

Rejets urbains et contamination fécale

Bactéries fécales
E. coli
Halotolérance
Temps de survie
Intensité lumineuse

Fecal bacteria
E. coli
Salt tolerance
Die-off rate
Light intensity

Monique POMMEPUY^a, Elisabeth DUPRAY^a, Jean-François GUILLAUD^a,
Annick DERRIEN^a, Jacky L'YAVANC^a et Michel CORMIER^b

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

^b U.E.R. de Sciences Pharmaceutiques, Université de Rennes, 35043 Rennes
Cedex, France.

RÉSUMÉ

Une étude sur le devenir de la flore d'origine fécale a été réalisée dans un estuaire turbide à vocation ostréicole. Les études de décantation de l'eau du rejet montrent que les particules qui sédimentent en quelques heures sont peu chargées en bactéries, mais peuvent néanmoins contaminer les vasières ; dans le sédiment, la contamination fécale est bien corrélée avec le pourcentage de matière organique. Les bactéries restées en suspension se mélangent aux eaux de l'estuaire et peuvent survivre très longtemps (les T90 atteignant plusieurs jours). Les études montrent que la présence de matière organique a pour conséquence d'augmenter l'halotolérance de souches d'*E. coli* et *Salmonella*, qui sont alors capables de supporter les augmentations de salinité de l'estuaire. De plus, les matières en suspension, en arrêtant la pénétration de la lumière dans l'eau, réduisent l'effet bactéricide du soleil ; une corrélation entre les T90 et l'intensité lumineuse reçue par les bactéries a été établie. Ces mécanismes seraient responsables des temps de survie particulièrement longs observés dans les zones estuariennes.

Oceanologica Acta, 1991. Actes du Colloque International sur l'environnement des Mers épicontinentales, Lille, 20-22 mars 1990, vol. sp. n° 11, 321-327.

ABSTRACT

Urban waste disposal and fecal contamination

The behaviour of fecal bacteria was investigated in a turbid estuary which is also a shellfishing area. Sediments are polluted by sewage by the way of settlement, fecal bacteria mixed with estuarine water being able to survive a very long time (T90 are about several days). By measuring the increase of salt tolerance of the strains grown in natural estuarine organic matter, it was demonstrated that *E. coli* is able to support the salinity of coastal water.

Moreover, because light penetration is obstructed by suspended matter, the solar bactericidal effect is very low. A close relationship between T90 and light intensity received by the bacteria is found. These mechanisms can explain the low die-off rate found in turbid areas.

Oceanologica Acta, 1991. Proceedings of the International Colloquium on the environment of epicontinental seas, Lille, 20-22 March, 1990, vol. sp. n° 11, 321-327.

INTRODUCTION

Le devenir en mer des bactéries d'origine entérique a fait l'objet de nombreux travaux tant *in situ* (Harremoës, 1975 ; Fujioka *et al.*, 1981 ; Grimes and Colwell, 1986 ; Rhodes et Khator, 1988 ; El Sharkawi *et al.*, 1989), qu'*in vitro* (Gameson et Gould, 1985 ; Bonnefont *et al.*, 1990).

Ces études ont permis de dégager les différents paramètres responsables de la disparition des bactéries en mer (Carlucci et Pramer, 1960 ; Mitchell et Chamberlin, 1975 ; Crane et More, 1986) : température, salinité, ensoleillement, absence de nutriments, prédatons. La disparité des résultats, mise en évidence par Plusquellec (1984), tient souvent au fait que, lors de l'étude de ces phénomènes, les auteurs ont des conditions expérimentales très différentes les uns des autres.

Très peu d'études ont pris en compte les milieux côtiers estuariens riches en apports organiques, et qui sont le siège d'une activité ostréicole importante : dans ce type de milieu récepteur, régi par un fort hydrodynamisme et où les polluants peuvent sédimenter sur de vastes vasières découvrantes et être remis en suspension dans les eaux turbides, il nous a paru intéressant d'étudier le devenir de la flore fécale.

Le but de cette étude était donc d'évaluer, dans cet environnement particulier, le rôle des différents paramètres responsables du devenir des bactéries. Pour ce faire, des travaux ont été menés tant *in situ* (prélèvements, chambres à diffusion) qu'au laboratoire (étude de l'halotolérance, survie en enceinte fermée, décantation en colonne).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Présentation du site

L'estuaire de Morlaix, situé sur la côte de Bretagne Nord, est le lieu d'une activité conchylicole importante dans la partie la plus ouverte de la baie et sur les bancs découvrants. Les normes régissant la qualité des coquillages exigent des concentrations en bactéries fécales inférieures à 300 coliformes fécaux/100 g de chair de coquillages et les contrôles effectués dans cette région indiquent certains dépassements de cette norme. Les principaux rejets apportant une pollution bactérienne sont situés en amont de la baie (rivière du Dourduff), ou en tête d'estuaire : rivière de Morlaix et rejets de la station d'épuration. Cette station biologique traite environ 20 000 équivalents/habitants et des effluents peuvent être by-passés directement dans l'estuaire. L'étude des flux met en évidence l'importance de cette partie du rejet non épuré par rapport aux autres rejets bactériens. En effet, il peut représenter près de dix fois les apports de la rivière de Morlaix (Salomon et Pommepey, 1990).

Prélèvements d'échantillons

Des prélèvements de sédiments ont été effectués sur le site dans différentes conditions saisonnières et hydrodynamiques : en été, en mortes eaux (2 juin 1987) et vives eaux (11 juin 1987) ; en hiver, en mortes eaux (14 octobre 1987-24 mars 1988) et vives eaux (22 octobre 1987-16 mars 1988). Les échantillons sont prélevés à marée basse, et seul le film superficiel est échantillonné. Quelques carottes ont été également prises en utilisant des tubes en PVC préalablement nettoyés et stérilisés à l'alcool. Les échantillons sont gardés au froid (4 °C) et traités le plus rapidement possible (délai de 4 à 10 h). La flore totale est numéree par épifluorescence (Hobbie *et al.*, 1977) ; la flore hétérotrophe est isolée sur milieu trypticase-soja (AES laboratoires) incubée cinq jours à 20 °C ; la flore fécale est isolée sur milieu de Drigalski (AES lab.) ; ce milieu a été préalablement utilisé par Pommepey *et al.* (1987) ; il est sélectif des bacilles à Gram négatif incubés à 42 °C pendant 24 heures. Seuls les bacilles fermentant le lactose sont comptés. Les identifications montrent que 60 % environ de ces bactéries sont des entérobactéries, dont *E.*

DECANTATION DES EAUX DE L'ESTUAIRE DE MORLAIX

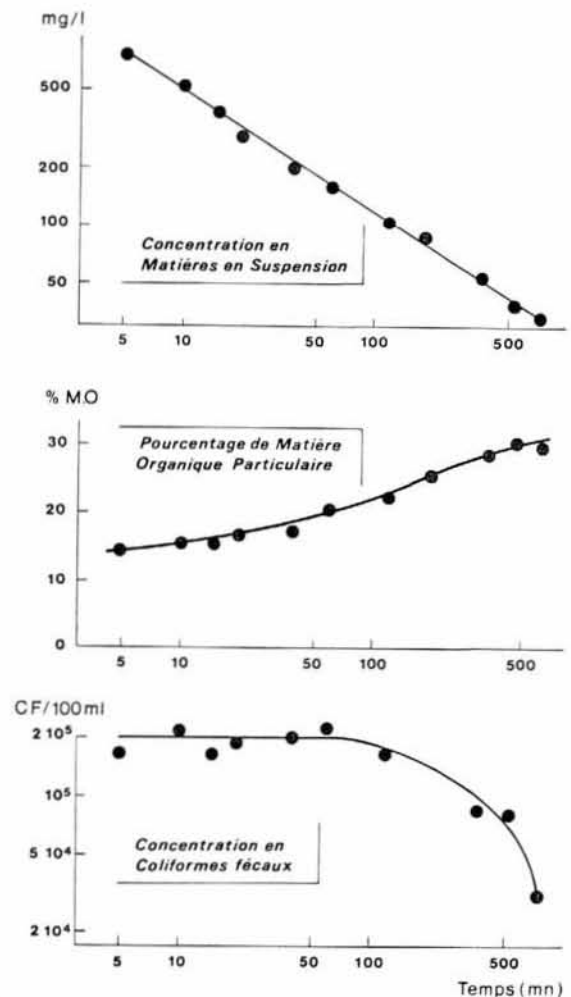


Figure 1

Decantation des eaux de l'estuaire de Morlaix.

Settlement experimentation of estuarine water from Morlaix estuary.

coli représente entre 40 et 90 % de la population, le reste étant des *Klebsiella citrobacter*, *enterobacter*, etc.

Étude de l'halotolérance

1) L'halotolérance de 112 souches d'*E. coli* isolées d'eau, de sédiments de l'estuaire et de la station d'épuration de Morlaix a été étudiée en milieux synthétiques :

- milieu minimum M63 (Cohen et Rickenberg, 1956) + 10 mM glucose,
- M63 + glycine bêtaïne (GB) 1 mM, composé osmoprotecteur (Le Rudulier et Bouillard, 1983),
- bouillon trypticase-soja (AES lab.). Chaque souche, en fin de phase exponentielle de croissance en bouillon trypticase-soja, est centrifugée, et lavée trois fois en eau physiologique (9 g/l NaCl). Sept concentrations de NaCl (0, 10, 20, 30, 40, 50 et 60 g/l) sont testées pour chaque milieu et réparties en microplaques de titration.

L'inoculum est d'environ 10^6 bactéries/ml. Après 24 heures d'incubation à 37 °C, on observe la croissance dans chaque puit de microplaque.

2) D'autre part, l'halotolérance de 23 souches d'*E. coli* et de 19 souches de *Salmonella* a été recherchée en présence de matière organique naturelle. Le milieu M63 a été fabriqué avec différents prélèvements d'eau de l'estuaire de Morlaix, autoclavés 15 minutes à 110 °C. Sept concentrations de NaCl ont été testées, et les conditions de culture sont identiques au (1).

Étude des lois de décroissance

Des expérimentations de décroissance d'*E. coli* en eau de mer ont été conduites en laboratoire dans des enceintes fermées, et *in situ* dans des chambres à diffusion. En laboratoire des flacons de 2 l, remplis d'eau de mer stérilisée par filtration à 0,22 µm sont maintenus à 18 °C dans un bac thermostaté agité et exposé au soleil. Des flacons témoins, placés dans les mêmes conditions, sont protégés de la lumière par du papier d'aluminium.

In situ, les chambres à diffusion (protocole détaillé dans Salomon et Pommepuy, 1990) sont immergées à différentes profondeurs. Les expériences ont été réalisées en hiver et en été dans diverses conditions d'ensoleillement. L'intensité lumineuse, mesurée à l'aide d'un appareil Licor, Li. 1000 est exprimée en $\mu\text{Em}^{-2} \text{s}^{-1}$.

La souche utilisée pour ces expériences est un *E. coli* H 10407 fournie par le Professeur Joly (Université de Clermont-Ferrand). Les cellules, en phase exponentielle de croissance en bouillon trypticase-soja (AES) sont lavées trois fois à l'eau physiologique (9 g/l NaCl), et centrifugées à 4 °C durant 15 minutes à 1 900 g. La concentration initiale des flacons et des chambres à diffusion est d'environ $5 \cdot 10^5$ bactéries/ml. Des numérations sont réalisées à intervalle de temps régulier sur milieu de Drigalski, incubé 24 heures à 37 °C.

Étude de la décantation des eaux d'estuaire

Elles est réalisée en laboratoire à 20 °C environ, dans une colonne de verre de 2 m de hauteur et 25 cm de diamètre

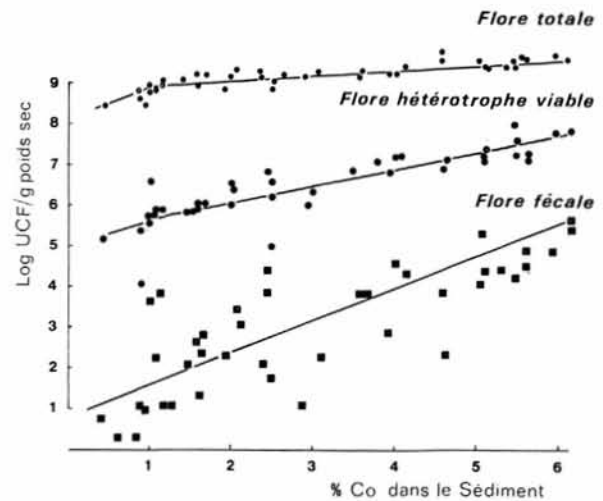


Figure 2

Relations entre le pourcentage de carbone organique et les flores bactériennes du sédiment-estuaire de Morlaix (coefficients de corrélation avec la matière organique : flore totale ($r = 0,87$) ; flore hétérotrophe ($r = 0,87$) ; coliformes fécaux ($r = 0,78$) avec $n = 40$).

Relationships between the percentage of organic carbon and the bacterial flora in the sediment-Morlaix estuary (correlation coefficient with organic carbon : total flora ($r = 0,87$) ; heterotrophic flora ($r = 0,87$) ; fecal coliforms ($r = 0,78$) with $n = 40$).

équipée de systèmes de prélèvements situés sur la paroi tous les 50 cm (Prolabo). L'eau utilisée est prélevée dans l'estuaire à environ 500 m en aval de la station d'épuration ; la colonne une fois remplie est homogénéisée ; les prélèvements sont fait selon une échelle de temps logarithmique, et on effectue quatre types d'analyse : 1) les matières en suspension par filtration sur filtre de porosité 0,45 µm, séchage à 70 °C durant 2 h et pesée (Aminot, 1983) ; 2) la matière organique particulaire après séchage à 500 °C et pesée ; 3) les numérations bactériennes (Drigalski (AES) à 42 °C, 24 h) ; 4) le diamètre moyen des particules à l'aide d'un Coulter Counter TA2.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Le devenir des bactéries rejetées dans l'estuaire sera fonction, d'une part des lois de la dynamique (dispersion - sédimentation), d'autre part des lois biologiques (changement du métabolisme, adaptation, mortalité).

La contamination du sédiment

Le flux polluant issu de la station d'épuration se mélange aux eaux souvent turbides de l'estuaire, et l'étude de leur comportement a été réalisée en laboratoire afin de connaître leur capacité à sédimenter. Les eaux turbides ($> 500 \text{ mg/l}$), fortement chargées en bactéries ($2 \cdot 10^5$ coliformes fécaux/100 ml), et dont le pourcentage de matière organique particulaire est de 15 %, ont été placées dans la colonne à sédimentation. La figure 1 présente un des résultats obtenus à 1 m de la surface ; on constate que les teneurs en matières en suspension

diminuent très vite en fonction du temps, tandis que les concentrations bactériennes restent stables durant les deux premières heures ; ce n'est qu'après cette période qu'une diminution des concentrations bactériennes intervient. Ces résultats montrent qu'en début d'expérience, l'on a une décantation, importante en masse, des particules les plus grossières (diamètre moyen de 24 μm à $T_0 + 5 \text{ mn}$) et peu chargées en bactéries ; ce n'est que dans un deuxième temps que les particules les plus fines (diamètre moyen de 8 μm à $T_0 + 500 \text{ mn}$), riches en matière organique et en bactéries, sédimentent.

Dans, l'estuaire, lorsque les conditions hydrodynamiques s'y prêtent, par exemple durant les étales de courants, ou bien lorsque la hauteur d'eau est très faible, les eaux peuvent contaminer le sédiment ; des carottes prélevées dans l'estuaire montrent que la pollution est très superficielle et intéresse essentiellement le premier centimètre ; cependant, à 10 cm de profondeur, alors que le milieu est anoxique, on trouve encore des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux ; ces derniers décroissent moins vite en fonction de la profondeur que les coliformes fécaux (Pommepuy *et al.*, 1989). D'autre part, il existe une corrélation entre la teneur en matière organique du sédiment et sa contamination fécale. Sur la figure 2 sont reportés les résultats obtenus durant les campagnes de mesures effectuées en 1987. On constate que les fortes valeurs en matière organique et en flore fécale correspondent aux points situés en amont, à proximité des rejets. Lorsque l'on s'éloigne de la zone d'apport, les deux paramètres diminuent en même temps. La flore fécale ne constitue dans ce secteur le plus contaminé qu'une partie de l'ensemble de la flore totale et de la flore hétérotrophe cultivable (respectivement

1/10 000 et 1/100) : dans la partie aval, ces proportions diminuent, les bactéries fécales ne représentant alors qu'une fraction infime de l'ensemble de la flore bactérienne (1 bactérie fécale pour 10^7 bactéries totales et pour 10^4 bactéries hétérotrophes).

La contamination de l'eau

Le devenir des bactéries dans l'eau dépend des différents processus physiques et biologiques. En ce qui concerne les phénomènes de courantologie, de dispersion et de remise en suspension, ils sont régis par des lois classiques bien connues et ils ont été modélisés sur le site de Morlaix (Salomon et Pommepuy, 1990 ; Le Hir *et al.*, 1990). Les lois biologiques sont par contre assez mal connues, et l'un des buts de cette étude était de préciser le rôle de la matière organique, de la salinité et de la lumière sur la mortalité des bactéries fécales dans la zone estuarienne.

L'halotolérance des bactéries

Parmi les stress subis par les bactéries d'origine entérique arrivant en milieu marin, l'un des principaux est exercé par la salinité. Le rétablissement de l'équilibre osmotique entre le milieu extérieur et le cytoplasme bactérien met en jeu, dans certaines conditions, des mécanismes variés qui évitent la lyse de la cellule.

Très schématiquement, ces mécanismes font appel à une augmentation de la concentration de certains solutés dans la bactérie. Ils ont été décrits, chez *E. coli* notamment, mais aussi chez *Salmonella* et *Klebsiella*. On peut citer, comme principaux composés osmoprotecteurs (revue bibliographique de Csonka, 1989) : le potassium, les acides aminés, la glycine bêtaïne, le tréhalose.

Des travaux récents ont montré que de la glycine-bêtaïne pouvait être accumulée par *E. coli* en présence de sédiments estuariens, riches en matière organique (Ghoul *et al.*, 1990).

Dans nos expériences, l'halotolérance des 112 souches d'*E. coli* issues de l'environnement a tout d'abord été testée en milieux synthétiques : on constate (fig. 3) que 100 % des bactéries croissent en milieu minimum à une salinité de 10 g/l ; à 20 g/l, 75 % des souches présentent encore une croissance. L'ajout de glycine-bêtaïne à ce milieu de culture induit une meilleure tolérance au sel, puisque 96 % des bactéries supportent alors 30 g/l et environ 50 %, 40 g/l de NaCl. De plus le milieu BT riche en peptones, acides aminés, accroît encore cette halotolérance.

Ces résultats ont été confirmés par des études d'halotolérance effectuées avec de l'eau côtière naturelle. Sur la figure 4 sont reportés des résultats de culture obtenus dans des eaux naturelles d'estuaire dont les teneurs en matière organique varient entre 11 et 52 mg/l. L'augmentation de l'halotolérance est reportée en ordonnée ; il s'agit de la différence entre les résultats obtenus en milieu minimum (halotolérance intrinsèque) et en milieu minimum additionné de matière organique naturelle ; on constate que, dans les eaux estuariennes, l'halotolérance peut être augmentée de 5 à 20 g/l. Dans ces conditions, la

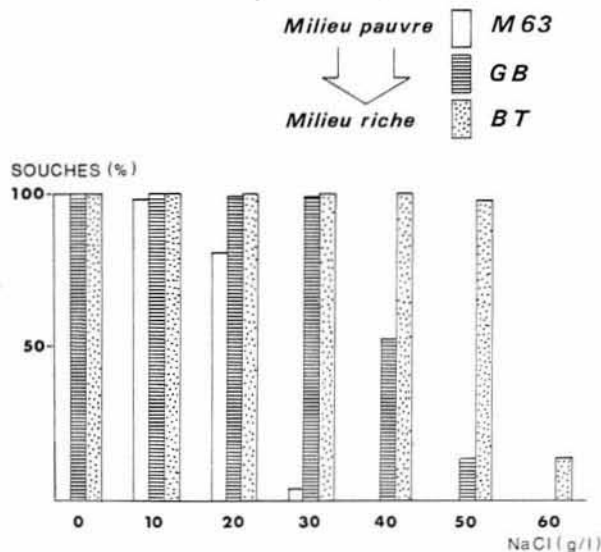


Figure 3

Halotolérance de 112 souches de *E. coli* dans différents milieux : milieu minimum M63, M63 + glycine-bêtaïne (GB), et bouillon trypticase-soja (BT).

Comparative salt tolerance of 112 *E. coli* strains using different media : minimal medium M63, M63 + glycine-betaine (GB), and tryptic-soy broth (BT).

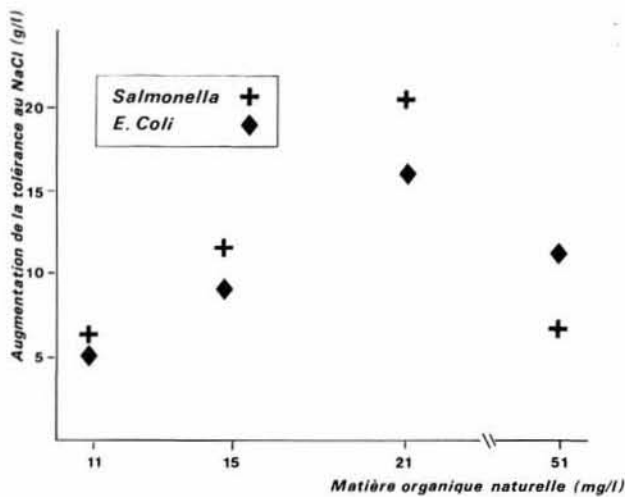


Figure 4

Augmentation de l'halotolérance de souches de *E. coli* et *Salmonella*, en présence d'eaux de l'estuaire de Morlaix.

Increase of salt tolerance of E. coli and Salmonella strains with estuarine waters.

présence d'éléments nutritifs ou d'osmoprotecteurs permet la survie de la bactérie à des salinités tout à fait compatibles avec celle de l'eau côtière, (généralement inférieure à 38). Le cas de l'eau chargée à 52 mg/l en matière organique et ne permettant qu'une faible augmentation de l'halotolérance est caractéristique des problèmes de «qualité» de matière organique, qui peut comporter des substances favorables, mais également des inhibiteurs (métaux lourds, détergents...).

Effet de la lumière sur la mortalité

Dans le milieu marin, le pourcentage de transmission de la lumière varie en fonction de la turbidité. C'est ainsi que, dans une eau peu chargée en matières en suspension (1 mg/l), environ 80 % de l'intensité lumineuse est transmise dans les cinq premiers mètres, alors que dans une eau plus turbide (10 mg/l), le pourcentage de lumière transmise n'est plus que de 20 % ; une augmentation de la profondeur aura des conséquences similaires. Dans la baie de Morlaix, selon les conditions hydrodynamiques, la turbidité des eaux sur les parcs conchylicoles peut varier de 5 à plus de 50 mg/l, lors des fortes crues ou des périodes de clapot. La figure 5 présente les résultats obtenus lors des expériences de mortalité réalisées en juin 1989 en baie de Morlaix à l'aide des chambres à diffusion. Le mouillage était situé à l'ouverture de la baie, dans une eau homogène ayant une salinité de 35, une turbidité de 3 mg/l et une température de 15 °C ; les chambres étaient immergées à 2 m, 5 m et 10 m de profondeur ; une chambre noire était utilisée comme contrôle. L'intensité lumineuse était mesurée en continu sous la surface ; le coefficient d'extinction de l'eau a été mesuré pour calculer la quantité de lumière reçue par les bactéries aux différentes profondeurs ; les cellules d'*E. coli* immergées à 2, 5 et 10 m ont reçu des intensités maximales respectivement de 1 200 $\mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$, moins de 500 $\mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$ et moins de 100 $\mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Les numérations bactériennes sont reportées sur la figure 5 ; à

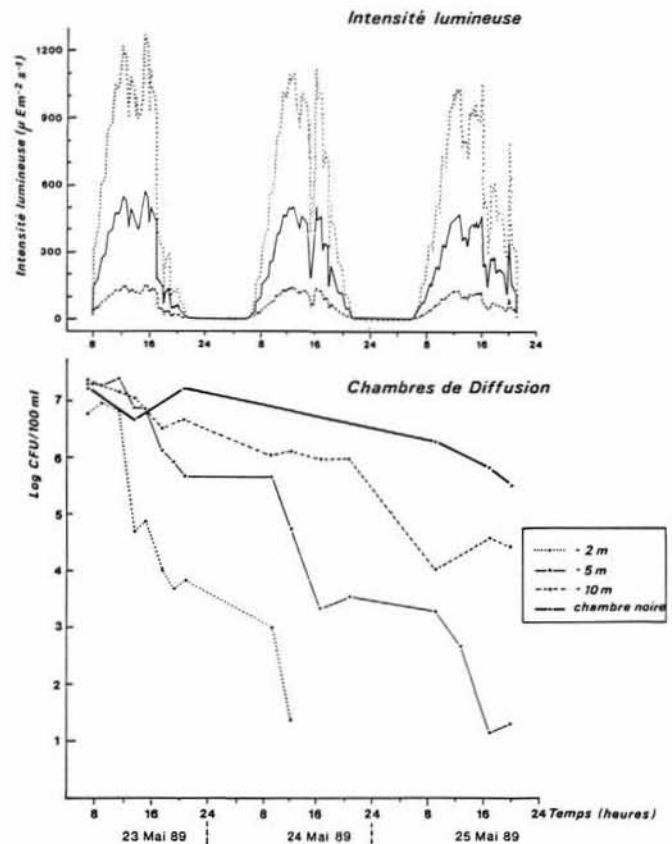


Figure 5

Intensité lumineuse et décroissance d'*E. coli*. Expériences *in situ*, mai 1989 (chambres à diffusions-immersion 2, 5 et 10 m). Salinité 35; turbidité 3 mg/l; température moyenne 15 °C.

Light intensity and survival of E. coli in replicate diffusion chambers held at depths of 2, 5 and 10 m, May 1989. Salinity 35; turbidity 3 mg/l; mean temperature 15 °C.

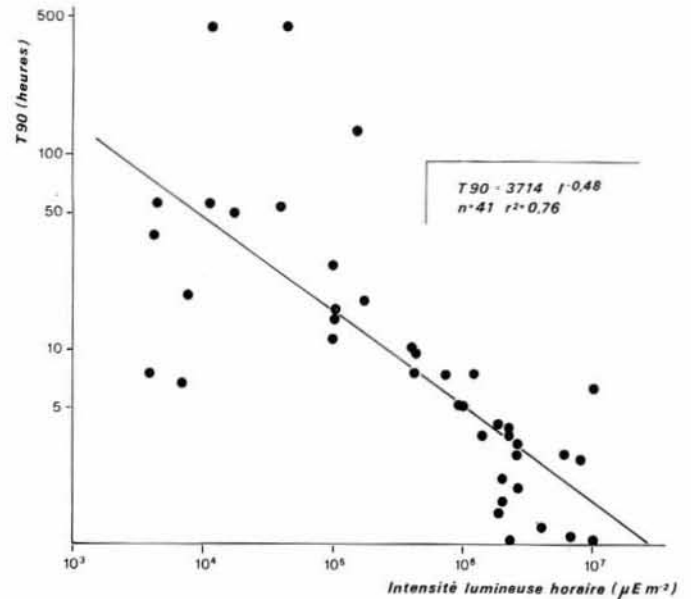
2 m, le nombre de bactéries cultivables chute très rapidement (T_{90}^* : 3 heures), et on observe un arrêt de la décroissance bactérienne pendant la nuit (T_{90} : 14 heures) ; le second jour, à ce même niveau, les numérations à la mi-journée sont inférieures à 10 *E. coli*/ml. A 5 m, les numérations bactériennes chutent sensiblement moins vite (T_{90} : 7 heures) ; comme pour le niveau supérieur, on note des paliers durant la nuit. A 10 m, les vitesses de décroissance sont nettement inférieures à celles observées aux autres niveaux (T_{90} : 17 heures).

Il est possible, à partir de ces résultats, de corréler les taux de mortalité obtenus avec l'intensité reçue par la cellule pendant une heure. Sur la figure 6 est reporté l'ensemble des résultats obtenus lors des expériences réalisées en laboratoire et *in situ* pour différentes conditions d'ensoleillement ; on constate qu'il existe une bonne corrélation entre les deux paramètres ($T_{90} = 3714 I^{-0.48}$, $n = 41$, $r^2 = 0,76$). Pour de fortes intensités lumineuses ($> 10^6 \mu\text{E m}^{-2} \text{h}^{-1}$), correspondant à des éclaircissements estivaux dans des eaux claires et en surface, les T_{90} sont inférieurs à 5 heures ; lorsque l'intensité diminue, du fait de la couverture nuageuse, de la profondeur ou de la turbidité, les T_{90} (= temps nécessaire pour que 90 % des bactéries ne cultivent plus) augmentent et peuvent alors

Figure 6

Corrélation entre les valeurs de T90 et l'intensité lumineuse.
Résultats obtenus *in vitro* et *in situ*, estuaire de Morlaix.

Relationship between T90 values and the hourly light intensity.
Survival trials in field and flasks, Morlaix estuary.



varier de quelques dizaines d'heures à quelques jours. On observe, par ailleurs, une plus grande dispersion des points à l'obscurité : en absence d'ensoleillement, d'autres paramètres pourraient alors jouer un rôle dans les phénomènes de mortalité ou de survie de la bactérie, comme par exemple la teneur en éléments nutritifs, la température, ou l'état physiologique de la bactérie, *etc.*

CONCLUSIONS

Dans les systèmes côtiers estuariens, la présence de matière en suspension et de matière organique confère au milieu des caractéristiques spécifiques favorables à une mortalité lente des bactéries ; la matière organique naturelle possède des éléments nutritifs et des osmoprotecteurs qui permettent à la bactérie de lutter

efficacement contre le stress osmotique. Des résultats semblables ont été obtenus *in vitro* (Bonnefont *et al.*, 1990) et au niveau du sédiment (Ghoul *et al.*, 1990). Indirectement, en arrêtant la lumière, les matières en suspension contribuent à augmenter les temps de survie. Ces travaux réalisés en baie de Morlaix semblent expliquer les T90 très longs trouvés en Manche atlantique (Pommepuy *et al.*, 1987 ; Institut Pasteur de Lille, 1985) et en eau saumâtre (Alibou, 1987). Ils pourraient expliquer également pourquoi, dans les eaux pauvres et bien ensoleillées, les auteurs observent des T90 très courts (Chamberlin et Mitchell, 1978 ; Bellair *et al.*, 1977).

Remerciements

Nous remercions P. Bassoullet pour ses conseils et sa participation lors des travaux sur la sédimentologie.

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. Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier*, 218 pp.
- Aminot A. (1983). Mesure des matières en suspension. in : Manuel des analyses chimiques en milieu marin, Centre National pour l'Exploitation des Océans (CNEXO), 1983.
- Bellair J.T., G.A. Parr Smith et I.G. Wallis (1977). Significance of diurnal variation in fecal coliform die off rates in the design of ocean outfalls. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, septembre, 2022-2030.
- Bonnefont J.L., Y.-P. Martin et B. Guiennet (1990). Étude expérimentale de la décroissance des bactéries fécales en milieu marin, quantification, facteurs impliqués. *Wat. Res.*, **24**, 3, 267-273.
- Carlucci A.F. et D. Pramer (1960). An evaluation of factors affecting the survival of *Escherichia coli* in sea water. I : Experimental procedures. *Appl. Microbiol.*, **8**, 243-227.
- Chamberlin E. et R. Mitchell (1978). A decay model for enteric bacteria in natural waters. in : *Water pollution microbiology*, Vol. 2, R. Mitchell, éditeur, 325-348.
- Cohen G.N. et H.V. Rickenberg (1956). Concentration spécifique réversible des amino-acides chez *E. coli*. *Annls Inst. Pasteur*, **91**, 693-720.
- Crane S.R. et J.A. Moore (1986). Modelling enteric bacterial die-off ; a review. *Wat. Air Soil Pollut.*, **27**, 411-433.
- Csonka L. (1989). Physiological and genetic responses of bacteria to osmotic stress. *Microbiol. Rev.*, **53**, 1, 121-147.
- El Sharkawi F., L. El Attar, A. Abdek Gaward et S. Malazem (1989). Some environmental factors affecting survival of fecal pathogens and indicator organisms in sea water. *Wat. Sci. Technol.*, **21**, 1, 115- 120.
- Fujioka R.S., M.M. Hashimoto, E.B. Siwak et R.H. Young (1981). Effect of sunlight on survival of indicator bacteria in seawater. *Appl. environ. Microbiol.*, **41**, 3, 690-696.

- Gameson A.L.M. et D.J. Gould** (1985). Bacterial mortality. In : *Investigation of sewage discharge to some British coastal waters*, Part. 2, Chap. 8. Water Research Center, 40 pp.
- Ghoul M., T. Bernard et M. Cormier** (1990). Evidence that *Escherichia coli* accumulates glycine-bétaïne from marine sediments. *Appl. environ. Microbiol.*, **56**, 2, 551-554.
- Grimes D.J. et R.R. Colwell** (1986). Viability and virulence of *E. coli* suspended by membrane chamber in semi tropical ocean water. *FEMS Microbiol. Letts*, **34**, 161-165.
- Harremoës P.** (1975). *In situ* methods for determination of microbial disappearance in sea water, in : *Discharge of sewage from sea outfalls*. A.L.N. Gameson, éditeur, Pergamon Press, New York, 181-190.
- Hobbie J.E., R.J. Daley et S. Jasper** (1977). Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl. environ. Microbiol.*, **33**, 1225-1228.
- Institut Pasteur de Lille** (1985). Devenir des germes entériques en Mer du Nord. Contrat IFREMER 83/3046B, juin 1985, 152 pp.
- Le Hir P., J.-F. Guillaud, M. Pommepuy, F. Le Guyader et J.-C. Salomon** (1990). Modélisation du transport dissous et particulaire dans l'estuaire de Morlaix. Application au devenir des bactéries entériques. *La Houille Blanche*, **3/4**, 273-278.
- Le Rudulier D. et L. Bouillard** (1983). Glycine-bétaïne, an osmotic effector in *Klebsiella pneumoniae* and other members of the Enterobacteriaceae. *Appl. environ. Microbiol.*, **46**, 152-159.
- Mitchell R. et C. Chamberlin** (1975). Factors influencing the survival of enteric microorganisms in the sea : an overview. In : *Discharge of sewage from sea outfalls*. A.L.N. Gameson, éditeur, Pergamon Press, 237-251.
- Plusquellec A.** (1984). Contribution à l'étude de la pollution bactérienne des eaux littorales. Cas particulier de la baie de Concarneau-La Forêt. Thèse de 3^{ème} cycle. Université de Bretagne Occidentale, Brest, France. 202 pp.
- Pommepuy M., M. Cormier, L. Brunel et M. Breton** (1987). Étude de la flore bactérienne d'un estuaire breton (Élorn-rade de Brest). *Oceanologica Acta*, **10**, 2, 187-196.
- Pommepuy M., J.-F. Guillaud, F. Le Guyader, E. Dupray, et M. Cormier** (1989). Le devenir de la charge bactériologique des sédiments dragués. *Proceeding of the International Seminar on the Environmental aspects of dredging activities*, Nantes, 27 novembre-1^{er} décembre 1989.
- Rhodes M.W. et H. Kator** (1988). Survival of *E. coli* and *Salmonella* spp. in estuarine environments. *Appl. environ. Microbiol.*, **54**, 12, 2902-2907.
- Salomon J.-C. et M. Pommepuy** (1990). Mathematical model of bacterial contamination of the estuary of Morlaix (France). *Wat. Res.*, **24**, 8, 931-939.

