

Modèle mathématique de dispersion/décroissance des bactéries rejetées dans l'estuaire de Morlaix

Modèle
Dispersion
Bactéries
Estuaire
Escherichia coli

Model
Dispersion
Bacteria
Estuary
Escherichia coli

Jean-Claude SALOMON et Monique POMMEPUY

Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER), B.P. 70, 29280 Plouzané, France.

RÉSUMÉ

Un modèle mathématique de l'estuaire de Morlaix a été construit pour calculer les courants, la dispersion et la contamination bactérienne due aux effluents d'une station d'épuration.

Des mesures de survie bactérienne *in situ* révèlent que la mortalité est faible (T90 de deux à plusieurs jours).

Le modèle confirme ces valeurs élevées et démontre que les facteurs physiques de dilution réduisent la contamination bactérienne environ 100 fois plus rapidement que la mortalité.

Le modèle est ensuite utilisé pour rechercher des voies d'amélioration. Il indique que le meilleur choix serait d'augmenter le rendement de la station d'épuration.

Oceanologica Acta, 1991. Actes du Colloque International sur l'environnement des mers épicontinentales, Lille, 20-22 mars 1990, vol. sp. n° 11, 63-69.

ABSTRACT

A mathematical model of dispersion/decrease of fecal bacteria in the Morlaix estuary

A mathematical model of the Morlaix estuary has been set up, which provides a knowledge of currents, dispersion and bacterial contamination due to inputs from a sewage treatment plant (STP).

Measured die-off rates appear very low (T90 from two days to several days). The model confirms these values and shows that physical dilution factors are responsible for a bacterial contamination decrease about one hundred times faster than mortality.

The model is then used to seek ways of improving the present situation. It concludes that the best choice would be to increase the STP efficiency.

Oceanologica Acta, 1991. Proceedings of the International Colloquium on the environment of epicontinental seas, Lille, 20-22 March, 1990, vol. sp. n° 11, 63-69.

INTRODUCTION

Préserver ou restaurer la qualité bactériologique des eaux littorales impose de connaître le devenir en mer des effluents rejetés par chaque émissaire. Ceci, notamment proximité des agglomérations littorales qui rassemblent par leur réseau d'assainissement et rejettent à la mer, un nombre très important de micro-organismes.

Ce milieu littoral étant lui-même fortement convoité pour divers usages, dont certains sont sensibles à la qualité de l'eau (conchyliculture en baie de Morlaix), il importe de disposer de moyens techniques qui puissent déterminer les rôles respectifs des paramètres physiques ou biologiques, et constituer des outils de gestion.

L'ESTUAIRE DE MORLAIX

Par ses aspects physiques, l'estuaire de Morlaix peut être considéré comme représentatif de nombreux sites estuariens sur des côtes rocheuses à fortes marées.

L'ensemble estuarien se divise en deux parties (fig. 1) :

- à l'aval, une baie de 5 x 3,5 km environ, est en relation avec la mer, au travers d'une passe de 1 km de large. Cette baie est traversée par un chenal étroit, bordé de chaque

côté de larges zones découvrantes utilisées par l'ostréiculture ;

- à l'amont, la rivière de Morlaix est limitée par une écluse à l'entrée du port de Morlaix. Sa longueur est de 5,5 km environ, pour une largeur moyenne variant entre 10 et 100 m, selon le niveau de marée. Son débit est généralement compris entre 2 et 6 m³/s. A l'aval de cette section, une petite rivière secondaire, le Dourduff, représente une zone de rétention d'eau et un débit fluvial d'environ 30 % de la rivière principale.

Les flux bactériens pénétrant ce système sont essentiellement dus à la station d'épuration de la ville de Morlaix, située à proximité de l'écluse (environ 7 10⁹ entérobactéries par seconde) et aux deux rivières qui totalisent un apport de 0,16 10⁹ entérobactéries par seconde. D'autres rejets existant à la périphérie de la baie sont considérés comme négligeables.

LE MODELE HYDRODYNAMIQUE

Le modèle de courantologie-dispersion reprend la distinction physique entre la baie à l'aval et la rivière à l'amont. Les courants dans la baie sont calculés par un modèle bidimensionnel plan et les courants dans la rivière par un modèle unidimensionnel à deux branches (Dourduff et rivière de Morlaix).

La taille du maillage est de 250 m. Les conditions aux limites sont constituées des niveaux d'eau et des concentrations sur la frontière marine, des flux déversés par les émissaires et du débit des rivières à la limite amont. Des détails sur ce modèle sont publiés dans Salomon et Pommepuy (1990).

LE MODELE BACTÉRIOLOGIQUE

Le modèle bactériologique est constitué, outre la partie de transport et de dilution fournie par le modèle hydrodynamique d'une fonction de décroissance par mortalité.

Pour déterminer cette fonction, des expériences ont été menées dans des chambres à diffusion, décrites par Fliermans et Gorden (1977), immergées en baie. Une suspension d'*Escherichia coli* a été placée dans les chambres à diffusion et des prélèvements effectués régulièrement pour apprécier le comportement bactérien. Des mesures d'intensité lumineuse ont également été enregistrées. Plusieurs modèles de décroissance ont été proposés par Crane et Moore (1986) pour prédire la mortalité bactérienne dans le sol et en mer. Les résultats des modèles et des mesures mentionnés ci-dessus indiquent qu'une simple réaction du premier ordre est suffisante pour obtenir un niveau de précision raisonnable :

$$\frac{dC}{dt} = - 2,3 K C$$

C : contamination

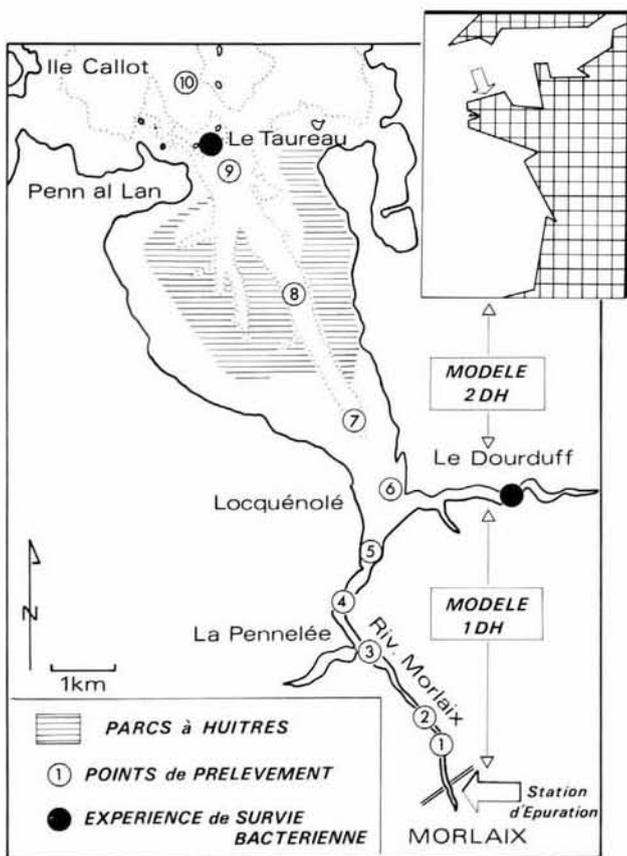


Figure 1

Plan de situation de l'estuaire de Morlaix.

Map of the Morlaix estuary.

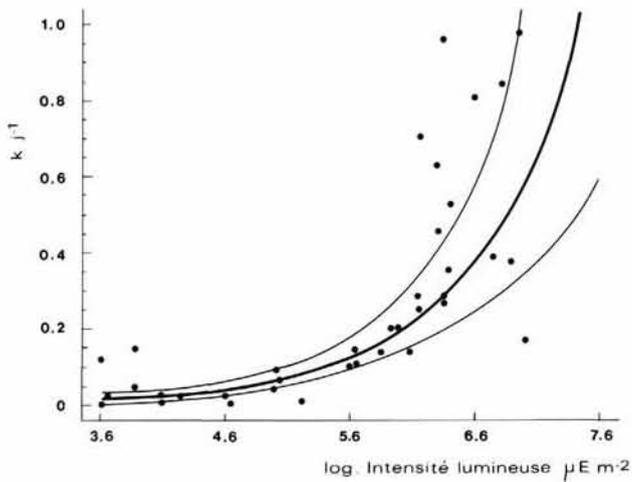


Figure 2

Mesure du coefficient de décroissance bactérienne.

Die-off rate measurement of bacteria.

La figure 2 montre qu'à Morlaix, le coefficient de décroissance K est fortement corrélé avec l'intensité lumineuse reçue par la bactérie ; lorsque le rayonnement solaire est très important, le K trouvé est supérieur à $0,5 \text{ j}^{-1}$, ce qui est proche des résultats trouvés par Bellair *et al.* (1977) et Mac Cambridge et Mac Meekin (1979). Lorsque l'intensité lumineuse reçue est faible, du fait de la profondeur, de la turbidité ou de la couverture nuageuse, il est inférieur à $0,2 \text{ j}^{-1}$. Des résultats semblables ont été trouvés dans la lagune de Meze par Alibou (1987), et en laboratoire par Gameson (1984).

RÉSULTATS DU MODELE HYDRODYNAMIQUE

Courantologie

Les courants instantanés ayant déjà été décrits ailleurs (Salomon et Pommepuy, 1990), on n'exposera ici que les conclusions essentielles relatives à la circulation moyenne.

A long terme, les courants résiduels sont à prédominance de flot dans le chenal et à prédominance de jusant sur les bancs latéraux. Ceci est une conséquence directe de l'inertie acquise par le flot, pénétrant dans la baie au niveau de Penn al Lann.

Cette résiduelle giratoire des courants se retrouve dans les résultats d'une expérience numérique de flotteurs dérivants dans la baie, à partir d'une répartition transversale devant Penn al Lann à mi-flot (fig. 3). Lors du jusant suivant, les flotteurs latéraux sont rapidement expulsés hors de la baie tandis que ceux qui se trouvaient dans le chenal tendent à y demeurer. Comme signalé plus haut, le résultat est un fort écartement des flotteurs, donc une bonne capacité de dilution.

Dispersion

La capacité du modèle à décrire la dispersion de substances dissoutes conservatives a été testée à l'aide de

mesures de salinité effectuées selon l'axe de l'estuaire (points 1 à 10, fig. 1) pour diverses conditions de marée et de débit fluvial. A titre d'exemple, la figure 4 présente ces résultats par faible débit fluvial, lorsque le sel pénètre profondément vers l'amont.

On constate un bon accord entre mesures et calculs dans la plus grande partie de l'estuaire, avec bien entendu un écart près de l'extrémité amont lors de la pleine mer, où existe une certaine stratification. C'est ici la limite de validité d'un modèle intégré sur la verticale.

Le modèle est néanmoins jugé valide pour l'essentiel de la surface de la baie.

Temps de transit d'éléments rejetés à l'amont de l'estuaire

Les effluents rejetés progressent à l'intérieur de l'estuaire, à la fois par advection et par dispersion. Dans la mesure où la plupart d'entre eux subissent soit une cinétique de transformation, soit une modulation dans le temps de la fonction d'injection, leur répartition spatiale traduit le temps de transit entre le point d'observation et le point d'injection.

Cet important paramètre a été calculé pour un rejet effectué à l'amont de l'estuaire. A partir d'un estuaire indemne de toute contamination à l'instant initial, l'équilibre est atteint progressivement de manière asymptotique. Nous avons repéré et présenté, figure 5 le temps (t_0) nécessaire pour que le niveau de contamination locale soit égal à 50 % de sa valeur maximale.

$t_0(x, y)$, tel que $C(x, y, t_0) = 0,5 C_{\max}(x, y, t)$.

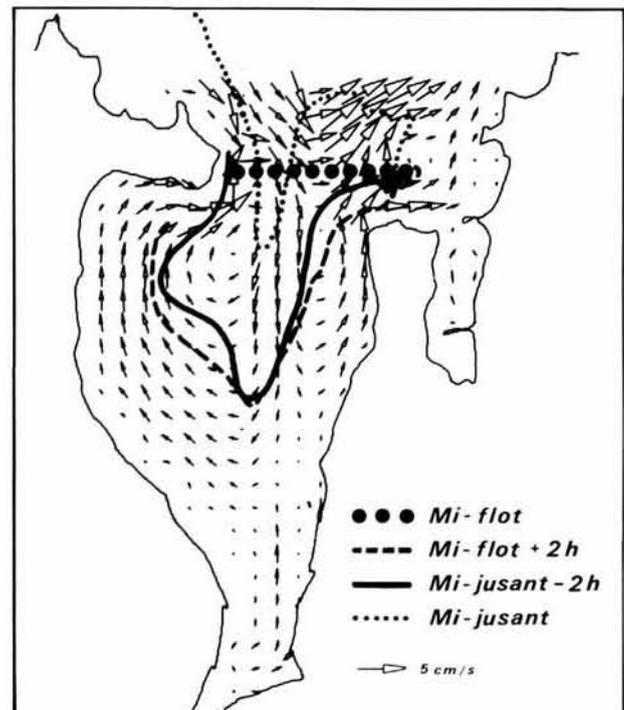


Figure 3

Courants résiduels et positions successives de flotteurs.

Residual velocities and float movements.

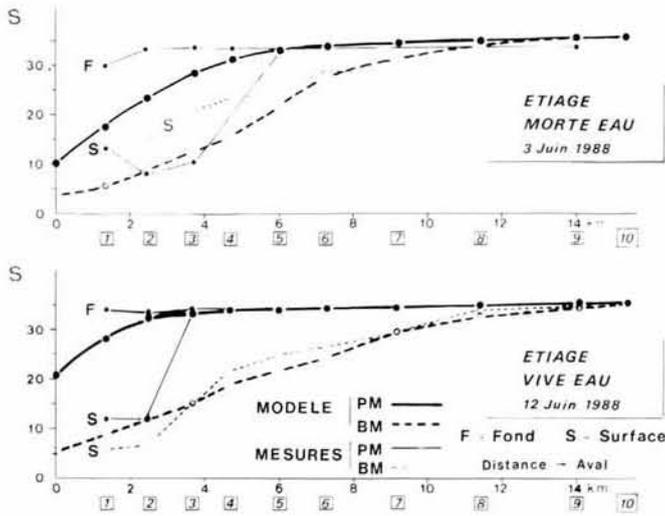


Figure 4
 Comparaison de salinités calculées et mesurées au long de l'estuaire.
Comparison between observed and computed salinities along the estuary.

On constate que le temps de transit à travers la partie amont est bref (24 heures pour la rivière), et qu'il augmente régulièrement dans l'axe de la baie, jusqu'à atteindre quatre jours au niveau de Penn al Lann. Latéralement le temps de transit est plus long ; il atteint ou dépasse six jours sur les aires découvrantes.

Plusieurs simulations montrent que cette vitesse de propagation vers l'aval est à peu près indépendante du débit fluvial, et de l'ordre de 3 km par marée dans la partie amont et un peu plus de 1 km dans la baie elle-même.

La combinaison de ces temps de transit et des coefficients de mortalité exposés plus haut permet de prévoir la décroissance bactérienne intervenant entre l'émissaire de la station d'épuration et un point quelconque de l'estuaire.

La relation du premier ordre, supposée plus haut, s'écrit aussi :

$$C = C_0 10^{-kt}$$

$$\text{ou bien } C = C_0 10^{-t/T_{90}}$$

où $T_{90} = 1/K$ est le temps nécessaire pour que le nombre de bactéries vivantes décroisse K d'un facteur 10.

Pour des temps de transit de l'ordre de quatre jours et des valeurs de K comprises entre 0,2 et 0,5, le rapport C/C_0 est de l'ordre de 0,1 à 0,01, ce qui révèle la faiblesse de ce facteur mortalité dans la décroissance bactériologique en baie de Morlaix.



Figure 5
 Temps de transit (jours). Situation d'étiage.
Transit time (days). Low river flow.

RÉSULTATS DU MODELE BACTÉRIOLOGIQUE

Indépendamment des mesures de mortalité qui ont été exposées plus haut, le modèle permet, de manière totalement empirique d'ajuster le coefficient de mortalité jusqu'à obtenir des niveaux de contamination comparables à ceux qui sont observés en nature. A cet effet, des campagnes de prélèvements ont été réalisées dans la baie dans différentes conditions hydrodynamiques (en été et en hiver : mortes eaux-vives eaux). Les points de prélèvements sont reportés sur la figure 1.

Ces résultats sont présentés figures 6 a et 6 b.

Situation estivale (faible débit fluvial)

Les résultats du modèle confirment que des temps de survie inférieurs à 24 h, tels qu'ils sont fréquemment cités dans la littérature, sont irréalistes en baie de Morlaix.

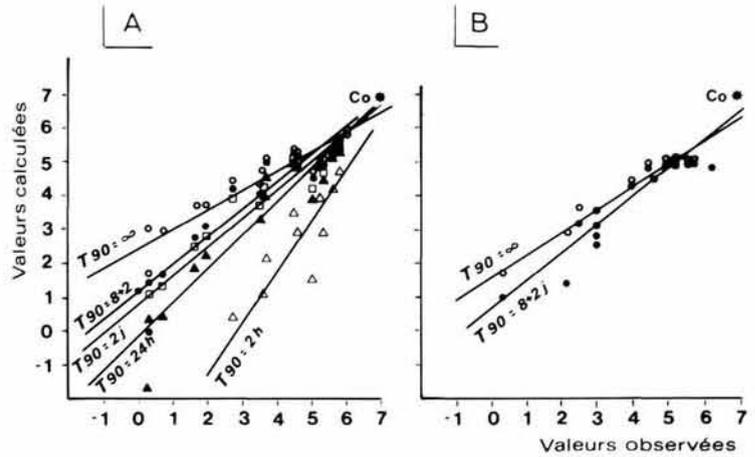
Des résultats corrects sont obtenus avec des T_{90} de deux jours, mais ce paramètre n'est pas extrêmement sensible car l'essentiel de la décroissance est dû à la dilution physique. On trouve ici une confirmation de nos expérimentations en laboratoire, qui avaient conclu à des temps de survie supérieurs à la journée.

Les facteurs biologiques font donc décroître la contamination de l'eau d'un facteur voisin de 100 entre l'amont et l'aval, tandis que, dans le même temps, la dilution physique introduit un facteur 10 000 environ.

Figure 6

Concentrations bactériennes calculées en fonction de concentrations mesurées (A : hiver ; B : été).

Computed vs. measured bacteria (A: winter; B: summer).



- Situation hivernale (fort débit fluvial)

Les meilleures simulations ont été obtenues dans ce cas en distinguant les parties amont et aval. T_{90} # 8 jours dans l'estuaire et T_{90} # 2 jours dans la baie. Les facteurs physiques apparaissent encore plus importants ($\approx 10^5$) par rapport aux facteurs biologiques (≈ 50).

La figure 7 montre l'évolution spatiale des contaminations entre pleine mer et basse mer. On constate que le chenal draine à la fois les eaux les plus contaminées en fin de jusant et les eaux les plus claires en fin de flot. Il en résulte de grandes variations de la contamination aux abords du chenal, et au contraire des niveaux plus constants sur les aires latérales qui sont soit émergées, soit recouvertes d'eau assez fortement contaminée. Les parcs ostréicoles situés sur ces zones ne sont jamais soumis aux eaux marines «claires», et se trouvent donc très sensibles aux eaux «polluées» venant de l'amont.

Le facteur Ef (Efficacité physique)

Pour résumer certains aspects essentiels de ces simulations, nous avons cherché à quantifier l'efficacité relative des facteurs physiques et biologiques dans la décontamination progressive des eaux rejetées par la station d'épuration :

- soit C_0 , la concentration du rejet,

- soit $C'(x)$ la concentration calculée dans tout l'estuaire, pour un coefficient de mortalité nul.

Le quotient $C_0/C'(x)$ indique l'abattement dû aux facteurs physiques $\phi(x) = C_0/C'(x)$

Soit $C(x)$ la concentration bactérienne réelle. Le quotient $C'(x)/C(x)$ quantifie le rôle des facteurs biologiques.

$$\text{Bio}(x) = C'(x)/C(x).$$

Finalement l'efficacité relative des facteurs physiques par rapport aux facteurs biologiques s'écrit :

$$\text{Ef}(x) = \phi(x)/\text{Bio}(x) = C_0.C(x)/C'^2(x)$$

Cette fonction est présentée figure 8. Elle montre clairement qu'en baie de Morlaix, les facteurs physiques sont beaucoup plus efficaces pour réduire les risques sanitaires liés aux bactéries, que leur mortalité. Ceci particulièrement en hiver, et est encore plus marqué vers l'aval que vers l'amont de l'estuaire.

Plusieurs raisons peuvent expliquer ce constat :

- une bonne capacité dispersive, due à des courants de marée assez forts, à des irrégularités bathymétriques, à la présence d'un chenal et d'un estuaire double. Le faible volume d'eau persistant à basse mer, en tête de l'estuaire, minimise également les temps de transit ;

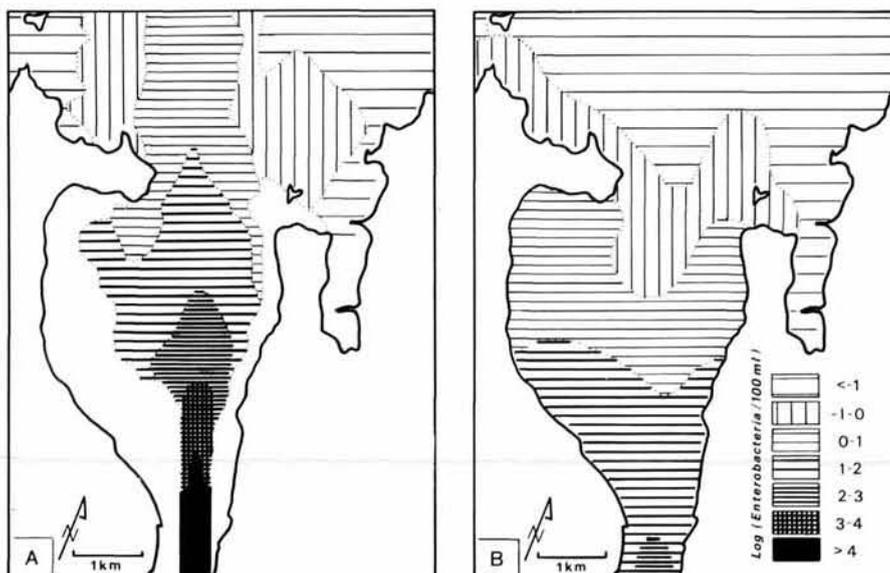


Figure 7

Cartes de concentrations bactériennes calculées dans l'estuaire (A : basse mer ; B : pleine mer).

Computed concentration map in the estuary (A: low tide; B: high tide).

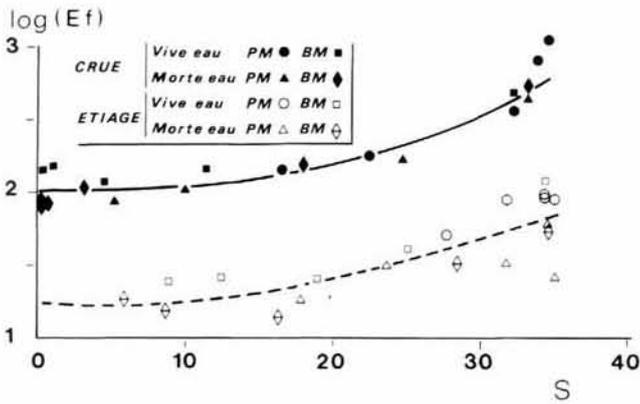


Figure 8

Efficacité relative des facteurs physiques et biologiques de décroissance bactérienne.

Relative physical/bacterial decay efficiency.

- de fortes turbidités, une insolation modérée et une abondance de nutriments permettent une longue survie des micro-organismes.

LE MODELE UTILISÉ COMME OUTIL DE PROSPECTIVE

Le modèle peut être utilisé pour rechercher une amélioration de la situation actuelle. Cela peut se faire en diminuant le flux rejeté, en aménageant l'estuaire ou en modifiant la localisation du point de rejet.

- La première hypothèse conduit à une solution triviale. Les équations d'advection-dispersion étant linéaires, tout abattement au niveau des rejets se traduira par un abattement proportionnel des niveaux de contamination en chaque point. Pour respecter les normes de contamination acceptable (300 coliformes fécaux par 100 ml), le flux de la station devrait être réduit par un facteur 10. Compte tenu de son fonctionnement actuel, ce projet n'est pas irréaliste.

- La seconde hypothèse est plus contraignante. Elle consiste, par le biais d'ouvrages (digues, chenaux, bassins), à rechercher une plus grande efficacité des facteurs biologiques ou physiques. De grandes améliorations pourraient être obtenues dans cette voie, notamment en construisant un mur immergé en amont des parcs ostréicoles. Cet ouvrage augmenterait le temps de résidence dans l'estuaire amont, et donc la décroissance par mortalité. Malheureusement, cette solution entraînerait un coût financier et une gêne pour les autres activités (navigation), qui semblent difficilement acceptables, et peut-être des conséquences écologiques néfastes.

- La dernière voie de recherche est illustrée par la figure 9. En déplaçant l'extrémité de l'émissaire vers l'aval, la contamination décroît en amont, mais augmente en aval, créant une situation pire encore pour les parcs ostréicoles qui se trouvent dans la baie. La situation ne s'améliore notablement que si l'émissaire est situé au-delà de la pointe de Penn al Lann, ce qui, d'un point de vue économique, semble également très pénalisant.

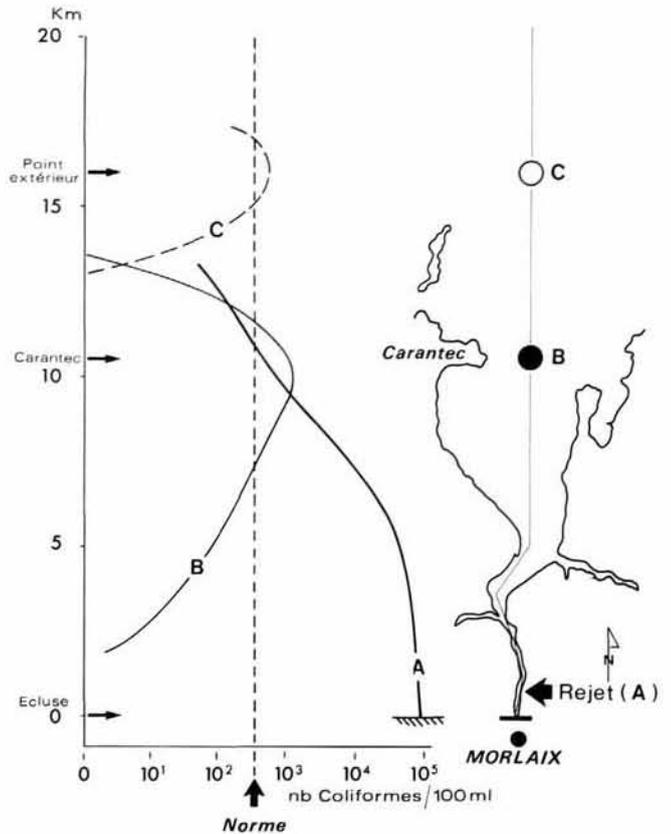


Figure 9

Contamination dans l'axe de l'estuaire, pour trois positions (A, B et C) de l'émissaire.

Estuarine contamination for three different locations of the outfall (A, B and C).

Sur cet exemple particulier, le modèle permet donc de quantifier avantages et inconvénients de chaque solution testée, et de conclure ici à l'intérêt d'améliorer la station elle-même.

CONCLUSION

La partie hydrodynamique du modèle étant fondée sur des lois physiques bien connues, seules quelques mesures de salinité ont été nécessaires à son étalonnage et à sa validation. On a ainsi obtenu des informations sur la courantologie, les flux d'eau, les trajectoires et les temps de transit, qui sont essentiels à la compréhension du fonctionnement de l'estuaire.

La partie bactériologique du modèle, basée sur des paramètres moins bien connus, a nécessité une étude spécifique du comportement bactérien. Celle-ci a révélé des temps de survie atteignant parfois une semaine, montrant que, dans de telles eaux riches et turbides, les bactéries pouvaient survivre longtemps.

Les résultats du modèle complet ont recoupé ces conclusions et démontré que sur ce site, les facteurs physiques de dilution étaient en toute circonstance très supérieurs aux facteurs biologiques.

Le modèle fournit aussi une vision synoptique quantitative de la contamination dans tout l'estuaire, pour toute condition hydraulique, ce qui serait impossible à obtenir par la mesure. Il est irremplaçable pour interpréter une série de mesures, forcément limitées en nombre, et pourrait être utilisé pour gérer au mieux les activités diverses qui se déroulent sur ce site.

Ce modèle est donc un outil de gestion. Il est général et pourrait aisément être appliqué à d'autres sites de caractéristiques générales semblables. Dans des cas très différents, correspondant à des eaux claires et stagnantes, où les temps de séjour sont très longs, il conviendrait de faire une étude particulière du rôle joué par certains paramètres (pH, température, ensoleillement...) sur la mortalité bactérienne, ceci pour définir un module bactériologique plus général.

RÉFÉRENCES

Alibou J. (1987). Étude de l'évolution simultanée des abondances et de la survie de *Salmonella* et des coliformes fécaux dans différents ouvrages épurateurs et milieux aquatiques. *Thèse de Doctorat d'État, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier*, 218 pp.

Bellair J.T., G.A. Parr-Smith et I.G. Wallis (1977). Significance of diurnal variations in fecal coliform die off rates in the design of ocean outfalls. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, septembre 1977, 2022-2030.

Crane S.R. et J.A. Moore (1986). Modelling enteric bacterial die-off : a review. *Wat. Air Soil Pollut.*, **27**, 411-433.

Fliermans C.B. et R.W. Gorden (1977). Modification of membrane diffusion chambers for deep-water studies. *Appl. environ. Microbiol.*, janvier 1977, 207-210.

Gameson A.L.M. (1984). Investigations of sewage discharges to some British coastal waters. Chap. 8: Bacterial mortality, part 1. W.R.C. technical report TR 201.

Mac Cambridge J. et T.A. Mac Meekin (1979). Effect of solar radiation on predacious microorganisms on survival of fecal and other bacteria. *Appl. environ. Microbiol.*, **41**, 1083-1087.

Salomon J.-C. et M. Pommepuy (1990). Mathematical model of bacterial contamination of the Morlaix estuary (France). *Wat. Res.*, **24**, 8, 983-994.

