

Bactéries  
Eau  
Sédiment  
Estuaire  
Pollution

Bacteria  
Water  
Sediment  
Estuary  
Pollution

# Étude de la flore bactérienne d'un estuaire breton (Élorn, rade de Brest, France)

Monique POMMERUY <sup>a</sup>, Michel CORMIER <sup>b</sup>, Laurence BRUNEL <sup>b</sup>,  
Marguerite BRETON <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Direction de l'Environnement et des Recherches Océaniques, Environnement Littoral, Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER), Centre de Brest, B.P. 337, F 29273 Brest cedex, France.

<sup>b</sup> Laboratoire de Bactériologie Pharmaceutique, UER de Pharmacie, Université de Rennes, avenue du Pr.-L.-Bernard, F 35043 Rennes cedex, France.

Reçu le 4/6/85, révisé le 25/9/86, accepté le 18/11/86.

## RÉSUMÉ

Le but de ce travail est d'étudier la réponse de la flore bactérienne d'un estuaire soumis à un fort marnage et à différentes sources bactériennes : l'eau douce issue d'une rivière et d'une station d'épuration, et le sédiment. Plusieurs milieux de culture (sélectifs ou non), ont été utilisés pour déterminer la provenance des bactéries. L'analyse multivariable des résultats montre que l'estuaire est soumis à deux régimes bien différenciés : en période de faible turbulence (morte eau), il n'y a pas de remise en suspension des sédiments : la flore bactérienne diminue d'amont en aval, les deux sources principales d'alimentation en bactéries étant la rivière et la station d'épuration. On note une augmentation progressive de la fréquence des bactéries endogènes marines par rapport aux flores contaminantes (entérobactéries). En période de turbulence (vive eau - crue de la rivière), il vient s'ajouter au processus précédent une troisième source de contamination constituée par la remise en suspension du sédiment. Cette dernière ne doit pas être négligée puisque le sédiment sert de piège aux bactéries contaminantes.

*Oceanol. Acta*, 1987, 10, 2, 187-196.

## ABSTRACT

Bacterial flora studied in a Brittany estuary (Elorn, rade de Brest, France)

The purpose of this study is to evaluate the behaviour of the bacterial flora of a macrotidal estuary, originating from different sources: the Elorn freshwater river, a sewage treatment plant (STP), and the sediment.

Viable counts were done using several culture media in order to determine where bacteria originated. Principal component analysis showed that the estuary was subjected to two well-defined conditions. On the one hand, during periods of low turbulence (neap tide), resuspension of bottom sediments did not occur. Bacterial flora decreased from the upper reaches of the estuary to its lower part, coming mainly from two sources (river and STP). As a function of salinity variations, bacterial flora showed a progressive increase of the endogeneous flora percentage versus contaminating flora (Enterobacteria). On the other hand, during periods of high turbulence (spring tide, high river flow), a third source of contamination as sediment resuspension was combined with the previous processes.

This third source was far from negligible, and might moreover constitute an important component of the exogeneous contaminating flora of Enterobacteria.

*Oceanol. Acta*, 1987, 10, 2, 187-196.

## INTRODUCTION

De tout temps, les estuaires ont été le lieu de rencontre de diverses activités, parfois antagonistes sur le plan de la qualité des eaux : urbanisation, industrialisation,

loisirs et conchyliculture. De nombreux auteurs ont étudié le comportement des bactéries des estuaires, sous l'angle écologique ou sanitaire.

Ainsi, Ferguson *et al.* (1977), Palumbo et Ferguson (1978) ont montré que les estuaires se comportent vis-

à-vis du milieu marin comme une source de bactéries. Les concentrations trouvées sont fonction des conditions hydrodynamiques (Churchland *et al.*, 1982; Goulder, 1976; 1977; Goulder *et al.*, 1980), de la salinité (Prieur *et al.*, 1984), de la présence d'un bouchon vaseux (Frenel, 1978; Ottmann, Quere, 1979). Des espèces marines telles que les vibrions, dont certains pathogènes (*V. parahaemolyticus*, *V. cholerae*), se trouvent de façon permanente dans certains estuaires dont ils constituent une partie de la flore autochtone (Colwell *et al.*, 1981; Kaper *et al.*, 1979; 1981; Moltes *et al.*, 1983).

La qualité des eaux rejetées peut conditionner la contamination fécale de l'estuaire (Read *et al.*, 1982) mais, outre les apports anthropiques, le sédiment est pour de nombreux auteurs, une source importante de bactéries. Ainsi Gerba et McLeods (1976), Irving (1977), Labelle *et al.* (1980), Erkenbrecher (1981) observent 100 à 1 000 fois plus de bactéries dans le sédiment que dans l'eau et ceci quel que soit le type de bactéries étudié. Les teneurs en matière organique du sédiment pourraient expliquer en partie ce phénomène; en effet d'excellentes corrélations sont trouvées entre les numérations bactériennes et les teneurs en carbone organique (Dale, 1974; Rublée, 1982).

Ce travail a pour but d'étudier l'influence de différentes sources de bactéries: l'eau douce issue de la rivière Élorn ou de la station d'épuration et le sédiment, sur la flore bactérienne d'un estuaire soumis à un fort

marnage. La technique utilisée ici fait appel à l'obtention de numérations sur plusieurs milieux de culture, permettant de caractériser les différents types de flores.

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

### Cadre de l'étude (fig. 1)

L'estuaire de l'Élorn est situé au nord-est de la rade de Brest. Son bassin versant (400 km<sup>2</sup>) draine une région où les activités agricoles et industrielles (agroalimentaires) sont importantes. Le débit de la rivière est en moyenne de 4 m<sup>3</sup>/s (évalué au point ED, fig. 1). L'Élorn dans son cours maritime, reçoit le rejet de la station d'épuration de Landerneau (point SE, 40 000 éq/h; traitement secondaire par boues activées). L'estuaire est soumis aux fluctuations de la marée; le marnage en aval varie de 3 m en morte eau à 7 m en vive eau, tandis qu'en amont, il n'est plus que de 1 à 4 m.

A marée haute, la largeur du lit de l'estuaire varie d'une centaine à quelques centaines de mètres. La marée basse découvre de larges vasières, ne laissant plus qu'un chenal large de quelques dizaines de mètres, dont la profondeur est parfois inférieure à 1 m dans la partie amont (points 4 à 7).

Les courants dus à la marée et au débit de la rivière peuvent être élevés (1 à 2 m/s en vive eau à mi-jusant), tandis qu'en morte eau, ils n'excèdent pas 40 cm/s (L'Yavanc *et al.*, 1985).

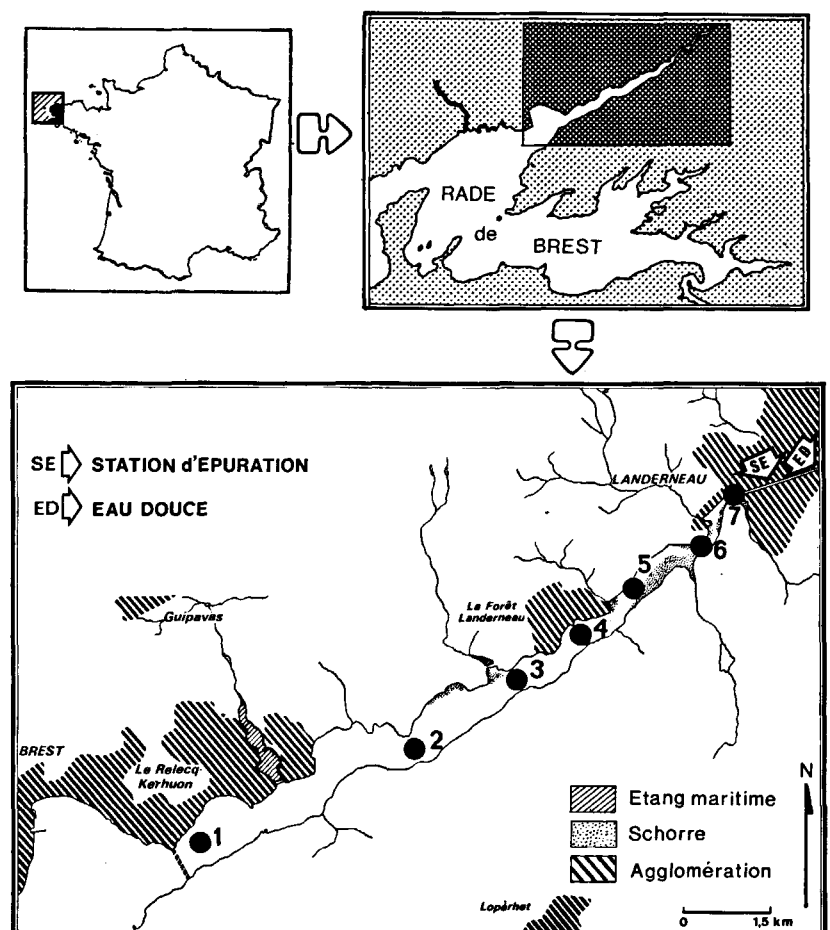


Figure 1  
Présentation du cadre de l'étude.  
Stations, i.e. locations sampled, in Elorn Estuary.

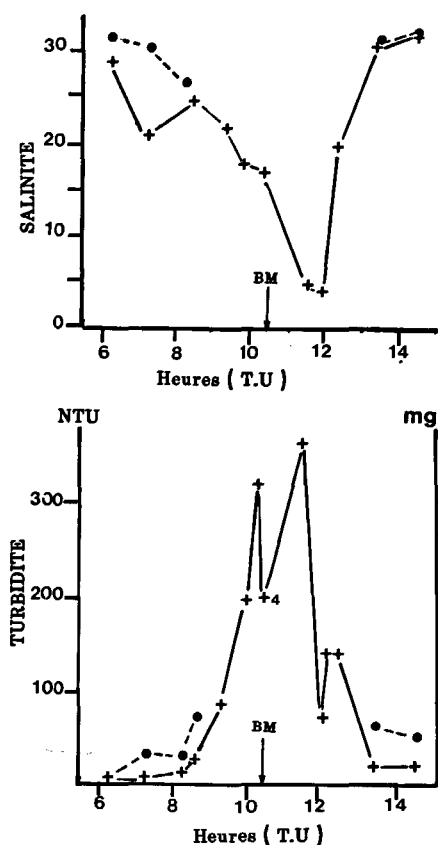


Figure 2

Évolution de la salinité, de la turbidité et de la vitesse du courant au point fixe (point 5). Estuaire de l'Élorn, 9 août 1983.

Variations in salinity, turbidity and currents during spring tide (station 5).

La vitesse du courant a pour effet de remettre en suspension les sédiments du fond et des vaseuses : on peut observer la création d'un bouchon vaseux dynamique, dont l'extension et l'intensité dépendent du débit de la rivière et du coefficient de marée. Ces phénomènes ont déjà été très étudiés dans de nombreux estuaires (Allen, 1972; Bassoullet, 1979; Avoine, 1981; Salomon, Allen, 1983).

Les mesures réalisées sur l'Élorn en 1983 rendent compte de ces phénomènes. La figure 2 illustre les résultats obtenus le 9 août 1983 au point 5 : on note l'importance de la vitesse des courants; l'augmentation de la turbidité 2 à 3 heures avant la basse mer accompagne la chute de salinité; le phénomène de « bouchon vaseux » (turbidité > 100 mg/l) est visible pendant 4 à 5 heures.

#### Conditions de mesures

Plusieurs campagnes de mesures se sont déroulées de janvier à septembre 1983. Le tableau suivant résume les conditions hydrodynamiques de ces mesures.

Jours	Coefficient de marée	Débit Élorn (m <sup>3</sup> /s)
15 janvier	54-58	9,5
25 février	85-85	12
1 mars	110-108	6
22 mars	49-45	7
19 avril	61-55	8
17 mai	75	14
21 juin	63-65	5
9 août	97-101	3
6 septembre	90-97	3,5

Les prélèvements sont réalisés en 7 points répartis le long de l'estuaire; l'eau est prélevée à 1 m au-dessus du fond et à 20 cm sous la surface à l'aide de bouteilles stériles (Arrondeau *et al.*, 1977) pour les analyses bactériologiques, et d'une bouteille Niskin pour les analyses physico-chimiques.

Les stations sont visitées de l'aval vers l'amont à basse mer et à pleine mer; le temps total des prélèvements n'excédant pas 1 h 30 autour des étales, ces mesures sont considérées comme synchrones. Lorsque la navigation n'est pas possible (à basse mer de vive eau, en amont), les prélèvements sont réalisés depuis la rive. A basse mer, on a pu prélever l'eau du rejet même de la station d'épuration. Enfin des échantillons sont pris en eau douce en amont du déversoir de l'Élorn à Landerneau (point ED). Les prélèvements de sédiment sont réalisés à partir d'un zodiac qui, s'échouant sur les vaseuses en bordure du chenal, permet de prélever directement le sédiment superficiel (premier centimètre) à l'aide d'une boîte stérile.

#### Méthodes analytiques

Dès le prélèvement, les échantillons sont stockés en glacière (5-10°C). La turbidité est mesurée à l'aide du turbidimètre HACM 2100 A. Les résultats sont donnés en unités de turbidité néphélométrique (NTU); un étalonnage permet de convertir ces résultats en milligrammes par litre. La salinité est mesurée avec le salinomètre Beckman RS7C (précision 0,05).

Des analyses de sels nutritifs (NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>) et de la matière organique dissoute et particulaire ont

également été réalisées sur les mêmes prélèvements et donnent lieu à une exploitation parallèle (Quemeneur, 1984).

Les échantillons prélevés pour la bactériologie, conservés en glacière, sont traités 5 à 6 heures au maximum après le prélèvement.

#### Filtrations, ensemencements et numérations

Seuls les prélèvements de sédiment sont ensemencés au râteau : une anse de 1 g de sédiment est mise en suspension dans 1 ml d'eau physiologique, puis des dilutions sont éventuellement réalisées; les numérations sont exprimées pour 100 ml.

Les numérations bactériennes dans l'eau sont obtenues après filtration sur membrane cellulosique (Millipore, 0,22  $\mu$ , 47 mm).

Selon la turbidité, la charge bactérienne présumée et le milieu à ensemencer, différentes dilutions sont utilisées (chaque prélèvement est traité à deux dilutions différentes). Chaque filtre est ensuite posé sur un milieu de culture.

Les températures d'incubation utilisées sont 25, 37, 42°C. A 25°C, les bactéries des milieux extérieurs sont favorisées, alors qu'à 37°C, et à plus forte raison à 42°C, elles sont inhibées.

Le dénombrement des bactéries est effectué après 24 h ou 48 h d'incubation; le nombre d'unités formant colonies (UFC) est exprimé pour 100 ml.

#### Les milieux de culture

##### Milieux de Drigalski (Institut Pasteur Production)

Deux milieux de Drigalski préparés à l'eau distillée sont ensemencés; l'un est incubé à 37°C (DD), l'autre à 42°C (D42).

Un milieu de Drigalski, préparé à l'eau de mer filtrée (0,22  $\mu$ ), d'une teneur en NaCl voisine de  $40.10^{-3}$ , est incubé à 25°C (DS).

Le milieu de Drigalski est sélectif des bacilles à gram négatif. Il permet de différencier les bactéries lactose positif (L+), colonies jaunes, des bactéries lactose négatif (L-), colonies vertes ou bleues. Les bactéries L+ se développant à 37°C, et surtout à 42°C sont représentatives de la flore de contamination (enterobactéries), tandis que les bactéries L- se développant à 25°C sont représentatives d'une partie de la flore autochtone (*Pseudomonadaceae*, *Vibrio*, etc.), comme cela a été vérifié lors de nos identifications.

##### Gelose trypticase salée (Institut Pasteur Production)

Ce milieu, préparé à l'eau de mer filtrée (teneur en NaCl  $40.10^{-3}$ ), incubé à 25°C pendant 48 heures, permet la croissance des espèces hétérotrophes halotolérantes.

#### Détermination du besoin en sel

Pour chaque prélèvement, à partir du milieu trypticase salée, 10 colonies prélevées au hasard sont réisolées, et leur besoin en sel mis en évidence par ensemencement d'une eau peptonée dépourvue de NaCl. L'absence de

croissance sur un tel milieu révèle le caractère halophile strict des souches étudiées.

#### Traitement des données

Dans un premier temps, les résultats des numérations sur milieu de Drigalski et sur gélose trypticase ont été étudiés en fonction des deux paramètres qui influencent de façon nette l'évolution de la flore bactérienne de l'estuaire : la salinité et les sources de contamination (la station d'épuration et le sédiment).

Nous avons ensuite procédé à une analyse globale de l'ensemble des numérations obtenues sur les différents milieux de culture. Pour ce faire nous avons utilisé l'analyse des correspondances (*cf.* Le Bart *et al.*, 1977). Les effectifs sont transformés en  $\text{Log}(x+1)^2$ . Les paramètres physicochimiques (turbidité, salinité) étant exclus, seule la variabilité de la flore bactérienne est donc prise en compte. Une technique de traitement similaire, appliquée sur la flore bactérienne littorale de la baie de Saint-Brieuc, a déjà été utilisée par Bunetel et Cormier (1984).

## RÉSULTATS

### La salinité : son rôle sur la pression de sélection et les phénomènes d'halotolérance

Les travaux réalisés sur l'Élorn (L'Yavanc *et al.*, 1985) montrent que ce site se comporte, du point de vue de la salinité, comme un estuaire type : le débit de la rivière et le coefficient de marée régissent les mélanges eau douce-eau salée; ainsi, pour un coefficient de marée donné, plus le débit de la rivière est élevé et plus la stratification verticale des eaux est importante. Pendant les périodes où le débit est faible les eaux sont bien mélangées.

Sur la figure 3 sont présentés les résultats obtenus en surface, lors de conditions moyennes. A basse mer, les eaux douces et salées se mélangent régulièrement, la salinité diminue progressivement de l'aval vers l'amont,

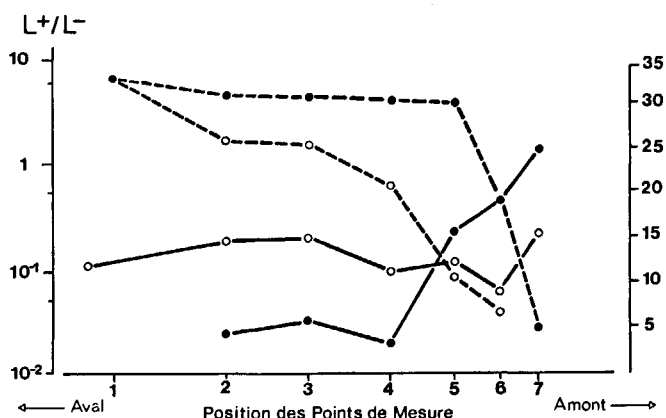


Figure 3  
Évolution le long de l'estuaire de la salinité (---) et du rapport (—) des bactéries L+ et L- cultivés sur milieu de Drigalski salé (21 juin 1980, Coef. 63-65, débit  $5 \text{ m}^3/\text{s}$ ). PL ●, BM ○.

Evolution of salinity and L+/L- bacterial ratio along the Elorn Estuary (Drigalski medium, 21 June 1980, neap tide, river flow:  $5 \text{ m}^3/\text{s}$ ). HT ●, LT ○.

l'eau est douce à partir du point 37. A pleine mer, l'influence de la rivière est moins sensible, la salinité demeure très élevée jusqu'au point 5, elle chute alors brutalement en surface. Au point 7 l'eau est douce en surface, alors qu'au fond (non représenté ici), on note la présence d'eau marine ( $27.10^{-3}$ ).

Les numérations bactériennes, et plus particulièrement le rapport L+/L- montrent à basse mer, une relative homogénéité de la flore (rapport presque constant); alors qu'à pleine mer, dans la zone aval, la fréquence de bactéries L+ est faible, elle devient de plus en plus élevée en amont.

Si l'on se reporte aux courbes de salinité pendant le jusant, on observe un mélange progressif des eaux, alors qu'au flot il existe un front de salinité au-delà duquel on constate l'augmentation de la fréquence des bactéries L+ et le changement de flores dans l'estuaire.

L'étude de la possibilité pour les bactéries de se développer en l'absence de NaCl (fig. 4) montre que la proportion de bactéries halophiles strictes est importante en aval (elles représentent au point 1 à pleine mer 70% des bactéries) et faible à nulle en amont, ce qui signifie qu'en amont 100% des bactéries isolées sont halotolérantes (même à pleine mer). En fait, dans ce petit estuaire où les fluctuations de salinité sont importantes (d'amplitude supérieure à  $20.10^{-3}$ ) et rapides (quelques heures), la flore de l'estuaire est dominée par les bactéries halotolérantes.

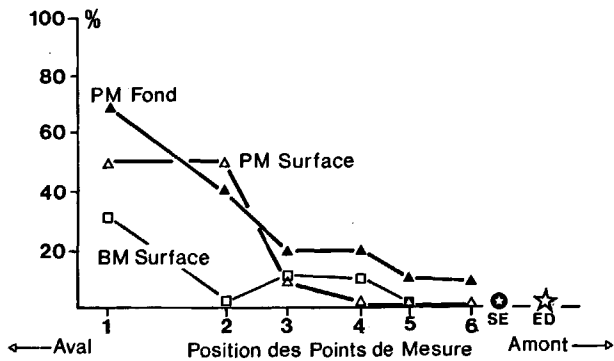


Figure 4  
Évolution le long de l'estuaire du pourcentage de bactéries halophiles strictes (17 mars 1983), en surface à basse mer (□) et à pleine mer (Δ), et au fond à pleine mer (▲).  
Evolution of halophilic bacteria ratio along the Elorn Estuary (March 17, 1983). □ Surface at low tide, surface at high tide (Δ); bottom at high tide (▲).

**Rôle de la station d'épuration et dilution de la pollution fécale**

La contamination de l'estuaire peut être appréhendée par l'étude des numérations des bactéries fermentant le lactose, incubées à 42°C, sur milieu de Drigalski.

La figure 5 représente un diagramme de dilution des bactéries L+ (42°C) en fonction de la salinité. Nous avons tracé les courbes de dilution théorique de l'eau douce dans l'eau de mer : dilution des eaux issues de la rivière (courbe 1) et des eaux issues du point 7 à basse mer (courbe 2); elles correspondent à une dilution des germes dans l'eau de mer qui ne fait intervenir ni mortalité ni apports contaminants.

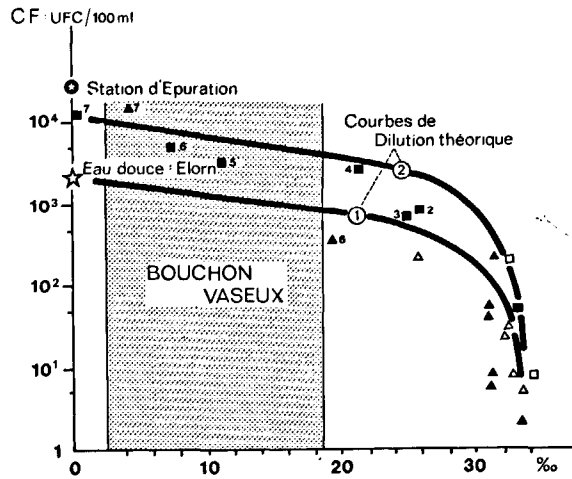


Figure 5  
Comparison of the theoretical bacterial dilution from Elorn (curve 1) and from station 7 (curve 2) with concentrations taken from the estuary at low tide (surface: ■, bottom: □) and during high tide (surface: ▲, bottom: △).

On constate tout d'abord que la station d'épuration est une source importante de contamination, puisqu'elle élève les concentrations au niveau du point 7 d'un facteur voisin de 10.

D'autre part à basse mer, les numérations suivent, jusqu'au point 4 compris, la droite de dilution théorique (courbe 2). Pour expliquer ce phénomène, deux hypothèses peuvent être avancées : ou bien le temps de transit entre les points 7 et 4 (estimé à 1 ou 2 heures) n'est pas suffisant pour que les phénomènes de mortalité interviennent, ou bien la mortalité est compensée par l'apport de bactéries issues du bouchon vaseux.

A la sortie de la zone de forte turbidité et à leur arrivée dans des eaux plus salées (salinité supérieure à  $25.10^{-3}$ ), les numérations bactériennes chutent. A pleine mer, le flot ramène vers l'amont des eaux faiblement contaminées.

**Rôle du sédiment et des remises en suspension sur les numérations bactériennes**

L'examen des figures 6 et 7 permet de définir le rôle du sédiment et des remises en suspension sur la qualité bactériologique des eaux de l'estuaire.

Sur la figure 6 sont reportées, pour l'ensemble des campagnes, les numérations obtenues dans le sédiment (milieu Drigalski doux). Dans la partie aval de l'estuaire (points 2 et 3), on note des valeurs faibles et constantes. Par contre, plus en amont, au point 5, les numérations sont fortes et la variabilité des résultats importante d'une campagne à l'autre : il y a alternance de fortes numérations, correspondant à des périodes de mortes eaux, où le sédiment se dépose (22 mars-19 avril), et de faibles numérations qui sont en relation avec les périodes de crue de l'Élorn (19 avril) ou de vives eaux (1<sup>er</sup> mars), où le sédiment est érodé dans cette partie de l'estuaire : cette dynamique est caractéristique de la zone du bouchon vaseux, et l'on voit ici les consé-

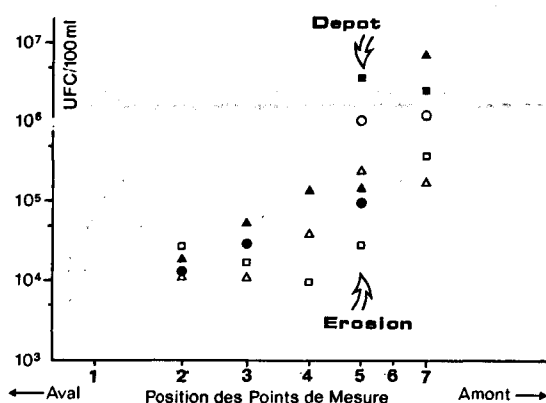


Figure 6

Évolution des concentrations bactériennes dans le sédiment le long de l'estuaire (□: 1<sup>er</sup> mars, ■: 22 mars, ○: 19 avril, ●: 17 mai, △: 21 juin, ▲: 6 septembre). Numérations obtenues sur milieu Drigalski doux.

*Counts of bacteria in sediments along the Elorn estuary (□: March 1, ■: March 22, ○: April 19, ●: May 17, △: June 21, ▲: September 6, 1983). Counts taken from saltfree Drigalski medium.*

quences des phénomènes hydrodynamiques sur la contamination et la décontamination du sédiment.

Au point 7, situé en amont du bouchon vaseux, les mécanismes qui gèrent la contamination du sédiment sont différents : d'une part les courants de marée sont plus faibles, donc l'érosion du sédiment plus limitée; d'autre part la proximité de la station d'épuration fait que les numérations obtenues à ce point sont toujours plus élevées que dans le reste de l'estuaire.

Il est intéressant de relier les phénomènes d'érosion du sédiment à la contamination de l'eau, cette dernière devant présenter des numérations plus élevées durant ces périodes que lors des périodes de dépôt. Sur la figure 7 est reporté l'ensemble des résultats obtenus sur l'eau prélevée à basse mer [les numérations concernent comme pour le sédiment (figure 6) le milieu Drigalski doux]. On constate que, dans la partie aval de l'estuaire (points 2, 3, 4), l'eau peut être effectivement plus chargée en période érosive (1<sup>er</sup> mars-17 mai) que pendant la période de dépôt (par exemple le 19 avril).

Dans le cas du 17 mai, c'est dans la zone du bouchon vaseux (2, 3, 4) que l'on trouve les plus fortes valeurs (par rapport à l'aval, point 1, et à l'amont, point 6), le point 7 étant par ailleurs sous l'influence directe de la station d'épuration.

Cependant la relation contamination de l'eau-érosion du sédiment n'est pas systématiquement mise en évidence. En effet, des valeurs élevées peuvent être observées dans l'eau et expliquées par l'activité seule de la station d'épuration : par exemple le 6 septembre. Cette dernière rejetait des eaux nettement plus contaminées que les 1<sup>er</sup> mars et 17 mai (résultats des numérations des L+ sur Drigalski à 42°C exprimées en UFC/100 ml : 6 septembre :  $8 \cdot 10^6$ , 1<sup>er</sup> mars :  $10^6$ , 17 mai :  $1,2 \cdot 10^5$ ).

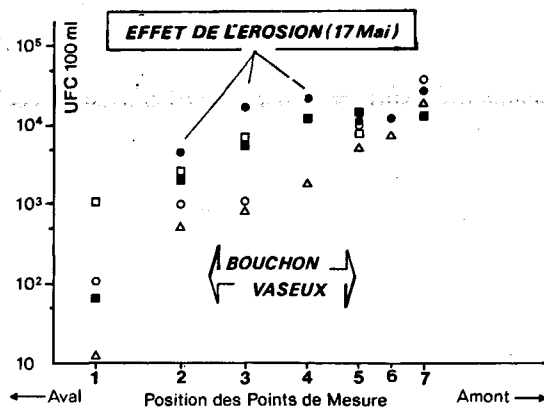


Figure 7

Effet de l'érosion du sédiment sur la qualité de l'eau de l'estuaire à basse mer (□: 1<sup>er</sup> mars, ■: 22 mars, ○: 19 avril, ●: 17 mai, △: 21 juin, ▲: 6 septembre). Numérations obtenues sur milieu Drigalski doux.

*Sediment erosion and water bacterial counts in Elorn Estuary at low tide (□: March 1, ■: March 22, ○: April 19, ●: May 17, △: June 21, ▲: September 6, 1983). Counts taken from saltfree Drigalski medium.*

#### Mise en évidence des différentes sources contaminantes par la méthode de l'analyse des correspondances

Du fait de la multiplicité des facteurs jouant sur les résultats des numérations, qu'ils soient dus à l'action des sources elles-mêmes ou à la réponse des milieux de culture plus ou moins sélectifs, nous avons utilisé l'analyse des correspondances pour traiter les résultats.

Dans cette étude, l'analyse des correspondances a été appliquée en premier lieu à deux campagnes successives et présentant des conditions hydrodynamiques très différentes : 1<sup>er</sup> mars 1983 (vives eaux : coefficient 110-108) et 22 mars 1983 (mortes eaux : coefficient 49-45). Les 51 observations ont été transformées en  $\text{Log}(x+1)^2$ , afin de stabiliser leur distribution. Les variables utilisées pour ce traitement sont les numérations des bactéries fermentant ou non le lactose (L+ et L— respectivement), obtenues à partir des milieux de culture Drigalski à 42°C (D42), à 37°C (D37), à 25°C (DS) : V1 = (L+ D42); V2 = (L— D42); V3 (L+ D37); V4 (L— D37); V5 (L+ DS); V6 (L— DS).

La figure 8 représente la projection du nuage des observations et des variables dans le plan défini par les deux premiers axes de l'analyse des correspondances et extrayant respectivement 64 et 14% de la variance totale du phénomène. La contribution des variables aux axes est la suivante : pour l'axe I : V6 = 54%, V4 = 30%; axe II : V4 = 46%, V1 = 28%, V6 = 17%; l'axe III (non représenté ici) extrait seulement 9% de la variance totale, et la contribution de V5 à cet axe est importante : 78%. A titre d'illustration, nous avons reporté les résultats obtenus à des points caractéristiques de l'estuaire (valeurs discrètes, transformées ici en  $\text{Log}(x+1)$  pour des facilités de lecture). On observe une réponse très variable des différents milieux de culture avec la prédominance en amont des numérations

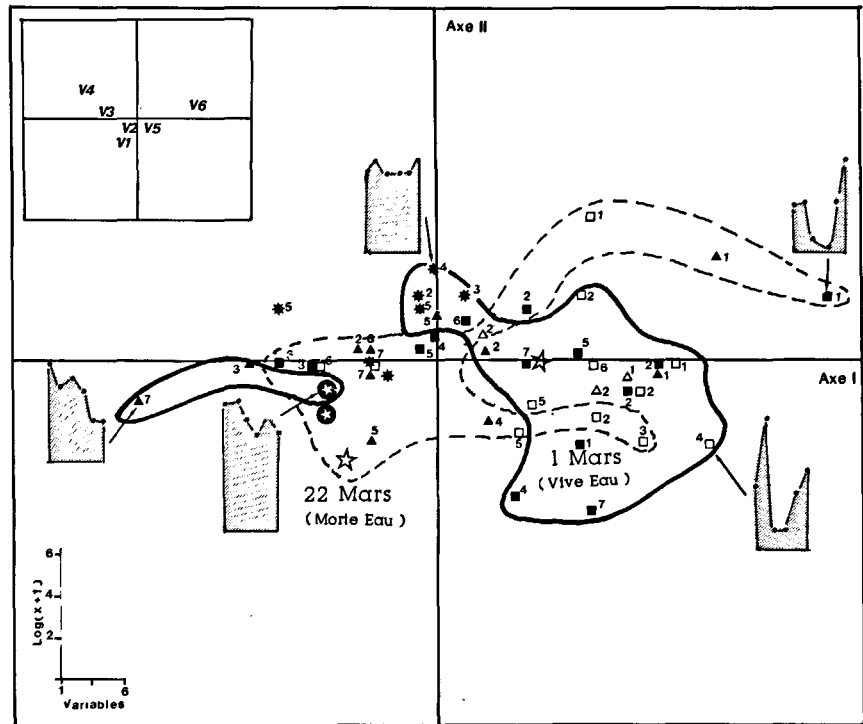


Figure 8

Projections simultanées du nuage des 51 observations et des 6 variables sur les deux premiers axes de l'analyse des correspondances (variance extraite : 78,7%). Les traits pleins entourent la situation du 1<sup>er</sup> mars 1983 (vives eaux), les tiretés le 22 mars 1983 (mortes eaux).

Observations : ■ : PM surface, □ : PM fond, ▲ : BM surface, △ : BM fond, \* : sédiment, ⊗ : station d'épuration, ★ : Élorn.

Variables : numérations de bactéries fermentant le lactose (L+) ou non (L-) sur milieux Drigalski incubé à 42°C (D42), à 37°C (D37) et sur Drigalski salé à 25°C (DS).

V1 : L+ D42; V2 : L- D42; V3 : L+ D37; V4 : L- D37; V5 : L+ DS; V6 : L- DS.

Position of the 6 variables and the 51 observations on the first two axes from correspondance analysis (extracted variance: 78.7%). Solid lines enclose spring tide observations (1 March 1983) dotted lines enclose neap tide observations.

Observations: □: surface at high tide, ■: bottom, ▲: surface at low tide, △: bottom, \*: sediment, ⊗: STP, ★: Elorn.

Variables: counts of bacteria fermenting the lactose (L+) or not (L-) on Drigalski medium incubated at 42°C (D42), at 37°C (D37) and Drigalski salt medium incubated at 25°C (DS).

V1: L+ D42; V2: L- D42; V3: L+ D37; V4: L- D37; V5: L+ DS; V6: L- DS.

sur D42 (V1 et V2 : représentatifs de la flore contaminante) et la prépondérance en aval des numérations des milieux salés (V5, V6) sur les milieux doux (V3, V4).

La structure obtenue suggère l'interprétation suivante : en vives eaux la flore est relativement homogène; l'ensemble des observations se trouve à droite et proche de V6 (prédominance des bactéries poussant sur milieu salé en opposition avec V4 caractéristique des bactéries issues d'eau douce (Élorn ou station d'épuration)).

Les points sédiments sont proches des points eaux et notamment du point 5 à basse mer (zone du bouchon vaseux), ce qui reflète la similitude des flores du sédiment et de l'eau dans les zones de remises en suspension, c'est-à-dire la possibilité, en vives eaux, d'une contamination de l'eau par le sédiment.

Le 1<sup>er</sup> mars, trois points, à gauche du plan, s'isolent par rapport aux autres; il s'agit de la station d'épuration et de deux prélèvements effectués en amont de l'estuaire à basse mer. On peut conclure qu'en vives eaux, l'effet de la station d'épuration sur la qualité de l'eau de l'estuaire est limité.

En mortes eaux, l'ensemble des points de l'estuaire est déporté vers la gauche de la figure, c'est-à-dire près du prélèvement « Élorn » et de la station d'épuration (on remarque la stabilité de la flore de la station d'épuration d'une campagne à l'autre). Seul le point 1, situé en aval, et les points prélevés au fond à pleine mer (2, 3, 5) présentent une flore plus « marine » et voisine de celle observée le 1<sup>er</sup> mars. Ceci est en accord avec la connaissance que l'on a du fonctionnement d'un estuaire, où l'eau marine pénètre à pleine mer par le fond.

La majorité de l'eau de l'estuaire et le sédiment présentent une flore voisine de celle de la station d'épuration et de l'eau douce; on remarque que V1 et V2, qui caractérisent la flore contaminante, se situent également dans cette zone.

Le déplacement de la flore « eau douce » d'une campagne à l'autre est difficile à expliquer. Une hypothèse serait que ce point serait malgré tout influencé par l'intrusion saline lors des marées de vives eaux.

En conclusion, les résultats de cette analyse confirment que pendant les mortes eaux, la station d'épuration et l'Élorn marquent profondément la qualité des eaux et du sédiment dans la partie amont de l'estuaire, tandis qu'en vives eaux leur influence est plus limitée, l'estuaire évolue vers une flore plus marine et le sédiment peut jouer un rôle dans la contamination des eaux de l'estuaire.

Le même traitement a été réalisé à partir des trois campagnes effectuées à différentes périodes de l'année afin de mettre en évidence une éventuelle évolution saisonnière dans l'estuaire.

La figure 9 représente la projection du nuage des observations (73 points eaux et 18 sédiments) et des 6 variables précédemment décrites, sur les deux premiers axes de l'analyse des correspondances (variance extraite par l'axe I : 60,2%, par l'axe II : 28,8%). Les points sédiments sont figurés par des étoiles. L'ensemble des points de mars est entouré par une ligne tiretée, en juin un trait plein délimite les observations et une zone ombrée est utilisée pour le mois de septembre.

On note la remarquable stabilité de la configuration des variables dans les deux analyses. Comme sur la

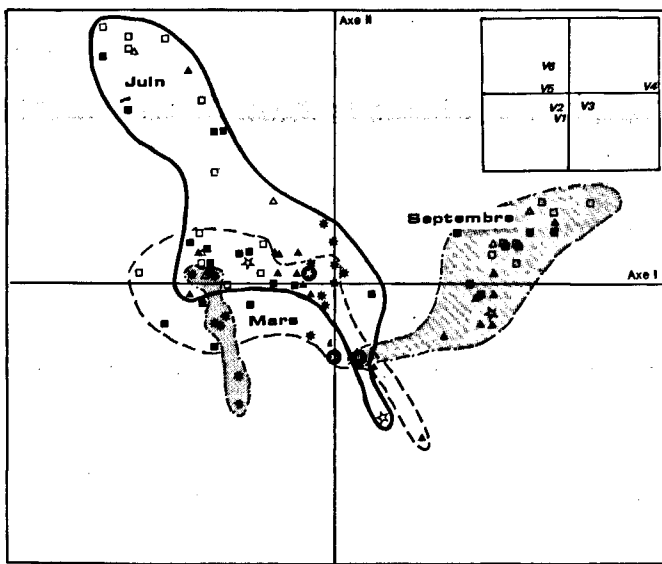


Figure 9  
Projection simultanée du nuage des 91 observations et des 6 variables sur les deux premiers axes de l'analyse des correspondances (variance extraite : 83%). Les traits tiretés entourent la situation du 1<sup>er</sup> mars, les traits pleins celle du 21 juin, la zone grisée correspond au 6 septembre 1983.

Observations : ■ : PM surface, □ : PM fond, ▲ : BM surface, △ : BM fond, \* : sédiment, ⊗ : station d'épuration, ★ : Élorn.  
Variables : numérations de bactéries fermentant le lactose (L+) ou non (L-) sur milieux Drigalski incubé à 42°C (D42), à 37°C (D37) et sur Drigalski salé à 25°C (DS).  
V1 : L+ D42; V2 : L- D42; V3 : L+ D37; V4 : L- D37; V5 : L+ DS; V6 : L- DS.

Position of the 91 observations and the 6 variables on the first two axes from correspondence analysis (extracted variance: 83%). Dotted line enclose March observations, solide line enclose June observations and shaded area covers September observations.

Observations: ■: surface at high tide, □: bottom, ▲: surface at low tide, △: bottom, \*: sediment, ⊗: STP, ★: Elorn.  
Variables: counts of bacteria fermenting the lactose (L+) or not (L-) on Drigalski: medium incubated at 42°C (D42), at 37°C (D37) and Drigalski salt medium incubated at 25°C (DS).  
V1: L+ D42; V2: L- D42; V3: L+ D37; V4: L- D37; V5: L+ DS; V6: L- DS.

figure précédente, on remarque l'opposition des variables V6 et V4 (la contribution de V4 à l'axe I est de 71%, tandis que V6 contribue pour 11% à l'axe I et 49% à l'axe II). V1 et V2 se retrouvent à proximité des eaux de la station d'épuration, dont la flore fluctue assez peu d'une campagne à l'autre (contrairement à celle de l'Élorn). On observe un déplacement du nuage des points au cours de l'année, les points « sédiments » restent généralement groupés près des points « eaux » à l'exception du mois de septembre où l'on observe une très grande différenciation des deux types de flore. Afin d'expliquer ces variations saisonnières, le même traitement a été réalisé sans le sédiment et en incluant comme variables témoins, des paramètres physico-chimiques mesurés dans l'eau : la température, la salinité et la turbidité.

En première analyse, on constate que le nuage obtenu est très semblable, que l'on fasse intervenir ou non le sédiment (fig. 10 : projection sur le plan I,II, 61 et 28% de la variance extraite). Ceci est vraisemblablement dû au fait que la structure créée par les variations saisonnières est très forte et que le rôle du sédiment est alors secondaire. On trouve V6 à côté de la salinité, ce qui confirme notre première interprétation : cette

variable — et plus faiblement V5 — traduit bien la flore marine, par opposition à V3 et V4 plus caractéristiques de la flore d'eau douce. La contribution des variables à l'axe I est la suivante : V4 : 47%; V6 : 25%; V3 : 15% et à l'axe II : V6 : 43%; V1 : 26%; V2 : 22%.

Les variables V1 et V2 spécifiques de la flore contaminante, sont proches de la variable turbidité et des points de la station d'épuration ainsi que de quelques points du mois de mars (prélèvements de basse mer). Par contre, aucun des paramètres physico-chimiques mesurés n'est proche des points septembre; ces derniers étant proches de V4 (et opposés à la salinité) suggèrent l'influence de l'eau douce sur les numérations obtenues. Ceci est confirmé par la place du point « Élorn » dans le nuage des points du mois de septembre. Le débit mesuré dans la rivière lors de la campagne est néanmoins très faible (3,5 m<sup>3</sup>/s), et seuls des débits élevés les jours précédents pourraient expliquer ce phénomène. La température peut également avoir influencé les numérations trouvées en septembre, cependant la mesure des extrema journaliers rendrait certainement mieux compte des changements de flore, notamment au niveau du sédiment.

### CONCLUSION

L'étude de la flore bactérienne de l'estuaire de l'Élorn montre que la qualité des eaux est soumise à trois sources : deux sont permanentes et directes mais de niveau contaminant variable (la rivière et surtout la station d'épuration), la troisième est discontinue et indirecte (le sédiment).

En période de faible turbulence ou de dépôt (morte eau ou marée moyenne ou lorsque le débit de la rivière est faible) il n'y a pas de remise en suspension du

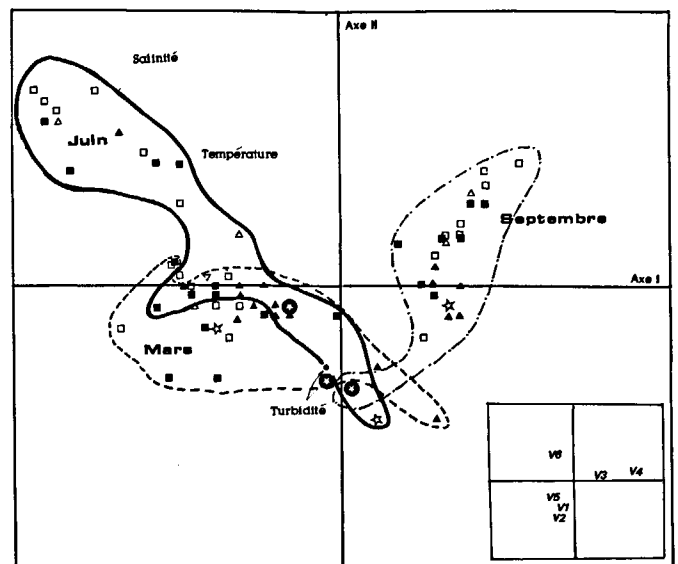


Figure 10  
Même analyse que celle réalisée figure 9, en excluant le sédiment et en portant les paramètres physico-chimiques (salinité, turbidité, température) en points témoins (variance extraite 88%; légende : *idem* fig. 9).

Same analysis as Fig. 9 without sediment observations. The physical and chemical parameters (salinity, turbidity, temperature) are plotted as test points (key: see Fig. 9).



sédiment; les deux sources principales qui contaminent l'estuaire sont la station d'épuration et la rivière elle-même. Il y a alors vraisemblablement une période favorable au dépôt des particules contaminées issues de ces deux sources sur les sédiments du fond dans la partie amont de l'estuaire : dans cet écosystème, cette flore exogène subira un remaniement dû à la compétition avec les espèces endogènes bien adaptées au milieu; comme l'ont constaté Dale (1974) et Rublee (1982), la présence de la matière organique dans cette zone proche des rejets de la station d'épuration doit jouer un rôle important, surtout si, comme le montrent les observations en microscopie à balayage (Cormier *et al.*, 1984), la plupart du temps les bactéries issues de ces rejets sont agglomérées dans de la matière organique, qui les protège et leur offre les éléments nutritifs nécessaires à leur survie.

Les numérations trouvées dans l'eau pendant ces périodes de dépôt peuvent être 10 à 100 fois inférieures à celles trouvées dans le sédiment, ce qui est en accord avec les résultats de Labelle *et al.* (1980) et Erkenbrecher (1981). La flore bactérienne diminue de l'amont vers l'aval et se modifie, avec un remplacement progressif des flores contaminantes par les bactéries marines, en relation avec l'augmentation de la salinité. Il semble que, dans la partie amont de l'estuaire, les phénomènes de mortalité bactérienne soient faibles ou compensés par les bactéries issues du bouchon vaseux. On note une dilution remarquablement conservatrice des coliformes au cours de leur transport. Ces phénomènes ont déjà été remarqués par Palumbo et Ferguson (1978) sur le Newport River Estuary en Caroline du Nord. De plus, le caractère d'halotolérance très marqué des souches mis en évidence dans cette étude a déjà été souligné par Prieur *et al.* (1984) dans l'estuaire de la Gironde.

En période de forte turbulence ou d'érosion (vives eaux ou crue de l'Élorn), il vient s'ajouter au fonctionnement

précédent une troisième source de contamination par le sédiment qui est remis en suspension. Cette source est loin d'être négligeable, et peut même être très importante en ce qui concerne la flore contaminante exogène, les entérobactéries. On observe alors une érosion du fond, provoquant d'une part une diminution des concentrations bactériennes dans les sédiments superficiels, et d'autre part la modification de la flore bactérienne de l'eau, qui s'apparente alors à celle du sédiment.

Enfin, au cours de l'année, on constate une évolution saisonnière de la flore de l'estuaire qui pourrait être expliquée, en partie, par les variations de salinité ou de température dans l'estuaire.

Ottmann et Quere (1979) et Frenel (1978) avaient déjà mis en évidence l'effet de l'expulsion du bouchon vaseux sur la contamination de l'estuaire externe; l'intérêt de notre travail a été de montrer qu'il y avait, outre une variation saisonnière, une alternance des phases de dépôt et d'érosion : les sédiments contaminés remis en suspension surimprimant leur effet à ceux provoqués par le rejet continu d'eaux polluées issues de la station d'épuration de Landerneau (et à un moindre degré par l'Élorn). La prise en compte de paramètres bactériens multiples tels que les numérations sur différents milieux de cultures, peut aider à mieux cerner la variété des flores caractéristiques des différentes sources et à évaluer ainsi leur impact respectif sur la qualité d'une zone littorale.

#### Remerciements

Nous remercions P. Gros (IFREMER) pour ses précieux conseils concernant les analyses statistiques de cette étude.

#### RÉFÉRENCES

- Allen G. P., 1972. Étude des processus sédimentaires dans l'estuaire de la Gironde, *Thèse Doct. État, Univ. Bordeaux I*, 314 p.
- Arrondeau J. P., Frenel P., Ledouarec P., 1977. Méthodologie d'étude pour des eaux polluées, application à l'estuaire externe de la Loire, *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, **47**, 141-146.
- Avoine J., 1981. L'estuaire de la Seine : sédiments et dynamique, *Thèse 3<sup>e</sup> cycle, Univ. Caen*, 236 p.
- Bassoullet P., 1979. Étude de la dynamique des sédiments en suspension dans l'estuaire de l'Aulne (rade de Brest), *Thèse 3<sup>e</sup> cycle, Univ. Bretagne Occidentale*, 136 p.
- Bunetel L., Cormier M., 1984. Détermination du profil des flores bactériennes des zones littorales, application à l'évaluation de l'impact des rejets, *2<sup>e</sup> colloque international de bactériologie marine, Brest 1-5 octobre 1984*.
- Churchland M., Kan G., Ages A., 1982. Variations in fecal pollution indicators through tidal cycles in the Fraser River Estuary, *Can. J. Microbiol.*, **28**, 239-247.
- Colwell R. R., Sleider R. J., Kaper J., 1981. Occurrence of *Vibrio cholerae* serotype 01 in Maryland and Louisiana estuaries, *Appl. Environ. Microbiol.*, **41**, 555-558.
- Cormier M., Bassoullet P., Pommepuy M., 1984. Étude au microscope électronique à balayage des relations entre bactéries et matières en suspension en milieu marin, *2<sup>e</sup> colloque international de bactériologie marine, Brest 1-5 octobre 1984*.
- Dale N. G., 1974. Bacteria in intertidal sediments: factors related to their distribution, *Limnol. Oceanogr.*, **10**, 509-518.
- Erkenbrecher C. W., 1981. Sediment bacterial indicators in an urban shell-fishing subestuary of the lower Chesapeake Bay, *Appl. Environ. Microbiol.*, **42**, 484-492.
- Ferguson R. L., Palumbo A. V., Rublee P. A., 1977. Source and significance of suspended bacteria in the coastal zone, Annual Report to the Energy Res. and Dev. Adm. Beaufort Laboratory, 165-183.
- Frenel P., 1978. Relations entre l'hydrologie et les bactéries témoins de la contamination fécale dans l'estuaire externe de la Loire, *Thèse 3<sup>e</sup> cycle, Univ. Nantes*, 75 p.
- Gerba C. P., McLeods J. S., 1976. Effects of sediments on the survival of *Escherichia coli* in marine waters, *Appl. Environ. Microbiol.*, **32**, 114-120.
- Goulder R., 1976. Relationships between suspended solids and standing crops and activities of bacteria in an estuary during a neap-spring tidal cycle, *Oecologia*, **24**, 83-90.

- Goulder R., 1977. Attached and free bacteria in an estuary with abundant suspended solids, *Appl. Bacteriol.*, **43**, 399-405.
- Goulder R., Blanchard A. S., Sanderson P. L., Wright B., 1980. Relationships between heterotrophic bacteria and pollution in an industrialized estuary, *Wat. Res.*, **14**, 591-610.
- Irving T. E., 1977. Preliminary investigation on the effects of particulate matter on the fate of sewage bacteria in the sea water, Res. Cent. Tech. Rep. TR55, 22 p.
- Kaper J., Lowkman H., Colwell R. R., Joseph S. W., 1979. Ecology, serology and enterotoxin production of *Vibrio cholerae* in Chesapeake Bay, *Appl. Environ. Microbiol.*, **37**, 91-103.
- Kaper J. B., Remmers E. F., Lockman H., Colwell R. R., 1981. Distribution of *Vibrio parahaemolyticus* in Chesapeake Bay during the summer season, *Estuaries*, **4**, 321-327.
- Labelle R. L., Gerba C. P., Goyal S. M., 1980. Relationships between environmental factors, bacterial indicators and the occurrence of enteric viruses in estuarine sediments, *Appl. Environ. Microbiol.*, **39**, 588-596.
- Le Bart L., Morineau A., Tabard N., 1977. *Techniques de la description statistique. Méthodes et logiciels pour l'analyse de grands tableaux*, Dunod Éd., Paris, 351 p.
- L'Yavanc J., Bassoullet P., Pommepuy M., 1985. Hydrodynamique d'un estuaire à fort marnage : l'Élorn (rade de Brest), rapp. int. IFREMER.
- Moltes M. L., Zywno J. R., Depaola A., Becker R. E., Presnell M. W., 1983. Isolation of *Vibrio cholerae* ogawa from a Florida estuary, *Appl. Environ. Microbiol.*, **45**, 321-322.
- Ottmann F., Quere J., 1979. Étude de la concentration bactérienne par le bouchon vaseux dans l'estuaire de la Loire, Contrat CNEXO 77.1741 + D.D.E. 44, 53 p.
- Palumbo A. V., Ferguson R. L., 1978. Distribution of suspended bacteria in the Newport River Estuary, North Carolina, *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, **7**, 521-529.
- Prieur D., Trousselier M., Romana A., Chamroux S., Mevel G., Baleux B., 1984. Évolution des peuplements bactériens selon un gradient de salinité en zone estuarienne, *Oceanis*, **10**, 329-345.
- Quemeneur M., 1984. Cycle de la matière organique dans l'estuaire de l'Élorn et relations avec les bactéries, *Mém. DEA, Univ. Bretagne Occidentale*, 39 p.
- Read P. A., Anderson K. J., Matthews J. E., Watson P. G., Halliday M. C., Shiells G. M., 1982. Water quality in the Firth of Forth, *Mar. Pollut. Bull.*, **13**, 421-425.
- Ruble P. A., 1982. Bacteria and microbial distribution in estuarine sediments, in: *Estuarine comparisons*, edited by V. S. Kennedy, Academic Press.
- Salomon J. C., Allen G. P., 1983. Rôle sédimentologique de la marée dans les estuaires à fort marnage, CFP, Notes et mémoires n° 18, 35-44.