

Étude sur la diffusion des pollutions bactériennes en mer

par M. AUBERT* et J. AUBERT**

La mer a depuis toujours constitué le réceptacle naturel des eaux résiduaires des populations littorales. Constituées pour la plus grande partie par des effluents domestiques, ces eaux, du fait du développement industriel de notre civilisation, reçoivent un apport non négligeable d'eaux usées provenant de l'industrie, charriant ainsi des produits chimiques et des substances toxiques. Ces eaux urbaines, de qualités biologiques et chimiques très différentes des eaux marines, vont entraîner par leurs rejets, des modifications physico-chimiques ou biologiques du milieu marin, s'étendant à des distances souvent assez considérables, selon leur distribution par les courants.

METHODES D'ETUDE DE LA DISPERSION DES EAUX RESIDUAIRES APRES LEUR REJET EN MER.

Les méthodes d'étude permettant de juger de l'expansion des eaux résiduaires, auront pour but de déterminer l'évolution de ces eaux après leur rejet en mer, leur capacité polluante et leur influence sur le littoral ; elles comportent d'une part, l'étude du milieu marin où s'effectue le rejet et, d'autre part, l'étude de la dynamique du rejet.

ETUDE DU MILIEU MARIN OU S'EFFECTUE LE REJET.

La courantométrie : Les courants qui entraînent les eaux résiduaires après leur sortie sont de deux ordres : les principaux sont les courants de dérive superficielle, dus à l'action du vent à la surface de la mer qui provoque un mouvement moléculaire créant, ainsi, une systématique à laquelle la veine d'eaux douces issue de l'émissaire va être soumise ; ils sont donc un des facteurs principaux de la dispersion des agents polluants. Les courants généraux, par ailleurs, sont susceptibles d'intervenir, mais plus particulièrement dans la partie moyenne et profonde de ces eaux.

* Directeur du Groupe de Recherches de Biologie et d'Océanographie Médicale de l'I.N.S.E.R.M.

** Chargé de Recherches de l'I.N.S.E.R.M.

et leur influence ne se manifestera que lorsque les courants de dérive sont absents.

Si les courantomètres classiques à hélice donnent de bons résultats pour les couches profondes, on leur préférera pour l'étude de la couche superficielle les courantomètres ou flotteurs de dérive dont on suit l'évolution par repérage topographique ; d'autre part, l'utilisation de flotteurs homothétiques des matières dilacérées (par leur densité et leur flottabilité), circulant immergés juste sous la surface de l'eau, lancés au niveau du point de rejet, permettra de voir la destinée des macro-déchets.

Ainsi, on peut reconstituer, après plusieurs heures de dérive, les vecteurs de courants pour une condition météorologique donnée, et la dérive des flotteurs homothétiques donnera une carte de l'évolution des macro-déchets entraînés par les courants superficiels, soit par prélèvements topographiques successifs, soit par photographies aériennes.

L'étude du complexe température-salinité : Ces deux paramètres sont caractéristiques de l'individualisation de diverses masses d'eau marine. Les résultats des analyses systématiquement effectuées en de nombreuses stations, permettront de tracer des courbes isothermes et isohalines donnant ainsi la situation hydrologique et la reconstitution de l'équilibre et de la dynamique de la zone d'étude.

Les mesures de température seront faites soit par thermomètres à clapet ou à renversement, soit par thermomètres électroniques avec thermistance immergée qui permettent d'effectuer les mesures pendant la marche du navire océanographique. Parallèlement, la salinité est dosée, soit par la méthode classique de KNUDSEN, soit par des électro-salinomètres basés sur la mesure de la conductibilité.

ETUDE DE LA DYNAMIQUE DU REJET.

Les traceurs naturels : Faisant partie intégrante de l'effluent lui-même, ils seront des indicateurs de son évolution en mer.

Les traceurs chimiques — L'un des plus simples est la salinité : elle permet de calculer le coefficient de la dilution de l'eau douce émanant de l'émissaire au cours de sa dispersion en mer.

L'azote est un des plus caractéristiques. On le recherchera aussi bien dans les sédiments que dans l'eau elle-même, soit sous forme d'azote total, soit sous forme de nitrates ou de nitrites. Les taux très élevés trouvés dans les eaux d'égouts sont, en général, 30 fois supérieurs à ceux trouvés dans la mer ; dans les sédiments avoisinant l'émissaire, les taux d'azote total sont aussi très importants du fait des grosses particules organiques qui tendent à tomber vers le fond suivant les zones préférentielles.

Les phosphates sont des éléments caractéristiques des eaux de rivière et des émissaires. En effet, s'ils existent en très faible concentration dans l'eau de mer (1 à 10 microgrammes/litre) leur taux est cent fois plus élevé dans les effluents.

L'oxygène dissous apportera une information supplémentaire dans les zones de pollution situées dans les baies fermées ou les enceintes portuaires où la demande biochimique d'oxygène (D.B.O.) risque d'être dépassée, alors que dans les baies ouvertes, le brassage constant existant à la surface de la mer facilite l'oxygénation de la couche superficielle.

Les traceurs biologiques : Si les traceurs physico-chimiques reproduisent du point de vue physique, d'une manière suffisamment fidèle, le comportement d'un rejet d'eaux douces en mer, ils ne peuvent reproduire aussi exactement le comportement particulière et biologique des éléments contenus dans l'eau d'égout mis en contact avec le milieu marin dont les témoins les plus significatifs, du point de vue de l'hygiéniste, sont les germes entériques, tests de contamination fécale. Ainsi, les traceurs biologiques d'une pollution crée par un rejet seront les bactéries telluriques émises par cet émissaire, et les analyses bactériologiques effectuées à des distances variables, soit en quadrillage, soit suivant la zone de dérive, permettront d'évaluer la capacité polluante du rejet, tant en surface qu'en profondeur. Les résultats de ces analyses donneront les taux bactériens trouvés en fonction de la distance de l'émissaire et pourront être reportés sous forme de courbes d'isobactéricité.

Les mesures des taux bactériens effectués en s'éloignant progressivement de l'émissaire montrent que les bactéries diminuent très largement pour disparaître presque complètement à des distances de l'ordre de 3.000 mètres (par exemple pour un rejet titrant en moyenne 1.000.000 de germes aérobies/ml dont le débit est de 1 m³/seconde on ne trouve que quelques germes/ml après 3 à 4.000 mètres).

Indépendamment des germes tests de pollution, nous utilisons comme traceurs des bactéries génétiquement différenciées (mutant d'une souche d'*E. coli* n° 27 sélectionnée par le Laboratoire de Chimie bactérienne (C.N.R.S. Marseille), facilement identifiables parmi les germes habituels de l'eau d'égout du fait de leurs caractères spécifiques d'origine génétique (streptomycino-résistantes et auxotrophes à l'égard de la méthionine).

Les traceurs artificiels : En dehors de ces traceurs naturels, on peut utiliser des traceurs artificiels, comme les traceurs colorés ou radioactifs qui marquent le fluide lui-même.

On pourra les employer, l'un comme l'autre, soit en injection ponctuelle, soit en injection continue et les eaux ainsi marquées pourront être suivies à des distances assez longues et permettront de calculer les valeurs successives de la dilution.

Parmi les traceurs radioactifs, on utilisera les corps à vie courte, comme l'Iode 131 ou le Brome 82, dont on suivra la radioactivité à l'aide de sondes immergées à diverses profondeurs. Parmi les traceurs colorés, le plus intéressant actuellement est la Rhodamine B et ses dérivés (super Rhodamine G), mesurés à l'aide d'un fluorimètre. Ces méthodes de mesure très sensibles permettent de déceler des taux de dilution de traceurs de 5×10^{-11} curie par litre ou de 5×10^{-11} kg/litre. Ces dernières méthodes représentent un apport important pour cette recherche, bien qu'elles soient entachées de certaines imprécisions liées au comportement micro ou macro-particulaire de l'eau résiduaire.

Les études corrélatives entre les taux de dilution donnés par le dosage de la salinité et les taux bactériens montrent que les germes disparaissent plus rapidement que la dilution ne le laisse prévoir. L'étude comparative de la dérive des eaux résiduaires par traceurs colorés et radioactifs, d'une part et par traceurs biologiques, d'autre part (recherche des germes telluriques) a permis de mettre en évidence avec précision les coefficients de dilution et les coefficients de diminution bactérienne. Ces derniers sont toujours supérieurs au coefficient de dilution de l'eau douce

par l'eau de mer. Le phénomène d'accélération relative de la dispersion bactérienne peut être défini en fonction de l'espace par

la relation : $\log \frac{B_0}{B} = 1,8 \log \frac{A_0}{A}$ (A et B étant les concentrations

en un point quelconque de l'espace du traceur physique et du traceur biologique, A_0 et B_0 les concentrations originelles de ces traceurs), et en fonction du temps par la relation : $y = e^{-at}$ (y : taux de disparition des bactéries, t : temps de contact). (Voir fig. 1 et 2).

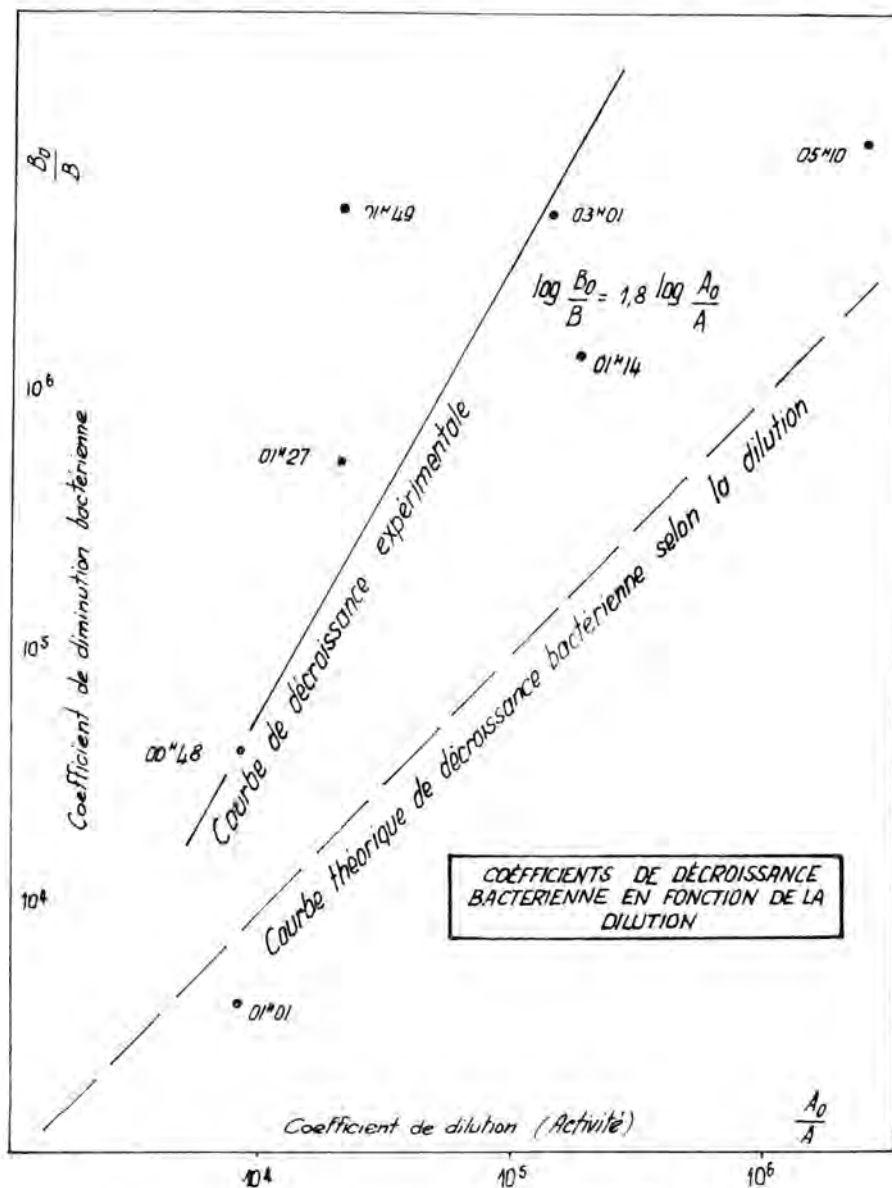


Fig. 1. — Décroissance bactérienne en fonction de la dilution.

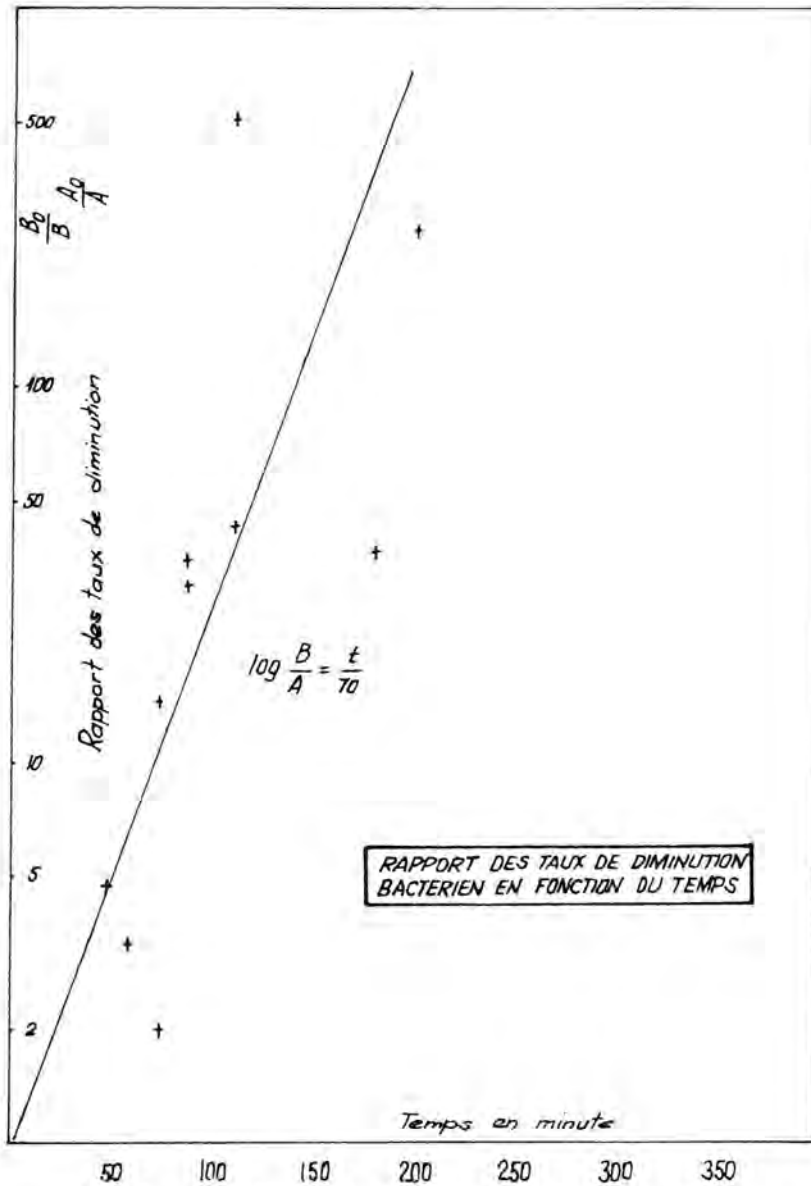


Fig. 2. — Diminution bactérienne en fonction du temps.

Il y a donc un phénomène de disparition progressive des bactéries, fonction de la dilution, de la vitesse de dispersion, mais également fonction d'un facteur d'ordre biologique : le pouvoir autoépurateur du milieu marin.

ASPECTS DE LA DIFFUSION DES EAUX RESIDUAIRES.

En général, les rejets domestiques s'effectuent dans une masse d'eau de mer plus ou moins animée par les courants.

Ainsi, deux fluides différents sont en présence : d'une part, l'eau de mer avec ses caractéristiques particulières (densité, viscosité, salinité, température, mouvements), d'autre part, l'eau résiduaire émise sous forme d'un rejet continu avec des caractéristiques physiques différentes et, de plus, un taux élevé de substances organiques, des déchets divers et surtout des germes en nombre souvent important (1.000.000 à 2.000.000 de germes totaux par ml en moyenne) comprenant toute la flore entérique (coliformes, streptocoques fécaux...) dont certains sont pathogènes (*Shigella dysenteriae*, *Salmonella typhi*, *S. para typhi*, *Klebsiella pneumoniae*, etc...) à laquelle il faut ajouter les germes anaérobies (*Clostridium sulfito-réducteurs*) et les virus (*Poliovirus*, etc.).

Dès leur sortie de l'émissaire, les eaux résiduaires, du fait de la pression qu'elles subissent et de la différence de densité par rapport à celle de la mer, remontent à la surface et s'étendent plus ou moins largement selon le volume émis par unité de temps. Au cours de cette ascension, une sélection s'opère, conditionnée par le poids spécifique des éléments particuliers qu'elle contient (corps flottants, matières fécales, déchets divers ayant échappé au fractionnement de la dilacération, et micro-particules de type organique, certaines sous forme colloïdale), dont la dynamique va être différente selon la flottabilité, le volume, le poids spécifique et la force de propulsion.

Schématiquement, les particules lourdes vont décrire une parabole qui les amènera vers le fond à une distance plus ou moins grande de l'émissaire selon les lois de la sédimentation et constituent les boues résiduaires, tandis que les fines particules entraînées par l'élément hydrologique de l'émissaire, vont être dirigées à la surface, suivant les lois de la diffusion turbulente des fluides.

Les boues résiduaires s'accumulent vers le fond à l'issue de l'émissaire et s'entassent suivant l'axe préférentiel résultant de l'effet des courants marins sur la direction initiale du rejet, l'expansion de ce cône de déjection est plus ou moins importante ; il est constitué d'une boue fluide dont la granulométrie est inversement proportionnelle à la distance de l'émissaire et créant dans son périmètre immédiat, selon le Professeur FAGE, « une véritable zone azoïque ».

L'élément hydrologique de l'eau résiduaire gagne la surface de la mer et sa dérive non miscible initialement à l'eau de mer, de densité et de viscosité différentes, est conditionnée par la courantologie de surface, soumise elle-même aux courants généraux et à la direction et à la vitesse du vent.

La diffusion de ces eaux va donc progresser sous le vent de l'émissaire dans l'axe du courant et leur aspect spécifique (turbidité due aux petites particules en suspension) s'atténue à mesure que l'on s'éloigne, puis elles cessent d'être individualisées et disparaissent ; seules, les analyses chimiques et bactériologiques nous renseignent encore sur leur extension.

La répartition des germes en fonction des éléments rejetés s'effectue de la manière suivante : selon Wood, la majeure partie des bactéries se fixe sur les particules de faible granulométrie dont la limite supérieure est de 20 microns, ainsi 98,5 % des bactéries sont fixées aux particules inférieures à 20 microns, alors que les particules d'une taille supérieure à 20 microns ne renferment qu'environ 1,5 % des germes.

Ces données permettent d'expliquer les taux bactériens rela-

livement bas trouvés dans les sédiments aux alentours des émissaires, alors que les taux bactériens trouvés dans les eaux de surface qui répondent à la diffusion turbulente des fluides sont extrêmement élevés.

POUVOIR AUTO-EPURATEUR DU MILIEU MARIN.

Les études effectuées sur la diffusion bactérienne à la sortie des émissaires permettent de voir, ainsi que nous l'avons dit, que le nombre des bactéries décroît plus vite que ne permettent de le prévoir les taux de dilution des eaux résiduaires en mer, ce phénomène a été appelé le pouvoir auto-épurateur du milieu marin. D'après nos propres études et celles de nombreux auteurs qui se sont occupés de ce phénomène, ce pouvoir auto-épurateur dépend d'un certain nombre de facteurs agissant conjointement et aboutissant à une réduction rapide du taux bactérien d'origine tellurique. Ces phénomènes sont d'ordre physique, d'ordre chimique et d'ordre biologique. Parmi les facteurs d'ordre physique, il faut tenir compte du rayonnement ultraviolet (il semble que son action soit de faible importance, étant donné le peu de perméabilité de l'eau à ce rayonnement), la température du milieu marin relativement basse, la pression osmotique, etc... Parmi les facteurs relevant d'un mécanisme d'ordre chimique, certains auteurs ont évoqué la salinité (son action est cependant très peu sensible) d'autres, les métaux dissous, et plus particulièrement le cuivre (mais il faut remarquer que les taux du cuivre trouvés en mer sont d'un facteur 10 inférieur aux taux nécessaires pour avoir une action antibactérienne), d'autres actions secondaires chimiques ont également été soulignées, comme les gaz dissous, les variations du pH, la pauvreté du milieu en substances nutritives susceptibles d'alimenter le métabolisme bactérien.

L'ensemble des phénomènes d'ordre physique et chimique ne parvient pas cependant à expliquer d'une manière satisfaisante les mécanismes de disparition des bactéries telluriques rejetées en mer, en particulier la suppression de l'action antibactérienne de l'eau de mer après chauffage de l'eau. Il est donc nécessaire de faire appel à un troisième ordre de facteurs, les facteurs d'ordre biologique, parmi eux il a été démontré que les prédateurs contribuaient à cette régression bactérienne. Ces prédateurs sont de deux sortes : les macroprédateurs (copépodes, protozoaires, etc...) et les microprédateurs (bactériophages : *Bdellovibrio bacteriovorus*).

Parmi ces facteurs d'ordre biologique, il faut indiquer également le pouvoir antibiotique dû à des médiateurs biochimiques issus de la faune ou de la flore marine.

L'expérimentation que nous avons poursuivie « in vitro » avec des extraits planctoniques pêchés, a montré que l'addition de ces extraits à l'eau de mer inactive (préalablement stérilisée par autoclavage) lui rendait son pouvoir antibiotique, et celui-ci était d'autant plus manifeste que les extraits utilisés étaient composés de phytoplancton.

Par la suite, dans le but de rechercher et de préciser les espèces phytoplanctoniques douées d'action antibiotique, il fut nécessaire d'obtenir « in vitro » des cultures phytoplanctoniques monospécifiques et axéniques.

Ces différentes espèces ont ensuite fait l'objet de tests systématiques vis-à-vis de divers germes par la méthode des antibio-

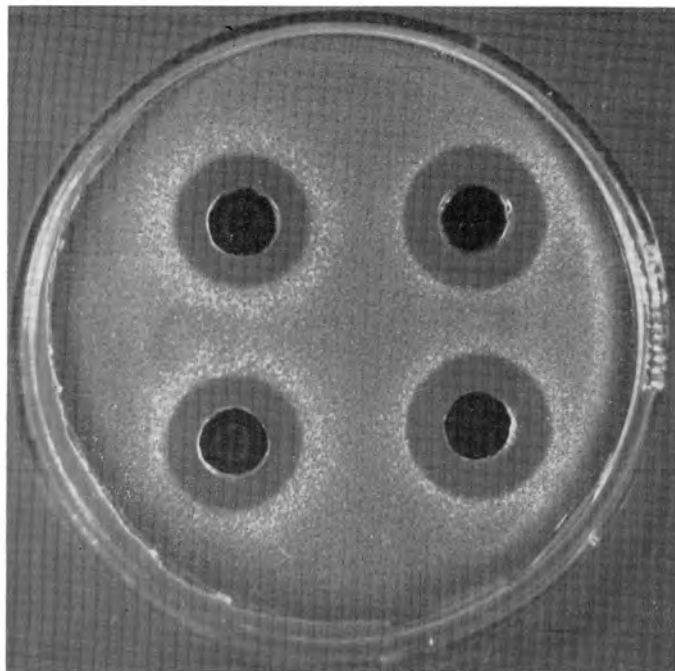


Fig. 3.

Diatomée testée :

Asterionella japonica

Germe test :

Staphylococcus aureus

209 P

Zone d'inhibition :

20 mm

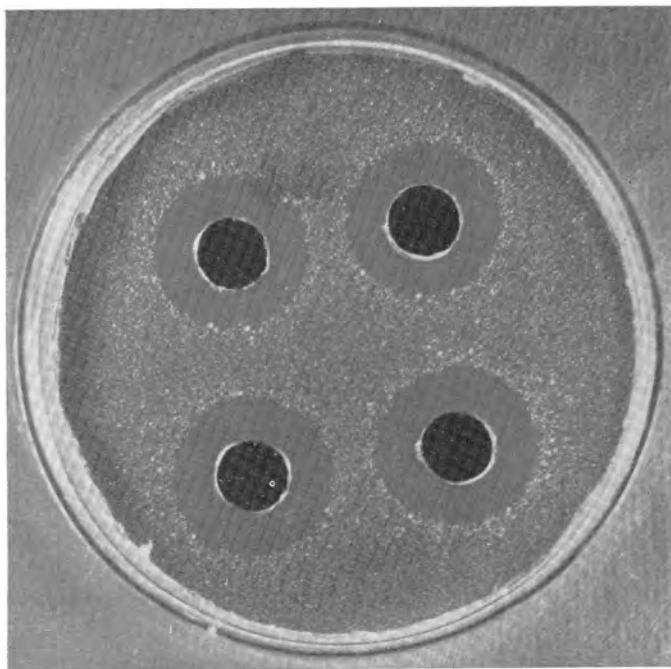


Fig. 4.

Diatomée testée :

Chaetoceros teres

Germe test :

Shigella dysenteriae

Zone d'inhibition :

25 mm

grammes. Nous avons pu, ainsi, déterminer les espèces phytoplanctoniques actives et leur spectre antibactérien : le screening portant sur une soixantaine d'espèces actuellement en culture, montre qu'un certain nombre de Diatomées et de Dinoflagellés sont doués d'activité antibiotique vis-à-vis de différents germes (*Staphylococcus aureus*, *Shigella dysenteriae*, *Sarcina lutea*, *Nesse-ria flava*, *Moraxella bovis*, *Bacillus subtilis*, *Escherichia coli*). (fig. 3 et 4).

Nos propres recherches ont mis en évidence que des substances antibiotiques issues du plancton étaient soit des nucléotides, soit des acides gras.

Mais les travaux d'autres auteurs ont montré l'existence de substances antibactériennes d'origine marine provenant soit de Mollusques (PRESCOTT et coll. 1962), soit des Coraux (BURKHOLDER et coll. 1958) soit des Spongiaires (NIGRELLI et coll. 1960), soit des algues brunes, des algues rouges ou vertes, ou encore des Cyanophycées (PRATT et coll. 1951 ; KAMIMOTO 1955 ; ROOS 1957 ; BURKHOLDER et coll. 1950 ; CHESTERS et STOTTS 1956 ; SIEBURTH et CONOVER 1964 ; ALLEN et DAWNSON 1950), soit aussi des bactéries marines (KRASSILNIKOV 1961).

Ces substances ainsi libérées dans le milieu marin semblent donc responsables du pouvoir antibiotique et leur action conjuguée en assure la continuité.

RAPPORTS DES EAUX RESIDUAIRES ET DE LA BIOMASSE MARINE PRIMAIRE.

L'importance de la biomasse marine primaire conditionnant la productivité du milieu marin utilisable par elle-même, il importe de déterminer les conséquences des rejets d'eaux résiduaires contenant agents bactériens, matières minérales et organiques sur la biomasse marine primaire : le phytoplancton.

Une étude expérimentale a été entreprise au C.E.R.B.O.M., dont voici l'essentiel :

Des bacs de cultures ensemencés avec un taux de cellules planctoniques connu (Diatomée monospécifique : 3.000 cellules/ml) ont été enrichies avec des taux divers d'eaux résiduaires brutes ou épurées, et des boues résiduaires de sédimentation prises aux trois stades de l'épuration biologique classique. Au quatrième jour il a été testé dans chacun des cas la croissance planctonique, la croissance bactérienne, la croissance des Protozoaires, les taux de nitrates, de phosphates et de chlorures, ainsi que le pH. Les résultats obtenus ont été les suivants :

— croissance planctonique : l'introduction de l'eau d'égout brute à des taux progressifs (de 0,5 % à 20 %) donne des facteurs de multiplication cellulaire planctonique respectifs de 7 à 32, et l'eau épurée, des facteurs de 6 à 40, les boues sédimentaires primaires, secondaires et tertiaires se sont révélées moins actives : un taux progressif de 0,05 % à 5 %, les facteurs de multiplication ont été de 5 à 7 pour les boues primaires et secondaires et de 5 à 0,4 pour les boues tertiaires. L'eau d'égout brute ou épurée a donc une action très favorable sur la croissance de la Diatomée testée, alors que les boues résiduaires sont moins actives et même novices si leur concentration est trop élevée.

— croissance bactérienne : en ce qui concerne l'évolution des bactéries apportées dans les bacs de culture par les eaux et les boues résiduaires, elles ont fait l'objet de comptages par numé-

ration totale des germes : (à titre d'exemple, en début d'expérience, l'eau d'égout titrait 2.000.000 de germes totaux/ml, l'eau épurée : 25.000/ml, les boues primaires et secondaires : 8.000.000/ml, les boues tertiaires : 25.000.000/ml. En fin d'expérience, les comptages bactériens montrent que quel que fût le taux d'eau d'égout ou de boues résiduaires ajoutées, le nombre de bactéries tombait à environ : 2.000/ml.

— L'action antibactérienne de la culture planctonique est donc manifeste, surtout si l'on rapproche ces résultats de ceux obtenus après enrichissement par l'eau d'égout de l'eau de mer stérilisée où le taux de croissance bactérienne atteint des facteurs de multiplication de 80 à 112, alors que dans les cultures planctoniques, le facteur de destruction est en moyenne de 5.000.

Il est à noter que dans certains bacs de cultures enrichies sont apparues au 10^e jour des efflorescences de Protozoaires dont le nombre est proportionnel au taux d'enrichissement en eaux ou boues résiduaires.

Les taux de nitrates et de phosphates dosés dans les milieux de culture ont montré, en fin d'expérience, des variations non systématiques et sans corrélation évidente avec les taux de croissance cellulaire. De même, la salinité s'est peu modifiée, restant proportionnelle aux taux de dilution initialement obtenus, les variations de pH ont été faibles mais ont évolué, en général vers une alcalinité plus marquée.

De l'ensemble de cette étude, on peut déduire que les rejets d'eaux résiduaires essentiellement domestiques en milieu marin reconstitué, affectent favorablement la croissance de la biomasse planctonique, même si ce taux d'eau d'égout est très élevé (20 ‰). D'autre part, ces rejets ont tendance, pour de fortes concentrations, à modifier faiblement l'équilibre biologique en favorisant l'efflorescence concomitante de Protozoaires. Par contre, l'action antibiotique créée par les formes planctoniques progressivement accrues s'est montrée toujours supérieure à la croissance des germes dans le milieu fortement enrichi en eaux d'égout pour aboutir à leur destruction complète.

Il semble donc, à partir de ces expériences, que le rejet d'eaux résiduaires en mer, à l'exclusion de tout rejet industriel, ne risque pas de compromettre la vie marine dans son ensemble et que les modifications qu'il lui apporte sont évidentes mais d'une extension relativement localisée.

Mais ces recherches ne sont pas simplement d'ordre fondamental, elles forment une base solide pour des études d'application pratique car l'approche des lois de la diffusion bactérienne ouvre la voie aux études fonctionnelles des émissaires d'eau d'égout existants ou en projet. Ces travaux prospectifs réalisés en fonction des données tant hydrologiques que courantologiques tiendront compte des impératifs sanitaires en relation avec la localisation des débouchés. Par des mesures systématiques de courants, de répartition des masses d'eau, par l'étude du complexe température-salinité et par des recherches sur les processus de diffusion, variables selon les circonstances hydrologiques ou météorologiques étudiées à l'aide de traceurs physiques ou biologiques, il sera possible de préciser les futures implantations d'émissaires et de déterminer les degrés de traitements épurateurs à effectuer éventuellement avant ces rejets.

BIBLIOGRAPHIE

- ALLEN M.B. and DAWSON E.Y., 1960 : « Production of antibacterial Substances by Benthic Tropical Marine Algae ». *Journal of Bacteriology*, vol. 79, pp. 459-460.
- AUBERT M., LEBOUT H. et AUBERT J., 1964 : « Méthodes d'études des pollutions microbiologiques au débouché en mer d'un émissaire d'eaux usées et examen des résultats ». *Pollutions marines par les micro-organismes et les produits pétroliers - Symposium de Monaco*, pp. 19-23.
- AUBERT M., LEBOUT H. et AUBERT J., 1964 : « Rôle du plancton dans le pouvoir antibiotique du milieu marin ». *Annales de l'Institut Pasteur*, tome 6, n° 1, pp. 147-150.
- AUBERT M., GAUTHIER M. et DANIEL S., 1966 : « Origine et nature des substances antibiotiques présentes dans le milieu marin ». III^e Partie : Activité antibactérienne d'une Diatomée marine : *Asterionella japonica* (Cleve). *Rev. Intern. Oceanogr. Med.*, tome 1, pp. 35-43.
- AUBERT M., 1966 : « Le comportement des bactéries terrigènes en mer - Relations avec le Phytoplancton ». *Thèse de Doctorat de l'Université d'Aix-Marseille*, pp. 5-285.
- AUBERT M. et GUIZERIX J., 1966 : « Etude de la dispersion d'eaux résiduaires en mer au moyen de traceurs radio-actifs ». *Rev. Intern. Oceanogr. Med.*, tome 1, pp. 50-89.
- BURKHOLDER P.R., BURKHOLDER L.M., 1958 : « Antimicrobial Activity of Horny Corals ». *Sciences U.S.A.*, vol. 127, n° 3, p. 307.
- BURKHOLDER P.R., BURKHOLDER L.M. and ALMODOVAR L.R., 1960 : « Antibiotic Activity of Some Marine Algae of Puerto Rico ». *Botanica Marina*, vol. II, fasc. 1/2.
- CHISTERS G.G.C. and STOTT J.A., 1956 : « Production of Antibiotics Substances by Seaweeds ». 2nd Proceeding International Seaweed Symposium Trondhjem, pp. 49-53.
- CONOVER J.T. and SIEBURTH J.McN., 1964 : « Effect of Sargassum Distribution on its Epibiota and Antibacterial Activity ». *Botanica Marina*, vol. VI, fasc. 1/2.
- GUIZERIX J., 1965 : « Etude à l'aide de traceurs radio-actifs de la distribution des eaux usées dans un projet de rejet ». *Cahiers du C.E.R.B.O.M.*, tome XVI, pp. 109-119.
- HARREMOES P., 1964 : « Prediction of Pollution from planned sewage outlets ». *Pollutions marines par les micro-organismes et les produits pétroliers - Symposium de Monaco*, pp. 11-17.
- HEIM DE BALSAC H., BERTOZZI et GOUDIN, 1952 : « Pouvoir antibiotique des eaux de mer vis-à-vis des germes entériques déversés par les effluents pollués des villes ». *Bulletin de l'Académie Nationale de Médecine*, vol. 136, pp. 514-516.
- KAMIMOTO K., 1955 : « Studies on the bacterial substances extracted from seaweeds on the growth of some pathogenic bacteria ». *Japan Journal of Bacteriology*, vol. 10, pp. 897-902.
- KETCHUM B.H., AYERS J.C. and VACCARO R.F., 1962 : « Processes contributing to the decrease of coliform bacteria in a tidal estuary ». *Ecology*, vol. 33, n° 2, pp. 247-259.
- KRASSIL'NIKOVA E.H., 1961 : « Propriétés antibiotiques des micro-organismes marins isolés à différentes profondeurs ». *Mikrobiologia*, vol. 30, pp. 653-791.
- NIGRELLI and JAKOWSKA S., 1960 : « Antimicrobial substances from sponges ». *American New-York Academy of Sciences*, vol. 20, n° 3, pp. 917-919.
- PEARSON E.A. and CARTNER R., 1964 : « On eddy diffusivity and current determination in outfall design ». *Pollutions marines par les micro-organismes et les produits pétroliers - Symposium de Monaco*, pp. 25-34.
- PRATT R., MAUTNER H., GARDNER G.M., SHA Y.H. and DUFRENOY J., 1951 : « Report on antibiotic activity of seaweed extracts ». *Journal of American Pharmacy Association*, vol. 40, n° 11, pp. 575-579.
- PRESCOTT C.P., LI B., JAHNES W.G. and MARTINO E.C., 1962 : « Antimicrobial agents from mollusks ». *Transactions of the New-York Academy of Sciences*, Sér. II, vol. 24, n° 5, pp. 504-509.
- ROOS H., 1957 : « Untersuchungen über das Vorkommen Antimikrobieller Substanzen in Neeresalgen Kieler Meeresforschungen ». Vol. 13, pp. 41-58.
- SKULBERG O.M., 1966 : « Algal cultures as a means to assess the fertilizing influence of pollution ». *Third International conference on water pollution research*, Munich, 5-9 September.
- WOOD E.J.F., 1963 : « Heterotrophic Micro-organisms in the Oceans ». *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, vol. 1, pp. 197-222.