

53635

C3002200-DEL-E



UNIVERSITE de BRETAGNE OCCIDENTALE

N° d'ordre 148

# THESE

PRESENTEE POUR OBTENIR LE TITRE DE

DOCTEUR DE 3<sup>ème</sup> CYCLE

EN OCEANOGRAPHIE PHYSIQUE

MENTION CHIMIE

PAR

ROGER DELMAS

ETUDE DE L'ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DES SELS NUTRITIFS  
DANS LA RADE DE BREST EN FONCTION DES APPORTS FLUVIAUX  
ET DES ECHANGES AVEC L'IROISE.

IFREMER Bibliothèque de BREST



OEL11331

Soutenue le 22 Octobre 1981 devant la Commission d'examen

MM. J. LE FLOC'H	Professeur	Président
P. COURTOT	Professeur	} Examineurs
P. TREGUER	Maître-Assistant	
G. AUFFRET	Chercheur au C.O.B	
P.S. LISS	Professeur à l'University of East Anglia, NORWICH (G.B)	

00  
200  
- E

N° d'ordre 148

# THESE

PRESENTEE POUR OBTENIR LE TITRE DE

**DOCTEUR DE 3<sup>ème</sup> CYCLE**

EN OCEANOGRAPHIE PHYSIQUE

MENTION CHIMIE

PAR

ROGER DELMAS

---

ETUDE DE L'ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DES SELS NUTRITIFS  
DANS LA RADE DE BREST EN FONCTION DES APPORTS FLUVIAUX  
ET DES ECHANGES AVEC L'IROISE.

---

Soutenue le 22 Octobre 1981 devant la Commission d'examen

MM. J. LE FLOC'H	Professeur	Président
P. COURTOT	Professeur	} Examineurs
P. TREGUER	Maître-Assistant	
G. AUFFRET	Chercheur au C.O.B	
P.S. LISS	Professeur à l'University of East Anglia, NORWICH (G.B)	

CE TRAVAIL EST UNE CONTRIBUTION AU PROGRAMME  
ECORADE DE L'INSTITUT D'ÉTUDES MARINES COFI-  
NANCÉ PAR L'ETABLISSEMENT PUBLIC RÉGIONAL DE  
BRETAGNE.

*A Christine,*

*A mes parents,*

Avant d'aborder l'exposé de mon travail, je tiens à remercier les membres du jury et tous ceux qui, en mer ou à terre, m'ont aidé.

. Monsieur le Professeur J. LE FLOC'H, qui par ses cours, m'a fait découvrir l'océanographie, a accepté aujourd'hui d'être le président de ce jury. Je le remercie très sincèrement.

. Monsieur le Professeur P. COURTOT, m'a accueilli dans son laboratoire, me permettant de m'initier à l'océanographie chimique. Je lui adresse mes plus vifs remerciements.

. Monsieur P. TREGUER, maître-assistant, a été l'initiateur de cette étude. Les conseils qu'il n'a cessé de me prodiguer, mais aussi son dynamisme et sa disponibilité m'ont grandement aidé à réaliser ce mémoire. Qu'il trouve ici le témoignage de ma profonde reconnaissance.

. Monsieur G. AUFFRET, sédimentologue chercheur au C.O.B., fut un des premiers auteurs en collaboration avec M. BERTHOIS à s'être penché sur l'hydrologie de la rade. Je le remercie très chaleureusement d'avoir accepté de juger ce travail.

. Monsieur le Professeur P.S. LISS de l'University of East Anglia, NORWICH, (Angleterre), me fait le très grand honneur de participer à ce jury, je le prie d'accepter mes plus sincères remerciements.

Je dois beaucoup à mes camarades J. DUSSAUZE et S. LE JEHAN pour leur collaboration de tous les jours et leur amabilité, qu'ils en soient remerciés.

Que soient aussi remerciés, tous les membres du Laboratoire d'Océanographie Chimique, qui m'ont aidé au cours de ces années et plus particulièrement

- Mademoiselle A. MASSON, pour sa gentillesse et son aide constante tant sur le terrain qu'au laboratoire,

- Madame A. ABIVEN qui a bien voulu assurer la dactylographie définitive de ce mémoire.

Enfin, je ne saurai oublier, tous les marins des équipages des navires océanographiques côtiers, PLUTEUS II, SAINTE ANNE DU PORTZIC, GWALARN, THALIA, dont l'expérience de la mer et le dévouement m'ont bien des fois facilité la tâche.

# S O M M A I R E

---

---

	Pages
INTRODUCTION .....	1
DESCRIPTION DU CADRE NATUREL .....	6
1ÈRE PARTIE - METHODES DE PRELEVEMENTS ET D'ANALYSES ...	10
I-1  CAMPAGNES DE MESURES .....	11
I-2  SITES DE PRELEVEMENTS .....	12
2.1  RADE ET ESTUAIRES .....	12
2.2  IROISE .....	13
I-3  TRAITEMENT ET CONSERVATION DES ECHANTILLONS .....	15
3.1  TRAITEMENT .....	15
3.2  CONSERVATION DES ECHANTILLONS .....	15
3.3  CONSERVATION DES SILICATES .....	15
I-4  ANALYSES .....	17
4.1  SALINITE - CHLOROSITE .....	17
4.2  OXYGENE DISSOUS .....	18
4.3  AMMONIUM .....	18
4.4  NITRITES .....	18
4.5  NITRATES .....	19
4.6  PHOSPHATES .....	19
4.7  POLYPHOSPHATES .....	19
4.8  SILICATES .....	19
4.9  M.E.S. ....	20
I-5  EXPERIENCE D'ADSORPTION DES PHOSPHATES - METHODOLOGIE ..	20
5.1  PRELEVEMENT ET CONSERVATION .....	20
5.2  EXPERIENCES .....	20

## 2ÈME PARTIE - HYDROLOGIE DE LA RADE ET DE SES ENVIRONS,...

II-1	STRUCTURES HYDROLOGIQUES A L'EXTERIEUR DE LA RADE .....	23
II-2	LA RADE DE BREST .....	26
2.1	VARIATION TEMPORELLE DE LA SALINITE .....	26
2.2	VARIATION SPATIALE DES SALINITES - MASSES D'EAUX ...	27
2.3	VARIATION DE LA TEMPERATURE .....	30
II-3	HYDROLOGIE DES ESTUAIRES .....	31
3.1	RAPPELS .....	31
3.2	HYDROLOGIE DE L'ESTUAIRE DE L'AULNE .....	32
3.3	HYDROLOGIE DE L'ESTUAIRE DE L'ELORN .....	36

## 3ÈME PARTIE - DISTRIBUTION ET EVOLUTION DES SELS NUTRITIFS DANS LA RADE DE BREST ET SES ESTUAIRES. ....

III-1	LES NITRATES .....	51
1.1	APPORTS FLUVIAUX .....	51
1.2	DIAGRAMMES DE MELANGE .....	54
1.3	EVOLUTION SAISONNIERE .....	54
III-2	L'AMMONIUM .....	57
2.1	APPORTS FLUVIAUX .....	57
2.2	DIAGRAMMES DE MELANGE .....	61
2.3	EVOLUTION SAISONNIERE .....	63
2.4	EVOLUTION SPATIALE .....	63
2.5	EVOLUTION AVEC LA MAREE .....	63
III-3	LES NITRITES .....	65
3.1	APPORTS FLUVIAUX .....	65
3.2	DIAGRAMMES DE MELANGES .....	65
3.3	EVOLUTION SAISONNIERE .....	69
3.4	EVOLUTION SPATIALE .....	69
3.5	EVOLUTION AVEC LA MAREE .....	69



III-4	LES PHOSPHATES .....	73
4.1	APPORTS FLUVIAUX .....	73
4.2	DIAGRAMMES DE MELANGE .....	75
4.3	EVOLUTION : AVEC LA MAREE .....	81
4.4	EVOLUTION SPATIALE .....	81
III-5	LES POLYPHOSPHATES .....	83
III-6	LES SILICATES .....	83
6.1	APPORTS FLUVIAUX .....	83
6.2	DIAGRAMMES DE MELANGE .....	86
III-7	L'OXYGENE DISSOUS .....	86
4ÈME PARTIE - ETUDE DE L'EVOLUTION NON CONSERVATIVE DES SELS NUTRITIFS. ....		88
IV-1	INFLUENCE DES CYCLES BIOLOGIQUES SUR L'EVOLUTION DES TENEURS EN SELS NUTRITIFS .....	89
1.1	TRAITEMENT THEORIQUE DES DIAGRAMMES DE MELANGE ..	89
1.2	EVOLUTION EN PERIODE HIVERNALE .....	93
1.3	EVOLUTION EN PERIODE ESTIVALE .....	99
1.4	EVOLUTION EN AUTOMNE .....	107
IV-2	APPORTS EXOGENES DIRECTS A L'ESTUAIRE .....	116
2.1	ELEMENTS AZOTES .....	116
2.2	APPORT EN PHOSPHORE .....	120
IV-3	INTERACTION AVEC LES SEDIMENTS - CAS PARTICULIER DU PHOSPHORE .....	121
3.1	RAPPELS .....	121
3.2	RESULTATS EXPERIMENTAUX .....	122

IV-4	SIMULATION DE L'EVOLUTION DES PARAMETRES PHYSICO- CHIMIQUES A LA SORTIE DE LA RADE DE BREST .....	133
4.1	INTRODUCTION .....	133
4.2	PRINCIPE DU CALCUL .....	134
4.3	APPLICATIONS .....	139
	CONCLUSION .....	144
	CONCLUSION GENERALE .....	145
	BIBLIOGRAPHIE .....	149

## INTRODUCTION

---

## I N T R O D U C T I O N

---

Les zones d'estuaires sont des lieux privilégiés, de l'implantation humaine. Aînes de transition entre la terre et la mer, ces abris naturels ont servis à l'édification des plus grands ports mondiaux. Leurs eaux continuellement enrichies par les apports nutritifs des fleuves sont le siège d'une vie marine intense, qui a permis depuis fort longtemps le développement de diverses activités maritimes (pêche, mariculture...).

Ces deux vocations surtout de nos jours, apparaissent souvent comme contradictoires. L'accroissement de l'activité économique sur les bassins versants de l'estuaire et du fleuve entraîne une augmentation de la quantité de polluant amené à l'estuaire, qui au-delà d'une certaine limite peut perturber gravement l'écosystème et menacer les activités aquacoles traditionnelles.

Les teneurs en éléments nutritifs sont plus élevées dans les fleuves que dans l'océan. Au cours des dernières années, les quantités déversées par ceux-ci ont crû dans des proportions importantes en raison de l'accroissement des activités urbaines mais aussi de l'emploi massif dans l'agriculture moderne d'engrais, dont une partie est lessivée par les eaux de ruissellement. Cet apport d'éléments nutritifs peut être bénéfique dans une certaine mesure, constituant une fertilisation du milieu marin. Toutefois, un excès devient dommageable pour la vie de l'estuaire, car il permet le développement massif d'algues planctoniques, dont la dégradation bactérienne nécessite plus d'oxygène que n'en peut fournir le milieu. C'est le phénomène d'eutrophisation, déjà décrit dans certains estuaires (JAWORSKY 1972) et qui a des conséquences désastreuses pour la faune et la flore de l'écosystème.

Les premières études concernant les problèmes d'aménagement et de pollution des estuaires ont été inspirées par les phénomènes d'envasement des chenaux (GLANGEAUD 1939, FRANCIS-BOEUF 1939, GUILCHER 1953). Ces travaux ont jeté les premières bases de l'hydrodynamique estuarienne, mettant en évidence l'existence de zones à forte turbidité, encore appelées bouchons vaseux (GLANGEAUD 1939). Depuis lors, un grand nombre d'auteurs se sont intéressés à ces problèmes, leurs études ont permis de préciser les lois régissant le mélange eaux douces/eaux marines et l'intrusion saline dans l'estuaire (PRITCHARD 1955-1965, BOWDEN 1966, HANSEN 1966).

Parallèlement, depuis la mise au point de méthodes de dosages fiables (BELNDSCHNEIDER et ROBINSON 1952, MULLIN et RILEY 1955) la connaissance de la distribution et de l'évolution des sels nutritifs en milieu estuarien a beaucoup progressé. Des études dans divers estuaires ont montré la spécificité de chacun. En effet, les caractéristiques hydrologiques d'une part, leur nature et le mode d'introduction d'autre part, sont autant de facteurs qui déterminent la distribution de ces substances dissoutes. L'apport de matières nutritives est différent en quantité mais aussi en nature, selon que la région drainée est à dominante industrielle (ABDULLAH et al. 1973 - MACKAY et LETHERLAND 1976) ou agricole (LEACH 1971 - SOLORZANO 1977 - CONOMOS 1968). La nature de l'apport varie selon que les eaux usées du bassin versant sont plus ou moins traitées, les formes inorganiques des éléments azotés étant alors plus ou moins abondantes (HEAD 1976).

D'autres processus physiques peuvent également influencer sur la distribution des éléments nutritifs, tel que la configuration géographique de l'estuaire (MACKAY et LETHERLAND 1976).

Eléments de base du processus de photosynthèse (REDFIELD 1942), les sels nutritifs conditionnent en partie le développement planctonique. Plusieurs études (DUKE et RICE 1966 - NAMAU et SIBERT 1978 - THAYER 1970) ont permis de décrire leur cycle dans les eaux estuariennes. L'utilisation de traceurs radioactifs  $^{15}\text{N}$ ,  $^{32}\text{P}$  a rendu possible la mesure des vitesses d'assimilation du phosphore (POMEROY et al. 1963) et de l'azote par le plancton (DUGDALE 1967 - HARVEY et al. 1976 - STANLEY et HOBIE 1981) mettant en évidence l'importance des formes organiques de l'azote comme éléments nutritifs. Le cycle des sels nutritifs dans un estuaire n'est pas le même qu'en milieu océanique. Des études récentes (WELSH 1980 - KROM et BERNER 1981) ont montré que le flux de

substances dissoutes à l'interface eau/sédiments constitue en milieu estuarien une source non négligeable de matières nutritives.

Des phénomènes non conservatifs, outre ceux liés à l'activité biologique, sont susceptibles de modifier les teneurs en éléments dissous dans l'eau.

De nombreux auteurs ont étudié le comportement particulier des phosphates dans le milieu estuarien. Des observations in situ (ROCHFORD 1951 - BUTTLER et TIBBITS 1972 - MACKAY 1976) montrent qu'il existe des interactions avec les matières en suspension qui, contrôlant les teneurs en phosphate dans la phase dissoute, créent un effet "tampon". Plusieurs études en laboratoire ont été effectuées afin de préciser la nature des interactions entre phosphates et particules. Différents schémas semblent pouvoir être envisagés. Les processus d'adsorption/désorption à la surface des particules (CARRIT et GOODGALL 1954 - POMEROY et al. 1965 - BURNS et SALOMON 1966 - STIRLING et WORMALD 1977, etc...) sont le plus souvent mis en cause, mais des réactions de co-précipitation avec des précipités d'hydroxyde métalliques (JITTS 1959 - STUMN 1977) sont susceptibles d'interagir, notamment dans les eaux douces. Enfin (POMEROY 1965) a montré le rôle important joué par les microorganismes, fixés sur les particules dans la diminution des teneurs dans la phase dissoute.

Les silicates présentent, eux, aussi, dans certains estuaires, des anomalies importantes (BURTON et LISS 1973) ne pouvant être attribuées à des phénomènes biologiques. Toutefois à la différence des phosphates, ce processus n'est pas général et dans de nombreux estuaires les silicates sont parfaitement conservatifs.

Des expériences menées en laboratoire (LISS et SPENCER 1970 - WOLLAST et de BROEU 1973) permettent de penser qu'il s'agit aussi de processus d'adsorption sur les particules ou des hydroxydes métalliques. Il ne semble pas en effet qu'il existe de polymérisation importante de la silice, dans les eaux estuariennes (BURTON et al. 1971).

A l'heure où la double vocation industrielle et maricole de la rade de Brest s'affirme (SAUM 1980), une connaissance approfondie des équilibres physiques, chimiques et biologiques apparaît nécessaire au maintien d'une qualité de l'eau compatible avec ces activités. Jusqu'à présent, un nombre limité d'études ont été réalisées.

Les premiers travaux furent l'oeuvre de sédimentologues : dès 1939, FRANCIS-BOEUF décrit l'hydrologie de l'Aulne. Par la suite, GUILCHER (1953) a étudié les processus sédimentaires en rade, travail complété par BERTHOIS et AUFFRET (1969-1970), au cours d'une étude dynamique de la propagation de l'onde de marée dans la rade de Brest et de ses conséquences sédimentologiques. Les résultats de cette étude furent comparés à ceux obtenus à partir du modèle physique construit au Laboratoire National d'Hydraulique de CHATOU (1971) qui permet de reproduire la circulation de surface induite par la marée, négligeant l'influence des eaux fluviales. POMMEPUY et SALOMON (1977) ont pu grâce à un modèle mathématique, simuler la circulation de surface en rade. Les récents travaux de BASSOULET (1979) ont permis de mieux connaître les processus hydrologiques et sédimentologiques dans l'estuaire de l'Aulne.

L'étude des paramètres chimiques n'a été développée que plus récemment. Le Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin (R.N.O.) mis en place en 1974, a permis d'accumuler un nombre considérable d'informations, lors des sorties qui furent d'abord hebdomadaires, pour n'être plus, à l'heure actuelle, que mensuelles. Ces données disponibles sur plusieurs années donnent une image de l'évolution des teneurs en éléments dissous au cours du temps, qui est inaccessible aux études plus ponctuelles menées habituellement. Les principaux résultats ont été rassemblés par AMINOT (1977) qui souligne l'inégale répartition des éléments nutritifs dans la rade, le bassin nord étant plus riche en ammonium et en phosphore, en raison des rejets de l'agglomération brestoise. TREGUER et LE CORRE (1976), en suivant la cinétique d'assimilation des sels nutritifs du bloom printanier, situent la production primaire pélagique de la rade dans la moyenne des écosystèmes côtiers. La Société pour l'Etude et la Protection de la Nature en Bretagne a réalisé une étude sur l'impact de la pollution en quelques points plus sensibles de la rade (S.E.P.N.B. 1976). L'équipe littorale du C.O.B. dans le cadre du schéma d'aptitude à l'utilisation de la mer (SAUM 1978, 1979, 1980) de la rade de Brest a effectué une étude de la circulation des masses d'eaux dans la rade et réalisé un bilan des apports de sels nutritifs et de leur dispersion dans la rade (MOMBET et al. 1979).

Depuis 1979, l'Institut d'Etude Marine de l'Université de Bretagne Occidentale développe le Programme de recherche ECORADE. Cette étude pluridisciplinaire a pour but d'évaluer l'impact des activités économiques riveraines sur l'écosystème, d'estimer la productivité potentielle de la rade et de contribuer au développement de nouvelles activités sur ces rives (aquaculture).

Le travail que nous menons au Laboratoire d'Océanographie Chimique et dont une partie des résultats est présentée dans ce mémoire, s'inscrit dans le cadre de ce Programme. Son but est de permettre une meilleure connaissance des processus conditionnant l'apport estuarien de matières nutritives et d'essayer d'évaluer l'impact que ceux-ci peuvent avoir sur la productivité de la rade.

Nous rappellerons d'abord les principales caractéristiques de l'hydrologie de l'Iroise et de la rade. Si l'étude hydrologique que nous avons effectuée dans l'Aulne confirme celles réalisées par FRANCIS-BOEUF (1939) et BASSOULET (1979) nous apporterons par contre quelques informations concernant la pénétration saline dans l'estuaire de l'Elorn.

Nous aborderons ensuite l'étude de sels nutritifs dans ces deux rias, nous attachant dans une première partie à étudier l'apport de matières nutritives, par le fleuve et leur comportement au cours du mélange avec l'eau de mer.

La deuxième partie nous permettra de caractériser et d'étudier les conséquences des phénomènes non conservatifs affectant les sels nutritifs dans l'estuaire. Nous y exposerons également les résultats de l'étude que nous avons menée au laboratoire afin d'interpréter les distributions de phosphates observées dans le milieu.

Mettant à profit les données acquises en divers points de la rade, nous avons dans une troisième partie essayé de reproduire l'évolution de la salinité et des concentrations en sels nutritifs des eaux de la rade à leur sortie du goulet, connaissant le débit des rivières et l'évolution du coefficient de marée. Ceci nous a notamment permis de calculer un taux de renouvellement moyen des eaux de la rade par les eaux de l'Iroise.



DESCRIPTION DU CADRE NATUREL

La rade de Brest (fig. 1) est une vaste étendue d'eau saumâtre d'environ 181 km<sup>2</sup>, ne communiquant avec l'océan que par l'étroit goulet de Brest. La rade est principalement alimentée en eau douce par deux fleuves côtiers : l'Aulne au sud, l'Elorn au nord-est. L'Aulne naît dans les Monts d'Arrée, près de Carhaix, elle se jette dans la rade à Chateaulin après un parcours de plus de 120 km, son bassin versant ayant une superficie de 1480 km<sup>2</sup>. L'Elorn prend sa source dans la région de Sizun-Commana, son cours long de 25 km draîne un bassin versant de 402 km<sup>2</sup>. Leur estuaire ou ria est de longueur inégale (12 km pour la rivière de Landerneau, 25 km pour celle de Chateaulin). Dans l'Aulne, la diminution des profondeurs vers l'aval est assez régulière avec toutefois un rehaussement au niveau de Lanvian. Les sondes varient de + 2.5 m à l'écluse de Guilly Glas jusqu'à plus de 15 m à Landévennec, l'isobathe zéro se situant au niveau du Passage (P.K. 14). Dans l'Elorn, l'évolution des profondeurs est voisine. On observe aussi un seuil dans la partie médiane et les fonds augmentent ensuite plus rapidement. L'isobathe zéro est situé au niveau de la balise St. Jean (P.K. 7). Les sondes varient de + 3.5 m à Landerneau à 12 m avant le Pont Albert Louppe.

Outre ces deux fleuves, d'autres petites rivières côtières viennent se jeter dans la rade. On trouvera dans le tableau 1 le rapport des quantités d'eau douce amenées par chacune.

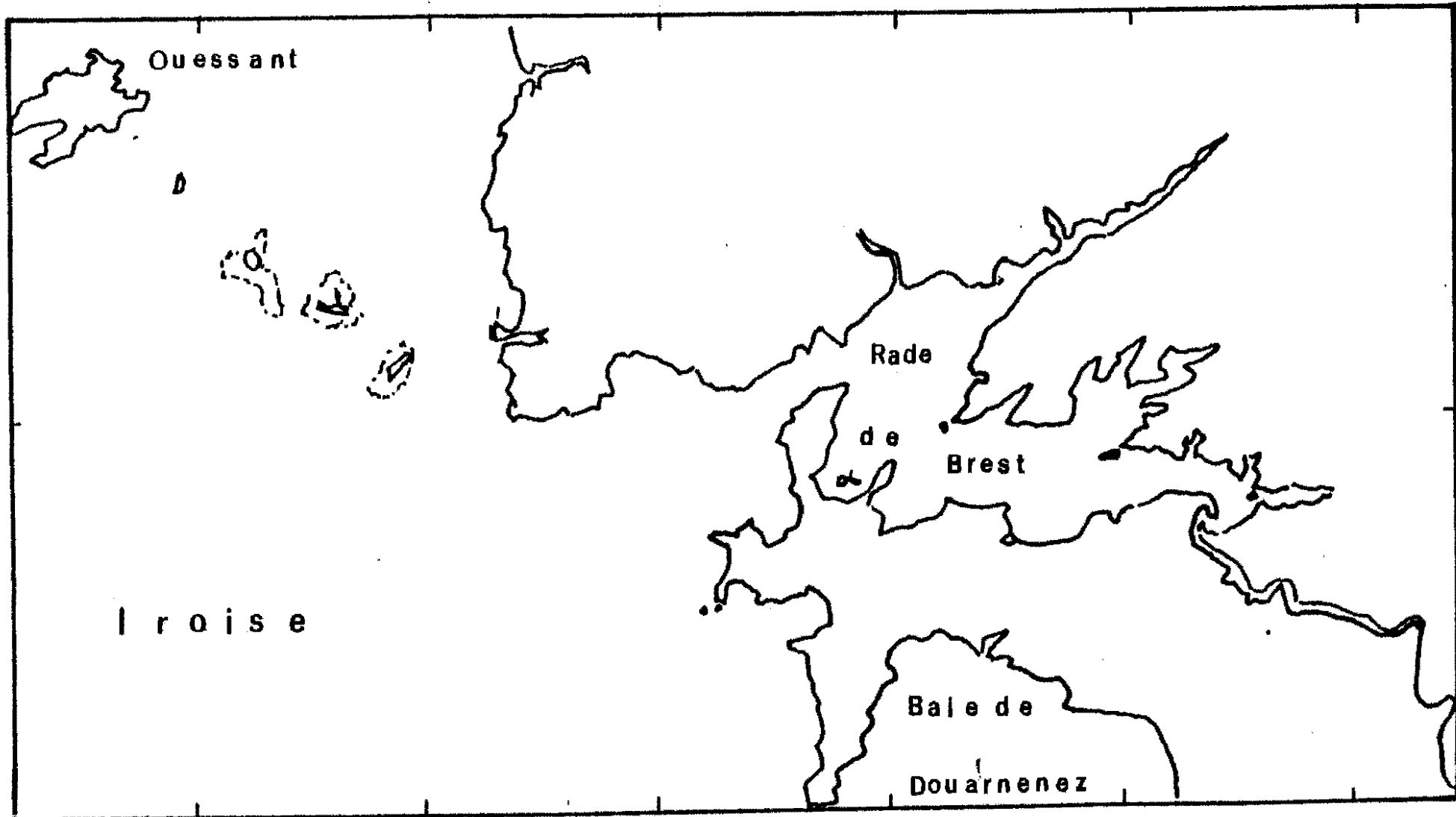
TABLEAU 1      Contributions relatives des différents affluents à la rade de Brest

Rivières Régimes	Aulne	Elorn	Daoulas	Apport direct	Penfeld	Hopital
Crue	40	7	2	2	< 1	1
Débit moyen	20	5	4	2	1	< 1
Etiage	3	6	1	6	1	< 1

Fig 1

5°W      50'      40'      30'      20'      4°10'

48°30'



ECORADE

LARADE DE BREST  
et ses Environs

Le débit de l'Aulne est beaucoup plus variable que celui de l'Elorn, comme l'indique le rapport des débits caractéristiques\* de crues et d'étiage\*\* (Tableau 2).

TABLEAU 2            Débit caractéristique de l'Aulne et de l'Elorn

d'après : Inventaire des sites potentiels pour l'aquaculture sur le Littoral du Finistère (CNEXO-ISTPM 1977).

Rivières	D.C.C. (M <sup>3</sup> /s.) 1974	Débit moyen (M <sup>3</sup> /s.) 1970/1975	D.C.E. (M <sup>3</sup> /s.) 1975	DCC/DCE
AULNE	192.30	27.70	0.98	168
ELORN	30.60	6.88	1.62	19

En périodes de crues , les débits moyens journaliers dans l'Aulne peuvent atteindre 250 M<sup>3</sup>/s. , mais un débit instantané de 430 M<sup>3</sup>/s a pu être enregistré, le 11 février 1974. En étiage, par contre, l'apport de l'Elorn devient prépondérant. L'Aulne contribue pour 60 à 70 % de l'apport d'eau douce, à la rade, l'Elorn pour seulement 15 %.

Notre étude s'est située dans une période de débits moyens. Toutefois, l'hiver 1981 a été très peu pluvieux , c'est ainsi que les débits enregistrés lors des sorties ECORADE 12 en janvier et février 1981, sont tout juste supérieurs à la moyenne annuelle. Les débits moyens journaliers\*\*\* pour la période de l'étude ont été reportés sur la figure 2.

- 
- \* Le débit caractéristique de crues (D.D.C) est égal à la dixième valeur annuelle prise dans la liste des débits moyens journaliers classés par ordre décroissant.
  - \*\* Le débit caractéristique d'étiage (D.C.E) est égal à la dixième valeur annuelle prise dans la liste des débits moyens journaliers classés par ordre croissant.
  - \*\*\* Ces données ont été obtenues auprès de la Direction Interdépartementale de l'Industrie en Bretagne à Nantes.

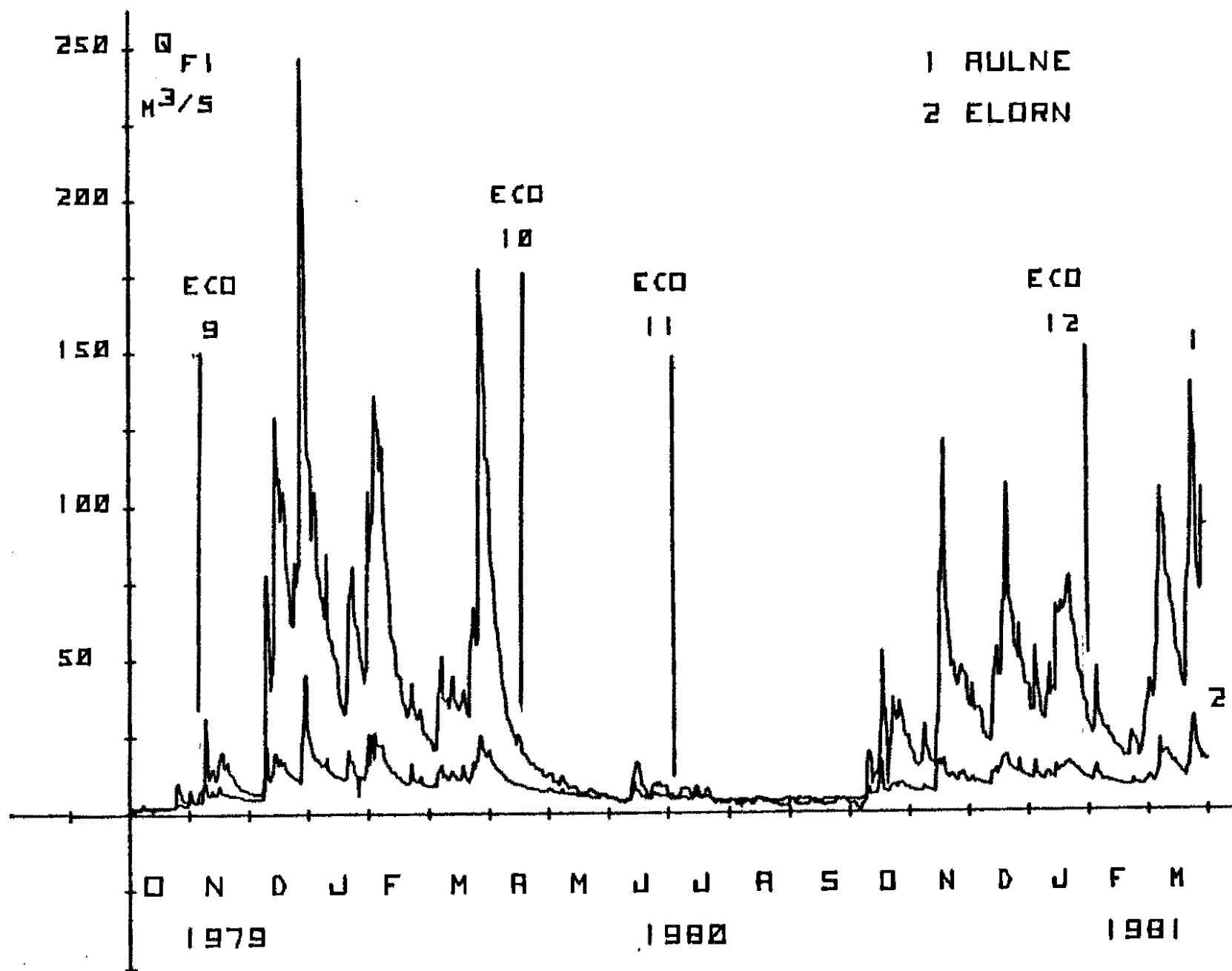


Figure 2. Débits journaliers des fleuves de l'Aulne et de l'Elorn sur la période de l'étude.

### La marée

La marée en rade de Brest est de type semi-diurne, de période voisine de 12h15 , avec une alternance de vives-eaux/mortes-eaux, dont la période est de 14.7 jours.

Le marnage dans la rade de Brest peut atteindre 8 m, coefficient 110, il n'est que de 3.5 m au coefficient 40. Le volume minimal de la rade (B.M. coefficient 120) est de  $1.65 \cdot 10^9 \text{ M}^3$ , le  $\text{M}^3$  alors que le volume maximal (B.M coefficient 120) est de  $2.94 \cdot 10^9 \text{ M}^3$  (AUFFRET 1969). La marée, par les courants qu'elle engendre, peut faire osciller le tiers du volume de la rade en vives-eaux.

P R E M I E R E      P A R T I E

---

METHODES DE PRELEVEMENTS ET D'ANALYSES

## IÈRE PARTIE - METHODES DE PRELEVEMENTS ET D'ANALYSES

Les caractéristiques physico-chimiques des zones d'estuaires sont très variables ; dans le temps en fonction des cycles de marées (semi-diurnes et bi-mensuels) et des cycles saisonniers ; dans l'espace, du fleuve à la mer.

Ceci impose quelques contraintes dans la stratégie des prélèvements et dans l'analyse des échantillons. En raison de la différence de composition du milieu (eau douce, eau de mer), nous verrons que certaines difficultés particulières peuvent se présenter dans la mise en oeuvre des méthodes analytiques usuelles.

L'étude sur le terrain a été prolongée par des expériences au Laboratoire sur les phénomènes d'adsorption-désorption des phosphates sur les sédiments des estuaires. Nous préciserons dans ce chapitre, la méthodologie utilisée pour cette étude.

### I-1 CAMPAGNES DE MESURES

Les principaux résultats présentés ici ont été acquis au cours de quatre campagnes en rade de Brest, de novembre 1979 à janvier 1981, effectuées à des saisons différentes. Elles nous permettront de décrire l'évolution de l'écosystème au cours de l'année. Leurs principales caractéristiques sont résumées dans le tableau ci-dessous :

Nom	Période	Navire Océanographique
ECORADE 9	5 au 8 novembre 1979	THALIA - GWALARN
ECORADE 10	14 au 19 avril 1979	PLUTEUS II - GWALARN
ECORADE 11	1 au 3 juillet 1980	PLUTEUS II
ECORADE 12	28 janvier au 7 février 1981	THALIA - St ANNE DU PORTZIC

## I-2 SITES DE PRELEVEMENTS

### 2.1 RADE ET ESTUAIRES

Une des difficultés principales des études dans nos régions côtières est liée à la perturbation créée par la marée - l'onde de marée se propage à une vitesse non négligeable, par rapport à celle des navires - de ce fait, il est nécessaire pour avoir une image d'un estuaire à un moment donné, de faire des prélèvements simultanés à partir de plusieurs navires.

Par ailleurs, pour rendre compte de la variation temporelle des paramètres physico-chimiques, il est nécessaire d'effectuer des prélèvements périodiques sur un cycle de marée (12 h 15).

Afin de répondre le mieux possible à ces contraintes, nous avons effectué deux types de prélèvements.

#### A. Stations au point fixe

Lors de ces stations, nous avons prélevé des échantillons toutes les heures et demi, pendant un cycle de marée.

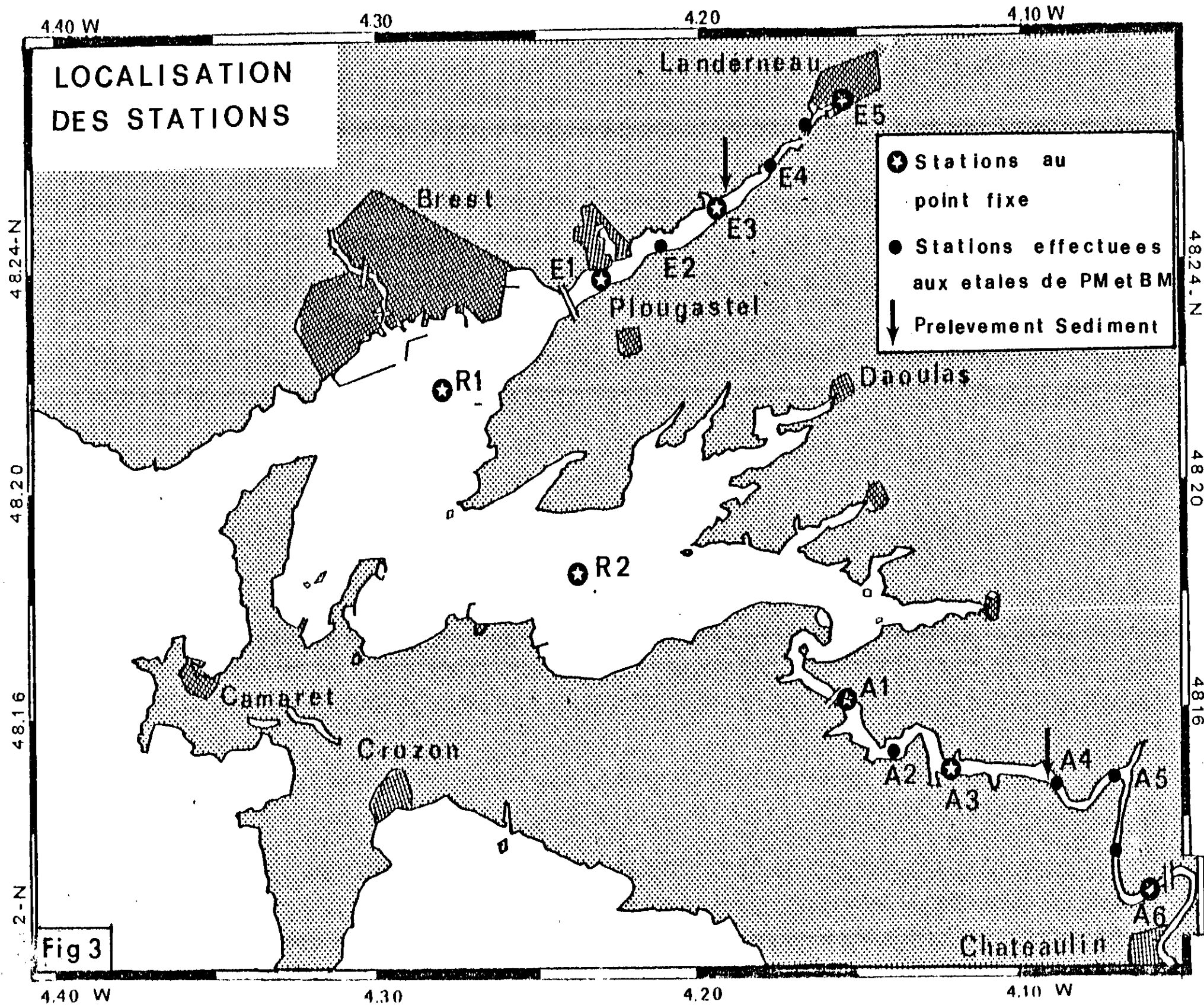
Les prélèvements étaient effectués à deux ou trois niveaux, selon la hauteur d'eau, avec une bouteille NISKIN de 5 litres (surface, fond, profondeur intermédiaire.).

Ce suivi a été effectué sur quatre points, dans chaque bassin :

- bassin NORD et ELORN :

- R1 : dans le chenal, face au port de commerce,
- E1 : la cale du Relecq Kerhuon (Le Passage),
- E3 : la Forest-Landerneau,
- E5 : Landerneau, en amont du pont de Rohan.





- bassin SUD et AULNE :

R2 : dans le chenal, au niveau de la pointe de Pen Ar Vir,

A1 : pont de Térénez,

A3 : Le Passage de Dinéault,

A6 : écluse de Guilly-Glas.

### B. Radiale aux étales de pleine-mer et basse-mer

Aux environs des étales, nous avons effectué une série de stations réparties tout au long de l'estuaire (fig. 3).

Ces prélèvements, bien que ne nous donnant pas une vue instantanée de l'estuaire (la durée du parcours est de 50 mn), permettent d'avoir une image de la structure hydrologique et de localiser les rejets de matières nutritives.

Les échantillons sont pris à deux profondeurs (surface et fond) avec une bouteille NISKIN de 5 litres. Selon les cas, l'eau est filtrée et échantillonnée sur place ou ramenée aussi rapidement que possible au navire mouillé en aval de l'estuaire, où elle est traitée immédiatement.

### C. Prélèvements en eaux douces

En outre, nous avons régulièrement prélevé des eaux à Chateaulin et Landerneau, afin d'étudier les apports de matières nutritives en fonction du débit fluvial.

Les échantillons étaient alors prélevés directement dans une bouteille de polyéthylène.

## 2.2 ECHANGE AVEC L'IROISE

Lors des campagnes ECORADE 10, 11, 12, nous avons effectué une série de cinq à six stations à partir de la sortie du goulet vers le large (fig. 4) La radiale est effectuée à marée descendante, de sorte que les gradients observés ne soient pas imputables à un artefact dû aux heures de prélèvement. Les échantillons sont prélevés à cinq profondeurs différentes.

## I-3 TRAITEMENT ET CONSERVATION DES ECHANTILLONS

### 3.1 TRAITEMENT

Dans les estuaires, l'importante turbidité des eaux peut représenter une gêne pour l'analyse chimique.

Dans la partie amont, la présence de particules silteuses de très petite taille (pélites < 50  $\mu$ m) ( BASSOULET, 1979 ) nous a contraint à filtrer les échantillons de sels nutritifs à 0.45 $\mu$ m. Pour la détermination de l'ammonium et de la chlorosité, une filtration à 50 $\mu$ m a toutefois été jugée suffisante.

Dans la rade et la partie aval, où les eaux sont beaucoup moins turbides, tous les échantillons ont été filtrés à 50 $\mu$ m, ce qui permet d'éliminer le zoo et le phyto plancton, ainsi qu'une partie des particules silteuses en suspension. Seul l'échantillon d'oxygène n'est jamais filtré.

### 3.2 CONSERVATION DES ECHANTILLONS

La taille réduite des navires et/ou la brièveté des missions ne nous ont pas permis d'embarquer les chaînes d'analyse automatique à bord.

Pour le dosage de l'ammonium, la réaction colorée est développée à bord par ajouts de deux réactifs. Les échantillons sont ensuite conservés à température ambiante à l'abri de la lumière et dosés dès le retour au laboratoire.

Les échantillons de sels nutritifs sont filtrés puis congelés et conservés à -20°C jusqu'à l'analyse.

### 3.3 CONSERVATION DES SILICATES

La conservation des échantillons d'eaux douces et d'eaux saumâtres à basse température présente quelques difficultés.

En effet, la congélation peut entraîner la formation de polymères de silice qui ne disparaissent que lentement à la décongélation (fig. 5).

Sous cette forme les silicates ne sont pas dosables par la méthode

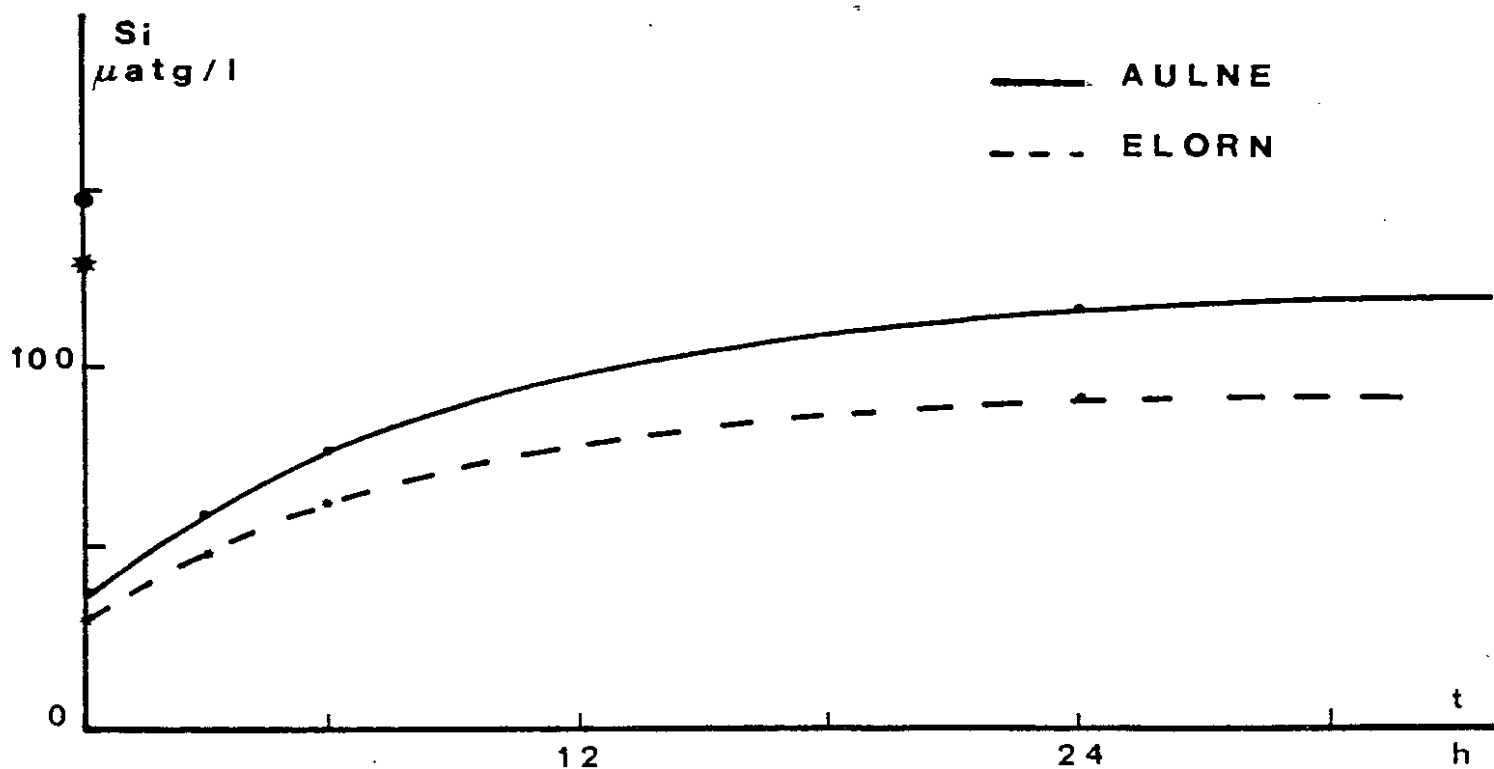
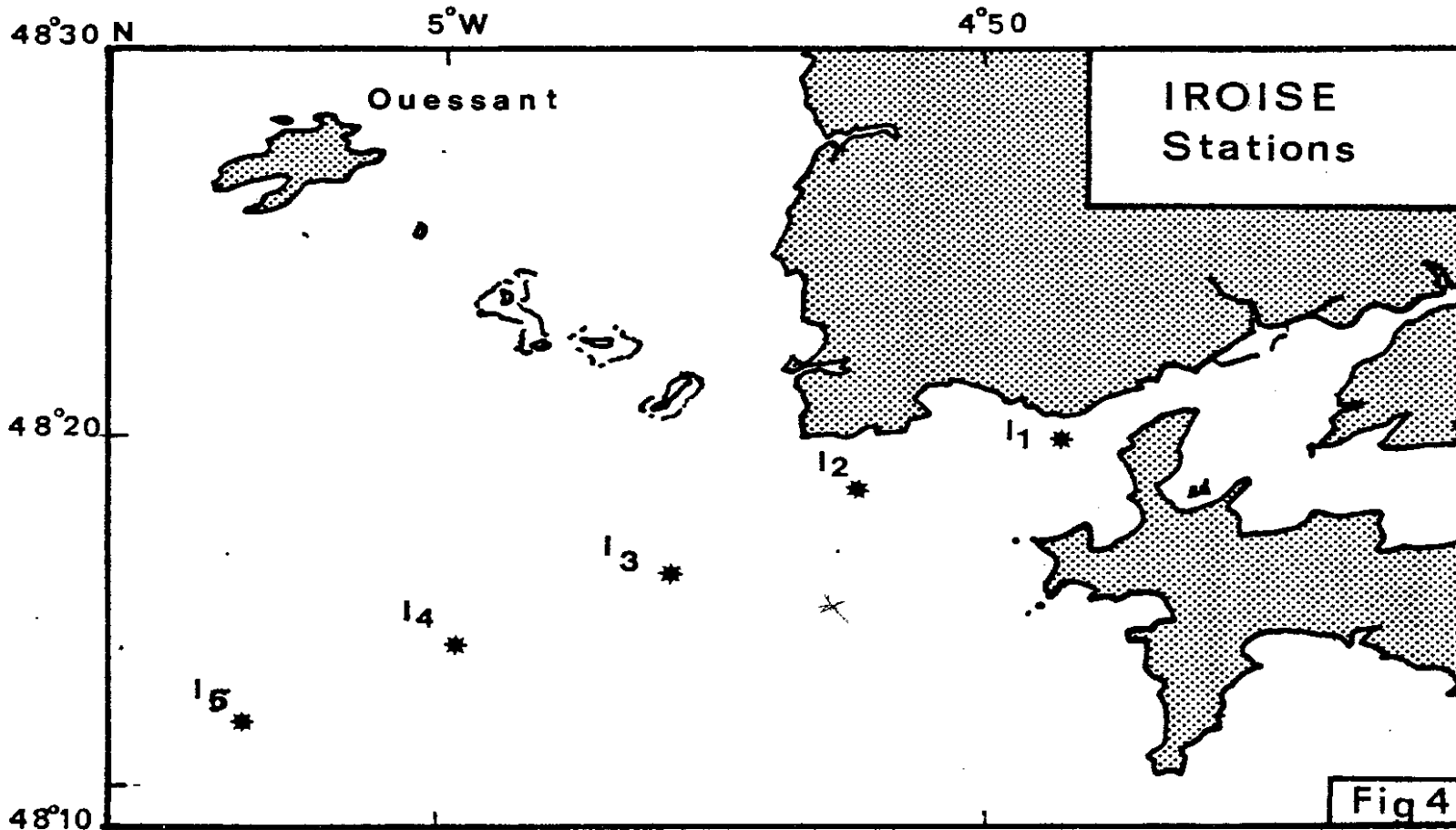


Figure 5. Cinétique de dépolymérisation de la silice après décongélation, teneur en orthosilicates, avant congélation . dans l'Aulne dans l'Elorn.

de MULLIN et RILEY (1955). Cependant, en portant à ébullition, il est possible de rompre les liaisons intermoléculaires et de retrouver le silicium sous forme de monomère d'acide orthosilicilique (BURTON et al. 1970). La dépolymérisation est alors totale.

Les conditions de polymérisation semblent aléatoires, sur plusieurs tests effectués sur des eaux douces, une fois sur trois avec l'eau de l'Elorn, il n'y a pas de polymérisation sensible.

Dans les eaux saumâtres ( $S^{\circ}/\text{‰} < 25^{\circ}/\text{‰}$ ) il peut également y avoir polymérisation. Aucune loi liant la variation de salinité et la quantité de silicates polymérisés n'a pu être mise en évidence.

Dans l'eau de mer par contre, ces phénomènes ne semblent pas exister BURTON et al. (1970).

#### I-4 ANALYSES

##### 4.1 SALINITE - CHLOROSITE

Deux méthodes ont été employées, selon la salinité des eaux.

Pour les eaux marines, nous avons employé un salinomètre à induction : Guildline Autosal 8400, la précision sur la mesure est de  $\pm 0.005^{\circ}/\text{‰}$ .

Pour les eaux saumâtres, en raison des écarts à la loi de DITTMAR, observés aux faibles salinités (RILEY et SKIRROW 1975), nous avons préféré employer la méthode chimique "basse précision" de KNUDSEN (STRICKLAND et PARSONS, 1968) ; la précision sur la mesure de la chlorosité est de l'ordre de  $\pm 0.02\text{g}/\text{l}$ . Par ailleurs, la forte turbidité des eaux est un facteur d'encrassement des électrodes du salinomètre à induction.

Les deux méthodes ont été intercalibrées aux valeurs de salinité élevées. Les valeurs obtenues sont comprises dans la gamme d'erreurs de la méthode manuelle ( $\pm 0.02\text{ g}/\text{l}$ ).

#### 4.2 OXYGENE DISSOUS

-----

Il a été dosé selon les conditions opératoires définies par STRICKLAND et PARSONS (1968), précision  $\pm 0.02$  ml/l.

Si dans les eaux marines cette méthode donne d'excellents résultats nous avons rencontré certaines difficultés pour le dosage des eaux très turbides. Plusieurs substances peuvent interférer lors du dosage de l'oxygène par la méthode de WINKLER : notamment de trop grandes quantités de matières en suspension, de nitrites ou de matière organique (PHILIPS - 1973).

#### 4.3 AMMONIUM

-----

Nous avons utilisé la méthode décrite par SOLARZANO et KOROLEFF (1969) précisions  $\pm 0.05$   $\mu$ atg/l. de 1 à 5 $\mu$ atg/l.

Dans l'Aulne fluviale, nous avons constaté une inhibition de la réaction, effet qui disparaît dès le début du mélange avec l'eau marine. La méthode de NESSLER qui ne fait pas intervenir de réaction d'oxydo-réduction semble avoir donné dans l'eau de l'Aulne de meilleurs résultats (DDE 1979). Il est possible que l'inhibition observée soit causée par une compétition lors de la réaction de formation de la monochloramine, due à la présence de substances réductrices dans l'eau fluviale.

#### 4.4 LES NITRITES

-----

La détermination des nitrites dans l'eau de mer se fait selon la méthode colorimétrique décrite par BENDSCHNEIDER et ROBINSON (1952) ; ils réalisent la diazotation des nitrites avec la sulfanilamide, suivi de la copulation du diazoïque ainsi obtenu. Nous avons utilisé la méthode de dosage automatique mise au point par TREGUER et LE CORRE (1975) précision  $\pm 0.02$   $\mu$ atg/l à 0.25  $\mu$ atg/l.

#### 4.5 LES NITRATES

-----

Après réduction sur une colonne cadmium-cuivre, les nitrates sont dosés sous forme de nitrites, le rendement obtenu est de 99 %.

Il est possible de diminuer dans une certaine mesure, les rapports eau de mer/chlorure d'ammonium dans l'étage de dilution, ce qui permet d'obtenir des courbes linéaires jusqu'à 50 µatg/l. Nous avons utilisé la méthode de dosage automatique mise au point par TREGUER et LE CORRE (1975) précision  $\pm 0.1$  µatg/l, à 10 µatg/l.

#### 4.6 LES PHOSPHATES

-----

La réaction utilisée a été décrite d'abord par DENIGES (1920). L'ion  $\text{Mo}^{\text{VI}}$  ; réagit en milieu acide ( $\text{PH} < 1$ ) pour donner avec les ortho-phosphates un complexe de formule  $(\text{NH}_4)_3\text{P}(\text{Mo}_3\text{O}_{10})_4$  qui est ensuite réduit par l'acide ascorbique (STRICKLAND et PARSON 1968). Nous avons utilisé la méthode de dosage automatique mise au point par TREGUER et LE CORRE (1975) précision  $\pm 0.02$  µatg/l.

#### 4.7. LES POLYPHOSPHATES

-----

La méthode de dosage employée a été décrite par SOLORZANO et STRICKLAND (1969). Une exposition prolongée en lumière ultra-violette (lampe 1200 W pendant 6h) permet de libérer le phosphore des molécules organiques (STRICKLAND et PARSONS 1968).

Cette irradiation laisse intacte les molécules de polyphosphate.

A partir de l'eau irradiée, par hydrolyse en milieu acide à chaud, (à ébullition durant 2 heures), il est possible de rompre les polymères de phosphates. La différence de concentration avant et après hydrolyse est attribuable au polyphosphate. La précision est de l'ordre de  $\pm 0.05$  µatg/l.

#### 4.8 LES SILICATES

-----

Le dosage des silicates dissous, dans l'eau de mer est basé sur la méthode décrite par MULLIN et RILEY (1955) ; sous certaines conditions de PH ( $1 < \text{PH} < 2$ ) les silicates réagissent avec les ions molybdates pour donner un hétéropolyanion. Ce complexe est ensuite réduit en "bleu de molybdène"

par une solution de métol et de sulfite de sodium. Nous avons utilisé la méthode de dosage automatique, réaction  $\pm 0.1 \mu\text{atg/l}$  à  $10 \mu\text{atg/l}$  mise au point par TREGUER et LE CORRE (1975).

#### 4.9 MATIERES EN SUSPENSION

-----

Les matières en suspension ont été recueillies sur filtre Wathman GF/C. Ces filtres ont été passés, avant d'être pesés, à l'étuve à  $105^\circ\text{C}$  et au dessiccateur.

La différence de poids avant et après filtration donne la teneur de matière en suspension.

Les pesées ont été effectuées sur une balance électromagnétique CAHN. Précision de la mesure :  $\pm 0.5 \text{ mg}$ .

### 1.5 EXPERIENCE D'ADSORPTION DES PHOSPHATES : METHODOLOGIE

---

#### 5.1 PRELEVEMENT ET CONSERVATION

-----

Les expériences ont été réalisées avec des sédiments de surface (2 ou 3 premiers centimètres). Les échantillons ont été prélevés, dans la zone intertidale au niveau des basses mers de mortes eaux, sur des vasières situées dans la partie médiane des estuaires (fig. 3). Les échantillons placés en flacon de verre ont été conservés au réfrigérateur pendant le temps qu'ont duré les expériences (15 jours). Le pourcentage poids sec/poids humide a été déterminé pour chaque sédiment.

#### 5.2 EXPERIENCES

-----

*obtention*  
Le sédiment humide, après avoir été homogénéisé, est pesé précisément puis mis en suspension. Cette suspension est filtrée à  $200 \mu\text{m}$  afin d'éliminer les particules de taille importante qui ne sont pas présentes, ou rarement, en suspension dans le milieu naturel.

Nous avons réalisé les expériences dans les flacons de 125ml de verre Pyrex. Le sédiment est introduit avec une pipette à partir d'une suspension homogène, dont la teneur en matière en suspension est connue. Le volume est ensuite ajusté à 100 ml avec de l'eau de mer ou de l'eau douce, selon les conditions.



Les phosphates sont introduits après agitation, à partir d'une solution mère de dihydrogénophosphate de potassium (Merck p.a.)

Les flacons sont alors agités pendant 24 h sur une secoueuse qui peut recevoir de 30 à 40 flacons. L'agitation est intermittente : 1/4 d'heure toutes les demi-heures.

En fin d'expérience, l'eau douce est filtrée à 0,45  $\mu\text{m}$  sur filtre Whatman GF/C puis analysée.

Afin de rester le plus près possible des conditions du milieu, nous avons employé de l'eau de mer et de l'eau douce naturelle, filtrée à 0.45  $\mu\text{m}$ , limitant les perturbations que pourraient créer la présence de zoo ou de phytoplancton. L'eau de mer utilisée a été prélevée à la sortie de la rade et les eaux de rivière, à Chateaulin et Landerneau. Pour les expériences avec la kaolinite, nous avons utilisé de l'eau distillée et de l'eau de mer naturelle.

Les principales caractéristiques des substrats utilisés sont résumées dans le tableau ci-dessous :

Substrat	Surface spécifique $\text{m}^2/\text{g}^*$	Référence
Kaolinite**	18 à 24	Kaolin H.Z.A. des Charentes
Bentonite**	25 à 30	Clarsol F.B.C.
AULNE	10	-
ELORN	11	-

\* Les mesures de surface spécifiques ont été effectuées à l'Institut Français du Pétrole, par la méthode B.E.T (BRUNAUERS, EMMET, TELLER, 1938).

\*\* Kaolin et Bentonite nous ont été aimablement fournis par le Laboratoire de Pétroléochimie Moléculaire de l'Université de Bretagne Occidentale.

DEUXIEME PARTIE

---

HYDROLOGIE DE LA RADE  
DE BREST ET DE SES ENVIRONS.

2ÈME PARTIE - HYDROLOGIE DE LA RADE DE BREST  
ET DE SES ENVIRONS

L'étude de la distribution des matières nutritives dissoutes dans le milieu fluide est inséparable d'une bonne connaissance des conditions hydrologiques. Les variations dans la répartition de la salinité et de la température permettent en particulier de définir les processus de mélanges affectant les masses d'eaux ; au large entre l'eau côtière et l'eau océanique, dans les estuaires entre eaux douces et eaux saumâtres.

La rade est un milieu côtier, bien individualisé, en équilibre entre l'apport permanent des rivières de l'Aulne et de l'Elorn et le renouvellement de ses eaux par l'eau marine, engendré par l'existence de marnages très importants (supérieur à 7m). Cet équilibre variera suivant la marée et l'influence fluviale donnant à la rade, selon la saison, un caractère marin plus ou moins accentué.

La rade fait partie d'un ensemble de milieux naturels de Bretagne Occidentale qui comprend en outre la Baie de Douarnenez et l'Iroise. Malgré leur cloisonnement apparent, ces milieux sont interdépendants, les échanges évoluant cependant au cours de l'année. Nous décrirons successivement les diverses structures hydrologiques rencontrées selon les saisons, en Iroise, en rade et dans les deux estuaires de l'Aulne et de l'Elorn.

II-1 STRUCTURES HYDROLOGIQUES A L'EXTERIEUR DE LA RADE

En raison des forts marnages existant dans la région, de grandes quantités d'eau peuvent sortir de la rade en une marée (le volume de marnage est voisin de un milliard de m<sup>3</sup> au coefficient 100). Les eaux se mélangent en partie avec de l'eau de l'Iroise. Il était intéressant pour notre travail de connaître l'origine effective de l'eau marine pénétrant en rade.

Depuis leur mise en évidence par DIETRICH (1950), de nombreux travaux ont permis de préciser les caractéristiques physiques et biologiques

des zones frontales de l'Iroise. Nous citerons notamment LE MAGUERESSE (1974) PINGREE (1974, 1975, 1978), RAILLARD (1976) ; pour l'interprétation des phénomènes physiques : GRALL et LEFEVRE (1967), LEFEVRE et GRALL (1970), GRALL et al. (1980) pour ce qui est de leurs conséquences biologiques.

En été, s'établit au large du Finistère un système de front thermique qui apparaît sur la carte des températures de surface (fig. 6) établie par GRALL et al. (1980) Ces fronts matérialisent trois zones distinctes :

- une zone côtière marquée par un front thermohalin allant grossièrement de la pointe Saint Mathieu à la pointe du Raz.

- ce front isole une masse d'eau côtière peu stratifiée, chaude, légèrement dessalée, issue de la rade de Brest et de la Baie de Douarnenez, d'une eau plus froide, homogène en température, venant de la Manche (ALTAZIN 1979) et occupant l'Iroise entre Sein et Ouessant.

- plus à l'Ouest, apparaît un front thermique qui, du large d'Ouessant, vient se rattacher à la côte en baie d'Audierne . Il sépare l'eau intermédiaire de l'Iroise plus froide et homotherme, de l'eau du plateau continental. En été, cette dernière est stratifiée et les eaux de surface, chaudes (17°) sont séparées des eaux du fond plus froides (12°) par une thermocline.

D'après ce schéma estival, on voit que l'eau côtière, notamment celle de la rade de Brest, est isolée de l'eau du plateau et doit se mélanger en grande partie avec de l'eau froide de l'Iroise.

En hiver, les données acquises sont beaucoup moins nombreuses. Les radiales que nous avons effectuées à partir du goulet, vers le plateau, mettent en évidence un front thermohalin, plus marqué en salinité que durant l'été (fig. 7). Il se situe approximativement au même niveau que le front interne estival, sa position étant probablement liée à l'intensité des courants de marées.

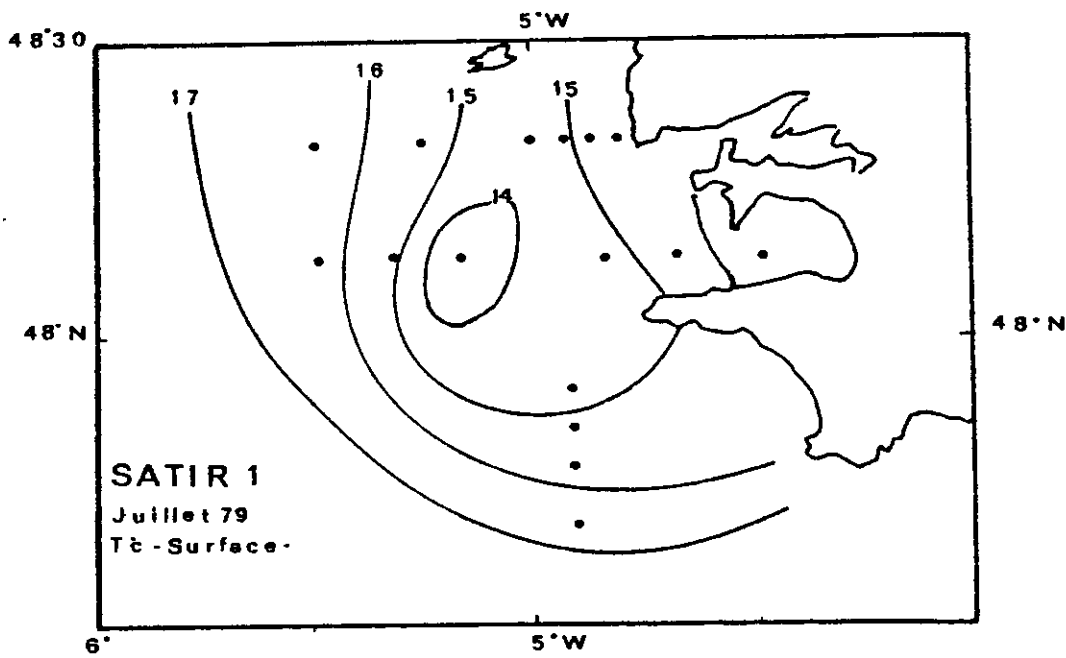


Figure 6. Carte des températures de surface en juillet 1979, d'après GRALL et al.

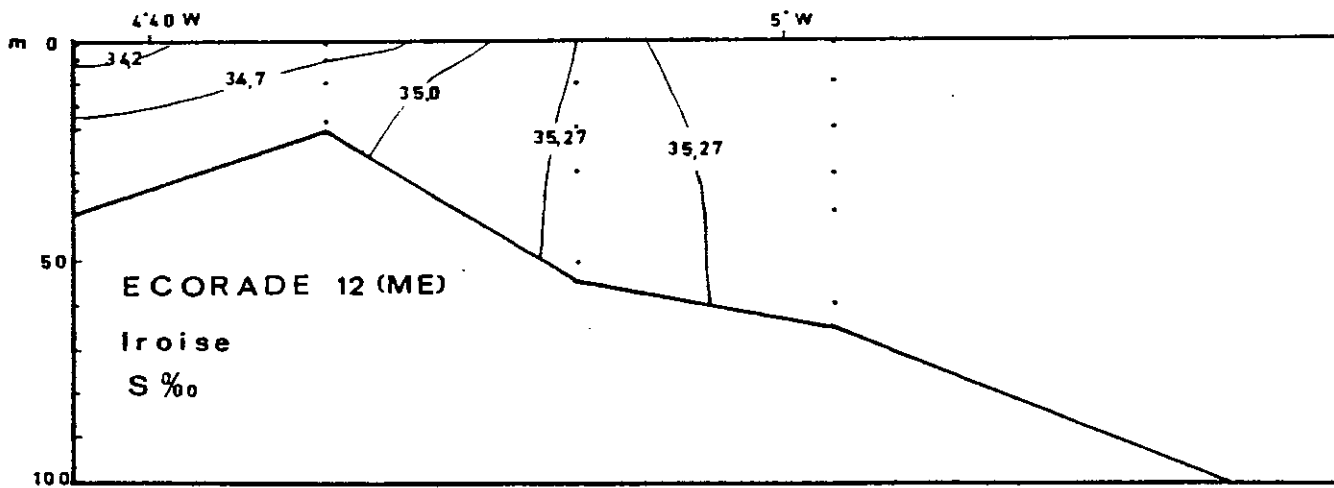
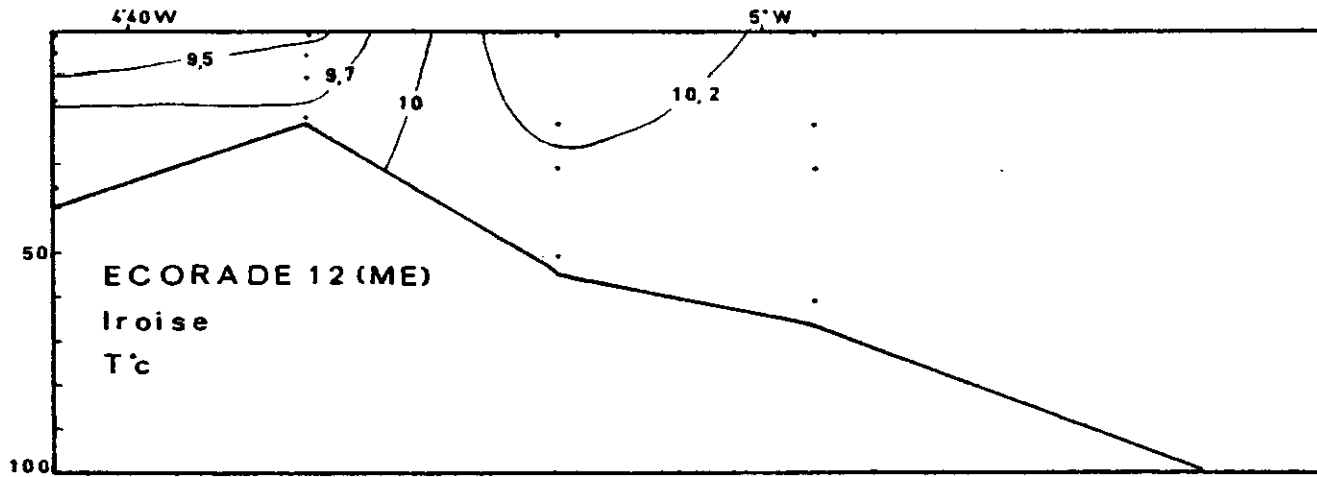


Figure 7. Coupe de température et de salinité à la sortie de la rade en février 1981.

Ainsi, en toutes périodes de l'année, il semble exister une masse d'eau en Iroise venant de la Manche, qui isole l'eau du plateau des eaux côtières de la baie de Douarnenez et de la rade de Brest. L'eau marine pénétrant en rade pour se mélanger à l'eau fluviale est selon toute probabilité issue de cette masse d'eau occupant l'Iroise.

Cette eau côtière n'a pas des caractéristiques immuables dans l'année, comme nous le montre le tableau 3.

TALBEAU 3 : VARIATION SAISONNIERE DES CARACTERISTIQUES DE L'EAU DE L'IROISE

	ECORADE 10 avril 80	ECORADE 11 juillet 80	SATIR août septembre 80	ECORADE 12 janvier 80
T°C	10°60	12°30	14°50	10°30
S°/‰	34.71	35.14	35.20	35.28

## II-2 LA RADE DE BREST

Les variations de température et de salinité des eaux de la rade sont contrôlées par trois cycles : la variation semi-diurne, liée à la marée dont la période est 12h15, le cycle vives-eaux/mortes-eaux de 14.7 jours de période, et enfin, un cycle annuel lié à la variation du débit des rivières.

### 2.1 VARIATION TEMPORELLE DE LA SALINITE

#### A. Variation semi-diurne

La salinité présente un maximum et minimum de salinité aux environs des étales de pleine mer et basse mer. La synchronisation avec l'onde de marée

n'est toutefois pas rigoureuse. BERTHOIS et AUFFRET (1970) ont montré la présence de deux "ondes de flot" phénomène qui se traduit par l'existence de deux maximum de salinité encadrant la pleine mer. Selon les auteurs ces deux "ondes de flot" pourraient être dues à la pénétration en rade, à marée montante, de deux masses d'eau distinctes.

### B. Variation bi-mensuelle

L'alternance vives-eaux/mortes-eaux influe fortement sur la stratification des eaux de la rade (fig. 11). En mortes-eaux, les phénomènes de mélange sont peu importants, il tend alors à s'établir, notamment lors des grandes crues hivernales, une forte stratification haline, engendrant un écoulement préférentiel des eaux douces en surface (SAJM 1978). En vives-eaux même en période de crues, l'homogénéisation des eaux sur la verticale est très sensible, et en période d'étiage, il ne subsiste que de très faibles différences de salinité entre la surface et le fond (0.1 ‰).

### C. Cycles saisonniers

La rade sur une année est en moyenne soumise à 2 régimes hydrologiques.

- une période de crue, où le volume d'eau plus important apporté par les fleuves engendre une stratification plus ou moins marquée selon le coefficient. La rade s'apparente alors à un estuaire. Le temps de séjour des eaux douces y est d'environ 8 à 12 jours (ROMMEPUY et al. 1980). Cette situation ne se rencontre que lors des périodes de fort débit, soit seulement quelques semaines par an, en principe aux mois de janvier et février.

- une période de débits moyens et d'étiage. L'homogénéisation est meilleure, les variations de salinité sur la verticale sont faibles, des gradients verticaux importants ne subsistent que dans la partie orientale de la rade, à l'embouchure de l'estuaire de l'Aulne.

## 2.2 VARIATION SPATIALE DES SALINITES - MASSES D'EAUX

### A. Gradients longitudinaux et latéraux

De manière générale, la salinité décroît du goulet vers l'embouchure des estuaires. L'influence estuarienne est beaucoup plus ressentie dans le bassin sud (Aulne) que dans le bassin nord.

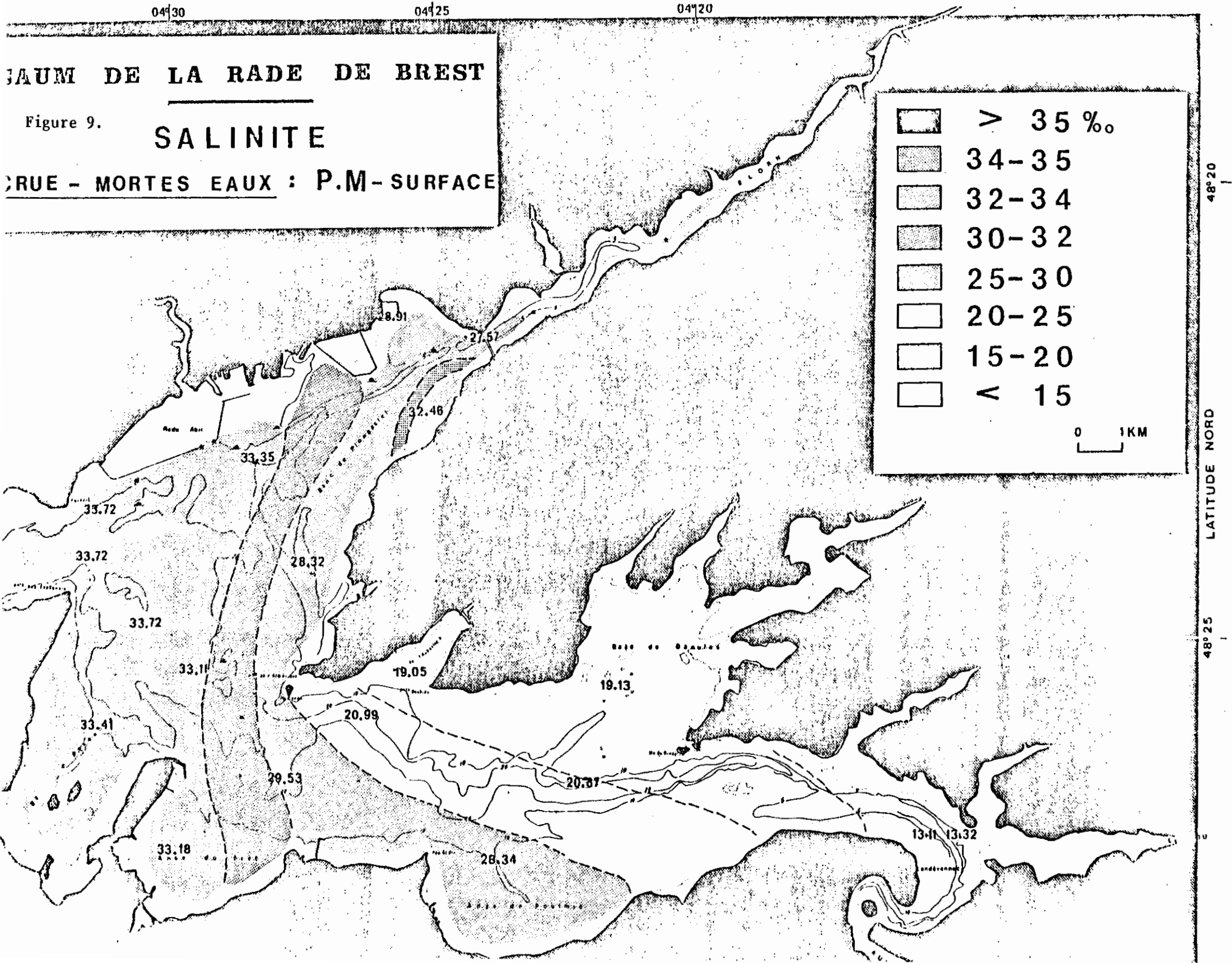
Il existe dans la partie sud un gradient latéral de salinité très prononcé entre les eaux plus marines des baies du Fret et de Roscanvel d'une part et les eaux relativement dessalées venant buter sur la côte sud de la presqu'île de Plougastel (Fig. 9) d'autre part. Ce gradient latéral est probablement dû à la morphologie de la rade et aux effets de la force de CORIOLIS.

# BAUM DE LA RADE DE BREST

Figure 9.

## SALINITE

CRUE - MORTES EAUX : P.M - SURFACE





BERTHOIS et AUFFRET (1970) à partir de diagrammes température, salinité, turbidité, mettent en évidence trois eaux-type participant au mélange dans la rade :

- l'eau de mer provenant de l'extérieur de la rade,
- l'eau type de la rade,
- l'eau provenant des rias de l'Elorn et de l'Aulne

Les travaux du SAUM (1978-1979) ont permis de préciser les phénomènes de circulation des masses d'eau dans la rade. On peut distinguer trois zones :

- le bassin sud fortement soumis aux variations du régime hydrologique de l'Aulne,
- le bassin nord moins soumis à l'influence estuarienne,
- une zone intermédiaire de mélange des eaux des deux bassins avec l'eau du large, c'est une zone à circulation tourbillonnaire, limitée par les pointes de Lanvéoc et d'Armorique et la jetée sud du port de commerce.

Les échanges entre bassins semblent relativement limités. Des essais de simulations à partir d'études courantologiques montrent que les eaux polluées rejetées par l'agglomération Brestoïse touchent l'ensemble du bassin nord en 6 heures. La limite d'extension maximale de ces eaux en une marée étant située entre la pointe d'Armorique et la pointe Doubidy. Cette zonation est confirmée par l'analyse de certains paramètres chimiques tels les phosphates ou l'ammonium. Par opposition à celles du bassin sud, les eaux du bassin nord révèlent sa forte industrialisation comme en témoignent les concentrations en phosphates et en ammonium plus élevées.

### 2.3 VARIATION DE LA TEMPERATURE

— — — — —

La variation annuelle de température est de l'ordre de 10 à 11°C

En été, la température des eaux de la rade est de l'ordre de 16 à 19°C (selon les années, les eaux du large étant sensiblement plus froides 14 à 16°C alors que les eaux fluviales sont plus chaudes).

En hiver, la température des eaux de la rade est de 8.5 à 10°C les eaux de rivière étant plus froides 7 à 8°C et les eaux du large plus chaudes 10 à 12°C.

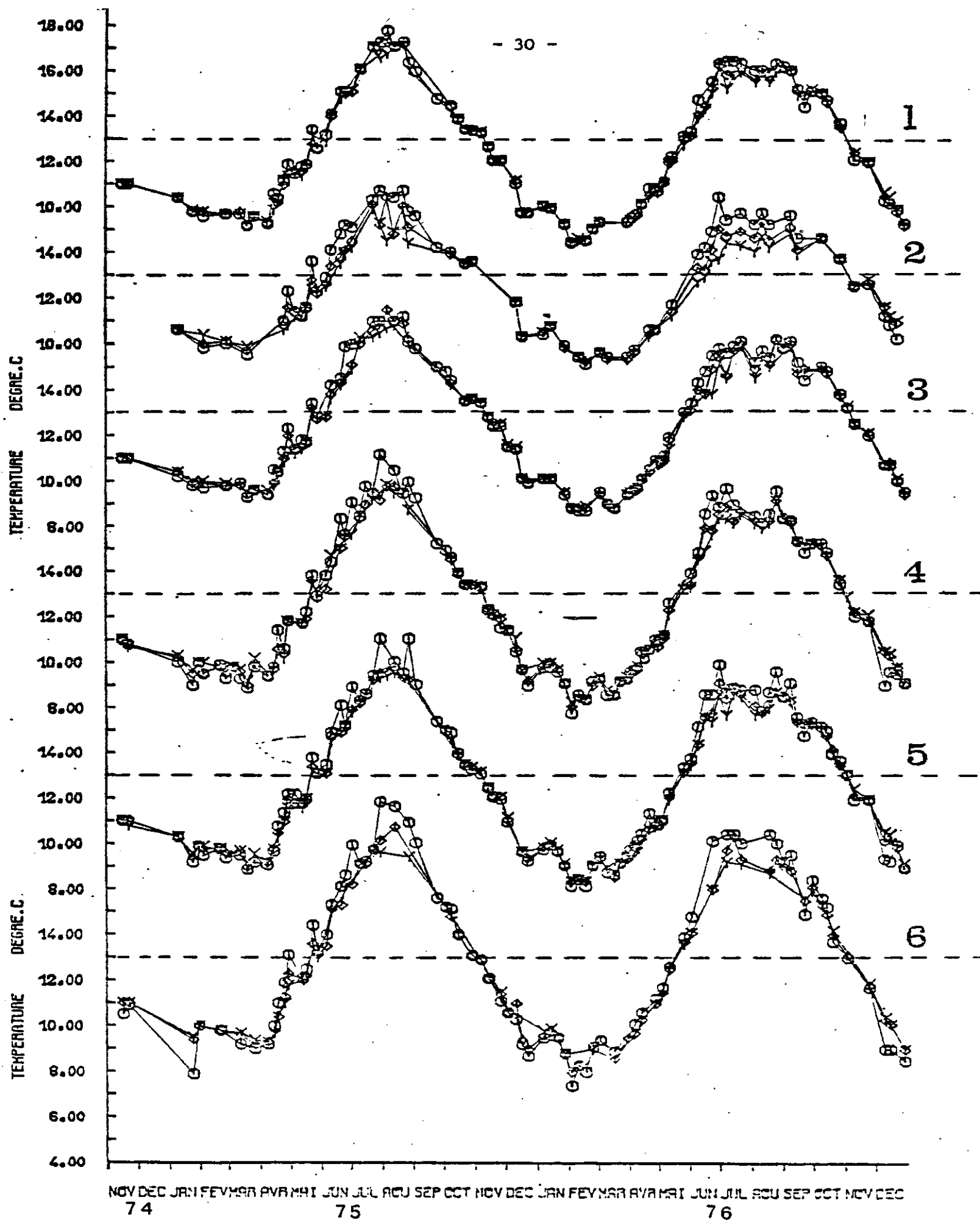


Figure 10. Evolution saisonnière de la température aux différents points de R.N.O. de BREST, d'après AMINOT, 1977.

L'inversion des températures est liée aux conditions climatiques, elle a lieu en moyenne au mois de mars et de novembre. La chute de température est brutale, on passe sans transition du régime d'été au régime hivernal et inversement (AMINOT 1977) (fig. 10.).

## II-3 HYDROLOGIE DES ESTUAIRES

La connaissance du comportement des substances dissoutes dans le milieu, nous l'avons dit, nécessite d'abord une approche des processus physiques gouvernant le mélange entre masses d'eau. Cette nécessité est encore plus sensible dans le milieu estuarien, car le passage de l'eau douce à l'eau marine entraîne une modification des équilibres susceptible d'influer sur le comportement de certaines substances dissoutes. C'est pourquoi, après avoir rappelé quelques principes généraux de l'hydrologie estuarienne nous décrivons la répartition des températures et salinités dans les estuaires des deux principaux fleuves de la rade, l'Aulne et l'Elorn, cadre de notre étude.

### 3.1 RAPPELS

-----

Pour l'hydrologue, l'estuaire est l'aire de mélange entre l'eau de mer et l'eau douce issue du drainage des sols et apportée par le fleuve.

Le mélange de ces deux eaux s'effectuera de manière différente, en fonction des variations du coefficient de marée et de l'importance du débit fluvial. De manière générale, du fait de la différence de densité entre l'eau douce et l'eau de mer, l'influence marine sera plus forte au fond - l'eau douce tendant à s'écouler en surface, ce qui donnera naissance au phénomène de circulation résiduelle.

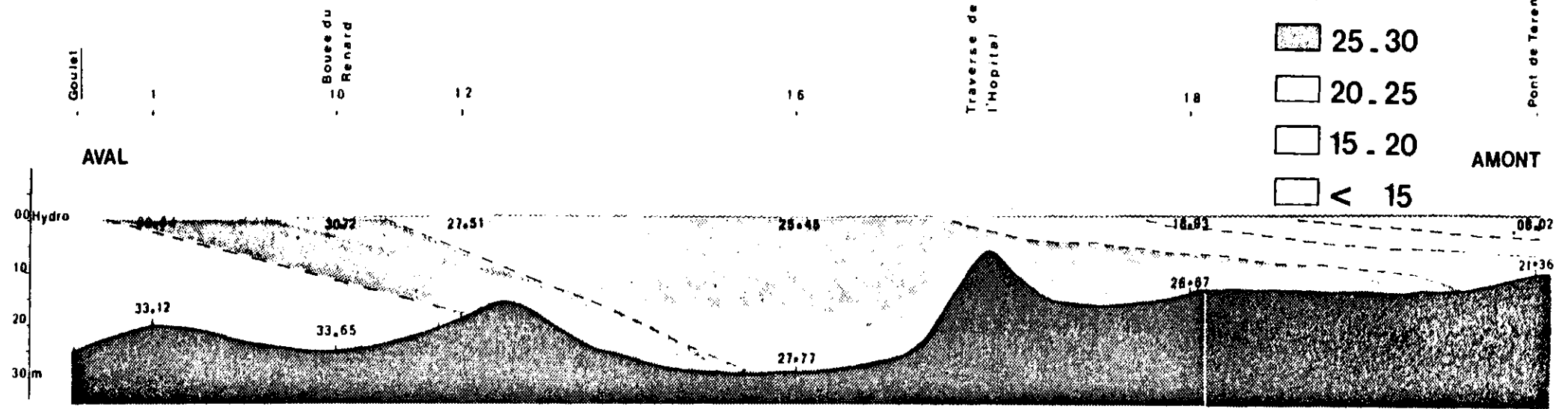
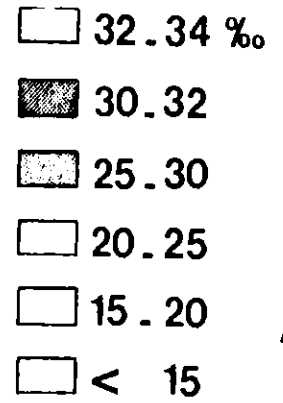
Les travaux de nombreux auteurs, tels PRITCHARD (1955, 1965), KETCHUM (1951), HANSEN & RATTRAY (1966), BOWDEN (1966), ont mis en évidence l'influence de différents paramètres. Les facteurs primordiaux sont le volume d'eau marine introduit par la marée ( $\Omega$ ), le volume d'eau douce apporté dans l'estuaire par le fleuve ( $Q_{f1}$ ) et la morphologie de l'estuaire.

PRITCHARD (1955), à partir du rapport  $\Omega/Q_{f1}$  a proposé une classification des estuaires très utilisée, il distingue :

Fig 11 SALINITES A BASSE-MER EN PERIODE DE CRUE  
(SAUM 1978)

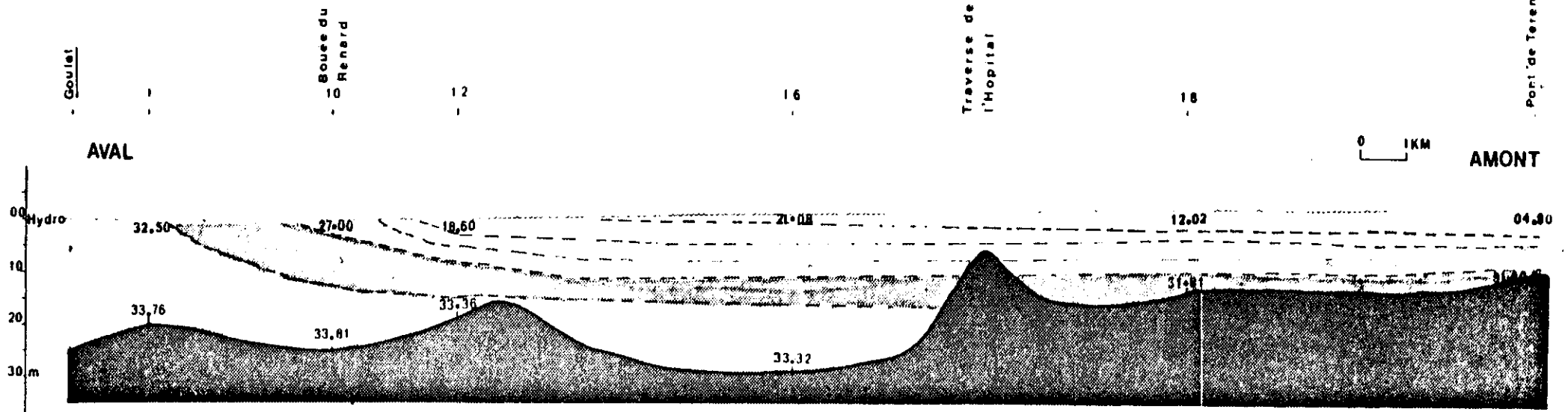
Coupe Longitudinale AULNE (du Goulet a Terezez)

VIVES EAUX



Coupe Longitudinale AULNE (du Goulet a Terezez)

MORTES EAUX



CNEXO/UL SAUM MADE DE BREST 1977

- l'estuaire à coin salé, sans marée, la stratification est très importante, l'eau douce s'écoule en surface sur l'eau marine.

- l'estuaire à coin salé, avec marée. Les échanges verticaux y sont faibles, mais induisent toutefois une augmentation de la salinité vers l'aval dans la couche de surface, une diminution vers l'amont dans la couche de fond.

- estuaire partiellement mélangé. Le gradient vertical de salinité est faible.

- estuaire homogène. Le gradient de salinité vertical est nul. Ce type d'estuaire est très rare.

### 3.2 HYDROLOGIE DE L'AULNE

-----

La première étude hydrologique d'ensemble de l'estuaire de l'Aulne est due à FRANCIS-BOEUF (1939). Récemment, BASSOULET (1979) a complété la description de l'hydrologie et de la sédimentologie de cette ria.

Nos travaux ne font que confirmer les résultats obtenus par ces auteurs, nous rappellerons simplement les grandes lignes de l'hydrologie de l'estuaire de l'Aulne, telle qu'elle a déjà été décrite.

L'Aulne, nous l'avons vu, a un régime hydrologique très irrégulier, le débit pouvant en crue être de plus de  $250 \text{ m}^3/\text{s}$ ., alors qu'il est en période d'étiage, voisin de  $1 \text{ m}^3/\text{s}$ . BASSOULET (1979) a ainsi pu calculer en fonction du débit fluvial ( $Q_f$ ) et de l'importance du volume d'eau introduit par la marée ( $\Omega$ ), les états hydrologiques de l'estuaire. Il montre que :

- en période d'étiage, l'estuaire est bien mélangé,
  - que pour des débits moyens il est partiellement stratifié,
  - et qu'il est stratifié en période de crues ( $+ \text{ de } 250 \text{ m}^3/\text{s}$ .)
- et de mortes eaux.

#### A. Répartition des salinités

En étiage, les différences sont peu marquées entre les salinités de fond et de surface. La partie en amont de l'estuaire étant envahie par de l'eau saumâtre à pleine mer (5 à 10 ‰), alors que dans la partie aval, la salinité des eaux est de l'ordre de 35 ‰. Les isohalines en vives eaux étant presque verticales (fig.12).

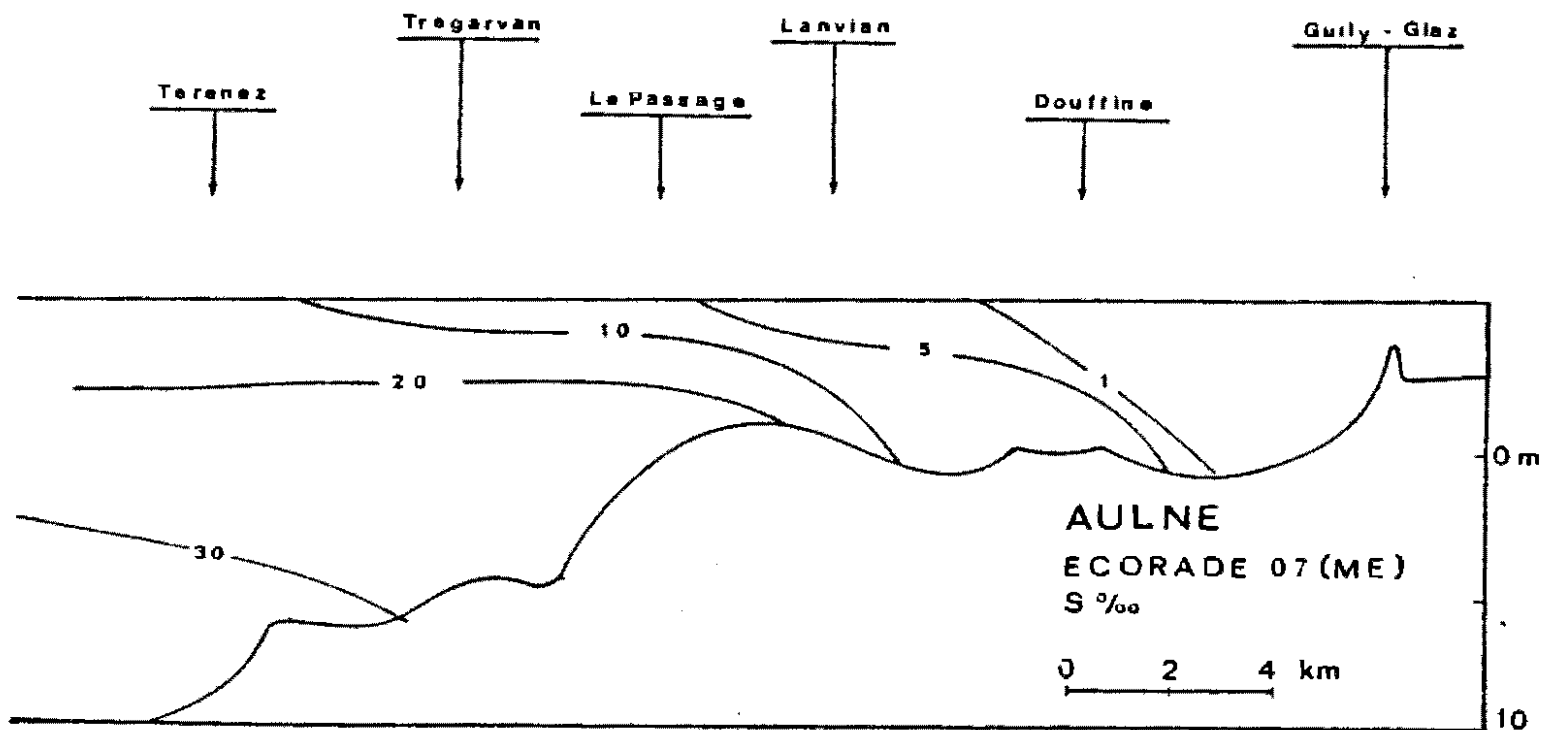


Figure 12a. Répartition spatiale des salinités à Pleine-mer - Aulne - débit moyen - mortes-eaux.

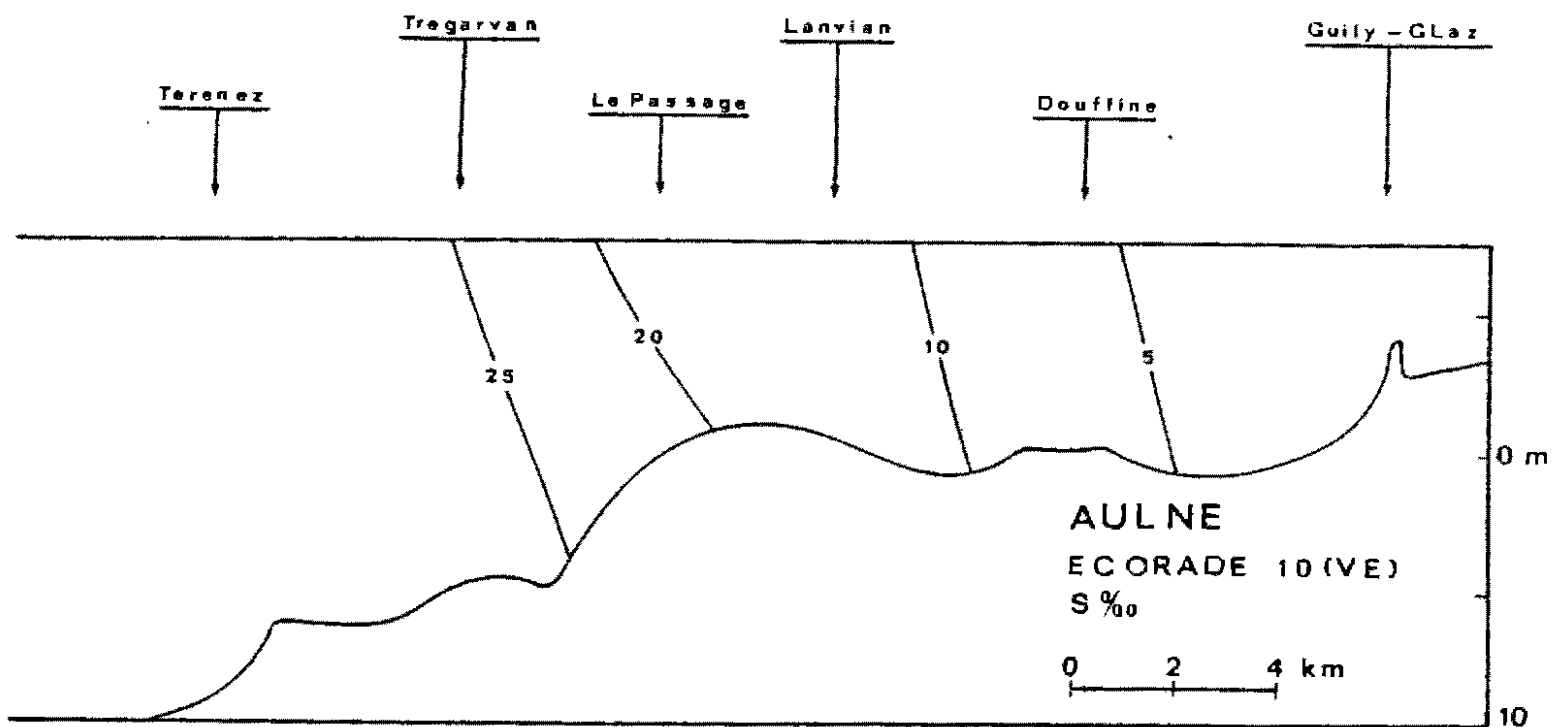


Figure 12b. Répartition spatiale des salinités à Pleine-mer: Aulne - débit moyen - vives-eaux.

En vives eaux, l'estuaire reste relativement homogène à basse mer comme à pleine mer, les isohalines sont peu inclinés sur l'horizontale.

En période de crues et de débit moyen, l'estuaire est plus stratifié à basse mer dans la partie aval, à pleine mer dans l'estuaire médian.

### B. Circulation des eaux.

En étiage, par vives eaux, l'enveloppe des courbes de vitesse de courant forme une sinusoïde régulière avec des vitesses de l'ordre de 70 cm/s. Dans la partie médiane, la durée du jusant augmente, mais la vitesse du flot est sensiblement plus grande que celle du jusant. Dans la partie amont (Guilly Glaz), la durée du perdant est de l'ordre de 8 h et l'arrivée du flot est très brutale (de 0 à 110 cm/s. en 30 mn).

En mortes eaux, les vitesses observées sont beaucoup plus faibles (environ 60 cm/s). Dans la partie médiane, les temps de jusant et de flot sont à peu près égaux.

Par débit moyen, en vives eaux, la circulation est relativement semblable à celle observée au débit faible, les vitesses de jusant augmentant dans tout l'estuaire.

Dans la partie amont, le flot est nettement freiné par le débit de la rivière.

Le cycle de marées mortes-eaux, vives-eaux, semble jouer un rôle plus important que le débit fluvial. Ce caractère prépondérant de la marée se retrouve sur le déplacement du point nodal qui est beaucoup plus influencé par le cycle de marée (déplacement de 15 km vers l'amont en mortes-eaux), que par la variation du débit fluvial.

### C. Temps de séjour

Cette notion est très importante pour l'étude des phénomènes chimiques dans l'estuaire. Elle permet de déterminer la durée du séjour d'une substance dans l'estuaire.

BASSOULET (1979) a calculé le temps de séjour moyen dans l'estuaire par deux méthodes différentes :

- en rapportant le volume d'eau stocké dans l'estuaire au volume introduit par le fleuve,
- en calculant la date du début de stockage de l'eau douce contenue dans l'estuaire à un moment donné, connaissant le régime hydrologique du fleuve dans la période précédent l'étude.

Ces deux méthodes donnent les résultats sensiblement identiques : le tableau 4 donne le temps de séjour calculé par la première méthode.

TABLEAU 4 : TEMPS DE SEJOUR DE L'EAU DOUCE DANS L'ESTUAIRE DE L'AULNE D'APRES BASSOULET (1979)

régime hydrologique	coefficient de marée	temps de séjour
crue 89 m <sup>3</sup> /s	mortes eaux	3 j
débit moyen 28 m <sup>3</sup> /s	vives eaux	8 j
étiage 3 m <sup>3</sup> /s	mortes eaux	25 j
étiage 3 m <sup>3</sup> /s	vives eaux	30 j

### 3.3 HYDROLOGIE DE L'ESTUAIRE DE L'ELORN

-----

Il n'avait pas été réalisé à ce jour d'études hydrologiques détaillées de l'estuaire de l'Elorn. Seules quelques observations ponctuelles ont été réalisées notamment à l'initiative de la SEPNE (1976). Au cours des campagnes ECORADE nous avons pu suivre l'évolution de la distribution des salinités dans l'estuaire en fonction des variations du coefficient de marée et du régime hydrologique du fleuve.



### A. Variation semi-diurne

Dans la partie aval les maximums et minimums de salinité ont lieu en vives eaux aux heures de pleines mers et basses mers. Toutefois en mortes eaux, il semble qu'il existe en périodes de fort débit, des variations brusques de la salinité aux environs de la basse mer, la station E1 marquant alors la limite aval que les eaux très dessalées de l'estuaire peuvent atteindre (fig.13).

Dans la partie médiane, à la Forest Landerneau, en vives-eaux, les maximums et minimums ont lieu aux alentours des étales. Par contre, en mortes-eaux, l'évolution de la salinité surtout en surface, semble moins régulière (fig. 14 ). Le maximum en surface a lieu 1 h avant la pleine mer ; à mi-jusant la salinité de surface a tendance à croître, ce qui laisse supposer que l'augmentation de la vitesse de courant engendre des turbulences au niveau de la halocline permettant un accroissement de la salinité dans la couche de surface. La salinité de fond varie peu et en phase avec l'onde de marée.

### B. Variation avec le coefficient de marée.

Le volume d'eau marine introduit dans un estuaire augmente normalement avec le marnage, ce qui, pour des conditions de débits identiques, doit se traduire par une augmentation de la salinité en vives eaux, qui se répercute sur les maximums et minimums observés. Dans l'Elorn, il peut arriver que les valeurs observées au Relecq-Kerhuon, en vives eaux, soient plus faibles qu'en mortes-eaux (Tableau 5). Ce phénomène, déjà signalé par ALLEN (1972), dans la Garonne en étiage, se retrouve ici en février (débit moyen). L'eau douce contenue dans l'estuaire s'évacue plus difficilement en période de faibles coefficient si le débit fluvial n'est pas assez important.

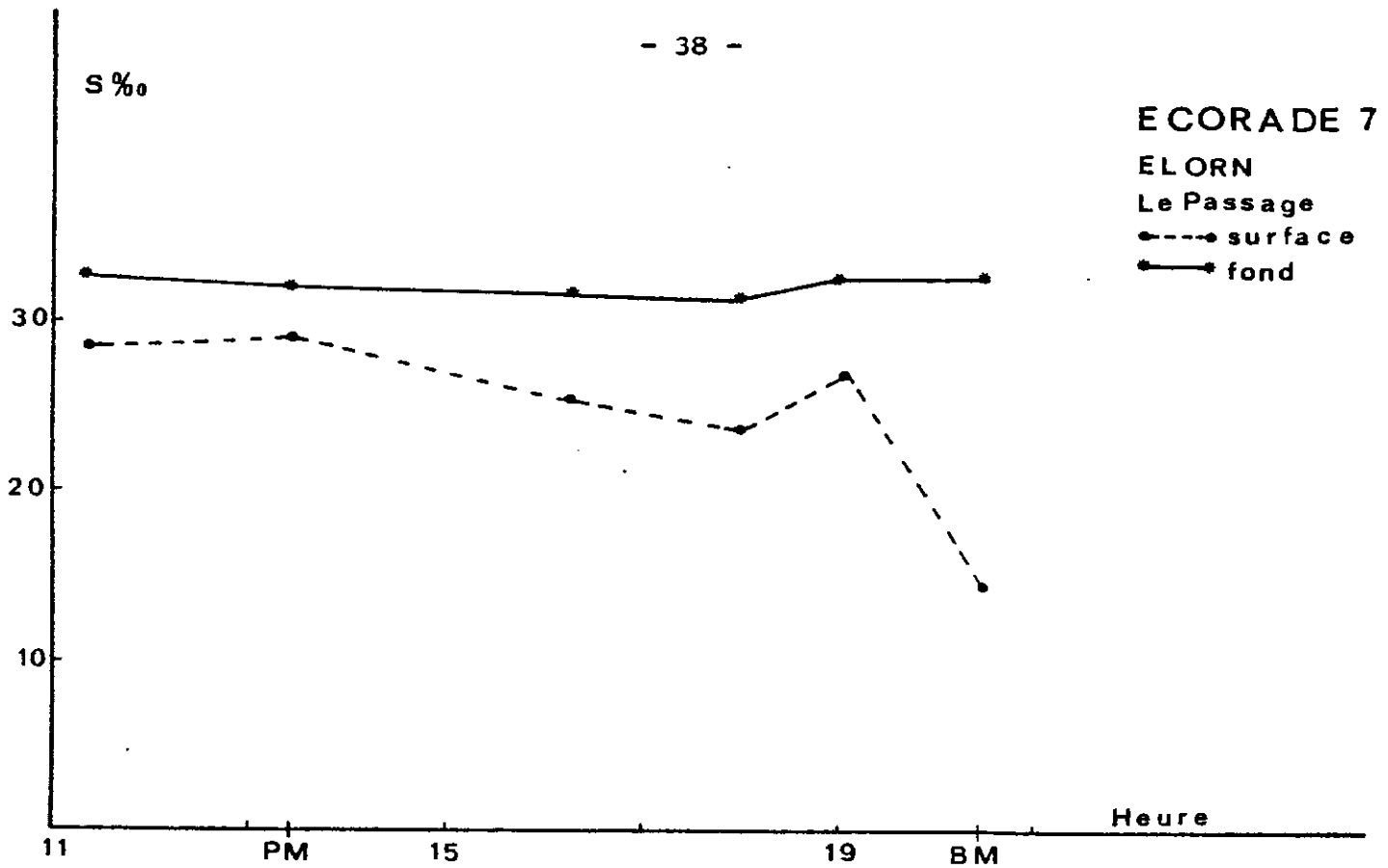


Figure 13. Elorn. Evolution de la salinité lors d'un demi-cycle marée dans l'estuaire aval. Mortes-eaux, crue ..

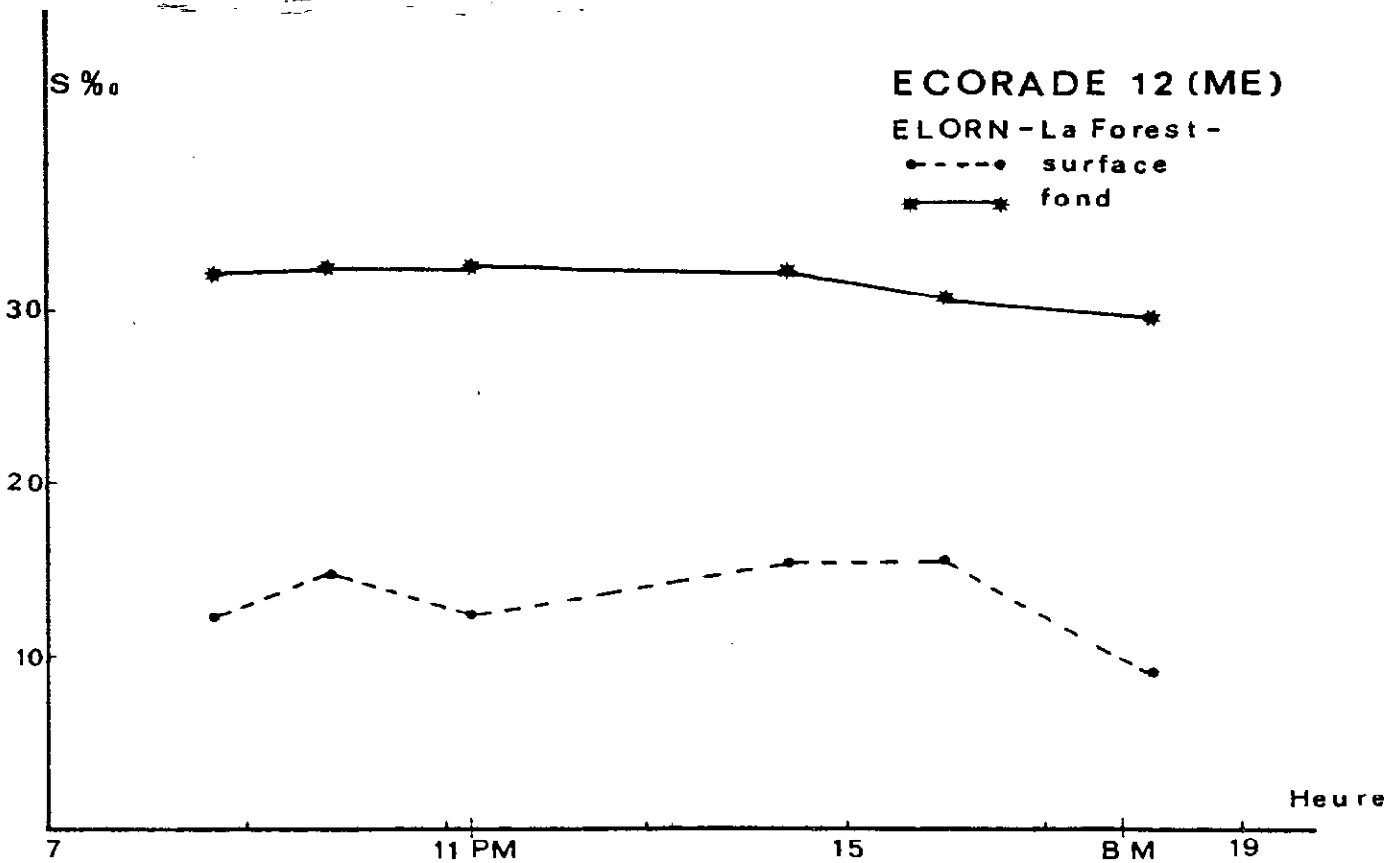


Figure 14. Elorn. Evolution de la salinité au cours d'un cycle de marée dans l'estuaire médian. Mortes-eaux, débit moyen.

TABLEAU 5 : VARIATION DES MAXIMA ET MINIMA DE SALINITES EN FONCTION  
DU COEFFICIENT DE MAREE A LA STATION AVAL (E1)

Date Coefficient débit	Salinité maximum °/‰		Salinité minimum °/‰	
	Surface	Fond	Surface	Fond
29/01/9181 39.38 25m <sup>3</sup> /s.	32.76	33.74	30.49	33.50
05.02.1981 90.23 12.2m <sup>3</sup> /s.	31.43	33.88	26.72	32.28

C. Gradient longitudinal

En traçant les courbes de répartition des salinités moyennes de surface et de fond (fig. 15), en fonction de l'éloignement du fleuve, il est possible, d'après HANSEN et RATTRAY (1965) de caractériser trois zones :

- . une zone où l'influence marine domine, ici en aval de la chapelle St. Jean (PK 9),
- . une zone médiane à fort gradient longitudinal se situant en moyenne entre la balise St. Jean (PK 9) et la bouée n°8 (PK 4) et qui se déplace en fonction du débit.
- . une zone de transition entre l'estuaire et le fleuve (ici en amont de la bouée n°8 du chenal - PK 4).

Cette zonation est en partie liée à la bathymétrie de l'estuaire. Au niveau de la balise St. Jean, la profondeur augmente très rapidement. Ce faisant, les faibles quantités d'eau saumâtre de l'estuaire médian, sont rapidement diluées dans la grande masse d'eau marine occupant la partie aval.

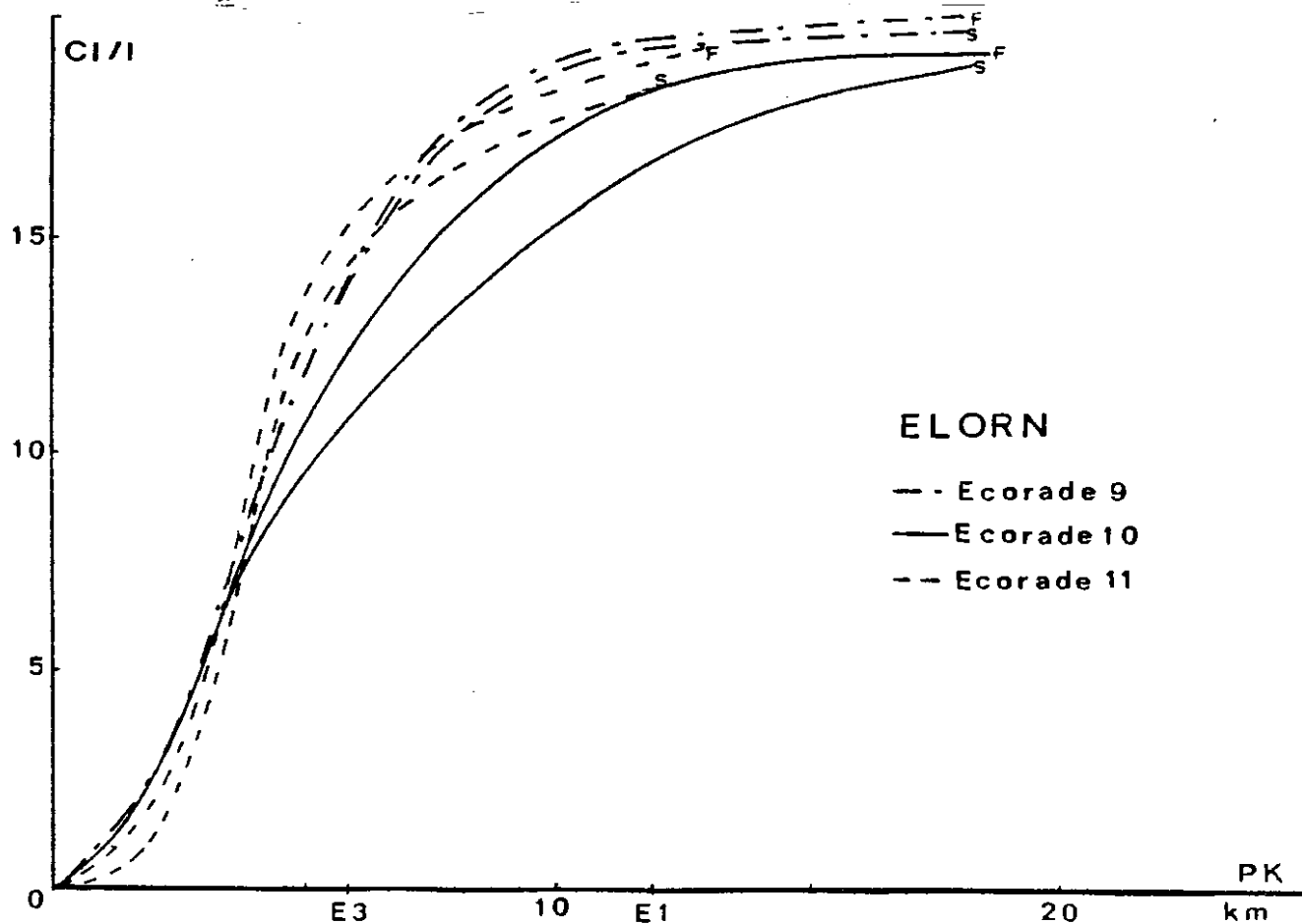
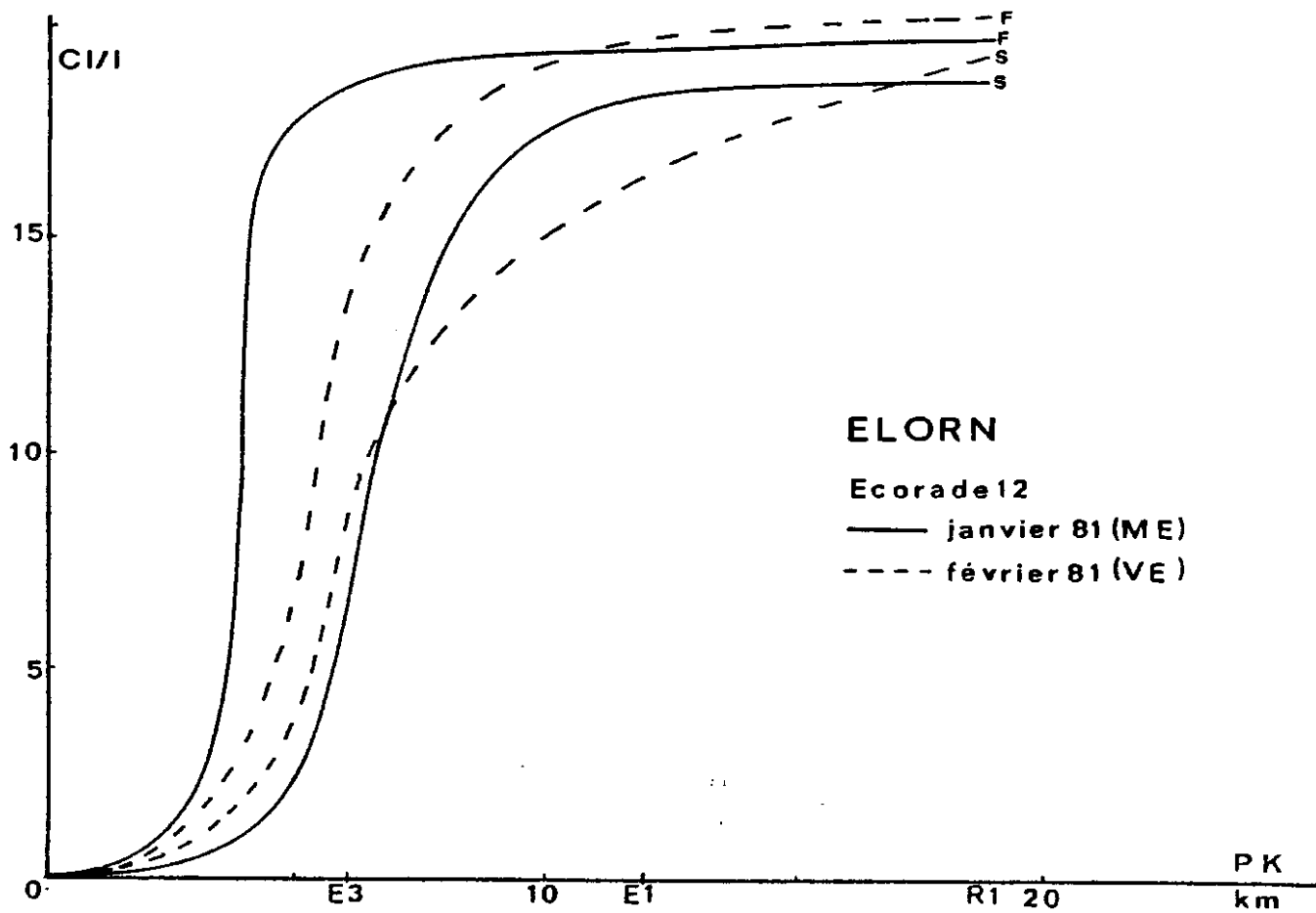


Figure 15. Evolution de la salinité de surface et de fond le long de l'estuaire de l'Elorn

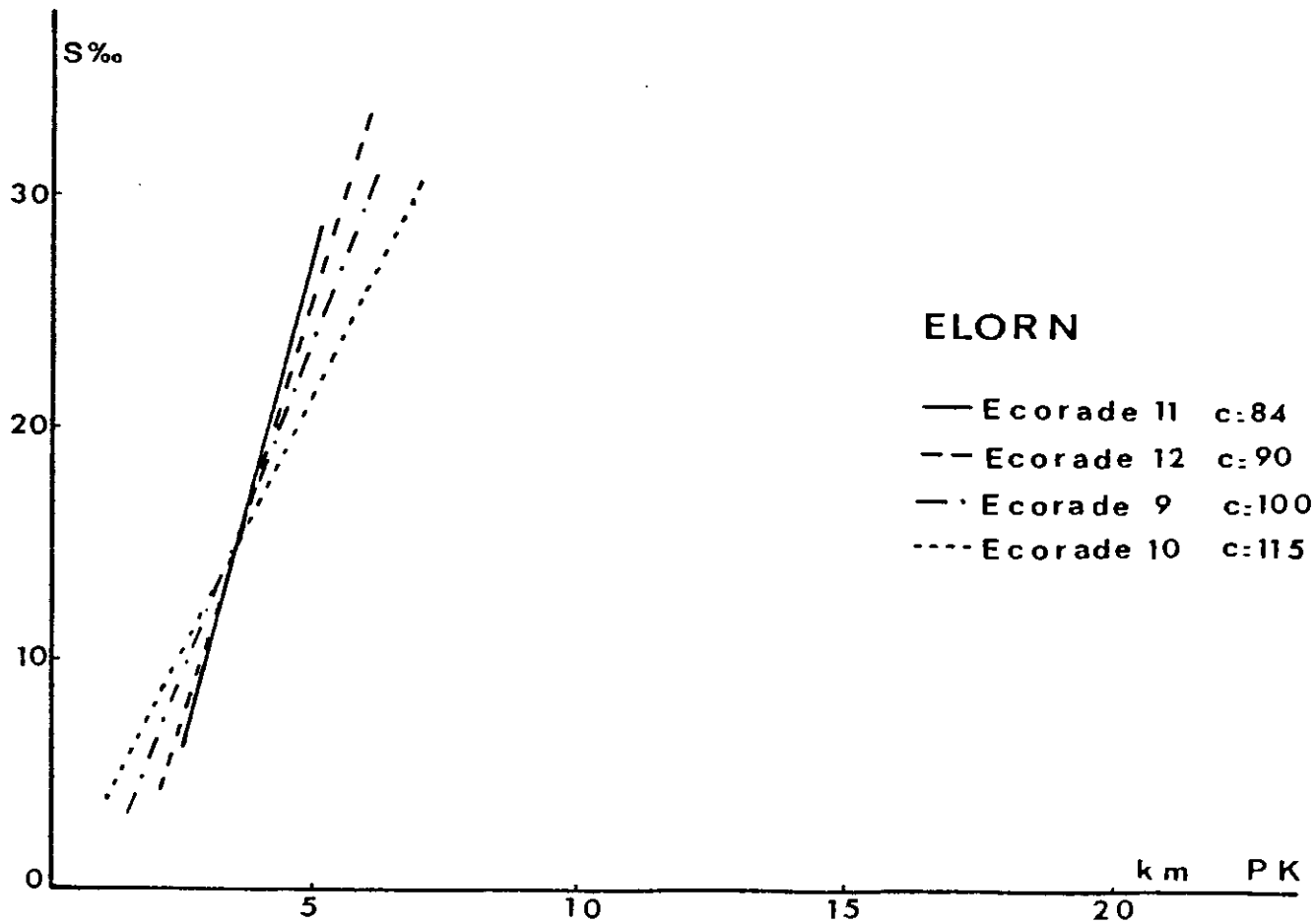


Figure 16a. Variation du gradient vertical en fonction du coefficient de marée dans l'estuaire de l'Elorn.

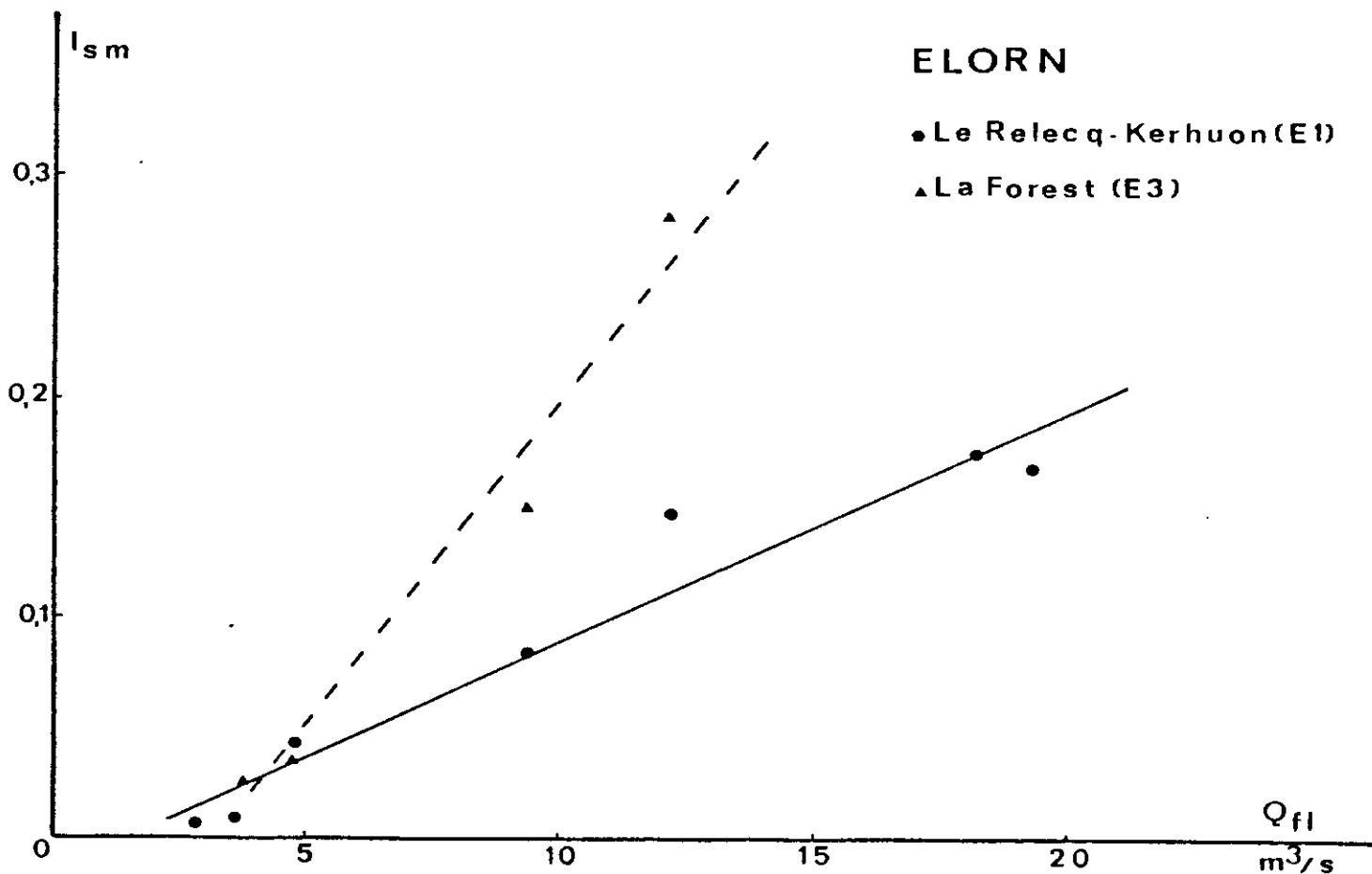


Figure 16b. Relation entre le gradient vertical et le débit fluvial dans l'estuaire de l'Elorn.

La transition entre l'eau fluviale est toujours plus marquée en mortes-eaux (fig. 15) notamment au fond ; la distance séparant les isohalines 1‰ et 30‰ est de 3.5 km en janvier 1981 (mortes-eaux) alors qu'elle est de 8 km en février 1981 (vives-eaux) dans les conditions de débit identiques.

Le coefficient de marée joue donc un rôle déterminant sur la longueur de la zone de mélange. Sur la fig. 16, nous avons reporté la tangente au point d'inflexion des courbes d'évolution de la salinité, en fonction du point kilométrique (Fig. 15). Plus le coefficient augmente plus la pente diminue. Le mélange s'effectue sur une plus grande distance, entraînant l'eau douce vers l'aval de l'estuaire, comme nous l'avons déjà supposé précédemment.

#### D. Evolution du gradient vertical

Il existe plusieurs méthodes pour rendre compte de la stratification des eaux. ALLEN (1972) propose un indice  $G_s = \frac{S_m f - S_{ms}}{H_m}$  où  $S_{ms}$  est la salinité moyenne de surface ;  $S_m f$  la salinité de fond ;  $H_m$  la hauteur moyenne au cours du cycle de marée.

HANSEN et RATTRAY (1966) proposent un indice de stratification  $I_s$ .

$I_s = (S_m f - S_{ms})/S_o$  où  $S_o$  est la salinité moyenne sur la verticale.

En raison de l'incertitude sur les mesures de profondeur des prélèvements effectués en zodiac (sonde à main), nous avons préféré utiliser le paramètre défini par HANSEN et RATTRAY :

##### - évolution longitudinale

la stratification verticale est plus importante pour des débits moyens dans la partie médiane de l'estuaire que dans la partie aval. Correspondant avec le maximum du gradient longitudinal, ceci est à rapprocher des résultats d'ALLEN (1972) pour la Garonne.

##### - évolution avec la marée

le maximum de stratification a lieu en moyenne en fin de jusant dans la partie aval.

dans la partie médiane, la stratification sera maximum à pleine mer sauf en mortes-eaux, où la stratification est maximale au voisinage de

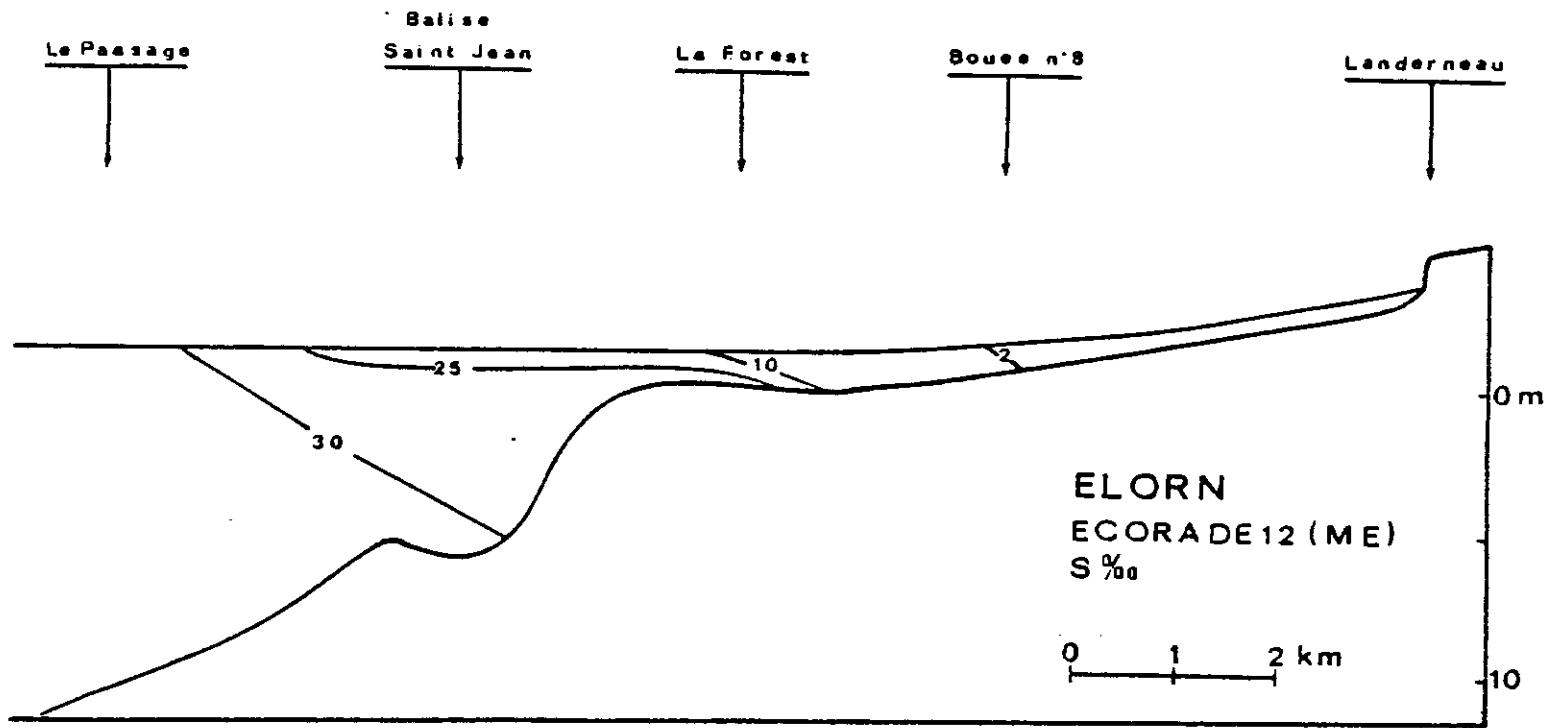


Figure 17a. Répartition spatiale des salinités aux environs de la basse mer.  
Mortes-eaux, débit moyen.

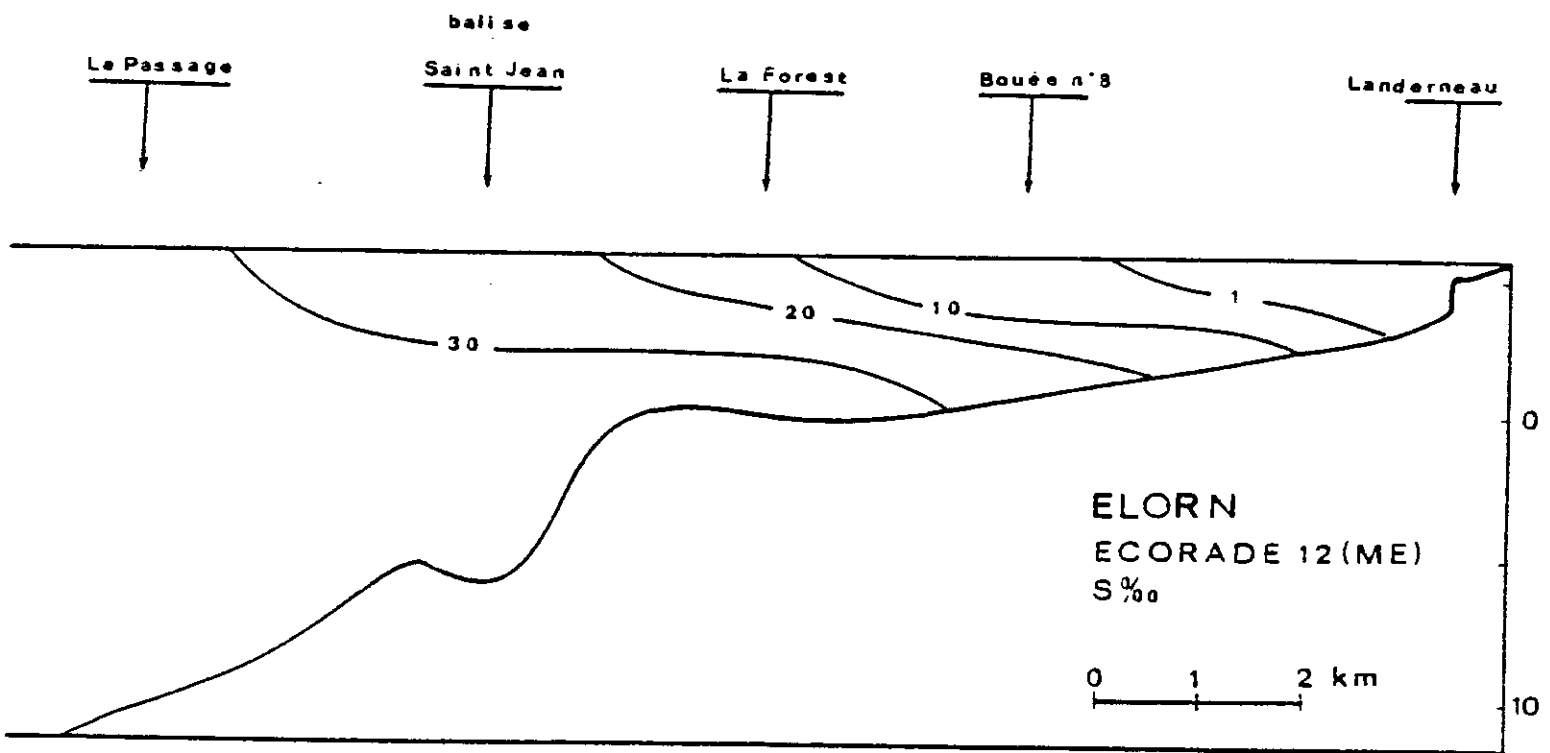


Figure 17b. Répartition spatiale des salinités aux environs de la pleine mer.  
Mortes-eaux, débit moyen.

la basse mer (fig. 17a - b). Cette stratification peut être importante puisque l'on trouve à la bouée n°8 du chenal des eaux à 2 ‰ surmontant une couche d'eau à 30 ‰ et cela lorsque la hauteur d'eau n'excède pas 4 m ( $I_s = 1.76$ ).

- évolution en fonction du débit fluvial

nos mesures portent surtout sur des cycles de vives eaux. Il apparaît une assez bonne corrélation entre le débit fluvial et l'indice de stratification tant à la Forest-Landerneau qu'au Relecq-Kerhuon (fig. 16b).

E. Conclusion

Bien que n'ayant décrit uniquement les modalités de la pénétration marine, cette étude nous permet de dégager quelques caractéristiques de l'hydrologie du deuxième fleuve de la rade :

- la stratification verticale sera plus marquée avec des coefficients faibles et quand le débit augmente.
- l'intrusion saline sera plus forte avec des coefficients faibles, l'évacuation de l'eau douce étant plus importante tout au moins pour des débits moyens, en vives eaux.
- la zone de gradient longitudinal, matérialisant la limite de l'intrusion saline, se déplace vers l'aval pour les débits forts et correspond à la zone où le gradient vertical est maximum.

Si nous avons pu décrire l'évolution générale de la salinité, une étude bathémétrique et courantologique, que faute de moyens nous n'avons pu mener, reste nécessaire pour pouvoir décrire de manière satisfaisante l'hydrologie de cet estuaire.

3.4 COMPARAISON ENTRE LES ESTUAIRES DE L'AULNE ET DE L'ELORN

---

A. Répartition des salinités

Les caractéristiques hydrologiques de ces deux estuaires semblent relativement semblables, cependant l'influence marine est nettement plus ressentie dans l'Elorn et la longueur de la zone de mélange est beaucoup plus réduite.



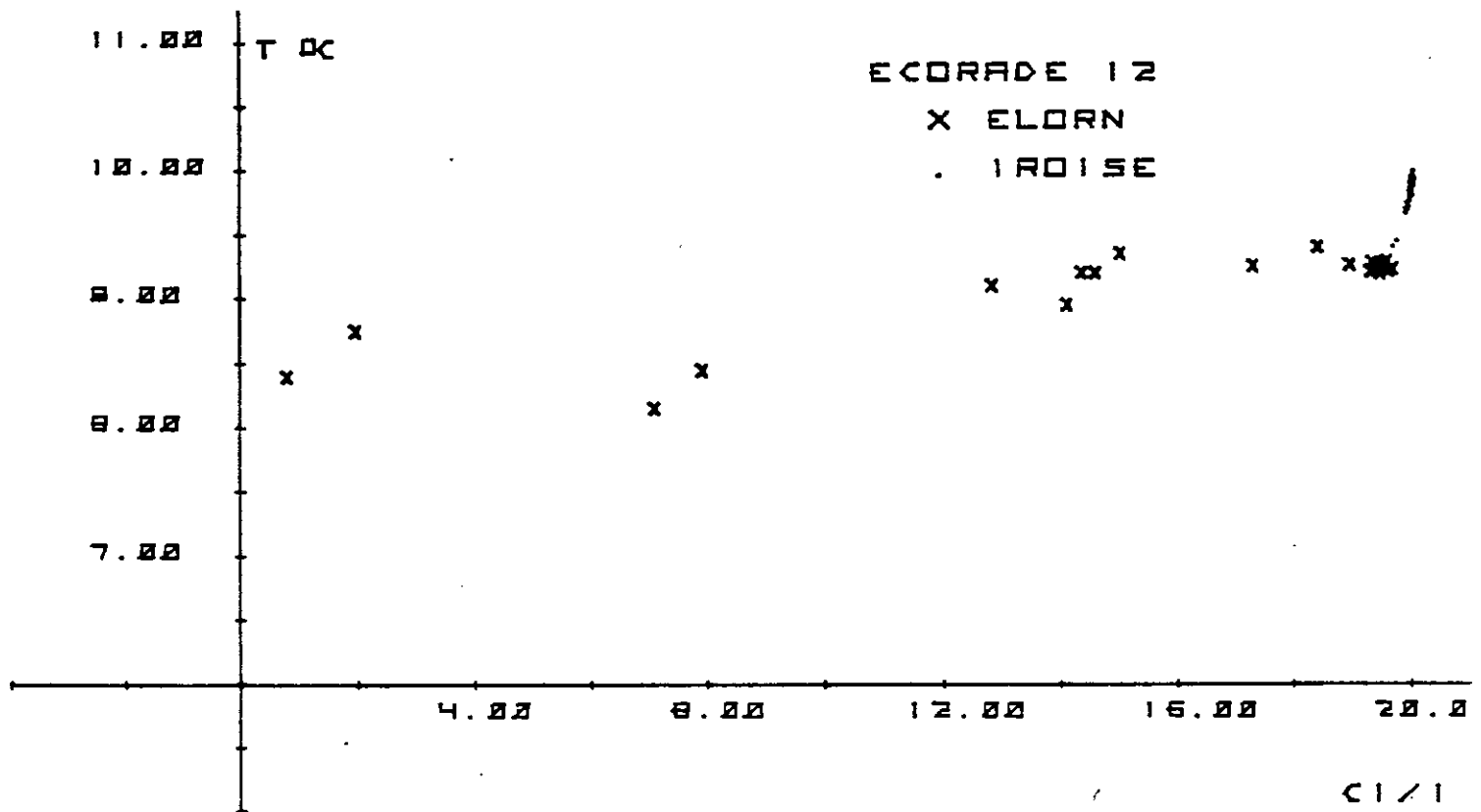
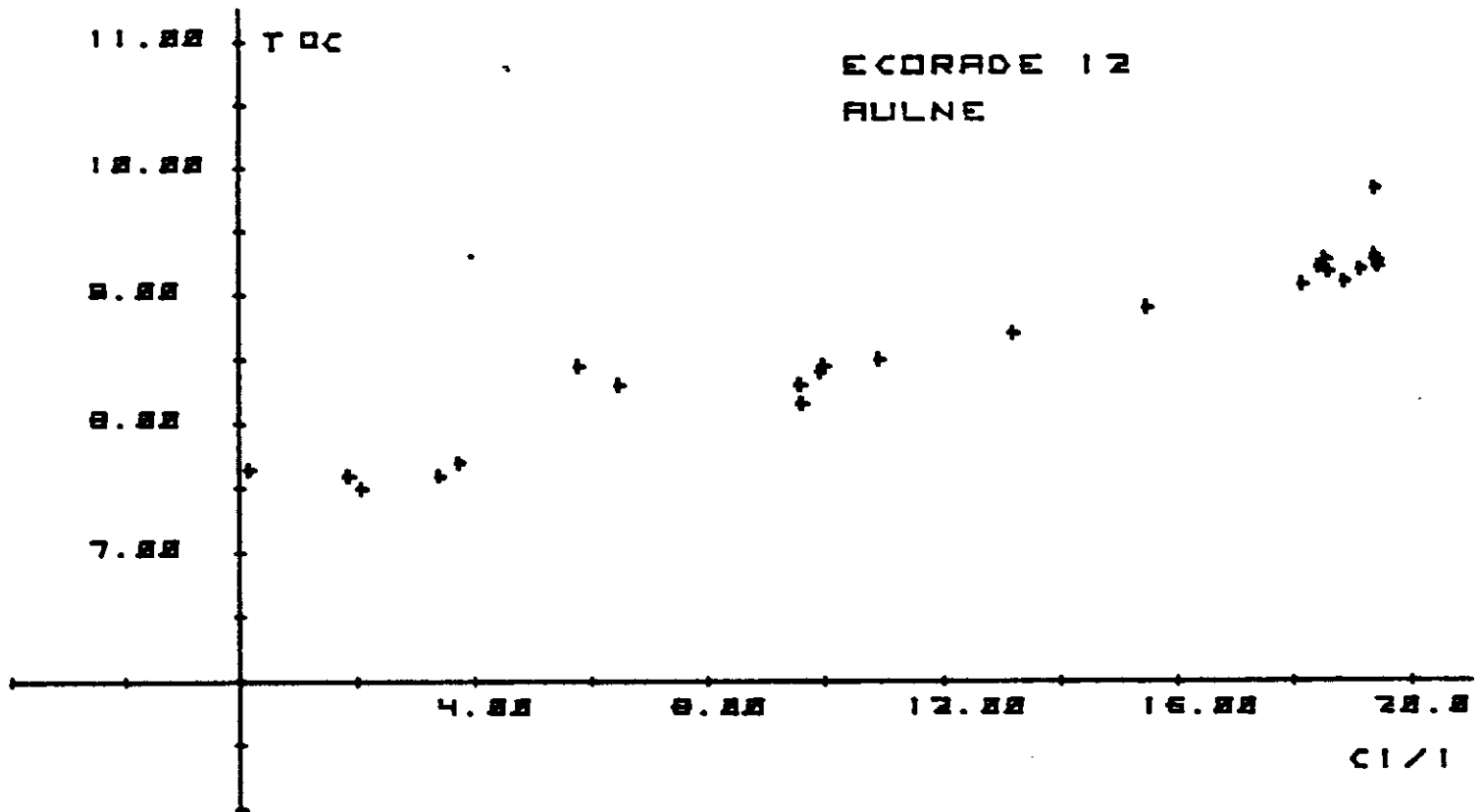


Figure 10. Relations temperature-salinité dans les estuaires de l'Aulne et de l'Elorn en hiver.

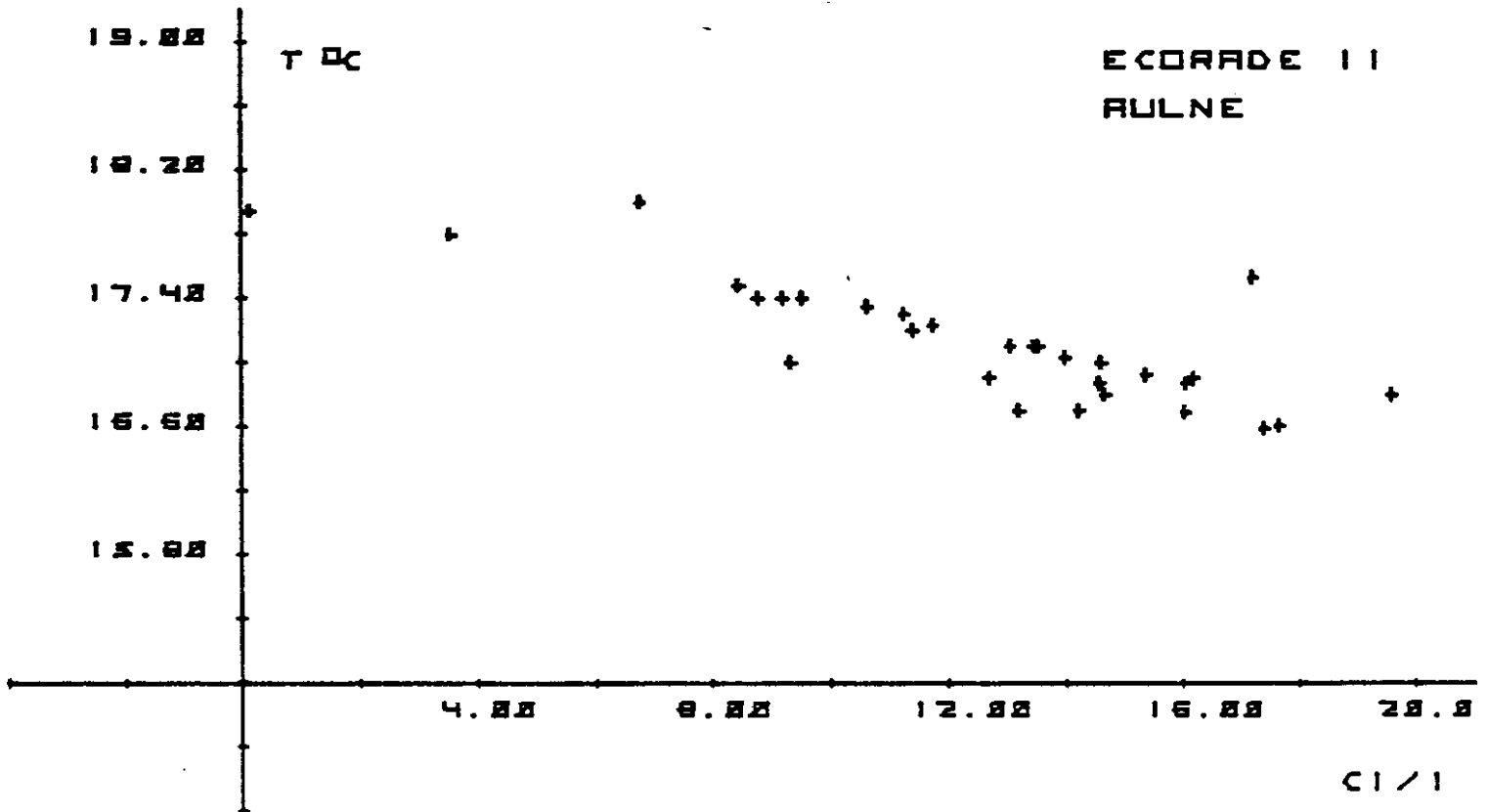
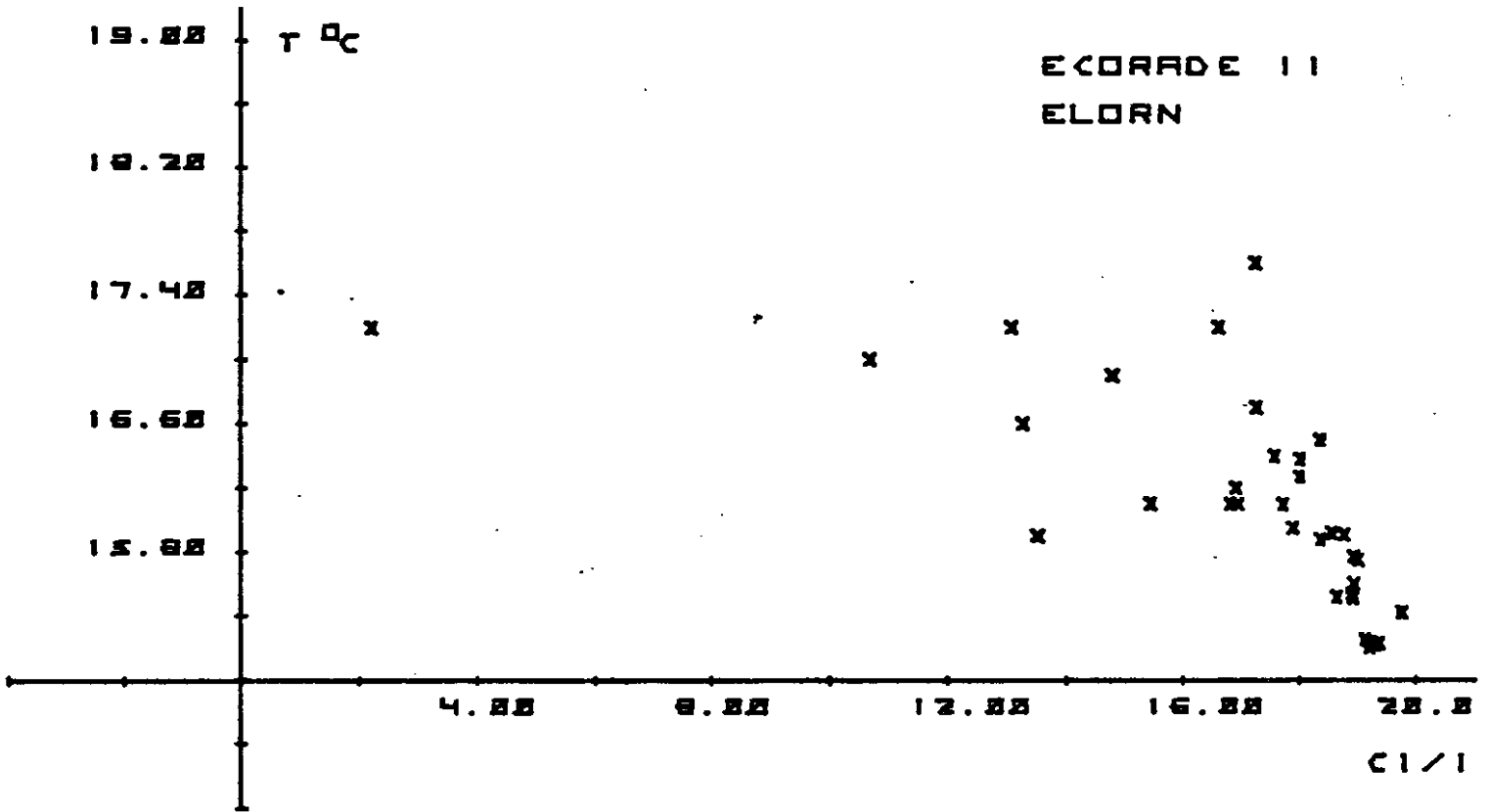


Figure 10. Relations température-salinité dans les estuaires de l'Aulne et de l'Elorn en été.

Les stratifications semblent être plus importantes dans l'Elorn. Pour des conditions hydrologiques identiques, les mélanges sont moins importants dans la rivière de Landerneau.

### B. Répartition des températures

Les températures varient sur un cycle annuel en été.

Les eaux des rivières sont plus chaudes en été que les eaux du large. En 1980, les températures observées sont de l'ordre de 17 à 18°C dans l'eau douce alors qu'elles n'étaient que de 14 à 15°C dans la rade.

En hiver, la situation est inversée et les eaux des rivières sont plus froides. En 1981, elles étaient de 7 à 8°C en rivière et en mer de 9 à 10°C.

En portant sur un diagramme température-salinité, les points de l'Aulne et de l'Elorn, on observe peu de différence. Les eaux de l'Aulne sont légèrement plus froides en hiver (fig.18). En été, l'élévation de température est moins ressentie dans la partie aval (fig. 19). où la profondeur est plus importante.

La stratification en température sera aussi plus marquée dans l'Elorn.

T R O I S I E M E   P A R T I E

---

DISTRIBUTION ET EVOLUTION DES SELS  
NUTRITIFS DANS LA RADE DE BREST ET  
SES ESTUAIRES.

3ÈME PARTIE - DISTRIBUTION ET EVOLUTION DES SELS  
NUTRITIFS DANS LA RADE DE BREST ET  
SES ESTUAIRES.

L'estuaire est un lieu de mélange entre des eaux de natures chimiques et physico-chimiques différentes. De plus, la charge en particules des eaux y est souvent importante. Dans ce milieu particulier, plusieurs facteurs influent sur l'évolution des éléments nutritifs : les processus de mélange (advection, diffusion), des processus physico-chimiques (adsorption, floculation), et biologiques (biodégradation).

Chaque composé peut être plus ou moins affecté par ces phénomènes et cela amène à introduire la notion de conservativité d'une substance.

*Notion de conservativité - non conservativité*

Un composé est dit conservatif lorsque ne présentant pas de réactivité particulière dans le milieu, sa concentration est déterminée uniquement par les processus de mélange. La quantité de matière de cette substance entrant dans le système par le fleuve ou directement à l'estuaire est conservée lors du transit dans l'estuaire, les flux à l'entrée et à la sortie sont identiques.

Un composé pourra être non conservatif dans une phase mais globalement conservatif dans l'ensemble des phases du système ; éliminé de la phase dissoute, il pourra être transporté vers la mer dans la phase particulaire ou relibéré dans la phase dissoute quelques temps après en avoir été éliminé, conservant ainsi intact le flux de matière.

Inversement, tout élément dont le flux de matière n'est pas conservé lors du transit est non conservatif. MARTIN et al. (1976) distinguent deux catégories d'éléments :

- les substances ayant tendance à se détruire de par leur propre nature (éléments radioactifs),
- les substances pouvant être détruites ou générées sous l'influence de facteurs extérieurs (biodégradation, régénération bactérienne, photodégradation, etc...)

C'est en principe, la notion de conservativité dans la phase dissoute qui est communément considérée et sur une période relativement courte, correspondant au temps de séjour de l'eau douce dans l'estuaire.

Certains auteurs (BOYLE et al. 1975) ont essayé d'établir des critères mathématiques pour l'identification des processus non conservatifs mais cette méthode semble toutefois relativement difficile à mettre en oeuvre. La démarche la plus utilisée pour établir la conservativité d'un élément, et que nous emploierons dans ce chapitre, est de comparer son évolution à celle d'un traceur permettant de quantifier le mélange eau douce/eau salée, c'est la comparaison classique de la concentration d'un élément avec sa droite de dilution théorique. Le traceur le plus couramment employé est la salinité ou la chlorosité. Si les concentrations mesurées s'écartent suffisamment (par rapport à la précision des mesures) de la droite théorique, l'élément sera dit non conservatif. (LISS 1976).

#### Variation dans le temps

Les teneurs en sels nutritifs varient dans le temps selon plusieurs rythmes :

- le cycle des apports fluviaux et cycle biologique de période annuelle,
- le cycle semi-diurne (12h15) à l'alternance des pleines mers et basses mers,
- un cycle vives-eaux/mortes-eaux de 14.7 jours de période,
- les apports polluants qui n'ont pas en général de périodicité déterminée et peuvent être intermittents ou permanents. Cette notion de durée étant définie par rapport au temps de séjour moyen de l'eau douce dans l'estuaire (MARTIN et al. 1976).

Dans ce chapitre, nous essaierons pour chaque composé d'établir ou non la conservativité, en fonction des critères que nous venons de rappeler.

Dans une deuxième partie, nous essaierons de déterminer les causes de la non conservativité de certaines substances et les conséquences éventuelles sur l'écosystème.

### III-1 LES NITRATES

#### 1.1 LES APPORTS FLUVIAUX

Les teneurs des principaux éléments nutritifs dans l'eau des fleuves résultent de l'apport du drainage des sols et des apports urbains et industriels. Les nitrates sont peu retenus dans les sols, leurs concentrations dans l'eau fluviale tendent à augmenter quand le débit augmente. Les teneurs en nitrates varieront donc en raison directe du débit, quand le bassin versant a surtout une activité agricole, en raison inverse quand l'activité urbaine domine.

Dans l'Aulne fluviale (fig. 20), les concentrations en nitrates varient linéairement avec le débit ( $r^2 = 0.70$ ). Ceci confirme les mesures du SAUM (1979) où il était observé une relation analogue.

Dans l'Elorn, les teneurs varient en raison inverse du débit (fig. 21) ; toutefois, le manque d'informations en fortes crues ne nous permet pas de mesurer l'influence exacte des apports agricoles. Il est toutefois probable que ceux-ci restent importants surtout en hiver, période où les teneurs dans l'Aulne et l'Elorn sont très voisines. Par contre, en été, l'influence de l'apport urbain est fortement ressentie et même le développement du plancton d'eau douce n'est pas en mesure de faire baisser sensiblement les concentrations.

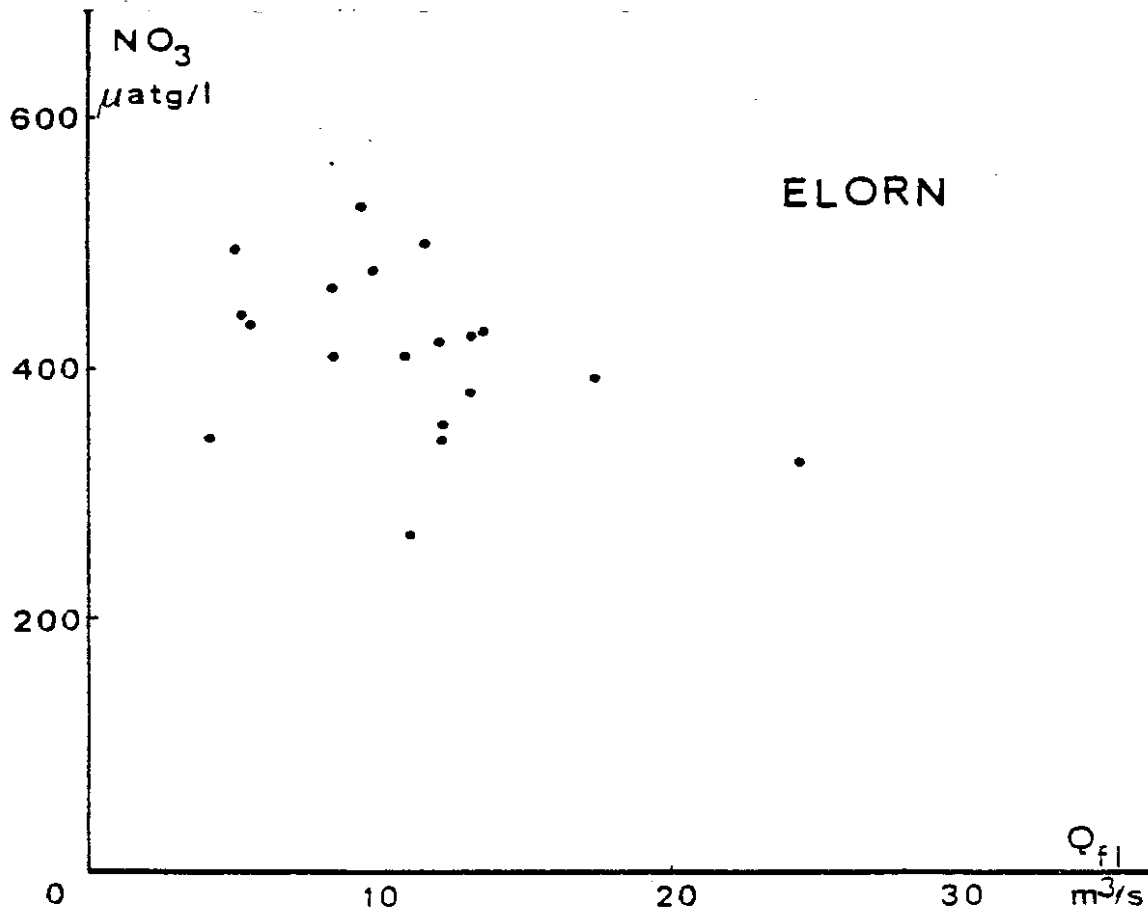
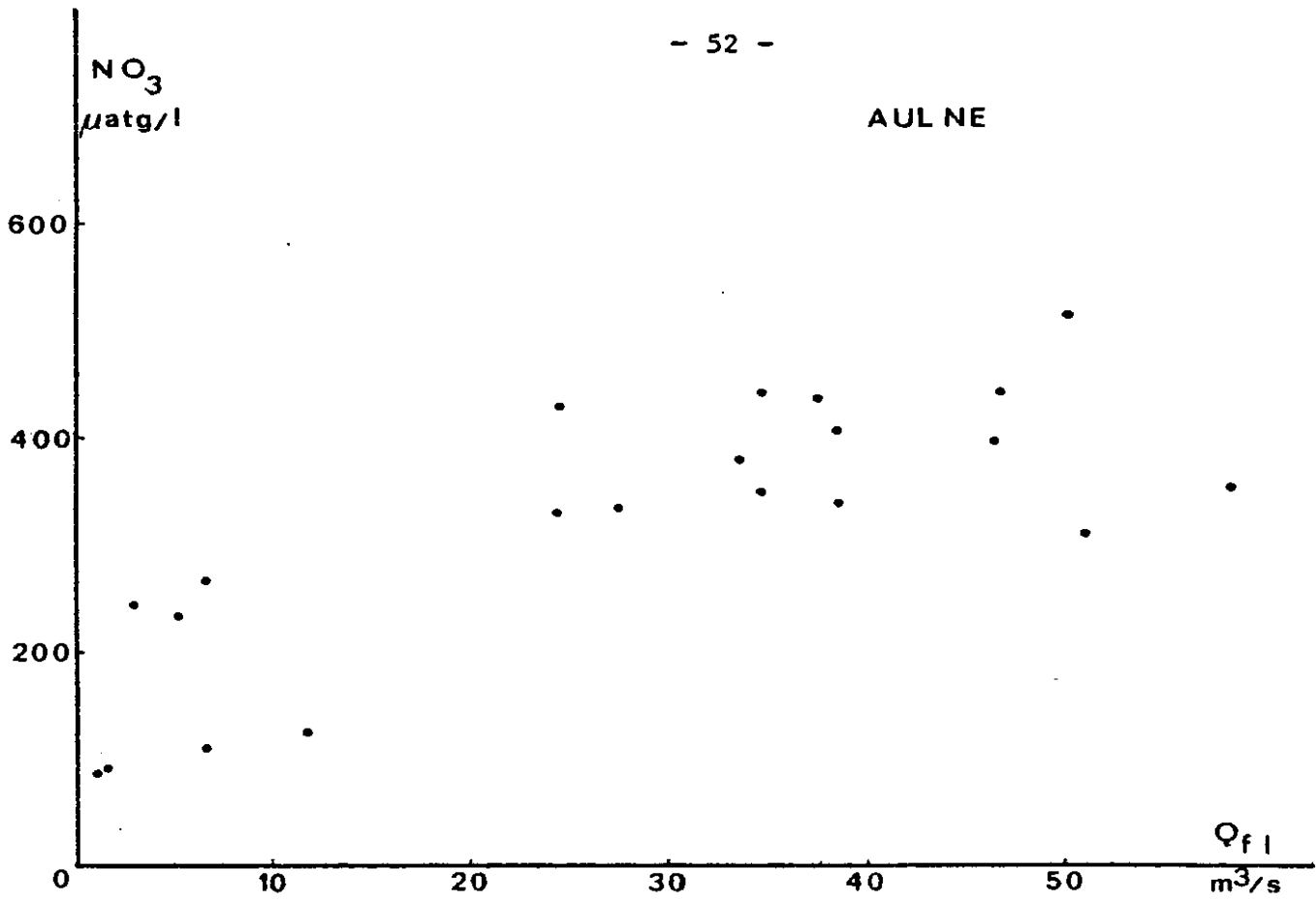


Figure 20. Relation entre concentration en nitrates et débit dans l'Aulne et l'Elorn.



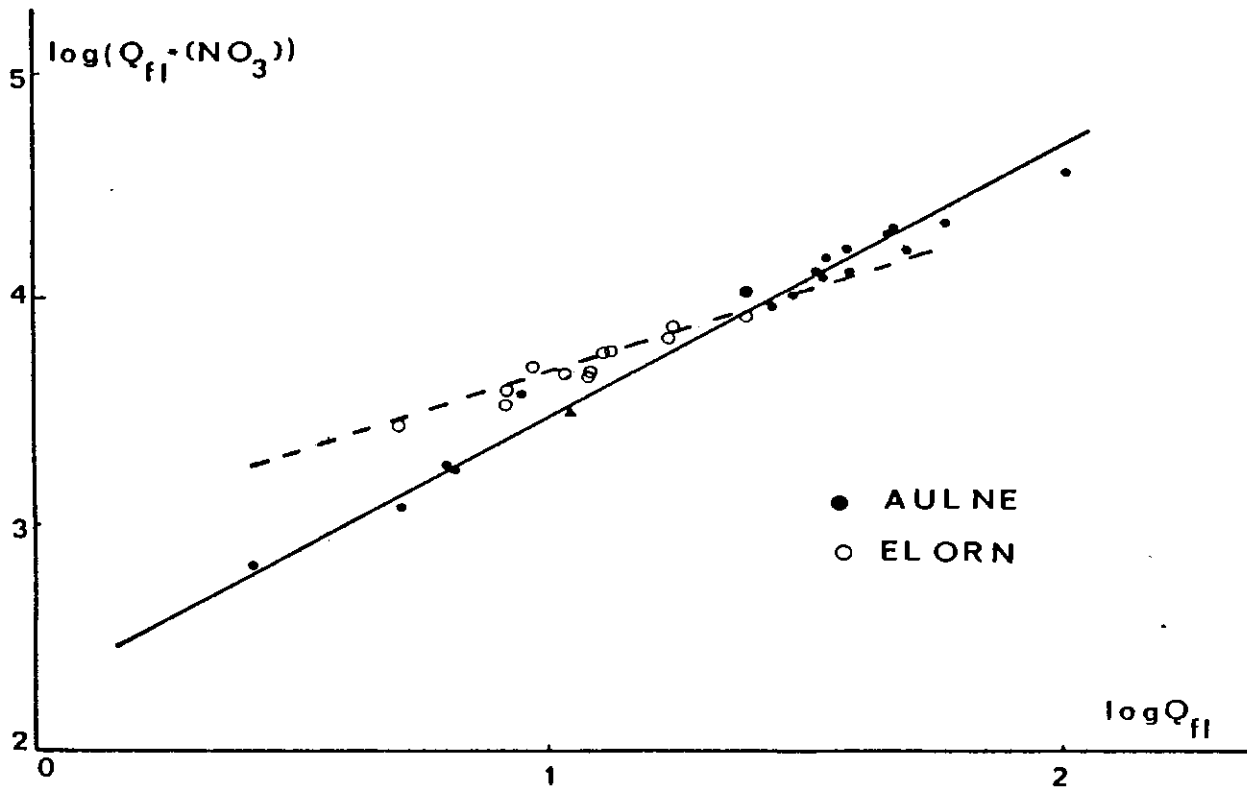


Figure 21. Relation entre la quantité de nitrates amenés par les fleuves et les débits.

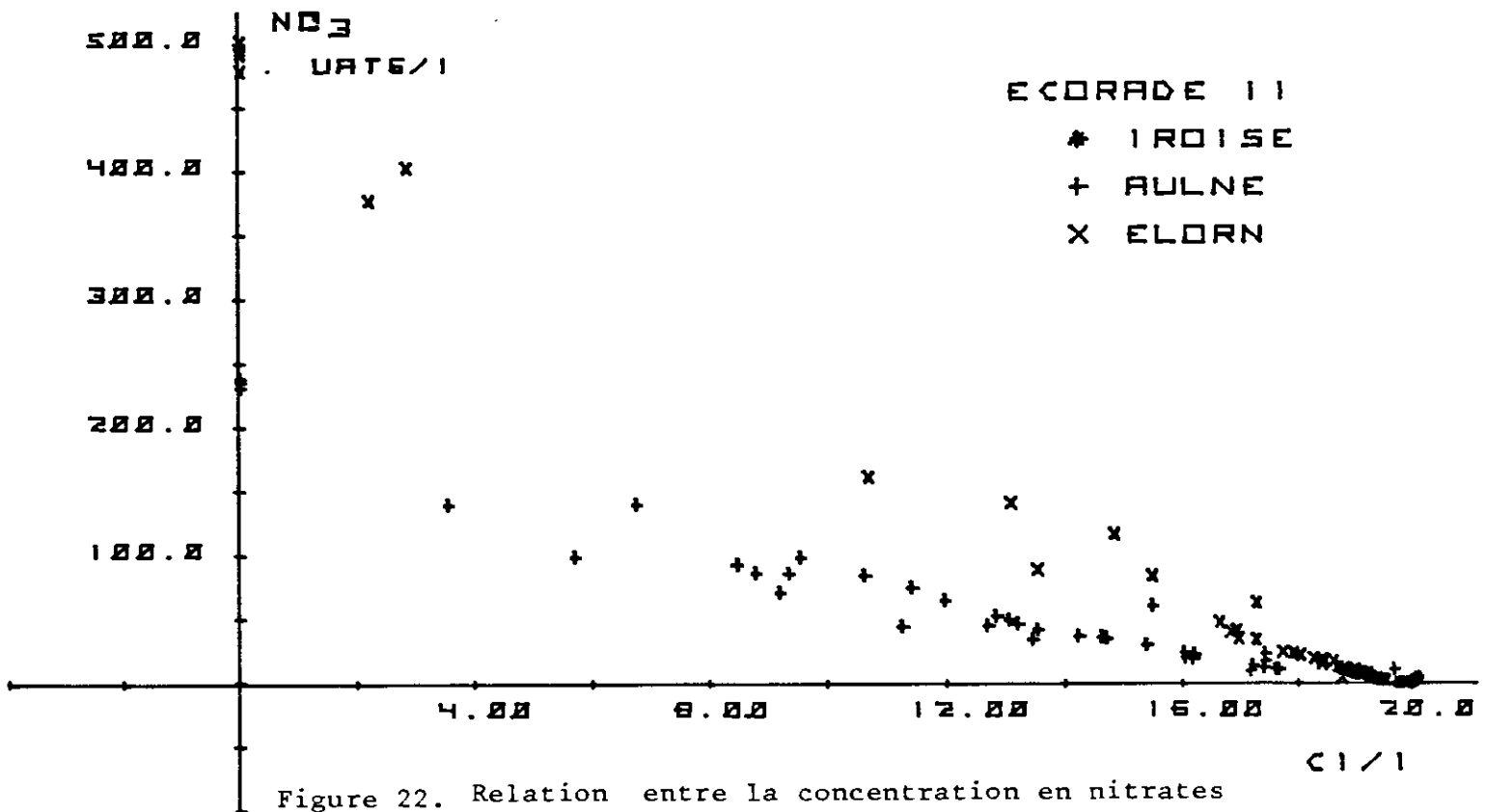


Figure 22. Relation entre la concentration en nitrates et la chlorinité en été dans les estuaires de L'Aulne et l'Elorn.

Les teneurs observées dans l'Aulne et l'Elorn comptent parmi les plus élevées citées dans la littérature. A titre de comparaison, LEACH (1971) dans la rivière YTHAN au nord-ouest de l'Ecosse, rapporte des valeurs voisines de 130  $\mu\text{atg/l}$ . SOLORZANO et al. (1976) dans une autre rivière écossaise observe des teneurs moyennes inférieures à 10  $\mu\text{atg/l}$ . Par contre, les eaux de la Seine ont des concentrations voisines de l'Aulne, 250  $\mu\text{atg/l}$ . en été et plus de 500  $\mu\text{atg/l}$ . en hiver (R.N.O. 1978). Cette forte augmentation de la charge en nitrates des fleuves bretons est due à l'usage intensif d'engrais azotés. Les nitrates étant des composés très solubles sont facilement lessivables à l'inverse de l'ammonium ou des phosphates. Sur une année, l'apport principal en nitrates à la rade, est du à l'Aulne (SAUM, 1979). Par contre, durant la période estivale, la majeure partie de l'azote inorganique provient de l'Elorn (fig. 21) d'autant qu'à cette période les débits des rivières sont comparables.

### 1.2 DIAGRAMME DE MELANGE

-----

Les nitrates ont dans l'Aulne et l'Elorn des comportements identiques. En période hivernale, où la production primaire est fortement ralentie, la corrélation chlorosité-nitrate est forte ( $r^2 = 0.95$ ) et la droite de régression n'est pas significativement différente de la droite de dilution théorique. (fig. 23).

En période estivale (fig. 22), par contre, les nitrates ne sont pas conservatifs, il existe alors de fortes anomalies négatives par rapport à la droite de dilution théorique. Ce défaut de nitrates est probablement imputable en grande partie à l'assimilation par le phytoplancton de l'estuaire.

### 1.3 EVOLUTION SAISONNIERE

-----

Dans l'estuaire, les teneurs en nitrates varient essentiellement en fonction de l'apport fluvial. Dans la partie aval et dans la rade, l'évolution saisonnière des concentrations en nitrates est dépendante du cycle biologique.

Dans l'estuaire de l'Aulne, la variation des teneurs est beaucoup plus importante (fig. 24) que dans l'Elorn, reflétant l'évolution des concentrations dans l'eau fluviale.

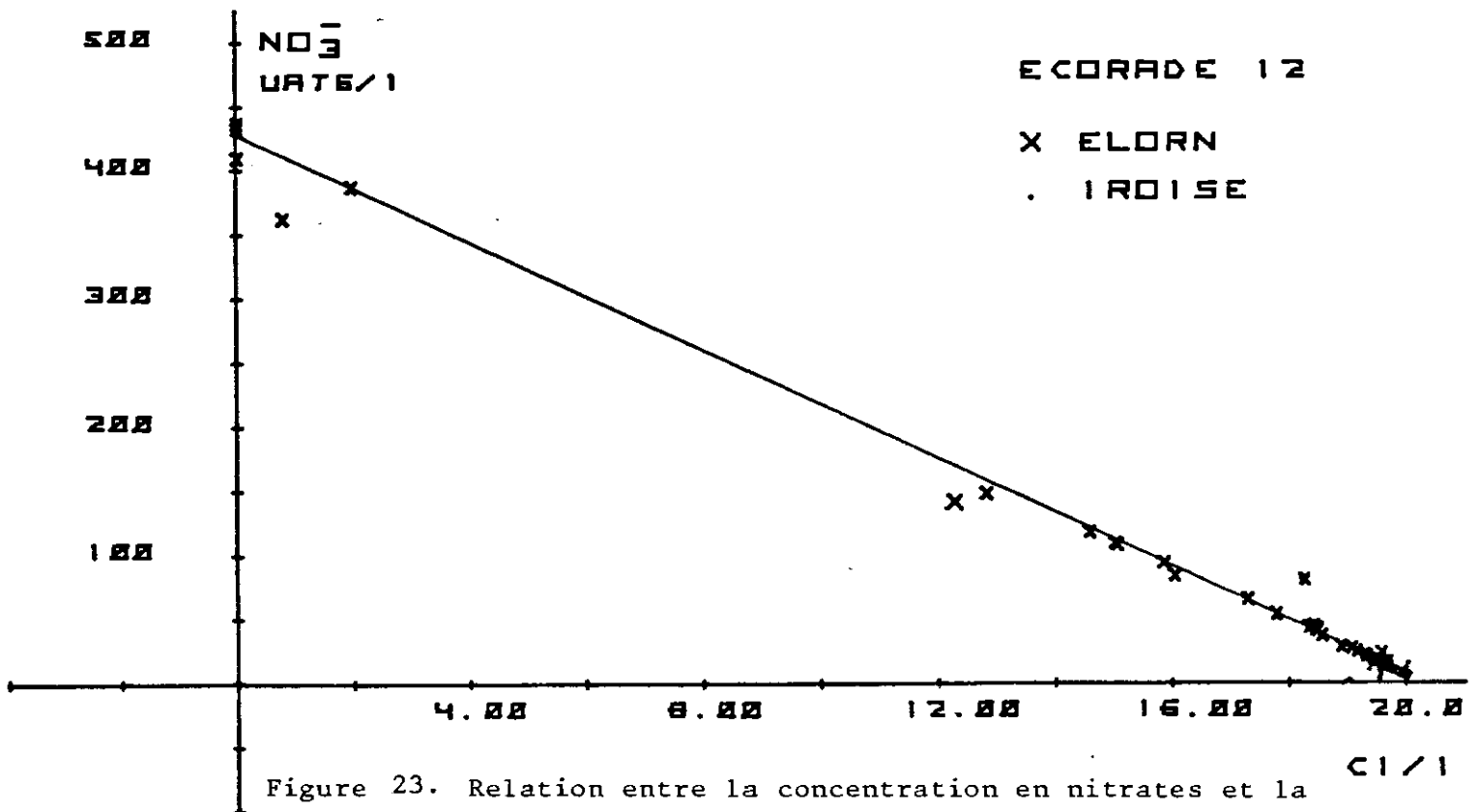
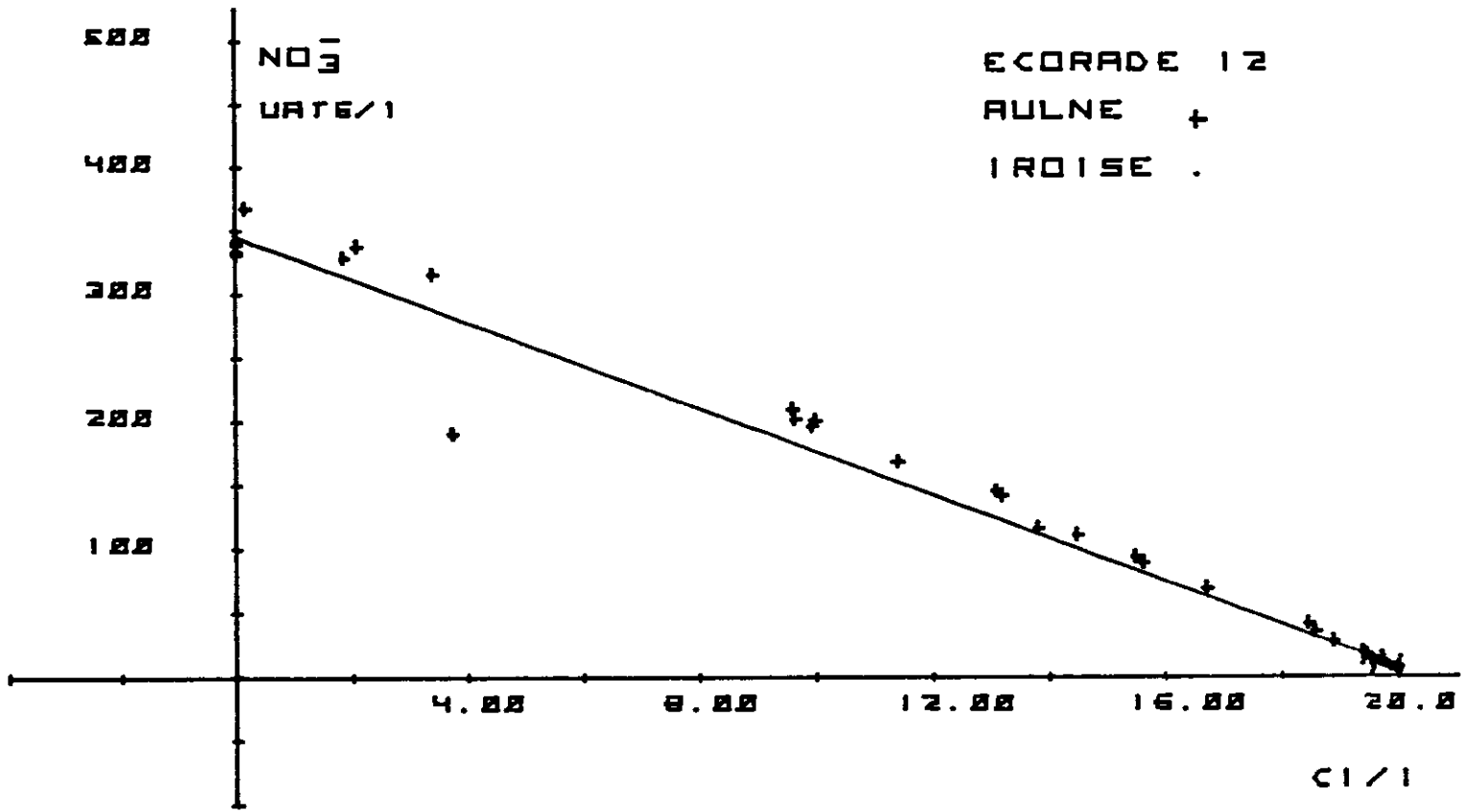


Figure 23. Relation entre la concentration en nitrates et la chlorosité en River.

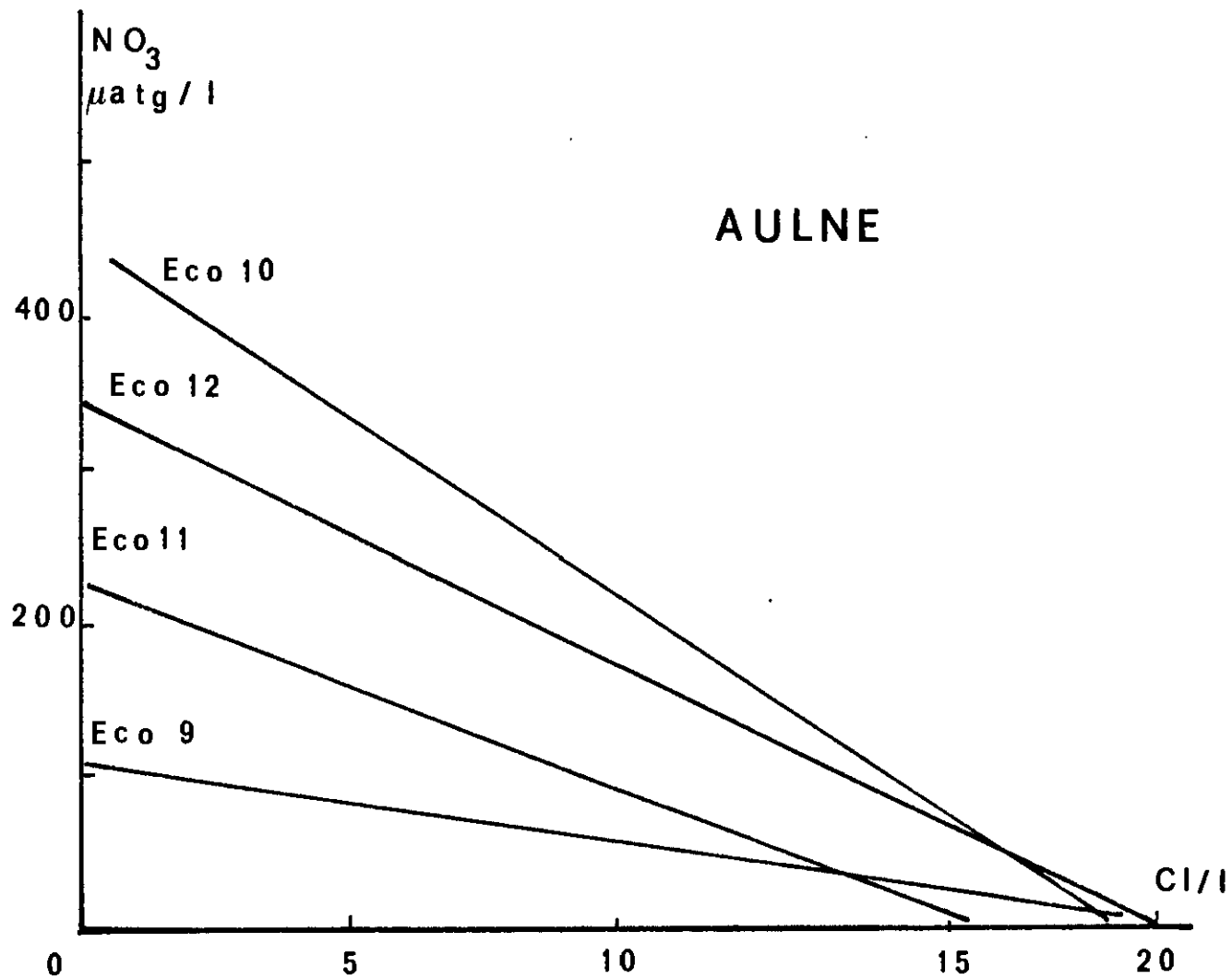


Figure 24. Evolution saisonnière des teneurs en nitrates dans l'estuaire de l'Aulne.

### III-2 L'AMMONIUM

Dans le milieu marin, l'ammonium constitue la première étape de la régénération de l'azote, il est produit soit par l'excrétion du zooplancton ou par dégradation bactérienne de la matière organique dissoute. L'ammonium se rencontre aussi à de fortes concentrations dans les eaux usées, peu ou mal traitées qui sont rejetées dans les fleuves ou les estuaires, ceci en fait un bon traceur des activités humaines.

Par ailleurs, l'ammonium est aussi la forme de l'azote la plus facilement assimilable par le phytoplancton (BOUGIS 1975), mais dans le milieu océanique de trop fortes concentrations sont susceptibles d'inhiber l'assimilation des nitrates.

#### 2.1 APPORTS FLUVIAUX

Dans l'Aulne fluviale, nous ne disposons que de peu de mesures car il semble que dans certains cas, la méthode de KOROLEFF soit perturbée. Toutefois, d'après des résultats antérieurs (DDE 1979) les teneurs dans la rivière sont sensiblement inférieures dans l'Aulne (de 6 à 8  $\mu\text{atg/l}$ ) à celles que nous avons observées dans l'Elorn (jusqu'à 30  $\mu\text{atg/l}$ ).

A Landerneau, les concentrations semblent augmenter en période hivernale (fig. 25), mais le nombre relativement restreint de résultats ne nous permet pas de définir de loi concentration-débit. Cette augmentation en hiver suggère une contribution assez importante due au lessivage des terres agricoles bien que l'ammonium soit en principe bien retenu dans les sols. Toutefois, il est probable qu'une part importante de l'azote ammoniacal est amenée sous forme de rejets directs à la rivière, comme l'indiquent les fortes variations enregistrées au cours d'une journée (de 14 à 20  $\mu\text{atg/l}$ ). Les faibles valeurs estivales s'expliquent peut être par une dégradation bactérienne plus efficace en été due à la température plus élevée, et par une assimilation par le plancton et autres végétaux d'eau douce.

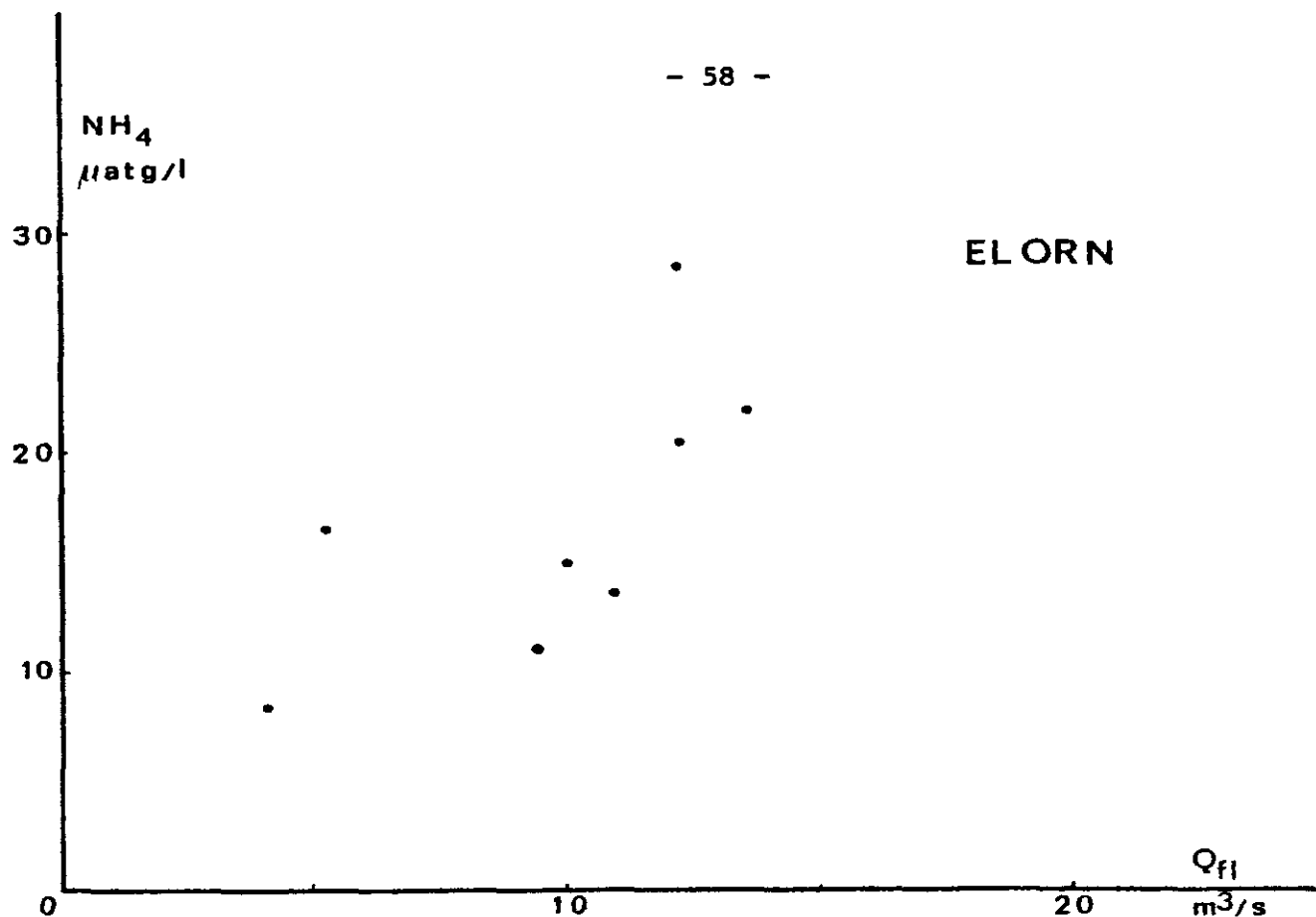


Figure 25. Relation entre la concentration en ammonium et le débit dans la rivière de Landerneau.

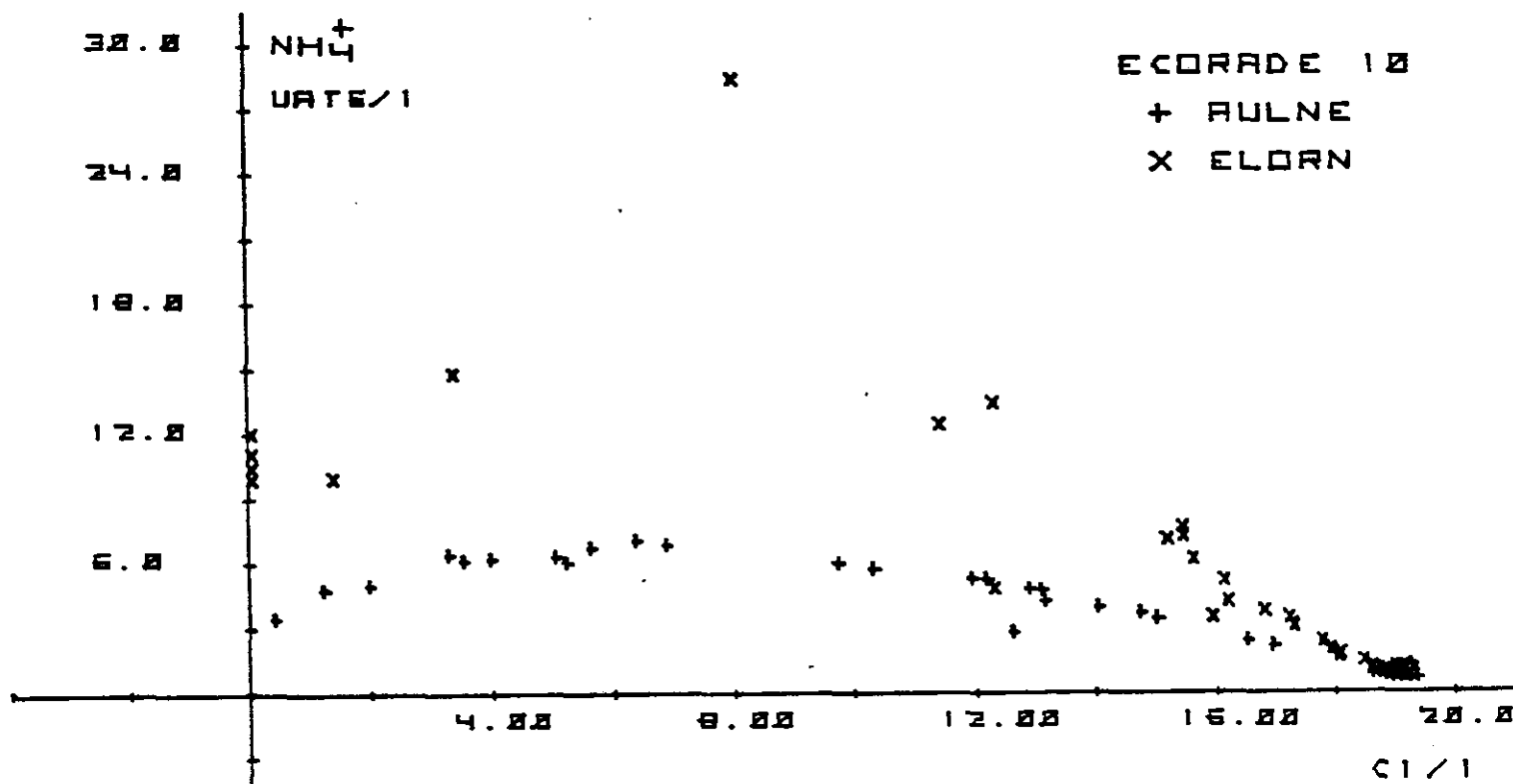


Figure 26. Evolution des teneurs en ammonium dans les estuaires de l'Aulne et de l'Elorn au printemps.

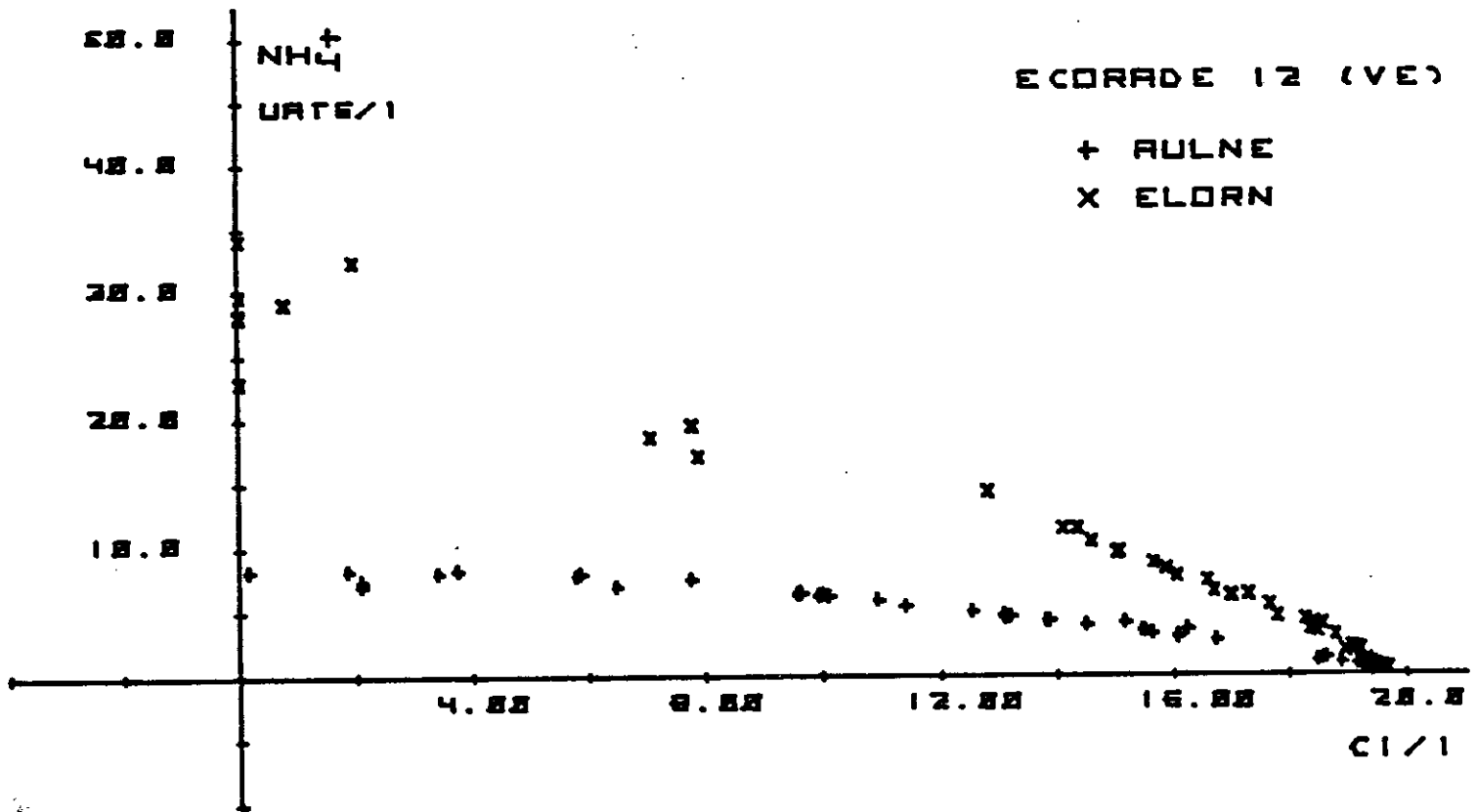


Figure 27. Evolution des concentrations en ammonium en fonction de la salinité en hiver.

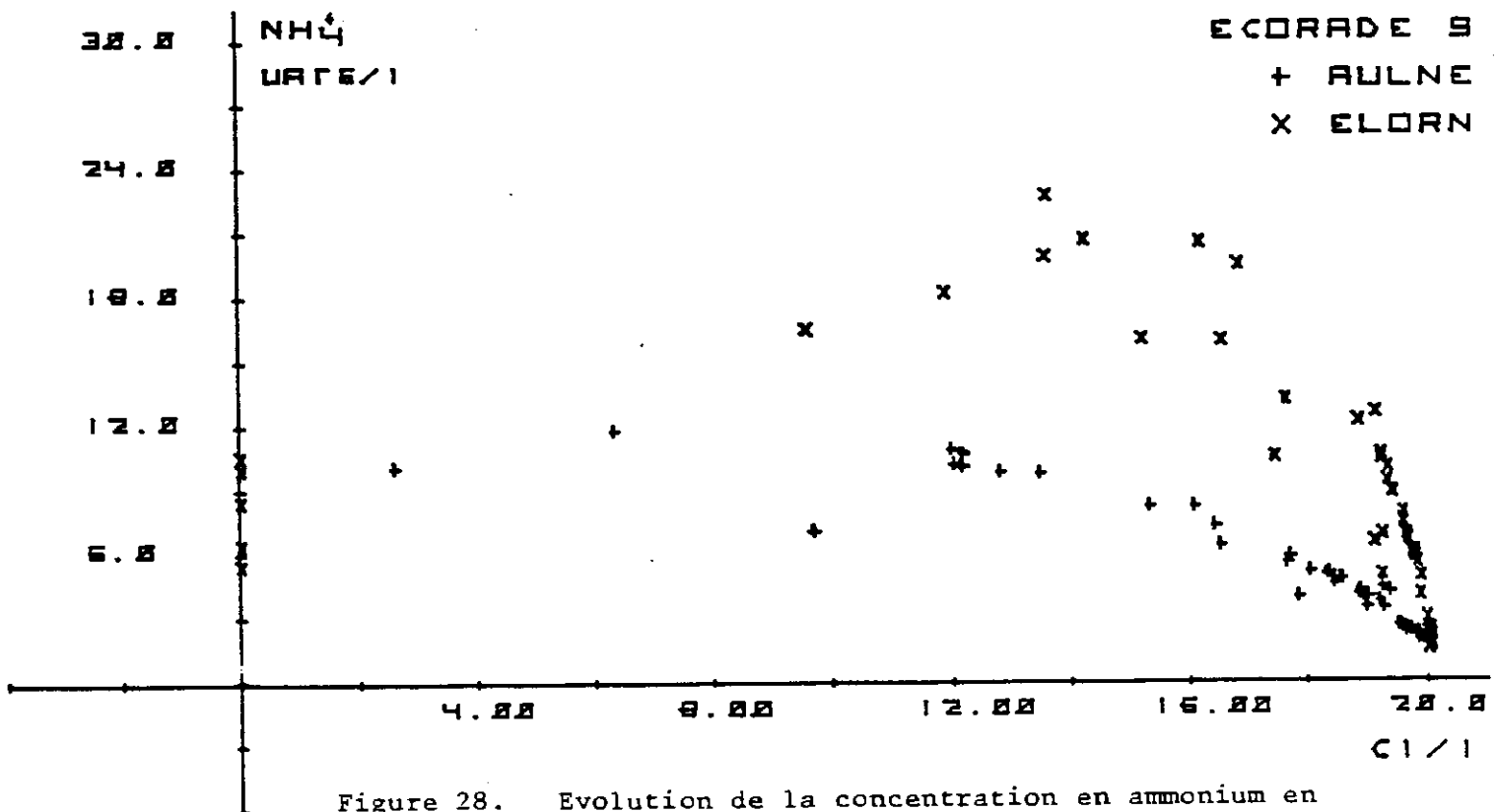


Figure 28. Evolution de la concentration en ammonium en fonction de la chlorosité en automne.

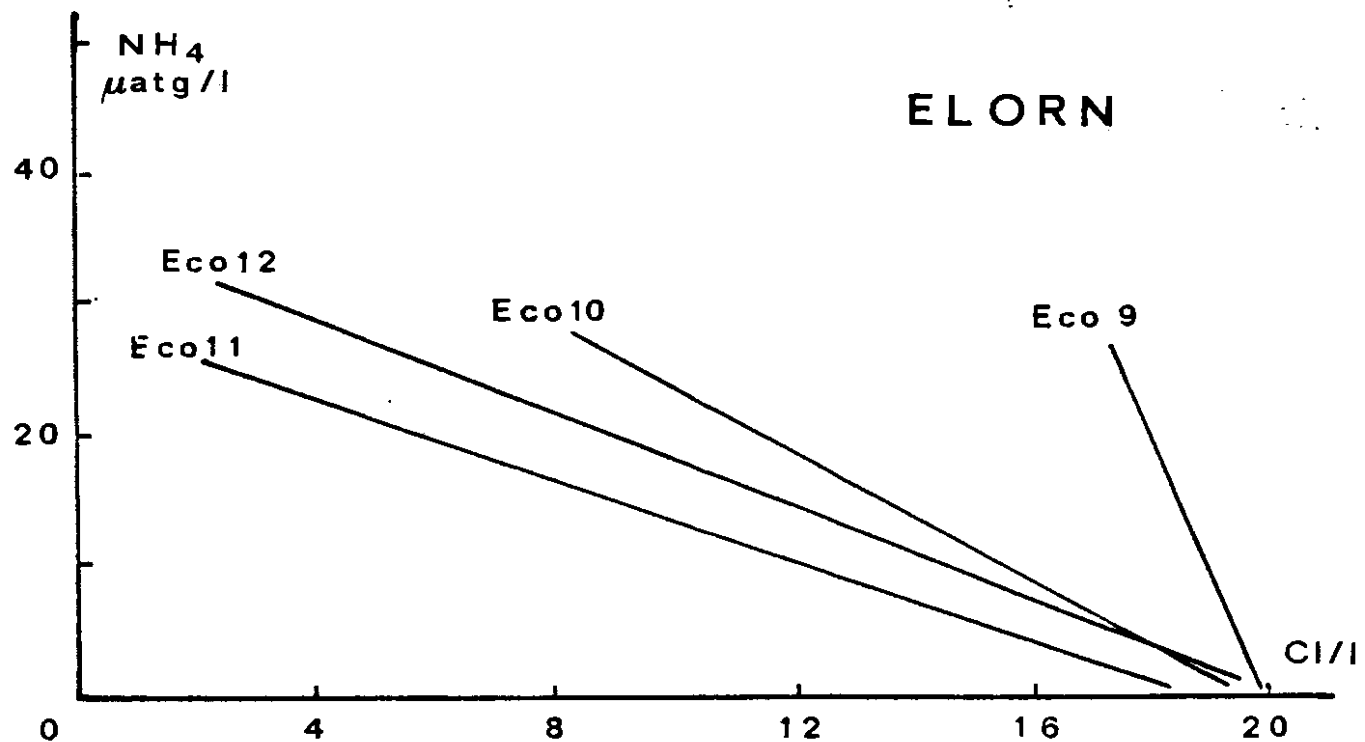
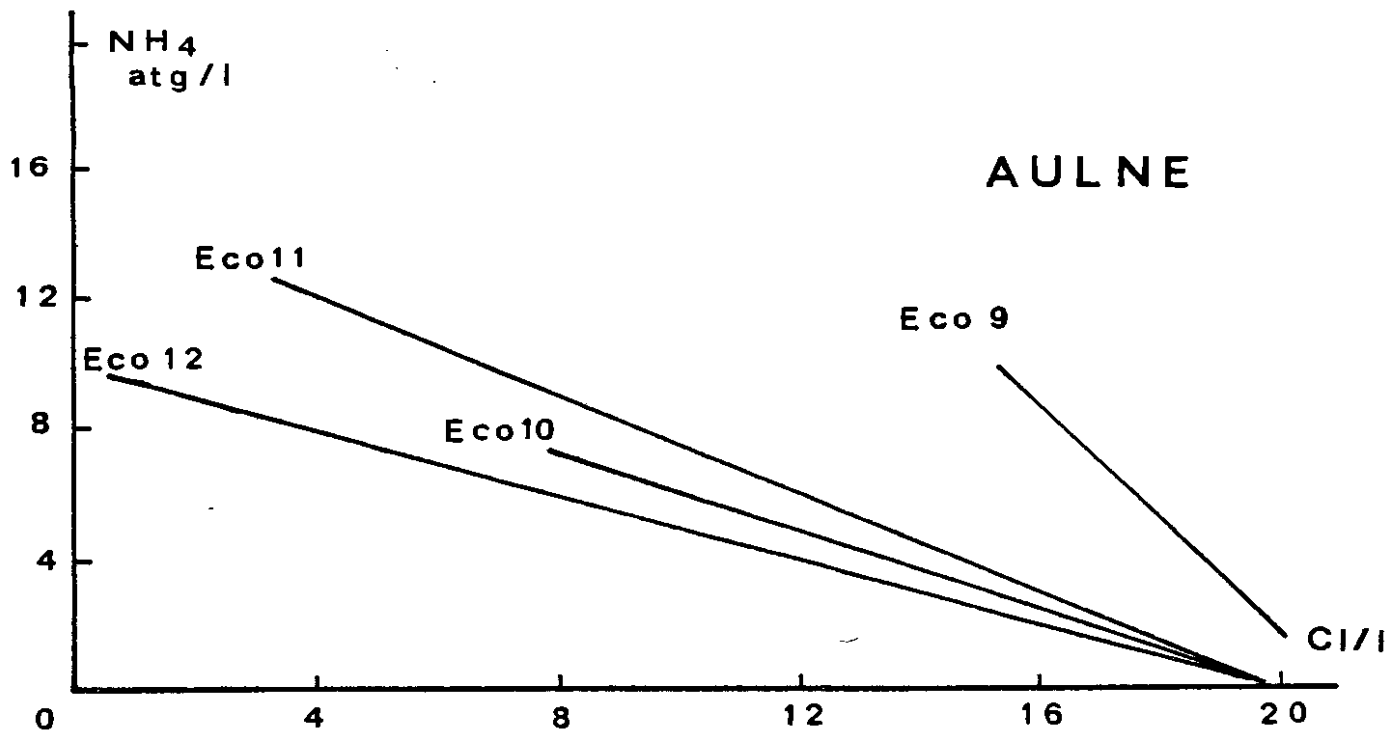


Figure 29. Evolution saisonnière des teneurs en ammonium dans les estuaires de l'Aulne et de l'Elorn.



## 2.2 DIAGRAMMES DE MELANGE

-----

Dans les deux estuaires la distribution de l'ammonium en fonction de la chlorosité est souvent perturbée par des rejets dans la partie marine. C'est le cas dans l'Aulne à ECORADE 10 (fig. 26) où les teneurs présentent un maximum très accentué dénotant la présence d'un apport localisé dans la partie aval de l'estuaire. Ces apports ont parfois un caractère plus diffus comme à ECORADE 12 (fig. 27) où les points sont situés légèrement au dessus de la droite théorique.

En automne, (fig. 28), des distributions analogues sont observées mais à cette période, il est probable qu'intervienne aussi le phénomène de dégradation bactérienne des matières organiques. En effet, l'augmentation des teneurs à cette époque est un phénomène périodique qui a déjà été mis en évidence dans la rade (AMINOT 1977) et qui paraît très général (BUTTLER et TIBBITS 1971 - LEACH 1971 - THAYER 1977 - WAFAR 1981). Ce processus est permanent dans le milieu, mais si en été l'assimilation par le plancton des sels nutritifs régénérés est immédiate, en automne, par contre, en raison de la baisse de l'activité photosynthétique, le phénomène de régénération devient prépondérant.

Dans l'estuaire de l'Elorn, l'évolution générale est voisine de celle de l'Aulne, mais les teneurs atteintes sont beaucoup plus élevées et correspondent aux teneurs plus importantes (4 à 5 fois) observées à Landerneau.

En hiver, (fig. 27) la corrélation avec la salinité est très forte dans la partie aval de l'estuaire ( $r^2 = 0.95$ ) alors que dans les eaux très dessalées, on observe une plus grande variabilité des teneurs, due à des apports de nature différente, ou à des variations dans l'eau fluviale, que le mélange avec l'eau marine n'a pas encore effacées. Ces apports se révèlent de manière plus marquée à ECORADE 10 (fig. 26), où les rejets directs à l'estuaire influent de manière très forte sur la distribution de l'ammonium.

L'augmentation des teneurs à la fin de l'été dans la partie aval, déjà décrite pour l'estuaire de l'Aulne, est ici accentuée par la présence des rejets permanents de l'agglomération brestoise (fig. 28).

### 2.3 REPARTITION SPATIALE

-----

La répartition spatiale de l'ammonium est en principe très différente de celle de la salinité. Elle traduit de manière plus tangible l'impact des apports à l'estuaire. (fig.31 ).

### 2.4 EVOLUTION SAISONNIERE

-----

Les variations à grande période de l'ammonium semblent plus liées aux phénomènes biologiques. Nous avons vu la tendance à une augmentation des teneurs en hiver dans la rivière. Par contre, dans l'estuaire (fig. 29) indépendamment des apports parasites, les teneurs croissent en été pour atteindre des valeurs maximales en automne. Ces valeurs pourront alors être très élevées (70  $\mu\text{atg/l}$ . par exemple dans l'Aulne en 1978 (DELMAS 1979)). Si des valeurs nettement supérieures sont rapportées dans la littérature (MACKAY et al. 1976), il n'en demeure pas moins qu'elles constituent des seuils déjà très élevés au-delà desquels certaines espèces pourraient voir leur métabolisme perturbé (BREMOND et VUICHARD 1973).

### 2.5 EVOLUTION AVEC LA MAREE

-----

Dans la partie aval, les variations ont lieu en opposition de phase avec celles de la salinité, certaines irrégularités affectant l'évolution au cours de la journée.

En période de mortes eaux, les points des diagrammes  $\text{NH}_4^+-\text{Cl}$  sont nettement plus dispersés. Dans l'Elorn (fig. 28 et 30), les eaux de fond se trouvent alors relativement plus riches pour une même chlorosité que celles de surface. Cette différence disparaît en vives eaux, la nouvelle droite étant comprise entre les deux précédentes. De manière générale, en vives eaux, par suite d'une homogénéisation plus efficace, la dispersion des points est moins accentuée.

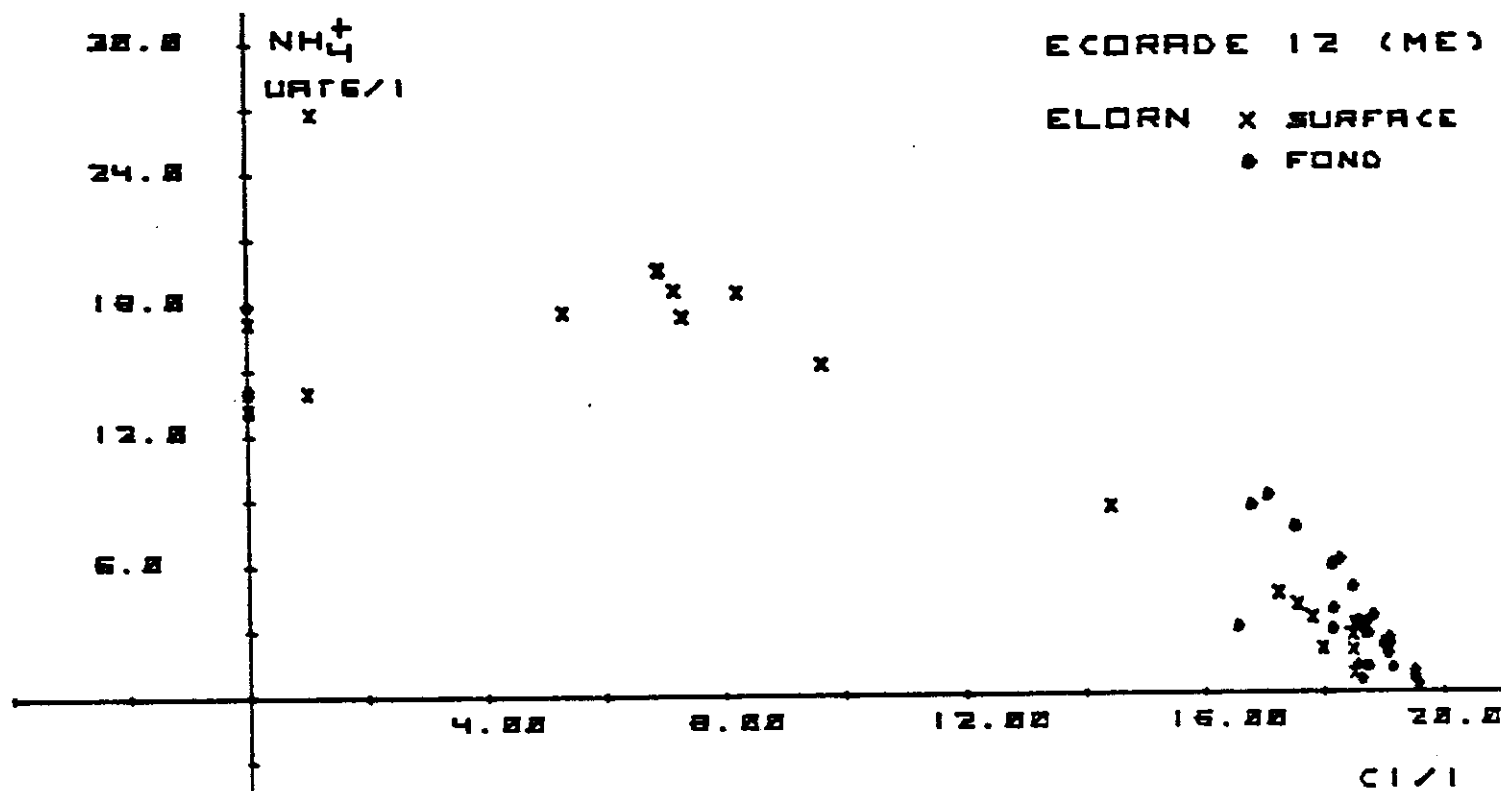
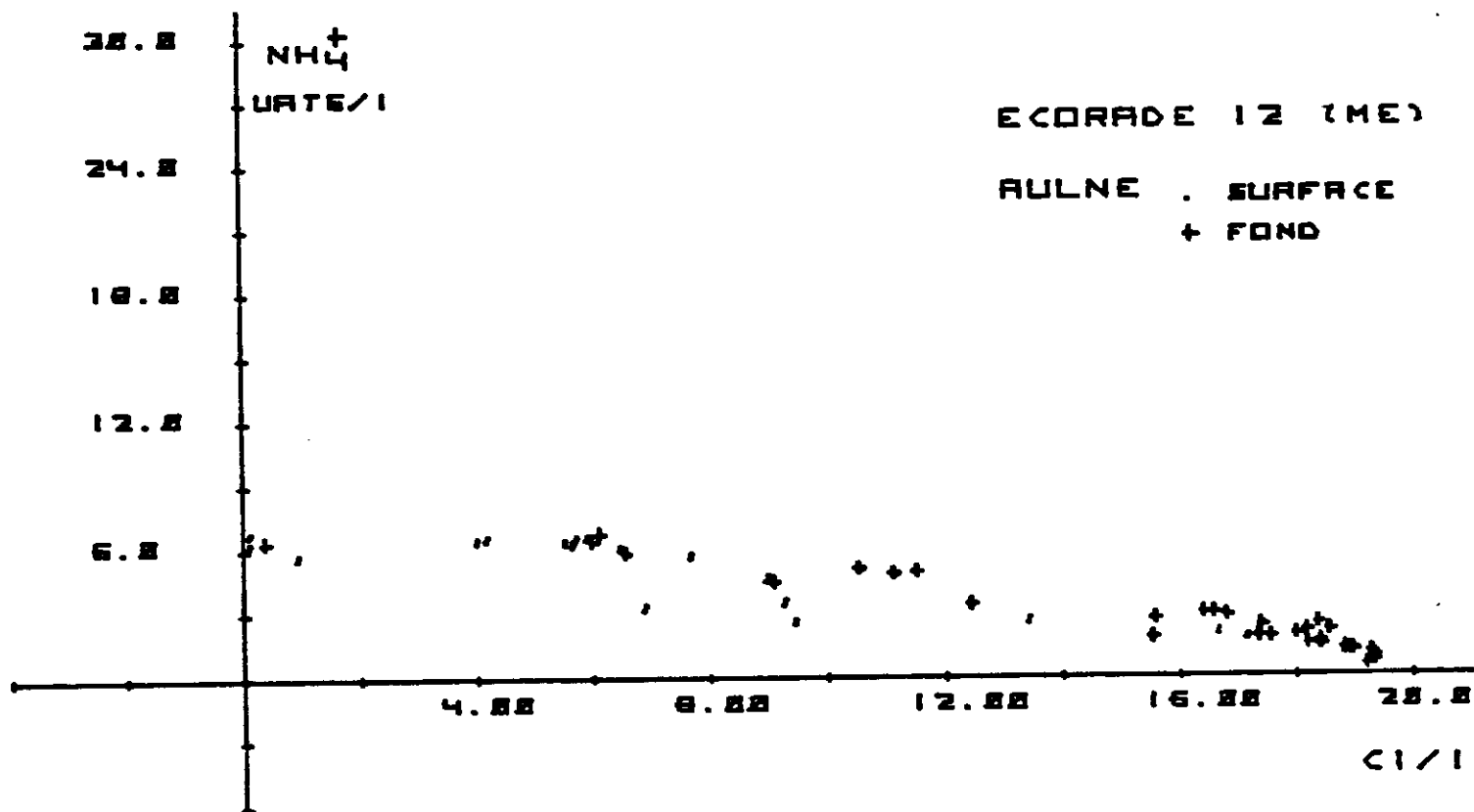


Figure 30. Evolution des concentrations en ammonium en surface et au voisinage du fond en hiver.

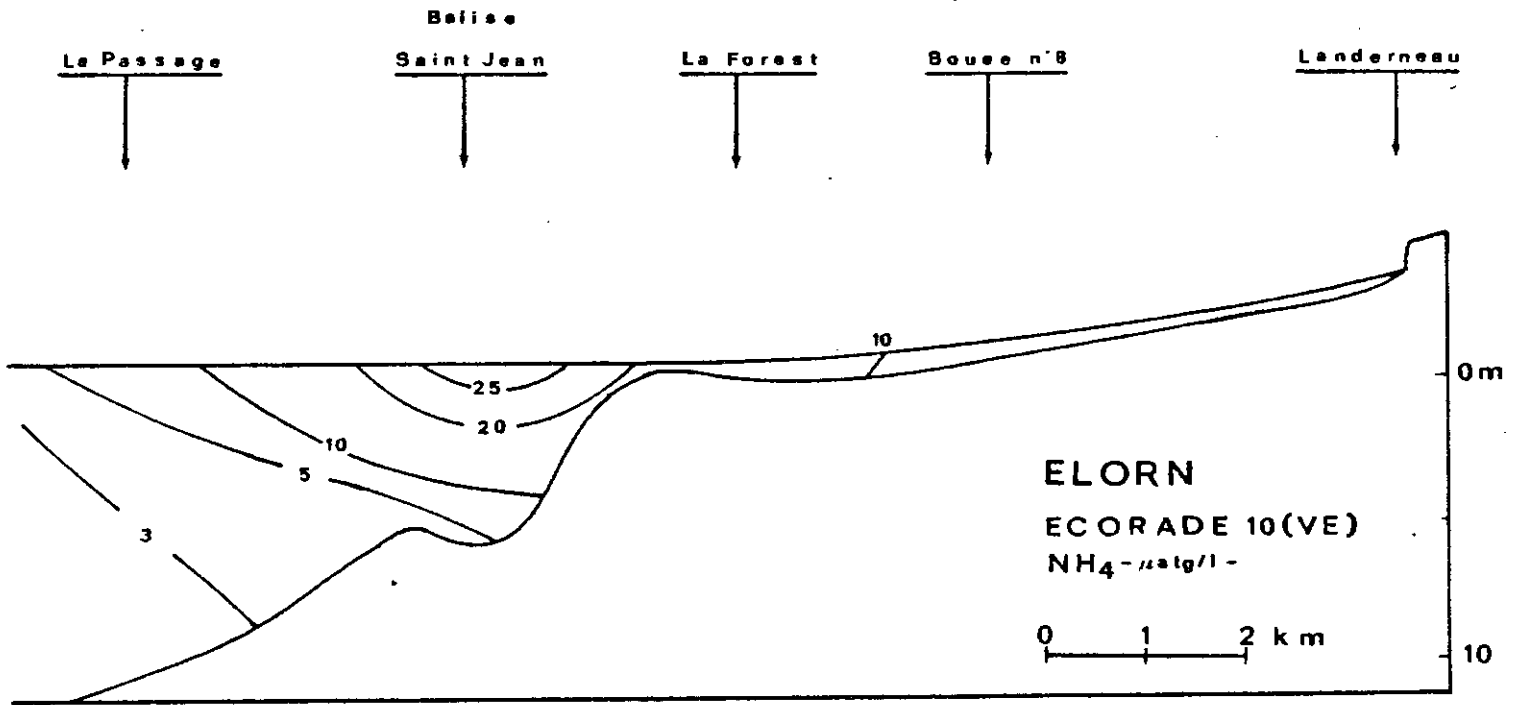


Figure 31a. Distribution spatiale de l'ammonium dans l'estuaire de l'Elorn en avril 1980.

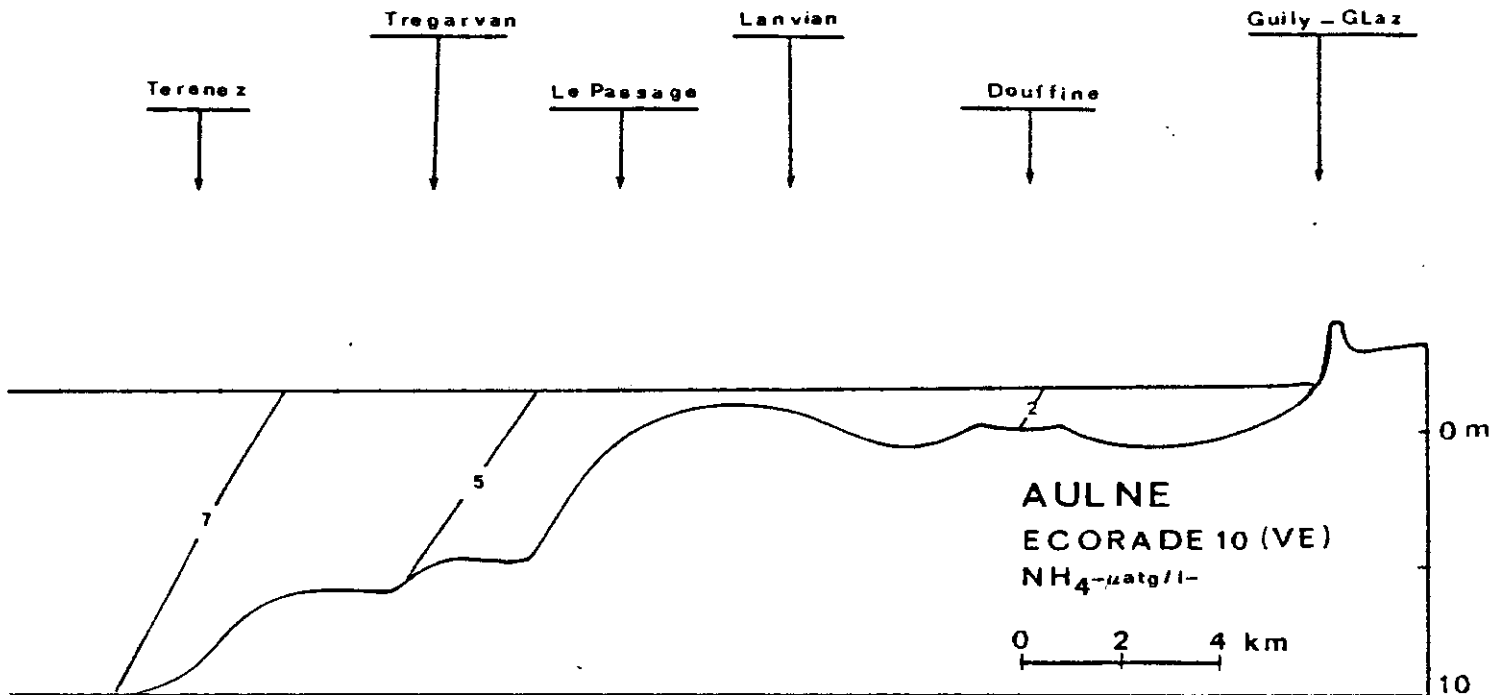


Figure 31b. Distribution spatiale de l'ammonium dans l'estuaire de l'Aulne, en avril 1980.

### III-3 LES NITRITES

#### 3.1. APPORTS FLUVIAUX

Les teneurs moyennes dans l'Aulne ( $1 \mu\text{atg/l}$ ) sont nettement inférieures à celles relevées dans l'Elorn ( $2,5$  à  $3 \mu\text{atg/l}$ ). Dans l'Aulne, il n'y a pas de relations entre nitrites et débits (fig. 32). Les plus faibles valeurs sont observées en période estivale. La température élevée activant la dégradation bactérienne doit permettre alors une élimination rapide des nitrites régénérés.

Dans l'Elorn, les valeurs décroissent quand le débit augmente (fig. 32). Les concentrations maximum ( $8 \mu\text{atg/l}$ ) sont observées en été.

Il est à noter que de telles valeurs excèdent assez nettement les normes de potabilité des eaux (BREMOND et VUICHARD 1973). Les variations journalières sont assez importantes de  $1.4$  à  $0.8$  dans l'Aulne en juillet, de  $6.9$  à  $8.9$  le même jour dans l'Elorn. Elles sont probablement dues à des déversement d'eaux usées, riches en nitrites, en cours de journée.

#### 3.2 DIAGRAMMES DE MELANGE

Dans l'estuaire de l'Aulne, les valeurs observées sont systématiquement plus élevées que celles relevées dans le fleuve le même jour. Vu la faible amplitude des variations de concentrations dans l'eau fluviale, il est probable que nous sommes en présence d'un apport important et semble t-il permanent dans la partie amont de l'estuaire, en aval de Guilly Glaz. Dans la partie médiane et aval de l'estuaire, les concentrations évoluent en raison inverse de la chlorosité, la forte dispersion des points (fig. 33) peut être due à l'influence de rejets ou à l'apport des petits tributaires où les teneurs sont différentes. Lors de la marée montante, les échanges avec l'eau interstitielle du sédiment peuvent également intervenir. Dans l'estuaire de l'Elorn (fig. 33), à l'image de celles observées dans le fleuve, les teneurs sont plus importantes que dans l'Aulne. En été, (fig. 35) l'évolution générale du mélange est identique dans les deux rias. En automne, dans la partie aval on observe une augmentation

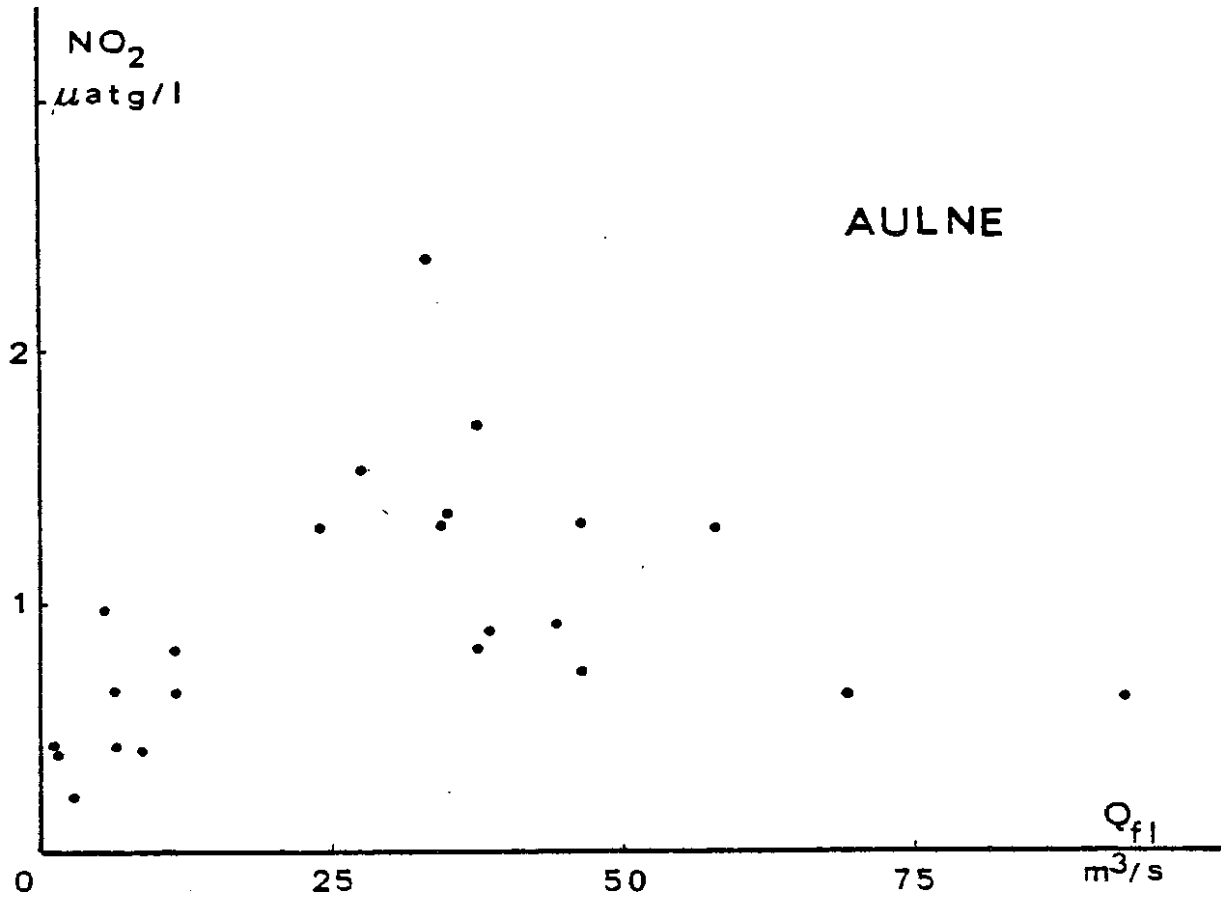
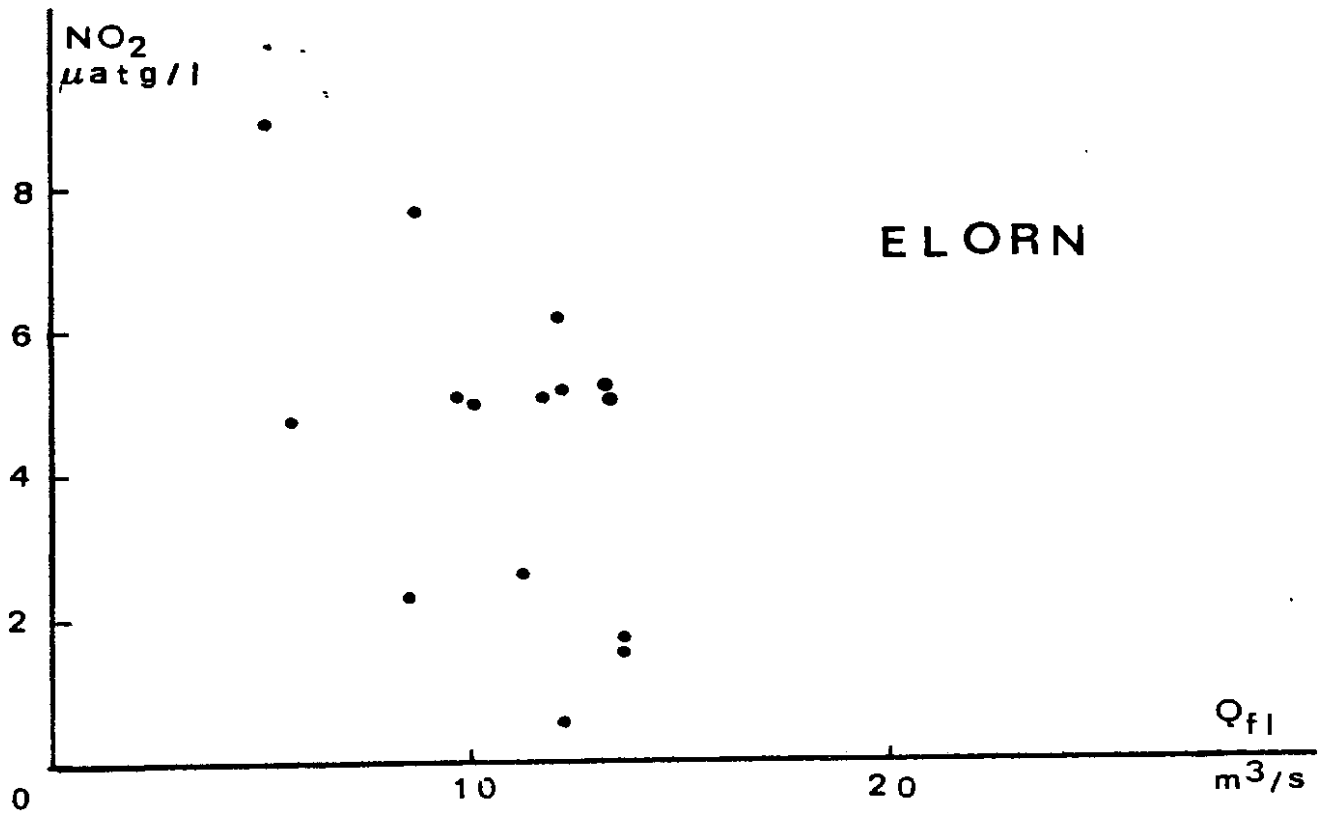


Figure 32. Relation entre la teneur en nitrites et le débit fluvial.



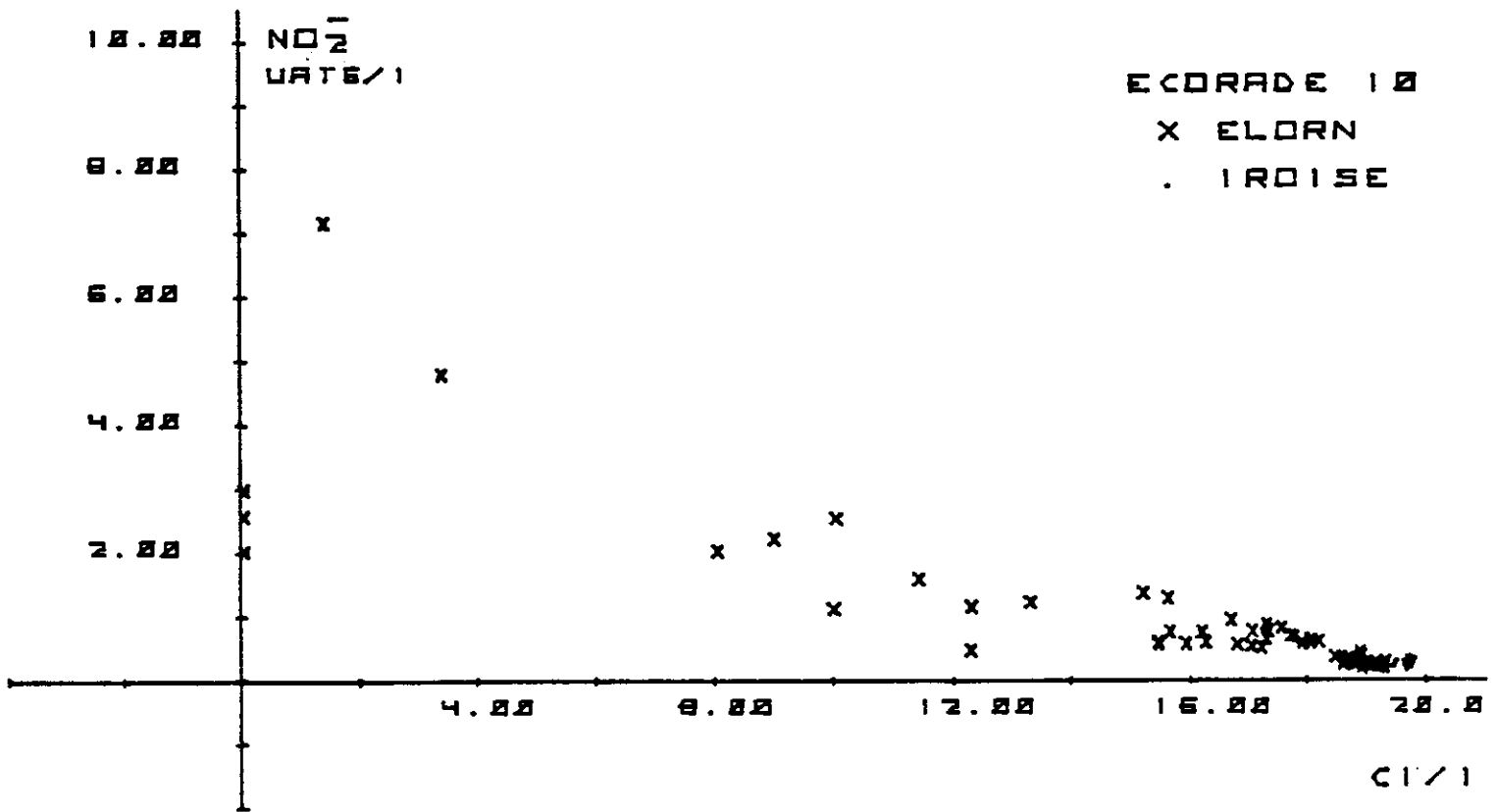
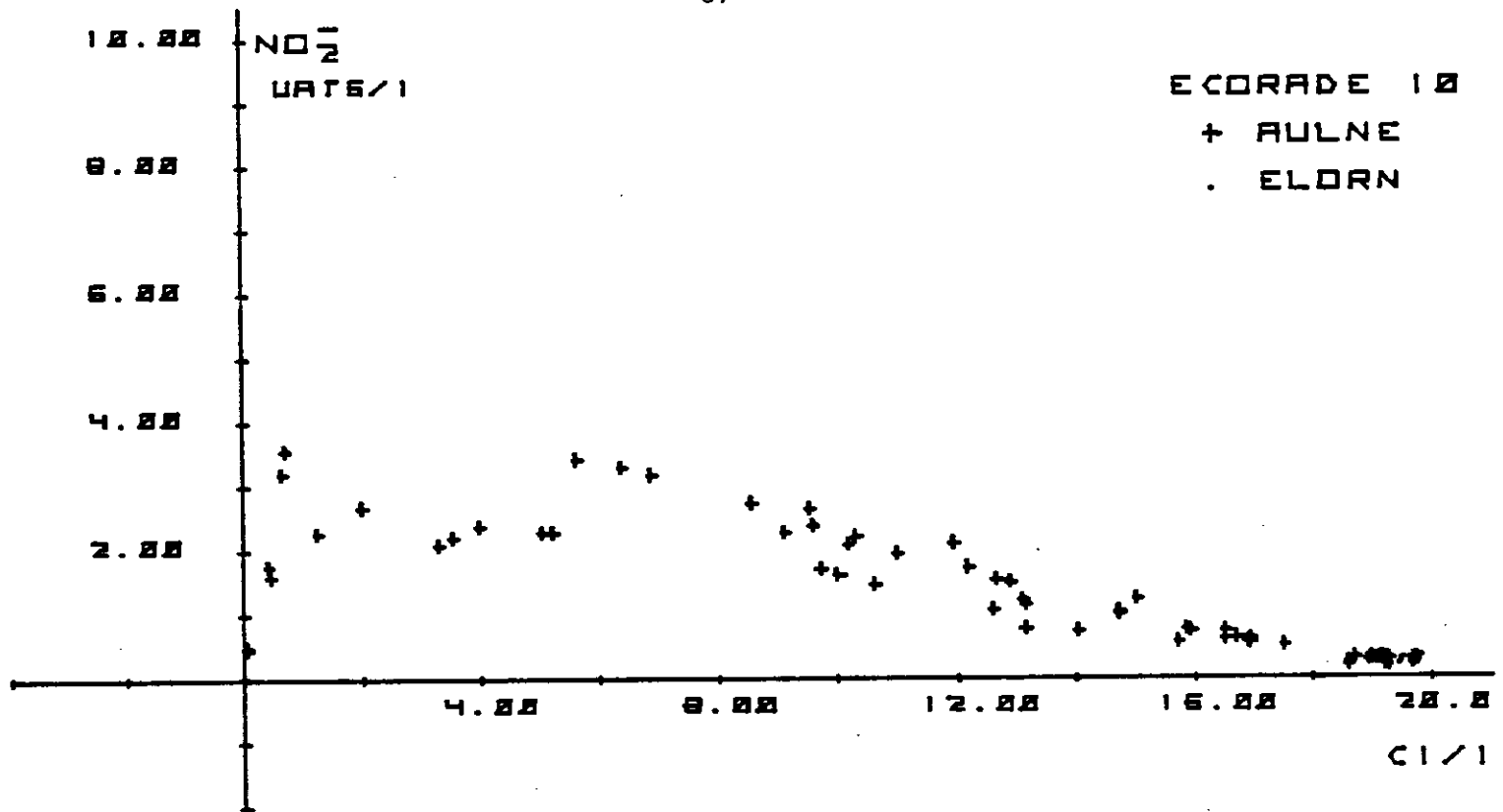


Figure 33. Relation entre les concentrations en nitrates et la chlorosité au printemps.

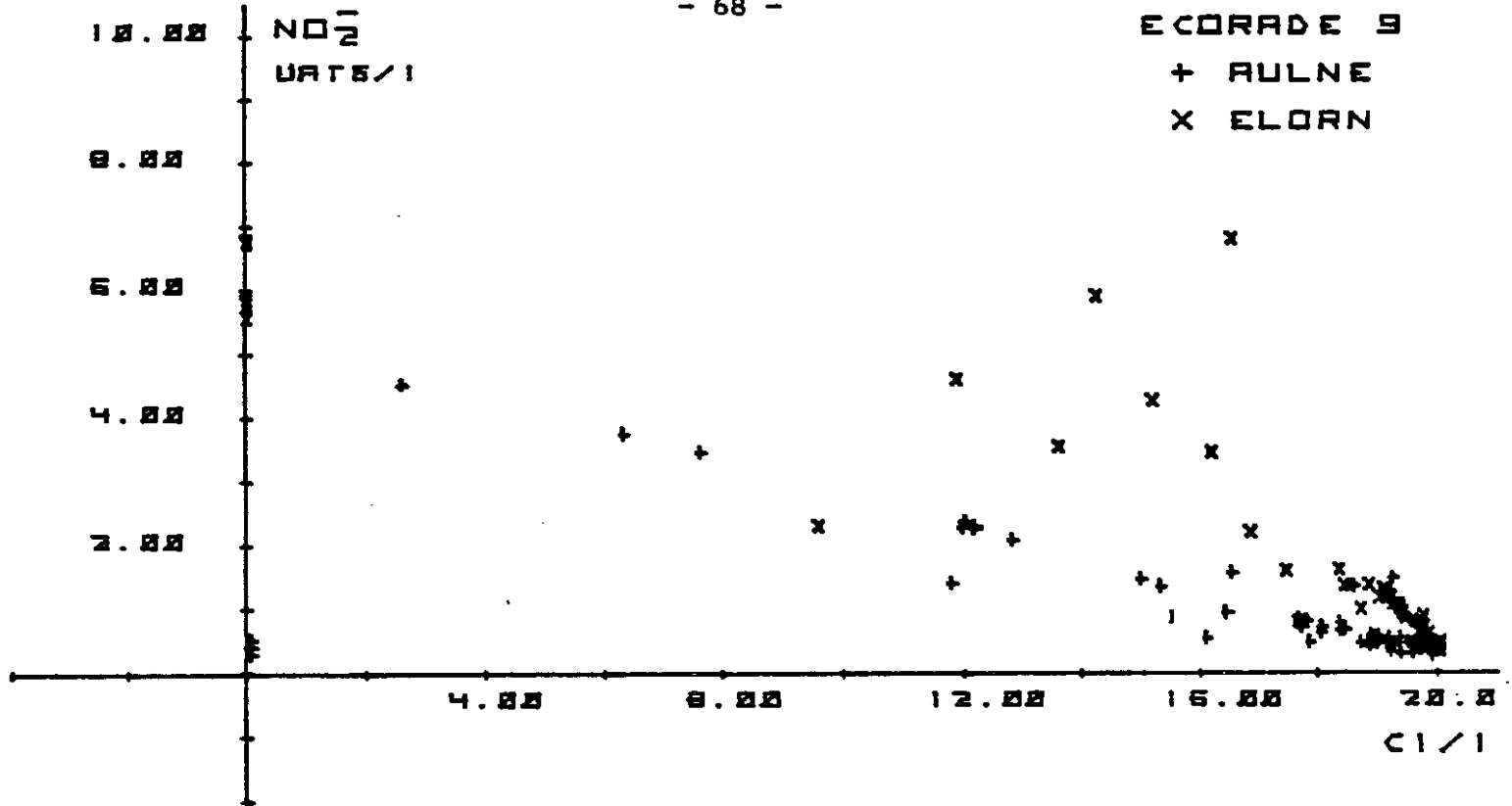


Figure 34. Relation entre la concentration en nitrites et la chlorosité en automne.

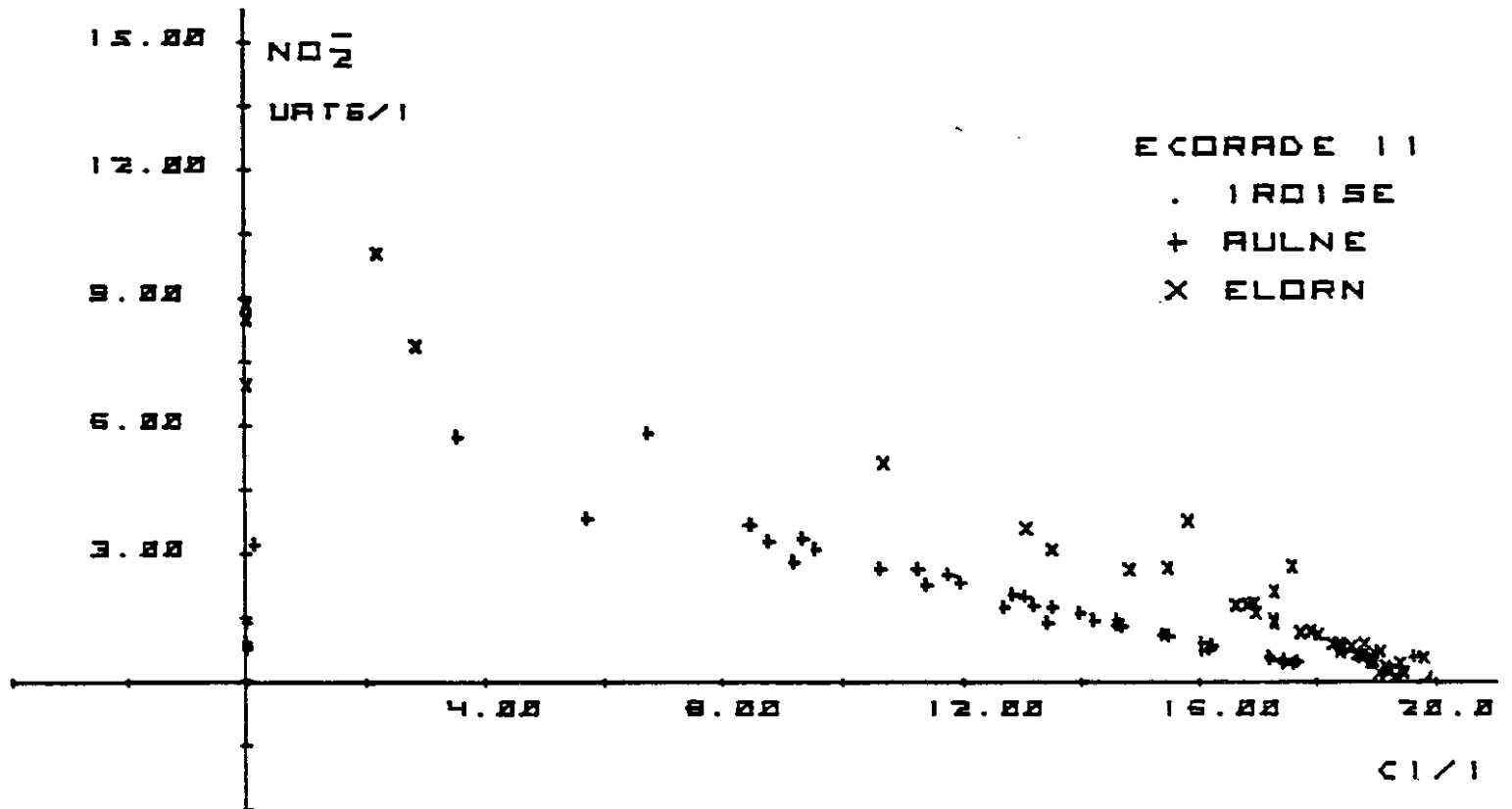


Figure 35. Relation entre la concentration en nitrites et la chlorosité en été.



rapide des teneurs (fig. 34), ce phénomène n'est pas sans rappeler l'accroissement des teneurs en ammonium, à la même période et il pourrait être dû de la même manière, à la dégradation bactérienne des matières organiques dissoutes et particulaires.

### 3.3 EVOLUTION SAISONNIERE

-----

Dans l'estuaire de l'Aulne, les valeurs maximales sont observées en été alors qu'elles sont minimales dans l'eau douce. Cette distribution résulte probablement de la diminution du débit fluvial, impliquant une dilution moins grande du flux polluant, mis en évidence en aval de l'écluse de Guilly Glaz. Dans l'Elorn, par contre, les teneurs dans l'estuaire, maximales aussi en été, suivent apparemment la même évolution que dans le fleuve (fig. 36a et b).

### 3.4 EVOLUTION SPATIALE

-----

Les figures 37 (a et b) mettent en évidence un maximum de nitrates dans la partie médiane de l'estuaire de l'Elorn à basse mer, certainement attribuables à un déversement d'eaux polluées. En effet, alors que la tache de pollution s'est déplacée vers l'amont à pleine mer, il existe encore en surface un maximum secondaire au niveau de la Forest-Landerneau. De la même manière, dans l'Aulne (fig. 38a et b), on observe à basse mer un gradient inversé de nitrites dans l'estuaire ; à pleine mer, le maximum est déplacé vers l'amont, mais il reste encore des eaux plus riches en surface, à Térénez. Cette pollution en nitrites est accompagnée, comme dans d'autres cas, d'un apport semblable d'ammonium (fig. 31).

### 3.5 EVOLUTION AVEC LA MAREE

-----

Le cycle mortes-eaux/vives eaux n'a pas une influence très sensible. Contrairement à ce qui se passe pour l'ammonium, l'homogénéisation n'est pas accentuée lors des grandes marées.

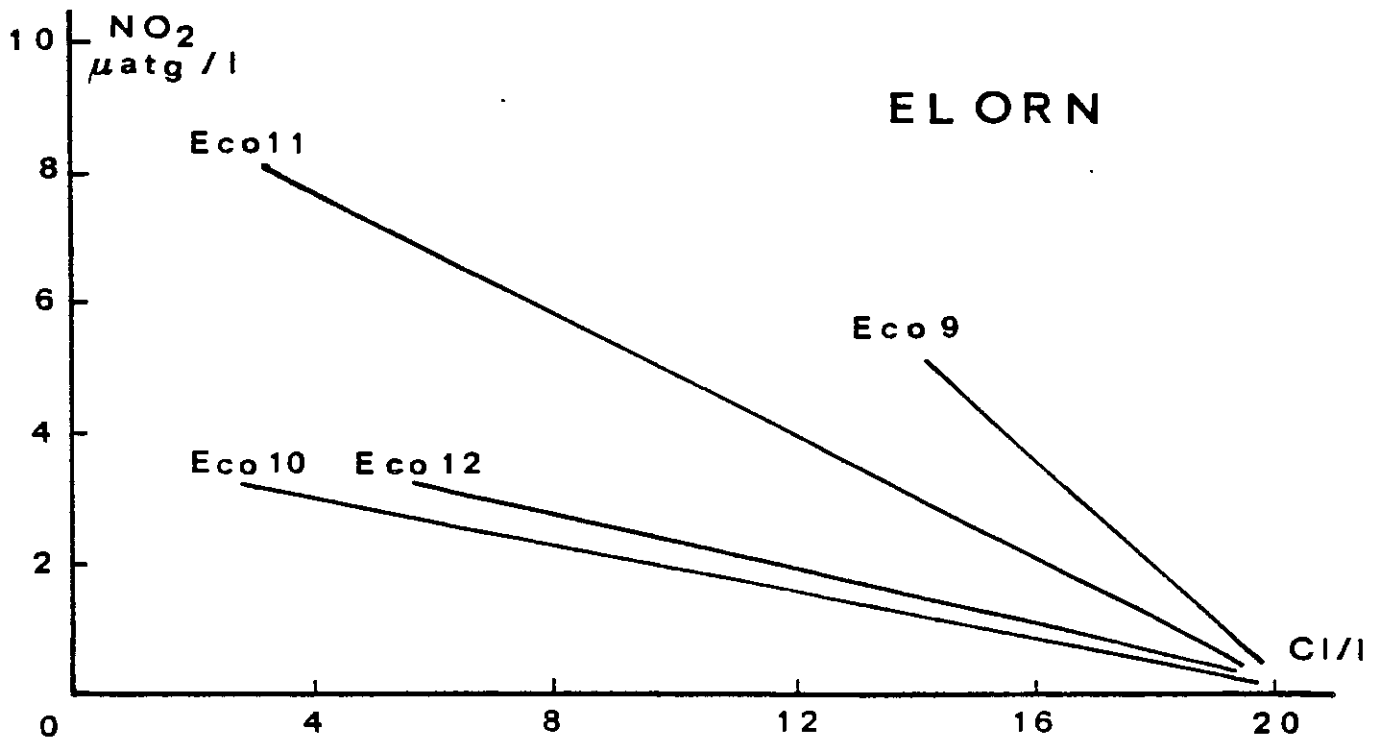
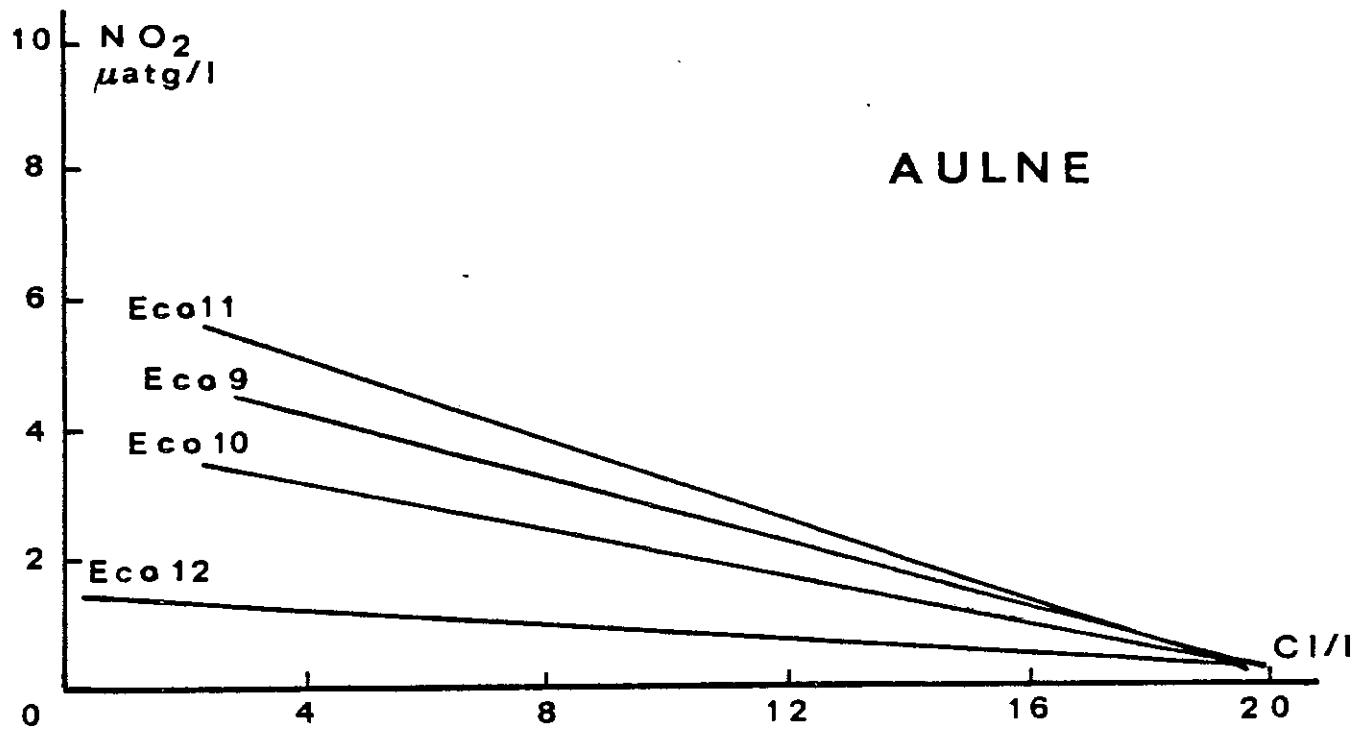


Figure 36. Evolution saisonnière des teneurs en nitrites dans les estuaires de l'Aulne et de l'Elorn

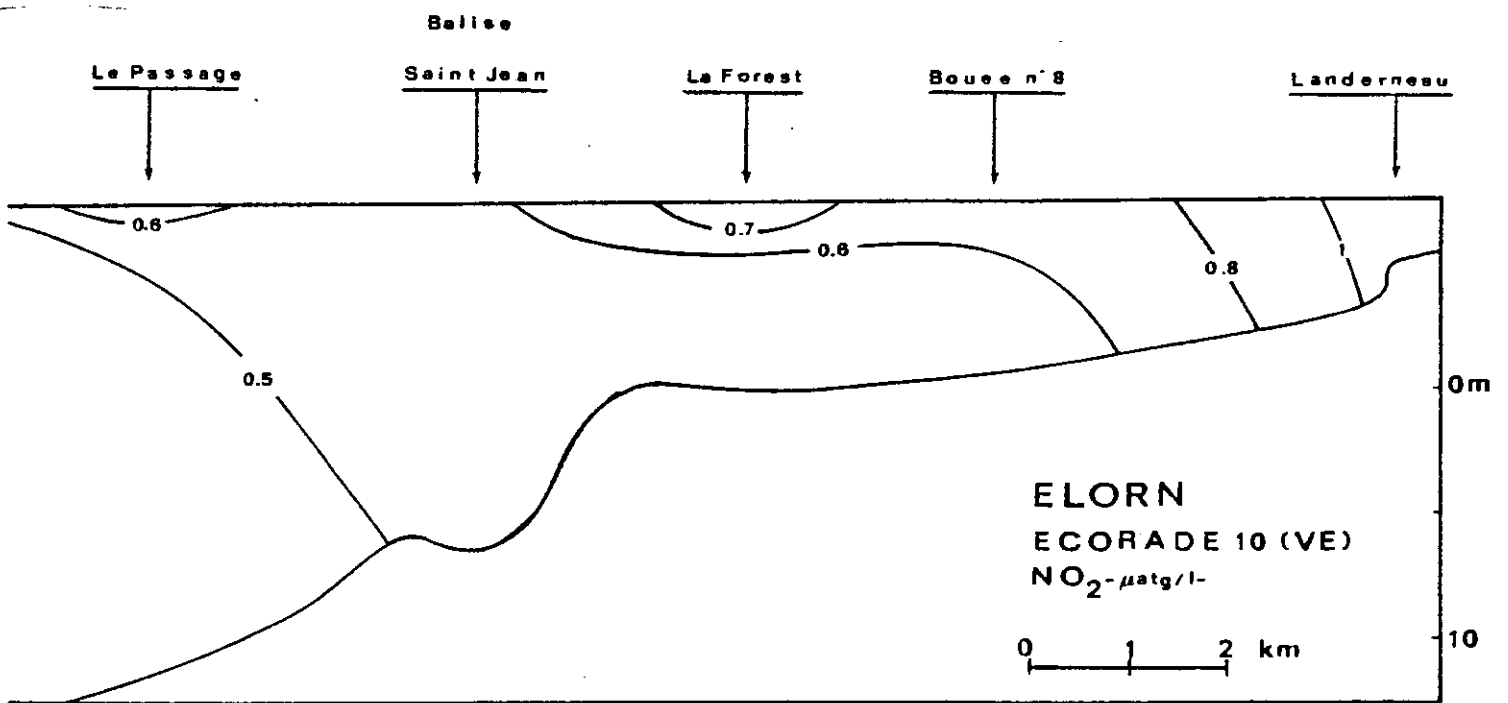
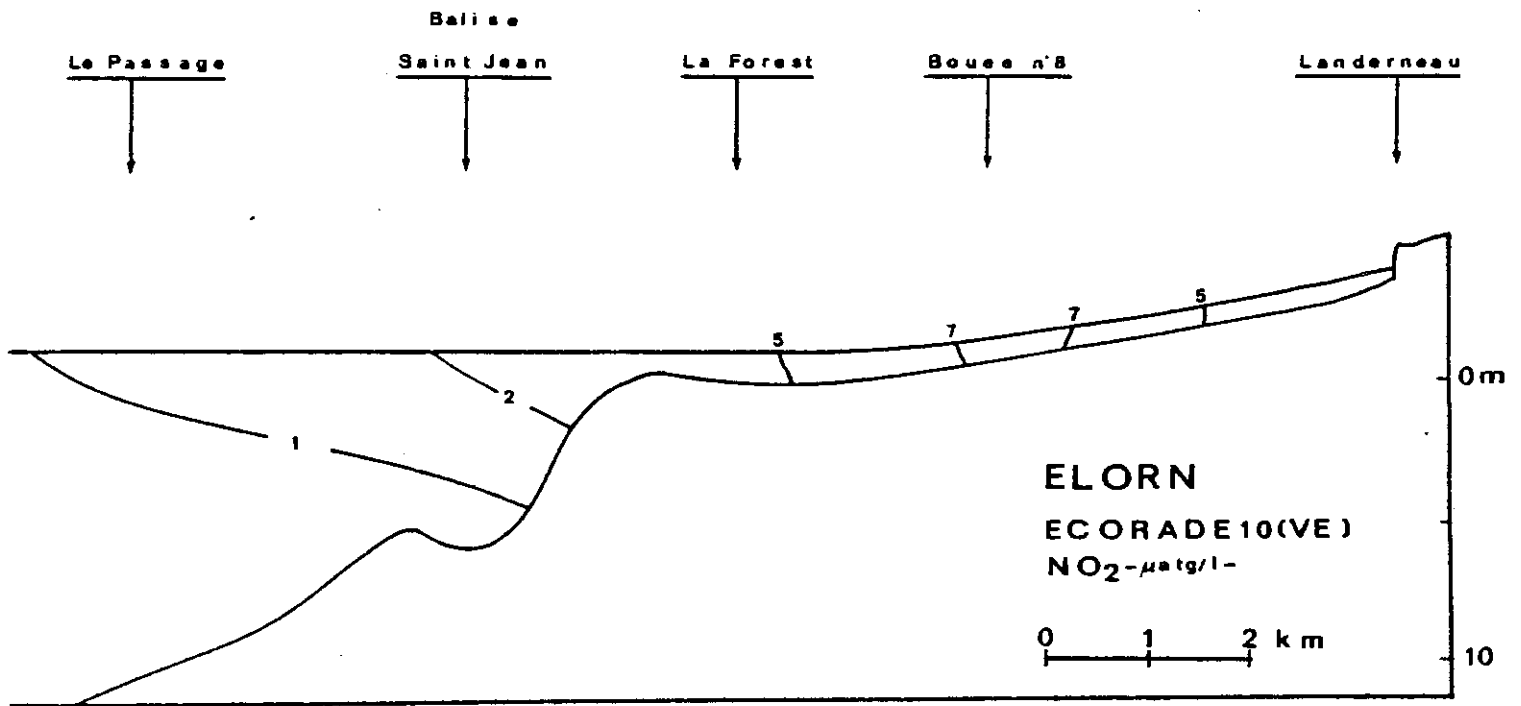


Figure 37. Impact des rejets sur la distribution des nitrites dans l'estuaire de l'Elorn.

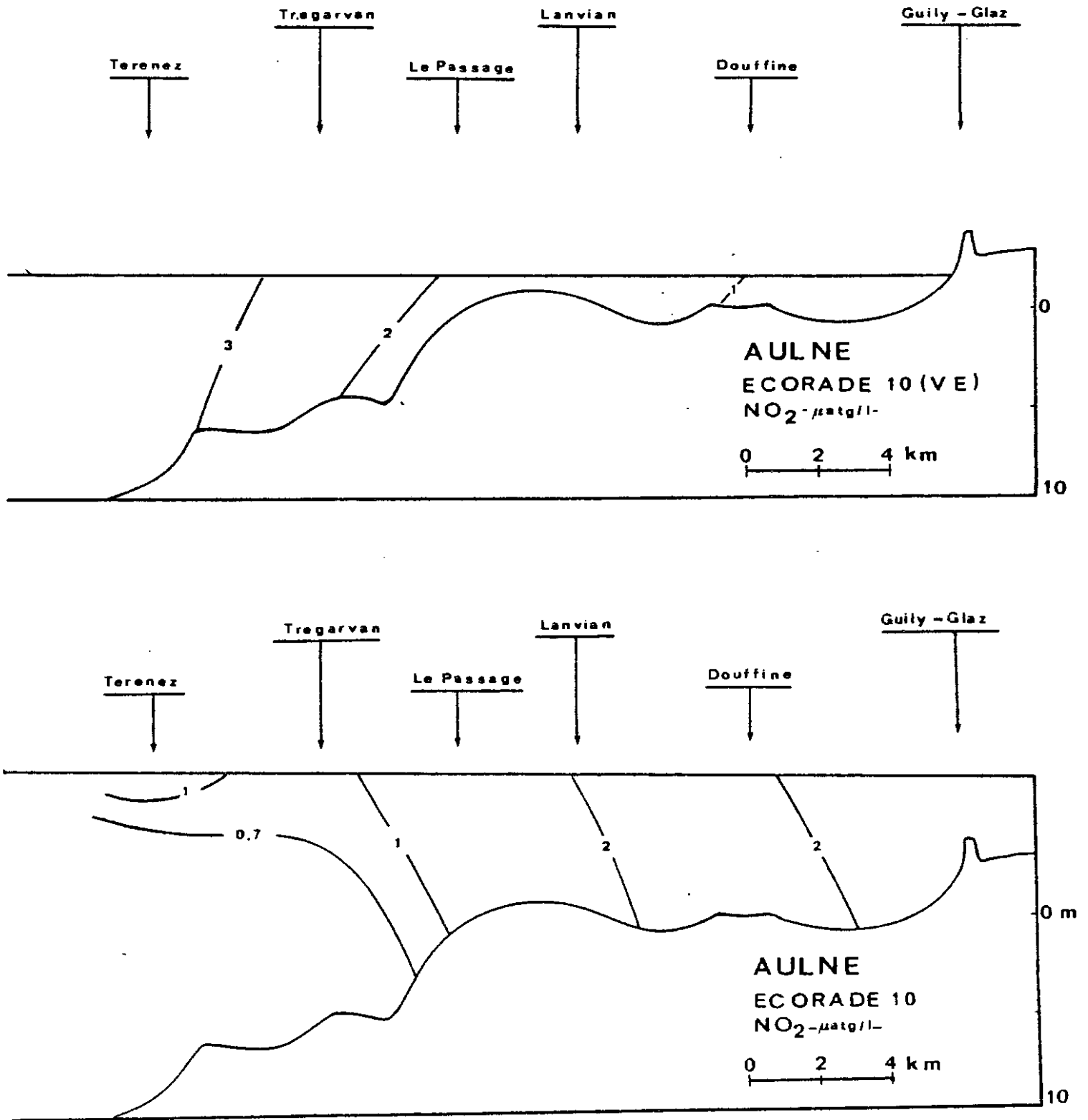


Figure 38. Impact des rejets sur la distribution des nitrites dans l'estuaire de l'Aulne.

### III-4 LES PHOSPHATES

#### 4.1 APPORTS FLUVIAUX

Les phosphates peuvent être d'origine naturelle (décomposition de la matière vivante ou inerte, lessivage des sols), leur présence à l'heure actuelle dans les cours d'eaux est plutôt d'origine artificielle (engrais, eaux usées, polyphosphates associés aux lessives).

Dans l'Aulne, fig. 39, les concentrations ne présentent pas d'évolution nette avec le débit. En période d'étiage, cependant, les teneurs tendent à augmenter assez nettement. Nous retrouvons la même distribution dans l'Elorn où des valeurs observées sont en moyenne plus fortes (6  $\mu\text{atg/l}$ ) (fig. 40).

Toutefois, pour faire un bilan des apports fluviaux en phosphates, il est bon de tenir compte de la quantité transportée dans la phase particulaire, adsorbée à la surface des particules ou entraînée dans des précipités d'hydroxydes métalliques (Al, Fe, ect...).

La fixation des phosphates sur les particules est fortement défavorisée en pH acide ( $\text{pH} < 4$ ) (CARITT et GOODGALL 1954 ; JITTS 1958) par ailleurs, les précipités métalliques auxquels peuvent s'associer les molécules de phosphates ne sont plus stables à  $\text{pH} < 2$  en eaux marines (STINGLEY, 1971). Afin de déterminer les quantités de phosphate ainsi amenées, nous avons fait varier le pH des eaux de trois des principales rivières se jetant dans la rade.

Après acidification les échantillons sont agités, puis avant dosage, selon les méthodes analytiques usuelles (TREGUER et LE CORRE, 1975), ils sont filtrés et ramenés au pH initial.

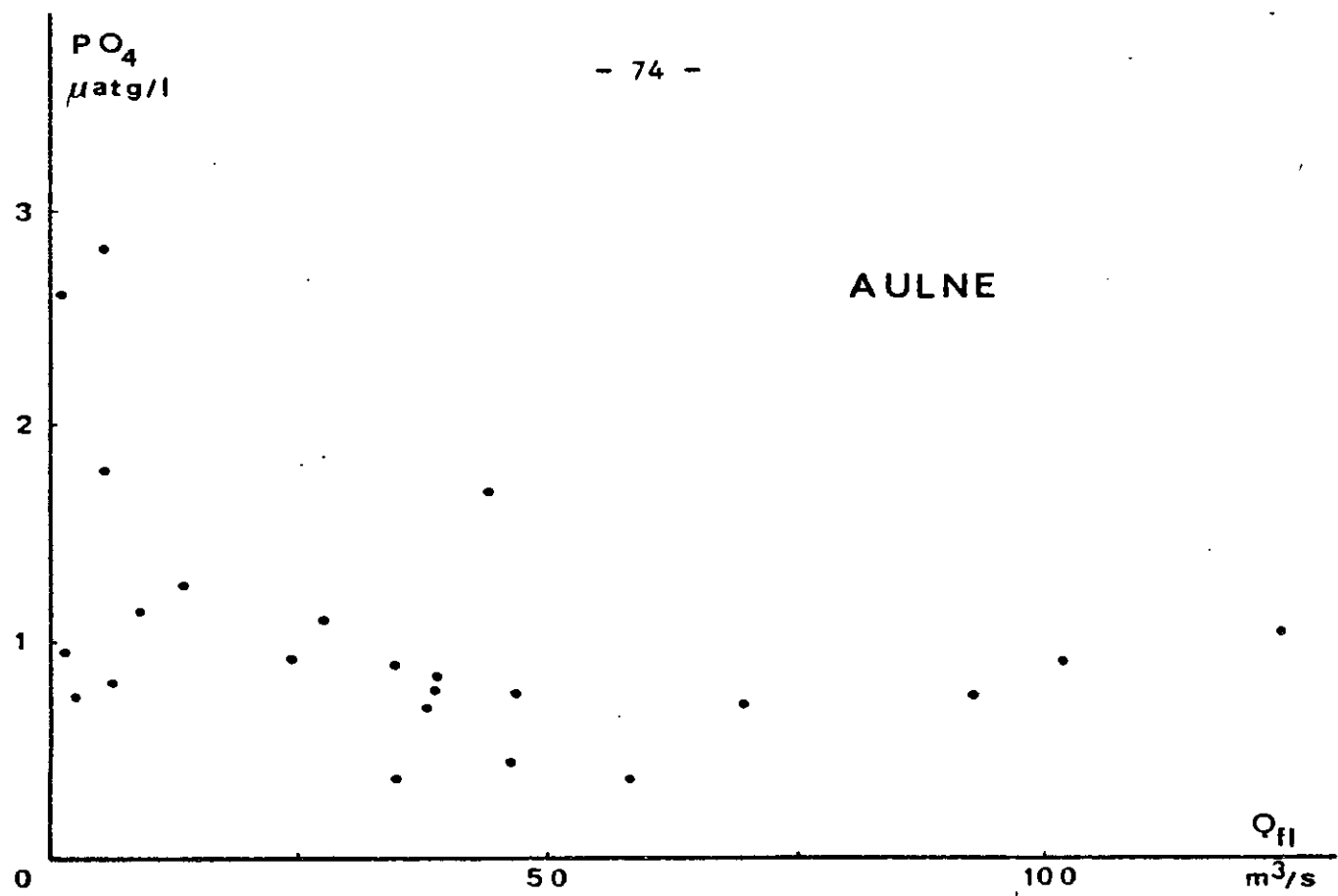


Figure 39. Relation phosphate-débit dans l'Aulne.

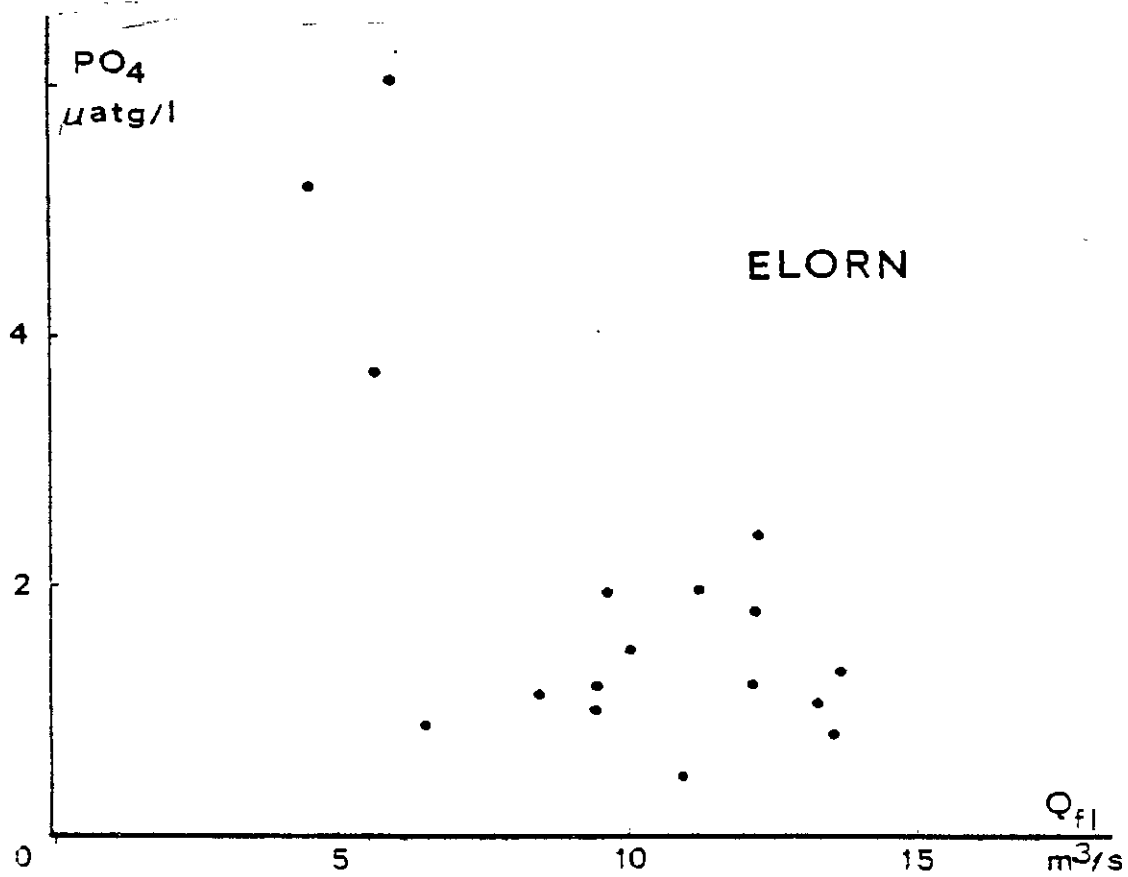


Figure 40. Relation phosphate-débit dans l'Elorn.

TABLEAU 6. VARIATION DES CONCENTRATIONS EN PHOSPHATES ( $\mu\text{atg/l}$ )  
DANS LES EAUX DE RIVIERES DE LA RADE DE BREST

Lieu	pH	6,9	4	2	0,8
CHATEAULIN		0.66	0.99	1.80	1.78
DAOULAS		0.46	0.54	1.03	1.10
LANDERNEAU		1.17	1.96	2.96	3.00

Ces résultats montrent qu'il existe une grande quantité de phosphates (60 %) véhiculés dans la phase particulaire, ceci ne pouvant être qu'une approximation par défaut. L'augmentation rapide à pH 2, pH à partir duquel les hydroxydes ferriques ne sont plus stables (SINGLEY 1971), permet de supposer que la majeure partie des phosphates présents dans la phase particulaire dans l'eau fluviale, l'est sous forme d'hydroxydes métalliques  $(\text{Fe}(\text{OH})_{(3-x)}(\text{PO}_4)_x^-)$  ou adsorbés à la surface de ceux-ci.

#### 4.2 DIAGRAMMES DE MELANGE

-----

En règle générale, l'évolution des phosphates dans l'estuaire n'est pas liée à celle de la salinité (DELMAS 1979).

Dans l'estuaire de l'Aulne, les diagrammes de mélange se divisent en deux parties (fig. 41). D'une part, pour des chlorosités supérieures à 17g/l, les teneurs varient en raison inverse de la chlorosité. Dans ces eaux occupant la partie aval de l'estuaire, hors de la zone à forte turbidité, les interactions avec les particules en suspension sont négligeables et le phosphore inorganique dissous tend à suivre une loi de dilution simple. Pour les chlorosités inférieures à 16 g/l, les teneurs varient peu, restant voisines de 1.5  $\mu\text{atg/l}$ . Les variations sont aléatoires. Cette plage de sali-

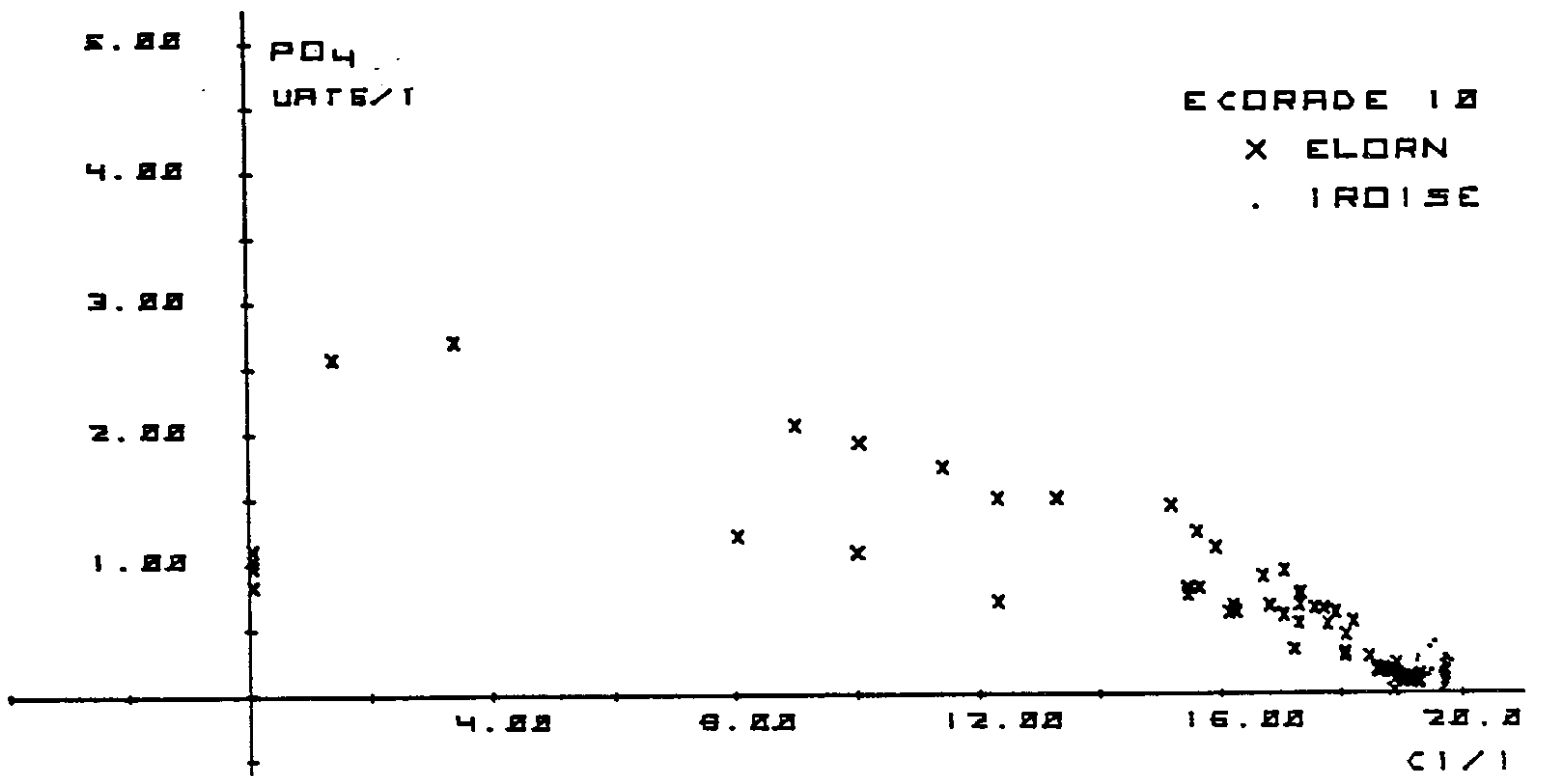
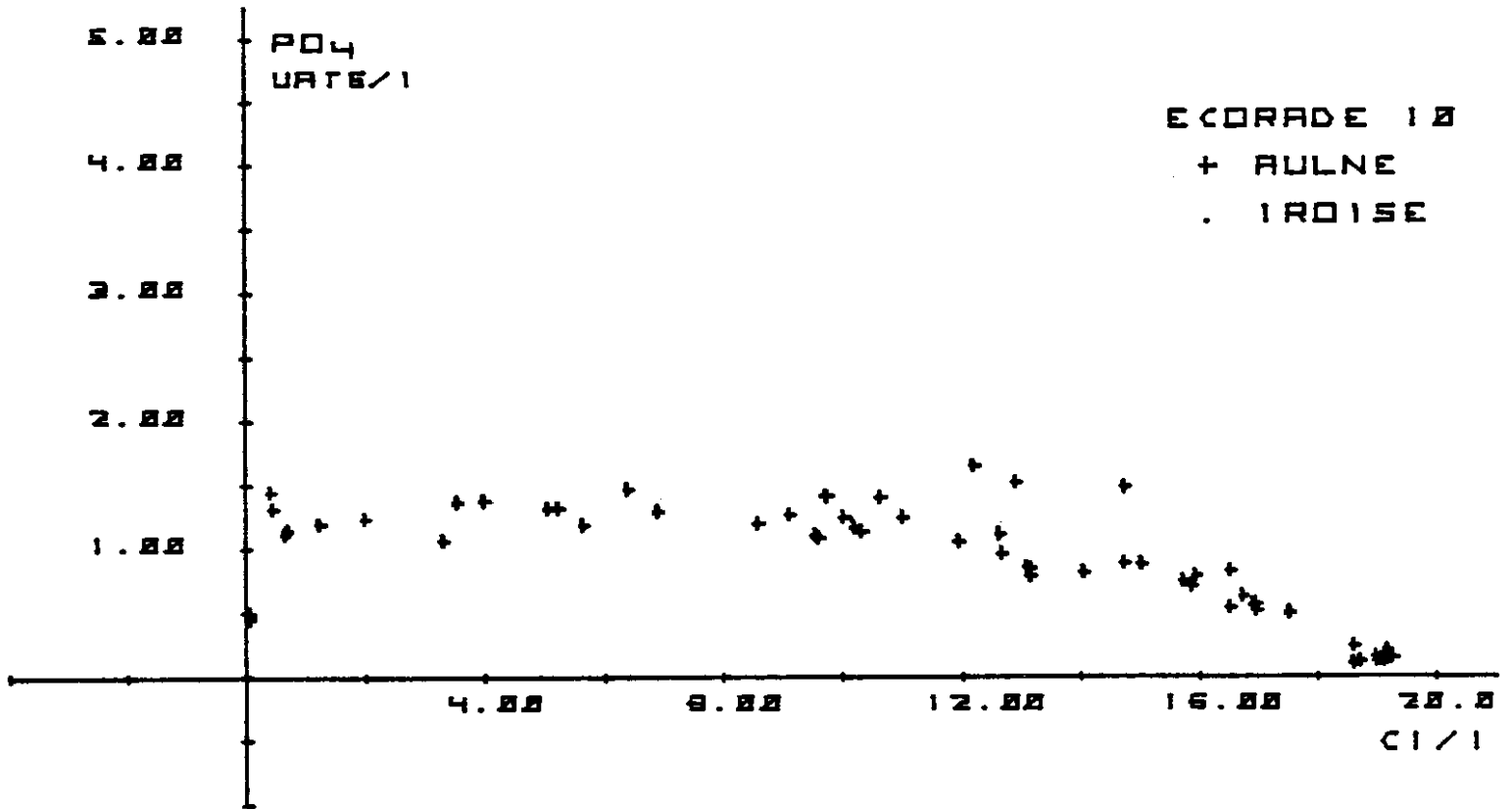


Figure 41. Evolution des teneurs en phosphates en fonction de la chlorosité au printemps.



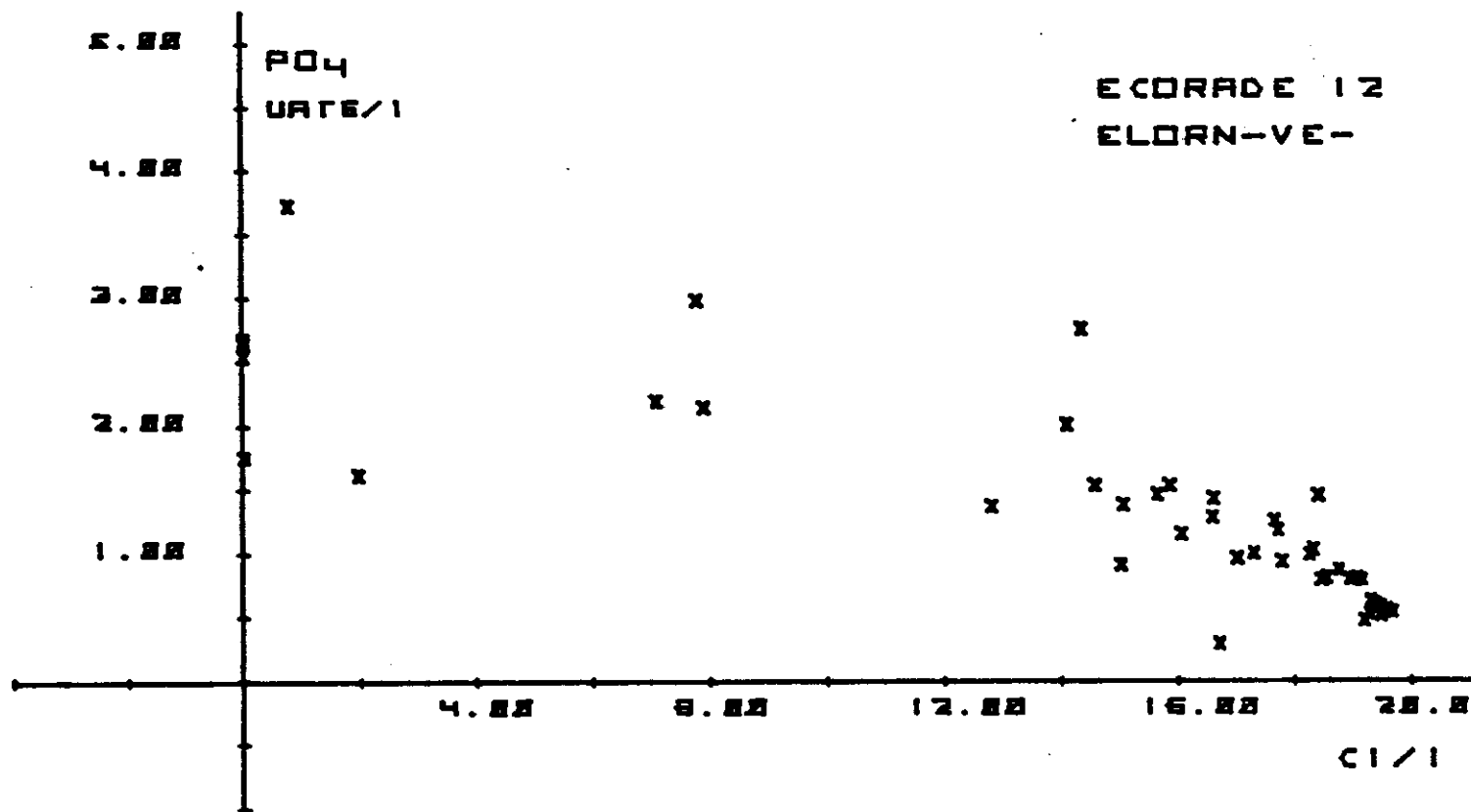


Figure 42a. Relation entre la concentration en phosphates et la chlorosité dans l'estuaire de l'Elorn en hiver.

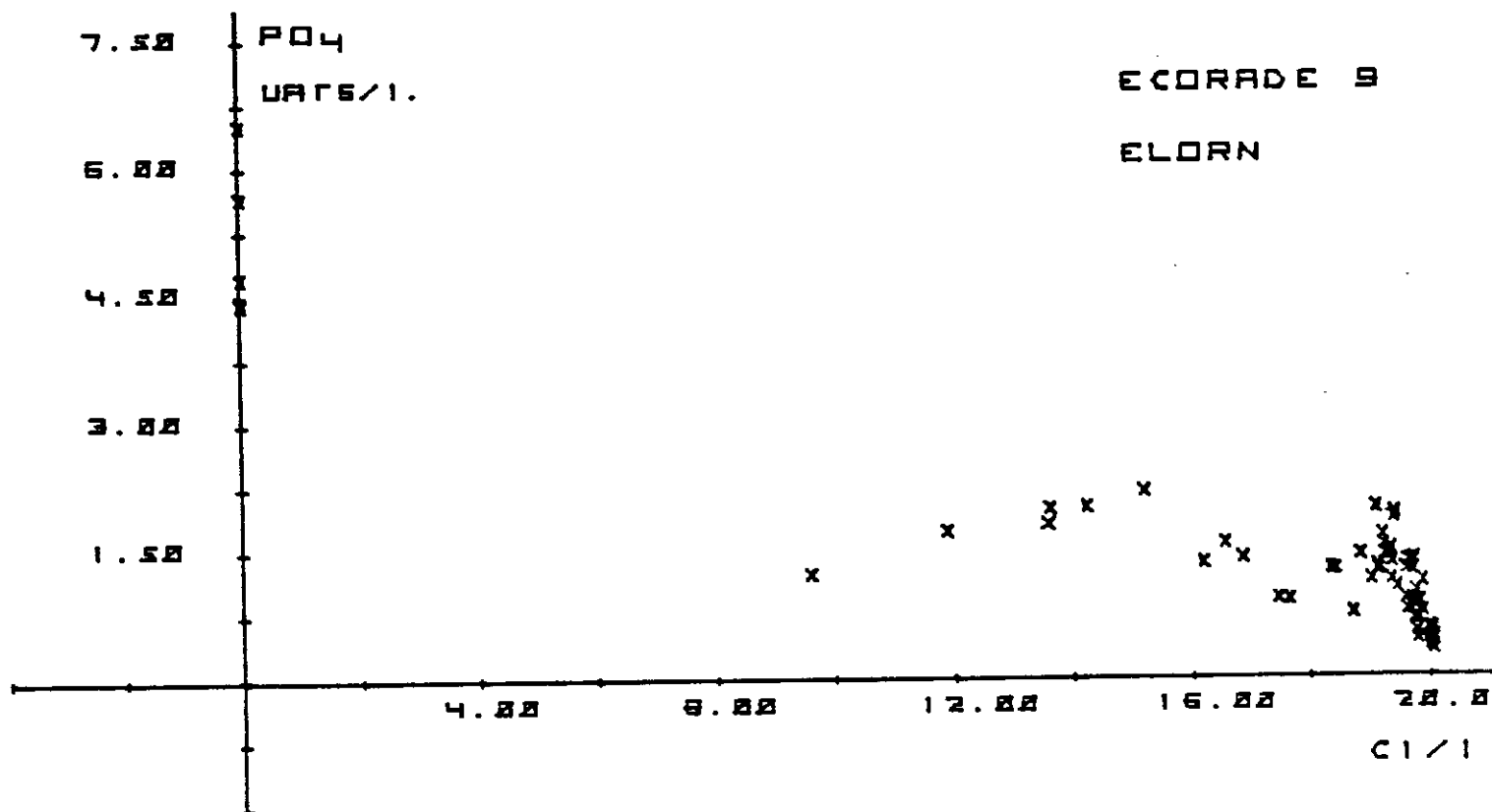


Figure 42b. Evolution des teneurs en phosphates en fonction de la chlorosité à l'automne dans l'estuaire de l'Elorn.

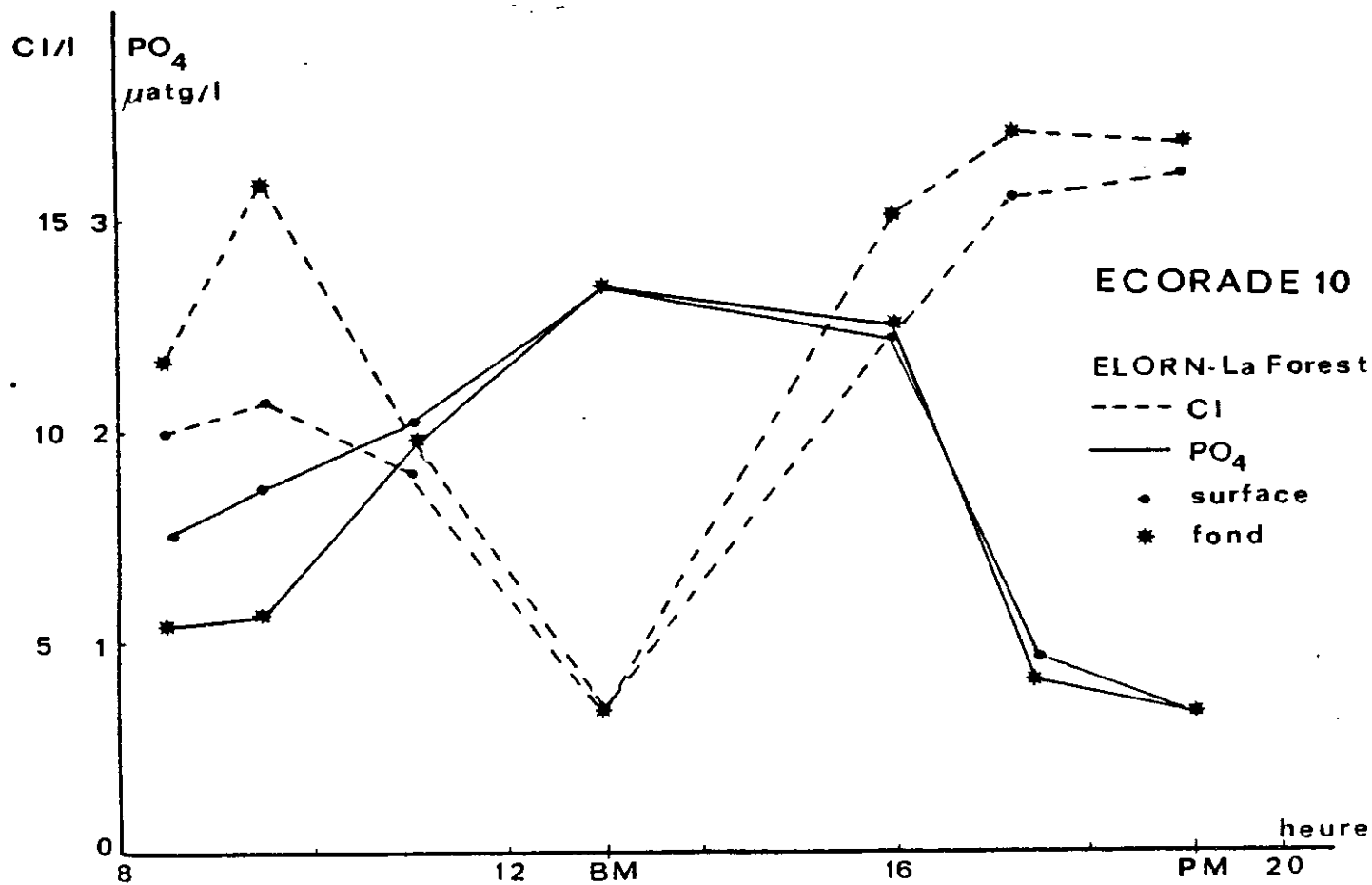
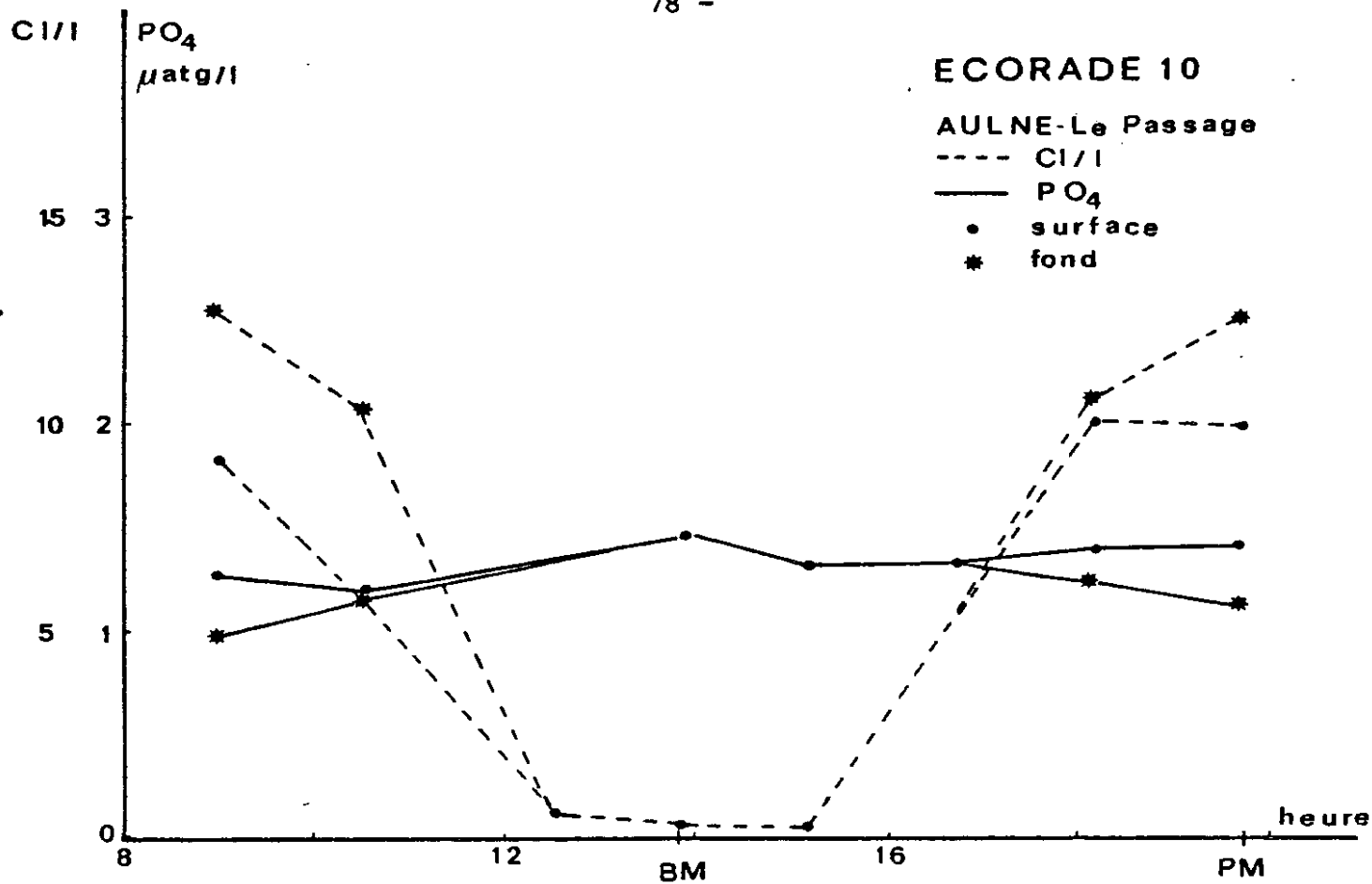


Figure 43. Evolution des teneurs en phosphates au cours d'un cycle de marée dans l'estuaire médian.

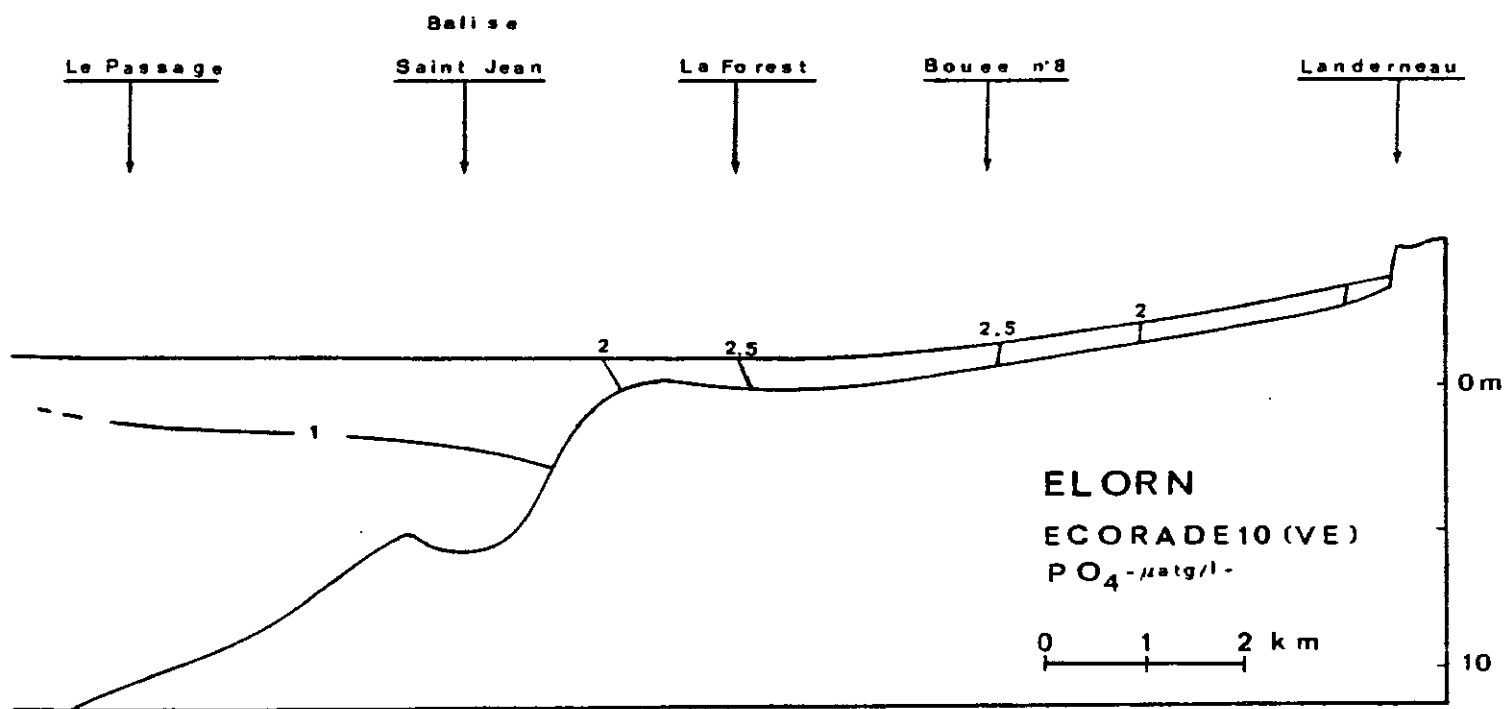
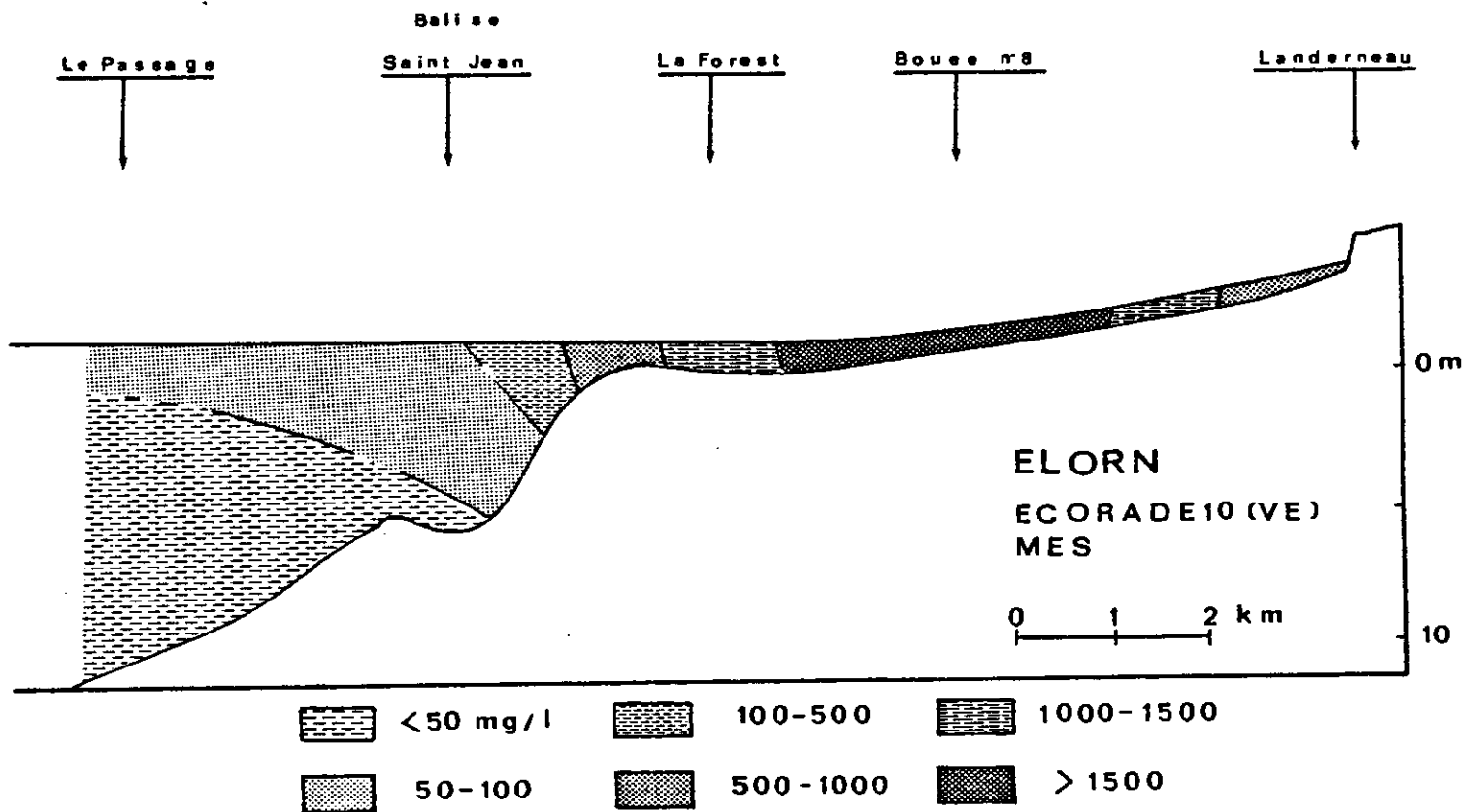


Figure 44. Distribution des teneurs de matières en suspension et de phosphates à basse-mer, de vives-eaux dans l'estuaire de l'Elorn.

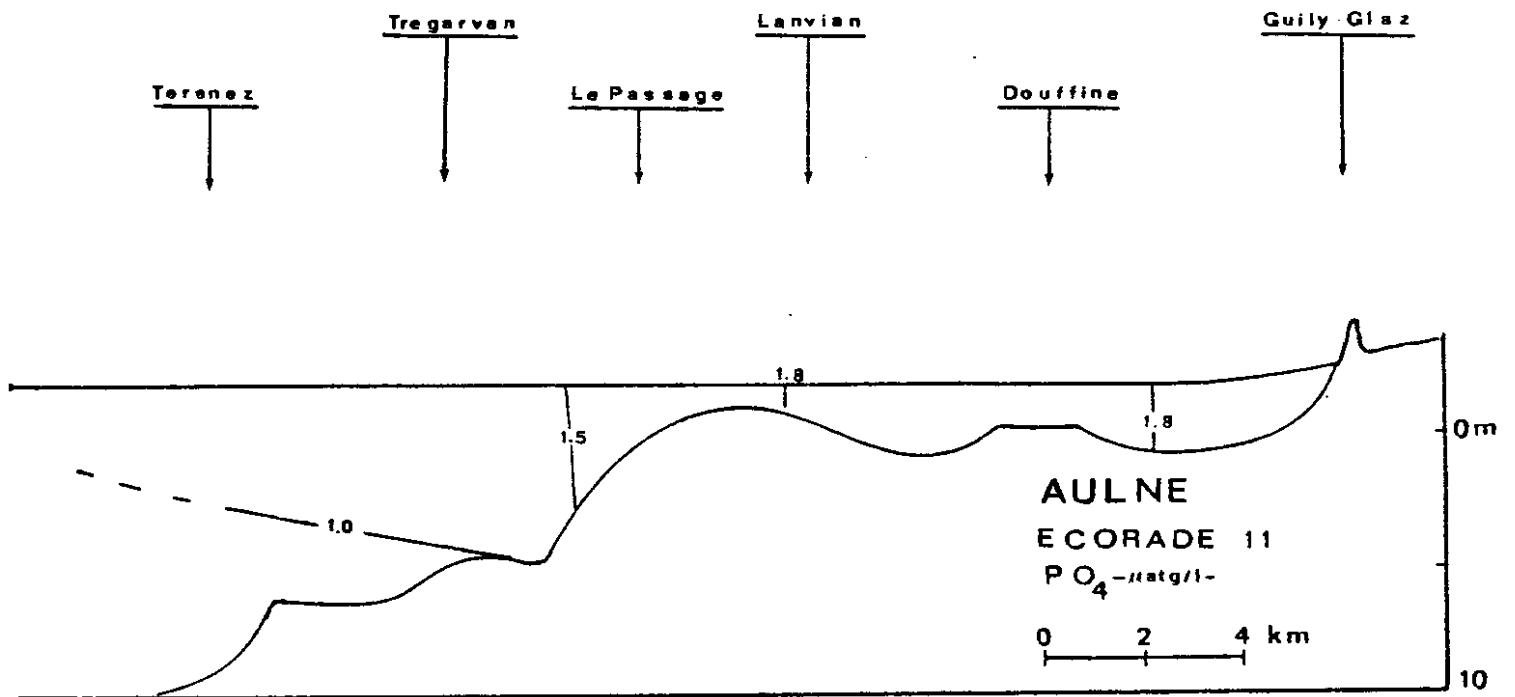
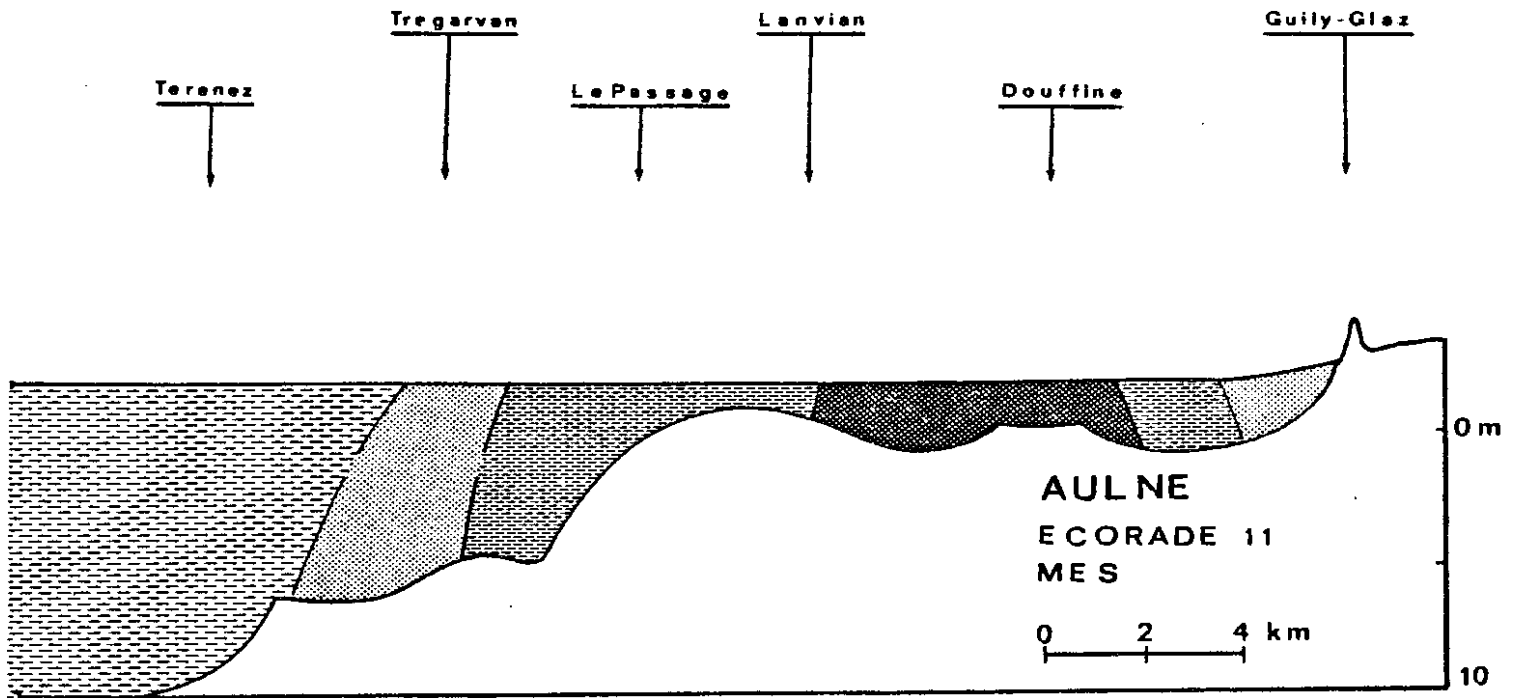


Figure 45. Distribution des teneurs de matières en suspension et de phosphates à basse-mer de vives-eaux dans l'estuaire de l'Aulne.

nité correspond à des eaux oscillant dans la partie médiane de l'estuaire. Aux environs de la marée basse, leur taux de matières en suspension peut être très important ( $> 1\text{g/l}$ ), il est probable, nous le verrons par la suite, que ces particules en suspension peuvent piéger ou libérer, selon les conditions, des molécules de phosphates, contrôlant par le biais d'équilibres physico-chimiques, les teneurs dans le milieu.

Dans l'estuaire de l'Elorn, les teneurs observées sont plus élevées que celles de l'estuaire de l'Aulne et les courbes de mélange tendent à se rapprocher de la droite de dilution théorique (fig. 42). La séparation en deux zones est ici moins nette, dans la partie amont les concentrations diminuent régulièrement avec la chlorosité mais moins vite, que dans la partie aval, ce qui suggère là aussi, la présence d'échanges avec la phase particulaire, mais qui sont moins marqués que dans l'Aulne. Le chapitre suivant nous permettra, à la lumière d'expériences in vitro, de cerner plus précisément ces phénomènes.

#### 4.3 EVOLUTION AVEC LA MAREE

-----

Dans la partie aval des estuaires, l'évolution est inverse de celle de la salinité (fig. 43). Dans la zone médiane, les variations des teneurs sont très faibles malgré les fortes variations de salinité illustrant ainsi les observations précédentes. Dans l'Elorn, (fig. 43), l'amplitude des variations est plus importante, la diminution des concentrations moins rapide que celle de la salinité. est peut être liée à la diminution plus lente des teneurs de matières en suspension, qui restent importantes jusqu'à  $\text{BM} + 2$ , et qui peuvent alors contrôler les concentrations en phosphates.

#### 4.4 EVOLUTION SPATIALE

-----

Le tracé des coupes aux étales de marée (fig. 44), permet de situer les zones dans lesquelles les interactions avec la phase particulaire influent sur la distribution des teneurs en phosphates. Dans l'Aulne maritime, il n'y a pas de variation jusqu'au méandre de Trégarvan, alors que dans l'Elorn, la limite serait plutôt située au niveau de la balise Saint Jean. Cette répartition correspond assez bien à celle des matières en suspension au même moment (fig. 45).

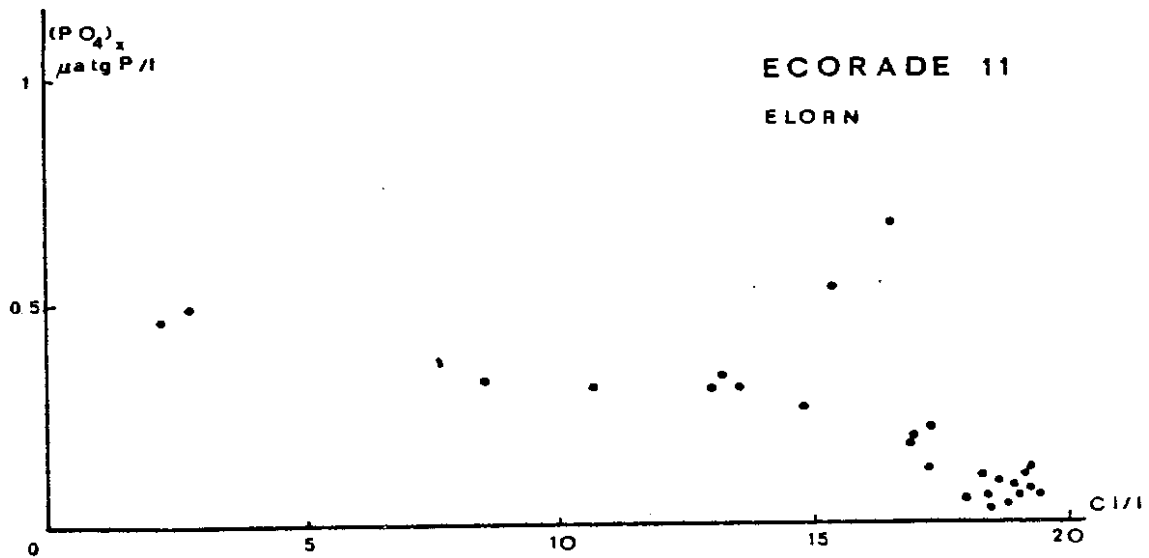
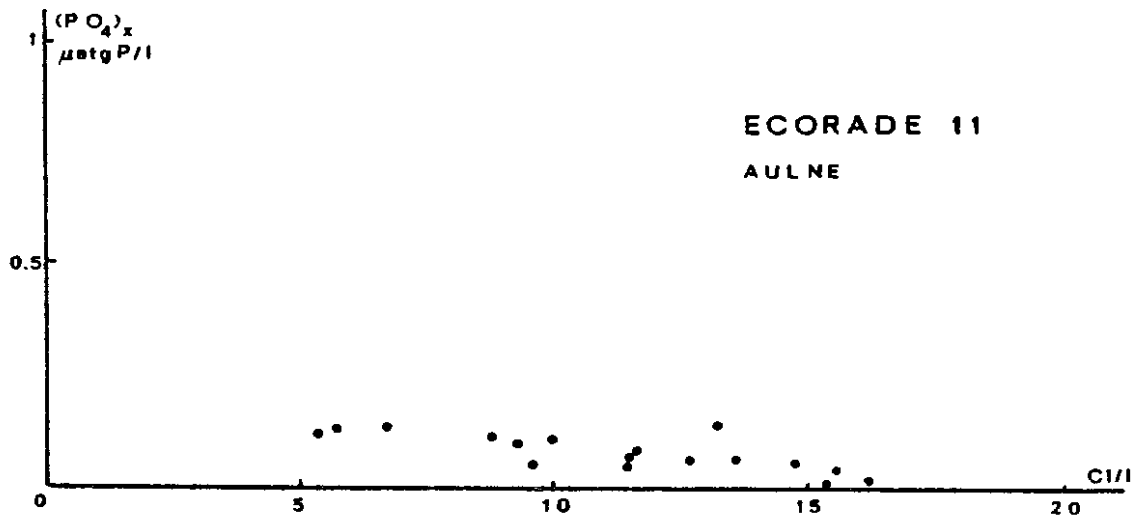


Figure 46. Relation entre la concentration en polyphosphates et la chlorosité dans l'estuaire de l'Aulne et de l'Elorn

### III-5 LES POLYPHOSPHATES

Afin d'évaluer la totalité du stock de phosphore disponible dans la phase dissoute, nous avons, conjointement aux mesures de phosphates et de phosphore organique (LE JEHAN 1982), mesuré les teneurs en polyphosphates.

Les polyphosphates sont assimilables par le plancton (SOLORZANO 1968) et se rencontrent dans les tissus cellulaires de certaines algues fixes (EPPLEY 1962).

Les polyphosphates sont souvent associées à des dessives détergentes. A l'heure actuelle, la principale source est d'origine urbaine et industrielle. La stabilité chimique de ces polymères peut en faire un assez bon indicateur de pollution urbaine.

Dans l'Aulne (fig. 46), les teneurs mesurées restent faibles ( $0,10 \mu\text{atg/l}$ ) mais montrent une légère tendance à augmenter quand la chlorosité décroît.

Dans l'Elorn, les teneurs mesurées sont plus élevées et atteignent  $1 \mu\text{atg/l}$  dans un échantillon où une pollution est détectée pour d'autres paramètres (urée, POD, NOD) (LE JEHAN 1982). Ils présentent une bonne corrélation avec la chlorosité (fig. 46). L'analyse des polyphosphates confirme bien l'impact beaucoup plus accentué des activités industrielles dans l'Elorn, à noter que nous retrouvons un rapport entre Aulne et Elorn voisin de celui de l'ammoniaque.

### III-6 LES SILICATES

#### 6.1 APPORTS FLUVIAUX

En raison des difficultés de conservation des échantillons nous n'avons pu réaliser un suivi des variations de teneurs en silicates dans l'eau des fleuves. Cependant, des mesures antérieures (DELMAS 1979) montrent que les concentrations avoisinent  $130-150 \mu\text{atg/l}$  dans les deux rivières. Les silicates des eaux fluviales viennent principalement de la dissolution des roches métamorphiques des bassins versants, dont la

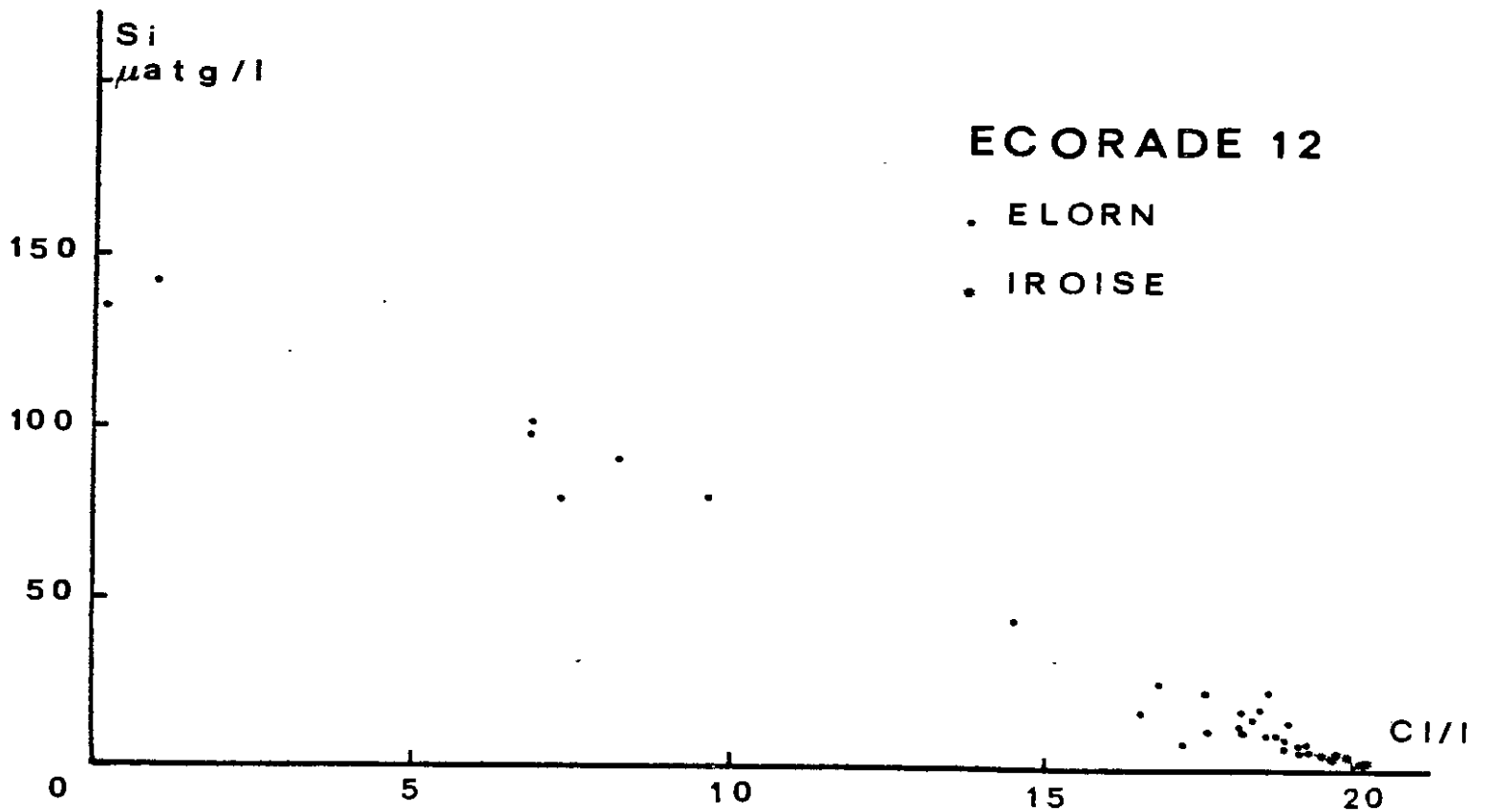
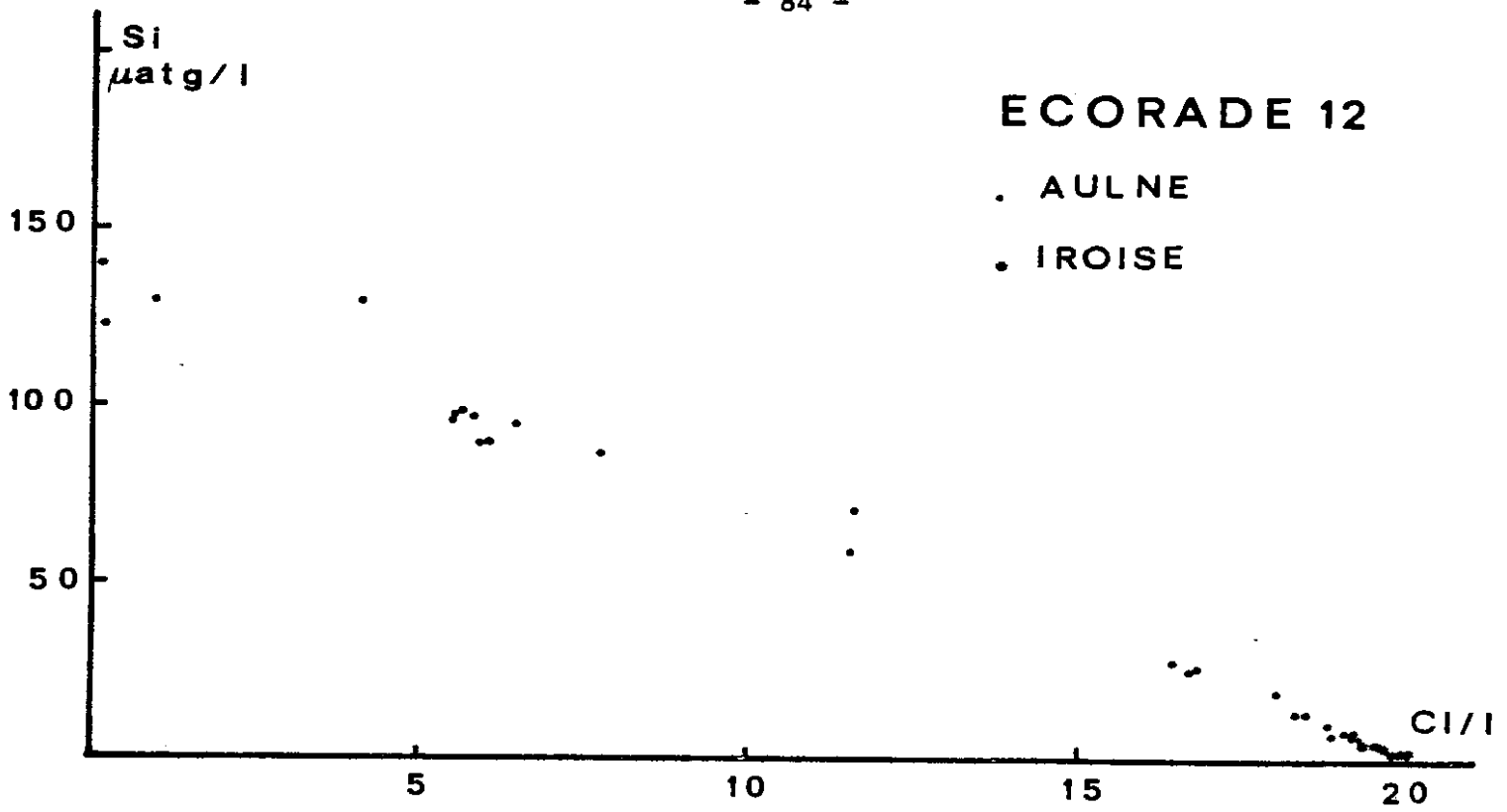


Figure 47. Relation concentration en silicates chlorosité en hiver à débit moyen.



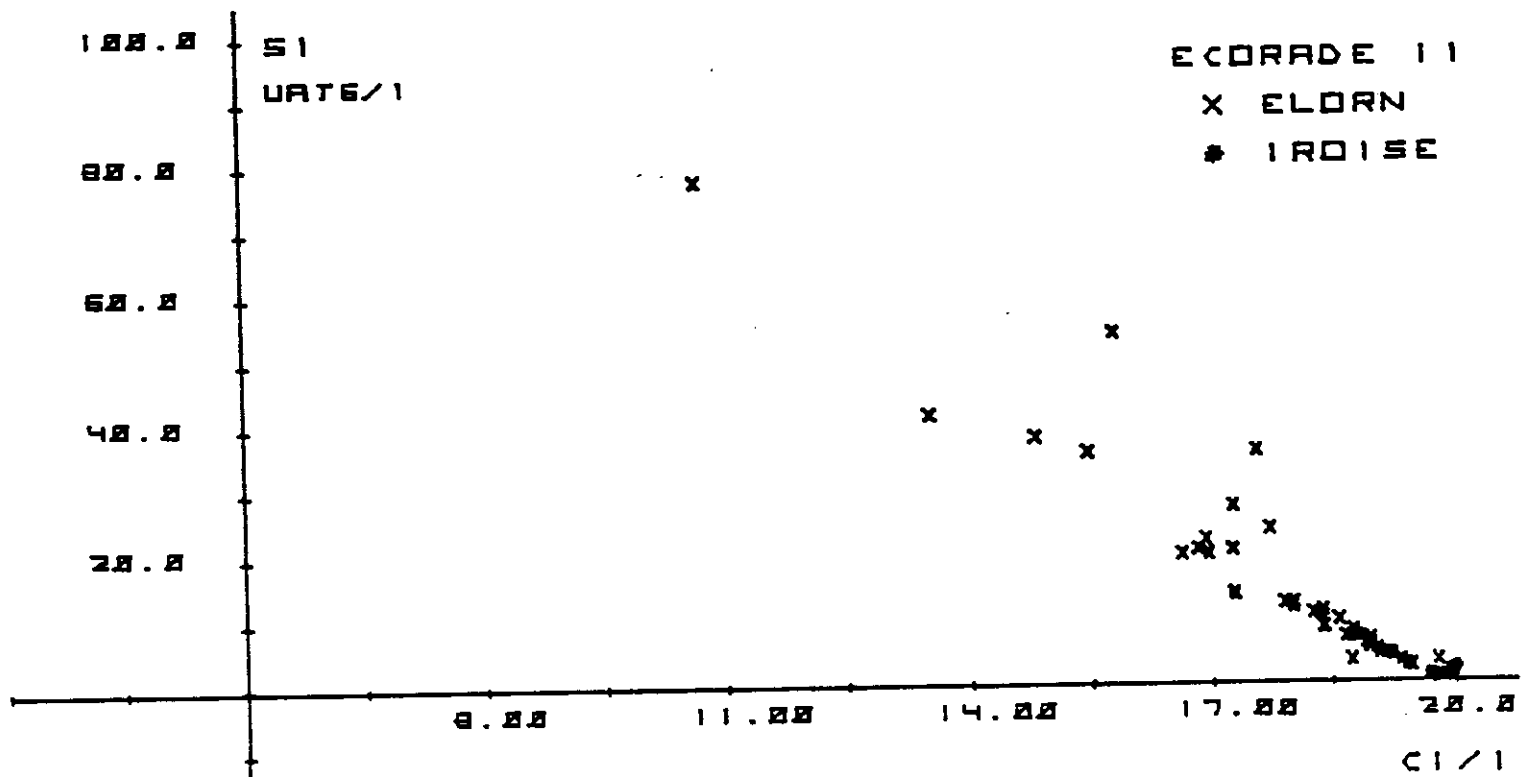
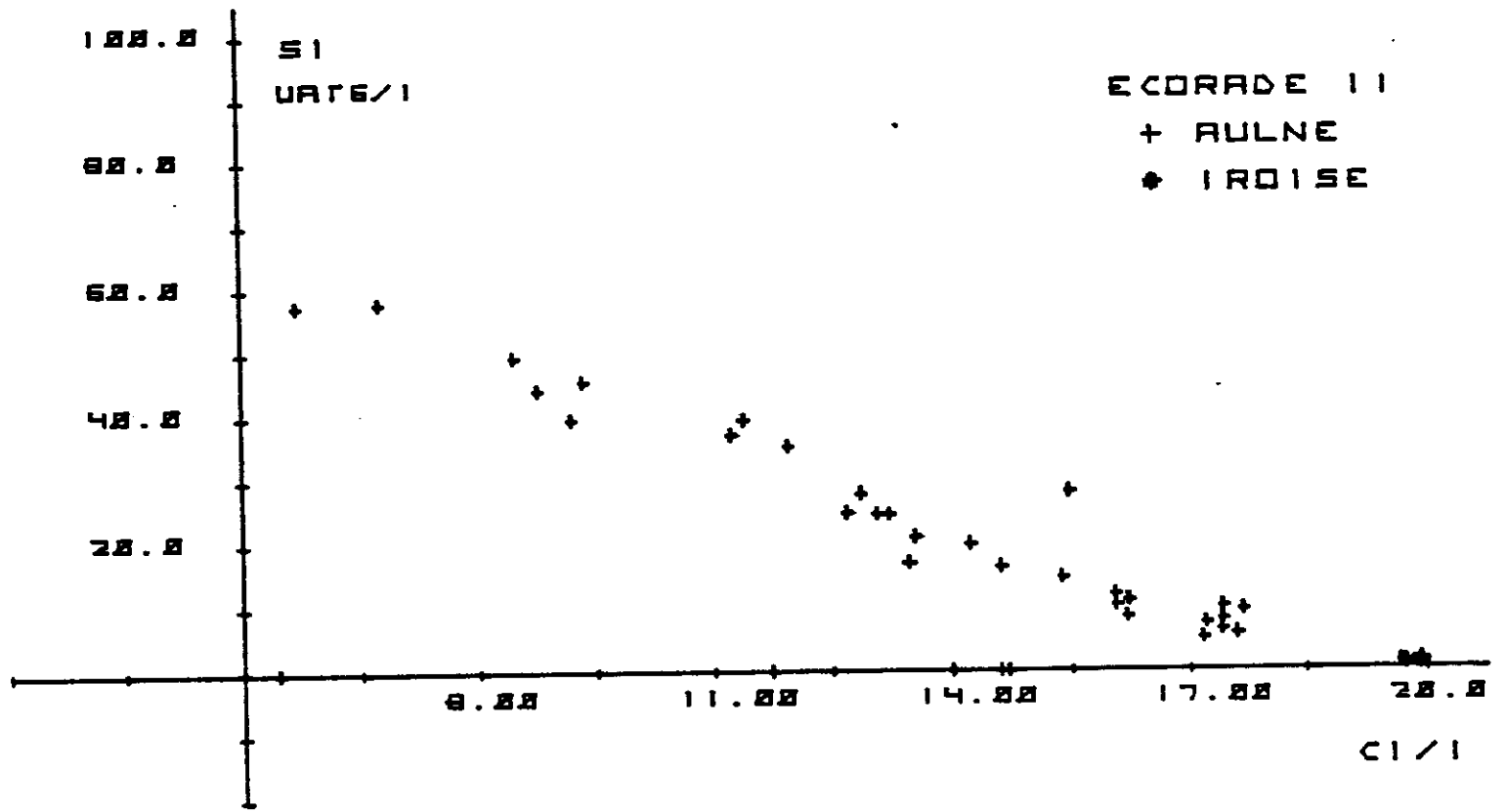


Figure 48. Evolution des concentrations de silicates dans la partie aval des estuaires de l'Aulne et de l'Elorn en période estivale.

proximité et la composition géologique voisine entraînent une similitude des teneurs.

## 6.2 DIAGRAMME DES MELANGES

Les silicates ne présentent pas en hiver d'écart évident à la loi de dilution (fig. 47). Il existe une dispersion des points assez importante notamment dans l'Aulne. Ceci est peut être dû à l'influence des petits tributaires à la partie aval de l'estuaire. Malgré le nombre limité de points dont nous disposons sur chaque diagramme, les phénomènes d'absorption ou de polymérisation décrits dans certains estuaires (BURTON et al. 1970, WOLLAST et DEBROEU (1973) ne semblent pas influencer sur la distribution observée.

En été, (fig. 48), dans les eaux de salinité moyenne, apparaît un déficit en silicates par rapport à la loi de dilution théorique tant dans l'Aulne que dans l'Elorn. Cette distribution analogue à celle décrite pour les nitrates à la même période, est comme nous le verrons au chapitre suivant associée à l'assimilation par le phytoplancton.

## III.7 L'OXYGENE DISSOUS

L'oxygène est toujours présent dans les eaux des deux estuaires étudiés. Il existe une légère sous-saturation dans les deux estuaires en période hivernale, légèrement plus marquée en surface qu'au fond (DELMAS 1979) alors qu'au printemps, lors de la poussée phytoplanctonique, les teneurs dépassent largement la sursaturation (130 %).

En période estivale, les déficits en oxygène sont, dans l'ensemble, peu marqués aux stations aval. Par contre, aux stations intermédiaires, ( $A_3 E_3$ ) on a pu observer des anomalies importantes (35 %) correspondant à un maximum de matières en suspension. Ces résultats sont toutefois sujets à caution, du fait des difficultés analytiques existant dans des eaux à fortes turbidités et fortes teneurs en nitrites (PHILIPS 1973).

En aval, les déficits observés sont moins importants que ceux rapportés par le SAUM (1980) il est possible que des variations sensibles puissent exister d'une année à l'autre, ou en fonction du coefficient de marée. Nos mesures ont été effectuées en vives-eaux, à ces périodes le brassage des eaux est probablement suffisant pour leur assurer une oxygénation correcte. En raison de cet échange important avec l'atmosphère lors des grandes marées, il paraît peu probable que même en période de mortes-eaux, il puisse exister des déficits en oxygène très importants.

Q U A T R I E M E      P A R T I E

---

ETUDE DE L'EVOLUTION  
NON CONSERVATIVE DES SELS NUTRITIFS.

4ÈME PARTIE - ETUDE DE L'EVOLUTION NON CONSERVATIVE  
DES SELS NUTRITIFS.

IV-1 INFLUENCE DES CYCLES BIOLOGIQUES SUR L'EVOLUTION DES TENEURS  
EN SELS NUTRITIFS.

1.1 TRAITEMENT THEORIQUE DES DIAGRAMMES DE MELANGE

Les teneurs en éléments nutritifs dissous dans les eaux de la rade sont fortement dépendants de l'activité biologique. Durant toute l'année, deux phénomènes antagonistes gouvernent la distribution des sels nutritifs : l'assimilation par les algues planctoniques et les macrophytes et la régénération, par biodégradation, des matières organiques dissoutes et particulaires ou par excrétion aux différents niveaux trophiques. Selon la saison, l'une ou l'autre de ces activités sera dominante. Au printemps sous l'influence de facteurs physiques (augmentation du flux d'énergie solaire) se déclenche un "bloom" phytoplanctonique. Le stock de sels nutritifs s'épuise alors en moins de dix jours, en l'absence d'apport extérieur. La biomasse phytoplanctonique peut atteindre des valeurs élevées de l'ordre de 20 à 30  $\mu\text{g}/\text{l}$ , de chlorophylle-a, pour des niveaux de production primaire pélagique supérieure à  $1500 \text{ mg C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$  (QUEGUINER et al. 1982). Vient ensuite une période de production plus faible durant les mois d'été, où, malgré la faiblesse des apports estuariens, le recyclage des matières nutritives permet de maintenir les valeurs de chlorophylle-a, dans la rade, autour de 2 à 3  $\mu\text{g}/\text{l}$ , (RNO, 1979-1980).

Masquée en été par l'assimilation phytoplanctonique, la régénération des matières nutritives devient prépondérante en automne, où on observe une augmentation sensible des teneurs dans la phase dissoute.

En hiver, malgré le faible niveau d'énergie solaire, l'activité photosynthétique persiste : des biomasses chlorophylliennes de l'ordre de 1 µg/l (HAFSAOUI, 1981) ont été mesurées en rade et dans la partie aval des estuaires, associées nous le verrons à une légère assimilation en sels nutritifs.

Leur concentration dans l'estuaire peut aussi être affectée par d'autres phénomènes (adsorption, précipitation, pollution). Ces processus non-conservatifs sont en mesure de modifier sensiblement le flux de matière de cet élément. ABDULLAH et al. (1973) en déterminant dans une eau domée le pourcentage d'eau douce et connaissant les concentrations en sels nutritifs dans la rivière, ont calculé le pourcentage de silicate d'origine fluviale, assimilé par le plancton en tout point du chenal de Bristol. De manière semblable, nous avons calculé pour chaque échantillon la quantité d'eau douce qu'il contenait et la teneur en sels nutritifs de cette eau : les diagrammes obtenus en reportant ces valeurs en fonction de la chlorosité ou du pourcentage d'eau douce, permettent dans certains cas, mieux que les diagrammes SN-Cl/l d'appréhender la nature des phénomènes non conservatifs.

De manière générale, la quantité de sels nutritifs dans un échantillon est fonction, de la proportion d'eau marine et d'eau fluviale, de leurs concentrations initiales respectives et de l'importance des phénomènes non conservatifs qui peuvent éventuellement affecter le mélange, ce qui peut se résumer par les équations suivantes :

$$(1) \quad SN = SN_f - \frac{SN_f - SN_I}{Cl_I} Cl + A$$

$$(2) \quad SN = SN_f X + (1-X) SN_I + B$$

où : SN : concentration de l'échantillon

SN<sub>f</sub> : concentration de l'eau fluviale

SN<sub>I</sub> : concentration de l'eau de mer de référence

Cl : chlorosité de l'échantillon

Cl<sub>I</sub> : chlorosité de l'eau de mer de référence

$X = \frac{Cl_I - Cl}{Cl_I} = \% \text{ d'eau douce dans l'échantillon}$

A et B : résultante des phénomènes non conservatifs.

Les eaux de la rade de Brest et de ses estuaires sont le fruit d'un mélange binaire entre l'eau de l'Iroise et des fleuves. Les caractéristiques de l'eau "source" marine de l'Iroise étant connues (voir chap. II), on cherchera dans une eau donnée de la rade ou de l'estuaire (caractérisée par sa chlorosité) à calculer la teneur théorique en éléments fertilisants (SNo) de l'eau douce qui la compose en supposant que la concentration de l'eau marine ne varie pas lors du mélange. SNo étant l'ordonnée à l'origine de la droite qui joint un point quelconque à la valeur de référence de l'eau marine.

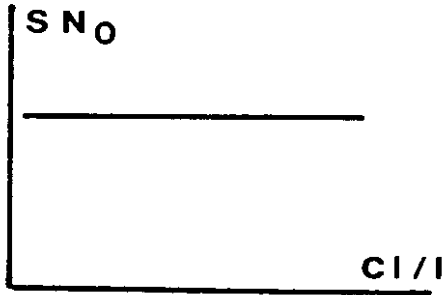
$$(3) \quad SNo = \frac{SN - (1 - x) SN_I}{X} = SN_f - \frac{B}{X}$$

Calculant SNo, pour chaque échantillon, nous pourrions constituer de nouveaux diagrammes de mélange, représentant l'évolution des concentrations théoriques de l'eau douce contenue dans l'échantillon, la concentration de l'eau marine étant supposée constante. Plusieurs types d'évolution ont pu être mis en évidence :

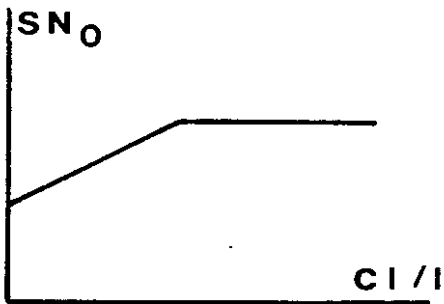
a) il n'y a pas de phénomène non conservatif,

- 1/ fig. 49 a - la seule source de sels nutritifs est l'eau du fleuve :  $B = 0$
- 2/ fig. 49 b - dans ce cas de figure en plus de l'eau fluviale, il existe une deuxième "source" de sels nutritifs. Le déversement a lieu dans la partie marine de l'estuaire. En aval les eaux sont bien mélangées, l'évolution est conservative. En amont, l'influence de la source diminue lorsqu'on se rapproche du fleuve.
- 3/ fig. 49 c - la deuxième source d'eau douce n'a pas dans ce cas un caractère permanent où la durée du rejet n'a pas été suffisamment longue pour que toutes les eaux de l'estuaire soient contaminées.

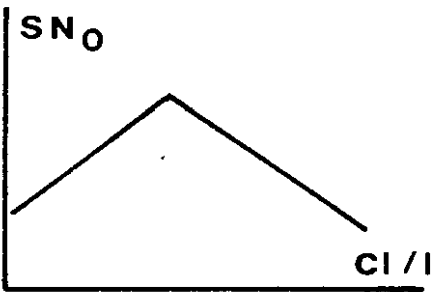
FIG.49: EVOLUTION DES CARACTERISTIQUES CHIMIQUES DE L'EAU DOUCE LORS DU MELANGE



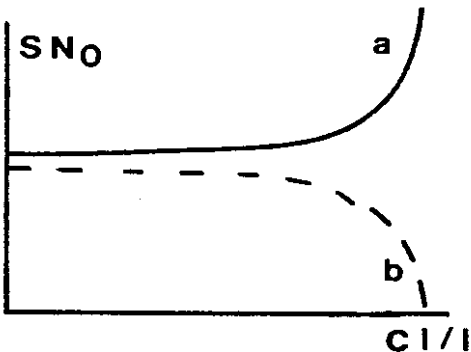
A) EVOLUTION STRICTEMENT CONSERVATIVE



B) EVOLUTION CONSERVATIVE MAIS PRESENCE D'UN APPORT PERMANENT DANS L'ESTUAIRE

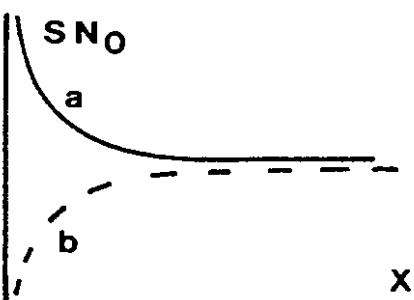


C) EVOLUTION CONSERVATIVE MAIS PRESENCE D'UN APPORT DE DUREE LIMITEE DANS L'ESTUAIRE.



D) EVOLUTION NON CONSERVATIVE DUE A UN PHENOMENE CONSTANT SUR TOUT L'ESTUAIRE  
(A) REGENERATION - (B) ASSIMILATION

1/ EN FONCTION DE LA CHLOROSITE



2/ EN FONCTION DU POURCENTAGE D'EAU DOUCE.



b) il existe des phénomènes non conservatifs

- 1/ fig. 49 d - ce type de courbe est caractéristique des périodes d'assimilation et de régénération. La variation rapide aux fortes salinités (courbe voisine d'une hyperbole  $B/\text{cte}$ ) correspond à l'introduction d'une quantité de sels nutritifs constante en tous points de l'estuaire, qui affecté à un volume d'eau douce de plus en plus petit induit la variation en forme d'hyperbole. Cet apport de magnitude constante sur toute la ria ne peut être d'origine exogène, il est plus certainement caractéristique d'un processus endogène.
- 2/ l'évolution des teneurs de l'eau douce ne présente aucune relation avec la chlorosité, le phénomène est aléatoire ; ce sera le cas de certaines distributions de phosphates.

#### 1.2 EVOLUTION EN PERIODE HIVERNALE

-----

##### A. Description générale

Le diagramme SNo-CL/1 fig. (50) confirme le caractère globalement conservatif des nitrates dans l'estuaire, ce qui apparaissait déjà sur les diagrammes de mélange (chap. III). Toutefois, on remarquera une légère diminution des teneurs de l'eau douce dans les eaux de la rade. Deux phénomènes concourent probablement à cette anomalie :

- les valeurs observées en janvier dans les rivières de l'Aulne et de l'Elorn sont plus basses que celles mesurées lors de la sortie à la fin du mois. Il est possible que les échantillons prélevés en rade n'aient pas encore subit l'influence des eaux plus riches de la fin du mois de janvier.

- il est aussi possible qu'il existe une légère consommation de sels nutritifs par le phytoplancton, notamment dans le bassin nord (fig. 51 b) ce qui serait en accord avec les valeurs de biomasse chlorophyllienne que nous avons pu mesurer ( $1 \mu\text{g/l}$ ).

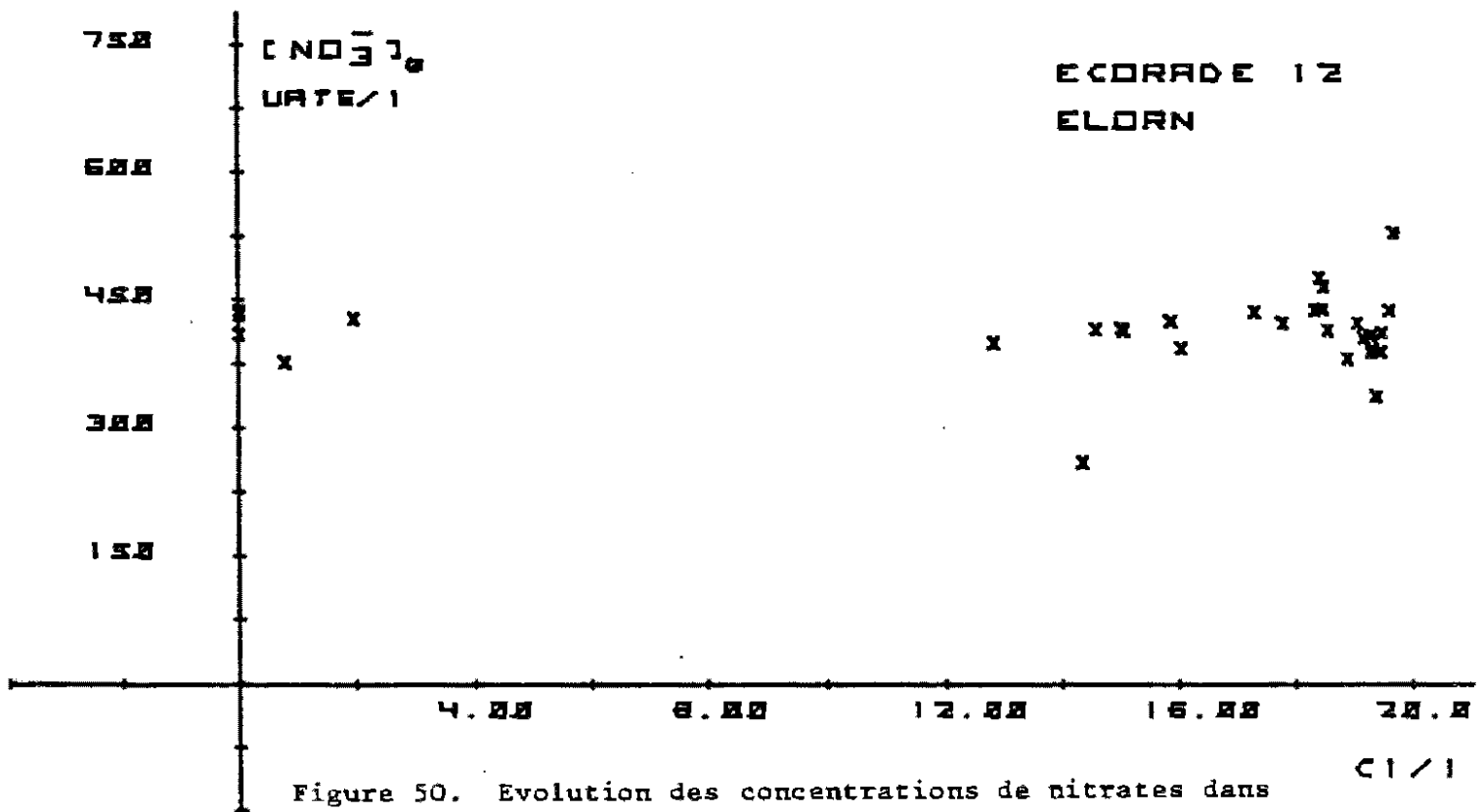
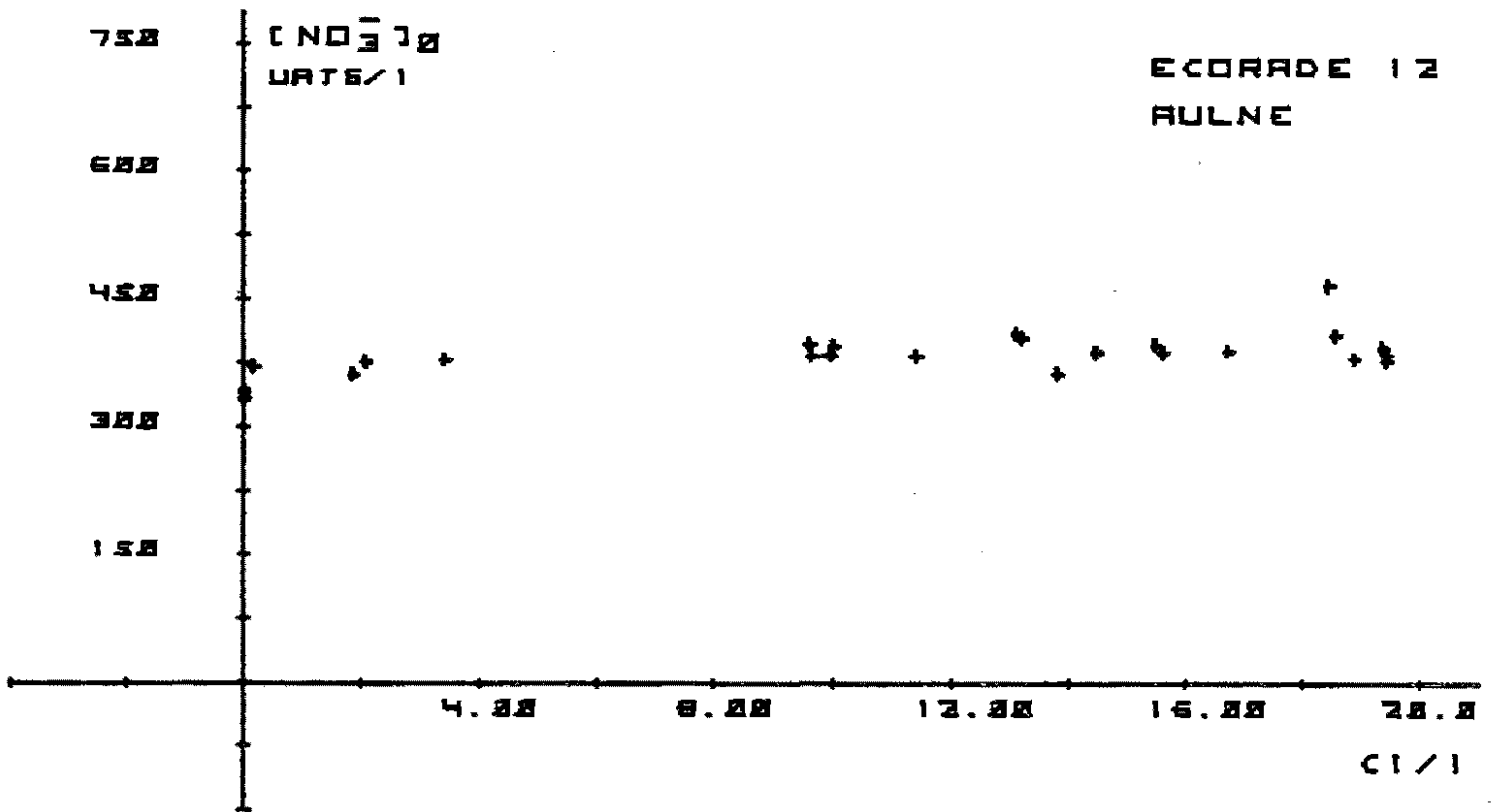


Figure 50. Evolution des concentrations de nitrates dans l'eau douce théorique, en fonction de la chlorosité ECORADE 12. 2ème partie.

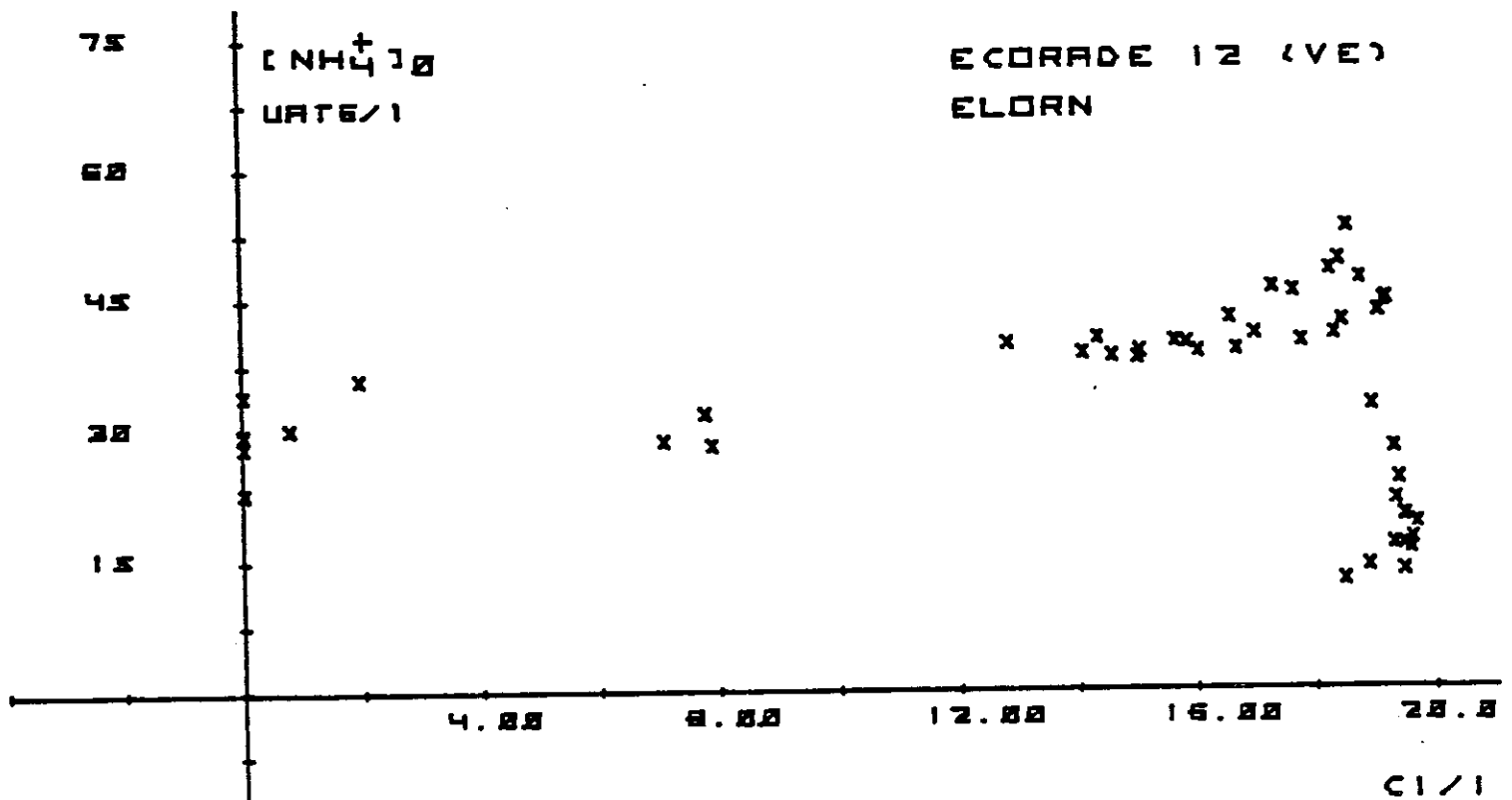
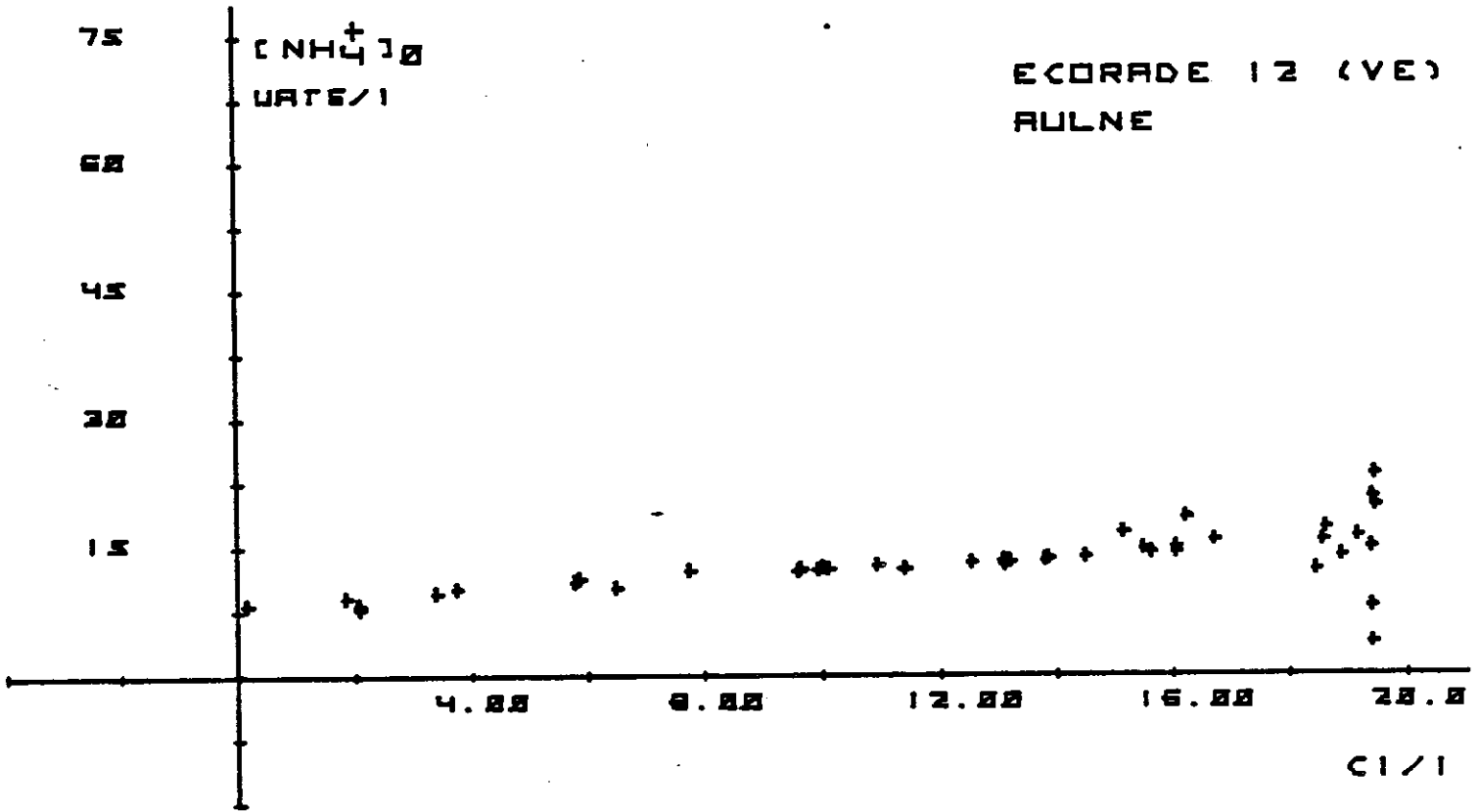


Figure 51. Evolution de la concentration en ammonium de l'eau douce théorique en fonction de la chlorosité Ecorade 12. Vives-eaux.

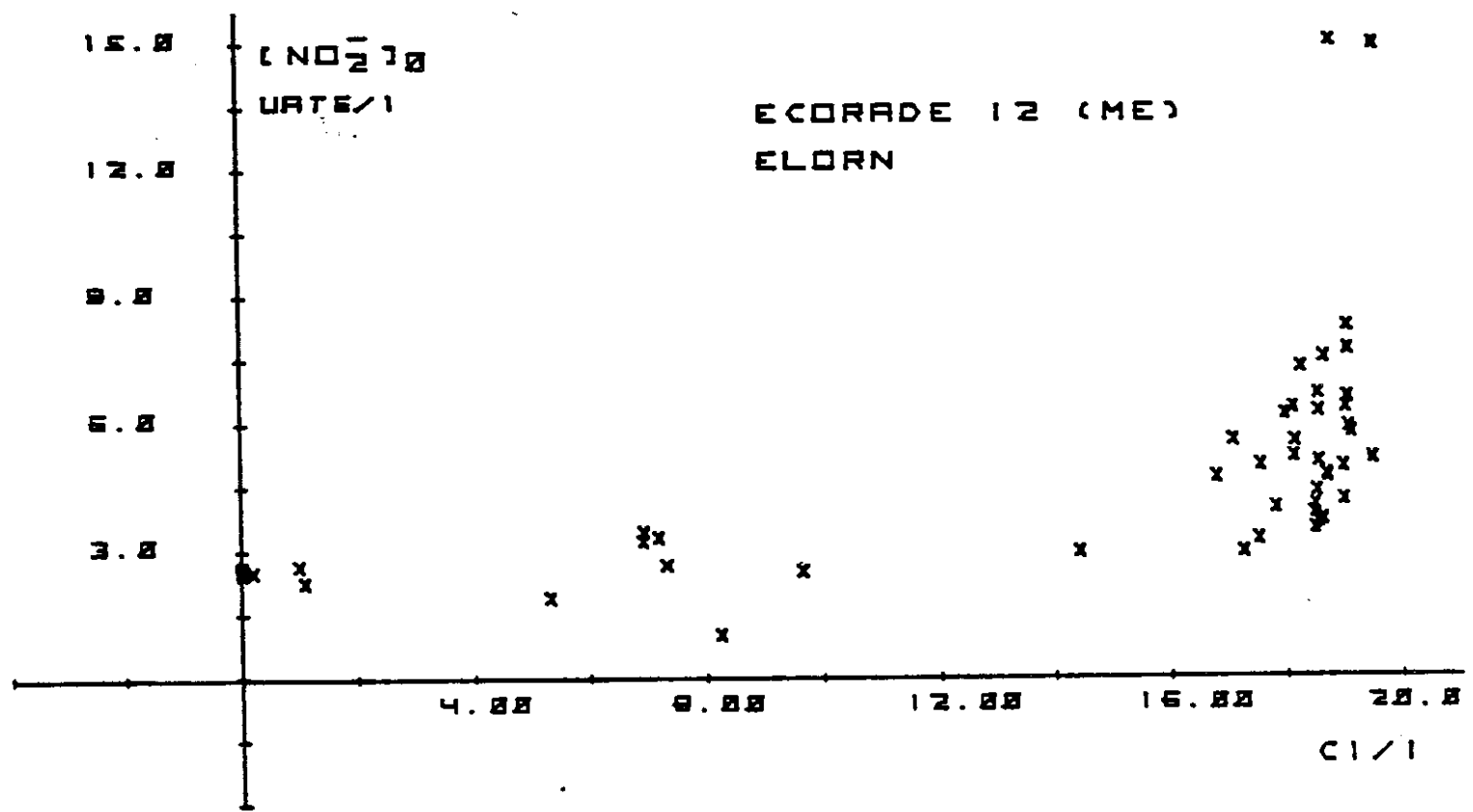
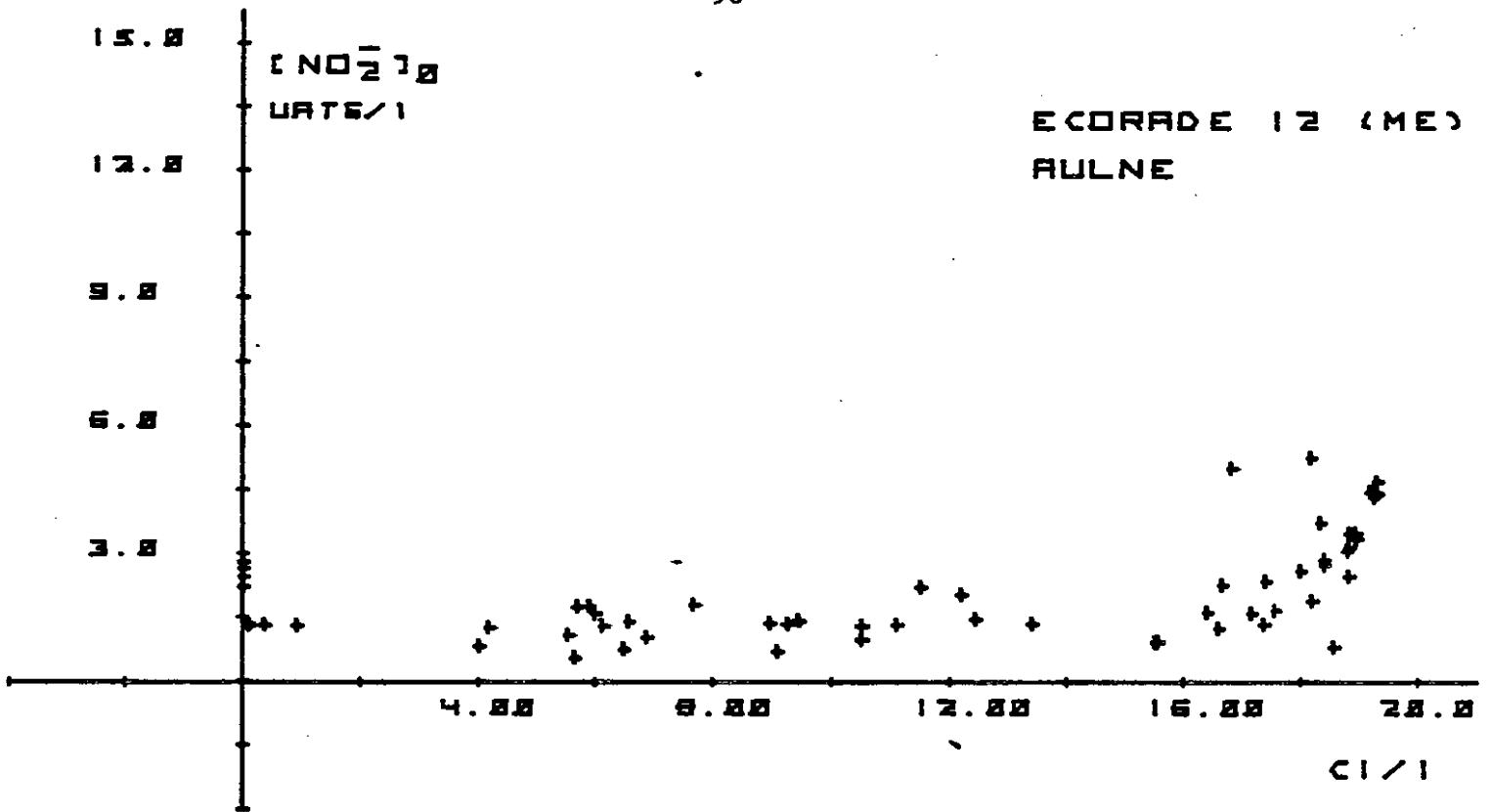


Figure 52. Evolution de la concentration de l'eau douce théorique en fonction de la chlorosité. Ecorade 12 - Mortes-eaux.

Les diagrammes SNO-Cl/1, (fig. 51) pour l'ammonium, suggèrent également l'existence de phénomènes d'assimilation dans la rade. Les concentrations en nitrites de l'eau douce tendent par contre à augmenter dans la partie aval de l'estuaire (fig. 52).

VACCARO (1963) a montré "in vitro" que lorsqu'une culture de *Skeletonema costatum* est mise en présence d'un excès de nitrates et d'une intensité lumineuse faible, le développement de l'algue planctonique s'accompagne d'une production de nitrites inversement proportionnelle à l'intensité de la lumière. Cet auteur extrapole ensuite ce résultat à des eaux océaniques, attribuant le maximum de nitrites observables dans certains cas au niveau de la profondeur de compensation, à ce phénomène. Les conditions sont ici réunies - légère production primaire, fortes concentrations en nitrates et faible intensité lumineuse - rendant possible l'existence d'un processus analogue à celui décrit par VACCARO (1963).

#### B. Evaluation du flux de matière nutritive à la sortie de l'estuaire.

Selon qu'un élément est conservatif ou non, son flux de matière entrant en rade sera le même ou différent de celui apporté par la rivière.

Connaissant le débit fluvial et la concentration à différents moments de la journée, il est possible de déterminer la quantité d'un élément nutritif introduit dans l'estuaire en une journée.

Par contre, ne disposant pas de données courantométriques, il n'est pas possible de quantifier de manière exacte le flux à la sortie de l'estuaire. Considérant l'estuaire dans un état d'équilibre, c'est-à-dire que le débit fluvial est constant et que la quantité d'eau douce entrant dans l'estuaire est égale à celle qui en sort, (abstraction faite de la différence de coefficient de marée), le flux de sels nutritifs est obtenu en multipliant le débit sortant par la concentration de l'eau douce dans la partie aval. Cette concentration est déterminée en faisant la moyenne sur un cycle de marée des valeurs pondérées sur la verticale. Les résultats sont récapitulés dans le tableau 7.

	Sels Nutritifs	$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$	$\text{NH}_4^+$	$\text{N}_{\text{inorg}}$	$\text{PO}_4^{3-}$
Concentration dans l'eau du fleuve	AULNE (27)	335 $\mu\text{atg/l}$	-	-	1.04 $\mu\text{atg/l}$
	ELORN (12.2)	425 $\mu\text{atg/l}$	28.7 $\mu\text{atg/l}$	-	2.41 $\mu\text{atg/l}$
Flux de sels nutri- tifs entrant dans l'estuaire	AULNE	0.78 $10^6 \text{atg/j}$ 10.9 t.N/j			2.42 $10^3 \text{atgP/j}$ 75 kg P/j
	ELORN	0.45 $10^6 \text{atg/j}$ 6.27 t.N/j	0.03 $10^6 \text{atgN/j}$ 0.42 t.N/j	0.48 $10^6 \text{atg/j}$ 6.59 t.N/j	2.54 $10^3 \text{atgP/j}$ 78.7 kg P/j
Concentration moyenne de l'eau douce à la station aval	AULNE (A2)	355 $\mu\text{atg/l}$	14.98 $\mu\text{atg/l}$	370 $\mu\text{atg/l}$	1 $\mu\text{atg/l}$
	ELORN (E2)	426 $\mu\text{atg/l}$	41 $\mu\text{atg/l}$	467 $\mu\text{atg/l}$	5.1 $\mu\text{atg/l}$
Flux de matière entrant dans la rade	AULNE	0.83 $10^6 \text{atg/j}$ 11.59 t.N/j	0.035 $10^6 \text{atg/j}$ 0.49 t.N/j	0.86 $\text{atgN/j}$ 12.08 t.N/j	2.25 $10^3 \text{atg/j}$ 70 kg.P/j
	ELORN	0.45 $10^6 \text{atg/j}$ 6.27 t.N/j	0.043 $10^6 \text{atgN/j}$ 0.60 t.N/j	0.49 $10^6 \text{atg/j}$ 6.87 t.N/j	5.41 $10^3 \text{atg/j}$ 167.5 k./j

TABLEAU 7 - FLUX D'AZOTE ET DE PHOSPHORE INORGANIQUE DISSOUT DANS LES ESTUAIRES DE L'AULNE ET L'ELORN. ECORADE 12 - DEUXIEME PARTIE - 5-6 FEVRIER 1981.

Les nitrates ne sont pas affectés par le transit de l'eau douce dans l'estuaire, par contre, l'ammonium voit son flux augmenter nettement à la sortie de l'estuaire (+ 30%). De même, dans l'Elorn, la quantité de phosphates exportés de l'estuaire est deux fois plus grande que celle amenée au même moment par la rivière.

La quantité d'azote apportée à la rade par l'estuaire est proportionnelle à la quantité d'eau douce ; l'apport de l'Aulne est environ deux fois supérieur à celui de l'Elorn. Par contre, l'apport estuarien en phosphates est plus de deux fois plus important dans l'Elorn. Ce résultat confirme les observations de MOMBET et al. (1980), la quantité annuelle de phosphates apportée par les deux rivières est voisine, bien que les quantités de phosphore déversées par des activités humaines soient deux fois plus grandes dans le bassin versant de l'Aulne. Ceci est peut être dû à la différence de nature de l'apport : dans l'Aulne les phosphates sont surtout utilisés comme engrais, fortement retenus dans les sols, une faible partie seulement sera lessivée et apportée à l'estuaire. Par contre, dans le bassin nord, à cet apport, se rajoute celui d'origine urbaine ou industrielle, le phosphore rejeté directement dans l'eau des rivières et rapidement apporté au milieu marin, dans la phase dissoute ou dans la phase particulaire.

### 1.3 EVOLUTION EN PERIODE ESTIVALE

-----

#### A. Description générale

En été, nitrates et silicates n'ont plus un comportement conservatif (voir chap. III). Les diagrammes de mélange font apparaître de fortes anomalies négatives par rapport à la droite de dilution théorique. Les points ont tendance à se répartir selon deux droites de pente différente, l'une pour des chlorosités inférieures à 14 g/l dans l'Aulne et 16 à 17 g/l dans l'Elorn, l'autre pour les chlorosités supérieures. L'origine de ce phénomène est probablement la même pour les deux paramètres. En effet, nitrates et silicates sont dans les deux estuaires parfaitement corréllés entre eux. (fig. 53).

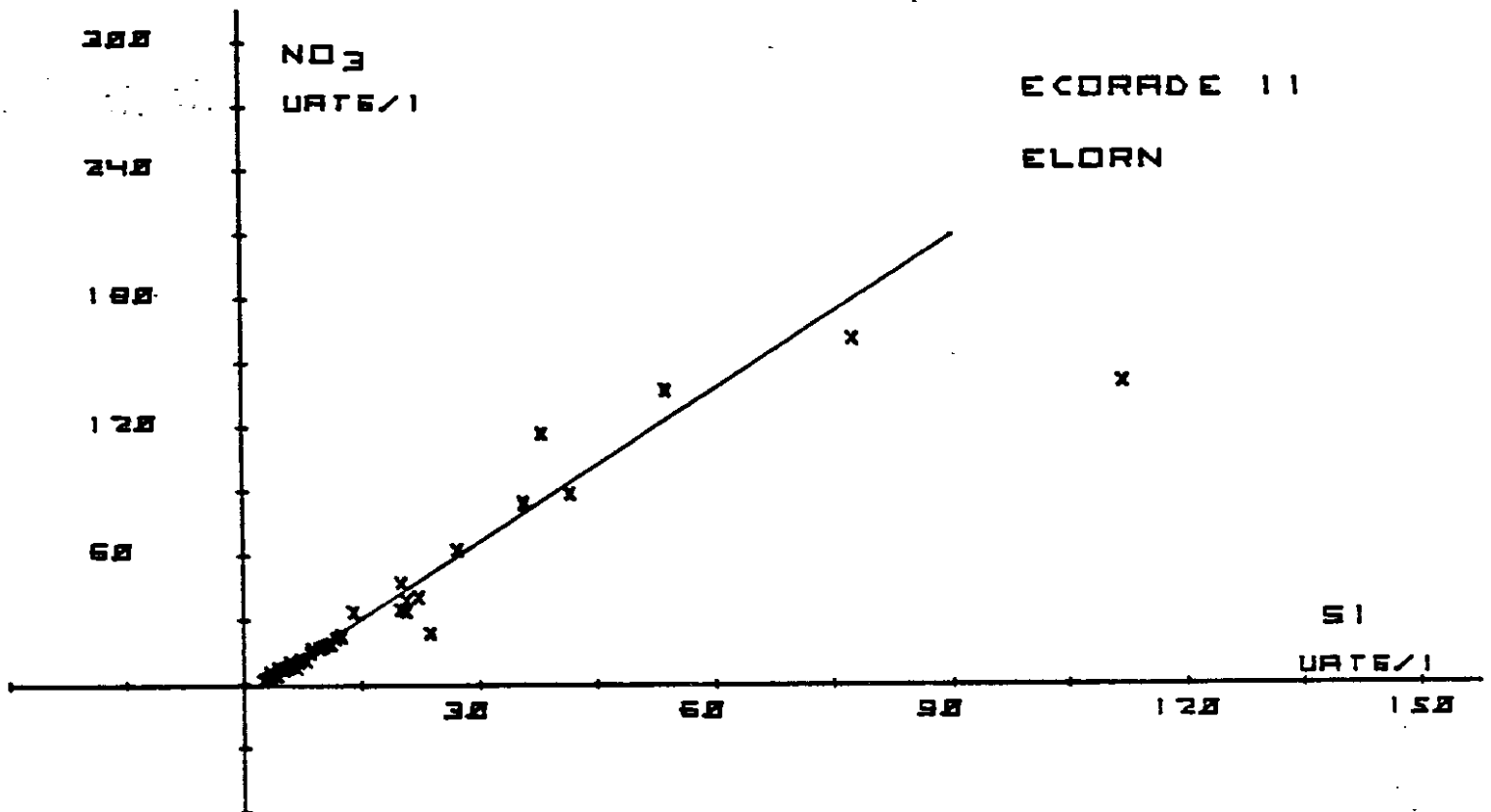
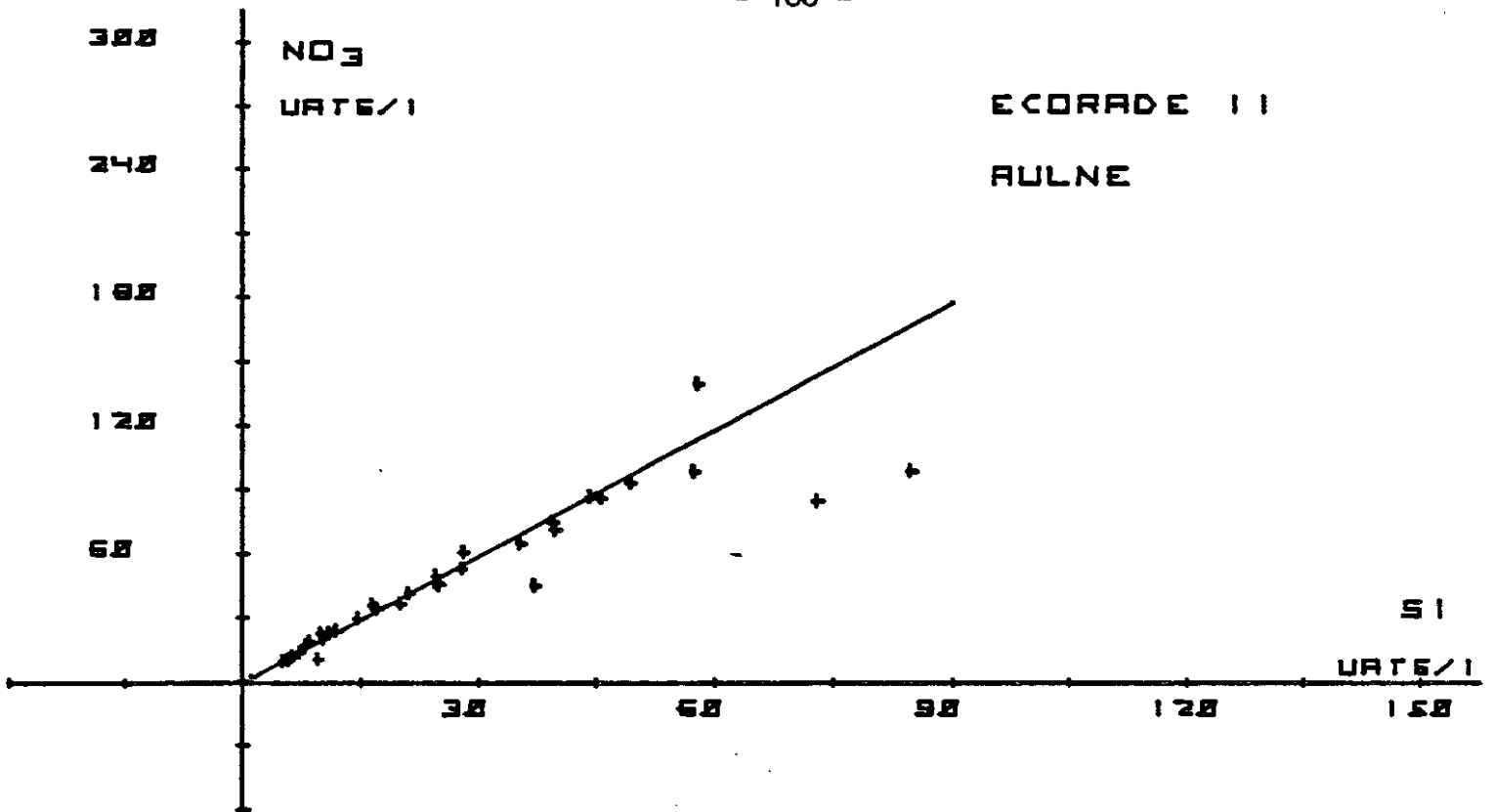


Figure 53. Relation entre la concentration en nitrates et silicates dans les estuaires en été.



Dans certains cas (MACKAY et LETHERLAND 1976) une distribution identique est le fruit du mélange des eaux de l'estuaire avec celles d'un tributaire. Dans l'Aulne et l'Elorn maritimes où il n'existe pas de rivière importante se jetant dans la partie aval qui aurait pu impliquer une telle distribution, il est probable que ceci soit dû à un phénomène biologique. En portant l'évolution des concentrations de l'eau douce au cours du mélange (fig. 5.4) la diminution rapide des concentrations aux fortes salinités ne correspond pas à l'introduction d'une deuxième source d'eau douce dans le mélange (fig. 49 b) mais plutôt à l'effet d'un processus non conservatif tel que l'assimilation par le plancton (fig. 49d). La répartition des points sur le diagramme de mélange en deux droites de pente différente suggère l'existence de deux zones distinctes. Aux faibles chlorosités, les points correspondent aux eaux de la partie médiane et amont de l'estuaire riches en éléments nutritifs, mais chargés en matières en suspension ( $> 1 \text{ g/l}$ ). La deuxième droite est relative à des eaux plus marines occupant en permanence la partie aval ne pénétrant dans l'estuaire médian que lors de la marée haute, ces eaux sont moins riches en sels nutritifs mais leur taux de particules en suspension est plus faible ( $100 \text{ mg/l}$ ). Il est possible que l'assimilation se fasse à des vitesses différentes dans ces deux zones expliquant ainsi la différence de pente constatée sur les diagrammes de mélange.

### B. Assimilation des nitrates et silicates dans la partie aval.

L'évolution différente dans chaque partie de l'estuaire nous a amené à distinguer deux zones dans le calcul des anomalies.

Dans la partie amont, le nombre réduit de points et leur dispersion rendent peu fiable un calcul d'anomalies. Dans la partie aval, le choix de la droite de dilution de référence est difficile. En effet, prendre la droite de dilution théorique n'est pas satisfaisante car le calcul d'anomalies tient alors compte de l'assimilation dans la partie amont. Il nous a paru préférable de choisir comme "eau source" pour la partie aval, l'eau à la limite des deux zones. On prendra comme composantes du mélange :

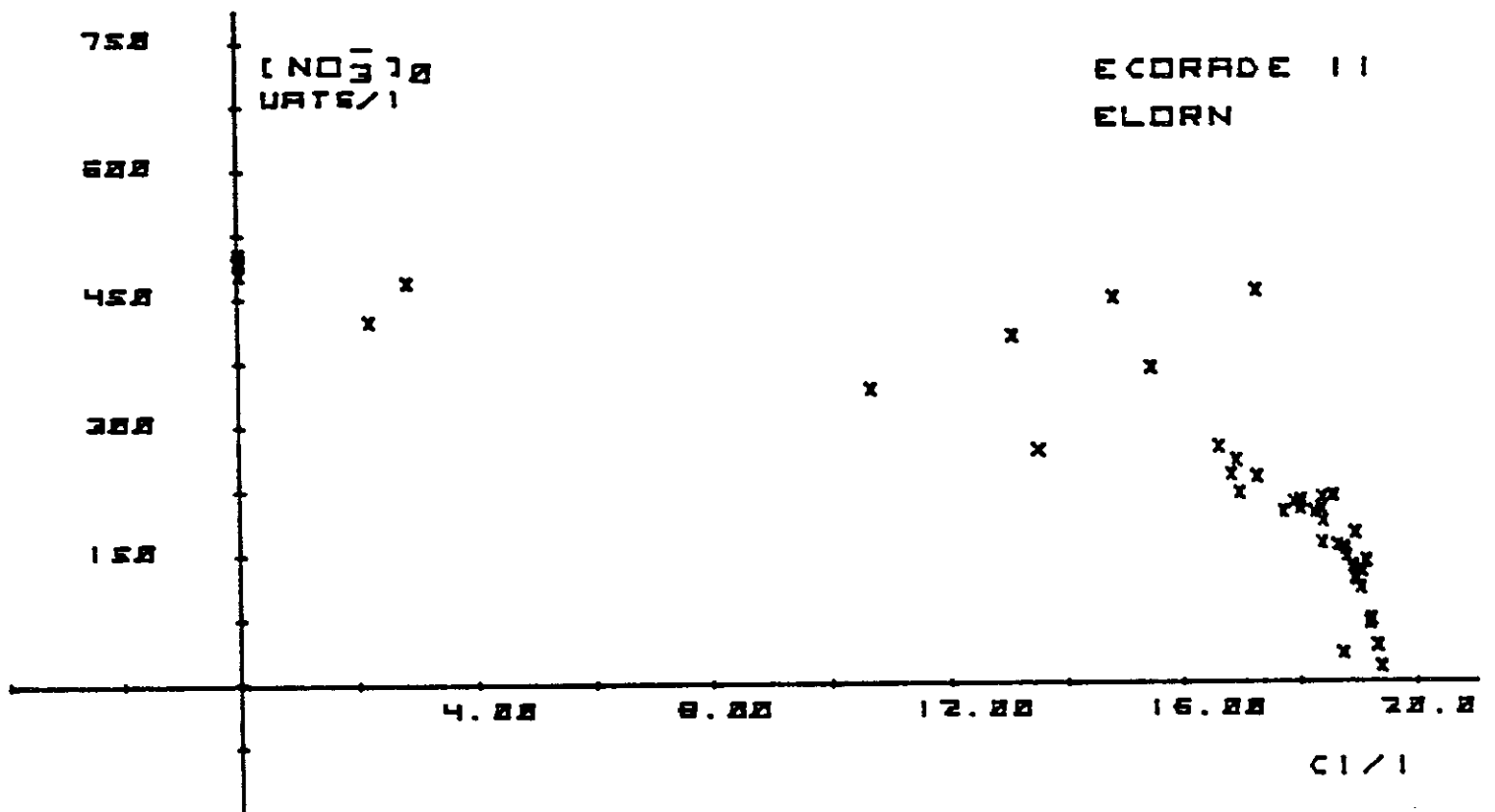
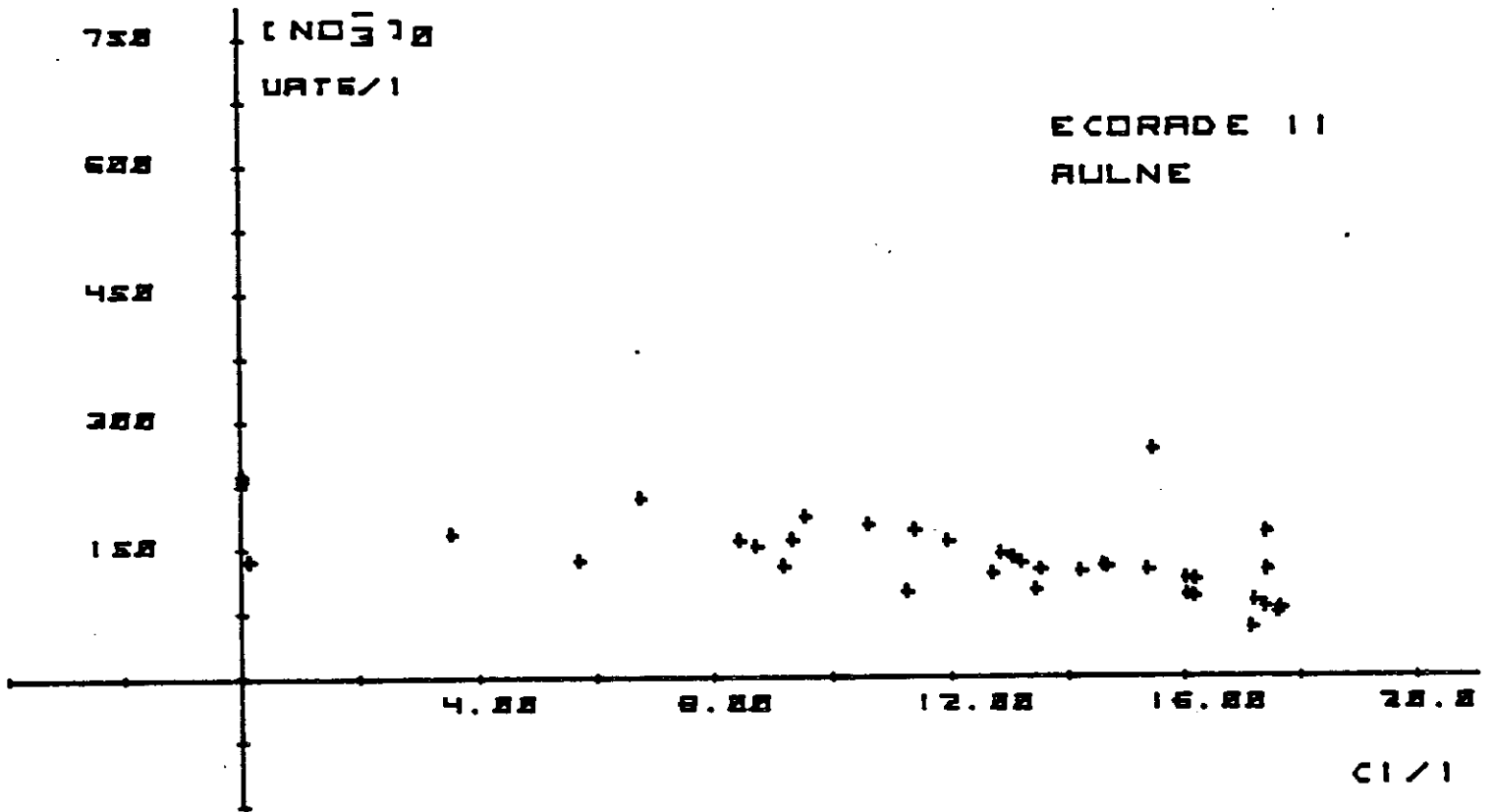


Figure 54. Diminution de la concentration de l'eau douce théorique au cours du mélange en été.

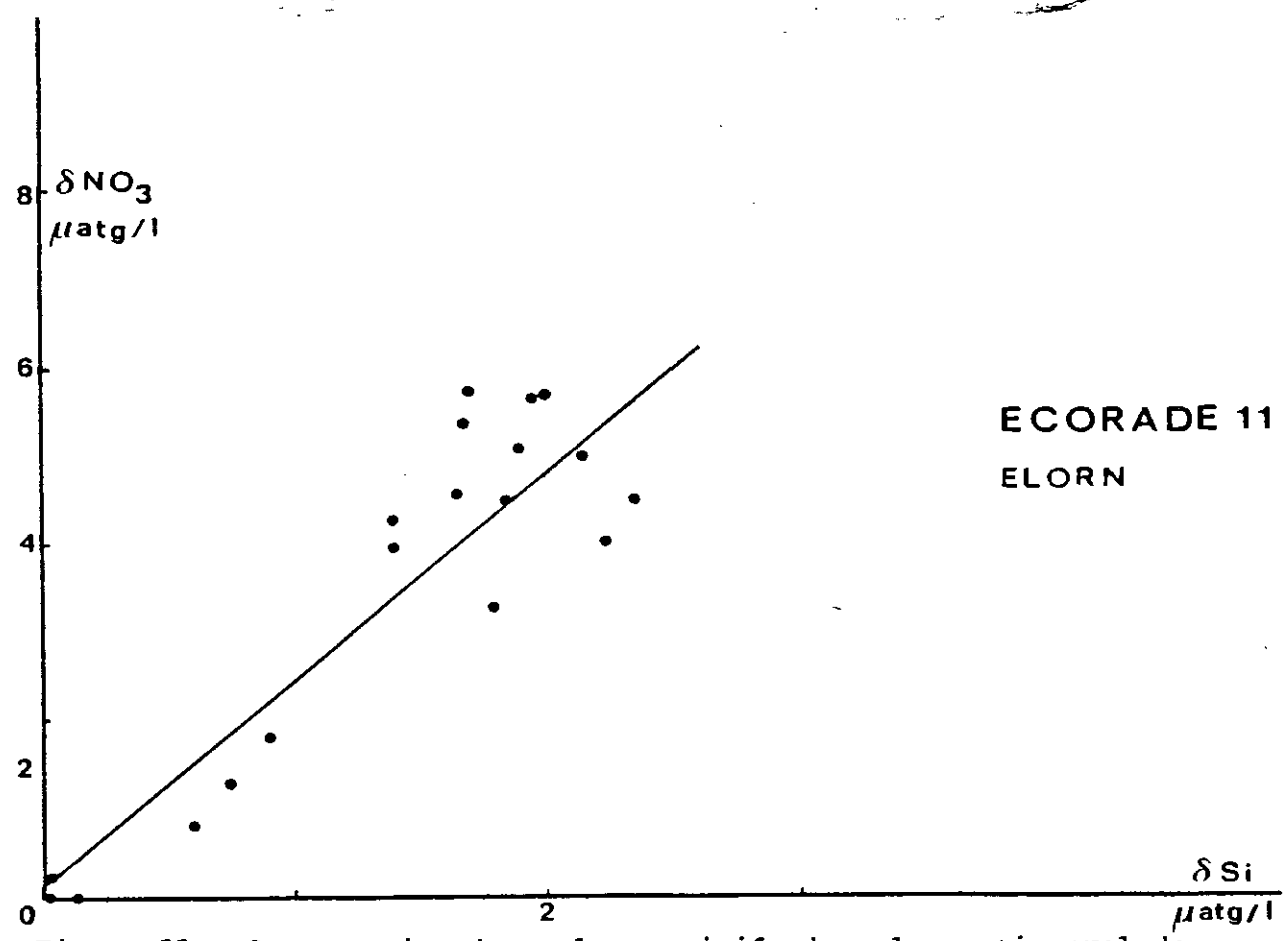
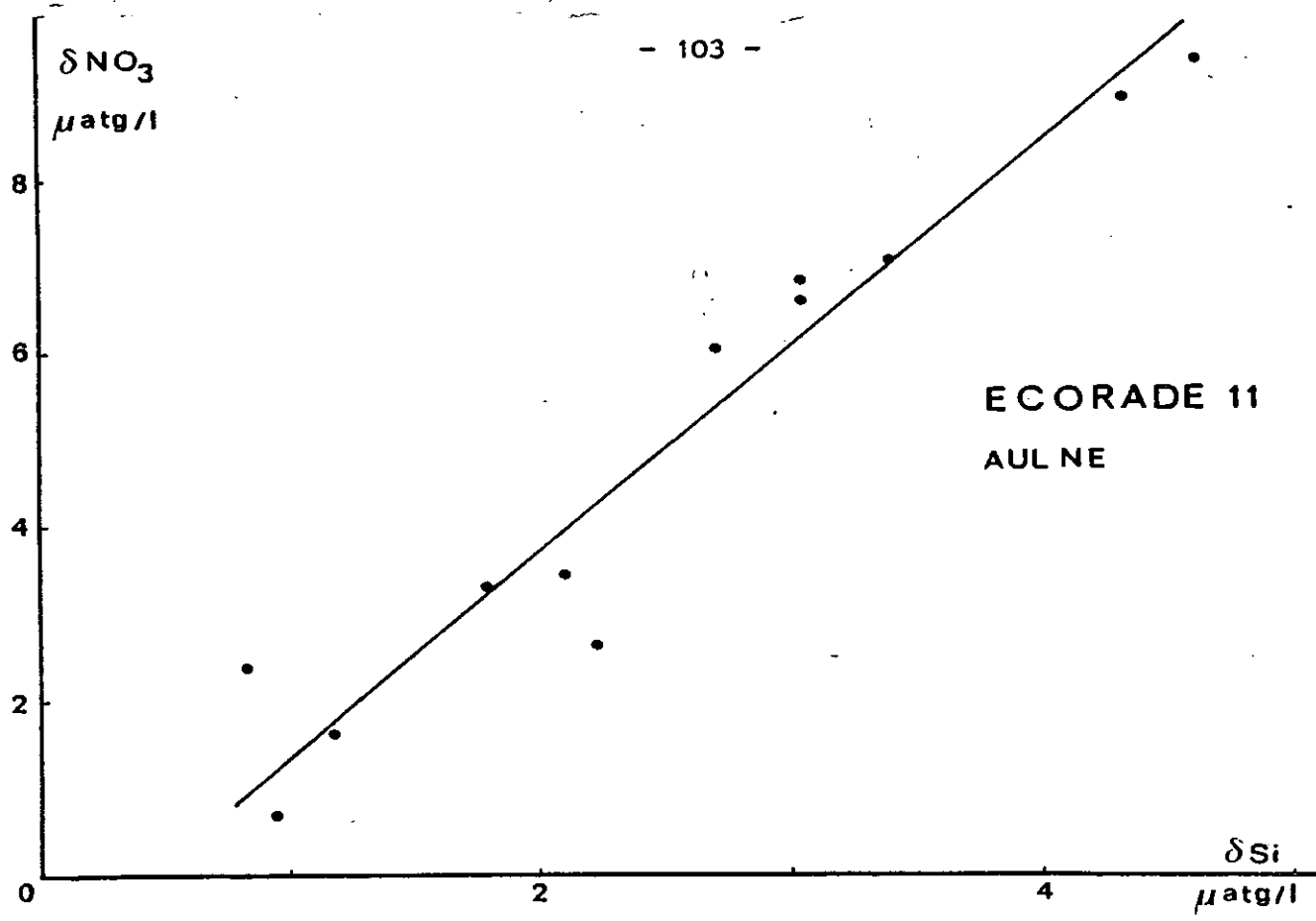


Figure 55. Consommation des sels nutritifs dans la partie aval de l'estuaire en été.

- eau de l'Iroise : CL/1 = 19.95 g/l  
 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- = 2.4 \mu\text{atg/l}$   
 $\text{Si (OH)}_4 = 1.4 \mu\text{atg/l}$
  
- eau intermédiaire à la limite des parties amont et aval de l'estuaire
  - Aulne : CL/1 = 13.0 g/l  
 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- = 47.5 \mu\text{atg/l}$   
 $\text{Si (OH)}_4 = 23.5 \mu\text{atg/l}$
  
  - Elorn : CL/1 = 17.9 g/l  
 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- = 24.6 \mu\text{atg/l}$   
 $\text{Si (OH)}_4 = 13.6 \mu\text{atg/l}$

. Rappports d'assimilation N/Si

En reportant en fonction l'une de l'autre les anomalies en nitrates et en silicates, calculées à chlorosité donnée, on observe dans les deux estuaires une bonne corrélation, fig. (55).

- . AULNE :  $\delta \text{NO}_3 = 2,36 \delta \text{Si} - 1,02 \quad r^2 = 0,97$
  
- . ELORN :  $\delta \text{NO}_3 = 2,31 \delta \text{Si} - 0,15 \quad r^2 = 0,72$

Ces rapports d'assimilation sont voisins de ceux calculés par HAFSAOUI (1981) au cours de blooms artificiels à partir d'eaux de la rade. Sensiblement identiques, ils correspondent à des populations planctoniques qui ne sont pas qualitativement différentes d'un estuaire à l'autre (QUEGUINER et al. 1982). Ces rapports d'assimilation, mis en évidence en milieu estuarien, diffèrent sensiblement de ceux généralement admis en milieu océanique ; ainsi dans l'Atlantique, RICHARDS (1958) a mesuré des rapports N/Si voisins de 1, TREGUER et al. (1979) dans le Golfe de Gascogne, des rapports de 1,5.

Dans le cas de la rade, les rapports d'assimilation N/Si 2,5 peuvent être mis en relation avec les teneurs à la sortie des estuaires qui est voisin de 2. Les populations phytoplanctoniques seraient donc parfaitement adaptées au milieu.

C. Estimation du flux de sels nutritifs entrant dans la rade

Les mois d'été se présentent pour la rade de Brest comme une période de relative oligotrophie. Les teneurs observées en chlorophylle varient peu et sont voisines de 2  $\mu\text{g}/\text{l}$ . L'estimation du flux nutritif à la sortie de l'estuaire nous permettra de déterminer le rôle que joue l'apport estuarien sur la production primaire en rade.

Le tableau 8 donne le flux de sels nutritifs à l'entrée et à la sortie des estuaires. Il appelle quelques commentaires.

Une part importante de l'azote minéral amené par la rivière est consommée dans l'estuaire environ 43 % à Térénez (A1), alors qu'au Relecq-Kerhuon (E1) 60 % sont déjà assimilés. L'ammonium par contre tend à augmenter à la sortie de l'estuaire, indiquant que la régénération notamment dans le sédiment est très active. En milieu océanique de fortes teneurs en ammonium tendent à retarder l'assimilation des nitrates (BOUGIS 1975) dans les rias de l'Aulne et de l'Elorn, par contre, elle a lieu même en présence de concentrations en ammonium très élevées (15  $\mu\text{atg}/\text{l}$ ). Toutefois, pour certains auteurs, (CONWAY 1976), il pourrait exister une adaptation des organismes dans des eaux où les stocks en azote restent toujours élevés qui permettrait une légère assimilation de nitrates même en présence de fortes quantités d'ammonium.

Pour les phosphates, la quantité exportée de l'estuaire est nettement plus importante que la quantité entrante (1,7 fois dans l'Aulne, 3 fois dans l'Elorn).

L'azote et le phosphore apportés à la rade sont en été, totalement consommés avant d'être évacués hors de la rade. Connaissant l'apport estuarien, il devient possible d'estimer l'influence qu'il peut avoir sur la production dans la rade. MOMBET et al. (1980) ont établi un budget des apports par bassins versants à la rade. Afin d'avoir une estimation meilleure de l'impact des apports exogènes, nous avons pris en compte l'apport moyen journalier de l'agglomération brestoïse, soit :

$$P = 360 \text{ Kg P/J}$$

$$N = 3150 \text{ Kg N/J}$$

En tenant compte de ces valeurs dans le bilan des apports en azote et en phosphore, il vient pour l'assimilation d'azote et de phosphore :

$$N = 2.09 \mu\text{atg}/\text{m}^2/\text{J}$$

$$P = 0.096 \mu\text{atg}/\text{m}^2/\text{J}$$

	Sels Nutritifs	$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$	$\text{NH}_4^+$	$\text{N}_{\text{inorg.}}$	$\text{PO}_4^{3-}$
	Lieu				
Concentration dans l'eau du fleuve	AULNE	236 $\mu\text{atg/l}$	-	-	1.83 $\mu\text{atg/l}$
	ELORN	495 $\mu\text{atg/l}$	16.2 $\mu\text{atg/l}$	511 $\mu\text{atg/l}$	3.72 $\mu\text{atg/l}$
Flux de sels nutritifs entrant dans l'estuaire	AULNE	$0,11 \cdot 10^6$ atg/j 1480 kg N/j	-	-	$0,82 \cdot 10^3$ atg/j - 250 kg P/j
	ELORN	$0,218 \cdot 10^6$ atg/j 3000 kg N/j	$0,007 \cdot 10^6$ atg/j 100 kg N/j	$0,225 \cdot 10^6$ atg/j 3100 kg N/j	$1,64 \cdot 10^3$ atg/j 510 kg P/j
Concentration moyenne de l'eau douce à la station aval	AULNE (A1)	134 $\mu\text{atg/l}$	14.2 $\mu\text{atg/l}$	146,7 $\mu\text{atg/l}$	3.11 $\mu\text{atg/l}$
	ELORN (E1)	197 $\mu\text{atg/l}$	23.5 $\mu\text{atg/l}$	<del>220,5</del> $\mu\text{atg/l}$	10.82 $\mu\text{atg/l}$
Flux de sels nutri- tifs sortant de l'estuaire	AULNE (A1)	$0,06 \cdot 10^6$ atg/j 850 kg N/j	$0,006 \cdot 10^6$ atg/j 89 kg N/j	<del>0,06</del> $0,06 \cdot 10^6$ atg/j 940 kg N/j	$1,4 \cdot 10^3$ atg/j 430 kg P/j
	ELORN (E1)	$0,087 \cdot 10^6$ atg/j 1220 kg N/j	$0,01 \cdot 10^6$ atg/j 144 kg N/j	$0,097 \cdot 10^6$ atg/j 1365 kg N/j	$4,77 \cdot 10^3$ atg/j 1480 kg P/j

TABLEAU 8 - FLUX D'AZOTE ET DE PHOSPHORE INORGANIQUE DISSOUT DANS LES ESTUAIRES DE L'AULNE  
ET L'ELORN - ECRADÉ 11 - 1-2 JUILLET 1980.

La production de carbone calculée à partir de ces valeurs serait respectivement de : 0.166 mg.C/m<sup>2</sup>/J et de 0.122 mg C/m<sup>2</sup>/J. D'après les rapports moyens : C/chla = 100 (VASSILIKI 1979) , cet apport de matière nutritive devrait entraîner des teneurs en chlorophylle de l'ordre de 0.1 µg/l or, les valeurs mesurées en rade varient autour de 2 µg/l.

Il apparaît donc que l'apport exogène ne contribue que faiblement en été à maintenir la productivité de la rade. Par contre, si l'on considère que les sels nutritifs apportés dans le bassin nord sont consommés immédiatement, l'augmentation de la biomasse qui en découle, serait de l'ordre de 0,4 à 0,9 µg de chlorophylle par litre, ce qui correspond assez bien à la différence observée entre bassin du nord et du sud.

Le niveau minimum de production observée en été ne peut s'expliquer uniquement par l'apport exogène de matières nutritives . Selon certains auteurs (SCOTT 1978), les matières nutritives nécessaires à ce développement planctonique proviennent en grande partie de la régénération par excrétion ou par dégradation bactérienne des matériaux particuliers ou dissous dans le sédiment ou la colonne d'eau.

#### 1.4 EVOLUTION EN AUTOMNE

-----

Le cycle des sels nutritifs, dans les eaux côtières est marqué en automne, par l'augmentation des teneurs en matières nutritives provoquée par la dégradation bactérienne du stock de matière végétale, produite durant l'été. Cette évolution n'apparaît pas clairement sur les diagrammes de mélange. Il n'est pas facile, notamment en ammonium, de distinguer un tel processus de l'introduction d'une eau polluée dans le système. La différence entre les diagrammes obtenus à ECORADE 9 par exemple et 10, dans l'Elorn (fig. 28) n'est pas explicite. Ce phénomène est mieux mis en évidence en portant l'évolution théorique de l'eau douce en fonction de la salinité ou du pourcentage d'eau douce, on obtient (fig. 56a et b) des courbes en forme d'hyperbole.

$$\begin{aligned} \text{AULNE} & : (\text{NH}_4)_0 = 17.7 + 1.87/X \quad r^2 = 0.84 \\ \text{ELORN} & : (\text{NH}_4)_0 = 77.9 + 3.58/X \quad r^2 = 0.81 \end{aligned}$$

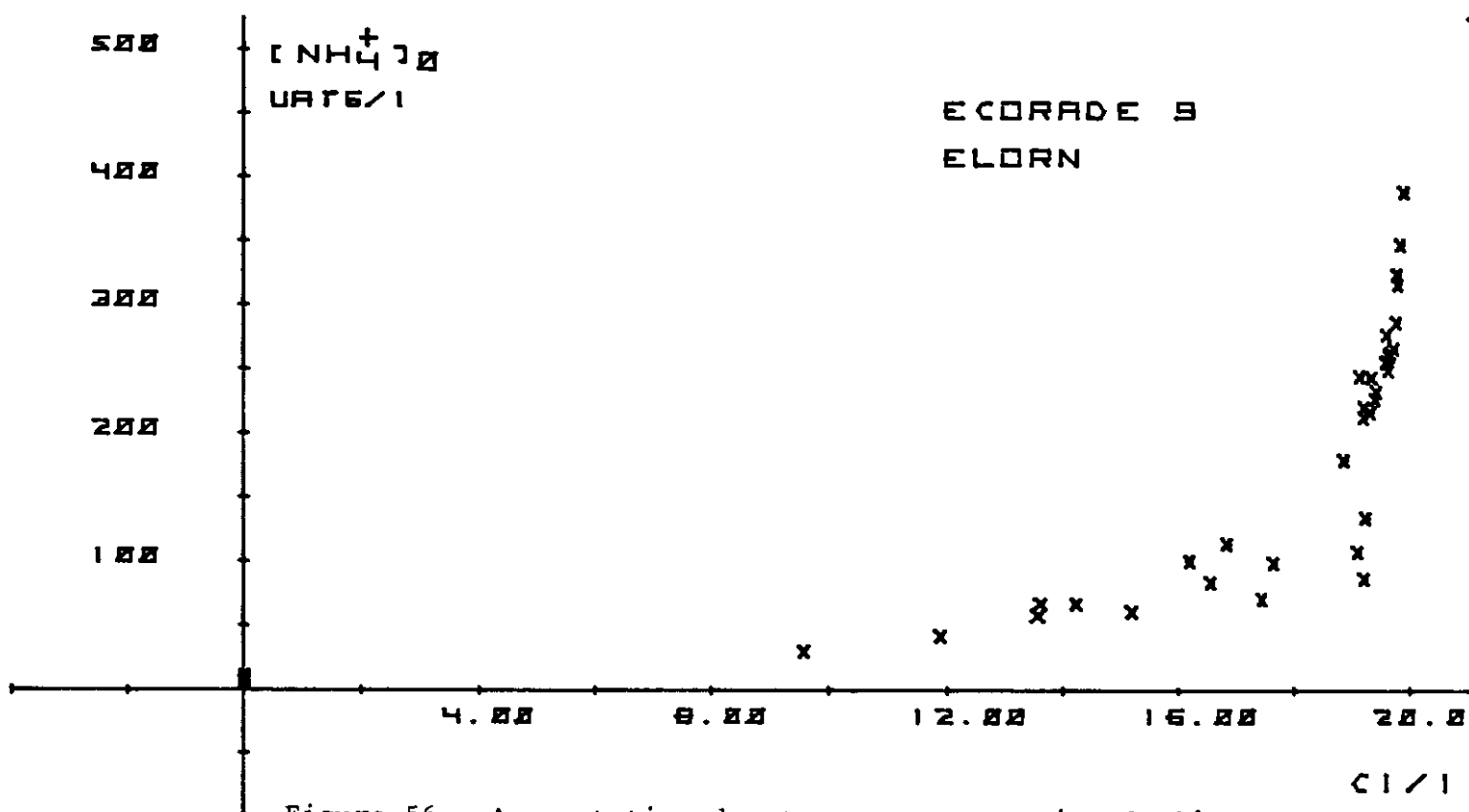
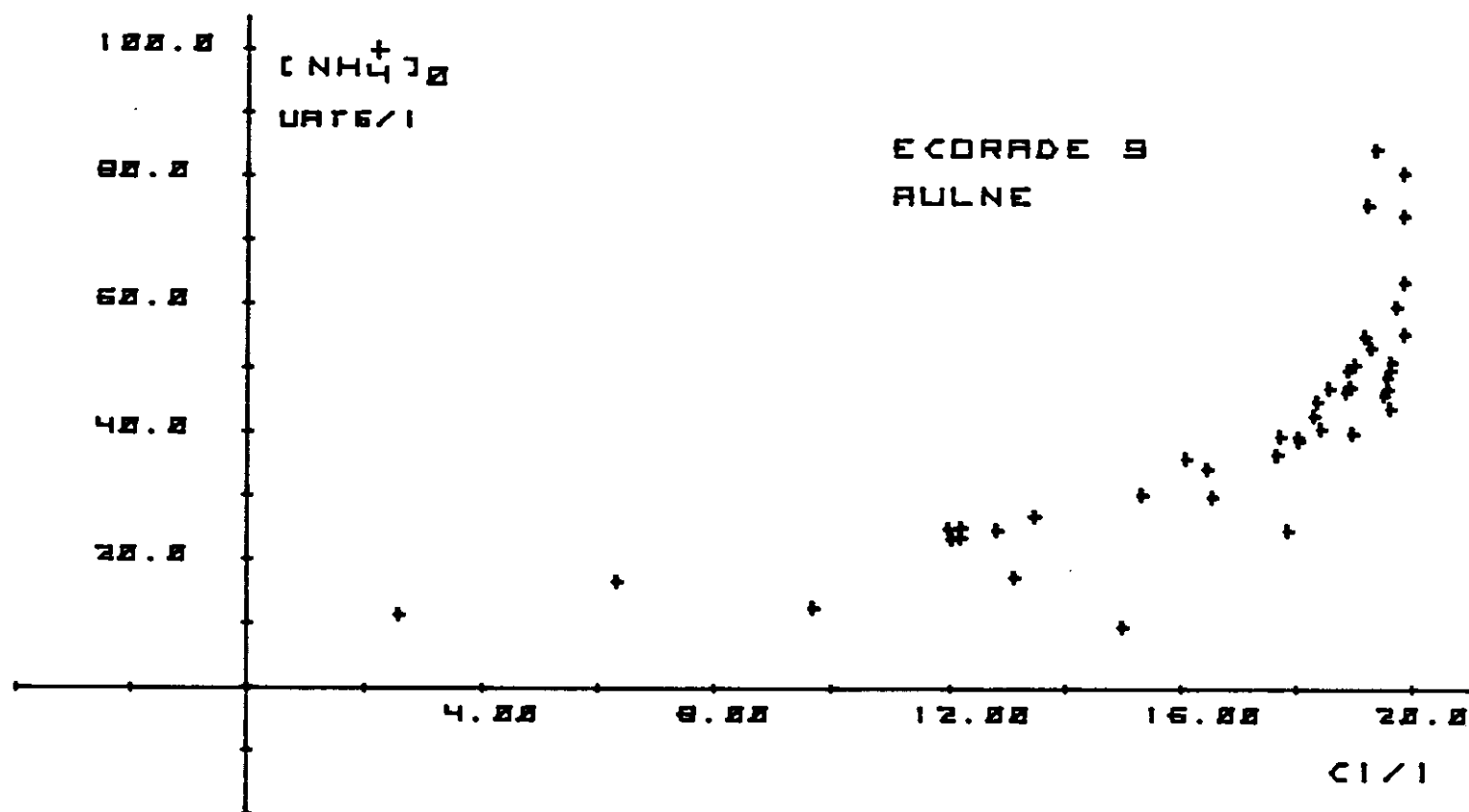


Figure 56. Augmentation des teneurs en ammonium de l'eau douce théorique en automne.



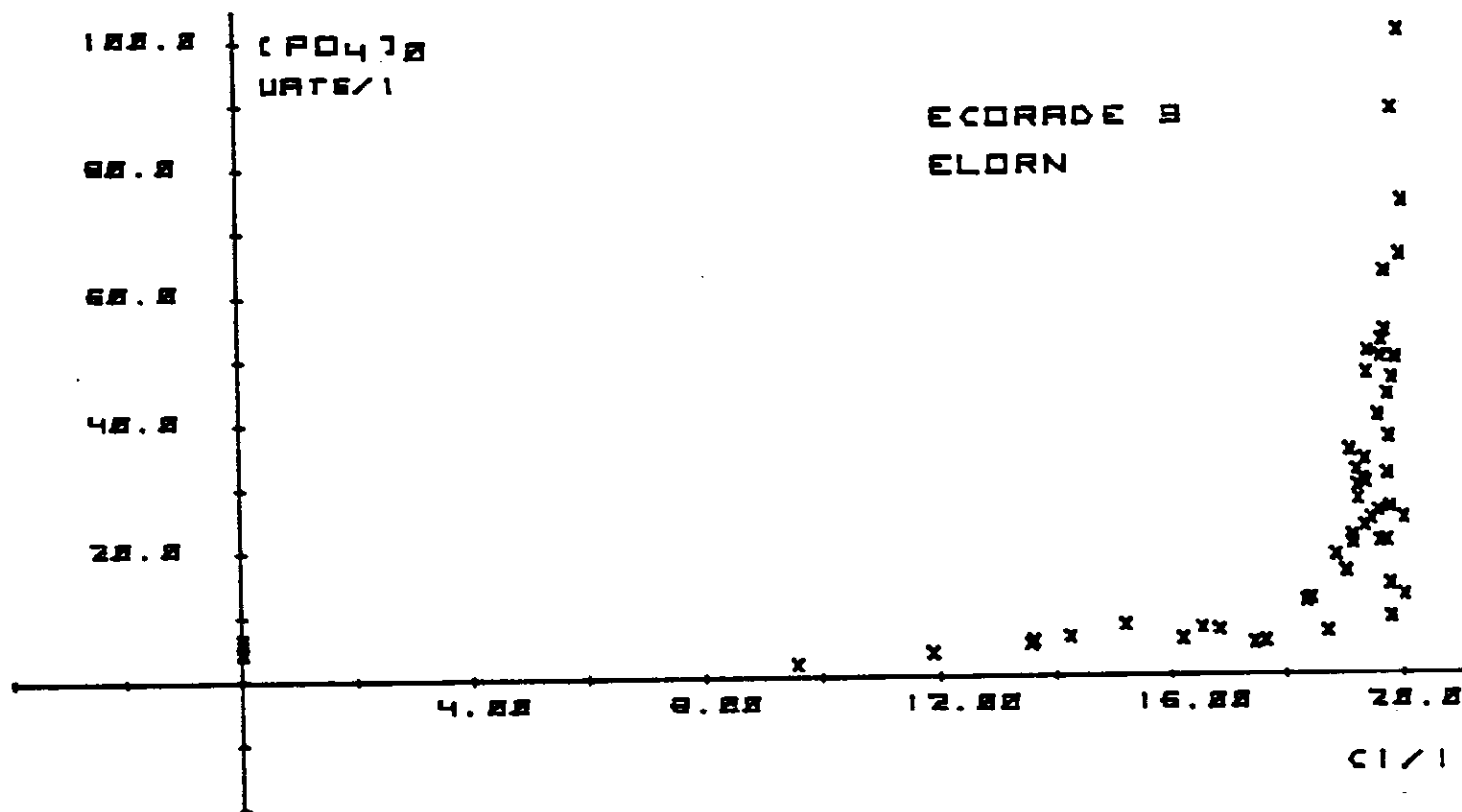
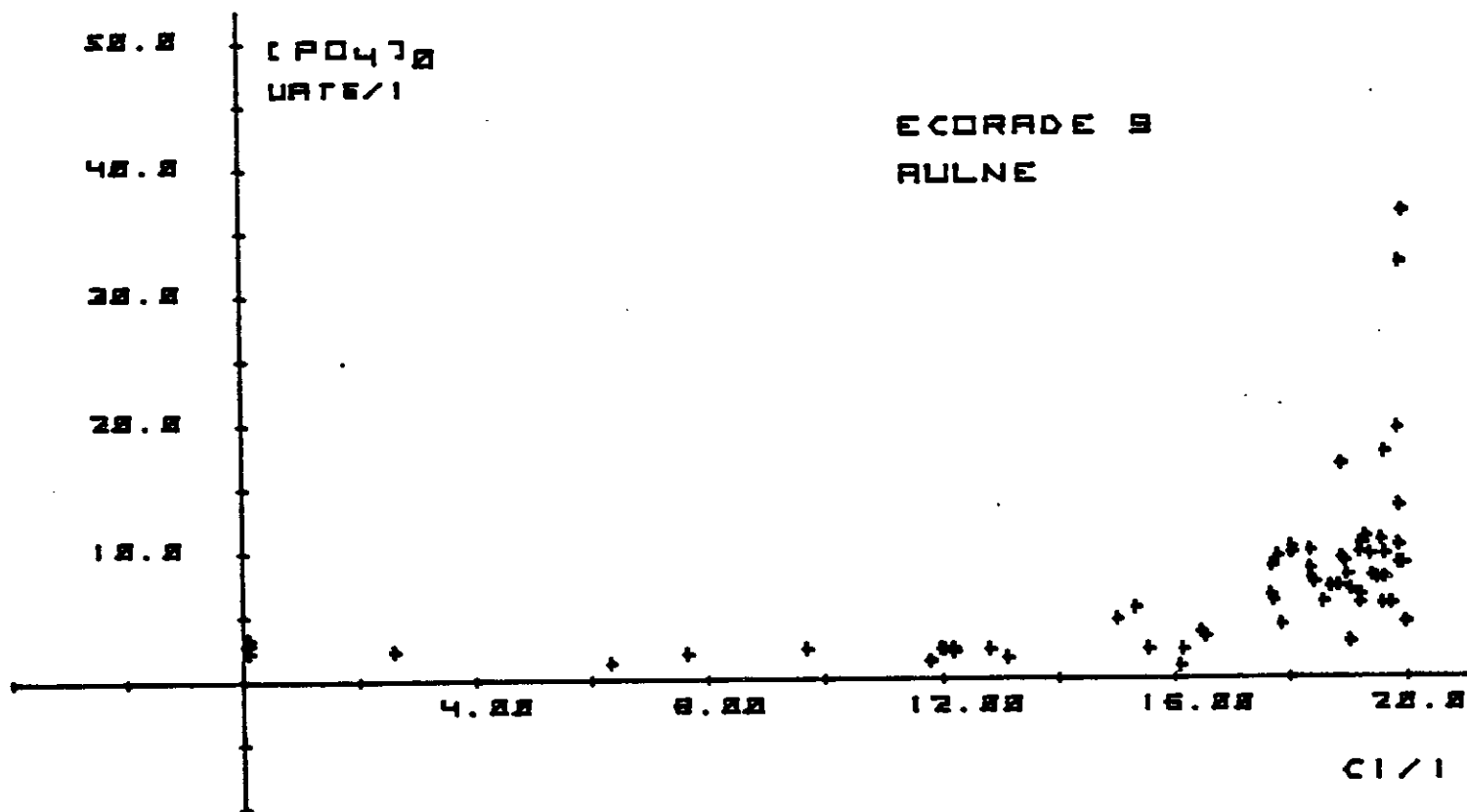


Figure 57. Augmentation des teneurs en phosphates dans l'eau douce théorique en automne.

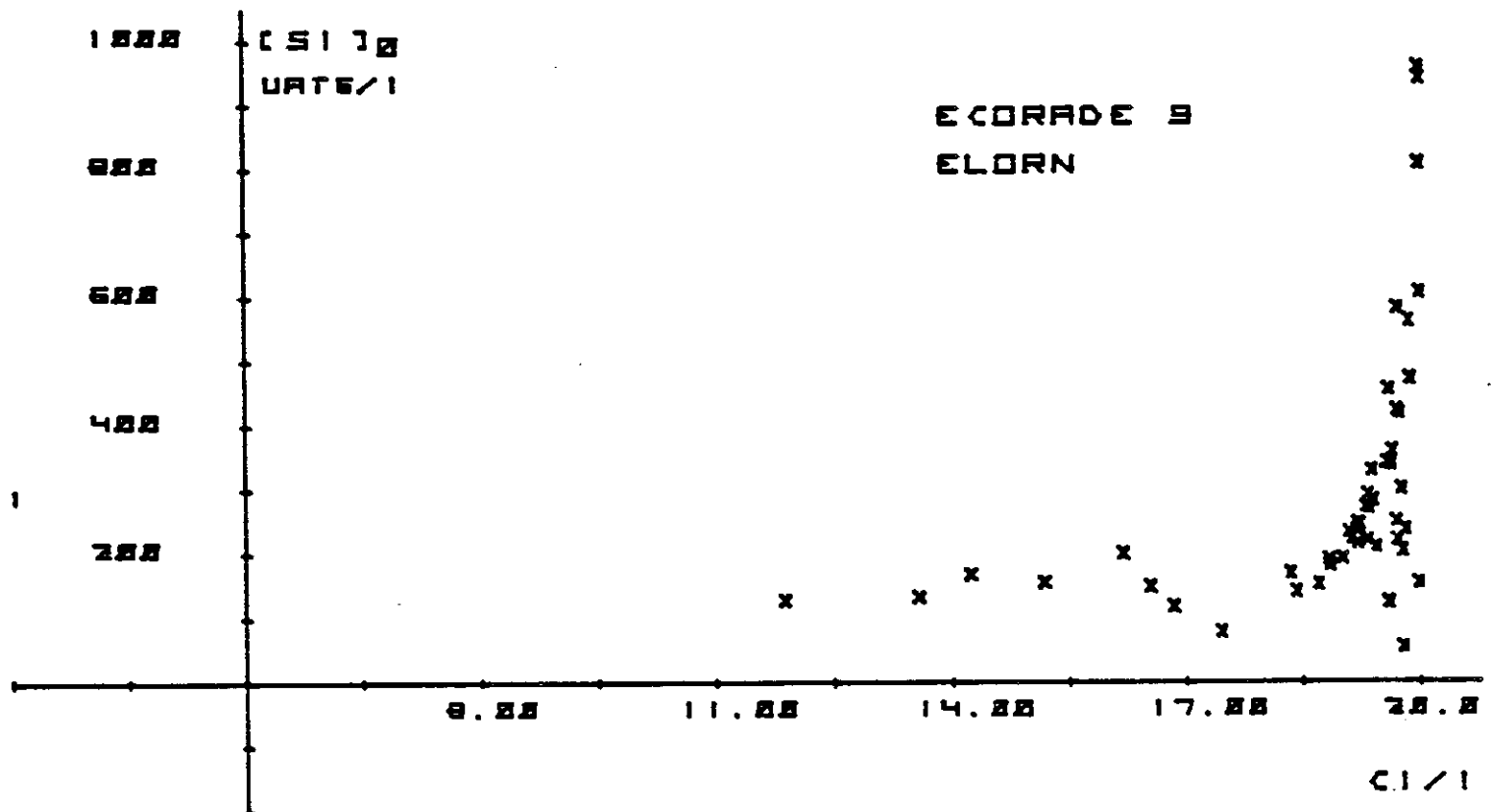
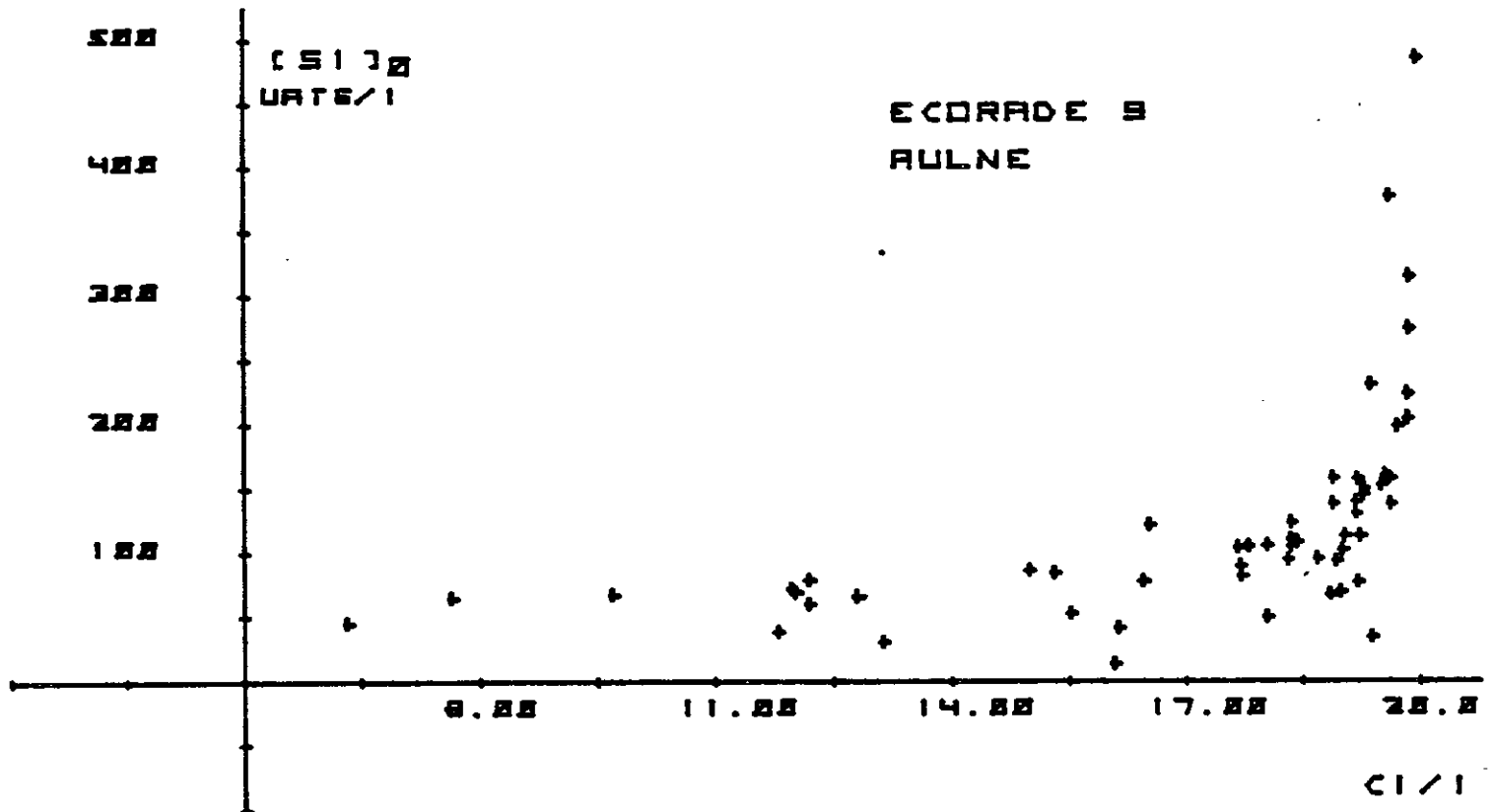


Figure 58. Augmentation des teneurs en silicates dans l'eau douce théorique en automne.

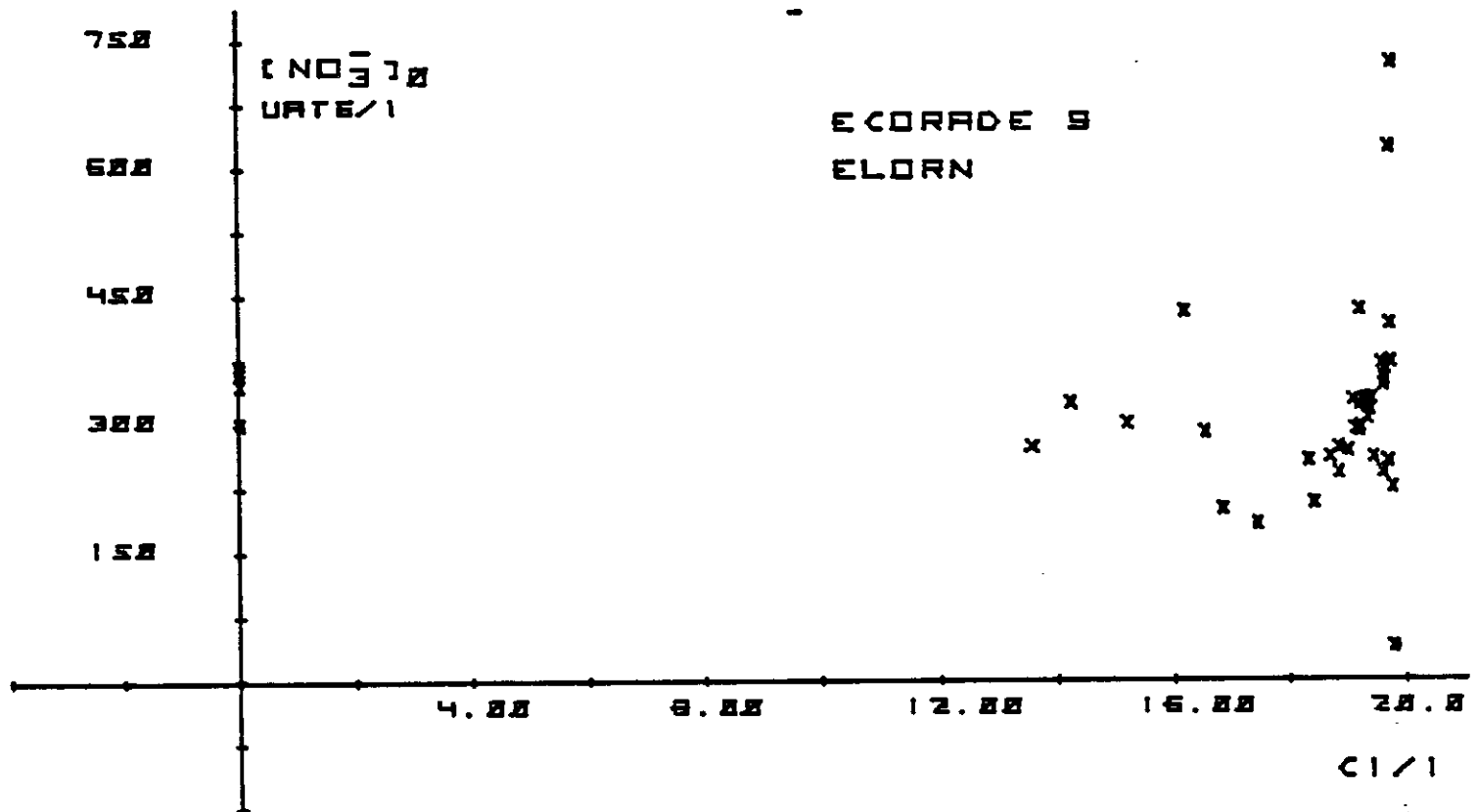
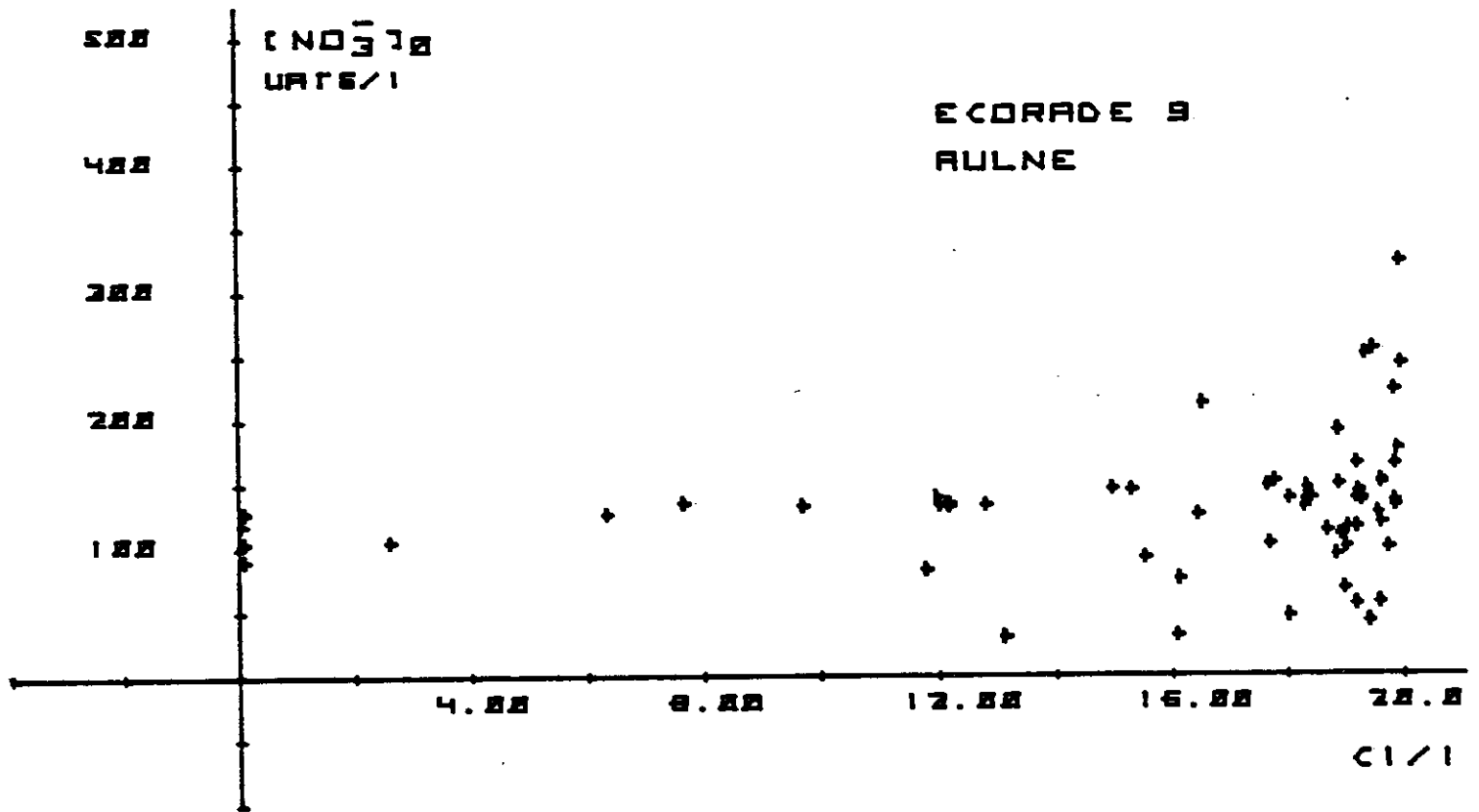


Figure 59. Evolution des teneurs en nitrates de l'eau douce théorique en automne.

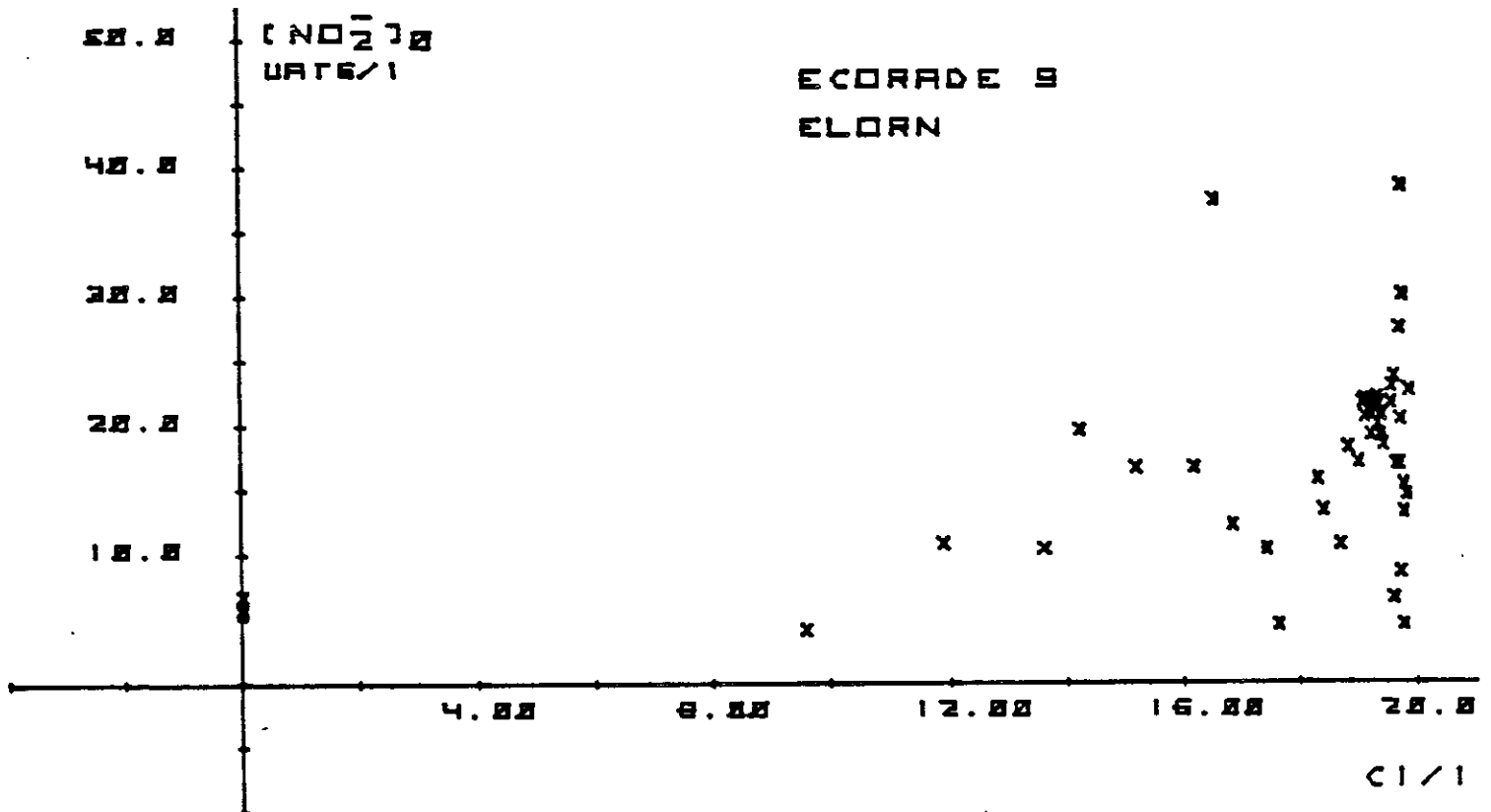
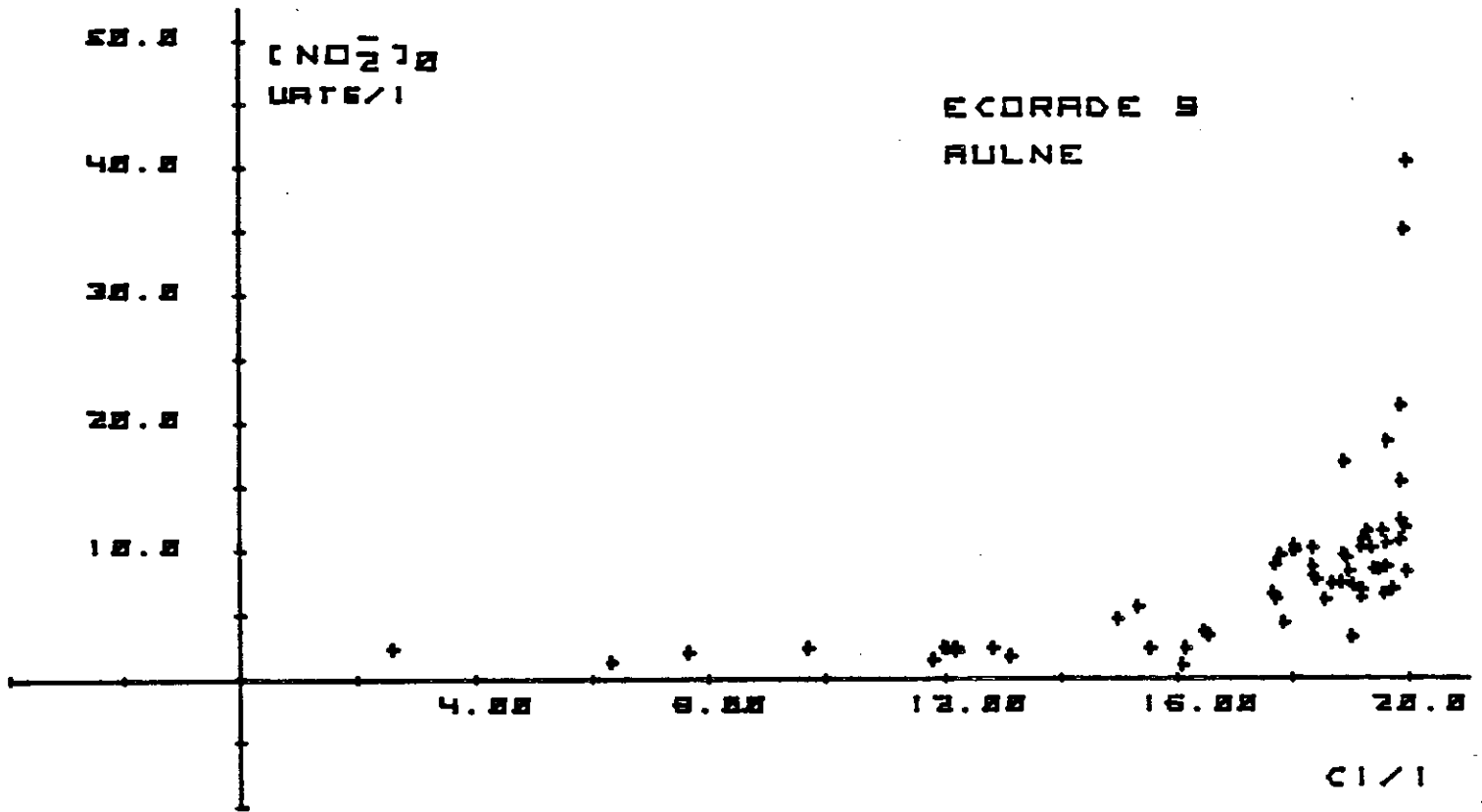


Figure 60. Augmentation des teneurs en nitrites de l'eau douce théorique en automne.

Ce type de courbe est caractéristique d'un phénomène non conservatif (fig. 49d), et permet de mettre en évidence la part due à la régénération au cours du mélange ; l'ajustement obtenu n'est pas parfait. A cela plusieurs raisons :

- l'eau douce, initiale a peut-être subi des pollutions intermédiaires, ce qui pourrait expliquer le décalage entre la courbe calculée et les points expérimentaux, aux faibles chlorosités, notamment dans l'Elorn. Par ailleurs, l'inégale répartition des points sur la gamme de salinité perturbe l'ajustement par la méthode des moindres carrés.

- d'autre part, comme nous l'avons vu, pour les courbes en périodes d'assimilation, il est probable que le processus de dégradation n'est pas constant en tous points de l'estuaire, or la méthode employée ici le définit implicitement comme tel.

Il n'en reste pas moins que nous pouvons aisément séparer, par cette méthode, une augmentation de teneur consécutive à des processus exogènes, d'un accroissement dû à des processus endogènes. Nous avons appliqué la même méthode aux autres sels nutritifs.

L'augmentation des teneurs de l'eau douce est toute aussi sensible en phosphate (fig. 57) et silicates (fig. 58).

L'évolution des concentrations en nitrates (fig. 59) est moins nette, si dans la partie amont l'évolution est quasiment conservative, dans la partie aval et dans la rade la dispersion des points est forte, il est observé à la fois des concentrations inférieures à ces teneurs dans l'estuaire amont, et des concentrations plus élevées : il est possible que l'effet de la régénération ne soit encore que peu sensible en nitrates, HARVEY (1960) observe un temps de transformation d'ammonium en nitrates de deux mois, ceci permet de supposer qu'une faible partie de l'ammonium a pu ici être transformée en nitrates, en tenant compte du temps de séjour de l'eau douce dans la rade, il ne

devrait être observé des concentrations plus élevées en nitrates que dans les eaux les plus marines de la rade. L'évolution en nitrites (fig. 60) est plus significative, notamment dans l'Aulne. Le phénomène de régénération paraît avoir débuté depuis assez longtemps puisqu'il est sensible en nitrites (HARVEY, 1960), qui sont la deuxième étape du processus de recyclage de l'azote. L'ammonium, les phosphates et les silicates sont régénérés le plus rapidement avec semble-t-il des vitesses relativement voisines, ce qui est en accord avec les travaux de GRILL et RICHARDS (1964).

#### 1.5 CONCLUSION

-----

Nous avons ébauché au cours des chapitres précédents, le cycle des apports de matière nutritive à l'estuaire. En hiver, il n'y a que peu d'assimilation, et les biomasses phytoplanctoniques sont relativement faibles. D'avril à septembre en pleine période d'assimilation, la totalité de l'apport en matières nutritives est par contre consommée dans la rade ou les estuaires et n'a pas le temps d'être évacué vers l'Iroise. En automne, durant la 1ère phase de régénération, nous venons de voir que les quantités importantes de sels nutritifs, notamment d'ammonium, sont produites dans la rade et sont évacuées avant même d'avoir été transformées en nitrates le temps de séjour des eaux (SAUM 1979) étant inférieur à celui nécessaire à l'oxydation de l'ammonium en nitrate (HARVEY 1960).

Ces considérations nous amènent à la notion générale de conservativité ébauchée au début de la troisième partie (MARTIN et al. 1976). Durant la période d'assimilation tout l'apport exogène en sels nutritifs est fixé dans la phase particulaire, entraînant une augmentation globale du stock en rade. Par contre, en période automnale, une grande partie des sels régénérés est exportée hors de la rade. Il est donc possible qu'à l'échelle annuelle le comportement des sels nutritifs soit globalement conservatif. Si cette hypothèse n'est pas vérifiée, la masse de matière organique potentiellement disponible augmente avec le temps dans l'estuaire, avec les risques à long terme d'une surcharge en matières dégradables.

## IV-2 APPORTS EXOGENES DIRECTS A L'ESTUAIRE

Dans certains cas, les éléments nutritifs peuvent être apportés directement à l'estuaire, soit par des petits tributaires, soit par des émissaires (station d'épuration, industries). Ces eaux sont la plupart du temps peu ou mal traitées, et, en conséquence, elles seront riches en matières oxydables : ammonium, nitrites ou matières organiques (LE JEHAN 1981), alors que leur teneur en nitrates reste voisine de la normale.

### 2.1 ELEMENTS AZOTES

En toutes périodes, surtout dans l'Elorn, nous avons enregistré des apports polluants dans l'estuaire, notamment en ammonium. Lorsqu'il s'agit d'un apport massif et localisé, la distribution des points sur un diagramme de mélange s'en trouve affectée. Ce sera le cas par exemple en avril dans l'Aulne (fig. 27) où l'on note la présence d'un maximum pour des salinités intermédiaires, avec des points bien corrélés à la chlorosité, dans la partie aval.

Dans l'Elorn, à cette époque, le même type de rejet est observé, mais la dispersion des points est nettement plus importante (fig. 28).

En portant à ces périodes, l'évolution des concentrations en ammonium dans l'eau douce, en fonction de la salinité de l'échantillon, on observe une augmentation régulière des teneurs dans l'Aulne jusqu'à des chlorosités de 14 g/l. (fig. 61). Par la suite, les teneurs tendent à rester constantes. Dans l'Elorn, au contraire, on observe un maximum intermédiaire dans les teneurs en eau douce (fig. 61). Il semble qu'il faille voir là un effet de la durée du rejet.

Dans l'Aulne, l'apport d'ammonium existe probablement depuis assez longtemps. En effet, toute la masse d'eau marine de la partie aval de l'estuaire est influencée par l'eau douce issue du mélange des deux sources. Dans l'Elorn, par contre, l'homogénéisation entre les différentes eaux douces ne s'est pas encore réalisée, certaines eaux n'ayant pas encore subit l'influence du rejet de polluant.

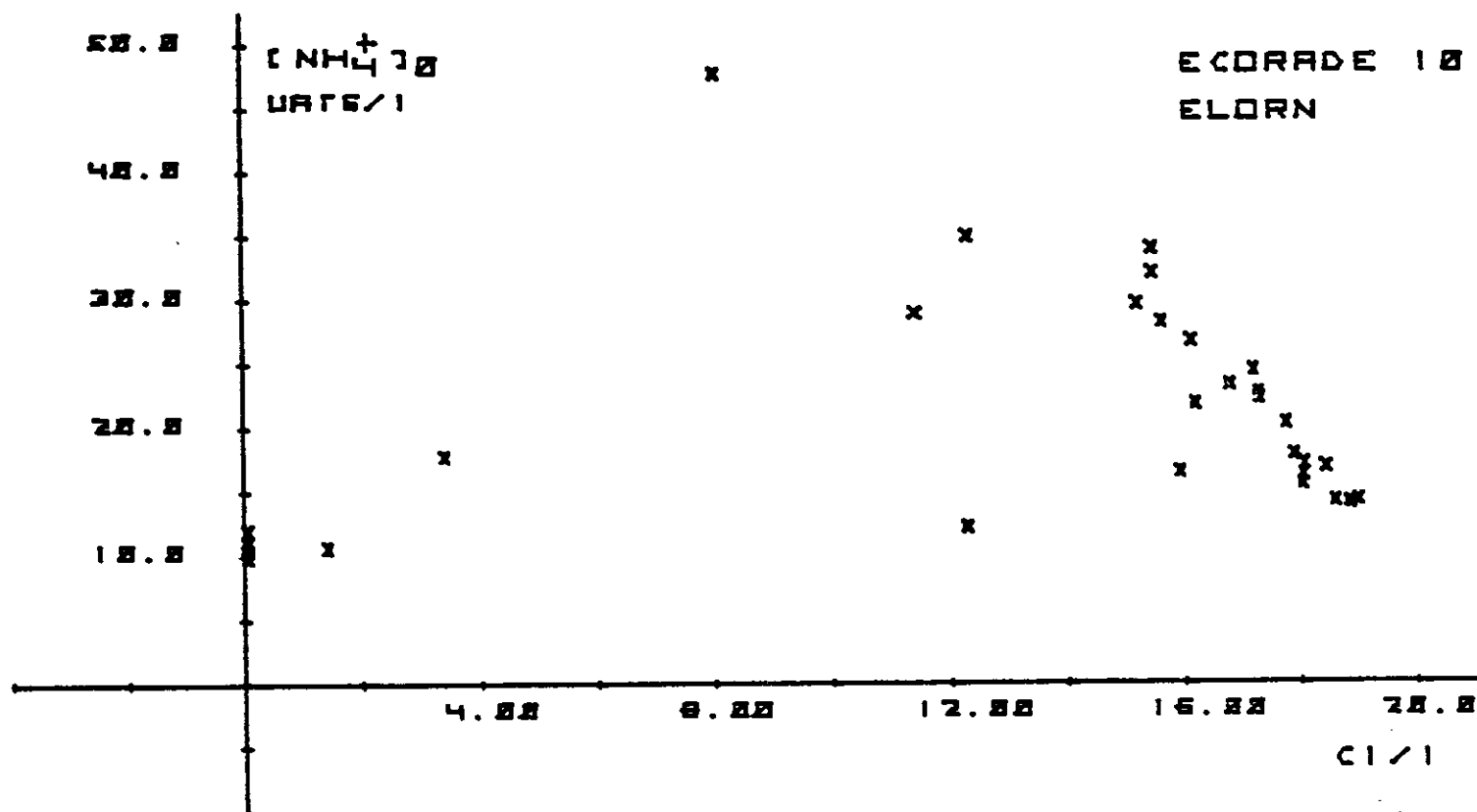
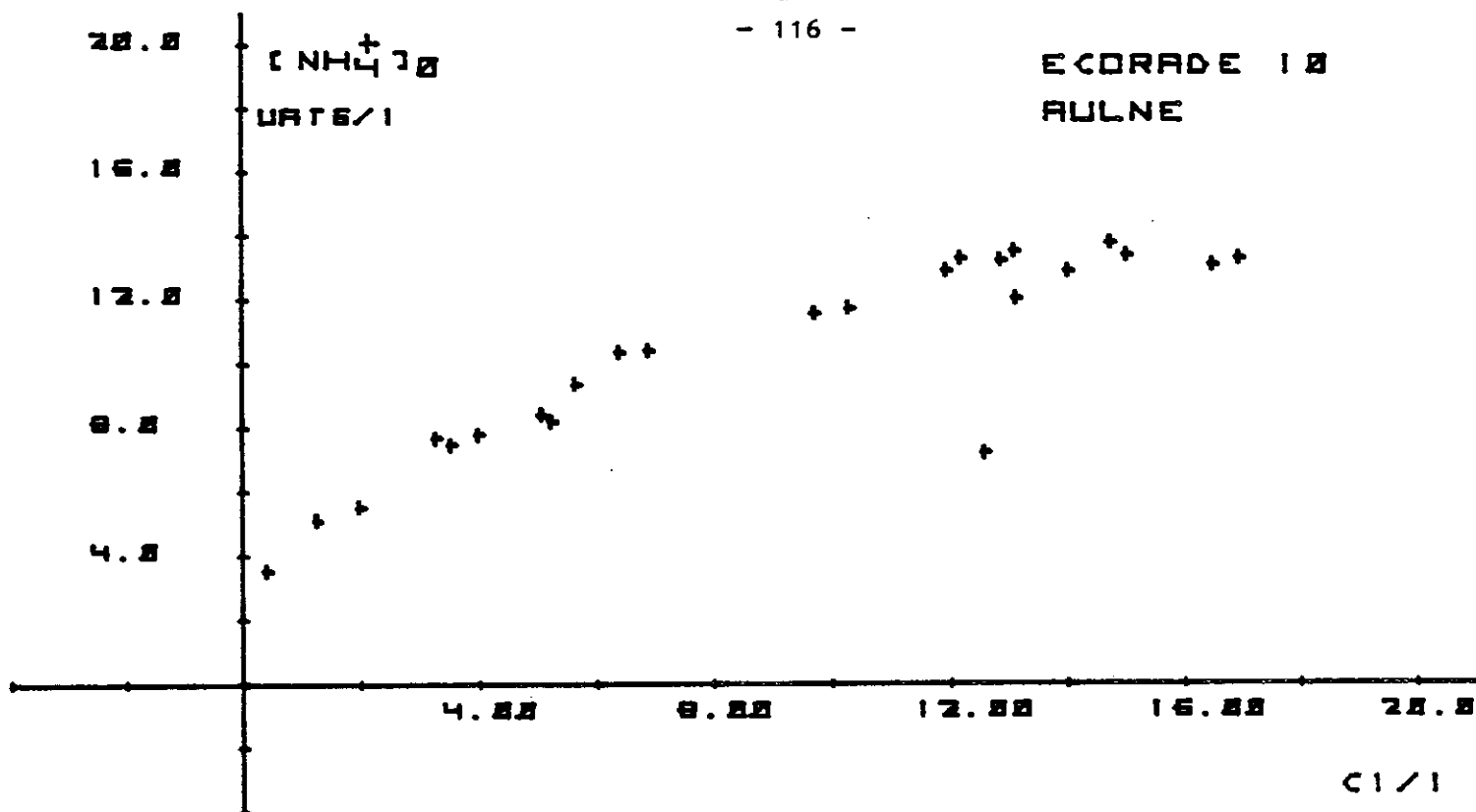


Figure 64. Evolution des teneurs en ammonium de l'eau douce théorique en fonction de la chlorosité, au printemps.



Les apports d'ammonium dans l'Aulne, n'ont pas toujours ce caractère ponctuel. En février, par exemple, alors que le diagramme de mélange est assez proche de la droite théorique (fig. 28), le tracé des concentrations dans l'eau douce, en fonction de la chlorosité, met en évidence l'augmentation des teneurs vers l'aval, dans l'estuaire (fig. 51). Cet apport est différent de celui observé en avril, il est difficile d'en établir clairement la nature. Il peut s'agir d'un apport diffus par lessivage des terres agricoles riveraines de l'estuaire. Le mois de février marque, en effet, le début des épandages d'engrais azotés, et, bien que l'ammonium soit bien retenu dans les sols, il est possible qu'une partie soit amenée rapidement à l'estuaire, entraîné par les eaux de ruissellement, avant qu'il ne pénètre dans le sol.

Il est possible qu'il existe des échanges à l'interface eaux-sédiments, comme semble le montrer le diagramme de mélange dans l'Elorn, en janvier 1981 (fig. 30). Les eaux marines, occupant le fond de l'estuaire amont, sont, à chlorosité égale, nettement plus riches que celles situées en aval.

Si les pollutions de l'estuaire sont marquées en ammonium, elles existent aussi en nitrites, comme en attestent les diagrammes de mélange (fig. 33). Ces pollutions en ammonium et nitrites sont souvent couplées (cf. III- 3.4) mais la dispersion des points sur les diagrammes  $\text{NO}_2 - \text{CL}/1$  rend leur mise en évidence plus délicate pour ce paramètre.

Localisation des apports : les coupes de l'estuaire réalisées au moment des étals de pleine-mer et basse-mer permettent de mieux visualiser l'impact d'un rejet sur la distribution des sels nutritifs dans l'estuaire.

Dans l'Elorn, la majorité des apports a lieu en aval de Landerneau (fig. 62). Les teneurs maximales sont observées entre la bouée n° 8 du Chenal et le début du canal de Landerneau, c'est une conséquence de l'implantation d'assez nombreuses activités industrielles, en aval de Landerneau.

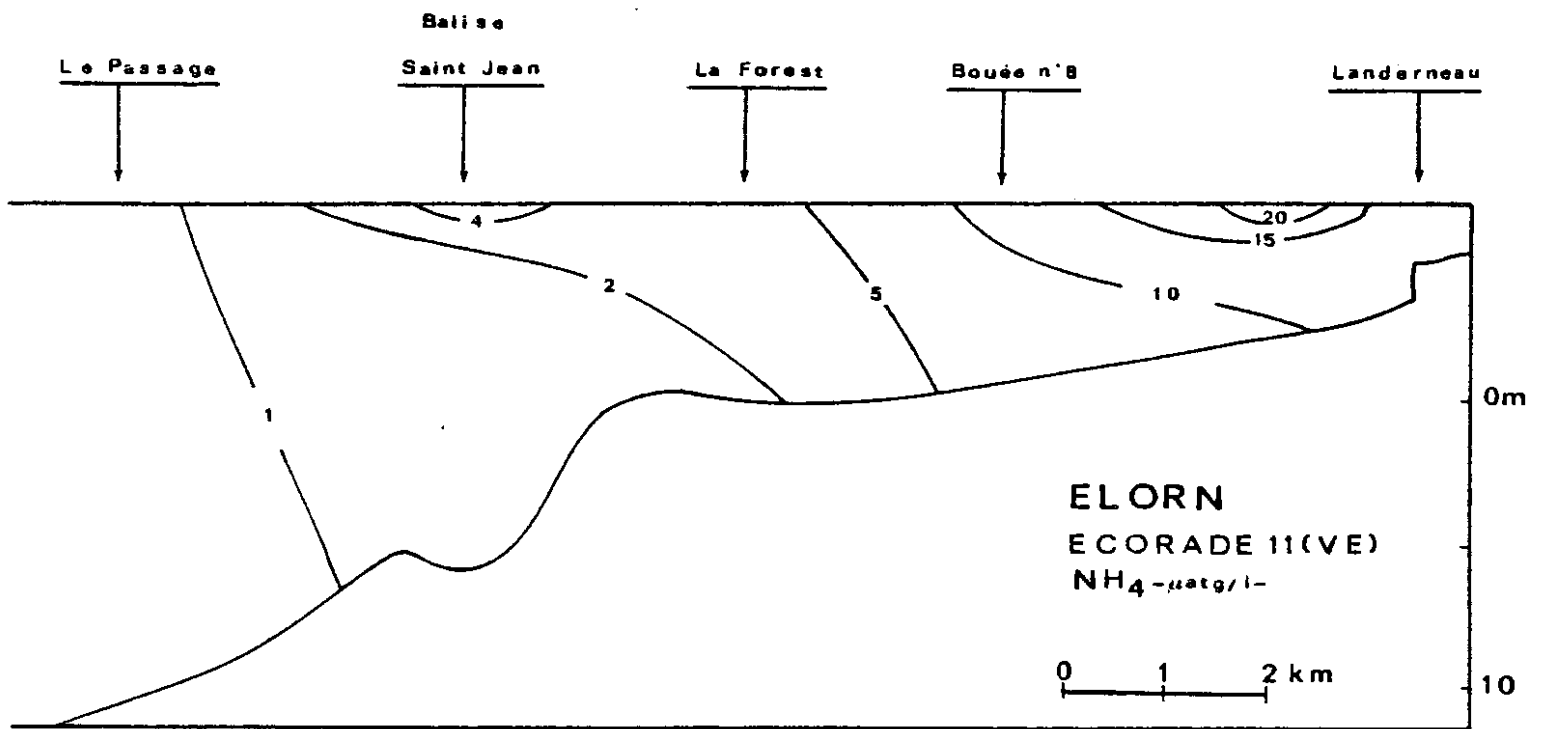
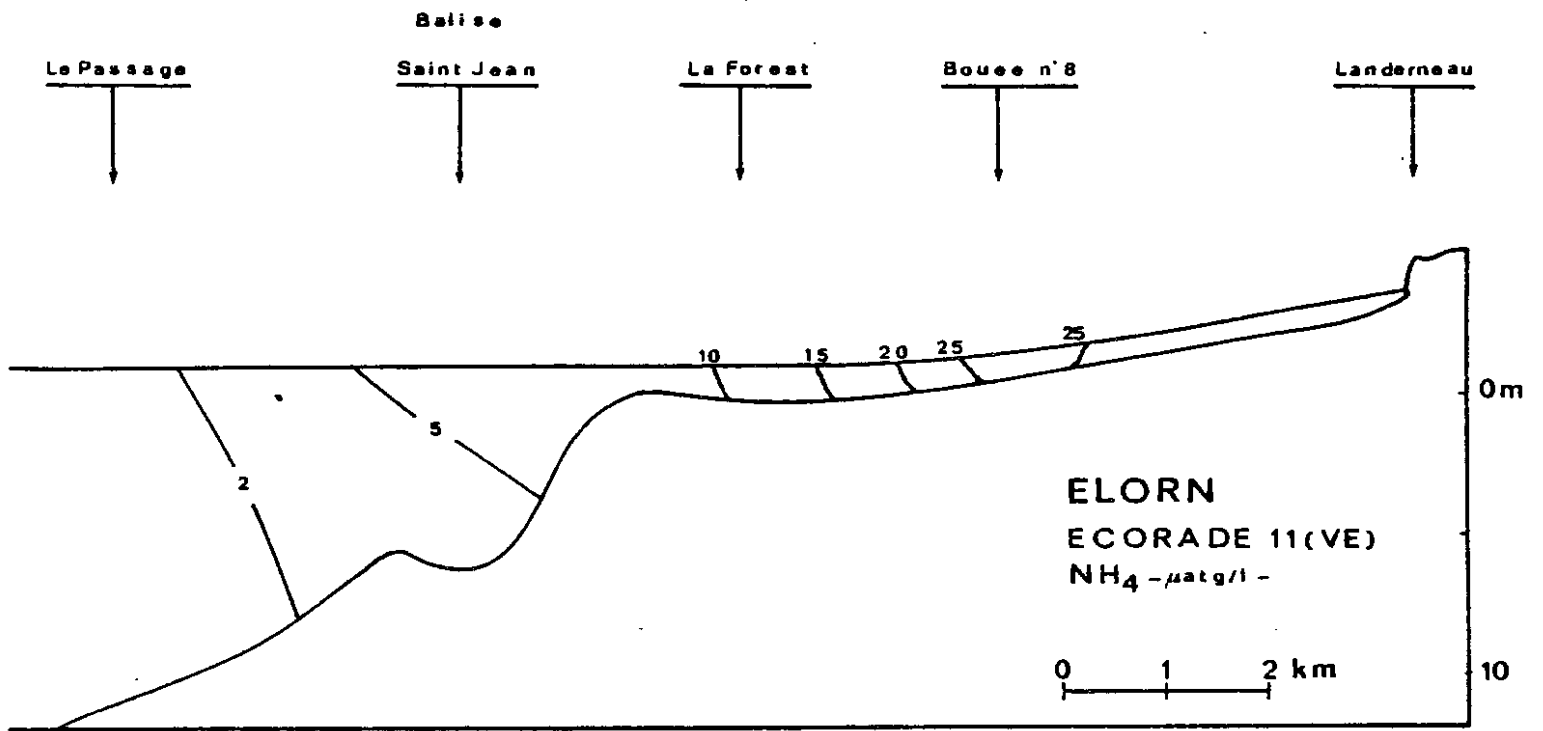


Figure 62. Apport d'ammonium dans la partie médiane de l'estuaire de l'Elorn.

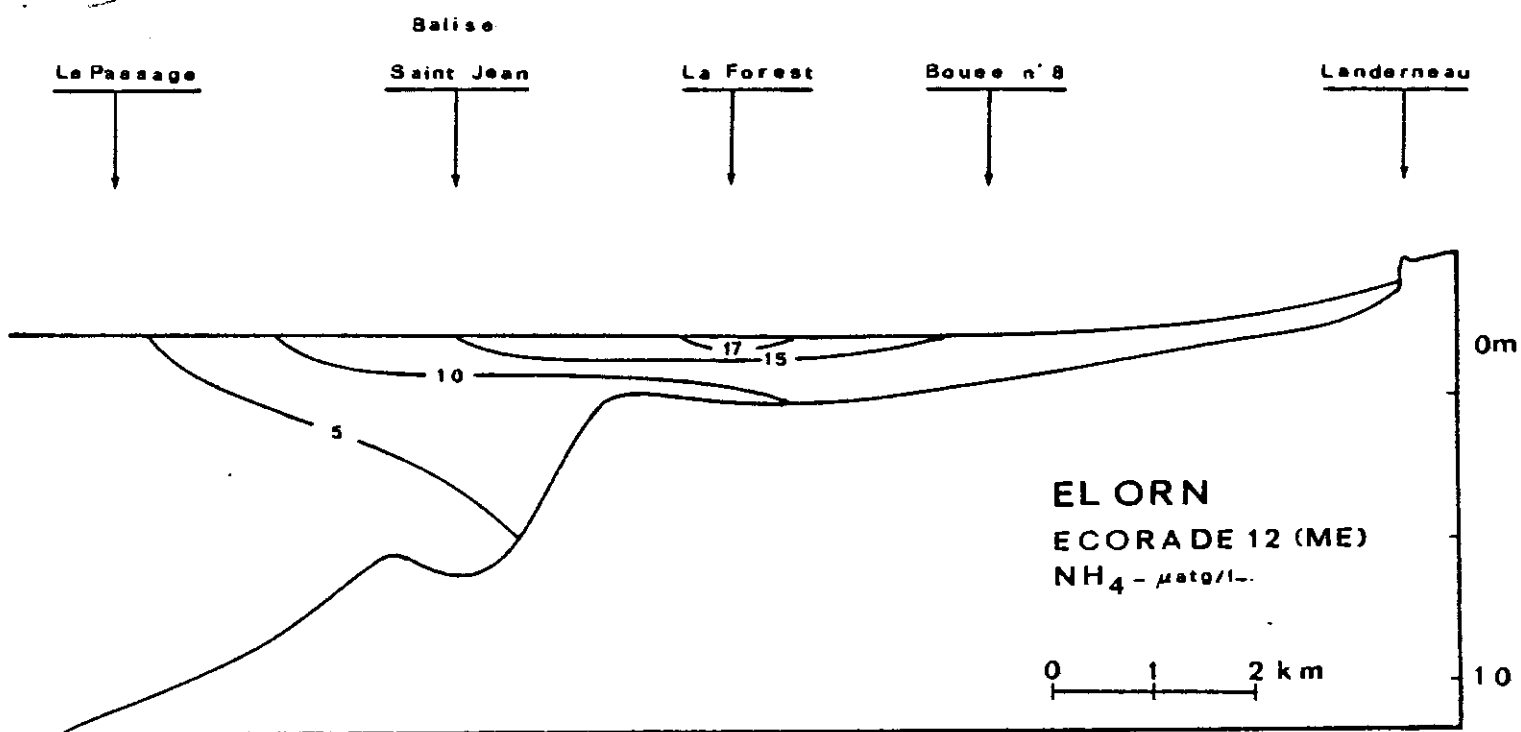
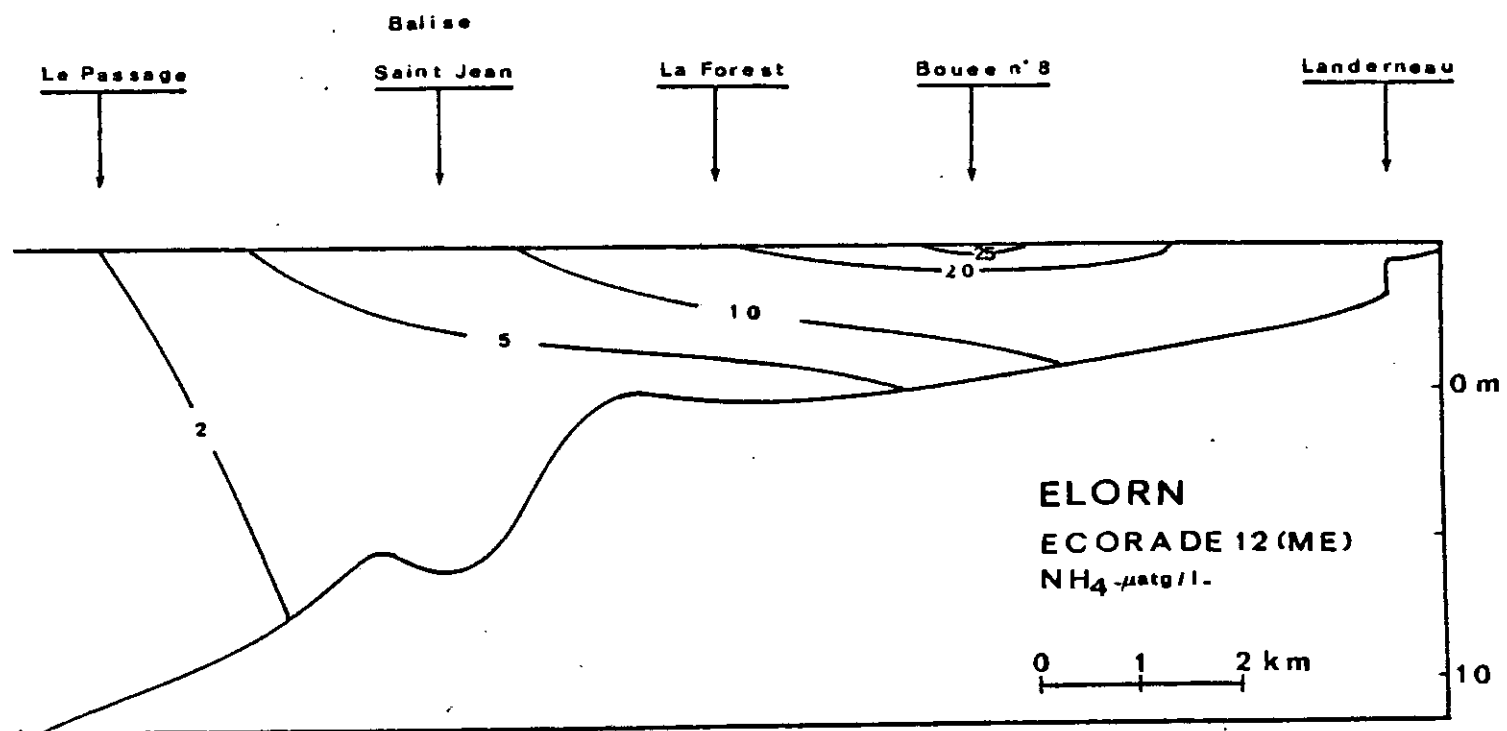


Figure 63. Apport d'ammonium dans l'estuaire de l'Elorn, déplacement de la tache de pollution lors de la marée descendante.

Des rejets sont parfois décelables, plus en aval, au niveau de la balise Saint Jean (avril 1980 - fig. 31). Ces maximums dans la partie aval ne sont pas dûs forcément à un rejet, dans cette zone. Dans certains cas, comme en janvier 1981, on observe à basse mer un maximum à la balise Saint Jean qui n'est plus décelable à pleine mer. Par ailleurs, à la pleine-mer précédente, un maximum très net était observable, en amont (fig. 63), or le calcul des concentrations théoriques de l'eau douce donne dans les deux cas un résultat semblable ; il est probable que l'eau observée à basse mer en aval, provient d'un rejet ponctuel, plus en amont, qui a cessé. Le déplacement supposé de la nappe de polluant est tout à fait compatible avec la vitesse de jusant.

## 2.2. APPORTS EN PHOSPHORE

### A. Les phosphates

Les eaux usées sont normalement chargées en phosphore et leur introduction dans un milieu marin comme la rade, entraîne une augmentation locale des teneurs en phosphates (Rapport SEPNE 1976).

Dans les estuaires, il est probable qu'il existe un certain nombre de rejets d'eaux riches en phosphate, d'autant que des augmentations locales en phosphore organique (LE JEHAN 1981) et en polyphosphates sont observées.

Il sera très difficile de mettre en évidence une pollution en phosphates. En effet, la présence d'une quantité importante de matières en suspension dans l'eau de l'estuaire amont entraîne une diminution rapide des teneurs. Nous montrerons en effet par la suite que la quantité de phosphates adsorbée augmente avec la concentration dans le milieu, rendant ainsi peu probable l'observation de teneurs élevées.

### B. Les polyphosphates

Ces composés sont, la plupart du temps, associés aux lessives détergentes. Ils sont donc un excellent traceur des pollutions urbaines et industrielles.

Les teneurs observées, nous l'avons déjà signalé, sont nettement plus élevées dans l'Elorn que dans l'Aulne. Elles sont surtout apportées par l'eau de la rivière, mais il existe aussi des points de rejet dans l'estuaire (fig. 46).

## IV-3 INTERACTION AVEC LES SEDIMENTS - CAS PARTICULIER DES PHOSPHATES

### 3.1 RAPPELS

L'évolution des phosphates dissous dans les deux estuaires étudiés se fait généralement de manière non conservative. Les teneurs mesurées n'évoluent pratiquement pas en fonction de la salinité dans l'estuaire amont, alors que dans la partie aval, où les eaux sont beaucoup moins chargées en particules, la diminution des concentrations est proportionnelle à l'augmentation de la chlorosité. La rétention des phosphates sur les particules est un phénomène très général, abondamment décrit en pédologie. Depuis longtemps, des océanographes ont signalé l'existence d'interactions phosphates-particules dans le milieu marin (STEPHENSON 1949).

Ce phénomène est le plus souvent décrit comme un processus d'adsorption sur les particules (CARRIT et GOODGAL, 1954), BURNS et SALOMON 1969). Différents facteurs déterminent l'intensité du phénomène. Plusieurs auteurs (CARRIT et GOODGALL 1954 - JITTS 1958 - STIRLING et WORLMAD 1977) ont mis en évidence l'influence du pH sur l'adsorption des phosphates, la gamme optimum allant de pH 4 à 7, soit un pH voisin de celui des eaux douces.

La quantité de phosphates adsorbée augmente avec la concentration initiale dans le milieu et la teneur de matières en suspension. STIRLING et WORLMAD 1977 - CARRIT et GOODGALL 1954, sur des sédiments de la baie de HONG-KONG ont décrit la fixation du phosphore sur les particules selon les isothermes d'adsorption de FREUNDLICH. La quantité adsorbée croît avec la température. BURNS et SALOMON 1969, ont ainsi pu calculer les enthalpies de réaction de l'ordre de  $-1,5$  kcal/mole, ces faibles valeurs permettent de penser que la fixation du phosphore est associée à un déplacement des molécules d'eau à la surface du substrat.

D'autres mécanismes peuvent jouer dans la fixation des phosphates. Une partie du phosphore peut être entraînée dans la phase particulaire sous forme d'hydroxydes métalliques (Fe, Al) (JITTS 1959 - CHEN et al. 1977). La teneur des substances organiques dans le milieu joue probablement un rôle important dans cette réaction (SMITH et LONGMORE 1980) en complexant en partie les ions métalliques. L'activité biologique à la surface des particules

peut aussi jouer un rôle important dans la phase rapide de la fixation, accroissant de manière notable le pourcentage de phosphore fixé (POMEROY et al. 1965). L'adsorption du phosphore est en partie réversible quand les teneurs dans l'eau sont faibles (CARRIT et GOODGALL 1954 - CHASE et al. 1980) Selon POMEROY (1965) le sédiment tend à agir comme un système "tampon" maintenant les teneurs entre 0.7 et 0.9  $\mu\text{atg/l}$ . ROCHFORD (1951) et plus récemment BUTTLER et TIBBITS 1972, à partir d'observations "in situ" arrivent à des conclusions semblables. Pour d'autres auteurs, cette libération de phosphates ne peut se faire que sous des conditions d'oxygénation précaire (JITTS 1959), mais il s'agit plus probablement dans ce cas de la libération de phosphates liés à des précipités d'hydroxydes métalliques.

Si les mécanismes de la fixation des phosphates sur les particules sont en partie élucidés, il nous a semblé intéressant de mener quelques expériences au laboratoire sur des sédiments des deux estuaires étudiés, afin de cerner l'influence que peuvent avoir ces processus sur l'écosystème. Ces expériences ont été réalisées en parallèle avec des hydrocarbures (DUSSAUZE 1981) mais il n'est pas apparu de similitude avec l'adsorption des phosphates

### 3.2 RESULTATS EXPERIMENTAUX

#### A. Influence de la salinité

Sur le sédiment de l'Aulne, la fixation des phosphates est maximum pour des salinités comprises entre 2 et 5 ‰ et diminue ensuite lorsque la salinité augmente (fig. 64). Ceci est conforme aux observations de STIRLING et WORLMAD (1977) sur différents sédiments de la baie de HONG KONG. Sur le kaolin, l'adsorption est maximum dans la même gamme de salinité, (fig. 65) pour décroître aux salinités plus élevées. BURNS et SALOMON (1969) à partir de solutions chlorure de sodium à pH fixé, observe une diminution analogue aux salinités fortes. Selon ces auteurs, la diminution observée avec l'augmentation de salinité des eaux peut être attribuée à plusieurs causes :

- une plus grande compétition entre anions ( $\text{Cl}^-$ ;  $\text{SO}_4^-$ ) pour la fixation sur les sites favorables.

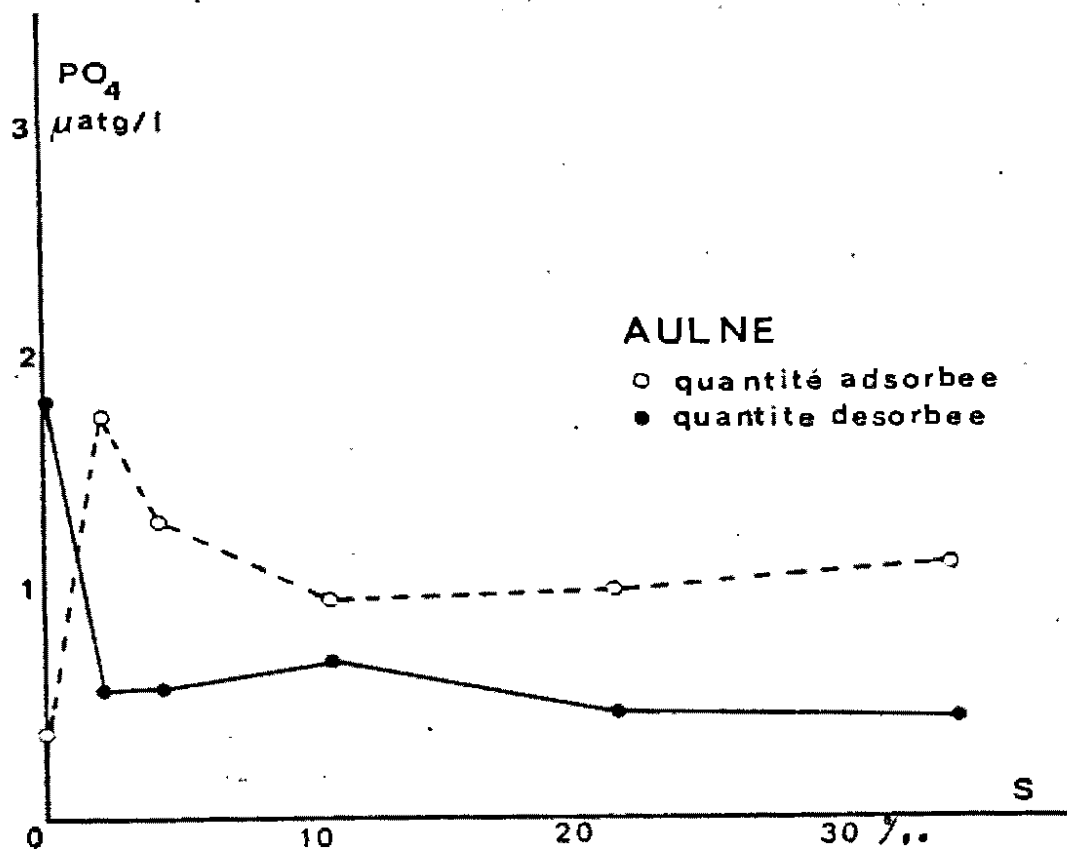


Figure 64. Influence de la salinité sur l'adsorption des phosphates par le sédiment de l'Aulne.

T = 12°C - M = 0.650g/l. • C<sub>0</sub><sup>a</sup> = 5 µatg/l.

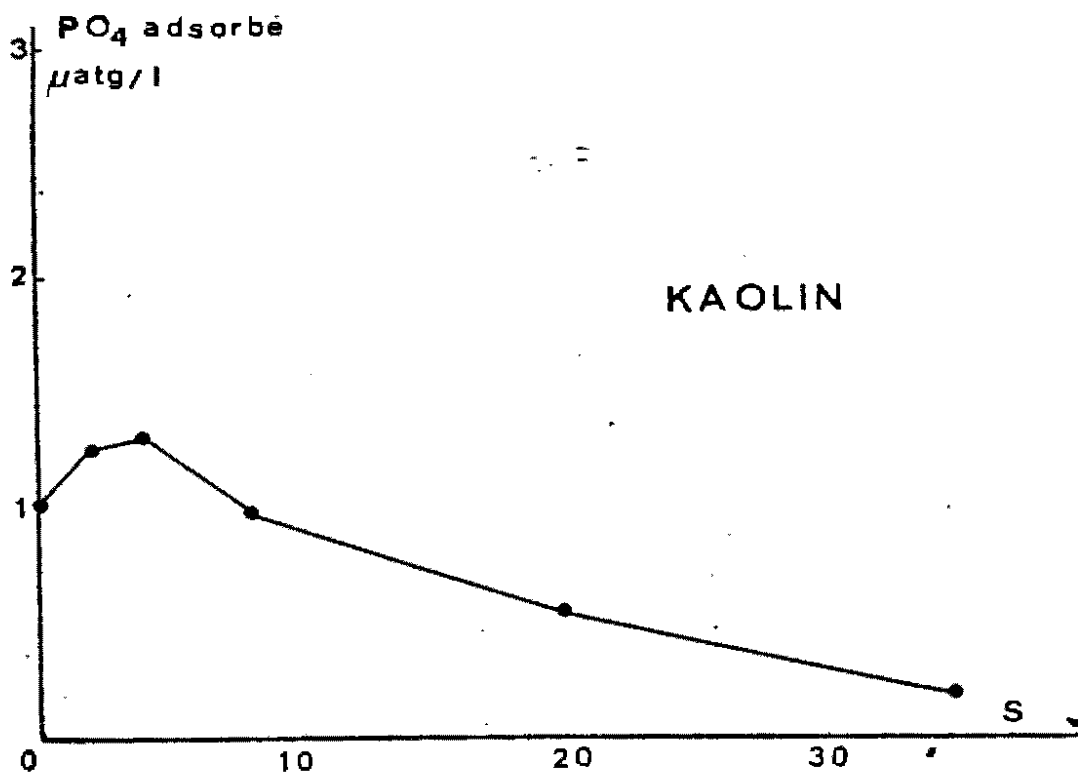


Figure 65. Influence de la salinité sur l'adsorption des phosphates sur le kaolin.

T = 12°C - M = 1.0g/l. • C<sub>0</sub><sup>a</sup> = 3 µatg/l.

- la diminution de la surface disponible due à l'augmentation de la taille des particules par floculation, jouent sûrement un rôle important.

L'adsorption préférentielle à des salinités de 3 à 5 ‰ est peut-être explicable par la modification de l'environnement électrostatique des particules lors du mélange. Chargées négativement en eau douce, elles voient leur potentiel électrostatique diminuer et dans certains cas s'inverser (BURTON, 1976) dès les premiers effets du mélange. Dans ces conditions, les forces de répulsion électrostatiques des molécules de phosphates en eau douce doivent diminuer favorisant l'approche des molécules de phosphates et leur adsorption à la surface des particules. Lorsque la salinité s'élève, les phénomènes antagonistes de floculation et de compétition entre ions tendent alors à réduire l'adsorption.

### B. Influence de la concentration en phosphates

L'augmentation des concentrations initiales de phosphates dissous dans l'eau s'accompagne d'un accroissement de la quantité adsorbée. Certains auteurs (CARRIT et GOODGAL 1952), notamment, ont pu décrire la fixation des phosphates selon des lois d'adsorption simples, comme celles de FREUNDLICH. L'isotherme de FREUNDLICH a pour équation :

$$X/M = kC^{1/n}$$

ou sous forme logarithmique :

$$\log X/M = \log k + 1/n \log C.$$

où :

X = quantité de substances absorbées en  $\mu\text{atg}$ .

M = masse d'absorbant en g.

C = concentration à l'équilibre en  $\mu\text{atg/l}$

k et n = constantes du système



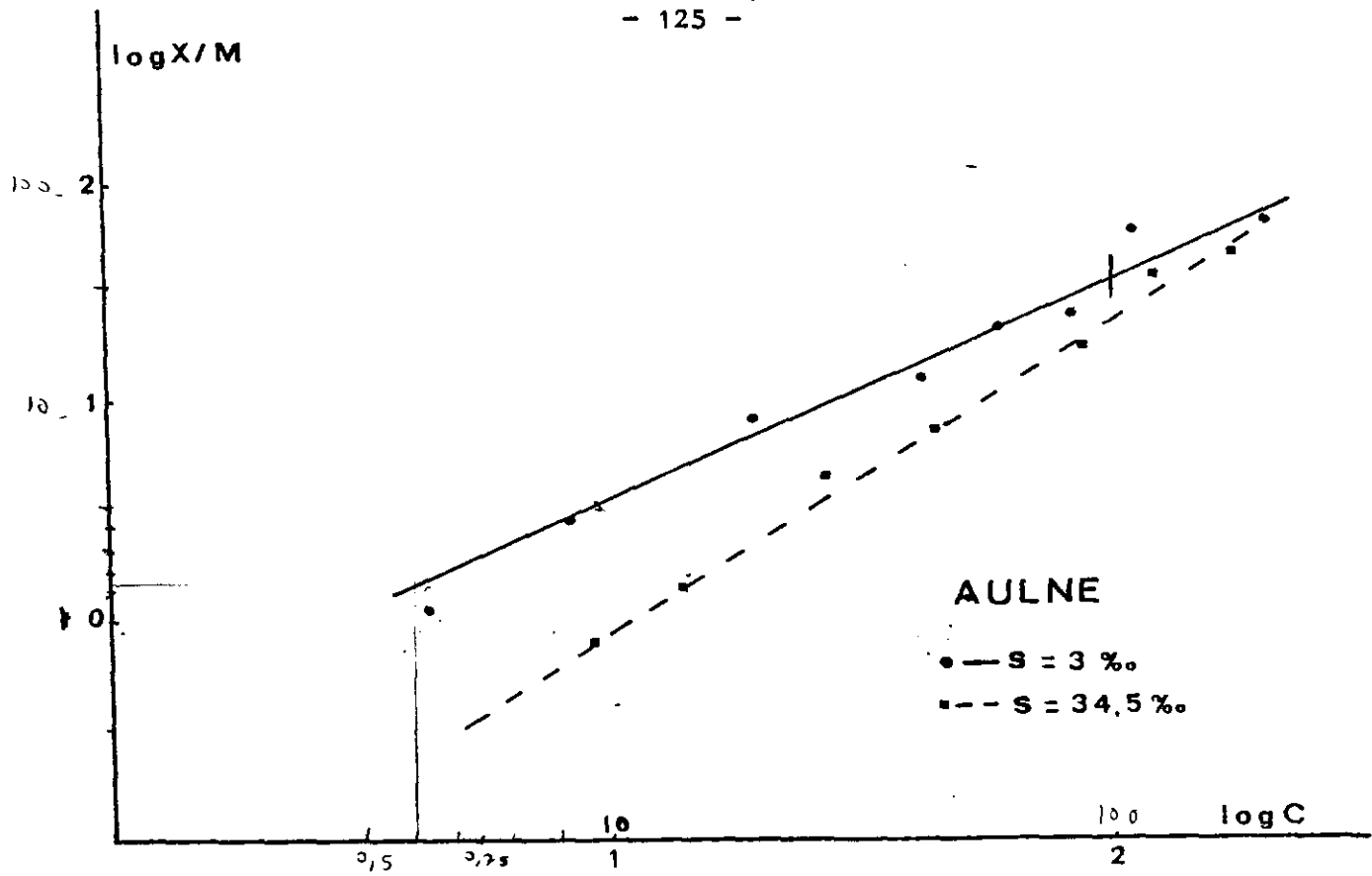


Figure 66a. Relation entre la quantité de phosphates adsorbée par gramme de sédiment et la concentration à l'équilibre, à différentes salinités.

Aulne - T = 17°C - M = 0.95g/l. -

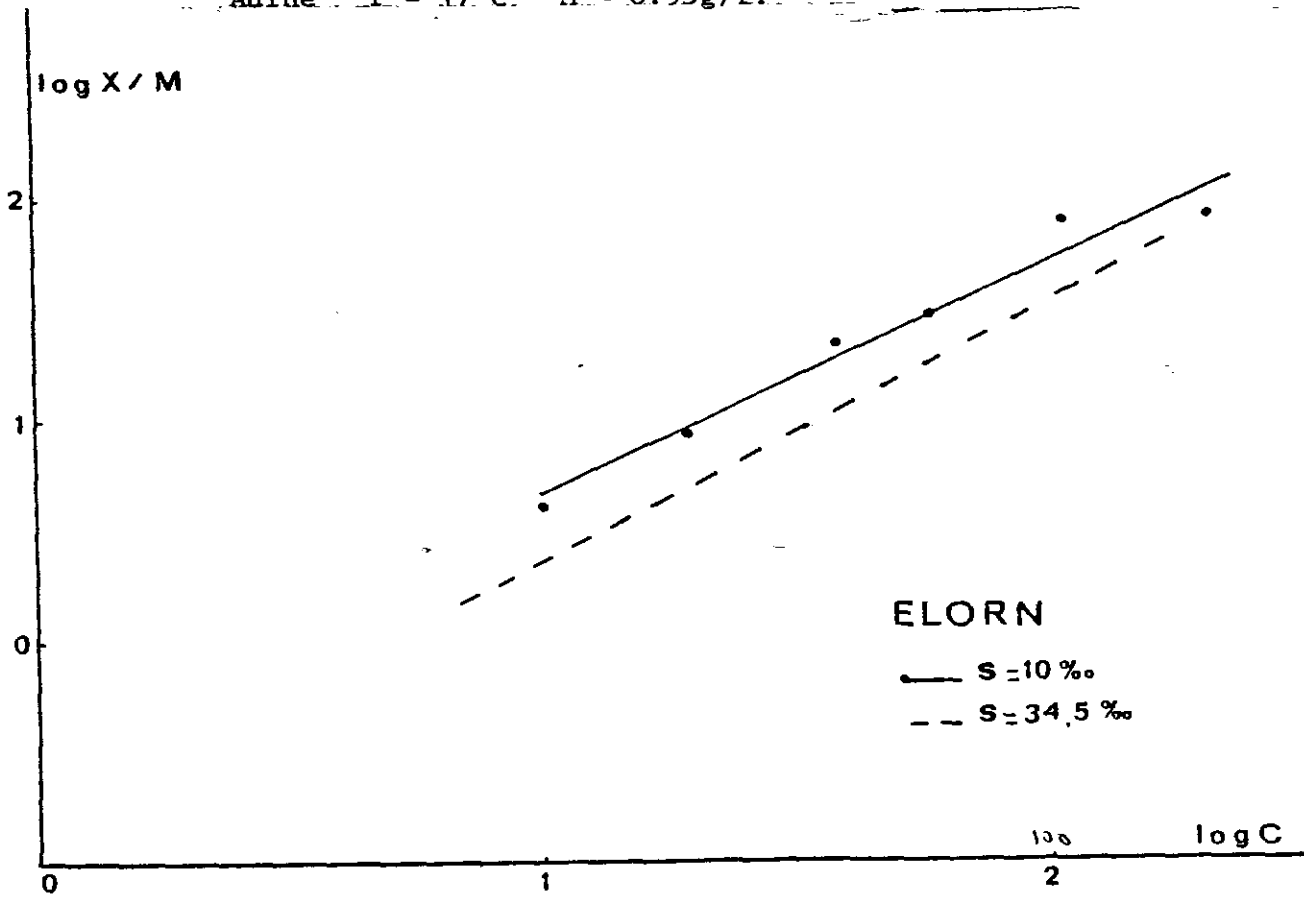


Figure 66b. Relation entre la quantité de phosphates adsorbée par gramme de sédiment et la concentration à l'équilibre, à différentes salinités.

Elorn - T = 17°C - M = 0.90g/l.

L'adsorption des phosphates sur les deux sédiments étudiés et sur la kaolinite, suit très bien l'isotherme de FREUNDLICH (fig. 66) à partir des droites de régression, calculées par la méthode des moindres carrés, il est possible de déterminer n et k. Les résultats sont résumés dans le tableau ci-dessous :

Sédiment	Poids sec mg/l	Salinités	Equations	Coefficient de corrélacion
AULNE	630	3.5 ‰	$X/M = 0.274 C^{1.05}$	$r^2 = 0.97$ (7pts)
		34.0 ‰	$X/M = 0.036 C^{1.40}$	$r^2 = 0.99$ (7pts)
ELORN	530	10.0 ‰	$X/M = 0.57 C^{0.98}$	$r^2 = 0.92$ (5pts)
		34.0 ‰	$X/M = 0.156 C^{1.17}$	$r^2 = 0.99$ (6pts)
KAOLIN	1000	3.5 ‰	$X/M = 0.32 C^{0.88}$	$r^2 = 0.96$ (7pts)

Les sédiments de l'Elorn présentent une capacité d'absorption nettement plus importante que celle de l'Aulne, l'isotherme de l'Elorn a même salinité, est très au-dessus de celui de l'Aulne, les résultats obtenus avec la kaolinite étant nettement inférieurs à ceux-ci (fig.68). Pour les expériences avec sédiment naturel, lorsque la concentration en phosphate est faible, l'adsorption est plus importante à salinité plus basse. Par contre, lorsque les teneurs s'élèvent, la différence de quantité adsorbée diminue. A faible salinité l'isotherme présente une pente moins accentuée que celui correspondant à la salinité de l'eau de mer (fig.69). L'isotherme de FREUNDLICH est d'un emploi relativement restreint, il n'est plus applicable quand les sites disponibles sur le substrat sont saturés. Nous ne disposons pas d'assez de valeurs à des fortes concentrations, mais sur les deux essais faits à basses salinités, dans l'Aulne et l'Elorn, la quantité de phosphates adsorbée pour des concentrations initiales de 150 µatg/l et 250 µatg/l sont voisines (valeur qui correspond pratiquement à l'intersection des isothermes à salinité différente.).

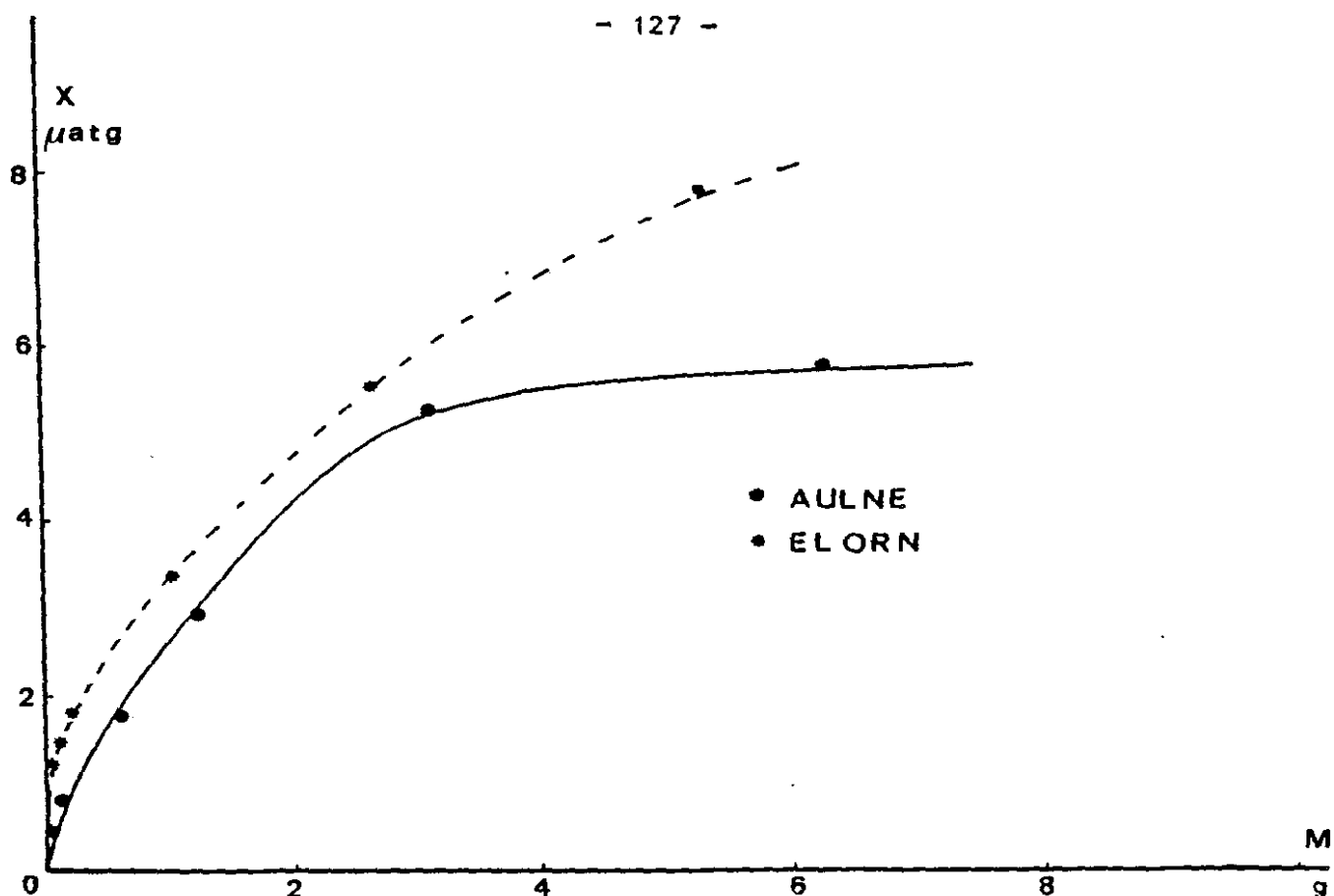


Figure 67a. Influence de la quantité de matières en suspension sur l'adsorption des phosphates par les sédiments naturels.

T = 17°C - Co = 10  $\mu\text{atg/l}$ .

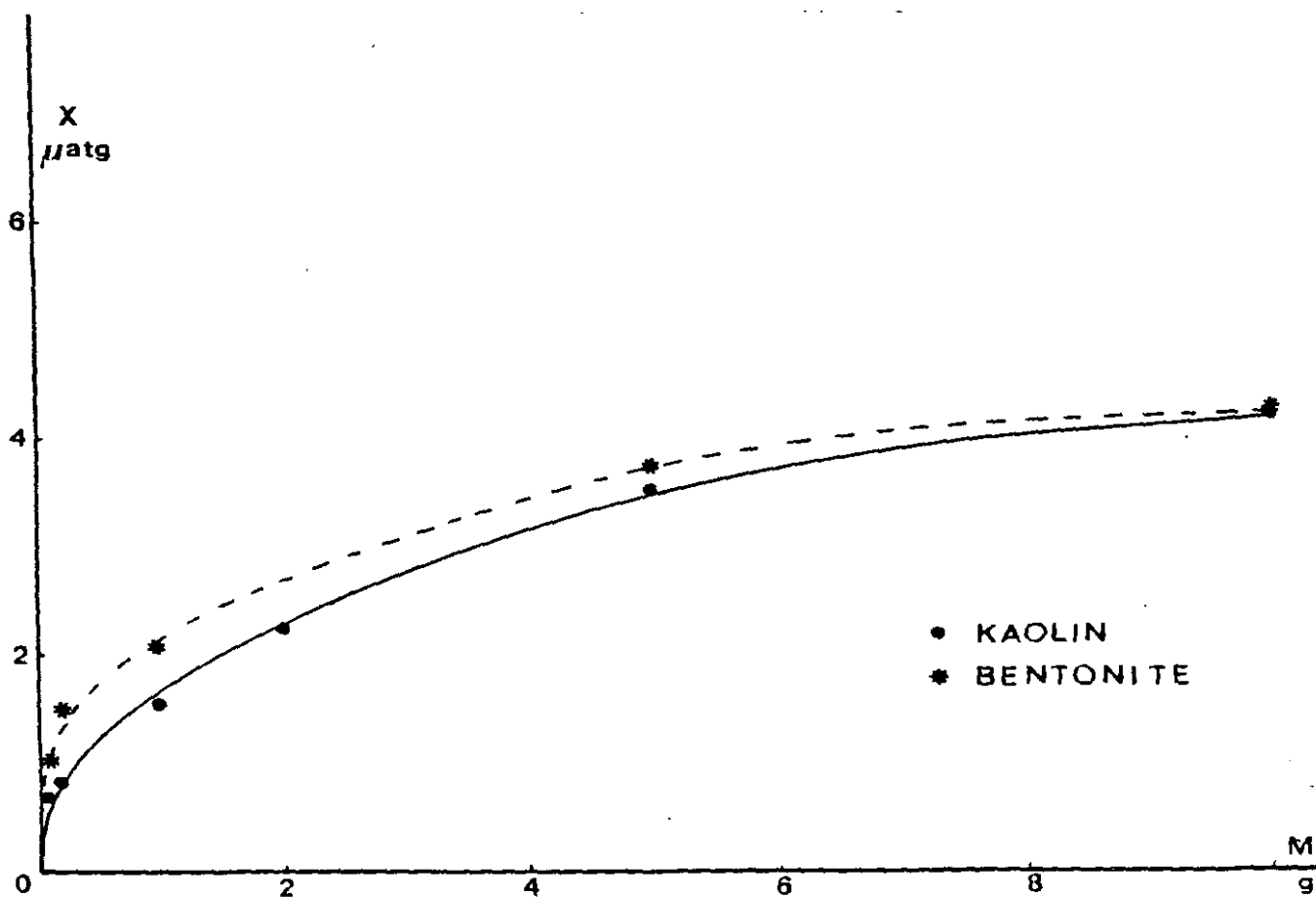


Figure 67b. Influence de la quantité de matières en suspension sur l'adsorption des phosphates par le kaolin et la bentonite. T = 17°C - Co = 5  $\mu\text{atg/l}$ .

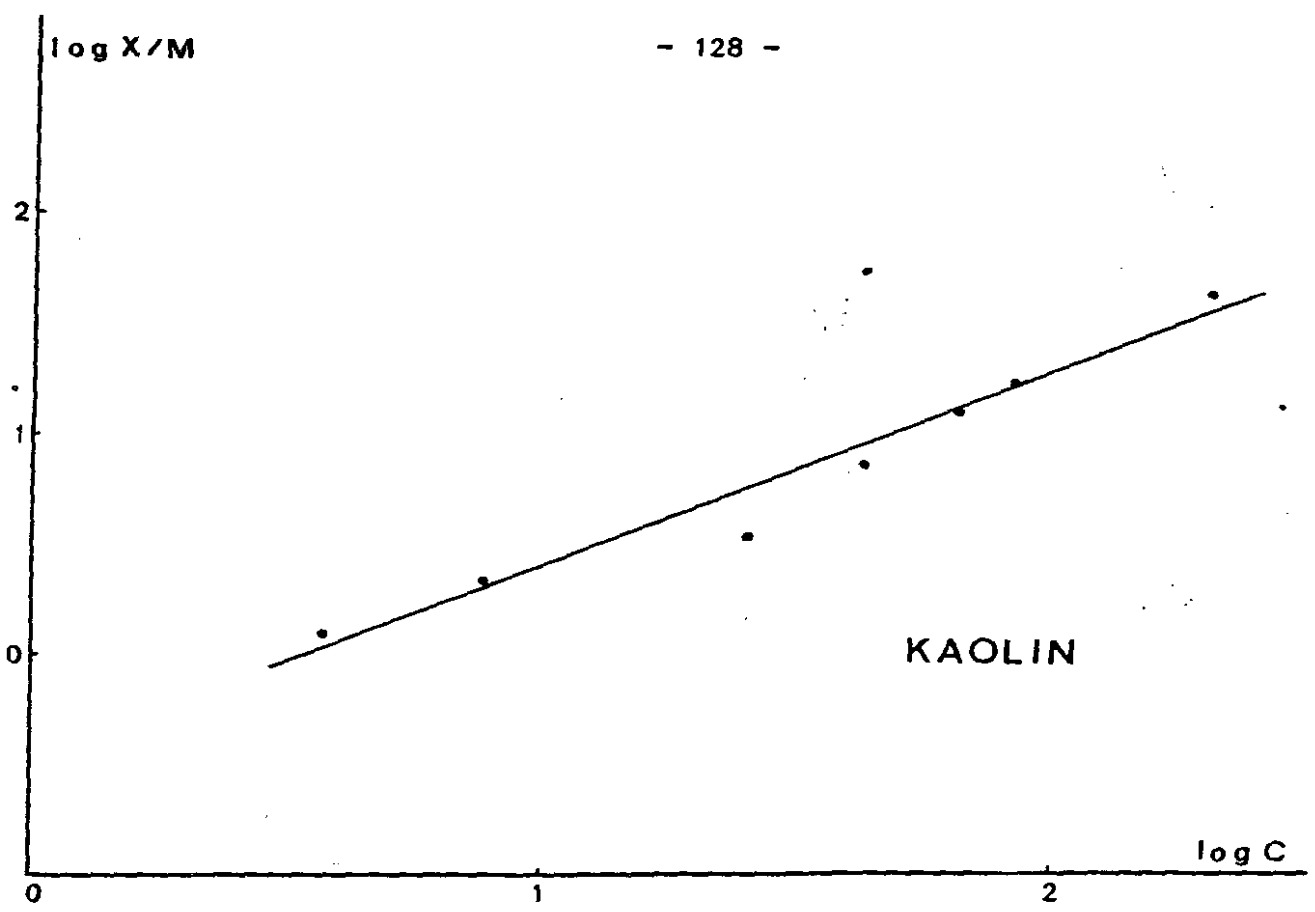


Figure 68. Relation entre la quantité de phosphates adsorbée par gramme de kaolin et la concentration à l'équilibre.

T = 17°C - M = 1g/l. - s = 3.5 %

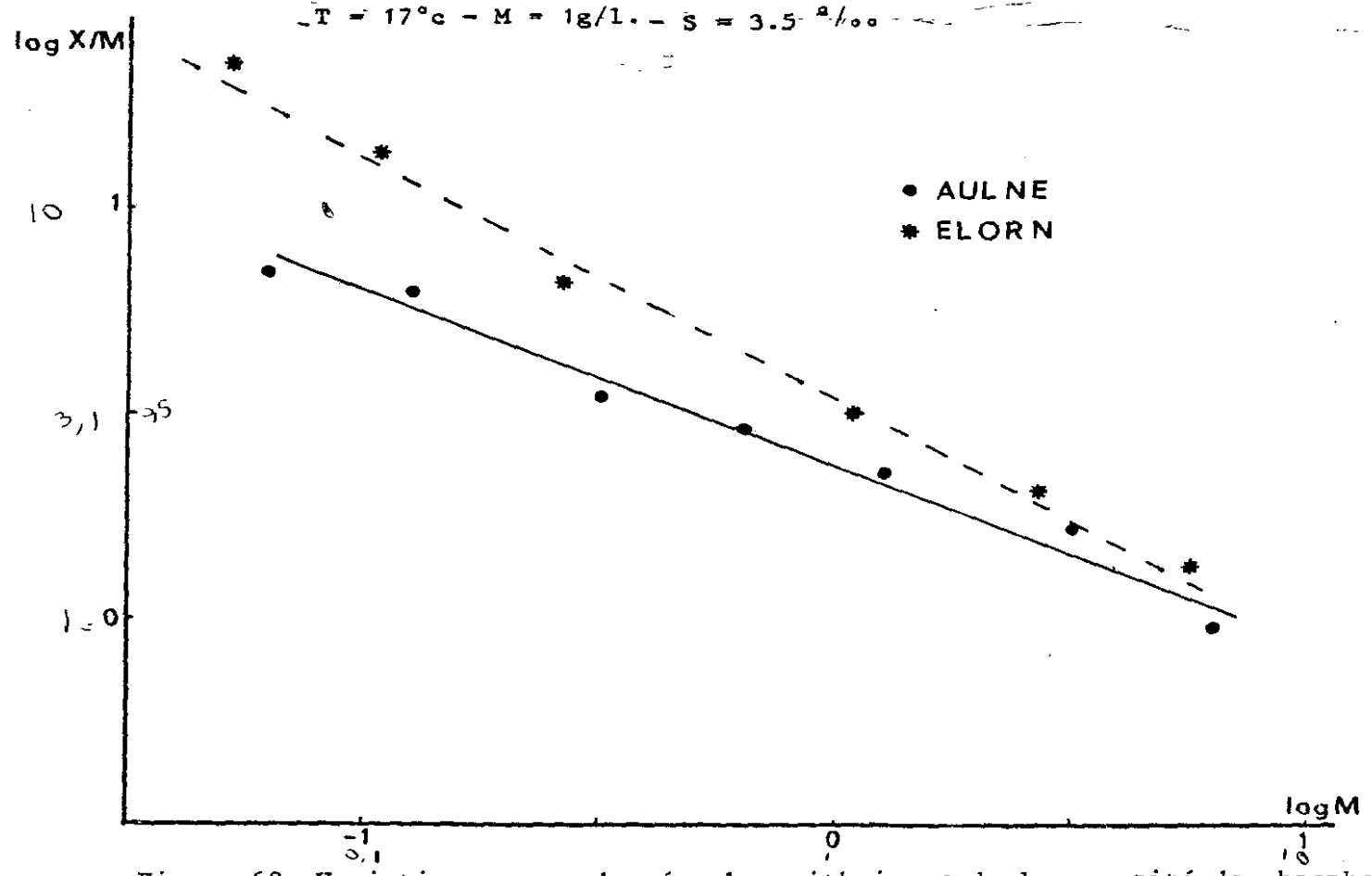


Figure 69. Variation en coordonnées logarithmiques de la quantité de phosphates adsorbée par gramme de sédiment en fonction de la masse de substrat.

T = 17°C - Co = 10 µatg/l. - s = 3.5 % pour l'Aulne et s = 10 % pour l'Elorn.

Il est possible que les sites disponibles pour l'adsorption soient saturés, la quantité adsorbée est alors de 65 µatg/g pour le sédiment de l'Aulne et de 80 µatg/g pour celui de l'Elorn.

C. Influence de la quantité de matières en suspension

La quantité adsorbée augmente très rapidement pour de faibles teneurs en matières en suspension (fig.67a et b), et tend ensuite vers une valeur limite. Ce palier semble atteint dans l'Aulne et pour les composés purs, par contre, il ne l'est pas pour le sédiment de l'Elorn.

En portant en coordonnées logarithmiques, il est possible d'établir la loi de variation de la quantité adsorbée, en fonction de la masse de substrat (fig. 69).

Substrat	Equation	Coefficient de corrélation
AULNE	$\frac{X}{M} = 2.4 M^{0.38}$	0.97      7 pts
ELORN	$\frac{X}{M} = 3.52 M^{0.251}$	0.99      6 pts
KAOLINITE	$\frac{K}{M} = 1.683 M^{0.259}$	1.00      6 pts
BENTONITE	$\frac{X}{M} = 2.143 M^{0.196}$	0.99      7 pts

De manière générale, il n'existe pas lorsque les substrats sont de nature différente, de relation entre la capacité d'adsorption et la surface spécifique (cf. II-5.).

D. Discussion

La description sous la forme d'isothermes de FREUNDLICH de la fixation du phosphore sur les matières en suspension est assez satisfaisante et permet de vérifier que des processus d'adsorption-désorption à l'interface eau-matières en suspension, sont en partie responsables du comportement des phosphates dans le milieu.

Toutefois, pour les sédiments naturels, elle n'est pas applicable aux basses concentrations de phosphates  $< 3 \mu\text{atg/l}$ . Au contraire, pour des concentrations de l'ordre de  $1 \mu\text{atg/l}$  ou inférieures, des expériences réalisées sur le sédiment de l'Aulne montrent une libération de phosphates allant de  $0.3$  à  $0.6 \mu\text{atg/l}$  selon les échantillons, alors que le kaolin, dans les mêmes conditions initiales, adsorbe environ  $15$  à  $20 \%$  de phosphate. D'après POMEROY et al. (1965), il existerait un équilibre permanent entre adsorption et désorption qui permettrait de maintenir les valeurs dans l'eau relativement constantes. Certains auteurs (ROCHFORD 1951 - BUTTLER et TIBBITS 1972) observent des distributions "in situ" soutenant cette hypothèse. Les lois d'adsorption décrivent en fait un état d'équilibre entre deux phénomènes opposés : la désorption et d'adsorption d'une molécule. L'absence d'ions phosphates dans le milieu liquide associée à la présence d'une assez grande quantité sur les particules de sédiment naturel fait que la vitesse de désorption devient supérieure à celle d'adsorption. Ces particules de kaolin n'étant pas initialement chargées en phosphate ne peuvent pas donner lieu à une réaction de désorption.

#### E. Comparaison avec l'évolution "in situ"

Les teneurs mesurées dans les deux fleuves sont en moyenne assez faibles - de  $1$  à  $3 \mu\text{atg/l}$  - dans l'Aulne, de  $2$  à  $6 \mu\text{atg/l}$  dans l'Elorn. Ces valeurs se situent à la limite inférieure du domaine d'application des lois d'adsorptions, on peut donc s'attendre à ce que les phosphates amenés par l'eau des rivières ne participent pas à des réactions d'adsorption sur la phase solide. Lorsque les teneurs dans la rivière sont faibles de  $0.5$  à  $2 \mu\text{atg/l}$ , les concentrations en phosphate dans la zone turbide de l'estuaire restent pratiquement constantes, voisines de  $1.2$  à  $1.7 \mu\text{atg/l}$  dans l'Aulne de  $2 \mu\text{atg/l}$  dans l'Elorn ; dans ce cas, c'est la réaction de désorption qui domine. Lorsque les teneurs dans l'eau fluviale sont plus élevées, ( $>$  à  $3 \mu\text{atg/l}$ ) comme c'est le cas dans l'Elorn à ECORADE 12 (fig. 73) ou dans l'Aulne lors de la campagne ECORADE 8 (DELMAS 1979), les concentrations observées se rapprochent de la droite de dilution théorique. Le palier qui existait dans les cas précédents disparaît, subsiste simplement une légère augmentation des teneurs dans l'estuaire médiant, les concentrations dans la partie amont voisines de  $3 \mu\text{atg/l}$  se situent dans une gamme où les

phénomènes d'adsorption et de désorption s'équilibrent, ce que laissent entrevoir les expériences *in vitro*. Lorsque par suite du mélange, les concentrations diminuent le processus de désorption devient de nouveau sensible (fig. 73).

#### Cycle du phosphore dans l'estuaire.

Il doit donc exister d'autres apports en phosphates dissous que ceux de l'eau de rivière.

Une certaine quantité est probablement introduite directement à l'estuaire associée aux rejets en azote organique et en ammonium, comme en témoigne le rapport SEPNEB (1976) sur la pollution en rade de Brest. Des teneurs très élevées en phosphates peuvent se rencontrer dans l'eau de mer au voisinage des rejets de station d'épuration. Bien qu'il ne soit jamais observé de valeurs anormales en phosphates dans les estuaires, il est donc très probable qu'une certaine quantité de phosphore est ainsi introduite dans le milieu, notamment dans l'Elorn, mais la présence de nombreuses particules en suspension dans l'estuaire doit permettre une diminution rapide des teneurs dans l'eau autour du rejet. En effet, en raison des fortes turbulences existant dans le milieu, l'eau fortement concentrée ne reste pas en contact prolongé avec les mêmes matières en suspension à l'inverse des expériences "*in vitro*", il n'existe pas, dans ces conditions, d'état d'équilibre.

Nous avons vu, au chapitre IV, qu'une part importante du phosphore pouvait être amenée sous forme d'hydroxydes métalliques par l'eau douce, contribuant à enrichir le sédiment de l'estuaire en phosphates. Le phosphore lié à des hydroxydes métalliques peut être libéré dans la partie anoxique du sédiment (JITTS 1959). Plus récemment, KROM et BERNER (1981) montrent que, en présence de  $H_2S$ , une libération importante des phosphates extractibles dans HCL 1N a lieu dès les 15 premiers centimètres du sédiment. Ces phosphates peuvent être rapidement ramenés à la surface par bioturbation.

Par ailleurs, les sédiments sont le siège d'une activité bactérienne très développée, permettant une libération de phosphore en détruisant les molécules organiques dans lesquelles il est contenu. Certains auteurs (ALLER 1980, KROM et BERNER 1981, KLUMP et al. 1981) ont pu calculer le flux de phosphates ainsi générés à l'interface eau-sédiment, les valeurs

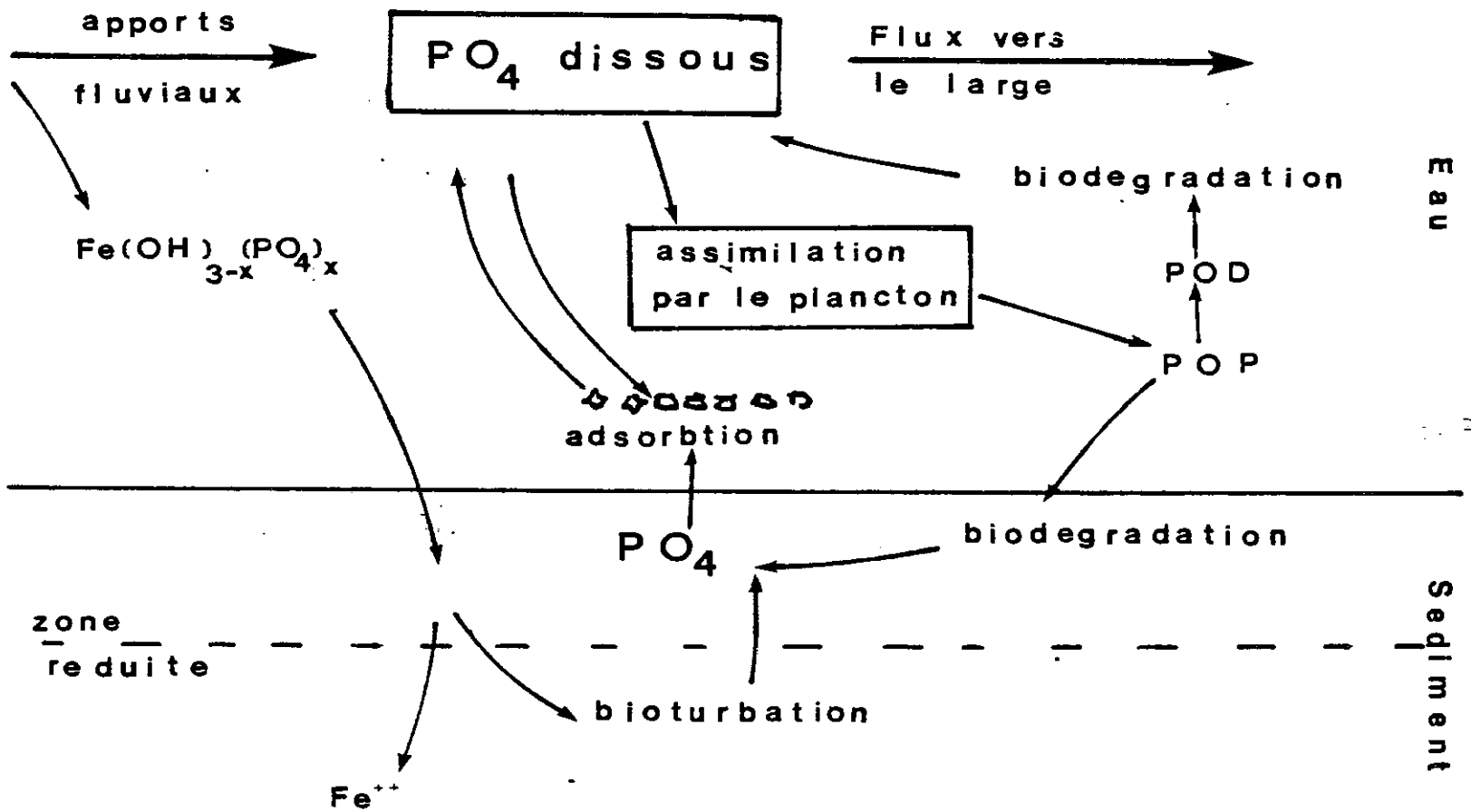


Figure 70. Cycle du phosphore dans un estuaire



sont de l'ordre  $0.010 \text{ m mole/M}^2/\text{J}$  à  $0.10 \text{ m mole/M}^2/\text{J}$ , ce qui rapporté à la surface de la rade serait supérieur à l'apport exogène journalier. Une partie de ce phosphore peut être à nouveau entraîné à l'interface dans des réactions d'adsorption sur les particules ou de précipitations (KLUM et al. 1981). Le cycle de phosphore dans l'estuaire que nous avons schématisé (fig. 74) met en jeu différents mécanismes encore mal connus, la quantification de ces phénomènes "in situ" étant rendue délicate, par les interactions existant entre ces processus.

#### IV-4 SIMULATION DE L'EVOLUTION DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES A LA SORTIE DE LA RADE DE BREST

##### 4.1 INTRODUCTION

Au cours des chapitres précédents, nous avons vu qu'en période d'assimilation (d'avril à octobre), les teneurs en sels nutritifs sont essentiellement déterminées par des phénomènes biologiques. L'étude de leur évolution à l'aide d'un traceur de mélange, ne peut dans ce cas nous apporter que peu d'information sur les modalités de l'assimilation par le plancton. Afin de rendre compte de la cinétique de ce phénomène, nous avons essayé à partir d'un schéma simplifié du mélange des eaux douces avec l'eau de mer, de reproduire l'évolution des salinités et des sels nutritifs dans la partie marine de la rade.

La salinité moyenne des eaux de la rade croît d'avril à octobre en fonction de la diminution du débit fluvial et des échanges avec l'eau plus marine de l'Iroise.

A partir de cette évolution, AUFFRET (1969) en négligeant l'apport des rivières, en supposant la rade homogène à pleine mer, a calculé un taux de renouvellement moyen des eaux sur trois mois d'été (de juillet à septembre).

$$T = \frac{1}{140} \quad \text{ou} \quad T = \frac{v}{V} \quad \begin{array}{l} v = \text{volume d'eau de mer introduit par la marée} \\ V = \text{volume de la rade à B.M} \end{array}$$

Reprenant l'hypothèse de la pénétration en rade, lors du flot, d'une quantité d'eau venant de l'Iroise, nous avons proposé un schéma de calcul simplifié inspiré du modèle de KETCHUM (1951). La rade a été divisée en dix compartiments ou "segments" (fig.71 ), en fonction des caractéristiques hydrologiques précédemment définies (chapitre II) et des stations dont nous disposons. Dans chaque compartiment est effectué un bilan de la quantité de sels qui y transite durant un demi-cycle de marée, ce qui permet de déterminer la masse de sels que contient chaque compartiment à la pleine mer et à la basse mer, et en la rapportant au volume, de calculer la salinité moyenne du compartiment.

Par rapport à des modèles mathématiques élaborés (SALOMON, 1977) ce calcul présente de nombreuses limitations. Simplifiant à l'extrême, l'expression des processus de mélanges, il ne saurait donner une image correcte de la distribution des salinités dans l'estuaire, pas plus qu'il ne pourrait être appliqué en période de fort débit où la stratification haline induit une circulation à deux couches trop marquée. Toutefois, en période de débit moyen ou d'étiage, on peut décrire à l'aide de ce calcul avec une relative fidélité, l'évolution des salinités dans la rade.

#### 4.2 PRINCIPE DU CALCUL

-----

La rade est a été divisée en 10 compartiments. Le compartiment central (6) est le lieu de mélange des eaux de l'Iroise avec les deux masses d'eau des rias de l'Aulne et de l'Elorn. Les autres compartiments ont été définis en fonction des stations dont nous disposons et de manière à limiter le gradient horizontal entre les deux extrémités. Dans chaque compartiment, la quantité de sels à l'étale (PM, BM) est calculée en faisant le bilan des entrées et sorties de sels à partir de la quantité présente lors de l'étale précédent (BM, PM) (fig.71 B). Le calcul est différent selon les compartiments. Dans le compartiment 1, il peut se mettre sous la forme :

$$S_1^i (V_1^i + Q_i) = s_1^{i-1} \times v_1^{i-1} + s_2^{i-1} (V_1^i - v_1^{i-1})$$

à basse mer

$$s_1^i v_1^i = S_1^i (V_1^i + Q_i) - S_1^i (V_1^i - v_1^i + 2Q_i)$$

dans le compartiment suivant

à pleine mer

$$S_2^i (v_2^i) = s_2^{i-1} v_2^{i-1} + s_3^{i-1} (v_2^i - v_2^{i-1} + v_1^i - v_1^{i-1}) - s_2^{i-1} (v_1^i - v_1^{i-1})$$

à basse mer

$$s_2^i v_2^i = S_2^i v_2^i - S_2^i (v_2^i - v_2^{i-1} + v_1^i - v_1^{i-1} + 2Q_i) + S_1^i (v_1^i - v_1^{i-1} + 2Q_i)$$

où  $S_1^i$  = salinité à pleine mer d'ordre i dans le compartiment 1

$S_2^i$  = salinité à pleine mer dans le compartiment 2

$s_1^i, s_2^i$  = salinité à la basse mer suivant la pleine mer d'ordre i dans le compartiment 1 et 2.

$v_1^i, v_2^i$  = volume à basse mer d'ordre i dans le compartiment 1 et 2 non compris le volume d'eau douce introduit par le fleuve pendant le cycle de marée.

$V_1^i, V_2^i$  = volume à pleine mer dans le compartiment 1 et 2, non compris le volume d'eau douce introduit par le fleuve pendant le cycle de marée

$Q_i$  = volume d'eau douce introduit par le fleuve en un demi cycle de marée.

i = n° d'ordre du cycle de marée dans le calcul.

On peut généraliser la formule au segment d'ordre n :

à pleine mer

$$S_n^i v_n^i = s_n^{i-1} v_n^{i-1} + s_{n+1}^{i-1} [(v_n^i - v_n^{i-1}) + (v_{n-1}^i - v_{n-1}^{i-1}) + (v_{n-2}^i - v_{n-2}^{i-1}) + \dots + (v_1^{i-1} - v_1^{i-1})] - s_n^{i-1} [(v_{n-1}^i - v_{n-1}^{i-1}) + \dots + (v_1^i - v_1^{i-1})]$$

à basse mer

$$s_n^i v_n^i = S_n^i v_n^i - S_n^i [(v_n^i - v_n^{i-1}) + (v_{n-1}^i - v_{n-1}^{i-1}) + \dots + (v_1^i - v_1^{i-1}) + 2Q_i] + S_{n-1}^i [(v_{n-1}^i - v_{n-1}^{i-1}) + (v_{n-2}^i - v_{n-2}^{i-1}) + \dots + (v_1^i - v_1^{i-1}) + 2Q_i]$$

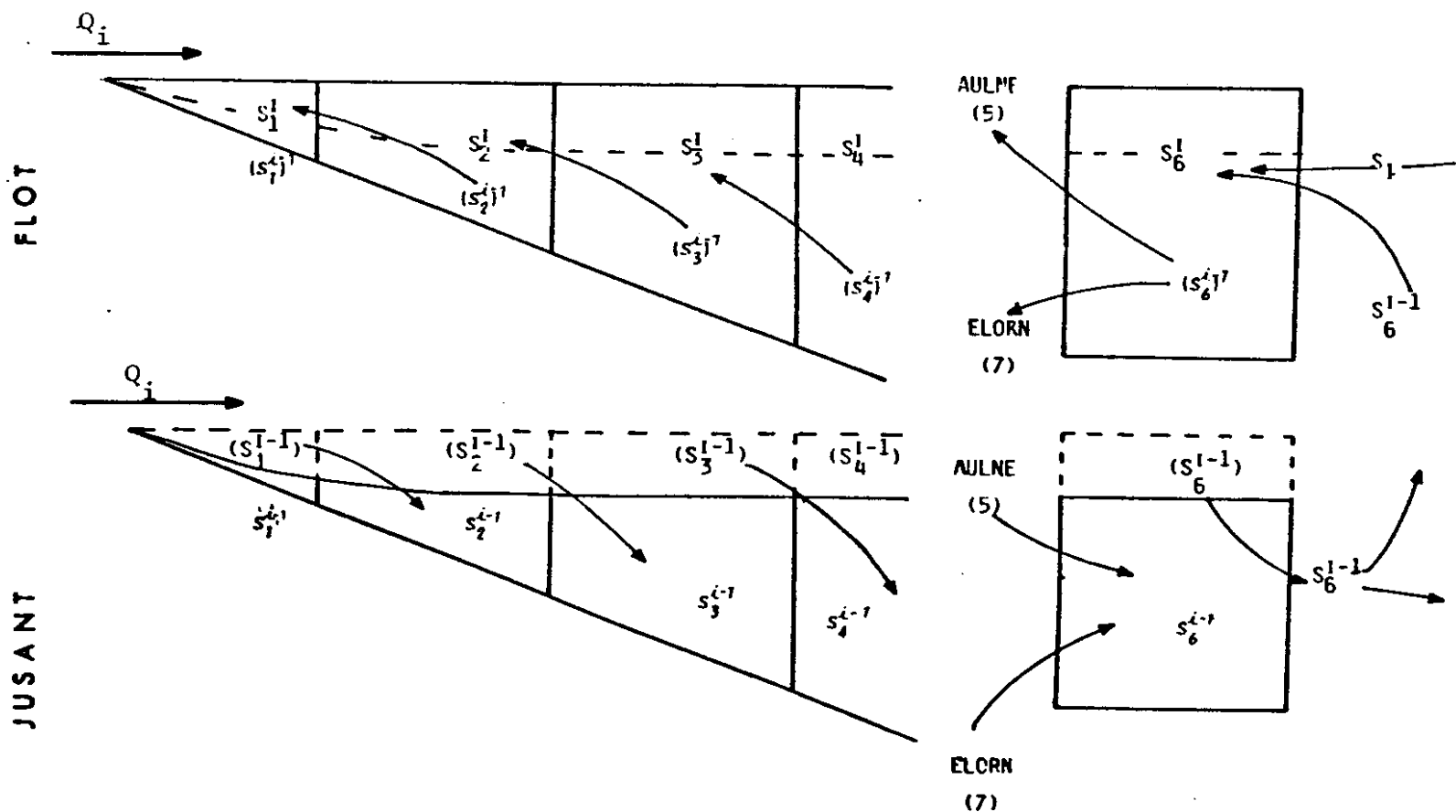
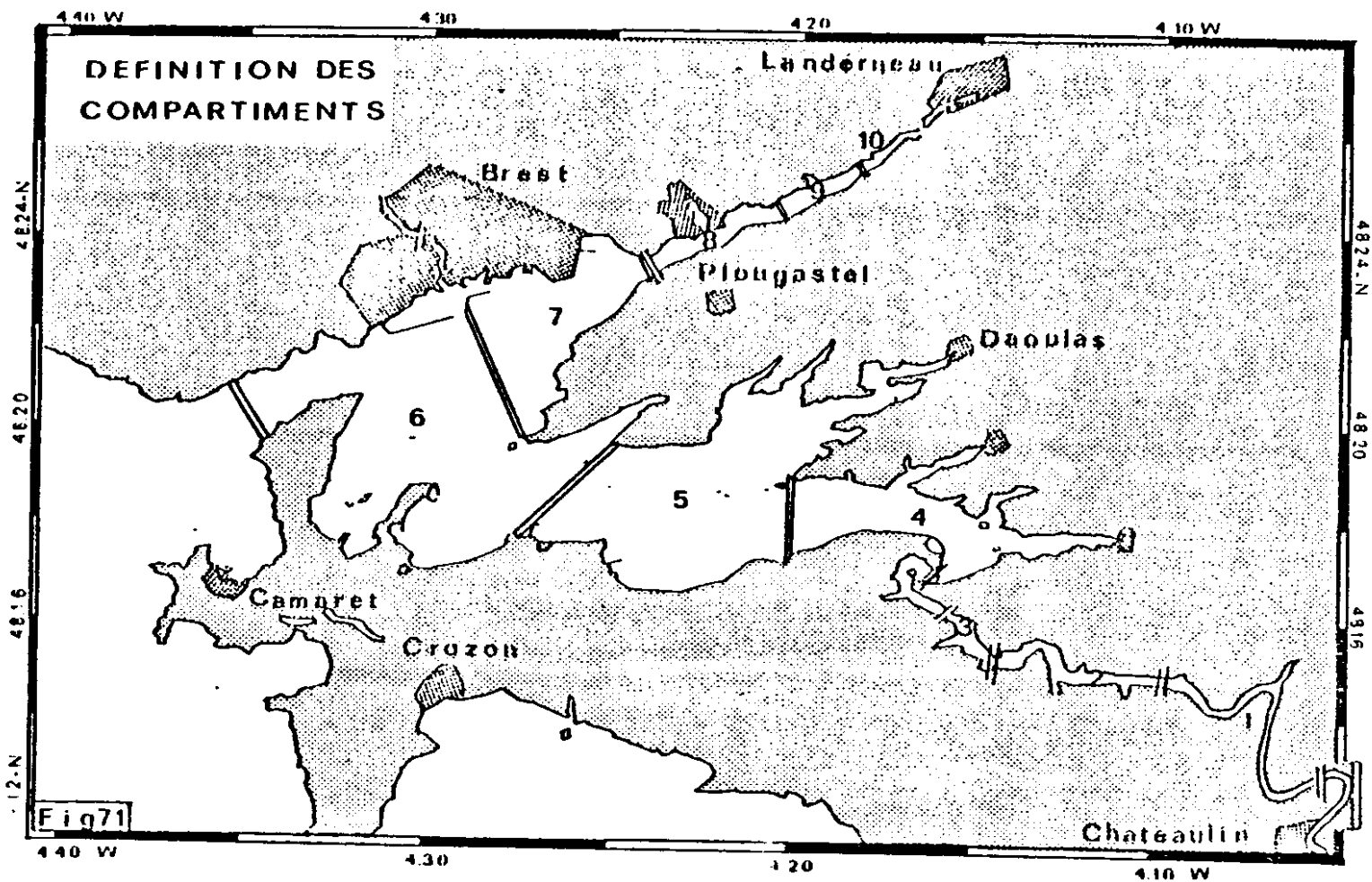


FIG. 71 B : CIRCULATION SCHEMATISEE ENTRE LES DIFFERENTS COMPARTIMENTS.

où  $S_n^i$  = salinité majeure à pleine mer d'ordre i du compartiment n.

$s_n^i$  = salinité moyenne à basse mer durant la basse mer d'ordre i dans le compartiment n.

en posant  $F_n = \sum_{0}^N v_n^i - v_n^{i-1}$

Volume d'eau introduit par le flot dans l'estuaire du fleuve jusqu'au compartiment N compris .

$J_n = \sum_{0}^N v_n^i - v_n^i$

Volume d'eau évacué par le jusant hors de l'estuaire du fleuve jusqu'au compartiment compris.

les équations (3) et (4) peuvent s'écrire

à pleine mer

$$(5) \quad S_n^i v_n^i = s_n^{i-1} (v_n^{i-1} - (F_n - v_n^i + v_n^{i-1})) + s_{n+1}^{i-1} F_n$$

$$= s_n^{i-1} (v_n^i - F_n) + s_{n+1}^{i-1} F_n$$

à basse mer

$$(6) \quad s_n^i v_n^i = S_n^i (v_n^i - J_n - 2Q_i) + S_{n-1}^i (J_n - (v_n^i - v_n^i) + 2Q_i)$$

Ces équations ne peuvent s'appliquer au compartiment 6 qui est le lieu de mélange de différentes masses d'eau. Ce compartiment reçoit en effet lors du jusant l'eau provenant des bassins sud et nord alors que l'eau qui l'occupait à pleine mer est évacuée vers l'extérieur. A l'inverse, lors du flot, une part de l'eau présente à Basse mer pénètre dans l'Aulne et l'Elorn. Par ailleurs, r supposons qu'une partie de l'eau sortant de la rade au jusant est évacuée vers le large et remplacée par de l'eau "neuve" de l'Iroise. L'eau pénétrant e rade au flot est alors un mélange d'eau de la rade à la pleine mer précédente et d'eau de l'Iroise. (Fig. 71 b).

La quantité de sels dans ce compartiment à pleine mer et basse mer s'exprime alors par les équations :

à basse mer

$$(7) \quad s_6^i v_6^i = S_6^i (v_6^i - G) + (J + 2D_i) S_5^i + (P + 2Q_i) S_7^i$$

où  $J = \sum_{0}^5 (v^i - v^i)$  Volume évacué par le jusant dans l'estuaire de l'Aulne

$P = \sum_{0}^4 (v^i - v^i)$  Volume évacué par le jusant dans l'estuaire de l'Elorn

$D_i$  = volume d'eau douce apporté par l'Aulne, durant un demi cycle marée.

$Q_i$  = volume d'eau douce apporté par l'Elorn, durant un demi cycle marée

$G$  = volume d'eau évacué hors de la rade au cours du jusant

à pleine mer

- si les coefficients diminuent

$$S_6^i v_6^i = s_6^{i-1} (v_6^{i-1} - F - M) + S_6^{i-1} C(1-y) + Cy S_I$$

- si les coefficients augmentent

$$S_6^i v_6^i = s_6^{i-1} (v_6^{i-1} - F - M) + S_6^{i-1} G(1-y) + (C - G(1-y))S_I$$

où  $F = \sum_0^5 (v_n^i - v_n^{i-1})$  dans l'Aulne

$M = \sum_0^4 (v_n^i - v_n^{i-1})$  dans l'Elorn

$C$  = volume total d'eau introduit par le flot en rade

$y$  = volume d'eau marine entrant lors du flot  
volume total entrant en rade au flot

$S_I$  = salinité moyenne de l'Iroise

$y$  est le pourcentage d'eau de l'Iroise pénétrant en rade au flot, il dépend de la structure hydrologique des eaux de la rade. Lorsque le gradient vertical de salinité augmente, il tend à s'établir une circulation à deux couches avec une évacuation des eaux dessalées en surface et une pénétration plus importante de l'eau marine en rade. Ce phénomène étant accentué lorsque le débit fluvial augmente, nous avons essayé de le traduire dans le calcul, en adoptant pour déterminer ce coefficient d'échange une fonction du coefficient de marée et du volume d'eau douce en rade.

$$y = L + X(120 - C_i) + Z(S_6^i - S_5^i)$$

Les coefficients L, X, Z sont déterminés par ajustement d'après les mesures in situ. La salinité dans chaque compartiment étant déterminée par itérations successives. (Le calcul est effectué sur un calculateur HP 9825).

#### 4.3 APPLICATION

-----

##### A. Evolution des salinités

Nous avons appliqué cette méthode à la période du 16 avril au 11 mai 1980. A cette époque, les débits ( $17 \text{ m}^3/\text{s}$  dans l'Aulne) sont légèrement inférieurs au débit moyen annuel ( $25 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Les salinités de départ sont calculées à partir des données d'ECORADE 10, où nous disposions de stations dans chacun des compartiments. L'évolution réelle dans le temps a été suivie à la sortie du goulet, les prélèvements étaient effectués à basse mer à la Pointe du Minou où les eaux présentent en général des salinités très voisines de celles observables dans le compartiment (6) à pleine mer (station R3), ces eaux étant à la sortie de la rade mieux mélangées après le passage dans le goulet.

La meilleure approximation de la courbe réelle a été obtenue pour la fonction y suivante :

$$y = 0,054 + 0,0015 (120 - C_i) + 0,065 (S_6^i - S_5^i)$$

Dans ces conditions, l'écart entre les évolutions réelles et théoriques ne dépasse pas 0,06 ‰ (fig. 72).

Le volume d'eau échangé entre la rade et l'Iroise, ainsi calculé varie de 90 à 130 millions de  $\text{m}^3$ , soit à chaque marée  $1/30^e$  à  $1/25^e$  du volume de la rade à pleine mer. Ces résultats malgré l'incertitude inhérente au calcul adopté, montrent que contrairement à ce que laisse prévoir sa morphologie, la rade est soumise à une forte influence marine. Ceci est confirmé par les observations des biologistes. QUEGUINER et al. (1982) ont identifié en Rade quelle que soit la saison, des espèces phytoplanctoniques identiques à celles de l'Iroise, LE FEVRE (1970) a abouti à des conclusions analogues pour le zooplancton.

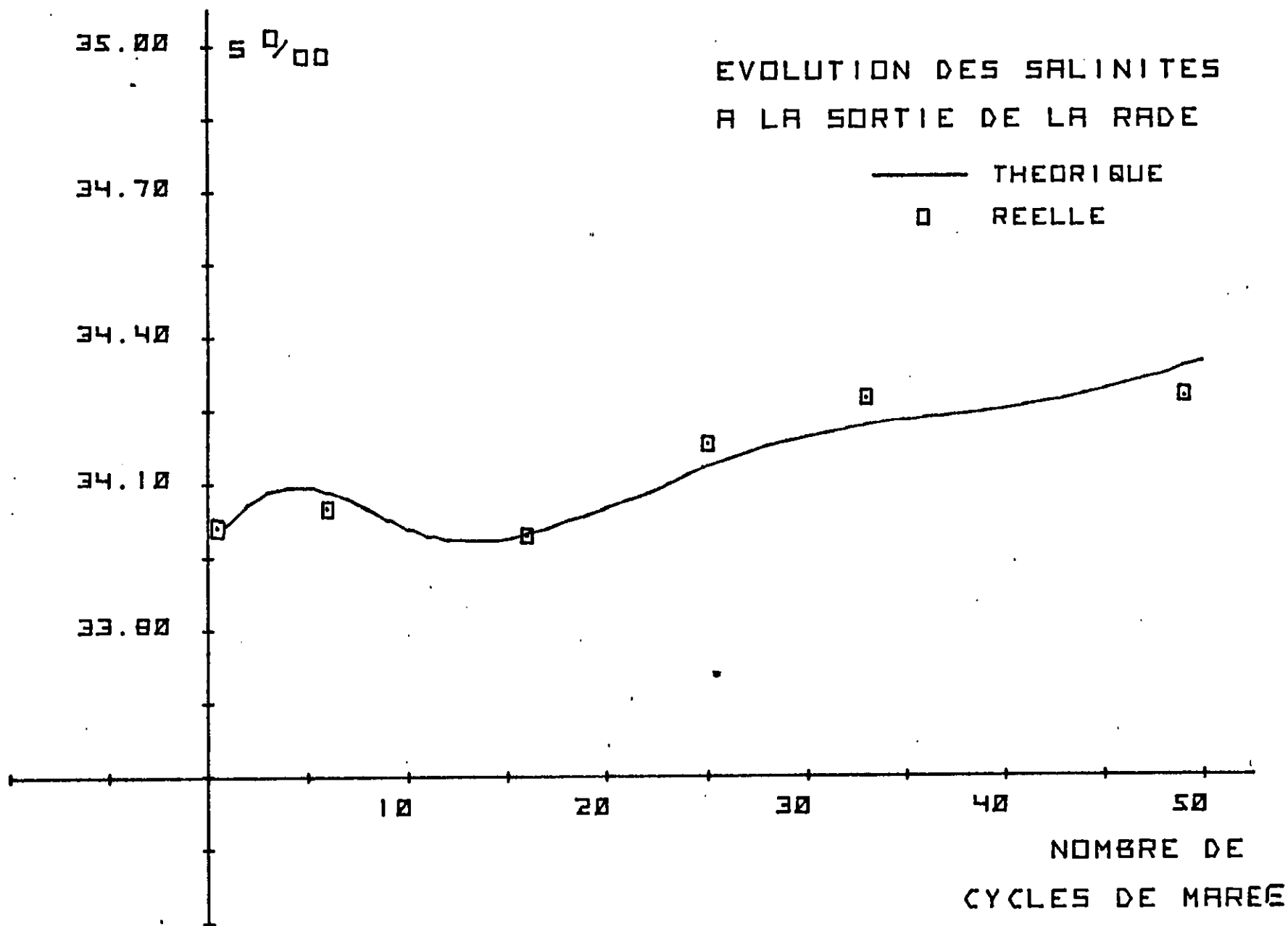


Figure 72. Evolution de salinités à la sortie de la rade du 16 avril au 11 mai 1980.

— Salinité calculée

□ Salinité moyenne mesurée à basse mer à la Pointe du Minou



### B. Application du calcul à l'évolution des sels nutritifs

Ce modèle de calcul a été appliqué aux nitrates qui parmi les sels nutritifs présentent une évolution simple. A la salinité moyenne dans un compartiment a été substituée la concentration en nitrates.

Les teneurs dans l'eau fluviale sont calculées dans l'Aulne à partir de la loi concentration-débit établie précédemment (voir paragraphe III-1-1). Dans l'Elorn, vu le peu de variation des teneurs et leur caractère aléatoire, nous avons supposé une concentration constante de  $470 \mu\text{atg/l}$ .

L'incertitude sur la détermination des concentrations en nitrates résultant de l'écart de salinité entre l'évolution réelle et théorique de la salinité est de  $\pm 0,5 \mu\text{atg/l}$ .

Le calcul est mené en deux étapes :

1/ les concentrations de départ sont déterminées à partir des salinités moyennes de chaque segment à la pleine mer. Il est ainsi possible de calculer la teneur théorique correspondant à une évolution. L'évolution obtenue (fig.73) est comparée à la concentration réelle dans le milieu. Cependant, à cette évolution normale s'ajoute l'effet des phénomènes biologiques : on supposera que les anomalies observées résultent pour l'essentiel de l'assimilation phytoplanctonique et que les autres processus (biodégradation, excrétion) sont négligeables, on notera que dès le 16 avril apparaît une forte anomalie négative ( $10 \mu\text{atg/l}$ ) indiquant que le "bloom" phytoplanctonique a débuté depuis plusieurs jours.

2/ nous avons pris comme concentrations à la pleine mer initiale, les teneurs moyennes réelles observées dans chaque segment. Pour estimer la vitesse d'assimilation moyenne des nitrates, nous avons calculé entre chaque observation in situ la concentration théorique en l'absence de phénomène biologique, la différence entre les valeurs observées et calculées rapportée au temps séparant les deux observations nous a permis de déterminer des vitesses moyennes sur 6 à 8 jours.

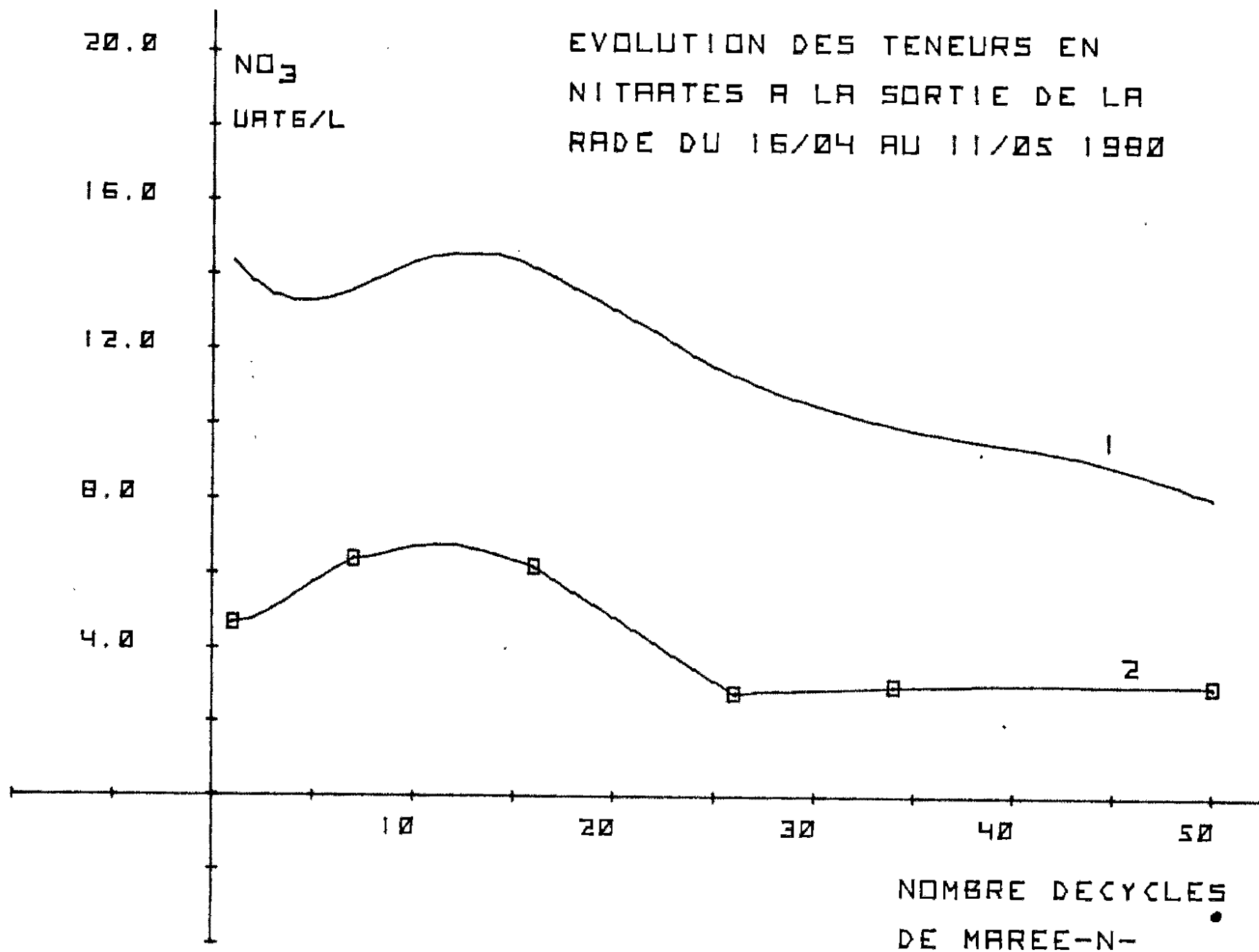


Figure 73. Evolution de la concentration en nitrates à la sortie de la rade du 16 avril au 11 mai 1980

1. Evolution théorique sans assimilation
2. Evolution calculée, avec assimilation.
- Evolution réelle.

Cycle de marée i	1 à 6	6 à 16	16 à 25	25 à 33	33 à 49
Vitesse d'assimilation $\mu\text{atgN}$ $l^{-1} j^{-1}$	0.19	0.51	0.75	0.19	0.23
Moyenne d'ensoleillement par jour* h	4.37	6.66	6.1	3.8	8

A cette époque de l'année, le jour solaire est d'environ 13h40 et dans ces conditions, la vitesse maximale d'assimilation de l'azote déduite du calcul est de  $0.06 \mu\text{atg} \cdot l^{-1} h^{-1}$ . Ceci est en accord avec les vitesses calculées par HAFSAOUI (1981) à partir d'expériences "in vitro" dans des conditions idéales (stabilité de l'eau, illumination constante) pour le développement phytoplanctonique et qui se situent au printemps au niveau de  $0.07 \mu\text{atg N} \cdot l^{-1} h^{-1}$ .

Il faut noter que l'assimilation durant la période considérée n'est pas constante, la vitesse moyenne semble dépendre, tant que les teneurs en sels nutritifs sont encore relativement élevées, de la durée de l'ensoleillement. Ainsi durant les trois premiers jours, il n'existe qu'une faible consommation de nitrates, ce phénomène se reproduisant à la fin avril à la faveur d'une deuxième période de mauvais temps.

Un certain nombre d'améliorations seraient susceptibles de rendre ce calcul plus performant, la définition d'un plus grand nombre de compartiments, une connaissance plus détaillée des variations dans le temps, des caractéristiques physico-chimiques de l'eau de l'Iroise, devraient améliorer la simulation sur toute la partie marine. L'application aux autres sels nutritifs ne doit poser aucun problème dans la mesure où ils ne sont pas affectés par des phénomènes non conservatifs. Dans le cas contraire, pour les phosphates notamment, il reste nécessaire de décrire avec précision le phénomène avant de

\* Moyennes journalières relevées à la station météorologique de Brest-Guipavas.

pouvoir simuler son évolution.

## CONCLUSION

Les forts échanges avec l'eau de l'Iroise confèrent à la rade surtout dans sa partie septentrionale, un caractère marin marqué. L'influence estuarienne ne sera nettement ressentie qu'en période de fortes crues. Ceci situe la rade à l'opposé d'écosystèmes côtiers semi-fermés tel que la Baltique, où les apports fluviaux plus importants et la pénétration de l'eau marine s'effectuant de manière moins régulière, voir avec des périodes de plusieurs années (FONSELIUS, 1972, GRASSHOF, 1976) entraînent l'apparition de stratifications haline ou thermique identiques à celles observables dans un estuaire stratifié.

L'étude des paramètres chimiques confirme ces observations. L'apport de matières nutritives varie beaucoup au cours de l'année (de 1 à 50) en fonction des apports continentaux et des phénomènes biologiques ou physico-chimiques se déroulant dans l'estuaire. En hiver, le flux résultant à la sortie de l'estuaire est très important en raison de l'augmentation des débits et des teneurs dans l'eau fluviale. En été, par contre, l'apport de matières nutritives déjà très faible du fleuve, se trouve réduit de moitié à la sortie de l'estuaire. Dans ces conditions, il apparaît que la production primaire des mois d'été en rade dépend peu de l'apport estuarien, la majeure partie des éléments nutritifs nécessaires à la production observée provenant du recyclage des matières organiques dissoute et particulaire.

La productivité globale de l'écosystème paraît donc déterminée en grande partie par le stock de matière nutritive disponible en rade au début de la croissance phytoplanctonique. Ce stock est dépendant de l'apport fluvial durant le premier trimestre et de la date à laquelle a lieu l'initiation du "bloom". Toutefois, certaines années, un apport de matières nutritives important en période printanière, permet le maintien d'une production élevée sur une période plus longue, et une augmentation de la biomasse totale produite en rade.

C O N C L U S I O N

G E N E R A L E

---

## C O N C L U S I O N   G E N E R A L E

Dans la rade de Brest, aux périodes où le flux d'énergie lumineuse est suffisant, la productivité potentielle des eaux est en relation directe avec le stock de matières nutritives disponibles. Nous avons essayé au cours de ce travail de cerner et de décrire les différents mécanismes d'apport de sels nutritifs, dans un écosystème côtier fertilisés par les apports estuariens et fortement soumis à l'influence des marées.

Dans un tel écosystème, une connaissance minimum de l'hydrologie des estuaires est nécessaire lors de toute étude de caractéristiques chimiques des eaux. Les conditions de stratification, et temps de séjour ont en effet des implications importantes sur le devenir des éléments dissous dans l'estuaire. Cela nous a amené dans une première partie à décrire brièvement l'hydrologie de l'Elorn qui jusqu'alors n'avait fait l'objet d'aucune investigation globale. Il en ressort une similitude assez nette avec l'hydrologie de l'Aulne. Dans les deux cas, la marée joue un rôle prépondérant, le rythme de sizygie plus que le débit fluvial, a une importance prépondérante sur la stratification de l'estuaire. Dans l'Elorn, le volume d'eau douce apporté par le fleuve est moindre que dans l'Aulne, l'influence maritime y est plus prononcée et des eaux très salines (30‰) remontent en amont même en période de débit moyen.

Images de l'activité économique des bassins versants, les caractéristiques chimiques des deux estuaires sont par contre notablement différentes. L'emploi d'engrais a un retentissement important sur l'apport de nitrates par ces deux fleuves, les teneurs mesurées étant parmi les plus élevées rapportées dans la littérature. Une différence sensible apparaît entre les deux estuaires quand on considère des éléments traceurs de l'activité humaine tels que certains composés azotés (ammonium et nitrites) et les phosphates et polyphosphates. Les teneurs observées dans l'estuaire de l'Elorn témoignent d'une charge polluante importante. Les concentrations en ammonium sont quelque soit la période 4 à 5 fois plus élevées que dans l'estuaire de l'Aulne. La distribution des teneurs montre qu'une partie importante des déversements se fait directement dans la partie marine des rias.

En calculant les teneurs en éléments dissous de l'eau douce contenus dans chaque échantillon d'eau saumâtre, et en reportant ces valeurs en fonction de la chlorosité, nous avons pu mettre en évidence différents facteurs affectant le flux de matières nutritives apportées par le fleuve lors de son transit dans l'estuaire. Il apparaît ainsi que l'accroissement ou la diminution de la quantité de matières nutritives advecté n'obéit pas aux mêmes lois selon qu'il est dû à un processus biologique (assimilation, régénération), physicochimique (adsorption-désorption) ou à l'introduction d'un polluant dans l'estuaire. Cette méthode nous a permis de distinguer quelques traits principaux du comportement des éléments nutritifs dans la rade et ses estuaires.

Quelque soit la saison, la quantité d'ammonium advectée augmente d'amont en aval, que ce soit consécutivement à des apports extérieurs (eaux usées, lisier...) ou à certaines périodes, par suite de la dégradation de l'azote organique (été, automne). A la fin de l'été, ce phénomène prend une importance considérable permettant l'évacuation vers l'Iroise d'une partie de l'azote minéral piégé en rade dans la phase particulaire, durant les mois d'assimilation.

Le flux de nitrates en hiver est en principe conservé au long de l'estuaire, par contre, en été (juillet), il est diminué de 50 à 60 % à la sortie des rias. Il apparaît que l'apport résultant de matières nutritives, même en prenant en compte les apports de l'agglomération brestoise ne peut expliquer les biomasses planctoniques observées. La production primaire en rade en été, résulte probablement de l'utilisation immédiate par le plancton des matières nutritives régénérées par dégradation bactérienne.

Les interactions phosphore - matières en suspensions ont particulièrement retenu notre attention. L'étude en laboratoire des conditions d'adsorption des phosphates sur les particules menées parallèlement, sur des sédiments naturels prélevés dans les deux estuaires et des minéraux (kaolinite) permet de penser qu'une part importante de ces interactions est due à des processus d'adsorption des molécules de phosphates à la surface de ces argiles. Ces expériences ont mis en évidence l'existence d'une plage de concentrations, de 3 à 5  $\mu\text{atg/l}$  en dessous de laquelle les particules de sédiments naturels tendent à libérer des phosphates dans le milieu

pour des teneurs dans l'eau plus élevées, l'adsorption se décrit assez bien selon les isothermes de Freundlich. L'évolution in situ confirme cette hypothèse : en dessous de  $3 \mu\text{atg/l}$ , la présence de matière en suspension maintient la concentration à un niveau relativement constant. Cette valeur dépend certainement de la valeur en phosphate dans l'eau fluviale et de la charge en phosphore labile total du système.

La description à partir d'un schéma simplifié du mélange eau-douce eau-marine, de l'évolution des salinités, nous a permis d'estimer la vitesse de renouvellement des eaux de la rade par celles de l'Iroise. Le volume d'eau marine introduit en rade augmente aux forts coefficients et semble en partie dépendant du gradient vertical ; le pourcentage d'eau de l'Iroise pénétrant en rade est plus important lorsque la stratification augmente.

L'application aux nitrates de ce calcul nous a permis d'évaluer les vitesses relatives d'assimilation en périodes printanières. Les résultats tendent à montrer que même à cette période, l'assimilation des matières nutritives dépend des variations journalières du flux d'énergie lumineuse incident.

Notre travail n'a pas un caractère exhaustif. Si nous avons pu mettre en évidence et préciser la plupart des phénomènes affectant la distribution des sels nutritifs, il reste avant de décrire l'écosystème dans son ensemble, à les quantifier de manière précise. C'est le cas de l'assimilation (l'étude est en cours) de la régénération aux différents niveaux tant dans la colonne d'eau que dans le sédiment (détermination des flux de sels à l'interface eau-sédiment) et de l'influence que ce phénomène a sur la production primaire des mois d'été. C'est aussi le cas des interactions phosphates-particules, il paraît très intéressant d'étudier les conditions dans lesquelles s'effectue la désorption des phosphates car dans la grande majorité des cas, c'est ce processus qui détermine la distribution des teneurs dans la partie amont des rias.



BIBLIOGRAPHIE

---

## BIBLIOGRAPHIE.

---

- ABDULLAH, M.I., DUNLOP, H.M. and GARDNER, D., 1973  
Chemical and Hydrographic observations in the Bristol Channel during april and june 1971.  
*J.mar.biol.U.K.*(1973) 53,299-319.
  
- ALLEN, G.P., 1972  
Etude des processus sédimentaires dans l'estuaire de la Gironde  
*Thèse de Doctorat ès Sciences Naturelles, BORDEAUX : pp.314.*
  
- ATLAZIN, A., 1979  
Présentation d'une partie des résultats de la campagne CIPREA effectuée en août-septembre 1978 dans le Golfe de Guinée.  
Contribution à l'étude du front thermique à l'ouest de la Bretagne.  
*D.E.A, U.B.O, BREST, 75 pp.*
  
- AMINOT, A., 1977  
Interprétation des résultats R.N.O concernant le site de BREST.  
I. Paramètres physico-chimiques et hydrobiologiques.  
*Rapport COB/DS, Chimie, BREST 1-15.*
  
- AUFFRET, G.A., 1969.  
*Cf. Groupe d'études atomiques.*
  
- BASSOULET, P., 1979.  
Etude de la dynamique des sédiments en suspension dans l'estuaire de l'Aulne (Rade de BREST).  
*Thèse de 3ème cycle, UBO, BREST, pp. 136.*

- BERNSCHEIDER, K., and ROBINSON, R.J., 1952.  
A new spectrophotometric determination of nitrite in sea-water.  
*J.mar.Res*, 11, 87-96.
  
- BERTHOIS, L., et AUFFRET, G., 1968  
Contributions à l'étude des conditions de sédimentation dans la rade de BREST. Chapitre I : minéralogie et granulométrie sédimentaires.  
*Cahiers océanographiques*, 5, p. 893-920.
  
- BERTHOIS, L. et AUFFRET, G., 1969.  
Contributions à l'étude des conditions de sédimentation dans la rade de BREST. Chapitre II : dynamique des dépôts littoraux.  
*Cahiers océanographiques*, 5, mai 1969, p. 469-485.
  
- BERTHOIS, L. et AUFFRET, G., 1970.  
Contributions à l'étude des conditions de sédimentation dans la rade de BREST. Chapitre III : hydrologie et courantométrie.  
*Cahiers océanographiques*, 7, p. 701-725.
  
- BERTHOIS, L. et AUFFRET, G., 1970.  
Contribution à l'étude des conditions de sédimentation dans la rade de BREST. Chapitre IV : étude analytique des apports fluviaux en rade de BREST.  
*Cahiers océanographiques*, 10, p. 981-1010.
  
- BOUGIS, P., 1975.  
Ecologie du plancton marin. I : le phytoplancton  
Masson, Paris, p. 115 et sv.
  
- BOWDEN, K.F., 1967.  
Circulation and diffusion  
in "Estuaries", G.H. LAUFF Edit., Washington, p. 25-36.
  
- BOYLE, E., COLLIER, R., DENGLER, A.T., EDMONT, J.M., NG, A.C and STALLARD, R.F.  
On the chemical mass-balance in estuaries.  
*Geochim. Cosmochim. Acta.* 35, 613-620.

- BREMOND, VUICHARD, 1973.  
Paramètre de la qualité des eaux.  
*Documentation (La) Française, PARIS, pp.179.*
  
- BRUNAUER, S., EMMET, P.H., and TELLER, E., 1938.  
Adsorption of gases in multimolecular layers.  
*J.Am.chem.Soc., 60, 309-319.*
  
- BURNS, P.A., SALOMON, M., 1976.  
Phosphate adsorption by kaolin in saline environments.  
*Proc.Nat.Shellfish.Ass., 59, 121-125.*
  
- BURTON, J.D., LEATHERLAND, T.M., LISS, P.S., 1970.  
The reactivity of dissolved silicon in some natural waters.  
*Limnology and oceanography, 15(3), 473-476.*
  
- BURTON, J.D., LISS, P.S., 1973.  
Processes of supply and removal of dissolved silicon in some natural waters.  
*Geochim.Cosmochim.Acta, 37(7), 1761-1773.*
  
- BURTON, J.D., 1976.  
*in "Estuarine Chemistry", Edit. BURTON J.D. et LISS, D.S., Academic Press. LONDRES, 1-31.*
  
- BUTLER, E.I., TIBBITS, S., 1972.  
Chemical survey of the Tamar estuary. I. Properties of the waters.  
*J.mar.Biol.Ass.U.K., 52, 681-99.*
  
- CARRIT, D.E., GOODGAL, S., 1954.  
Sorption reactions and some ecological implications.  
*Deep-Sea Research, 1, 224-228.*
  
- CHEN, Y.S., BUTLER, J.N., and STUMN, W., 1973.  
Kinetic Study of Phosphate reaction with Aluminium oxyde and kaolinite.  
*Envir.Sci.Technol., 7, 327-332.*

- CONOMOS, J.T., GROSS, G.M., 1968.  
Mixing of Columbia river, and ocean waters in summer.  
*J. of the Sanitary Engineering Division A.S.C.E.*, 94(SA 5), 979-993.
  
- CONWAY, H.L., 1977.  
Interaction of Inorganic Nitrogen in the uptake and assimilation  
by marine phytoplankton.  
*Marine Biology*, 39, 221-232.
  
- CNEXO/ISTPM, 1977  
Inventaire des sites potentiels pour l'aquaculture sur le littoral  
du Finistère. Première phase. Secteur V : Rade de BREST.  
*Publ. ISTPM/CNEXO/COB/Unité Littoral*, pp.55
  
- D.D.E, 1972.  
Extrait de "Dossier préparatoire aux cartes départementales  
Objectif de qualité du bassin de l'Aulne".  
*Rapport interne, direction départementale de l'équipement du  
Finistère*, p.11-22.
  
- DELMAS, R., 1979.  
Evolution des paramètres chimiques dans les eaux estuariennes  
de la Rade de BREST.  
*Rapport DEA, UBO, BREST*, pp.37.
  
- DENIGES, M.G., 1920.  
Réaction de coloration extrêmement sensible des phosphates et  
arseniates. Ses applications.  
*C.R.Acad.Sciences, PARIS*, 802-14.
  
- DIETRICH, G., 1950.  
Die anomale jarkeschwankung der Wärmeinhalts in Englischen Kanal,  
ihre Ursachen und Auswirkungen.  
*Deutsche Hydrographische Zeitschrift*, 3, 184-204.
  
- DUKE, T.W., and RICE, T.R., 1966.  
Cycling of nutrients in estuaries  
*Proc.Gulf.and Carib.Fish.inst.*, p.59-67.

- DUGDALE, R.C., GOERING, J.J., 1967.  
Uptake of new and regenerated form of nitrogen in primary productivity.  
*Limnology and oceanography*, 12, 196-206.
- DUSSAUZE, J., 1981.  
Thèse de spécialité, L.O.C., U.B.O. BREST  
à paraître.
- EPPLEY, R.W., 1962.  
Hydrolysis of polyphosphates by *Porphyra* and others seaweeds.  
*Physiol. Plantarum*, 15, 246-251.
- FRANCIS-BOEUF, C., 1939.  
Premiers résultats d'une étude des eaux de l'Aulne maritime.  
*Revue de géographie physique*, tome II, n°4, 399-438.
- FONSELIUS, S.H., 1972  
On the eutrophication and pollution in the Baltic Sea.  
in "Marine Pollution and sea life" Edit. RUIVO, M., F.A.O. Londres, p.23-28.
- GLANGEAUD, L., 1938.  
Transport et sédimentation dans l'estuaire et à l'embouchure de la Gironde. Caractères petrographiques des formations fluviales saumâtres, littorales et nérétiques.  
*C.R.Acad.Sci.*, PARIS, juin 1938, 599-630.
- GLANGEAUD, L., 1938.  
Sur une méthode d'étude des troubles en suspension dans les estuaires et les fleuves.  
*C.R.Acad.Sci.*, PARIS, T.205, pp.1667.
- GUILCHER, A., 1953.  
Mesures de vitesses de sédimentation et d'érosion dans des estuaires bretons.  
*C.R.Acad.Sci.*, t.237, 1345-1347.

- GRALL, J.R., et LE FEBRE J., 1967.  
Une eau rouge à Noctiluques au large des côtes de Bretagne.  
*Penn ar Bed*, 51, 153-163.
- GRALL, J.R., LE CORRE, P., LE FEVRE, J., MARTY, Y., TOURNIER, B., 1980.  
Caractéristiques estivales de la couche d'eau superficielle dans  
la zone du front thermique ouest-Bretagne.  
*Oceanis*, 6, 235-249.
- GRASSHOFF, K., 1975.  
The hydrogeochemistry of landlocked basins and fjords.  
in "Chemical Oceanography", RILEY and SKIRROW. Edit. Academic Press,  
Londres, 456-593.
- GRILL, E.V., RICHARDS, F.A., 1964.  
Nutrient regeneration from phytoplankton decomposing in seawater.  
*J.Mar.Res.*, 22(1), 51-69.
- Groupe d'études atomiques. Marine Nationale, 1969.  
Etude du site du port de BREST.  
Etude sédimentologique, 1966, 1967, 1968.
- HAFSAOUI, M., 1981.  
Recherche des facteurs contrôlant le développement du phytoplancton  
en rade de BREST.  
Rapport de DEA, UBO, BREST, pp.22.
- HANSEN, D.V., et RATTRAY, M., 1966.  
New dimensions in estuary classification.  
*Limnology and Oceanography*, 11(3), 319-326.
- HARVEY, H.W., 1960.  
The chemistry and fertility of sea waters.  
Cambridge, University press, Cambridge, England. pp.240.

- HARVEY, W.A., CAPERON, J., 1976  
The rate of utilization of urea, ammonium and nitrate by natural populations of marine phytoplankton in a eutrophic environment.  
*Pacific Science*, 30(4), 329-340.
  
- HEAD, P.C., 1970.  
Discharge of nutrients from estuaries and their effects on primary productivity.  
*Mar. Poll. Bul.*, 1(9), 138-140.
  
- JAWORSKY, N.A., LEAR, D.W., VILLA, O.Jr., 1972.  
Nutrient management in the Potomac estuary. Nutrient and eutrophication Spec. Symp. I.  
*Limnology and oceanography*, LIKENS, G.E., Edit., 246-273.
  
- JITTS, H.R., 1959.  
The adsorption of phosphate by estuarine bottom deposits.  
*Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 10, 7-21.
  
- KETCHUM, B.H., 1951.  
The exchange of fresh and salt waters in tidal estuaries.  
*J. Mar. Research.*, 10(1), 18-38.
  
- KROM, M.D., and BERNER, R.A., 1981.  
The diagenesis of phosphorus in a near shore marine sediment.  
*Geochim. Cosmochim. Acta*, 45(2), 207-216.
  
- KLUMP, V.J., and MARTENS, C.S., 1981.  
Biogeochemical cycling inorganic rich coastal marine basin. II. Nutrient sediment water exchange processes.  
*Geochim. Cosmochim. Acta*, 45(1), 101-122.



- Laboratoire Central d'Hydraulique de France (L.C.H.F.), 1971  
Etude Bibliographique et Théorique de la Capacité de transport des sédiments par les fleuves et les rivières.  
*Secrétariat d'Etat aux Affaires Etrangères. Direction de l'aide au développement. Septembre 1971.*
  
- LEACH, J.H., 1971.  
Hydrology of the Ythan estuary with reference to distribution of major nutrients and detritus.  
*J.Mar.Biol.Ass.U.K., 51, 137-157.*
  
- LE CORRE, P., et TREGUER, P., 1976.  
Contribution à l'étude de la matière organique dissoute et des sels nutritifs dans l'eau de mer. Caractéristiques chimiques du Golfe de Gascogne et des upwellings côtiers de l'Afrique du Nord-Ouest.  
*Thèse de Doctorat ès Sciences, U.B.O., BREST, pp.490.*
  
- LE FEVRE, J., 1970.  
Evaluation des caractéristiques d'emploi d'un échantillonneur de plancton haute vitesse, suivie d'exemples d'application à l'étude du zooplancton de la pointe de Bretagne.  
*Thèse de spécialité, PARIS, pp.179.*
  
- LE FEVRE, H., and GRALL, J.R., 1970.  
On the relationships of noctiluca swarming off the western coast of Brittany with hydrological studies and plankton characteristics of the environment.  
*J. exp.mar.Biol.Ecol., 4, 287-306.*
  
- LE MAGUERESSE, A., 1974,  
La structure thermique sur le plateau continental, dans le secteur ouest Bretagne, son évolution annuelle et quelques aspects de la variabilité dans une zone frontale.  
*Thèse de spécialité, U.B.O., BREST, pp.138.*

- LE JEHAN, S., et TREGUER, P., 1979-1980.  
Evolution de la concentration en urée dans les eaux de la rade de BREST et de la Manche Occidentale.  
*Océanis*, 5, hors série, 627-635.
  
- LE JEHAN, S., 1982.  
Thèse de spécialité, L.O.C., U.B.O., BREST à paraître.
  
- LISS, P.S., and SPENCER, C.P., 1973.  
A biological processes in the removal of silicate from sea water.  
*Geochim.Cosmochim.Acta.*, 34(10), 1073-1088.
  
- LISS, P.S., 1976  
Conservative and non conservative behaviour of dissolved constituents during estuarine mixing.  
in "*Estuarine Chemistry*", BURTON, J.D., and LISS, P.S., Edit.,  
Academic press. LONDRES, 185-218.
  
- MACKAY, D.W., and LEATHERLAND, T.M., 1976.  
Chemical process in an estuary.  
in "*Estuarine Chemistry*", BURTON, J.D., and LISS, P.S., Edit.,  
Academic press. LONDRES, 185-218.
  
- MARTIN, J.M., MEYBECK, M., SALVADORI, F., THOMAS, A., 1976.  
Pollution chimique des estuaires.  
*Rapp.Sci.techn. CNEXO*, n°22, pp.284.
  
- MOMBET, Y., MANAUD, F., GENTIEN, P., POMMEPUY, M., ALLEN, G.P.,  
SALOMON, J.C., L'YAVANC, J., 1979.  
The use of nutrients, salinity and water circulation data as a tool for coastal zone planning.  
*Proc.Intern.Symp. on the effects of nutrients enrichment in estuaries*, Williamsburg, mai 1979.

- MULLIN, J.B., RILEY, J.P., 1955.  
The spectrophotometric determination of silicate-silicon in some natural waters with special reference to seawater. *Anal.Chim.Acta.*, 12, 162-70.
- NAIMAU, R.J., and SIBERT, J.R., 1978.  
Transport of nutrients and carbon from the Nanaömo river to its estuary.  
*Limnology and Oceanography*, 23(6).
- PHILLIPS, J., 1973.  
The Winkler metho and primary production studies under special conditions.  
In "A guide to the measurement of marine primary production under special conditions", monographs on oceanographic methodolgy, UNESCO, PARIS, 3, pp.73.
- PINGREE, R.D., FORSTER, G.R., MORRISON, G.K., 1974.  
Turbulent convergent tidal fronts.  
*J.mar.biol.Ass. U.K.*, 54, 469-479.
- PINGREE, R.D., 1975.  
The advances and retreat of the thermocline on the continental shelf.  
*J.mar.biol.Ass. U.K.*, 55, 965-974.
- POMMEPUY, M., SALOMON, J.C., 1977.  
Etude Océanographique de la rade de BREST : applications aux problèmes d'amménagmenet.  
*Congrès U.O.F., Groupe Estuaires et Deltas, 14 et 15 novembre 1977.*
- POMMEPUY, M., MANAUD, F., MONBET, Y., ALLEN, G., SALOMON, J.C., GENTIEN, P., L'YAVANC, J., 1979.  
Etude Océanographique appliquée au SAUM de la rade de BREST.  
*Publication du CNEXO : Actes de Colloques, n°9, 211-226.*

- POMEROY, L.R., MATHEWS, H.M. HONG SHIK MIN, 1963.  
Excrétion of phosphate and soluble organic phosphorus  
compounds by zooplankton.  
*Limnology and oceanography*, 8(1), 50-54.
- POMEROY, L.R., SMITH, E.E., GRANT, C.M., 1965.  
The exchange of phosphate between estuarine water and sediments.  
*Limnology and Oceanography*, 10(2), 167-72.
- PRITCHARD, D.W., 1955.  
Estuarine circulation patterns.  
*Proc. Am. Soc. Civ. Engin., New-York*, 81, 1-11.
- PRITCHARD, D.W., 1967.  
Observations of circulation in coastal plain estuaries.  
in "Estuaries", LAUFF, G.H., Edit., Am. Ass. Adv. Sci., Washington,  
Publ. 83, 37-44.
- QUEGUINER, B., HAFSAOUI, M., et TREGUER, P., 1982.  
Evolution saisonnière des populations phytoplanctoniques dans  
un écosystème côtier fortement soumis à l'influence des marées  
(Rade de BREST).  
Production primaire, recherche des facteurs limitants.  
*A paraître.*
- RAILLARD, J., 1975.  
Les zones frontales dans le nord du Golfe de Gascogne et en  
mer Celtique.  
*L.O.P., U.B.O., rapport scientifique, n°7, convention DRME.*
- RICHARDS, F.A., 1958.  
Dissolved silicate and related properties of some western  
north Atlantic and Caribbean waters.  
*J. mar. res.*, 17, 449-65.

- Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin.  
Site de BREST.  
*Recueil des observations, années 1975 à 1980.*  
*Publication RNO, CNEXO.*
  
- R.N.O., 1978  
Interprétation des résultats du R.N.O.  
Première phase, point d'appui, Baie de Seine.  
*Publication CNEXO, Unité Littoral, pp.55.*
  
- ROCHFORD, D.J., 1951.  
Studies in Australian estuarine hydrology. I. introductory and comparative features.  
*Aust.J.Mar.Freshw.res., 2, 1-116.*
  
- SALOMON, J.C., 1977.  
Note de synthèse sur les modèles mathématiques de l'hydrodynamique estuarienne.  
*Rapport L.O.P., U.B.O., pp.107.*
  
- SAUM de la Rade de BREST, 1977.  
Schéma d'aptitude et d'utilisation de la mer. Rade de BREST.  
Etude courantologique. Rapport préliminaire.  
*Publication DDE/CNEXO/COB/Unité Littoral, BREST, pp.27.*
  
- SAUM de la Rade de BREST, 1978.  
Dossier "environnement" "cadre de vie"  
*Publication DDE/CNEXO/COB, Unité Littoral, BREST, pp.27.*
  
- SAUM de la Rade de BREST, 1980.  
Rapport final.  
*Ministère de l'environnement/Ministère des transports/DDE, BREST, pp.197.*
  
- SCOTT, B.D., 1978.  
Nutrient cycling and primary production in port Hacking,  
New South Wales.  
*Aust.J.mar.Freshw.res., 29, 803-15.*

- STIRLING, H.P., WORLMALD, A.P., 1977.  
Phosphate/sediment interaction in Tolo- and Long Harbours,  
HONG-KONG and its role in estuarine phosphorus availability  
*Estuarine and Coastal mar.Sc.*, 55, 631-642.
  
- STRICKLAND, J.D.H., and PARSONS, 1968 et 1972.  
A practical Handbook of seawater analysis.  
*Fish.Res.Board.Canada, Bulletin*, 167, pp.310.
  
- STUMN, W., 1977.  
Chemical interaction in particle separation.  
*Environ.Sci.tech.*, 11(12), 1068-70.
  
- THAYER, G.W., 1970.  
Comparison of two storage methods for the analysis of nitrogen  
and phosphorus fractions in estuarine water.  
*Chesapeake Science*, 11(3), 155-958.
  
- THAYER, G.W., 1971.  
Phytoplankton production and the distribution of nutrients  
in shallow unstratified system near Beaufort. N.C  
*Chesapeake Science*, 12(4), 240-253.
  
- TREGUER, P. et LE CORRE, P., 1975.  
Manuel d'analyses des sels nutritifs dans l'eau de mer.  
Utilisation de l'Auto-Analyzer II Technicon.  
*LOC,UBO, 2ème édition*, 1975, pp.110.
  
- TREGUER, P., LE CORRE, P., GRALL, J.R., 1979.  
The seasonal variations of nutrients in the upper waters of  
the bay of Biscay region and their relation to phytoplankton  
growth.  
*Deep-Sea Research*, 26(A), 1121-1152.

- S.E.P.N.B., 1976  
Pollution de la rade de BREST.  
*Rapport D.D.E.*, pp.187.
  
- SINGLEY, J.E., 1971.  
Chemical and physical purification of water and waste water.  
in "Water and water pollution handbook". CIACCIO, L.L., Edit.,  
New-York, 1, 365-414.
  
- SOLORZANO, L., STRICKLAND, J.D.H., 1968.  
Polyphosphate in sea water.  
*Limnology and oceanography*, 13(3), 515-518.
  
- SOLORZANO, L., 1969.  
Determination of ammonia in natural water by the phenol-  
hypochlorite method.  
*Limnology and oceanography*, 14, 799-801.
  
- SOLORZANO, L., EHRLICH, B., 1977.  
Chemical investigation of Loch Etive, Scotland. I. Inorganic  
nutrient and pigments.  
*J.exp.mar.biol.Ecol.*, 29, 45-64.
  
- SMITH, D.J., LONGMORE, A.R., 1980.  
Behaviour of phosphate in estuarine water. <sup>1/2</sup>  
*Nature*, 287, 9 octobre 1980, 532-34.
  
- STANLEY, D.W., HOBBIE, J.E., 1981.  
Nitrogen recycling in a north Carolina coastal river.  
*Limnology and Oceanography*, 26(1), 30-42.
  
- STEPHENSON, N., 1949.  
Certain effect of agitation upon the release of phosphate  
from mud.  
*J.mar.Biol.Ass.U.K.*, 28, 371-80.

- VACCARO, R.F., and RYTHER, J.H.  
Marine Phytoplankton and the distribution of the nitrite in the sea.  
*J.cons.int.expl.mer*, 25, 260-271.
  
- WASSILIKI, T., 1979.  
Analyse du cycle saisonnier des crustacés de capodes dans la rade  
de BREST.  
*Thèse de spécialité, Université de PARIS VI*, pp.120.
  
- WAFAR, M.V.M., 1981.  
Nutrients, primary production, and dissolved and particulate matter  
in well mixed temperate coastal waters (Bay of Morlaix) (Western  
English Channel).  
*Thèse de spécialité, Université PARIS*, pp.230.
  
- WELSH, B.L., 1980.  
Comparative nutrient dynamic of a marsh-mudflat ecosystem, 10(2),  
143-164.
  
- WOLLAST, R., and DEBROEU, F., 1971.  
Study of the behaviour of dissolved silicon in the estuary of  
the Scheldt.  
*Geochim.Cosmochim.Acta.*, 35, 613-620.