

Rapports scientifiques et techniques  
de l'IFREMER

---

Pompey

N° 6 1987

## CAPACITÉ D'ACCEPTATION DU MILIEU MARIN BACTÉRIOLOGIE DE LA RADE DE BREST

Sous la direction de  
Monique POMMEPUY  
*Institut français de recherche  
pour l'exploitation de la mer*



**IFREMER**

Rapports scientifiques et techniques  
de l'IFREMER

---

N° 6 1987

**CAPACITÉ D'ACCEPTATION DU MILIEU MARIN  
BACTÉRIOLOGIE DE LA RADE DE BREST**

Sous la direction de  
Monique POMMEPUY  
*Institut français de recherche  
pour l'exploitation de la mer*



L'étude "Capacité d'acceptation du milieu marin" a été réalisée par l'IFREMER de 1980 à 1983 en rade de Brest à la demande du ministère de l'Environnement. Il s'agissait d'étudier le devenir des rejets bactériens dans une mer à marée. L'approche choisie a consisté à simuler les rejets issus des principales sources de pollution et à calculer la dilution théorique des bactéries fécales dans la zone nord de la rade. Les coefficients de dispersion ont été calés par des mesures *in situ* de paramètres pouvant être considérés comme conservatifs dans des périodes définies (ammonium en hiver). Les résultats montrent que, dans les conditions d'étude, la disparition des coliformes fécaux est très lente, les T90 calculés étant de l'ordre de 2 à 3 jours. Différentes explications peuvent être avancées. La principale est due au fait que la plupart des bactéries rejetées par les égouts sont absorbées sur ou dans des suspensions plus ou moins riches en matière organique. Dans ces conditions, les bactéries qui arrivent en mer sont protégées, elles trouvent sur les particules les conditions nécessaires à leur survie et peuvent sédimenter. Lors des périodes d'agitation (clapot, courant de vive eau... ) elles peuvent être remises en suspension et contaminent à nouveau les eaux côtières.

*Mots clés - rejets urbains, sels nutritifs, pollution fécale, dispersion, modélisation, T90.*

---

The study "Admission capacity of the marine environment" was conducted by IFREMER 1980 to 1983 in the Brest Roadstead at the request of the Ministry of Environment. This study was financed jointly by the Board of Health and IFREMER. The problem was the study of the fate of bacterial discharges in a sea subjected to tides. The selected approach consisted to simulate discharges from the principal pollution sources and to calculate the theoretical dilution of fecal bacteria in the Northern zone of the Roadstead. Spreading coefficients were determined by "on the site" measurements of parameters which may be considered as conservative in defined periods (e.g. ammonium in winter). Results show that in the conditions of the study, the disappearance of fecal coliforms is very slow, the calculated T90 being of the order of 2 to 3 days. Various explanations may be proposed. The major one is due to the fact that most bacteria discharges by sewers are absorbed on or in the suspensions more or less rich in organic matter. In such conditions, bacteria which reach the sea are protected, they find on particles the conditions required for their persistence, and are able to settle. During agitation periods (plashing, spring tide current...), they can be suspended again, and thus cause a new contamination of coastal waters.

*Key words - urban waste water outfall, nutrients, fecal pollution, dispersion, modelisation, T90.*

SERVICE DE LA DOCUMENTATION  
ET DES PUBLICATIONS (SDP)  
IFREMER - CENTRE DE BREST  
BP 337 - 29273 BREST CEDEX

ISSN 0761-3970

Le rapport

**CAPACITÉ D'ACCEPTATION DU MILIEU MARIN  
BACTERIOLOGIE DE LA RADE DE BREST**

a été réalisé à

**L'INSTITUT FRANCAIS DE RECHERCHE POUR L'EXPLOITATION DE LA MER**

sous la direction de Monique POMMEPUY

avec la participation de

- partie I** : Alain AMINOT\*, Roger KERQUEL\*, Monique POMMEPUY\*,  
et la Cellule Anti-pollution de la DDE du Finistère.
- partie II** : Pierre LE HIR\*, Bénédicte THOUVENIN\* et Jean-Claude SALOMON\*,  
Jacky L'YAVANC\*.
- partie III** : Alain AMINOT\*, Roger KERQUEL\*, Michel RICARD\*\*\*, Alain MENESGUEN\*,  
Jacky L'YAVANC\* et Michel Kerdreux\*.
- partie IV** : Monique POMMEPUY\*, Michel CORMIER\*\*, Pierre CHARDY\*, Laurence BRUNEL\*\*,  
Zoë JAMOZ\*\*, Cécile MAMEZ\*\*, Jacques MINET\*\* et Jeannine VENIEN\*\*.
- conclusions** : Monique POMMEPUY\*, Alain AMINOT\*, Pierre LE HIR\*, Michel CORMIER\*\*,  
Pierre CHARDY\*.

Jacky L'YAVANC a assuré le déroulement des sorties en mer  
Marguerite BRETON, les traitements informatiques de l'ensemble des données

avec l'appui du **ministère de la Santé**

et la collaboration

de la Direction Départementale de l'Action Sanitaire et Sociale, Brest  
du Laboratoire Municipal de la Ville de Brest  
du Laboratoire de Chimie de l'Université de Bretagne Occidentale, Brest

---

\* Département Environnement Littoral et Gestion du Milieu Marin,  
du Centre Océanologique de Bretagne - CNEXO.

\*\* Laboratoire de Microbiologie, Université des Etudes et Recherches  
de Médecine et de Pharmacie, Rennes.

\*\*\* Muséum National d'Histoire Naturelle

## SOMMAIRE

	Pages
<b>INTRODUCTION - Présentation de la zone d'étude .....</b>	<b>7</b>
<b>CHAPITRE 1 - ETUDE DES FLUX .....</b>	<b>9</b>
1.1. - Mesures directes	
1.2. - Détermination indirecte des apports de l'Elorn. Comparaison avec les autres rejets	
<b>CHAPITRE 2 - INFLUENCE DES APPORTS SUR LE MILIEU -         IMPACT SUR LA MASSE D'EAU .....</b>	<b>13</b>
2.1. Distribution des concentrations en sels dissous .....	13
- répartition horizontale	
- répartition verticale	
- variations temporelles sur un cycle de marée	
2.2. Identification des masses d'eau .....	15
2.3. Influence de la station d'épuration sur la qualité des eaux de l'estuaire .....	17
- Impact à court terme : dilution au voisinage du rejet	
- Impact à long terme : accumulation dans l'estuaire	
2.4. Détermination de l'influence respective de "p" émissaires en une station donnée (approche statistique) .....	19
2.4.1. Le problème posé	
2.4.2. La méthode de calcul et ses hypothèses	
2.4.3. La présentation des résultats et leur discussion	
<b>CHAPITRE 3 - SIMULATION DE LA DILUTION DES EFFLUENTS .....</b>	<b>23</b>
3.1. Objectifs .....	23
3.2. Les phénomènes physiques en jeu .....	23
3.3. Méthodologie .....	25
3.3.1. Principe (2 phases dans le transfert de l'effluent)	
3.3.2. Traitement de l'advection	
A. Détermination des champs de courant	
B. Calcul des trajectoires	
- résultats	
- remarques	

	Pages
3.3.3. Traitement de la dispersion .....	29
- Formulation	
- Détermination du coefficient de dispersion	
3.4. Principaux résultats .....	31
3.4.1. Importance relative des différents rejets	
3.4.2. Simulation des campagnes	
<b>CHAPITRE 4 - ETUDE BACTERIOLOGIQUE .....</b>	<b>33</b>
4.1. Distribution des concentrations en bactéries	
a - Répartition horizontale	
b - Variations temporelles des coliformes fécaux au cours d'un cycle de marée	
4.2. Etude des relations entre les bactéries .....	37
et les paramètres physico-chimiques	
a - En été : Les relations avec la salinité	
b - En hiver : Les relations avec l'ammonium	
c - Etude des relations bactéries/particules	
4.3. Recherche d'un coefficient traduisant la décroissance des germes-tests .....	40
a - Méthode	
b - Résultats	
<b>CHAPITRE 5 - CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS POUR UNE ETUDE D'IMPACT</b>	<b>45</b>
5.1. Mesure des flux et analyse des paramètres physico-chimiques	46
5.1.1. Caractérisation des sources	
a) Mesures directes	
b) Mesures indirectes	
c) Cas particuliers	
5.1.2. Etude du mélange des rejets dans la masse d'eau. Remarques	
5.2. Simulation de la dilution des effluents - Remarques .....	48
5.3. Etude des germes-tests de contamination fécale .....	49
et des flores bactériennes - Remarques	
- Discussion des résultats : comparaison avec ceux des études antérieures	

5.4. Recommandations pour une étude d'impact liée à des rejets bactériens .....	54
5.4.1. Les rejets existent mais on veut réduire la pollution	
Outils :	
a) Mesures in situ et analyse par modèle régressif sous contrainte	
b) Une simulation numérique des rejets	
5.4.2. Le rejet envisagé sera de flux limité situé en zone battue à fort renouvellement	
5.4.3. Le rejet envisagé sera important ou situé en zone fragile ou confinée	

## INTRODUCTION

Cette étude a été réalisée à la demande du Ministère de l'Environnement. Elle a pour objet une recherche à caractère méthodologique, destinée à l'instruction des dossiers de rejets dans les zones conchylicoles ou de baignade. Les normes qui régissent la qualité des eaux dans les secteurs littoraux où s'exercent ces activités sont essentiellement bactériologiques : recherche des germes-tests de contamination fécale.

Ce travail, exécuté de février 1980 à février 1983, a donc été orienté vers l'étude de la répartition des concentrations bactériennes dans l'eau, en essayant de dégager la part des phénomènes purement physiques de celle des phénomènes microbiologiques : mortalité, adaptation.

Le site retenu est la partie Nord de la rade de Brest, caractérisé par la présence d'une rivière, l'Elorn, et de trois importantes sorties d'égouts (l'un des égouts résultant de la confluence de l'émissaire n° 39 bis et de celui de la station d'épuration).

La méthode choisie est une approche globale dans laquelle la physique est l'un des principaux supports, traitée de façon analytique.

La réalisation de l'étude a comporté les démarches suivantes qui constituent les quatre premières parties de ce rapport :

1. **ETUDE DES FLUX**
2. **INFLUENCE DES APPORTS SUR LE MILIEU. IMPACT SUR LA MASSE D'EAU**
3. **SIMULATION DE LA DILUTION DES EFFLUENTS** : détermination de l'advection et de la dispersion pour un paramètre conservatif, et influences spécifiques, sur le milieu marin, des différents émissaires.
4. **PARAMETRES BACTERIOLOGIQUES** : mesure ; études des relations entre les paramètres bactériologiques (germes-tests) et les paramètres physicochimiques ; détermination d'un temps de disparition (T 90) ; étude de la flore bactérienne.

Ce travail fait appel à différentes disciplines, dont les états d'avancement des connaissances sont très différents : en effet, si l'on peut répondre de manière relativement satisfaisante aux problèmes posés par la dilution des effluents, on connaît peu de choses sur les mécanismes d'accumulation des bactéries dans les huîtres, ou d'adaptation de la microflore rejetée par les égouts en milieu marin.



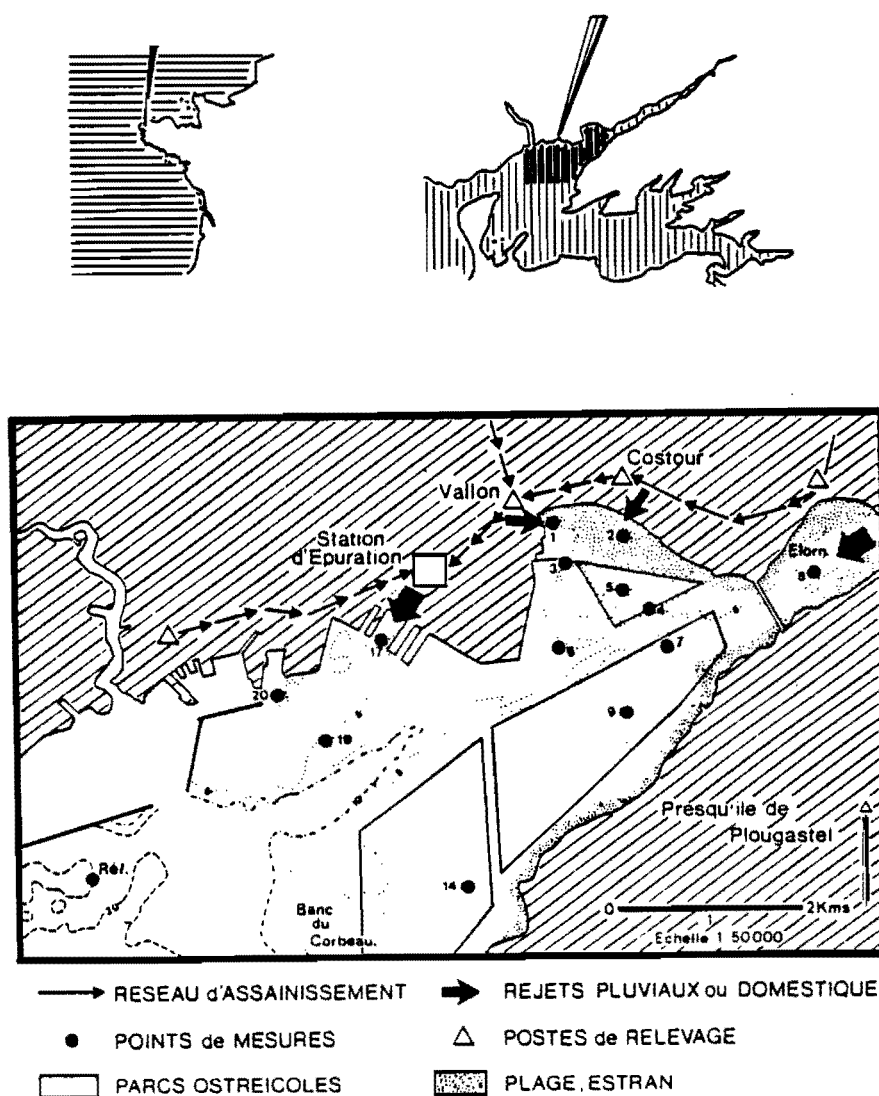
## PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

La rade de Brest, site retenu, offre plusieurs avantages. Le principal est la somme des connaissances acquises, tant sur le plan courantologique que sur le plan physico-chimique. D'autre part, les activités urbaines et industrielles y cohabitent avec les activités de mariculture et de loisirs : voile, baignade, pêche à pied.

Le plan d'échantillonnage a été défini en fonction :

- des rejets (points de prélèvement : 17, 1, 2, 8)
- des activités conchylicoles (points de prélèvement : 5, 7, 9, 14)
- de la courantologie.

### *Site étudié*



**CARTE 1 - SITUATION**

## CHAPITRE I

### ETUDE DES FLUX

L'évaluation des flux des principaux émissaires dans la rade de Brest a été réalisée de manière directe : mesures des débits et des concentrations. Les apports de l'Elorn ont été évalués de manière indirecte : méthode des droites de dilution.

#### a - Mesures directes

Elles ont été effectuées par la Cellule antipollution de la Direction Départementale de l'Équipement (D.D.E. du Finistère) sur les principaux émissaires répertoriés sur la zone d'étude. Ces rejets sont ceux de la zone industrielle et portuaire (ZIP) : station d'épuration de la ville de Brest et un rejet d'eaux mixtes, et ceux des ruisseaux du Moulin Blanc : le Vallon et le Costour.

#### L'émissaire de la station d'épuration de la ZIP :

Cette station, de type "boues activées moyenne charge", a une capacité de 80 000 équivalents-habitants ; en fait elle traite journalièrement 130 à 150 % de sa capacité hydraulique. Elle assure d'autre part le traitement des boues des autres stations d'épuration (soit près de 50 % de sa charge à traiter).

#### L'émissaire du rejet d'eau mixte N° 39 bis :

Cet émissaire évacue les eaux pluviales et reçoit également des eaux usées. De débit généralement faible (180 m<sup>3</sup>/j en juin 1980), il peut atteindre en période de pluie 1 800 m<sup>3</sup>/j. Son flux de pollution n'est pas négligeable et peut représenter jusqu'à 1 300 équivalents-habitants. Sur la carte il est fusionné avec la flèche représentant la station d'épuration.

#### Les deux émissaires des ruisseaux de Moulin Blanc : Vallon et Costour

Ces ruisseaux se déversent sur la plage du Moulin Blanc à marée basse. Ils ont un débit d'environ 5 000 m<sup>3</sup>/j en moyenne (soit 0,06 m<sup>3</sup>/s). Au niveau de l'émissaire de chacun des deux ruisseaux, peuvent venir s'ajouter, en cas de panne des stations de relevage ou de pluies importantes, les eaux brutes issues de postes de relevage et représentant parfois jusqu'à 25 % des eaux traitées par la station d'épuration.

Le tableau 1 ci-après résume les flux rejetés par ces quatre principales sources de pollution.

Paramètres	Station ZIP	39 bis	Vallon	Costour	TOTAL
Débit (m <sup>3</sup> /j)	17 437	848	9 810	6 556	34 651
MES (kg/j)	471	173	367	207	1 218
NTK (kg/j)	547	14,6	25,5	7,5	595
NH4 (kg/j)	545	13	7	2	567
NO2 (kg/j)	7,9	0,97	2,63	0,5	12
NO3 (kg/J)	72	8,5	289	202	571
PO4 (kg/j)	285	5	7	1,3	298
Coliformes totaux	21 007.10 <sup>10</sup>	1 456.10 <sup>10</sup>	703.10 <sup>10</sup>	198.10 <sup>10</sup>	23 364.10 <sup>10</sup>
Coliformes fécaux	4 708.10 <sup>10</sup>	393.10 <sup>10</sup>	281.10 <sup>10</sup>	54.10 <sup>10</sup>	5 436.10 <sup>10</sup>
Streptocoques fécaux	1 972.10 <sup>10</sup>	110.10 <sup>10</sup>	81.10 <sup>10</sup>	39.10 <sup>10</sup>	2 202.10 <sup>10</sup>

**TABLEAU 1 : DEBIT ET FLUX DES QUATRE EMISSAIRES**

Moyenne des mesures effectuées de  
février 1980 à mai 1981 (DDE Finistère)

b. Détermination des apports de l'Elorn - Comparaison avec les autres rejets :

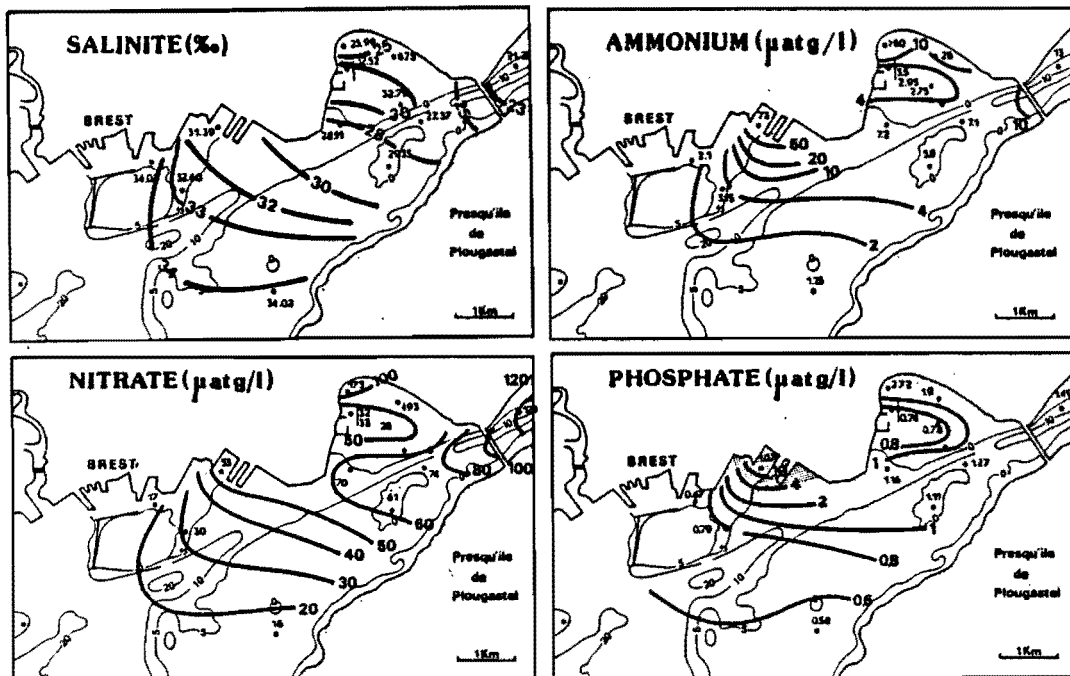
Les apports de l'Elorn ont été quantifiés par une approche indirecte fondée sur la dilution des composés dissous dans l'eau de mer, c'est-à-dire sur les relations entre la salinité et les sels nutritifs. Lorsque cette relation est linéaire, seule la dilution intervient, à l'exclusion d'apports ou de disparition du composé. Dans ce cas, l'extrapolation des droites à salinité nulle permet de déterminer la concentration du composé dans l'eau douce ou le rejet. Les résultats de ces calculs, concernant l'azote des nitrates+nitrites, d'une part, et l'azote ammoniacal, d'autre part, sont rassemblés dans le tableau 2. Les flux de l'Elorn y sont comparés à ceux des autres émissaires, déterminés le cas échéant de façon directe ou indirecte.

Emissaire	Flux moyen NH <sub>4</sub> en Kg/j		Flux moyen NO <sub>3</sub> + NO <sub>2</sub> en Kg/j	
	Mesures DDE	Estimation COB IFREMER/CB	Mesures DDE	Estimation COB IFREMER/CB
Station d'épuration	435	390	20	-
Vallon	5	-	66	95
Costour	1,5	-	46	68
Elorn	-	530	-	5100

**TABLAU 2 : DETERMINATION DES FLUX D'AZOTE**

Dans le cas où la comparaison est possible, on constate que les estimations des concentrations calculées à partir des droites de dilution donnent des valeurs assez proches de celles mesurées directement. Cette méthode permet, en l'absence de mesures à la source, de disposer d'informations importantes. Elle a cependant ses limites car elle ne peut s'appliquer que sur une plage de variation de salinité suffisante. En outre, les concentrations à la source doivent être très différentes les unes des autres dans le cas où plusieurs rejets sont présents.

On notera, pour le cas présent, que l'Elorn est, de loin, la source la plus importante d'azote sous forme de nitrates et de nitrites avec, respectivement, 5 000 kg contre moins de 150 kg par jour pour les trois autres principaux rejets cumulés, soit 3 %. En revanche, pour l'azote ammoniacal, l'Elorn et la station d'épuration représentent deux sources quasiment équivalentes en flux, de l'ordre de 400 à 500 kg/j. Les rejets du Vallon et du Costour sont inférieurs à 1 % du total.



**FIGURE 1** - Répartition des concentrations en salinité et en sels nutritifs (7 - 9 mars 1981 - vive eau). Basse mer.

## CHAPITRE 2

### INFLUENCE DES APPORTS SUR LE MILIEU - IMPACT SUR LA MASSE D'EAU

#### 2.1 Distribution des concentrations en sels dissous.

##### Répartition horizontale

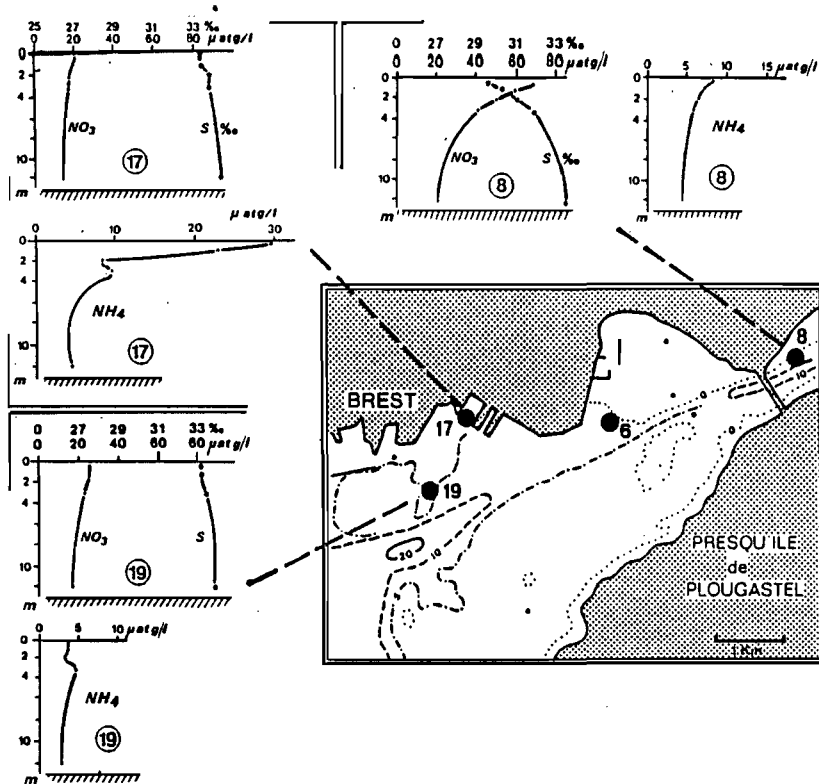
Le mélange des eaux douces issues de l'Elorn et des principaux apports peut être apprécié par l'étude de la salinité. Les variations spatio-temporelles sont fonction de l'importance des débits et des conditions hydrodynamiques. La salinité peut être un paramètre important pour le comportement des bactéries rejetées par les égouts. Dans certains cas, celles-ci peuvent suivre des lois de dilution semblables à l'eau douce.

Du fait de la pluviosité des années 1980 et 1981, il n'y a pas eu de variations saisonnières très marquées de salinité, ni de variations spatiales très nettes. Les apports de l'Elorn ou des ruisseaux du Moulin Blanc et le piégeage des eaux dans les baies font que les structures spatiales des variations de salinité sont beaucoup plus complexes que celles connues auparavant (Schéma d'Aptitude et d'Utilisation de la Mer - Etudes océanographiques - 1978 - DDE-CNEXO/COB).

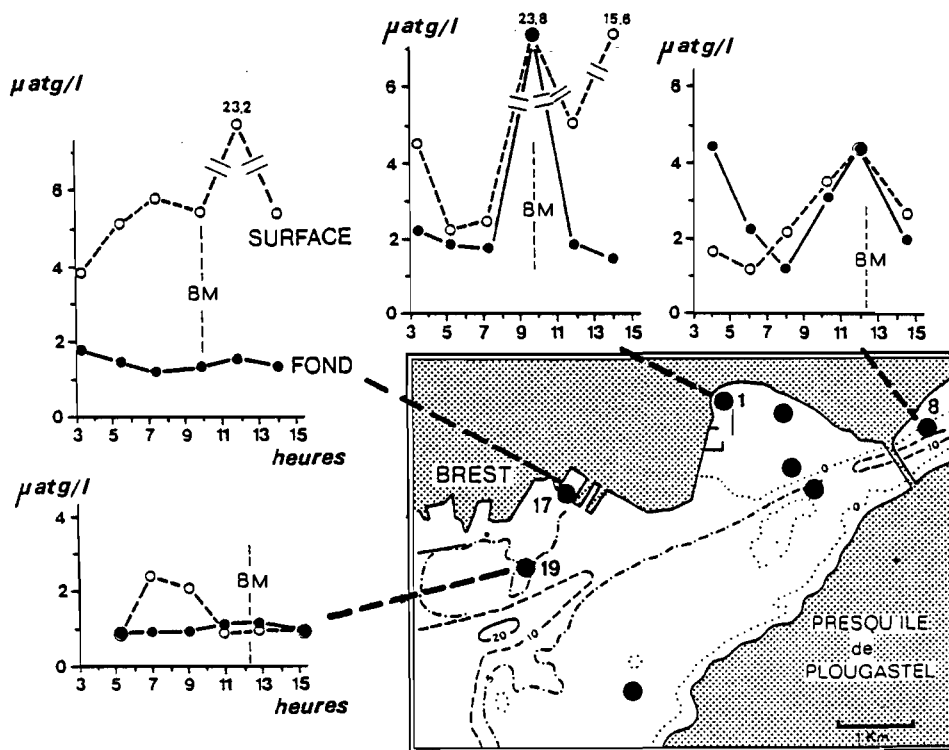
On remarque les points suivants (fig. 1) :

- a) l'existence de gradients longitudinaux et transversaux assez marqués : l'Elorn influence de façon plus importante la rive nord, notamment à pleine mer, les eaux dessalées y étant repoussées par le flot,
- b) la présence d'anomalies fréquentes dans l'anse du Moulin Blanc : eaux plus salées piégées à basse mer, ou eaux plus douces piégées à pleine mer.

Pour les sels nutritifs, on constate que la distribution horizontale reflète bien les influences des différentes sources, rivières ou émissaires. Certains paramètres, très liés aux apports d'eau douce, comme les nitrates, ont une distribution d'ensemble qui s'apparente à celle de la salinité. L'analyse de la salinité et des nitrates montre que l'Elorn a donc une influence prépondérante. Cependant, les principaux rejets sont situés sur la côte nord et contribuent à l'accroissement des teneurs en ammonium ou en phosphate près du rejet de la station d'épuration de la Zone Industrielle et Portuaire.



**FIGURE 2** - Profils verticaux de salinité ( $S^{\circ}/\dots$ ) nitrate ( $NO_3$ ) et ammonium ( $NH_4$ ) en trois points caractéristiques de la zone étudiée. (décembre 1980, morte eau, basse mer).



**FIGURE 3** - Variations de l'ammonium au cours de la marée en quelques points caractéristiques de la zone étudiée (juin 80, vive eau).

### Répartition verticale :

En plusieurs points caractéristiques, on a réalisé des profils verticaux afin de déterminer l'importance de la stratification et, en particulier, l'influence des apports d'eaux douces par la rivière Elorn ou l'influence du rejet de la station d'épuration. La figure 2 représente les profils réalisés en décembre 1980 pour trois paramètres importants : salinité ( $S \text{ ‰}$ ), nitrate ( $\text{NO}_3$ ) et ammonium ( $\text{NH}_4$ ).

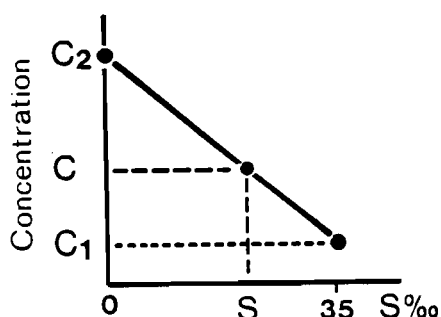
On constate, qu'en amont de la station 6, la stratification saline est plus marquée qu'en aval en raison de l'influence de l'Elorn, alors que les variations des nitrates sont bien reliées à celles de la salinité, à toutes les stations ; pour l'ammonium, il n'en est ainsi qu'en amont de la station 6. En aval de cette station, des perturbations sont induites par la proximité de la station d'épuration : au point 17, très proche du rejet, on observe de très fortes concentrations en surface. Il est intéressant de constater que les effets de l'eau douce ou des rejets ne se font sentir que dans la couche supérieure épaisse de 3 à 4 mètres. A basse mer, cette eau baigne le sédiment dans les zones peu profondes, ce qui peut avoir pour effet de le contaminer.

### Variation temporelle au cours d'un cycle de marée (fig 3)

Si l'on analyse les variations temporelles sur quelques points caractéristiques pour l'ammonium, on constate que les fluctuations peuvent être très importantes sur une même station, en particulier au voisinage des rejets. En outre, on note que les maxima ne sont pas nécessairement à basse mer, en particulier pour des points localisés dans la zone d'influence d'un rejet. Ainsi, la station 19, située dans la partie aval de la zone d'étude et peu sensible aux apports de l'Elorn à cette époque, montre de plus fortes valeurs d'ammonium à PM + 2 et PM + 4 : on peut indubitablement attribuer cet effet à une influence de la station d'épuration de la ZIP, car le comportement des phosphates, qui sont également rejetés en forte quantité par celle-ci est tout à fait similaire.

### **2.2 Identification des masses d'eau**

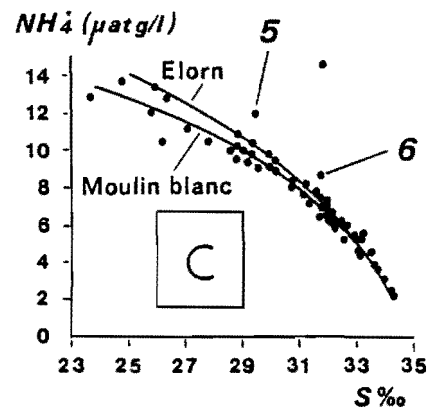
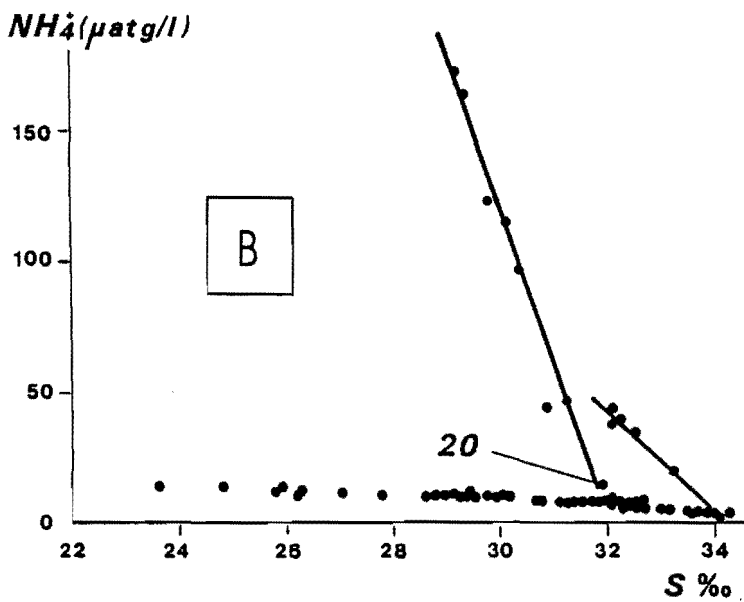
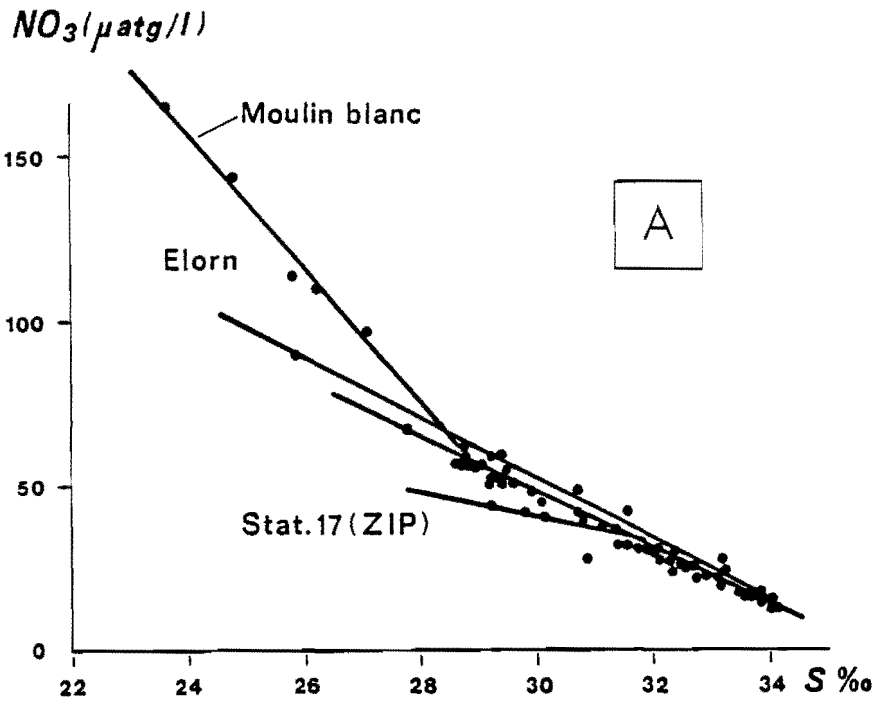
Il est important d'identifier les masses d'eau dont les caractéristiques peuvent être imputées aux apports continentaux naturels et urbains : ceci est d'un intérêt évident pour l'étude des bactéries présentes dans ces apports.



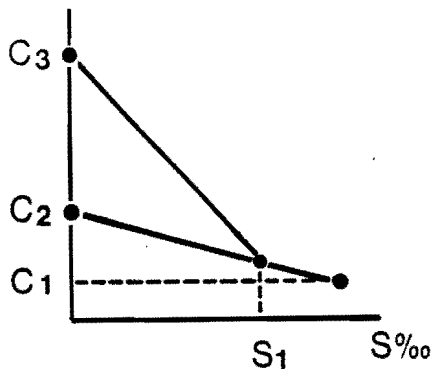
La méthode appliquée s'appuie sur le principe de dilution : lorsque l'eau douce et l'eau de mer se mélangent, les concentrations des composés dissous, qui ne subissent pas de transformation pendant ce mélange, sont reliées à la salinité par une fonction linéaire. A la salinité marine ( $35 \text{ ‰}$ ), la concentration est  $C_1$  ; en eau douce ( $S = 0 \text{ ‰}$ ), la concentration est  $C_2$ .

Lors du mélange, à la salinité  $S$  correspondra la concentration  $C$  déduite de la droite de mélange (ou de dilution).





**FIGURE 4** - Relations entre la salinité et les sels nutritifs (novembre 1980 - Vive eau-surface).



S'il existe un rejet de concentration initiale  $C_3$  se jetant dans une zone estuarienne de salinité  $S_1$ , on est en présence d'un système de mélanges plus complexe. Toutefois, en première approximation, il peut être schématisé par deux droites de mélange comme le montre la figure ci-contre.

L'étude des relations de dilution permet d'effectuer les observations suivantes :

- les ruisseaux du Vallon et du Costour, riches en nitrates, influencent nettement les stations 1, 2, 3 (fig. 4 A)
- la station d'épuration, dont l'effluent est très concentré en ammonium, contamine très fortement la station 17 et, à certaines heures-marée, les stations 19 et 20 (fig. 4 B) ainsi que les stations 5 et 6 (fig. 4 C).

Quantitativement, les dilutions du rejet de la ZIP observées à ces stations sont de l'ordre de 10 à 50 au point 17, 1 000 à 2 000 aux points 5 et 6, 200 à 800 au point 19 ;

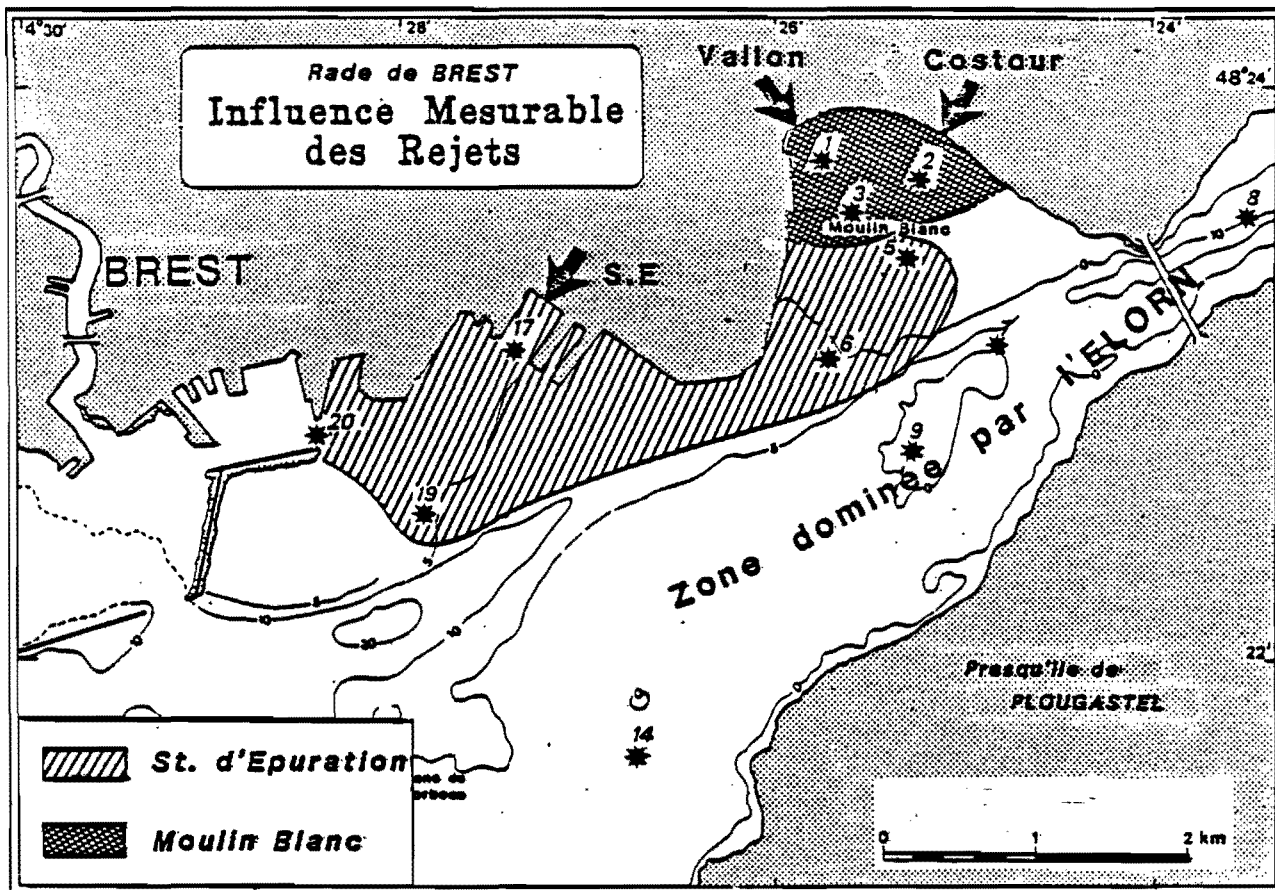
- l'Elorn influence toute la zone étudiée. Comme le montre la figure 4 A : relations  $\text{NO}_3$  - salinité ; la pente principale est gouvernée par celle de la station 8.

Les données quantitatives succinctes obtenues d'après les anomalies par rapport à la droite de dilution permettent de distinguer une "zone d'influence mesurable des rejets". Bien entendu, la limite de cette zone dépend des possibilités analytiques (sensibilité) et de l'importance des concentrations dans le rejet. Dans le cas présent, l'influence est détectée jusqu'à une dilution de quelques millièmes (pour la Z.I.P.) à quelques centièmes (pour le Vallon et Costour). La carte 2 montre la délimitation obtenue.

### 2.3 Influence de la station d'épuration sur la qualité des eaux de l'estuaire

#### Impact à court terme : dilution au voisinage du rejet

Les relations globales mettent en évidence le comportement très particulier de la station 17, située à 300 mètres environ du rejet de la station d'épuration de la ZIP. Il est donc important d'analyser plus précisément la situation dans cette zone proche du rejet, afin d'apporter certains éléments pouvant aider à la compréhension des phénomènes de dilution dans le champ proche. De l'analyse des données, il ressort qu'il y a une dilution avec un mélange relativement rapide dans la couche de surface proche de l'émissaire, puis un mélange plus lent de cette couche avec le reste de la masse d'eau, aussi bien horizontalement que verticalement (fig. 5).



CARTE 2

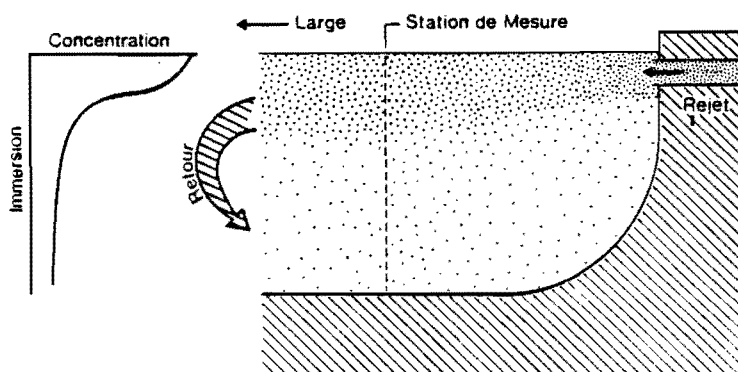


FIGURE 5 - Dilution d'un effluent à proximité du point de rejet urbain.  
(exemple : point 17)

## Impact à long terme : accumulation dans l'estuaire

L'effluent de la station d'épuration est, nous l'avons vu, très riche en ammonium : environ  $2 \text{ mmol. l}^{-1}$ , soit 50 à 100 fois les concentrations dans les rivières. Cet important rejet (500 à 600 kg d'ammonium par jour) est-il rapidement éliminé ou, du fait du temps de renouvellement des masses d'eaux, n'y a-t-il pas accumulation d'ammonium à un niveau quelconque de l'estuaire ?

La mise en évidence d'un enrichissement peut être faite à l'aide des relations ammonium-salinité : si cet enrichissement est significatif, l'évolution des concentrations dans l'eau estuarienne en fonction de la salinité ne se fait plus selon une droite de dilution, mais selon une courbe située au-dessus de la droite. Ceci est dû au fait que la rivière ne se mélange plus directement à l'eau de mer, mais à de l'eau enrichie par le rejet. La figure 4 C montre cette courbure de la relation  $\text{NH}_4$ -salinité. En l'absence de rejet, la dilution de la rivière se fait selon la droite A de la figure 6. En présence du rejet à salinité S, la dilution s'effectue selon la courbe supérieure avec des écarts de concentration  $\Delta = \text{NH}_4$  par rapport à la droite A.

Ayant estimé les concentrations R dans la rivière et EM dans l'eau de mer, nous avons pu déterminer  $\text{NH}_4$  pour les différentes salinités (fig. 7). Cette anomalie significative représente 20 à 30 % de la concentration dans la fourchette de salinité 25 à 30 ‰.

En estimant les volumes d'eau correspondant aux anomalies de  $\text{NH}_4$  pour différentes salinités, on peut calculer l'excès d'ammonium provenant de la station d'épuration et stocké dans l'estuaire. Au total, à pleine mer, l'estimation indique un excès d'ammonium de 2 670 kg et, à basse mer, de 4 320 kg. Il s'agit là d'une estimation, seul l'ordre de grandeur importe ; avec un rejet d'ammonium estimé par la DDE à environ 550 kg/j, les quantités stockées correspondent à une semaine (5 à 8 jours) de rejet. Il est intéressant de noter que ce "temps de séjour" est du même ordre de grandeur que le temps de survie des bactéries (cf. chap. 4).

Nous avons généralisé la méthode de la droite de dilution de manière à quantifier l'impact des différents émissaires en tout point de la zone par la méthode statistique décrite ci-après.

### **2.4 Détermination de l'influence respective de p émissaires en une station donnée (Approche statistique)**

#### 2.4.1 Le problème posé

Etant donné un volume aquatique quelconque d'eau, soumis à p rejets ponctuels de compositions chimiques différentes, on se propose de calculer, en un point de mesure situé dans la zone, l'influence respective de ces p sources dans la composition résultante observée. En d'autres termes, cela revient à estimer, par unité de volume, la proportion de rejet non dilué qu'il faudrait prendre à chaque émissaire pour obtenir, après mélange, un volume unitaire d'eau dont la composition serait celle de l'eau de la station considérée.

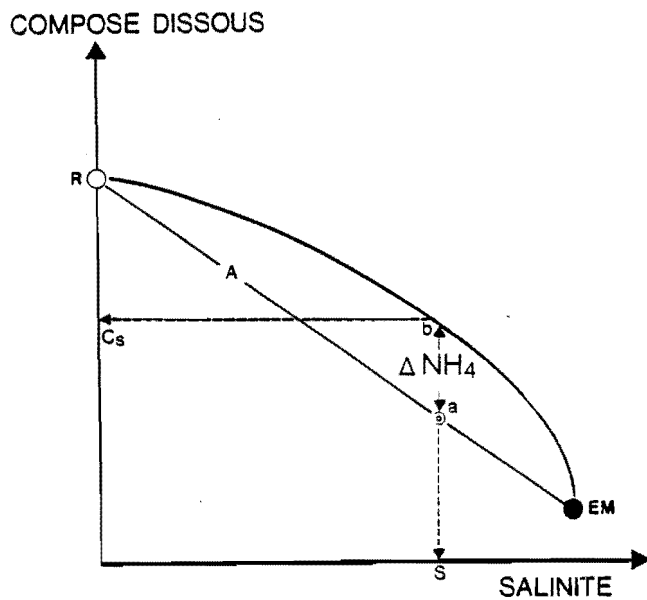


FIGURE 6 - Schéma de mélange d'un composé dissous et de la salinité

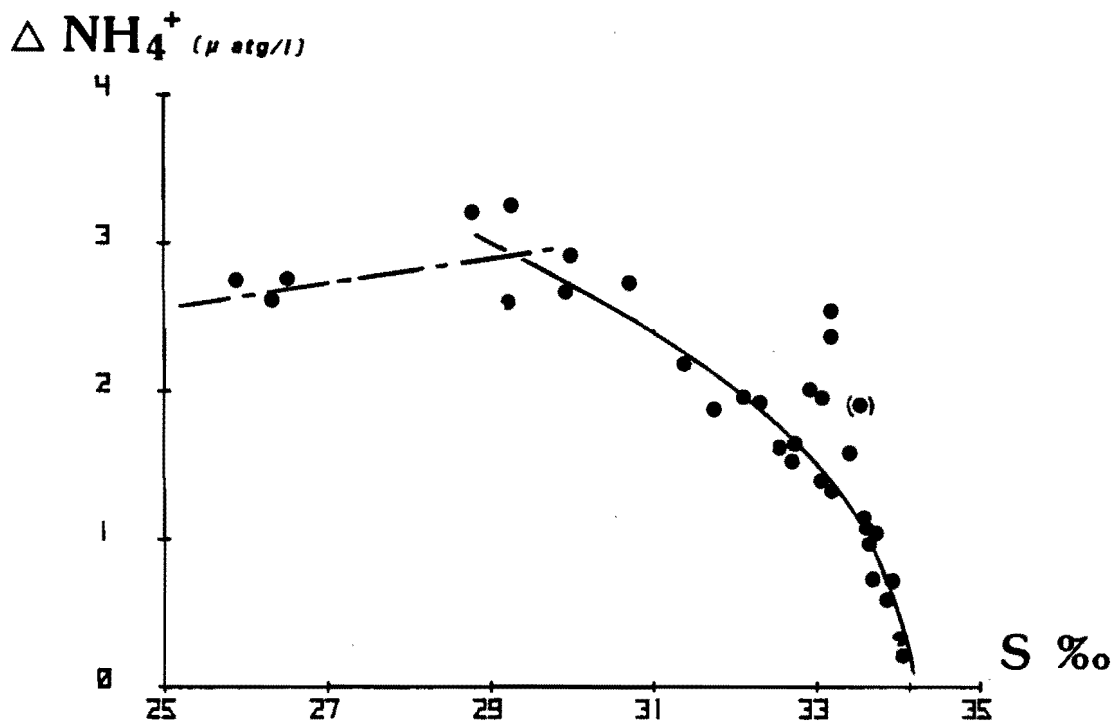


FIGURE 7 - Relations montrant un excédent d'ammonium par rapport à la dilution de l'Elorn.

### 2.4.2 La méthode de calcul et ses hypothèses

La méthode statistique utilisée nécessite la vérification des hypothèses suivantes :

- les émissaires doivent présenter un débit et une composition chimique stables au cours de l'étude ou, en tous cas, présenter des variations rigoureusement parallèles entre elles ;
- chaque émissaire doit pouvoir être individualisé des autres, au moins sur la base d'un des paramètres chimiques mesurés ;
- tous les paramètres chimiques pris en compte doivent être conservatifs.

Supposons que, dans une station donnée, on ait pu prélever un échantillon du mélange à n dates distinctes, référencées par l'indice i. Dans le i-ième échantillon, on appellera b la concentration de la substance dans le mélange et a sa concentration dans la source, on appellera enfin x la fraction du mélange correspondant à l'eau venue de la j-ième source, variant de 1 à p. Le problème revient donc à résoudre, au sens des moindres carrés, le système linéaire surdimensionné suivant :

$$\sum_{j=1}^p a_{1j} \cdot x_j = b_1$$

$$\sum_{j=1}^p a_{2j} \cdot x_j = b_2$$

$$\sum_{j=1}^p a_{nj} \cdot x_j = b_n$$

Sous les contraintes  $V_j : 0 < x_j < 1$

$$\sum_{j=1}^p x_j = 1$$

Il s'agit d'un problème classique de programmation quadratique qui peut être résolu, par exemple, par l'algorithme de BEALE (1955).

### 2.4.3 La présentation des résultats et leur discussion

La méthode permet de calculer en plusieurs points d'une zone donnée, l'influence exercée par les p sources. Cette méthode a été appliquée à la rade de Brest en utilisant :

comme sources : la station d'épuration de la zone industrielle et portuaire (ZIP), les ruisseaux du Vallon et du Costour, l'Elorn et la mer ;

Comme paramètres : la salinité et les sels nutritifs ( $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ ).

On peut synthétiser les résultats sous forme de p cartes d'auréoles d'influence, l'algorithme d'interpolation entre les points de mesure devant naturellement préserver en tout point la contrainte sur la somme des pourcentages. La figure 8 donne un exemple de réalisation. Il s'agit, pour ce qui concerne les quantités d'ammonium dans l'eau, des auréoles d'influence de la source ZIP à pleine mer. L'interpolation entre les 10 points de mesure étudiés dans la rade a été faite en utilisant une "spline-fonction" type "plaque-mince", donnant l'équation de la surface d'une plaque flexible assujettie à passer par les points de mesure.

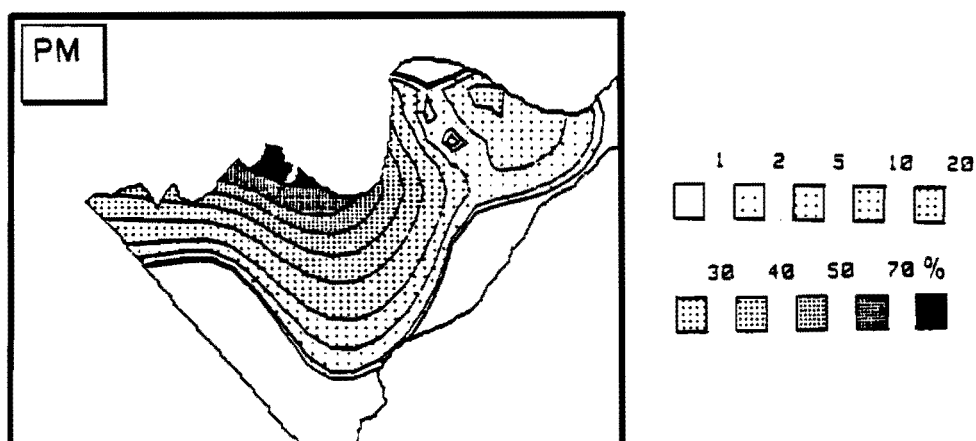


FIGURE 8 : Influence de la station d'épuration (ZIP) dans la répartition en ammonium

Les avantages de l'approche statistique sont la simplicité et la rapidité de mise en oeuvre ; elle peut en particulier apporter à peu de frais une vision synthétique dans des études déjà en cours où plusieurs constituants chimiques sont dosés à des fins autres que la cartographie des zones d'influence.

Les inconvénients tiennent à la nécessité de disposer pour chaque source d'une signature stable dans le temps, afin de rester dans le cadre de la méthode exposée. Par ailleurs, comme toute méthode statistique, cette approche n'est que faiblement prédictive : elle autorise une prévision des conséquences d'une modification de concentration d'une des sources, mais ne permet pas d'évaluer une situation différente de celle existante (ajout ou retrait de sources).

## CHAPITRE 3

### SIMULATION DE LA DILUTION DES EFFLUENTS

#### 3.1 Objectifs

Le but recherché est le calcul des concentrations résultant de la simple dilution des effluents dans le milieu. Ces calculs ont été menés en fonction des préoccupations suivantes :

- nécessité de simuler des situations observées lors des campagnes de mesures : le calcul étant effectué pour des paramètres conservatifs, il devient possible d'évaluer certains processus biochimiques par comparaison des concentrations mesurées avec les concentrations calculées ;
- nécessité de connaître l'histoire des effluents, en particulier leur "âge", c'est-à-dire le temps moyen écoulé depuis leur déversement dans l'eau ;
- recherche de l'impact respectif des principaux rejets du nord-est de la rade de Brest : les 3 rejets d'égout et la rivière Elorn ;
- volonté de développer une méthode de calcul simplifiée généralisable aux rejets en mer à marée.

#### 3.2 Les phénomènes physiques en jeu

Parmi les facteurs agissant sur la répartition des effluents dans le milieu, on peut distinguer trois phénomènes physiques :

- la flottabilité : selon sa densité par rapport à l'eau, l'effluent s'y mélangera plus ou moins, gagnera la surface ou le fond ;
- l'advection : les effluents rejetés ont tendance à suivre les mouvements des particules d'eau ;
- la dispersion : ce terme désigne ici les phénomènes de mélange dans la masse d'eau ; ils sont provoqués par les mouvements différentiels des particules d'eau voisines : agitation moléculaire et mouvement turbulent (appelés diffusion moléculaire et turbulente) et surtout hétérogénéité du champ de courant (dispersion verticale et advection différentielle).

Dans cette étude, nous nous sommes principalement intéressés à la répartition des éléments dans une zone assez vaste et globalement éloignée des points de rejet : c'est ce que nous appelons le champ "moyen". Dans ce contexte, les phénomènes de gravité ont, en général, disparu, l'effluent



# METHODOLOGIE.

## ① Phase ascensionnelle

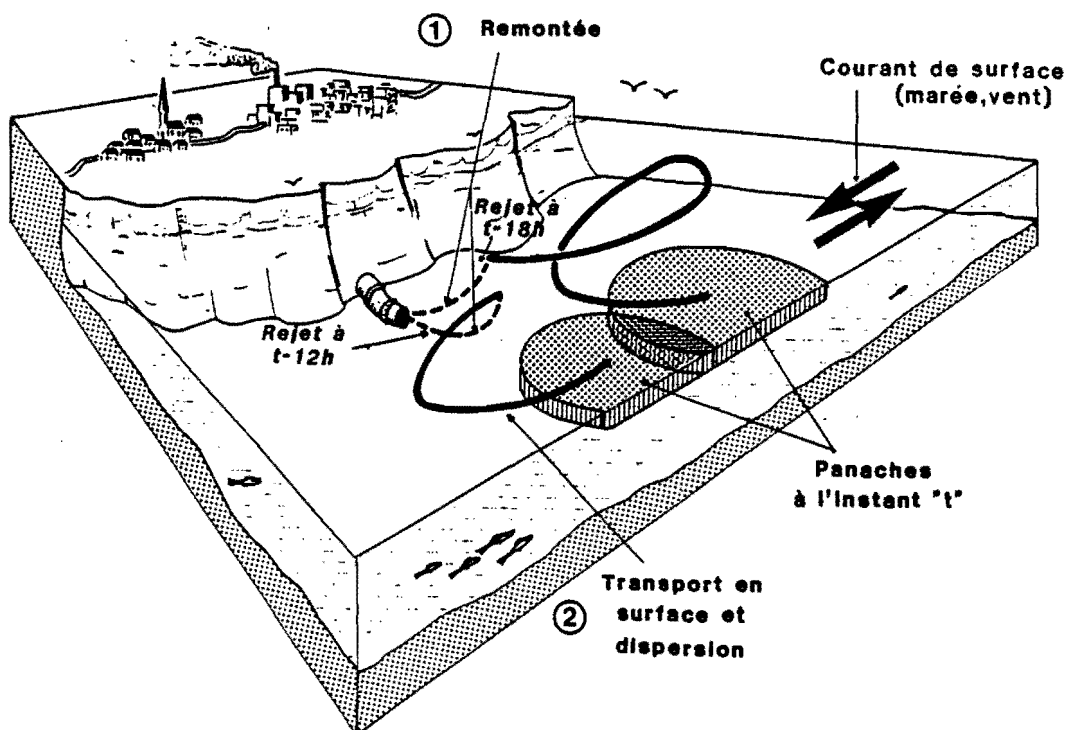
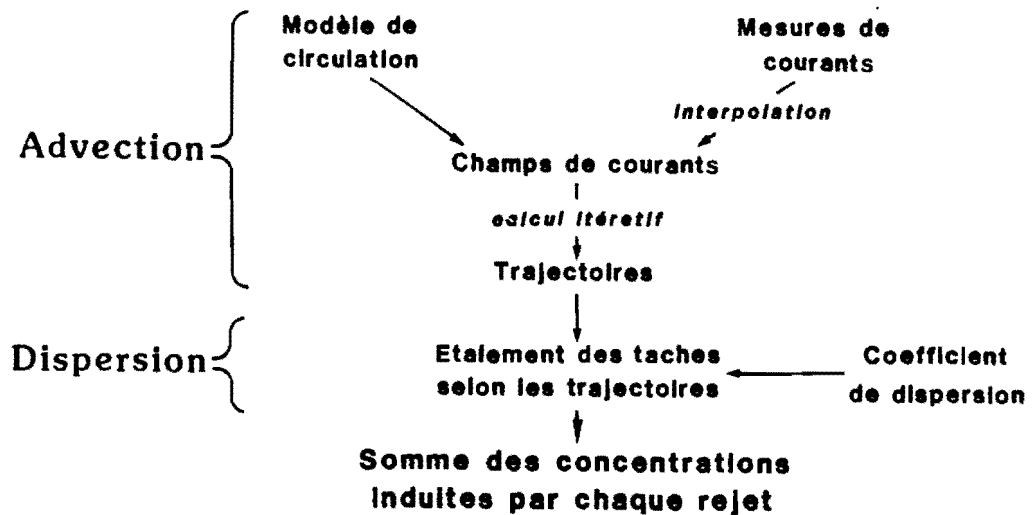
Calcul de jet - Source virtuelle équivalente

## ② Phase de transport

deux principes :

- Superposition des rejets élémentaires
- Découplage Advection et Dispersion

## Décomposition en rejets ponctuels instantanés



ayant atteint une position d'équilibre sur la verticale. Nous avons traité le cas (le plus probable) d'un effluent légèrement moins dense que l'eau de la rade de Brest et donc situé en surface.

### 3.3 Méthode d'étude

#### 3.3.1 Principe

La méthode, élaborée principalement par le Laboratoire d'Océanographie Physique de l'Université de Bretagne Occidentale, est schématisée ci-contre.

On distingue deux phases dans le transfert de l'effluent :

- Une phase de remontée vers la surface à partir du point de rejet, qui intervient en champ proche et où dominent les phénomènes de jet (vitesse initiale) et de flottabilité. Pour cette phase, un calcul de dilution initiale en surface a été réalisé selon une technique analytique classique : on a supposé l'existence de sources ponctuelles équivalentes, dont les positions ne sont distantes des rejets que d'une trentaine de mètres, ce qui est largement inférieur à l'échelle d'observation des concentrations (de l'ordre du Km) ; pour la rade de Brest, il n'y a donc pas d'inconvénient à négliger l'effet de dilution dû à la remontée épisodique des effluents.
- Une phase de transport horizontal qui intervient en champ "moyen", et où dominent les phénomènes d'advection et de dispersion.

En ce qui concerne la seconde phase, on émet l'hypothèse fondamentale que la dilution des effluents est un problème bidimensionnel horizontal, la recherche de la dispersion ayant lieu sur une couche de surface d'une épaisseur donnée, ce qui est réaliste dans la plupart des cas : c'est en particulier ce que suggèrent les mesures de profils de concentrations qui montrent des valeurs plus élevées près de la surface.

La démarche proposée est fondée sur la séparation des phénomènes d'advection et de dispersion. Elle consiste à considérer un rejet comme une succession de rejets instantanés qui se dispersent indépendamment les uns des autres. Chaque rejet forme une tache qui va se diffuser, et dont le centre de gravité suivra une trajectoire qui dépendra de l'instant initial et de l'évolution du champ de courants. La concentration totale sera obtenue en sommant les concentrations calculées pour chaque rejet instantané.

#### 3.3.2 Traitement de l'advection

Dans les simulations effectuées, l'effet du vent a été négligé et seul le courant de marée a été pris en compte. L'advection a été traitée en deux phases : détermination des champs de courants, calcul des trajectoires.

##### A. détermination de champs de courants régulièrement espacés dans le temps.

Nous avons d'abord tenté de les reconstituer à partir de mesures par interpolations et/ou extrapolations, mais les courants étaient alors peu

précis au voisinage des côtes et des incohérences sont apparues dans l'estuaire de l'Elorn, gênant de ce fait la simulation de la rivière. Nous avons donc choisi de déterminer les courants par résolution numérique de la propagation de la marée.

Le calcul met en oeuvre trois modèles d'échelles différentes, "emboîtés" l'un dans l'autre (fig. 9) :

- . un modèle général (IROISE) permet de calculer des conditions aux limites ;
- . un modèle de la rade couvre la zone de calcul des trajectoires et des concentrations ;
- . un modèle de détail (dont les conditions aux limites sont calculées à l'aide du précédent) couvre le secteur contaminé par les rejets. Ce modèle, mis au point spécialement pour la présente étude, permet de reproduire plus précisément les circulations littorales à proximité des rejets, là où les dilutions sont les plus importantes, les zones découvrantes ont été prises en compte.

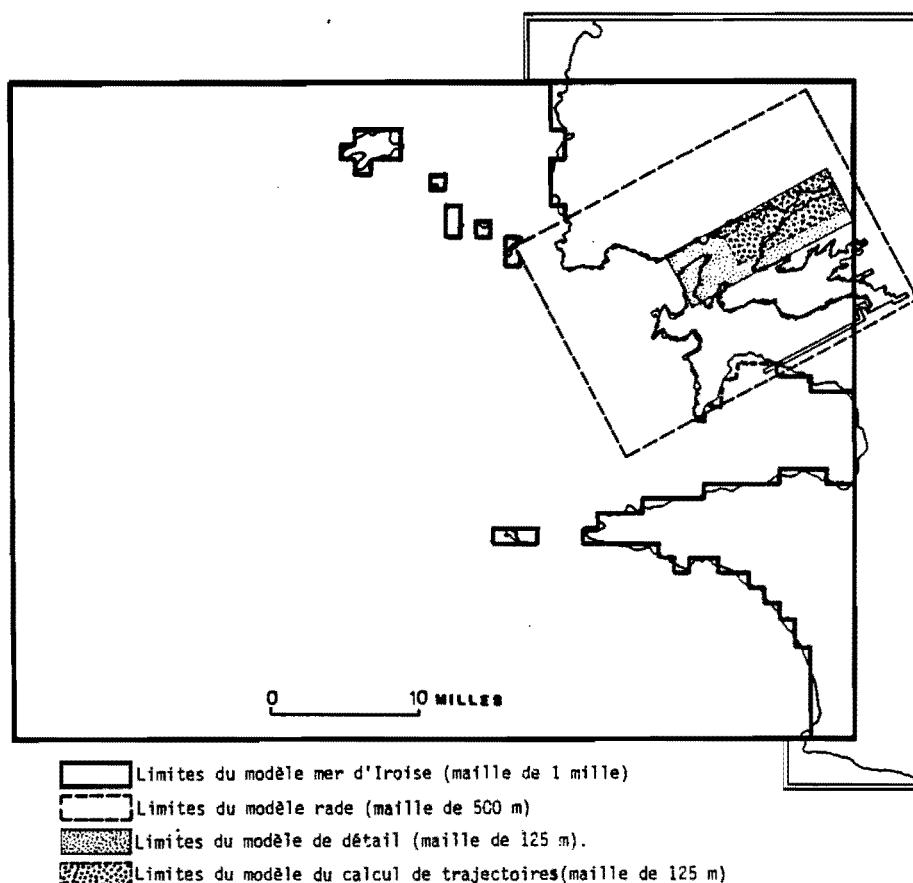


FIGURE 9 - Implantation des modèles de calcul du courant

Chacun des modèles résout les équations de propagation de la marée en bidimensionnel (équations de St VENANT), selon une technique de différences finies, dite "aux directions alternées", élaborée par LEENDERTSE, reprise et affinée par SALOMON (1981).

On a reconstitué des champs de courants avec un pas d'espace de 125 m, pour 3 coefficients de marée (45, 70 et 90) toutes les demi-heures. La figure 10 en montre un exemple.

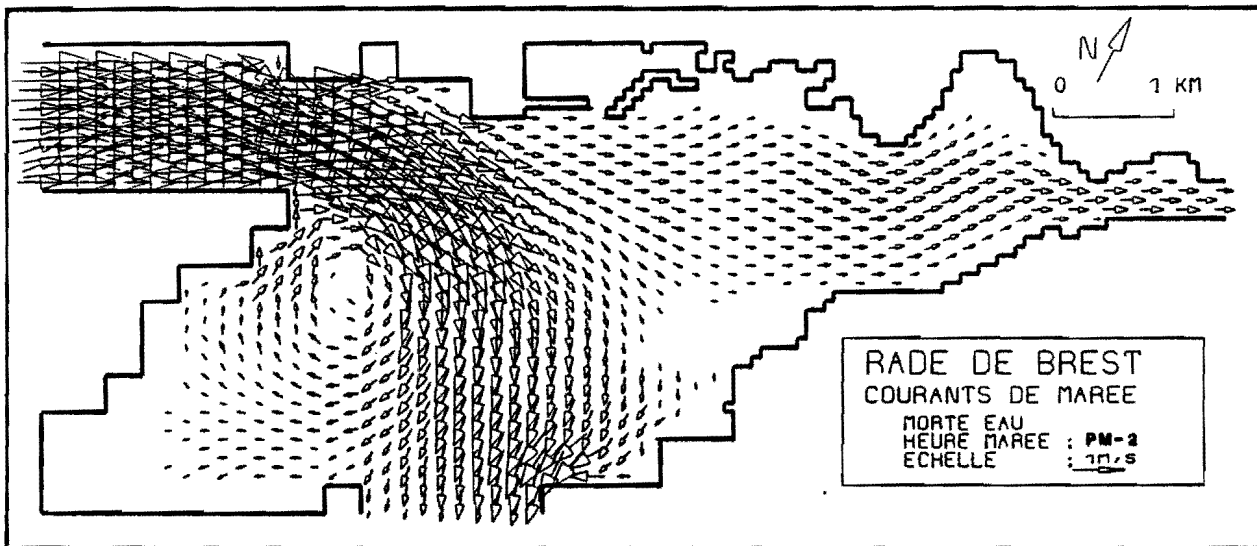


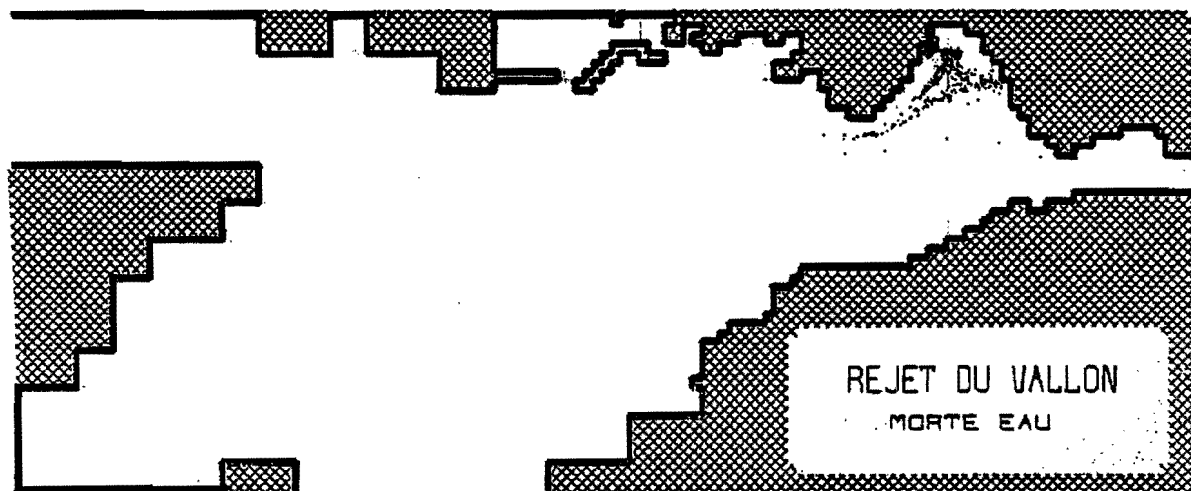
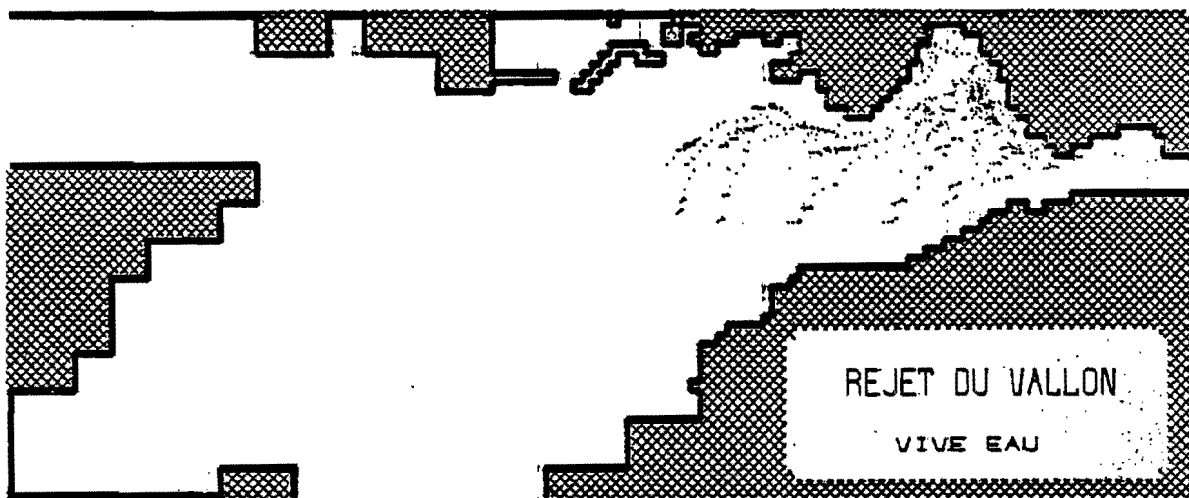
FIGURE 10 - Champs de courants

### B. Calcul des trajectoires

Connaissant le courant en tout point du secteur d'étude et à tout moment, il est possible de reconstituer les trajectoires des particules issues d'un point quelconque en procédant par itérations. On détermine alors, à chaque heure marée, les points d'arrivée de toutes les trajectoires, parties tous les  $\Delta T$  (ici  $\Delta T = 1/2$  heure), depuis une durée  $T$ , appelée durée du rejet.  $T$  est choisie comme la durée minimum au-delà de laquelle les concentrations ne varient pratiquement plus (soit  $T \approx 7$  jours).

### Résultats :

On observe une extrême variabilité des trajectoires issues d'un même point, en fonction du coefficient de marée et de l'heure de départ. A titre d'exemple, on a présenté sur la figure 11 les nuages de points constitués, à la pleine mer, par les extrémités des trajectoires empruntées par les rejets élémentaires du Vallon. Les images donnent une idée des impacts respectifs de chaque rejet, mais sans tenir compte de l'effet de dispersion, variable selon l'âge des rejets élémentaires.



**FIGURE 11 - Extrémités des trajectoires des rejets élémentaires se succédant pendant 7 jours (1 rejet toutes les 31 minutes)**

Remarques :

a. Limites de la zone d'étude :

Le calcul utilisé ne prend pas en compte le retour éventuel d'une trajectoire sortie de la zone étudiée. Les limites géographiques ont donc été choisies en fonction de la courantologie locale, de telle sorte que cette erreur soit acceptable.

### b. Simulation de l'Elorn

Les apports de l'Elorn sont assimilés à un rejet initialement dispersé, situé en aval du pont Albert Louppe.

### 3.3.3. Traitement de la dispersion

#### Formulation

En écrivant l'équation de conservation de la masse en effluents dans un système d'axes se déplaçant à la vitesse des particules (en suivant les trajectoires), le terme d'advection disparaît. En supposant, de plus, que la dilution s'opère en surface sur une couche homogène d'épaisseur constante, et en admettant que la dispersion soit isotrope, l'équation devient :

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{1}{r} \frac{\partial(Kr \frac{\partial c}{\partial r})}{\partial r}$$

où C : concentration

r : distance au centre de gravité de la tache

K : coefficient de dispersion

. L'équation ci-dessus admet une solution analytique : c'est l'atout majeur de la méthode qui, de plus, permet de calculer les concentrations en seulement quelques points d'intérêt, et non pour l'ensemble du secteur étudié ; on réduit ainsi les temps de calcul.

. A priori, K n'est pas une constante. Parmi les formulations déjà utilisées, c'est l'expression  $K = K_0 r^n$  ( $K_0$  et n constants) qui a été retenue, car elle permet de prendre en compte la probabilité d'hétérogénéité du champ de vitesse entre le point de calcul et le centre de la tache, probabilité qui croît avec r.

#### Remarque :

La solution analytique de l'équation de dispersion ne met en jeu que le temps écoulé depuis le rejet et la variable  $r$  ; ainsi, les lieux de passage des trajectoires sont ignorés, ce qui a pour conséquence de négliger les effets de "reconcentration" induits par la proximité de la côte. Le calcul suppose un milieu infini dans le plan horizontal.

#### Détermination du coefficient de dispersion

Les coefficients  $K_0$  et r sont déterminés par calage des résultats des calculs sur des mesures concernant des paramètres conservatifs : nous avons utilisé ici les sels nutritifs pendant la période hivernale.

Il a été admis que le coefficient relatif au "rejet Elorn" pouvait être différent de celui des rejets d'égouts, puisque les phénomènes correspondants n'ont pas la même échelle.

Les meilleurs correspondent à :

$$K_{\text{Elorn}} = 0,003 r$$

$$K_{\text{rejets}} = 0,02 r^{0,8}$$

ou  $K = 6$  (coefficient de dispersion constant)

Le fait d'obtenir une même valeur de  $K$  pour des campagnes de mesures différentes et pour des constituants différents ( $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ) valide le modèle et montre qu'il reproduit correctement la répartition des concentrations, tout au moins en moyenne sur la marée, comme l'illustre la figure 12.

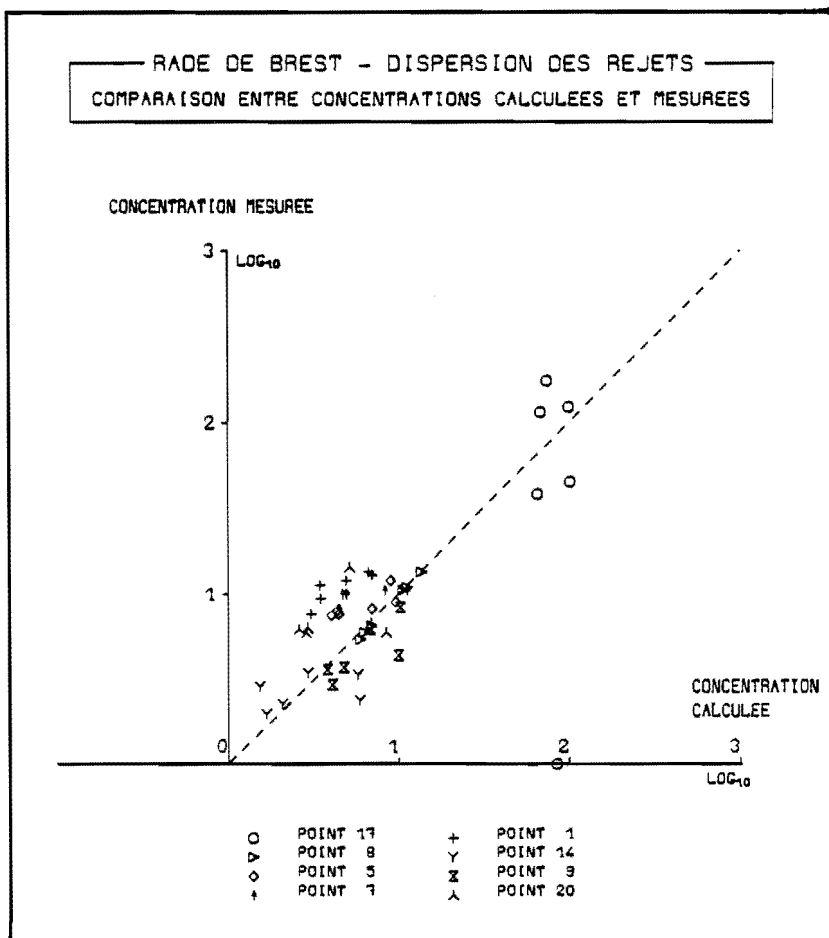


FIGURE 12 - Campagnes de novembre. Dilution de l'ammonium ( $\text{NH}_4$ )

### 3.4 Principaux résultats

Dans le cadre de la présente étude, on s'est intéressé à la détermination de l'impact relatif de chaque émissaire pour un rejet théorique quelconque, et à la simulation des rejets bactériens (coliformes fécaux) correspondant aux six campagnes de mesures effectuées pour l'étude "acceptabilité du milieu marin", en supposant, pour ces bactéries, un comportement conservatif. Enfin, la situation obtenue pour des débits rejetés constants, égaux à leurs moyennes annuelles, a fait l'objet d'un examen particulier.

#### 3.4.1 Importance relative des différents rejets

- . Pour un même débit rejeté dans la zone industrielle portuaire (ZIP) et du Moulin Blanc, les calculs ont montré une grande "compétitivité" des rejets en dehors de leurs champs proches respectifs. D'autre part, en vive eau, on observe, une extension vers le large des effluents à basse mer, tandis qu'à pleine mer ils sont plus confinés vers l'amont. En morte eau, le phénomène a presque disparu.
- . Lorsque l'on considère la part relative à chaque rejet simulée avec un débit bactérien égal à la moyenne annuelle des mesures, on constate une disproportion entre les sources : les rejets du Moulin Blanc ont nettement moins d'influence que le rejet de la ZIP, même en certains points de l'anse du Moulin Blanc. Par contre, on peut noter l'importance des concentrations apportées par l'Elorn dans tout le secteur nord-est de la rade (planches I et II).
- . En ce qui concerne l'âge des effluents, les calculs indiquent qu'à plus de 2 kilomètres du point de rejet, donc dans la majeure partie du secteur nord-est de la rade, les âges moyens sont supérieurs à 3 jours, ce qui est beaucoup : on retrouve ainsi que la rade de Brest a un temps de renouvellement des masses d'eaux assez long. Entre 1 et 2 km, les rejets ont un âge moyen compris entre 1 et 3 jours. On a pu aussi noter qu'en morte eau, les âges moyens varient peu entre pleine mer et basse mer tandis qu'en vive eau, les rejets récents sont plus étendus à basse mer.

A titre d'exemple, la planche I présente les résultats des calculs réalisés aux points de mesure 2,6 et 19 pour la simulation du rejet moyen annuel : les concentrations y sont figurées selon 4 couleurs correspondant aux 4 rejets, tandis que les âges des effluents sont visualisés par l'intensité de la couleur correspondante.

#### 3.4.2 Simulation des campagnes

Les simulations des rejets bactériens correspondant aux campagnes de juin, novembre et décembre 1980, février et mars 1981 ont permis de mettre en évidence les écarts entre concentrations théoriques et concentrations mesurées, et d'en déduire une décroissance bactérienne (cf. chap. Bactériologie & 4.3) : recherche d'un coefficient traduisant la décroissance des germes-tests).



planche 1

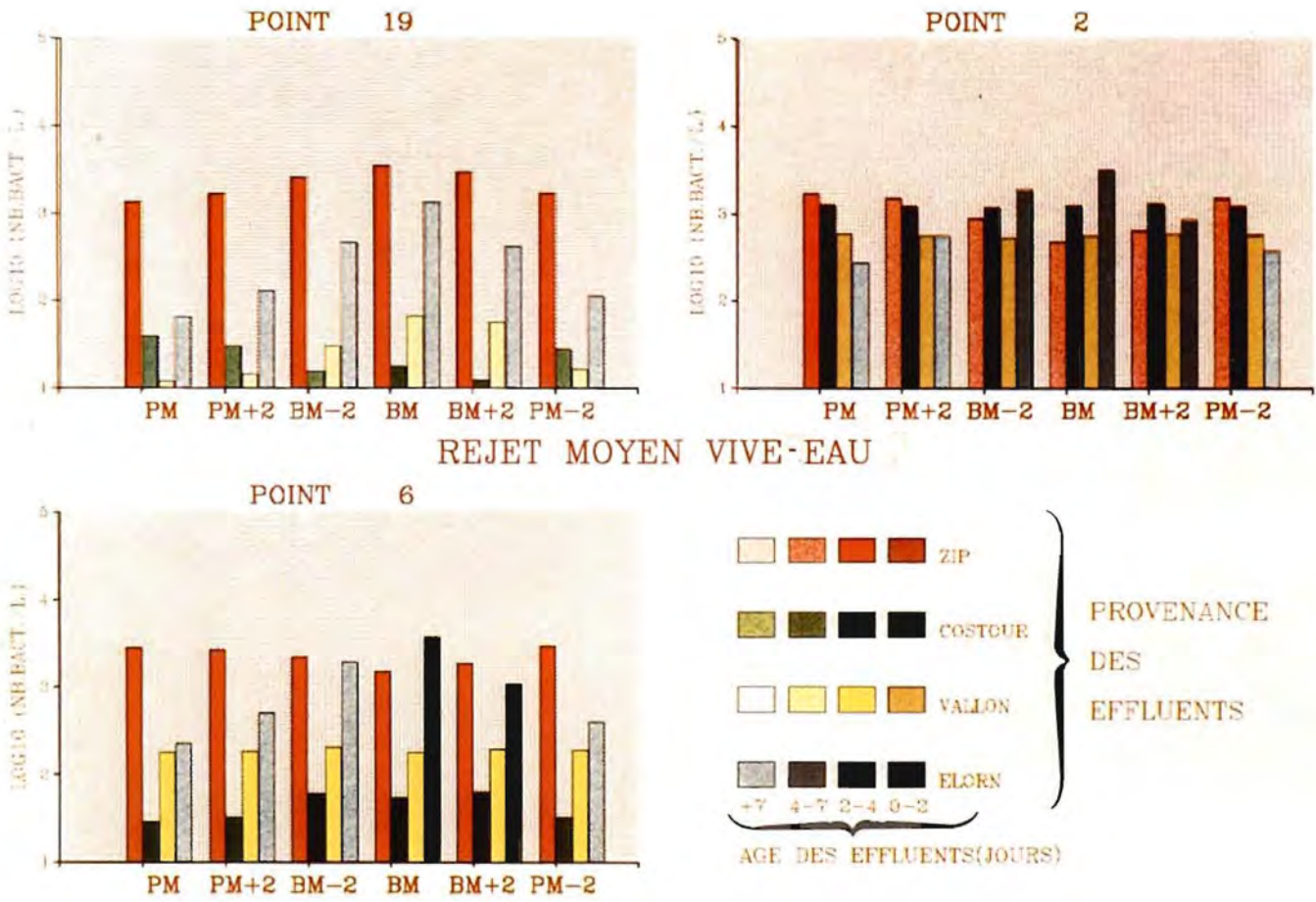
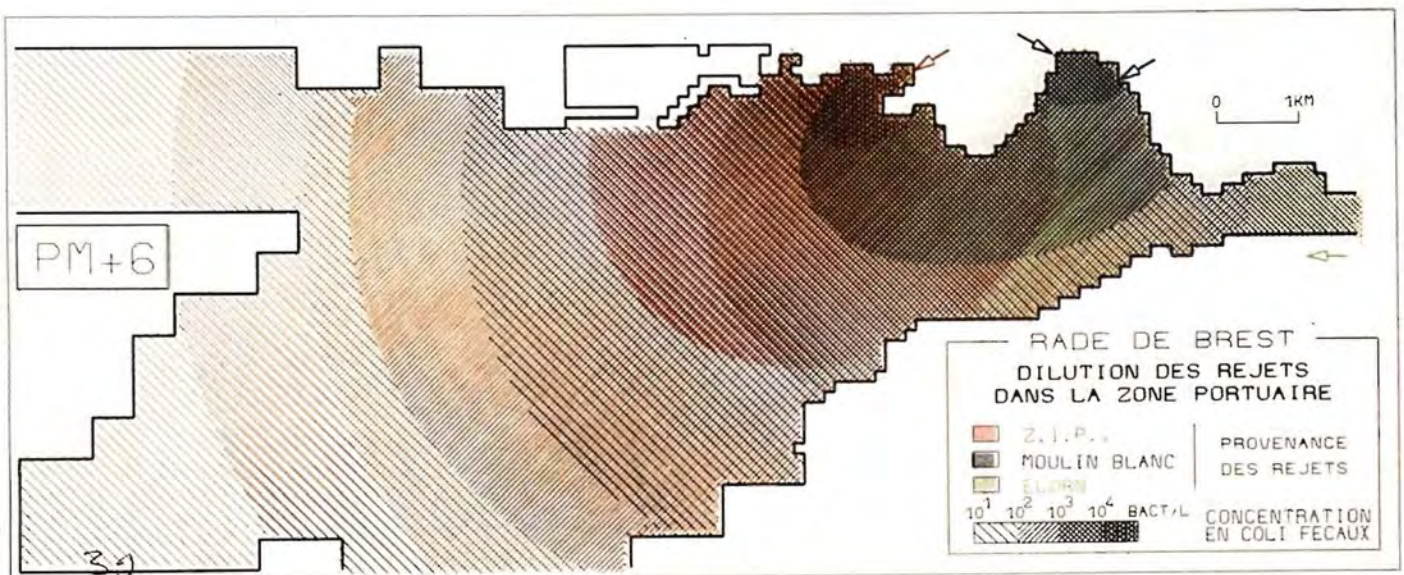


planche 2

REJET MOYEN - VIVE EAU



## CHAPITRE 4

### ETUDE BACTERIOLOGIQUE

L'étude bactériologique a fait l'objet de deux démarches parallèles :

- détermination des germes-tests de contamination fécale (par le Laboratoire Municipal de la Ville de Brest) ;
- détermination de la flore bactérienne (par le Laboratoire de Microbiologie de la Faculté de Médecine de Rennes).

L'étude des corrélations des germes-tests entre eux a été réalisée de façon systématique pour toutes les campagnes. Les résultats montrent que, d'une façon générale, les trois germes-tests sont corrélés entre eux de façon significative. D'autre part, si l'on s'intéresse au rapport "coliformes fécaux/streptocoques totaux", on constate qu'il est élevé près des rejets (entre 15 et 40) et qu'il décroît vers le large (entre 3, 4 et 5). Les coliformes fécaux semblent donc décroître plus rapidement que les streptocoques fécaux.

#### 4.1 Distribution des concentrations en bactéries

a. La répartition horizontale étudiée lors des campagnes met en évidence le rôle des différents apports, en particulier les rejets de la station d'épuration de la ville de Brest, de la rivière Elorn et, dans une moindre mesure, des ruisseaux du Vallon et du Costour.

Les cartes jointes (fig. 13) illustrent deux situations extrêmes, mesurées à une semaine d'intervalle. En effet, après une crue de l'Elorn et une période clapot du 1 au 7 mars, on note une forte contamination des eaux de la zone étudiée ; on observe en outre l'impact non négligeable des rejets des trois émissaires, car, le réseau d'assainissement étant unitaire, la pluviométrie locale influence fortement la qualité de l'eau.

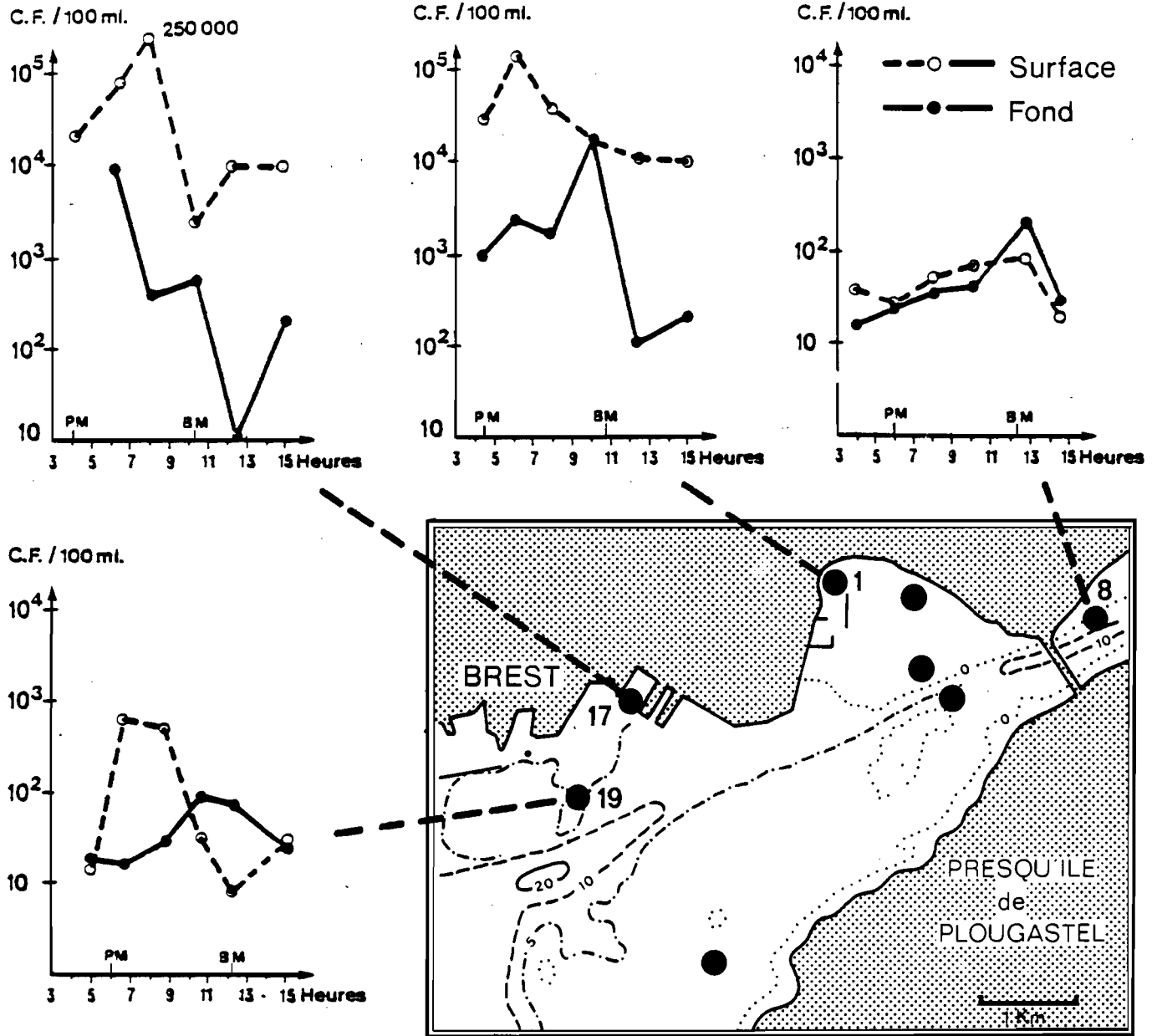
b. Variations temporelles des coliformes fécaux au cours d'un cycle de marée

Si on analyse, en quelques points caractéristiques (fig. 14), les variations temporelles des coliformes fécaux, ainsi que d'une partie de la flore bactérienne rejetée par les égouts (entérobactéries), on constate :

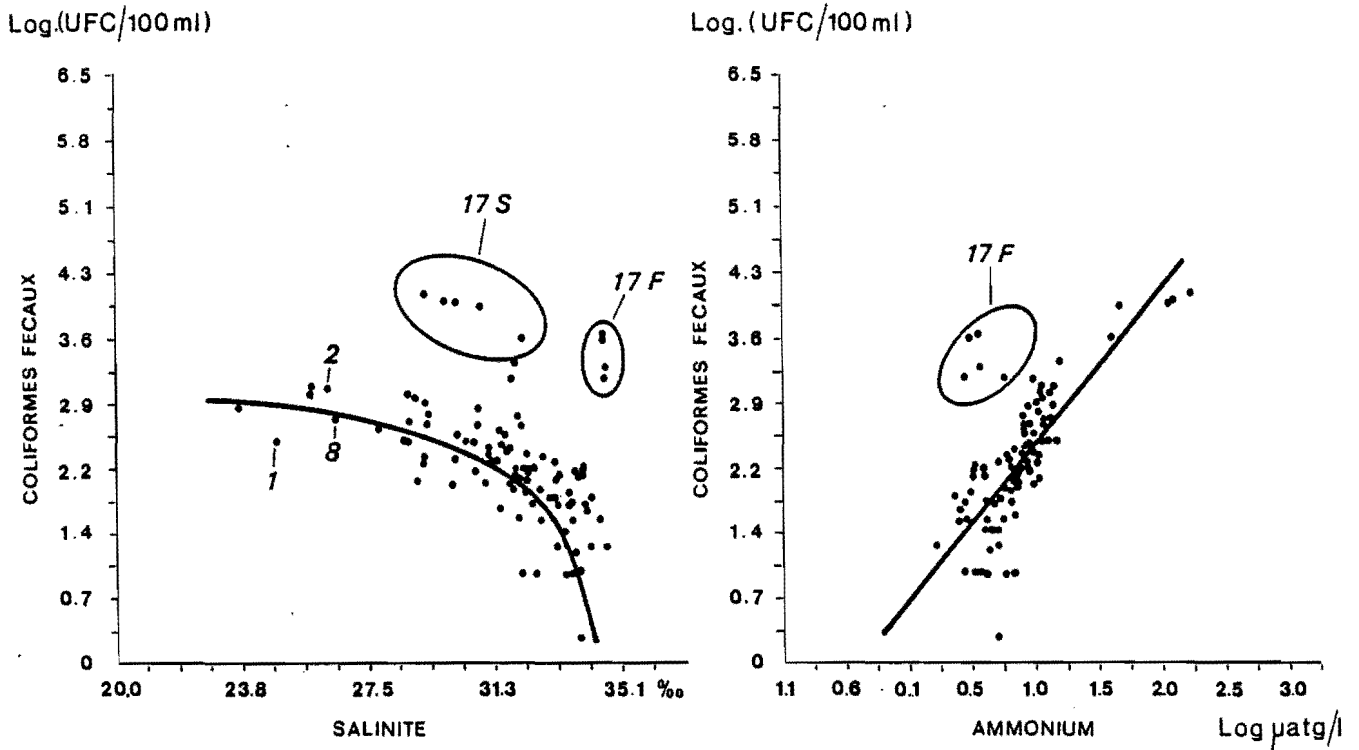
- l'extrême variabilité de la qualité des rejets sur des périodes assez courtes (points 1 et 17) ; en comparant avec l'ammonium (fig. 3), on note que les maxima ne sont pas forcément en phase, le maximum de contamination étant observé en début de journée (entre 6 et 9 du matin) ;

- le niveau plus faible des apports de l'Elorn qui varient en fonction de la marée (point 8) et qui influencent la partie aval de l'estuaire ;

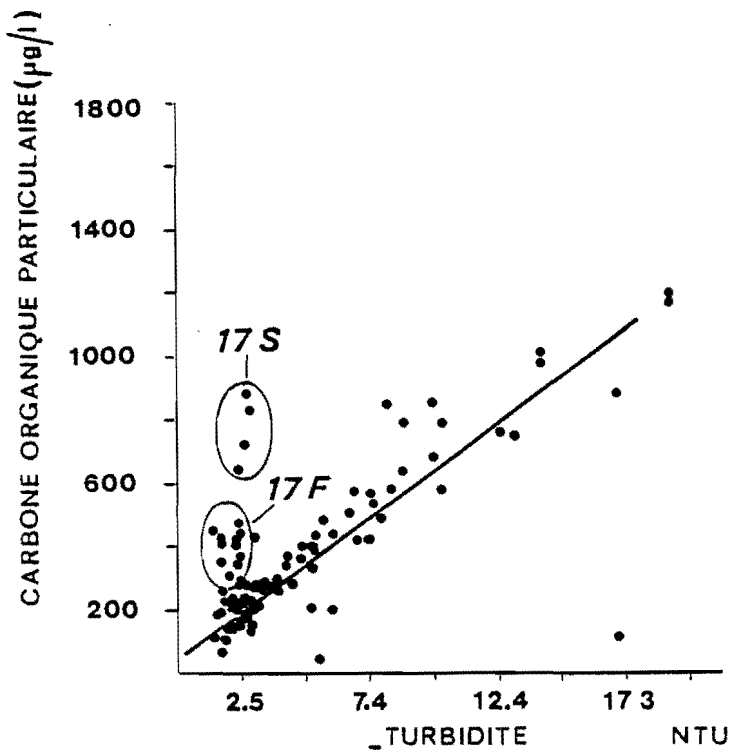




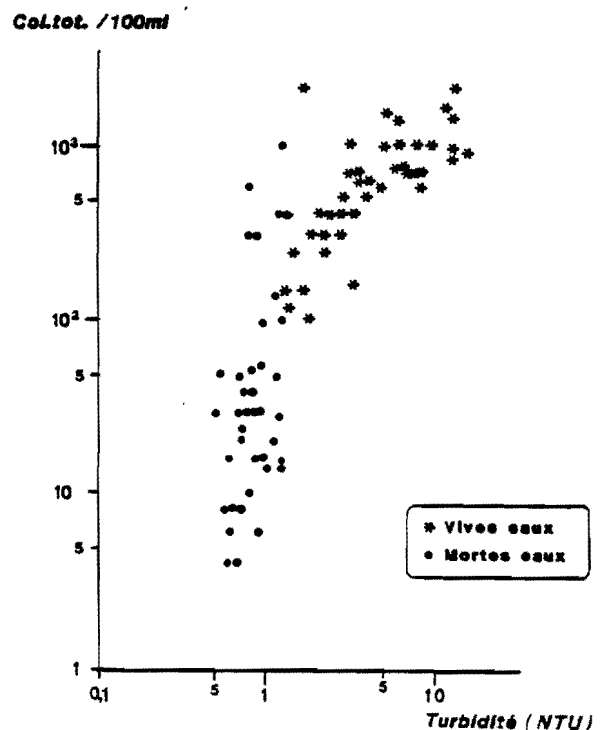
**FIGURE 14** - Variations des coliformes fécaux (CF) au cours de la marée en quelques points caractéristiques (juin 1980 - vive eau)



**FIGURE 15** - Relations entre les coliformes fécaux, la salinité et l'ammonium (novembre 1980 - vive eau).



**FIGURE 16** - Relations entre la turbidite et le carbone organique particulaire (novembre 1980 - Vive eau).



**FIGURE 17** - Relations entre la turbidite et les coliformes fécaux (février - morte eau - mai - vive eau - 1981).

- la contamination, aux alentours de la pleine mer, de cette même partie aval de l'estuaire (point 19) par des rejets de la station d'épuration.

#### 4.2 Etude des relations entre les bactéries et les paramètres physico-chimiques

La recherche des relations possibles entre la présence des germes-tests de contamination fécale et les éléments physico-chimiques montre une différence entre les campagnes estivales (juin) et les campagnes hivernales.

- a) En été : Il n'existe aucune relation satisfaisante entre ces paramètres : les sels nutritifs ne sont pas conservatifs. D'autre part, le débit des rivières étant plus faible, il est difficile de mettre en évidence des relations avec la salinité. Enfin, les matières en suspension (organiques ou non) ne sont pas explicatives des valeurs trouvées pour les germes-tests.
- b) En hiver : Les relations avec les éléments dissous (chlorures, sels nutritifs) sont, d'une manière générale, meilleures, en particulier lorsque le milieu est bien mélangé (en vive eau).
  - Les relations avec la salinité mettent en évidence l'existence de deux sources distinctes de germes-tests, d'une part les apports des rivières (points 8, 1 et 2) et, d'autre part, les rejets nettement plus importants de la station d'épuration (point 17) (fig. 15).
  - Les relations avec l'ammonium ( $\text{NH}_4$ ) sont également significatives en vive eau (fig. 15)

Par ces relations, on note une anomalie en coliformes fécaux au fond, à la station 17. Ces points correspondent à des valeurs également élevées en carbone organique particulaire (fig. 16).

Ces résultats mettent en évidence les phénomènes de sédimentation dans le champ proche de l'égout. Toutefois, le rôle de la matière organique vis-à-vis des bactéries (nutrition, protection) et son devenir (décomposition, transport) n'ont pas été étudiés ici ; cela devrait faire l'objet de recherches ultérieures.

Les relations entre les matières en suspension et les coliformes fécaux ne sont généralement pas significatives, sauf pour la campagne de mars 1981, où l'augmentation générale de la turbidité dans la zone d'étude (due aux remises en suspension par le clapot et aux apports de l'Elorn) correspond à une augmentation des valeurs en germes-tests de contamination fécale (fig. 17).

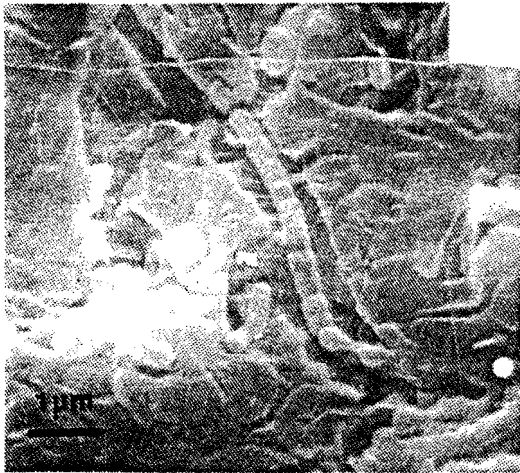
#### c) Etude des relations bactéries/particules

Pour les relations bactéries/particules, une étude par filtration différentielle (utilisant des filtres à  $3\mu$  et  $0,22\mu$ ) a été réalisée afin de connaître les pourcentages respectifs de bactéries libres et adsorbées. On constate que, près des rejets, le pourcentage de bactéries libres est faible (inférieur à 7 % pour la plupart des espèces bactériennes). Dans l'ensemble de la rade, par temps calme,

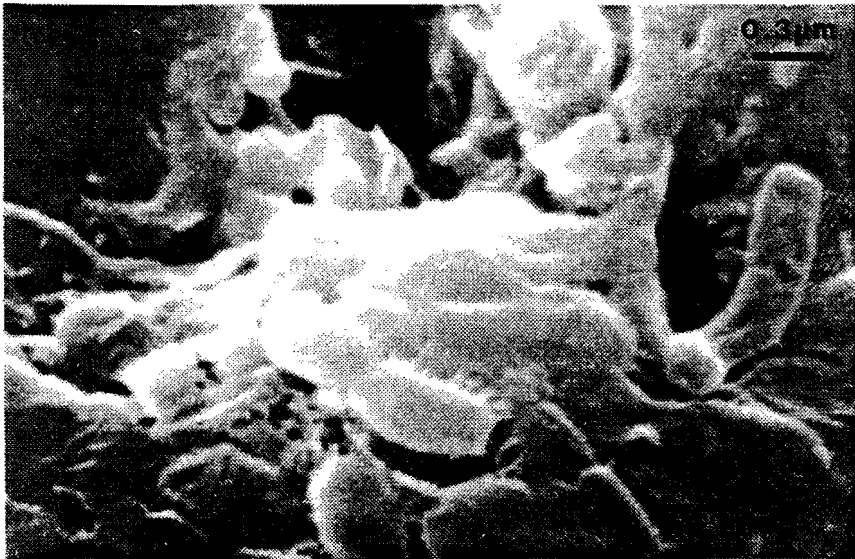
①



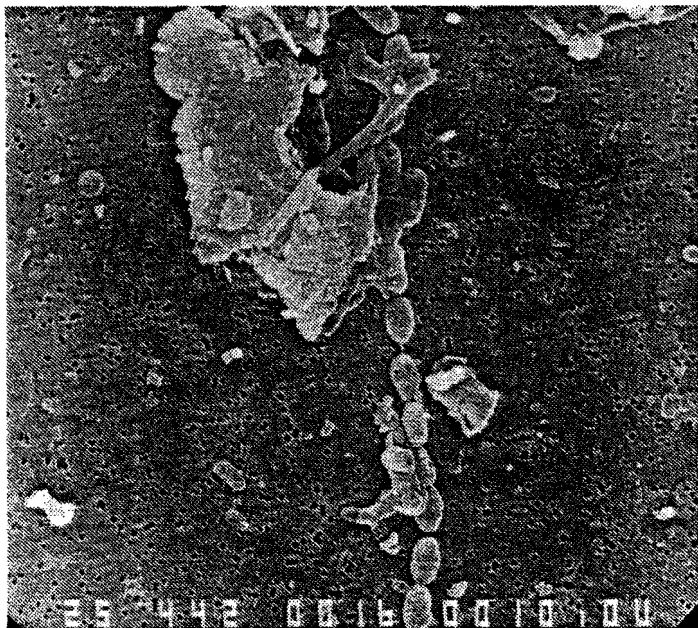
②



③



④



les bactéries libres sont généralement dominantes (jusqu'à 100 %) tandis que, lors des périodes agitées (mars 1981), le pourcentage de bactéries libres tend à diminuer jusqu'à s'annuler.

Ces résultats confirment le rôle important de la sédimentation dans la décontamination de l'eau de mer : les bactéries rejetées dans le milieu marin sont, pour la plupart, fixées sur les matières en suspension. Dans ces conditions, elles sédimenteraient assez rapidement, et survivraient dans les sédiments. L'agitation due aux courants et aux vagues aurait pour conséquence la remise en suspension de particules chargées de bactéries viables.

Les relations entre le matériel particulaire et les bactéries ne sont pas faciles à mettre en évidence parce que différents facteurs entrent en jeu :

- la qualité des particules, qui est variable selon les saisons (poussées planctoniques), ou selon les conditions hydrodynamiques ; ainsi, en vive eau, la turbidité est plus élevée qu'en morte eau, tandis que le pourcentage de matière organique dans les particules est plus faible.
- les remises en suspension sont variables dans le temps et dans l'espace. Elles sont plus intenses et plus fréquentes dans les zones exposées (bancs de Plougastel et du Moulin Blanc).

Malgré la faible corrélation établie entre les particules et les bactéries, ces relations ne peuvent être ignorées, car les valeurs élevées en coliformes fécaux correspondent très souvent à des anomalies positives en matière organique particulaire (près des égouts) ou en turbidité (après les tempêtes ou en vive eau). Un autre élément est apporté par l'examen des échantillons au microscope à balayage : on observe des colonisations différentes selon la qualité du matériel :

- sur les matières inorganiques pauvres en nutriments, les bactéries sont inexistantes ou rares (photo 1) ;
- les matières organiques sont colonisées par de nombreuses bactéries (photos 2, 3, 4) ; ces bactéries sont fixées grâce à la formation de structures d'adhérence de type glycocalix (photo 3).

Ces observations amènent les commentaires suivants :

- les méthodes de numération sont prises en défaut puisque l'appréciation du nombre de bactéries dans un amas est difficile, voire impossible,
- la fixation des bactéries aux particules dépend de la composition chimique du support (organique ou non) ; ceci peut expliquer le peu de corrélations nettes entre les numérations bactériennes et la turbidité,
- au contact des matières organiques, les bactéries ont une activité physiologique, puisque l'on observe des chaînettes bactériennes qui traduisent une multiplication et l'existence de structure d'adhérence.



#### 4.3 Recherche d'un coefficient traduisant la décroissance des germes-tests

Nous avons recherché un coefficient traduisant la décroissance des germes-tests de contamination fécale.

##### a) Méthode

Le modèle d'advection-dispersion mis en oeuvre sur l'aire d'étude permet de calculer en tous points et pour toutes conditions de marée :

- les concentrations théoriques des effluents issus des différents rejets ( $C\theta_R$ ) ;
- l'âge théorique des effluents depuis le rejet à l'émissaire ( $t_r$ ).

De plus, pour chaque prélèvement réalisé dans la rade de Brest au cours des six campagnes de juin 1980 à mars 1981, on dispose de la concentration observée en coliformes fécaux (Cobs) et des mesures des paramètres hydrobiologiques caractérisant le milieu récepteur.

La démarche générale consiste à estimer, en tout point de mesure, la décroissance des coliformes fécaux (notée "Z") à partir des trois paramètres Cobs,  $C\theta_r$  et  $t_r$ , puis à dégager l'influence des paramètres de l'environnement sur les variations de "Z". En admettant que la variation de la population de germes-tests au temps "t" soit proportionnelle au nombre d'individus à ce même instant "t", on a :

$$\frac{dN}{dt} = -ZN$$

l'expression traduisant le phénomène de décroissance est :

$$N_t = N_0 e^{-Zt} \quad (1)$$

avec  $N_0$  = Nombre d'individus au temps zéro. Cette expression, classique en dynamique de populations, ne doit pas être prise, dans le cadre de la présente étude, pour une fonction de la seule mortalité ; il s'agit de traduire une variation qui est la résultante d'un certain nombre de processus biologiques mal connus, dont la mortalité n'est qu'une composante.

L'approche physique conduit à utiliser la fonction de décroissance sous la forme :

$$C_{obs} = C\theta e^{-Zt} \quad (2)$$

Z n'étant dans ce cas qu'une approximation du coefficient issu de la formule (1). Le calcul du coefficient Z issu du modèle d'advection-dispersion

fait intervenir plusieurs temps "i" et plusieurs rejets "r" pour un seul point de mesure. Pour un seul rejet, l'expression devient :

$$C_{obs} = \sum_i C\theta_i e^{-Zt_i}$$

et pour "r" rejets :

$$C_{obs} = \sum_i \left( \sum_r C\theta_{i,r} \right) e^{-Zt_i}$$

Le coefficient Z, extrait de cette fonction, est donc considéré comme une approximation du taux instantané de disparition des "germes-tests" ; t est exprimé en secondes.

#### b) Résultats

On étudie les variations du coefficient "Z", calculé pour tous les points de mesure (toutes campagnes et toutes stations confondues). Partant d'une loi théorique de Poisson (confirmée par un test de  $\chi^2$ ), il est possible d'estimer une moyenne  $\bar{Z}$ , ainsi que les bornes inférieures et supérieures de l'intervalle de dispersion de  $\bar{Z}$ , soient :

$$\begin{aligned} \bar{Z} &= 1,187 \times 10^{-5} \\ \text{borne inférieure} &= 1,049 \times 10^{-5} \\ \text{borne supérieure} &= 1,338 \times 10^{-5} \end{aligned}$$

Exprimés en T 90 (temps en heures nécessaire pour une réduction de 90 % du nombre d'individus), les résultats donnent :

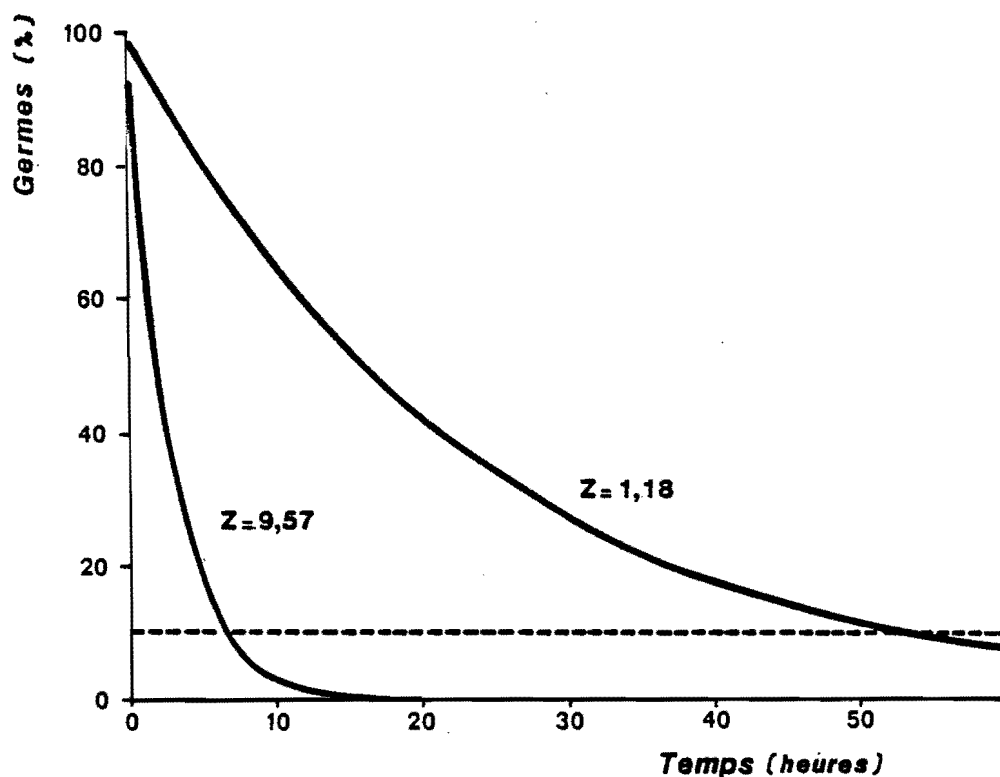
$$\begin{aligned} T_{90} &\sim 54 \text{ heures avec borne inférieure} \sim 61 \text{ heures} \\ &\qquad \qquad \qquad \text{borne supérieure} \sim 49 \text{ heures} \end{aligned}$$

Pour les stations proches des rejets (2, 3 et 20), le calcul de Z indique une disparition des germes-tests beaucoup plus rapide (fig. 18) :

$$\bar{Z} = 9,576 \cdot 10^{-5} \text{ soit } T_{90} = 6,7 \text{ heures}$$

La gamme de variation du coefficient Z est beaucoup plus importante que dans le cas des stations éloignées du rejet, Z apparaissant d'autant plus fort que le point de mesure est plus proche de l'émissaire.

$$\begin{aligned} \text{Station 2} &\quad \bar{T}_{90} = 2 \text{ heures} \\ \text{Station 3} &\quad \bar{T}_{90} = 5,5 \text{ heures} \\ \text{Station 20} &\quad \bar{T}_{90} = 27 \text{ heures} \end{aligned}$$



**FIGURE 18 - Décroissance des coliformes fécaux**  
 $z = 9,57 \cdot 10^{-5}$  champ proche  
 $z = 1,18 \cdot 10^{-5}$  champ lointain

Afin de mesurer les relations entre le coefficient Z et les paramètres de l'environnement, une analyse d'inertie a été réalisée sur 162 prélèvements et 17 variables. La technique retenue est une "Analyse générale" (LE BART et FENELON, 1971) appliquée à des paramètres ordonnés selon les prélèvements, afin d'homogénéiser les unités de mesure et de monotoniser les échelles de variation.

Le résultat le plus net demeure la mise en évidence du rôle prépondérant de la concentration des effluents en un point sur la vitesse de disparition des germes-tests en mer.

Concernant la généralisation possible de l'étude, les points méthodiques suivants peuvent être retenus :

- a) Le paramètre identifié comme prépondérant dans le phénomène de décroissance des germes-tests étant la concentration des rejets, il paraît indispensable de disposer d'un modèle hydrodynamique simulant la dilution de l'effluent en tout point de la zone concernée.

b) L'étude des variations "Z" implique une distinction entre :

- le champ proche des rejets (200 à 500 m) dans lequel la disparition des bactéries exprimée en T 90 varie très largement, mais est en moyenne rapide : de quelques heures à 1 jour selon la présente étude,
- le champ éloigné des rejets dans lequel le T 90 varie, selon nos résultats entre 2 et 3 jours.

#### REMARQUE

Dans le champ éloigné, la notion de T 90 est totalement artificielle. Le coefficient calculé intègre à la fois la forte décroissance du champ proche (passage obligé pour les bactéries) et des phénomènes tendant à compenser cette disparition naturelle. Ces phénomènes peuvent être soit de nature biologique (adaptation, multiplication), soit de nature physique (source de contamination par le sédiment).

## CHAPITRE 5

### CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS POUR UNE ETUDE D'IMPACT

La Rade de Brest a été le site retenu pour cette étude, bien que cette zone soit complexe du fait des rejets nombreux, des apports fluviaux importants, et du renouvellement relativement lent des masses d'eaux. Cependant, il ne s'agit pas d'un cas exceptionnel. En ce qui concerne la Bretagne, par exemple, la majorité des villes côtières est située en fond de baie ou dans les estuaires. Les rejets urbains sont donc réalisés, pour la plupart, dans ces zones côtières, où le renouvellement des masses d'eaux est complexe ; les rejets y sont souvent multiples et d'importance très inégale.

Ayant déterminé les apports telluriques et les rejets, on a pu, de manière relativement aisée (campagnes de prélèvements, modélisation), suivre et simuler l'évolution des paramètres conservatifs au cours de leur dilution. L'approche pluridisciplinaire du problème s'est avérée efficace : des points particuliers à une discipline ont pu être pris en compte par une autre discipline (ex. âge des bactéries dans le modèle numérique). L'étude des paramètres microbiologiques non conservatifs est délicate. On disposait des mesures de germes-tests de contamination fécale. Les problèmes inhérents à la bactériologie (imprécision des comptages, hétérogénéité des populations sur les milieux de culture, problème de représentativité des germes-tests de contamination fécale...) ont nécessité l'étude plus détaillée de la microflore de la zone.

L'étude que nous avons réalisée n'est pas exhaustive puisque l'on s'est intéressé essentiellement au compartiment "eau" ; les phénomènes d'accumulation dans le sédiment ou dans la matière vivante n'ont fait l'objet que de quelques analyses.

Ce travail constitue une recherche de méthodes pour les dossiers d'instruction des rejets. De nombreux paramètres ont été mesurés, différents essais de traitements statistiques ou de modélisation ont été réalisés, de façon à explorer plusieurs voies possibles d'interprétation des résultats. L'étude microbiologique, effectuée de manière relativement complète, ne saurait être refaite sur chaque site d'étude.

Nous exposons ci-après les principaux résultats obtenus à ce jour.

### 5.1 Mesure des flux et analyse des paramètres physico-chimiques

Outre les flux bactériens, il est important de mesurer les flux de certains composés chimiques typiques, sels nutritifs en particulier, pour plusieurs raisons :

- obtenir des "signatures" des rejets permettant de déterminer la contribution de chaque source en tout point grâce aux modèles statistiques ;
- étudier les mélanges et les dilutions des éléments considérés comme conservatifs, hypothèse qui, appliquée aux bactéries, donne un niveau maximal théorique de contamination ;
- "caler" les modèles de simulation numérique.

#### 5.1.1. Caractérisation des sources

La caractérisation des sources peut se faire soit de manière directe, soit de manière indirecte.

##### a) Mesures directes

Les mesures directes sont réalisables lorsque les émissaires sont accessibles. Le pas de temps doit être étudié pour permettre une bonne connaissance des fluctuations du débit et des concentrations. En général les paramètres chimiques sont aisément mesurables.

Il semble que la mesure des flux bactériens soit plus difficile à certains émissaires. A la station d'épuration, par exemple, le rejet est chargé en floculats organiques qui abritent des colonies bactériennes. Ceci est à l'origine d'une mise en défaut des méthodes de dénombrement qui sous-estiment fortement les concentrations. Dans la présente étude, l'application aux bactéries du modèle de dilution physique aboutissait ainsi à des résultats calculés inférieurs aux valeurs mesurées en certains endroits, proches des rejets : ce biais peut être corrigé, mais le problème de la détermination rigoureuse des flux bactériens aux émissaires urbains reste entier.

##### b) Mesures indirectes

Les flux ne sont pas toujours mesurables directement : c'est le cas pour un émissaire inaccessible (immergé) ou un estuaire tel celui de l'Elorn. Comme le montrent les mesures physico-chimiques, mais aussi bactériologiques, les apports de l'estuaire de l'Elorn affectent toute la zone étudiée par l'étude des droites de dilution des paramètres physico-chimiques. Des mesures dans le milieu récepteur permettent de déterminer les concentrations aux sources.

En estuaire, ces mesures ont l'avantage d'intégrer aux apports de la rivière elle-même, tous les rejets situés dans la partie amont du point d'observation. Nous avons pu appliquer cette méthode aux nitrates pour l'Elorn et la ZIP. Toutefois dans le cas des bactéries, non conservatives, une telle

méthode s'avère inapplicable.

### c) Cas particuliers

Les mesures directes et indirectes sont envisageables en cas de rejets permanents. Des rejets accidentels peuvent se produire : citons, en rade de Brest, le rejet des by-pass des stations de relevage qui, en cas de panne de ces dernières, déversent dans l'anse du Moulin Blanc des eaux fortement contaminées. Dans ce cas, la mesure des flux n'est pas réalisable. Seule une estimation peut être faite si l'on a une bonne connaissance du fonctionnement des réseaux d'assainissement.

En ce qui concerne la méthodologie employée pour la mesure des flux, on retiendra que :

- pour les mesures directes, seul le rejet de la station d'épuration a été bien appréhendé ; pour les autres rejets (Moulin Blanc), cette mesure s'est avérée difficile du fait de très fortes fluctuations aléatoires dans le temps. Une évaluation à partir des écoulements a pu cependant pallier en partie ces imprécisions ;
- pour l'évaluation indirecte des apports des rivières, l'étude des droites de dilution est une méthode efficace qui permet, en l'absence de mesures à la source, de disposer d'informations importantes.

#### 5.1.2 Etude du mélange des rejets dans la masse d'eau

Si les rejets présentent des caractéristiques différentes (teneurs différentes en ammonium ou nitrates, ou un autre élément chimique), on peut suivre le mélange du rejet dans l'eau de mer :

- répartitions spatiales (répartition des zones d'influence) ;
- mélange vertical ;
- variations temporelles en un point.

L'étude de dilution, fondée sur des paramètres conservatifs, peut être extrapolée pour déterminer un niveau maximum de contamination fécale, l'évolution des flores bactériennes n'étant alors pas prise en compte.

Cette étude permet de mettre en évidence :

- les phénomènes de contamination au voisinage de l'égout (impact à court terme) ;
- les phénomènes d'accumulation d'un paramètre dans l'estuaire : impact à long terme (par exemple, l'ammonium dans le cas présent).

On peut alors évaluer la part de chaque rejet en chaque point de prélèvement et le temps moyen d'accumulation dans la zone.

La méthodologie utilisée comprend :

- la méthode des droites de dilution : elle donne le niveau des sources, les lois de dilution ; par l'étude des anomalies, elle met en évidence les autres sources, l'accumulation ou la non conservativité du paramètre, etc ;
- le traitement multivariable du type modèle régressif sous contrainte : il permet de déterminer en tout point la proportion de chaque rejet. Cette méthode constitue en fait une généralisation de la précédente à plus de deux sources.

Remarques :

- le niveau de prédiction que l'on peut attendre des mesures chimiques est rudimentaire, en ce sens que l'augmentation d'un apport aura pour effet d'accroître en tout point sa part de concentration dans les mêmes proportions. On ne peut pas envisager de prédiction en cas de déplacement ou de création d'un nouvel émissaire ;
- Des mesures en nombre limité réalisées selon un plan d'échantillonnage judicieux doivent permettre de connaître la contribution de chaque rejet aux stations échantillonnées, à la condition que les rejets aient des caractéristiques chimiques différentes. Une fois ces contributions déterminées, la prédiction de l'effet d'une perturbation devient élémentaire et se résoud comme précédemment.
- L'extrême fluctuation des concentrations en zone estuarienne nécessite bien souvent l'étude pendant un cycle de marée de l'évolution de ces paramètres ;
- Selon que l'on se préoccupera d'une pollution sous ses effets chroniques ou extrêmes (effluent arrivant sans beaucoup de dilution à un point sensible), on réalisera des études respectivement en morte eau ou en vive eau, dans des conditions météorologiques différentes.

## **5.2 Simulation de la dilution des effluents**

La modélisation de la dilution des effluents a été conçue dans cette étude comme un outil essentiel à la compréhension des phénomènes bactériologiques. Les principaux résultats sont les suivants :

- A partir d'une série chronologique de champs courants, on a pu obtenir les trajectoires issues des différents points de rejets à tout moment de la marée et pour différentes conditions hydrodynamiques ;
- Par simulation, on a évalué indépendamment l'impact de la pollution bactérienne ( en tout point de rejet et pour toute heure-marée) de chaque rejet. On a ainsi pu mettre en évidence l'importance des apports de l'Elorn et de la station d'épuration sur la qualité des eaux de la zone étudiée ;



- Un calcul des âges des effluents a mis en évidence le peu de renouvellement des masses d'eaux de la rade de Brest, puisque dans la majeure partie de ce secteur, les âges moyens sont supérieurs à trois jours ;
- Le modèle permet également la prise en compte des lois de décroissances simplifiées et de rapprocher des concentrations bactériennes calculées (alors) de celles effectivement mesurées.

Remarques :

- La mesure des concentrations bactériennes a montré que la disparition des coliformes n'était pas aussi rapide que l'on pensait : il faut donc s'intéresser au devenir des particules d'eau (et des effluents) au-delà du court terme ; il est alors nécessaire de bien connaître les phénomènes physiques aux limites du secteur étudié ;
- La détermination du coefficient de dispersion relatif au modèle utilisé a été faite grâce à l'analyse des concentrations en sels nutritifs (dans les conditions où ils pouvaient être considérés comme conservatifs, c'est-à-dire en hiver). Le coefficient optimum semble être indépendant des conditions hydrodynamiques, mais ce résultat ne pourrait être généralisé qu'en le vérifiant en d'autres sites. Dans un cas d'étude sans rejet préexistant, la modélisation permet surtout de comparer des sites potentiels pour un émissaire, et d'établir des critères de choix. Notons qu'une mesure de coefficient de dispersion par traceur coloré ou radioactif n'est utilisable que si le suivi se fait sur des temps très longs (plusieurs dizaines d'heures).

Enfin, l'étude a montré la nécessité de bien connaître les débits rejetés (en particulier pour une étude du comportement bactérien), car les concentrations calculées sont directement liées à ces flux.

L'outil utilisé est un modèle numérique faisant appel à des calculs analytiques simples. Cependant, la configuration du secteur d'étude a nécessité une élaboration plus poussée des calculs. En effet, le confinement des masses d'eaux (se traduisant par un temps de résidence assez long) et l'observation de concentrations bactériennes importantes (même loin des rejets) nous ont obligé à considérer le devenir des effluents pendant plusieurs jours. Une telle méthode permet de faire un calcul de dispersion en seulement quelques points de la zone d'intérêt, ce qui réduit le temps de calcul.

### **5.3 Etude des germes-tests de contamination fécale et des flores bactériennes**

Cette étude a mis en évidence les points suivants :

- Il existe une grande variation des teneurs, tant au cours de la marée qu'au cours de l'année, ces fluctuations étant dues à différents facteurs : variabilité des rejets, effet de la dispersion des courants, effet des remises en suspension.

- Le renouvellement relativement lent des masses d'eaux fait apparaître "un bruit de fond" de contamination qui n'est jamais nul et qui traduit vraisemblablement une certaine adaptation des bactéries rejetées au milieu récepteur. Ainsi, même en été, où les valeurs mesurées sont les plus faibles, il n'existe en fait aucun point de la zone d'étude dépourvu d'entéro-bactéries. Certaines de ces souches sont adaptées à la salinité et sont résistantes aux antibiotiques.
- Il existe, dans des cas très précis, des relations entre les germes-tests et les paramètres chimiques caractérisant les rejets (ammonium, nitrate et salinité par exemple). Cependant, l'étude des corrélations montre que la méthode pour une instruction de dossier de rejet ne peut être limitée à un rapport entre la salinité et les coliformes fécaux, ou entre les sels nutritifs et les coliformes fécaux : en effet, ces relations existent dans quelques cas de figure seulement (en vive eau et en hiver), elles sont complexes (lois de puissance...) et leur généralisation à d'autres sites demanderait à être démontrée. Une telle étude permet néanmoins de mettre en évidence différentes sources de pollution (la station d'épuration et l'Elorn par exemple).
- Le matériel particulaire semble jouer un rôle important dans la contamination de la zone considérée : la faible profondeur, les remises en suspension et le renouvellement relativement lent des masses d'eau doivent expliquer en partie ce rôle. Les études en microscopie à balayage montrent que certains supports (riches en matières organiques) présentent de fortes colonisations bactériennes.
- Une approche de la décroissance des germes, réalisée en comparant les concentrations théoriques aux concentrations mesurées, a permis d'évaluer un taux de disparition exprimé en T 90 (temps nécessaire pour une réduction de 90 % du nombre d'individus). Cet exercice fait apparaître une distinction entre deux zones géographiques :
  - . le champ proche des rejets (quelques centaines de mètres), pour lequel le taux de dispersion des germes-tests est inconstant : T 90 compris entre quelques heures et un jour.
  - . le champ éloigné des rejets (quelques kilomètres), pour lequel le T 90 global est important et varie entre 2 et 3 jours ; nous insistons sur le fait que ce T 90 est une notion totalement artificielle, car il intègre à la fois les phénomènes de forte décroissance dans le champ proche et ceux tendant à compenser cette disparition naturelle (adaptation, multiplication, remises en suspension).

Remarques à propos de l'utilisation des germes-tests :

L'étude des relations entre les germes-tests et les autres paramètres physico-chimiques n'aboutit pas à des lois simples permettant de donner un facteur d'abattement. Différents facteurs, dont le principal est la mesure même des germes-tests, peuvent expliquer ces résultats. En effet, on se heurte là à un problème de méthode lié au comptage très imprécis du nombre de bactéries en suspension dans l'eau. Cette imprécision est d'autant plus forte

que l'on est proche du rejet, c'est-à-dire là où les amas bactériens sont les plus importants. Nous avons pu constater ce phénomène lors des observations réalisées au microscope électronique à balayage.

La méthodologie employée pour l'utilisation des germes-tests ne fait pas apparaître d'outils réellement satisfaisants.

- Les relations germes-tests - paramètres physico-chimiques ne sont pas suffisamment significatives pour que des lois soient dégagées.
- Le calcul et l'utilisation d'un T 90 ne sont pas satisfaisants du fait des imprécisions liées à la mesure même des germes-tests. C'est cependant la seule démarche actuellement possible ; elle devra être utilisée avec beaucoup de précaution, notamment dans les zones à faible renouvellement, où le sédiment, par piégeage et remise en suspension, est une source de contamination aussi active qu'un rejet de station d'épuration.

#### Discussion des résultats : comparaison avec ceux des études antérieures.

Nombreuses sont les études traitant de la survie des bactéries en mer. Parmi les publications françaises ou étrangères, aucune, à notre connaissance, n'englobe une approche réellement pluridisciplinaire du phénomène étudié, ce qui nous est apparu comme essentiel.

Les temps de mortalité des bactéries (T 90) recensés chez différents auteurs, sont, la plupart du temps, inférieurs à ceux que nous avons mesurés.

On peut faire le constat suivant :

1. Les études sont réalisées pendant des périodes très courtes (de l'ordre de quelques heures) et restent localisées dans le champ de l'émissaire.
2. Elles sont, pour la plupart, réalisées dans les zones ouvertes vers le large où les bactéries sont entraînées au moment du renouvellement des eaux. Le milieu devient pauvre en nutriments et les bactéries disparaissent (mort, sédimentation, dispersion, etc).
3. Un bon nombre d'études sont localisées en Méditerranée, où la profondeur s'accroît très rapidement. Les matières en suspension, sur lesquelles sont fixées les bactéries, se déposent sur des fonds trop importants pour que la houle parvienne à remettre ce matériel en suspension ; de même, l'absence de courant de marée favorise ces dépôts. On assimile alors la sédimentation à une mortalité de bactéries.
4. Dans les zones peu turbides, les bactéries ne trouvent aucun support, et leur chance de survie est plus faible. Le développement bactérien sur des supports argileux est une des observations qui ont pu être faites à l'examen par microscopie à balayage.

Dans la rade de Brest, les valeurs des T 90 sont élevées, contrairement aux observations les plus courantes mentionnées ci-dessus. Ces valeurs s'expliquent très certainement par une adaptation de la flore bactérienne ayant pour origine :

- le faible taux de renouvellement des eaux dans une zone riche en apports organiques ;
- la présence des zones vaseuses à faibles profondeurs ;
- l'intensité des courants et de la houle, à certaines périodes de l'année, pouvant remettre en suspension les sédiments du fond.

On a pu constater des niveaux de contamination plus élevés associés à des turbidités plus fortes, à la suite de mauvaises conditions météorologiques. Il n'existe cependant pas nécessairement de bonnes corrélations entre les proportions des germes-tests et des matières en suspension. L'explication est que toutes les particules ne sont pas uniformément colonisées. La nature et la qualité des particules interviennent dans la colonisation bactérienne. C'est une observation faite au microscope à balayage, mais nos connaissances actuelles ne permettent pas d'en donner une explication. La nécessité se fait sentir de développer une recherche sur les relations bactéries-sédiment et de réaliser des modèles de transport sédimentaire.

## RESUME DES CONCLUSIONS DE L'ETUDE

RESULTATS MIS EN EVIDENCE	OUTILS UTILISES
Fluctuations des concentrations dans le temps et l'espace	Mesures in situ Modèle numérique de dilution (simulations)
Temps de séjour ou de stockage des effluents	Interprétation des mesures de paramètres physico-chimiques Modèle numérique de dilution
Part respective de chaque rejet	Interprétation des paramètres physico-chimiques Analyse statistique (modèle régressif sous contrainte) Modèle numérique de dilution
Age des effluents	Modèle numérique de dilution
Composition de la flore bactérienne	Etude utilisant des milieux sélectifs
Décroissance bactérienne (T 90)	Mesures in situ Modèle numérique de dilution et calcul des décroissances
Rôle du sédiment	Etude au microscope à balayage Relations entre les paramètres Simulations des rejets

#### 5.4 Recommandations pour une étude d'impact relative à des rejets bactériens

Il n'est pas possible de préconiser un "plan type" d'étude d'impact, du fait de la trop grande diversité des cas de figures rencontrés. Cependant, quelques recommandations essentielles apparaissent à la lumière de cette étude.

Dans tous les cas, une étude précise des flux des rejets existants (dans la zone proche du rejet projeté) est à la base de toute étude d'impact. En effet, il est indispensable, pour évaluer à partir de quel niveau l'épuration devient nécessaire, de connaître l'origine, la nature et l'intensité de la contamination. On s'attachera notamment à mieux évaluer les apports des rivières, des déversoirs d'orage, des stations de relevage, etc.

Cette recherche pourra être menée en utilisant les germes-tests de contamination fécale et certains paramètres conservatifs (sels nutritifs en hiver) qui permettent de tenter une approche globale des niveaux de pollution par rapport à d'autres zones côtières connues et échantillonnées régulièrement (Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin, RNO).

Une étude bactériologique sera nécessaire pour connaître la part des coliformes fécaux dans la flore de l'effluent. Si cette part est importante, les germes-tests pourront être utilisés pour l'évaluation de la contamination dans la zone d'étude. Si ce n'est pas le cas, les coliformes totaux pourront servir pour cette évaluation.

L'interprétation des résultats obtenus par les techniques de détermination de germes-tests de contamination fécale devra être particulièrement prudente, principalement dans les zones où les conditions de survie des bactéries sont réunies (faible profondeur, vasières, richesse en matière organique).

En ce qui concerne les études d'impact, trois cas peuvent se présenter qui feront envisager trois solutions différentes :

1. Les rejets existent et on voudrait réduire la pollution, c'est-à-dire agir sur tel ou tel rejet en l'épurant ou en le déplaçant (ou éventuellement en regroupant les rejets) ;
2. Le rejet n'existe pas encore ; le flux prévisible est assez limité et serait rejeté en zone côtière battue ;
3. Le rejet n'existe pas encore, il aura un flux important (ou limité), mais l'émissaire sera situé dans une zone fragile, où l'enjeu économique, lié à l'exploitation des ressources marines est important.

##### 5.4.1 Les rejets existent, mais on veut réduire la pollution

C'est le cas le plus fréquent. En effet, la plupart des problèmes de pollution en zone côtière sont liés à des émissaires déjà en place. A l'occasion de la mise en route d'une station d'épuration plus performante, ou

traitant un flux plus important, une étude d'impact est demandée. Plutôt que de se limiter au seul rejet concerné, il vaut mieux voir le problème dans son ensemble, c'est-à-dire :

- localiser les apports se déversant dans la zone côtière intéressée ;
- mesurer les flux ;
- déterminer la part de chaque rejet dans la pollution des eaux.

Les outils actuellement disponibles pour résoudre ces problèmes sont les suivants :

a. Mesures in situ et analyses par modèle régressif sous contrainte  
(appliqué dans la présente étude)

Ce modèle peut être utilisé dans le cas où les différentes sources ont une "signature différente". On doit disposer d'autant de paramètres qu'il y a de sources, sinon on peut multiplier les campagnes, chacune correspondant si possible à différentes compositions chimiques des sources.

Remarques :

- Dans la mesure où l'on cherche la part réelle prise par plusieurs sources dans le mélange final, il faut utiliser uniquement des constituants chimiques conservatifs.
- La méthode pourrait s'étendre à des constituants non conservatifs (bactéries par exemple), à condition d'inclure dans les équations une modélisation, même limitée, des processus biologiques subis par ces constituants.
- Cette méthode utilisée sur les masses d'eaux pourrait s'appliquer également sur le sédiment pour traiter à ce moment là des pollutions moyennes ou chroniques, puisque les sédiments doivent être considérés comme une source active pour les micro-organismes contaminants.

b. Une simulation numérique des rejets

Il faut déterminer successivement :

- les courants : soit par modèle numérique, long de mise en oeuvre mais nécessaire dans les sites à géométrie complexe, soit par mesure dans les cas les plus simples ;
- la dilution.

Selon l'importance des rejets à considérer, l'étude de leur dilution se fait en général à l'aide d'un modèle numérique d'advection-dispersion,

dont la mise en oeuvre est assez lourde, ou par calculs analytiques simples.

La méthode développée ici procède de la seconde démarche, mais est compliquée par la prise en compte des fluctuations des débits rejetés et des courants, rendue nécessaire par la configuration du secteur d'étude (fin du paragraphe 5.2). Le cas d'une zone semi-fermée, où les temps de séjour des masses d'eaux sont longs, semble être assez fréquent.

La méthode présente aussi l'avantage de permettre un calcul en seulement quelques points "test" et de pouvoir être modulée selon le cas à considérer. L'advection peut être abordée de plusieurs manières, l'accent peut être mis sur tel ou tel processus physique. Enfin, elle est typiquement "analytique" et permet très simplement de tester l'effet, même à long terme, d'une perturbation d'un apport ou de "séparer" les impacts de différents rejets simultanés. Elle permet également de déterminer l'âge des effluents (facteur important dans le devenir des bactéries). Cependant, il faut être prudent sur les résultats fournis en milieu semi-fermé et très près de la côte, en raison de la non prise en compte de cette dernière dans les calculs de dispersion.

La détermination du coefficient de dispersion est un passage obligé et délicat ; on pourra, comme cela a été fait lors de la présente étude, utiliser des mesures de salinité ou de sels nutritifs (seulement dans les conditions où ceux-ci sont conservatifs) sinon des traceurs radioactifs ou colorés sur des temps suffisamment longs (quelques dizaines d'heures).

#### Remarques :

- Un modèle des processus physiques permet, en général, une infinité de simulations. Habituellement, on considère qu'il suffit de traiter la situation la plus défavorable vis-à-vis des zones sensibles (plages, mariculture...) et de vérifier que les normes en vigueur ne sont pas dépassées. On ne sait pas, actuellement, si une augmentation ponctuelle, brutale et importante de concentration en bactéries est plus néfaste pour l'environnement qu'une pollution faible, mais chronique. Cela dépend de ce qu'il faut protéger : baignade, conchyliculture, il paraît prudent de considérer à la fois les conditions défavorables et les conditions moyennes, on peut ainsi présenter les risques de pollution des zones sensibles sous forme de probabilité d'occurrence de différentes classes de concentrations.
- Les connaissances microbiologiques actuelles ne permettent malheureusement pas de définir des T 90 précis. Il s'agit d'une notion artificielle. Dans le champ lointain elle prend en compte, à la fois, les phénomènes de mortalité des bactéries à leur arrivée en mer et d'autres phénomènes mal connus (adaptation - survie - sédimentation).

Dans les zones à faible renouvellement, ou peu profondes, on évitera d'utiliser des temps trop courts. Le calcul du taux de mortalité intrinsèque à la zone pourra être réalisé en utilisant les flux existants et les niveaux de



contamination présents. La vérification du taux de mortalité, une fois l'ouvrage achevé, devrait être un des éléments à verser au dossier.

- Bien que l'on ne puisse pas introduire actuellement les phénomènes sédimentaires dans un modèle, la prise en compte de manière très qualitative de la nature du sédiment, de sa granulométrie et de la profondeur au point de rejet apparaît importante lors de l'étude d'impact, puisque les sédiments doivent être considérés comme une source active pour les micro-organismes contaminants.

#### 5.4.2 Le rejet n'existe pas encore, il sera de flux limité et situé en zone battue à fort renouvellement

Il s'agit d'un cas de figure assez fréquent où il faut vérifier que la dilution est suffisante aux alentours du rejet. Un calcul analytique simple en régime permanent montre que dans une zone assez proche de l'émissaire, la dilution est plus sensible au coefficient de dispersion choisi qu'au T 90 (fig. 19). On peut noter que le champ proche est concerné par le court terme et que dans ce cadre le régime permanent n'est pas trop irréaliste. Un tel calcul de sensibilité a été effectué en deux stations de la Rade de Brest à l'aide du modèle de simulation développé pour la présente étude. Les résultats sont qualitativement les mêmes.

Dans la majorité de ces cas, on pourra se contenter de :

- mesures de courants réalisées par flotteurs dérivants dans différentes conditions hydrodynamiques, afin de connaître les trajectoires les plus fréquentes (ou les plus pénalisantes pour l'objectif souhaité) ;
- mesures de dispersion qui pourront être réalisées à l'aide de traceurs radio-actifs ou colorés sur des périodes relativement courtes, ou encore avec des grappes de flotteurs dérivants.

Les abaques publiés par le Ministère de l'Environnement permettront de calculer les dilutions prévisibles dans le champ proche.

On pourra donc se contenter, en premier lieu, du T 90 trouvé dans la littérature. Cependant, il serait prudent d'éviter de prendre des valeurs de T 90 trop courtes. (5 à 10 heures).

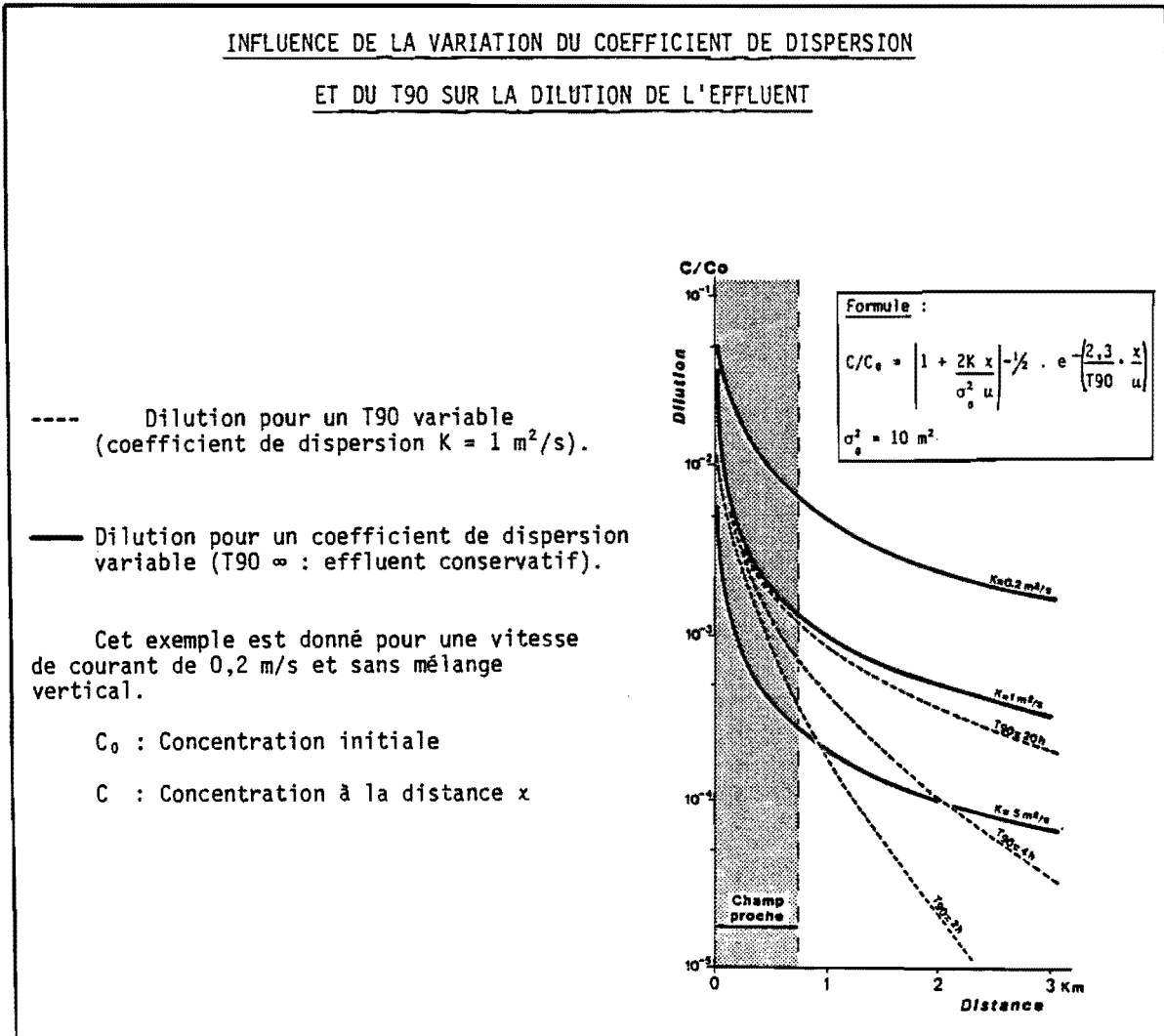
#### 5.4.3 Le rejet n'existe pas encore, il sera soit important, soit situé en zone fragile ou confinée

Dans les zones fragiles, où l'enjeu économique est lié de façon étroite aux ressources vivantes (zones conchylicoles dans les estuaires ou dans les baies par exemple) ou dans le cas de rejets importants, la mise au point d'un modèle hydrodynamique (circulation et dilution) est le seul outil disponible, en effet, il permet de :

1. tenir compte des rejets existants et d'évaluer le "poids" de cette pollution par rapport à celle de l'émissaire que l'on veut implanter ;

2. comparer des sites potentiels pour l'implantation et d'établir des critères de choix ; des niveaux de rejets différents peuvent être également testés ; ce modèle peut être considéré comme prédictif s'il est utilisé pour un paramètre conservatif.

Les remarques évoquées précédemment sur la mise en pratique de ce modèle (calage T 90) restent valables pour ce cas de figure.



**FIGURE 19** - Influence de la variation du coefficient de dispersion et du T90 sur la dilution de l'effluent

## ANNEXE

### CONCLUSION CONCERNANT LES RESULTATS PHYTOPLANCTONIQUES

L'étude du phytoplancton a permis de compléter, par une approche biologique, les connaissances sur le fonctionnement de la rade de Brest, connaissances principalement acquises au moyen des mesures physico-chimiques et courantologiques. L'analyse qualitative et quantitative du phytoplancton, tout au long d'une étude sur ses variations spatio-temporelles, a mis en évidence, d'une part cycles et distribution en fonction des paramètres environnementaux qui conditionnent son développement, et d'autre part son rôle en tant que traceur biologique. Au sein d'un milieu estuarien aussi complexe que celui de la rade de Brest, le phytoplancton permet de préciser l'importance et le devenir des apports océaniques et continentaux, toutes données essentielles dans le cadre d'une étude sur la capacité d'acceptation d'un milieu marin et sur l'instruction des rejets qui y sont effectués.

EN PERIODE POST-HIVERNALE ET PRINTANIERE, les biomasses phytoplanctoniques sont élevées : teneurs en chlorophylle "a" comprises entre 0,2 et 17 mg/m<sup>3</sup>, celles en phéopigments étant fortement variables selon les stations considérées ; les concentrations cellulaires sont parallèlement élevées, 1,2.10<sup>5</sup> à 3,8.10<sup>7</sup> cellules par litre, mais, comme les pigments sont éminemment variables selon les stations considérées et selon l'état vives eaux ou mortes eaux. Les corrélations entre les densités cellulaires et les concentrations en chlorophylle "a" ne sont vraiment significatives que si l'on considère les biovolumes cellulaires.

Les diatomées sont dominantes et les dinoflagellés sont bien représentés. Les stations soumises à l'influence plus ou moins marquée de l'Elorn voient de fortes concentrations en chlorophylle "b" d'origine continentale et une abondance en dinoflagellés hétérotrophes qui s'explique par l'existence de conditions environnementales particulières : elles se traduisent par la présence d'eaux mixtes, d'origines continentale et océanique, riches en matières organiques et minérales. La zone du Moulin Blanc, relativement enclavée, est soumise à des rejets continentaux plus réduits et les diatomées planctoniques coloniales de petite taille (Chaetoceros debile) dominant, mélangées à des diatomées tychoplanctoniques, résultat des conditions hydrodynamiques particulières de cette zone ; les concentrations en pigments actifs sont relativement élevées, 2 à 5 mg/m<sup>3</sup> de chlorophylle "a", mais les pourcentages en pigments dégradés sont les plus élevés de toute la rade. La zone du port comprend trois stations dominées par les diatomées, mais aucune espèce n'est particulièrement dominante ; les teneurs des eaux en pigments sont proches de celles de la station de référence océanique, 1 à 2 mg/m<sup>3</sup> de chlorophylle "a".

EN PERIODE HIVERNALE, les concentrations en pigments chlorophylliens sont relativement faibles, 0,2 à 2,2 mg/m<sup>3</sup> de chl "a", et les pigments dégradés représentent 10 % à 25 % de ces valeurs. L'analyse floristique des divers

prélèvements révèle l'absence quasi totale des dinoflagellés et la dominance très marquée de deux à trois espèces de diatomées : Skeletonema costatum, Thalassionema nitzschioides et Nitzschia closterium ; les prélèvements sont, en outre, caractérisés par une importante charge particulaire. A l'exemple des campagnes de printemps, il est possible de mettre en évidence, au sein des eaux de la rade et plus particulièrement à l'embouchure de l'Elorn et au Moulin Blanc, la présence de nombreuses algues d'origine continentale : leurs densités sont comparativement plus élevées que celles des algues marines en période printanière, mais leur distribution spatiale est à peu près identique.

LA COMPOSITION QUALITATIVE ET QUANTITATIVE DU PHYTOPLANCTON s'est donc révélée très variable au cours de cette étude mais ces variations spatio-temporelles, pour intéressantes qu'elles soient, puisqu'elles reflètent directement les conditions environnementales, ne peuvent pas être facilement résumées. Il est toutefois possible de tracer leurs grandes lignes :

- dominance des espèces microplanktoniques, coloniales quand il s'agit de diatomées et solitaires quand il s'agit de dinoflagellés ;
- fortes variations des teneurs en pigments chlorophylliens des eaux de la rade selon les stations et les saisons, ceci étant particulièrement net dans le cas des rapports pigments actifs/pigments dégradés ;
- importance des espèces continentales dans plus de la moitié des stations prospectées, importance reflétant le volume des rejets continentaux.

Par ailleurs, il apparaît que le phytoplancton représente, dans l'horizon proche et moyen, un biotraceur particulièrement utile dans le cas d'un système estuarien aussi complexe. Il est possible de préciser l'origine et, dans une certaine mesure, le devenir des masses d'eaux rejetées dans le milieu en utilisant, par exemple, les algues continentales dont la composition floristique et pigmentaire est différente de celle des algues marines.