 5 ‰, sachant bien que dans ce cas on risque de masquer les phénomènes se déroulant dans la zone des faibles salinités (0 à 5 ‰).

-o-o-o-

CHAPITRE III

LA QUALITÉ DES EAUX EN GIRONDE

I. LES MATIERES EN SUSPENSION

II. LES TEMPERATURES

1. Variations saisonnières
2. Variations verticales
3. Variations au cours d'une marée
4. Variations le long de l'estuaire

III. LES SALINITES

1. Variations verticales
2. Variations au cours d'une marée
3. Variations saisonnières
4. Pénétration du coin salé

IV. Le pH

V. L'OXYGENE DISSOUS

1. Généralités
 - a. Sources d'oxygène
 - b. Pertes d'oxygène
 - c. Variabilité des teneurs en oxygène dissous
2. L'oxygène dissous dans l'estuaire de la Gironde
 - a. Variations verticales
 - b. Variations saisonnières
 - c. Variations le long de l'estuaire

VI. PARAMETRES BIOLOGIQUES

1. La chlorophylle
2. Le carbone organique
3. Nature de la matière organique de l'estuaire.

I - LES MATIERES EN SUSPENSION

La répartition des teneurs en matières en suspension dans l'estuaire est régie par les apports des fleuves et les conditions hydrodynamiques et peut donc varier fortement à une même station.

En 1976, les valeurs moyennes (calculées sur 12 valeurs mensuelles) et extrêmes relevées dans l'estuaire ont été les suivantes (exprimées en mg/l) :

STATION	MINIMUM	MOYENNE	MAXIMUM
Gardonne	7	18	30
Couthures	1	14	52
Bègles	1	222	940
Lormont	36	320	1240
Bassens	4	596	2890
P.K. 35	200	642	1710
P.K. 52	130	418	980
P.K. 67	120	440	900
P.K. 78	80	304	900
P.K. 90	50	240	730
P.K. 96	30	147	320
Bouée 10	25	67	100
Bouée 1	3	16	40

Tableau 1 : Teneurs en matières en suspension relevées en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire et les fleuves.

A l'échelle de la marée, les variations de teneur en matières en suspension à une même station dépendent de la position de celle-ci par rapport au bouchon vaseux. En effet, si le point de mesure est situé en aval du bouchon vaseux, la teneur en matières en suspension sera maximale à basse mer et minimale à pleine mer, alors qu'on observe l'inverse pour un point de mesure situé en amont du bouchon vaseux.

La position de celui-ci au cours de l'année peut se résumer en trois cas, correspondant aux trois périodes définies précédemment à partir des caractéristiques hydrologiques de la période d'étude :

. D'Octobre 1975 à Juin 1976, période de débits fluviaux moyens à faibles, le bouchon vaseux oscille dans la partie amont et centrale de l'estuaire ; de Novembre 1975 à Février 1976, il se situe entre les PK 35 et 70, atteignant même les alentours du PK 80 (en Décembre 1975, à basse mer).

A partir de Mars 1976, le bouchon vaseux remonte dans l'estuaire et se situe, les mois suivants, entre les PK 20 et 50 (figure 11).

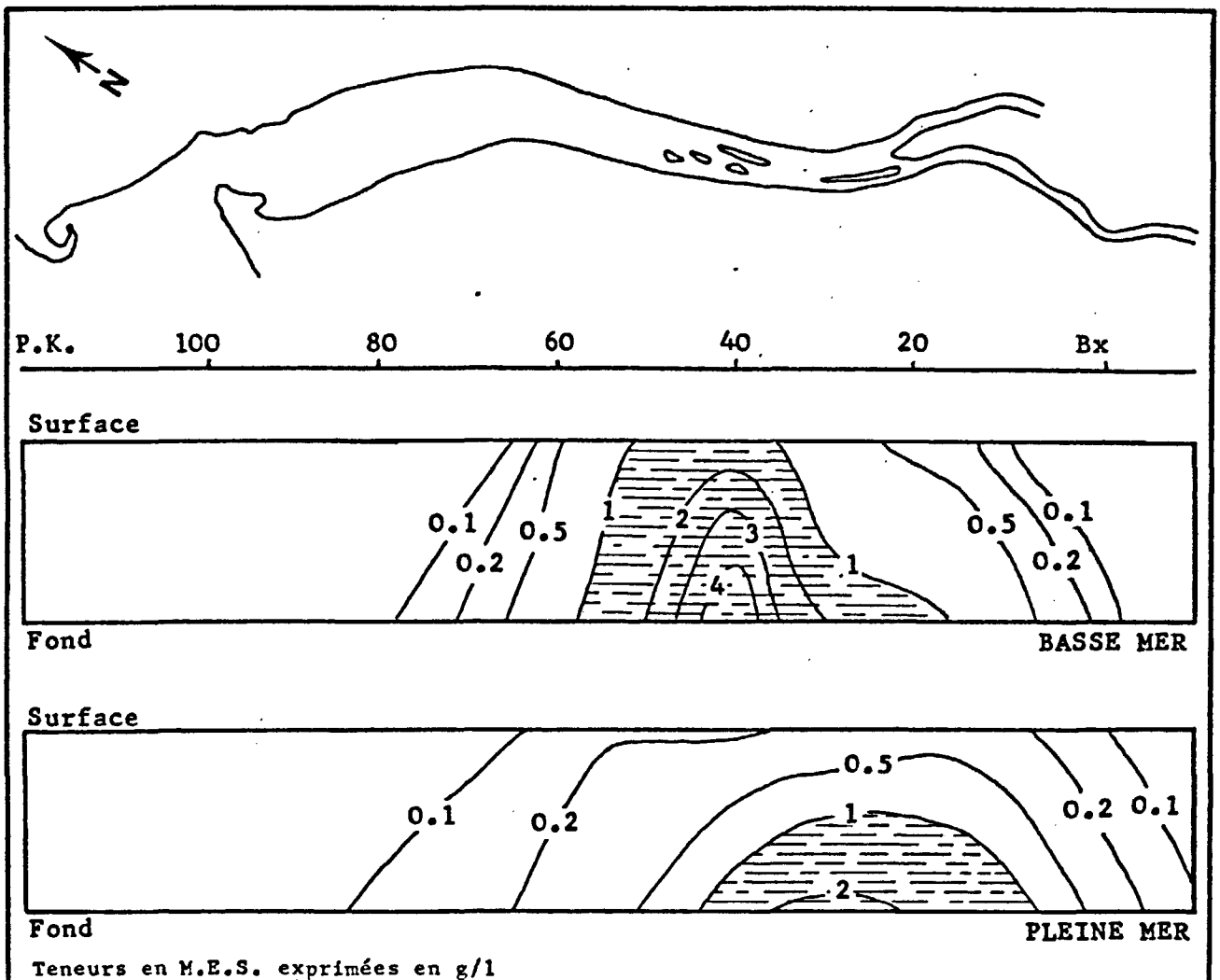


Figure 11 : Position du bouchon vaseux en période de débits moyens.

. A partir de Juin 1976 jusqu'en Septembre 1976, période d'étiage prononcé, le bouchon vaseux continue sa remontée, pour se stabiliser dans la partie fluviale de l'estuaire, largement en amont de Bordeaux (figure 12).

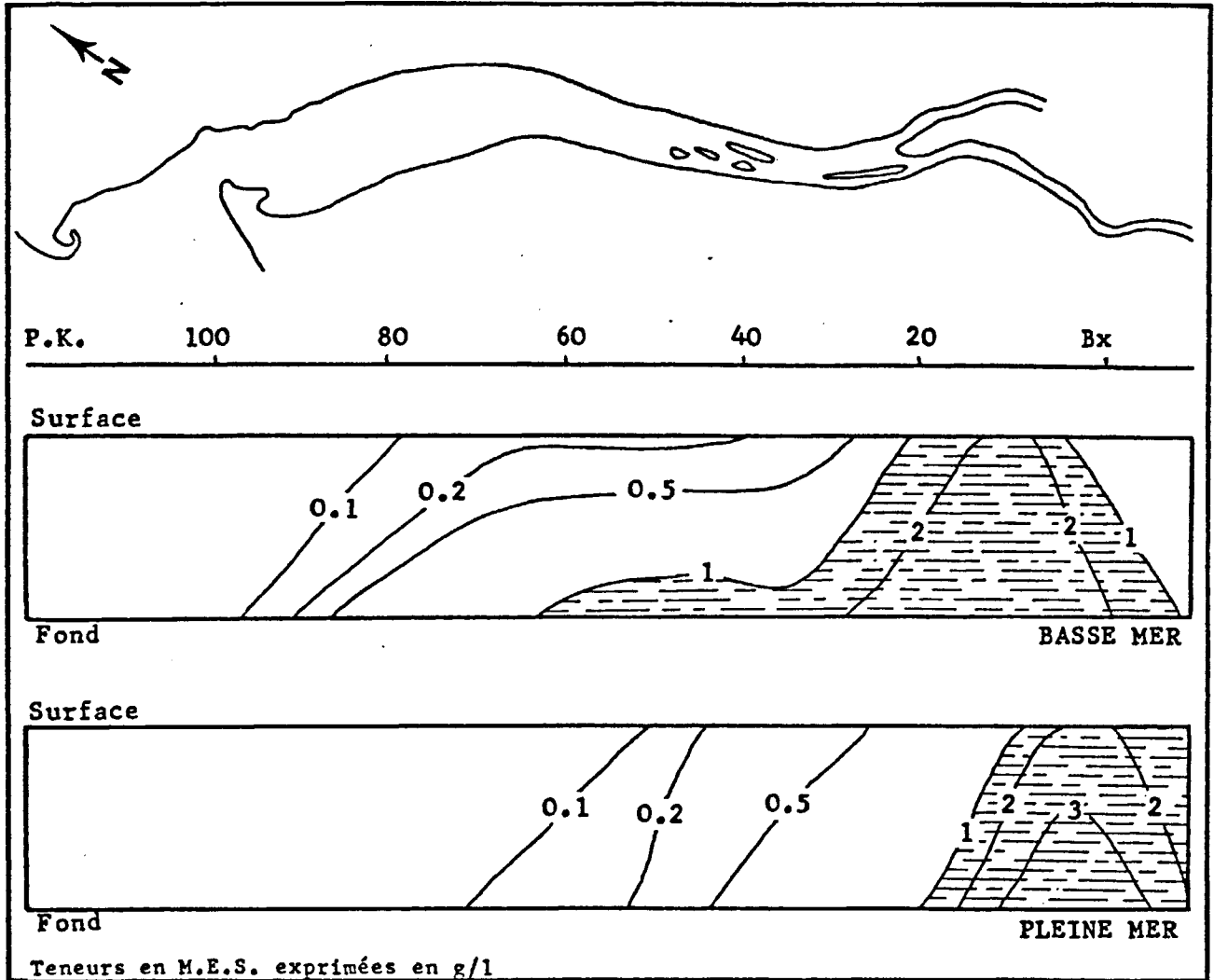


Figure 12 : Position du bouchon vaseux en période d'étiage.

. A partir d'Octobre, le bouchon vaseux repoussé par les premiers débits fluviaux importants, migre vers l'aval. En Novembre et Décembre 1976, il se situe à l'embouchure de l'estuaire, aux environs du PK 90 (figure 13). Il est donc vraisemblable qu'à cette époque, une partie du bouchon vaseux a été expulsée hors de l'estuaire.

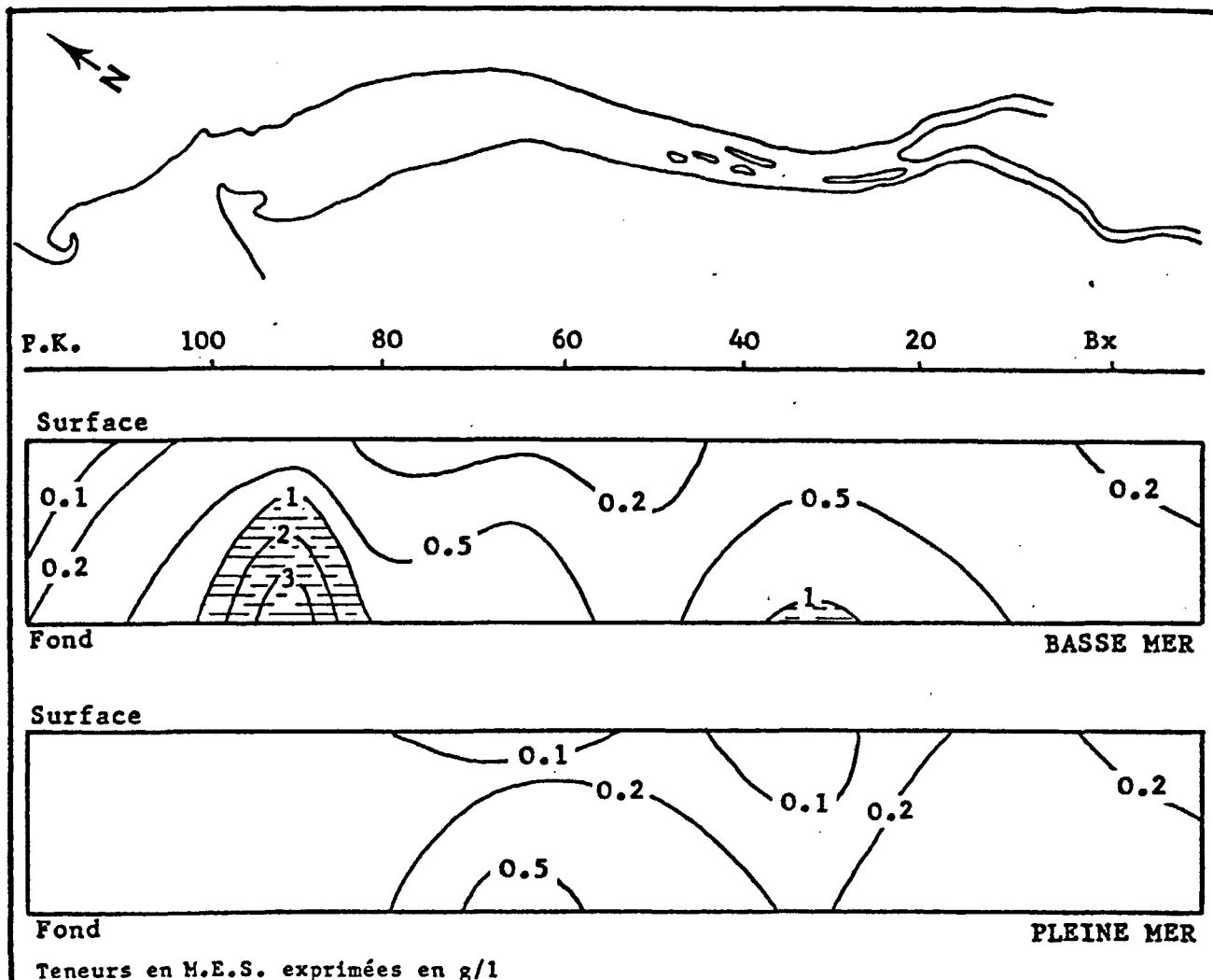


Figure 13 : Position du bouchon vaseux en période de crue.

On observe un deuxième "noyau" de "bouchon vaseux" au niveau du PK 35. En fait, il correspond à la station du PK 35, située non pas dans le chenal de navigation, mais dans le chenal de Blaye. Il semblerait donc qu'un bouchon vaseux, qu'on pourrait qualifier de "secondaire", se soit formé dans le chenal longeant la rive droite. Sa position se situerait alors nettement en amont du bouchon vaseux principal.

En ce qui concerne la Dordogne, les teneurs en matières en suspension relevées à Couthures en 1976 ne dépassent jamais quelques mg/l. Par

contre, à Saint-Pardon, elles sont généralement assez élevées : égales ou supérieures à 0,5 g/l (en surface) six mois sur douze, elles atteignent ou dépassent 1 g/l en surface en Juin, Juillet, Août et Octobre. Ce n'est que pendant les crues de Novembre et Décembre que les teneurs relevées en surface sont inférieures à 0,1 g/l.

On doit donc retenir en résumé que durant la majeure partie de la période d'étude, le bouchon vaseux est resté dans la partie tout à fait amont de l'estuaire, voire même très en amont dans les fleuves.

II - LES TEMPERATURES

Comme nous l'avons déjà signalé, les températures atmosphériques ont été nettement supérieures à la moyenne durant l'été 1976. Les températures des eaux relevées durant cette période montrent donc des maxima plus élevés que ceux observés au cours d'une année moyenne.

Les températures extrêmes rencontrées aux différentes stations en 1976 sont les suivantes :

STATION	MINIMUM	MAXIMUM
Gardonne	5.5	23.1
Couthures	4.7	25.7
Bègles	6.0	23.5
Lormont	6.0	24.0
Bassens	6.0	24.0
P.K. 35	5.7	26.8
P.K. 52	5.7	25.8
P.K. 67	5.6	24.5
P.K. 78	5.9	23.7
P.K. 90	6.3	23.5
P.K. 96	6.6	27.1
Bouée 10	7.6	22.3
Bouée 1	8.2	21.8

Tableau 2 : Températures minimales et maximales relevées en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire et dans les fleuves (en degrés centigrades).

1. Variations saisonnières

Au cours de l'année, les écarts de température varient d'une quinzaine de degrés pour les stations les plus marines à une vingtaine de degrés pour les stations estuariennes et fluviales.

Les températures les plus basses sont relevées en Décembre 1975 et Janvier 1976, les plus élevées en Juillet 1976. Le réchauffement des eaux se

fait d'une façon progressive, tandis que le refroidissement est plus brutal. On remarque notamment une chute importante des températures en fin d'année 1976, due à l'arrivée massive d'eau froide lors des crues de Novembre (figure 14).

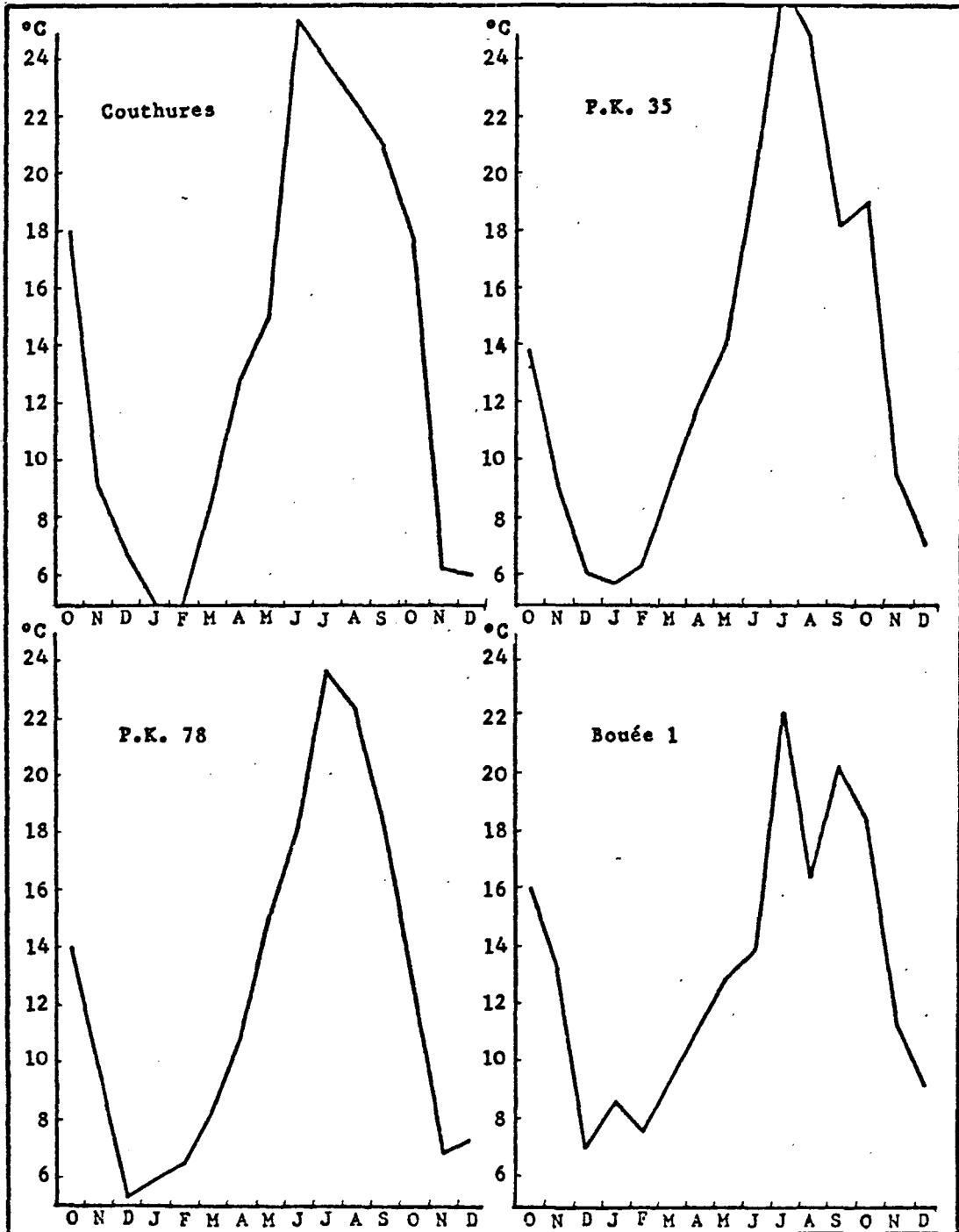


Figure 14 : Variations saisonnières des températures dans l'estuaire.

2. Variations verticales

D'une façon générale, la différence de température entre le fond et la surface est très faible. Cette différence est maximale (5/10 de degré) en été à l'embouchure où la tranche d'eau est plus importante, et où l'influence des eaux marines plus froides se fait sentir au fond.

3. Variations au cours d'une marée

Elles sont faibles quelle que soit la station considérée (quelques dixièmes de degrés à 2 degrés) et correspondent souvent à la variation diurne de la température, les eaux étant plus froides la nuit et atteignant leur température maximale vers 15 à 16 h.

On peut également observer, en hiver, aux alentours de la pleine mer, un réchauffement au niveau du fond, qui traduit la pénétration des eaux marines plus chaudes.

4. Variations le long de l'estuaire

Elles se résument schématiquement en deux cas (figure 15).

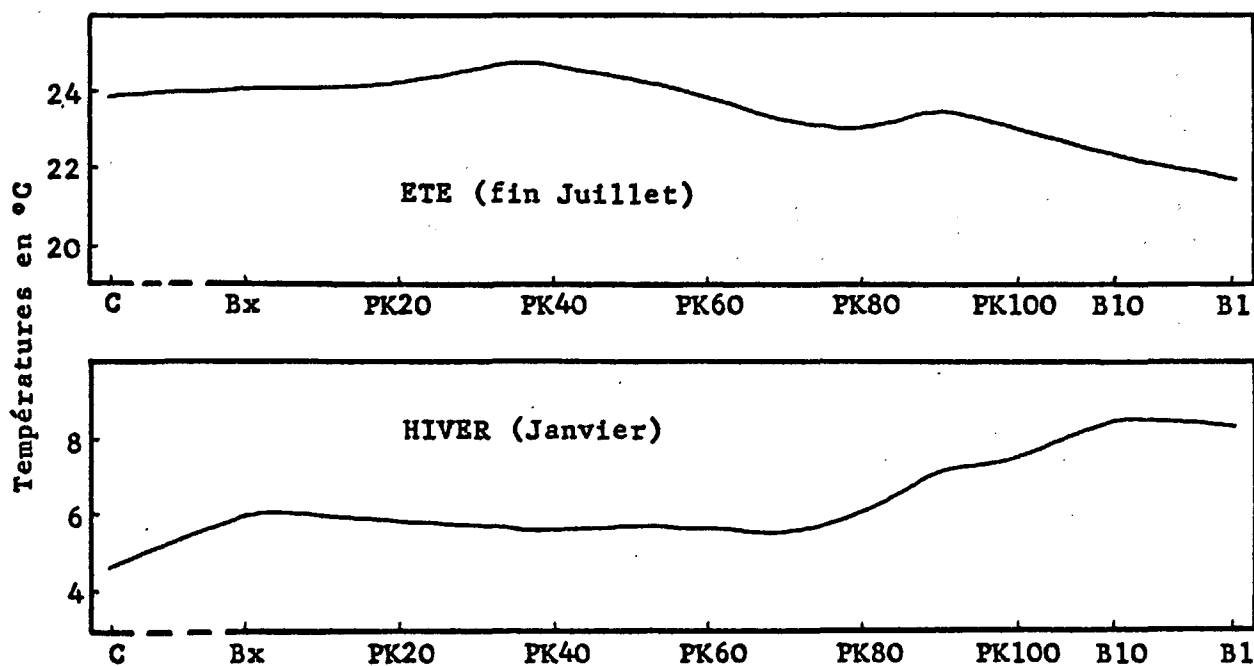


Figure 15 : Variations des températures le long de l'estuaire.

. En été, les eaux fluviales sont plus chaudes que l'océan ; les températures augmentent donc d'amont en aval.

. En hiver, les eaux fluviales sont plus froides que l'océan qui se refroidit moins vite ; les températures diminuent donc d'amont en aval.

Les périodes d'inversion des températures se situent en Avril-Mai et en Septembre-Octobre.

Les principaux facteurs intervenant dans la répartition des températures dans l'estuaire sont donc

- la saison,
- la position géographique de la station de mesure (qui intervient différemment suivant la saison),
- la profondeur et le moment de la marée n'ayant qu'une influence négligeable.

III - LES SALINITES

1. Variations verticales

D'une façon générale, pour une même station, la salinité est plus forte au fond qu'en surface. Ce gradient de salinité est faible en période d'étiage et augmente en période de crue, où une quantité importante d'eau douce s'écoule en surface.

2. Variations au cours d'une marée

Pendant une marée, on observe le maximum de salinité à l'étale de flot et le minimum à l'étale de jusant. Ces variations peuvent être assez importantes et fluctuent suivant la localisation de la station de mesure dans l'estuaire :

STATIONS	VARIATION DE SALINITE PENDANT LA MAREE	A
PK 35	0 à 7,5 ‰	7,5
PK 52	0 à 9,9 ‰	9,9
PK 67	4,7 à 12,1 ‰	7,4
PK 78	5,8 à 13,8 ‰	8,0

On remarque que plus on va vers l'aval, plus les variations de salinités sont marquées, ce qui traduit l'influence croissante de la marée.

Les mesures ayant toujours été effectuées en marées moyennes ou mortes eaux, l'influence du coefficient de marée dans la pénétration saline n'apparaît pas.

L'influence des crues de fin 76 se marque bien pour les deux stations amont où la salinité reste nulle durant toute la marée, mais n'apparaît pas pour les deux stations aval où les variations de salinité à cette période sont d'environ 10 ‰.

3. Variations saisonnières

Pour une même station, les variations mois par mois de la salinité à un même instant de la marée et pour un même coefficient de marée reflètent fidèlement les variations du débit fluvial de la Gironde.

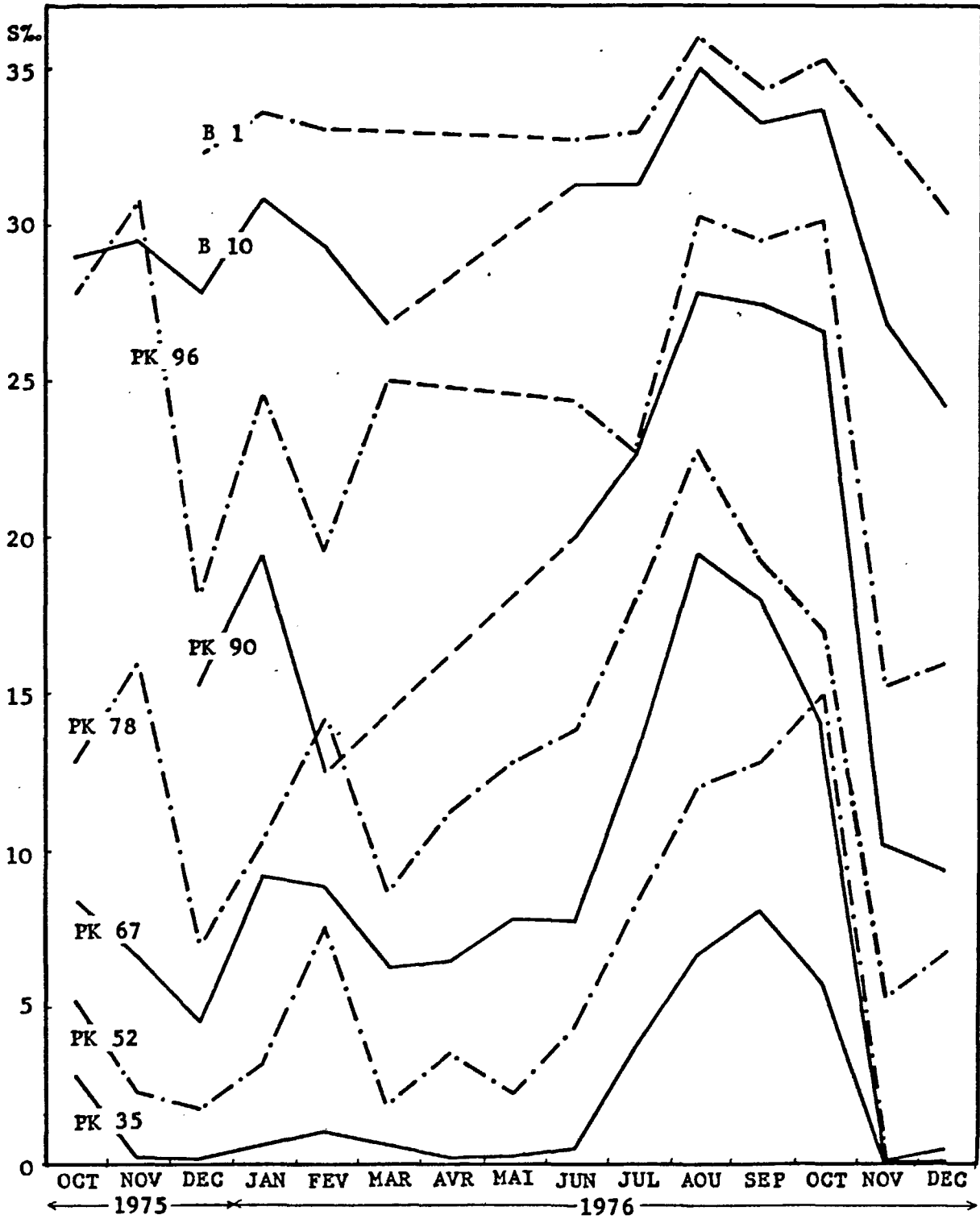


Figure 16 : Variations saisonnières des salinités dans l'estuaire.

On observe principalement (figure 16), une augmentation de salinité durant l'été 1976 et jusqu'en Octobre, traduisant la pénétration de l'intrusion saline jusqu'en amont de l'estuaire durant l'étiage. Puis, les salinités diminuent fortement, cette chute brutale étant due aux crues de la fin de l'année 1976.

En ce qui concerne les stations du PK 35 à 78, une remarque s'impose : les mesures de Février 76 en ces stations ont été effectuées juste avant la crue de la mi-février ; c'est pourquoi celle-ci n'apparaît pas sur les courbes de variations de la salinité ; on observe au contraire une augmentation de la salinité, due aux faibles débits de la période Janvier - début février 1976.

4. Pénétration du coin salé

La position de la limite amont de l'intrusion saline (salinité 0,5 ‰) est une conséquence directe du coefficient de la marée, mais surtout du débit fluvial. Pour une marée moyenne, on observe les positions suivantes du front de salinité :

. En période de débits moyens (fig. 17), le front de salinité oscille du PK 20 à pleine mer au PK 40 à basse mer.

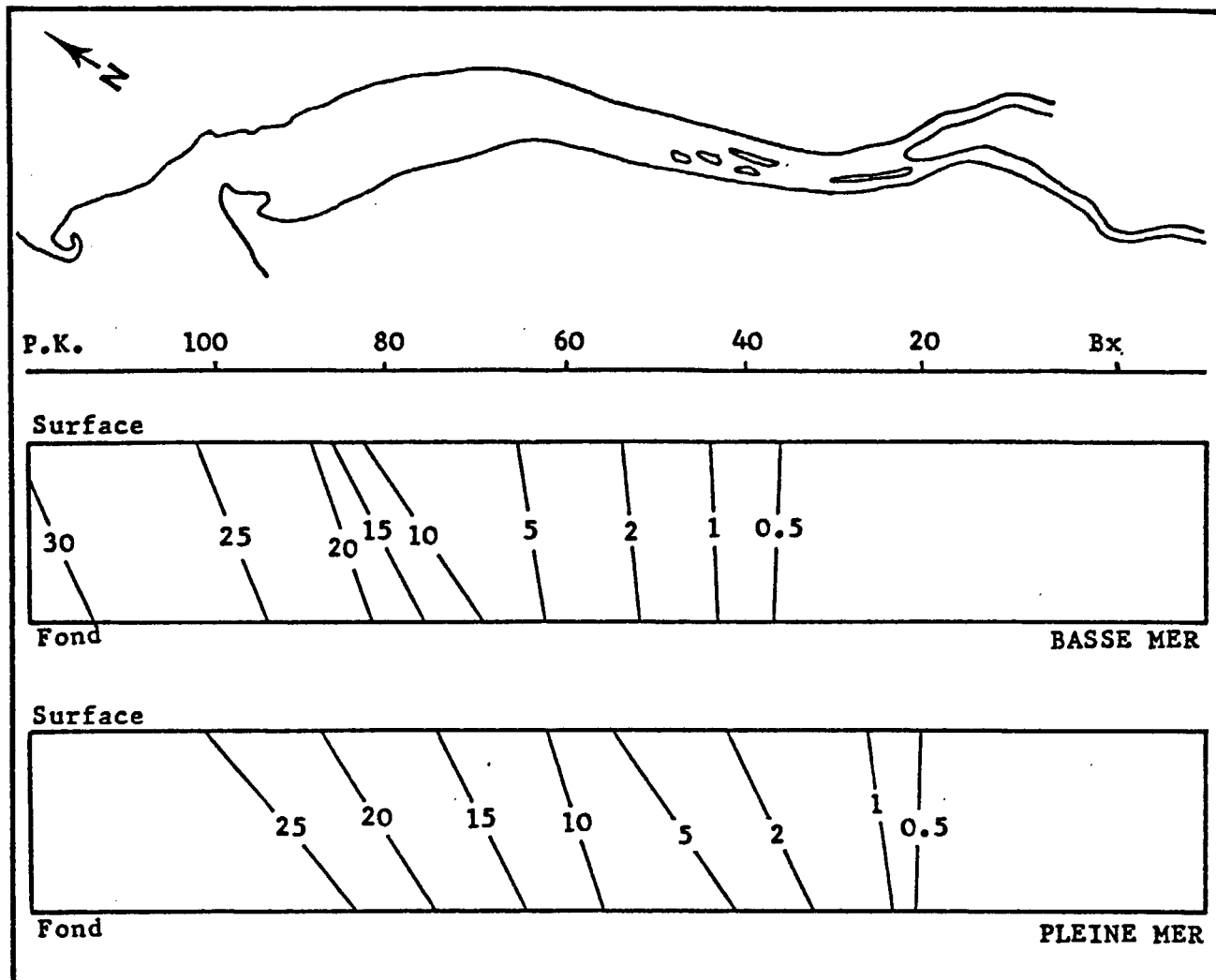


Figure 17 : Intrusion saline en période de débits moyens.

. En période d'étiage (fig. 18), le front de salinité se situe dans la partie fluviale de l'estuaire, jusqu'en amont de Bordeaux à pleine mer.

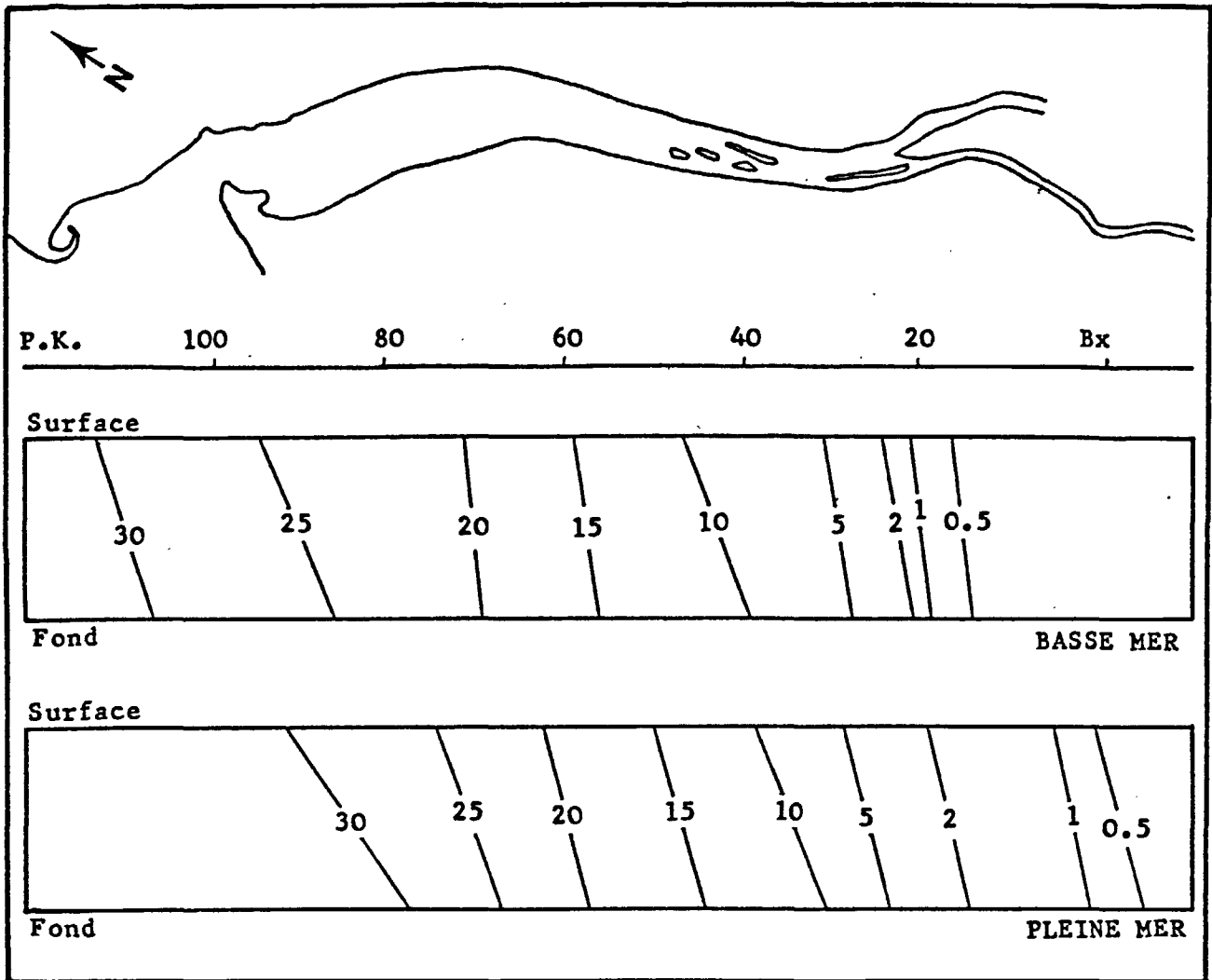


Figure 18 : Intrusion saline en période d'étiage.

. En période de crue (fig. 19), le front de salinité est repoussé dans la partie aval de l'estuaire ; il oscille entre le PK 55 à pleine mer et le PK 70 à basse mer.

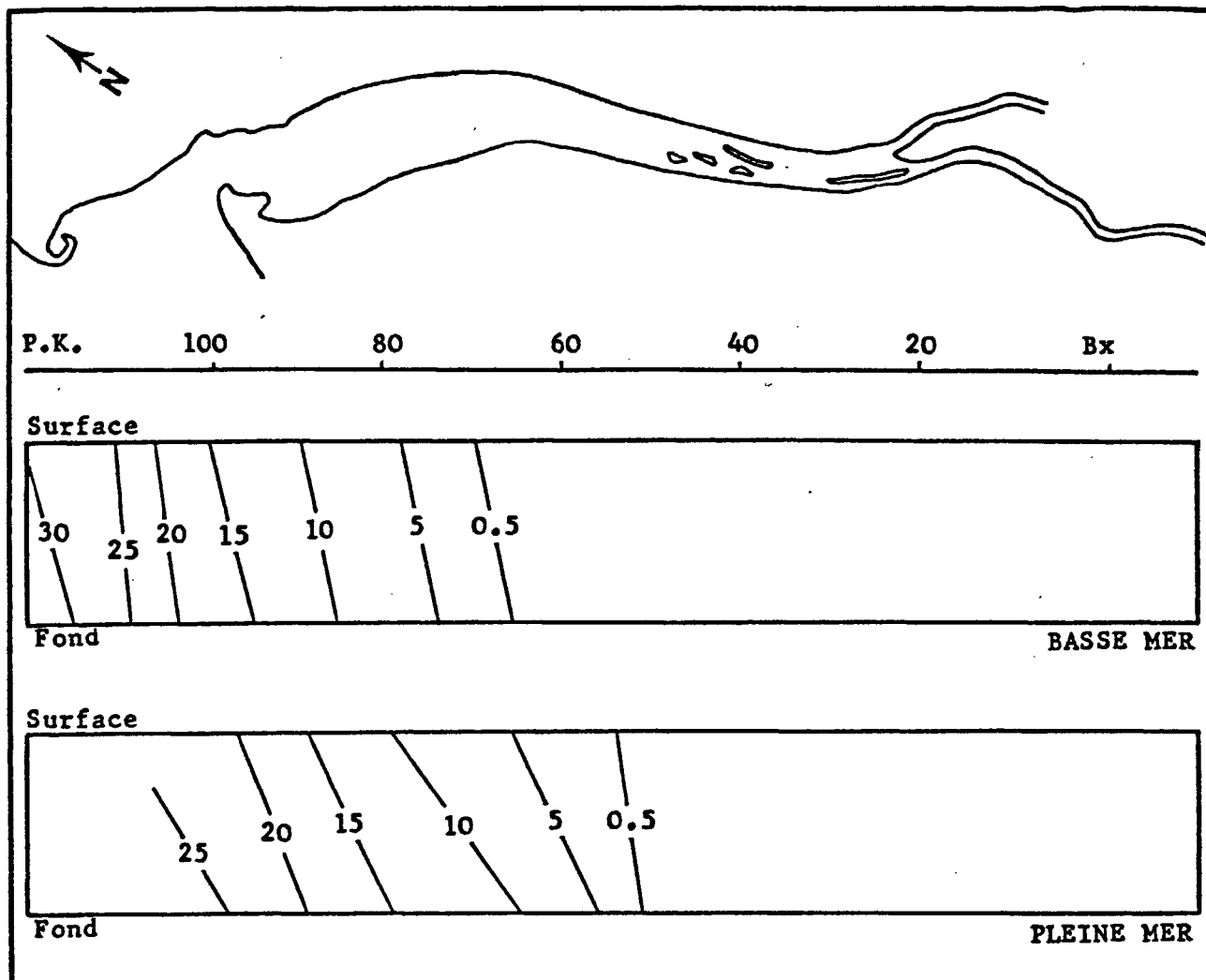


Figure 19 : Intrusion saline en période de crue.

Ces trois schémas sont tout à fait compatibles avec les études d'ALLEN (1972), qui situe le front de salinité (0,5 ‰) en amont du PK 20 en étiage, et entre les PK 54 et 71 en crue.

IV - LE pH

Les valeurs extrêmes et moyennes (calculées sur 12 valeurs mensuelles) relevées en 1976 dans la Gironde sont les suivantes :

STATION	MINIMUM	MOYENNE	MAXIMUM
Gardonne	6.9	7.5	8.0
Couthures	7.6	7.9	8.3
Bègles	7.5	7.8	8.3
Lormont	7.5	7.8	8.2
Bassens	7.5	7.8	8.3
P.K. 35	7.5	7.9	8.2
P.K. 52	7.7	7.9	8.3
P.K. 67	7.7	7.9	8.2
P.K. 78	7.8	8.0	8.4
P.K. 90	7.0	7.7	7.9
P.K. 96	7.2	7.7	8.0
Bouée 10	7.5	6.9	8.1
Bouée 1	6.2	7.7	8.1

Tableau 3 : pH extrêmes et moyens relevés en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire et les fleuves.

Exception faite des quatre dernières stations, on observe en moyenne une augmentation du pH vers l'aval, qui traduit le caractère plus basique des eaux marines.

En ce qui concerne les mesures à l'embouchure, elles ne sont pas effectuées directement in situ, mais le pH est mesuré sur un échantillon ramené à terre. On doit rappeler ici que "le pH d'une eau représente le résultat de l'interrelation d'un certain nombre d'équilibres chimiques (...). Si l'eau est échantillonnée dans une bouteille et que le pH n'est pas déterminé avant l'analyse de l'échantillon plusieurs jours plus tard, le pH mesuré peut n'avoir

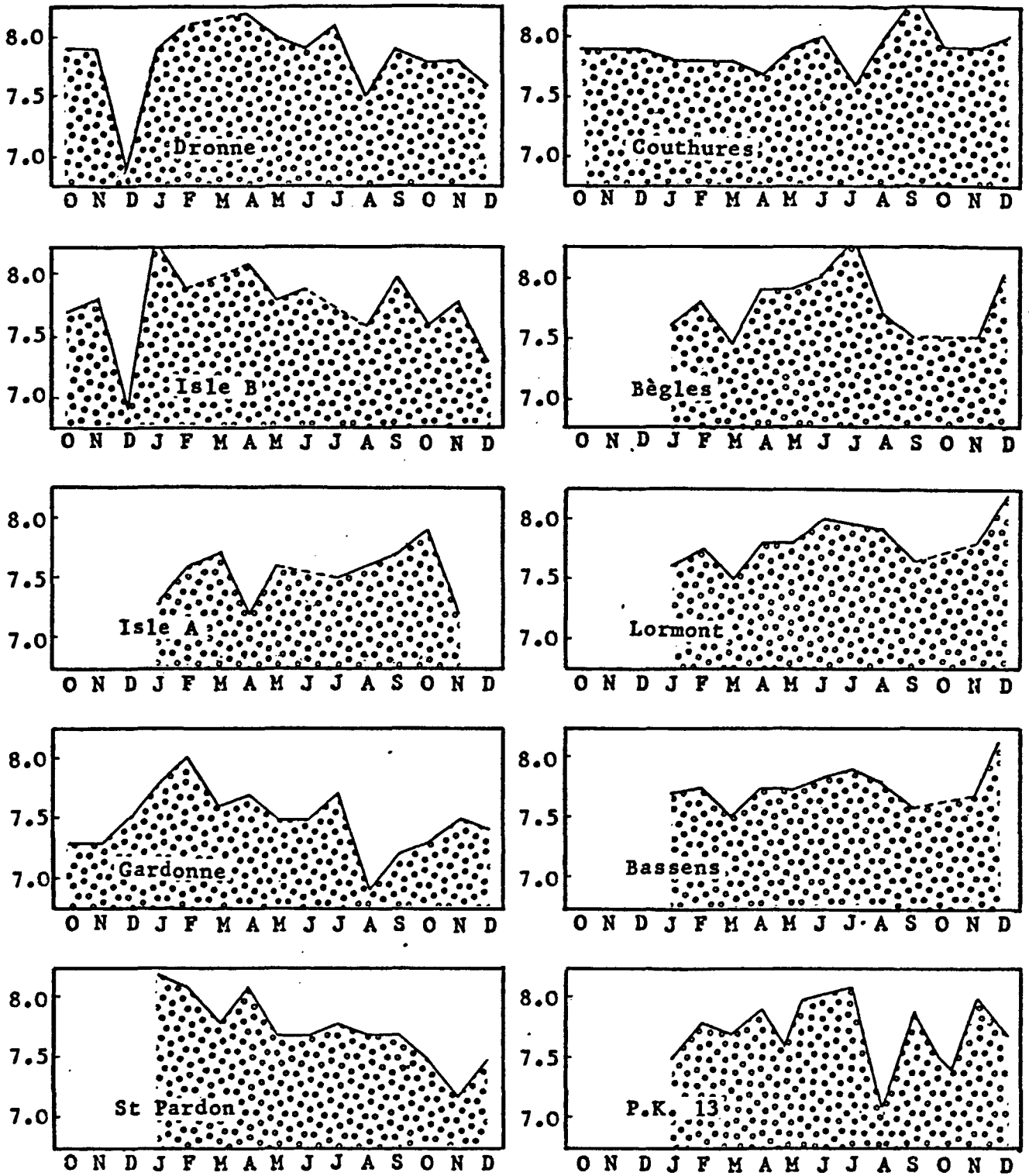


Figure 20 : variations saisonnières du pH dans les fleuves.

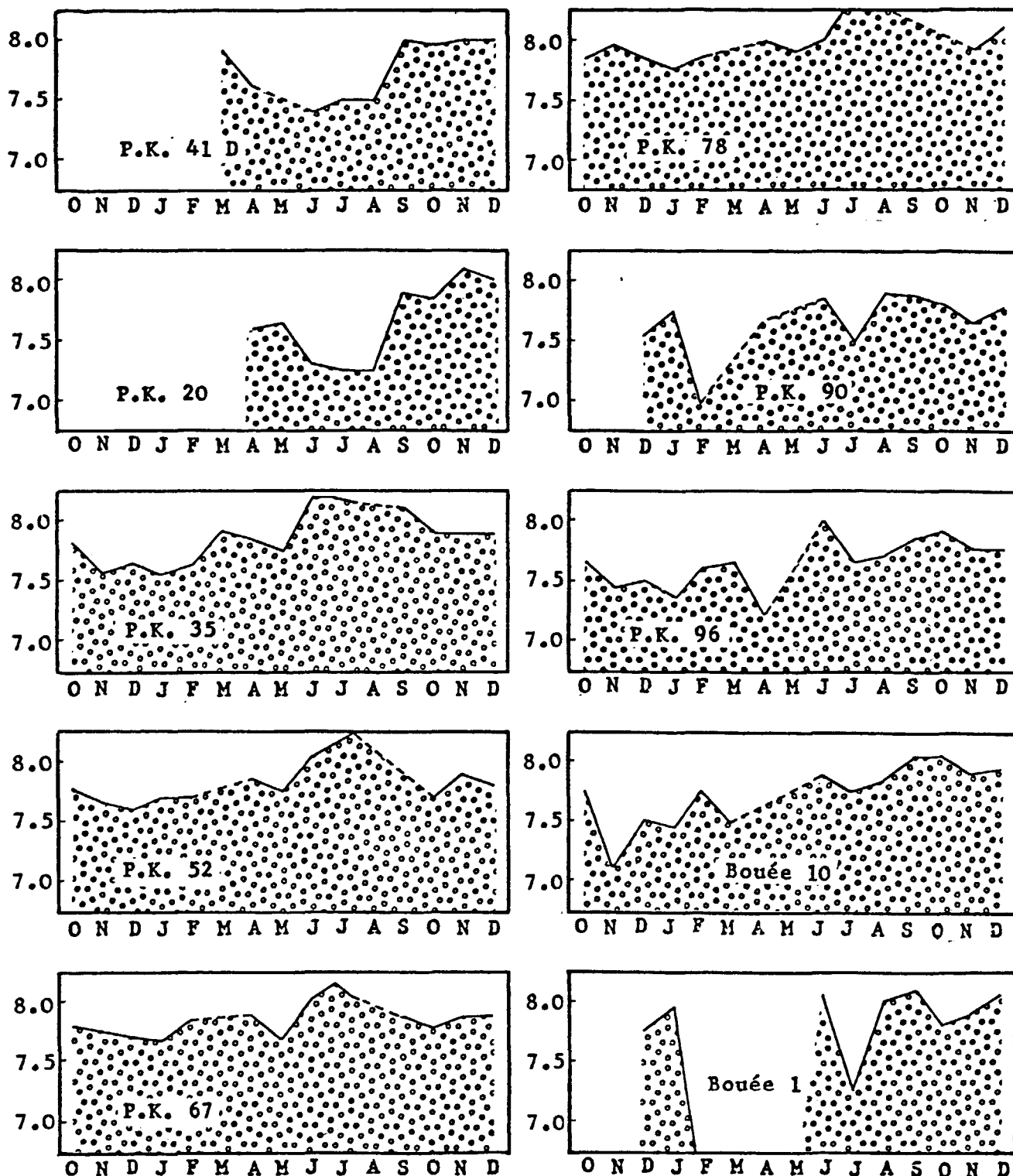


Figure 21 : Variations saisonnières du pH dans l'estuaire.

aucune relation avec les conditions originales. En plus de gains ou de pertes de gaz carbonique, la solution peut être influencée par des réactions comme l'oxydation du fer ferreux, et la mesure faite en laboratoire peut différer d'une unité pH de la mesure in situ" (HEM,1970).

Par ailleurs, de nombreux auteurs s'accordent à définir les eaux marines comme des eaux légèrement alcalines. Nous citerons par exemple :

. SVERDRUP et al. (1942) : quand l'eau de surface est en équilibre avec le CO₂ de l'atmosphère, le pH se situe entre 8,1 et 8,3.

. HARVEY (1955) : une eau de salinité égale à 35 ‰, à 15°C, en équilibre avec l'atmosphère a un pH d'environ 8,16.

. IVANOFF (1962) : le pH des eaux de surface varie de 8,0 à 8,3 ; cette alcalinité est due à l'hydrolyse des sels des acides faibles.

. Enfin, BERTHOIS (1965) a relevé des pH de 8,25 à 8,35 pour les eaux de surface du Golfe de Gascogne.

Il semble donc que les pH mesurés à l'embouchure de la Gironde soient sous-estimés et que l'on ait en fait une croissance des valeurs du pH de l'amont vers l'aval.

En ce qui concerne les variations annuelles (fig. 20 et 21), les valeurs de pH maximales s'observent en été dans le centre de l'estuaire ; elles peuvent être dues à une activité photosynthétique accrue, mais plus vraisemblablement aux faibles arrivées d'eau douce et à la pénétration accrue des eaux marines dans l'estuaire.

V - L'OXYGENE DISSOUS

1. Généralités

Un des facteurs les plus importants de la qualité des eaux est la teneur en oxygène dissous, dont les variations sont déterminées principalement par l'activité biologique et par les processus de dégradation de la matière organique.

Dans un estuaire, les sources et pertes d'oxygène peuvent se résumer par le schéma suivant :

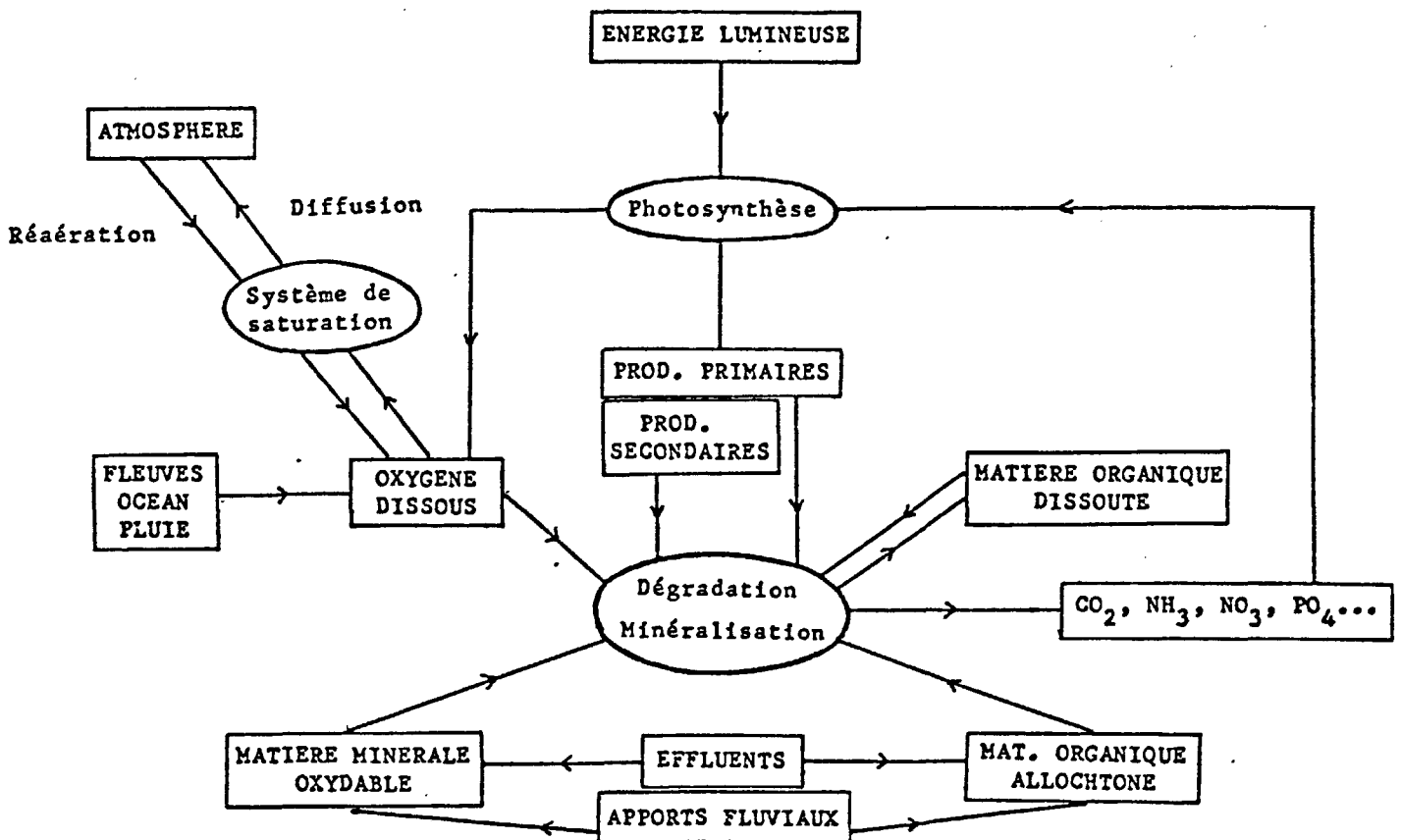


Figure 22 : Sources et pertes d'oxygène dans un estuaire.

(d'après MARTIN et al. 1975)

a. Sources d'oxygène

. Le mélange avec les eaux bien oxygénées de l'océan et des fleuves. Une crue peut faire augmenter le taux d'oxygène dissous dans l'estuaire à la fois par un apport direct d'oxygène et aussi par la diminution du temps de résidence dans l'estuaire, induisant donc un renouvellement plus rapide des eaux (McKAY et FLEMMING, 1969).

. L'activité photosynthétique, consommant du gaz carbonique et produisant de l'oxygène, est une source d'oxygène dissous généralement peu importante par rapport aux apports de l'océan et des fleuves. Elle doit être considérée surtout lorsque la productivité primaire de l'estuaire est forte.

. Un facteur important dans le bilan de l'oxygène dissous d'un estuaire est le taux d'échange d'oxygène entre l'atmosphère et l'eau, qui dépend principalement du déficit en oxygène des eaux, de la superficie de l'interface eau/air, ainsi que de la turbulence, des courants, de la profondeur, des vents, de la température (influence positive) ou de la présence de détergents et d'hydrocarbures (influence négative).

Le phénomène de réaération par l'atmosphère constituerait la source d'oxygène la plus importante dans un grand nombre d'estuaires peu profonds (MARTIN et al., 1975).

b. Pertes d'oxygène

. Les mécanismes de respiration des organismes planctoniques estuariens n'interviennent que faiblement sur la teneur en oxygène dissous de l'estuaire. On peut les considérer lorsque la population estuarienne est très importante.

. L'oxydation de la matière organique, dissoute ou particulaire, est le principal processus consommateur d'oxygène dans un estuaire ; ce processus sera accéléré par une augmentation de la température de l'eau.

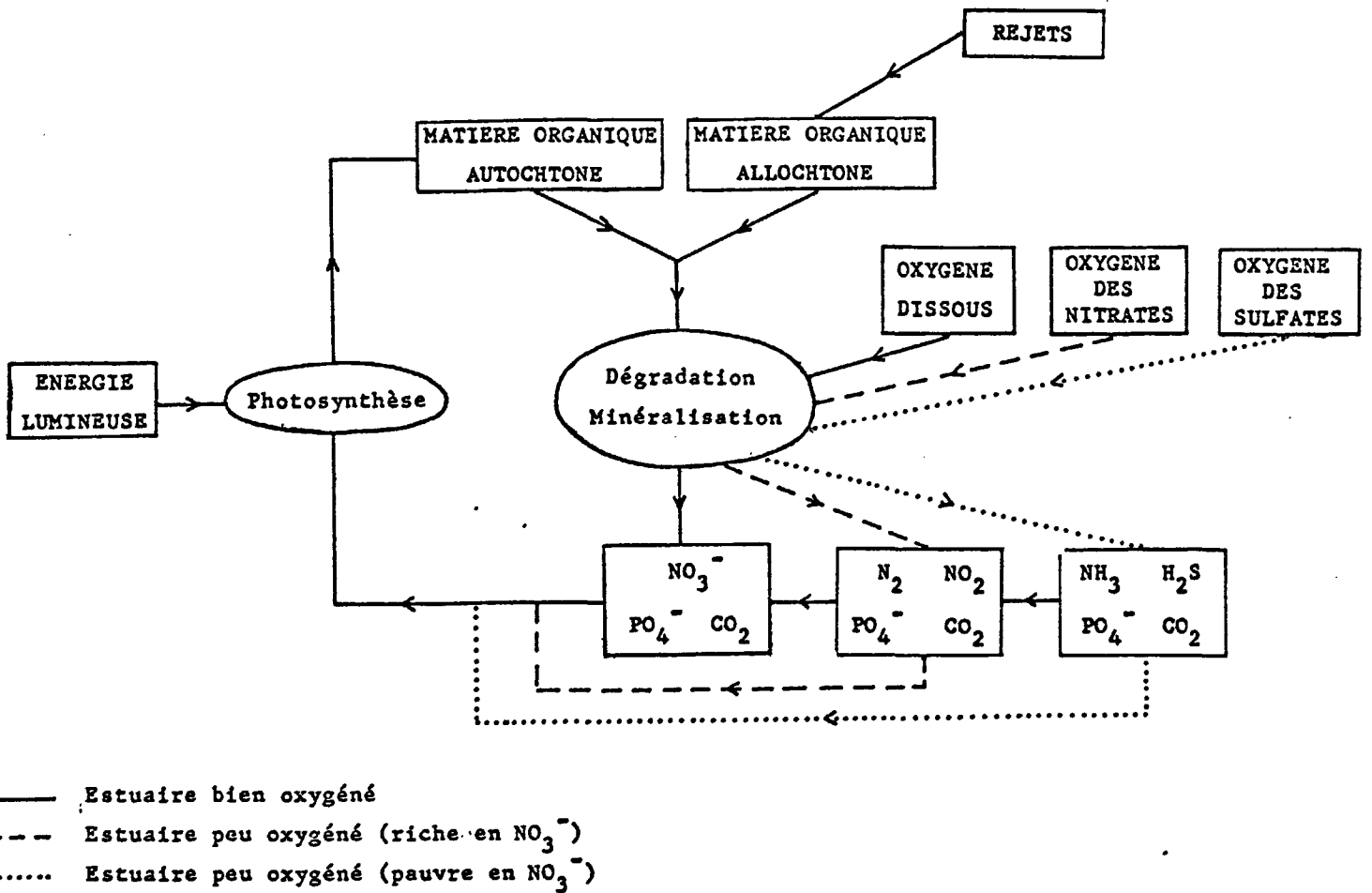


Figure 23 : Schéma de l'utilisation de l'oxygène dans un estuaire.

(d'après MARTIN et al. 1975)

Comme le montre la figure 23, l'origine de cette matière organique est double :

- matière organique naturelle, et donc autochtone (organismes végétaux et animaux) ;
- matière organique allochtone (rejets domestiques ou industriels).

Cette matière organique se présente sous forme dissoute ou bien particulaire ; cette dernière forme, la plus abondante, fait donc partie des matières en suspension (elle est présente notamment dans le bouchon vaseux), mais on la trouve aussi dans les sédiments vaseux déposés au fond de l'estuaire.

Les processus de dégradation de la matière organique s'effectuent, par l'intermédiaire de bactéries, en deux phases : oxydation des matières carbonées d'une part, oxydation des matières azotées d'autre part. La simultanéité des deux réactions est conditionnée par la présence d'oxygène en quantité suffisante, le type d'effluent et le type de population bactérienne, etc ...

Dans un estuaire bien oxygéné , l'oxygène dissous est donc utilisé par les bactéries pour former des composés minéraux à partir de la matière organique ; ces composés contribueront ensuite, par l'intermédiaire de la photosynthèse, à la croissance des producteurs primaires, et donc à la formation de nouvelle matière organique (fig. 22 et 23).

Dans un estuaire peu oxygéné , l'oxygène utilisé pour la minéralisation de la matière organique est celui des nitrates et des sulfates, libéré par l'intermédiaire de bactéries anaérobies (fig. 22).

c. Variabilité des teneurs en oxygène dissous

Le taux de saturation en oxygène dissous est directement influencé par :

- la température (une eau froide pouvant contenir plus d'oxygène dissous qu'une eau chaude).
- la salinité (à température égale, une eau douce est plus riche en oxygène qu'une eau de mer).

Pour chaque type d'eau, de température et de salinité données, il existe donc une concentration théorique d'oxygène à saturation.

Un estuaire présente une gamme de salinités très étendue. Afin d'éliminer l'influence de ce facteur spatial, ainsi que celle du facteur saisonnier (température), il est commode d'exprimer les teneurs en oxygène dissous sous forme de pourcentage par rapport à la saturation théorique.

On parlera également du déficit en oxygène (ou U.A.O. = utilisation apparente de l'oxygène, exprimé en mg/l), comme étant la différence entre la teneur à saturation et la teneur mesurée. Pour certains auteurs, l'U.A.O., dans les eaux océaniques, est approximativement proportionnel à la quantité de

matière organique qui a été minéralisée (IVANOFF, 1972). Dans cette hypothèse, on doit donc supposer que tout l'oxygène "manquant" a été consommé au cours des processus d'oxydation de la matière organique, et donc négliger l'effet de la respiration des organismes vivants, et surtout les effets de mélange entre plusieurs masses d'eau de teneurs en oxygène différentes. En fait, dans un estuaire, où se rencontrent des eaux aux caractéristiques très variées, ces phénomènes de mélanges ne doivent pas être négligés, notamment dans le cas où l'eau douce pénétrant dans l'estuaire est très pauvre en oxygène dissous.

2. L'oxygène dissous dans l'estuaire de la Gironde

Durant l'année 1976, les teneurs en oxygène dissous extrêmes et moyennes (calculées sur 12 valeurs mensuelles), relevées dans la Gironde, ont été les suivantes (en mg/l) :

STATION	MINIMUM	MOYENNE	MAXIMUM
Gardonne	7.4	9.7	13.4
Couthures	6.7	9.7	12.0
Bègles	3.7	8.4	11.2
Lormont	3.3	8.3	11.7
Bassens	3.3	8.2	11.5
P.K. 35	1.5	5.9	9.0
P.K. 52	1.4	5.9	10.8
P.K. 67	1.5	6.1	9.4
P.K. 78	2.1	5.9	8.4
P.K. 96	5.5	8.2	10.1
P.K. 100	5.0	8.3	10.0
Bouée 10	5.4	8.0	9.6
Bouée 1	5.1	8.0	9.5

Tableau 4 : Teneurs en oxygène dissous, extrêmes et moyennes, relevées en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire et les fleuves (en mg/l).

Ou encore, exprimées sous forme de pourcentages par rapport à la saturation théorique :

STATION	MINIMUM	MOYENNE	MAXIMUM
Gardonne	76	96	120
Couthures	88	95	100
Bègles	42.9	78.0	90.0
Lormont	38.7	76.5	95.0
Bassens	39.3	76.2	93.0
P.K. 35	26.9	73.4	110.9
P.K. 52	25.6	86.9	130.3
P.K. 67	27.7	83.0	109.9
P.K. 78	39.6	85.0	118.7
P.K. 90	72.6	88.3	113.2
P.K. 96	66.1	89.8	119.8
Bouée 10	73.0	92.1	104.9
Bouée 1	67.9	94.2	117.2

Tableau 5 : Pourcentages d'oxygène par rapport à la saturation, extrêmes et moyens, relevés en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire et les fleuves.

On constate qu'en moyenne, les fleuves et l'embouchure sont mieux oxygénés que l'estuaire, notamment dans sa partie amont.

a. Variations verticales

Dans la grande majorité des cas, les eaux de surface sont légèrement mieux oxygénées que les eaux de fond (la différence dépassant rarement quelques dixièmes de mg/l).

Ceci est vraisemblablement dû, d'une part au brassage plus important des eaux de surface, et d'autre part à la consommation d'oxygène par les mécanismes d'oxydation de la matière organique contenue dans les sédiments du fond (crème de vase ou dépôts vaseux).

Toutefois, les variations des teneurs en oxygène au fond ou en surface se font toujours dans le même sens au même moment. Nous raisonnons donc sur les mesures de surface, plus nombreuses, représentatives de phénomènes affectant l'essentiel de la tranche d'eau.

b. Variations saisonnières

Sur les figures 24 et 25, nous avons reporté pour chaque station la variation des teneurs en oxygène dissous mesuré, ainsi que la variation des teneurs théoriques à saturation, la différence entre les deux courbes représentant le déficit en oxygène.

Dans tous les cas, les deux courbes varient dans le même sens, avec un maximum d'hiver, et un minimum d'été. Cependant, les deux courbes ne sont pas rigoureusement parallèles, le déficit en oxygène variant suivant les saisons.

D'une façon générale, les eaux des rivières sont bien oxygénées, avec toutefois des variations du déficit en oxygène. Celui-ci montre deux maxima : en mai (Dronne et Isle B), puis en août (Dronne et Isle B) ou septembre (Isle A).

En Dordogne, à Gardonne, on retrouve le même schéma : des eaux bien oxygénées toute l'année avec des déficits en oxygène bien marqués au printemps et en automne.

A Saint-Pardon, on retrouve la baisse des teneurs en oxygène à partir du mois de mai, mais le déficit reste important jusqu'en octobre. Il est probable que durant l'été, ce déficit est dû en grande partie à une consommation de l'oxygène au cours des processus d'oxydation des matières organiques du bouchon vaseux. En effet, comme nous l'avons déjà remarqué, ce dernier s'installe dans la région de Saint-Pardon dès le mois de juin et n'en sera chassé que par les crues de fin d'année.

Un point toutefois reste inexpliqué : celui de la diminution de la teneur en oxygène dissous au mois de décembre 76, période de crue importante

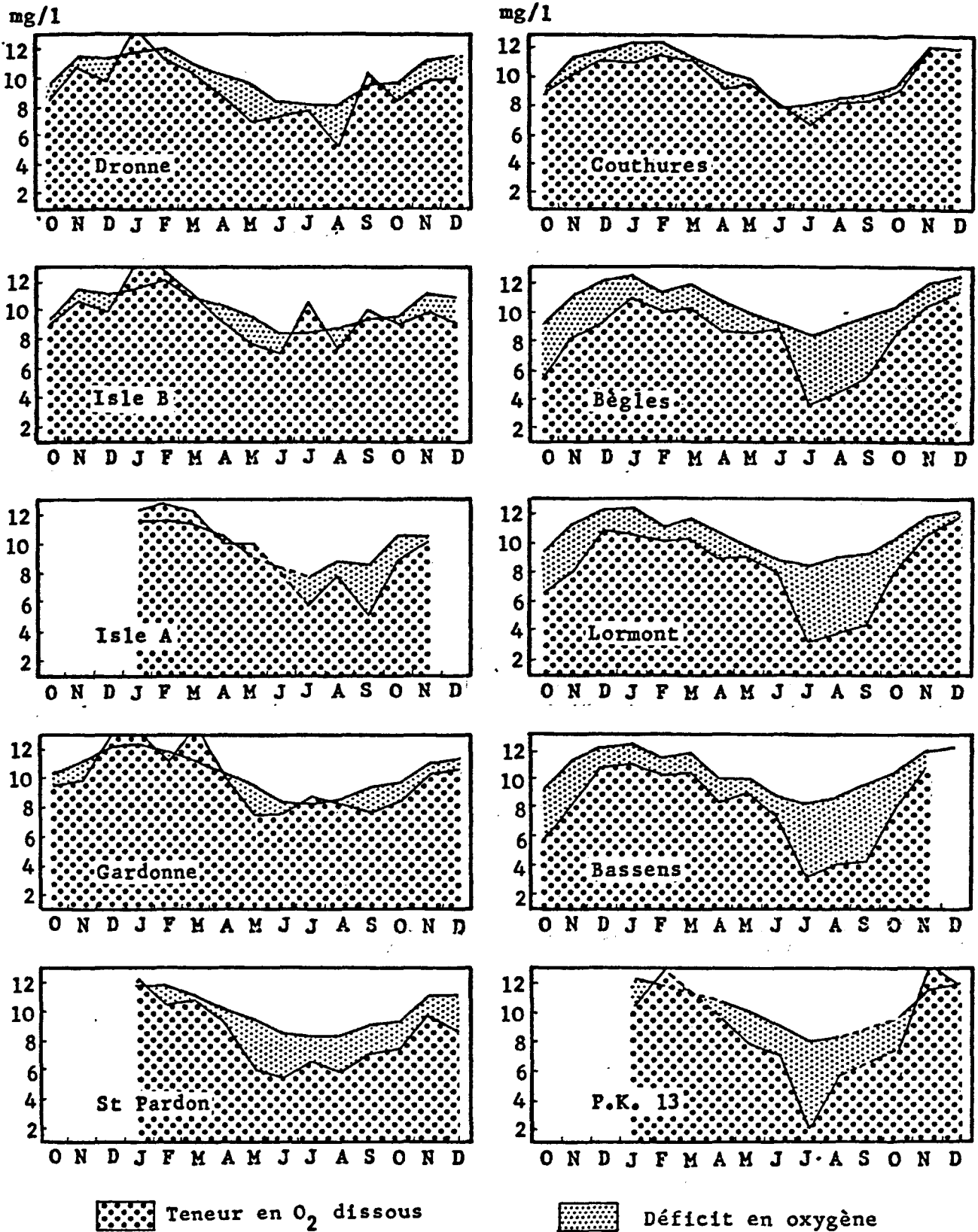


Figure 24 : Variations saisonnières des teneurs en oxygène dissous dans les fleuves.

où on attend plutôt une augmentation des teneurs en oxygène. En fait, ce phénomène pourrait être dû à une remise en suspension, par les courants violents, de sédiments du fond riche en matières organiques. La dégradation de ces dernières induirait alors une forte consommation de l'oxygène dissous.

En Garonne, à Couthures, les eaux sont bien oxygénées tout au long de l'année, atteignant la saturation en période de crue. Toutefois, les variations du taux d'oxygène dissous ne montrent aucun indice de poussées phytoplanctoniques (celles-ci se traduisent généralement par une sursaturation en oxygène due à une activité photosynthétique importante).

Dans la région de Bordeaux, les trois courbes de Bègles, Lormont et Bassens montrent le même profil: fin 1975, les eaux sont sous-saturées en oxygène (60 à 70 % de la saturation) ; puis jusqu'en juin 1976, le déficit en oxygène dissous est plus réduit, les teneurs variant entre 80 et 90 % de la saturation. Au mois de juillet a lieu une baisse brutale des teneurs, qui deviennent inférieures à 50 % de la saturation. Cet état de sous-oxygénation prononcé se prolonge tout l'été, c'est-à-dire durant toute la période où le bouchon vaseux stationne dans cette région de l'estuaire. L'important déficit en oxygène serait donc dû à la consommation de cet élément par des réactions chimiques (oxydation de matière organique) ayant lieu au sein du bouchon vaseux. Ce phénomène de sous-oxygénation peut d'ailleurs être accentué par plusieurs facteurs : une augmentation du taux d'oxydation de la matière organique par les températures élevées, et le non renouvellement des eaux en oxygène dissous dû à l'absence de brassage en cette période d'étiage prononcé ; la circulation réduite des eaux pouvant alors conduire à une accumulation dans cette zone des effluents de l'agglomération bordelaise.

A partir d'octobre 76, jusqu'en décembre, le taux d'oxygène augmente jusqu'à plus de 90 % de la saturation. Il faut noter que les mesures d'octobre ont été faites tout de suite après la première crue de la Garonne. Cette remontée des teneurs en oxygène montre bien le rôle bénéfique d'une crue sur l'oxygénation de l'estuaire, à la fois par un apport d'eaux bien oxygénées et par le déplacement du bouchon vaseux vers l'aval.

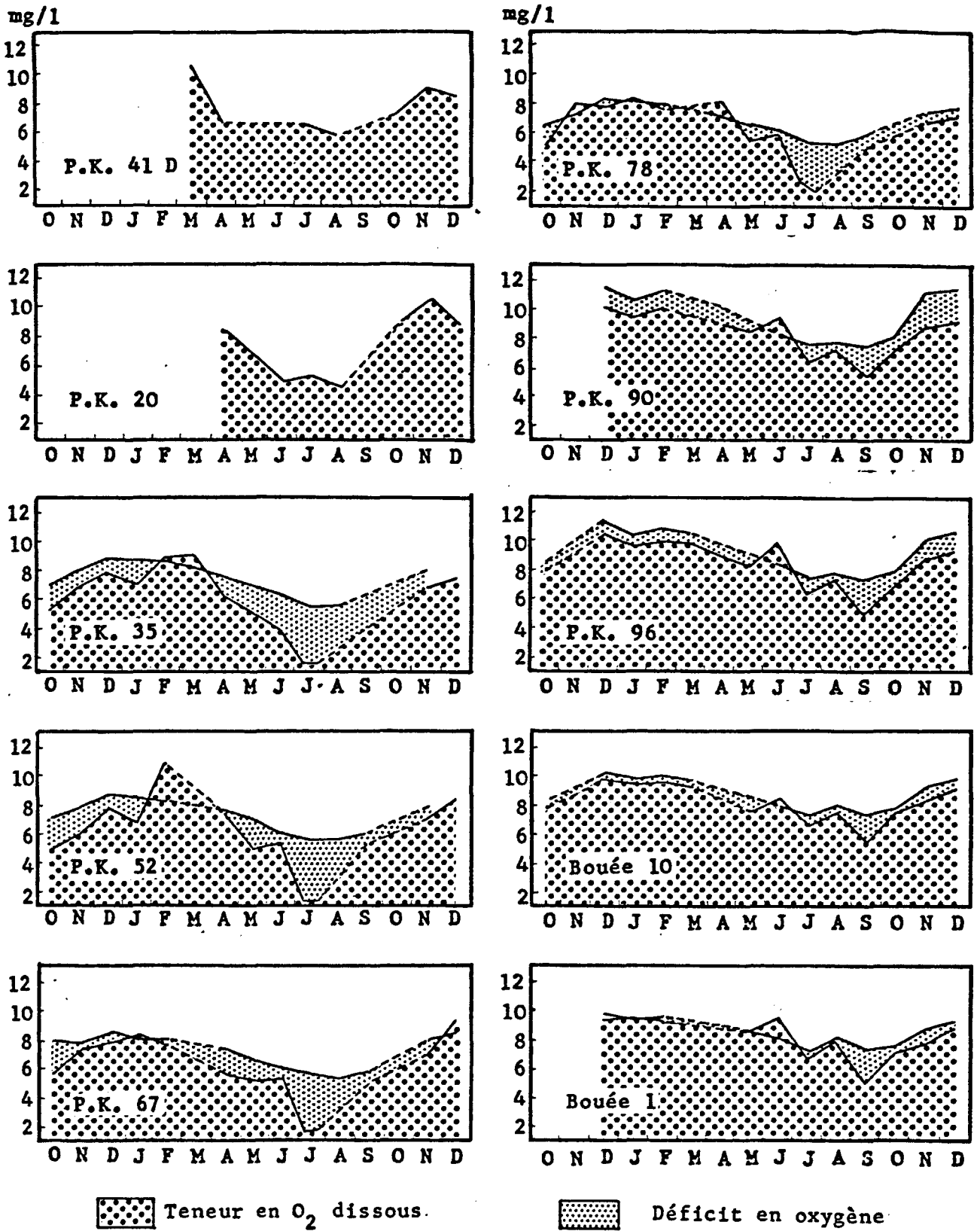


Figure 25 : Variations saisonnières des teneurs en oxygène dissous dans l'estuaire.

Dans l'estuaire proprement dit, jusqu'en juin 1976, on observe des teneurs légèrement sous-saturées, et parfois même sursaturées. Au fur et à mesure que l'on va vers l'aval, le déficit en oxygène décroît, les eaux de l'embouchure étant toujours très bien oxygénées.

En juillet 1976, on observe une chute brutale des teneurs dans l'estuaire. Il n'existe malheureusement pas, pour ces stations, de mesures en août 1976 qui auraient permis de suivre l'évolution maximale de ce phénomène. Toutefois, les teneurs de septembre étant revenues au voisinage de la saturation, il est permis de penser que cette sous-oxygénation de juillet n'a été qu'un phénomène passager, vraisemblablement lié aux températures exceptionnellement chaudes relevées dans les eaux ce mois-là.

On doit noter que ce minimum d'oxygène correspond à un minimum de chlorophylle aux mêmes stations (fig. 29). En effet, après un maximum au mois de juin, les teneurs en chlorophylle chutent brusquement au mois de juillet, notamment au niveau du fond. Au mois de septembre, le retour de la normale des taux d'oxygène correspond à une augmentation, parfois même à une valeur maximale (PK 52 et PK 78) des teneurs en chlorophylle. Cependant, dans l'état actuel des connaissances, il n'est pas possible de dire si cette correspondance est la conséquence ou non d'un renouvellement de l'oxygène dissous par une activité photosynthétique accrue.

A l'embouchure, on n'observe pas en juillet de déficit en oxygène aussi important que celui de l'estuaire. Par contre, en septembre, on observe une légère sous-oxygénation aux quatre stations, alors que dans le reste de l'estuaire, le taux d'oxygène est voisin de la saturation.

On pourrait donc penser qu'il s'agit d'un phénomène localisé dans l'espace ; mais les mesures de l'embouchure ayant été effectuées une semaine avant celles de l'estuaire, il semblerait s'agir plutôt d'un phénomène localisé dans le temps.

Au PK 90, et dans une moindre mesure au PK 96, on remarque un déficit en oxygène relativement important en novembre et décembre, qui

pourrait être en relation avec la présence du bouchon vaseux à l'embouchure en cette période de crue.

c. Variations le long de l'estuaire

Le profil longitudinal du taux d'oxygène dissous le long de l'estuaire présente plusieurs aspect, suivant les conditions de débit fluvial.

. En étiage :

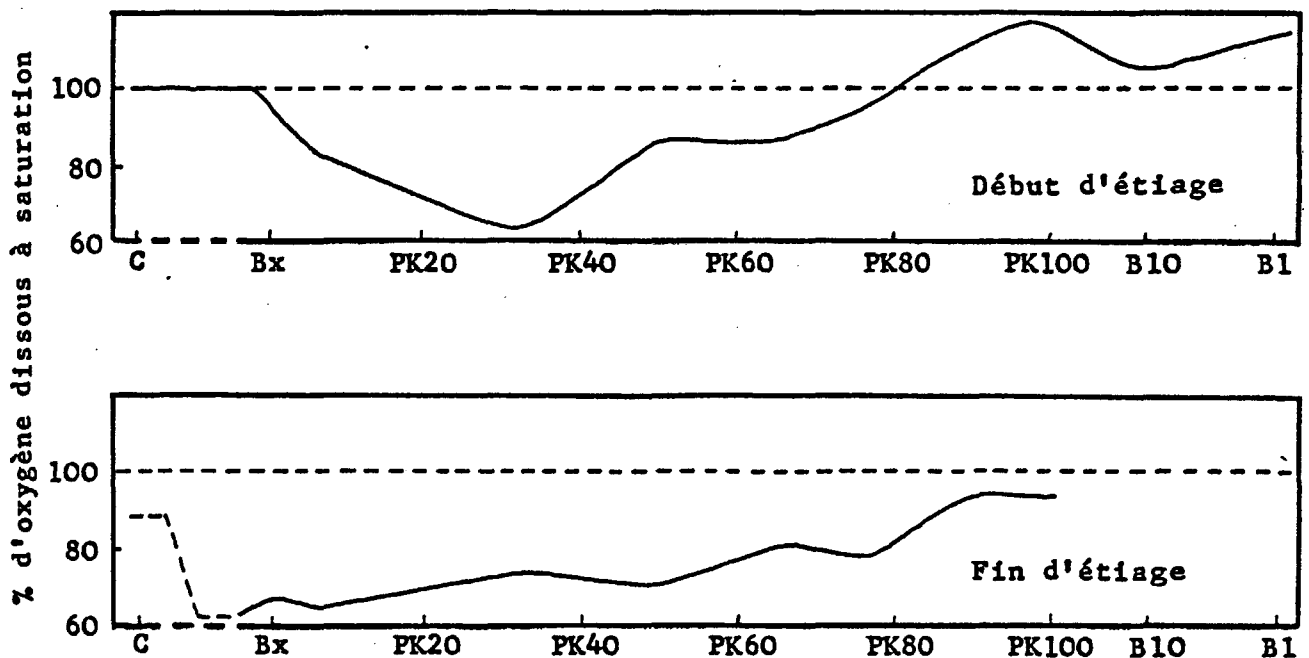


Figure 26 : Variations du pourcentage d'oxygène dissous par rapport à la saturation, le long de l'estuaire, en période d'étiage.

On observe dans la partie amont de l'estuaire un déficit important en oxygène. Puis ce déficit diminue progressivement vers l'aval, et à l'embouchure les eaux sont de nouveau bien oxygénées, voire même sursaturées en oxygène.

En début d'étiage, ce déficit commence à se faire sentir à Bordeaux; il est particulièrement bien marqué entre les PK 20 et 40, ce qui correspond à la position du bouchon vaseux qui n'a pas encore terminé sa migration vers l'amont à cette époque.

En fin d'été, le bouchon vaseux est installé depuis plusieurs mois dans la partie fluviale de l'estuaire ; d'autre part, les faibles arrivées d'eau fluviale n'ont pas permis un renouvellement rapide des eaux et le temps de résidence des eaux dans cette partie de l'estuaire est devenu important. Il a été estimé qu'en période d'été une même masse d'eau peut repasser devant Bordeaux pendant une période comprise entre 14 et 23 jours (rapport du L.M.B., 1964). Les effluents urbains, rejetés en Garonne, n'ont donc pas pu être dilués rapidement et il a pu se produire une accumulation de matière organique allochtone.

Des réactions de décomposition de la matière organique (du bouchon vaseux et des effluents), fortes consommatrices d'oxygène, se sont donc produites, d'autant plus aisément que les températures étaient élevées. Cette décomposition de la matière organique s'effectue en deux parties, l'une correspondant à l'oxydation des matières carbonées, l'autre à celle des composés azotés. On admet que l'oxydation d'un gramme de carbone requiert 2,67 g d'oxygène et que l'oxydation complète d'un gramme d'azote présent sous forme d'ammoniaque nécessite 4,57 g d'oxygène (MARTIN et al., 1975).

Dans la Garonne, il en découle donc un fort déficit en oxygène dissous, atteignant son maximum dès Bordeaux et probablement déjà bien marqué à plusieurs kilomètres en amont de Bordeaux. Cet état de sous oxygénation se maintient jusqu'aux environs du PK 50, puis le taux d'oxygène dissous augmente progressivement vers l'aval. Le brassage étant très faible à cette époque, le facteur principal de cette réoxygénation est la pénétration dans l'estuaire des eaux marines bien oxygénées.

. En période de débit moyen, les eaux fluviales et les eaux de l'embouchure sont bien oxygénées (fig. 27).

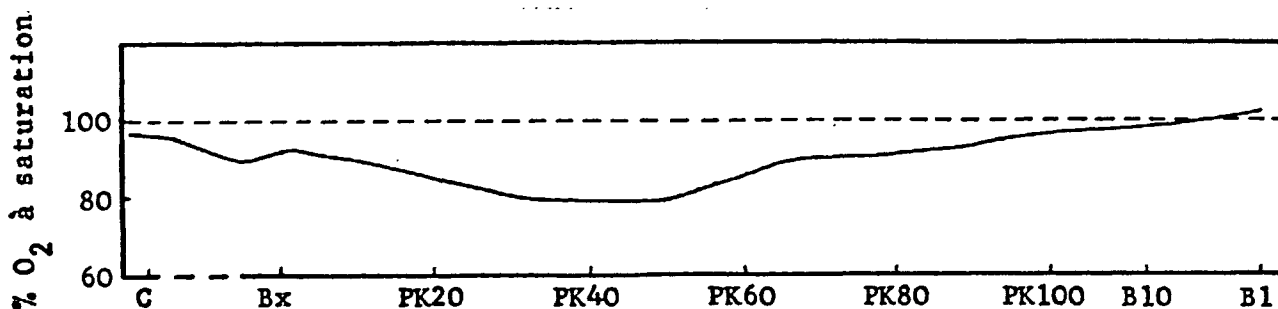


Figure 27 : Variations du pourcentage d'oxygène dissous par rapport à la saturation, le long de l'estuaire, en période de débits moyens.

Un léger déficit en oxygène dissous se fait sentir dans le centre de l'estuaire, à l'emplacement du bouchon vaseux.

. En crue, tout l'estuaire est bien oxygéné (fig. 28).

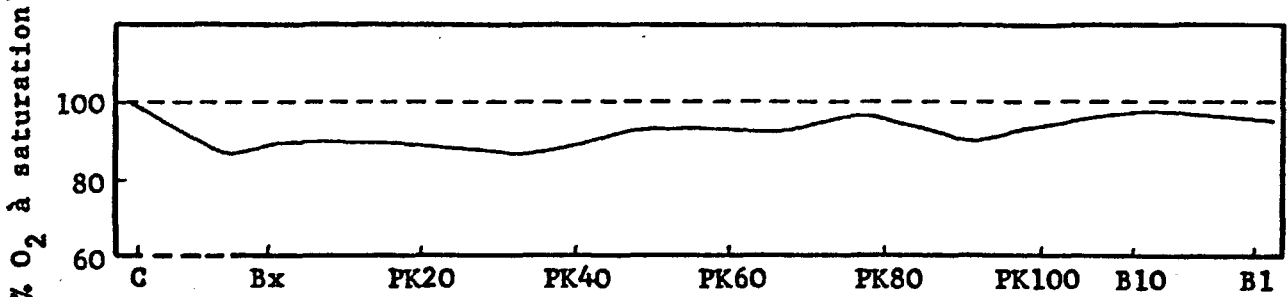


Figure 28 : Variations du pourcentage d'oxygène dissous par rapport à la saturation, le long de l'estuaire, en période de crue.

L'effet bénéfique d'une crue sur l'oxygénation des eaux d'un estuaire peut se caractériser en trois points :

- . apport d'oxygène dans l'estuaire ;
- . meilleure dilution d'éventuelles substances polluantes ;
- . réduction du temps de résidence des eaux dans l'estuaire.

Lors d'une étude dans l'estuaire de la Medway (Angleterre), GASCOINE et WILDISH (1971) ont montré que le régime fluvial était prépondérant dans la répartition spatiale de l'oxygène dissous.

En ce qui concerne la Gironde, nous pouvons également considérer que les variations de l'oxygène dissous le long de l'estuaire sont induites principalement par les débits fluviaux d'amont et leurs conséquences directes (position du bouchon vaseux, temps de résidence des eaux dans l'estuaire).

VI - PARAMETRES BIOLOGIQUES

1. La chlorophylle

Les variations de concentration en chlorophylle "a", indiquant la quantité de biomasse pigmentaire, peuvent être très importantes au cours d'une marée et sont le plus souvent aléatoires. Afin de tenter d'atténuer l'effet de ces variations aléatoires, nous avons calculé pour chaque station de l'estuaire les moyennes mensuelles au fond et en surface, que nous avons reportées sur un graphique (fig. 29).

D'une façon générale, les eaux du fond sont beaucoup plus riches en chlorophylle que les eaux de surface. En fait, les concentrations en surface sont comparables dans tout l'estuaire, tandis que les concentrations au fond diminuent d'amont en aval.

Les valeurs maximales, pouvant correspondre aux poussées planctoniques classiques de printemps et d'automne, s'observent en mai-juin pour les premières. En ce qui concerne les valeurs maximales d'automne, elles apparaissent en octobre 1975 en amont de l'estuaire et en novembre 1975 plus en aval ; pour 1976, le maximum d'automne se marque en septembre, octobre ou novembre selon les stations. On remarque que les valeurs de l'automne 1976 sont supérieures à celles de printemps.

2. Le carbone organique

A partir de teneurs mensuelles en carbone organique mesurées dans les suspensions et dans les sédiments du fond, ETCHEBER (1978) a pu mettre en évidence trois zones, où les teneurs et la répartition du carbone organique diffèrent :

- Zone fluviale : les teneurs sont élevées dans les suspensions, notamment dans la Dordogne et surtout dans l'Isle (4 à 10 %) ; dans la Garonne, on observe une nette décroissance des teneurs de La Réole à Bordeaux.

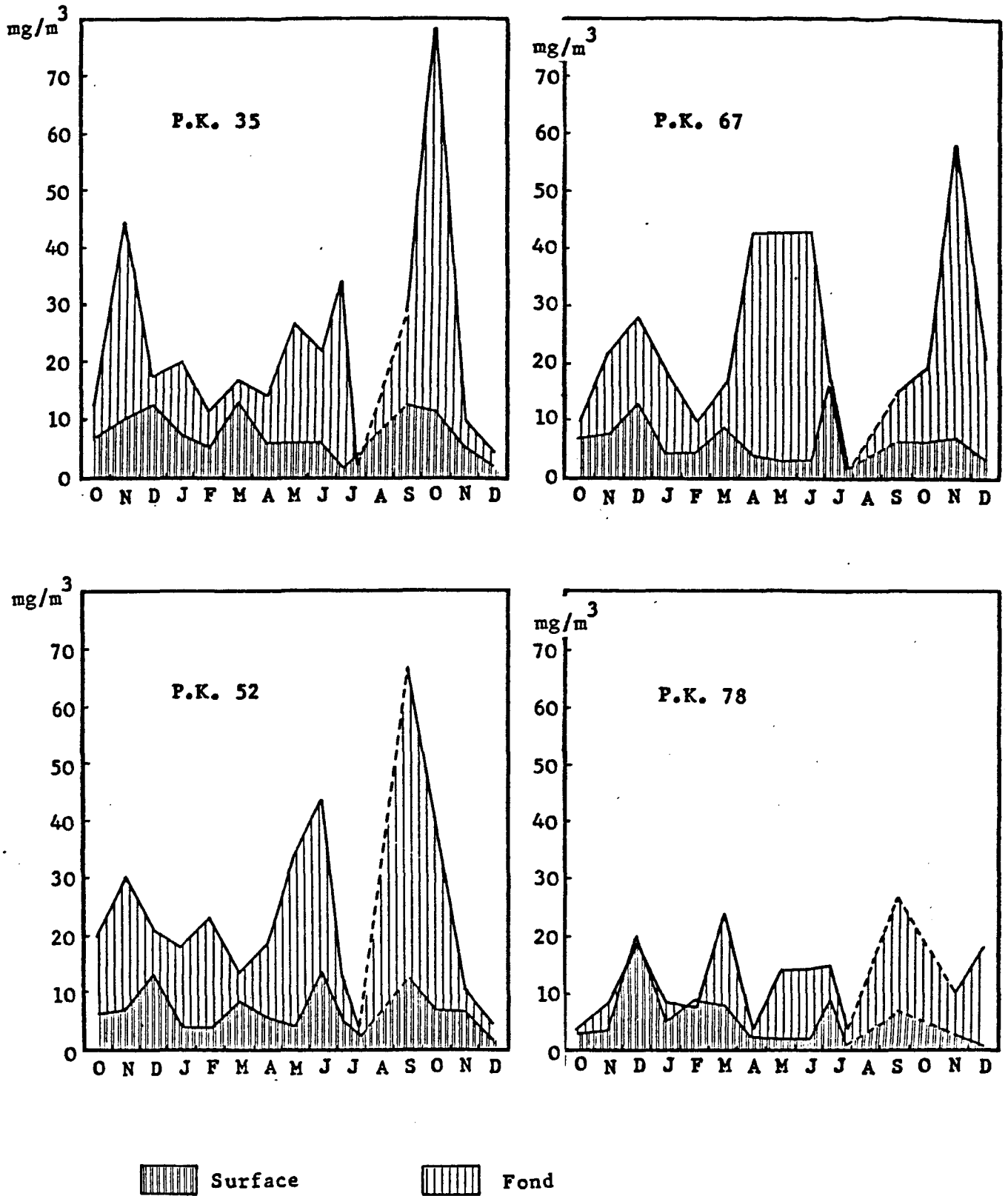


Figure 29 : Variations saisonnières des teneurs en chlorophylle a dans l'estuaire.

Le rapport C/N est relativement constant (10 à 12) dans toute cette zone.

- Zone centrale (Bec d'Ambès au PK 96) : les teneurs en carbone organique des matières en suspension présentent une bonne stabilité. La relation liant les matières en suspension au carbone organique a été définie à partir de 312 échantillons recueillis au mois de mai 1975 (rapport EDF/CNEXO, 1977). Sur la figure 30, les matières en suspension sont exprimées en g/l et le carbone organique en mg/l.

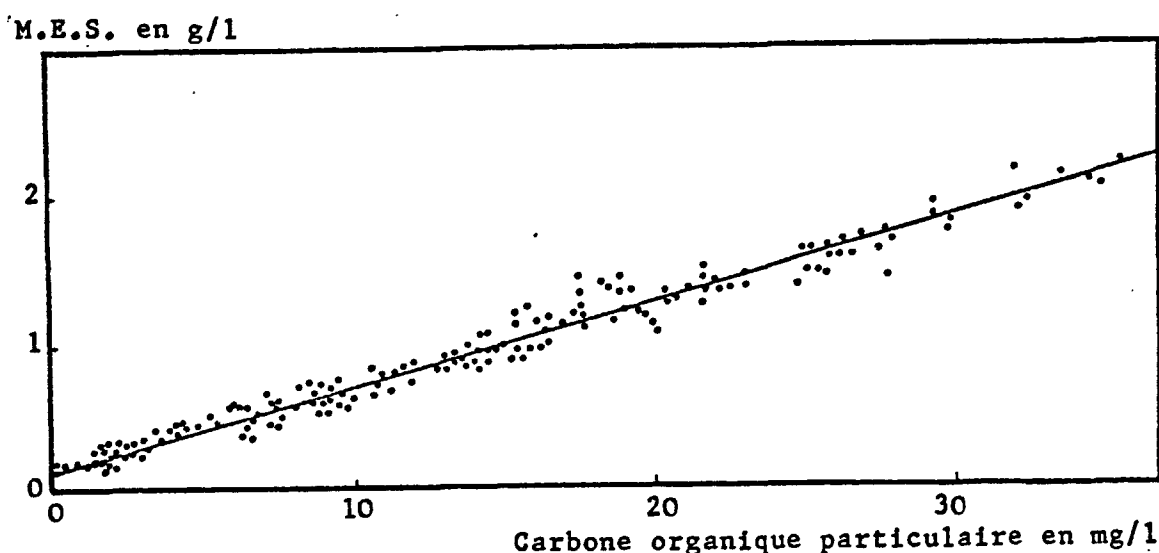


Figure 30 : Relation carbone organique particulaire - matières en suspension dans l'estuaire de la Gironde.

Le coefficient de corrélation linéaire entre les deux paramètres est de 0,98. La pente de la droite d'ajustement, évaluée par la méthode des moindres carrés, est égale à 0,066, ce qui correspond à un rapport CP/MES moyen de 1,5 %.

La relation carbone organique/matières en suspension a été établie également pour les mois de mars 1976 et septembre 1976, avec des résultats tout à fait comparables à ceux de mai 1975.

Toutefois, ce rapport CP/MES varie le long de l'estuaire, dans un intervalle allant de 1,3 % à 1,7 %. On observe la même évolution quelles que soient la saison et la profondeur : une décroissance du rapport du PK 20

au PK 40, puis une augmentation progressive jusqu'à l'embouchure (rapport EDF/CNEXO, 1977).

Le rapport C/N se stabilise dans cette zone à environ 9.

- La troisième zone définie par ETCHEBER (1978) est la zone aval, correspondant à l'embouchure. Les teneurs des suspensions en carbone organique remontent sensiblement (de 2 à 3 %), notamment à la Bouée 1 où l'on observe un cycle annuel à peu près régulier (croissance, puis décroissance), avec un maximum estival (7,6 % en juillet), suggérant une influence planctonique marine.

REMARQUE : rôle important du bouchon vaseux.

La remontée du bouchon vaseux dans les fleuves en étiage se traduit par une diminution des teneurs en carbone organique des suspensions fluviales. Ces teneurs augmentent au moment des crues, lorsque le bouchon vaseux est repoussé vers l'aval.

Cet effet des crues se ressent aussi dans le rapport C/N qui a tendance à croître dans l'estuaire durant l'hiver : cette augmentation peut correspondre à un apport plus important de particules "fraîches" de l'amont, pour lesquelles le rapport C/N est légèrement plus fort, traduisant une minéralisation moins poussée de la matière organique (ETCHEBER, 1978).

3. Nature de la matière organique de l'estuaire

Afin d'estimer la part du matériel végétal actif dans la matière organique totale présente dans l'estuaire, nous avons repris la méthode employée par LEACH (1971) dans l'estuaire de l'Ythan (Ecosse). Pour ce faire, nous avons considéré les moyennes mensuelles de matières en suspension et de chlorophylle, en surface et au fond, en chaque station (PK 35 à PK 78). A partir des teneurs en matières en suspension, nous avons calculé les taux de carbone organique particulaire sur la base d'un rapport CP/MES égal à 1,5 %. Connaissant les teneurs en chlorophylle, nous avons pu calculer les rapports carbone particulaire/chlorophylle. Que ce soit en surface ou au fond, la plupart des valeurs de ce rapport aux PK 35, 52 et 67 se situent entre 1000 et 3000, avec une moyenne annuelle d'environ 2000 en chaque station. Si l'on considère un rapport carbone/chlorophylle égal à 50 pour le phytoplancton

(LEACH, 1971), le pourcentage de matériel végétal (vivant) se situe alors entre 1,7 et 5 % de la matière organique particulaire totale, avec une moyenne de 2,5 %.

Au PK 78, le rapport carbone organique particulaire/chlorophylle est d'une façon générale plus faible, variant de 110 à 1900, avec une moyenne de 1300, soit un pourcentage de matière végétale active variant de 45 à 2,6 % avec une moyenne de 3,8 %. Les forts pourcentages de matière végétale active observés à cette station ont été relevés en mars (40 et 45 %) et en septembre (11,5 à 22 %). Il semblerait donc que dans cette partie de l'estuaire, le phyto-plancton actif soit relativement plus abondant. Il s'agit probablement d'une pénétration dans l'estuaire d'organismes marins ; en effet, d'après l'étude des espèces présentes, cette zone de l'estuaire présente des caractères biologiques de type océanique (rapport EDF/CNEXO, mai 1977).

En résumé, la matière végétale active ne constitue qu'un faible pourcentage de la matière organique présente dans l'estuaire (2,5 % en amont et au centre de l'estuaire, 4 % en aval). Même si l'on considère qu'il existe une biomasse zooplanctonique importante dans l'estuaire (jusqu'à 150 mg/m³, - Rapport EDF/CNEXO, mai 1977), on peut dire que la majeure partie de la matière organique particulaire présente dans l'estuaire est d'origine détritique.

CHAPITRE IV

L'AZOTE DISSOUS

I. GENERALITES

II. L'AZOTE DISSOUS DANS L'ESTUAIRE

1. *Origine des nitrates*
 - a. *Dronne*
 - b. *Isle*
 - c. *Dordogne*
 - d. *Garonne*
2. *Distribution verticale et variations au cours d'une marée de l'azote minéral dissous dans l'estuaire.*
3. *Répartition spatiale de l'azote minéral dissous le long de l'estuaire.*
 - a. *Ammoniaque*
 - b. *Nitrites*
 - c. *Nitrates*
 - d. *Comparaison avec l'estuaire du Potomac*
 - e. *Conclusion*
4. *Variations saisonnières de l'azote minéral dissous*
 - a. *Ammoniaque*
 - b. *Nitrites*
 - c. *Nitrates*
 - d. *L'azote minéral total*
5. *Relations avec la salinité*
 - a. *Ammoniaque*
 - b. *Nitrites*
 - c. *Nitrates*
 - d. *Azote minéral total*
 - e. *Conclusion*

I - GENERALITES

L'azote se rencontre dans les eaux sous forme de composés organiques ou minéraux.

- L'azote organique se présente sous différentes formes : acides aminés, acides nucléiques, polypeptides, protéines ; il peut être dissous ou particulaire et ne peut, dans la majorité des cas, être assimilé par le phytoplancton qu'après avoir été reminéralisé.

- L'azote minéral se présente sous trois formes dissoutes, directement assimilables par le phytoplancton : ammonium (NH_4^+), nitrite (NO_2^-), nitrate (NO_3^-), qui font l'objet de cette étude.

Il existe dans le milieu naturel un cycle de l'azote (fig. 31) faisant passer cet élément de l'une à l'autre des différentes formes. Dans ce cycle, la synthèse des composés organiques est le fait du phytoplancton, tandis que leur destruction est assurée principalement par des bactéries (VACCARO, 1965).

a/ L'azote des matières organiques ne peut donc généralement être utilisé par le phytoplancton qu'après avoir été reminéralisé. Cette régénération peut se produire suivant deux modes (BOUGIS, 1974) :

. Régénération directe : l'azote des organismes vivants retourne directement dans le milieu aqueux à l'état minéral. Il s'agit de l'excrétion de déchets azotés sous forme d'ammonium par la micro et la macrofaune.

. Régénération bactérienne : elle se fait par l'intermédiaire de bactéries, à partir des détritiques organiques particulaires (produits d'excrétion ou organismes morts) ou de matière organique dissoute (produits d'excrétion ou de diffusion).

Toutes ces substances azotées organiques sont dissociées par des bactéries, avec émission finale d'ammonium, qui peut être rapidement absorbé par le phytoplancton.

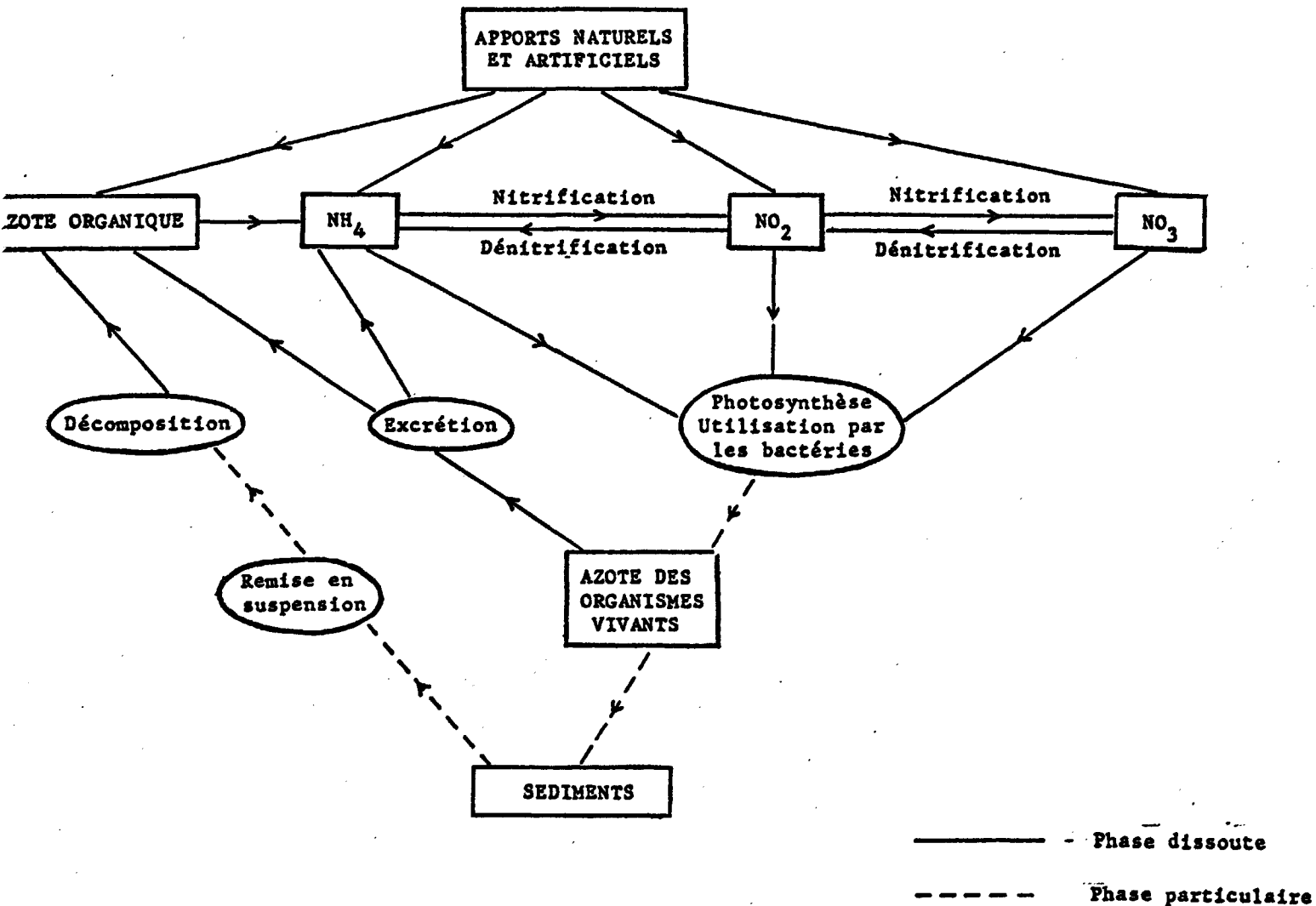


Figure 31 : Cycle de l'azote.

(d'après MARTIN et al. 1975)

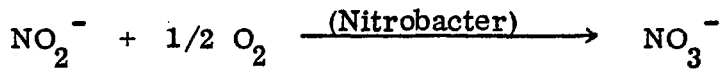
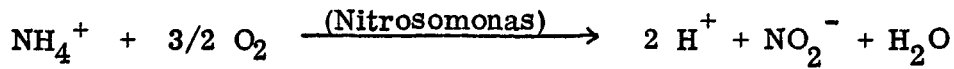
Il est possible également qu'une partie de l'ammoniaque ainsi produit par la décomposition de la matière organique présente dans les sédiments soit adsorbée* par les minéraux argileux.

b/ La nitrification

Si l'ion NH_4^- n'est pas utilisé, il est alors oxydé en nitrites (NO_2^-), puis en nitrates, également utilisables par le phytoplancton.

* L'ADSORPTION est une réaction entre un solide et une substance dissoute dont le résultat est une accumulation de cette substance sur la surface du solide à une concentration supérieure à celle existant à l'intérieur du solide.

Ces processus d'oxydation s'effectuent sous l'action de bactéries nitrifiantes, en deux stades :



Dans les eaux bien aérées, la majeure partie de l'azote minéral dissous se trouve donc sous la forme de nitrates.

Lorsque la concentration en oxygène dissous descend en dessous de 10 % de la saturation, la nitrification est retardée, puis cesse de se produire (MARTIN et al., 1975). Dans ces conditions anaérobies, les réactions décrites ci-dessus sont inversées et il se produit alors une réduction des nitrates avec production de nitrites et parfois dégagement d'azote gazeux.

REMARQUE :

Lorsqu'on considère le cycle de l'azote dans un estuaire, on doit prendre en compte l'azote qui entre et qui sort de l'estuaire.

En effet, une certaine quantité de composés azotés est évacuée vers l'océan en jusant, et surtout on observe des apports d'azote d'origines diverses : apports naturels des fleuves et des eaux de ruissellement, apports artificiels des effluents, et même dans certains cas, apports provenant de l'océan par le biais d'un upwelling (cas de la Columbia, Orégon - CONONOS et al., 1972).

II - L'AZOTE DISSOUS DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

Dans l'estuaire de la Gironde, les concentrations en sels minéraux azotés varient dans le temps et dans l'espace. Les teneurs moyennes (calculées sur 12 mesures mensuelles), rencontrées au cours de l'année 1976, sont les suivantes (en $\mu\text{atg/l-N}$) :

. Ammoniaque

STATION	MINIMUM	MOYENNE	MAXIMUM
P.K. 35	1.31	23 (6.98)	200 (44)
P.K. 52	0.58	14.0	92.7
P.K. 67	0.67	4.8	12.5
P.K. 78	0.29	13.5	68.7
P.K. 90	0.21	15.8	3.2
P.K. 96	0.34	1.3	3.0
Bouée 10	0.21	1.2	2.5
Bouée 1	0.27	1.3	3.2

Tableau 6 : Teneurs en ammoniaque, extrêmes et moyennes, relevées en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire (en $\mu\text{atg/l-N}$)

Teneurs généralement rencontrées :

dans les fleuves : 4 à 40 $\mu\text{atg/l-N}$

dans les océans : 0.4 à 4 $\mu\text{atg/l-N}$

(MARTIN et al. 1975)

Dans l'estuaire de la Gironde, on observe donc des teneurs en ammoniaque que l'on peut qualifier de "fluviales". Elles diminuent toutefois vers l'aval pour atteindre à l'embouchure des valeurs que l'on rencontre généralement dans les océans.

Dans les fleuves, les teneurs en ammoniaque rencontrées sont généralement nulles, ou du moins inférieures au seuil de sensibilité de la méthode de mesure employée.

Au PK 35, la forte moyenne observée est due à une seule valeur exceptionnelle (200 $\mu\text{atg/l}$ en janvier). Nous avons indiqué entre parenthèses la moyenne obtenue sans prendre en compte cette valeur exceptionnelle.

. Nitrites

STATION	MINIMUM	MOYENNE	MAXIMUM
Cardonne	0.65	1.8	2.61
Couthures	1.09	2.7	6.52
Bègles	1.95	6.0	32.6
Lormont	0.28	2.5	5.43
Bassens	0.28	2.6	7.39
P.K. 35	0.0	0.3	0.93
P.K. 52	0.0	0.4	1.06
P.K. 67	0.0	0.4	1.51
P.K. 78	0.0	0.3	0.72
P.K. 90	0.19	0.5	1.14
P.K. 96	0.09	0.4	1.01
Bouée 10	0.16	0.4	0.80
Bouée 1	0.0	0.4	0.71

Tableau 7 : Teneurs en nitrites, extrêmes et moyennes, relevées en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire et les fleuves (en $\mu\text{atg/l-N}$).

Teneurs généralement rencontrées :

dans les fleuves : 0.4 à 4 $\mu\text{atg/l-N}$

dans les océans : 0.4 à 0.7 $\mu\text{atg/l-N}$

(MARTIN et al. 1975)

Dans l'estuaire de la Gironde, les concentrations en nitrites se rapprochent donc de celles rencontrées dans les océans, sauf dans la partie fluviale où le taux de nitrites est plus élevé que dans l'estuaire.

. Nitrates

STATION	MINIMUM	MOYENNE	MAXIMUM
Gardonne	26	60	129
Couthures	25	74	150
Bègles	24	77	136
Lormont	4	80	154
Bassens	34	75	135
P.K. 35	42	98	144
P.K. 52	43	91	117
P.K. 67	20	73	106
P.K. 78	24	56	85
P.K. 96	30	61	122
P.K. 100	11	39	59
Bouée 10	9	23	35
Bouée 1	5	11	20

Tableau 8 : Teneurs en nitrates, extrêmes et moyennes, relevées en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire et les fleuves (en $\mu\text{atg}/1\text{-N}$).

Teneurs généralement rencontrées :

dans les fleuves : 7 à 70 $\mu\text{atg}/1\text{-N}$

dans les océans : 0.07 à 7 $\mu\text{atg}/1\text{-N}$

(MARTIN et al. 1975)

Dans la partie amont de l'estuaire, les teneurs en nitrates sont souvent légèrement plus élevées que celles rencontrées généralement dans les fleuves. Elles diminuent progressivement vers l'aval, mais à la Bouée 1, elles sont encore élevées en comparaison des teneurs généralement mesurées dans les océans.

1. Origine des nitrates

La comparaison des chiffres des tableaux 6, 7 et 8 montre que la majeure partie de l'azote minéral dissous dans les fleuves et l'estuaire se présente sous forme de nitrates.

Afin d'essayer de déterminer l'origine de ces derniers, nous avons établi pour chaque station fluviale la relation : teneur en nitrate en fonction du débit fluvial.

a/ Dans la Dronne (fig. 32), les teneurs en nitrates augmentent avec le débit fluvial. Elles augmentent donc lorsque la pluviosité, et par conséquent le lessivage du bassin versant, augmentent. Il ne faut toutefois pas oublier que les débits et les teneurs en nitrates les plus faibles correspondent à l'été, période où le phytoplancton de la rivière peut également contribuer à la baisse des concentrations en nitrates.

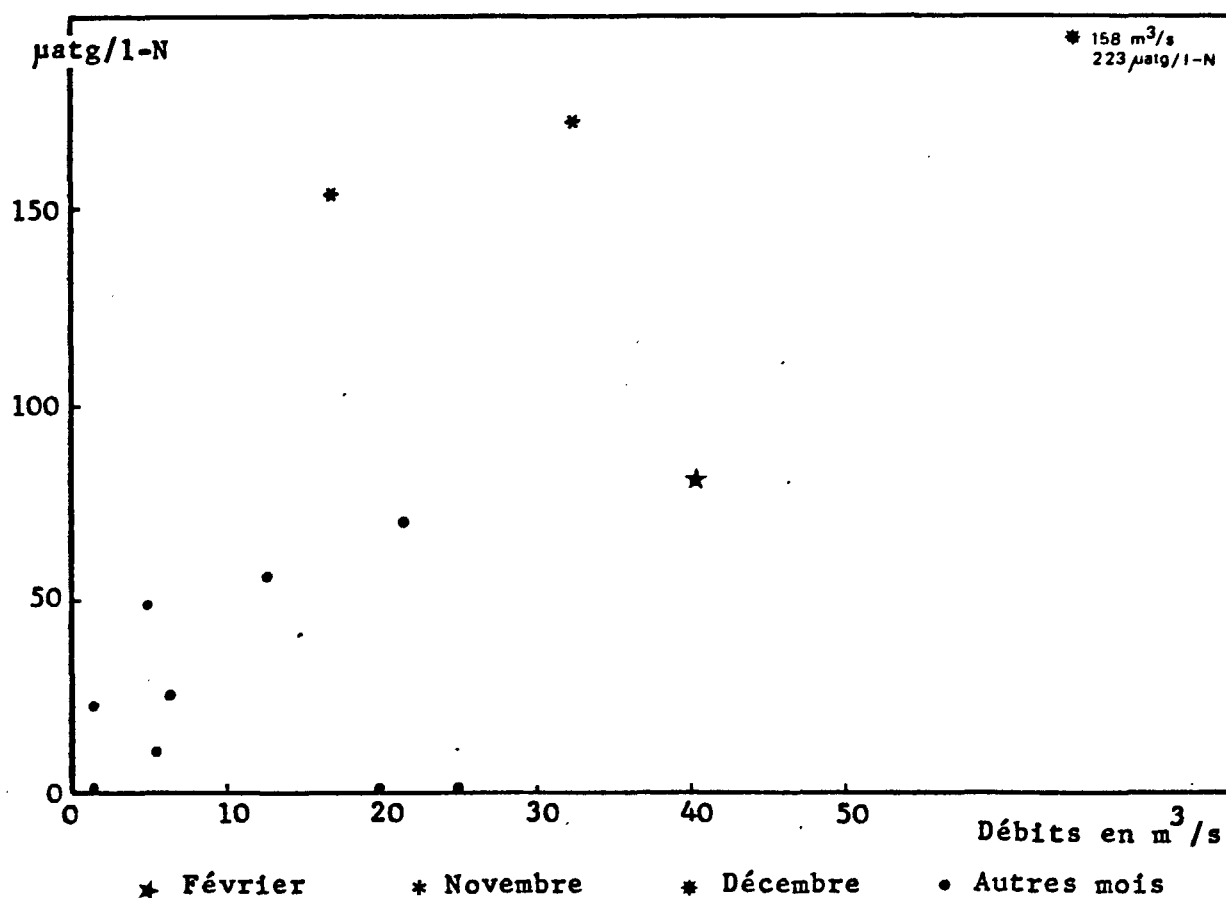


Figure 32 : Relation débits fluviaux - nitrates dans la Dronne.

Les trois points présentant les concentrations en nitrates les plus élevées correspondent aux mois de novembre 76 et décembre 76. Ils montrent bien les caractéristiques des crues de fin d'année : en novembre, bien que

les débits ne soient pas encore très forts, les teneurs en nitrates sont élevées car les premières pluies après la longue sécheresse ont entraîné une quantité importante d'engrais. La crue de décembre très forte, se marque par une concentration en nitrates très élevée.

Si l'on compare à ces trois mesures celle de février 76, correspondant également à une crue de la Dronne, on voit clairement la différence entre :

- une crue d'automne, survenant après un long étiage, qui est très chargée en produits de lessivage du bassin versant, et,

- une crue de fin d'hiver, moins riche en produits de lessivage car le matériel facilement mobilisable a déjà été entraîné.

b/ Dans l'Isle (fig. 33), on retrouve la même relation entre teneur en nitrates et débits fluviaux que dans la Dronne.

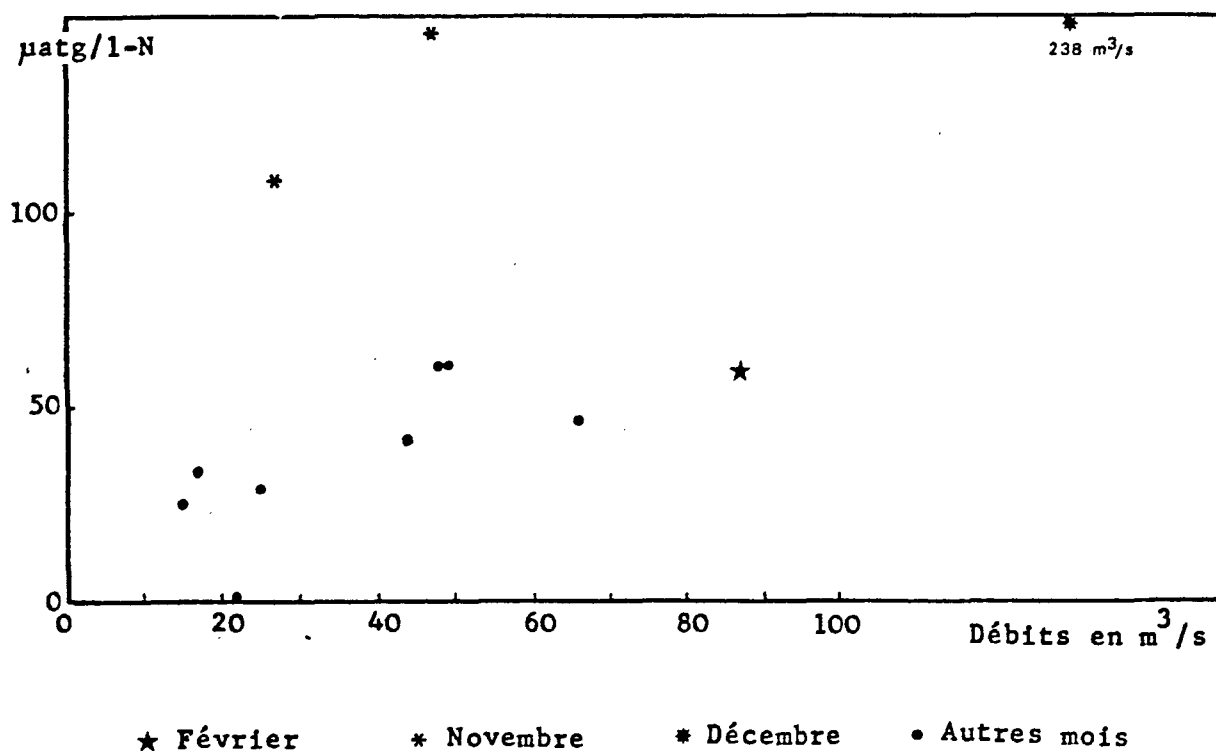


Figure 33 : Relation débits fluviaux - nitrates dans l'Isle.

On observe également la différence entre la crue d'automne et la crue de fin d'hiver qui, bien que plus importante que celle de novembre, est beaucoup moins chargée en nitrates.

On peut donc dire que la plus grande partie des nitrates présents dans l'Isle proviennent du lessivage des sols du bassin versant.

c/ Dans la Dordogne, que ce soit à Saint-Pardon (fig. 34 a) ou moins nettement à Gardonne (fig. 34 b), la teneur en nitrate varie dans le même sens que le débit fluvial.

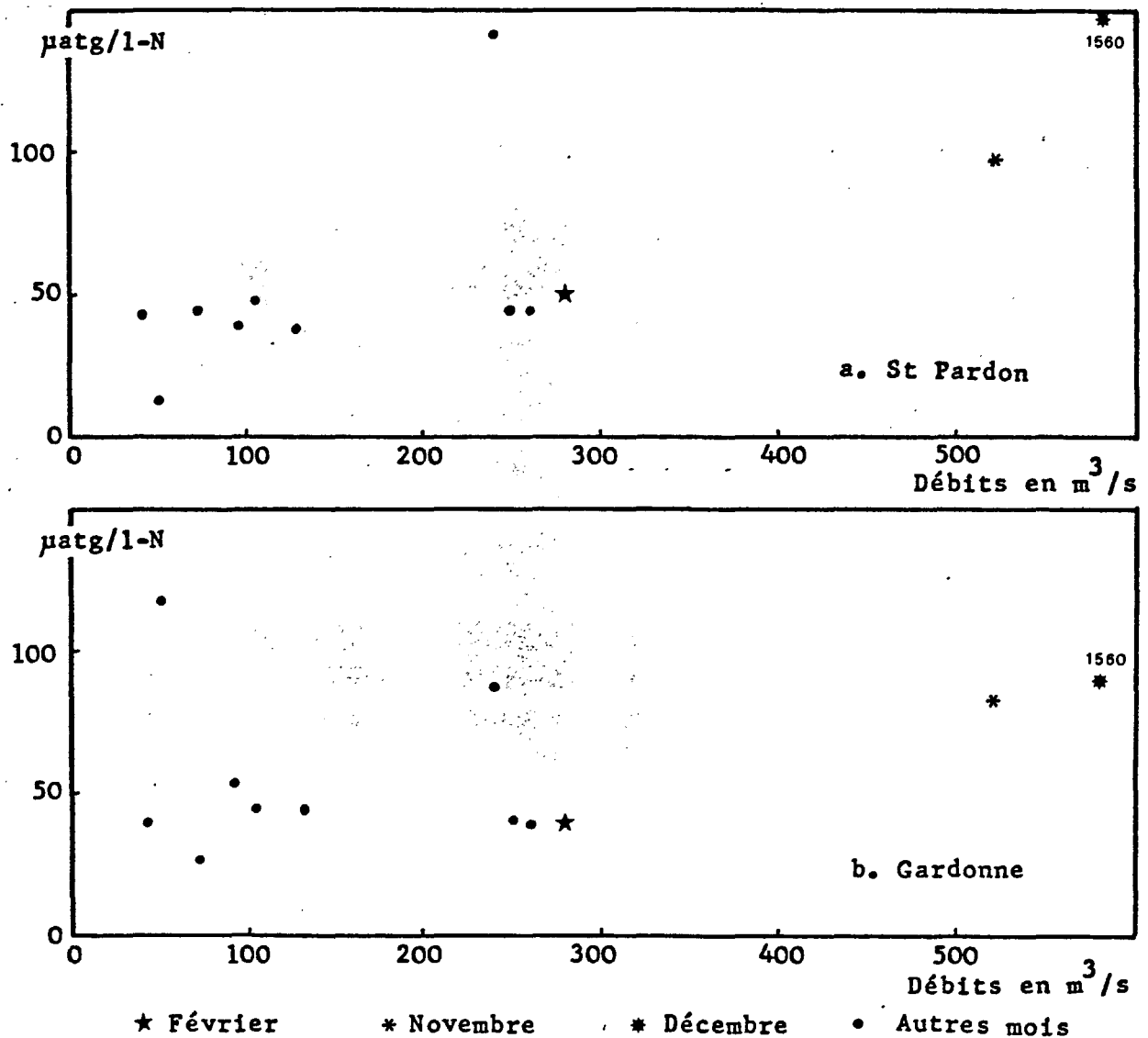


Figure 34 : Relation débits fluviaux - nitrates dans la Dordogne.

En Dordogne également, une grande partie de nitrates en solution provient donc du lessivage des sols.

d/ Dans la Garonne (Fig. 35), par contre, on observe le schéma suivant d'une façon générale, les teneurs en nitrates diminuent lorsque le débit fluvial augmente.

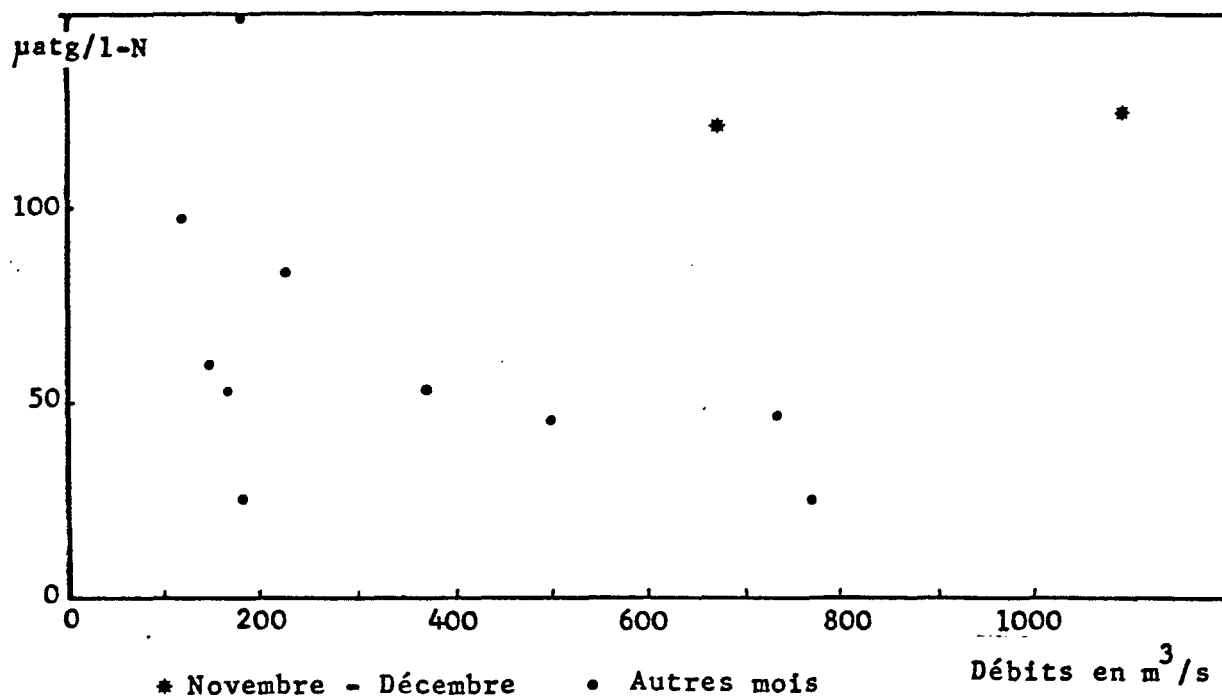


Figure 35 : Relation débits fluviaux - nitrates dans la Garonne.

Tout se passe donc comme si les nitrates avaient pour origine des apports constants qui seraient d'autant plus dilués que le débit fluvial est plus fort. Une partie des nitrates présents dans la Garonne pourraient donc provenir d'apports réguliers de types urbains ou industriels.

Toutefois, les deux points caractérisant la crue de fin 1976 montrent des concentrations en nitrates élevées. Dans la Garonne, comme dans les autres rivières, le lessivage des sols du bassin versant est donc une source importante de nitrates à cette période.

2. Distribution verticale de l'azote minéral dissous et variations au cours d'une marée dans l'estuaire.

La distribution verticale des nitrates et nitrites est généralement assez homogène. Au cours d'une marée, les variations des teneurs sont assez réduites; statistiquement, les taux de nitrates à basse mer sont supérieurs (de 10 à 30 $\mu\text{tg/l-N}$) à ceux de pleine mer, traduisant l'influence des eaux fluviales, plus riches en nitrates. Les teneurs en nitrites sont toujours très faibles par rapport aux teneurs en azote minéral total, et les variations au cours d'une marée sont très réduites (3 à 4 dixièmes de $\mu\text{tg/l-N}$ au maximum).

En ce qui concerne l'ammoniaque, les fluctuations des teneurs dans l'estuaire sont très variables, que ce soit au cours d'une marée, ou entre la surface et le fond.

3. Répartition spatiale de l'azote minéral dissous le long de l'estuaire.

a/ Ammoniaque

Ainsi que nous l'avons déjà signalé, la méthode de mesure employée sur les eaux douces ne permet pas de détecter les teneurs en ammoniaque relativement faibles. Les teneurs disponibles pour les eaux fluviales sont donc presque toujours nulles ; nous ne les avons pas reportées sur les schémas.

Une station de mesure fait toutefois exception ; il s'agit de l'Isle à Saint-Antoine (Isle A) où l'on observe fréquemment des teneurs en ammoniaque élevées (voir tableau de mesures en annexe), alors que plus en amont (Isle B, à Bénévent), aucune teneur notable en ammoniaque n'est observée. Or, la station Isle A se situe en aval d'une papeterie ; il est donc légitime de rechercher l'origine de cet ammoniaque dans les effluents de la papeterie, soit par rejet direct, soit par rejet de matière organique azotée, dont on observerait alors le premier stade de minéralisation.

En ce qui concerne l'estuaire proprement dit, on peut tracer un profil amont-aval des teneurs en ammoniaque depuis le PK 20 jusqu'à l'embouchure. Afin d'éliminer l'influence des fluctuations aléatoires signalées plus haut, nous avons utilisé pour les stations du milieu de l'estuaire la moyenne des teneurs en ammoniaque relevées sur une demi-marée.

. En période de débit moyen (fig. 36), les teneurs en ammoniacque de l'estuaire amont sont assez variables, tant en Garonne qu'en Dordogne. On observe d'une façon générale une diminution des teneurs de l'amont vers l'aval, jusqu'aux teneurs presque nulles de l'embouchure.

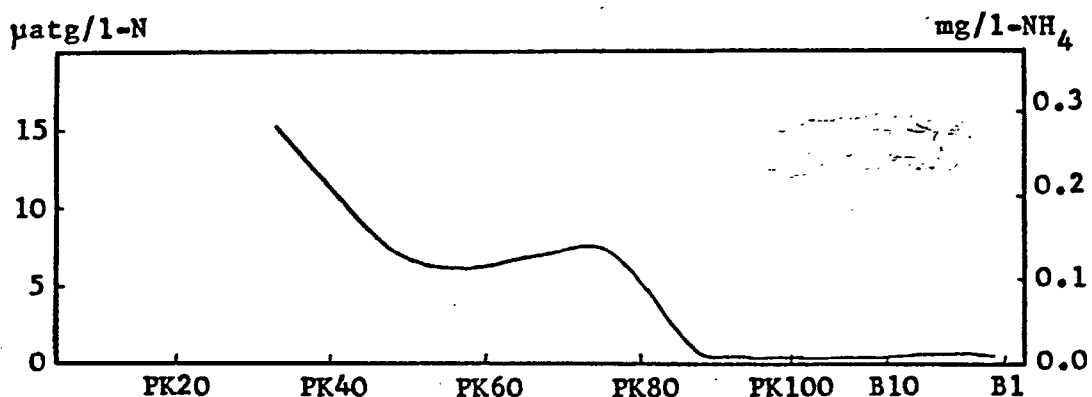


Figure 36 : Répartition de l'ammoniacque le long de l'estuaire de la Gironde, en période de débits moyens.

. Le même schéma se retrouve en étiage (fig. 37), le gradient est cependant moins bien marqué car les taux d'ammoniacque sont alors très faibles dans tout l'estuaire.

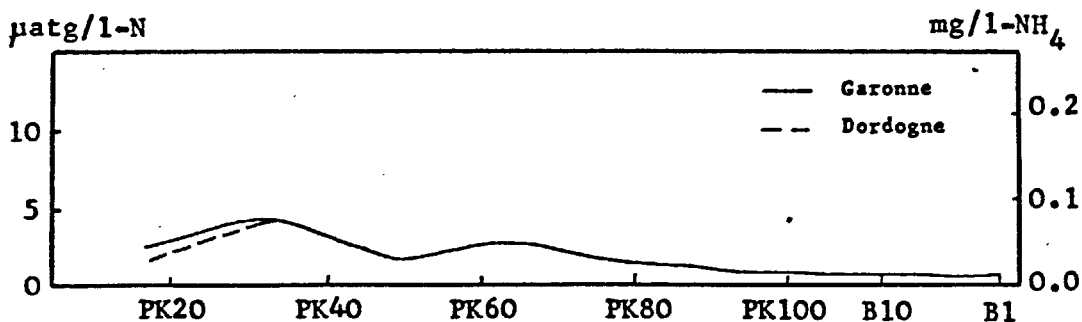


Figure 37 : Répartition de l'ammoniacque le long de l'estuaire de la Gironde, en période d'étiage.

. En crue (fig. 38), les teneurs en Garonne et en Dordogne sont très différentes et la diminution amont-aval ne s'observe que sur le profil représentant la Garonne ; à cette période, la majeure partie de l'ammoniacque de l'estuaire provient donc de la Garonne.

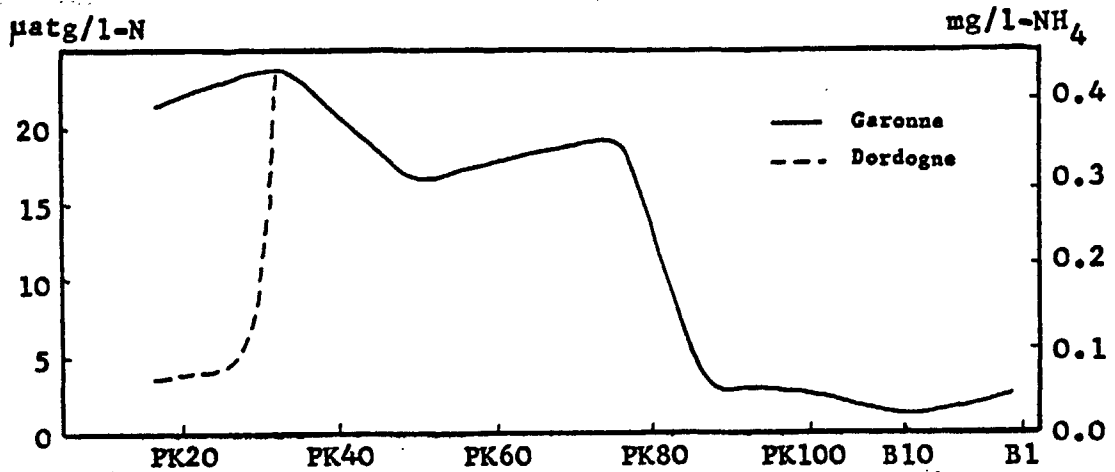


Figure 38 : Répartition de l'ammoniaque le long de l'estuaire de la Gironde, en période de crue.

La chute brutale du taux d'ammoniaque au niveau de l'embouchure semble être un artefact de mesure, car on la retrouve systématiquement au raccord de deux séries de prélèvements.

b/ Les nitrites

Quel que soit le régime fluvial, la répartition spatiale des nitrites montre le même profil amont-aval (fig. 39).

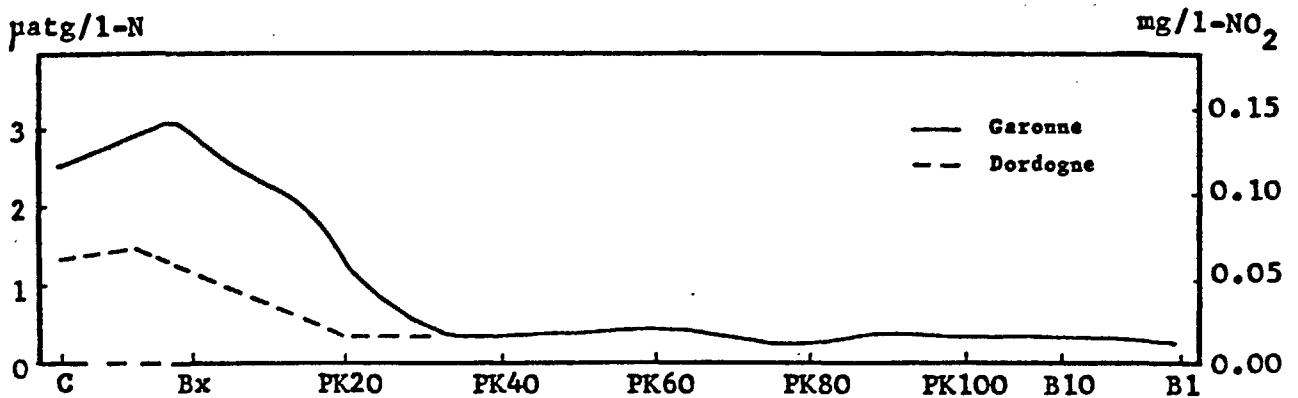


Figure 39 : Répartition des nitrites le long de l'estuaire de la Gironde (teneurs moyennes de l'année 1976).

En Garonne, les teneurs mesurées à Bordeaux sont supérieures à celles observées à Couthures. Puis le taux de nitrites diminue rapidement entre Bordeaux et le PK 35 pour se maintenir à des valeurs très faibles, voire nulles dans tout l'estuaire. On observe parfois une très légère remontée des teneurs au niveau de l'embouchure.

Entre Bordeaux et le PK 35, les nitrites subissent donc une transformation qui peut théoriquement être soit une réduction en ammoniacque, soit une oxydation en nitrates. L'estuaire de la Gironde étant d'une façon générale bien oxygéné, l'oxydation des nitrites en nitrates semble être l'hypothèse à retenir.

En Dordogne, les teneurs en nitrites sont plus faibles, celles de Saint-Pardon pouvant d'ailleurs être légèrement supérieures à celles de Gardonne. Par contre, la diminution semble se faire plus régulièrement ; la teneur minimale ("teneur d'estuaire") est atteinte en amont du Bec d'Ambès.

c/ Les nitrates

La majeure partie du temps, c'est-à-dire fin 1975, et de mai à septembre 1976, le schéma représentant la répartition des nitrates le long de l'estuaire montre le profil suivant (fig. 40).

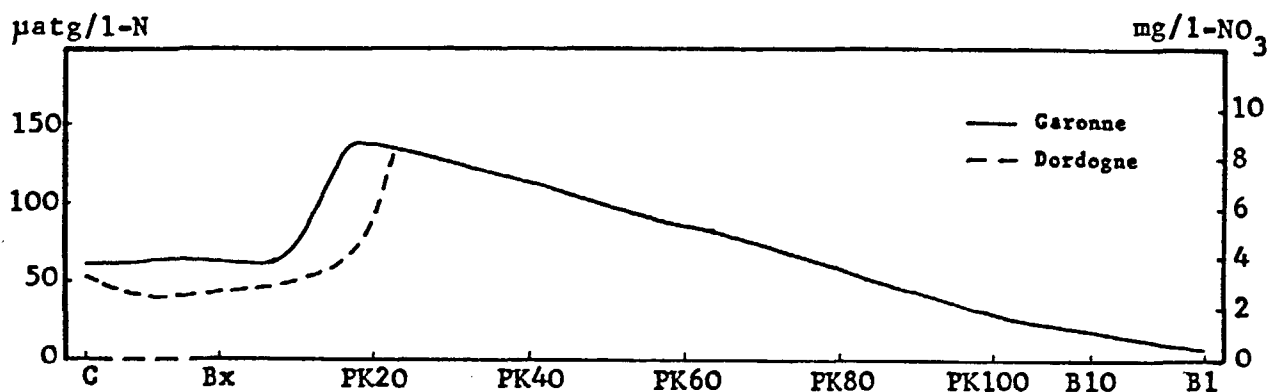


Figure 40 : Répartition des nitrates le long de l'estuaire de la Gironde (cas le plus fréquent).

Les teneurs sont à peu près semblables à Couthures et à Bordeaux. Puis le taux de nitrates augmente rapidement entre la sortie de Bordeaux et le Bec d'Ambès ; ces nitrates supplémentaires sont probablement le résultat de la

dégradation de la matière organique contenue dans les rejets urbains et dans le bouchon vaseux situé durant ces périodes de faibles débits et d'étiage dans la partie amont de l'estuaire. Toutefois, on n'observe pas d'augmentation des teneurs en nitrates dans la Dordogne où les matières en suspension peuvent être abondantes ; le rôle des effluents semble donc prépondérant, ces derniers étant vraisemblablement beaucoup plus riches en matières organiques dégradables que le bouchon vaseux.

Il faut également signaler que cette augmentation du taux des nitrates, bien localisée dans l'espace, ne correspond pas obligatoirement avec la zone où débute le déficit en oxygène, mais se situe généralement plus en aval.

Ce déficit en oxygène serait bien dû à la dégradation des matières organiques du bouchon vaseux, mais sa partie amont ne correspondrait qu'à l'oxydation des matières carbonées, ce qui expliquerait la diminution du taux de carbone organique de La Réole à Bordeaux signalée plus haut ; l'oxydation des composés azotés n'aurait lieu que plus en aval, à partir de Bordeaux.

Le temps nécessaire pour la nitrification bactérienne de l'ammoniacque en nitrites, puis en nitrates, a été estimé à 2,5 à 3,3 jours pour des eaux de températures comprises entre 26° et 29°C (JAWORSKI et al., 1972).

Cette augmentation des teneurs en nitrates est plus importante en été qu'au printemps, par suite des températures plus élevées. Cette augmentation du taux de nitrification avec l'élévation des températures a également été signalée dans la Tamise (KNOWLES et al., 1965).

Par ailleurs, l'effet des températures élevées s'ajoute aux conséquences de l'étiage qui induit un temps de résidence plus long des eaux en amont de l'estuaire, permettant ainsi l'accumulation et la dégradation d'une quantité importante de rejets urbains. Nous rappelons en effet qu'il a été estimé qu'une même eau peut repasser de 15 à 23 jours devant Bordeaux (rapport Laboratoire Municipal de Bordeaux, 1964).

A partir du Bec d'Ambès jusqu'à l'embouchure se produit une décroissance à peu près régulière des teneurs en nitrates ; cette diminution est

due à la dilution des eaux de la Garonne riches en nitrates par les eaux marines aux teneurs très faibles, mais aussi par les eaux de la Dordogne dont les teneurs juste en amont du Bec d'Ambès (au PK 41 D) sont beaucoup plus faibles qu'en un point de la Garonne situé également juste en amont du Bec d'Ambès (PK 20).

Il est par ailleurs probable que les phénomènes de minéralisation continuent à se produire tout au long de l'estuaire ; ils se superposeraient sur le schéma à la dilution et seraient donc masqués.

Suivant la saison, ce profil-type des variations des teneurs en nitrates subit quelques modifications :

- En janvier et février 1976, on observe le profil suivant (fig. 41) :

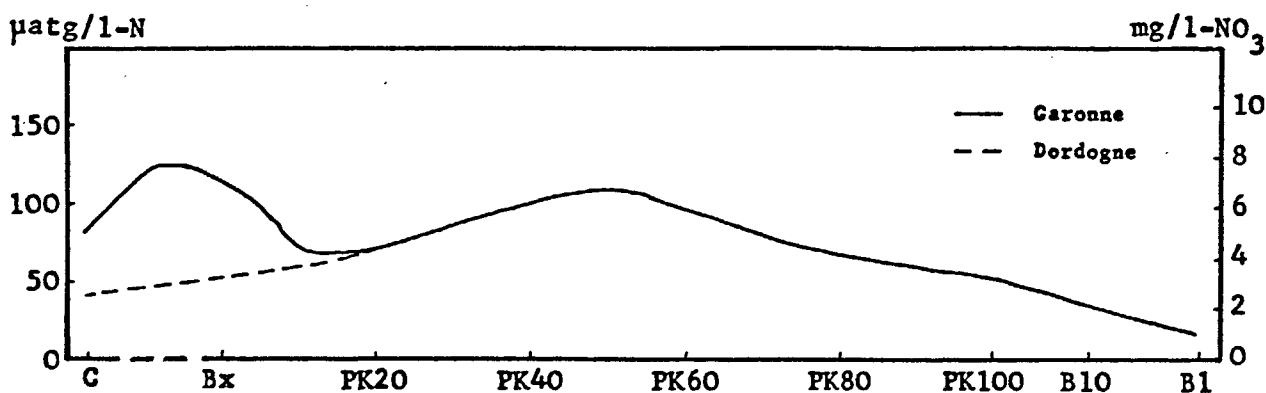


Figure 41 : Répartition des nitrates le long de l'estuaire de la Gironde en janvier et février 1976.

Durant ces deux mois, les teneurs en nitrates sont plus fortes à Bordeaux qu'à Couthures ; puis on observe une légère diminution, suivie d'une augmentation des teneurs jusqu'au PK 50 environ. Les eaux de la Garonne semblent donc subir une dilution dès Bordeaux, la dégradation des matières organiques se produisant plus en aval. On peut y voir l'influence du bouchon vaseux, qui se situe alors plus en aval que dans le cas le plus général examiné plus haut, et dont la position correspond relativement bien à l'emplacement des teneurs plus fortes en nitrates.

En ce qui concerne la dégradation des rejets urbains, on doit éliminer l'hypothèse d'une dilution ou d'un déplacement plus rapide des masses

d'eau, car les débits fluviaux sont relativement faibles. On peut par contre retenir un éventuel rôle des basses températures de cette période, qui auraient pour effet de ralentir les réactions de décomposition. Celles-ci ne parviendraient donc à leur terme (production des nitrates) que plus en aval dans l'estuaire. On remarque d'ailleurs que cette augmentation des teneurs en nitrates s'observe aux alentours du PK 50 en janvier et du PK 35 en février ; tout se passe donc comme si, la température augmentant, les réactions s'effectuaient plus rapidement en février qu'en janvier.

Après ce maximum du taux des nitrates, on observe comme précédemment une diminution régulière le long de l'estuaire, due à la dilution.

- A la fin de l'année 1976, en novembre et décembre principalement, le profil est différent (fig. 42) :

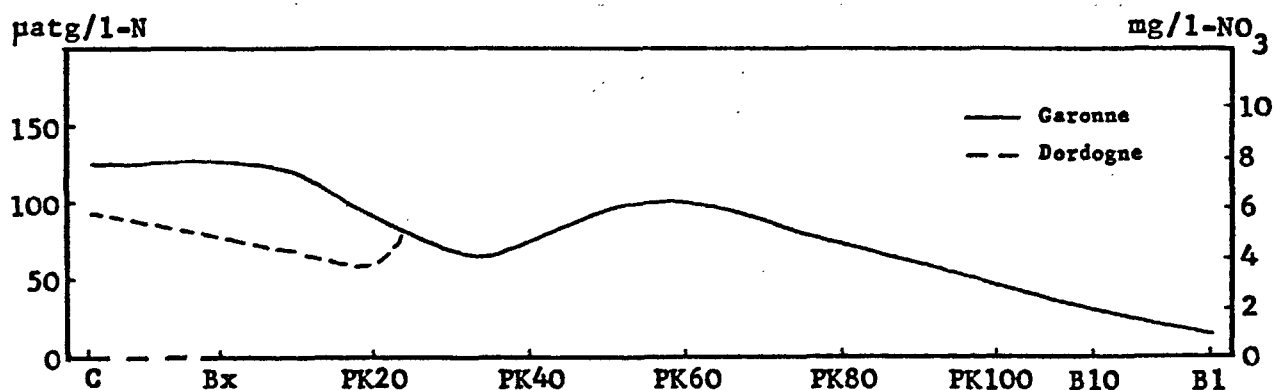


Figure 42 : Répartition des nitrates le long de l'estuaire de la Gironde en période de crue.

Les teneurs en nitrates sont à cette époque équivalentes à Couthures et à Bordeaux. Après une chute des teneurs jusqu'au PK 35 environ, on observe une augmentation assez peu marquée du taux de nitrates aux alentours du PK 60. Aux éventuels effets de basses températures s'ajoute ici le rôle important des débits fluviaux. En effet, durant cette période de crue, le temps de résidence des eaux dans l'estuaire est faible et les réactions de décomposition ne doivent être complètes que très en aval dans l'estuaire.

En fait, le schéma suivant semble le plus probable :

- les eaux chargées en matières organiques étant rapidement entraînées vers l'aval, les réactions de minéralisation, et donc la production de

nitrites, se produisent tout au long de l'estuaire.

- le maximum des teneurs en nitrates s'observe dans la partie amont du bouchon vaseux, là où s'accumule le matériel "frais" apporté par les crues, ainsi que les effluents rejetés en amont. Ce taux maximum serait donc la conséquence de la dégradation de ce matériel, plus riches en matières organiques dégradables que l'ancien bouchon vaseux.

- Aux mois de mai et avril 1976, la répartition des nitrates dans l'estuaire ne montre pas de variations notables (fig. 43) :

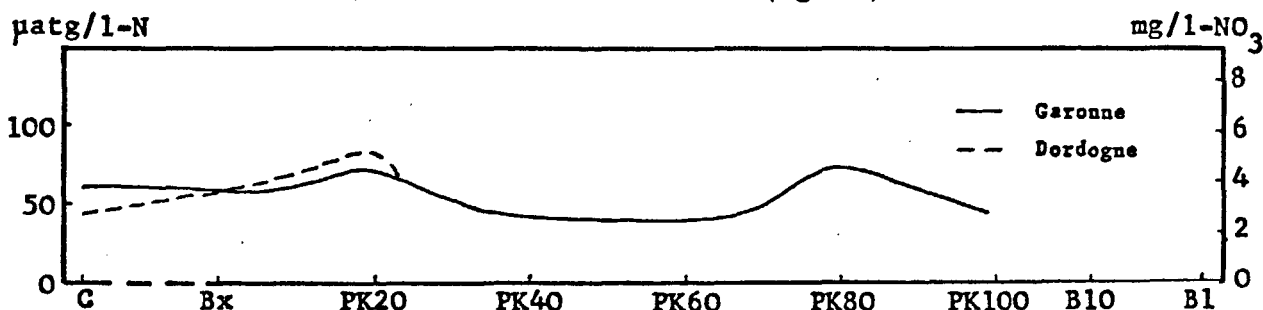


Figure 43 : Répartition des nitrates le long de l'estuaire de la Gironde en mars et avril 1976.

Les teneurs en nitrates sont faibles dans tout l'estuaire, de Cou- tures à l'embouchure, avec cependant deux valeurs élevées, en mars, à Bègles et au PK 20, valeurs élevées que dans l'état actuel des connaissances nous ne pouvons pas interpréter.

d/ Comparaison avec l'estuaire du Potomac

Le schéma général des variations longitudinales des teneurs en composés minéraux azotés observé au printemps et en été dans l'estuaire de la Gironde est comparable à celui de l'estuaire du Potomac (JAWORSKI et al., 1972 ; McELROY et al., 1978), malgré quelques différences entre les deux estuaires, la plus importante étant le volume plus petit du bouchon vaseux dans le Potomac, par suite du faible marnage.

La ville de Washington, située sur le Potomac, occupe une posi- tion à peu près équivalente à celle de Bordeaux sur la Gironde. L'estuaire du Potomac reçoit donc d'importants effluents urbains dans sa partie tout à fait amont.

La figure 44 montre la variation des trois sels minéraux azotés le long du Potomac. Le point origine des distances est un pont de Washington représentant la limite amont de l'influence de la marée.

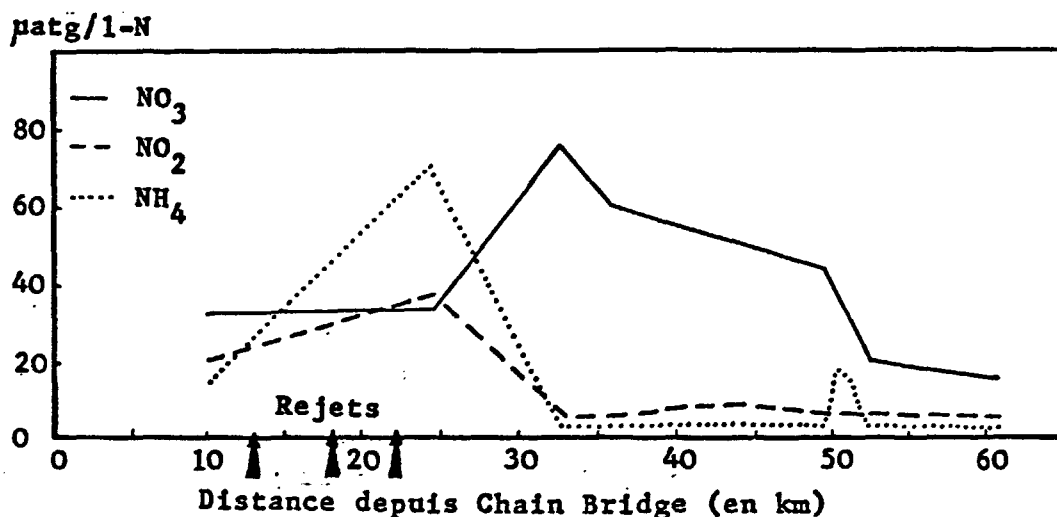


Figure 44 : Variations des teneurs en sels minéraux azotés le long de l'estuaire du Potomac, le 20 septembre 1977.

(d'après McElroy et al. 1978)

Malgré des proportions relatives des trois composés différentes de celles de la Gironde, on observe dans le Potomac les mêmes caractéristiques générales que dans la Gironde, c'est-à-dire une augmentation des teneurs en nitrates en aval des rejets, accompagnée d'une chute rapide des teneurs en nitrites (et en ammoniac) ; le temps de transformation de l'ammoniac en nitrites, puis en nitrates a été estimé à quatre jours.

On remarque également une augmentation très importante des teneurs en ammoniac due aux rejets urbains. Faute de mesures, nous n'avons pas pu mettre en évidence un tel phénomène dans la Gironde, mais son existence est probable.

Les débits du Potomac ($306 \text{ m}^3/\text{s}$ en moyenne ; $40 \text{ m}^3/\text{s}$ pour la période considérée en septembre 1977) sont légèrement inférieurs aux débits de la Garonne ($444 \text{ m}^3/\text{s}$ en moyenne ; $58 \text{ m}^3/\text{s}$ en septembre 1976) ; par contre, malgré le fait que la ville de Washington compte environ 1 million d'habitants, la quantité d'azote rejetée dans le Potomac n'est que de 28 tonnes par jour, alors qu'elle est de presque 38 tonnes par jours dans la Garonne (voir

chapitre VII : bilans quantitatifs). L'impact des effluents urbains sur les concentrations en composés minéraux azotés semble donc être comparable dans les deux fleuves.

e/ Conclusion

On peut donc finalement proposer le schéma suivant des variations des sels minéraux azotés le long de la Garonne et de la Gironde :

- A Bordeaux, enrichissement des eaux en matières organiques et en ammoniacque par les rejets urbains,
- entre Bordeaux et le Bec d'Ambès (ou plus en aval dans l'estuaire durant les périodes froides et les périodes de crue), nitrification des matières azotées des rejets, et de celles du bouchon vaseux, avec production finale de nitrates,
- puis dilution progressive des eaux riches en nitrates par des eaux plus pauvres (eaux de la Dordogne et eaux marines), la production de nitrates par dégradation de la matière organique et par nitrification pouvant continuer tout au long de l'estuaire.

4. Variations saisonnières de l'azote minéral dissous

a/ Ammoniacque

Dans l'estuaire, les teneurs en ammoniacque sont dans l'ensemble faibles, avec toutefois deux exceptions notables (fig. 45) :

- En janvier, on observe des teneurs très élevées dans tout l'estuaire ; on ne les retrouve pas à l'embouchure où les prélèvements ont été effectués une semaine plus tard.

- Fin 1976, d'autres teneurs très élevées ont été relevées avec cette fois des différences selon la localisation dans l'estuaire :

. En Dordogne, juste en amont du Bec d'Ambès, on ne remarque qu'une légère augmentation des teneurs en octobre, suivie d'une baisse régulière en novembre et décembre.

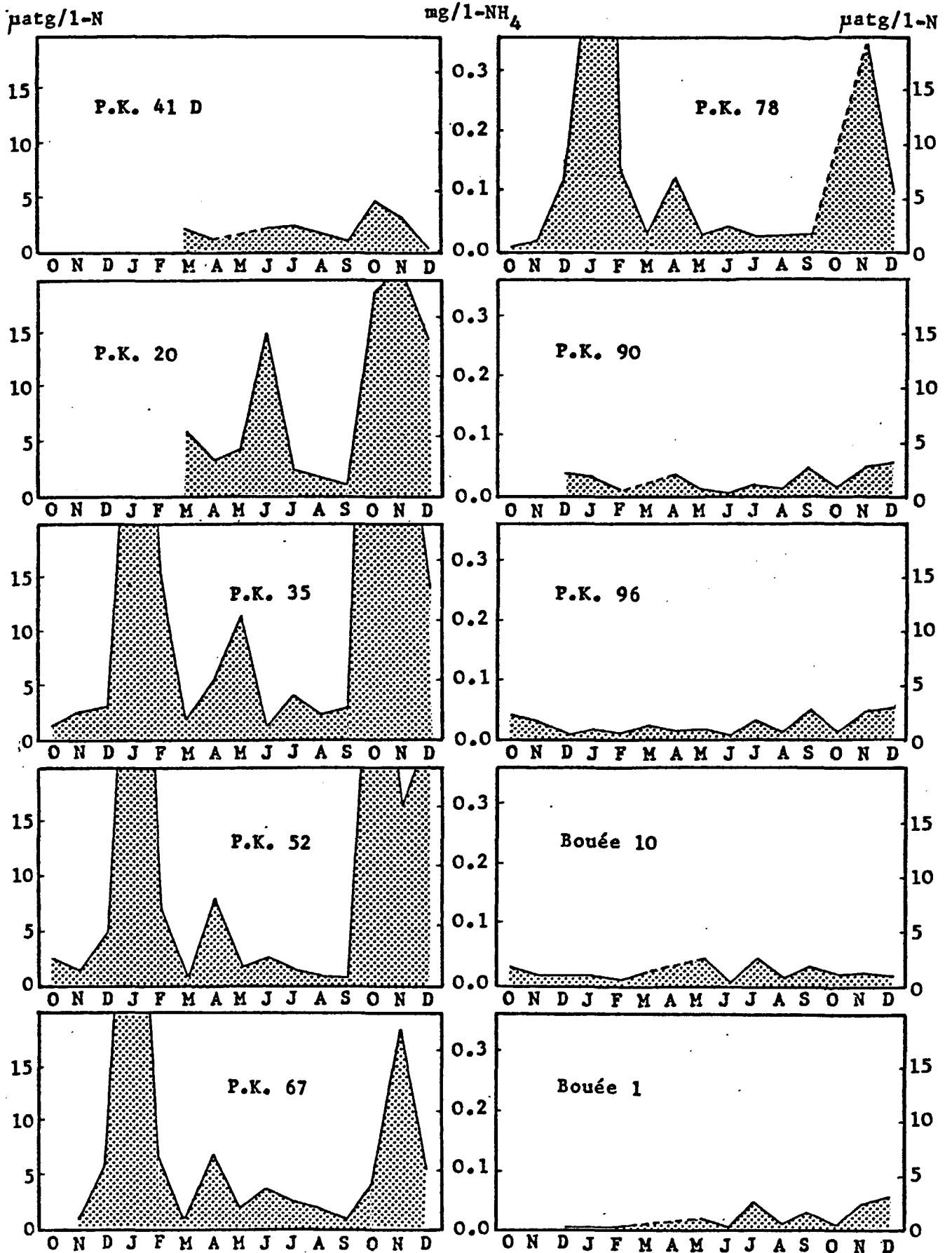


Figure 45 : Variations saisonnières des teneurs en ammoniacque dans l'estuaire.

. En Garonne, au PK 20, puis dans l'estuaire aux PK 35 et 52, la concentration en ammoniacque est très élevée de octobre à décembre.

. Aux PK 67 et 78, l'augmentation de la concentration en ammoniacque est moins marquée, et ne se manifeste qu'au mois de novembre.

. Là encore, ces fortes teneurs ne se retrouvent pas à l'embouchure, où les prélèvements ont été effectués, pour chaque mois, une semaine après les prélèvements dans l'estuaire.

Durant toute la période de mesures, on observe donc à l'embouchure des teneurs très faibles en ammoniacque ($\leq 3 \mu\text{atg/l-N}$), qui semblent d'ailleurs se stabiliser dès le PK 90, aucune différence notable de teneurs n'apparaissant entre les quatre stations de l'embouchure.

Pour expliquer ces fortes teneurs en ammoniacque, plusieurs hypothèses peuvent être envisagées :

- les températures très basses de ces périodes, qui auraient pour effet de retarder les réactions de nitrification.

- un entraînement rapide vers l'aval des rejets urbains, dû aux forts débits fluviaux. L'ammoniacque contenu dans ces rejets ne s'oxyderait alors que très en aval dans l'estuaire.

- enfin, on ne doit pas écarter l'éventualité d'une pollution accidentelle, affectant soit les eaux de la Gironde, soit plus simplement les échantillons prélevés car, ainsi que nous l'avons déjà signalé, de fortes teneurs en ammoniacque peuvent être dues à des influences extérieures (fumées ...).

D'autre part, il faut souligner le caractère éphémère de ces fortes concentrations en ammoniacque dans l'estuaire, puisqu'on ne retrouve jamais à l'embouchure. Toutefois, il est difficile de dire si ces fortes teneurs sont localisées dans le temps (les mesures de l'embouchure étant effectuées une semaine après celles de l'estuaire), ou bien dans l'espace (on aurait une oxydation rapide de l'ammoniacque entre le PK 78 et le PK 90).

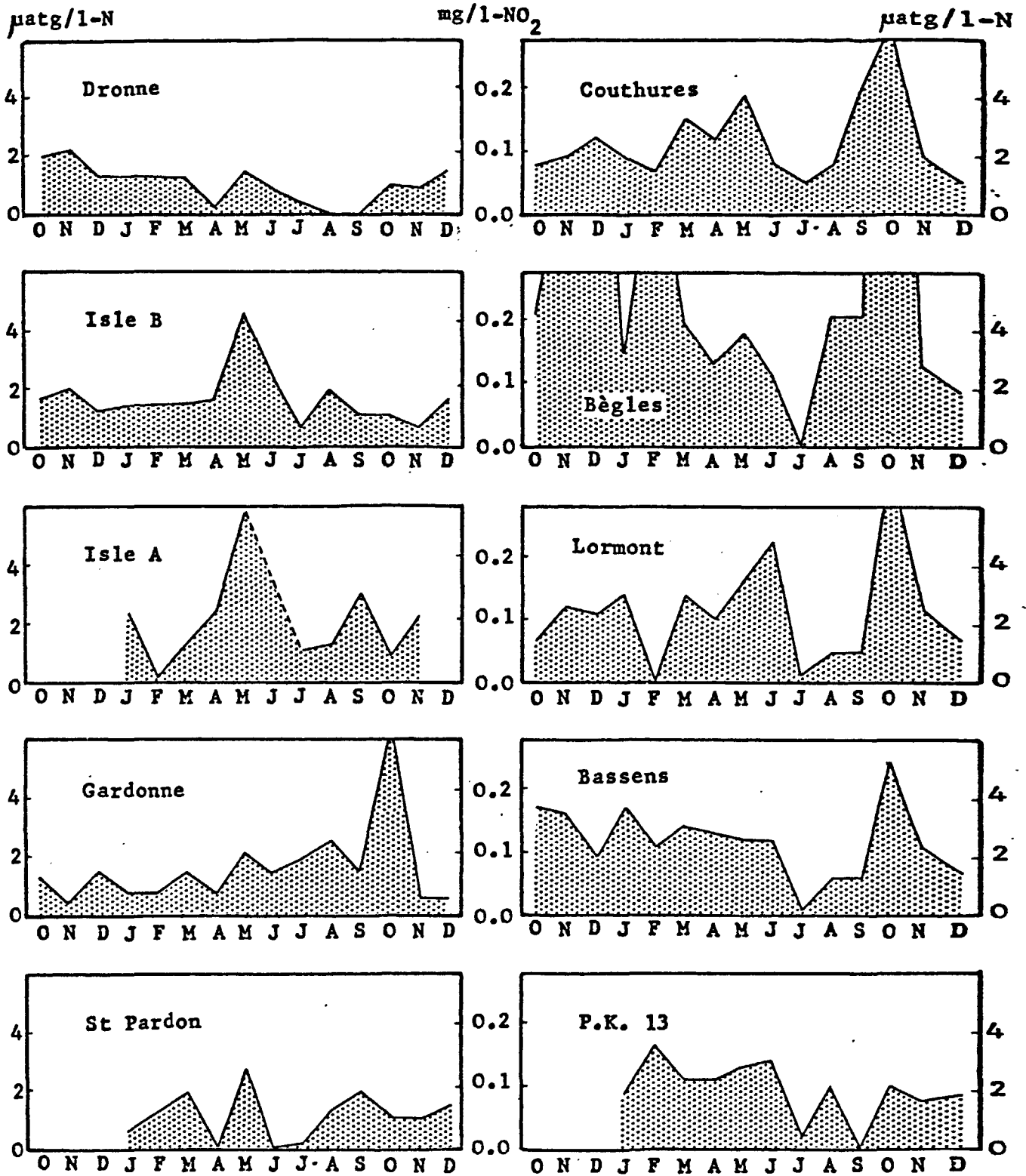


Figure 46 : Variations saisonnières des teneurs en nitrites dans les fleuves.

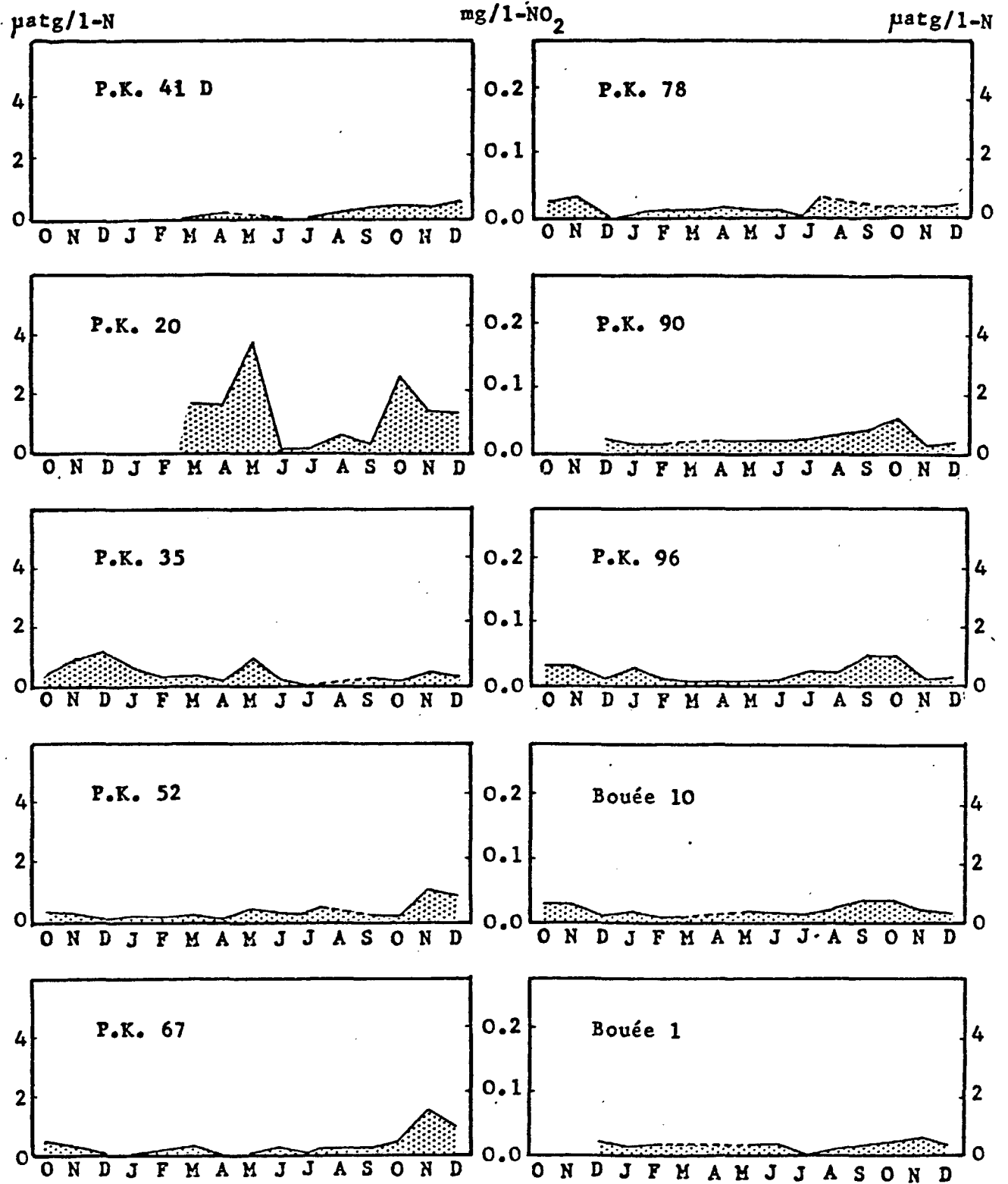


Figure 47 : Variations saisonnières des teneurs en nitrites dans l'estuaire.

b/ Nitrites

Les teneurs en nitrites sont toujours faibles, et leurs variations réduites.

Dans les rivières (fig. 46), le taux de nitrites oscille entre 0 et 2 $\mu\text{atg/l-N}$, avec des pics plus élevés en mai dans l'Isle et en octobre 76 en Dordogne (à Gardonne).

En Garonne, les teneurs sont un peu plus élevées, montrant d'une façon générale leur minimum en été.

Dans l'estuaire (fig. 47), les taux de nitrites, généralement compris entre 0 et 1 $\mu\text{atg/l}$ et leurs variations sont peu marquées. Ces teneurs très faibles en nitrites peuvent s'expliquer soit par une oxydation $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ très rapide, soit par une faible oxydation $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$. L'estuaire étant d'une façon générale bien oxygénée, nous retiendrons la première de ces deux hypothèses (transformation rapide des nitrites en nitrates).

c/ Les nitrates

- Dans la Dronne et à la station Isle B, on observe le même schéma de variations (fig. 48) : de décembre 1975 à juillet 1976, les teneurs en nitrates baissent de façon à peu près régulière en fonction du temps ; les teneurs minimales sont observées en juillet-août-septembre, suivies d'une brusque remontée et de teneurs maximales en octobre, novembre et décembre.

A la station Isle A, les teneurs de fin 1976 sont moins élevées ; par contre, un pic important apparaît au mois de mai.

En Dordogne, le taux de nitrates est relativement constant (40 à 50 $\mu\text{atg/l-N}$) de octobre 75 à juin (Gardonne) ou juillet 76 (Saint-Pardon). Après une valeur minimale de 25 $\mu\text{atg/l}$ en juillet (Gardonne) ou août (Saint-Pardon), les concentrations en nitrates de la fin de l'année 1976 montrent des valeurs plus élevées, pouvant dépasser 100 $\mu\text{atg/l-N}$.

En fait, dans ces trois rivières, ainsi que nous l'avons observé plus haut, les concentrations en nitrates sont liées directement aux débits fluviaux,

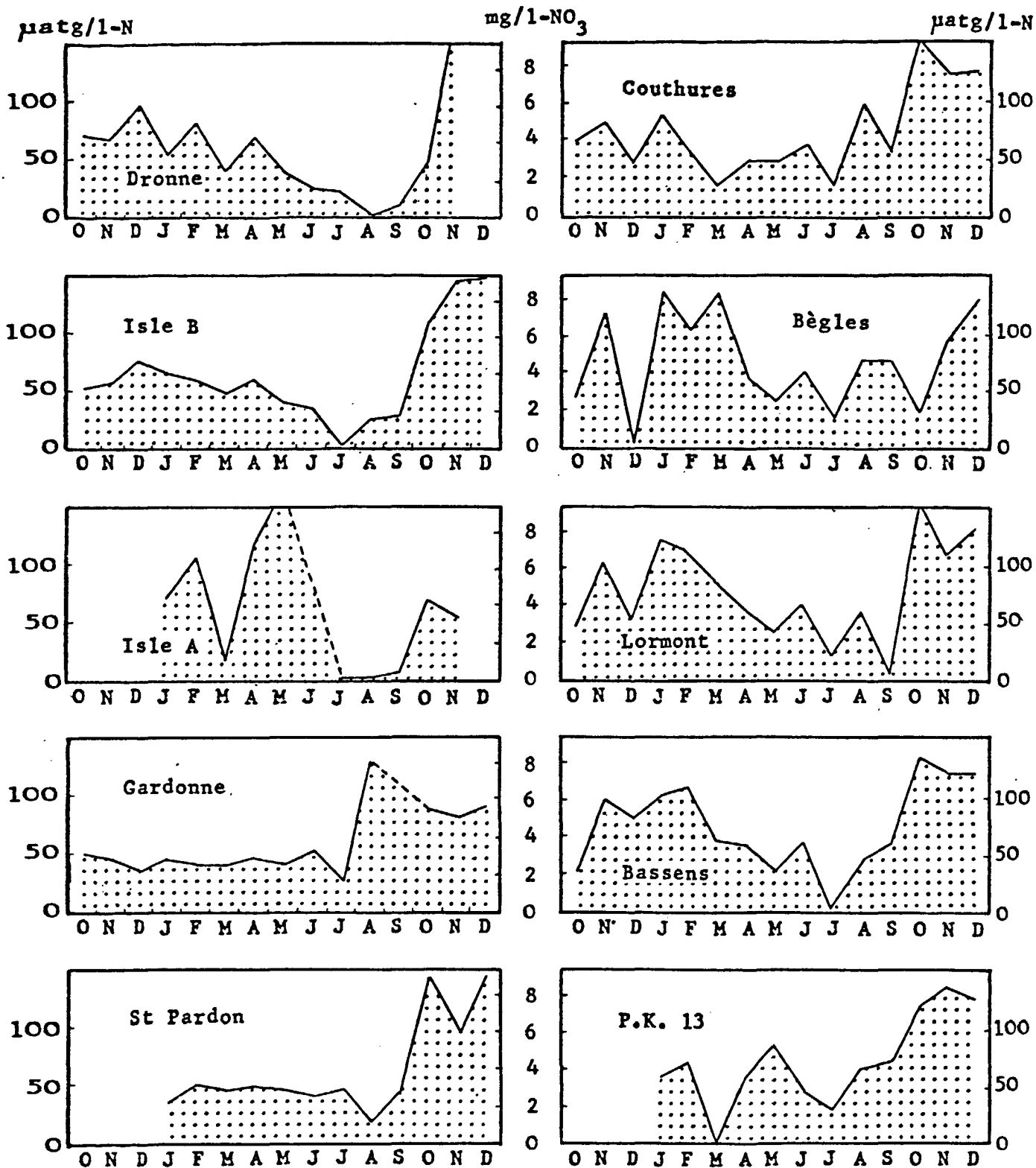


Figure 48 : Variations saisonnières des teneurs en nitrates dans les fleuves.

et donc au lessivage des bassins versants. Les variations saisonnières que nous venons de décrire peuvent donc s'expliquer de la façon suivante :

. les concentrations en nitrates sont minimales en été par suite de la faiblesse des apports dus au lessivage des terres, à laquelle peut s'ajouter une consommation accrue en nitrates par le phytoplancton des rivières.

. les concentrations en nitrates sont maximales lors des premières crues, chargées en produits de lessivage. Ce phénomène a dû revêtir une importance particulière en 1976, où durant la longue période de sécheresse, les nitrates non assimilés par les plantes sont restés à la surface des terres cultivées, et ont été entraînés par le ruissellement important dû aux pluies abondantes d'automne.

- Aux stations situées en Garonne, les teneurs maximales en nitrates s'observent à la fin de 1976, traduisant une fois de plus l'importance du lessivage du bassin versant dans l'origine des nitrates. Aux stations de Bègles, Lormont et Bassens, de fortes concentrations en nitrates s'observent également début 1976, tandis que les concentrations de l'été sont faibles.

Cependant à Couthures aucune différence bien nette n'apparaît entre les teneurs d'hiver et les teneurs d'été ; nous avons déjà vu qu'à cette station, les concentrations en nitrates ont tendance à varier inversement aux débits fluviaux.

- Dans l'estuaire, le schéma des variations du taux des nitrates est différent (fig. 49) :

A partir des teneurs élevées de l'hiver 75/76, on observe une chute brutale du taux de nitrates au mois de mars, ce minimum se poursuivant en avril dans l'estuaire moyen. Cette valeur minimale du mois de mars se retrouve jusqu'à l'embouchure.

L'hypothèse d'une consommation de nitrates par des phénomènes de photosynthèse semble être à retenir, car on observe un déficit sur les courbes nitrates/salinité, dans tout l'estuaire au mois de mars (fig. 55), dans sa partie amont au mois d'avril (fig. 56).

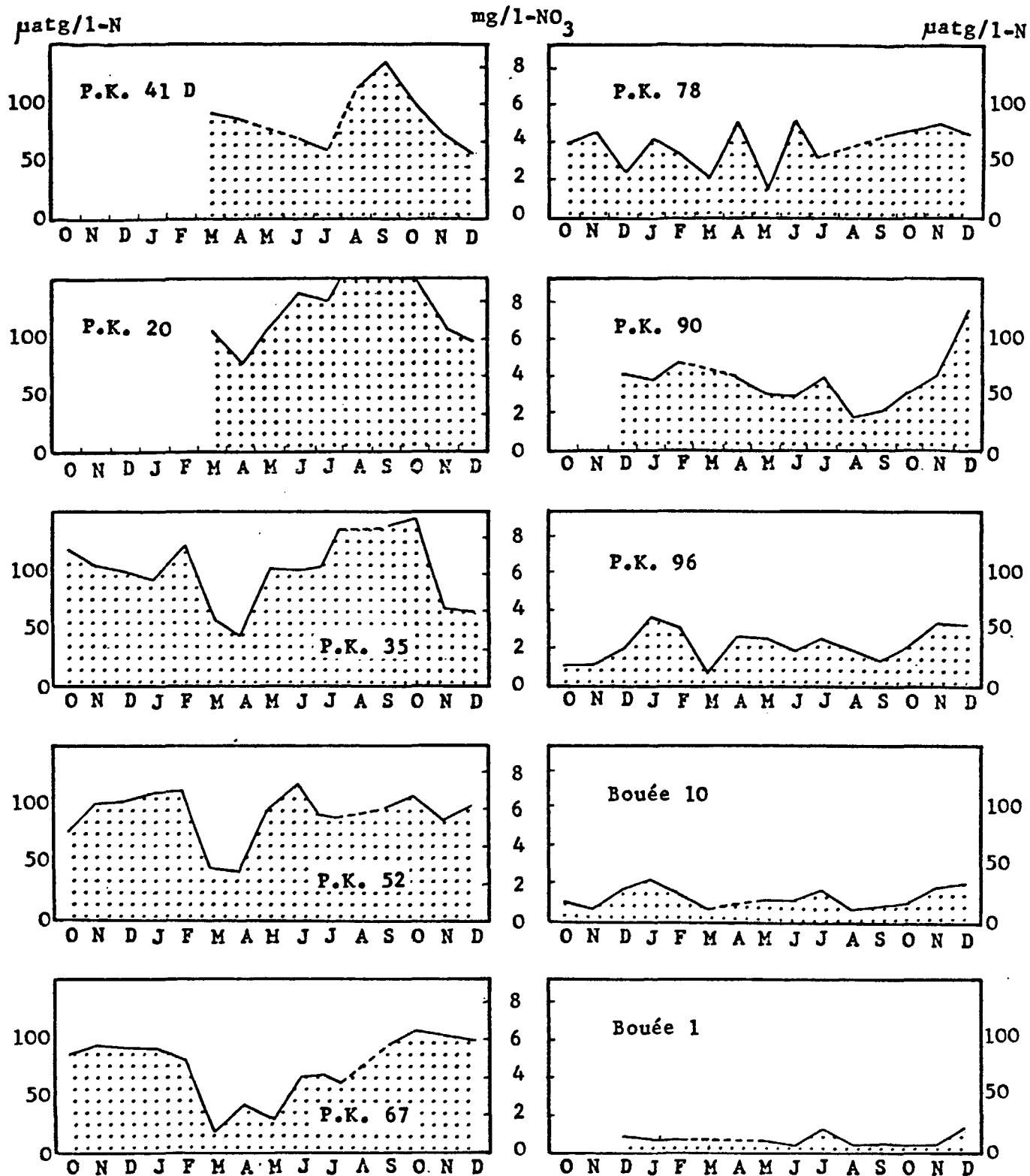


Figure 49 : Variations saisonnières des teneurs en nitrates dans l'estuaire.

Cependant, les concentrations maximales en chlorophylle ne s'observent qu'en mai (fig. 27). Cette chlorophylle pourrait donc être d'origine détritique.

D'autre part, ainsi que nous le verrons par la suite, il n'apparaît pas de diminution des teneurs en phosphore et en silice dissous en mars et avril.

A partir du mois de mai, le taux de nitrates dans l'estuaire augmente de façon plus ou moins rapide selon la station considérée, pour atteindre à nouveau des valeurs comparables à celles du début de l'année.

d/ L'azote minéral total

Si l'on fait la somme des teneurs en ammoniacque, nitrites et nitrates, exprimées en $\mu\text{atg/l}$ d'azote, on obtient la teneur des eaux en azote minéral total, c'est-à-dire sans différenciation entre les diverses formes chimiques.

Dans la Gironde, ainsi que nous l'avons vu, les teneurs en nitrites et en ammoniacque sont le plus souvent très faible par rapport aux teneurs en nitrates. Les graphiques des variations saisonnières des teneurs en azote minéral total aux différentes stations (fig. 50) suivent donc la plupart du temps exactement le même schéma que les graphiques des variations des teneurs en nitrates (fig. 49).

Toutefois, on remarque quelques périodes où le taux d'azote minéral total est nettement supérieur (de quelques dizaines de $\mu\text{atg/l}$ de N) au taux des nitrates :

- en janvier 76 aux PK 35, 52, 67 et 78,
- en octobre 76 aux PK 35 et 52,
- en novembre 76 aux PK 67 et 78,

ce qui correspond aux périodes où on observe des pics importants sur les graphiques des variations saisonnières de l'ammoniacque (fig. 45).

La plupart du temps, les variations de l'azote minéral total sont donc exactement les mêmes que celles des nitrates. Les seules différences observées entre les deux courbes sont le résultat de teneurs en ammoniacque inhabituellement élevées.

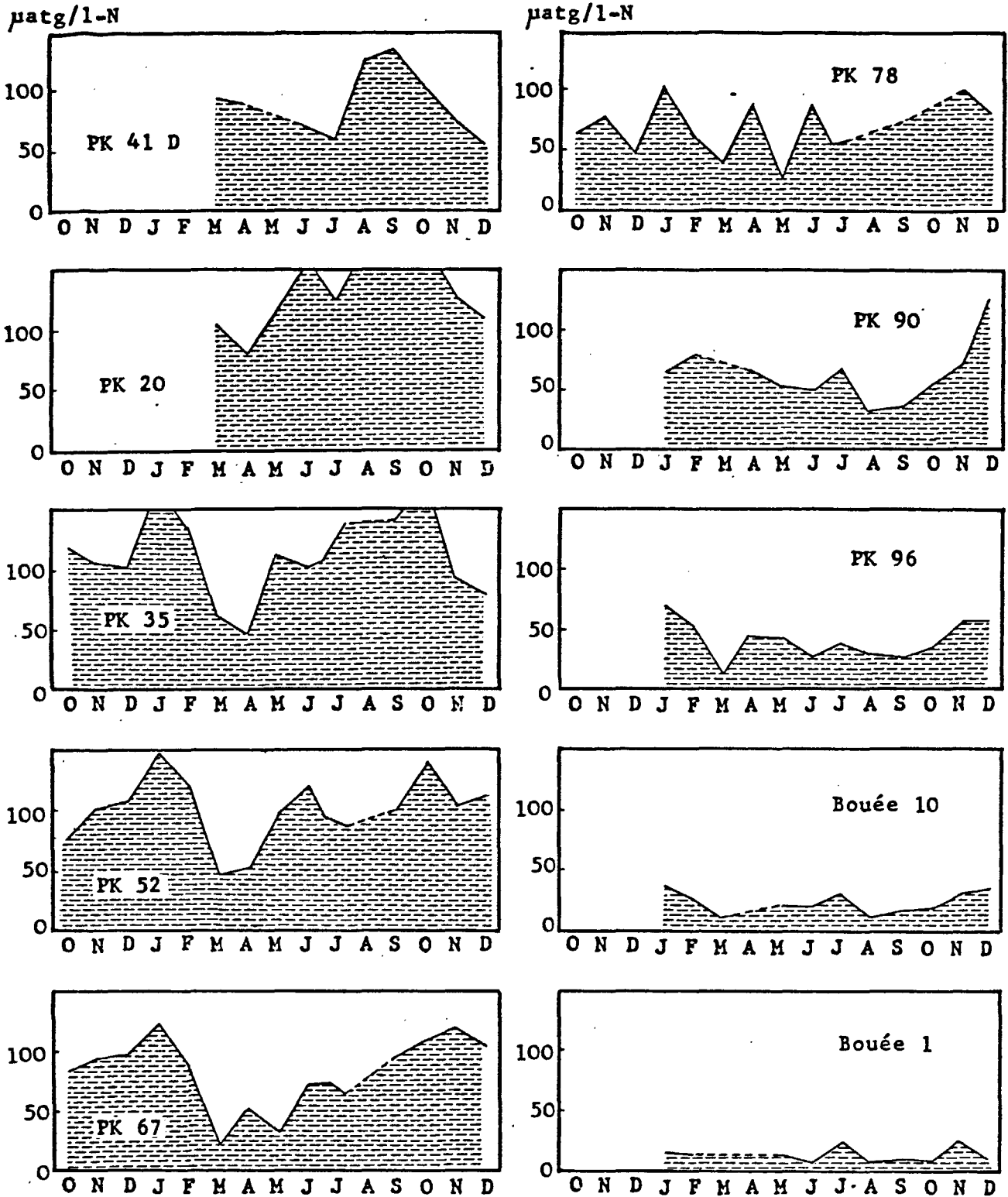


Figure 50 : Variations saisonnières de l'azote minéral total dans l'estuaire.

5. Relations avec la salinité

a/ Ammoniaque

Aucune relation nette n'apparaît avec la salinité. Mais cependant, dans le cas où les teneurs en ammoniaque sont élevées dans la zone des faibles salinités, on observe une tendance à la diminution des teneurs en ammoniaque lorsque la salinité augmente.

b/ Nitrites

Deux cas de figure apparaissent suivant l'époque :

- de janvier à juin 1976; ainsi qu'en décembre 1976, les teneurs en nitrites sont homogènes dans tout l'estuaire, variant quelle que soit la salinité de 0 à $0,5 \mu\text{atg/l}$ (fig. 51 et 52 : exemple de mars et de juin).

- fin 1975, et de juillet à novembre 1976, les concentrations en nitrites augmentent à partir de 20 ‰ de salinité (exemples : fig. 53 à 56). Au mois de septembre (fig. 56), on observe une diminution rapide des teneurs dans la gamme des salinités 30 à 35 ‰.

Il faut toutefois garder présente à l'esprit l'échelle de ce phénomène. En effet, cette augmentation de la concentration en nitrites à l'embouchure n'est au maximum que de $1 \mu\text{atg/l}$ (en septembre), ce qui représente une fraction très faible de l'azote minéral total ; cette augmentation, encore inexplicée dans l'état actuel des connaissances, n'est donc pas un phénomène prépondérant dans le comportement de l'azote dissous dans l'estuaire.

c/ Nitrates

- La majeure partie du temps, c'est-à-dire d'octobre 1975 à février 1976, en juin et de septembre à décembre 1976, les points représentant les concentrations en nitrates en fonction de la salinité s'alignent relativement bien autour de la droite de dilution théorique (exemples : fig. 57 à 61). La distribution des nitrates dans l'estuaire maritime est donc régie principalement par la dilution des eaux douces dans les eaux marines.

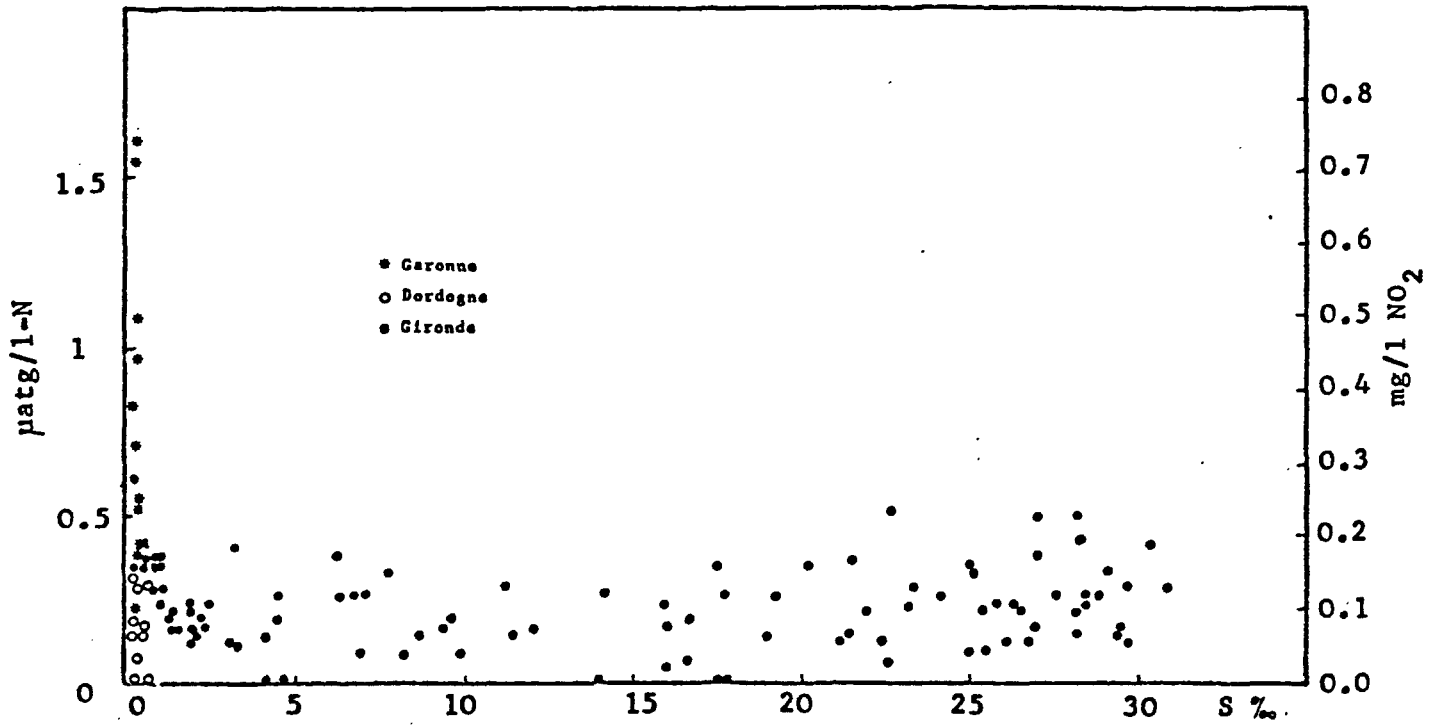


Figure 51 : Relation nitrites - salinité au mois de mars 1976.

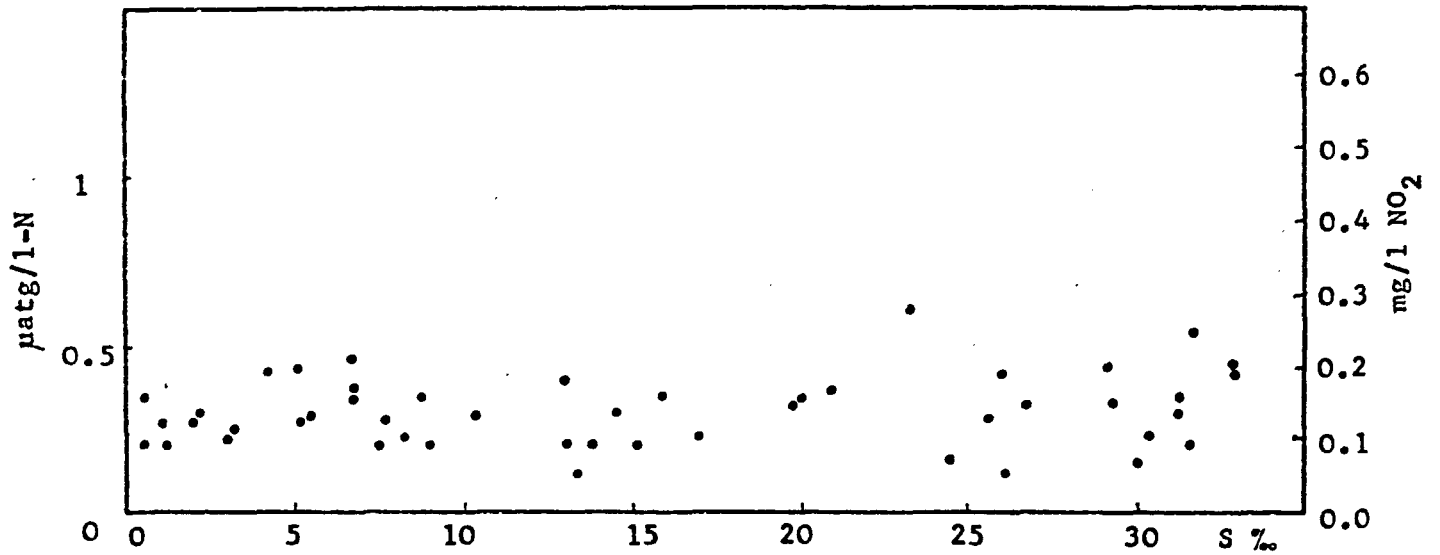


Figure 52 : Relation nitrites - salinité au mois de juin 1976.

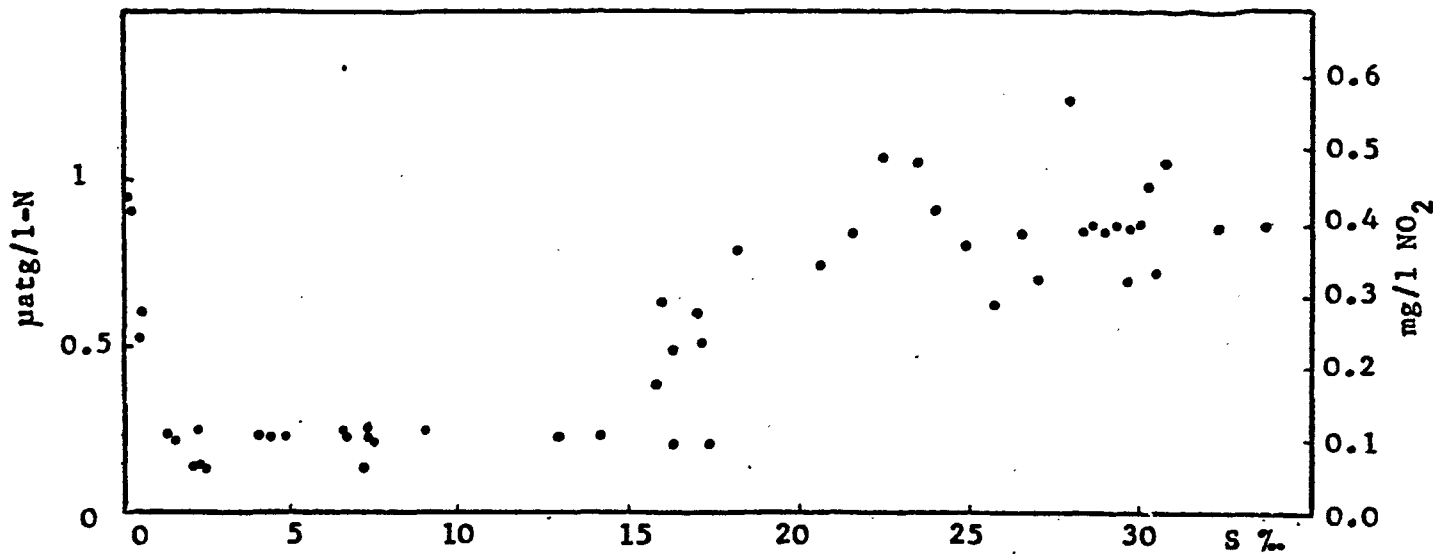


Figure 53 : Relation nitrites - salinité au mois de novembre 1975.

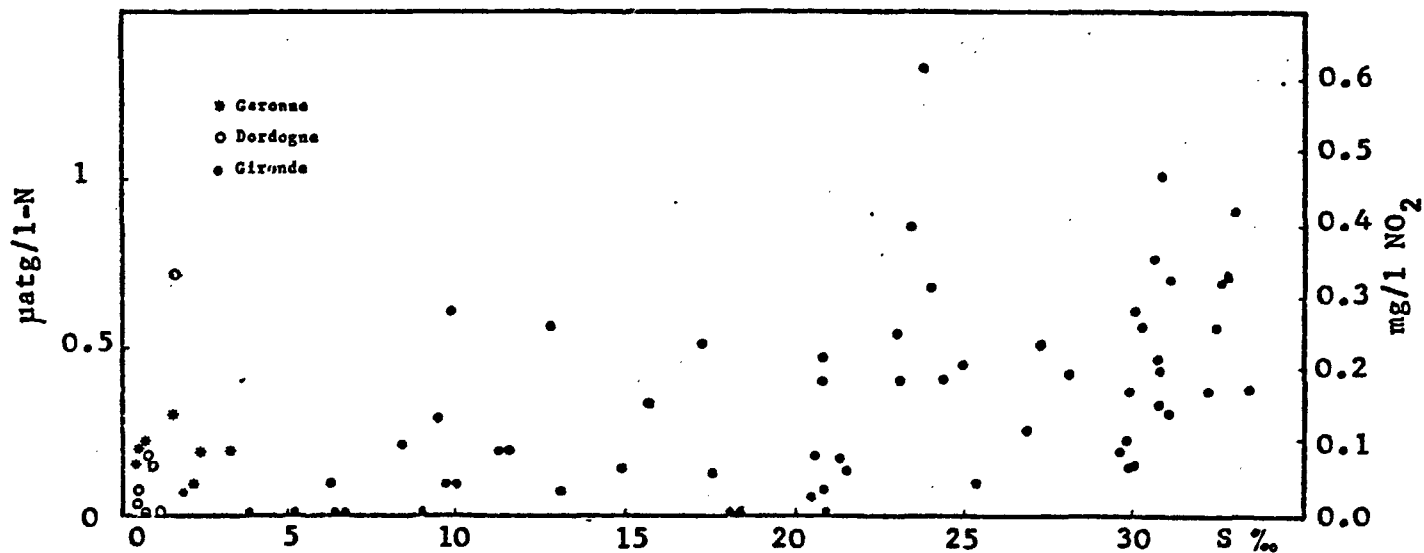


Figure 54 : Relation nitrites - salinité au mois de juillet 1976.

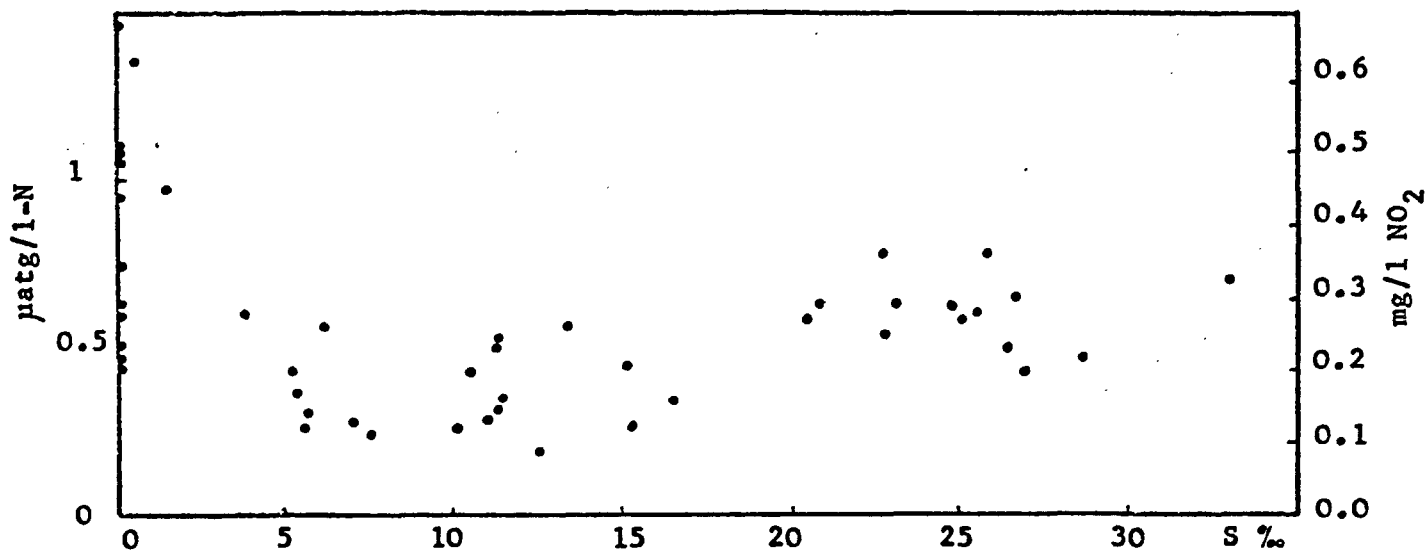


Figure 55 : Relation nitrites - salinité au mois de novembre 1976.

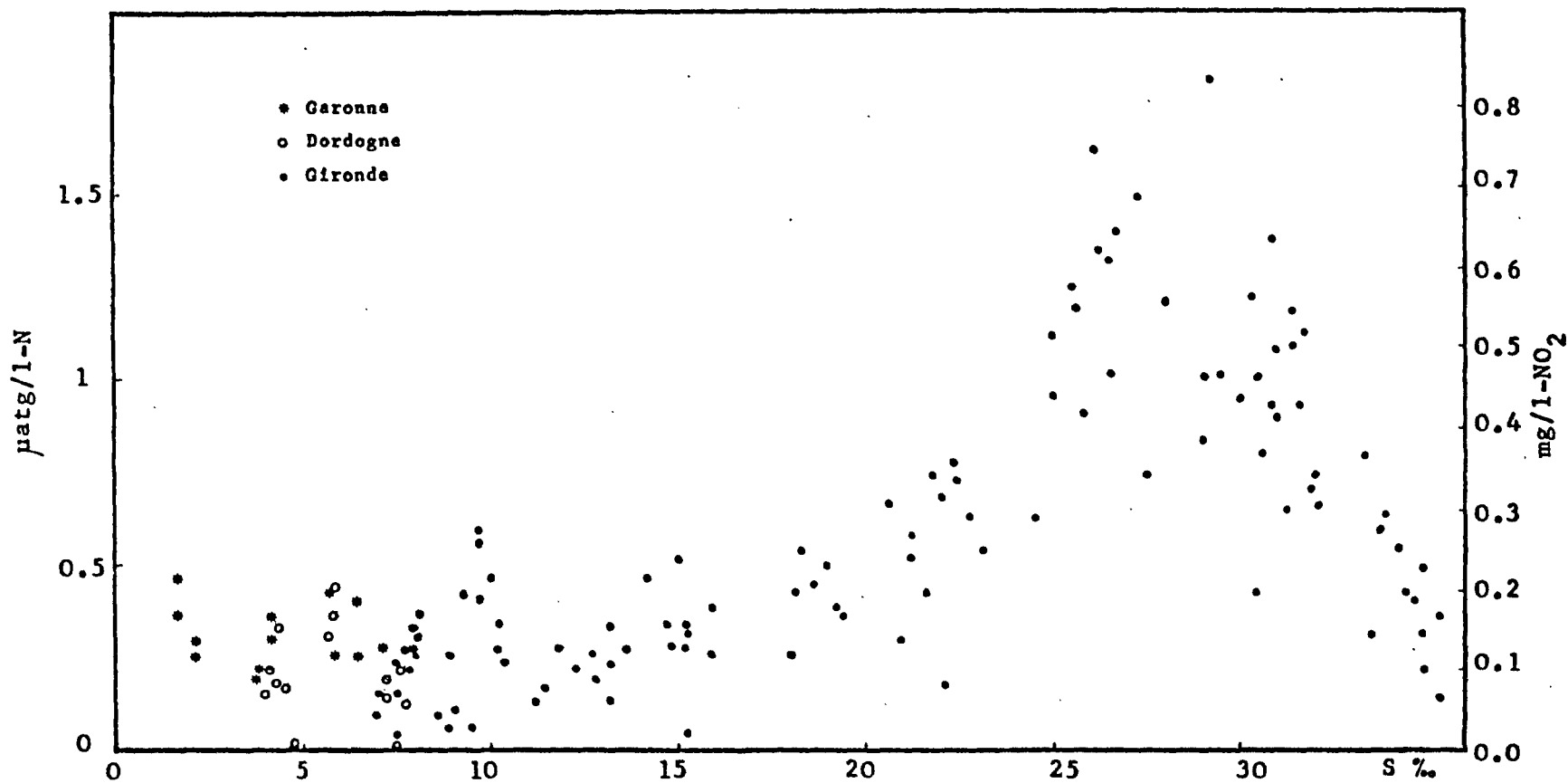


Figure 56 : Relation nitrites - salinité au mois de septembre 1976.

Certains mois (janvier, fig. 58 - juin, fig. 59, et octobre 76), les points semblent se situer presque tous au-dessus de la droite de dilution, ce qui confirmerait une minéralisation de la matière organique ayant lieu de façon continue dans l'estuaire. Cependant, statistiquement, on ne peut pas dire que les points s'écartent vraiment de la droite de dilution ; leur position par rapport à cette dernière est peut-être due à une sous-estimation de la concentration en nitrates du "point fluvial".

- Les autres mois de l'année, on observe différents cas de figure :

. En mars (fig. 62), on note un fort déficit par rapport à la droite de dilution dans la zone des faibles salinités ; on retrouve donc ici les faibles concentrations déjà observées au mois de mars. Ce déficit en nitrates s'atténue régulièrement lorsque la salinité augmente.

Il semblerait donc qu'il se produise une consommation des nitrates dans l'estuaire au mois de mars. Cependant, on n'observe pas d'augmentation du taux de chlorophylle à cette période (fig. 29), pouvant confirmer l'hypothèse d'une consommation des nitrates par un développement important du phytoplancton. Il est possible qu'en fait, cette configuration du graphique soit due à une sur-estimation de la concentration en nitrates du "point fluvial", inhérente à la méthode de détermination de ce dernier. Dans ce cas, il resterait à expliquer les teneurs relevées aux PK 20 et 41 D, qui sont relativement fortes par rapport à celles relevées dans l'estuaire.

. En avril (figure 63), on observe un déficit en nitrates par rapport à la droite de dilution dans la zone des salinités 1 à 10 ‰. Par contre, de 10 à 20 ‰ de salinité, les points se situent au-dessus de la droite, ce qui indiquerait une production de nitrates dans cette zone ; dans la zone des fortes salinités, les points se répartissent de part et d'autre de la droite de dilution.

. En mai (fig. 64), les points s'alignent autour de la droite de dilution dans les zones de faibles et de fortes salinités. Par contre, dans la zone de salinité de 7 à 23 ‰, on observe un déficit en nitrates. A la même période, les graphiques des variations saisonnières de la chlorophylle (fig. 29) montrent un pic important.

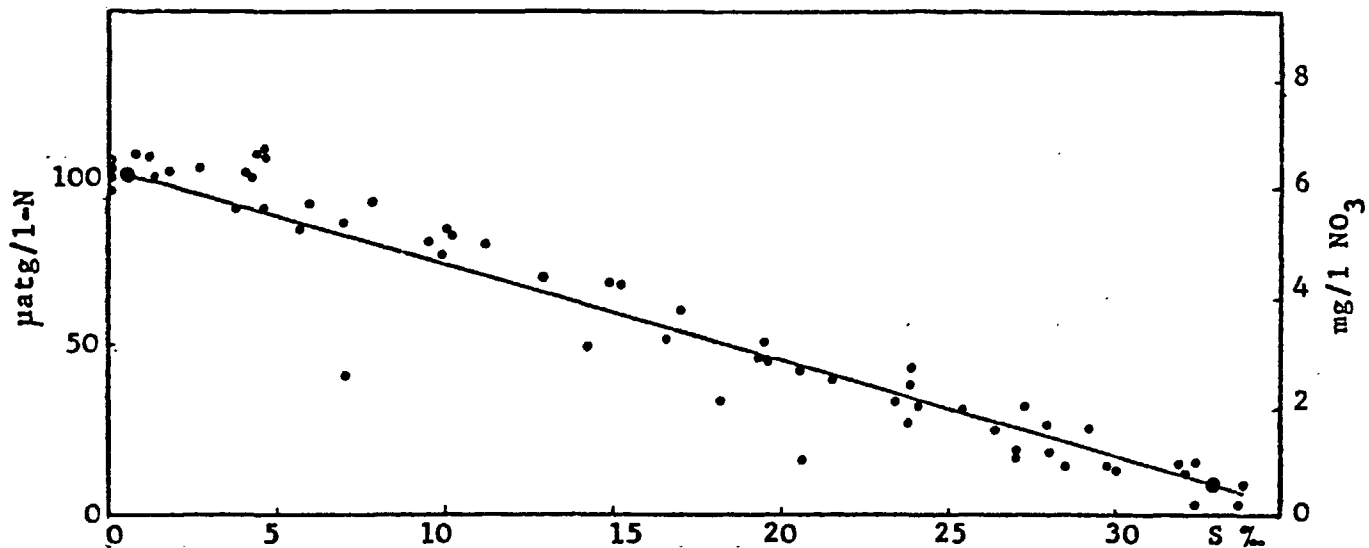


Figure 57 : Relation nitrates - salinité au mois de décembre 1975.

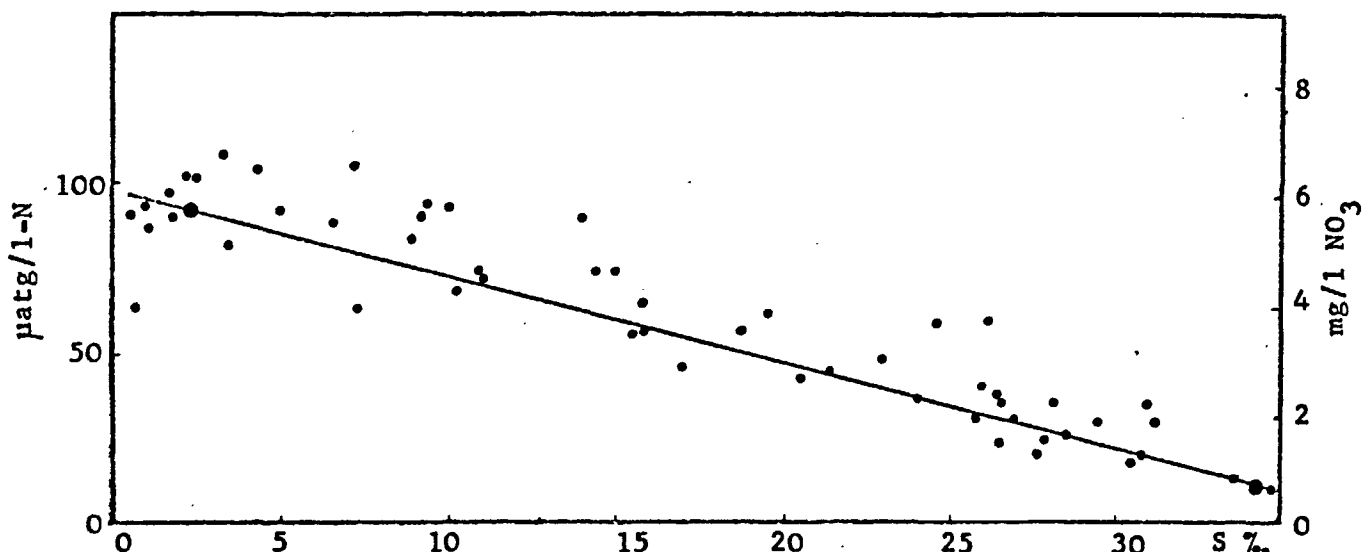


Figure 58 : Relation nitrates - salinité au mois de janvier 1976.

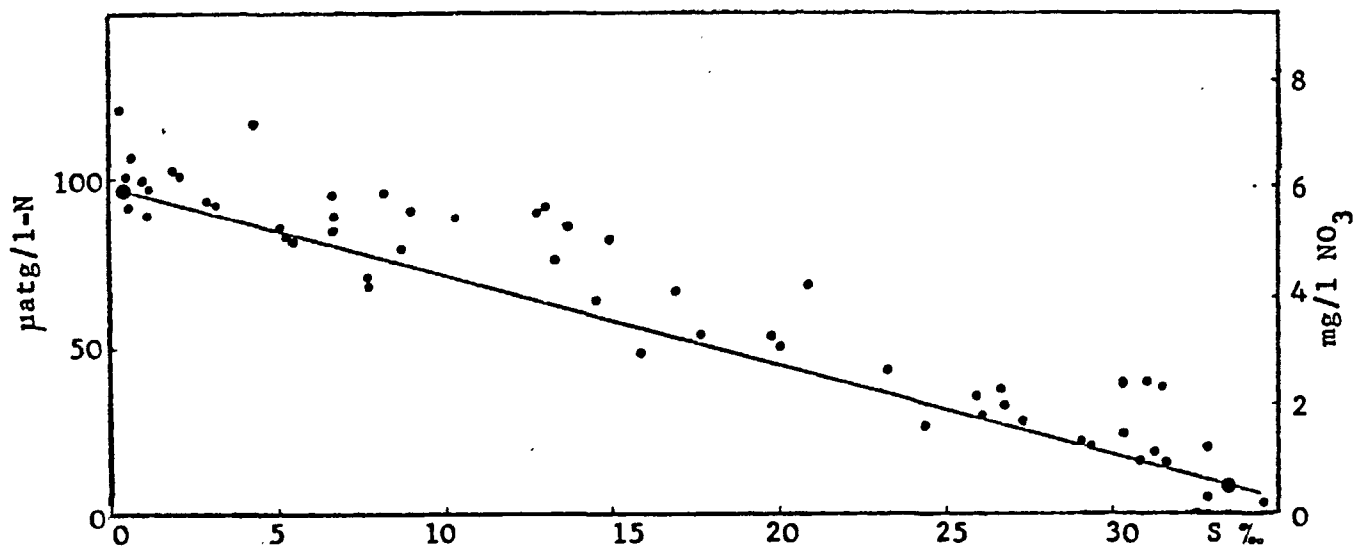


Figure 59 : Relation nitrates - salinité au mois de juin 1976.

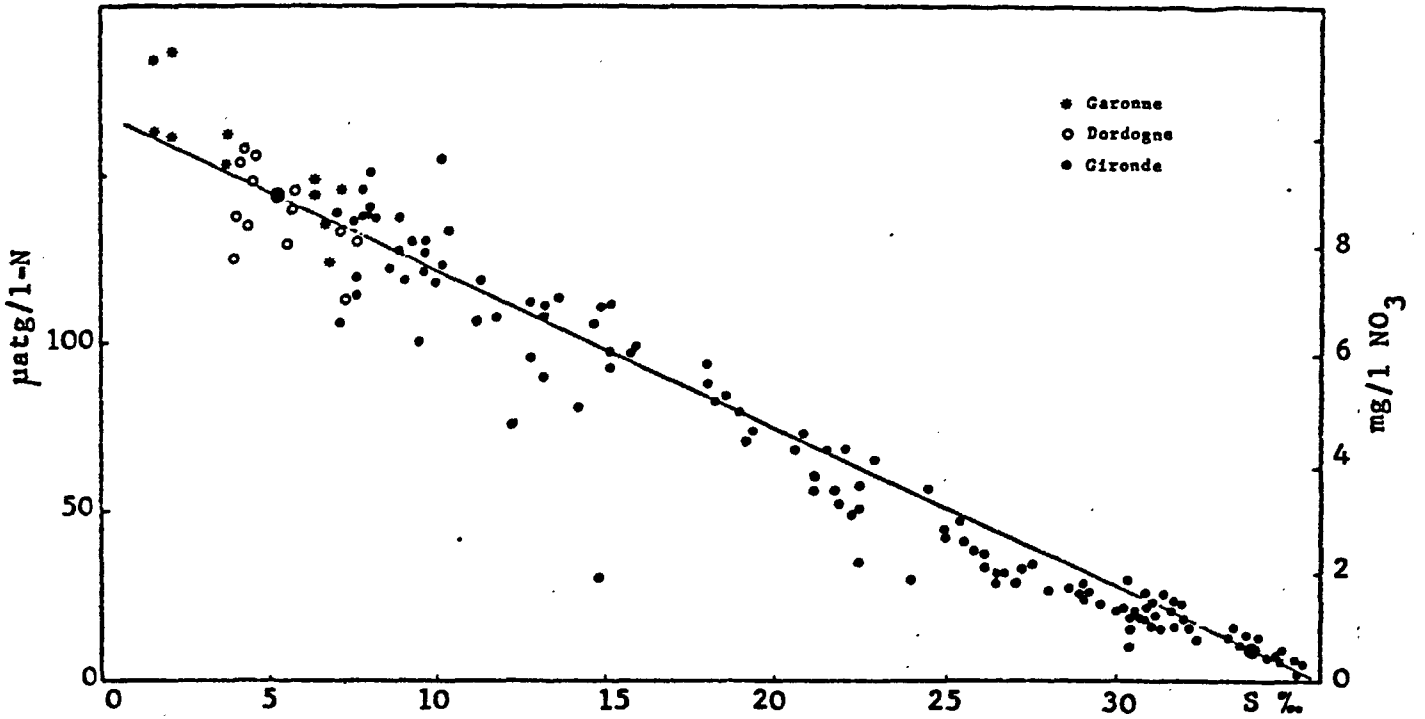


Figure 60 : Relation nitrates - salinité au mois de septembre 1976.

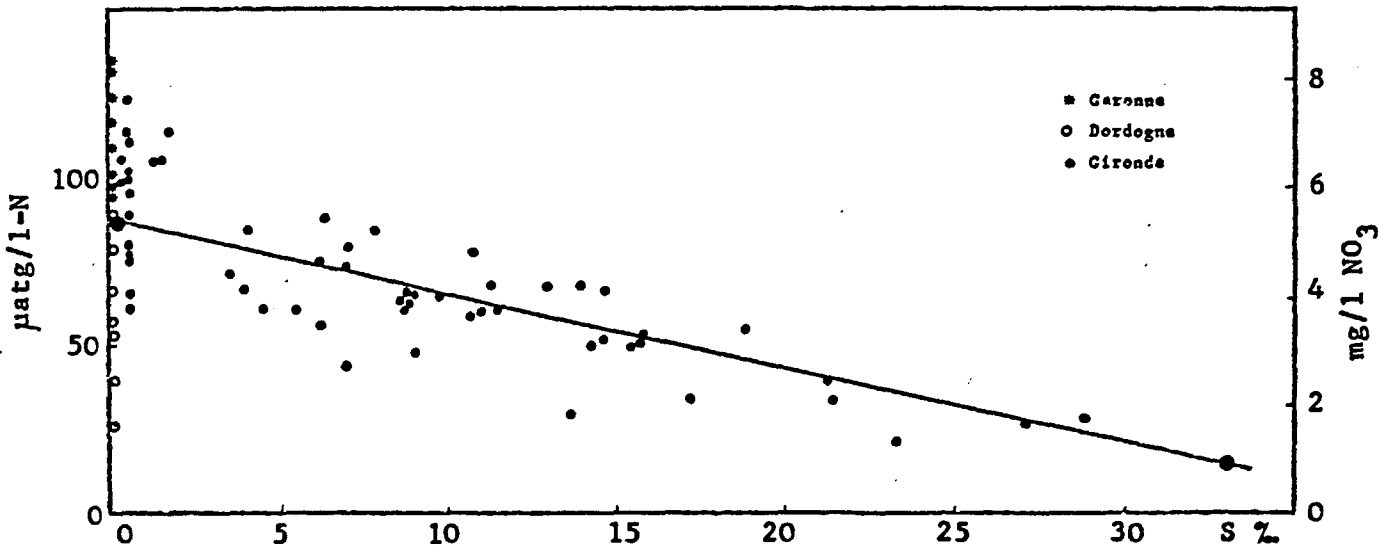


Figure 61 : Relation nitrates - salinité au mois de décembre 1976.

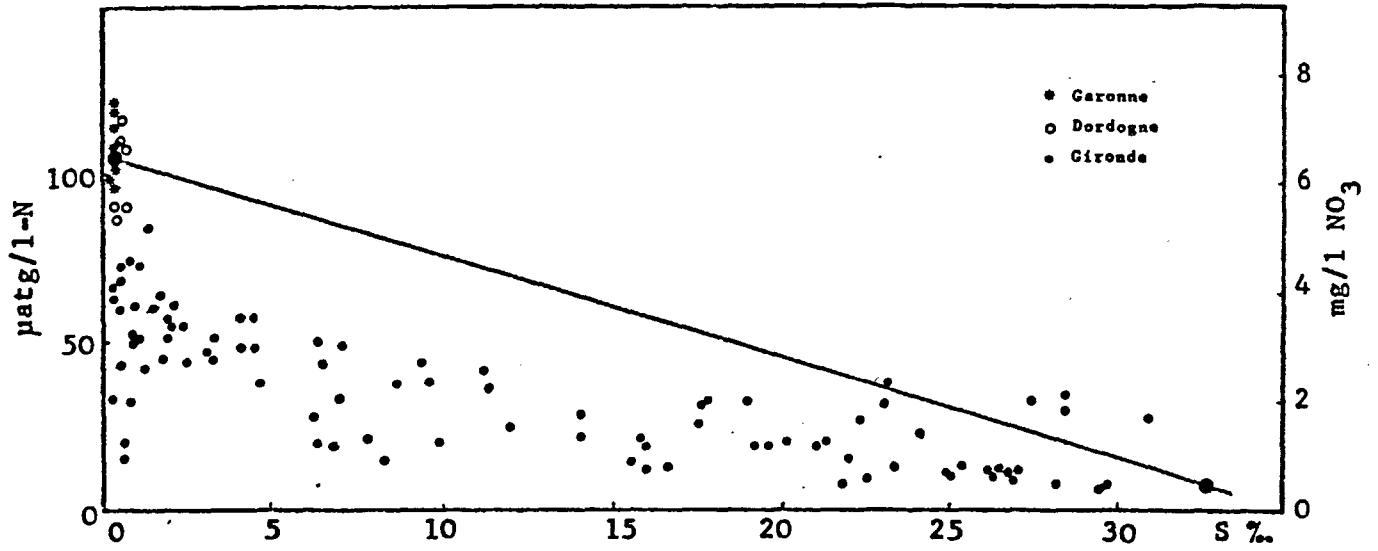


Figure 62 : Relation nitrates - salinité au mois de mars 1976.

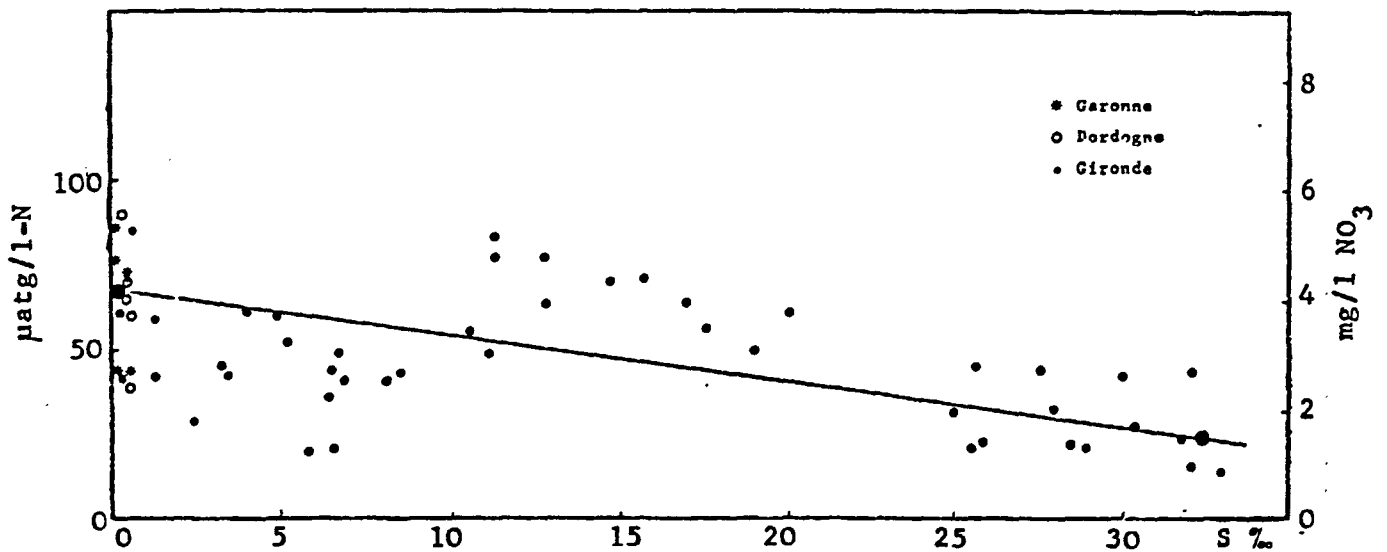


Figure 63 : Relation nitrates - salinité au mois d'avril 1976.

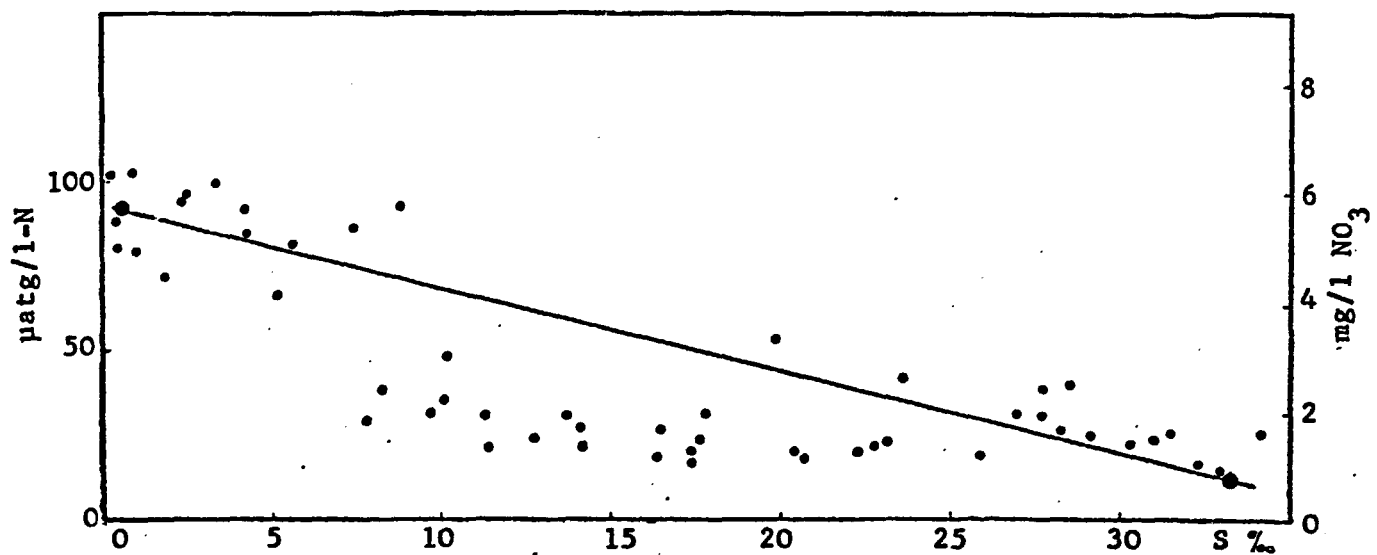


Figure 64 : Relation nitrates - salinité au mois de mai 1976.

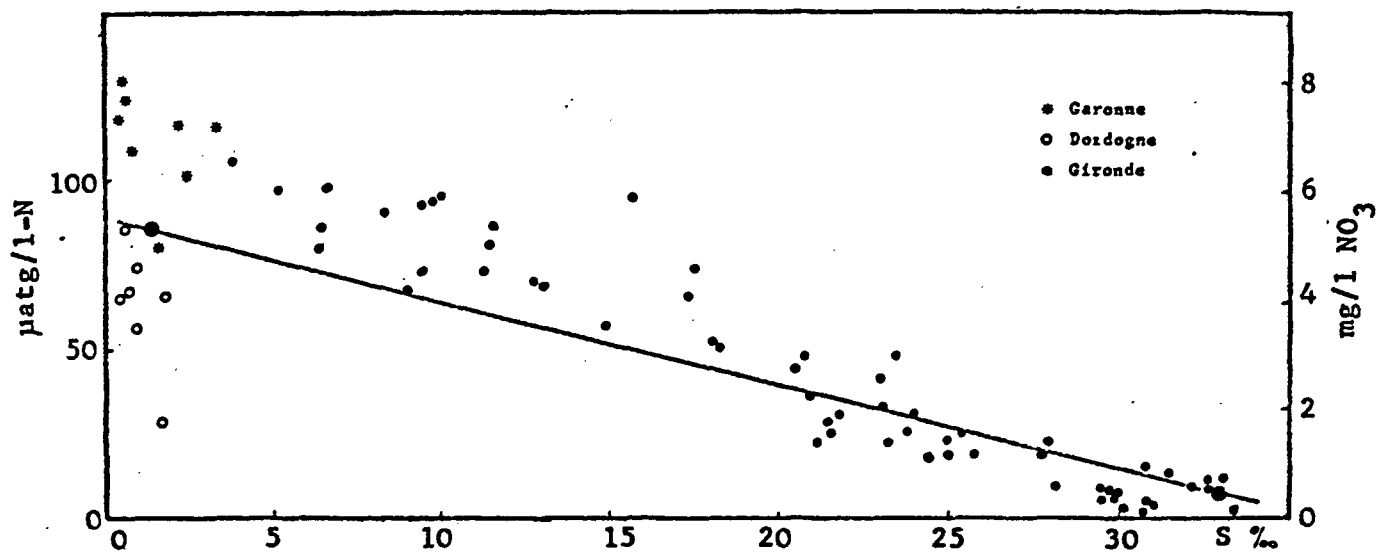


Figure 65 : Relation nitrates - salinité au mois de juillet 1976.

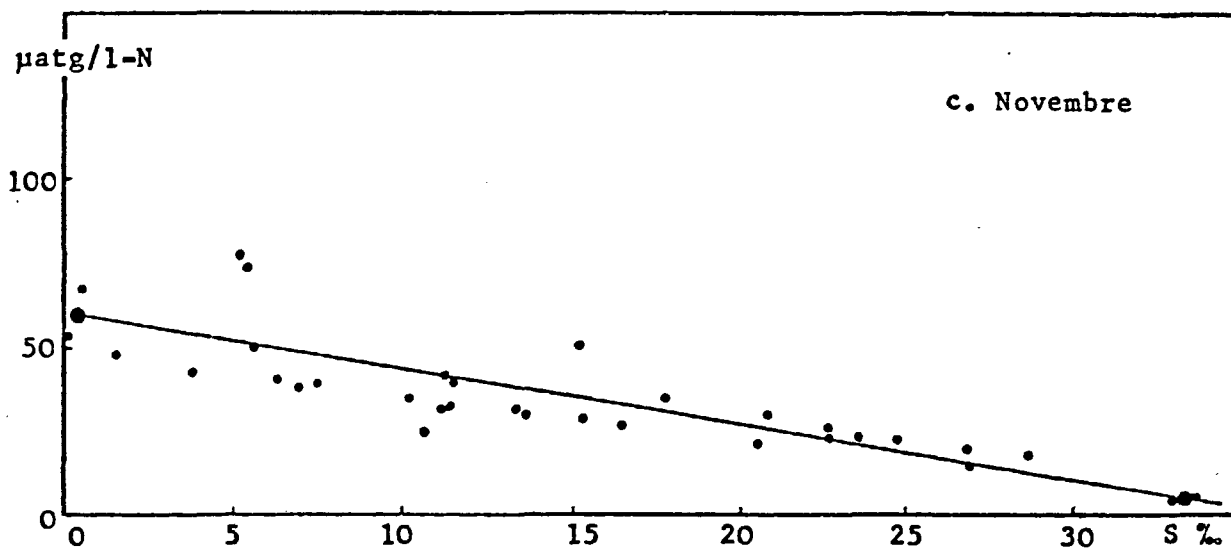
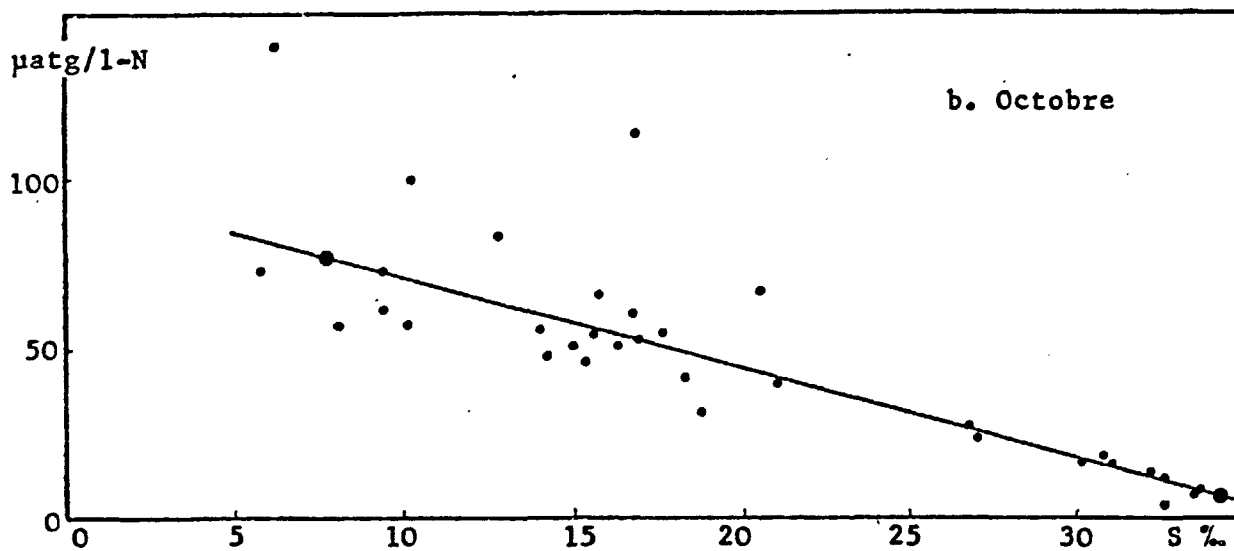
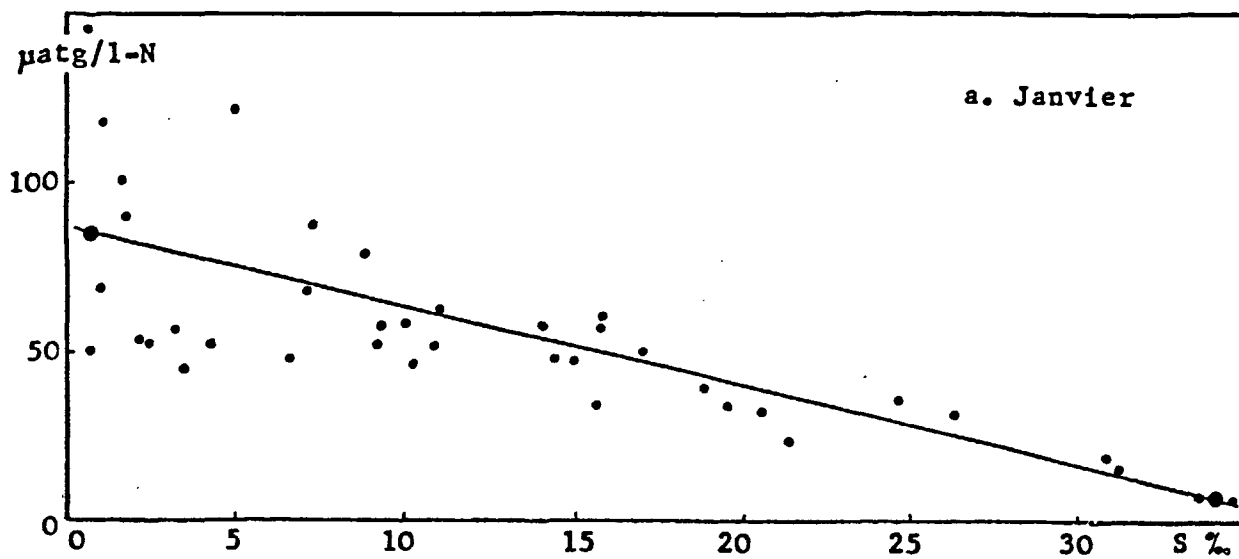


Figure 66 : Relation azote minéral total - salinité aux mois de janvier, octobre et novembre 1976.

Le déficit en nitrates observé dans l'estuaire semble donc dû à une consommation de cet élément par un développement important de phytoplancton.

. Les graphiques de début juillet et fin juillet présentent les mêmes caractéristiques (fig. 65). Les teneurs en nitrates de la Garonne sont nettement supérieures à celles de la Dordogne. Jusqu'à une salinité de 20 ‰, on observe un excès de nitrates par rapport à la droite de dilution, les points s'alignant à la suite de ceux représentant la Garonne ; ceci confirmerait donc l'hypothèse d'une production de nitrates le long de l'estuaire, due à la minéralisation des effluents rejetés dans la Garonne.

Dans la zone de fortes salinités (à partir de 20 ‰), les points se situent aux environs de la droite théorique.

d/ L'azote minéral total

Ainsi que nous l'avons déjà remarqué, l'azote minéral total peut être confondu avec les nitrates, exception faite des mois de janvier, octobre et novembre 1976, à certaines stations. Nous avons tracé pour ces trois mois les graphiques de relation azote minéral total - salinité, ainsi que les droites de dilution théorique correspondantes (fig. 66).

Dans les trois cas, les points s'alignent relativement bien autour de la droite de dilution, à part quelques exceptions dues aux fluctuations parfois importantes des teneurs en ammoniacque aux stations amont. Toutefois, on peut dire que dans l'ensemble, c'est la dilution qui détermine la répartition de l'azote minéral total dans l'estuaire pendant les mois de janvier, octobre et novembre 1976.

La répartition des nitrates étant également déterminée pendant ces trois mois par la dilution, on peut donc dire que dans tous les cas, la répartition de l'azote minéral total est la même que celle des nitrates.

e/ Conclusion

Dans la zone de l'estuaire de la Gironde sous influence marine, la dilution est donc le facteur prépondérant régissant la distribution de l'azote minéral dissous, en particulier des nitrates.

Cependant, on observe parfois une légère production de nitrates tout au long de l'estuaire. Au mois de mai, un déficit en nitrates, dû à une consommation de ces derniers par le phytoplancton, se fait sentir au centre de l'estuaire (PK 65 à 80).

-o-o-o-

CHAPITRE V
LE PHOSPHORE DISSOUS

I. GENERALITES

II. LE PHOSPHORE DISSOUS DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

1. *Origine des phosphates*
2. *Répartition verticale des phosphates et variations au cours d'une marée dans l'estuaire de la Gironde*
3. *Répartition des phosphates le long de l'estuaire*
4. *Variations saisonnières*
5. *Relations avec la salinité.*

III. RAPPORTS N/P ET $\Delta N/\Delta P$

1. *Le rapport N/P*
2. *Le rapport $\Delta N/\Delta P$*

I - GENERALITES

Le phosphore se présente dans les eaux sous forme de composés organiques ou minéraux, dissous ou particuliers, ces derniers pouvant être adsorbés sur du matériel détritique (ARMSTRONG, 1965 a).

Le phosphore minéral dissous, qui fera l'objet de notre étude se trouve sous forme d'ions orthophosphates, assimilables par le phytoplancton ; ce sont les ions de l'acide orthophosphorique H_3PO_4 : $H_2PO_4^-$ et surtout HPO_4^{--} , l'ion PO_4^{3-} (acide phosphorique) n'existant qu'en quantité négligeable. Par la suite, nous désignerons ces ions orthophosphates par le terme général de "phosphates" (en abrégé PO_4).

Globalement, le cycle du phosphore (fig. 67) est du même type que celui de l'azote, avec :

- absorption du phosphore minéral par le phytoplancton ;
- retour dans le milieu aqueux de composés phosphatés, organiques ou minéraux, par excrétion et par décomposition des organismes morts ;
- régénération des composés organiques en phosphates à nouveau assimilable par le phytoplancton.

Toutefois, des différences avec le cycle de l'azote sont à signaler :

a/ Si, pour l'azote, la reminéralisation se fait uniquement grâce à l'action des bactéries, il existe, pour le phosphore deux modalités différentes de reminéralisation ;

- action des bactéries sur les produits d'excrétion et les détritiques organiques ;
- action d'enzymes secrétés par les cellules végétales (phosphatases).

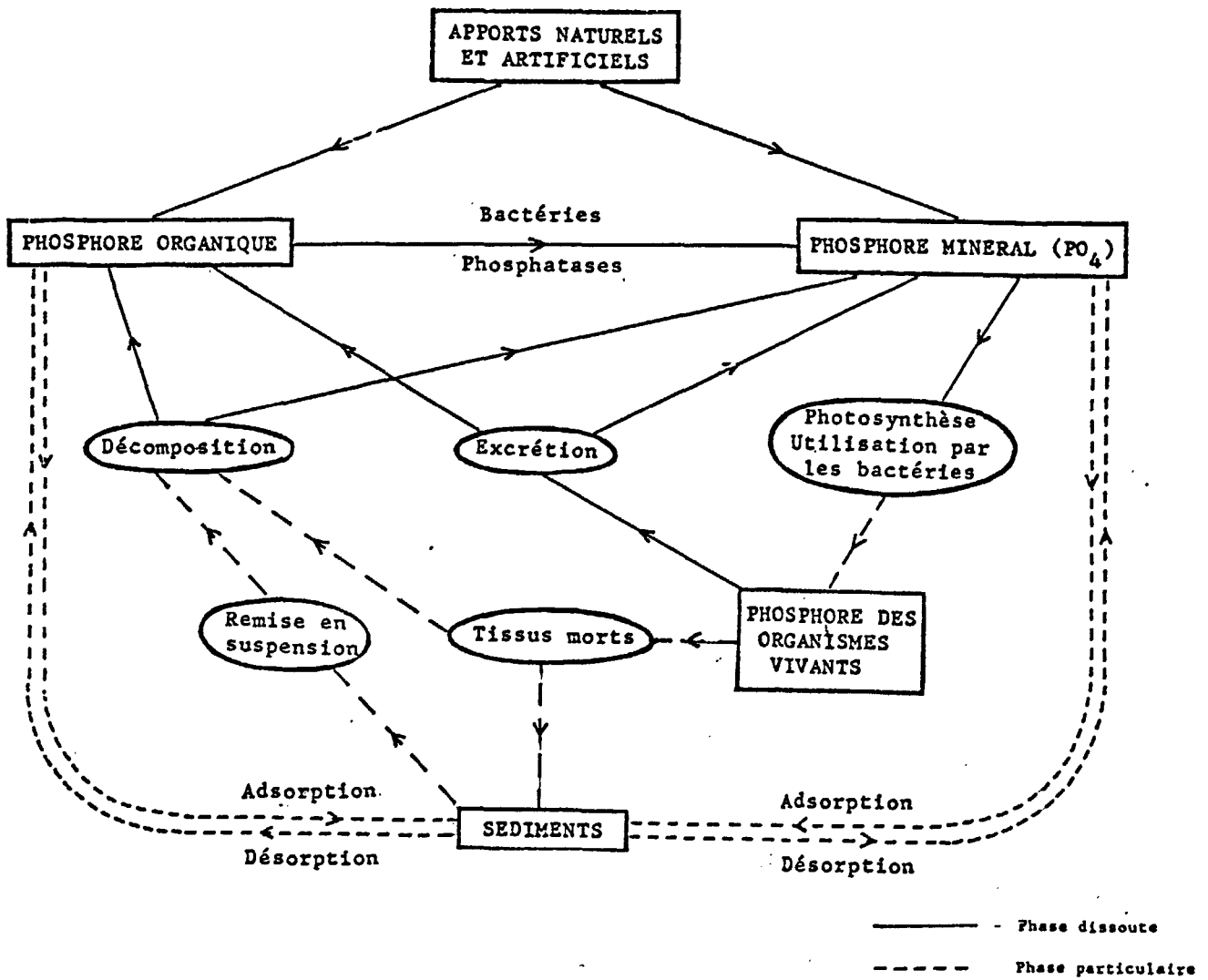


Figure 67 : Cycle du phosphore.

(d'après P. BOUGIS, 1974, simplifié)

b/ Certains auteurs ont signalé l'utilisation de composés organiques comme source de phosphore par des algues unicellulaires. Il semblerait en fait que de nombreuses formes du phytoplancton produisent des phosphatases séparant le radical phosphate qui est assimilé et la fraction organique qui reste dans le milieu (KUENZLER et PERRAS, 1965). L'absorption du phosphore se ferait donc finalement à partir des composés minéraux, l'utilisation directe des composés organiques n'étant qu'une apparence.

Cependant, si le dernier stade de la reminéralisation se fait par les phosphatases du phytoplancton juste avant l'absorption du phosphate minéral,

la reminéralisation peut être pratiquement masquée pour une fraction du phosphore (BOUGIS, 1974).

c/ La différence la plus importante entre les cycles de l'azote et du phosphore est l'existence pour ce dernier de phénomènes d'échange entre eau et sédiment.

En effet, les sédiments (en suspension ou déposés sur le fond) sont capables de fixer une partie du phosphore dissous (adsorption) ou au contraire de libérer du phosphore (désorption). De nombreux auteurs ont observé ces phénomènes d'échange :

. LEACH (1971) a montré une désorption des phosphates dans les zones de forte salinité de l'estuaire de l'Ythan.

. BUTLER et TIBBITS (1972) ont montré que les concentrations en phosphore dissous organique et inorganique restaient constantes avant et après une crue caractérisée par apports importants de phosphore organique et de matières en suspension, suggérant ainsi un processus d'adsorption.

. D'autre part, POMEROY et al. (1965) ont mis en évidence un échange continu entre l'eau et les sédiments. Il s'agit en fait d'un double échange : l'un entre les minéraux et l'eau, l'autre entre l'eau et les microorganismes interstitiels, cet échange biologique étant particulièrement important pour les sédiments en suspension. Ainsi, à mesure que le phosphore est libéré par les sédiments, il est utilisé par le phytoplancton.

Les sédiments joueraient donc un rôle de tampon contrôlant la teneur en phosphates des eaux. Mais si les mécanismes de ces échanges sont bien connus, leurs conditions le sont moins, et les interprétations varient selon les auteurs.

. Pour ROCHFORD (1951), les échanges sont directement liés à la concentration en phosphore dissous.

. Pour CARRITT et GOODGAL (1954), les phénomènes d'adsorption et de désorption sont fonction du pH, de la salinité, et de la concentration en phosphore dissous.

. JITTS (1959) observe que l'adsorption dépend du pH et du rapport fer sur matière organique et qu'en période de débits élevés, les matières en suspension peuvent adsorber 80 à 90 % du phosphore dissous.

. CESCAS et PIERRE (1977) ont montré que la capacité d'adsorption maximale varie avec la nature du sédiment : de façon proportionnelle avec le contenu argileux, le fer et l'aluminium, les carbonates, le phosphore total, la matière organique, et de façon inversement proportionnelle avec le pH et le contenu sableux.

II - LE PHOSPHORE DISSOUS DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

Les teneurs moyennes et extrêmes en phosphates relevées dans l'estuaire durant l'année 1976, à basse mer, sont les suivantes (en $\mu\text{atg/l-P}$) :

STATION	MINIMUM	MOYENNE	MAXIMUM
Gardonne		1.4	5.58
Couthures	0.0	5.2	10.32
Bègles	0.56	2.1	4.08
Lormont	0.85	3.5	8.82
Bassens	1.55	3.4	6.55
P.K. 35	0.60	2.4	4.23
P.K. 52	0.89	2.3	3.67
P.K. 67	1.03	2.1	3.65
P.K. 78	0.35	1.8	2.58
P.K. 96	1.59	1.9	2.43
P.K. 100	0.88	1.4	1.85
Bouée 10	0.57	0.8	1.14
Bouée 1	0.17	0.5	1.00

Tableau 9 : Teneurs en phosphates, extrêmes et moyennes, relevées en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire et les fleuves (en $\mu\text{atg/l-P}$).

Teneurs généralement rencontrées :
dans les fleuves : 0.3 à 1.5 $\mu\text{atg/l-P}$
dans les océans : 0.03 à 0.3 $\mu\text{atg/l-P}$
(SALVADORI, 1976)

1. Origine des phosphates

Afin de déterminer l'origine des phosphates présents dans les eaux fluviales, nous avons essayé d'utiliser le même procédé que pour les nitrates, c'est-à-dire que nous avons établi pour chaque station la relation : concentrations en phosphates en fonction des débits fluviaux (fig. 68).

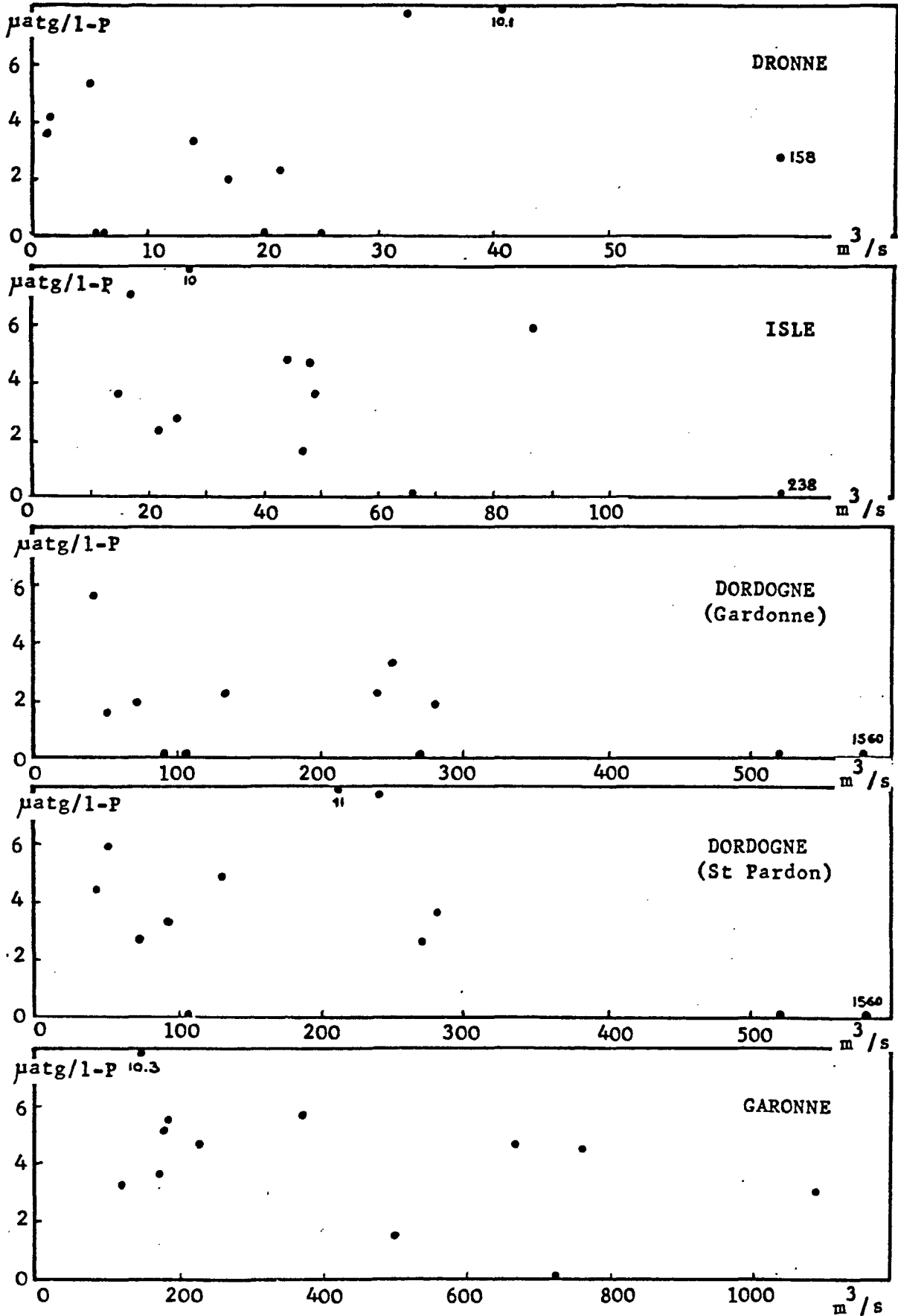


Figure 68 : Relation débits fluviaux - phosphates.

Il n'apparaît de relation nette pour aucune des rivières, et il est donc impossible de faire la part du lessivage des sols et des apports réguliers dans l'origine des phosphates.

2. Répartition verticale des phosphates et variations au cours d'une marée, dans l'estuaire de la Gironde

Les teneurs en phosphates sont voisines en surface et au fond pour une même station, et les fluctuations au cours d'une marée sont relativement réduites. On pourra donc considérer une seule valeur (en surface à basse mer par exemple) comme représentative d'une station à une époque donnée.

3. Répartition des phosphates le long de l'estuaire

Après avoir tracé mois par mois les profils représentant les variations de la teneur en phosphates dissous le long de l'estuaire, nous avons déterminé deux schémas de répartition spatiale :

- Un cas général de janvier à octobre 1976 (fig. 69).
- Un cas correspondant à la période de crue de novembre-décembre 1976 (fig. 70).

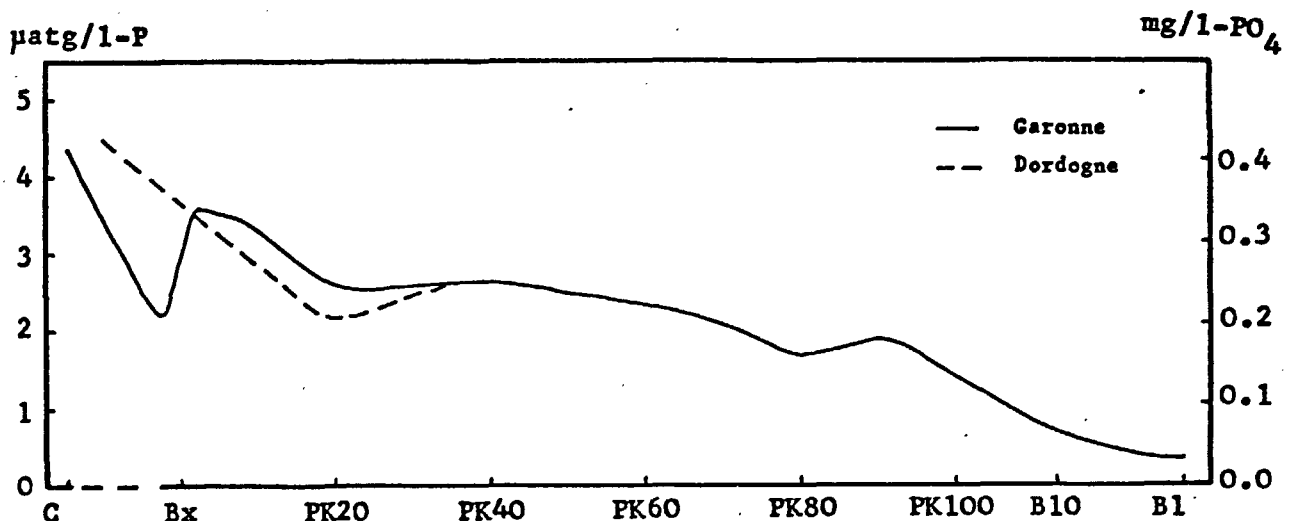


Figure 69 : Répartition des phosphates le long de l'estuaire de la Gironde (cas général).

- Dans le cas le plus général, les teneurs en phosphates sont plus élevées à Couthures qu'à l'entrée de Bordeaux. Puis on observe une augmentation des teneurs à la sortie de Bordeaux, liée probablement aux rejets urbains. Cette augmentation varie de $1 \mu\text{atg/l-P}$ en janvier et mars à $3 \mu\text{atg/l-P}$ en septembre. L'augmentation de la concentration en phosphates est donc maximale lorsque le débit fluvial est le plus faible et le temps de résidence des eaux devant Bordeaux est le plus long, les produits des effluents pouvant alors s'accumuler au sein d'une même masse d'eau.

Dans l'estuaire, les teneurs diminuent vers l'aval ; cette diminution devient plus rapide au niveau de l'embouchure, traduisant la dilution des phosphates dans des eaux marines plus pauvres.

- En période de crue, le schéma de répartition est différent :

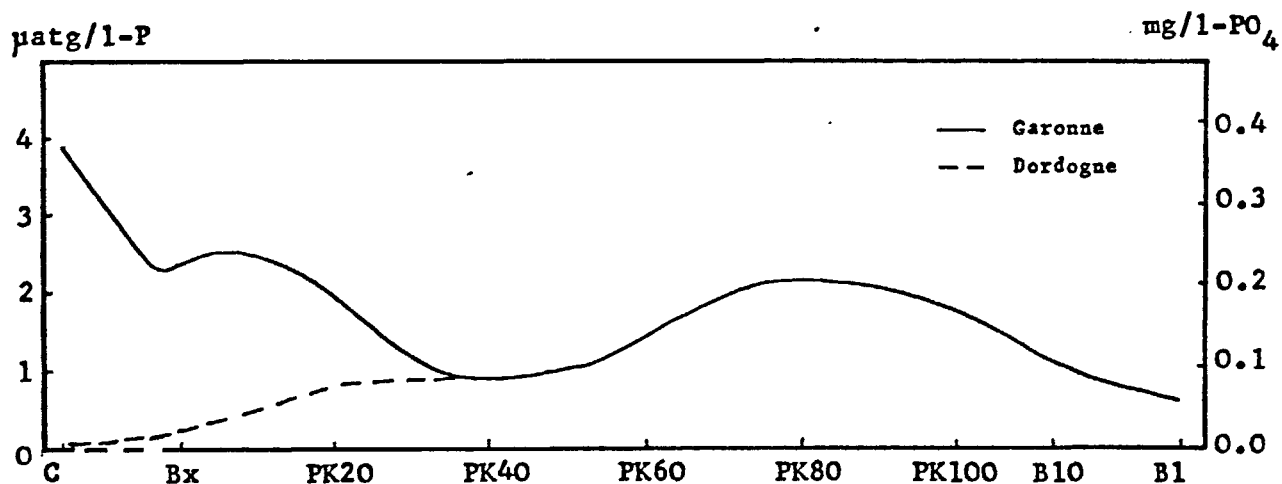


Figure 70 : Répartition des phosphates le long de l'estuaire de la Gironde en novembre et décembre 1976.

On retrouve les teneurs plus élevées à Couthures qu'à Bordeaux, ainsi qu'une légère augmentation au niveau de Bordeaux. Mais on observe ensuite une baisse des concentrations, qui atteignent leur minimum aux environs des PK 40 à 50, suivie d'une augmentation, le maximum des teneurs se situant vers le PK 80.

Deux hypothèses peuvent expliquer ce schéma :

- soit une adsorption ou une précipitation des phosphates dans la zone s'étendant du PK 20 au PK 60 ;

- soit une désorption des phosphates aux environs des PK 70 à 90, zone correspondant à la partie amont du bouchon vaseux.

On peut d'ailleurs imaginer une troisième hypothèse, combinant les deux premières ; on aurait alors une précipitation des phosphates dans la partie amont de l'estuaire, compensée ensuite par une désorption dans la partie aval, où se situe alors le bouchon vaseux.

Nous essayerons dans la suite de cette étude de préciser le processus à l'origine de cette distribution.

4. Variations saisonnières

Dans les rivières et les fleuves (fig. 71), les variations des teneurs en phosphates semblent assez aléatoires, minima et maxima se situant à des périodes différentes selon les stations, des valeurs nulles pouvant être enregistrées aussi bien en hiver qu'en été.

Au niveau de Bordeaux (Bègles, Lormont, Bassens), on observe cependant des teneurs maximales durant l'hiver 75/76, suivies d'une baisse de mars à juin, puis d'une remontée à partir de juillet, les teneurs de l'hiver 76 étant nettement plus faibles que celles du précédent.

Les concentrations relevées au niveau du PK 13 sont toujours relativement fortes ; il peut s'agir là d'un apport ponctuel, ou d'un artefact de mesure.

Dans l'estuaire amont (fig. 72), on retrouve une baisse régulière des teneurs jusqu'à un minimum en mai ou juin, suivi par des teneurs maximales d'été et d'automne. Il se produit ensuite une chute brutale des teneurs, dès octobre 1976 au PK 20, en novembre plus en aval.

Les teneurs maximales d'été ne peuvent s'expliquer par des apports fluviaux, l'étiage étant très marqué durant cette période. Plusieurs explications peuvent être envisagées :

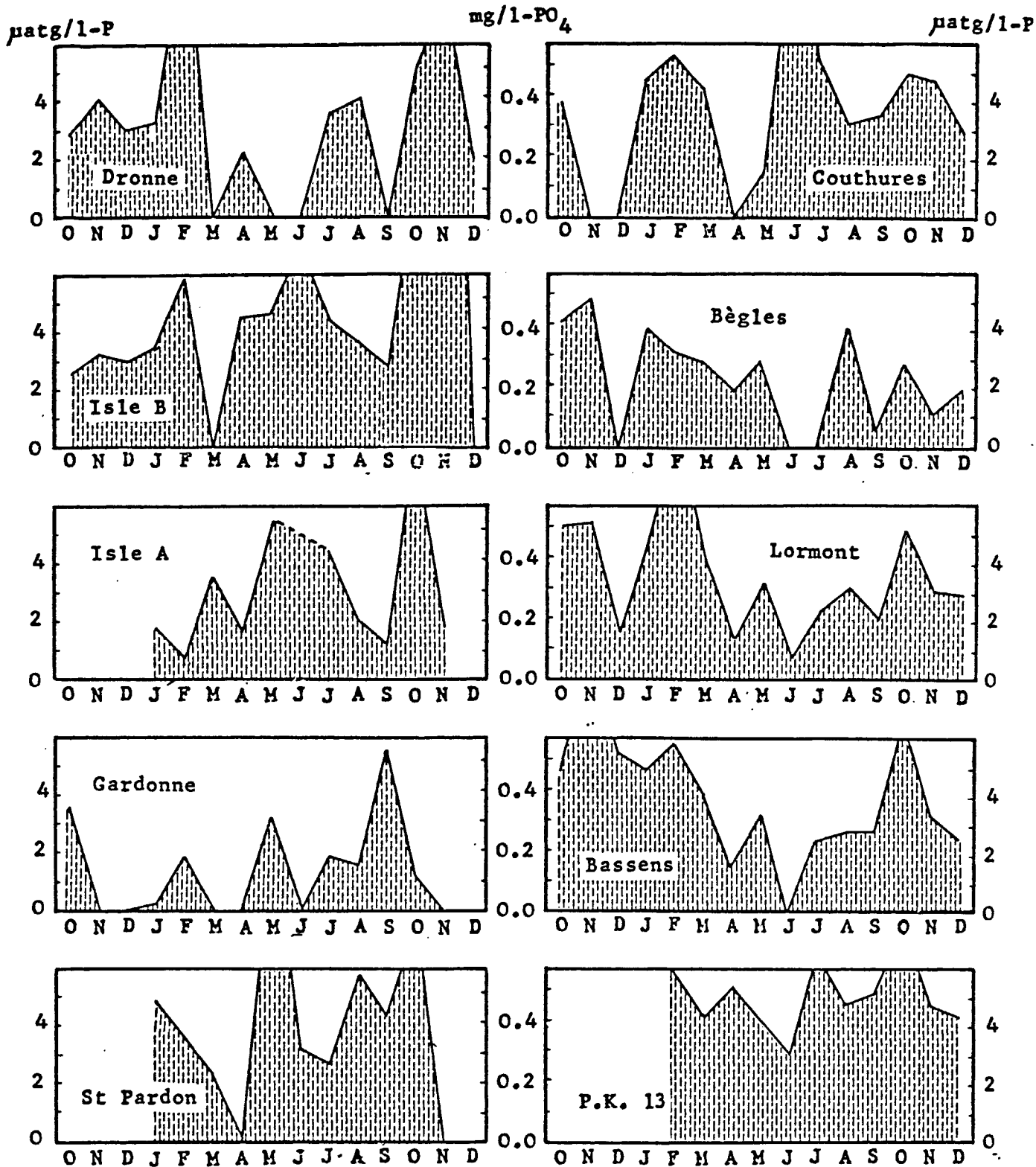


Figure 71 : Variations saisonnières des teneurs en phosphates dans les fleuves.

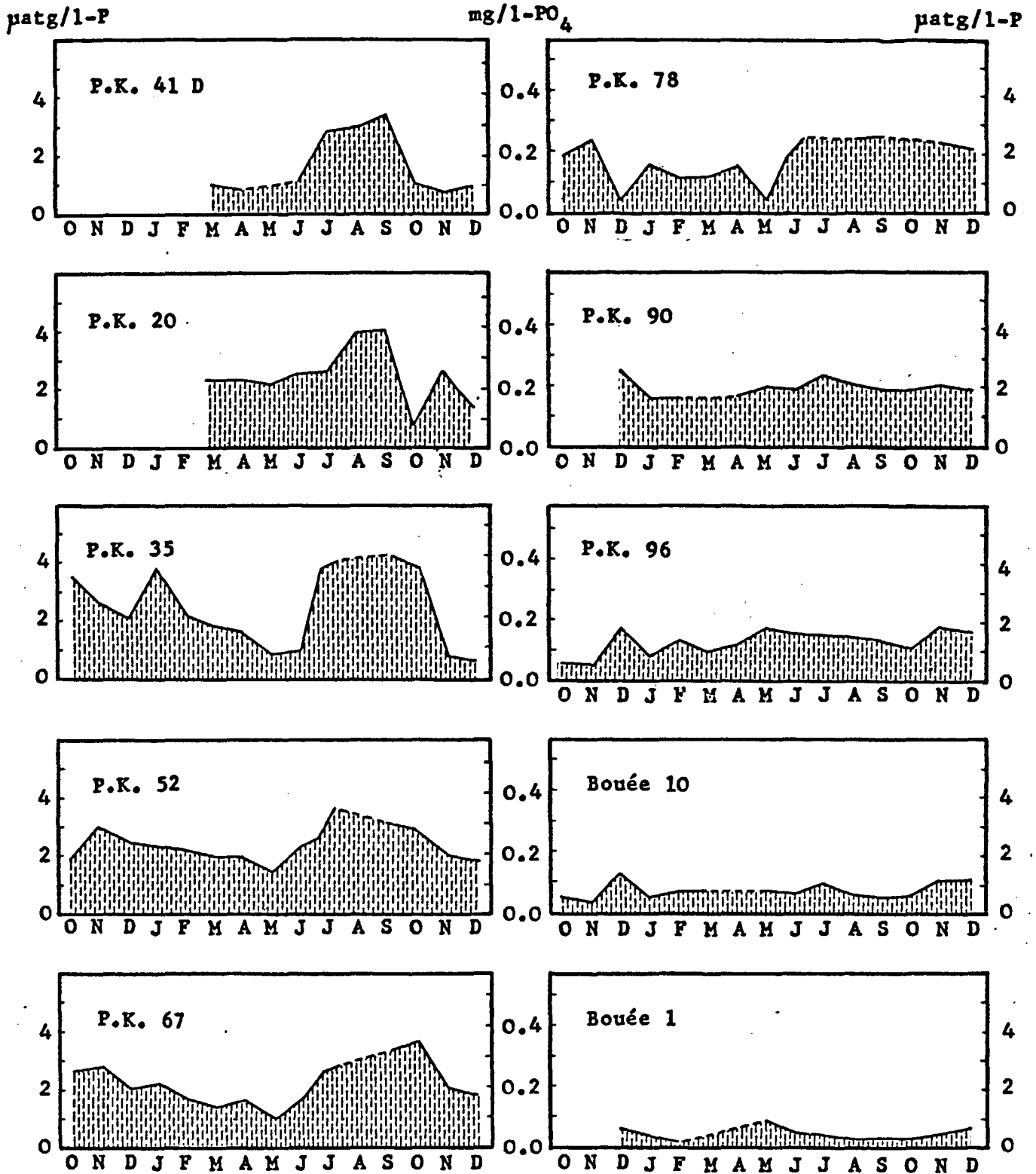


Figure 72 : Variations saisonnières des teneurs en phosphates dans l'estuaire.

- un lessivage du bassin versant par les violents orages de l'été 1976, et un entraînement des produits agricoles phosphatés très concentrés. Des variations similaires dans l'estuaire de l'Ythan sont expliquées de cette façon (LEACH, 1971).

- ou une libération des phosphates jusque là fixés sur les sédiments du bouchon vaseux ou du fond, la concentration dans les eaux ayant atteint un "seuil limite" (fixé à $1 \mu\text{atg/l}$ par ROCHFORD, 1951).

- ou encore une accumulation des produits phosphatés des effluents urbains et de la décomposition des débris organiques, due au temps de résidence important des eaux dans l'estuaire.

De même, la chute brutale des teneurs en novembre et décembre 1976 peut s'expliquer de plusieurs façons :

- une diminution des apports fluviaux, ce qui semble être le cas pour la Dordogne où les concentrations en phosphates sont nulles à Gardonne et Saint-Pardon (fig. 62).

- un entraînement rapide des déchets urbains par les forts courants de crue.

- une adsorption des phosphates par les sédiments en suspension, déjà remarquée par JITTS (1959) en période de débits élevés.

En fait, il est probable que dans chacun des cas, plusieurs des processus cités soient à retenir, leur action combinée déterminant la diminution ou l'augmentation des teneurs en phosphates dans l'estuaire.

Plus on va vers l'aval, plus les variations décrites sont atténuées ; au niveau de l'embouchure, où les teneurs en phosphates diminuent rapidement, on n'observe pratiquement plus de variations, mais des concentrations relativement homogènes dans le temps à chaque station.

5. Relation avec la salinité

De janvier à mars 1976 (fig. 73 et 74), seule la dilution semble régir la répartition des phosphates le long de l'estuaire, les points se répartissant de part et d'autre de la droite de dilution théorique.

En avril (fig. 75), on observe également une dilution, avec toutefois un excès de phosphates dans la zone des salinités 1 à 18 ‰.

En mai (fig. 76), si les points se répartissent de part et d'autre de la droite de dilution, les écarts par rapport à cette dernière peuvent être assez importants.

De juin à septembre (fig. 77 et 78), c'est-à-dire durant toute la période d'étiage, on observe le même schéma, c'est-à-dire un excès important de phosphates par rapport à la droite de dilution à partir de 5 ‰ environ de salinité, la situation ne redevenant "normale" que dans la zone des très fortes salinités (à partir de 30 ‰ environ). Il y a donc eu à cette époque des apports (ou une production) de phosphates dans l'estuaire ; l'hypothèse d'apports dus au lessivage des produits agricoles par des pluies d'orages violentes ne suffit pas à expliquer cet excès de phosphates, puisque celui-ci débute en juin et que ce mois a été une période de totale sécheresse.

On peut par contre trouver une explication dans une libération des phosphates jusque là adsorbés sur les sédiments (en l'occurrence sur les sédiments du fond, car le bouchon vaseux se trouve plus en amont à cette époque) ; cette désorption pourrait être un effet tampon compensant les faibles concentrations en phosphates des mois précédents (ROCHFORD, 1951), ou simplement une conséquence des conditions hydrologiques particulières de cette période (température élevée, oxygénation relativement réduite, peu de brassages).

Au mois d'octobre, la dilution est relativement bonne, aucun autre phénomène ne semblant intervenir dans la répartition des phosphates.

Pour novembre et décembre (fig. 79 et 80), une grande partie de l'estuaire étant dessalé par suite des crues, nous avons tracé la droite de dilution à partir de la zone amont où la salinité commence à varier, ce qui correspond dans les deux cas au PK 67.

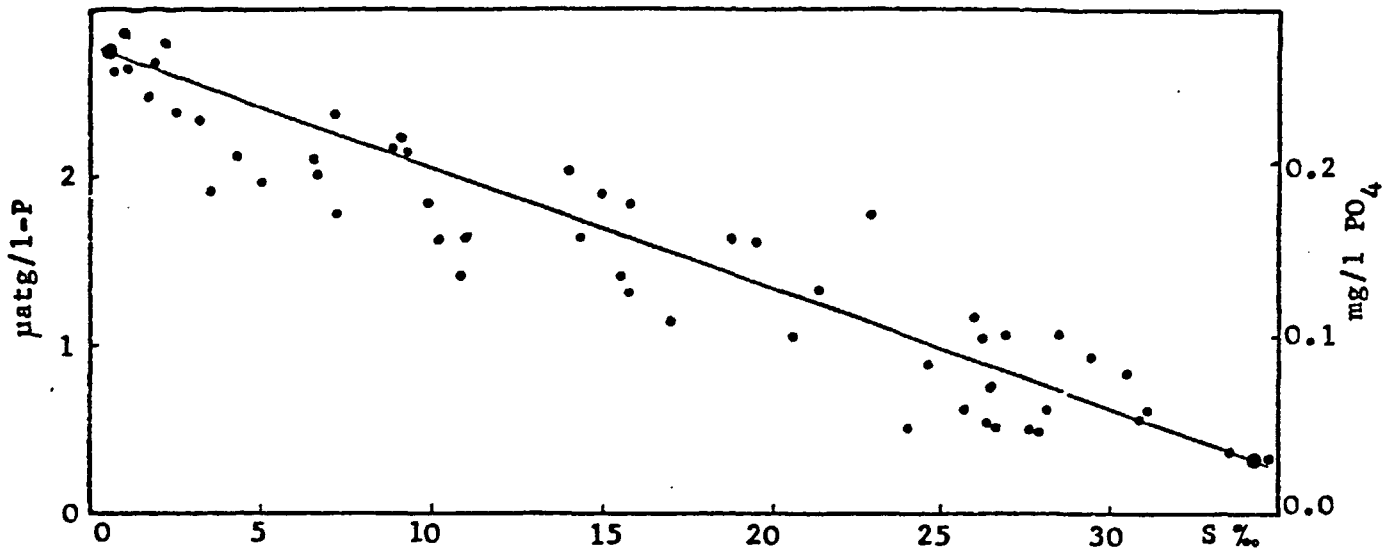


Figure 73 : Relation phosphates - salinité au mois de janvier 1976.

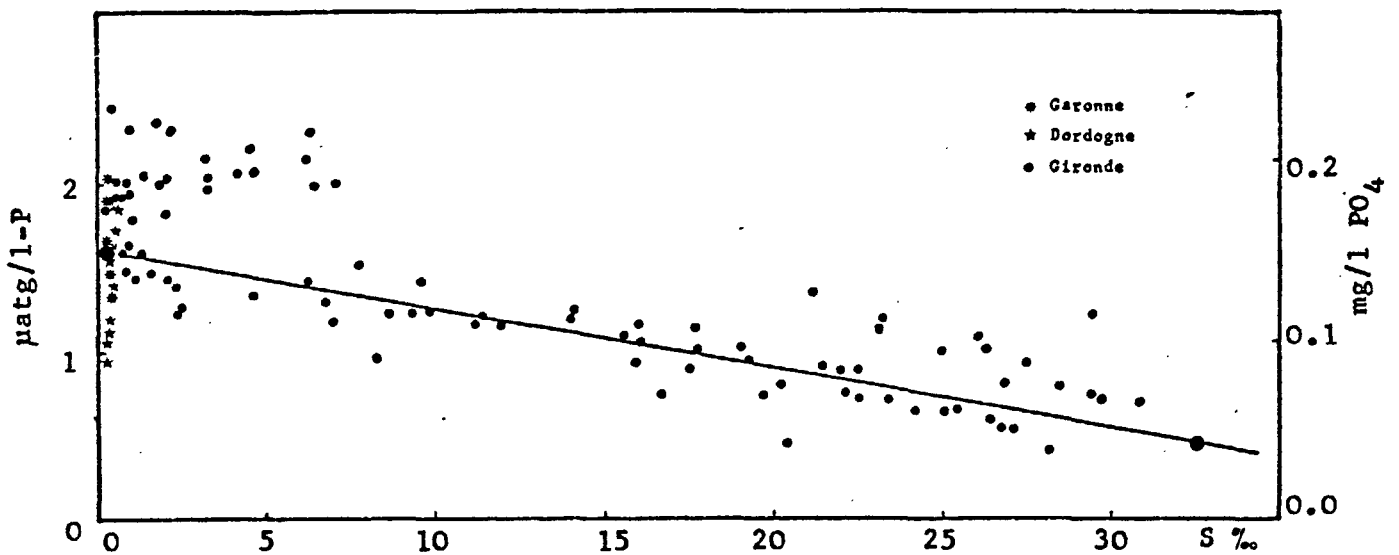


Figure 74 : Relation phosphates - salinité au mois de mars 1976.

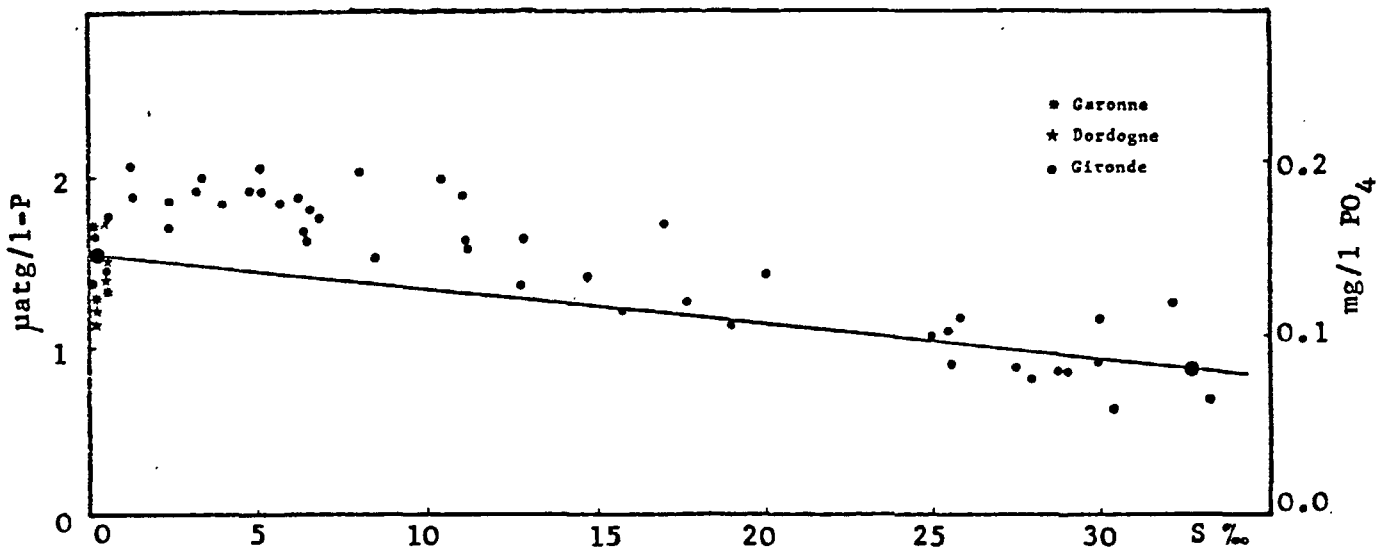


Figure 75 : Relation phosphates - salinité au mois d'avril 1976.

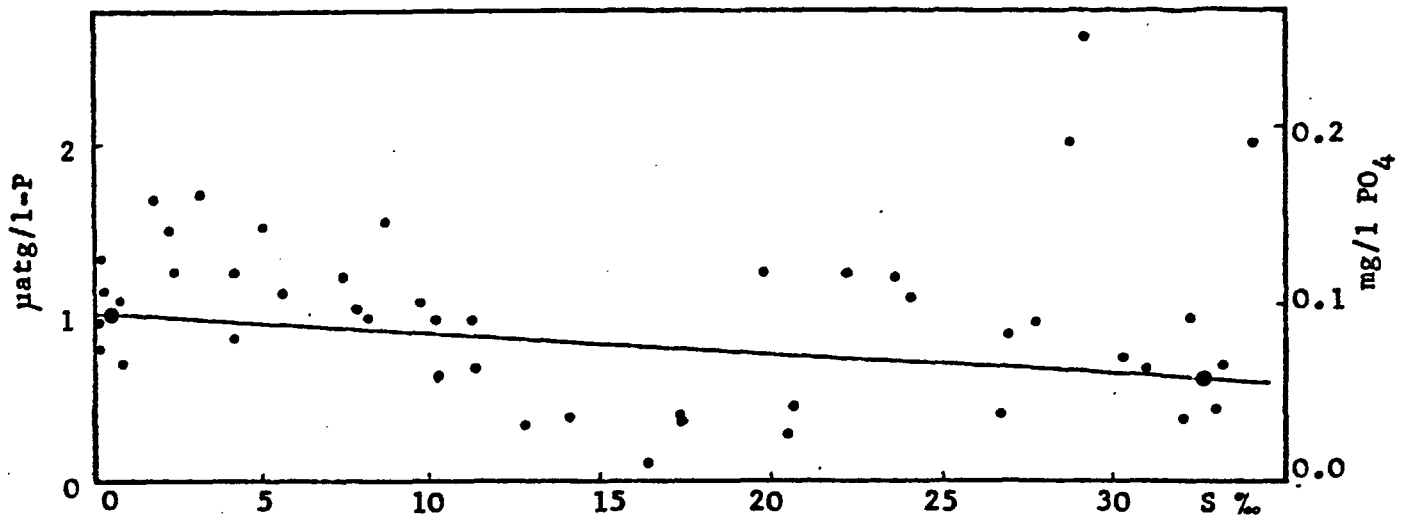


Figure 76 : Relation phosphates - salinité au mois de mai 1976.

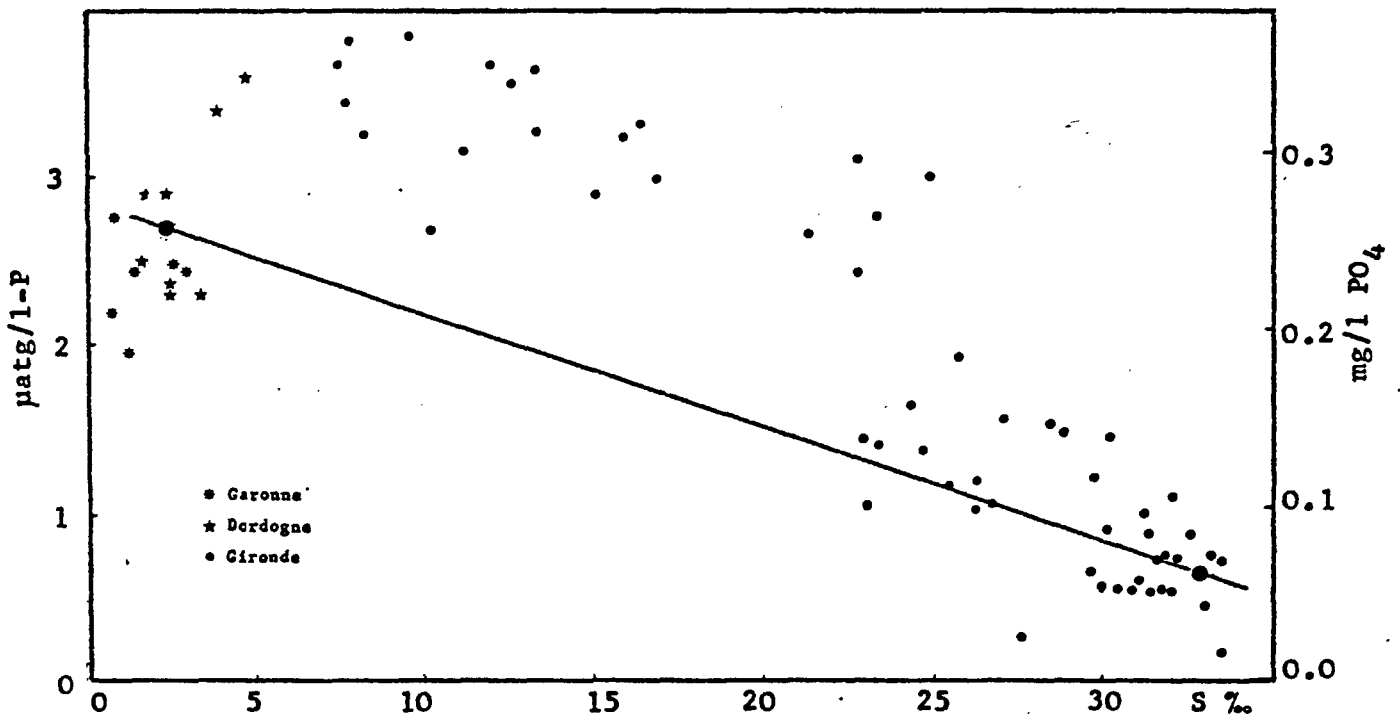


Figure 77 : Relation phosphates - salinité au mois de juillet 1976.

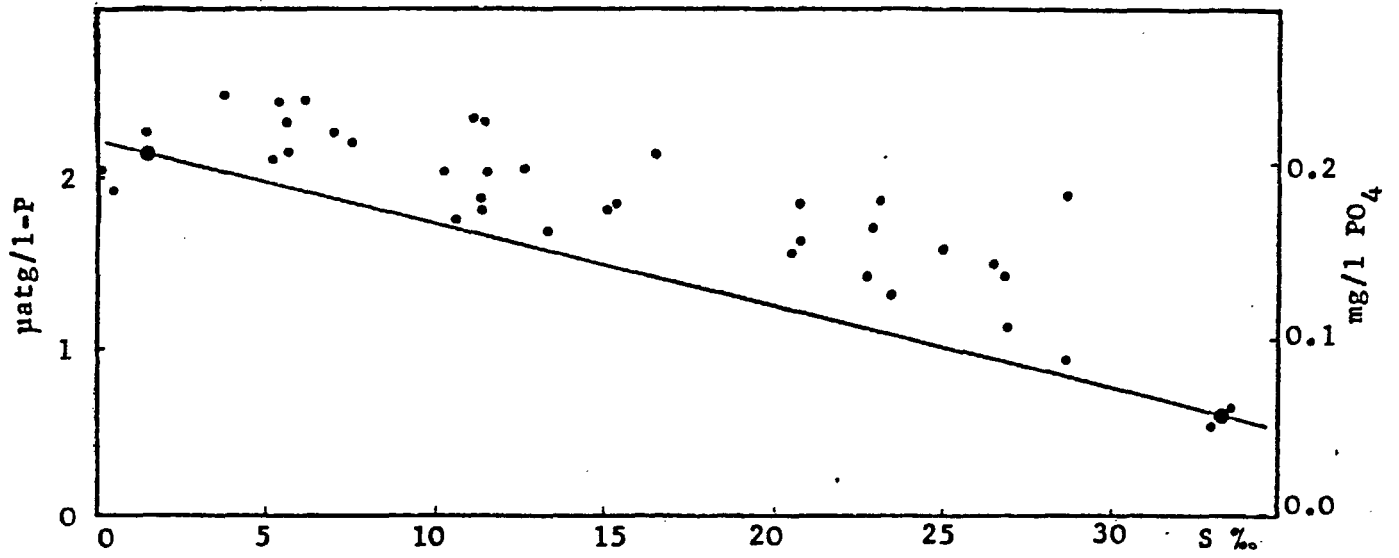


Figure 78 : Relation phosphates - salinité au mois de novembre 1976.

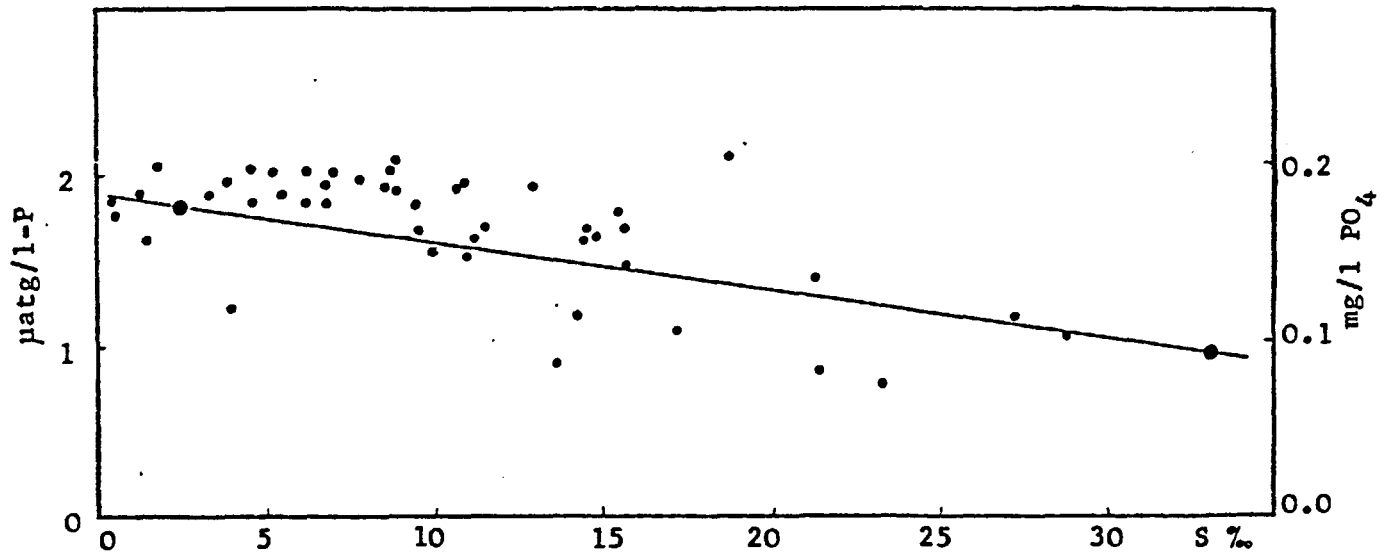


Figure 79 : Relation phosphates - salinité au mois de décembre 1976.

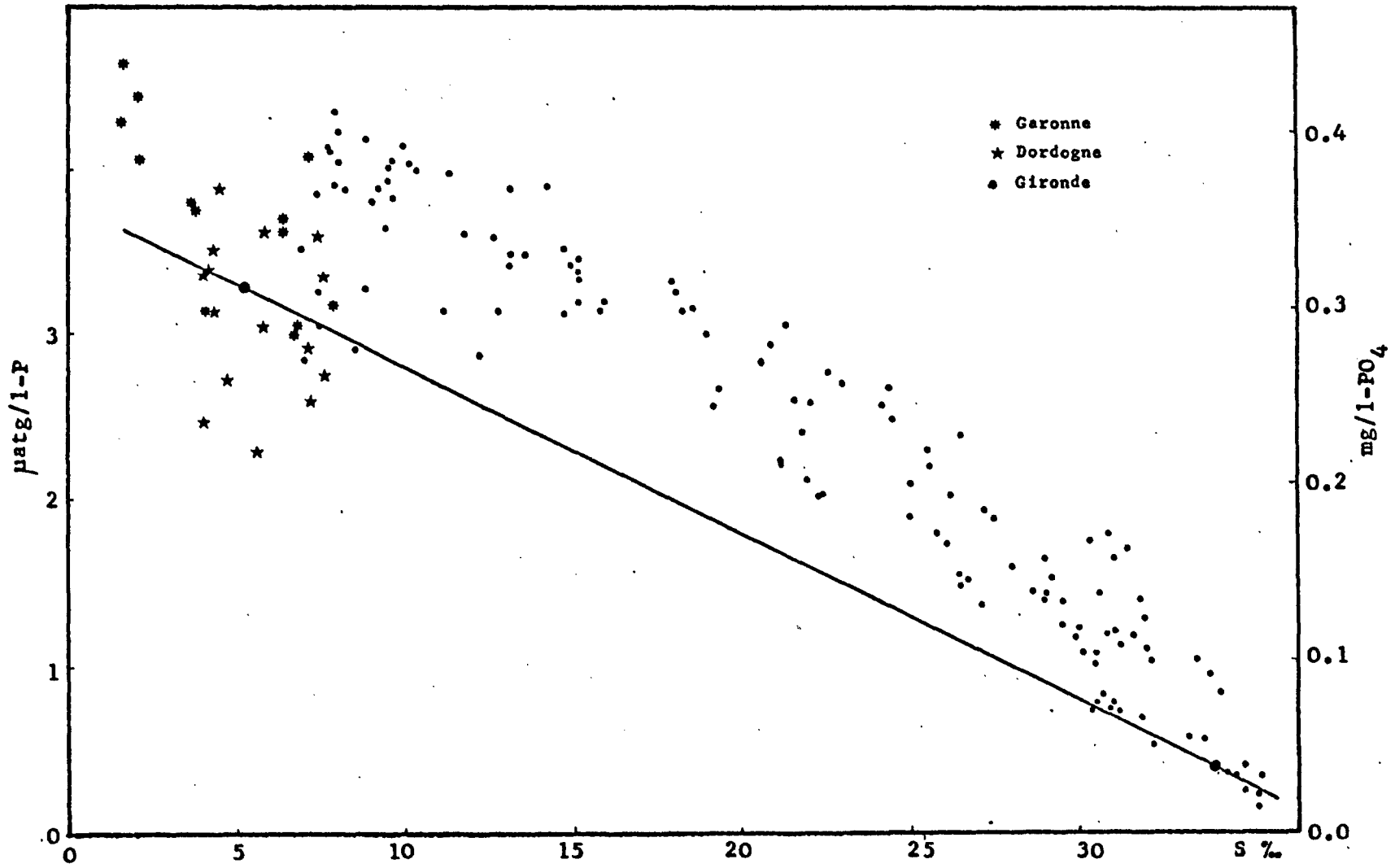


Figure 80 : Relation phosphates - salinité au mois de septembre 1976.

En novembre (fig. 79), on observe nettement l'effet de la dilution, à laquelle s'ajoute une légère production de phosphates. En décembre, l'effet de dilution semble encore plus prépondérant (fig. 80), et le schéma semble se rapprocher de celui de janvier (fig. 73).

La répartition des phosphates dans la partie salée de l'estuaire semble donc durant ces deux mois être régie par la dilution. Aucune production importante de phosphates, imputable à une éventuelle désorption n'est visible. Afin d'expliquer les teneurs d'amont nettement inférieures à celles de la partie salée et déjà signalées plus haut, on doit donc faire appel à un phénomène d'adsorption. Il faut alors imaginer une adsorption des phosphates dans la partie non salée de l'estuaire, vraisemblablement par les sédiments "frais" apportés par les crues. Un tel phénomène d'adsorption en période de débits élevés par les matières en suspension a déjà été signalé (JITTS, 1959). Dans l'estuaire de la Gironde, ce phénomène semble cesser de se produire dès que l'on arrive dans la zone de salinités non nulles.

La répartition des phosphates le long de l'estuaire de la Gironde peut donc se diviser en trois cas, selon les conditions hydrologiques :

- en période de débits moyens, simple dilution,
- en étiage, désorption des phosphates,
- en crue, adsorption des phosphates dans la partie non salée de l'estuaire.

III - RAPPORTS N/P et $\Delta N/\Delta P$

1. Le rapport N/P

Le phytoplancton contient de l'azote et du phosphore dans un rapport pouvant varier de 3 atomes d'azote pour 1 atome de phosphore à 30 atomes d'azote pour 1 atome de phosphore, le rapport moyen étant de 15 atomes d'azote pour 1 atome de phosphore (REDFIELD, 1934 ; RYTHER et DUNSTAN, 1971). Lorsque le phytoplancton prélève dans les eaux l'azote et le phosphore nécessaire à sa croissance, il le fait donc dans le rapport N/P voisin de 15.

Si dans les eaux, l'azote et le phosphore minéraux dissous existent dans un rapport supérieur à 15, le phosphore sera épuisé avant l'azote en cas de consommation importante. Le phosphore sera alors qualifié de "facteur limitant" de la croissance du phytoplancton ; dans le cas inverse (rapport N/P dans les eaux inférieur à 15), c'est l'azote qui sera le facteur limitant. (En fait, il y a aussi certaines espèces qui s'adaptent à un rapport N/P différent de 15 et d'autres espèces peuvent apparaître : algues bleues, dinoflagellés ...).

Dans l'estuaire de la Gironde, les concentrations en nitrates étant très importantes par rapport aux concentrations en phosphate, le rapport N/P est presque toujours largement supérieur à 15. Les teneurs moyennes rencontrées en 1976 ont été les suivantes (pour l'estuaire, les valeurs ont été calculées à partir de moyennes effectuées sur une demi-marée) :

STATION	MINIMUM	MOYENNE	MAXIMUM
Gardonne	7	18	84
Couthures	5	20	43
P.K. 35	28	65	184
P.K. 52	22	53	124
P.K. 67	15	35	57
P.K. 78	21	46	72
P.K. 90	13	30	69
P.K. 96	14	29	64
Bouée 10	10	30	75
Bouée 1	15	34	68

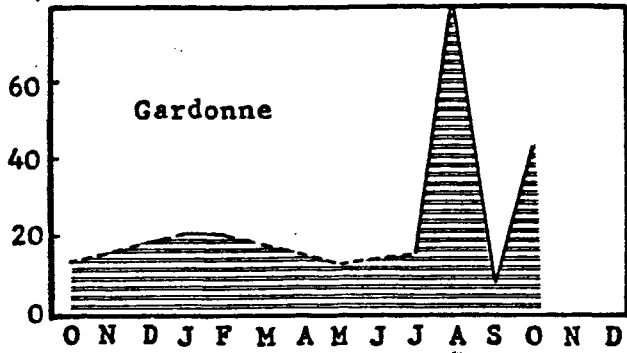
Tableau 10 : Valeurs du rapport N/P, extrêmes et moyennes, relevées dans l'estuaire en 1976.

A Gardonne sur la Dordogne et à Couthures sur la Garonne, où les teneurs en nitrates sont plus faibles que dans l'estuaire et où les teneurs en phosphates sont parfois élevées, le rapport N/P est d'une façon générale plus faible que dans l'estuaire (fig. 81).

Dans l'estuaire, le rapport N/P est très variable dans le temps, les maxima observés étant dus soit à de fortes teneurs en azote (nitrates principalement), soit à de faibles teneurs en phosphates, comme par exemple aux PK 35 et 42 en novembre et décembre 1976.

D'une façon générale, le rapport N/P est largement supérieur à 15 dans l'estuaire. En moyenne, les valeurs sont élevées dans l'estuaire amont, en particulier en novembre et décembre 1976, aux PK 35 et 42, où les teneurs en phosphates sont très faibles à cette époque. Puis, les teneurs en azote diminuant plus rapidement que les teneurs en phosphore, les valeurs du rapport

N/P



N/P

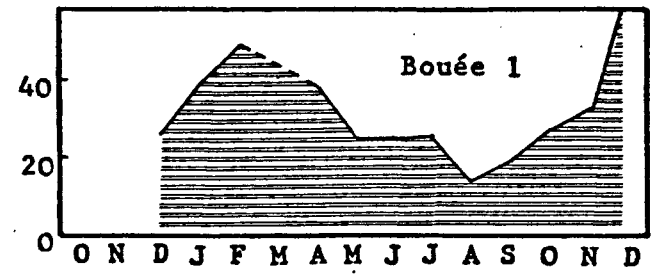
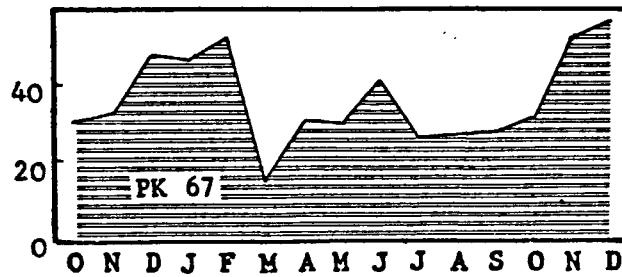
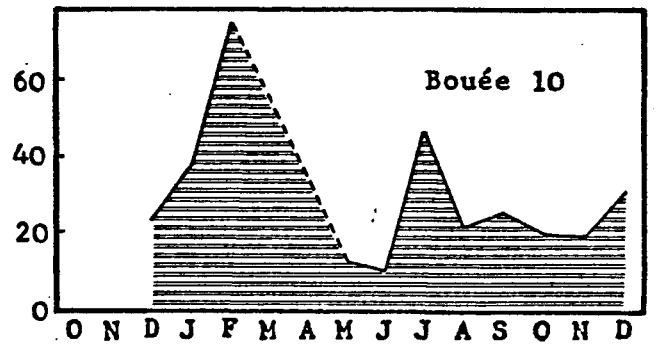
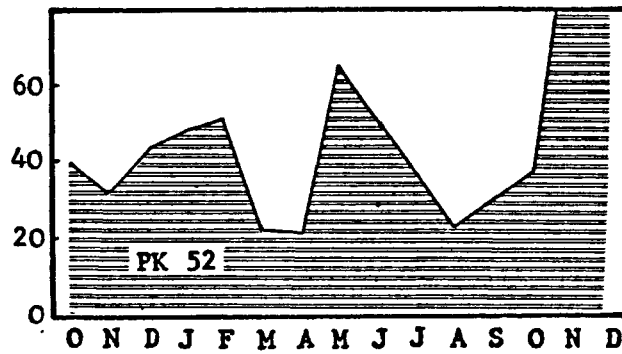
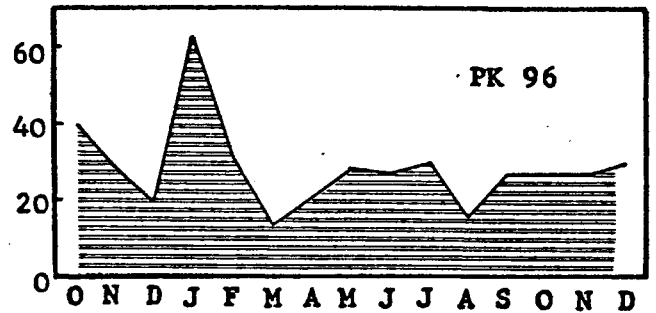
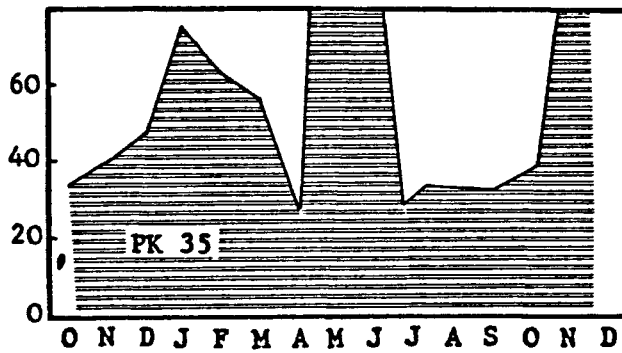
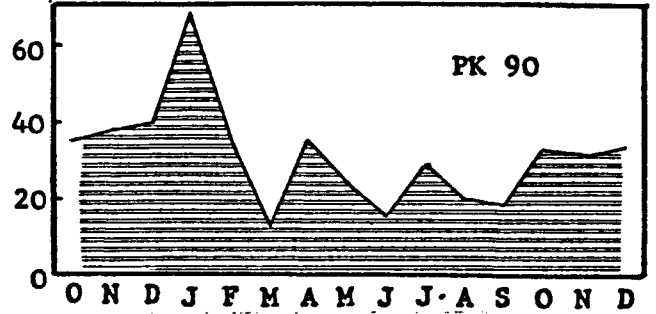
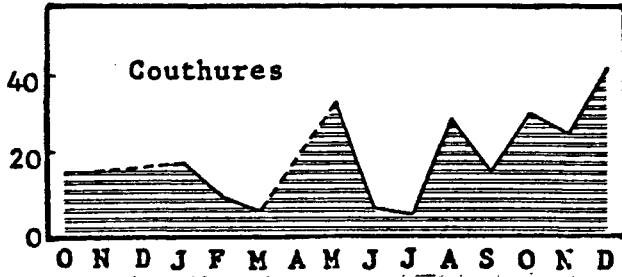
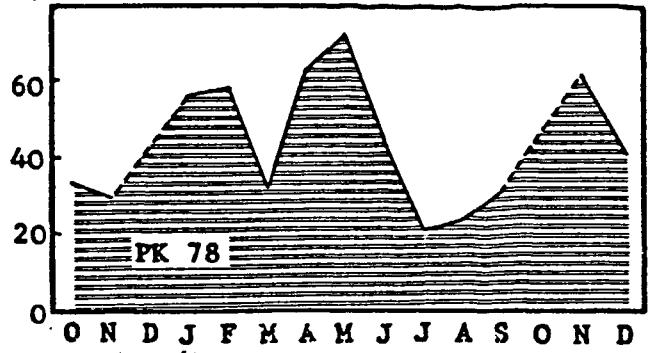


Figure 81 : Variations saisonnières du rapport N/P dans l'estuaire.

N/P se stabilisent autour de 30 dans l'embouchure.

Dans l'estuaire, c'est donc le phosphore qui est théoriquement le facteur limitant la croissance du phytoplancton ; on ne doit toutefois pas oublier l'existence éventuelle de phénomènes de désorption, susceptible de maintenir la concentration en phosphore à un niveau suffisant pour la croissance du phytoplancton.

2. Le rapport $\Delta N / \Delta P$

Comme nous l'avons déjà vu, le phytoplancton prélève le phosphore et l'azote nécessaires à sa croissance dans le rapport voisin de 15.

Sur les graphiques de dilution, on peut déterminer pour chaque point la consommation (ou la production) théorique en un élément ; il suffit pour cela de mesurer la différence entre la concentration réelle et la concentration théorique matérialisée par la valeur située sur la droite de dilution théorique, correspondant à la même salinité (fig. 82).

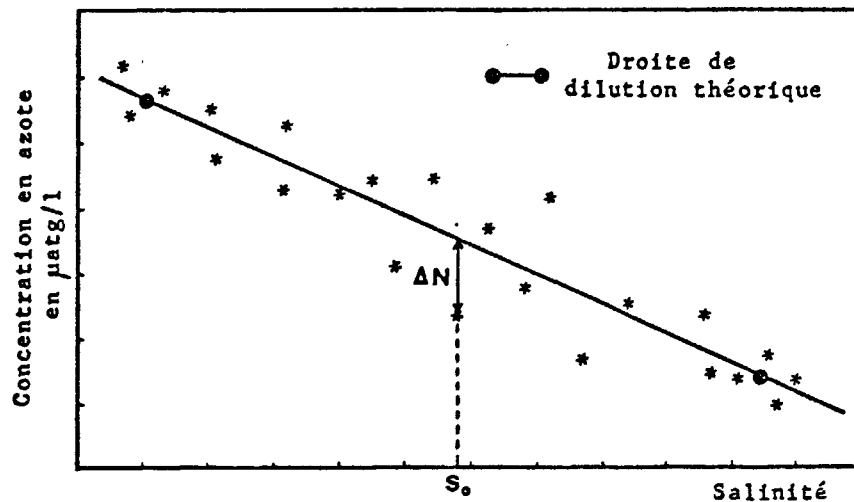


Figure 82 : Détermination de l'anomalie de concentration en azote ΔN pour un point de salinité S_0 .

En reportant sur un graphique les anomalies en phosphore (ΔP) en fonction des anomalies en azote (ΔN), on obtient un nuage de points, dont la pente de la droite de régression donne la valeur moyenne du rapport $\Delta N/\Delta P$. Si ce rapport est voisin de 15, on peut dire que les déficits ou les excès d'azote et de phosphore dans l'estuaire sont dus essentiellement à des phénomènes biologiques de consommation par le phytoplancton ou de minéralisation d'organismes morts.

Dans la Gironde, les nitrates représentant la majeure partie de l'azote minéral dans les eaux, nous avons mesuré l'anomalie ΔN à partir des graphiques de dilution des nitrates. Nous avons effectué ensuite mois par mois les corrélations ΔP en fonction de ΔN . Les coefficients de corrélation obtenus se situent généralement entre 0 et 0,3, et ne dépassent jamais 0,5. Il semble donc qu'il n'y ait pas de corrélation entre les anomalies en azote et les anomalies en phosphore. Les phénomènes biologiques seuls ne suffisent donc pas à expliquer les déficits ou les excès d'azote et de phosphore dissous dans l'estuaire de la Gironde, on doit pour cela faire appel à d'autres processus, tels que l'adsorption, la désorption, les rejets urbains, etc ...

CHAPITRE VI
LA SILICE DISSOUE

- I. GENERALITES.
- II. LA SILICE DISSOUE DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE
 - 1. Répartition verticale et variations au cours d'une marée.
 - 2. Répartition spatiale.
 - 3. Variations saisonnières.
 - 4. Relation avec la salinité.

I - GENERALITES

La silice n'entre pas dans la composition de la matière vivante proprement dite ; elle n'est donc pas considérée comme un élément nutritif au sens strict du terme. Mais elle est le constituant essentiel des frustules de diatomées, et joue donc à ce titre un rôle très important dans le développement d'une partie du phytoplancton.

La silice dissoute se présente dans les eaux sous forme de sels de l'acide orthosilicique, regroupés sous le terme de silicates ; bien que l'acide orthosilicique ait tendance à former des polymères, il a été montré que dans les eaux douces et surtout dans l'eau de mer, les formes monomère (Si(OH)_4) et dimère sont de loin les plus fréquentes (BURTON et al., 1970).

En plus de ces composés inorganiques dissous, les eaux contiennent de la silice à l'état particulaire, sous forme de particules en suspension, d'origine biogénique (frustules de diatomées par exemple) ou terrigènes (en particulier minéraux argileux), plus ou moins riche en silice. La distinction entre silice dissoute et silice particulaire n'est d'ailleurs pas toujours très nette car une partie de la silice se présente probablement sous forme colloïdale (IVANOFF, 1972).

Grâce à leurs propriétés d'adsorption et d'échanges ioniques, les minéraux argileux en suspension peuvent modifier la concentration des eaux en éléments silicatés, et ceci de façon appréciable en eaux peu profondes.

La silice n'entrant pas dans la composition de la matière organique, son cycle est plus simple que ceux de l'azote et du phosphore ; il peut se schématiser en deux processus principaux :

- Assimilation de la silice par les organismes.
- Redissolution directe des frustules de diatomées, à laquelle peut éventuellement s'ajouter les produits de l'excrétion des herbivores qui rejettent la silice sans qu'elle ait subi de modifications (ARMSTRONG, 1965 b).

II - LA SILICE DISSOUTE DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

Les teneurs moyennes rencontrées au cours de l'année 1976 dans l'estuaire, à basse mer, sont les suivantes (en $\mu\text{atg/l - Si}$) :

STATION	MINIMUM	MOYENNE	MAXIMUM
P.K. 35	17	114	182
P.K. 52	13	103	164
P.K. 67	38	107	153
P.K. 78	8	88	152
P.K. 90	29	64	108
P.K. 100	20	45	94
Bouée 10	5	24	55
Bouée 1	2	13	29

Tableau 11 : Teneurs en silicates, extrêmes et moyennes, relevées en 1976, en surface et à basse mer, dans l'estuaire (en $\mu\text{atg/l-Si}$).

1. Répartition verticale et variations au cours d'une marée.

Les différences de teneurs en silicates entre surface et fond sont généralement peu importantes (quelques $\mu\text{atg/l}$), la surface pouvant être plus riche que le fond, ou inversement. Toutefois, lorsque la stratification des eaux est bien marquée, les eaux de surface, plus fluviales, sont plus riches en silicates que les eaux de fond.

Au cours d'une marée, les variations de teneurs en un même point sont faibles ; statistiquement, les teneurs les plus fortes sont observées à marée basse, traduisant l'influence des eaux fluviales plus riches en silicates.

Nous considérerons donc pour chaque station les concentrations en silicates en surface et à basse mer comme représentatives de cette station pour la période considérée.

2. Répartition spatiale

Dans l'ensemble, les concentrations en silicates diminuent d'amont en aval, montrant l'origine fluviale de la majeure partie des silicates.

Toutefois, l'examen mois par mois des profils amont-aval des teneurs en silicates montre plusieurs variantes :

- En décembre 1975 (fig. 83 a) et février 1976 (fig. 83 c), les concentrations en silicates diminuent régulièrement d'amont en aval, les eaux fluviales riches en silicates se diluant dans les eaux marines plus pauvres.

- En janvier 1976, cette diminution des teneurs ne s'observe qu'après le PK 67, les teneurs étant comparables (130 à 140 $\mu\text{atg/l-Si}$) du PK 35 au PK 67 (fig. 83 b).

Dans ces deux cas, l'absence de mesures en Garonne et en Dordogne ne permet pas de préciser la situation plus en amont. Les mois suivants, des mesures ont été effectuées au PK 20 en Garonne, et au PK 41 en Dordogne (stations situées dans les deux cas juste en amont du Bec d'Ambès), permettant de compléter les profils.

- En mars (fig. 83 d), on observe une diminution des teneurs vers l'aval, sur le profil représentant la Dordogne. Les teneurs en Garonne étant plus faibles que celles de la Dordogne, on observe une augmentation des teneurs sur le profil de la Garonne, à l'endroit où les eaux des deux fleuves se rencontrent.

- En avril (fig. 84 a), les teneurs des deux fleuves sont similaires (environ 110 $\mu\text{atg/l}$), et restent au même niveau dans l'estuaire amont ; la diminution due à la dilution ne se fait sentir qu'après le PK 67.

- En mai (fig. 84 b), les teneurs sont faibles en Garonne, et augmentent progressivement jusqu'au PK 78, pour diminuer ensuite au niveau de l'embouchure. La chute brutale des concentrations s'observe au raccord des deux séries de mesures.

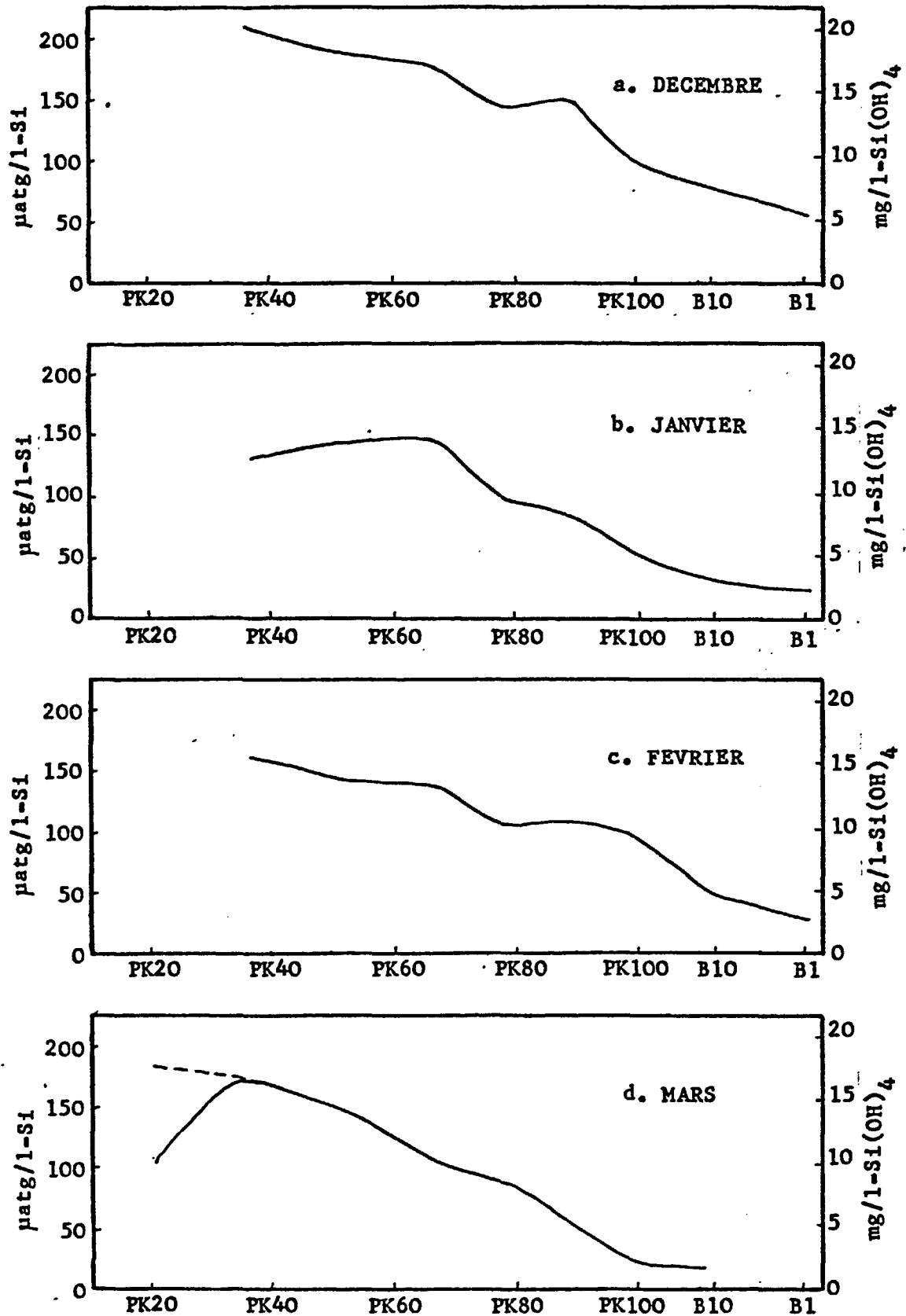


Figure 83 : Répartition des silicates le long de l'estuaire de la Gironde en décembre 1975, janvier, février et mars 1976.

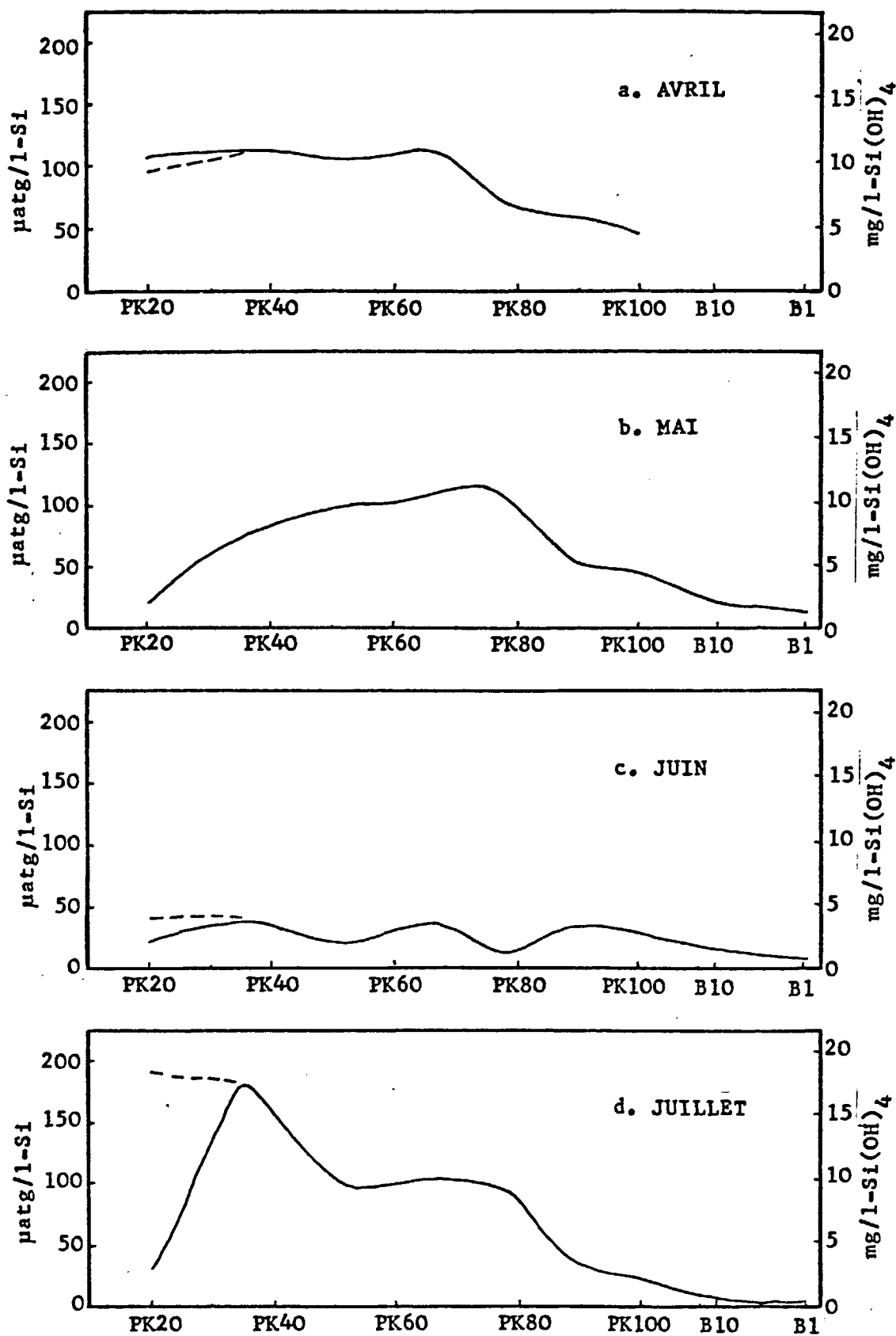


Figure 84 : Répartition des silicates le long de l'estuaire de la Gironde en avril, mai, juin et juillet 1976.

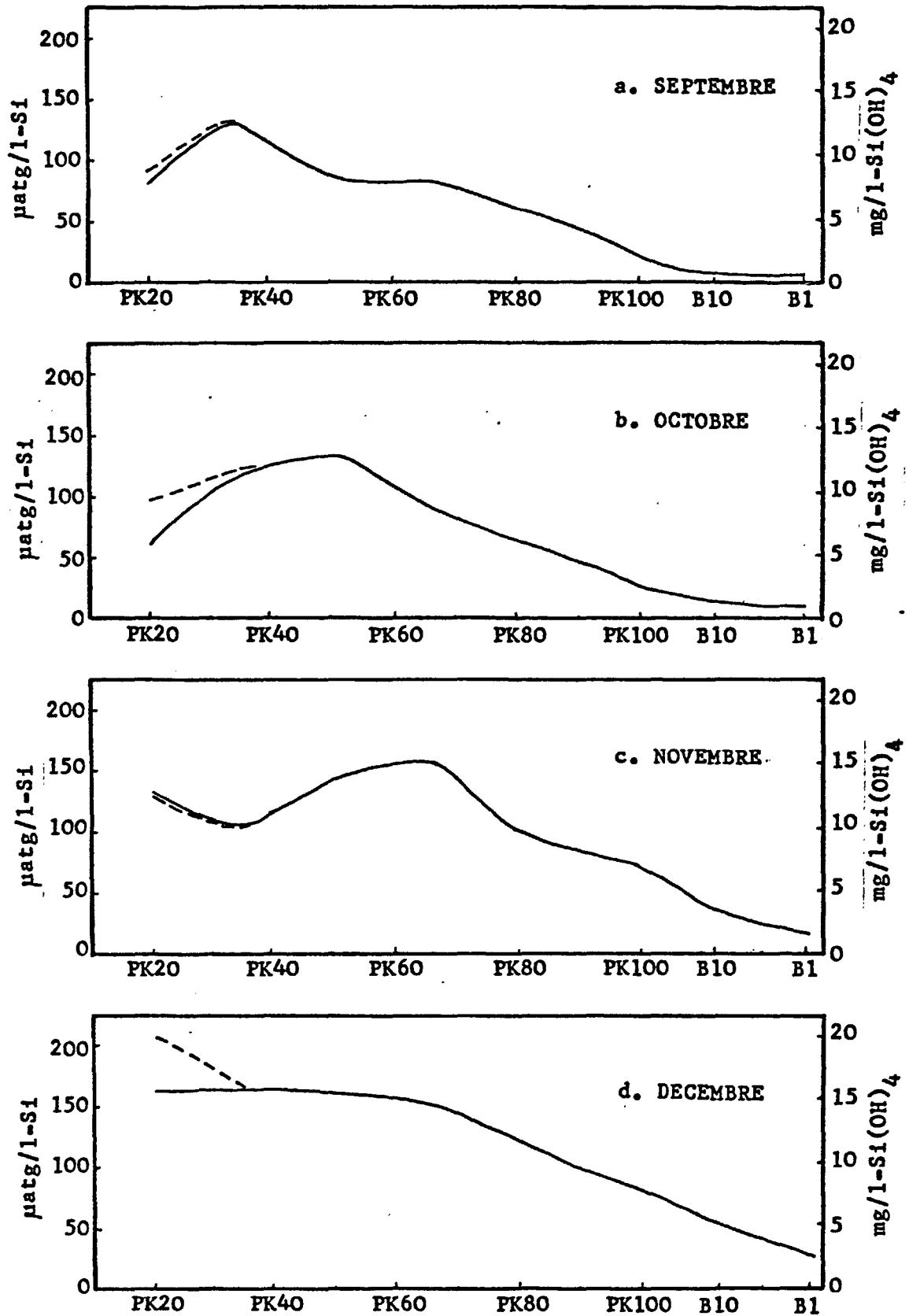


Figure 85 : Répartition des silicates le long de l'estuaire de la Gironde en septembre, octobre, novembre et décembre 1976.

- En juin (fig. 84 c), les teneurs sont faibles et oscillent dans tout l'estuaire entre 10 et 40 $\mu\text{atg/l}$.

- En juillet (fig. 84 d), on retrouve le même schéma qu'en mars, avec des teneurs en Garonne très inférieures à celles de Dordogne. Là encore, une chute brutale des teneurs s'observe au raccord des deux séries de mesures.

- En septembre (fig. 85 a) et en octobre (fig. 85 b), les teneurs dans les fleuves sont comparables, puis augmentent dans la partie amont de l'estuaire ; puis elles diminuent régulièrement jusqu'à l'embouchure.

Il semblerait donc que l'on ait des apports de silicates dans l'estuaire amont.

- En novembre (fig. 85 c) et en décembre (fig. 85 d), les concentrations en silicates sont relativement constantes jusqu'au PK 67 ; la diminution due à la dilution ne se fait sentir qu'à l'aval de ce point.

3. Variations saisonnières (fig. 86)

On observe en Garonne et en Dordogne une baisse printanière des teneurs en silicates, les teneurs minimales étant atteintes en mai. A partir de septembre, les teneurs augmentent régulièrement pour atteindre le maximum d'hiver en décembre. Les concentrations très élevées observées en juillet en Dordogne correspondent certainement à un apport exceptionnel perturbant le cycle naturel des variations saisonnières.

Ce minimum de printemps - été peut correspondre à une consommation des silicates par le développement accru de diatomées dans les fleuves à cette période ; l'augmentation des teneurs en automne correspondrait non seulement à une redissolution de la silice, mais serait aussi la conséquence d'apports de minéraux silicatés, produits du lessivage des terres avoisinantes (EWINS et SPENCER, 1967).

Jusqu'en été, le même schéma de variations se retrouve dans l'estuaire, où les concentrations en silicates sont directement influencées par les débits fluviaux ; la quasi-totalité des silicates présents dans l'estuaire est donc

µatg/l-Si

mg/l-Si(OH)₄

µatg/l-Si

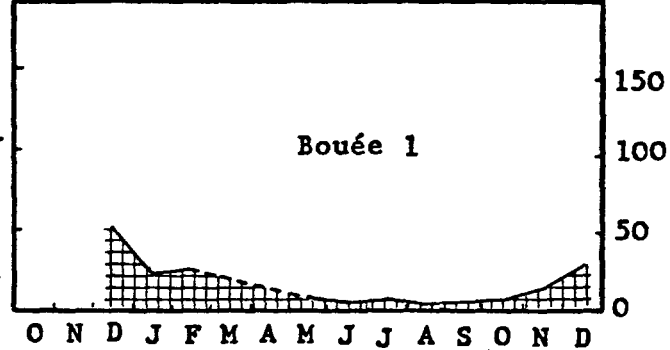
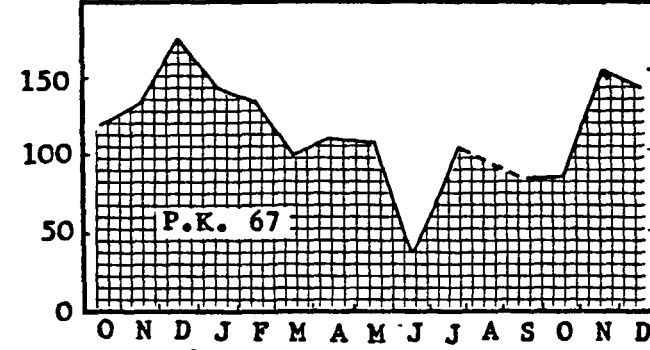
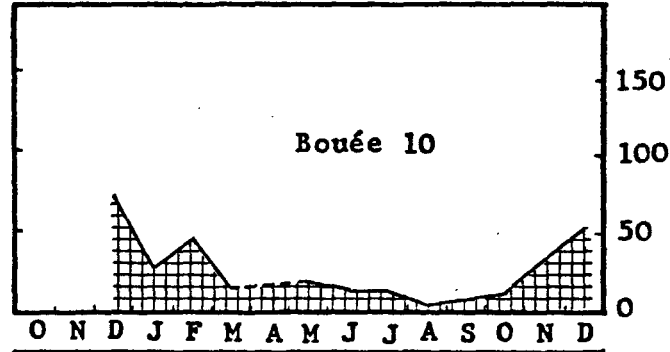
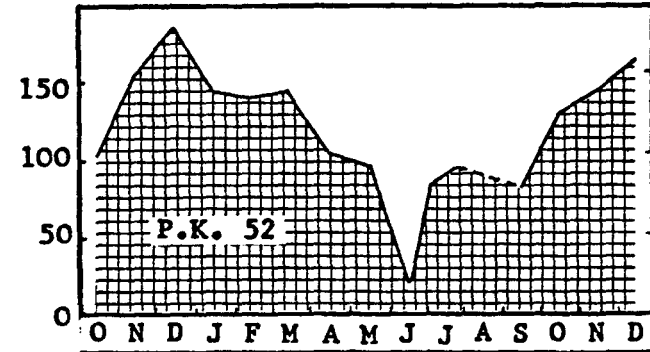
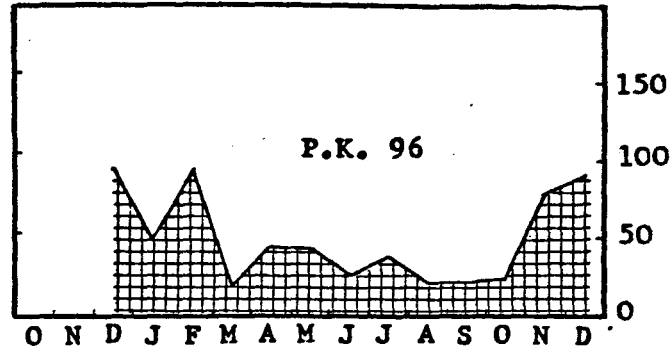
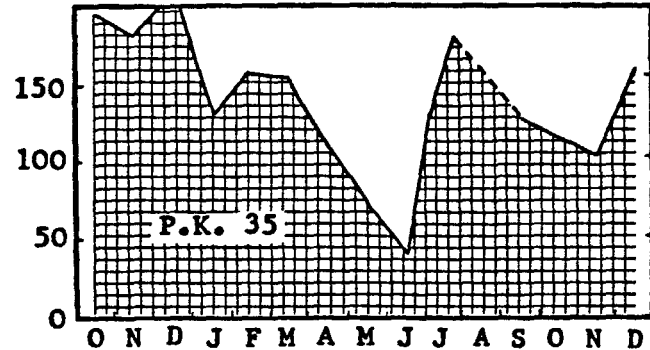
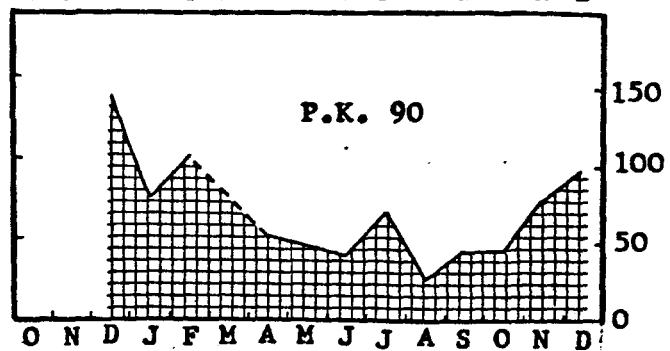
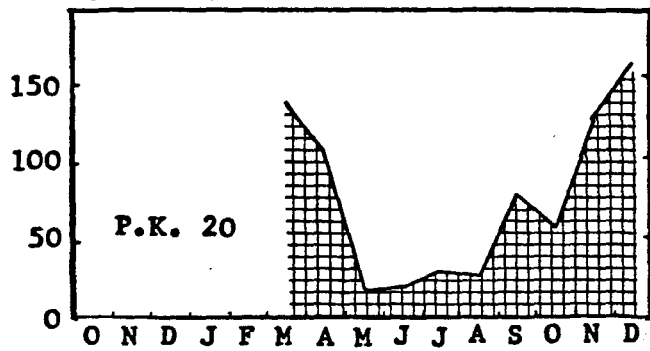
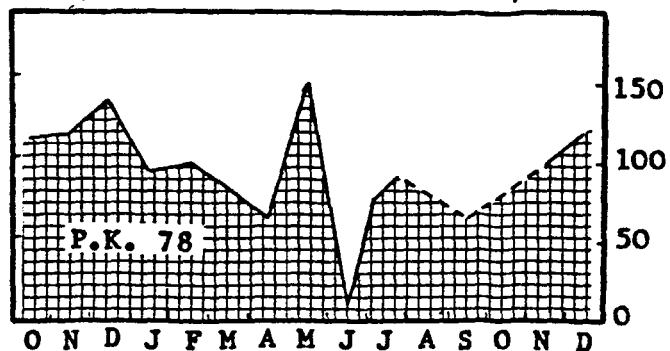
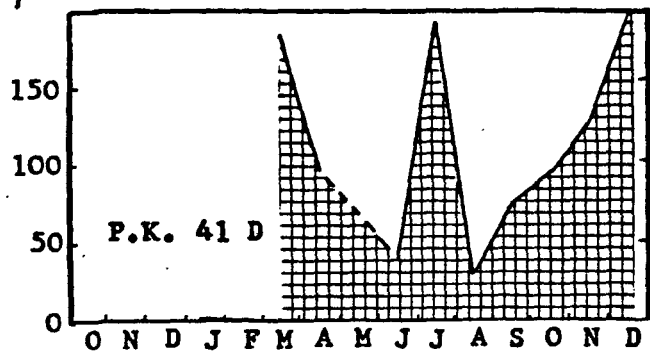


Figure 86 : Variations saisonnières des teneurs en silicates dans l'estuaire.

amenée par les fleuves. Toutefois, les concentrations minimales ne s'observent qu'en juin, soit un mois plus tard que dans les fleuves.

Puis, au mois de juillet, les teneurs augmentent brusquement, rejoignant parfois (au PK 35) les valeurs d'hiver. Cette augmentation ne peut être la conséquence d'apports fluviaux importants, puisque les débits étaient très faibles à cette époque, et les concentrations en silicates dans les fleuves peu élevées. Par contre, il pourrait s'agir d'apports de minéraux silicatés, dus au lessivage des terres environnantes par les violentes pluies d'orage.

Ces teneurs relativement élevées s'observent jusqu'à la fin de l'étiage, puis augmentent en novembre et décembre, lorsque les crues amènent dans l'estuaire des eaux fluviales riches en silicates.

Dans l'embouchure, le même type de variations se fait sentir, plus atténuées toutefois. A la bouée 10 et à la bouée 1, des teneurs très faibles en été alternent avec des teneurs un peu plus fortes en hiver ; un tel cycle est couramment observé en eaux marines côtières (EWINS et SPENCER, 1967).

4. Relation avec la salinité

De nombreux auteurs ont étudié le comportement de la silice dissoute dans différents estuaires, en utilisant le principe de la droite de dilution théorique.

Dans de nombreux estuaires, on observe un déficit par rapport à la droite de dilution, dû soit à une consommation de la silice par les diatomées, soit à une adsorption sur les matières argileuses en suspension. Nous citerons par exemple : le Mississippi (BIEN et al., 1958 ; FANNING et PILSON, 1973), la Conway en Grande-Bretagne (LISS et SPENCER, 1970), la Chikugogawa au Japon (HOSOKAWA et al., 1970), l'Escaut (WOLLAST et de BROEU, 1971) et l'Alde en Grande-Bretagne (LISS et POINTON, 1973).

Dans d'autres estuaires, la silice dissoute se comporte comme un élément conservatif ; il s'agit de la Columbia aux Etats-Unis (STEFANSSON et RICHARDS, 1963 ; PARK et al., 1970), la Southampton Water (BURTON et

al., 1970), différents fleuves de Nouvelle Angleterre (DENGLER, 1973), la Savannah aux Etats-Unis (FANNING et PILSON, 1973).

Seuls, deux estuaires étudiés ont montré un excès en silice par rapport à la droite de dilution : il s'agit de la Charente où SALVADORI (1976) observe un excès en silice dû à des rejets industriels, et de la Gironde, où un excès en silice a été observé par MARTIN (1971).

Pour notre part, nous avons tracé mois par mois les graphiques représentant la relation silicates/salinité, et nous avons observé les schémas suivants :

- De novembre 1975 à mars 1976, la silice dissoute semble se comporter dans l'estuaire de la Gironde comme un paramètre conservatif, les points se répartissant de part et d'autre de la droite de dilution (exemples : fig. 87 et 88).

- En aval, et surtout en mai (fig. 89), on observe un net excès par rapport à la droite de dilution, jusqu'aux salinités 11 ‰ en avril, 21 ‰ en mai.

- En juin (fig. 90), il est difficile de parler de dilution, car les teneurs en silicates sont faibles et varient dans tout l'estuaire entre 5 et 45 $\mu\text{atg/l-Si}$.

- De juillet à octobre 1976 (exemples fig. 91 et 92), on observe un excès important de silice par rapport à la droite de dilution. Ce phénomène pourrait s'expliquer par des apports de matériaux terrigènes silicatés dus au lessivage des terres ; cependant, il semble curieux que ces apports éventuels n'affectent pas les fleuves et ne concernent pas l'estuaire amont, comme par exemple en septembre (fig. 92). Il semblerait plutôt que des phénomènes de désorption de la silice se produisent lorsque les matières en suspension pénètrent dans la partie salée de l'estuaire (McKENZIE et GARRELS, 1965 et 1966 ; FANNING et PILSON, 1973). Cette désorption serait particulièrement importante en juillet, où elle compenserait les faibles concentrations du mois de juin.

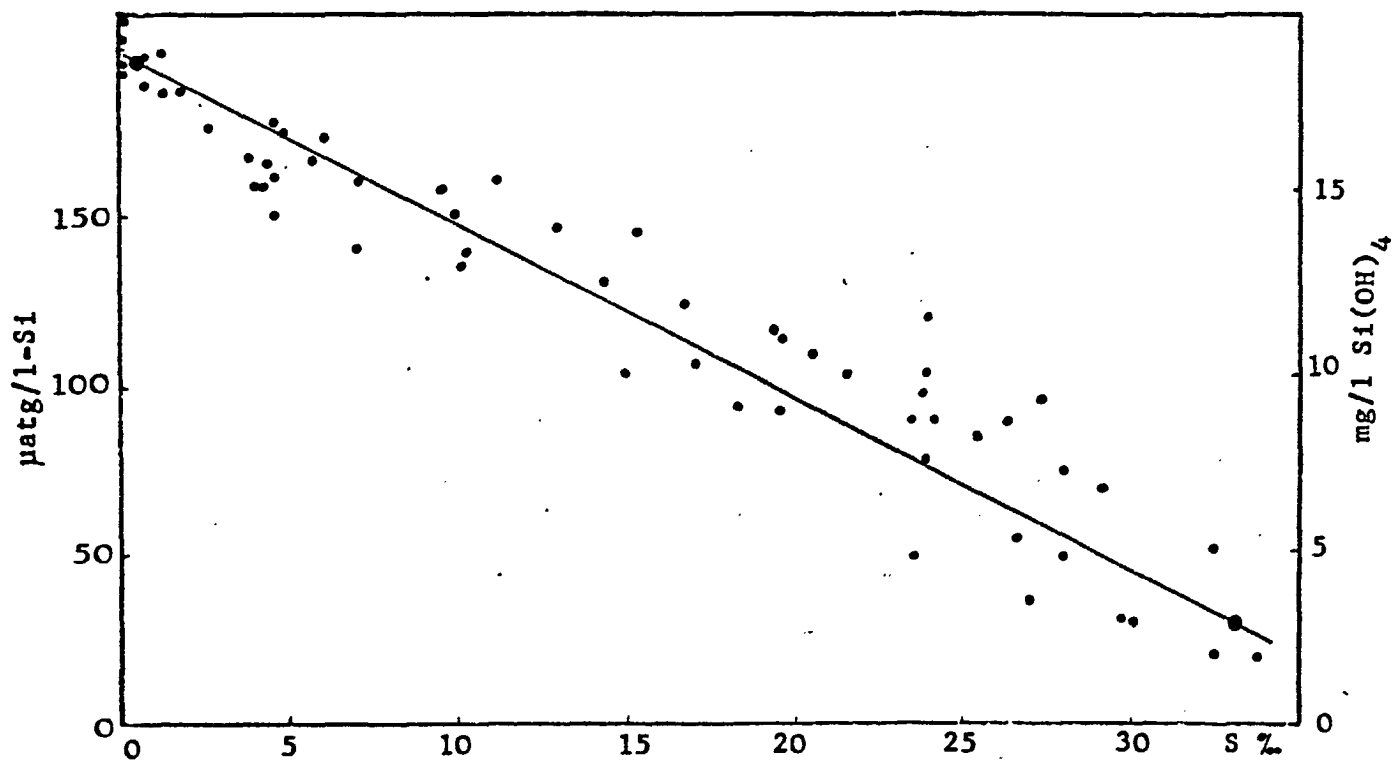


Figure 87 : Relation silicates - salinité au mois de décembre 1975.

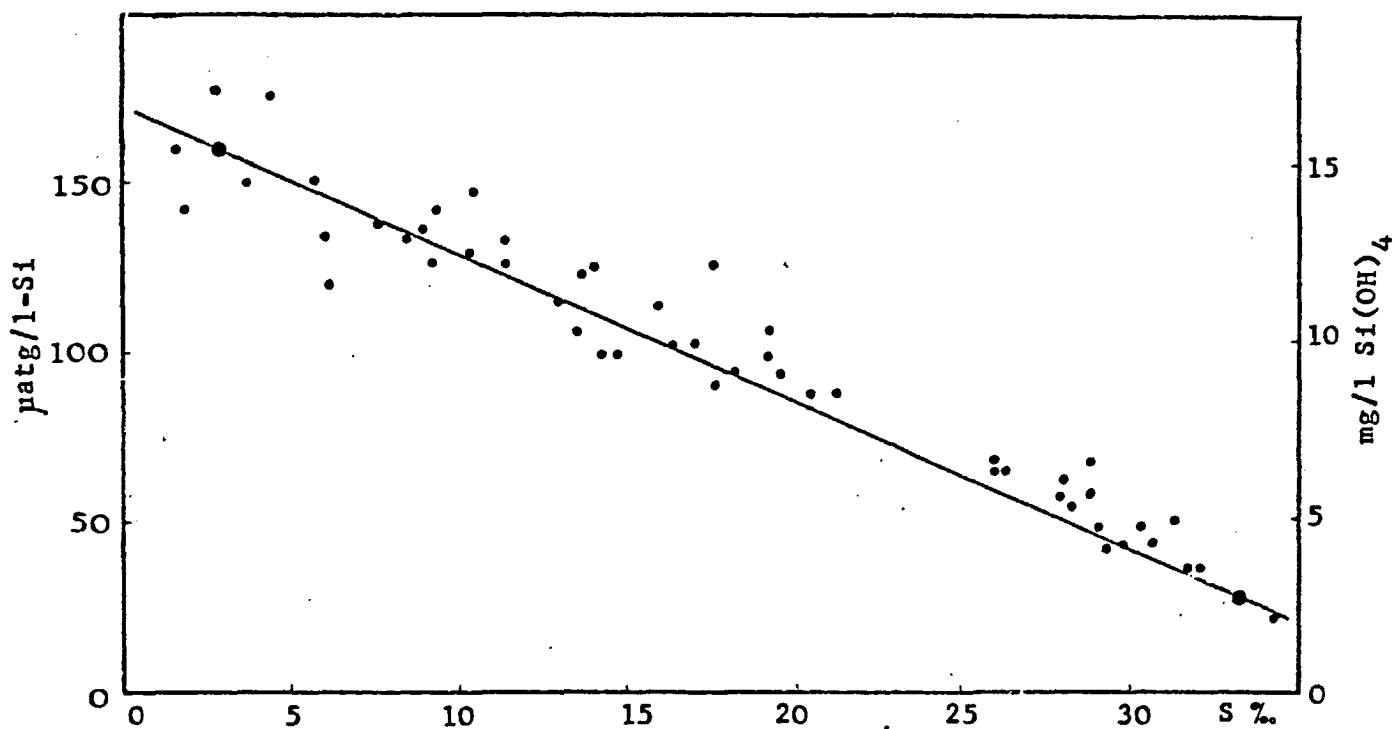


Figure 88 : Relation silicates - salinité au mois de février 1976.

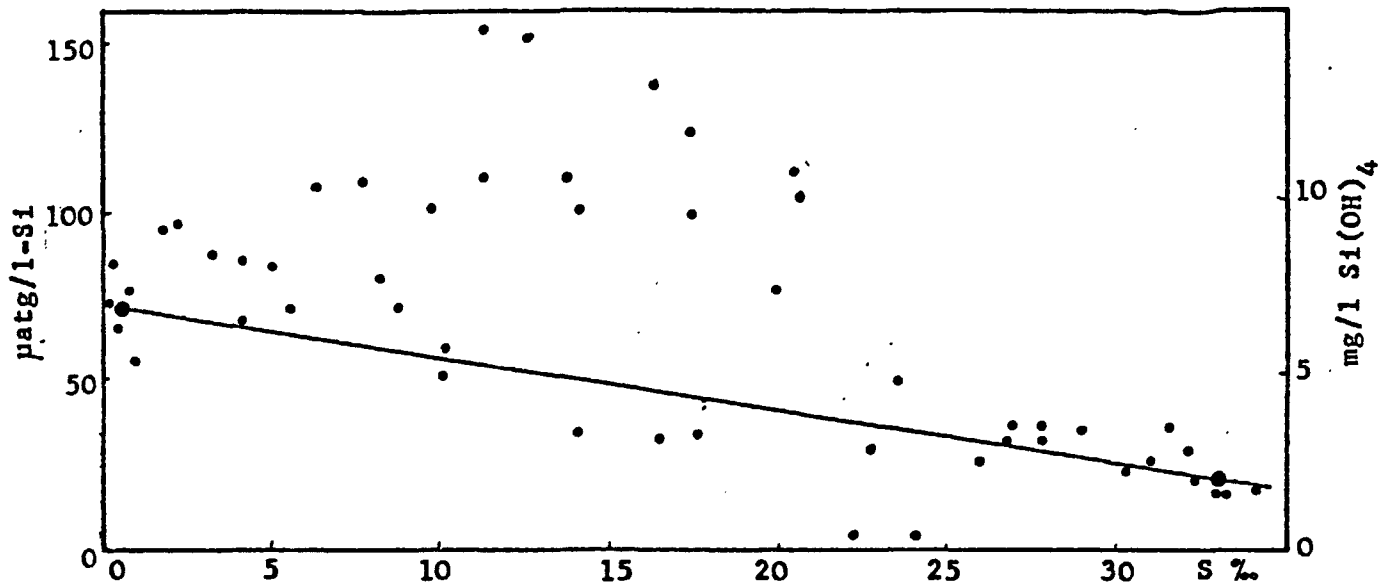


Figure 89 : Relation silicates - salinité au mois de mai 1976.

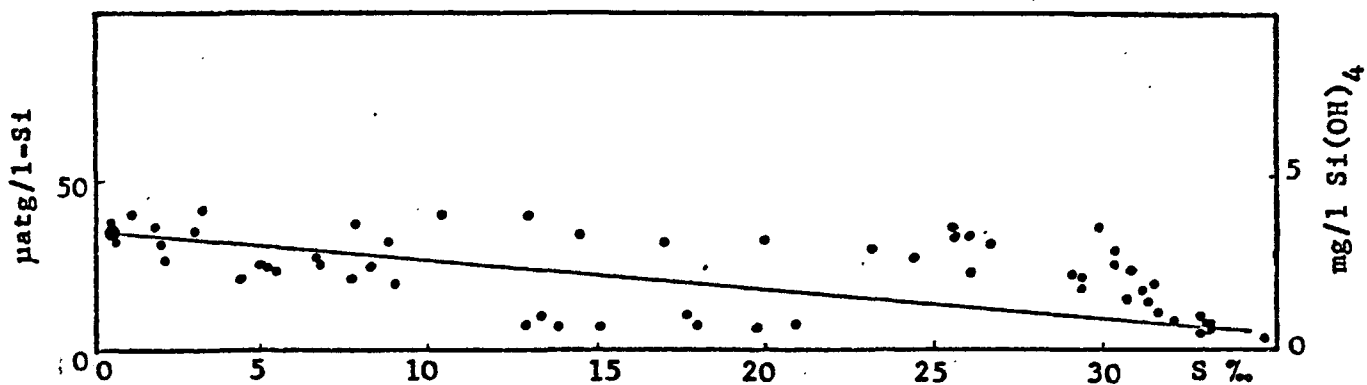


Figure 90 : Relation silicates - salinité au mois de juin 1976.

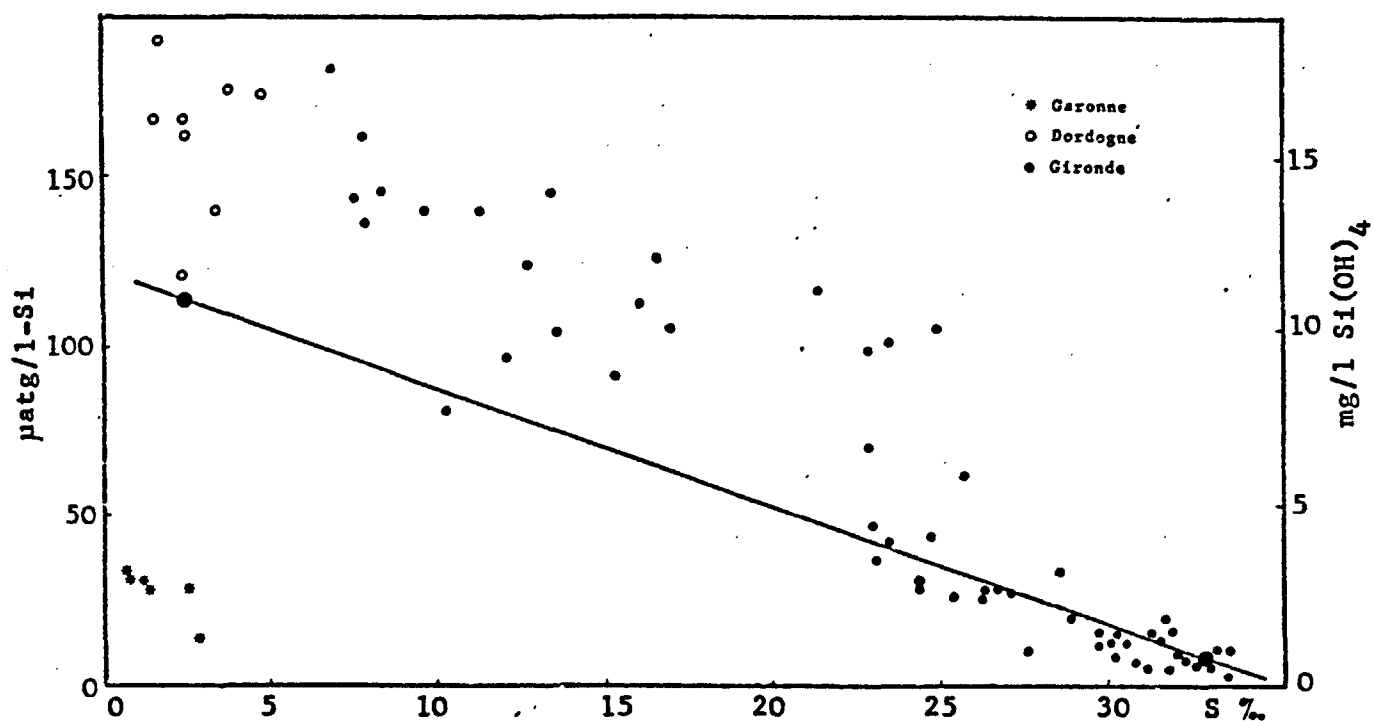


Figure 91 : Relation silicates - salinité au mois de juillet 1976.

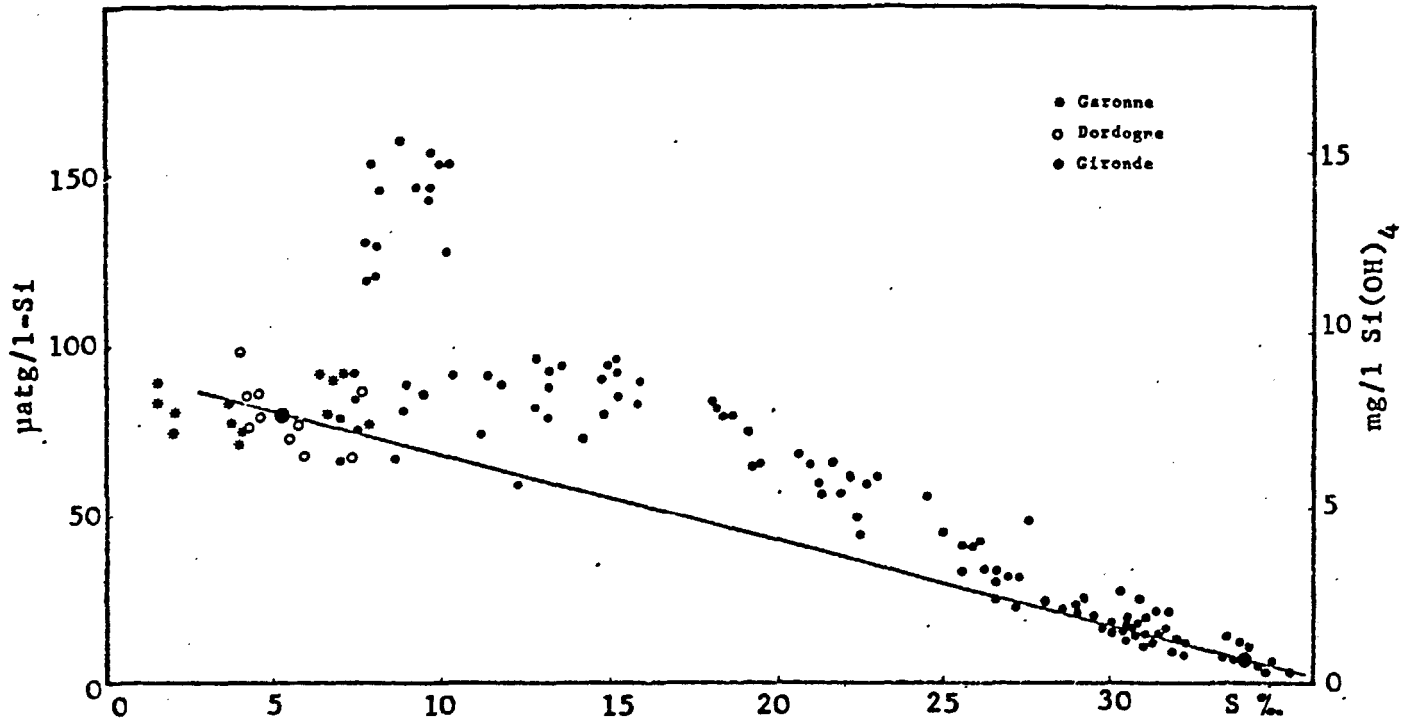


Figure 92 : Relation silicates - salinité au mois de septembre 1976.

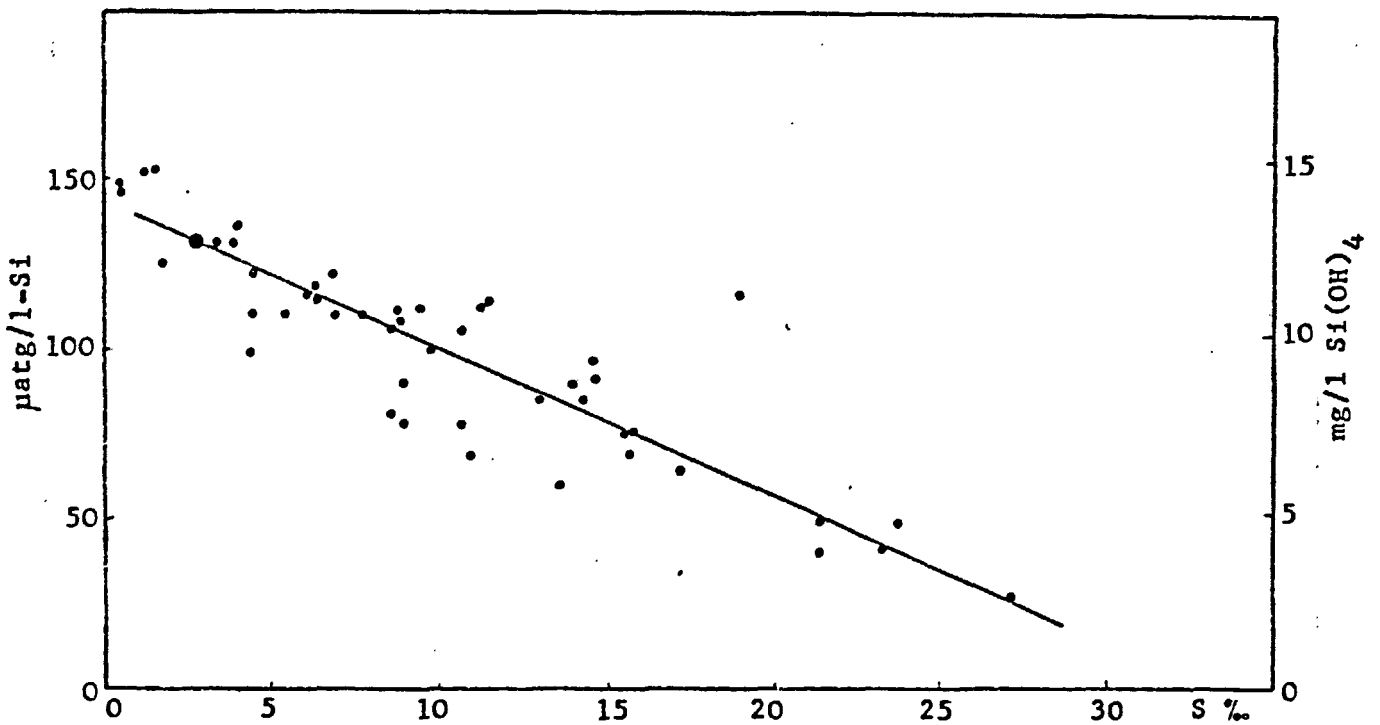


Figure 93 : Relation silicates - salinité au mois de décembre 1976.

REMARQUE :

On observe sur le graphique du mois de septembre (fig. 92.) 14 points nettement en dehors du nuage formé par les autres points. Ces 14 points sont ceux représentant les mesures faites à la station du PK 35, située en dehors du chenal de navigation, entre une île et la rive droite. On peut donc penser que ces points représentent une masse d'eau particulièrement riche en silicates, "coincée" en cet endroit de l'estuaire, ou bien encore qu'il s'agit de la conséquence de rejets éventuels de silice dans cette zone, au niveau de Blaye par exemple.

- En novembre et décembre 1976 (fig. 93), on retrouve le schéma de dilution déjà observé de novembre 1975 à mars 1976.

En résumé, on observe deux comportements différents de la silice dissoute dans l'estuaire de la Gironde :

- En hiver, la silice se comporte comme un paramètre conservatif.

- A partir d'avril-mai, et durant tout l'été, on observe une production de silice dissoute dans l'estuaire amont et central, due probablement à une désorption de la silice par les minéraux argileux.

CHAPITRE VII

BILANS QUANTITATIFS

- I. *BILAN QUANTITATIF DE L'AZOTE EN 1976.*
 1. *Les apports dans l'estuaire.*
 - a/ *Apports fluviaux.*
 - b/ *Les effluents de Bordeaux.*
 2. *L'azote en stock dans l'estuaire.*
 3. *L'azote quittant l'estuaire.*

- II. *BILAN QUANTITATIF DU PHOSPHORE EN 1976.*
 1. *Les apports dans l'estuaire.*
 - a/ *Apports fluviaux.*
 - b/ *Les effluents de Bordeaux.*
 2. *Les phosphates en stock dans l'estuaire.*
 3. *Les phosphates quittant l'estuaire.*

I - BILAN QUANTITATIF DE L'AZOTE EN 1976

Avant d'essayer d'établir un bilan quantitatif de l'azote, il faut rappeler que cet élément se présente dans les eaux sous plusieurs formes, des processus continuels de photosynthèse et de reminéralisation assurant le passage d'une forme à l'autre (voir cycle de l'azote, fig. 31).

Un bilan quantitatif de l'azote doit donc prendre en compte ces différentes formes, c'est-à-dire :

- Azote minéral dissous
(Ammoniaque + nitrates + nitrites)
- Azote organique particulaire
faisant partie de la matière organique contenue dans
les matières en suspension ($> 0,45\mu$)
- Azote organique dissous
contenu dans les composés organiques en solution
dans l'eau.

1. Les apports dans l'estuaire

a/ Apports fluviaux

. Azote minéral

Les apports d'azote minéral par les deux fleuves ont été évalués de la façon suivante pour chaque rivière :

$$N_A = \sum_1^{12} N_m \times Q_m$$

N = Apport annuel d'azote minéral.

N_m = Teneur en azote minéral mensuelle mesurée à Couthures pour la Garonne et à Gardonne pour la Dordogne, et exprimée en mg/l de N.

Q_m = Débit fluvial moyen mensuel en m^3 .

Les quantités d'azote ainsi calculées sont les suivantes :

pour la Dordogne : 8.800 t/an
pour la Garonne : 14.000 t/an

. Azote organique dissous

L'Agence Financière de Bassin Adour-Garonne a effectué à Couthures et à Gardonne des mesures mensuelles d'azote par la méthode Kjeldahl. La concentration en azote obtenue par cette méthode est la somme de la concentration en ammoniacque et de la concentration en azote organique dissous.

Les teneurs en ammoniacque à Couthures et à Garonne étant toujours nulles, ou du moins inférieures à la précision de la mesure, nous avons considéré que la teneur en azote Kjeldahl était équivalente à la teneur en azote organique dissous.

En employant le même type de calcul que pour l'azote minéral, on obtient les valeurs suivantes :

- Apports par la Dordogne : 38.100 t de N/an
- Apports par la Garonne : 26.500 t de N/an

. Azote organique particulaire

La charge total des particules amenées par les fleuves en 1976 a été évaluée à partir des teneurs mensuelles de matières en suspension et des débits mensuels. Toutefois, les mesures de matières en suspension n'ont pas été faites au moment du maximum des apports solides dus aux crues ; les teneurs en M.E.S. ont donc été arbitrairement doublées pour les mois d'octobre, novembre et décembre 1976 (ETCHEBER, 1978).

Les apports de matières solides sont alors estimés à :

- pour la Dordogne : 125.000 t
- pour la Garonne : 800.000 t

Des mesures de la teneur en carbone organique dans les suspensions ont été effectuées en 1976, notamment à Pessac/Dordogne et à La Réole. Ces mesures n'étant pas effectuées rigoureusement tous les mois, nous les avons utilisées sous forme de moyennes annuelles.

D'autre part, le rapport C/N dans ces suspensions a été évalué entre 10 et 12 (ETCHEBER, 1978). Nous avons utilisé la valeur de C/N moyenne de 11.

Les teneurs en carbone et en azote organique ainsi obtenues sont les suivantes :

- . pour la Dordogne, le carbone organique représente 6,8 % de la matière en suspension, et l'azote 0,62 %.
- . pour la Garonne, le carbone organique représente 4,6 % de la matière en suspension, et l'azote 0,42 %.

Les apports annuels d'azote organique particulaire peuvent donc être évalués à :

- . pour la Dordogne :
 $125.000 \times 0,62 \times 10^{-2} = \underline{800 \text{ tonnes}}$
- . pour la Garonne :
 $800.000 \times 0,42 \times 10^{-2} = \underline{3400 \text{ tonnes}}$

b/ Les effluents de Bordeaux

Le rejet dans la Garonne au niveau de Bordeaux de différents effluents plus ou moins riches en matières azotées est susceptible d'apporter une part non négligeable de l'azote entrant dans l'estuaire de la Gironde.

Nous avons reporté sur la carte de la figure 94, l'emplacement des principaux points de rejet. Les teneurs en azote total et les débits indiqués sur la carte sont les moyennes des mesures trimestrielles effectuées par le Laboratoire Municipal de Bordeaux en 1976 dans les rejets.

Les teneurs en azote total étant assez variables, nous avons calculé une teneur moyenne à partir des données des 11 points de rejet dont nous connaissions le débit, en utilisant la formule suivante :

$$T_m = \frac{\sum_{i=1}^{11} T_i \times Q_i}{Q}$$

T_m = Teneur moyenne en azote total.

T_i = Teneur moyenne de chaque rejet en azote total.

Q_i = Débit moyen de chaque rejet.

Q = Débit total des 11 rejets.

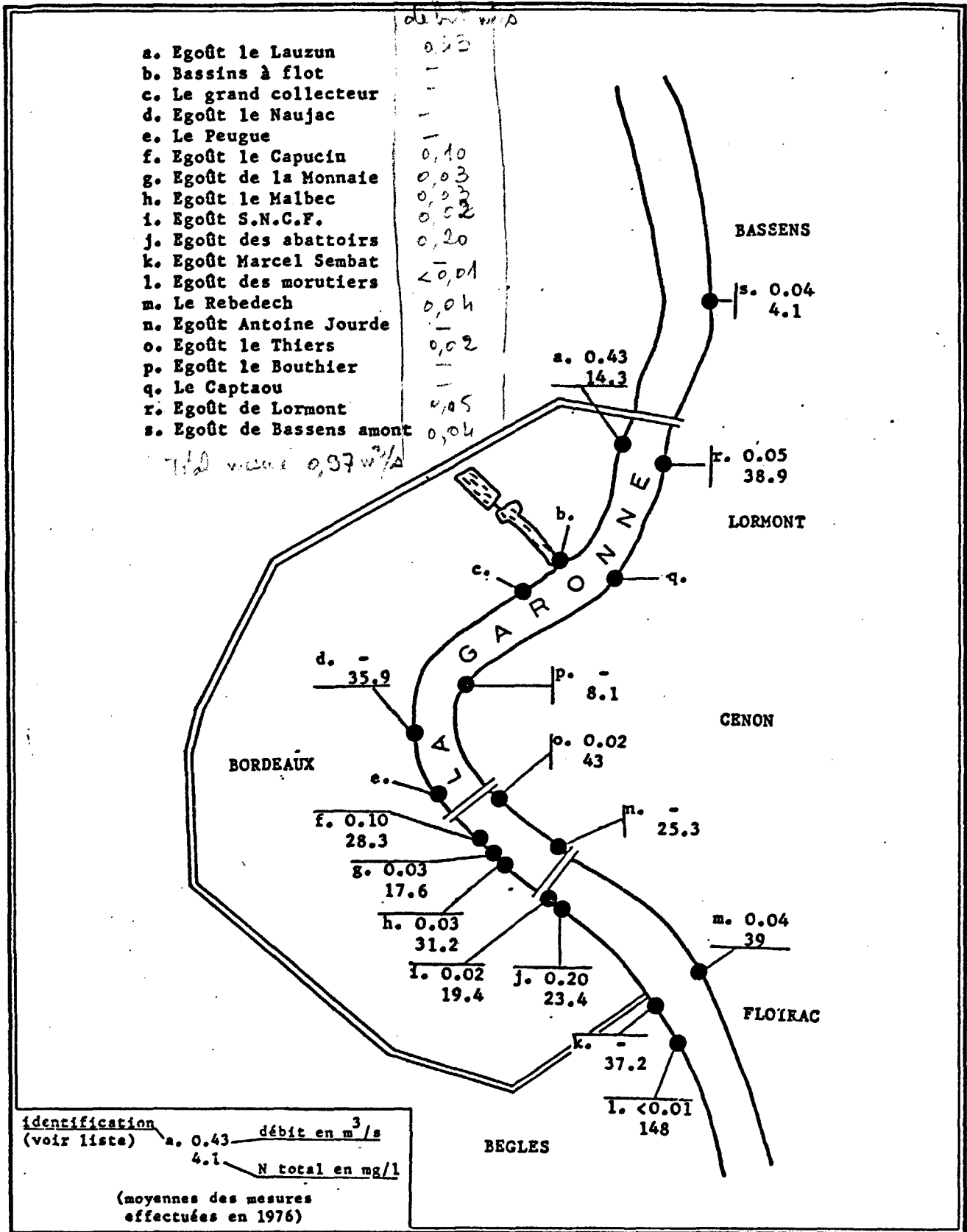


Figure 94 : Localisation des principaux rejets de l'agglomération bordelaise.

Nous avons obtenu ainsi une teneur moyenne en azote total dans les rejets urbains de Bordeaux en 1976 de 22,20 mg/l de N.

Malgré les imperfections de la méthode utilisée, la teneur moyenne ainsi évaluée semble significative ; elle est du même ordre de grandeur que celle calculée en 1964 par le laboratoire Municipal de Bordeaux (Rapport de LAVILLE et al.), et qui est de 19,4 mg/l de N.

Cette teneur en azote total représente en fait les deux formes suivantes d'azote, l'ammoniaque et l'azote organique. *Kjeldahl*

Les mesures effectuées dans les effluents par le Laboratoire Municipal de Bordeaux en 1978 sont plus précises que celles effectuées en 1976 : outre les teneurs en azote total, elles indiquent les teneurs en ammoniaque, en nitrites et en nitrates, ce qui permet de préciser deux points :

- En 1978, le pourcentage d'ammoniaque par rapport à l'azote total est en moyenne d'environ 50 %. Nous utiliserons donc ce chiffre de 50 % dans nos calculs concernant l'année 1976.

- Les teneurs en nitrites et nitrates sont très faibles par rapport aux teneurs en azote total, et parfois nulles. Nous considérons donc que la teneur en ammoniaque représente approximativement la teneur en azote minéral dans les effluents.

il y a sûrement un facteur 10 d'erreur
En ce qui *plutôt 170000 m³/j* concerne le volume total de rejets urbains en Garonne, il a été estimé à environ 1.700.000 m³/jour dans le rapport du Laboratoire Municipal (novembre 1964). La population de la ville de Bordeaux n'ayant pas augmenté de façon importante depuis cette date, nous utiliserons ce chiffre dans nos calculs.

La quantité d'azote rejetée en 1976 dans la Garonne par les effluents bordelais peut donc être estimée à : *d'où sort ce 11,2 ?*

$$1.700.000 \times 11,2 \times 10^{-6} = 37,75 \text{ tonnes}$$

d'azote par jour, soit 13.800 t d'azote par an,

dont :

- . 6900 t d'azote minéral
- . 6900 t d'azote organique

Ces différents apports d'azote dans l'estuaire de la Gironde sont résumés dans le tableau n° 12 :

	N. minéral	N. organique dissous	N. organique particulaire	TOTAL
GARONNE	14.000	26.500	3.400	43.900
DORDOGNE	8.800	38.100	800	47.700
Effluents BORDEAUX	(6.900) ₁₀₀	(6.900) ₆₀		(13.800) ₁₃₀
TOTAL	29.700	71.500	4.200	105.400

*peut être
erroné d'un
facteur x10*

Tableau 12 : Estimation des apports d'azote dans l'estuaire de la Gironde en 1976 (en tonnes de N).

A titre de comparaison, on peut citer les apports annuels d'azote inorganique dissous d'autres fleuves français :

* La Seine en 1975 (débit moyen annuel = 413 m³/s)
80.100 tonnes de N

* La Seine en 1976 (débit moyen annuel = 244 m³/s)
50.400 tonnes de N

(Rapport RNO Point d'appui Baie de Seine, 1978).

* Le Rhône en 1968 (débit moyen annuel = 1833 m³/s)
53.700 tonnes de NO₃

(COSTE, 1974).

2. L'azote en stock dans l'estuaire

. Azote minéral dissous

A partir du calcul du volume de l'estuaire sous étiage réalisé par le Port Autonome de Bordeaux en 1962, JOUANNEAU (1979) a calculé le volume de la tranche de l'estuaire comprise entre ce volume sous-étiage et la cote +2,5 m qui correspond approximativement à la demi-amplitude du marnage dans l'estuaire. Le volume total correspondrait alors sensiblement à la situation à mi-marée en marée moyenne.

Ce calcul a été effectué en cinq zones, pouvant correspondre chacune à une station de mesure. Nous avons calculé pour chaque zone, la teneur moyenne en azote dissous, à partir de toutes les mesures effectuées en 1976

à la station correspondante. En multipliant cette teneur moyenne par le volume de la section d'estuaire correspondante, on obtient le volume d'azote dissous en stock dans l'estuaire.

SECTION DE L'ESTUAIRE (station correspondante)	Volume à +2,5 m en m ³ (JOUANNEAU, 1979)	Teneur annuelle en N dissous (en mg/l-N)	N dissous en stock (en tonnes)
PK 0 à PK 34,8 (PK 35)	216.10 ⁶	1,47	318
PK 34,8 à PK 55 (PK 52)	427.10 ⁶	1,38	589
PK 55 à PK 69 (PK 67)	524.10 ⁶	1,03	540
PK 69 à PK 84 (PK 78)	1013.10 ⁶	0,32	831
PK 84 à PK 96 (PK 96)	1134.10 ⁶	0,47	533
TOTAL estuaire	3314.10 ⁶		2811

Tableau 13 : Estimation de l'azote minéral dissous en stock dans l'estuaire de la Gironde (en tonnes de N).

Le stock d'azote minéral dissous dans l'estuaire et dans la Garonne jusqu'à Bordeaux est donc au total de environ 2800 tonnes de N.

. Azote organique

Aucune mesure d'azote organique dissous n'ayant, à notre connaissance, été effectuée dans l'estuaire en 1976, seul l'azote organique particulaire fera l'objet d'une évaluation.

Dans le centre de l'estuaire, la teneur en carbone particulaire est étroitement liée à la teneur en matières en suspension, le carbone particulaire représentant environ 1,5 % des matières en suspension (rapport CNEOX/EDF, Mai 1977).

D'autre part, le rapport carbone particulaire/azote particulaire est dans l'estuaire d'environ 9 (ETCHEBER, 1978). L'azote particulaire représente donc 1,5 : 9, soit 0,17 % des matières en suspension.

Le stock particulaire estuarien a été estimé entre 6,2.10⁶ et 5,3.10⁶ tonnes au total, dont 2.10⁶ tonnes ± 0,3.10⁶ dans le bouchon vaseux et entre 2,5.10⁶ et 3.10⁶ tonnes dans la crème de vase (JOUANNEAU, 1979).

On peut donc estimer le stock d'azote particulaire dans l'estuaire à :

$$\begin{aligned} 4,2 \times 10^6 \times 0,17 \times 10^{-2} &= 7140 \text{ tonnes au minimum} \\ 5,3 \times 10^6 \times 0,17 \times 10^{-2} &= 9010 \text{ tonnes au maximum,} \end{aligned}$$

soit une valeur moyenne d'environ :

$$\underline{8000 \text{ tonnes de N}}$$

3. L'azote quittant l'estuaire

. Azote minéral dissous

L'eau présente à la Bouée 1 est le résultat du mélange d'un certain pourcentage d'eau douce et d'eau de mer, chacune des deux eaux ayant une teneur différente en azote minéral.

La quantité d'azote minéral quittant l'estuaire est celle contenue dans l'eau douce sortant de l'estuaire (dont le volume est égal à celui de l'eau douce qui y est entrée). Pour estimer la teneur en azote minéral dissous de l'eau douce présente à la Bouée 1, nous avons considéré :

- les pourcentages d'eau douce et d'eau de mer présents à cet endroit (calculés à partir de la salinité).

- la teneur en azote de l'eau de mer (obtenue à partir de la droite de dilution prolongée jusqu'à une salinité de 35 ‰).

- la teneur réelle en azote minéral mesurée à la Bouée 1.

Nous avons alors effectué mois par mois le calcul suivant :

$$n_d = \frac{n - x \cdot n_m}{y}$$

n_d = Teneur théorique en azote minéral de l'eau douce présente à la Bouée 1.

n = Teneur moyenne mensuelle en azote minéral à la Bouée 1.

n_m = Teneur mensuelle en azote minéral de l'eau de mer.

x = Pourcentage d'eau de mer dans l'eau de mer dans l'eau présente à la Bouée 1.

y = Pourcentage d'eau douce dans l'eau présente à la bouée 1.

En faisant la somme de ces teneurs théoriques mensuelles multipliées par les quantités mensuelles d'eau sorties de la Gironde, nous avons estimé le volume d'azote minéral sorti de la Gironde en 1976 à environ : 32.800 tonnes.

A titre indicatif, on peut noter que le même calcul appliqué à la Bouée 10 donne un volume de 33.900 tonnes de N environ.

. Azote organique particulaire

L'expulsion solide en 1976 hors de l'estuaire, calculée à partir des teneurs en matières en suspension à l'embouchure, a été de $0,25 \times 10^6$ tonnes (ETCHEBER, 1978).

Le volume d'azote organique particulaire sorti de l'estuaire en 1976 est donc de :

$$0,25 \times 10^6 \times 0,17 \times 10^{-2} = 0,0425 \times 10^4 \text{ t.}$$

soit 425 tonnes de N

. Azote organique dissous

Aucune mesure d'azote organique dissous n'ayant été effectuée à l'embouchure, il n'est pas possible d'évaluer le volume d'azote sorti de l'estuaire sous cette forme.

Le bilan global de l'azote dans l'estuaire de la Gironde est résumé dans le tableau n° 14.

	APPORTS	STOCK	SORTIES
N Minéral	29.700	2.800	32.800
N organique dissous	71.500		
N organique particulaire	4.200	8.000	425
TOTAL	105.400	10.800	33.225

Tableau 14 : Bilan global de l'azote dans l'estuaire de la Gironde en 1976 (en tonnes de N).

De ces bilans, on peut dégager les remarques suivantes :

- la quantité d'azote minéral qui sort de l'estuaire est équivalente à la somme des apports et du stock.

- les apports d'azote organique représentent plus du double des apports d'azote minéral.

- les effluents de Bordeaux représentent une source non négligeable d'azote, tant minéral que organique.

- l'azote organique particulaire tend à s'accumuler dans l'estuaire, suivant un schéma similaire aux sédiments du bouchon vaseux. Ce résultat était d'ailleurs prévisible, puisque nous avons considéré que l'azote organique particulaire représente un certain pourcentage des matières en suspension.

*Pas si évident que ça
s'il y a une erreur dans les
débits des rejets urbains de Bordeaux*

II - BILAN QUANTITATIF DU PHOSPHORE EN 1976

Comme l'azote, le phosphore se présente dans les eaux sous plusieurs formes, organiques ou minérales, dissoutes ou particulaires, représentant différentes étapes d'un même cycle (voir figure 59).

Cependant nous ne disposons pas de données sur le phosphore organique, ni sur le phosphore particulaire, aucune mesure de ce type n'ayant été effectuée en 1976. Nous nous contenterons d'établir un bilan quantitatif du phosphore minéral dissous, c'est-à-dire des phosphates.

Les méthodes de calcul employées sont les mêmes que pour l'azote minéral.

1. Les apports

a/ Apports fluviaux

Ils ont été évalués de la façon suivante :

$$P_A = \sum_{m=1}^{12} P_m \times Q_m$$

P_A = Apport annuel de phosphore.

P_m = Teneur mensuelle en phosphore minéral dissous mesurée à Couthures pour la Garonne et à Garonne pour la Dordogne, exprimée en mg/l de P.

Q_m = Débit fluvial mensuel en m^3 .

Les quantités de phosphore ainsi calculées sont pour 1976 :

- . pour la Dordogne : 300 t de P
- . pour la Garonne : 1330 t de P

b/ Les effluents de Bordeaux

En ce qui concerne les effluents urbains de Bordeaux, il n'existe pas de mesures des teneurs en phosphates.

On peut toutefois avoir une idée du rôle de ces rejets sur le taux de phosphates des eaux de la Garonne en comparant les teneurs à l'entrée et à la sortie de Bordeaux (valeurs moyennes pour l'année 1976 des teneurs à basse mer) :

- Entrée Bordeaux (Bègles) : 0,078
- Sortie Bordeaux (Bassens) : 0,114 mg/l,

soit un apport moyen de 0,036 mg/l de P, c'est-à-dire pour l'année 1976, où le débit total de la Garonne a été de 11.200×10^6 m³.

$$0,036 \times 11.200 \times 10^9 = 403,2.10^9 \text{ mg}$$

soit environ 400 tonnes de P.

A titre de comparaison, nous citerons des chiffres d'apports en phosphates d'autres fleuves :

- * La Seine en 1975 :
11.200 tonnes de P-PO₄
- * La Seine en 1976 :
10.500 tonnes de P-PO₄
(Rapport RNO Point d'appui Baie de Seine)
- * Le Rhône en 1968
4.800 tonnes de P-PO₄
(COSTE, 1974).

2. Les phosphates en stock

Pour ce calcul, nous avons procédé exactement de la même façon que pour le calcul de l'azote minéral dissous en stock. Nous avons obtenu les valeurs suivantes :

SECTION DE L'ESTUAIRE (station correspondante)	VOLUME à + 2, 5 m en m ³ (JOUANNEAU, 1979)	TENEUR MOYENNE en P dissous (en mg/l-P)	P dissous en stock (en tonnes)
PK 0 à PK 34, 8 (PK 35)	216.10 ⁶	0,069	14,9
PK 34, 8 à PK 55 (PK 52)	427.10 ⁶	0,667	28,6
PK 55 à PK 69 (PK 67)	524.10 ⁶	0,060	31,4
PK 69 à PK 84 (PK 78)	1013.10 ⁶	0,053	53,7
PK 84 à PK 96 (PK 96)	1134.10 ⁶	0,037	42,0
TOTAL ESTUAIRE	3314.10 ⁶		170,6

Tableau 15 : Estimation du phosphore minéral dissous en stock dans l'estuaire de la Gironde (en tonnes de P).

Le stock de phosphates dissous dans l'estuaire et dans la Garonne jusqu'à Bordeaux est donc au total de environ 170 tonnes de P.

3. Les phosphates quittant l'estuaire

Nous avons utilisé pour cette estimation le même type de raisonnement et de calcul que pour l'azote minéral dissous.

Nous avons multiplié pour chaque mois la quantité d'eau sortie de l'estuaire par la valeur suivante :

$$pd = \frac{p - x \cdot pm}{y}$$

pd = teneur théorique en phosphates de l'eau douce présente à la Bouée 1.

p = teneur moyenne mensuelle en phosphates à la Bouée 1.

pm = teneur mensuelle en phosphate de l'eau de mer (à partir de la droite de dilution théorique).

x = pourcentage d'eau de mer dans l'eau présente à la Bouée 1.

y = pourcentage d'eau douce dans l'eau présente à la Bouée 1.

Nous avons estimé finalement la quantité de phosphates sortie de l'estuaire en 1976 à environ 1820 tonnes de P.

A titre indicatif, le même calcul effectué au niveau de la Bouée 10 conduit à une valeur de 2220 tonnes de P.

Le bilan global du phosphore minéral dissous dans l'estuaire est résumé dans le tableau suivant :

APPORTS	GARONNE	1330	2030
	DORDOGNE	300	
	Effluents de BORDEAUX	400	
STOCK			170
SORTIES			1820

TABLEAU 16 : BILAN GLOBAL DU PHOSPHORE MINERAL
DISSOUS DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE
EN 1976 (en tonnes de P).

La quantité de phosphore minéral dissous qui sort de l'estuaire de la Gironde en un an est donc équivalente à celle qui y est entrée.

CONCLUSION

L'étude que nous avons entreprise sur le comportement de quelques paramètres de la qualité des eaux dans l'estuaire de la Gironde a trouvé ses limites dans l'hétérogénéité des données disponibles. En effet, celles-ci, bien que relativement nombreuses, ont été obtenues de façon éparse par différents organismes. Les dates des différents prélèvements, ainsi que parfois des méthodes de mesures différentes, ne permettent pas toujours de relier de façon cohérente les données obtenues tout au long de l'estuaire. D'autre part, la fréquence de ces mesures (généralement mensuelle) conduit parfois à une vue partielle des phénomènes se produisant au sein des masses d'eau, sans que l'on puisse suivre leur évolution dans le temps de façon précise. Il est d'ailleurs permis de supposer que d'autres phénomènes ont pu passer inaperçus, s'ils se sont produits durant la période séparant deux séries de mesures.

Enfin, cette étude se base principalement sur des données de l'année 1976, qui présente des caractéristiques hydrologiques exceptionnelles, en raison de la sécheresse de début d'année et de la pluviosité importante de fin d'année. Jusqu'en septembre, les débits mensuels de la Gironde sont toujours très inférieurs à la moyenne calculée sur 10 ans. A la fin du mois de mai, on entre dans une période d'étiage très prononcé qui se poursuit jusqu'à la mi-octobre. Puis, la fin de l'année 1976 se singularise par des débits bien supérieurs à la moyenne, avec de nombreuses crues.

En ce qui concerne la qualité des eaux de la Gironde, nous avons pu mettre en évidence les principaux faits suivants :

* Durant la première moitié de l'année 1976, période de débits moyens, les eaux fluviales et les eaux de l'embouchure sont bien oxygénées ; un léger déficit en oxygène dissous par rapport à la saturation se fait sentir dans la zone médiane de l'estuaire, à l'emplacement du bouchon vaseux.

Ce déficit en oxygène devient important en période d'étiage dans l'estuaire amont, où les teneurs peuvent descendre jusqu'à 25 % de la saturation (dans la région de Bordeaux). Cette sous-oxygénation importante est liée d'une part à la présence du bouchon vaseux dans cette zone, et d'autre part aux faibles débits fluviaux qui n'ont pas permis un renouvellement rapide des eaux où s'est alors produite une accumulation de la matière organique contenue dans les effluents urbains déversés en Garonne.

A la fin de l'année 1976, tout l'estuaire est bien oxygéné, grâce au rôle bénéfique des crues, à la fois par un apport d'eaux bien oxygénées, et par le déplacement du bouchon vaseux et des matières organiques dégradables vers l'aval.

Dans l'estuaire de la Gironde, on peut donc considérer que les variations des teneurs en oxygène dissous sont induites principalement par les conditions hydrologiques d'amont et leurs conséquences directes (position du bouchon vaseux ; temps de résidence des eaux dans l'estuaire).

* L'azote minéral dissous se présente principalement dans l'estuaire sous forme de nitrates ; les taux des nitrites sont toujours très faibles ; les taux d'ammoniaque, plus variables, sont cependant en général assez faibles et diminuent rapidement vers l'embouchure.

On peut proposer le schéma général suivant de répartition de l'azote minéral dissous dans la Gironde :

. Apports par les fleuves de la plus grande partie des composés minéraux azotés.

. Au niveau de Bordeaux, enrichissement des eaux en matière organique et en ammoniaque.

. En aval de Bordeaux, dégradation de ces matières azotées et de celles du bouchon vaseux, avec production finale de nitrates.

. Après un maximum des teneurs en nitrates dans l'estuaire amont, diminution de celles-ci par suite de la dilution des eaux douces par les eaux marines ; cette dilution devient alors le facteur prépondérant de la répartition des nitrates le long de l'estuaire.

Quelques cas particuliers, induisant un schéma de répartition légèrement différent peuvent être notés :

. Le "maximum" des teneurs en nitrates peut parfois se situer dans la zone médiane de l'estuaire pour deux raisons :

- en janvier et février, les températures sont très basses, et les réactions de dégradation de la matière organique sont donc retardées.

. en novembre et décembre, il semblerait que ces nitrates soient en grande partie le résultat de la dégradation du matériel "frais" apporté par les crues, plus riche en matière organique dégradable que l'ancien bouchon vaseux.

. En avril, et surtout en mai, on observe dans l'estuaire un déficit en nitrates par rapport à la droite de dilution, dû vraisemblablement à une consommation par le phytoplancton se développant à cette période.

* La répartition du phosphore minéral dissous (phosphates) dans l'estuaire de la Gironde montre une augmentation des teneurs au niveau de Bordeaux, liée selon toute évidence aux rejets urbains. Puis les teneurs diminuent régulièrement le long de l'estuaire, par suite de la dilution des eaux douces dans les eaux marines.

Cette distribution des phosphates, régie essentiellement par la dilution, présente cependant quelques particularités saisonnières :

. Les concentrations diminuent à partir de l'hiver ; elles sont minimales en mai.

. En période d'étiage, on observe un excès de phosphates par rapport à la droite de dilution, surtout dans l'estuaire amont. Il semble donc que des phénomènes de désorption des phosphates par les sédiments argileux viennent compenser les concentrations minimales relevées au printemps ; on observe alors de fortes teneurs en phosphates dans les eaux durant tout l'été et l'automne.

. Au contraire, en période de crue, une chute brutale des teneurs en phosphates semble être la conséquence de phénomènes d'adsorption de cet élément par les sédiments frais apportés par les fleuves.

* Le schéma de répartition de la silice dissoute le long de l'estuaire est différent selon les saisons car :

. en hiver, la dilution joue un rôle prépondérant dans la distribution des silicates,

. en été, a lieu une production de silicates dans l'estuaire amont, due probablement à des phénomènes de désorption.

* Des bilans quantitatifs de l'azote minéral et du phosphore minéral, effectués pour l'année 1976, montrent que la quantité de ces éléments qui sort de l'estuaire est équivalente à celle qui y est entrée (environ 30.000 tonnes d'azote ; environ 2000 tonnes de phosphore).

La comparaison de ces chiffres avec des résultats obtenus en Seine montre qu'il pénètre deux fois moins de phosphore minéral dans la Gironde que dans l'estuaire de la Seine. On peut donc affirmer, en ce qui concerne les sels minéraux azotés et phosphorés, que l'impact des activités humaines se fait sentir de façon bien moindre dans la Gironde que dans la Seine.

Il est regrettable que l'absence de mesures des teneurs en azote et en phosphore organique en 1976 dans la Gironde n'ait pas permis d'établir un bilan complet, tenant compte de toutes les formes chimiques de l'azote et du phosphore présentes dans les eaux. En outre, l'absence de mesures des concentrations en silicates dans l'estuaire fluvial ne nous a pas permis d'effectuer un bilan de la silice dissoute dans la Gironde.

Nous venons de dégager brièvement les points essentiels mis en lumière par l'étude des sels minéraux dans la Gironde et pour terminer, il nous semble important de signaler les problèmes qui mériteraient d'être abordés par les travaux ultérieurs :

* En premier lieu, préciser le comportement de l'ammoniaque et des silicates dans la partie fluviale de l'estuaire, ainsi que les modalités et le rôle exact des processus d'adsorption-désorption.

Pour ce faire, il conviendrait de compléter les mesures, en insistant particulièrement sur les fleuves et la partie amont de l'estuaire ; c'est en

effet dans cette dernière zone que se produit l'essentiel des modifications physico-chimiques affectant les sels nutritifs. A l'aval, le comportement des sels minéraux est généralement régi uniquement par la dilution.

* En second lieu, il faudrait s'intéresser en détail à la matière organique, préciser sa composition, élucider les conditions et les modalités de sa dégradation, car cette dernière peut constituer une source non négligeable de sels minéraux. Dans ce but, il serait nécessaire de déterminer la répartition de la matière organique dans l'estuaire et notamment sur les rives envasées (slikkes) où de grandes quantités de matière organique particulaire sont susceptibles de s'accumuler.

Toutes ces études s'avèrent nécessaires si l'on veut obtenir une vision complète de la répartition et du comportement des sels nutritifs dans l'estuaire de la Gironde, et par conséquent une meilleure connaissance de la qualité des eaux.

Bibliographie

ALLEN G.P. (1972)

Etude des processus sédimentaires dans l'estuaire de la Gironde.

Thèse Sc. Nat. Univ. Bordeaux I, n° 353, 314 p., 134 fig.

ALLEN G.P., CASTAING P., FERAL A., KLINGEBIEL A., VIGNEAUX M. (1970)

Contribution à l'étude des faciès de comblement et interprétation paléogéographique de l'évolution des milieux sédimentaires récents et actuels de l'estuaire de la Gironde.

Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine, Bordeaux, n° 8, pp. 99-154, 20 fig.

ALLEN G.P., KLINGEBIEL A. (1974)

La sédimentation estuarienne : exemple de la Gironde.

Bull. Centre de Rech. Pau - SNPA, Pau, vol. 8, n° 1, pp. 263-293, 14 fig.

ARMSTRONG F.A.J. (1965a)

Phosphorus.

In : Riley J.P. and Skirrow G. (editors), Chemical Oceanography, Academic Press, London and New York, vol. I, ch. 8, pp. 323-364.

ARMSTRONG F.A.J. (1965b)

Silicon.

In : Riley J.P. and Skirrow G. (editors), Chemical Oceanography, Academic Press, London and New York, vol. I, ch. 10, pp. 365-432

BARNES H. (1957)

Nutrient elements.

In : HEDGDETH J.W. (editor), Treatise on marine Ecology and Palaeoecology, Geol. Soc. of America, Mem. n° 67, pp. 297-344.

BARNES R.S.K., GREEN J. (1971)

The estuarine environment.

Applied Science Publishers, London, 133p.

BERTHOIS L. (1965)

Remarques sur les propriétés physico-chimiques des eaux marines dans le Golfe de Gascogne en mai 1964.

Ext. Rev. Trav. Inst. Pêches Mar., Nantes, vol. 29, n° 4, pp. 383-392.

BENDSCHMEIDER and ROBINSON (1952)

A new spectrophotometric method for determination of nitrite in sea water.

Water J. of Mar. Res., Washington , n° 11, pp. 87-96.

BIEN G.S., CONTOIS D.E., THOMAS W.H. (1958)

The removal of soluble silica from fresh water entering the sea.

Geochim. and Cosmochim. Acta, Londres, vol. 14, n° 1, pp. 35-54.

BILLEN G. (1975)

Nitrification in the Scheldt estuary (Belgium and the Netherlands).

Est. and Coast. Mar. Science, Londres, vol. 3, pp. 279-289.

BONNEFILLE R. (1970)

Etude de l'aménagement de l'estuaire de la Gironde. Rapport n° 9. Etude synthétique du régime hydraulique.

Lab. Nat. d'Hydraulique, Chatou, HCO42 R411, t. 690 DHM.

BONNEFILLE R. (1971)

Remarque sur les écoulements moyens à l'aval de la Gironde.

Bull. Inst. Géol. Bassin Aquitaine, n° 11/2, pp. 361-364, 2 fig.

BOUGIS P. (1974)

Ecologie du plancton marin. Tome I : le phytoplancton.

Masson et Cie, ed., Paris.

BOYLE E., COLLIER R., DENGLER A.T., EDMOND J.M., STALLARD R.F. (1974)

On the chemical mass-balance in estuaries.

Geochim. and Cosmochim. Acta, Londres, vol. 38, n° 11, pp. 1719-1728.

BURTON J.D., LEATHERLAND T.M., LISS P.S. (1970)

Reactivity of dissolved silicon in some natural waters.

Limno. and Oceano., Lawrence (Kansas), vol. 15, n° 3, pp. 473-476.

BURTON J.D., LISS P.S. (1973)

Processes of supply and removal of dissolved silicon in the oceans.

Geochim. and Cosmochim. Acta, Londres, vol. 37, pp. 1761-1771.

BUTLER E.I., TIBBITS S. (1972)

Chemical survey of the Tamar estuary.

J. Mar. Biol. Ass. U.K., Londres , n° 52, pp. 681-699.

GARRITT D.E., GOODGAL S. (1954)

Sorption reactions and some ecological implications.

Deep Sea Res., Londres, vol. I, n° 4, pp. 224-248, 16 fig.

CASTAING P., JOUANNEAU J.M. (1979)

Temps de résidence des eaux et des suspensions dans l'estuaire de la Gironde .

J. Rech. Oceanogr., Paris, vol. IV, n° 2, pp. 41-52.

CESCAS M., PIERRE A. (1977)

Facteurs physico-chimiques les plus responsables de l'adsorption du phosphore par les sédiments du fleuve St Laurent.

Les Cahiers de CENTREAU, Université de Laval(Québec), vol. II, n° 3.

CONOMOS T.J., GRANT GROSS M., BARNES C.A., RICHARDS F.A. (1972)

River-ocean nutrient relation in summer.

In : Pruter A.T. and Alverson D.L. (editors), The Columbia river estuary and adjacent ocean waters bioenvironmental studies,

University of Washington Press, Seattle, pp. 151-175, 16 fig.

COSTE B. (1974)

Rôle des apports nutritifs minéraux rhodaniens sur la production organique des eaux du Golfe du Lion.

Téthys, Marseille , vol. 6, n° 4, PP 727-740.

DENGLER A.T. (1973)

Silicates and diatoms in New England estuaries.

M.S. Thesis, M.I.T., 89 p. (cité par Boyle et al., 1974)

DUKE T.W., RICE T.R. (1966)

Cycling of nutrients in estuaries.

Proc. Gulf. and Carrib. Fish. Inst., Coral Gables (Floride),
n° 19, pp. 59-67.

DUXBURY A.C., McGARY N.B. (1968)

Local changes of salinity and nutrients off the mouth of
the Columbia river.

Limno. and Oceano., Lawrence (Kansas), vol. 13, n° 4,
pp. 626-636.

ETCHEBER H. (1978)

Etude de la répartition et du comportement de quelques
oligo-éléments métalliques (Zn, Pb, Cu et Ni) dans le
complexe fluvio-estuarien de la Gironde.

Thèse de 3ème Cycle, Univ. Bordeaux I, n° 1455, 2 vol.

EWINS P.A., SPENCER C.P. (1967)

The annual cycle of nutrients in the Menai Straits.

J. Mar. Biol. Ass. U.K., Londres, n° 47, pp. 533-542, 1 fig.

FANNING K.A., PILSON M.E.G. (1973)

The lack of inorganic removal of dissolved silica during
river-ocean mixing.

Geochim. and Cosmochim. Acta, Londres, vol. 37, pp. 2405-2415.

GASCOINE I.S., WILDISH D.J. (1971)

A chemical and biological study of the Medway Estuary.

Wat. Poll. Control, Londres, 1971, pp. 11-25.

GLANGEAUD L. (1938)

Transport et sédimentation dans l'estuaire et l'embouchure
de la Gironde (Caractères pétrographiques des formations
fluviales, saumâtres, littorales et néritiques).

Bull. Soc. Géol. France, Paris, t. VIII, pp. 599-631.

GOLTERMAN W.L. (1978)

Sediments and nutrients cycles.

I.A.S. tenth Intern. Congr. Sedim., Jerusalem, abstracts,
vol. I, ed. G.M. Friedman, pp. 265-266.

HANSEN D.V., RATTRAY M. (1966)

New dimensions in estuary classification.

Limnology and Oceanography, Lawrence (Kansas), vol. XI,
n° 3, pp 319-326.

HARLEMAN M., IPPEN A.T. (1969)

Salinity intrusion effects in estuary shoaling.

Proc. Amer. Soc. Civ. Engin., n° 95, pp. 9-27.

HARVEY H.W. (1955)

The chemistry and fertility of sea waters.

Cambridge University Press, 224 p.

HEAD P.G. (1970)

Discharge of nutrients from estuaries.

Mar. Poll. Bull., Londres, vol. 1, n° 9, pp. 138-140.

HEM J.D. (1970)

Study and interpretation of the chemical characteristics
of natural water. Second edition.

Geological Survey Water-supply Paper, n° 1473, United States
Government Printing Office, Washington, 363 p.

HOSOKAWA I., OHSHIMA F., KONDO N. (1970)

On the concentrations of the dissolved chemical elements
in the estuary water of the Chikugogawa River.

J. of the Oceanogr. Soc. of Japan, vol. 26, n° 1, pp. 1-5.

IVANOFF A. (1972)

Introduction à l'océanographie. T. I : propriétés physiques
et chimiques de l'eau de mer.

Librairie Vuibert, Paris, 208 p.

JAWORSKI N.A., LEAR D.W., VILLA O. Jr (1972)

Nutrient management in the Potomac estuary.

Nutrient and Eutrophication Spec. Symp. I

Limnology and Oceanography, Londres, Likens G.E., ed.,
pp. 246-273.

JITTS H.R. (1959)

The adsorption of phosphate by estuarine bottom deposits.
Aust. J. Mar. Freshwater Res., Melbourne, n° 10, pp. 7-21.

JOHNSON (1949)

J. Biol. Chem., Baltimore (Maryland), n°181, p. 707.

JOUANNEAU J.M. (1979)

Evaluation du volume et de la masse de matières en suspension dans le système bouchon vaseux - crème de vase de la Gironde.
Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine, Bordeaux, n° 25, pp. 111-120, 2 fig.

KETCHUM B.W. (1967)

Phytoplankton nutrients in estuaries.
in : Estuaries, Lauff G.H. ed., A.A.A.S. Publ. n° 83, pp. 329-335.

KNOWLES G., DOWNING A.L., BARRETT (1965)

Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed culture with the aid of a computer.
J. Gen. Microbiol., Londres, vol. 38, PP 263-278.

KOROLEFF F. (1970)

Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue.
In : Information on techniques and methods of water analysis. Inter. Lab. Rep., n° 3, pp. 15-18.

KUENZLER E.J., FERRAS J.P. (1965)

Phosphatases of marine algae.
Biol. Bull., Woods Hole (Mass.), n° 128, pp. 271-284.

LACOMBE H. (1965)

Cours d'océanographie physique.
Ed, Gauthier-Villars, Paris, 392 p.

LATOUCHE C. (1971)

Contribution à la dynamique des vases dans le système Garonne-Dordogne-Gironde : étude des minéraux argileux.
Bull. Inst. Géol. Bassin Aquitaine, Bordeaux, n° 11/2, pp. 317-332, 11 fig.

LEACH J.H. (1971)

Hydrology of the Ythan estuary with reference to distribution of major nutrients and detritus.

J. Mar. Biol. Ass. U.K., Londres, n° 51, pp. 137-157, 12 fig.

LISS P.S., POINTON M.J. (1973)

Removal of dissolved boron and silica during estuarine mixing of sea and river waters.

Geochim. and Cosmochim. Acta, Londres, vol. 37, pp. 1493-1498.

LISS P.S., SPENCER C.P. (1970)

A biological process in the removal of silicate from sea-water.

Geochim. and Cosmochim. Acta, Londres, vol. 34, pp. 1073-1088

McELROY M.B., ELKINS J.W., WOFSY S.C., KOLB C.E., DURAN A.P.;

KAPLAN W.A. (1978)

Production and release of N₂O from the Potomac Estuary.

Limnol. and Oceanogr., Lawrence (Kansas), vol. 23, n° 6, pp. 1168-1182, 11 fig.

McKAY D.W., FLEMMING G. (1969)

Correlation of dissolved oxygen levels, fresh water flows and temperatures in a polluted estuary.

Water Research, Oxford, n° 3, pp. 121-128.

McKENZIE F.T., GARRELS R.M. (1965)

Silicates : reactivity with sea waters.

Science, Washington, n° 150, pp 57-58.

McKENZIE F.T., GARRELS R.M. (1966)

Chemical mass balance between rivers and oceans.

Amer. J. Sci., New Haven (Conn.), N° 264, pp. 507-525.

MARTIN J.M. (1971)

Contribution à l'étude des apports terrigènes d'oligoéléments stables et radioactifs à l'océan.

Thèse de Doctorat Sciences Naturelles, Paris, n° AO 5466, 155p., 59 fig., 26 tabl.

MARTIN J.M., MEYBECK M., SALVADORI F., THOMAS A.J. (1975)

Pollution chimique des estuaires : état actuel des connaissances.

Rapport scientifique et technique du CNEOX, n° 22.

MULLIN and RILEY (1955)

The spectrophotometric determination of silicate silicon in natural waters with special reference to sea water.

Anal. Chim. Acta, New York, vol. 12, pp. 162-170.

MURPHY and RILEY (1962)

A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters.

Anal. Chim. Acta, New York, vol. 27, pp. 31-36.

PARK P.K., OSTERBERG G.L., FORSTER W.O. (1972)

Chemical budget of the Columbia River.

In : The Columbia River estuary and adjacent ocean waters bioenvironmental studies, Pruter A.T. and Alverson D.L.,

editors, University of Washington Press, Seattle, pp. 123-134, 6 fig., 4 tabl.

POMEROY L.R., SMITH E.E., GRANT C.M. (1965)

The exchange of phosphate between estuarine water and sediments.

Limnol. and Oceanogr., Lawrence (Kansas), vol. X, n° 2, pp. 167-172, 3 fig. 1 tabl.

PRITCHARD D.W. (1955)

Estuarine circulation patterns.

Proc. Amer. Soc. Civ. Engin., n° 81, pp. 1-11.

PRITCHARD D.W. (1967)

Observations of circulation in coastal plain estuaries.

In : Estuaries, Lauff G.H. ed., Am. Assoc. Advanc. Sci., Washington, publ. 83, pp. 37-11.

REDFIELD A.C. (1934)

James Johnston Memorial Volume, Univ. of Liverpool Press, p. 176.

ROCHFORD D.J. (1951)

Studies in Australian estuarine hydrology.

Austr. J. of Mar. Freshwater Res., Melbourne, vol. 2, n° 1,
pp. 1-116 .

RYTHER J.H., DUNSTAN W.M. (1971)

Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal
marine environment.

Science, Washington, vol. 171, pp. 1008-1013.

SALVADORI F. (1976)

Etude de quelques paramètres chimiques de la qualité des
eaux dans l'estuaire de la Charente.

Thèse de 3ème Cycle, Univ. Paris VI, spécialité Géologie
Dynamique.

STEFANSSON U., RICHARDS F.A. (1963)

Processes contributing to the nutrients distributions of the
Columbia River and strait of Juan de Fuca.

Limnology and Oceanography, Lawrence (Kansas), vol. 8,
pp. 394-410.

STRICKLAND and PARSONS (1968)

A practical handbook of seawater analysis.

Fish. Res. Board of Canada, Ottawa, 311 p.

SVERDRUP H.U., JOHNSON M.W., FLEMING R.H. (1942)

The Oceans ; their physics, chemistry and general biology.

Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs (New Jersey), 1060 p.

VACCARO R.F. (1965)

Inorganic nitrogen in sea water.

In : Chemical Oceanography, Riley J.P. and Skirrow G. ed.,

Academic Press, London and New York, vol. I, ch. 9, pp. 365-408.

WOLLAST R., DE BROEU F. (1971)

Study of the behaviour of dissolved silica in the estuary
of the Scheldt.

Geochim. Cosmochim. Acta, Londres, vol. 35, pp. 613-620.

WOOD, ARMSTRONG and RICHARD (1967)

Determination of nitrate in sea water by cadmium - copper reduction to nitrite.

J. Mar. Biol. Ass. U.K., Londres , vol. 47, pp. 23-91.

RAPPORTS CONSULTES

C.T.G.R.E.F. (1977)

Premières observations sur les ressources halieutiques de l'estuaire de la Gironde.

Centre Technique du Génie Rural des Eaux et Forêts. Groupement de Bordeaux. Division Aménagements Littoraux et Aquaculture.

Rapport annuel n° 1.

E.D.F. / C.N.E.X.O. (Mai 1977)

Etude écologique du site du Blayais.

LABORATOIRE MUNICIPAL DE LA VILLE DE BORDEAUX (Novembre 1964)

Assainissement de Bordeaux.

Etude de la Garonne et des égouts.

par LAVILLE et al. 3 tomes.

R.N.O. / C.N.E.X.O. - Unité Littoral (Février 1978)

Résultats du Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin. Première phase.

Point d'appui Baie de Seine.

85 pages.

Annexes

Coordonnées géographiques des stations de mesures E.D.F. et R.N.O.

Station	Latitude	Longitude
P.K. 20	N 45° 00' 3	W 0° 33' 8
P.K. 41 D	N 45° 02' 4	W 0° 33' 8
P.K. 35	N 45° 06' 4	W 0° 39' 3
P.K. 42	N 45° 10' 4	W 0° 42' 7
P.K. 52	N 45° 14' 8	W 0° 43' 7
P.K. 67	N 45° 26' 3	W 0° 52' 5
P.K. 78	N 45° 26' 8	W 0° 53' 3
P.K. 89	N 45° 31' 0	W 0° 59' 1
P.K. 90	N 45° 33' 2	W 0° 58' 5
P.K. 100	N 45° 35' 6	W 1° 03' 2
Bouée 10	N 45° 39' 2	W 1° 10' 6
Bouée 1	N 45° 39' 7	W 1° 23' 2

P.K. 41 DORDOGNE (Basse mer. Surface)

Mois		OCT 75	NOV 75	DEC 75	JAN 76	FEV 76	MAR 76	AVR 76	MAI 76	JUN 76	JUL 76	AOU 76	SEP 76	OCT 76	NOV 76	DEC 76
Paramètres physicochimiques	S ‰						0.2	0.0		0.6	1.6	3.0	4.3	0.0	0.0	0.0
	θ °C						7.5	14.5		25.2		22.6	18.9	14.3	6.8	8.0
	pH						7.9	7.6		7.4	7.5	7.5	8.0	7.95	8.0	8.0
	O ₂ mg/l						10.5	6.7			6.6	5.95		7.43	9.05	8.55
	% O ₂						124.4									
	UAO						-2.06									
	σ _t						0.12						1.79			
Teneur en M.E.S. mg/l							400	1033		6826	6102	6642	4120	4170	1548	542
Éléments nutritifs en µatg/l	N-NH ₄						2.09	1.29		2.26	2.5	1.91	1.08	4.89	3.28	0.5
	N-NO ₂						0.0	0.09		0.0	0.0	0.23	0.34	0.43	0.37	0.57
	N-NO ₃						91.8	87.2		68.2	58.1	123	135.5	98.5	71.5	54.4
	P-PO ₄						1.07	0.9		1.2	2.87	3.05	3.53	1.12	0.81	0.99
	Si-Si(OH) ₄						183	97		40.2	193	30.6	76.3	94.6	128.7	203

P.K. 20 GARONNE (Basse mer. Surface)

Mois		OCT 75	NOV 75	DEC 75	JAN 76	FEV 76	MAR 76	AVR 76	MAI 76	JUN 76	JUL 76	AOU 76	SEP 76	OCT 76	NOV 76	DEC 76	
Paramètres physicochimiques	S ‰							0	0	0.4	0.7	2.0	2.1	0	0	0	
	θ °C						9.0	11.9	17.4	27.8	23.05	24.2	19.2	11.9	6.2	7.7	
	pH						7.8	7.6	7.66	7.3	7.25	7.25	7.9	7.84	8.1	8.03	
	O ₂ mg/l						7.7	8.44	6.80	4.95	5.36	4.70		9.24	10.78	8.90	
	% O ₂																
	UAO																
	σ _t													0.05			
Teneur en M.E.S. mg/l							620	505	596		344	1635	1110	1838	414	195	
Eléments nutritifs en µatg/l	N-NH ₄						6.04	3.38	4.6	15	2.56	1.78	1.06	18.9	21.4	14.5	
	N-NO ₂						1.75	1.68	3.8	0.13	0.16	0.61	0.26	2.60	1.45	1.39	
	N-NO ₃						104	76.3	108	138.3	129	173	186.7	151	105.3	95	
	P-PO ₄						2.37	2.36	2.24	2.57	2.74	3.99	4.06	0.81	2.70	1.49	
	Si-Si(OH) ₄						140	107.8	18.4	20	31.2	28.6	79.9	59.9	129.5	163	

P.K. 52 (Basse mer. Surface)

Mois		OCT 75	NOV 75	DEC 75	JAN 76	FEV 76	MAR 76	AVR 76	MAI 76	JUN 76	JUL 76	AOU 76	SEP 76	OCT 76	NOV 76	DEC 76
Paramètres physicochimiques	S ‰	5.2	2.3	1.8	3.2	7.6	1.9	3.5	2.25	4.34	8.3	12.0	12.82	15.5	0.0	
	θ °C	13.7	9.29	5.8	5.68	6.28	10.6	11.4	11.67	19.59	25.8	24.28	17.5	18.15	9.76	7.21
	pH	7.77	7.67	7.6	7.71	7.7		7.85	7.75	8.05	8.13	8.25		7.72	7.9	7.8
	O ₂ mg/l	4.9	6.0	7.8	6.8	10.8		7.4	5.0	5.5	1.4	1.4	5.4		7.1	8.4
	% O ₂	69.25	75.25	89.46	78.48	130.3		98.22	70.95	87.74	25.8	25.6	86.76		88.75	
	UAO	2.18	1.97	0.92	1.86	-2.51		0.13	2.05	0.77	4.03	4.07	0.82		0.9	
	σ _t	3.39	1.65	1.46	2.58	6.02	1.23	2.9	6.97	11.67	3.1	6.32	8.54	10.44	-0.19	
Teneur en M.E.S. mg/l		370	400	450	200	800	950	980	130	400	300	200	160	500	160	240
Eléments nutritifs en µatg/l	N-NH ₄	3.79	1.96	8.69	6.5	6.0	0.79	0.91	2.54	1.59	8.87	0.92	0.58	3.27	43.4	92.7
	N-NO ₂	0.3	0.25	0.0	0.16	0.12	0.21	0.0	0.42	0.26	0.21	0.47	0.19	0.19	1.06	0.88
	N-NO ₃	73.4	98.6	101.9	109	112.6	45.2	42.7	95.5	117.3	89.5	87.1	96.2	107.5	87.2	99.7
	P-PO ₄	1.9	3.04	2.52	2.35	2.3	2.03	1.99	1.51	2.36	2.7	3.67	3.15	2.94	1.09	0.89
	Si-Si(OH) ₄	102	157	187	143	139	144	106	97	20.7	87.2	97.4	82.7	129	145	164

P.K. 35 (Basse mer. Surface)

Mois		OCT 75	NOV 75	DEC 75	JAN 76	FEV 76	MAR 76	AVR 76	MAI 76	JUN 76	JUL 76	AOU 76	SEP 76	OCT 76	NOV 76	DEC 76
Paramètres physicochimiques	S ‰	2.8	0.2	0.1	0.6	1.0	0.3	0.2	0.2	0.53	3.8	6.7	8.1	5.8	0.0	
	θ °C	13.9	9.07	6.07	5.65	6.25	7.6	11.9	13.98	19.72	26.8	24.8	18.2	19.0	9.5	7.01
	pH	7.81	7.55	7.65	7.54	7.64	7.9	7.85	7.77	8.21	8.2	8.15	8.1	7.9	7.9	7.9
	O ₂ mg/l	5.3	6.85	7.8	7.0	8.8	8.2	6.3		4.0	2.1	1.5			6.8	7.4
	% O ₂	74.15	84.32	89.07	79.35	101.5	97.4	82.92		62.56	38.42	26.88			84.47	
	UAO	1.85	1.27	0.96	1.82	-0.13	0.22	1.3		2.39	3.37	4.08			1.25	
	σ _t	1.51	0.02	0.11	0.52	0.81	0.20	-0.25	-0.51	-1.25	-0.5	2.21	4.82	2.9	-0.17	
Teneur en M.E.S. mg/l		1520	1000	250	400	400	460	380	710	1150	1400	300	200	1710	340	340
Éléments nutritifs en µatg/l	N-NH ₄	3.7	4.04	8.03	200	14.3	1.87	4.61	44.1	0.22	1.31	1.82	1.61	4.4	5.08	4.45
	N-NO ₂	0.39	0.91	1.16	0.58	0.28	0.35	0.14	0.93	0.21	0.0	0.07	0.32	0.15	0.45	0.28
	N-NO ₃	117.0	103.4	98.7	90.7	121.7	60.0	41.8	101.7	101.3	105.9	135.9	138.1	144	68.8	66.0
	P-PO ₄	3.5	2.63	2.15	3.82	2.14	1.84	1.65	0.8	1.0	3.75	4.05	4.23	3.8	0.78	0.6
	Si-Si(OH) ₄	195	183	210	131	160	154	112	73	38	133	182	129	117	105	161

P.K. 67 (Basse mer. Surface)

Mois		OGT 75	NOV 75	DEC 75	JAN 76	FEV 76	MAR 76	AVR 76	MAI 76	JUN 76	JUL 76	AOU 76	SEP 76	OCT 76	NOV 76	DEC 76
Paramètres physicochimiques	S ‰	8.4	6.6	4.6	9.2	8.9	6.3	6.5	7.8	7.74	13.1	19.5	18.02	14.0	0.0	0.48
	θ °C	13.75	9.28	5.56	5.55	6.71	10.10	11.3	15.03	19.36	24.5	23.35	17.95	17.1	9.68	6.9
	pH	7.82	7.75	7.72	7.68	7.85		7.9	7.69	8.06	8.15	8.45	7.9	7.8	7.9	7.9
	O ₂ mg/l	5.7	7.35	7.8	8.5	7.6		5.5	5.2	5.4	1.5	1.8	5.1		7.0	9.4
	% O ₂	82.29	94.72	90.58	101.75	96.4		74.26	76.93	87.47	27.72	33.77	85.3		87.3	109.9
	UAO	1.23	0.41	0.8	-0.15	0.28		1.91	1.56	0.77	3.91	3.53	0.88		1.02	-0.85
	σ _t	5.84	5.01	3.69	7.32	11.27	4.69	4.71	5.17	4.3	7.09	12.19	12.4	9.52	-0.18	0.37
Teneur en M.E.S. mg/l		600	450	800	300	900	120	260	600	400	300	200	400	680	220	670
Éléments nutritifs en µatg/l	N-NH ₄	0.77	0.66	5.17	12.5	7.4	0.74	7.33	1.27	2.8	1.03	1.39	0.67	7.63	5.4	6.46
	N-NO ₂	0.46	0.25	0.0	0.0	0.16	0.37	0.0	0.0	0.21	0.07	0.25	0.26	0.52	1.51	0.91
	N-NO ₃	82.7	93.1	91.1	91.1	79.3	19.5	43.6	29.1	68.3	68.6	63.4	93.7	106.1	101.3	97.7
	P-PO ₄	2.69	2.83	2.0	2.23	1.68	1.4	1.64	1.03	1.75	2.61	2.85	3.33	3.65	2.05	1.85
	Si-Si(OH) ₄	121	160	177	143	137	102	112	109	37.9	70.2	105	83.9	85	153	148

P.K. 78 (Basse mer. Surface)

Mois		OCT 75	NOV 75	DEC 75	JAN 76	FEV 76	MAR 76	AVR 76	MAI 76	JUN 76	JUL 76	AOU 76	SEP 76	OCT 76	NOV 76	DEC 76
Paramètres physicochimiques	S ‰	12.9	16.0	7.0	10.3	14.3	8.7	11.3	12.8	13.84	18.1	22.8	19.2		5.4	6.9
	θ °C	14.03	9.77	5.3	5.92	6.54	8.2	10.9	14.98	18.08	23.7	22.41	18.0		10.2	7.3
	pH	7.84	7.93	7.85	7.77	7.86		7.98	7.9	8.0	8.25	8.35	8.15		7.9	8.1
	O ₂ mg/l	5.2	8.0	7.8	8.4	7.6		8.1	5.4	5.9	2.8	2.1	5.0		6.8	7.2
	% O ₂	77.64	110.7	91.46	102.8	96.4		118.7	82.25	96.51	52.46	39.64	84.3		88.88	88.6
	UAO	1.5	-0.77	0.73	-0.18	0.28		-0.85	1.17	0.21	2.54	3.22	0.93		0.85	0.92
	σ _t	9.25	12.26	5.6	8.17	11.27	6.75	8.48	9.01	9.8	11.05	14.92	13.28		3.98	5.41
Teneur en M.E.S. mg/l		200	300	1950	400	900	80	280	180	400	200	200	190		190	320
Éléments nutritifs en µatg/l	N-NH ₄	0.17	0.85	+ 10	22.4	12.7	1.61	17.7	0.29	0.11	1.10	1.61	7.4		68.7	15.4
	N-NO ₂	0.46	0.63	0.0	0.0	0.14	0.14	0.33	0.16	0.21	0.0	0.72	0.39		0.37	0.45
	N-NO ₃	65.7	75.6	41.1	68.8	54.8	36.7	82.7	24.5	85.3	51.8	57.3	71.4		79.8	72.6
	P-PO ₄	1.94	2.55	0.4	1.63	1.17	1.23	1.61	0.35	1.91	2.58	2.52	2.58		2.43	2.15
	Si-Si(OH) ₄	114	117	141	95.4	100	85.6	66.9	152	7.7	76.5	93.5	65.3		100	122

P.K. 90 (Basse mer. Surface)

Mois		OCT 75	NOV 75	DEC 75	JAN 76	FEV 76	MAR 76	AVR 76	MAI 76	JUN 76	JUL 76	AOU 76	SEP 76	OCT 76	NOV 76	DEC 76	
Paramètres physicochimiques	S ‰			15.3	19.5	13.5				20	22.8	27.9	27.5	26.7	10.2	9.4	
	θ °C			4.8	7.2	6.3		9.8	16.8	19	23.5	19.4	20.8	19	8.2	7.2	
	pH			7.55	7.73	7.0		7.68		7.87	7.5	7.9	7.88	7.82	7.63	7.8	
	O ₂ mg/l			10.13	9.40	10.05		9.05	8.51	9.31	6.36	7.21	5.52	7.32	8.82	9.14	
	% O ₂			87.43	88.45	88.93				113.18	85.54	92.54	72.58	92.63	79.99	80.46	
	UAO			1.46	1.23	1.24					-1.09	1.07	0.57	2.09	0.59	2.20	2.21
	σ _t			12.18	15.28	10.66					13.66	14.63	19.55	18.89	18.73	7.72	7.38
Teneur en M.E.S. mg/l				140	160	130		730	264	70	125	145	50	190	380	250	
Éléments nutritifs en µatg/l	N-NH ₄			2.01	1.76	0.43		1.93	0.62	0.21	0.97	0.69	2.53	0.82	2.66	3.16	
	N-NO ₂			0.46	0.19	0.19		0.35	0.35	0.35	0.44	0.6	0.75	1.14	0.26	0.37	
	N-NO ₃			68.2	62.6	77.3		63.7	57.1	49.8	65.5	29.6	35.3	52.1	66.9	122.1	
	P-PO ₄			2.6	1.64	1.59		1.69	1.99	1.91	2.43	2.08	1.89	1.91	2.04	1.84	
	Si-Si(OH) ₄			146.6	80.8	107.6		56.6	49.6	33.4	72.3	28.8	47.7	48.3	81.6	98.7	

P.K. 96 (Basse mer.Surface)

Mois		OCT 75	NOV 75	DEC 75	JAN 76	FEV 76	MAR 76	AVR 76	MAI 76	JUN 76	JUL 76	AOU 76	SEP 76	OCT 76	NOV 76	DEC 76
Paramètres physicochimiques	S ‰	27.9	30.8	18.2	24.6	19.5	25.0			24.4	22.7	30.3	29.5	30.15	15.3	16.0
	θ °C	15.9	13.4	5.1	7.8	6.6	9.2		16.2	18.2	27.1	18.9	21.0	18.0	9.7	7.9
	pH	7.66	7.45	7.5	7.36	7.6	7.65	7.2		7.98	7.64	7.7	7.84	7.9	7.74	7.76
	O ₂ mg/l	7.95		10.31	9.61	9.98	9.82	8.95	8.15	9.75	6.46	7.35	4.95	6.92	8.88	9.3
	% O ₂	95.34		91.31	82.13	92.49	94.11			119.84	87.8	94.64	66.08	87.68	86.16	86.86
	UAO	0.39		0.99	0.54	0.82	0.57			-1.62	0.9	0.41	2.54	0.97	1.43	1.4
	σ _t	20.36	20.74	14.44	20.39	15.34	19.32			17.18	18.08	21.49	20.35	21.6	11.73	12.47
Teneur en M.E.S. mg/l				80	100	250		300	253	45	80	65	30	70	320	100
Éléments nutritifs en µatg/l	N-NH ₄	2.24	1.74	0.51	0.97	0.35	1.3	0.72	0.82	0.34	1.82	0.53	2.86	0.56	2.66	3.00
	N-NO ₂	0.67	0.63	0.23	0.54	0.19	0.09	0.09	0.14	0.16	0.51	0.47	1.01	0.99	0.26	0.32
	N-NO ₃	17.8	17.8	34.2	59.3	50.8	11.3	43.9	41.6	26.3	42.9	29.3	23	34.2	54.6	52.7
	P-PO ₄	0.59	0.55	1.88	0.88	1.42	1.0	1.26	1.8	1.62	1.56	1.53	1.39	1.09	1.85	1.7
	Si-Si(OH) ₄			93.8	49.2	94.4	20.1	44.9	42.8	27.5	38.7	22.2	23.0	24.6	70.1	82.3

BOUEE 10 (Basse mer. Surface)

Mois		OCT 75	NOV 75	DEC 75	JAN 76	FEV 76	MAR 76	AVR 76	MAI 76	JUN 76	JUL 76	AOU 76	SEP 76	OCT 76	NOV 76	DEC 76
Paramètres physicochimiques	S ‰	29	29.5	27.9	30.9	29.3	26.9			31.3	31.3	35.0	33.3	33.66	26.9	24.2
	θ °C	16.1	13.2	7.0	8.6	7.6	9.3		15.0	15.9	22.3	16.4	20.4	18.4	11.4	9.2
	pH	7.74	7.12	7.5	7.46	7.75	7.5			7.88	7.74	7.85	8.04	8.06	7.92	7.95
	O ₂ mg/l	7.75		9.77	9.45	9.57	9.2		7.48	8.57	6.54	7.45	5.41	7.42	8.27	8.99
	% O ₂	93.94		96.5	88.77	96.73	95.33			104.86	90.5	94.2	73.01	96.76	89.65	91.31
	UAO	0.5		0.36	0.11	0.33	0.46			-0.4	0.69	0.46	1.99	0.24	0.96	0.86
	σ _t	21.15	22.13	26.82	23.93	22.89	20.78			22.95	21.36	25.67	23.38	24.17	20.45	18.7
Teneur en M.E.S. mg/l				50	80	90			64	40	25	60	30	85	100	100
Éléments nutritifs en µatg/l	N-NH ₄	1.43	0.82	0.89	0.77	0.27	1.24		2.41	0.21	2.5	0.77	1.77	1.15	1.24	0.95
	N-NO ₂	0.63	0.6	0.23	0.35	0.21	0.16		0.4	0.35	0.28	0.47	0.8	0.75	0.43	0.37
	N-NO ₃	16.8	9.1	26.3	35.3	23	9.7		18.6	19	26.8	9.4	12.9	15.5	28.9	33.1
	P-PO ₄	0.47	0.36	1.42	0.57	0.75	0.8		0.77	0.72	1.0	0.65	0.58	0.65	1.13	1.14
	Si-Si(OH) ₄			75.8	29.6	48.6	16.7		21.5	15.4	15.6	5.2	8.1	13.4	35.6	55.4

BOUEE 1 (Basse mer. Surface)

Mois		OCT 75	NOV 75	DEC 75	JAN 76	FEV 76	MAR 76	AVR 76	MAI 76	JUN 76	JUL 76	AOU 76	SEP 76	OCT 76	NOV 76	DEC 76
Paramètres physicochimiques	S ‰			32.4	33.6	33.1			32.8		33.0	36.0	34.4	35.4	33.0	30.4
	θ °C			7.6	8.5	8.2			14.4		21.8	15.0	19.7	18.8	12.2	9.8
	pH			7.74	7.94	6.23			15.90	8.07	7.27	8.0	8.09	7.8	7.89	8.06
	O ₂ mg/l			9.36	9.44	9.31			8.62	9.52	6.89	7.91	5.06	7.15	7.71	8.79
	% O ₂			96.62	100.15	97.79				117.2	95.33	92.06	67.93	94.54	88.36	94.15
	UAO			0.31	-0.02	0.21				-1.44	0.34	0.17	2.39	0.41	1.02	0.54
	σ _t			25.32	26.12	25.78				24.15	22.78	27.21	24.40	25.44	25.02	23.43
Teneur en M.E.S. mg/l				10	3	30			6	3	3	15	7	30	40	20
Eléments nutritifs en µatg/l	N-NH ₄			0.14	0.28	0.27			1.11	0.27	2.60	0.45	1.85	0.34	2.45	3.16
	N-NO ₂			0.49	0.3	0.42			0.4	0.44	0.0	0.28	0.43	0.54	0.71	0.43
	N-NO ₃			15.10	13	12.1			11.3	4.7	19.6	6	7.2	6.3	7.4	19.7
	P-PO ₄			0.66	0.36	0.17			1.0	0.56	0.46	0.3	0.36	0.34	0.54	0.74
	Si-Si(OH) ₄			52	23.8	27.3			10.6	5.8	7.3	1.8	4.8	7.1	14.5	28.8