

Évolution saisonnière des nutriments dans un écosystème eutrophe d'Europe occidentale (la rade de Brest). Interactions marines et terrestres

Sels nutritifs
Écosystèmes eutrophes
Flux des nutriments
Processus de mélange
Interface solide-liquide

Nutrients
Eutrophic ecosystems
Nutrients fluxes
Estuarine mixing processes
Solid-liquid interface

Roger Delmas, Paul Tréguer
Groupe Chimie des Écosystèmes Marins, Institut d'Études Marines, 29283 Brest Cedex,
France.

Reçu le 4/10/82, révisé le 23/3/83, accepté le 18/4/83.

RÉSUMÉ

La distribution des nutriments dans un écosystème semi-fermé d'Europe occidentale (la rade de Brest, 180 km²), est étudiée dans le cadre du Programme Écorade, de novembre 1979 à février 1981. La fertilisation est assurée par deux fleuves et par les rejets des activités humaines. Les eaux sont particulièrement riches en azote minéral dissous (plus de 400 µM-N en hiver). Les sels de l'azote, du phosphore et du silicium suivent une évolution saisonnière très typée, avec un appauvrissement printanier et estival dû à l'activité photosynthétique. La distribution des phosphates est interprétée à partir des échanges à l'interface eau-sédiment ou matières en suspension. Le cycle de l'azote minéral présente deux originalités : au printemps et en été, les teneurs élevées en ammonium ne semblent pas inhiber l'assimilation des nitrates par les végétaux marins, et une absorption simultanée de diverses formes ioniques n'est pas à exclure ; en période estivale et automnale, une accumulation des formes intermédiaires d'azote (en particulier d'ammonium) est observée. Elle résulte de la biodégradation des matières organiques particulières synthétisées pendant la période productive. En prenant l'eau marine pour référence, un traitement des données est proposé, et les teneurs en nutriments SN₀ de l'eau douce contenue dans les échantillons d'eau estuarienne sont calculées. Les diagrammes de mélange (SN₀ en fonction de la chlorosité) ainsi obtenus permettent de donner une image synthétique de l'évolution (conservative ou non conservative) des nutriments dans les estuaires.

Oceanol. Acta, 1983, 6, 4, 345-356.

ABSTRACT

Seasonal variation of nutrients in an eutrophic ecosystem of Western Europe (Bay of Brest). Marine and terrestrial interactions

Nutrient distribution in a partially isolated ecosystem of Western Europe (the Bay of Brest, 180 km²) is studied in the field of the Écorade Program from November 1979 to February 1981. The ecosystem is fertilized by two rivers and receives the waste-waters of human activities. Freshwaters are particularly rich in dissolved inorganic nitrogen (winter concentrations may be higher than 400 µM-N). The seasonal variation of nitrogen, phosphorus and silicon salts is well characterized, with an exhaustion during summer, resulting from the photosynthesis activity. For phosphate, laboratory experiments show that adsorption/desorption processes are likely to occur in the water column and at the sediment interface in the estuaries. Two characteristics appear from the observations of the nitrogen cycle. Firstly, in spring, despite relatively high concentrations of ammonium, uptake of nitrate ions by plants is not inhibited. Secondly, at the end of the summer and in autumn, inorganic nitrogen at intermediate stages of oxydation (mostly ammonium) is accumulated in estuarine waters, together with phosphate and silicate. This accumulation is a result of biological activity.

New mixing diagrams are proposed, assuming that the characteristics of the sea-water end-member are constant over a few weeks. Nutrient concentrations (SN_0) in the fresh water contained in any estuarine sample are calculated. The mixing diagrams (SN_0 versus chlorosity) thus obtained provide a synthetic view of nutrient behaviour (conservative or not) in the estuaries.

Oceanol. Acta, 1983, 6, 4, 345-356.

INTRODUCTION

Les écosystèmes côtiers d'Europe occidentale sont fertilisés par de riches apports fluviaux en azote, phosphore et silicium. Soumis à l'intense action des courants de marée, ils sont des lieux privilégiés pour l'étude des interactions marines et terrestres. Située à l'extrême pointe de l'Europe (fig. 1), la rade de Brest (180 km², 2,3 milliards de m³ en moyenne, profondeur moyenne 8,5 m, maximale 50 m) est ici considérée comme un prototype d'écosystème côtier semi-fermé. Elle reçoit les apports de fleuves côtiers (Aulne et Elorn) ainsi que les rejets des activités humaines (agriculture, industries et agglomérations urbaines), et elle échange ses eaux avec l'eau marine du plateau continental.

La rade de Brest a fait l'objet d'études partielles relatives à ses estuaires (hydrologie et sédimentologie de l'Aulne, Francis-Bœuf, 1939; Bassoulet, 1979), aux apports de sels nutritifs en rade (Le Corre, Tréguer, 1976; Aminot, 1977; Mombet *et al.*, 1979) et au renouvellement de ses eaux en période estivale (Auffret, 1969). Réalisé dans le cadre du programme pluridisciplinaire Écorade, le présent travail porte sur l'évolution saisonnière des apports estuariens de matières nutritives de novembre 1979 à février 1981, les échanges avec l'eau marine de l'Iroise et à l'interface eau-sédiment. La distribution des matières organiques dissoutes et de la production de matière végétale planctonique sont étudiées parallèle-

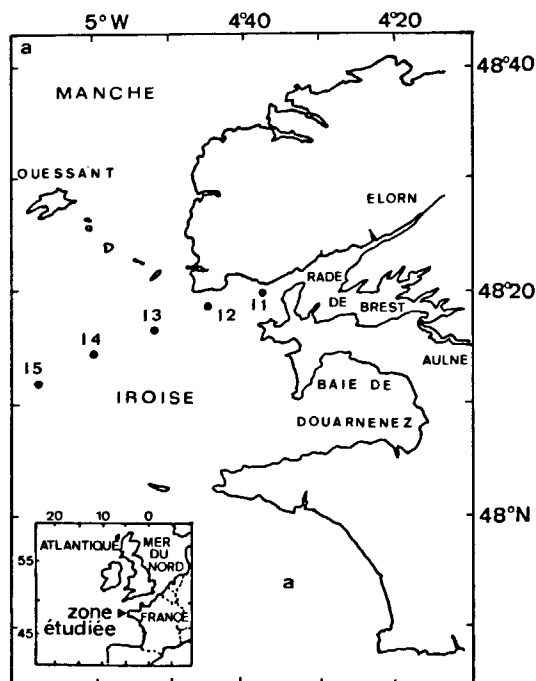
ment (Le Jehan, Tréguer, en prép.; Delmas *et al.*, 1983).

L'influence marine est très marquée dans la rade proprement dite. A Brest, le marnage atteint 8 m en vives eaux, l'onde de marée présente une période semi-diurne (12 h 15) et bi-mensuelle de 14,7 jours (cycles vives eaux/mortes eaux). Le volume oscillant (1 milliard de m³) est égal à 40% du volume de la rade en pleine mer de vives eaux moyennes. Les eaux de la rade se mélangent avec l'eau marine de l'Iroise. A l'écart de la circulation générale de l'Atlantique Nord, cette eau présente des caractéristiques variables selon la saison. L'échauffement saisonnier et l'action mécanique des courants de marée (Pingree, 1975; Mariette *et al.*, 1982) engendrent du printemps à l'automne l'apparition de trois zones. L'eau côtière, issue de la rade de Brest et de la baie de Douarnenez (fig. 1), chaude et relativement peu stratifiée, est séparée des eaux de l'Iroise par une zone à gradients prononcés de propriétés physiques, chimiques et biologiques (front d'estuaire). Plus à l'ouest, les eaux de l'Iroise, froides et homogènes en température, sont séparées de l'eau stratifiée du plateau continental par le front thermique d'Ouessant (Grall *et al.*, 1980). En hiver, seul subsiste le front d'estuaire à gradient thermohalin (Delmas, 1981). Les caractéristiques des eaux de l'Iroise évoluent peu en salinité: 34,7 à 35,3‰, de l'hiver à l'été.

Située sous une zone de passage de fronts météorologiques, la Bretagne occidentale reçoit des précipitations

Figure 1

Localisation de la zone d'étude. La rade de Brest (48°20'N; 4°30'W) est un bassin semi-fermé de 180 km², situé à la pointe de l'Europe



occidentale. Principaux fleuves: Aulne et Elorn. Elle reçoit les eaux marines de l'Iroise.

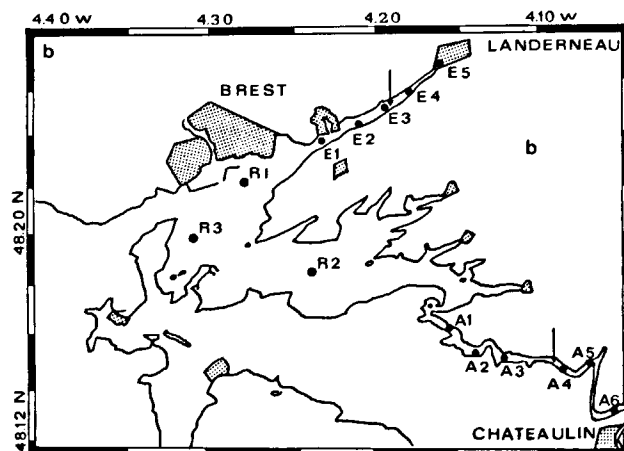
a) position de la rade à la pointe de l'Europe occidentale et stations dans l'Iroise;

b) stations dans les estuaires et en rade; ↓ sites de prélèvements de sédiments.

The Bay of Brest (48°20'N; 4°30'W) is a semi-enclosed basin of 180 km², at the extreme point of Western Europe. This bay is supplied with fresh-water from the Aulne and Elorn rivers and with seawater from the Iroise area.

a) General situation; station in Iroise seawater;

b) stations in the estuaries and in the Bay of Brest; ↓ stations of the sediment samples.



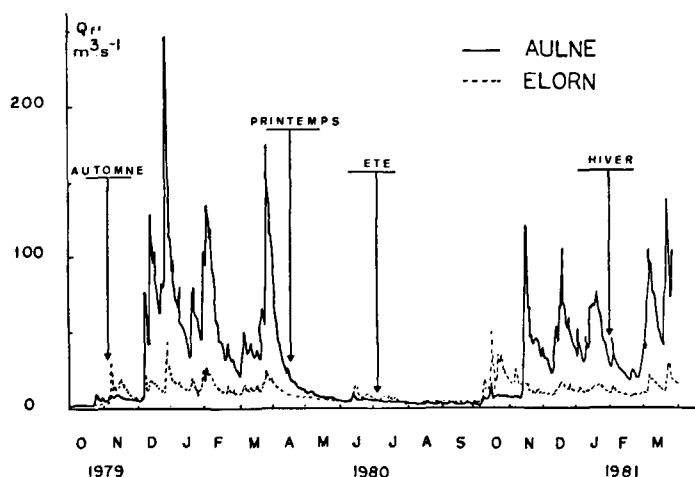


Figure 2

Apports fluviaux dans la rade de Brest : débits journaliers des fleuves Aulne et Elorn pendant la période d'étude.

Daily flows of Aulne and Elorn rivers (Bay of Brest) during the studied period (Ecorade program).

abondantes et variables : 800 à 1000 mm annuels en moyenne. En raison de la nature des sols et des roches (imperméables) le débit des fleuves leur est directement corrélé. Il se caractérise par une forte variabilité saisonnière (rapport de 1 à 10, voire 100 entre été et hiver, fig. 2). Les apports de l'Aulne et de l'Elorn représentent 80% du total. Le débit moyen annuel de l'Aulne est de $28 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (crues à plus de $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, étiage à $1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), celui de l'Elorn de $7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. L'impact de ces apports sur l'écosystème rade de Brest est considérable, en particulier sur la stratification des masses d'eaux des estuaires. En hiver, l'Aulne (Bassoulet, 1979) et l'Elorn (Delmas, 1981) sont de type « stratifié » ou « à coin salé » (classification de Pritchard, 1955). En été, ils sont quasi « homogènes ». La marée joue cependant un rôle déterminant sur le degré de stratification, car elle remonte très en amont (50 km dans l'Aulne). La limite de la marée saline est marquée par des barrages (écluse de Guily-Glaz dans l'Aulne en A6; pont de Rohan à Landerneau dans l'Elorn en E5; fig. 1). En rade proprement dite, si les mortes-eaux sont favorables à l'évacuation des eaux douces, la stratification verticale reste faible en toutes saisons, et l'influence marine est prépondérante.

Avec le lessivage des sols, les pluies drainent des particules organiques et minérales (aluminosilicates pour l'essentiel) : les teneurs fluviales en matières en suspension (MES) sont étroitement corrélées au débit (Bassoulet, 1979). Elles peuvent atteindre $2 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ au niveau des bouchons vaseux. Dans la rade proprement dite, les teneurs sont en général inférieures à $0,1 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$. La quantité moyenne annuelle de MES déversée en rade peut être estimée à 15 000 t (Auffret, comm. pers.).

La distribution des éléments nutritifs dans un écosystème littoral est contrôlée par des mécanismes physiques (advection, diffusion), physicochimiques (adsorption-désorption) et biologiques (assimilation-régénération), et la mise en évidence du comportement conservatif ou non d'une substance est habituellement établie relativement à une « droite de mélange » entre les eaux fluviales et les eaux marines (Liss, 1976; Mackay, Leatherland, 1976). Cette méthode permet de décrire

simplement les interactions marines et terrestres, mais quand l'influence marine est forte et le taux de renouvellement des eaux rapides, l'impact des phénomènes biologiques est souvent masqué; en outre, elle rend mal compte de l'influence des échanges avec le milieu solide (Knox *et al.*, 1981). Nous proposons ici une approche différente, reposant sur les calculs de concentrations en nutriments dans l'eau douce contenue dans les eaux saumâtres des estuaires. Les nouveaux diagrammes de mélange ainsi obtenus permettent de différencier l'impact des phénomènes non conservatifs de celui des rejets de nutriments associés à des pollutions.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Méthodologie des prélèvements

Quatre situations saisonnières (programme Écorade) sont étudiées : automne (5 au 8 novembre 1979), printemps (14 au 19 avril 1980), été (1^{er} au 3 juillet 1980), hiver (28 janvier au 7 février 1981).

Les prélèvements ont été effectués toutes les heures et demie durant un cycle de marée (12 h 15) à partir de trois navires mouillés en des points différents le long des deux estuaires de l'Aulne (R2, A1) et de l'Elorn (R1, E1; fig. 1). Par ailleurs, au moment des étales de marée, des stations ont été effectuées à l'aide d'un navire rapide (type « Zodiac ») afin d'obtenir une image « instantanée » des estuaires (stations A2 à A5 dans l'Aulne, E2 à E4 dans l'Elorn). Les échantillons sont prélevés à deux ou trois immersions selon la profondeur. Parallèlement, des échantillons d'eau douce sont pris dans les deux fleuves (A6 dans l'Aulne, E5 dans l'Elorn). Les caractéristiques de l'eau de l'Iroise sont déterminées à partir de la radiale I₁ à I₅ effectuée au jasant (4 à 7 immersions de la surface au fond : fig. 1).

Tous les prélèvements ont été effectués à l'aide de bouteilles Niskin de 5 l. Les échantillons d'estuaires sont filtrés sur filtres Whatman GF/C (pré-calcinés à 450°C). Ceux de la rade et de l'Iroise sont filtrés sur des soies à $50 \mu\text{m}$. Après filtration, les échantillons de sels nutritifs sont immédiatement congelés à -20°C .

Analyse des échantillons

La température est mesurée à l'aide de thermomètres à renversement Richter et Wiese (précision $\pm 0,01^\circ\text{C}$).

La chlorosité des eaux estuariennes (pour lesquelles la loi de Dittmar n'est pas vérifiée), est déterminée selon Strickland et Parsons (1972; précision $\pm 0,025 \text{ Cl/l}$). La salinité des eaux marines est mesurée au salinomètre Guildline Autosol 8400 (précision $\pm 0,005 \text{ ‰}$).

L'ammonium : méthode manuelle de Koroleff (1969), précision $\mp 0,02 \text{ matg} \cdot \text{m}^{-3}$, de 1 à $5 \text{ matg} \cdot \text{m}^{-3}$. Des interférences ont été notées dans l'eau fluviale de l'Aulne, probablement dues à l'action de substances réductrices ou complexantes qui provoquent une inhibition de la réaction de Koroleff; ces échantillons n'ont pas été pris en compte. Nitrites, nitrates,

phosphates et silicates : méthode automatique pour Auto Analyser II Technicon selon Tréguer et Le Corre (1975). Une dilution préalable des échantillons estuariens est réalisée pour le dosage des nitrates et silicates. Les précisions respectives ($P < 0.05$) sont les suivantes : nitrites : $0,25 \mu\text{M-N}$, précision $\pm 0,02$; $10 \mu\text{M-N}$, précision $\pm 0,1$; nitrates $1,0 \mu\text{M-N}$, précision $\pm 0,1$; $500 \mu\text{M-N}$, précision ± 5 ; silicates : $1,0 \mu\text{M-Si}$, précision $\pm 0,1$; $150 \mu\text{M-Si}$, précision $\pm 1,5$; phosphates $0,10 \mu\text{M-P}$, précision $\pm 0,01$; $5 \mu\text{M-P}$, précision $\pm 0,03$. Des difficultés particulières sont à noter concernant le dosage des silicates dans les eaux saumâtres, en raison de la formation de polymères de silice lors de la congélation des échantillons (Burton *et al.*, 1970). La méthode d'analyse de Mullin et Riley (1955), ne permettant que le dosage des formes monomères, des précautions doivent être prises à la décongélation : celle-ci doit être effectuée à chaud. Les polyphosphates dosés selon la méthode de Solorzano et Strickland (1968) basée sur une irradiation des échantillons, suivie d'une hydrolyse à chaud (précision $\pm 0.05 \mu\text{M-P}$). Les matières en suspension : pesée à sec, après filtration sur filtre Whatman GF/C, à l'aide d'une balance de Cahn (précision $\pm 0.5 \text{ mg.l}^{-1}$).

Étude expérimentale des relations phosphates-phase solide

Influence du pH en eau fluviale

Deux séries d'échantillons d'eau fluviale ont été prélevées pendant la campagne d'hiver afin de déterminer la quantité de phosphates véhiculés dans la phase particulaire. La fixation des phosphates sur les particules est défavorisée en milieu relativement acide (Carrit, Goodgal, 1954; Jitts, 1959), quand les précipités métalliques auxquels les phosphates peuvent être liés ne sont plus stables ($\text{pH} < 2$; Singley, 1971). Après acidification par addition d'acide chlorhydrique concentré, les échantillons sont agités puis filtrés sur filtre Whatman GF/C. Ils sont ensuite ramenés au pH initial par addition de soude concentrée et dosés selon la méthode de Tréguer et Le Corre (1975).

Échanges avec le sédiment

Des échantillons de sédiments de surface ont été prélevés dans la zone intertidale au niveau des BM de M.E. sur des vasières situées dans la partie médiane des estuaires (fig. 1); ils sont séchés jusqu'à poids constant à l'étuve à 110°C . De la kaolinite (kaolin H.Z.A. des Charentes, de surface spécifique $18 \text{ à } 24 \text{ m}^2.\text{g}^{-1}$) a également été utilisée.

Les expériences d'adsorption ou de désorption sont réalisées à température constante dans des flacons de 125 ml en verre Pyrex. Dans 100 ml d'eau douce, d'eau de mer naturelle (ou de mélange) contenant une quantité de phosphates déterminée, est ajoutée une quantité connue de sédiments ou de kaolinite (préalablement mis en suspension dans un faible volume d'eau déionisée et filtrée à $200 \mu\text{m}$). L'agitation est poursuivie par intermittence pendant 24 h à l'aide d'une secoueuse (30 à 40 flacons). En fin d'expérience, l'eau est filtrée sur filtre Whatman GF/C, puis analysée.

Tableau 1

Fertilisation de l'écosystème rade de Brest.

Nutrient concentration in rivers, marine and estuarine waters of the Bay of Brest.

Nutriments	Eaux fluviales (hiver)	Eau marine (hiver)	Eau de la rade (avant floraison printanière)
Azote (μM)	340 à 470	5 à 7,5	15 à 25
Phosphore (μM)	1 à 6	0,3 à 0,5	0,5 à 0,7
Silicium (μM)	130 à 150	3 à 4	4 à 6
Salinité ($^\circ/00$)	0	34,7 à 35,3	32,5 à 34,5

RÉSULTATS

Sels de l'azote et du silicium

Les apports fluviaux

En période hivernale (tab. 1) les teneurs dans les eaux fluviales atteignent $470 \mu\text{M}$ en nitrates, $150 \mu\text{M}$ en silicates, soit 20 à 50 fois plus que dans les eaux marines. Ces teneurs en azote minéral des eaux douces de Bretagne occidentale sont particulièrement élevées [elles sont comparables à celles de la Seine (RNO, 1980), mais supérieures par exemple à celles de certains fleuves du nord de la Grande-Bretagne (Leach, 1971; Solorzano, Erlich, 1977)]. Dans l'Aulne, concentration en nitrates et débit sont positivement corrélés (fig. 3; $R=0,84$; $n=17$). Dans l'Elorn les valeurs sont plus élevées, et il n'y a pas de relation nette avec le débit, mais les teneurs les plus fortes sont ici observées en étiage. Ces niveaux élevés résultent du lessivage de sols agricoles recevant de grandes quantités de fertilisants azotés, et les déchets d'élevage auxquels s'ajoutent dans l'Elorn les rejets d'activités industrielles (Mombet *et al.*, 1979).

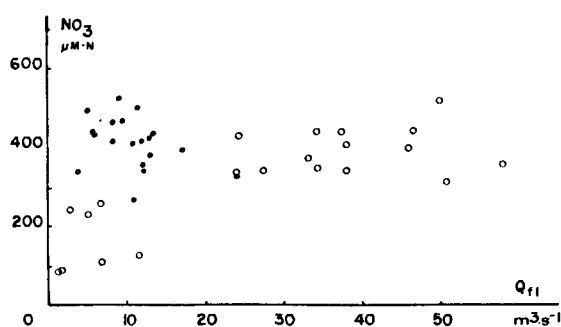


Figure 3

Apports fluviaux en nitrates Aulne (○) et Elorn (●) : une corrélation positive est observée pour l'Aulne entre concentration et débit fluvial. Nitrate inputs from Aulne (○) and Elorn (●) rivers: nitrate concentrations are positively correlated with flows for the Aulne river.

Distribution dans l'estuaire

La distribution des paramètres chimiques dans l'ensemble de l'écosystème peut être représentée par des « diagrammes de mélange » (Liss, 1976), où leur évolution est comparée à celle d'un traceur conservatif (salinité ou chlorosité).

Les nitrates sont la source principale d'azote minéral dissous. Leur évolution en période hivernale est conservative (fig. 4). Ceci est cohérent avec la faible activité phytoplanctonique mesurée en hiver en rade

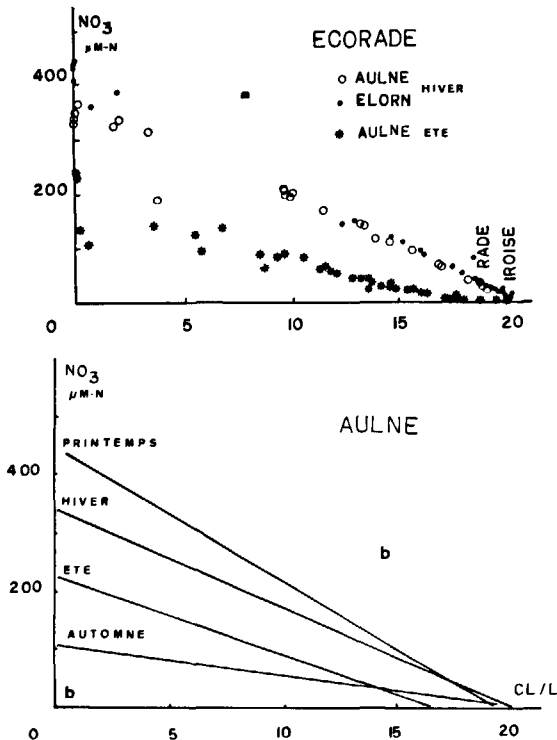


Figure 4
 Diagramme de mélange nitrates chlorosité pour les fleuves Aulne et Elorn : a) en hiver (Aulne ○, Elorn ●) et en été (Aulne *); b) évolution saisonnière.
 Mixing diagram nitrate concentrations-chlorosity for Aulne and Elorn rivers: a) during winter (Aulne ○, Elorn ●) and summer (Aulne *); b) seasonal evolution.

(production de $0,1 \text{ gC.m}^{-2}\text{j}^{-1}$, Delmas *et al.*, 1983). Les teneurs sont généralement plus élevées dans l'estuaire de l'Elorn. Ce schéma est altéré en période productive (fig. 4) : les concentrations descendent alors jusqu'à $100 \mu\text{M}$ à la source et à moins de $1 \mu\text{M}$ dans la rade, tout en s'éloignant notablement de la droite de dilution, sous l'action conjuguée de la réduction des débits fluviaux et de l'assimilation planctonique.

L'ammonium, deuxième source d'azote inorganique, est nettement excédentaire dans l'estuaire de l'Elorn (fig. 5). Il représente 7,5% du stock d'azote minéral dissous pour les apports de l'Elorn, 2,8% pour ceux de l'Aulne. En hiver, l'ammonium présente un comportement généralement conservatif. Toutefois, des écarts très importants à la droite de dilution sont observés pendant les autres saisons (fig. 5), dus soit à l'activité biologique, soit à la présence d'apports secondaires, en particulier dans le bassin Nord de la rade et l'Elorn où les apports d'origine industrielle et urbaine sont importants (Aminot, 1977; Mombet *et al.*, 1979). L'évolution saisonnière de l'ammonium (fig. 5) est très différente de celle des nitrates (fig. 4) : les valeurs maximales sont atteintes en rade, à la fin de l'été et en automne.

Les nitrites, forme intermédiaire dans le processus d'oxydation de l'azote entre ammonium et nitrates, sont présents en hiver à des teneurs inférieures à celles de l'ammonium. Ils représentent 0,4% du stock d'azote minéral dissous dans le bassin Sud, et 0,8% au Nord. Leur évolution saisonnière est analogue à celle de l'ammonium (fig. 6).

Les silicates (acide orthosilicique) : les distributions dans les bassins de l'Aulne et de l'Elorn ne sont pas

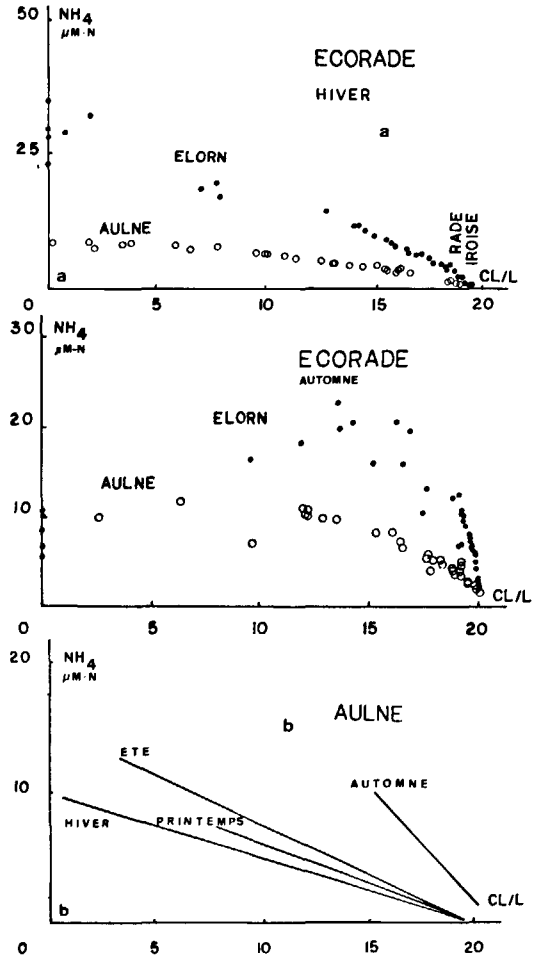


Figure 5
 Diagramme de mélange ammonium-chlorosité : a) fleuve Aulne (○) et Elorn (●) en hiver; b) en automne; c) évolution saisonnière dans l'Aulne : remarquer l'augmentation des teneurs en ammonium en été et en automne dans les eaux de la rade de Brest.
 Mixing diagram ammonium-chlorosity: Aulne (○) and Elorn (●) rivers, winter (a) and autumn (b); c) seasonal evolution in the Aulne river: concentrations of ammonium increase in summer and autumn for the waters of the Bay of Brest.

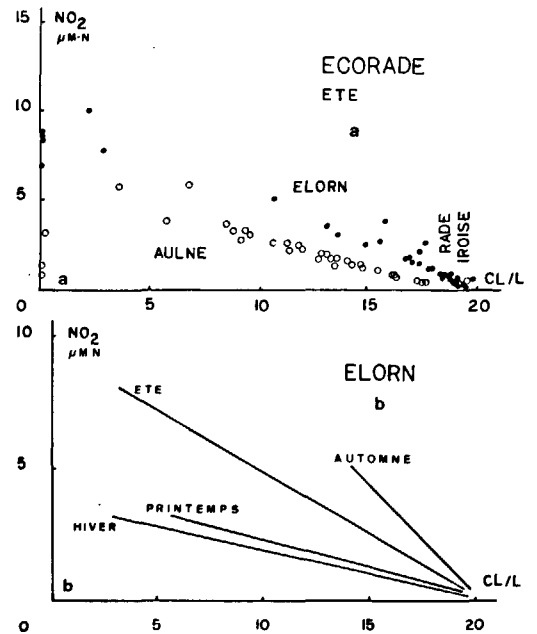


Figure 6
 Diagramme de mélange nitrites-chlorosité : a) en été dans l'Aulne (○) et l'Elorn (●); b) évolution saisonnière dans l'Elorn.
 Mixing diagram nitrite concentrations chlorosity: a) during summer for Aulne (○) and Elorn (●) river; b) seasonal evolution for the Elorn river.

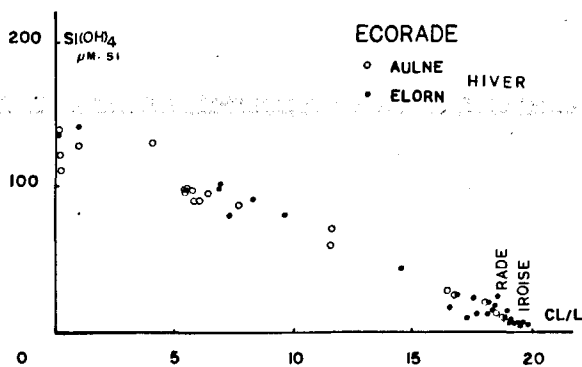


Figure 7

Diagramme de mélange silicates-chlorosité dans l'Aulne (O) et l'Elorn (●) en hiver.

Mixing diagram silicate concentrations-chlorosity during winter, Aulne (O) and Elorn (●) rivers.

significativement différentes (fig. 7). A la source les teneurs atteignent 130 à 150 μM . Les silicates des eaux fluviales proviennent principalement de la dissolution des roches métamorphiques des bassins versants, de composition géologique voisine. Leur comportement en hiver est conservatif. Des écarts à la linéarité, observés dans l'Aulne peuvent être attribués à l'influence de petits tributaires, les phénomènes d'adsorption ou de polymérisation décrits dans certains estuaires (Burton *et al.*, 1970; Wollast, De Broeu, 1971) ne semblent pas influencer sur la distribution observée. L'évolution saisonnière des silicates est analogue à celle des nitrates, avec une réduction des teneurs à la source et dans l'estuaire à partir du printemps, sous la double action de la réduction des précipitations et de l'activité biologique.

Sels du phosphore

Distribution dans l'estuaire

Le phosphore minéral dissous assimilable par le plancton se présente sous 2 formes : orthophosphates et polyphosphates (Solorzano, Strickland, 1968). Ces derniers ont une origine essentiellement anthropique et sont d'excellents indicateurs de pollutions. Les teneurs en polyphosphates restent faibles dans le bassin de l'Aulne, inférieures à 0,10 μM . Elles s'élèvent à 0,5 dans le bassin Nord, et peuvent dépasser 1 μM au niveau des rejets urbains. Ces résultats sont cohérents avec le schéma précédemment développé d'une pollution chronique de l'estuaire de l'Elorn. La distribution des orthophosphates (élément « réactif » vis-à-vis de la phase solide; Martin *et al.*, 1976) dans l'écosystème est différente de celle des nitrates et des silicates. Les concentrations dans l'Aulne fluviale (0,7 à 3 μM) ne sont pas corrélées aux débits fluviaux. Des teneurs très élevées sont mesurées (0,7 à 6 μM) dans l'Elorn.

Dans presque tous les cas, les teneurs dans l'estuaire amont sont peu variables, le plus souvent supérieures à celles de l'eau fluviale. Dans la partie aval des estuaires, la diminution des concentrations est liée à l'augmentation des salinités (fig. 8). La rupture de pente correspond à la limite de la zone peu profonde et turbide, dans les deux estuaires. Dans certains cas, notamment quand la concentration des eaux fluviales est plus élevée (2 à 4 μM), le pallier devient beaucoup moins net; la distribution se rapproche alors de la courbe de dilution

théorique (fig. 8b). De telles interactions entre phosphates et matières en suspension ont été décrites dans de nombreux estuaires (Carrit, Goodgall, 1954; Butler, Tibits, 1972; Liss, 1976).

Échanges phosphates dissous-phase solide

Les échanges interviennent soit sous forme d'entraînement ou de coprécipitation sur des hydroxydes métalliques : Al, Fe, etc... (Chen *et al.*, 1973; Smith, Longmore, 1980), soit sous forme de réactions d'adsorption-désorption à la surface des particules en suspension et des sédiments (Carrit, Goodgall, 1954; Burns, Salomon, 1976; Stirling, Worlmal, 1977). L'existence de telles interactions dans les eaux de la rade nous a amenés à effectuer des expériences de simulation en laboratoire.

Tableau 2

Coprécipitation des phosphates dans les eaux fluviales (période hivernale). Teneurs en orthophosphates en $\mu\text{M-P}$.

Coprecipitation of phosphate ions ($\mu\text{M-P}$) in river water during winter.

Fleuve	pH 6,9	4	2	0,8
Aulne (Chateaulin)	0,66	0,99	1,80	1,78
Elorn (Landerneau)	1,17	1,96	2,96	3,00

Dans l'eau douce, l'acidification des échantillons d'eau fluviale (voir « Matériel et méthodes ») permet d'estimer la quantité de phosphates véhiculée dans la phase particulaire. Elle est d'environ 60% des phosphates amenés dans la phase dissoute (tab. 2). L'augmentation des concentrations à pH = 2 (à partir duquel les hydroxydes métalliques ne sont plus stables) laisse supposer que la majeure partie des phosphates transportées par la phase solide, est sous forme d'hydroxydes métalliques ($\text{Fe}(\text{OH})_{3-x}(\text{PO}_4)_x$) ou adsorbée à la surface de ceux-ci.

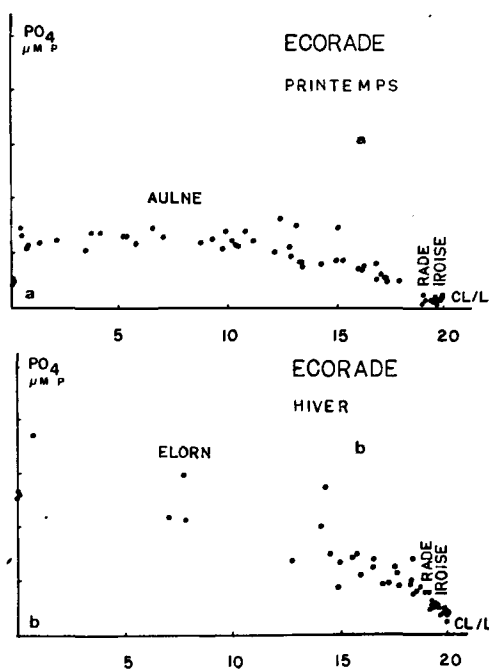


Figure 8

Diagramme de mélange phosphates-chlorosité : a) dans l'estuaire de l'Aulne, en automne; b) dans l'estuaire de l'Elorn, en hiver.

Mixing diagram phosphate concentrations-chlorosity: a) during autumn, in the estuary of Aulne river; b) during winter, in the estuary of Elorn river.

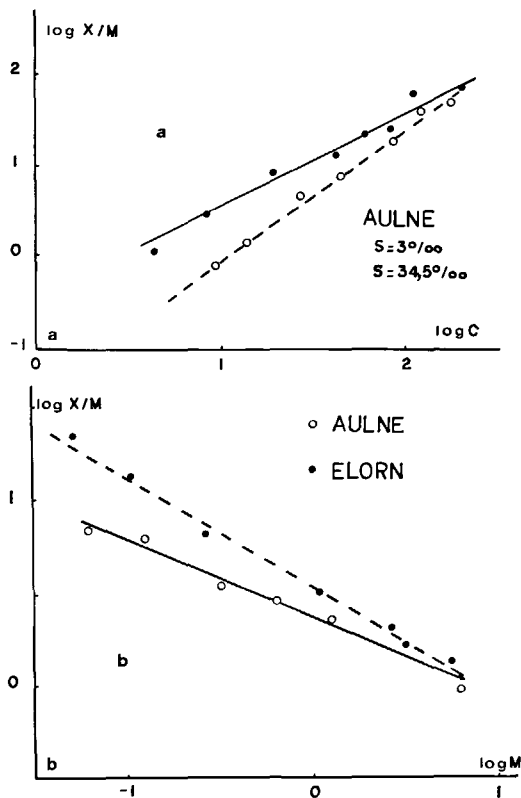


Figure 9

Adsorption des phosphates sur les sédiments de l'Aulne. Isothermes de Freundlich ($T=17^{\circ}\text{C}$) : a) relation entre phosphates adsorbés/g de sédiment et la concentration à l'équilibre pour des salinités de 3 et 34,5 ‰; $M=0,95 \text{ g.l}^{-1}$; b) relation entre phosphates adsorbés/g de sédiment en fonction de la masse de substrat ($C_0=10 \mu\text{M-P}$; $S=3,5\%$ pour l'Aulne; 10 ‰ pour l'Elorn).

Adsorption of phosphate ions on sediments of the Aulne river. Freundlich isotherms (17°C): a) relation between adsorbed phosphate concentration/g of sediment and equilibrium concentrations (salinity 3 and 34.5‰; $M=0.95 \text{ g.l}^{-1}$); b) relation between adsorbed phosphate concentration/g of sediment and adsorbent weight (initial concentration $10 \mu\text{M-P}$; $S=3.5\%$ Aulne; $S=10\%$ Elorn river).

Dans les eaux saumâtres, pour les teneurs supérieures à $3 \mu\text{M-P}$ l'adsorption des phosphates sur les sédiments naturels de l'Aulne et de l'Elorn peut être décrite (fig. 9, tab. 3) sous forme d'isotherme de Freundlich (Kipling, 1965). Elle est comparée à celle de la kaolinite (tab. 3). Le sédiment de l'Elorn présente une capacité d'adsorption supérieure (maximum 80 mM-P.g^{-1} de sédiment sec) à celle de l'Aulne (65 mM-P.g^{-1}); celle de la kaolinite est plus faible (tab. 3). La salinité joue un rôle non négligeable : l'adsorption est de 2 à 4 fois plus importante dans les eaux de salinité comprise entre 2 et 5 ‰, par rapport aux eaux douces et marines. Ce phénomène peut être relié aux variations de potentiel de la surface des particules qui, de négatif en eaux douces, croît jusqu'à devenir positif en eaux marines (Burton, 1976; Hunter, Liss, 1982). L'adsorption des phosphates, défavorisée en eaux douces, doit augmenter en eaux saumâtres, mais cet effet est compensé notamment par la réduction de surface disponible sous l'effet de la floculation des particules et de la compétition entre anions pour les sites d'adsorption, plus importante en eaux marines. Les expériences effectuées à 17°C sur les sédiments naturels de l'Aulne montrent que pour des concentrations initiales de l'ordre de $1 \mu\text{M}$, apparaît une libération des phosphates dans la phase liquide, de $0,3$ à $0,6 \mu\text{M}$ (dans les mêmes conditions initiales le kaolin adsorbe de 15 à 20 ‰ des phosphates dissous).

DISCUSSION

Mise en évidence de l'évolution non-conservative des nutriments

Dans ce type d'écosystème marin semi-fermé, où les apports terrestres jouent un rôle essentiel dans la fertilisation du milieu, l'influence marine se manifeste surtout par le renouvellement des eaux estuariennes, « l'épuration » de l'écosystème étant en outre assurée par les échanges à l'interface eau-sédiment.

Le comportement d'une substance dissoute est conservatif lorsque aucun phénomène biologique ou physico-chimique n'intervient lors du mélange de 2 masses d'eau. Dans le cas d'un estuaire, ceci implique que la quantité de matière amenée par les eaux douces est entièrement évacuée par l'eau marine. Par contre, dans le cas d'un phénomène non-conservatif, le flux de matière sortant de l'estuaire est différent de celui y entrant. Dans le type d'écosystème que nous étudions, où le débit fluvial, l'eau de mer est l'élément le plus stable, celui dont les caractéristiques physiques et chimiques évoluent lentement au cours du temps. Ceci nous amène (parallèlement à Abdhulah *et al.*, 1973), à prendre pour référence de notre écosystème, les caractéristiques de l'eau marine de l'Iroise (considérées comme invariantes à l'échelle de quelques semaines).

Ainsi en posant :

X : proportion d'eau douce dans l'échantillon d'eau saumâtre, de chlorosité Cl ($X = (Cl_I - Cl) / (Cl_I - Cl_F)$); Cl_I , Cl , Cl_F : chlorosité de l'eau de mer de référence, de l'échantillon, de l'eau fluviale;

SN_I , SN , SN_F : concentration en sel nutritif de l'eau de mer de référence (Iroise), de l'échantillon d'eau saumâtre et de l'eau fluviale.

$$SN = SN_F X + SN_I (1 - X) + A. \quad (1)$$

A , terme de non conservativité, peut être variable selon la partie de l'estuaire où l'on se situe,

Tableau 3

Adsorption des phosphates sur les sédiments; isothermes de Freundlich (17°C). M = masse de sédiment sec en g; C = teneur en phosphates (en $\mu\text{M-P}$) à l'équilibre; X = quantité adsorbée en μM ; k , k' , n , n' : constantes).

Phosphate ions adsorption by sediments: Freundlich isotherms (17°C).

$$X/M = k C^{1/n};$$

M constant, teneurs initiales en phosphates variables.

Échantillon	M	$S^{\text{‰}}$	k	$1/n$
Aulne	0,63	34,0	0,036	1,40
Elorn	0,53	34,0	0,156	1,17
Kaolinite	1,00	3,5	0,32	0,88

$$X/M = k' C^{1/n'};$$

Teneurs initiales C_0 en phosphates constantes; M variable

Échantillon	C_0 (μM)	$S^{\text{‰}}$	k'	$1/n'$
Aulne	10	3,5	2,4	0,38
Elorn	10	10	3,52	0,25
Kaolinite	10	3,5	1,68	0,26

ou :

$$SN = SN_F \frac{Cl_I - Cl}{Cl_I - Cl_F} + SN_I \left(\frac{Cl - Cl_F}{Cl_I - Cl_F} \right) + A. \quad (2)$$

Les teneurs SN_I et SN étant mesurées, on peut déterminer la concentration SN_F en sels nutritifs dans l'eau fluviale qui compose le mélange particulier étudié, selon

$$SN_F = SN \frac{Cl_I - Cl}{Cl_I - Cl_F} - SN_I \frac{Cl - Cl_F}{Cl_I - Cl_F} - A \frac{Cl_I - Cl}{Cl_I - Cl_F}. \quad (3)$$

Si la distribution de SN est gouvernée par un phénomène conservatif, A est nul;

$$SN_F = SN \frac{Cl_I - Cl}{Cl_I - Cl_F} - SN_I \frac{Cl - Cl_F}{Cl_I - Cl_F}. \quad (4)$$

Si la distribution n'est pas conservative A est $\neq 0$, on pose :

$$SN_0 = SN \frac{Cl_I - Cl}{Cl_I - Cl} - SN_I \frac{Cl - Cl_F}{Cl_I - Cl} = SN_F + A \frac{Cl_I - Cl}{Cl_I - Cl}. \quad (5)$$

Les anomalies par rapport à une évolution conservative sont ainsi reportées sur l'eau douce constitutive du mélange des eaux estuariennes (graphiquement SN_0 est l'ordonnée à l'origine de la droite qui joint le point représentatif du mélange, dans le plan $SN-Cl$, au point de référence de l'eau marine de l'Iroise). SN_0 est appelée concentration en sels nutritifs dans l'eau douce constitutive du mélange. La détermination de SN_0 cumulant les incertitudes sur les autres paramètres, compte tenu des précisions indiquées (voir « Matériel et méthodes ») l'erreur sur SN_0 est inférieure à 10% quand $X > 0,05$.

De nouveaux « diagrammes de mélange » $SN_0 = f(Cl)$ peuvent être construits et différents cas se présentent :

- a) la distribution de SN est conservative ($A = 0$) : si la source fluviale est unique, $SN_0 = SN_f = cte$ quelle que soit la chlorosité (fig. 10 a). S'il existe une 2^e source dans l'estuaire, les teneurs en SN_0 seront comprises entre celles des deux sources : dans le cas d'une source

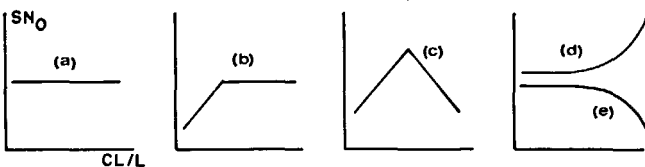


Figure 10

Diagrammes des teneurs en nutriments dans l'eau douce constitutive des mélanges des eaux estuariennes, en fonction de la chlorosité. Types de modifications susceptibles d'affecter les teneurs en nutriments dans les estuaires. a) évolution conservative à une source fluviale; b) et c) évolution conservative avec une source fluviale principale puis une source secondaire permanente b) ou de durée limitée c) dans l'estuaire; d) et e) évolution non conservative due à un phénomène constant sur tout l'estuaire avec régénération d) ou assimilation e).

Diagram for the theoretical evolution of nutrient concentrations in fresh water as a function of chlorosity. Types of modification liable to modify nutrient levels in estuaries. a) conservative behaviour with an unique river input; b) conservative behaviour with a principal river input and a secondary one in the estuary itself: permanent (b) or temporary input (c); d) and e) non-conservative behaviour resulting from constant biological activity throughout the estuary: regeneration d), uptake e).

secondaire permanente, en aval du point d'introduction, l'homogénéisation étant supposée réalisée (état stationnaire) on observe une évolution identique à la précédente (fig. 10 b), la concentration de l'eau douce étant alors en fonction du rapport des débits et des concentrations des deux apports; dans le cas d'un rejet temporaire ou récent les eaux en aval n'ont pas eu le temps d'en subir l'influence et l'on observe deux portions de droite de pente opposée, de part et d'autre de la zone de rejet (fig. 10 c).

b) la distribution n'est pas conservative ($A \neq 0$) : l'effet des phénomènes biologiques (assimilation, régénération) reporté sur la seule eau douce constitutive du mélange estuarien se traduit, sur le diagramme $SN_0 = f(Cl)$, sous forme d'anomalies négatives et positives par rapport à l'horizontale (fig. 11 d et e). Au printemps, par exemple, la consommation de sels nutritifs est surtout sensible en milieu peu turbide et les anomalies seront fortes dans la partie aval des estuaires. Dans le cas théorique où A est constant sur tout l'estuaire, la courbe $SN_0 = f(Cl)$ tend vers une asymptote (voir équation 5; fig. 10 d et e).

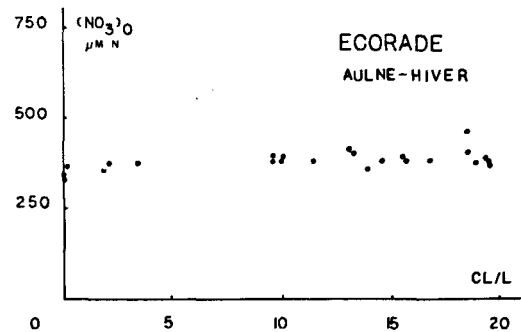


Figure 11

Évolution des concentrations en nitrates dans l'eau douce constitutive des eaux estuariennes en fonction de la chlorosité, en hiver dans l'Aulne.

Evolution of nitrate concentrations in fresh water in estuary as a function of chlorosity. Winter period, Aulne estuary.

Cette représentation est appliquée à la distribution des matières nutritives dans la rade de Brest et ses estuaires. En hiver, les concentrations en nitrates dans l'eau douce SN_0 (fig. 11) restent constantes sur l'estuaire de l'Aulne et de l'Elorn, leur évolution est quasi conservative. La

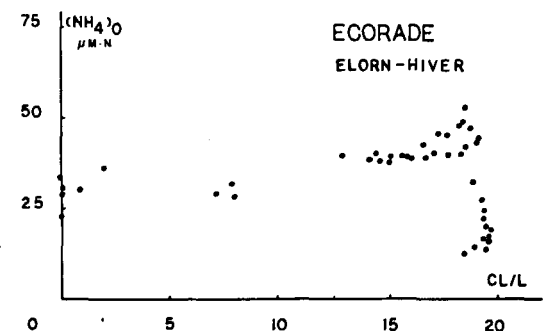


Figure 12

Évolution des concentrations en ammonium dans l'eau douce constitutive des eaux estuariennes en fonction de la chlorosité dans l'Elorn, en hiver.

Evolution of ammonium concentrations in fresh water in estuary as a function of chlorosity. Winter period, Elorn estuary.

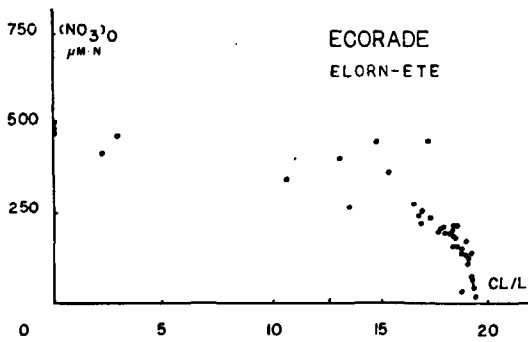


Figure 13

Évolution des concentrations en nitrates dans l'eau douce constitutive des eaux estuariennes en fonction de la chlorosité dans l'Elorn, en été.
Evolution of nitrate concentrations in fresh water in estuary as a function of chlorosity. Summer period, Elorn estuary.

distribution de l'ammonium est différente : dans la partie aval de l'estuaire, les teneurs décroissent rapidement (fig. 12). Ceci pourrait être attribué à l'effet d'une augmentation récente des teneurs en ammonium de l'eau fluviale, et dont les eaux de la rade, plus « âgées », n'auraient pas encore subi l'influence ; cependant, plus vraisemblablement, l'anomalie négative est attribuable à l'activité photosynthétique, réduite mais non nulle même en hiver (les teneurs en chlorophylle-*a* mesurées dans les eaux de la rade sont de l'ordre de 0,5 à 1 mg.m⁻³ et la production primaire de l'ordre de 150 mgC.m⁻².j⁻¹; Delmas *et al.*, 1983).

Au printemps et en été, le comportement non-conservatif domine pour les nitrates (fig. 13), la majorité des nitrates amenés par le fleuve est assimilée par les végétaux de l'estuaire.

En automne, les teneurs en ammonium augmentent fortement dans la partie aval des estuaires et en rade de Brest (fig. 14a) où elles sont de 20 à 30 fois supérieures à celles de l'eau fluviale. Les diagrammes $SN_0 = f(Cl/l)$ montrent en outre une augmentation identique des concentrations en phosphates (fig. 14b) et silicates (fig. 14c), celle des nitrites et des nitrates étant moins importante. A cette saison des augmentations en ammonium et phosphates ont déjà été mises en évidence dans les écosystèmes des régions tempérées (Leach, 1971; Thayer, 1971). Sans exclure les apports externes (pollution localisée), la forte augmentation des teneurs en sels nutritifs dans l'eau douce des estuaires et de la rade est principalement attribuable à la dégradation bactérienne du stock de matériau organique particulaire produit pendant les mois d'été.

Nos observations sont conformes au schéma de Grill et Richards (1964), pour lesquels l'ammonium, les phosphates et les silicates apparaissent rapidement au début de l'activité bactérienne (à 17°C la régénération des phosphates serait achevée à 90% en 10 jours). Nitrites et nitrates, étapes secondaires de la régénération de l'azote, apparaissent dans le milieu avec un déphasage d'environ un mois (Harvey, 1960). Ce délai est voisin du temps moyen de séjour d'une particule d'eau douce dans la rade (35 jours; Mombet *et al.*, 1979). La totalité de l'ammonium n'a donc pas le temps de se transformer en nitrites et nitrates, avant l'évacuation des eaux vers le large.

Flux de matières nutritives à la sortie des estuaires en hiver et en été

Une évaluation des flux de matières nutritives à la sortie de l'estuaire peut être obtenue dans les conditions suivantes : l'estuaire est supposé à l'équilibre, le débit fluvial constant et la quantité d'eau douce qui sort de l'estuaire est égale à celle qui y entre (abstraction faite de la variation du coefficient de marée); le flux de nutriments entrant dans l'estuaire est obtenu en multipliant le débit par la concentration de l'eau fluviale (SN_F); le flux sortant est calculé en multipliant la concentration en nutriments dans l'eau douce (SN_0) par le débit fluvial. Les concentrations en nutriments sont obtenues en faisant la moyenne des valeurs sur la verticale et sur un cycle de marée. Deux bilans ponctuels sont dressés, l'un pour l'azote et l'autre pour le phosphore minéral dissous (tab. 4).

En hiver, la quantité de nitrates (tab. 4) n'est pas affectée par le transit de l'eau douce dans l'estuaire. Par contre, l'ammonium voit son flux augmenter nettement : + 40% dans l'Elorn. De même dans ce fleuve, la

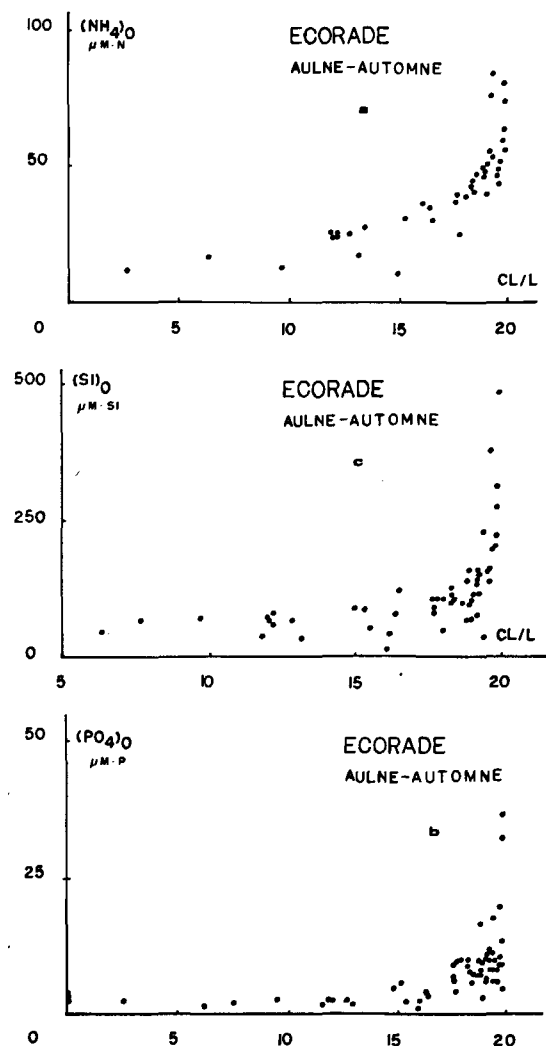


Figure 14

Évolution des concentrations dans l'eau douce constitutive des eaux estuariennes en fonction de la chlorosité dans l'Aulne, en automne : ammonium a) phosphates, b) silicates c).

Evolution of nutrient concentrations in fresh water as a function of chlorosity (Aulne estuary): a) ammonium; b) phosphate; c) silicate concentrations.

Tableau 4

Flux d'azote et de phosphore inorganique dissous dans les estuaires de l'Aulne et de l'Elorn (rade de Brest).

Estuarine inputs of inorganic dissolved nitrogen and phosphorus for the Aulne and Elorn estuaries (Bay of Brest).

Écorade 11 : 5-6 février 1981 (hiver)

Lieu dans l'estuaire	Sels nutritifs	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	N _{inorg}	P _{inorg}
Entrée					
Aulne (A6)	Concentration eau	335	—	—	1,04
Elorn (E5)	fluviale µM	425	28,7	—	2,41
Aulne (A6)	Flux de sel nutritif	10,9	—	—	0,08
Elorn (E5)	Tonnes N ou P.j ⁻¹	6,27	0,42	6,69	0,08
Sortie					
Aulne (A1)	Concentration	355	14,98	370	1,00
Elorn (E1)	eau douce µM	426	41	461	5,10
Aulne (A1)	Flux de sel nutritif	11,59	0,49	12,08	0,07
Elorn (E1)	Tonnes N ou P.j ⁻¹	6,27	0,60	6,87	0,17

Écorade 12 : 1-2 juillet 1980 (été)

Lieu dans l'estuaire	Sels nutritifs	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	N _{inorg}	P _{inorg}
Entrée					
Aulne (A6)	Concentration eau	236	—	—	1,83
Elorn (E5)	fluviale µM	495	16,2	511,2	3,72
Aulne (A6)	Flux de sel nutritif	1,48	—	—	0,03
Elorn (E5)	Tonnes N ou P.j ⁻¹	3,0	0,1	3,1	0,05
Sortie					
Aulne (A1)	Concentration	135,5	14,2	146,7	3,11
Elorn (E1)	eau douce µM	197	23,5	220,5	10,82
Aulne (A1)	Flux de sel nutritif	0,85	0,09	0,94	0,04
Elorn (E1)	Tonnes N ou P.j ⁻¹	1,22	0,14	1,36	0,15

quantité de phosphates exportée de l'estuaire est deux fois plus importante que celle amenée au même moment par le fleuve à l'entrée de l'estuaire. A cette époque, le débit de l'Aulne (27 m³.s⁻¹) est environ 2 fois supérieur à celui de l'Elorn. Si les apports d'azote inorganique total dissous sont à peu près proportionnels aux débits fluviaux, il n'en est pas de même pour le phosphore. Le flux de phosphates est équivalent à l'entrée des deux estuaires, et devient 2 fois plus grand à la sortie de l'Elorn par rapport à l'Aulne.

Ces résultats sont en accord avec les bilans globaux de Mombet *et al.* (1979) qui montrent que la quantité annuelle de phosphates amenés par les deux rivières est voisine, bien que les quantités déversées par des activités humaines soient deux fois plus grandes sur le bassin versant de l'Elorn. Ceci tient sans doute à la différence de nature de l'apport : dans les terres du bassin Sud, les phosphates sont surtout retenus par les sols, une faible partie seulement est lessivée et apportée à l'estuaire. Par contre, dans le bassin Nord, à cet apport « naturel » s'ajoute celui d'origine urbaine ou industrielle, ces phosphates sont directement rejetés dans l'eau des rivières et donc rapidement apportés au milieu marin, en phase dissoute ou particulaire.

En été, les débits des 2 fleuves sont voisins (5 m³.s⁻¹ environ). Une partie importante de l'azote minéral amené par le fleuve est consommée dans l'estuaire par les végétaux : 43% dans l'Aulne, 60% dans l'Elorn (tab. 4). Les teneurs en ammonium par contre, sont plus élevées à la sortie de l'estuaire. Ceci résulte soit d'un apport polluant important, ou plus probablement d'une activité bactérienne intense, ce que laisse aussi

supposer la forte augmentation du flux de phosphates à la station aval (1,3 fois plus dans l'Aulne, 3 fois plus dans l'Elorn). Par ailleurs, bien que les teneurs en ammonium soient élevées dans les estuaires (15 µM), une forte assimilation de nitrates apparaît. En milieu océanique, des teneurs en ammonium supérieures à 1 µM inhibent la consommation de nitrates (Bougis, 1975). Il est probable, comme le suggère Conway (1977), qu'il puisse exister en milieu côtier, une adaptation des organismes phytoplanctoniques qui permette une assimilation de nitrates, même en présence de fortes concentrations en ammonium. Nos observations sont en accord avec les résultats expérimentaux de Maestrini *et al.* (1982) sur les voies métaboliques de l'azote dans les diatomées benthiques des claires à huîtres, en région tempérée.

Connaissant d'une part l'apport estuarien, tenant compte d'autre part des apports journaliers en azote et en phosphore de l'agglomération brestoise (360 KgP.j⁻¹ et 3 150 KgN.j⁻¹, calculés par Mombet *et al.*, 1979), il est possible d'évaluer l'impact des apports exogènes sur l'activité biologique. La production photosynthétique de carbone à cette époque de l'année en rade de Brest est 0,12 à 0,17 g C.m⁻².j⁻¹. Les rapports moyens carbone particulaire/chlorophylle-*a* étant voisins de 100 (RNO, 1980), l'augmentation journalière de biomasse chlorophyllienne qui en découle est de l'ordre de 0,2 à 0,3 mg.m⁻³ de Chl-*a*; or les valeurs moyennes de biomasse observées dans la rade sont de l'ordre de 2 à 3 mg.m⁻³. Ainsi l'apport exogène contribue seulement pour une faible part à maintenir le niveau de production primaire observé en été. En accord avec Scott (1978), il

est plus probable que les matières nutritives nécessaires au développement phytoplanctonique postérieur au bloom de printemps, proviennent en majeure partie du recyclage par excréation ou dégradation bactérienne des matières organiques dissoutes et particulaires, dans la colonne d'eau et surtout à partir du sédiment (Knox *et al.*, 1981).

Évolution du phosphore minéral

Nos résultats expérimentaux montrent que le processus d'adsorption apparaît avec les sédiments naturels seulement quand les concentrations sont supérieures à 3 à 5 $\mu\text{M-P}$, et que pour des teneurs plus pauvres en orthophosphates (1 à 2 $\mu\text{M-P}$) la désorption domine. Les eaux fluviales (Aulne et Elorn) contenant en règle générale des teneurs inférieures à 2 μM , au contact des eaux turbides de l'estuaire les concentrations en phosphates, ont donc tendance à croître (fig. 8).

Lorsque les teneurs dans l'eau fluviale sont plus élevées (au voisinage de 3 μM), les processus d'adsorption et de désorption sont en équilibre. Les concentrations tendent alors à évoluer selon la loi de dilution (droite de mélange), jusqu'à ce qu'elles atteignent des valeurs trop faibles et que le processus de désorption soit à nouveau sensible (fig. 8b).

L'adsorption du phosphore sur les particules, dans les eaux estuariennes, est un phénomène rapide. En effet, à la différence de l'ammonium (fig. 5b) et des nitrites (fig. 6a), il n'est pas observé de maximum de phosphates (fig. 8a et b) en cas d'apports polluants ou de libération à partir des sédiments, par biodégradation particulièrement active en été et en automne, ou sous l'effet de conditions réductrices (Krom, Berner, 1981; Klump, Martens, 1981).

La régulation physicochimique des teneurs en phosphates dans les eaux estuariennes permet d'expliquer également le non déficit en phosphore de l'écosystème vis-à-vis de la demande phytoplanctonique : malgré le déséquilibre des rapports N/P ($\gg 16$) dans les eaux fluviales, le phosphore n'est jamais le facteur limitant principal en rade de Brest (Hafsaoui, 1981).

CONCLUSION

L'évolution saisonnière des apports fluviaux en nutriments observée dans la rade de Brest révèle les originalités majeures des écosystèmes de Bretagne occidentale en ce qui concerne le cycle de l'azote. En dépendance directe des précipitations, les apports de nutriments particulièrement riches en azote minéral dissous, sont soumis à de fortes variabilités saisonnières. En période d'activité photosynthétique, une absorption simultanée des diverses formes ioniques azotées (NH_4^+ , NO_3^-) par les végétaux marins, est probable. Enfin, une accumulation transitoire de formes intermédiaires d'azote (en particulier ammonium) est mise en évidence en périodes estivale et automnale. Ce type d'écosystème est particulièrement sensible aux apports d'azote. Si les niveaux actuels d'ammonium restent en-deçà des seuils critiques pour les producteurs tertiaires (Bremond, Vuichard, 1973), leur augmentation à terme ne serait pas sans conséquence sur les élevages aquacoles.

Les nouveaux diagrammes de mélange proposés se fondent sur l'évolution des teneurs en nutriments dans les eaux douces constitutives des mélanges estuariens en fonction de la chlorosité. Applicables aux milieux littoraux où la pénétration marine est dominante, et la fertilisation fluviale limitée à des apports peu nombreux, ils permettent de préciser le mode d'introduction d'un élément dans le milieu et d'établir un bilan approché des flux de sels nutritifs dans les estuaires.

Remerciements

Ce travail a été financé par l'Établissement Public Régional de Bretagne. Nous tenons à exprimer notre gratitude aux équipages des N/O Gwalarn et Pluteus 2 (CNRS, Centre National de la Recherche Scientifique, Sainte-Anne-du-Portzic et Thalia (CNEXO, Centre National pour l'Exploitation des Océans) et nos plus vifs remerciements à J. Dussauze, M. Hafsaoui, S. Le Jehan, A. Masson et B. Queguiner, qui ont collaboré à cette étude.

RÉFÉRENCES

- Abdullah M.I., Dunlop H.M., Gardner D., 1973. Chemical and hydrographic observations in the Bristol Channel during April and June 1971, *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **53**, 229-319.
- Aminot A., 1977. Interprétation des résultats R.N.O. concernant le site de Brest. I. Paramètres physico-chimiques et hydrobiologiques, Rapport COB/DS, Brest, 1-15.
- Auffret G.A., 1969. Étude du site du port de Brest. Étude sédimentologique, 1966, 1967, 1968, Rapport du groupe d'Études Atomiques, Marine Nationale, Brest, 1-19.
- Bassoulet P., 1979. Étude de la dynamique des sédiments en suspension dans l'estuaire de l'Aulne (rade de Brest), *Thèse 3^e cycle, Univ. Bretagne occidentale*, Brest, 136.

- Bougis P., 1975. *Écologie du plancton marin. I : Le phytoplancton*, Masson, Paris, 115.
- Bremond B., Vuichard L., 1973. *Paramètres de la qualité des eaux, La Documentation Française*, Paris, 179.
- Burns P., Salomon M., 1976. Phosphate adsorption by kaolin in saline environments, *Proc. Nat. Shellfish Assoc.*, **59**, 121-125.
- Burton J.D., 1976. *Estuarine chemistry*, edited by J.D. Burton and P. S. Liss, Academic Press, London, 1-31.
- Burton J.D., Leatherland T.M., Liss P.S., 1970. The reactivity of dissolved silicon in some natural waters, *Limnol. Oceanogr.*, **15**, 473-476.

- Butler E. I., Tibbitts S., 1972. Chemical survey of the Tamar estuary. I. Properties of waters, *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **52**, 681-699.
- Carrit D. E., Goodgall S., 1954. Sorption reactions and some ecological implications, *Deep-Sea Res.*, **1**, 224-228.
- Chen Y. S., Butler J. N., Stumm W., 1973. Kinetic study of phosphate reaction with aluminium oxide and kaolinite, *Environ. Sci. Technol.*, **7**, 327-332.
- Conway H. L., 1977. Interaction of inorganic nitrogen in the uptake and assimilation by phytoplankton, *Mar. Biol.*, **39**, 221-232.
- Delmas R., 1981. Étude de l'évolution saisonnière des sels nutritifs dans la rade de Brest en fonction des apports fluviaux et des échanges avec l'Iroise, *Thèse Spéc., Univ. Bretagne occidentale*, Brest, 163.
- Delmas R., Hafsaoui M., Le Jehan S., Queguiner B., Tréguer P., 1983. Impact de fertilisation à fortes variabilités saisonnière et annuelle sur le phytoplancton d'un écosystème eutrophe, *Oceanol. Acta, Actes 17^e Symp. Europ. Biol. Mar. (EMBS), Brest, 27 septembre-1^{er} octobre 1982* (sous presse).
- Francis-Boeuf C., 1939. Premiers résultats d'une étude des eaux de l'Aulne maritime, *Rev. Géogr. Phys.*, **2**, 4, 399-438.
- Grall J. R., Le Corre P., Le Fèvre J., Marty Y., Tournier B., 1980. Caractéristiques estivales de la couche d'eau superficielle dans la zone du front thermique Ouest-Bretagne, *Océanis*, **6**, 235-249.
- Grill E. V., Richards F. A., 1964. Nutrients regeneration from phytoplankton decomposing in seawater, *J. Mar. Res.*, **22**, 1, 51-69.
- Hafsaoui M., 1981. Recherche des facteurs contrôlant le développement du phytoplancton en rade de Brest, *Mém. DEA, Univ. Bretagne occidentale*, Brest, 22.
- Harvey H. W., 1960. *The chemistry and fertility of seawaters*, University Press, Cambridge, England, 240.
- Hunter K. A., Liss P. S., 1982. Organic matter and the surface charge of suspended particles in estuarine waters. *Limnol. Oceanogr.*, **27**, 2, 322-335.
- Jitts H. R., 1959. The adsorption of phosphate by estuarine bottom deposits, *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, **10**, 7-21.
- Kipling J. J., 1965. *Adsorption from solution of non electrolytes*, Academic Press, London, New York, 328 p.
- Klump V. J., Martens C. S., 1981. Biogeochemical cycling inorganic rich coastal marine basin. II. Nutrients sediment water exchange processes, *Geochim. Cosmochim. Acta*, **45**, 1, 101-122.
- Knox S., Turner D. R., Dickson A. G., Liddicoat M. I., Whitfield M., Butler E. I., 1981. Statistical analysis of estuarine profiles: application to manganese and ammonium in the Tamar estuary, *Estuarine Coastal Shelf Sci.*, **13**, 357-371.
- Koroleff F., 1969. Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue, *Int. Cons. Explor. Sea., C.M., 1969/C*, **9**, 19-22.
- Krom M. D., Berner R. A., 1981. The diagenesis of phosphorus in a nearshore marine sediment, *Geochim. Cosmochim. Acta*, **45**, 2, 207-216.
- Leach J. H., 1971. Hydrology of the Ythan estuary with reference to distribution of major nutrients and detritus, *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **51**, 137-157.
- Le Corre P., 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 Doct. ès Sci., Univ. Bretagne occidentale*, Brest, 490.
- Liss P. S., 1976. Conservative and non conservative behaviour of dissolved constituents during estuarine mixing, in: *Estuarine chemistry*, edited by J. D. Burton and P. S. Liss, Academic Press, London, 185-218.
- Mackay D. W., Leatherland T. M., 1976. Chemical process in an estuary, in: *Estuarine chemistry*, edited by J. D. Burton and P. S. Liss, Academic Press, London, 185-218.
- Maestrini S., Robert J. M., Truquet I., 1982. Simultaneous uptake of ammonium and nitrate by oyster-pond algae, *Mar. Biol. Lett.*, **3**, 143-153.
- Mariette V., Rougier G., Salomon J. C., Simon B., 1982. Courants de marée en Mer d'Iroise, *Oceanol. Acta*, **5**, 2, 149-160.
- Martin J. M., Meybeck M., Salvador F., Thomas A., 1976. Pollution chimique des estuaires, *Rapp. Sci. Tech. CNEOX*, **22**, 284.
- Mombet Y., Manaud F., Gentien P., Pommepey 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 planning, *Proc. Int. Symp. on the effects of nutrients enrichment in estuaries, Williamsburg, May 1979*, 1-27.
- Mullin J. B., Riley J. P., 1955. The spectrophotometric determination of silicate-silicon in natural waters with special reference to sea-water, *Anal. Chim. Acta*, **12**, 162-170.
- Pingree R. D., 1975. The advances and retreats of the thermocline on the continental shelf, *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **55**, 965-974.
- Pritchard D. W., 1955. Estuarine circulation patterns, *Proc. Am. Soc. Civ. Eng., New York*, **81**, 1-11.
- Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin, RNO, 1980. Site rade de Brest, *Recueil des observations de 1975 à 1980 CNEOX*, Brest, 55.
- Scott B. D., 1978. Nutrients cycling and primary production in Port Hocking, New South Wales, *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, **29**, 803-815.
- Singley M. E., 1971. Chemical and physical purification of water and waste water, in: *Water and water pollution handbook*, edited by L. L. Ciaccio, New York, 1, 365-414.
- Smith D. J., Longmore A. R., 1980. Behaviour of phosphate in estuarine water, *Nature*, **287**, 532-534.
- Solorzano L., Strickland J. D. H., 1968. Polyphosphate in seawater, *Limnol. Oceanogr.*, **13**, 3, 515-518.
- Solorzano L., Ehrlich B., 1977. Chemical investigations of Loch Etive, Scotland. I. Inorganic nutrients and pigments, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **29**, 45-64.
- Stirling H. P., Worlmal A. P., 1977. Phosphate sediment interaction in Tolo- and Long Harbours, Hong-Kong and its role in estuarine phosphorus availability, *Estuarine Coastal Mar. Sci.*, **55**, 631-642.
- Strickland J. D. H., Parsons, 1972. A practical handbook of seawater analysis, *Fish. Res. Board Can. Bull.*, **167**, 310.
- Thayer G. W., 1971. Phytoplankton production and the distribution of nutrients in shallow unstratified system near Beaufort N.C., *Chesapeake Sci.*, **12**, 240-253.
- Treguer P., Le Corre P., 1975. Manuel d'analyses des sels nutritifs dans l'eau de mer. Utilisation de l'Auto Analyzer II^e Technicon, 2^e édition, Lab. Océanogr. Chim., Univ. Bretagne occidentale, Brest, 110.
- Wollast R., De Broeu F., 1971. Study of the behaviour of dissolved silicon, in the estuary of the Sheldt, *Geochim. Cosmochim. Acta*, **35**, 613-620.