

POLLUTION DE LA RADE D'HYÈRES PAR LES TENSIO-ACTIFS ANIONIQUES. DISPERSION ET POTENTIALITÉ DE BIODÉGRADATION DU POLLUANT

Jean-Claude SIGOILLOT*, Frédéric CARRIERE*
et Marie-Hélène NGUYEN*

Résumé : Des échantillons d'eau et de sédiment ont été prélevés en bordure du littoral de la rade d'Hyères. Le dosage des tensio-actifs anioniques a été effectué sur les eaux profondes et superficielles ainsi que sur la partie fine du sédiment. Une étude microbiologique visant à mettre en évidence la potentialité de dégradation des tensio-actifs par la microflore présente dans les eaux a été conduite en parallèle.

La dispersion du polluant dans les eaux s'effectue essentiellement en surface, où sont relevées les concentrations les plus élevées. Les teneurs mesurées dans les sédiments confirment l'existence d'une pollution chronique ayant pour origine l'embouchure du Gapeau.

Il existe par ailleurs une nette relation entre niveau de pollution des eaux et potentialité de dégradation des tensio-actifs. La biodégradation mesurée dans les conditions du laboratoire s'effectue plus rapidement avec les eaux provenant des secteurs les plus contaminés, ce qui reflète une meilleure adaptation de la microflore en place.

Abstract : Water and sediments were sampled along the coasts of Hyères Bay (France). Anionic surfactants were analysed in the upper and deeper waters as well as in the fine part of sediments. In order to determine the biodegradation potentiality of the surfactant, a microbiological study has been conducted simultaneously in water samples.

Highest concentrations of surfactant were found in surface waters. Amounts measured in sediments corroborate the existence of a chronic pollution originating from Gapeau mouth.

A relationship between the pollution level in waters and the degradation potentiality of surfactants has been observed. The biodegradation of same surfactants measured in the laboratory was faster with samples from the most polluted waters, showing a better adaptation of the *in-situ* microflora.

INTRODUCTION

Les tensio-actifs anioniques représentent la partie active de la majorité des produits utilisés pour le nettoyage (BOCK et STACHE, 1982). Ils se retrouvent peu ou pas dégradés dans les effluents urbains qui

* Laboratoire de Microbiologie Faculté des Sciences et Techniques de Saint-Jérôme, avenue Escadrille Normandie-Niemen, 13397 Marseille Cedex 13.

sont rejetés à la mer, soit directement par des émissaires, soit indirectement par les cours d'eau littoraux très souvent pollués par les localités qu'ils traversent (ARMANGAU, 1967). On retrouve donc essentiellement dans l'environnement marin des alkylbenzène sulfonates dont la chaîne alkyle a une longueur moyenne proche de 12 atomes de carbone (SWISHER, 1982).

Ces tensio-actifs anioniques semblent affecter gravement l'environnement marin. MONNIER-BESOMBES (1983) a montré l'impact des détergents (tensio-actifs et produits associés) sur les herbiers de Posidonies. De même, la toxicité de ces produits a été mise en évidence et étudiée sur divers organismes marins dont la moule (MATHIAS et GAVAUDAN, 1965; MAGGI et COSSA, 1973; SANSONE *et al.*, 1979). Enfin, leur concentration dans les aérosols marins a un impact indéniable sur la végétation littorale terrestre (LAPUCCI *et al.*, 1972; DOWDEN et LAMBERT, 1979; SIGOILLOT, 1982; BUSSOTI *et al.*, 1984). Les résultats d'une campagne de mesures sur les îles d'Hyères (SIGOILLOT *et al.*, 1981) indiquent des concentrations importantes en tensio-actifs anioniques essentiellement dans les aérosols marins recueillis dans l'île de Porquerolles. Les apports continentaux semblent avoir une part prépondérante dans ce type de pollution. Ceci est démontré par les travaux de ARNOUX (ARNOUX et BELLAN-SANTINI, 1972; ARNOUX et CHAMLY, 1974) dans la région marseillaise et COSOVIC *et al.* (1985) sur l'ouest de la Méditerranée.

Pour lutter contre ce type de pollution, la législation française impose pour ces tensio-actifs une biodégradabilité égale ou supérieure à 90 %, seuil en dessous duquel un produit détergent ne peut être rejeté dans le milieu marin (décret du 28 décembre 1977). Mais il faut noter que les tests de biodégradabilité utilisés sont effectués en eau douce avec de fortes teneurs en micro-organismes provenant d'eaux d'égouts et donc particulièrement adaptés (BOCK et STACHE, 1982).

Dans le milieu marin, si l'on excepte les travaux effectués sur les dispersants non-ioniques (VASQUEZ UNA et NUNEZ GARCIA, 1983) rejetés en abondance pour lutter contre les déversements accidentels d'hydrocarbures, peu de mesures ont été faites afin d'étudier la dégradation des tensio-actifs en mer. On peut citer une étude récente sur la baie de Cadix (SALES MARQUEZ *et al.*, 1984) qui met en évidence l'existence d'un processus de dégradation de ces produits sur des périodes de trois semaines. Les analyses, essentiellement basées sur la mesure du carbone organique ont mis en évidence l'influence primordiale de la température, la dégradation étant totalement inhibée à des températures inférieures à 12-14 °C dans les eaux superficielles.

Les travaux préliminaires décrits dans cette étude ont pour but d'apprécier à partir de prélèvements d'eau et de sédiment, les processus de dispersion et de dégradation des tensio-actifs anioniques dans la rade d'Hyères. Un bilan de cette nature serait en effet nécessaire pour déterminer l'impact de la pollution d'origine tellurique sur l'île de Porquerolles et sur le Parc national de Port-Cros. D'autre part, une pollution chronique devrait favoriser l'existence d'une microflore adaptée à la dégradation des tensio-actifs anioniques, comme cela a déjà été montré dans les eaux douces (BALEUX, 1977).

Il est donc particulièrement intéressant d'étudier en parallèle : le niveau de pollution et la potentialité de dégradation des tensio-actifs. Une partie ultérieure de ce travail consistera, à partir des communautés ainsi sélectionnées, à isoler et à identifier les micro-organismes qui sont responsables de cette dégradation.

MATERIEL ET METHODES

Dosage des tensio-actifs

Dans l'eau de mer

Pour les dosages dans l'eau de mer, nous avons utilisé la méthode colorimétrique classique de LONGWELL et MANIECE (1955), modifiée par ARMANGAU (1967). Cette technique est à l'heure actuelle la plus couramment utilisée (Norme AFNOR T 73 260). Les concentrations sont exprimées en dodécyle benzène sulfonate de sodium (DBSA), de masse molaire 348, qui correspond de façon correcte à la masse moléculaire moyenne des tensio-actifs commerciaux. Ceci n'est pas le cas du Manoxol utilisé auparavant, dont la masse moléculaire conduit à surévaluer les teneurs observées.

Dans les sédiments

Afin de désorber les tensio-actifs, on a recours à un lavage des sédiments aux ultra-sons en utilisant 100 ml d'eau distillée et un temps de sonication de 20 secondes. Cette opération est répétée trois fois (MONNIER-BESOMBES, 1983). Les essais témoins effectués par ajout de quantités connues de tensio-actif ont montré que l'on récupérait par cette méthode plus de 95 % de la substance active. Les tensio-actifs sont alors dosés par la méthode précédemment décrite.

Cultures bactériennes

Milieu de culture

Le milieu de culture utilisé est celui décrit par LE PETIT et NGUYEN (1976) : NH_4Cl (4g) ; Tampon Tris, pH 7.2 (Tris-hydroxyméthyl aminométhane 6.05 g ; HCl 4N 11.05 ml) ; Tampon phosphate, pH 7-0.1 M (4 ml) ; $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ - 1 mg/l (2 ml) ; eau de mer (1000 ml).

Essais de biodégradation

On utilise des fioles de culture de un litre contenant 50 ml du milieu de culture stérile précédemment décrit concentré quatre fois. On ajoute alors 150 ml d'eau de mer de prélèvement récoltée dans un flacon stérile. Cette opération permet d'obtenir la concentration désirée.

Le tampon phosphate et le sulfate de fer sont stérilisés à part et ajoutés stérilement à froid pour éviter la précipitation des phosphates et l'oxydation du fer.

La source de carbone est constituée par un tensio-actif anionique commercial (Dobane 83 fourni par la Société Procter et Gamble) ajouté stérilement au milieu à la concentration de 20 mg/l. Ce tensio-actif a été choisi car sa composition reflète parfaitement celle des tensio-actifs rejetés dans les effluents urbains. Des essais de biodégradation menés sur ce produit ont permis par ailleurs de définir parfaitement sa composition avant et après biodégradation (SIGOILLOT et NGUYEN, 1987).

Les fioles sont incubées sur table à agitation dans une salle thermostatée à 30 °C.

Lorsque la dégradation du tensio-actif, vérifiée par dosage, atteint un minimum de 50 % on effectue un repiquage en transférant 10 ml de la culture dans une nouvelle fiole contenant 190 ml de milieu et une concentration en tensio-actif de 50 mg/l. Le repiquage suivant s'effectue dans les mêmes conditions sur un milieu de culture à la concentration de 100 mg/l. Ceci permet de vérifier la bonne adaptation de la microflore à la biodégradation de quantités croissantes de tensio-actifs.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Prélèvements

Les prélèvements ont été effectués début juin 1985 par régime de vent E.S.E. modéré. Dans ces conditions, les études courantologiques (BLANC, 1975) indiquent la présence d'un courant superficiel parcourant le littoral dans le sens N.E.-S.W. (fig. 1). Nous avons donc choisi les 5 stations de prélèvement suivantes :

- 1 — Plage de Miramar
- 2 — Embouchure du Gapeau
- 3 — Port de Saint-Pierre-de-la-Mer
- 4 — Cap de l'Estérel
- 5 — Port de Porquerolles.

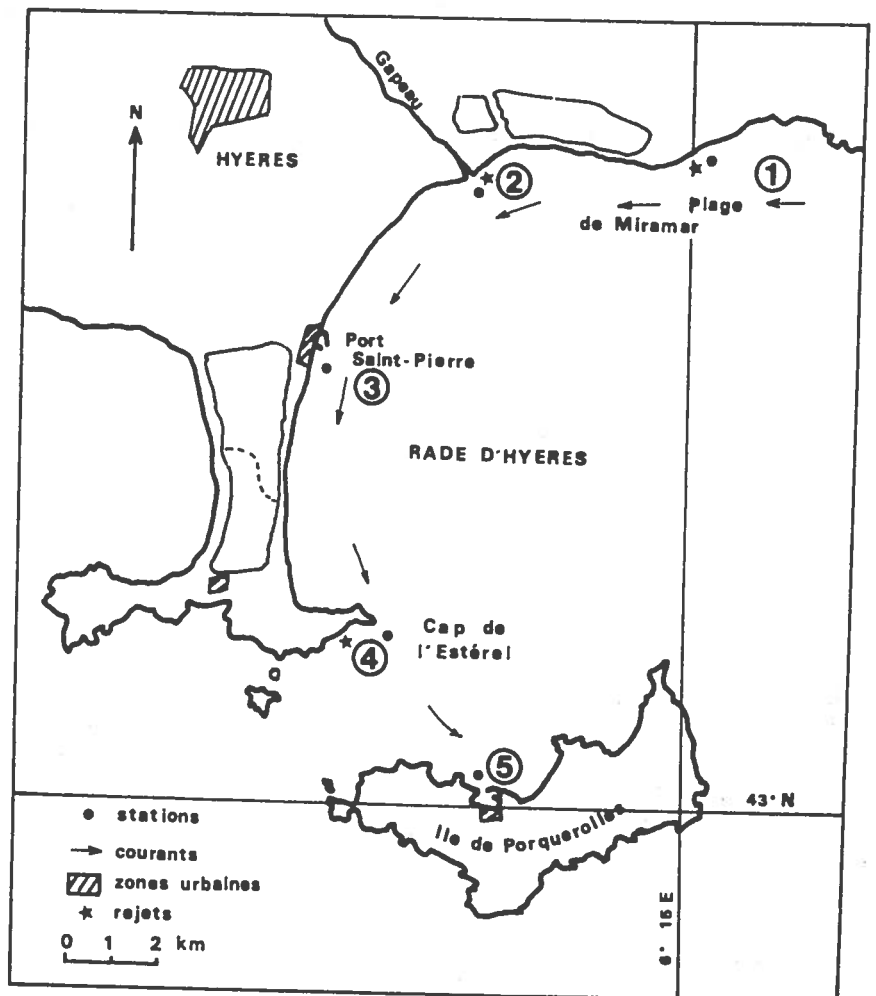


Figure 1. — Localisation des stations de prélèvement et des principaux rejets urbains.

Les principaux rejets se situent :

- au niveau de la station 2 (embouchure du Gapeau) ;
- au niveau de la station 4 (dans une moindre proportion) où est signalé un petit émissaire.

Sur chacune des stations ont été prélevés :

- deux échantillons d'eau superficielle
- deux échantillons d'eau profonde.

A chaque profondeur correspond un flacon stérilisé préalablement pour l'étude microbiologique et un second pour l'analyse chimique.

- Un échantillon de sédiments superficiels prélevé en plongée.

Résultats des analyses

Les résultats des analyses d'eau, ainsi que les profondeurs de prélèvement font l'objet du tableau I. Les teneurs sont généralement faibles. Le mois de juin est en effet une période de pollution tellurique minimale qui se situe après les pluies de printemps et avant l'afflux touristique estival. On peut néanmoins remarquer qu'à l'exception de la station 2 où la faible profondeur n'a permis de réaliser qu'un seul prélèvement, la quantité de tensio-actif en surface est toujours supérieure à celle trouvée au fond, ce qui confirme les observations déjà effectuées au Lavadou (MONNIER-BESOMBES, 1983). Cette remontée favorise donc l'accumulation des tensio-actifs dans la couche superficielle et leur entraînement au niveau des aérosols.

Tableau I. — Concentrations en tensio-actifs anioniques exprimées en $\mu\text{g/l}$ de Dodécylbenzène sulfonate de Sodium (DBSA) mesurées dans les eaux de surface et du fond sur les différentes stations.

Stations de prélèvement	Profondeur (mètres)	DBSA en surface ($\mu\text{g/l}$)	DBSA au fond ($\mu\text{g/l}$)
1	6	3.	0.
2	2-3	11.8	5.4
3	8	6.9	1.5
4	13-14	2.4	0
5	6	0	0

La quantité maximale de tensio-actif a été détectée au niveau de l'embouchure du Gapeau. Ce petit cours d'eau représente sans aucun doute un apport polluant non négligeable. A partir de l'embouchure du Gapeau, la concentration en tensio-actif décroît régulièrement en direction de Porquerolles.

Les analyses effectuées sur les eaux peuvent subir d'importantes fluctuations dues au déplacement des masses marines et à l'irrégularité des apports (pointes de pollution quotidiennes notamment). En revanche, une part non négligeable des tensio-actifs, est adsorbée sur des particules qui sédimentent. Un dosage au niveau des sédiments permet donc une approche plus fiable de la pollution chronique (AUCLAIR-DESSEMON, 1973). Les sédiments n'étant pas tous de nature identique, il est nécessaire pour obtenir des résultats comparables entre eux d'éliminer les éléments grossiers. MONNIER-BESOMBES (1983) a montré que les tensio-actifs ont plus d'affinité pour les éléments fins qui offrent une plus grande surface d'adsorption. Nous exprimons donc les concentrations en tensio-actif par rapport au poids sec d'éléments fins dont les dimensions sont inférieures à 200 microns. Ces résultats font l'objet du tableau II. On relève que les quantités de tensio-actifs sont nettement supérieures à celles relevées dans l'eau et qu'elles varient en sens inverse, la teneur la plus faible se situant au niveau de l'embouchure du Gapeau, le maximum à l'entrée du port de Porquerolles. Ces variations en fonction de la distance entre le point de prélèvement et l'embouchure du Gapeau sont représentées sur la figure 2. Tout semble indiquer que les sédiments drainés par le Gapeau et chargés en tensio-actifs sont transportés par les courants vers l'île de Porquerolles.

Tableau II. — Concentrations en tensio-actifs anioniques exprimées en mg/kg de dodécylbenzène sulfonate de sodium (DBSA) mesurées dans la partie de granulométrie inférieure à 200 μ m des sédiments prélevés sur les différentes stations.

Stations de prélèvement	Profondeur (m)	Poids sec de sédiments (g)	Poids sec d'éléments fins (<200 μ m) (g)	Quantité de tensio-actifs (mg/kg)	Nature des sédiments
1	6	31.98	26	0.7	déchets organiques sable coquillier
2	2-3	53.63	34.38	0.2	sable fin
3	8	44.22	25.15	0.6	déchets organiques sable coquillier
4	13-14	57.92	15.31	0.9	sable coquillier
5	6	8.42	6.01	3.	déchets organiques sable

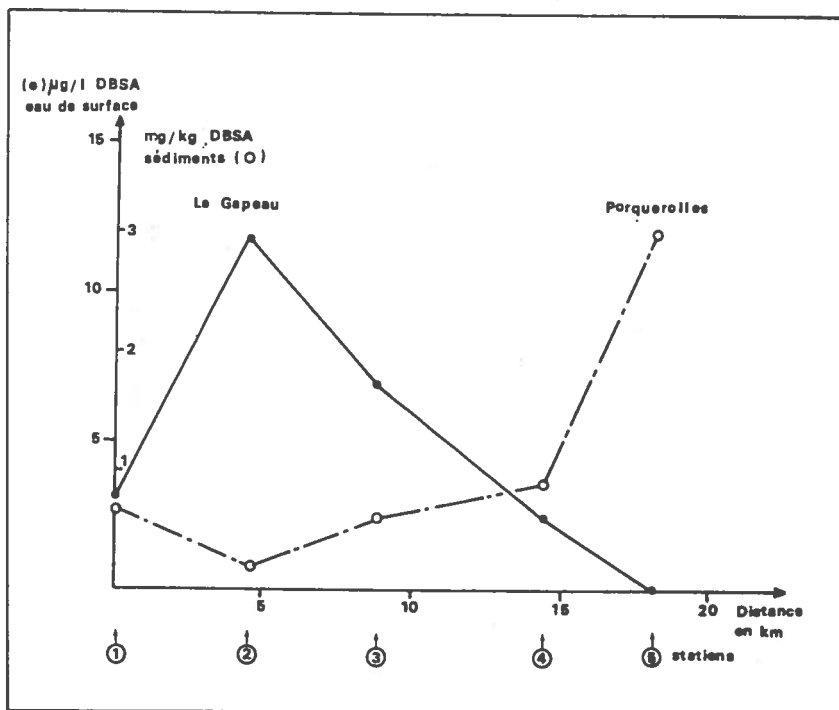


Figure 2. — Concentrations en Dodécylbenzène sulfonate de Sodium (DBSA) dans les eaux ($\mu\text{g/l}$) et dans les sédiments (mg/kg) en fonction de la distance en km de la station de prélèvement 1

Etude microbiologique

La potentialité de dégradation du Dobane 83 par la microflore des différentes stations a été testée au laboratoire en fioles de culture de 1 litre.

Seuls les prélèvements de la station 2 en surface et de la station 3 au fond ont conduit à une dégradation rapide du tensio-actif (tableau III) et possèdent donc une microflore particulièrement adaptée.

Tableau III. — Concentrations en Dobane 83 exprimées en mg/l de Dodécylbenzène sulfonate de Sodium relevées en fonction de la durée d'incubation.

La microflore est apportée par l'eau de mer des prélèvements Indiqués dans la première colonne.

L'astérisque indique le passage à la subculture suivante lorsqu'on observe un pourcentage de biodégradation supérieur à 50 %.

Stations	Temps d'incubation (jours)						
	0	7	14	21	28	35	42
1 Surface	17.50	18.55	6.87*				
	48.01	20.76	19.50	18.43*	12.2		
	83.2	36.3	29.7				
1 Fond	17.07	18.27	7.64*				
	47.82	17.27*	15.33				
	95.64	92.15	63.44	62.5	24.8		
2 Surface	16.76	2.68*					
	46.66	7.68*					
	92.34	31.82	13.58	9.51	4.85	7.87	
3 Surface	17.11	18.04	3.14*				
	40.74	13.*					
	100.49	56.65	17.07	8.92	11.8		
3 Fond	17.39	6.58*					
	47.43	26.09	9.22*				
	89.63	31.82	16.68	7.18	9.51		
4 Surface	17.05	17.89	9.62*	6.75			
	47.53	16.68*	14.36				
	91.96	25.03	26	8.3			
4 Fond	17.94	18.47	19.48	19.21	11.33	10.55	7.37*
	45.11	52.67	60.43				
	—	—	—				
5 Surface	17.81	18.90	6.79*				
	48.50	40.45	11.64*				
	86.33	57.42	11.6	7.95	2.5		
5 Fond	17.87	18.74	7.18*				
	47.14	16.30*	12.71				
	91.96	40.93	24.64	20.8	18.2		

La station 2 correspond à l'embouchure du Gapeau où ont été relevées par ailleurs les plus fortes teneurs en tensio-actifs. Les résultats de cette culture confirment que la population bactérienne en cet endroit est adaptée à cette source de carbone, elle est donc le témoin d'une contamination fréquente.

La station 3 correspond au Port Saint-Pierre où les rejets sont également importants en période estivale.

Pour les autres stations, au bout d'une semaine on ne mesure pas de dégradation des tensio-actifs. Les légères augmentations des valeurs des dosages sont dues à l'évaporation normale pour des cultures aérées incubées à 30 °C.

Au bout de deux semaines en revanche, toutes les cultures ont donné lieu à une dégradation des tensio-actifs, sauf la station numéro 4 (fond).

On peut donc penser qu'il existe partout en bordure des côtes une microflore potentiellement apte à dégrader les tensio-actifs. Il faut cependant noter qu'en dehors des endroits souffrant d'une pollution chronique importante, le temps d'adaptation de la microflore est au minimum d'une semaine. Il est important de noter que les tests ont été réalisés dans des conditions particulièrement favorables : présence d'azote et de phosphore, cultures aérées et agitées à la température de 30 °C. Ils ne reflètent donc pas la vitesse réelle de dégradation dans le milieu, les conditions moins favorables ne pouvant que ralentir ce processus. Cependant, ces valeurs permettent d'apprécier l'adaptation de la microflore à ce substrat et les concentrations finales en tensio-actif obtenues (tableau III) représentent bien le maximum de dégradation qui peu être espéré lors du rejet en mer des tensio-actifs ménagers.

CONCLUSION

Cette étude, bien que limitée, montre que les apports telluriques jouent incontestablement un rôle important au niveau de la pollution de l'île de Porquerolles par les tensio-actifs. Les rejets du Gapeau notamment sont rapidement déplacés, essentiellement en surface et peuvent donc donner naissance à la formation d'aérosols fortement contaminés par les tensio-actifs anioniques. Ces constatations sont en bon accord avec les teneurs relevées au niveau des aérosols sur l'île de Porquerolles (SIGOILLOT *et al.*, 1981).

Un autre type d'accumulation a également été mis en évidence au niveau des éléments fins des sédiments qui contiennent des quantités importantes de tensio-actif. Les mesures faites en baie de Port-Cros et les expérimentations réalisées *in-vitro* (AUGIER *et al.*, 1983) ont montré que ce phénomène d'accumulation dans les sédiments pouvait être à l'origine de dégâts importants au niveau des herbiers de posidonies.

Enfin, les études microbiologiques confirment, par la présence d'une microflore adaptée, l'existence d'une pollution chronique importante par les tensio-actifs anioniques, aussi bien à l'embouchure du Gapeau qu'à la sortie du Port Saint-Pierre. L'isolement en culture pure et l'identification de ces micro-organismes devraient permettre d'améliorer nos connaissances sur les processus de biodégradation des tensio-actifs anioniques en mer qui se révèle extrêmement lent dans les conditions naturelles.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient le Parc national de Port-Cros qui a permis la réalisation des prélèvements en mer et particulièrement Monsieur André ROYER qui s'est acquitté de cette tâche avec dévouement et compétence.

BIBLIOGRAPHIE

- ARNOUX A., BELLAN-SANTINI D., 1972. — Relation entre la pollution du secteur de Cortiou par les détergents anioniques et les modifications de peuplement de *Cystoseira stricta*. *Tethys*, Fr., 4 : 583-586.
- ARNOUX A., CHAMLEY H., 1974. — Minéraux des argiles et détergents des eaux interstitielles dans les sédiments superficiels du Golfe du Lion. *C.R. Acad. Sc.*, Paris, Fr., 278 (D) : 999-1002.
- ARMANGAU C., 1967. — Tentative d'utilisation des détergents anioniques comme traceurs de pollution fécale. *Rec. Trav. Inst. Pêches Marit.*, Fr., 31 : 417-424.
- AUCLAIR-DESSEMON D., 1973. — Etude de la pollution des fonds marins dans le secteur de Cortiou (Marseille). Thèse, Faculté Pharmacie, Marseille, Fr. : 1-97, 18 pl. h.t.
- AUGIER H., MONNIER-BESOMBES G., SIGOILLOT J.-C., 1983. — Influence des détergents sur *Posidonia oceanica*. Etudes *in situ* et *in vitro*. Internat. Workshop *Posidonia oceanica beds*. C.F. BOUDOURESQUE, A. JEUDY de GRIS-SAC et J. OLIVIER ed., GIS Posidonie Publ., France : 407-418.
- BALEUX B., 1977. — A computer study of the evolution of heterotrophic bacterial population in sewage and river waters. *Microb. Ecol.*, Eng., 4 : 53-65.
- BLANC J.-J., 1975. — Recherches de sédimentologie appliquée au littoral rocheux de la Provence. Centre National Exploitation Océans, Fr. : 1-75.
- BOCK K.J., STACHE H., 1982. — Surfactants. *Handb. Environ. Chem.*, O. HUTZINGER ed., Springer publ., Berlin : 169-199.
- BUSSOTI F., RINALLO C., GROSSONI P., GELLINI R., PANTANI F., CENNI E., 1984. — La moria della vegetazione costiera causata dall'inquinamento idrico. *Monti e Boschi*, Ital., 35 : 47-55.
- COSOVIC B., ZUTIC V., VOJVODIC V., PLESE T., 1985. — Determination of surfactant activity and anionic detergents in seawater and sea surface microlayer in the Mediterranean. *Marine Chemistry*, Eng., 17 : 127-139.
- DOWDEN H.G.M., LAMBERT M.J., 1979. Environmental factors associated with a disorder affecting tree species on the coasts of New South Wales with particular reference to Norfolk Island pines *Araucaria heterophylla*. *Environ. Pollut.*, Eng., 19 : 71-84.
- LAPUCCI P.L., GELLINI R., PAIERO P., 1972. — Contaminazione chimica dell'acqua marina quale causa di moria dei pini lungo le coste Tirreniche. *Acad. Ital. Sci. Forrestali Ann.*, Ital., 21 : 323-358.
- LE PETIT J., NGUYEN M.H., 1976. — Besoin en phosphore de bactéries métabolisant les hydrocarbures en mer. *Can. J. Microbiol.*, Can., 22 : 1364-1373.
- LONGWELL J., MANIECE W.M., 1955. — Determination of anionic detergent in sewage effluents and river waters. *Analyst.*, U.S.A., 80 : 167-171.
- MAGGI P., COSSA D., 1973. — Nocivité relative de 5 détergents anioniques en milieu marin. Toxicité aiguë à l'égard de 15 organismes. *Rec. Trav. Inst. Pêches Marit.*, F., 37 : 411-417.
- MATHIAS P., GAUVAUDAN D., 1965. — Résistance de quelques espèces animales dans les eaux polluées par une substance détergente, le « Teepol ». *Rapp. P.V. Réun. Comm. int. Explor. sci. Médit.*, Monaco, 18 (3) : 633-634.
- MONNIER-BESOMBES G., 1983. — Etude de la contamination de la Posidonie (*Posidonia oceanica* L. Delile) et de son milieu par des composants de détergents synthétiques. Thèse, Faculté Sciences Luminy, Marseille, Fr. : 1-162.

- SALES MARQUEZ D., QUIROGA ALONSO J.M., GOMEZ PARRA A., ESTABLIER TORREGROSSA R., FLORES L., 1984. — Cinética de la biodegradación de n-Dodecil-benceno-sulfonato sodico en aguas y sedimentos de la bahía de Cadiz. *Comun. Jorn., Com. Esp. Deterg.*, Spain, 15 : 89-102.
- SANSONE G., GALLONE U., ROSSI L., BIONDI G., 1979. — Detergenti anionici in *Mytilus galloprovincialis* del golfo di Napoli *Boll. Soc. It. Biol. Sper.*, Ital., 4 : 2031-2035.
- SIGOILLOT J.C., NGUYEN M.H., DEVEZE L., 1981. — Pollution par les aérosols marins dans les îles d'Hyères. *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros*, Fr., 7 : 45-54.
- SIGOILLOT J.C., 1982. — Les aérosols marins en Méditerranée : composition et phytotoxicité. Thèse, Faculté Sciences Saint-Jérôme, Marseille, Fr., 1-97.
- SIGOILLOT J.C., NGUYEN M.H., 1987. — Dégradation d'un tensio-actif commercial, en présence d'une source complémentaire de carbone, par une communauté bactérienne sélectionnée en milieu marin. *Can. J. Microbiol.*, Can., 33 : 929-932.
- SWISHER R.D., 1982. — Surfactant and the environment : Biodegradation aspects. *Solution Behav. surfactants*, K.L. MITTAL et E.J. FENDLER ed., Plenum publ., New York : 149-159.
- VASQUEZ UNA G., NUNEZ GARCIA M.J., 1983. — Biodegradation of non-ionic dispersants in sea-water. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, Eng., 18 : 315-319.

Accepté le 10 décembre 1987

