

Les rejets urbains en mer

JF Guillaud*, A Romana**

L'amélioration des conditions de rejet en mer des effluents urbains nécessite une approche pluridisciplinaire qui permette de prendre en compte les spécificités de la zone littorale réceptrice dans l'évaluation de l'effort d'épuration à mettre en place.

La prise de conscience de l'importance des rejets urbains vis-à-vis du milieu marin est récente, malgré les impacts directs de ces rejets sur l'environnement littoral et sur les nombreuses activités côtières, tels que les risques d'eutrophisation et de contamination microbiologique ou chimique ; c'est en fait depuis les années 70, grâce aux connaissances scientifiques alors disponibles, que des mesures réglementaires et des moyens techniques ont été mis en place pour limiter au mieux l'impact de ces rejets en mer [1]. Plus récemment, le 21 mai 1991, la CEE a adopté une directive concernant le rejet des eaux résiduaires urbaines dans les eaux douces et marines.

Afin de progresser dans la résolution des problèmes que posent les rejets urbains en zone côtière, l'Ifremer a développé sur ce thème, depuis 1986, une recherche pluridisciplinaire originale. L'objectif essentiel de ce programme d'étude est de déterminer le devenir et les effets des effluents urbains déversés en mer, à partir d'une meilleure prise en compte des processus et des mécanismes spécifiques au milieu littoral. Ces travaux ont été entrepris en collaboration avec de nombreux laboratoires de recherche français et avec le concours de l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse.

■ Des sites expérimentaux d'études

Pour des raisons d'efficacité, la majorité des études pluridisciplinaires nécessaires au déroulement de ce programme ont été volontairement focalisées sur deux sites littoraux, représentatifs des technologies d'épuration les plus utilisées et des configurations de rejets fréquemment rencontrées en zone côtière (fig 1).

*Ifremer, Centre de Brest, DEL/AA, BP 70, 29280 Plouzane. Tel : 98 22 40 40 ; Fax : 98 22 45 48.

**Ifremer, Centre de Toulon, DEL/CCM, BP 330, 83507 La-Seyne-sur-mer Cedex. Tel : 94 30 48 00 ; Fax : 94 30 13 72

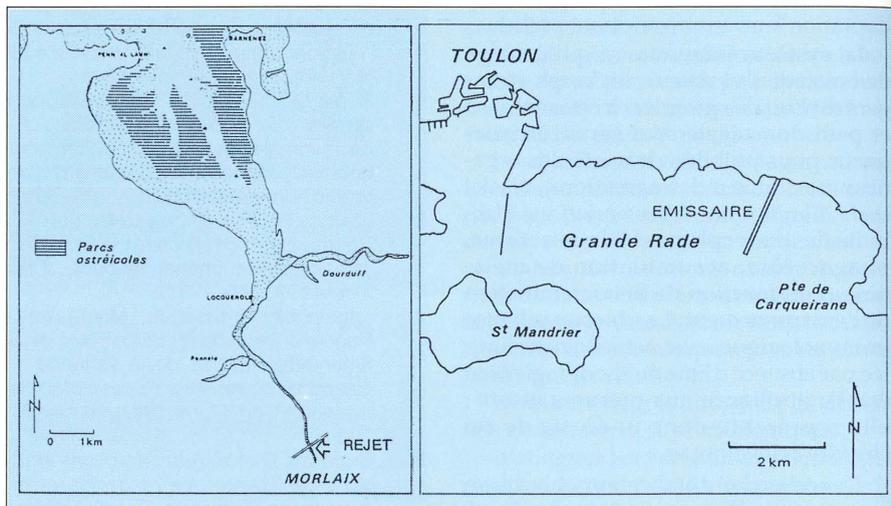


Fig 1. Les sites d'études de Morlaix et de Toulon.

Le premier site de rejet est celui de Morlaix sur le littoral de la Manche, où les effluents épurés se déversent en tête d'un estuaire soumis à une marée de grande amplitude (9 m en vive-eau), et qui comporte de larges estrans occupés, dans la partie aval, par des parcs ostréicoles. La station d'épuration réalise un traitement biologique à boue activée forte charge des effluents issus de l'agglomération (24 000 habitants).

Le deuxième site est celui de Toulon-Est sur le littoral méditerranéen ; la station d'épuration collecte les effluents d'environ 65 000 habitants et les eaux épurées sont rejetées à 43 m de profondeur grâce à un émissaire de 1800 m de long. La station physico-chimique de Toulon-Est met en œuvre la floculation par précipitation de l'hydroxyde ferrique obtenu par addition de chlorosulfate ferrique, de chaux et de polymères organiques. Les boues sont récupérées par décantation lamellaire. La zone de rejet, située dans la grande Rade de Toulon, est caractérisée par des courants relativement faibles, en particulier en dessous de 10 m de profondeur, et par l'installation d'une thermocline en période estivale.

■ La dispersion des effluents

Les processus intervenant au cours de la dispersion des rejets dans la zone côtière ont été examinés grâce à différentes campagnes de mesures *in situ* et à l'aide de modèles mathématiques d'advection-dispersion mis en place sur les deux sites d'étude.

À Toulon, la modélisation a tout d'abord porté sur la remontée du panache et la profondeur de captage en fonction du débit, des conditions de stratification thermique et des courants ; dans une deuxième phase, le modèle calcule, en fonction des courants, le transport et le mélange du nuage de pollution formé par le panache étalé en surface ou en profondeur, en cas de captage sous la thermocline [2]. Lors de la remontée des effluents dans le panache, les ordres de grandeur de la dilution sont, pour un débit moyen de 600 m³/h et une profondeur de 40 m, de 50 à 150 en surface et de 40 à 60 si l'effluent est bloqué à 20 m de profondeur sous la thermocline. Lors de la deuxième étape de dilution (transport horizontal), il existe une zone de mélange intense (diffusion importante,

écoulement radial) de 100 à 200 m de diamètre où la dilution est multipliée par un facteur compris entre 2 et 20 en surface et entre 1,5 et 4 en profondeur. Au-delà de 200 m, la dilution n'est multipliée que par un facteur 1,5 à 3 tous les 500 m.

Sur le site de Morlaix, le transport et la dispersion des effluents urbains sont calculés à l'aide d'un modèle mathématique unidimensionnel dans la partie amont et bidimensionnel horizontal dans la partie aval [3]. Cette modélisation de la dispersion des éléments dissous est complétée par un modèle de transport des sédiments cohésifs qui peut être utilisé pour simuler le transport de contaminants particulaires ou adsorbés sur les matières en suspension [4]. Sur ce site, la dilution des effluents est essentiellement fonction des conditions de débit et de marée. Les dilutions les plus faibles de l'effluent, au sud de la baie, sont comprises entre 50 et 100 (basse mer, vive-eau, étiage). Le modèle mathématique d'advection-dispersion mis en place permet de déterminer la concentration d'un élément conservatif rejeté par la station en un point quelconque du site et à un instant donné ; il permet aussi de cartographier (fig 2) l'impact du rejet d'un élément non conservatif tel que les bactéries fécales, en intégrant une loi de mortalité vérifiée *in situ* [3].

■ Les rejets de sels nutritifs

Les apports en éléments nutritifs par les stations d'épuration dépendent non seulement des flux d'effluents bruts reçus, mais aussi des rendements d'élimination de l'azote et du phosphore au cours du transit dans les installations d'épuration.

Dans les stations d'épuration biologique, sans procédé spécifique de dénitrification, les rendements d'élimination de l'azote total oscillent de 30 à 80% selon qu'il s'agit de station à forte ou à faible charge ; à Morlaix, station à forte charge, ces rendements sont actuellement de 32%. L'élimination du phosphore total dans les stations biologiques à boues activées se fait avec un rendement plus faible généralement compris entre 20 et 50% ; à Morlaix, le rendement est aujourd'hui de 26%.

Dans les stations physico-chimiques, la situation est inverse avec un rendement plus faible, compris entre 5 et 20%, pour l'élimination de l'azote total (6% à la station de Toulon-Est), et une élimination plus forte du phosphore, généralement supérieure à 60% (67% à Toulon-Est) du fait du principe d'épuration fondé sur la floculation chimique [5].

Les apports en sels nutritifs, qui sont des éléments nécessaires à la croissance des végétaux en zone littorale, peuvent devenir des facteurs d'eutrophisation sur certains sites sensibles, du fait de leurs caractéristiques morphologiques ou hydrodynamiques. Lorsqu'il y a un apport excessif de sels nutritifs sur une zone littorale, les parts relatives dues aux

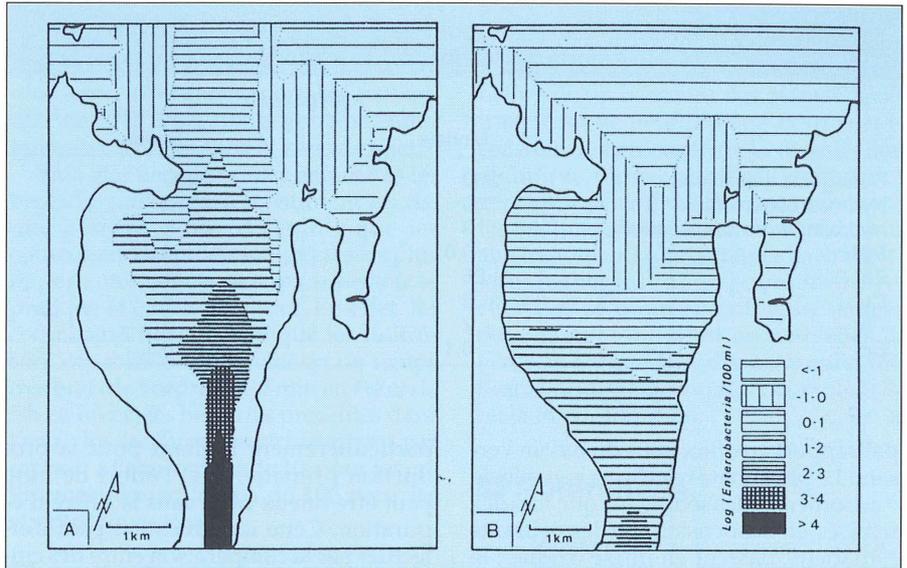


Fig 2. Calcul des concentrations en bactéries dans l'estuaire de Morlaix. A : basse-mer, B : pleine-mer (3).

effluents urbains et aux fleuves côtiers doivent être déterminées avant tout investissement destiné à réduire les rejets urbains. Dans certaines régions agricoles, comme la Bretagne, on constate souvent que les flux d'azote en provenance des bassins versants sont bien supérieurs à ceux issus des agglomérations littorales ; la situation est cependant moins tranchée pour le phosphore. Sur le littoral méditerranéen, l'existence d'upwellings côtiers, par exemple en régime de mistral, peut constituer une source importante d'eau de fond, plus riche en sels nutritifs.

Le devenir des sels nutritifs apportés à la zone littorale sera essentiellement fonction des processus de dilution physique, de consommation par les végétaux et, éventuellement, d'adsorption-désorption sur le matériel particulaire. Dans les zones méditerranéennes ouvertes comme le site de Toulon, où les rejets par émissaire se font en profondeur, on observe, lors de la remontée des effluents en surface, une première dilution rapide des sels nutritifs par un facteur égal ou supérieur à 100, lors de la remontée des effluents en surface ; ensuite lors de la dispersion horizontale dans le champ proche, les concentrations en azote et en phosphore atteignent, à une distance de l'émissaire comprise entre 800 et 1000 m, la gamme de variation naturelle des teneurs en sels nutritifs des eaux côtières (fig 3). Contrairement aux risques de dystrophie que représentent les rejets de sels nutritifs par les apports urbains dans les étangs méditerranéens, les apports d'éléments nutritifs d'origine urbaine dans des zones ouvertes et oligotrophes, telles que la rade de Toulon, ne semblent pas susceptibles d'entraîner de grave problème d'eutrophisation. Ceci est confirmé par l'absence d'augmentation des teneurs en chlorophylle dans le champ proche de l'émissaire et par l'absence de déficit en oxygène dissous au fond.

absence de déficit en oxygène dissous au fond.

Dans les zones estuariennes, comme à Morlaix, les apports d'azote par les rejets urbains sont souvent faibles par rapport aux flux de nitrate issus des bassins versants, notamment en région agricole ; par contre, les rejets urbains d'ammonium, qui constituent souvent la forme prépondérante de l'azote rejeté par les stations d'épuration, peuvent provoquer une augmentation significative des concentrations en cet élément dans le milieu ; cette forme réduite de l'azote minéral, susceptible d'entraîner une consommation d'oxygène dissous dans l'estuaire lors de son oxydation, peut aussi se révéler toxique, notamment pour les salmonidés, par sa forme non ionisée (NH_3) ; cette dernière est en équilibre avec l'ion ammonium et cet équilibre est régi par les conditions de pH, de température et de salinité. La valeur impérative proposée par la CEE pour le maintien de la qualité des eaux salmonicoles, qui est de 0,025 mg/l de NH_3 , est parfois dépassée sur le site de Morlaix.

Les apports de phosphate en estuaire par les stations d'épuration représentent en général une proportion plus importante que les apports urbains d'azote,

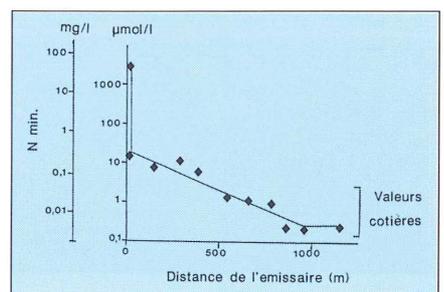


Fig 3. Concentrations en azote minéral dissous dans la zone de rejet par émissaire de Toulon-Est.

Tableau I – Apports en micropolluants par jour et par habitant (stations de Morlaix et de Toulon)

	mg/j par hab	
	Morlaix	Toulon
Détergents anioniques	300	2000
Hydrocarbures totaux	700	340
Hydrocarbures aromatiques	3	4
PCB	0,01	0,03
Zn	26	18
Cu	5	4
Pb	2	3
Cd	0,1	0,1

par rapport aux flux issus du bassin versant. Le phosphate rejeté sera capable de s'adsorber sur les sédiments qui, lors des remises en suspension par les courants estuariens, passent en phase oxygène ; le phosphore ainsi stocké dans les sédiments superficiels fins pourra être libéré lorsque ces sédiments redeviennent anoxiques et lorsque les concentrations dans l'eau surnageante sont suffisamment basses.

Les risques d'eutrophisation en zone Manche-Atlantique sont fonction non seulement des apports de nutriments, mais aussi du confinement géographique ou hydrodynamique des zones littorales où s'effectuent les rejets urbains ou agricoles et caractérisé par une faible circulation résiduelle de marée [6]. Dans ces sites sensibles à l'eutrophisation, qui connaissent des développements importants de macro-algues ou de phytoplancton, il convient tout d'abord de bien relativiser les apports urbains par rapport aux flux d'éléments nutritifs en provenance des bassins versants ; cette comparaison doit être faite notamment en périodes critiques printanière et estivale, et elle peut permettre de fixer des priorités dans la lutte contre les apports excessifs de nutriments.

Dans le cas d'apports urbains prépondérants dans une zone à risque d'eutrophisation, il convient d'identifier si un sel nutritif (azote ou phosphore) est plus

particulièrement limitant pour la production primaire, et si l'effort de lutte peut être mieux ciblé dans la filière d'épuration. Cette identification peut s'effectuer par la comparaison entre des cultures phytoplanctoniques en milieux diversément enrichis en éléments nutritifs et des cultures en milieu témoin. Une autre méthode consiste à suivre, pour les macroalgues, le contenu des tissus végétaux en azote et en phosphore, de façon à déterminer l'élément pour lequel l'algue est la plus carencée en période productive.

En zone littorale Manche-Atlantique, l'élément limitant est en général l'azote, sauf dans certains secteurs très côtiers fortement influencés par l'arrivée d'un fleuve important ; les rapports molaires N/P marins sont généralement inférieurs à ceux des rivières où le phosphore est souvent limitant. Par ailleurs, les sédiments fins littoraux seraient une source importante de phosphore pour la colonne d'eau en cas de forte consommation par la biomasse végétale.

Les rejets de micropolluants

Les taux d'élimination des micropolluants organiques dans les stations à boues activées sont, en régime normal, supérieurs à 80%, à l'exception de composés tels que le Lindane ou le pentachlorophénol (taux d'abattement compris entre 10 et 20%), qui sont peu dégradables, peu adsorbables, faiblement volatils et donc mal éliminés. Dans les stations physico-chimiques, les taux d'élimination de la majorité des micropolluants organiques sont plus faibles et compris entre 40 et 70%.

Les rendements d'élimination des métaux varient de 60 à 80% dans les deux types de stations et ils sont significativement liés aux taux d'élimination des matières en suspension.

Les apports moyens journaliers par habitant au sortir des deux stations d'épuration étudiées sont reportés dans le tableau I [7]. Les valeurs varient de plusieurs ordres de grandeur en fonction des différents contaminants, mais sont relativement proches dans les deux filières, pour un même polluant ; ils donnent une bonne évaluation des apports

par habitant pour des agglomérations faiblement industrialisées.

La toxicité des effluents

Afin d'évaluer la toxicité des effluents rejetés et en particulier des contaminants qu'ils contiennent, les concentrations les plus faibles de polluants à effet subléthal ont été recensées à partir des données de la littérature ou des résultats d'expériences [8]. Ces valeurs ont été comparées aux concentrations les plus fortes pouvant être trouvées dans le milieu, à la sortie des rejets de Toulon et Morlaix. Il en ressort que les dilutions instantanées minimales des effluents dans le milieu, de l'ordre de 1/50^e, suffisent à ramener les teneurs au-dessous des seuils toxiques les plus bas, à l'exception des détergents anioniques qui peuvent constituer un risque pour l'environnement. Les rendements d'élimination des détergents, plus faibles à Toulon (40%) qu'à Morlaix (91%), conduisent au rejet de 47 t/an de détergents anioniques sur ce premier site et de 3 t/an sur le second. Les détergents anioniques rejetés en mer sont aussi une cause indirecte de la dégradation de la végétation littorale par l'intermédiaire des aérosols marins riches en détergents et susceptibles d'attaquer les cires végétales.

La toxicité globale des effluents traités a aussi été évaluée à l'aide de tests écotoxicologiques. À partir des effluents de Morlaix, on a examiné l'action de différentes dilutions de l'effluent dans l'eau de mer sur le développement embryonnaire de larves de moules et d'huîtres (fig 4) ; les taux d'anomalies sont significativement supérieurs au témoin pour des dilutions de l'effluent inférieures à 50^e, que l'effluent soit ou non filtré sur 0,22 µm [8].

Des tests concernant la spermioxicité et l'embryotoxicité de l'effluent épuré de Toulon sur l'oursin ont été réalisés. Ils révèlent une toxicité pour des dilutions de l'effluent inférieure à 1/250^e ; cet effet toxique semble lié à l'ajout de flocculant au cours du traitement physico-chimique, sans que le mécanisme n'ait pu être clairement déterminé ; on retrouve cet effet toxique dans les sédiments superficiels autour de l'émissaire, en particulier dans la fraction fine inférieure à 63 µm.

L'estimation des zones soumises à un effet toxique direct des effluents, sans prendre en compte les processus de bioaccumulation possible, repose donc sur la détermination de l'aire géographique où la dilution est inférieure à une valeur de l'ordre de 1/250^e. L'importance de cette zone est fonction des conditions hydrodynamiques. Elle peut atteindre 6 km dans le cas de Morlaix (étiage, bassemer de viveau) et une dizaine de kilomètres dans le cas de Toulon (faible courant de surface).

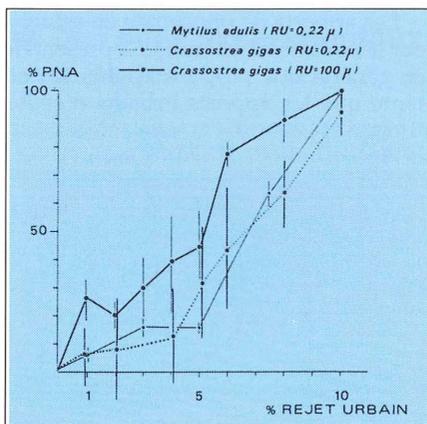


Fig 4. Pourcentage net de larves anormales d'huîtres et de moules (PNA) en fonction du pourcentage d'effluents urbains filtrés à 0,22 et à 100 µm (8).

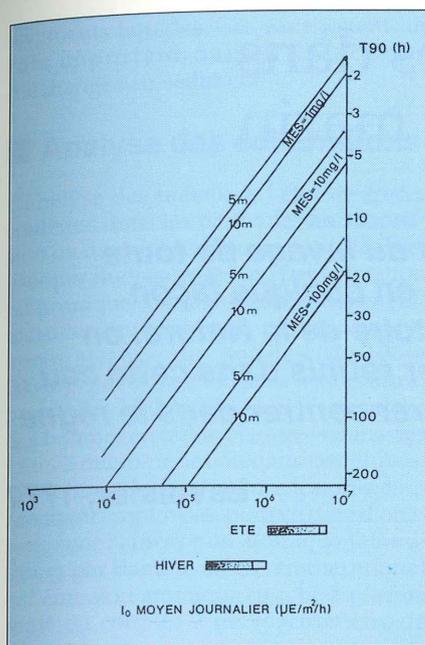


Fig 5. Relation entre la turbidité, la profondeur, l'intensité lumineuse et le T90 des coliformes fécaux (9).

La contamination par microorganismes

Les concentrations élevées en microorganismes dans les effluents urbains bruts (environ 10^8 coliformes fécaux et jusqu'à 10^3 particules virales par litre) ne sont en moyenne réduites que d'une unité logarithmique dans les stations biologiques classiques, comme à Morlaix, et de moins de 0,5 unité logarithmique dans les stations physico-chimiques, comme à Toulon. Le taux d'élimination des bactéries fécales, dans les stations biologiques, et par ailleurs lié à celui des matières en suspension.

Lorsque les bactéries rejetées arrivent en mer, elles sont soumises à plusieurs stress qui sont dus, en particulier, à l'augmentation de la pression osmotique, à l'oligotrophie et à l'action de la lumière. Dans les zones riches en matières organiques, il semble que les bactéries trouvent dans l'eau et dans les sédiments des osmoprotecteurs, comme la bêtaïne, qui leur permettent de développer des mécanismes d'halotolérance [9].

Par ailleurs, le temps de disparition des bactéries en mer est lié à l'énergie lumineuse reçue par ces bactéries. Cette énergie sera fonction de l'ensoleillement, de la turbidité des eaux et de la profondeur (fig 5) ; ainsi observe-t-on des T90 (temps de disparition de 90% des bactéries) de l'ordre de l'heure en Méditerranée, lorsque les effluents sont en surface, et de plusieurs centaines

d'heures en zone estuarienne turbide de l'Atlantique ; dans ce dernier cas, les processus physiques de dilution jouent un plus grand rôle que la mortalité biologique dans la diminution des concentrations en bactéries dans la zone de rejet.

Bien que dans les zones balnéaires les bactéries pathogènes constituent un risque pour la santé, il semble que les conséquences épidémiologiques les plus importantes concernent les zones où se pratique la conchyliculture. En effet, les coquillages filtreurs tels que les huîtres sont capables d'accumuler en un temps très bref (de l'ordre de 30 min en été et de 5 h en hiver) les bactéries présentes dans l'eau ; les facteurs d'enrichissement par rapport à l'eau varient de 10, pour les coliformes fécaux, à plus de 100 pour les streptocoques fécaux.

La limitation des impacts

L'amélioration des conditions de traitement et de rejet des effluents urbains en zone littorale passe par plusieurs étapes : – optimisation du choix des points de rejets sur chaque site, à l'aide notamment de la modélisation mathématique. Elle permet d'évaluer, en fonction des caractéristiques hydrodynamiques de la zone, la meilleure dilution possible ; celle-ci représente souvent le facteur le plus efficace pour diminuer les concentrations en contaminants biodégradables ;

– recherche et maintien d'un niveau correct d'élimination des micropolluants rémanents ; les contaminants organiques ont aussi un taux élevé d'adsorption sur le matériel organique particulaire car ces deux paramètres sont directement fonction du coefficient de partage octanol/eau ; l'élimination poussée des matières en suspension organiques devrait donc en diminuer les apports ;

– réduction des apports en azote et/ou en phosphore, par des procédés aujourd'hui bien maîtrisés en station d'épuration. Cette réduction ne devra être mise en place que dans le cas où la zone de rejet est sensible à l'eutrophisation et où les rejets urbains constituent l'essentiel des apports en sels nutritifs ; elle nécessite aussi une détermination de l'élément nutritif limitant dans la zone eutrophe ;

– diminution des apports en microorganismes lorsque les conditions de dilution ou de mortalité sont insuffisantes sur certaines zones sensibles, de type conchylicole ou balnéaire. A côté de procédés fiables s'ils sont bien gérés, comme l'infiltration ou le lagunage, des filières de désinfection chimique exigent, pour être efficaces et les moins polluantes possibles, d'être employées sur des effluents parfaitement épurés chimiquement (fai-

bles teneurs en matières en suspension, en matière organique et en ammoniacale). Néanmoins, l'hypothèse de phénomènes de reviviscence de germes après traitement ne peut pas être écartée et le contrôle de l'efficacité de la désinfection chimique repose sur l'utilisation des germes-test témoins de contaminations fécales qui sont souvent moins résistants aux traitements que certaines bactéries et virus pathogènes. C'est pourquoi des recherches se poursuivent actuellement pour la mise au point de nouvelles filières de désinfection des eaux usées utilisant l'acide péracétique, l'ozone, les UV ou la micro-filtration. ■

Références

- 1 Ministère de l'Environnement (1983) Assainissement en zone littorale. Cahiers techniques de la direction de la prévention des pollutions 11, 92 p
- 2 Thouvenin B (1991) Caractéristiques et modélisation d'un rejet par émissaire. Ifremer Actes de colloques 11 « La mer et les rejets urbains ». Bendor 13-15 juin 1990, 221-236
- 3 Salomon JC, Pommepuy M (1990) Mathematical model of bacterial contamination of the estuary of Morlaix (France). *Wat Res* 24, 983-994
- 4 Le Hir P, Guillaud JF, Pommepuy M, Le Guyader F, Salomon JC (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
- 5 Aminot A, Guillaud JF (1991) Apports en matière organique et en sels nutritifs par les stations d'épuration. Ifremer, Actes de colloques 11 « La mer et les rejets urbains ». Bendor 13-15 juin 1990, 11-26
- 6 Ménesguen A (1990) Eutrophication along the french coasts. In: *Eutrophication-related Phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean Coastal Zones*. CEC Water Pollution Research Report 16 (H Bart, L Fegan, eds) 63-82
- 7 Romana LA, Boutier B, Marchand M, Loarer R, Brisset P, Caillot A, Arnoud A (1991) Apports en micropolluants organiques et minéraux. Ifremer Actes de colloques 11 « La mer et les rejets urbains ». Bendor 13-15 juin 1990, 153-170
- 8 Lassus P, Bogé G, Gentien P, Loarer R, Pagano G, Quiniou F (1991) Toxicité des rejets urbains Ifremer. Actes de Colloques 11 « La mer et les rejets urbains ». Bendor 13-15 juin 1990, 171-186
- 9 Pommepuy M, Guillaud JF, Dupray E, Derrien A, Le Guyader F, Cormier M (1992) Enteric bacteria survival factors. *Proceedings of International Conference on Waste Water management in coastal areas* (Montpellier 31/3-2/4/1992), 137-146