

Research on the pollution from industrial discharges
of the Gulf of Thessaloniki based on the determination of lead
in Shellfish*

by

ANASTASSIOS V. KOVATSIS and CONSTANTINOS V. NITSAS

Aristotelian University of Thessaloniki, Thessaloniki (Greece)

After Japanese "Minamata disease" and reports from Sweden about mercury contamination of their shellfish, the interest was increasing in the whole world about heavy metals contamination of fish, shellfish and environment. Our program includes research on the contamination of mussels of the Gulf of Thessaloniki from lead and mercury. This is due to the fact that near to Thessaloniki is established an industry of tetraethyllead whose discharges flow into the sea. The discharge of heavy metals into the waterway poses a serious water pollution problem. These discharges can be toxic to aquatic life and cause other secondary effects upon water quality. The industry of t-Pb is located at the entrance of the city, 5,2 km far from the sea. Its effluent is ultimately discharged into the gulf 50 m far from the coast and it is self evident that sea water polluted since these discharges contain 10 ppm of lead. On the other hand, mercury contamination seems to be extended all over the world according to several reports noted that mercury content of fish and birds is increasing.

Because of the low solubility of these compounds in water and their high affinity for lipids, a large fraction of t-Pb can be expected to pass into marine fish and shellfish.

In order to research the extension of water pollution from Pb and the distribution of it into the gulf, we examined mussels content in Pb collected from several points of the gulf. In another paper we will present the results of mercury content of those mussels.

The Gulf of Thessaloniki is nearly a closed system (p. 36). Since two rivers are flow into the narrow part of the gulf it is surely self evident that in the future this gulf will be a salt lake. We finally collected 50 specimens from the gulf and 10 specimens of mussels far from the gulf used as control unpolluted sample (1). Many samples were taken from discharges outfalls at sites closest to the points of entry into the sea. On the other hand samples were taken also from points into the gulf but far of the discharges outfalls and few of them from the far distance. We paid special attention to a district into the gulf which is only 1500-2000 m from the discharge outfalls. This area is now fully exploited for mussels collection which are distributed to the market of Thessaloniki.

Specimen collection was done from a small boat (2) by mean of a suitable collector which pulled upon the bottom of the gulf. Some samples were taken from the coasts. Immediately after the sample were taken their inner part were washed by fresh water and kept in a plastic box. Upon return to the

* Communication présentée par M. A. KOVATSIS.

(1) Table I and II.

(2) We warmly thank to the sea port authority because put at our disposal a special small boat for mussels collection.

laboratory each sample washed again, homogenized and a weighted part were drying under frozen conditions (lyophilized). The dry sample digested by wet digestion method by heating in a low temperature with a mixture of equal volumes of nitric and perchloric acid. Analysis were performed using Atomic Absorption Spectrophotometer Perkin Elmer 303. The results are divided to five groups according to the depth and the distance of the samples. We also have taken into account the points where the specimens were taken and all of them are indicated on the maps of the gulf. From these findings we determined the extension of the pollution of the gulf from Pb as well as the distribution of the polluted discharges into the gulf and on the growing mussels. Finally all of them are discussed in connection to the stream which move into the gulf and to the winds which predominated in Thessaloniki.

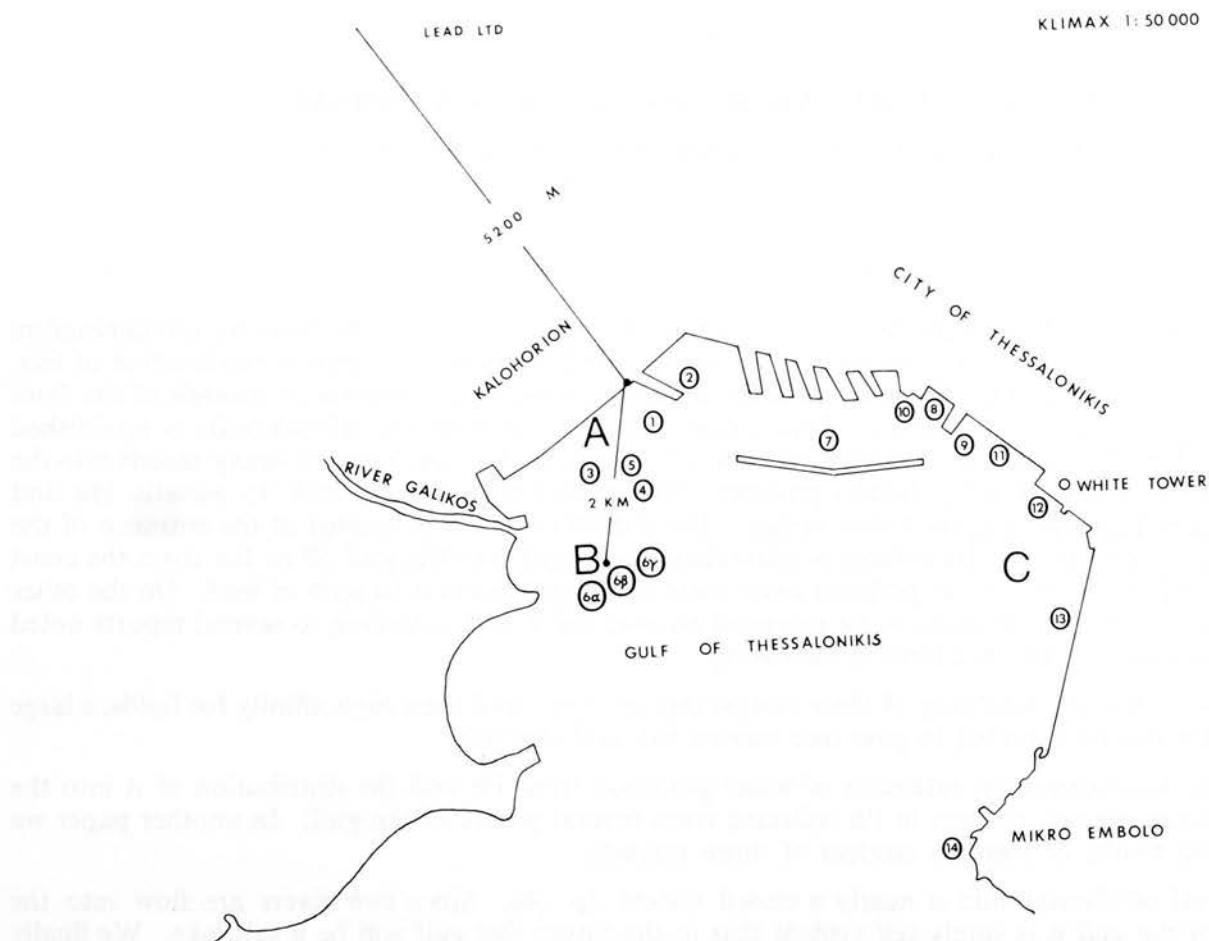


TABLE I. — Lead content of ten samples from the district A and C.

Nº	Point of Collection	Weight of wet tissue	Weight of dry tissue	Lead Content of wet tissue mg/Kg or ppm	Lead Content of dry tissue mg/Kg or ppm	Comment
1	2	20,2	4,1	37	185	
2	2	10,6	2,1	32	160	
3	2	8,0	1,6	30	150	
4	4	15,5	3,1	86	420	
5	4	16,6	3,3	80	400	
6	4	20,0	4,1	96	480	
7	7	12,5	2,5	1,2	6	
8	7	15	3	1,0	5	
9	8	17	5,4	0,4	2	
10	10	10,1	2,0	trace	trace	trace: less 0,05

TABLE II — Lead content of mussels from the bottom of the sea of the districts A and B.

Nº	Point of Collection	Weight of wet tissue	Weight of dry tissue	Lead Content of wet tissue mg/Kg or ppm	Lead Content of dry tissue mg/Kg or ppm	Comment
1	1	10,6	2,1	60	295	
2	1	16	3,2	50	256	
3	3	—	—	—	—	All specimens were empty and no tissue presented inside
4	5	—	—	—	—	
5	6a	8,5	1,7	1,6	8	
6	6a	10,5	2,2	0,4	2	
7	6a	18	3,6	3,2	16	
8	6b	16	3,3	50	250	
9	6b	10	2	2	10	
10	6b	30	6	1	5	

References

- BEATTIE (A.D.), MOORE (M.R.) & GOLDBERG (A.), 1972. — *Lancet*, **2**, p. 12.
- BIYD (P.R.), WALKER (G.) & HENDERSON (I.N.), 1957. — *Lancet*, **1**, p. 181.
- CASSELS (D.A.) & DODDS (E.G.), 1946. — *Br. med. J.*, **2**, p. 681.
- GUTNIAK (O.), KORILOWA (H.) & KOWALSKI (E.), 1964. — *Lancet*, **2**, p. 1137.
- KAHNKE (M.J.), 1966. — *Atom. Absorption News.*, **5**, 7.
- KOVATSIS (A.V.), 1967. — *Galenos*, **9**, 2.
- LEONARD (E.N.), 1971. — *Atom. Absorption News.*, **10**, 4.
- NITSAS (C.V.), 1968. — *Bull. Med. faculty Univ. Thessaloniki*, vol. ST. p. 155.
- NITSAS (C.V.), 1969. — *Thès. Univ. Thessaloniki*.
- NITSAS (C.V.), MENDRI (I.), STATHOPOULOS (C.) & LAROU (K.). — Reprint from the records of the meeting at 20-5-1966 of the Medical Society of Thessaloniki.
- Report of Toxicology. Lab. Univ. Thessal. on Ethyl lead discharges 46/15.5 (1970).

The mercury content in the sediments of the Adriatic and the Tyrrhenian*

by

R. SELLI**, M. FRIGNANI***, C.-M. ROSSI*** and R. VIVIANI***

** *Laboratorio di Geologia Marina, C.N.R., Bologna (Italy)*

*** *Institute of Biochemistry, Faculty of Medecine Veterinary, Universitary, Bologna (Italy)*

The pollution of marine sediments is a widespread phenomenon sometimes more serious in its consequences than the pollution of the sea water. The noxious substances entering into the sediments may not only affect strongly the benthic ecosystems but also may represent a potential future source of pollution for the surrounding water environment. Nevertheless, the sediment pollution received so far scarce attention from the investigators. This note presents the results of a pilot study of the total mercury content in sediments samples collected in the Tyrrhenian and Adriatic. The samples have been recovered by grabs, dredges and cores from sea bottom and subbottom at depths ranging from 5 to 3400 m and at offshore distances from 2 to 100 nautical miles.

Method of analysis

The total mercury content was determined employing flameless atomic absorption Spectrophotometer ($\lambda = 253,7 \text{ m}\mu$) after the sample was treated with mixture of equal parts of H_2SO_4 and HNO_3 . Spectrophotometer used was PYE UNICAMP-SP 90 equipped with a quartz flux cell ($15 \times 1 \text{ cm}$). The Hg content is given as ppm of the dry weight.

Summary of results

The data lead us to the following conclusions :

- a. The total Hg content in the bottom sediments varies from 0.05 to 1.5 ppm.
- b. The higher content (up to 1.5 ppm) are found off the Northern Adriatic and Northern Tyrrhenian coasts, at distances not exceeding 10 n.m.
- c. The lower concentrations (less than 0.13 ppm) are found in the bottom of the open sea or, also, close to the coast of Southern Adriatic and Southern Tyrrhenian.
- d. There seems to exist a distinct relation between the high Hg content in the bottom sediment and the outflow of rivers crossing the industrialised areas.
- e. A very high Hg content off Southern Tuscany is related to the industrial pollution as well as to a natural pollution caused by the river Fiora which drains the mining area of Monte Amiata where the exploitation of cinnabar is very active.

* Communication présentée par M. R. SELLI.

f. The Hg content varies little with distance below sea floor in the cores recovered in the central Tyrrhenian and Southern Adriatic in any case it does not exceed 0.13 ppm. This value seems to be the higher natural content of Hg in the sediments deposited during the last 35000 years.

g. In the areas where the superficial sediments are more polluted (see b, above) the Hg content of the core decreases gradually downwards, nevertheless often maintaining high values (up to 1.00 ppm). This involves, in some cases, 20000 years old sediments.

h. Since the natural Hg content cannot exceed 0.13 ppm (see f, above) we believe that in the polluted areas the Hg ions migrate by means of interstitial water from the surface into the subbottom sediments down to 1.5 meters, where they are absorbed by the clay minerals. The relationship between the amount of clay minerals and the Hg content in the superficial sediments was established by VIVIANI *et al.* (1972).

i. In addition of the clay minerals content others factors (i.e. : pH, Rh and the organic matter content of the sediments) affect the migration and the concentration of Hg in the sediments.

Recherches sur la présence de mercure dans les sédiments de la mer Adriatique du Nord en face du delta du Pô*

par

R. VIVIANI**, C.-M. ROSSI**, M. FRIGNANI** et E. RABBI***

** *Istituto di Biochimica, Facoltà di Medicina Veterinaria, Bologna (Italie)*

*** *Istituto di Geologia e Paleontologia, Bologna (Italie)*

Parmi les polluants du milieu marin, et par conséquent des organismes marins, une attention particulière est prêtée actuellement au mercure, qui est employé en de nombreuses activités industrielles et agricoles aussi bien sous forme inorganique que sous forme organique. Les sédiments marins sont un maillon important du cycle du mercure et il est possible d'obtenir des informations sur son apport, relativement à une zone déterminée, dans le temps passé et présent, au moyen de la détermination de sa concentration dans les sédiments eux-mêmes. La concentration du mercure dans les sédiments peut changer en fonction de la nature chimique et physique du sédiment, des processus biologiques qui peuvent avoir lieu et des caractéristiques chimico-physiques de l'eau de mer.

Le but de ce travail a été d'évaluer les niveaux de mercure total qu'on peut relever dans les sédiments d'une zone marine susceptible de contamination et cela dans le cadre d'un programme de recherches concernant les effets de la pollution des eaux marines par le mercure sur les résidus de cet élément dans les produits de la pêche de l'Adriatique haute et moyenne.

Nous avons examiné les sédiments de la mer Adriatique du Nord en face du delta du Pô puisque ce fleuve est l'un des principaux responsables de l'introduction dans la mer de mercure provenant de sources industrielles et agricoles. Les échantillons analysés ont été prélevés sur des carottes de station exécutées au cours de la croisière effectuée pendant l'été 1965 par le Laboratoire de Géologie Marine du CNR et par l'Institut de Géologie de l'Université de Bologne. La détermination de mercure total a été faite par spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme ($\lambda = 253,7 \text{ m}\mu$) après minéralisation de l'échantillon avec une solution de H_2SO_4 et HNO_3 (1:1). Le spectrophotomètre utilisé est un PYE UNICAM modèle SP90, équipé d'une cellule à flux en quartz ($15 \times 1 \text{ cm}$). En ce qui concerne les analyses des sommets des carottes, au cours du traitement statistique on a trouvé une corrélation directe entre les concentrations de mercure total et le pourcentage en argile des échantillons; cette corrélation est significative avec une probabilité d'erreur inférieure à 1 %. Les niveaux de mercure sont compris entre la quantité la plus basse : 0,0703 et la plus haute : 0,8259 ppm et, en général, on ne remarque pas une distribution très régulière. Cette dernière observation peut être attribuée à des variantes physiques comme, par exemple, les courants de fond qui provoquent une sédimentation irrégulière et, par conséquent, une distribution occasionnelle du mercure.

* Communication présentée par Mlle R. VIVIANI.

Non seulement les sommets, mais quelques carottes des échantillons prélevés à différentes profondeurs ont été également analysés. Les concentrations de mercure, selon les cas, présentent ou non une corrélation avec le pourcentage en argile; ce fait peut être dû, pense-t-on, à des phénomènes semblables à ceux qui provoquent la migration vers le bas, remarquée en quelques carottes, d'hydrocarbures d'origine récente et d'eau interstitielle, à la présence de matière organique, par rapport à la perméabilité du sédiment. En général, on peut affirmer que les niveaux de mercure relevés dans les sédiments de la zone marine examinée, par rapport à 1965, sont supérieurs à ceux relevés dans les sédiments des zones marines où on peut exclure la contamination [SELLI *et al.* 1972].

Distribution of polychlorinated biphenyls on the Mediterranean coast of France*

by

BROCK W. DE LAPPE**, ROBERT W. RISEBROUGH***, JOHN T. MENDOLA***
GERALD W. BOWES*** et JEAN-LOUIS MONOD****

** Bodega Marine Laboratory, California (U.S.A.)

*** Service canadien de la Faune, Ottawa (Canada)

**** Institut de Phytopharmacie, Marseille (France)

Our initial findings that polychlorinated biphenyl (PCB) concentrations were exceptionally high in fish from the Marseille region have prompted us to undertake a broader survey to determine whether the contamination was local in nature or reflected more widespread pollution of the Western Mediterranean. The mussel, *Mytilus edulis*, was chosen as an indicator species because of its sessile nature and widespread geographical distribution, although the variance of the residue distributions in populations

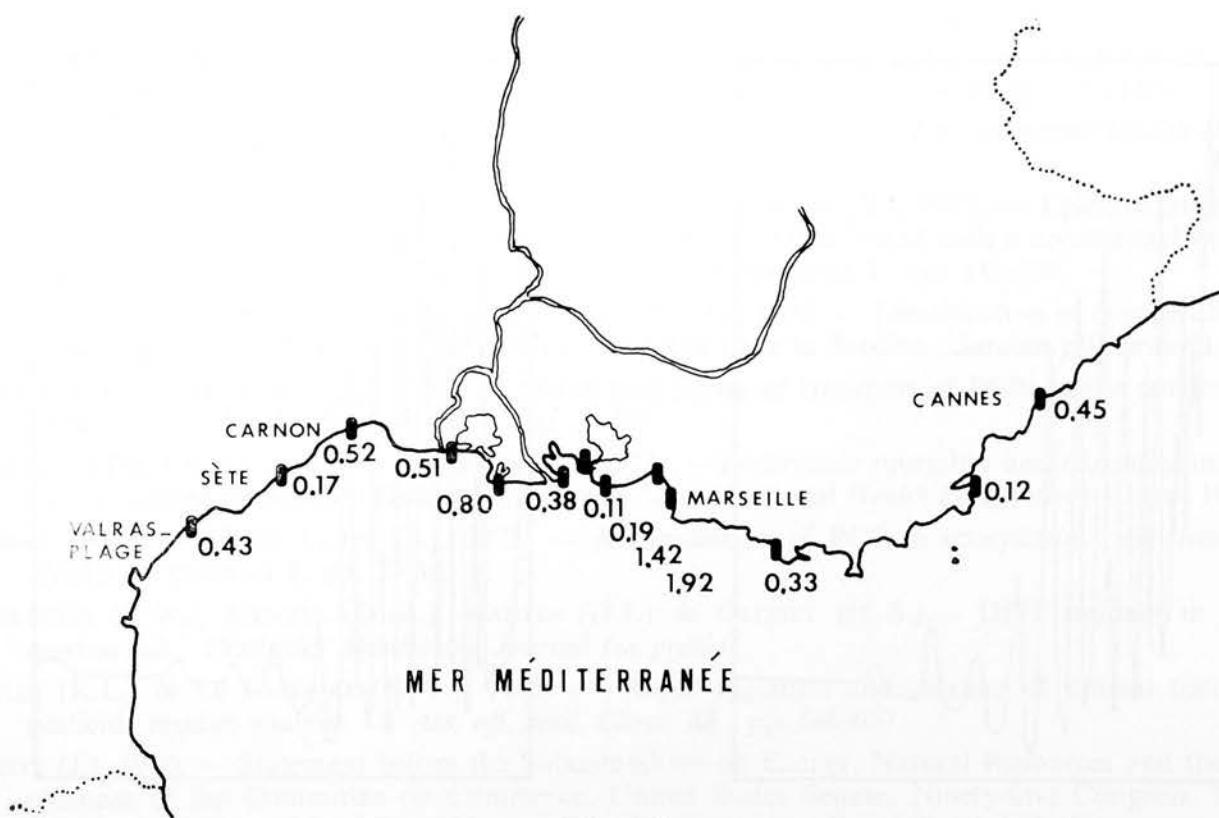


Figure I

* Communication présentée par M. B. DE LAPPE.

and the dependance of residue concentrations upon size of the animals are as yet undetermined. The results are presented in Table I and a map of the sites is shown in Figure I. The samples were obtained in June and July of 1972 and were frozen from the time of collection until analysis by gas chromatography. (Figures IIa et b).

The PCB composition closely resembled that of PHENOCLOR DP-5 in all samples. The majority of the concentrations recorded are higher than those of Los Angeles Harbor, the most polluted site we have studied in Western North America. Some of the differences in levels found may reflect size of the mussels rather than geographical location since a significant correlation exists among our samples between the PCB concentration and the average weight, exclusive of shells (Spearman rank correlation coefficient = + 0.769, $p < 0.01$.) Since mussels are popular food items in France, we were unable to find larger individuals at many sites. High PCB concentrations in mussels from Marseille and l'Estaque presumably reflect local input and the higher values at Grau-de-la-Dent, to the West of the mouth of the Rhône, suggest also that the Rhône is a significant source. Low concentrations, however, were found in mussels from Port-de-Bouc at the mouth of the canal from l'Étang de Berre, suggesting that this industrial area is not a major source of environmental PCB. Moderately high values were recorded from Valras Plage and Cannes. The results indicate therefore that contamination of the Western Mediterranean by PCB is widespread and that current levels are considerably higher than in the majority of other coastal ecosystems so far examined.

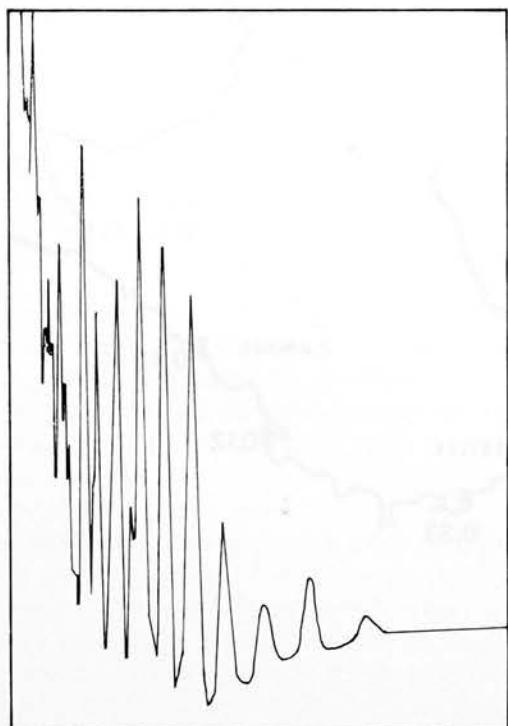


Figure II (a)



Figure II (b)

FIG. II. — Chromatograms of the extract of the mussels from l'Estaque (a) and of the Phenoclor DP-5 standard (b). 3% OV-1 column. Other conditions described in the text.

TABLEAU I. — PCB concentrations in mussels, *Mytilus edulis*, from the Mediterranean coast of France.
Parts per million, wet weight. N = Number of samples.

Site	N	Mean weight mg	Mean length mm	PCB
Cannes	20	2.67	45.9	0.45
Saint-Tropez	50	1.13	37.4	0.12
Sanary	40	1.37	37.3	0.33
Marseille (Corniche)	25	2.72	44.5	1.92
L'Estaque	24	2.89	46.1	1.42
Carro	30	1.68	41.2	0.19
Port-de-Bouc	24	1.79	45.0	0.11
Bouches-du-Rhône (Est)	39	2.52	40.0	0.38
Grau de la Dent	25	2.36	45.0	0.80
Stes-Maries-de-la-Mer	30	2.22	44.8	0.51
Carnon	25	2.96	47.6	0.52
Sète	25	2.29	46.3	0.17
Valras-Plage	25	1.91	45.4	0.43

References

- DAHLGREN (R.B.), LINDER (R.-L.) & CARLSON (C.-W.), 1972. — Polychlorinated biphenyls : their effects on penned pheasants. *Environmental Health Perspectives* **1**; pp. 89-101.
- HOLDEN (A.V.), 1970. — International Cooperative Study of Organochlorine Pesticide Residues in Terrestrial and Aquatic Wildlife, 1967/68. *Pesticides Monitoring Journal* **4**; pp. 117-135.
- KOLBYE (A.C.), 1972. — Food Exposures to Polychlorinated Biphenyls. *Environmental Health Perspectives* **1**; pp. 85-88.
- KURATSUNE (M.), YOSHIMURA (T.), MATSUZAKA (J.) & YAMAGUCHI (A.), 1972. — Epidemiologic study on Yusho, a poisoning caused by ingestion of rice oil contaminated with a commercial brand of polychlorinated biphenyls. *Environmental Health Perspectives* **1**; pp. 119-128.
- MONOD (J.-L.), RAYBAUD (H.), VERROT (C.) & CARRARA (J.), 1972. — Identification et dosage des polychlorobiphényles (PCB) et des métabolites du DDT chez la Sardine (*Sardina pilchardus* L.)
- NISBET (I.C.T.) & SAROFIM (A.-F.), 1972. — Rates and routes of transport of PCBs in the environment. *Environmental Health Perspectives* **1**; pp. 21-38.
- PEAKALL (D.B.), LINCOLN (J.-L.) & BLOOM (S.-E.), 1972. — Embryonic mortality and chromosomal alterations caused by Aroclor 1254 in Ring Doves. *Environmental Health Perspectives* **1**; pp. 103-104.
- RISEBROUGH (R.W.) & DE LAPPE (B.), 1972. — Accumulation of PCB in ecosystems. *Environmental Health Perspectives* **1**; pp. 39-46.
- RISEBROUGH (R.W.), MENZEL (D.-B.), MARTIN (D.J.) & OLCOTT (H.-S.). — DDT residues in Pacific marine fish. *Pesticides Monitoring Journal* (in press).
- STANLEY (R.L.) & LE FAVOURE (H.-T.), 1965. — Rapid digestion and cleanup of animal tissues for pesticide residue analysis. *J. Ass. off. anal. Chem.* **48** : pp. 666-667.
- VERRETT (J.), 1970. — Statement before the Subcommittee on Energy, Natural Resources and the Environment of the Committee on Commerce, United States Senate, Ninety-first Congress. Second Session on Effects of 2,4,5-T on Man and the Environment. Serial 91-60, U.S. Government Printing Office, pp. 190-360.
- VOS (J.G.), 1972. — Toxicology of PCBs for mammals and birds. *Environmental Health Perspectives* **1**, pp. 105-117.
- VOS (J.G.), KOEMAN (J.-H.), VAN DER MASS (H.-L.), TEN NOEVER DE BRAUW (M.-C.) & DE VOS (R.-H.), 1970. — Identification and toxicological evaluation of chlorinated dibenzofuran and chlorinated naphthalene in two commercial polychlorinated biphenyls. *Fd. Cosmet. Toxicol.* **8**, pp. 625-633.

Tar pollution in the Levant Basin and along the Mediterranean Coast of Israël *

by

I. BURMAN and O.H. OREN

Israël Oceanographic and Limnological Research Ltd., Haifa Laboratories (Israël)

During oceanographic cruises in the Eastern Mediterranean, tar samples were taken by a side tracking neuston net at several hydrographic stations. Parallel to this work, along the coast of Israël, beaches were sampled for tar (Fig. 1 et 2). In the open sea, a higher degree of pollution was found in areas where shipping is more intensive and close to ports, oil terminals, large oil refineries and industries.

Along the coast of Israël an increase of pollution has been found from 1969 to 1971. International regulations for prevention of sea pollution are neglected in this area. Due to the current system, pollutants of each country in the area affect others. A joint action has to be taken in order to reduce marine pollution by all Eastern Mediterranean countries. (Fig. 3).

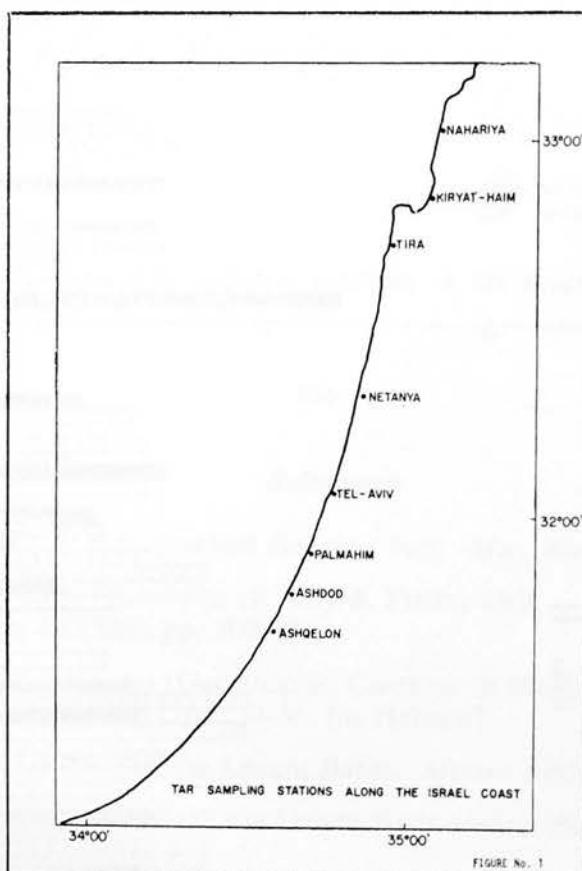


FIGURE No. 1

* Communication présentée par M. O.H. OREN

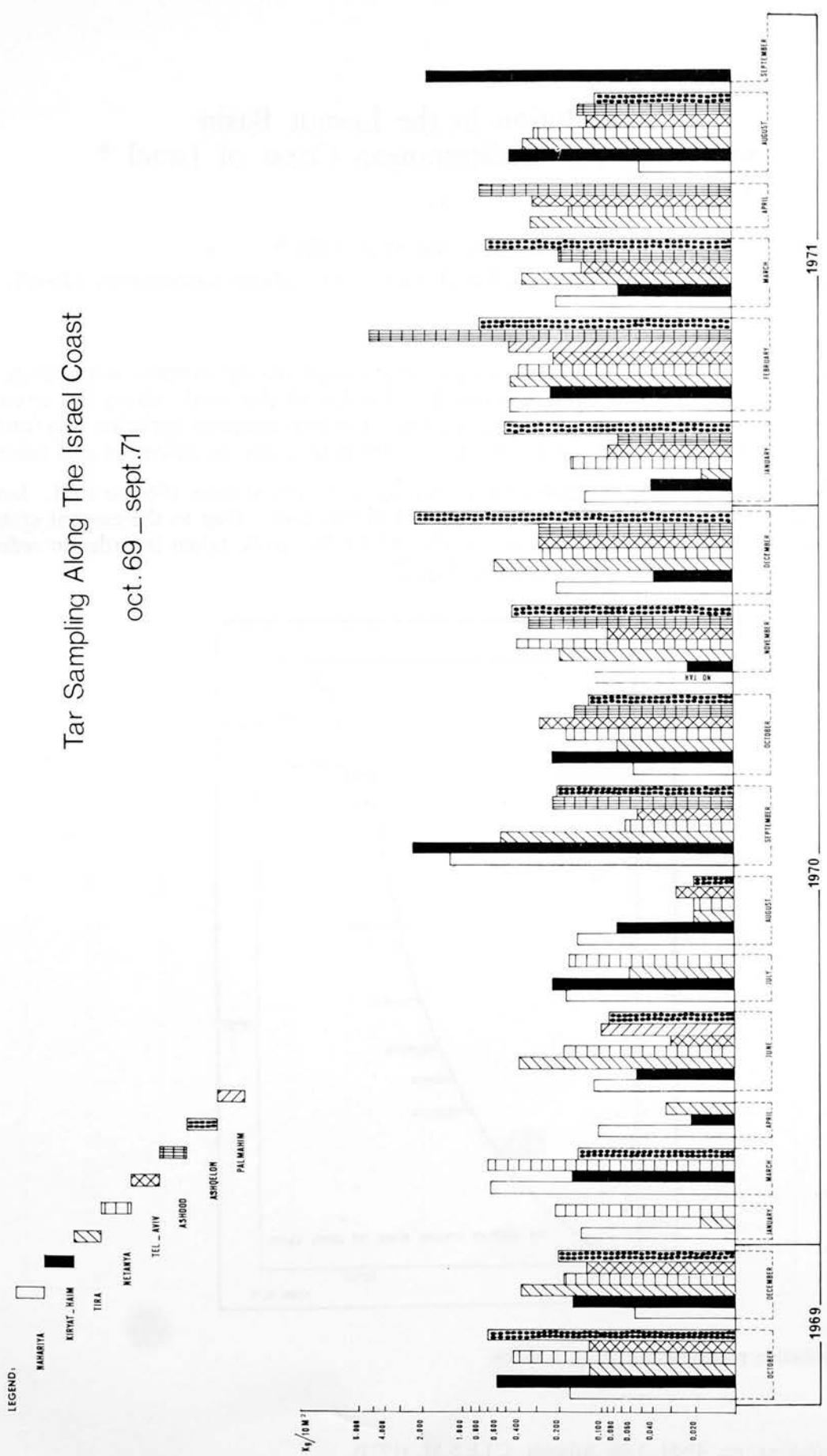


FIG. 2.

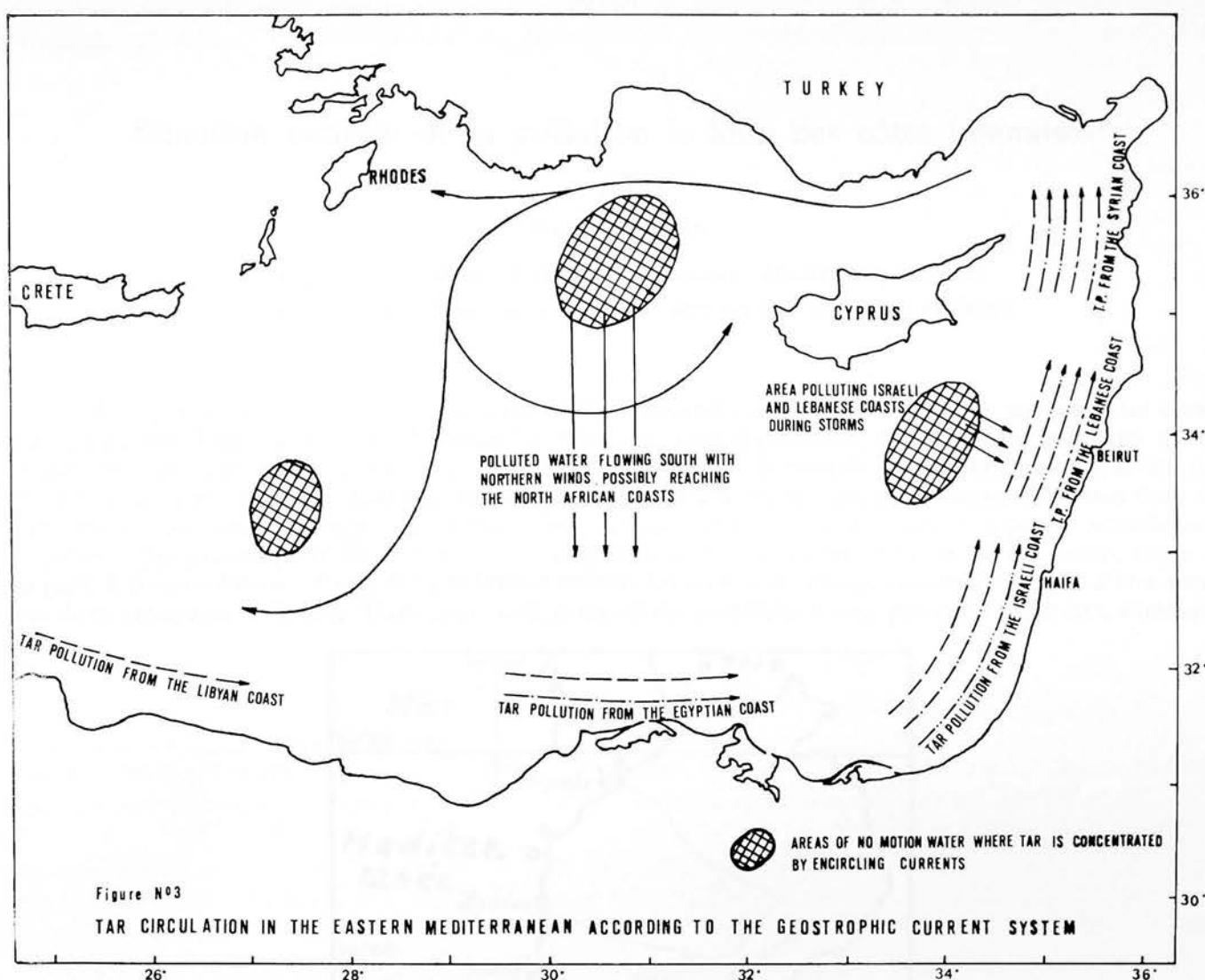


FIG. 3.

References

- BEN-YAMI (M.) *et al.* 1970. — A Side-Tracked Neuston Net. *Mar. Biol.*, **6** (4); pp. 312-316.
- BERRIDGE (S.-A.), DEAN (R.-A.), FALLOWES (R.-G.) & FISHA, 1968. — The properties of persistent oil at sea. *J. Inst. Petrol.*, **54** (53a), pp. 300-309.
- BURMAN (I.) & OREN (O.H.), 1967. — (Geostrophic Currents in the Eastern Mediterranean). *Fisheries and Fish-Breeding in Israël*, **4** (1), pp. 34-36. [in Hebrew].
- OREN (O.H.), 1970. — Tar Pollution of the Levant Basin. *Marine Pollution Bull.*, **1**, 10, pp. 149-150.
- OREN (O.H.), 1971. — The Atlantic Water in the Levant Basin and on the Shores of Israël. *Cah. océanogr.*, **23**, 3, pp. 291-297.

Pesticides organochlorés et PCB dans trois espèces marines sur le littoral espagnol*

par

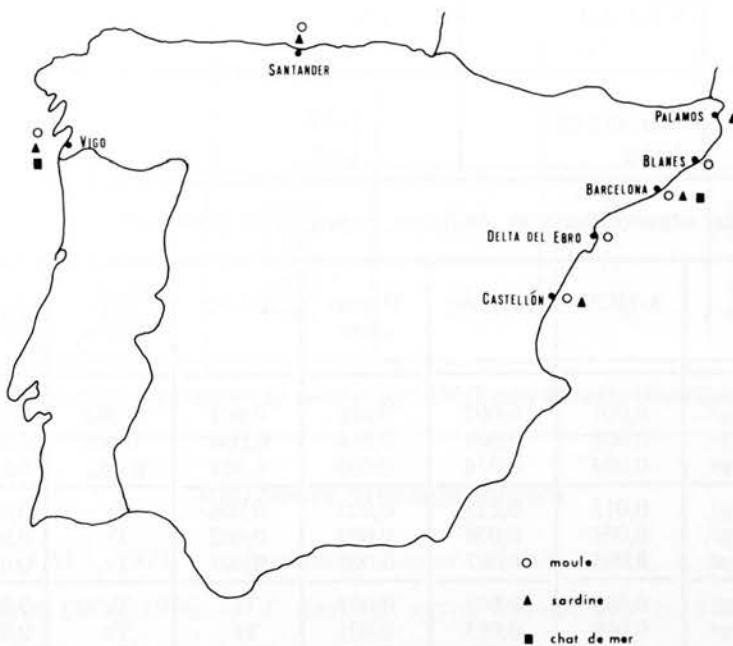
JOSÉ-MARIANO FRANCO SOLER

Instituto de Investigaciones Pesqueras, Barcelona (Espagne)

Les espèces étudiées sont la Moule (*Mytilus edulis*), la Sardine (*Sardina pilchardus*) et le Chat de mer (*Squalus achanius*).

Elles ont été échantillonnées en chaque point figurant sur la carte de la façon suivante :

- les Moules sont divisées en trois groupes de dix individus. L'analyse est faite sur la chair totale;
- les Sardines sont séparées en trois groupes de huit individus : pour deux d'entre elles l'analyse porte sur la tête et la région moyenne du corps; et uniquement sur le corps pour la dernière;
- pour les Chats de mer, l'analyse porte sur le muscle latéral, le foie, le rein et une fois sur les œufs et les embryons.



Des techniques classiques d'extraction et de purification ont été appliquées à chaque échantillon.

Quant à l'analyse elle-même, elle est faite notamment par CGL à capture d'électrons.

Les tableaux I, II, III donnent les résultats des analyses de huit pesticides organochlorés (α — HCH, Lindane, Heptachlore, Aldrine, Dieldrine, pp'-DDE, pp'-TDE, pp'-DDT) et de PCB. Ceux-ci permettent de conclure que :

* Communication parvenue trop tardivement pour être présentée en séance.

1. La contamination dans la Méditerranée est de trois à dix fois plus grande que celle de la zone Atlantique — Cantabrique prise comme référence.

2. Ce phénomène de contamination est relié étroitement aux conditions climatologiques, au développement agricole et industriel et à d'autres activités humaines dans la zone littorale méditerranéenne.

3. On constate nettement des processus d'accumulation chez les Chats de mer. De ce fait, on peut penser que la contamination des eaux côtières devrait être de 10 000 à 20 000 fois inférieure, ce qui représente déjà un taux fort élevé.

TABLEAU I.

Espèces	Localités	Date de capture	Observations
Moule	Blanes	I-70	môle du port
	Barcelona	II-70	élevés sur rochers du port
	Delta del Ebro	II-70	du port d'Ampolla
	Castellón	II-70	des rochers du port
	Vigo	I-70	élevés sur radeau
	Santander	V-70	des rochers du Cap Menor
Sardine	Palamós	I-70	
	Barcelona	II-70	
	Castellón	VI-70	
	Vigo	I-70	
	Santander	VII-70	
Chat de mer	Barcelona	I-68	
	Vigo	I-68	

TABLEAU II. — Résidus organochlorés et similaires, exprimés en ppm/poids frais, trouvés dans la moule.

Localités		α -HCH	Lindane	Hepta-clore	Aldrine	Diel-drine	p,p'-DDE	p,p'-TDE	p,p'-DDT	PCB
Blanes	1 ^o gr.	0,001	0,007	0,016	0,001	0,002	0,054	0,003	0,020	0,78
	2 ^o gr.	0,003	0,009	0,016	0,004	0,002	0,022	0,018	0,008	0,40
	3 ^o gr.	0,004	0,014	0,039	0,001	0,002	0,030	0,012	0,008	0,57
Barcelona	1 ^o gr.	0,015	0,026	0,027	0,006	Tr	0,075	0,075	0,022	1,50
	2 ^o gr.	0,004	0,008	0,003	0,002	Tr	0,058	0,014	0,005	1,00
	3 ^o gr.	0,003	0,007	0,003	0,001	Tr	0,030	0,014	0,002	0,66
Delta del Ebro	1 ^o gr.	0,019	0,043	0,001	Tr	Tr	0,200	0,450	Tr	1,80
	2 ^o gr.	0,009	0,015	0,001	Tr	Tr	0,070	0,062	Tr	0,90
	3 ^o gr.	0,006	0,017	0,001	Tr	Tr	0,140	0,060	Tr	1,40
Castellón	1 ^o gr.	0,001	0,010	0,001	0,001	0,030	0,002	0,019	0,009	0,62
	2 ^o gr.	0,001	0,040	0,001	0,001	0,020	0,001	0,009	0,015	0,60
	3 ^o gr.	0,001	0,004	0,001	0,001	0,025	0,001	0,015	0,005	0,62
Vigo	1 ^o gr.	Tr	0,003	Tr	—	Tr	0,004	0,009	0,005	0,14
	2 ^o gr.	Tr	0,004	Tr	—	—	0,005	0,002	0,007	0,09
	3 ^o gr.	0,001	0,020	Tr	—	—	0,005	0,008	0,005	0,08
Santander	1 ^o gr.	0,003	0,030	Tr	0,001	0,001	0,002	0,002	0,007	0,74
	2 ^o gr.	0,027	0,040	Tr	0,001	0,001	0,001	0,100	0,005	0,71
	3 ^o gr.	0,004	0,016	Tr	0,001	0,001	0,002	0,003	0,005	0,56

Tr, trace; Heptaclore epoxide et o,p'-DDT en forme de traces non détectées.

TABLEAU III.

Résidus organochlorés et similaires, exprimés en ppm/poids frais, trouvés dans la sardine.

Localités		α -HCH	Lindane	Aldrine	Dieldrine	p,p'-DDE	p,p'-TDE	p,p'-DDT	PCB
Palamos	1 ^o gr. t	0,009	0,004	0,001	0,002	0,45	Tr	Tr	3,7
	c	0,015	0,005	0,001	0,019	0,56	Tr	Tr	1,3
	2 ^o gr. t	0,002	0,010	0,002	0,050	0,27	0,20	0,005	6,3
	c	0,009	0,005	0,008	0,019	0,53	Tr	Tr	6,9
	3 ^o gr. c	0,014	0,016	0,001	0,090	0,45	Tr	Tr	5,0
Barcelona	1 ^o gr. t	0,002	0,017	—	0,120	0,58	Tr	Tr	6,1
	c	0,002	0,003	0,001	0,140	0,63	Tr	0,005	6,2
	2 ^o gr. t	0,009	0,005	—	0,056	0,38	0,002	Tr	2,85
	c	0,002	0,004	—	0,004	0,54	0,063	—	5,2
	3 ^o gr. c	0,001	0,003	—	0,002	0,20	0,035	—	3,3
Castellon	1 ^o gr. t	0,010	0,025	—	0,001	0,140	Tr	—	0,90
	c	0,009	0,020	—	Tr	0,150	Tr	—	0,69
	2 ^o gr. c	0,009	0,018	—	Tr	0,080	Tr	—	0,54
	3 ^o gr. t	0,002	0,015	—	Tr	0,130	Tr	—	0,60
Vigo	1 ^o gr. t	0,008	0,042	—	Tr	0,070	0,002	Tr	0,38
	c	0,006	0,018	—	—	0,070	0,019	0,007	0,38
	2 ^o gr. t	0,009	0,006	—	0,016	0,060	0,002	0,005	0,34
	c	0,065	0,190	—	0,014	0,100	0,001	Tr	0,26
Santander	1 ^o gr. t	0,002	0,003	—	Tr	0,002	Tr	—	0,69
	c	0,002	0,003	—	Tr	0,002	Tr	Tr	0,50
	2 ^o gr. t	0,002	0,002	—	Tr	0,001	—	Tr	0,21
	c	0,001	0,002	—	—	0,001	—	Tr	0,03
	3 ^o gr. c	0,001	0,001	—	—	0,001	—	Tr	0,21

Tr, traces; t, têtes; c, corps; heptaclore, heptaclore epoxide et o,p'-DDT non détectés ou en quantités inférieures à 0,001 ppm.

Références bibliographiques

- BALUJA (G.) & FRANCO (J.M.), 1971. — *Agroquim. Tecnol. Alimentos*, **11**, 1, p. 152.
- BURKE (J.A.) & HOLSWADE (W.), 1966. — *J. Ass. off. agric. Chem.*, **49**, p. 374.
- CUMMINGS (J.G.) *et al.*, 1966. — *J. Ass. off. agric. Chem.*, **49**, p. 353.
- GASCO (L.), 1969. — *Teoria y practica de la Cromatografia en fase gaseosa*, Publicaciones de la Junta de Energia Nuclear, Madrid.
- GASTON (L.K.), 1964. — *Residue Reviews*, **5**, p. 21.
- JENSEN (J.), NUCCI (B.) & WIDMARK (G.). — Sweden Report to the O.E.C.D. Study of Analysis of PCB
- ONLEY (J.H.) & MILLS (P.A.), 1962. — *J. Ass. off. agric. Chem.*, **45**, p. 983.
- REYNOLDS (L.M.), 1969. — *Bull. Envir. Contamin. and Toxic.*, **4**, 3, p. 128.
- RICHARDSON (A.), 1965. — *Cem. and Ind.*, 1377.
- THOMPSON (J.F.), WALKER (A.C.) & LOSEMAN (R.F.), 1969. — *Cem. and Ind.* **52**, 6, p. 1263.

Computation of diffusion and dispersion of pollutants with hydrodynamical-numerical methods*

by

T. LAEVASTU and G.D. HAMILTON

USN Environmental Prediction Research Facility, Monterey, California (U.S.A.)

A two-layer hydrodynamical-numerical model of the Walter Hansen type is adapted for the computation of currents with three open boundaries, thus allowing the reproduction of currents with small time steps off an open coast. The treatment of the open boundaries with the inclusion of wind, thermocline and tidal current components is described and the verification of the results of the model in the Strait of Gibraltar is demonstrated.

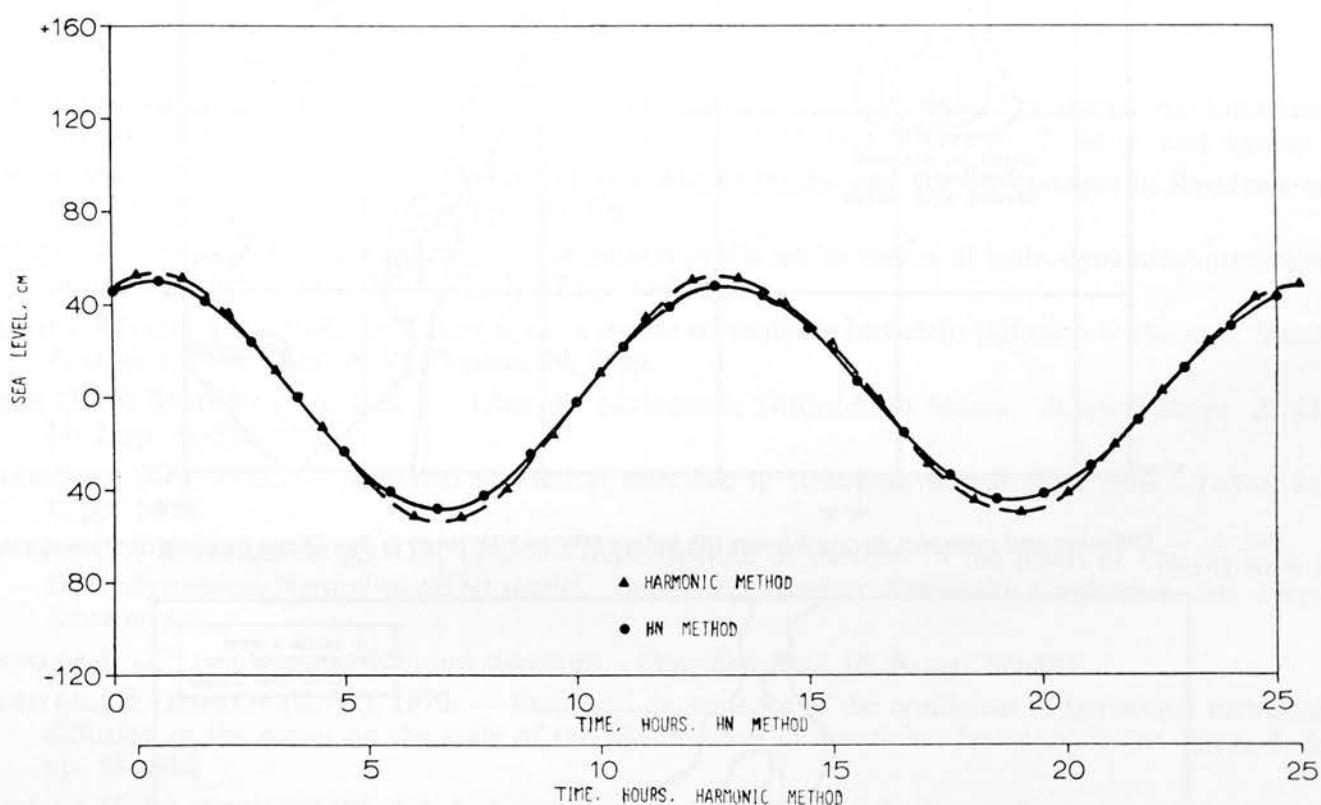


FIG. 1. — Tides at Gibraltar, computed with HN and harmonic methods (M2, S2, N2, K2).

The diffusion and dispersion formula is included into the two-layer HN model with an explicit finite difference formula. This formula contains the advection term with an up-current differencing method and a diffusion term which is similar to a modified Laplacian. The diffusion coefficient is a function of time step and grid size. The numerical stability of this formula is investigated and the conservation of substance (without decay) is demonstrated.

* Cette communication n'a pas été présentée.

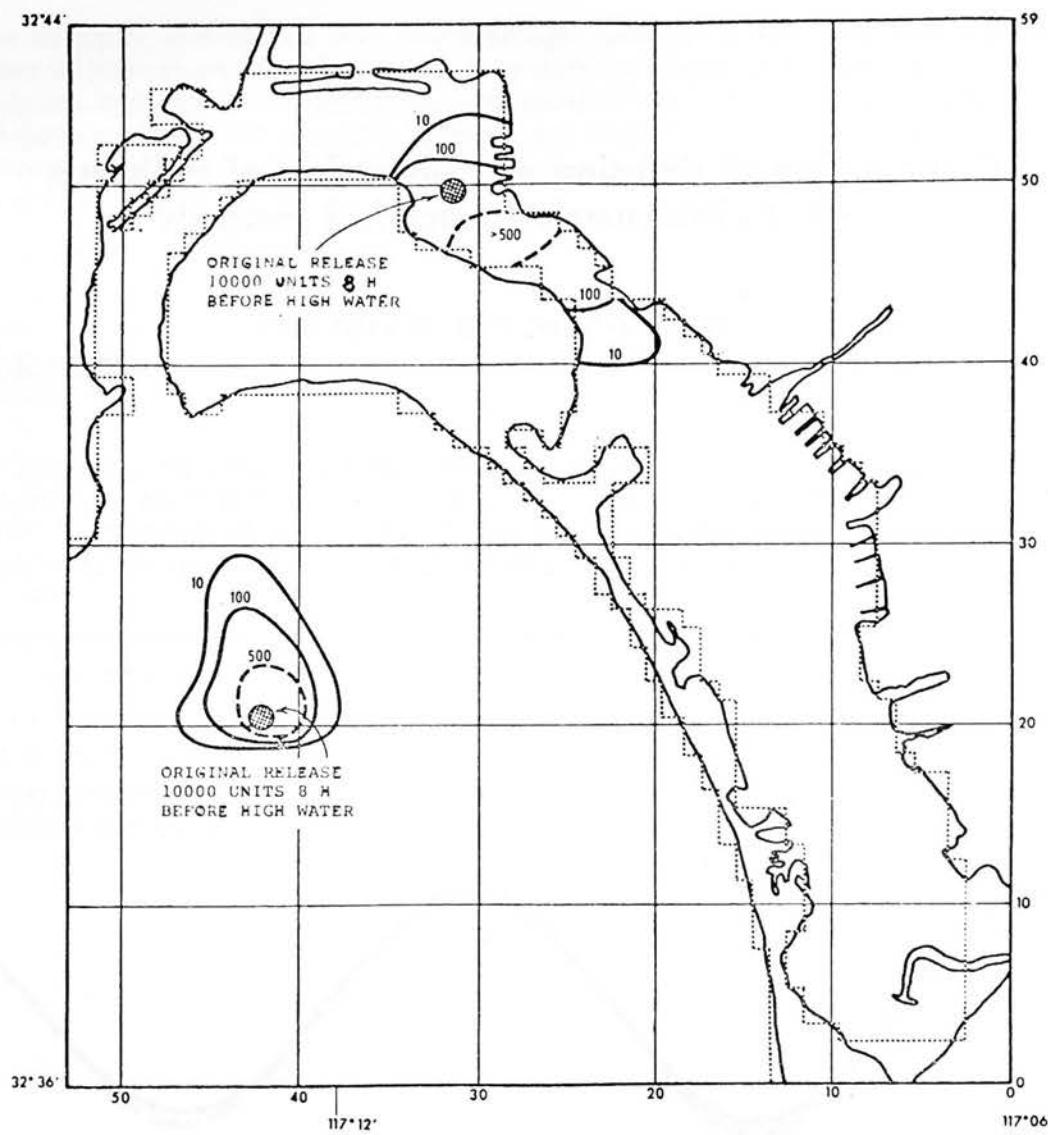


FIG. 2. — Diffusion and transport during 8 hours (8h before HW to HW time) in San Diego Bay (distribution during high water given).

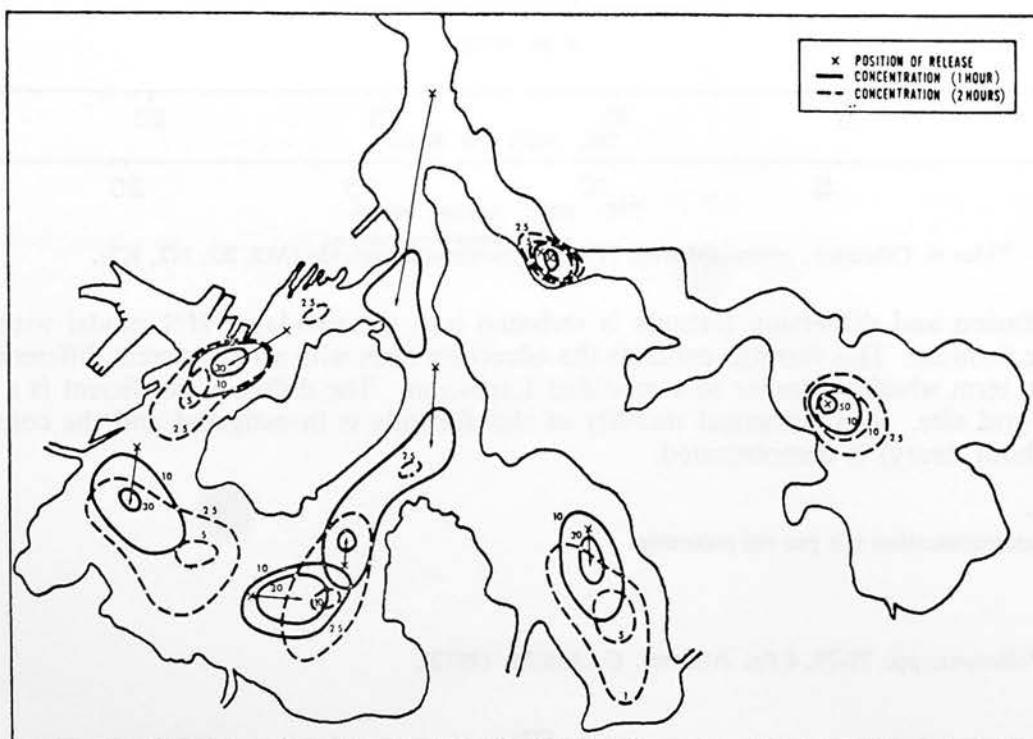


FIG. 3. — Examples of diffusion and transport computation from instantaneous release in Pearl Harbor.

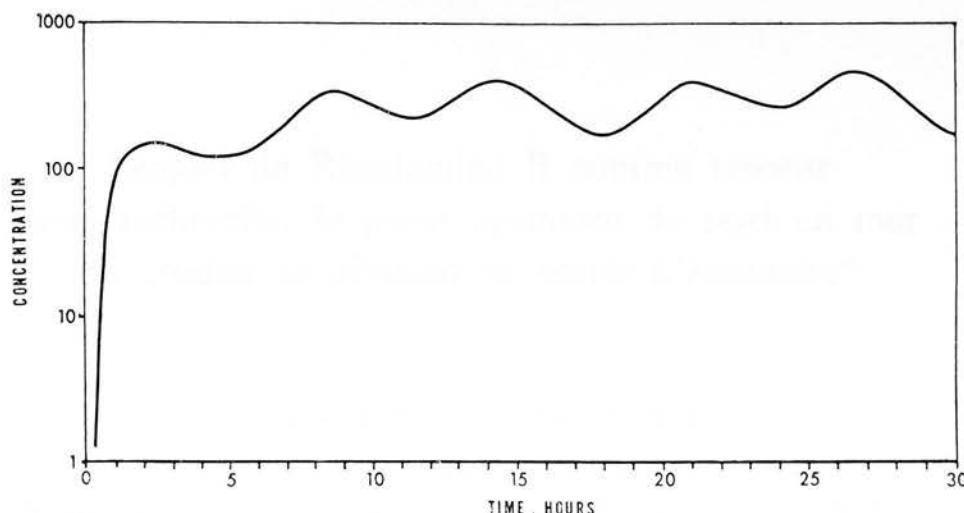


FIG. 4. — Example of dispersion from a continuous release of five units per minute in Strait of Gibraltar.

References

- BRETTSCHEIDER (G.), 1967. — Anwendung des hydrodynamischnumerischen Verfahrens zur Ermittlung der M_2 — Mitschwingungsgezeit der Nordsee. *Mitteil. Inst. Meeresk.*, **7**, 64 p. and figures.
- HANSEN (W.), 1956. — Theorie zur Errechnung des Wasserstandes und der Strömungen in Randmeeren nebst Anwendungen. *Tellus*, **8**, pp. 287-300.
- HANSEN (W.), 1966. — The reproduction of the motion in the sea by means of hydrodynamical-numerical methods. *Mitteil. Inst. Meeresk.*, **5**, 57 pp. and figures.
- HELA (I.) & VOIPO (A.), 1960. — Tracer dyes as means of studying turbulent diffusion in the sea. *Suom. Tiedeakat. Toim.*, Ser. A VI Physica, **79**, 9 pp.
- JOSEPH (J.) & SENDNER (H.), 1958. — Über die horizontale Diffusion in Meere. *Dtsch. hydrogr. Z.* **11**, No 2 pp. 49-77.
- KULLENBERG (G.), 1972. — Apparent horizontal diffusion in stratified vertical shear flow. *Tellus*, **24**, 1, pp. 17-28.
- LAEVASTU (T.) & HAMILTON (G.-D.), 1972. — Reproduction of currents in the Strait of Florida with a Hydrodynamical-Numerical (HN) model. *Proc. 1972 Summer Simulation Conference, San Diego (sous presse)*.
- OKUBO (A.), 1971. — Oceanic diffusion diagrams. *Deep-Sea Res.*, **18**, **8**, pp. 789-802.
- OKUBO (A.) & OZMIDOV (R.-V.), 1970. — Empirical dependence of the coefficient of horizontal turbulent diffusion in the ocean on the scale of the phenomenon in question. *Izv. Atm. & Oc. Phys.*, **6**, 5, pp. 534-536.
- PANDOLFO (J.-P.), ATWATER (M.-A.) & ANDERSON (G.-E.), 1971. — *Prediction by numerical models of transport and diffusion in an urban boundary layer*. Ms. rpt. Center for the Environment and Man Inc., Hartford, Conn. (mimeo), 139 pp.
- RAMMIG (H.-G.), 1971. — Hydrodynamical-numerical investigations and horizontal dispersion of seston in the river Elbe. *Mem. Soc. Roy. Sci. Liège*, **6**, 2, pp. 181-208.
- SCHÖNFELD (J.-C.) & GROEN (D.), 1961. — Mixing and exchange processes. Radioactive waste disposal into the sea. *IAEA Safety Series*, **5**, pp. 100-132.
- WOLFF (P.-M.), HANSEN (W.) & JOSEPH (J.), 1970. — *Investigation and prediction of dispersion of pollutants in the sea with Hydrodynamical-Numerical (HN) model*. Rome, Paper presented at FAO Conf. on Marine Pollution.

Mesure *in situ* de l'activité de radioéléments
dans le site marin d'une usine atomique et application
au calcul du coefficient de diffusion turbulente*

par

GEORGES LAPICQUE

SEP/CFR, CEN/SACLAY, Gif-sur-Yvette (France)

Cette étude représente une tentative d'interprétation scientifique des résultats des campagnes de mesures faites en mer depuis 1966 par le Centre des Faibles Radioactivités de Gif-sur-Yvette (C.F.R.) dans le cadre de sa collaboration avec le Département de Protection Sanitaire du Centre d'Études Nucléaires de Fontenay-aux-Roses (D.P.S.) et du Groupe d'Études Atomiques (G.E.A.) de la Marine Nationale. Cette collaboration a pour but la protection de l'environnement de la région du raz Blanchart (Manche) contre les rejets de l'usine atomique du Centre de la Hague. Les méthodes et les résultats peuvent être étendus à la Méditerranée.

L'utilisation d'un ensemble embarqué de spectrométrie gamma *in situ* de l'eau de mer, remorquable à l'immersion de 10 mètres, permet d'obtenir l'activité des radioéléments Caesium 137 et Ruthénium 106 pendant le fonctionnement de l'usine, en fonction de la distance à l'émissaire posé par fond de 20 mètres, profondeur moyenne du raz Blanchart. Les résultats obtenus le long de l'axe du courant, confrontés, après traitement statistique, à un modèle mathématique d'équation de diffusion suggèrent des valeurs du coefficient de diffusion turbulente horizontale de l'ordre de $10^6 \text{ cm}^2/\text{s}$. Ces chiffres semblent raisonnables pour la turbulence par temps calme des eaux du site étudié, les valeurs océaniques se situant généralement dans la gamme $10^4\text{-}10^8 \text{ cm}^2/\text{s}$. (d'après Bowden).

On prend soin de faire le calcul pour des zones où les masses d'eau analysées puissent constituer des échantillons valables. L'égalité des valeurs de D pour les traceurs étudiés (après amélioration du traitement du Ruthénium à l'usine) montre que, malgré la grande différence existant entre les comportements physico-chimiques, le brassage est suffisant pour assurer une diffusion identique, et en particulier pour interdire toute sédimentation préférentielle à l'échelle des mesures (soit 10 heures et 25 milles marins).

Les chiffres obtenus peuvent être utilement comparés à ceux relatifs à d'autres traceurs, à d'autres sites (notamment en Méditerranée) et dans diverses situations hydrologiques.

D'autre séries de mesures le long de sections perpendiculaires à l'axe du courant devraient permettre de préciser les valeurs obtenues pour la diffusion horizontale.

Références bibliographiques

- ANCELLIN (J.) & VILQUIN (A.), 1968. — Nouvelles études de contaminations expérimentales d'espèces marines par le Césium 137, le Ruthénium 106 et le Césium 144. *Radioprotection*. Dunod.
- ANCELLIN (J.) & VILQUIN (A.). — Contaminations expérimentales d'espèces marines par le Césium 144, le Ruthénium 106 et le Zirconium 95. *Ext. de Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters*.

Communication présentée par l'auteur.

- AUFFRET (J.-P.), GERMAIN (P.), GUEGUENIAT (P.) & LEMOSQUE (Y.). — Étude expérimentale de la fixation du Caesium 137 par certains sédiments de la Manche.
- AUSSET (R.) & FARGES (L.), 1968. — Utilisation de la rhodamine dans l'étude des caractéristiques hydrologiques d'un site marin de rejet d'effluents radioactifs. *Rev. Intern. Oceanogr. Med.*, **4**.
- BARNA (P.-S.). — *Fluid mechanics for Engineers*. London, Butterworths.
- CHESSELET (R.), 1966. — Étude de la radioactivité artificielle du milieu marin par spectrométrie gamma. *Thèse Dr. Univ. Paris*, [Rapport C.E.A. n° 3668, 1969].
- GUEGUENIAT (P.). — Étude de la physico-chimie du Ruthénium dans l'eau de mer *Rapport CEA* n° **4125**.
- CSANADY (G.-T.), 1966. — Generalization of mixing length argument in turbulent diffusion. *J. Atmos. Sci.*
- GUEGUENIAT (P.), 1970 a. — Comportement physico-chimique du Ruthénium dans l'eau de mer. *B.I.S.T.* n° **151**.
- GUEGUENIAT (P.), 1970 b. — Observations sur la contamination «in situ» d'espèces marines par le Ruthénium 106 et le Zirconium 95. *B.I.S.T.* n° **151**.
- GUEGUENIAT (P.). — Détermination de la radioactivité de l'eau de mer en Ruthénium, Césium, Zirconium par entraînement et adsorption au moyen du bioxyde de manganèse. *Rapport CEA*, n° **3284**.
- GUEGUENIAT (P.), BOVARD (P.) & MULLIN (J.), 1969. — Influence de la forme physico-chimique du Ruthénium sur la contamination des organismes marins. *C.R. Acad. Sc. Paris*, **268**.
- GUEGUENIAT (P.) & LUCAS (Y.), 1969. — Observations sur la contamination «in situ» de quelques espèces marines. *Notes CEA* n° **1185**.
- HOMMERIL (P.), 1967. — Étude de la géologie marine concernant le littoral bas-normand et la zone pré-littorale de l'archipel Anglo-Normand. *Thès. Dr. Univ. Caen*.
- JOST (W.), 1960. — *Diffusion in solids, liquids, gases*. New York, Ed. Academic Press Inc.
- LAPICQUE (G.), 1966. — *Spécifications techniques, utilisation et essais de l'ensemble de spectrométrie gamma «in situ» de l'eau de mer type CFR «Manche 65»*. Rapport interne SEP/CFR.
- LONGWELL (P.). — *Mechanics of fluid flow*. New York, Mc Graw Hill.
- RILEY & SKIRROW, 1965. — *Chemical oceanography*, **1**. London, New York; Academic Press.
- SCHEIDHANER (J.), VERGAUD (G.) & FLAMANT (A.). — Application des méthodes statistiques aux problèmes de la mesure de la radioactivité d'un corps.
- SCHEIDHANER (J.), VERGAUD (G.) & FLAMANT (A.). — Séparation des radiocaesiums par le ferrocyanure de cobalt potassium. Application aux eaux résiduaires et marines. *Rapport CEA* n° **3585**.
- VINQUIN (A.), 1969. — Contaminations expérimentales d'espèces marines par des formes de Ruthénium 106 solubles et insolubles dans l'eau de mer. *Radioprotection*. Dunod.

Étude de la répartition des substances étrangères dans la zone riveraine des mers*

par

DAVID TOLMAZINE

Institut d'Économie de l'Académie des Sciences de la R.S.S. d'Ukraine, filiale d'Odessa (U.R.S.S.)

Dans cette étude est proposé un schéma de calcul des caractéristiques du champ présumé de répartition des substances étrangères. Ceci est fait dans le but de disposer le plus économiquement possible les rejets d'eaux d'égout et de pronostiquer la coordination du fonctionnement des établissements industriels utilisant l'eau.

La méthode proposée est basée sur l'étude séparée de l'advection et de la diffusion turbulente des liquides. En cas d'absence de renseignements concernant les courants déterminant le transfert advectif de matière, il faut procéder au calcul théorique des courants en fonction des vents, des échanges d'eaux et du débit fluvial. Dans les golfs et les zones riveraines de faible profondeur on peut ne pas tenir compte des effets baroclinaires et calculer les courants sur la base de modèles stationnaires [FELZENBAUM, 1960] en prenant des coefficients d'échange constants sur la verticale. Le calcul de la circulation intégrale et des courants tenu de la force de Coriolis [TOLMAZINE et autres, 1969] et sans tenir compte de cette force [TOLMAZINE et SCHNAIDMAN, 1971] permet de calculer l'échange des eaux entre la région polluée et la haute mer ainsi que la durée de renouvellement complet des eaux.

Le transfert par diffusion des substances étrangères est étudié au moyen de renseignements concernant les mouvements turbulents dans les mers, les effets de la turbulence horizontale et verticale étant considérés séparément.

Dans une étude de TOLMAZINE [1972], il est montré que le schéma d'alimentation énergétique discrète de la turbulence près du rivage proposé par OZMIDEV [1968] est perturbé par un apport supplémentaire d'énergie dû aux perturbations d'un courant donné par les accidents du fond et du rivage. Les « pics » supplémentaires de la courbe spectrale permettent de déceler la région de circulation horizontale « effective ». Pour les dimensions correspondantes, sur la base de l'hypothèse bien connue de KOLMOGOROV, on calcule le coefficient d'échange horizontal. Ainsi, pour calculer les caractéristiques de la turbulence horizontale, il faut disposer de séries de résultats d'observations prolongées des courants. Les exigences imposées aux observations ainsi que des exemples de calculs sont donnés dans une étude de TOLMAZINE [1972].

Le calcul du coefficient d'échange turbulent vertical s'effectue sur la base de la résolution de l'équation d'équilibre énergétique de la turbulence pour des conditions données aux limites, et une hypothèse donnée concernant la répartition verticale des dimensions des tourbillons turbulents. Dans ce but, il faut disposer de renseignements concernant la répartition verticale des vitesses et la stratification densitaire.

Les valeurs ainsi obtenues des coefficients d'échange peuvent n'être utilisées pour résoudre l'équation de la diffusion sur cette base qu'en cas de faibles dimensions de la source, deux régimes de diffusion caractéristiques (linéaire et de l'intervalle inertiel) sont passés assez rapidement par le nuage diffusant [MONINE, 1969]. Dans la zone riveraine, en cas d'abences de convection, c'est le régime turbulent du mouvement brownien qui domine. Cela signifie que le coefficient d'échange ne dépend pas du temps de diffusion mais peut dépendre de certaines caractéristiques du courant.

* Cette communication n'a pas été présentée.

Dans certaines études [ZATS, 1970, TOLMAZINE *et al.*, 1969] on a trouvé un lien entre les coefficients d'échange macroscopique et la vitesse moyenne du courant.

Le calcul du champ de répartition des substances étrangères se réalise au moyen de l'équation de diffusion turbulente simplifiée pour des conditions données (régime stationnaire, fond plat, source ponctuelle, etc.). On peut obtenir la solution exacte de cette équation au moyen de modèles mathématiques dans lesquels les profils des vitesses des courants et des coefficients d'échange sont donnés par des lois simples.

Le schéma de calcul proposé ici a été utilisé pour calculer la répartition des eaux fortement minéralisées dans la retenue d'eau de Kakhovka sur le Dniepr et dans le golfe Karkinistsky sur la mer Noire.

Références bibliographiques

- FELZENBAUM (A.I.), 1960. — Les bases de la théorie et du calcul des courants permanents dans les mers de faible et moyenne profondeurs, *Naouka*.
- MONINE (A.S.), 1969. — Sur l'interaction entre les diffusions verticale et horizontale des substances étrangères dans les mers. *Okéanologuia*, 9.
- OZMIDOV (R.V.), 1968. — La turbulence horizontale et l'échange turbulent dans les océans. *Naouka*.
- TOLMAZINE (D.M.), 1972. — *Sur les particularités de la turbulence horizontale dans la zone riveraine des mers*. — AN SSSR, Physica atmosphéri i okéana, 3.
- TOLMAZINE (D.M.) & SCHNAIDMAN (V.A.), 1971. — Sur la dynamique des courants stationnaires de la mer d'Azov. *Okéanologuia*, 11, 6.
- TOLMAZINE (D.M.) & SCHNAIDMAN (V.A.), 1972. — Analyse statistique des champs des courants et des paramètres de turbulence de la retenue d'eau de Kakhovka. *Météorologuia i guidrologuia*, 4.
- TOLMAZINE (D.M.), SCHNAIDMAN (V.A.) & ATSIKHOVSKAIA (J.M.), 1969. — *Les problèmes de la dynamique des eaux de la partie nord-ouest de la mer Noire*. — Kiev, Naukova Dumka.
- ZATS (V.I.), 1970. — *Les caractéristiques de la diffusion turbulente horizontale de dimensions moyennes dans la mer Noire*. — (Okéanographitcheskié aspecti samootchichtchenia moria ot sagriaznenia). Kiev, Naukova Dumka.

Respiratory electron transport activity in Plankton, a new index of pollution*

by

THEODORE T. PACKARD and DANA HARMON

Department of zoology, University of Washington (U.S.A.)

Pollution control programs require not only realistic mathematical models of the environment, but also "real time" monitoring systems to measure and map the critical water quality indices which describe the environment and verify the models. The advent of automated chemical analysis and computer controlled mapping has made "real time" monitoring of static chemical properties a reality. But the static properties (nutrient salt concentrations, biomass, particulate nitrogen, etc.) of an aquatic system are not sufficient by themselves to describe the state of the system nor can they be used to predict the recovery time of a polluted system. The dynamic properties, especially those which control the remineralization of organic matter to CO₂ and N₂ [ARDEN & LOCKETT, 1914, and METCALF & EDDY, 1930], namely, respiration and denitrification, must also be measured. These processes are normally measured by time consuming incubation techniques [MONTGOMERY, 1967; MANN, 1969] which, although good for experimental programs, are too slow to insure the rapid information feedback required for effective water quality management programs.

A possible solution to this problem is the replacement of *in vivo* incubation measurements with *in vitro* incubation measurements which are amenable to continuous automated chemical analysis and which are rapid enough to insure effective information feedback. On a cruise off the White Point sewage outfall of Los Angeles, California, we used this *in vitro* incubation approach to study the BOD distribution in the vicinity of the outfall. During the cruise the ship was routinely surveying and mapping the horizontal distribution of the nutrient salts, *in vivo* chlorophyll fluorescence, temperature and salinity at the 3 m level. Since each pass of the surveyed area required only 6-8 hours, we needed a rapid BOD technique to insure enough measurements to adequately describe the BOD distribution. Using the ETS technique described by PACKARD [1971] we were able to measure the horizontal distribution of the respiratory capacity of the plankton and to calculate the distribution of the respiratory rate. The control reactions of this method yielded chlorophyll solutions which exhibited absorption spectra that were identical to the absorption spectrum of chlorophyll in 90% acetone. From these solutions we calculated the chlorophyll distribution. Both analyses were performed at 10 min intervals, insuring 36-48 data points per survey which was sufficient to construct the contour maps shown in Figure 1.

The results reveal high ETS and chlorophyll in the upwelled ammonia rich waters off Long Point [WHITLEDGE, DUGDALE & HOPKINS, 1972]. The ETS decreased rapidly in the offshore direction, but the high values of the head at the upwelling suggest sufficiently high activity to restore the polluted seawater to its original quality.

References

- ARDEN (E.) & LOCKETT (W.-T.), 1914. — Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters. Parts I and II. *J. Soc. chem. Ind.*, **33**, pp. 523 & pp. 1122-1124.
MANN (K. H.), 1969. — The dynamics of aquatic ecosystems. *Adv. Ecol. Res.*, **6**, pp. 1-71.
METCALF (L.) & EDDY (H.-P.), 1930. — *Sewerage and sewage disposal*. 2nd edition.-McGraw-Hill, New York. 283 p.

* Communication présentée par Mme D. HARMON.

MONTGOMERY (H. A. C.), 1967. — The determination of biochemical oxygen demand by respirometric methods. *Wat. Res.*, **1**, pp. 631-662.

PACKARD (T.T.), 1971. — The measurement of respiratory electron transport activity in marine plankton. *J. mar. Res.*, **29**, 3, pp. 235-244.

WHITLEDGE (T.), DUGDALE (R.-C.) & HOPKINS (T.), 1973. — The effect of upwelling on effluents discharged at depth; in : *Journées étud. Pollutions, C.I.E.S.M.* p. 115.

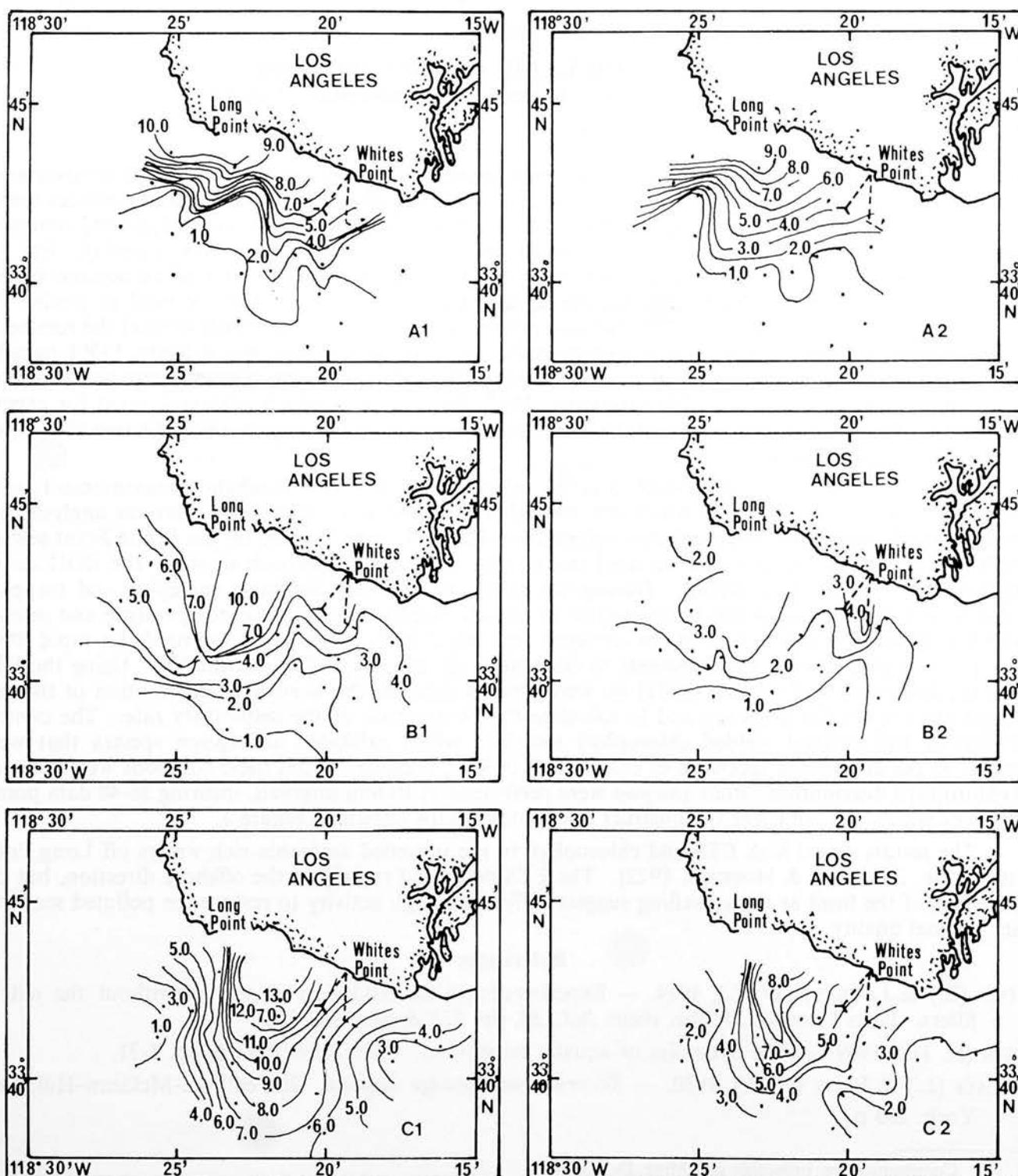


FIG. 1. — Contour maps of respiratory electron transport activity (ETS) and chlorophyll (ETS-chlorophyll) in the vicinity of the White Point sewage outfall. The ETS is used as an index of respiratory oxygen consumption and may be converted to respiration by dividing ETS by 1.8. The three series of maps represent three separate passes over the area separated by 24 hr. The dots represent the sample points.

Application of numerical models to consequences of eutrophication in the Aegean Sea*

by

T.E. WHITLEDGE and J.J. WALSH

Department of Oceanography, University of Washington, Seattle (U.S.A.)

Introduction of sewage effluent as a source of nutrients in an oligotrophic marine ecosystem such as the Mediterranean Sea can lead to far reaching, complex and somewhat unknown consequences for the quality of life of human populations in adjacent areas. Unasked or ill-considered questions about the response of coastal ecosystems to haphazard human perturbations could lead to very expensive or irreversible solutions; beneficial or deleterious effects may be overlooked in the usual economic, sociological, and political dialogue of the urban decision making process [WALSH, 1972]. The use of ecosystem simulation models as a rational alternative management tool to consider man's modification of low nutrient ecosystem is discussed in relation to preliminary simulation and field results of our studies of two contrasting areas of the Aegean, the oligotrophic Petalon Gulf and the (presumably man-induced) eutrophic Saronikos Gulf.

The Saronikos Gulf near Athens was found to contain large surface concentrations of nutrients originating from the Keratsini outfall [BECACOS-KONTOS & DUGDALE, 1971]. The surface underway maps of data collected at 3 m depth indicated the outfall site as the source of nutrients. See Figures 1 and 2 of the phosphate and chlorophyll distributions. Nitrate, ammonia, and silicate showed similar distributions as that of phosphate; spatial definition of the effluent ecosystem by these parameters was then used to locate experimental studies of inhibition, nutrient uptake and excretion and photosynthesis [Anonymous, 1971].

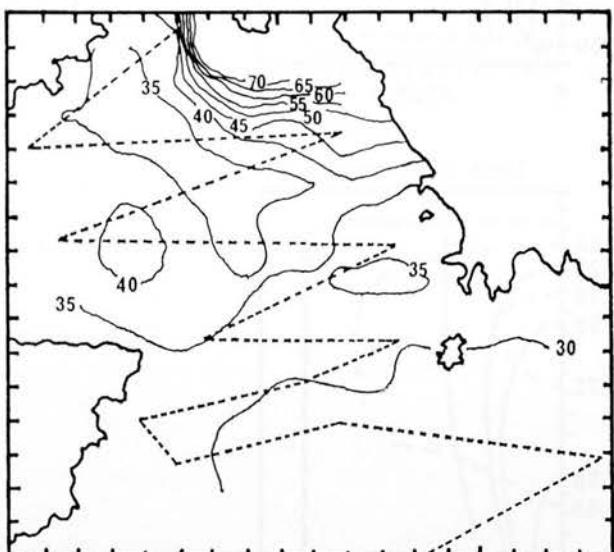


FIG. 1.—Distribution of Phosphate ($\mu\text{g-at.z}$) measured while sampling continuously at 3m depth in the Saronikos Gulf. The dashed line shows the ship's track.

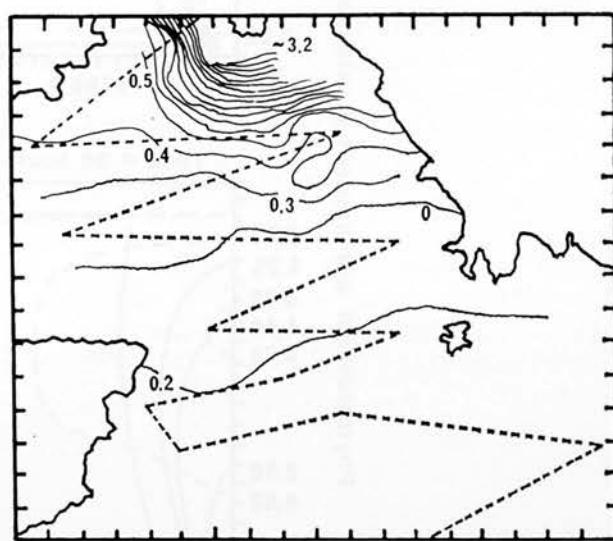


FIG. 2.—Distribution of chlorophyll measured with a fluorometer (relative units) at 3m depth in the Saronikos Gulf.

* Communication présentée par M. J.-J. WALSH.

The coupling of field data, metabolic rates, and simulation models to ask questions about man's interaction with his environment has been found to be practical if the objective is properly delimited and sufficient data is available [THOMANN, 1972]. An example of such an analysis is the simple simulation model of a marine sewage outfall constructed by DUGDALE & WHITEDGE [1970]. This model showed that it was feasible to use a mathematical simulation in the study of the biological and physical processes occurring around a sewage outfall. Later expansion of the model by HENDRICKS (*unpublished manuscript*) to include greater resolution of the biological processes and more sophisticated physical terms has made the model even more realistic.

The development of multidimensional-multicomponent ecosystem models presents great problems in obtaining meaningful output which can be easily interpreted, however. One encouraging solution to the enormous amounts of both field and simulated data presently being generated is the use of a computer graphics terminal. Figure 3, for example, is a series of time-frame photographs taken of the output of the sewage outfall model of DUGDALE & WHITEDGE [1970]. A computer animated movie was filmed from the above model to produce easily visualized time-dependent output of the variables. The animated movie allowed a fast scan of all the simulated variables which then allowed further insight into the time-dependent response of the simulated system.

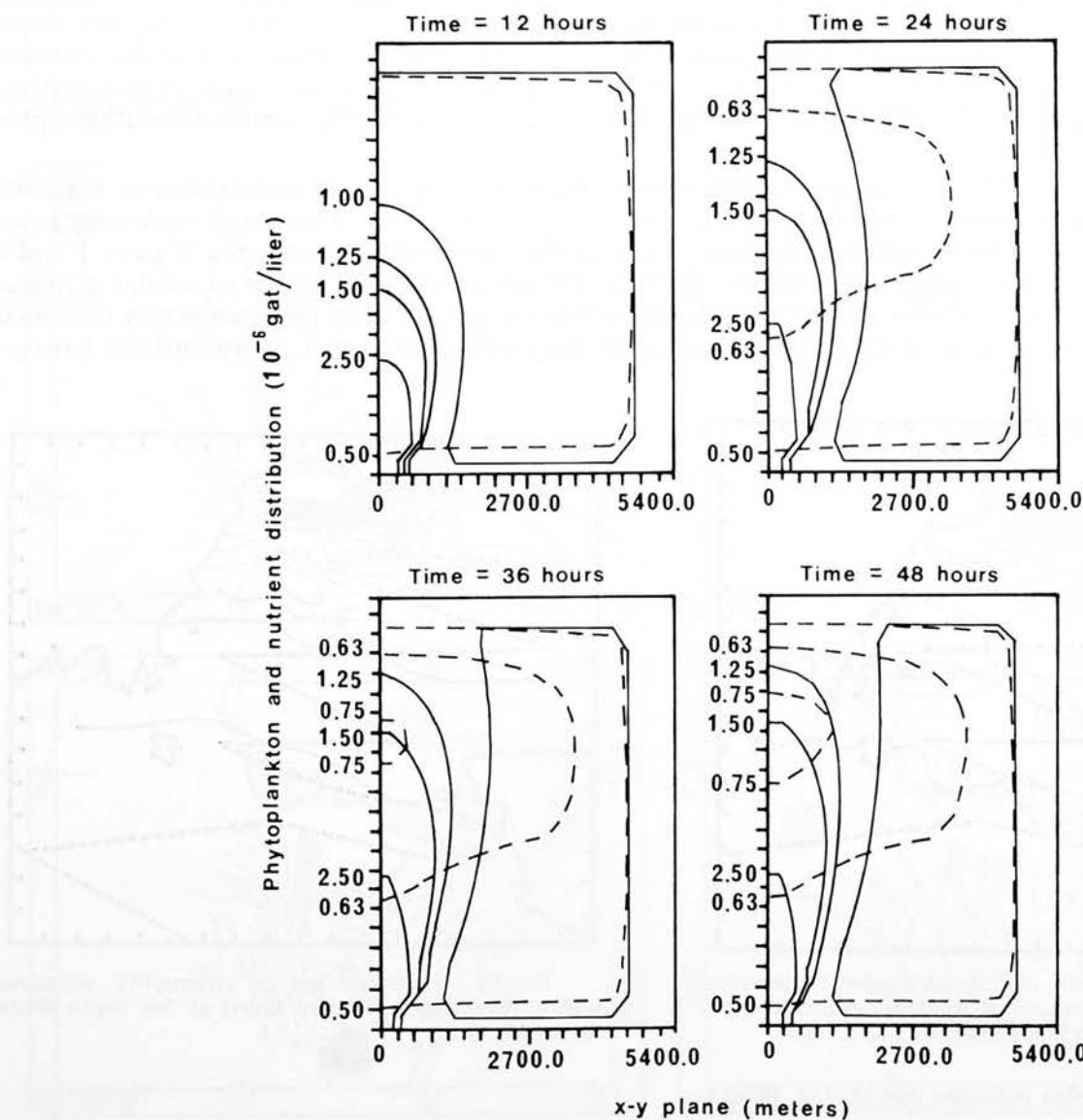


FIG. 3. -- Theoretical distribution of ammonia-N ($\mu\text{g-at./l}$) (solid isopleths) and phytoplankton-N ($\mu\text{g-at./l}$) (dashed isopleths) obtained from simulation results displayed on a cathode ray graphics terminal.

Confrontation of the Saronikos Gulf field data and our preliminary sewage models lead to consideration of validation studies. Our first attempt to collect data for validation and update of the above sewage outfall model was made on outfall I [WHITLEDGE, DUGDALE, & HOPKINS, 1973], a cruise to the Whites Point and Hyperion sewage outfalls near Los Angeles. The data collected on this cruise is now being used to reexamine the previous outfall ecosystem model. The application of sewage outfall models to areas such as the Saronikos Gulf where municipal eutrophication has been observed is hindered by our limited knowledge of the general circulation pattern of this area. However, a program is now being formulated to supply the data needed to successfully run the simulations, and to begin to plan alternative management schemes for the deposition of municipal sewage. Once the simulation models adequately mirror the real world, we will then be in a position to quantitatively assess man's interaction with environment.

References

- Anonymous, 1971. — Biological production in upwelling ecosystem. *Pastouzo Data Report*. Part. I : Hydrography and productivity. Special Report 44, Department of Oceanography, University of Washington, Seattle, Washington.
- BECACOS-KONTOS (T.) & DUGDALE (R.-C.) 1971. — Pollution in Greek Waters. *Mar. Poll. Bull.*, **2**, pp. 158-160.
- DUGDALE (R. C.) & WHITLEDGE (T.), 1970. — Computer simulation of phytoplankton growth near a marine sewage outfall. *Rev. Intern. Oceanogr. Mer.*, **17**, pp. 201-210.
- THOMANN (R. V.), 1972. — *System Analysis and Water Quality Management*. Environmental Science Service, Division of Environmental Research and Application, Inc, New-York.
- WALSH (J. J.), 1972. — Implications of a systems approach to oceanography. *Science*, **176**, pp. 969-975.
- WHITLEDGE (T.), DUGDALE (R.) & HOPKINS (T.), 1973. — The effect of upwelling on effluents discharged at depth, in : *Journées Étud. Pollutions*, C.I.E.S.M., p. 115.

Marine pollution by metals and their concentration by biological indicators (accumulation factor)*

by

L. MAJORI and F. PETRONIO
Istituto d'Igiene, Trieste (Italie)

Hygienic dangers associated with the growing environmental pollution by potentially toxic metals are particularly serious in the sea, because of the close contact and large affinity between soluble metals and the forms of life present. In fact it is known that in such conditions these organisms are unable to maintain a stationary level of metal content and begin to accumulate with results that are dangerous for their survival. In addition, this pollution, passed on to man through sea and land alimentary links, may have serious consequences.

These dangers are greater for countries having a high ratio between coast length and area, and a large and increasing population and industrialization, such as Italy.

An estimate of the consequences of marine pollution by metals can be tackled in the laboratory with experiments of artificial pollution of water and by observation of the results on a sensitive biological specimen. We have studied the effects of non-lethal concentrations of heavy metals, chosen from those which have the highest power of pollution (Cd, Cu, Pb, Hg), on the mollusc *Mytilus Galloprovincialis* Lmk.

The main aims of these experiments are : to estimate the damage to the mussel and to those in the breeding areas; to estimate the damage to man who consumes mussels; to estimate the capacity of the mussel to act as indicator of marine pollution by metals.

Mussels selected by age, place of origin and size were placed in created aquariums of natural or artificial sea water having a density of one mussel/liter of water and with a complete daily water change. After a week of being here, constant concentrations of soluble bivalent ions of the mentioned metals were introduced for some days. In the case of a particularly rapid accumulation capable of substantially altering the concentration of the pollutant, a continuous integration by means of a drip was used.

A period of permanence in clean water sometimes followed the pollution period in order to observe the animals' reactions. As the experiment proceeded the pollutant concentration was checked both in the mussel and in the water. The polluting metal concentration in the pulp of the mussels was measured, after a previous mineralization carried out by a Soxlet apparatus, according to a technique we had perfected, by chelation at pH = 3 with APDC (Ammonium Pyrrolidin DithioCarbamate), extraction with MIBK (Methyl IsoButylKetone) and final analysis by flame atomic absorption. The pollution concentration was also checked in aquarium water that had been neither filtered nor mineralized, by the same method.

The conditions and results of our experiments may be summarized as follows :

— when Cadmium is added to sea water at a concentration of 50 ppb, it is accumulated in the pulp of the mussel above 4000 ppb whereas a subsequent period in clean water causes a slow but reliable release;

— when Copper is added to sea water at a concentration of 50 ppb approximately 9000 ppb is accumulated in the pulp of the mussel, whereas when later kept in clean water the rate of copper released is less intense the greater the accumulation and duration of the pollution period;

* Communication présentée par M. L. MAJORI.

— Lead added to the sea water at a concentration of 5-50-100 ppb is accumulated in the pulp of the mussel at an ever increasing rate until 6000 - 24000 - 40000 ppb respectively, whereas the subsequent period in clean water does not allow a reliable release;

— Mercury when added at initial concentrations of 5-50-100 ppb is accumulated at an increasing rate until 40 000 - 100 000 - 130 000 ppb respectively.

The affinity between mussel and metals, estimated on the basis of the ratio between accumulation rate and the pollution added (accumulation factor) increases in the order Cd, Pb, Cu, Hg according to electronegativity and the energies of the chemical bonds. At the same time there is an increase both in the damage caused by pollution to the mussel, to those in the breeding areas, to man, and also an increase in the sensitivity of the mussel which is used as a local indicator of pollution.

The estimates can be quantified by using a descriptive model showing the general features of the concentration phenomenon. In the hypothesis of absence of regulation of the mussel as regard metals and of a reciprocal chemical reaction, a simplified model is obtained above all as far as accumulation is concerned.

Particularly the usefulness of the sea mussel as local indicator of pollution lies in the possibility of estimating the presence of very low concentrations of marine polluting metals without having to resort to continuous and repeated sea water sampling and accurate and numerous chemical analysis.

On the other hand the conditions wherein the mussel can be used as indicator of pollution are the very ones in which there is a low concentration of the pollutant and short time of exposure, naturally in the compliance with exact measurement which depends on the behavioural uniformity of mussels and the analytical method used.

Discussion

En réponse à une question, **M. Majori** précise que les expériences sur les éventuelles actions synergiques ou antagonistes entre détergents et métaux lourds sont à peine commencées; toutefois, il signale qu'il a pu observer, sur l'homme, que ce dernier pouvait absorber deux fois plus de métaux lourds, lorsqu'ils sont associés aux détergents; mais le même phénomène n'a pas pu être mis en évidence sur les moules, du moins dans son laboratoire.

L'évaluation du demi-temps de résidence, chez les moules, des métaux comme le plomb, le mercure, le cuivre, le cadmium, n'a pas été faite.

Relations entre la pollution du secteur de Cortiou par les détergents anioniques et les modifications des peuplements de *Cystoseira stricta**

par

A. ARNOUX et D. BELLAN-SANTINI

Faculté de Pharmacie de Marseille et Station Marine d'Endoume, Marseille (France)

Un peuplement benthique, en contact depuis de nombreuses années avec des eaux usées urbaines, finit par s'altérer puis disparaître. Une portion de littoral au niveau duquel vient se déverser le grand collecteur d'eaux usées de la ville de Marseille a été surveillée depuis 1960. Il a été observé une altération puis une disparition d'un peuplement à grandes Phéophycées : *Cystoseira stricta*, particulièrement caractéristique des eaux pures. Cette altération, suivie de disparition, a été observée suivant deux gradients, temps et éloignement, par rapport au point de rejet. Ce phénomène est de toute évidence lié à la contamination des rivages par les eaux d'égout. (Figures 1 et 2).



FIG. 1. — Zones dégradées et sens de la dégradation du peuplement à *Cystoseira stricta*.

- ||||| Zone pratiquement dépourvue de peuplement à *C. stricta*
- Zone où le peuplement à *C. stricta* est altéré
- - - Limite de cette zone en 1960

* Cette communication n'a pas été présentée.

La mise en évidence des détergents et leur dosage ayant prouvé qu'ils étaient de remarquables traceurs de la pollution, nous avons essayé d'établir un parallèle entre les deux phénomènes. Une carte de distribution des détergents anioniques cumulant les résultats obtenus sous les différents régimes de vent a été tracée. Elle comporte trois enveloppes emboîtées et limitant les zones où ont été enregistrées successivement les valeurs supérieures à 100 µg/l, comprises entre 50 et 100 µg/l, et entre 20 et 50 µg/l.

En superposant les cartes d'évolution du peuplement et de distribution des détergents, on est frappé par l'analogie existant entre les deux représentations :

- dissymétrie par rapport à la sortie de l'égout et prépondérance de la pollution à l'ouest (sens des vents dominants),

- correspondance des zones à forte concentration de détergents et à disparition rapide et totale du peuplement. La zone de disparition de l'algue coïncide avec celle atteinte par des concentrations de 100 µg/l de détergents; la zone d'altération correspond à celle atteinte par des concentrations comprises entre 50 et 100 µg/l.

- correspondance entre le sens dans lequel se propage la pollution et celui dans lequel progresse la dégradation du peuplement.

On ne peut attribuer, de façon formelle, la disparition du peuplement à *Cystoseira stricta* aux seuls détergents, mais une relation semble, de toute évidence, exister entre les concentrations et la répartition de ces polluants et l'évolution du peuplement algal.

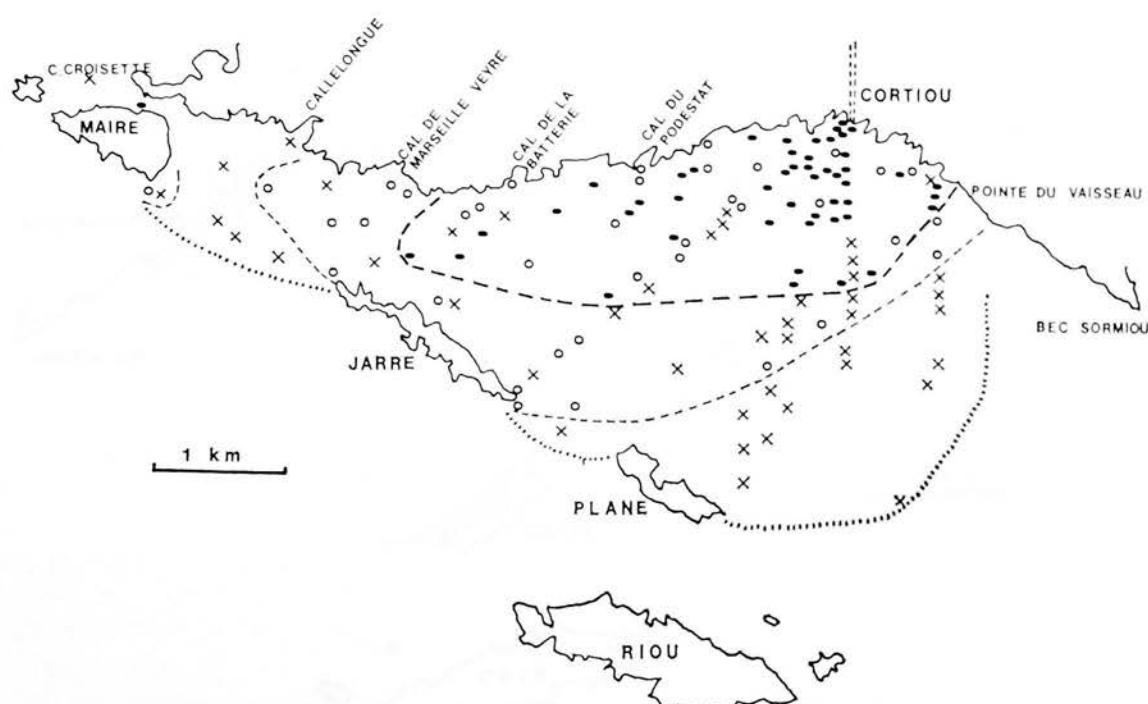


FIG. 2. — Relation entre les concentrations en détergents anioniques et les peuplements de *Cystoseira stricta*
Concentration en µg Manoxol OT/l

- $\geq 100 \mu\text{g/l}$.
- de 100 à 50 µg/l
- ✗ de 50 à 20 µg/l

Références bibliographiques

- ARNOUX (A.), 1970. — Essai d'appréciation de la pollution par les détergents anioniques rejetés en mer par le grand émissaire de Marseille. *Bull. Ass. Pharm. Franc. Hydro.*, 3, pp. 71-86.
- ARNOUX (A.) & CARUELLE (F.), 1970. — Étude de la pollution marine par les détergents anioniques provenant des eaux d'égouts de Marseille. *Conf. tech. F.A.O. Poll. mar.*, Rome 9-18 décembre 1970.

- BELLAN-SANTINI (D.). 1965. — Influence de la pollution sur quelques peuplements superficiels de substrat rocheux, pp. 127-131, in : *Symposium des Pollutions marines par Microorganismes et Prod. pétrol.* Monaco avril 1964 C.I.E.S.M., pp. 127-131.
- BELLAN-SANTINI (D.), 1966. — Influence des eaux polluées sur la flore et la faune marines benthiques dans la région marseillaise. *Tech. San. et Mun.*, 61^e année, 7, pp. 285-292.
- FORET-MONTARDO (P.), 1970. — Étude de l'action des produits de base entrant dans la composition des détergents issus de la pétroléochimie vis-à-vis de quelques invertébrés benthiques marins. *Tethys*, 2, 3, pp. 567-613.
- FORET-MONTARDO (P.), 1971. — Évolution dans le temps de la toxicité des détergents issus de la pétroléochimie. Étude réalisée sur *Scololepis fuliginosa*. *Tethys*, 3, 1, pp. 173-181.
- LONGWELL (J.) & MANIECE, 1955. — Determination of anionic detergents in sewage effluents and river water. *Analyst*, 80, p. 167.

Sur la viabilité de quelques champignons pathogènes dans l'eau de mer et dans celle du lac salé de Teckirghiol*

par

MIRCEA ZARMA et GEORGHE LUPASCU

Chaire de Parasitologie, Institut de Médecine et de Pharmacie, Bucarest (Roumanie)

L'observation de BRISOU [Bull. OMS, 38 (1), 79-118, 1968] quant au grand nombre de *Candida* et d'autres champignons pathogènes dans l'eau de mer, de même que les affirmations des gynécologues au sujet de la recrudescence des candidoses chez les femmes, pendant et après la saison balnéaire, et l'absence de connaissances sur la résistance des champignons pathogènes dans le milieu marin, nous ont poussés à entreprendre la présente recherche.

Méthode

Des suspensions en eau de robinet de cultures sur milieu de Sabouraud des champignons indiqués dans le Tableau ont été introduites dans des tubes d'hémolyse contenant soit 4 ml d'eau de robinet (témoins), soit la même quantité d'eau de la mer Noire à salinité de 20 ‰ ou la même eau concentrée par évaporation à la température du laboratoire à une salinité de 36 ‰, soit enfin de l'eau provenant du lac de Teckirghiol (salinité de 90 ‰). Les tubes ont été bouchés à l'aide de sparadrap et maintenus à la température du laboratoire. Leur contenu a servi à des ensements sur milieu de Sabouraud selon la périodicité indiquée dans le Tableau, en notant par le signe + l'obtention de cultures spécifiques. Pour *Candida albicans* nous avons également recherché dans ces mêmes cultures le maintien de la virulence, par le test de filamentation en sérum de lapin.

Résultats

Les résultats sont inscrits dans le Tableau de la page 126.

Conclusions

La plupart des champignons testés ont montré une résistance particulière à toutes les concentrations salines des eaux utilisées; *Candida albicans* a conservé toute sa virulence (filamentation au bout d'une heure), même en présence de l'eau hautement saline du lac de Teckirghiol.

Pour la confirmation de la possibilité de contracter une mycose par suite de baignades dans l'eau de mer polluée ou dans celle de certains lacs salés, des recherches épidémiologiques sont nécessaires.

* Cette communication n'a pas été présentée.

Viabilité de quelques champignons pathogènes

Espèce	Jours	Eau de robinet	Eau marine salinités de :		Eau de Lac de Teckirghiol SALINITÉ 90 %
			20 %	36 %	
<i>Microsporum lanosum</i>	5	+	+	+	+
	15	+	+	+	+
	30	+	+	+	+
	60	+	+	+	+
	90	+	+	+	+
<i>Microsporum audouini</i>	5	+	+	+	+
	15	+	—	—	—
	30	—	—	—	—
	60	—	—	—	—
	90	—	—	—	—
<i>Epidermophyton KW</i> (<i>Trichophyton mentagrophytes, phyes, interdigitalis</i>)	5	+	+	+	+
	15	+	+	+	+
	30	+	+	+	+
	60	+	+	+	+
	90	+	+	+	+
<i>Epidermophyton rubrum</i>	5	+	+	+	+
	15	—	—	—	—
	30	—	—	—	—
	60	—	—	—	—
	90	—	—	—	—
<i>Epidermophyton floccosum</i>	5	+	+	+	+
	15	—	—	—	—
	30	—	—	—	—
	60	—	—	—	—
	90	—	—	—	—
<i>Trichophyton gypseum</i> (<i>Trichophyton mentagrophytes asteroides</i>)	5	+	+	+	+
	15	+	+	+	+
	30	+	+	+	+
	60	+	+	+	+
	90	+	+	+	+
<i>Trichophyton quinckeaneum</i> (Achorion)	5	+	+	+	+
	15	+	+	+	+
	30	+	+	+	+
	60	+	+	+	+
	90	+	+	—	—
<i>Aspergillus fumigatus</i>	5	+	+	+	+
	15	+	+	+	+
	30	+	+	+	+
	60	+	+	+	+
	90	+	+	+	+
<i>Candida albicans</i>	5	+	+	+	+
	15	+	+	+	+
	30	+	+	+	+
	60	+	+	+	+
	90	+	+	+	—
<i>Candida tropicalis</i>	5	+	+	+	+
	15	+	+	+	+
	30	+	+	+	+
	60	+	+	+	+
	90	+	—	—	—

Sur la viabilité des larves strongyloïdes de *Strongyloides stercoralis*
et d'*Ankylostoma duodenale* dans l'eau de mer
à différents degrés de salinité*

par

MIRCEA ZARMA et GHEORGHE LUPASCU

Chaire de Parasitologie, Institut de Médecine et de Pharmacie, Bucarest (Roumanie)

Dans le cadre des recherches concernant la pollution parasitaire de la mer, nous avons accordé une priorité à la présente étude, compte tenu de la possibilité de pénétration des larves strongyloïdes de *Strongyloides* et d'*Ankylostoma* par la peau d'un baigneur, donc sans la nécessité de l'ingurgitation de l'eau polluée, comme c'est le cas dans les autres contaminations hydriques. S'il y a ingurgitation, l'eau marine n'aboutit qu'accidentellement et en quantités réduites dans les voies digestives.

Méthode

Nous avons réparti 50 à 100 larves strongyloïdes obtenues par coprocultures avec du charbon dans des tubes contenant 10 ml d'eau de boisson (témoins) ou de l'eau de mer à différents degrés de salinité, réalisés par dilution ou évaporation à la température du laboratoire d'une quantité d'eau de mer stabilisée, recueillie à Constantza (Roumanie). Les tubes, bouchés avec du sparadrap et conservés à la température du laboratoire, ont été examinés journallement à l'ankyloscope; nous avons considéré comme durée de survie par tube le dernier jour où l'on voyait au moins une larve spontanément mobile, ou se mouvant après un léger chauffage du tube.

Les résultats

Les résultats sont présentés dans le Tableau ci-dessous.

Résistance, en jours, des larves strongyloïdes

Espèce	Valeurs	Eau robinet	Eau marine aux salinités de :								
			40/00	80/00	120/00	160/00	200/00	240/00	280/00	320/00	360/00
<i>Strongyloïdes stercoralis</i> (4 répétitions)	mini.	25	14	13	10	10	5	5	5	4	3
	maxi.	27	25	27	23	24	17	17	17	13	8
	moy.	26	21	18	15	15	11	10	9	7	5
<i>Ankylostoma duodenale</i> (une seule série de tubes)		Après 90 jours (les observations continuent)			86	72	65	60	31	28	27

* Cette communication n'a pas été présentée.

En conclusion, la viabilité des larves strongyoïdes de *Strongyloides stercoralis* et d'*Ankylostoma duodenale* diminue sous l'influence de la salinité marine. Les larves strongyoïdes de *Strongyloides* ont une survie dans l'eau de mer six fois moindre que les larves d'*Ankylostoma*.

La résistance de ces deux sortes de larves dans l'eau de mer, et tout spécialement celles d'*Ankylostoma*, est néanmoins suffisante pour considérer la possibilité d'une contamination dans l'eau de mer polluée. Des recherches plus poussées sur la résistance et la capacité d'éclosion des œufs d'*Ankylostoma*, de même que sur la résistance et la capacité de transformation des larves rabitoïdes des deux parasites considérés en larves strongyloïdes infestantes dans l'eau de mer, sont nécessaires.

Étude de la pollution chimique des sédiments marins du secteur de Cortiou (Marseille) : relations avec les peuplements macrobenthiques*

par

A. ARNOUX, AUCLAIR et G. BELLAN

Faculté de Pharmacie, Marseille et Station Marine d'Endoume, Marseille (France)

Une étude de quelques facteurs chimiques des sédiments marins présents dans un rayon de quelques kilomètres face au débouché, dans l'anse de Cortiou, du grand collecteur d'égouts de la ville de Marseille, a été réalisée. On a, plus particulièrement, recherché dans le sédiment proprement dit les matières organiques, les hydrocarbures lourds, les sulfures et, dans l'eau d'imprégnation de ces sédiments, les phosphates et les détergents anioniques.

Des quantités très importantes de ces composés chimiques ont été dosées : jusqu'à 55,8 g de matières organiques par 100 g de sédiment sec, 25,7 méq/100 g de sulfures, 450 µg équivalent Manoxol OT/l de détergents anioniques. Ces teneurs en produits polluants décroissent, *grossost modo*, de la sortie de l'égout vers le large, avec trois axes privilégiés liés à l'hydrodynamique général du secteur : un axe au droit de l'égout, un axe dirigé vers le sud-sud-est et un axe dirigé vers l'ouest-sud-ouest. Ces dépôts ont pour origine soit un écoulement direct sur le fond des matériaux solides de l'égout, soit une sédimentation suivant les directions préférentielles de rabattement des eaux de surface sous la dépendance des vents dominants. La dispersion plus large des détergents semble liée à celle des minéraux argileux fins facilement entraînables par les courants de fond.

Une comparaison a été tentée avec la distribution de divers peuplements macrobenthiques du même secteur, et avec la distribution plus particulière de quelques espèces caractéristiques de ces peuplements.

Bien que l'ancienneté relative des données biologiques ne permette pas la recherche aussi poussée que possible de corrélation entre celles-ci et les données chimiques, on peut, toutefois, mettre en évidence :

— que le peuplement oligospécifique (mais très riche en individus) de la zone polluée correspond à la zone des plus forts apports de polluants tandis que le peuplement plus riche en espèces (et plus pauvre en individus) de la zone subnormale correspond à des concentrations moyennes de ces facteurs polluants;

— que la distribution et l'abondance de quelques espèces (*Scolelepis fuliginosa*, *Capitella capitata*, *Nereis caudata*, *Lumbriconereis latreilli*, *Heteromastus filiformis* et *Thyasira flexuosa*) est calquée sur l'abondance ou la raréfaction des facteurs polluants recherchés.

* Cette communication n'a pas été présentée.

Références bibliographiques

- ARNOUX (A.) & BELLAN-SANTINI (D.), 1972. — Relations entre la pollution du secteur de Cortiou par les détergents anioniques et les modifications des peuplements de *Cystoseira stricta*. *Téthys*, **4**.
- ARNOUX (A.) & CARUELLE (F.), 1970. — Étude de la pollution marine par les détergents anioniques provenant des eaux d'égouts de Marseille. *Conf. tech. F.A.O. Pol. mar.* Rome, 9-18 décembre 1970.
- BELLAN (G.), 1967a. — Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille. I. Le Secteur de Cortiou. *Rev. Int. Océanogr. méd.*, **6-7** pp. 53-87.
- BELLAN (G.), 1967b. — Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille. II. L'ensemble portuaire marseillais. *Rev. Int. Océanogr. méd.*, **8**, pp. 51-95.

Mercury and Arsenic in a fish collected in polluted and non polluted seawaters*

by

CATHERINE PAPADOPOULOU, A.P. GRIMANIS and I. HADJISTELIOS
Chemistry Division, Nuclear Research Center « Democritos », Athens (Greece)

The gradual increase of pollutants in the sea as a result of industrial and domestic wastes makes it important to study and compare toxic trace elements distributed in several organs of edible fish collected in polluted and non polluted seawaters.

Neutron activation analysis is one of the most sensitive analytical methods for determining many elements in very low concentrations. In the present work neutron activation analysis has been applied for the simultaneous determination of arsenic and mercury in four different parts-bones, liver, skin and tissues of the edible fish *Pagellus erythrinus*. Two sampling sites were chosen, one at Keratsini bay, which is a sea area of Saronikos Gulf polluted with industrial and domestic wastes, and the second sea area was between the islands of Symi and Rhodes which is considered as a nonpolluted one.

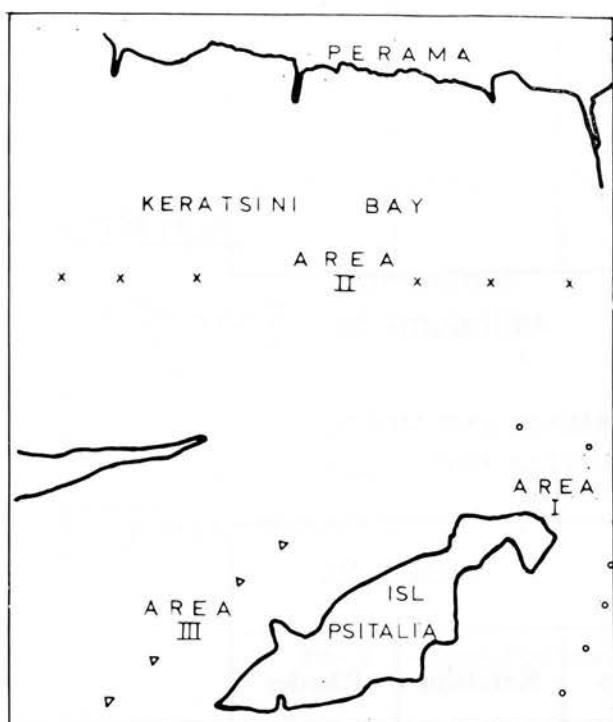


FIG. 1. — Part of Keratsini bay showing areas where samples were collected.

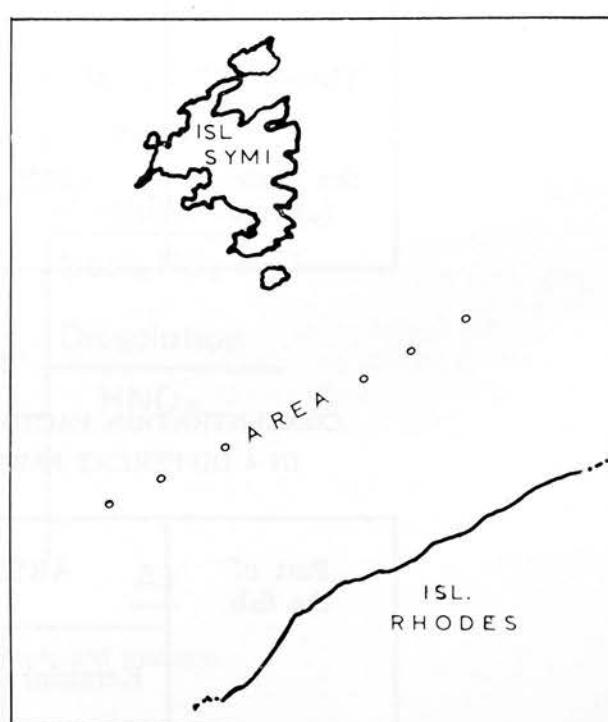


FIG. 2. — Seawaters from where the samples were collected.

Arsenic concentrations in all parts of fish collected from the polluted sea waters were found to be 2 to 2.5 times higher than those of fish collected from non polluted waters. No significant differences were found for mercury in fish collected from both sea areas. The greatest content of arsenic and mercury was found in the liver of fish being 19 µg/g and 0.50 µg/g respectively. However, these values are below the highest acceptable limit for both elements in fish.

* Communication présentée par un des auteurs.

TABLE I.
ARSENIC AND MERCURY IN *PAGELLUS ERYTHRINUS*
(Concentration in $\mu\text{g/g}$ of DRY WEIGHT)

Part of the fish	ARSENIC		MERCURY	
	Keratsini	Rhodes	Keratsini	Rhodes
Bones	10	4.1	0.22	0.25
Liver	67	29	1.4	1.3
Skin	16	8.1	0.23	0.23
Tissues	39	18	1.1	0.90
Sea Water ($\mu\text{g/ml}$)	0.0020	0.0020	0.00015	0.00015

Tableau II.
CONCENTRATION FACTORS OF ARSENIC AND MERCURY
IN 4 DIFFERENT PARTS OF *PAGELLUS ERYTHRINUS*

Part of the fish	ARSENIC		MERCURY	
	Keratsini	Rhodes	Keratsini	Rhodes
Bones	2500	740	730	600
Liver	9400	4400	3400	2600
Skin	5300	2200	1100	800
Tissues	7800	2300	2900	1500

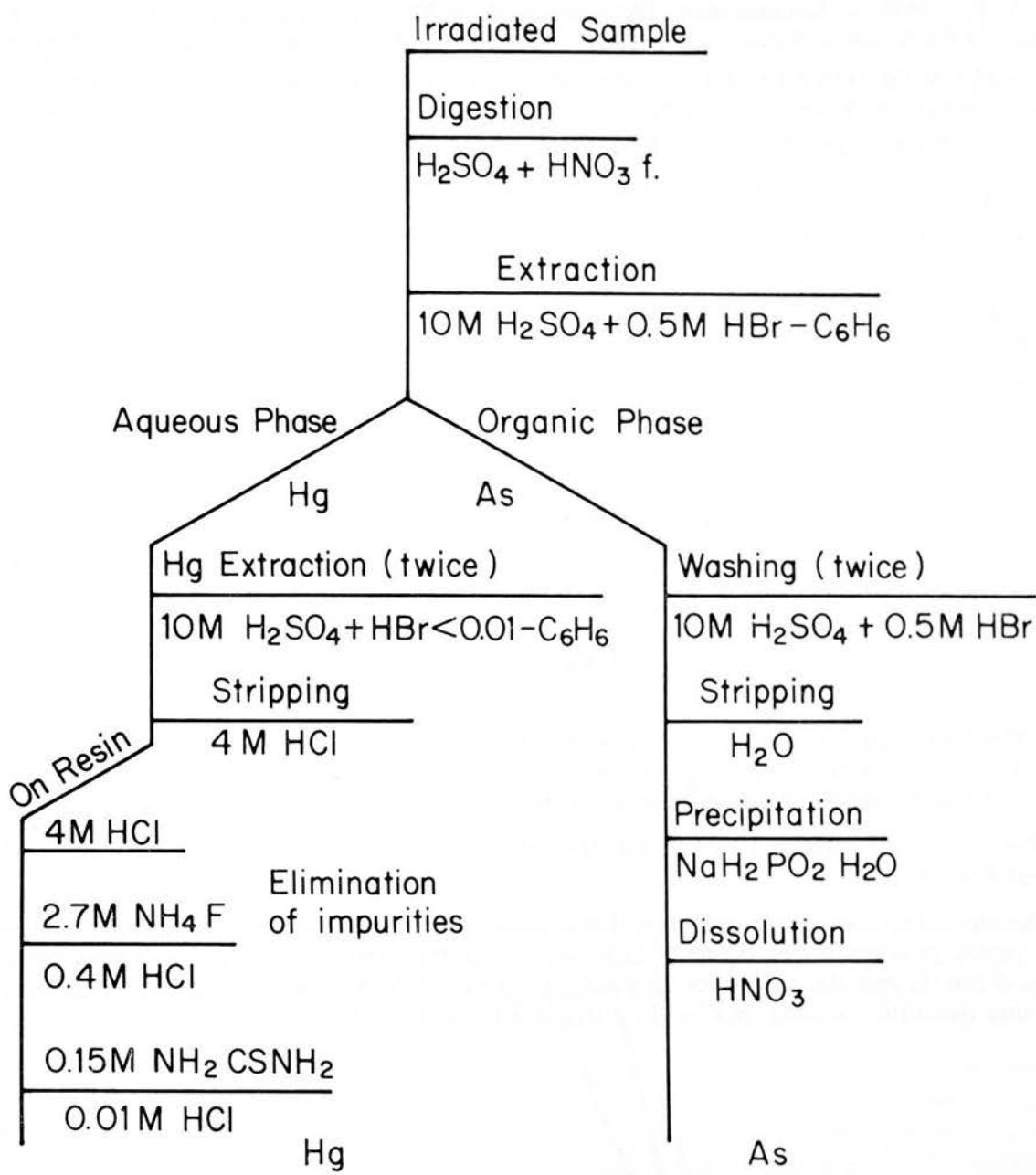


FIG. 3. — Separation schemes for arsenic and mercury.

References

- Anonymous, 1970. — Conférence technique de la FAO sur la pollution des mers et sur ses effets sur les ressources biologiques et la pêche. Rapport FIR : MP/70/R-24. - Rome, 1970.
- BOWEN (H. J. M.) & GIBBONS (D.), 1963. — *Radioactivation analysis*. Oxford, Clarendon.
- BOWEN (H. J. M.), 1966. — *Trace elements in biochemistry*. — London, Acad. Press.
- BOWEN (H. J. M.), 1969. — Standard Materials and Intercomparisons in : *Advances in Activation Analysis*, ed. by Lenihan J.M.A. and Thomson S.J. ,p. 101. — New-York, Academic Press.
- BYZNE (A. R.), DERMELJ (M.) & KOSTA (L.), 1970. — A neutron activation study of environmental contamination and distribution of mercury in animals and fish. *Symposium on the use of nuclear techniques in the measurement and control of environmental pollution*. — Salzburg IAEA/SM-142/24.

- GRIMANIS (A. P.), 1969. — Simultaneous Determination of Arsenic and Copper in Wines and Biological Materials by Neutron Activation Analysis. *Nat. Bur. Stand.* (U.S.) Spec. Publ. 312, **1**, p. 197.
- HADJISTELIOS (I.) & GRIMANIS (A. P.). — Simultaneous Determination of Arsenic, Antimony and Mercury in Biological Materials by Neutron Activation Analysis. *Nat. Bur. Stand.*, **1**, p. 184.
- LJUNGGREN (K.), SJÖSTRAND, JOHNELS (A. G.), OLSSON (M.), OTTERLIND (A.) & WESTERMARK (T.), 1970. — Activation analysis of mercury and other environmental pollutants in water and aquatic ecosystems. Proceed. of *Symposium on the use of nuclear techniques in the measurement and control of environmental pollution*. — Salzburg, IAEA/SM-142/22.
- LYON (W. S.), 1964. — *Guide to activation analysis*, New-York, D. Van Nostrand Co. Inc.
- POLIKARPOV (G. G.), 1966. — *Radioecology of Aquatic Organisms*. — Amsterdam, North Holland Publishing Company.
- SITTING (M.), 1969. — Water pollution control and solid waste disposal. *Chem. Process., Lond.*, **32**.
- SJOSTRAND (B.), 1964. — Simultaneous Determination of Mercury and Arsenic in Biological and Organic Materials by Activation Analysis, *Anal. Chem.* **36**, p. 815.
- WALLACE (R. A.), FULKERSON (W.), SLUTTS (W. D.) & LYON (W.S.), 1971. — Mercury in the environment. Rept. ORNL NSF-EP-1 (1971) Oak Ridge Tennessee, 37830, USA.

Discussion

M. Mendia demande quelle forme d'arsenic, trivalent ou pentavalent, l'auteur a étudiée. Il a constaté, en effet, que sur les poissons d'eau douce de la mer Noire les effets biologiques étaient totalement différents, l'arsenic trivalent entraînant des dommages beaucoup plus graves que la forme pentavalente.

Malheureusement, précise l'auteur, l'analyse par activation neutronique ne permet pas de distinguer les deux formes.

M. Brisou craint que, par la méthode d'extraction par chauffage, on ne perde un peu de mercure. Les seules pertes proviendraient d'une « filtration » par les parois du récipient, quand on place des échantillons d'eau de mer dans des sacs en plastique; mais on peut remédier à cet inconvénient par l'adjonction d'une quantité convenable d'acide nitrique à l'échantillon.

Etude de la toxicité du zinc pour la Crevette rose,
Palaemon serratus (Pennant)*

par

A. FRAIZIER

Commissariat à l'Energie atomique, Département de Protection,
Se R.T.E. Laboratoire de Radioécologie Marine, Centre de La Hague (France)

Une pollution expérimentale de crevettes roses, (*Palaemon serratus*), par le zinc stable ($ZnCl_2$), s'étendant sur 30 jours, a permis de définir la quantité minimale de zinc dans l'eau de mer entraînant pour cette espèce une mortalité supérieure à la normale. Cette valeur, pour la période considérée, est de 1 mg par litre. Les concentrations létales 20 %, 50% et 100% ont été déterminées, par ailleurs, en fonction, d'une part, du temps de contact du polluant, et, d'autre part, de la concentration de ce dernier dans le milieu. On observe, par exemple, une mortalité de 20 % en 30 jours à la concentration de 5 mg/l; ce taux de mortalité est atteint en 3 jours pour une teneur en zinc de 50 mg/l; une mortalité de 100 % est constatée en 24 heures pour une teneur de 500 mg/l; la concentration létale 50 % en 48 heures (C.L. 50 %/48 h) est de 80 mg/l.

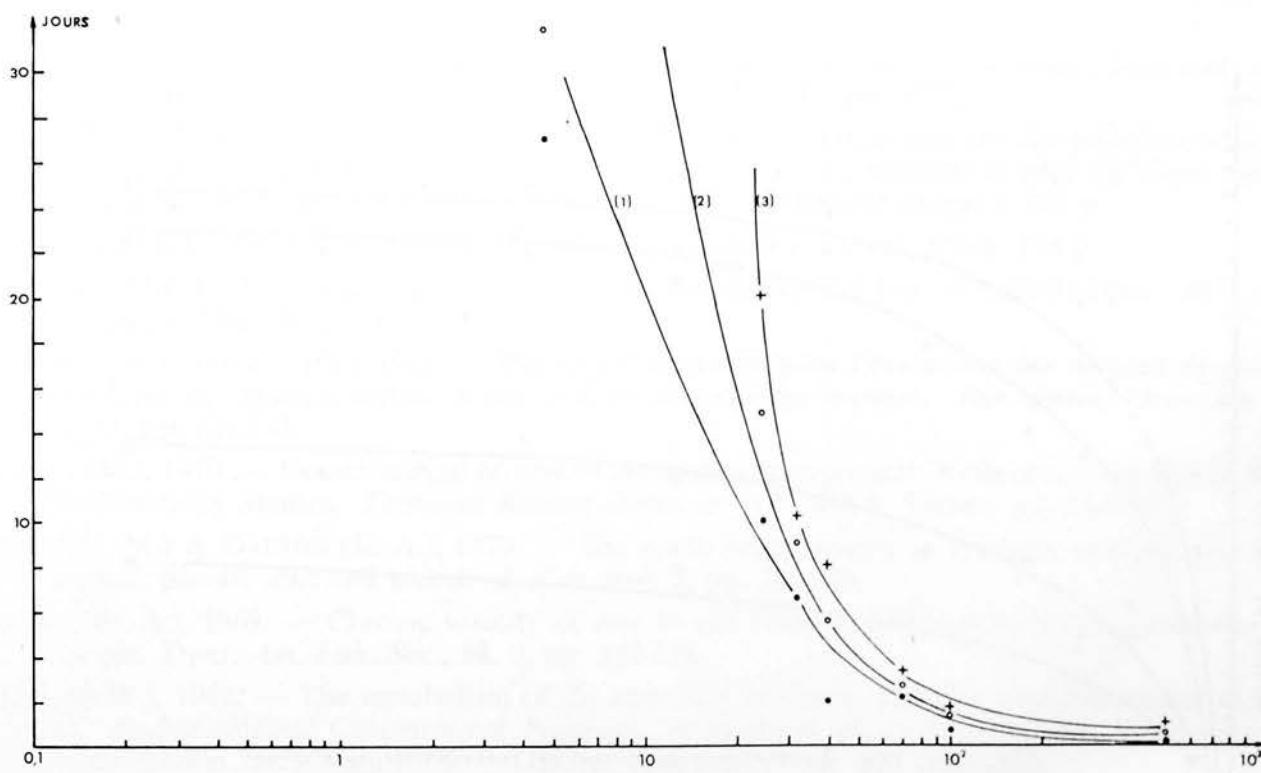


FIG. 1 - Evolution des taux de mortalité 20 % (courbe 1),
50 % (courbe 2) et 80 % (courbe 3), en fonction
de la concentration en polluant et du temps écoulé.

* Communication présentée par M. GUEGUENIAT.

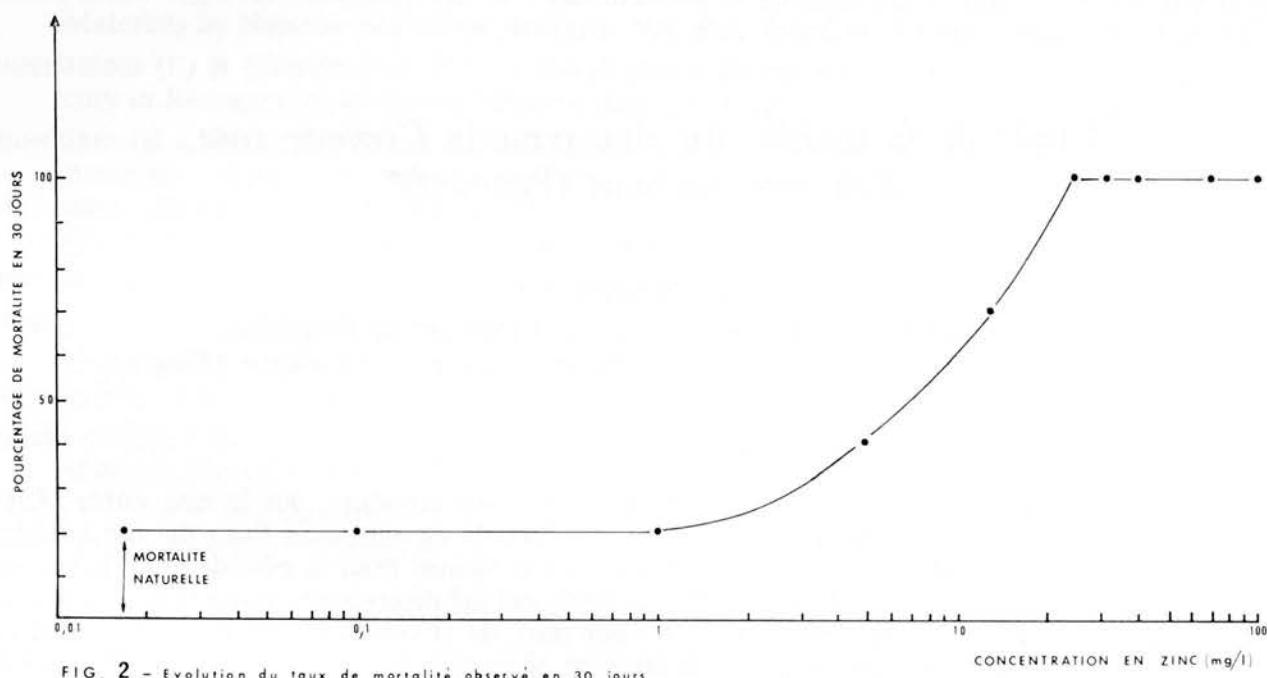


FIG. 2 - Evolution du taux de mortalité observé en 30 jours en fonction de la concentration en polluant.

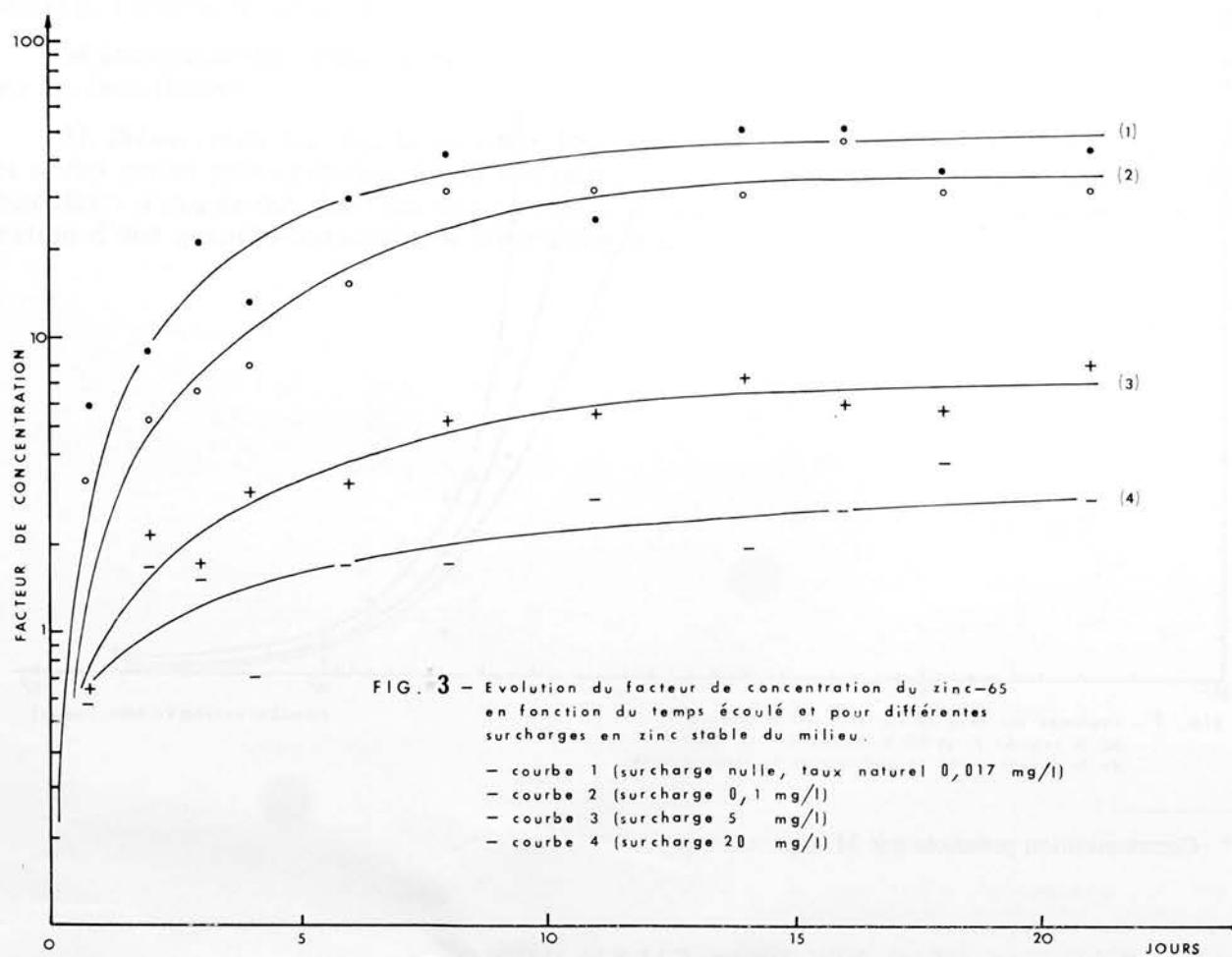


FIG. 3 - Evolution du facteur de concentration du zinc-65 en fonction du temps écoulé et pour différentes surcharges en zinc stable du milieu.

- courbe 1 (surcharge nulle, taux naturel 0,017 mg/l)
- courbe 2 (surcharge 0,1 mg/l)
- courbe 3 (surcharge 5 mg/l)
- courbe 4 (surcharge 20 mg/l)

Des expériences menées avec l'isotope radioactif du zinc (^{65}Zn) ont montré que l'accumulation du polluant par l'espèce semble due particulièrement à un phénomène passif d'adsorption. L'accumulation qui tend vers une stabilisation après un délai de 20 jours se produit de façon importante au niveau des branchies : (facteur de concentration : 400), et de la carapace (F.C. : 90), alors que le transfert dans la chair (muscle abdominal) est très limité. L'effet pathologique aigu est considéré comme lié à la flocculation du mucus branchial, provoquant la mort par asphyxie.

La dynamique d'accumulation, également étudiée à l'aide du « traceur » radioactif, comporte deux phases :

— une première phase relativement rapide, au cours de laquelle ne serait affecté qu'un certain groupe d'organes, avec possibilité en cas de cessation de l'apport du polluant d'élimination de celui-ci par certains de ces organes, le transfert ultérieur se trouvant limité;

— une seconde phase serait susceptible à plus long terme d'entraîner un transfert plus complet du polluant dans l'ensemble de l'organisme, provoquant des effets physiologiques différents et supplémentaires.

Cette étude est complétée par quelques considérations critiques sur les évaluations des seuils toxiques, à partir d'effets physiologiques tels que la perturbation du cycle de reproduction, la réduction de la croissance, etc., observables dans le cas de pollutions chroniques et pour des concentrations sublétales. Le cas de transmission du toxique par voie alimentaire est également envisagé.

Références bibliographiques

- Anonyme, 1969. — Report of the I.C.E.S. Working Group on Pollution of the North Sea. *Cooperative Research Report*, Series A, n° 13, 66 p.
- AUBERT (M.), AUBERT (J.), DANIEL (D.) & DONNIER (B.), 1970. — Pollutions chimiques de la mer (méthodes d'études et résultats). *Rev. Intern. Oceanogr. Méd.*, **17**, pp. 67-77.
- AUBERT (M.), AUBERT (J.), DONNIER (B.) & BARELLI (M.), 1971. — Étude générale des pollutions chimiques rejetées en mer. Inventaire et études de toxicité. Tome IV, Manche et Mer du Nord, produits chimiques spécifiques. *Rev. Intern. Oceanogr. Méd. CERBOM (Suppl.)*, 113 p.
- BAUCHOT (M. L.) et BAUCHOT (R.), 1967. — *La vie des poissons*. - Paris, Stock. 155 p.
- BERNHARD (M.), 1970. — The role of vertebrates in the uptake and loss of radioisotopes. *Rev. Intern. Oceanogr. Méd.* **20**, pp. 101-123.
- BITTEL (R.) et LACOURLY (G.), 1971. — Méthode d'approche pour l'évaluation des niveaux de pollution chimique des milieux marins et des chaînes alimentaires marines. *Rev. Intern. Oceanogr. Méd.* **22/23**, pp. 129-142.
- BRANICA (M.), 1970. — Determination of zinc in the marine environment. Reference methods for Marine Radioactivity Studies. *Technical Reports Series*, n° 118, AIEA, Vienne, pp. 243-259.
- BROWN (V. M.) & DALTON (R.-A.), 1970. — The acute lethal toxicity to rainbow trout of mixtures of copper, phenol, zinc and nickel. *J. Fish. Biol.* **2**, pp. 211-216.
- BRUNGS (W. A.), 1969. — Chronic toxicity of zinc to the Fathead Minnow *Pimephales promelas* Rafinesque. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **98**, 2, pp. 272-279.
- BRYAN (G.W.), 1966. — The metabolism of Zn and ^{65}Zn in Crabs, Lobsters and Freshwater Crayfish, in : *Radioecological Concentration Processes*, Proceedings of an International Symposium held in Stockholm 25-29 April 1966. — Oxford, Pergamon Press, pp. 1005-1016.
- BRYAN (G.W.), 1971. — The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. *Proc. Roy. Soc. Lond., B.*, **177**, pp. 389-410.
- BRYAN (G.W.), 1968. — Concentrations of zinc and copper in the tissues of decapod crustaceans. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **48**, 2, pp. 303-321.
- FONTAINE (M.), 1970. — Effets des agents polluants sur la vie et le cycle biologique des organismes marins, in : *Conference technique de la FAO sur la pollution des mers et ses effets sur les ressources biologiques et la pêche*. Rome, FIR : MP/70/Rep. 3, 25 p.

- FOWLER (S.W.) & SMALL (L.-F.), 1967. — Metabolism of zinc-65 in euphausiids, In : *Proceedings of the Second National Symposium on Radioecologie*. - Ed. by D.J. NELSON and F.C. EVANS., Ann Arbor, Michigan, May 15-17, U.S.A.E.C. Conf-670503, pp. 399-411.
- FUKAI (R.) & HUYNH-NGOC (L.), 1966. — Studies on the Chemical Behaviour of Radionuclides in Sea-Water (1) - *IAEA-Radioactivity in the sea*. Publication n° 22, 26 p.
- HIYAMA (Y.) & SHIMIZU (M.), 1964. — On the Concentration Factors of Radio-active Cs, Sr, Cd, Zn and Ce in Marine Organisms. *Rec. oceanogr. Wks. Japan*, 7, 2, pp. 43-77.
- KAMEDA (K.), SHIMIZU (M.) & HIYAMA (Y.), 1968. — On the uptake of ^{65}Zn and the Concentration Factor on Zn in Marine Organisms. (1). *J. Radiation Res.*, 9, 2, pp. 50-62.
- KOSHY (E.) & GANGULY (A.-K.), 1969. — Organic materials in the marine environments and their interactions with some metal ions, *Rapport BARC-402*, 110 pp. — Bombay, Bhabha Atomic Research Centre.
- KRAUSKOPF (K.-B.), 1956. — Factors controlling the concentrations of thirteen rare metals in sea-water. *Geochem. cosmoch. Acta*, 9, pp. 1-32 B.
- LEMEÉ (J. C.), ANCELLIN (J.) & VILQUIN (A.), 1970. — Contaminations de crevettes roses (*Leander serratus* Pen.) au moyen du caesium-137, par voie alimentaire, in : *Radioprotection*, 6, 2, pp. 133-142. Paris, Dunod.
- MARCHAND (M.), — Contribution à l'étude de l'influence de la matière organique dissoute sur la physico-chimie d'éléments à l'état de traces dans l'eau de mer. *Thèse de Doctorat de Spécialité*, Univ. Paris VI, 118 pp.
- MITROVIC (V. V.), 1970. — Sublethal effects of pollutants on fish, in: *F.A.O. Technical Conference on Marine Pollution and its Effects on Living Resources and Fishing*. — Rome, FIR MP/70/R-30, 10 p.
- NASSOGNE (A.), 1970. — Le rôle des invertébrés marins dans le cumul et le transport des radionucléides. *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, 20, pp. 79-99.
- PICKERING (H.) & CROSWELL HENDERSON, 1966. — The acute toxicity of some metals to different species of warmwater fish. *Air Wat. Pollut. Int. J.*, 10, pp. 453-463.
- PIRO (A.), 1970. — Physiochemical states of some trace elements in seawater which are of interest from the radiocontamination standpoint. *Rev. Intern. Oceanogr. Méd.* 20, pp. 133-149.
- PORTMANN (J. E.), 1970. — A discussion of the results of acute toxicity test with marine organisms, using a standard method, in : *F.A.O. Technical Conference on Marine Pollution and its Effects on Living Resources and Fishing*. — Rome, FIR : MP/70/E 31, 13 p.
- PRINGLE (B.H.), HISSONG (D.-E.), KATZ (E.-L.) & MULAWKA (S.-T.), 1968. — Trace metal accumulation by estuarine mollusks. *J. Sanit. Engng. Div. Am. Soc. civ. Engls*, 94 (FA 3), pp. 455-475.
- RICE (T. R.), 1961. — Review of zinc in ecology, in : *Radioecologie Proceedings of the First National Symposium on Radioecologie at Colorado State University*, Fort Collins, Colorado, September 10-15, 1961. — Ed. by SCHULTZ V. and A.W. KLEMENT Jr., New-York, Reinhold Publishing Corporation, pp. 619-631.
- SCHLOTFELD (H. U. J.), 1971. — Untersuchung über den Einfluss von Detergentien und einigen Metallsalzen auf die Garnele (*Crangon crangon* L.) als Beitrag zur Frage der Küsten verschmutzung Inaugural Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doctor Medicinae Veterinariae durch die Tierärztliche Hochschule Hannover. 214 p.
- SILLEN (L. G.) & LILJEQVIST (B.), 1944. — On the complex formation between Zn^{++} and Cl^- , Br^- and I- ions. *Svensk kem. Tidskr.*, 56, pp. 85-95.
- WISELY (B.) & BLICK (R.-A.-P.), 1967. — Mortality of marine invertebrate larvae in mercury, copper and zinc solutions. *Aust. J. mar. Freshwat. Res.*, 18, pp. 63-72.
- ZATTERA (A.) & BERNHARD (M.), 1970. — The rôle of algae in cycling of radionuclides. *Rev. Intern. Océanogr. Med.*, 20, pp. 29-52.

Discussion

A la suite de l'exposé, **M. Fontaine** se pose la question de savoir si c'est bien par la branchie que le zinc est excrété; il pourrait l'être par le tube digestif et, pour en avoir le cœur net, il faudrait placer la crevette dans un dispositif à compartiments qui permettrait d'isoler la branchie de la sortie du tube digestif.

M. Guegueniat est d'accord pour convenir que ce point devrait être éclairci à l'occasion d'expériences ultérieures.

Action de quelques métaux lourds sur la croissance et le métabolisme des bactéries*

par

J. BRISOU, F. DENIS et M. GESLIN

Laboratoire de Microbiologie de la Faculté Mixte de Médecine et de Pharmacie, Poitiers (France)

L'avancement des études sur l'action des métaux lourds sur la croissance et le métabolisme des bactéries est intéressant pour envisager la mise au point de milieux sélectifs et éviter des déversements industriels au niveau de certains types de stations d'épuration dont ils entravent le fonctionnement.

L'action sur la croissance des bactéries est étudiée, en premier lieu, pour 13 sels différents (de zinc, de fer, de nickel, de cuivre, d'aluminium, de chrome, de manganèse, de mercure) et 19 souches bactériennes cultivées sur gélose.

TABLEAU 1. — Souches bactériennes étudiées. Cet ensemble représente un échantillonnage assez large des bactéries hétérotrophes.

1 — <i>Salmonella typhi</i>	10 — <i>Yersinia pseudo tuberculosis</i>
2 — <i>Salmonella typhimurium</i>	11 — <i>Listeria monocytogenes</i>
3 — <i>Klebsiella pneumoniae</i>	12 — <i>Staphylococcus aureus</i>
4 — <i>Vibrio anguillarum</i>	13 — <i>Acinetobacter aureus</i>
5 — <i>Serratia marcescens</i>	14 — Streptocoque du groupe D
6 — <i>Shigella sonnei</i>	15 — Microcoque
7 — <i>Achromobacter</i>	16 — Staphylocoque <i>epidermidis</i>
8 — <i>Escherichia coli</i> 86 B 7	17 — Streptocoque du groupe D
9 — <i>Pseudomonas neritica</i>	18 — <i>Corynebacterium diphtheriae</i>
	19 — <i>Bacillus cereus</i>

L'action sur les enzymes est étudiée, en second lieu, pour 8 sels métalliques (de nickel, de zinc, et de cuivre) et pour 3 enzymes (tryptophanase, désulfhydrase, succinate déshydrogénase). (Tableau 2)

L'intervention des produits chimiques dans les phénomènes de croissance bactérienne, d'une part, et au niveau de l'activité enzymatique, d'autre part, revêt des aspects multiples, d'apparence parfois contradictoire. Le blocage d'une enzyme ou même de plusieurs ne suffit pas pour arrêter la croissance, la cellule vivante dispose de multiples voies métabolites compensatrices où elle trouve l'énergie suffisante. Il faut souligner que les études effectuées au laboratoire avec des produits purs et sur des cultures monocloniales ne sont pas transposables aux écosystèmes naturels.

* Communication présentée par M. BRISOU.

TABLEAU 2. — 1. La première colonne représente les 19 souches bactériennes détaillées sur le tableau 1.
 2. Les valeurs indiquées pour chaque souche correspondent à la concentration finale du sel en mg/ml de gélose.

	Sulfate						Chlorure			Nitrate			Acéate
	Zn ²⁺	Fe ³⁺	Fe ²⁺	Ni ²⁺	Cu ²⁺	Al ³⁺	Cr ³⁺	Fe ²⁺	Al ³⁺	Ni ²⁺	Mn ²⁺	Fe ³⁺	Hg
1	<5mg	40	25	1	2	30	25	16	12,5	2	>25	30	0,75
2	<5	40	25	5	2	40	25	20	20	>3	>25	40	0,75
3	12,5	40	40	5	10	40	12,5	20	20	>3	>25	40	>0,75
4	<5	5	10	10	2	15	12,5	8	5	1,5	>25	10	0,37
5	20	40	25	4	4	40	25	20	20	>3	>25	30	0,37
6	10	40	25	2	1	20	>25	16	10	3	>25	30	>0,75
7	10	20	25	1	8	20	20	16	10	2	>25	20	>0,75
8	20	40	25	4	2	30	25	20	20	>3	>25	30	>0,75
9	25	20	25	5	8	20	25	16	10	>3	>25	30	>0,75
10	12,5	40	25	4	4	40	>25	20	20	>3	>25	40	0,75
11	<5	20	12,5	2,5	0,2	<7,5	<2,5	16	5	1,5	10	10	0,75
12	12,5	20	20	4	8	20	>25	20	10	3	>25	20	0,75
13	20	20	25	>5	4	20	12,5	20	10	>3	>25	10	0,75
14	<5	10	12,5	2	1	10	10	16	10	3	>25	10	0,75
15	<5	20	20	4	4	20	20	16	10	3	>25	5	0,75
16	<5	40	20	2,5	2	30	12,5	16	10	2	>25	10	0,37
17	20	10	12,5	2,5	2	<7,5	5	16	10	3	>25	10	0,75
18	—	—	—	—	2	<7,5	5	16	10	3	>25	20	0,75
19	<5	20	20	2,5	4	20	12,5	16	5	3	>25	20	0,75

— : Non fait

Références bibliographiques

- BRISOU (J.) & MORAUD (P.), 1952. — *Annls. Inst. Pasteur, Paris*, **82**, p. 643.
 BRISOU (J.), 1968. — *Bordeaux méd.*, n° 10, p. 1948.
 KAMPF (W.D.), 1971 a. — *Zentbl. Bakt. Hyg. Abt. Orig.*, B, **155**, p. 50.
 KAMPF (W.D.), 1971 b. — *Zentbl. Bakt. Hyg. Abt. Orig.*, B, **155**, p. 175.

Discussion

M. Glangeaud émet deux remarques. A propos des boues rouges d'alumine, les travaux du laboratoire de Villefranche montrent qu'il y a séparation de certaines parties des latérites du reste des déchets : la latérite proprement dite n'étant que peu ou pas attaquée. Comme elles coulent littéralement dans un canyon, on pourrait chercher à les canaliser de telle manière que, sous l'effet des courants, elles soient peu à peu recouvertes de vase, ce qui représenterait une solution géologique originale pour leur élimination.

En ce qui concerne l'exploitation du pétrole en mer, nous touchons à un problème d'une importance capitale ; la recherche de pétrole sur les dômes de sel risque de déclencher une pollution générale de la Méditerranée, si l'on ne prend pas les précautions nécessaires ; c'est extrêmement grave.

M. Brisou est bien d'accord avec les remarques de M. GLANGEAUD ; il signale qu'à propos des phénomènes de biodégradation, on a pu constater que les hydrocarbures adsorbés sur certaines substances destinées à les faire couler perdent leur caractère biodégradable ; les molécules deviennent « récalcitrantes », elles ne sont plus attaquées, ni par les bactéries, ni par les enzymes ; ces phénomènes n'ont guère été étudiés que par l'équipe d'ALEXANDER aux U.S.A.

M. Sapet demande si le blocage des fonctions enzymatiques est total ou spécifique de certaines fonctions seulement. Il est difficile de répondre, dit **M. Brisou** car on connaît quelque 1 300 enzymes à l'heure actuelle, ayant chacune leurs effecteurs, retardateurs ou accéléateurs; les sels de métaux lourds comptent parmi les plus importants, entraînant des blocages soit réversibles, soit le plus souvent ici irréversibles, notamment avec le mercure, le plomb, l'argent... On constate notamment un ralentissement considérable des déshydrogénases, ou plus précisément des oxydoréductases, par les pesticides, carbamates, dithiocarbamates... Les métaux lourds bloquent aussi les désulfhydrases, arrêtant la production d'hydrogène sulfuré...

Après avoir cité quelques autres exemples et souligné la complexité du problème, **M. Brisou** montre qu'il s'agit d'écologie bactérienne et d'enzymologie, considérées non plus *in vitro*, mais dans le milieu lui-même, qu'il faudra étudier dans des enceintes en semi-grandeur.

Chemical inhibition of phytoplankton growth dynamics by synthetic organic compounds*

by

R.N. DEXTER and S.P. PAVLOU

Department of Oceanography, University of Washington, Seattle, Washington (U.S.A.)

Batch and continuous culture techniques are currently used in these laboratories to study inhibition of phytoplankton growth by synthetic organic compounds. In this manner predictions of the impact of these pollutants on the primary productivity of a near shore environment can be made.

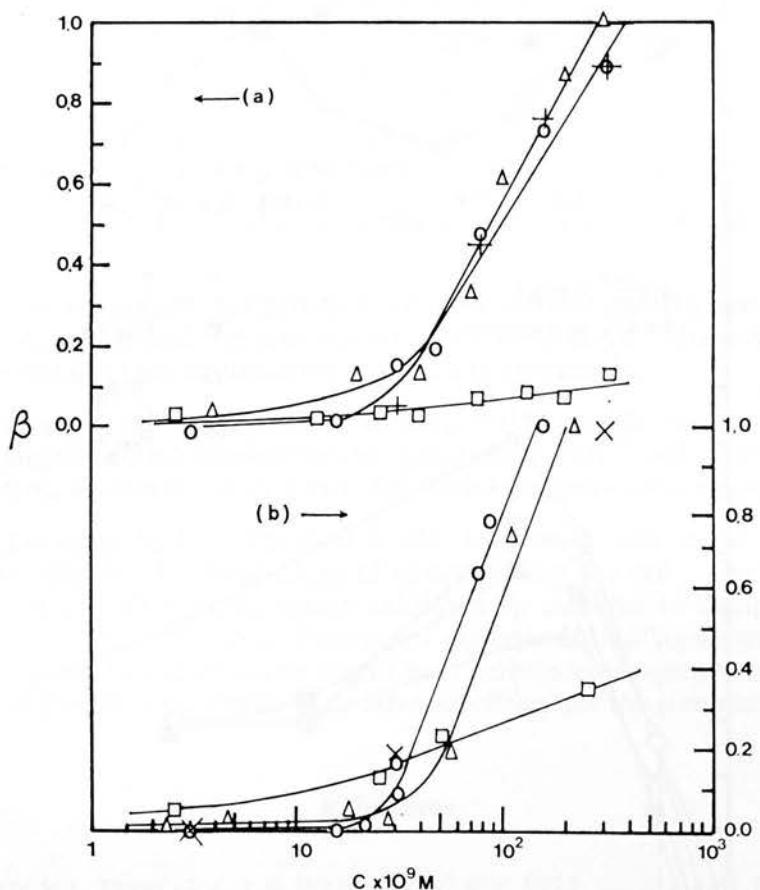


FIG. 1. — Plots of β as a function of PCB concentration. (a) *T. fluviatilis*, (b) *S. costatum*. A-1242, \triangle ; A-1254, \circ ; A-1260, \square ; calculated β from Mosser, et al. : *T. pseudonoma* (pure), $+$; *T. pseudonoma* (mixed), \diamond ; *S. costatum* (pure), \times . The concentrations of PCB are expressed in moles liter⁻¹ assuming an average molecular weight of 256 (trichloro), 324 (pentachloro) and 392 (heptachloro) for A-1242, A-1254 and A-1260 respectively.

* Cette communication n'a pas été présentée.

Relative growth inhibition efficiencies, β , and toxicity thresholds of polychlorinated biphenyls (PCB) added to two marine diatoms, *Skeletonema costatum* and *Thalassiosira fluviatilis*, have been measured in batch cultures at the exponential phase of growth. The effect of three commercial PCB mixtures, Aroclor 1242, 1254 and 1260, on the growth rate was investigated for PCB concentrations between 2×10^{-9} M and 4.4×10^{-7} M. Phytoplankton growth was drastically inhibited at PCB concentrations $> 1 \times 10^{-8}$ M and was found to be inversely proportional to the degree of chlorine substitution on the biphenyl (Figure 1).

This variable reactivity appears to be dependent on the chemical structure of the inhibitor and suggests that electronic and steric properties of the PCB molecules might play an important role in governing intermolecular interactions within the cell. Assessing the influence of structure on PCB reactivity

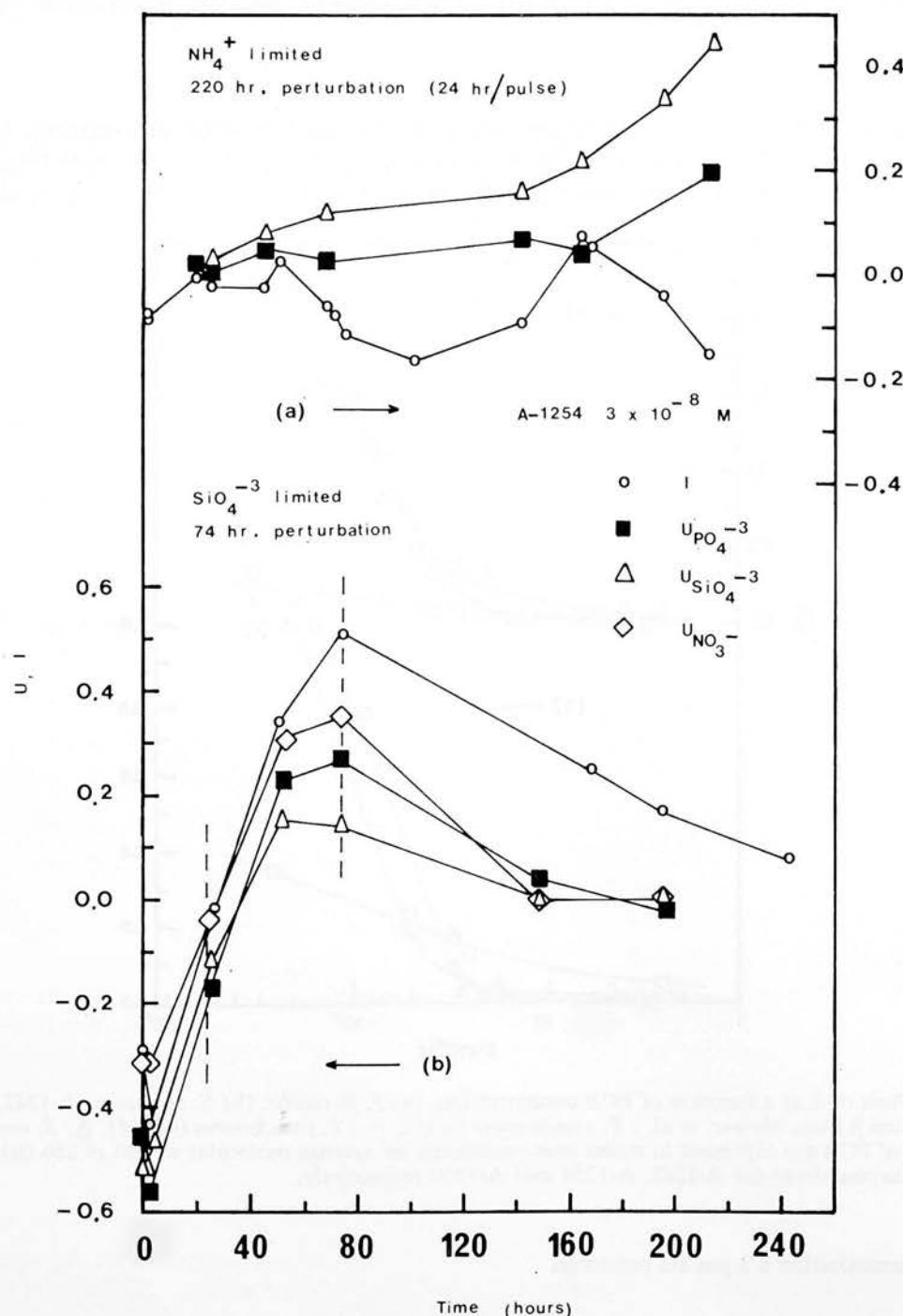


FIG. 2. — Plots of fluorescence response, I , and nutrient utilization function, U , as a function of time for *S. costatum* under continuous perturbation with 3×10^{-8} M A-1254.

is important since input loads of these chemicals may vary considerably in chlorine substitution as well as PCB quantity from one marine region to another.

A variation in growth response to the highly chlorinated biphenyls between the two diatoms examined was also observed. The data suggests that growth reduction is controlled by both the adsorption of these compounds on the cell wall and the inhibition of enzyme activity within the cell.

Continuous culture studies with *S. costatum* were made in order to evaluate short-term (single pulsing) and long-term (continuous perturbation) effects on phytoplankton growing at steady state under a specific nutrient limitation. Concentrations of PCB close to their toxicity values ($\sim 3 \times 10^{-11}$ M) were used. The parameters monitored were nutrient concentration, cell population and chlorophyll fluorescence. The relative fluorescence response, I, as a function of time is expressed as,

$$I = 1 - \frac{F_N^p}{F_N^c}$$

where F_N is the instantaneous fluorescence intensity; the superscripts c and p refer to the control and perturbed cultures respectively. The nutrient utilization function, U, is defined as

$$U = 1 - \frac{\Delta C^p}{\Delta C^c}$$

where ΔC is the nutrient utilized by the culture as measured by the difference at a particular time between the nutrient concentration in the inflowing feed medium and the concentration in the culture effluent.

Under both SiO_4^{3-} and NH_4^+ limitation, single pulsing induced no changes in growth behaviour over a seven day period.

For the SiO_4^{3-} limited system perturbation affected normal growth seriously as reflected by a drastic reduction in fluorescence and nutrient uptake after three days. However, upon termination of the perturbation phytoplankton cells resumed normal growth (Figure 2).

Under NH_4^+ limitation, cell concentration showed no detectable variation as a function of time. Fluorescence increased slightly with a corresponding reduction of PO_4^{3-} utilization (Figure 2). Although it is difficult to use the data as conclusive evidence, this trend suggests some inhibition of photosynthesis.

The apparent decrease in SiO_4^{3-} depletion is also interesting and might reflect inhibition of the enzymatic process responsible for the metabolism of silicon within the cell. The latter may be the cause of the higher toxic response to PCB perturbation exhibited by diatoms as compared to what has been observed for nonsiliceous organisms such as blue-green algae and dinoflagellates [MOSSER *et al.*, 1972]. Therefore, species selection and predominance might be a serious consequence in marine regions highly contaminated by these chemicals and might have adverse effects on the abundance of species at higher trophic levels.

References

- MOSSER (J.L.), FISHER (N.S.), TENG (T.L.) & WURSTER (C.F.), 1972. — *Science*, **175**, p. 191.
 MOSSER (J.L.,) FISHER (N.S.) & WURSTER (C.F.), 1972. — *Science*, **176**, p. 533.

Problèmes d'évaluation de la réponse photosynthétique
du phytoplancton marin à la température de l'eau liée *
à la pollution thermique

par

CHARLES S. YENTSCH

University of Massachusetts, Marine Station, Gloucester (U.S.A.)

Bien qu'apparemment simple, l'évaluation de la réponse photosynthétique du phytoplancton marin à la température de l'eau liée à la pollution thermique pose encore un problème difficile. En effet, les techniques actuelles de la biochimie ne permettent pas d'isoler les effets de la température de ceux qui entraînent les autres facteurs de l'environnement (lumière, nutrition). De plus, les organismes peuvent s'acclimater à de nouvelles conditions thermiques; dans ce cas, leur réponse à court terme n'indique pas quel sera leur comportement à plus longue échéance.

L'auteur illustre ces difficultés à partir de courbes exprimant la photosynthèse en fonction de l'intensité lumineuse de quelques espèces phytoplanctoniques en analysant l'effet de la température et d'autres facteurs de l'environnement comme paramètres. (Fig. 1 et 2).

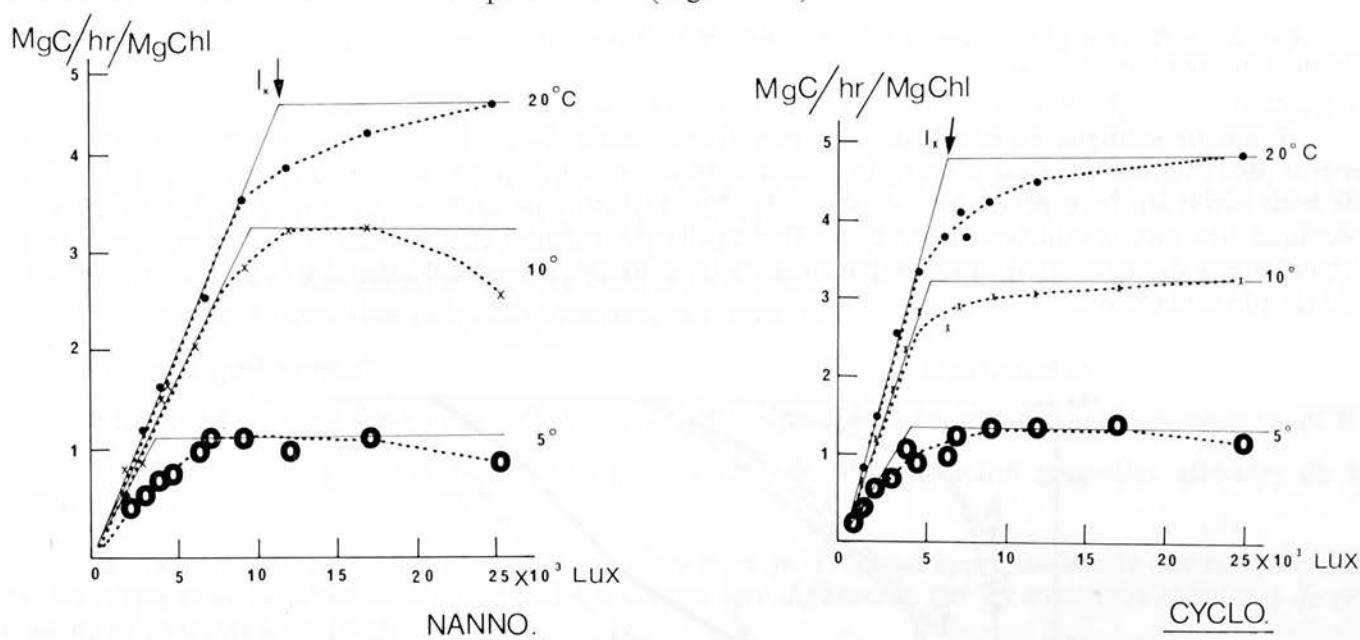


FIG. 1a et 1b. — Fixation du carbone par photosynthèse en fonction de la lumière et de la température.

Le phénomène d'acclimatation thermique est présenté au niveau des algues phytoplanctoniques.

D'autres courbes illustrent la température optimale pour la photosynthèse de plusieurs espèces phytoplanctoniques et sa signification (Fig. 3). L'auteur utilise ces courbes pour évaluer la réduction de la photosynthèse entraînée par les variations de températures saisonnières à l'échelle de l'océan mondial.

* Communication présentée par l'auteur.

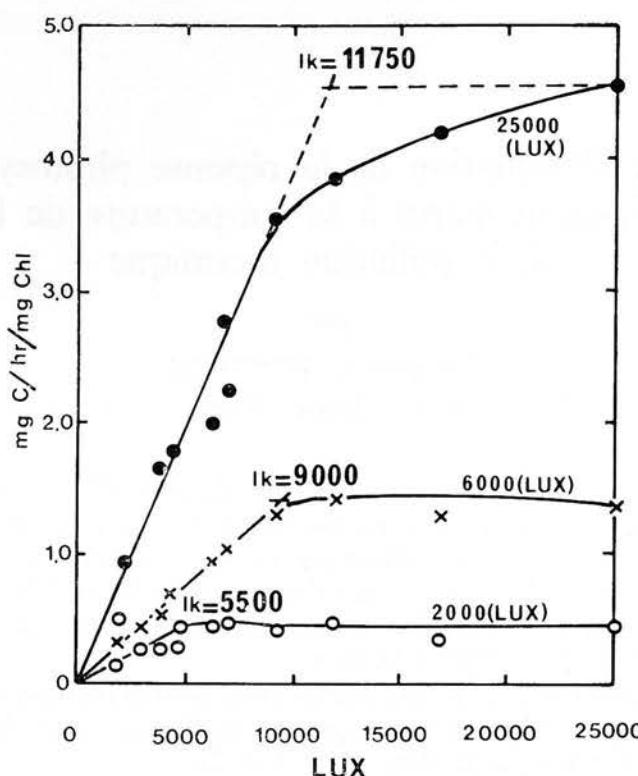


FIG. 2. — Réponse photosynthétique à la lumière pour *Nannochloris atomus* élevé à 20° pendant 24 heures pour différentes intensités lumineuses.

L'auteur souligne en conclusion l'aspect fragmentaire du problème qui fait partie de celui, plus général, des interrelations au niveau du réseau alimentaire ainsi que la connaissance encore insuffisante que nous avons sur les espèces qui composent le phytoplancton, notamment pour appréhender la diversité spécifique liée aux conditions thermiques. Il rappelle pour finir l'effet productif que peut entraîner le réchauffement des eaux mais aussi le danger dans les eaux très chaudes d'atteindre brutalement le niveau léthal du phytoplancton.

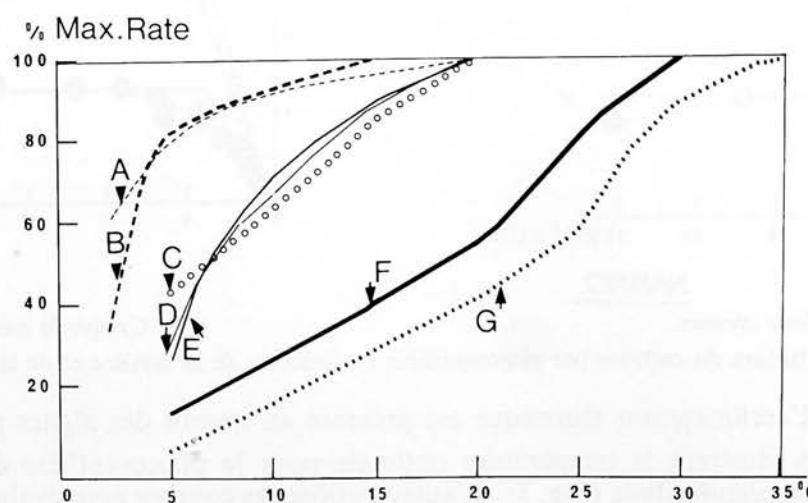


FIG. 3. — Relations entre la production maximale et la température par quelques algues photosynthétiques.

- A. *Skeletonema costatum* (from STEEMANN-NIELSEN & JØRGENSEN, 1968).
- B. Arctic algae (from BUNT, J.S., 1964).
- C. *Chlorella ellipsoidea* 10-13°C (from ARGUA, 1965);
- D. *Cyclotella nana* (from YENTSCH, C.S.);
- E. *Nannochloris atomus* (from YENTSCH, C.S.);
- F. *Chlorella ellipsoidea* 20-22°C (from ARGUA, 1965);
- G. *Chlorella ellipsoidea* 30-33°C (from ARGUA, 1965).

Références bibliographiques

- ARGUA (Y.), 1965. — Ecological studies of photosynthesis and matter production of phytoplankton. II. — Photosynthesis of algae in relation to light intensity and temperature. *Bot. Mag., Tokyo*, 78, pp. 360-365.
- BUNT (J.S.), 1964. — Primary productivity under sea ice in antarctic waters. II. — Influence of light and other factors on photosynthetic activities of antarctic marine microalgae. *Antarctic Res.*, 1, pp. 27-31.
- EPPLER, Richard (W.), 1972. — Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fishery Bull. (sous presse)*.
- MORRIS (I.), & FARRELL (K.), 1971. — Photosynthetic rates, gross patterns of carbon dioxide assimilation and activities of ribulose diphosphate carboxylase in marine algae grown at different temperatures. *Physiologia Pl.*, 25, pp. 372-377.
- RYTHER (J. H.), 1963. — Geographic variations in productivity, in : *The Sea*, Ed. by M.N. Hill, 2, pp. 347-380, London, New-York, Interscience publishers.
- STEEMANN-NIELSEN (E.) & JORGENSEN (E.-G.), 1968. — The adaptation of plankton algae. *Physiologia Pl.*, 21, pp. 401-413.
- YENTSCH (C. S.) & LEE (R.-W.), 1966. — A study of photosynthetic light reactions, and a new interpretation of sun and shade phytoplankton. *J. mar. Res.*, 24, pp. 319-337.

Discussion

A l'issue de l'exposé de M. Yentsch, une longue discussion s'instaure entre différents orateurs et les participants.

Une première remarque concerne la comparaison entre les effets du DDT, qui affectent les Diatomées et leur métabolisme, même à un très bas niveau, et les PCB.

A-t-on constaté des effets de synergie comparables avec les PCB sur les espèces de phytoplancton testées, comme les Coccoïthes et les *Skeletonema*, par exemple?

Si oui, à quel niveau?

Retrouve-t-on avec le DDT des effets cumulatifs comparables à ceux mis en évidence pour les PCB?

En d'autres termes, certaines espèces particulières de phytoplancton sont-elles affectées de la même manière par le DDT et le PCB?

M. Yentsch répond que ces effets sont possibles mais qu'il n'a pas approfondi cette question; il pense que les réponses des espèces au DDT et au PCB doivent être différentes, car les structures chimiques de ces produits ne sont pas les mêmes.

A une question sur l'influence de la température, **M. Yentsch** précise que ces travaux ont été effectués à 12°C. et qu'il n'a pas recherché l'influence de la température.

M. Risebrough remarque que les mesures faites à ce jour sur les composés du DDT et du PCB dans l'eau de mer indiquent des valeurs d'environ une part par billion*, ce qui est approximativement le niveau de solubilité de ces composés dans l'eau : ceci signifie par conséquent, que de nombreuses régions ne sont pas encore affectées. Peuvent-elles l'être dans certaines circonstances?

M. Yentsch répond qu'en fait le calcul montre que les concentrations dans le milieu ne dépassent pas six à dix parties par billion, ce qui est très faible et ne doit avoir aucun effet sur le phytoplancton.

* ppb.

M. Risebrough demande si, dans le cadre particulier de l'océan Atlantique, les concentrations de PCB atteignent un niveau qui pourrait entraîner des effets écologiques sur le phytoplancton.

M. Yentsch pense que cette concentration est très variable selon les régions; l'apparition des phénomènes d'accumulation dépend aussi du temps d'exposition du phytoplancton : sur un long délai, du fait des processus de désorption-adsorption, il y aura effectivement adsorption du produit par le phytoplancton : mais pour l'instant nos connaissances sont très imprécises.

M. Risebrough demande si on a observé des effets en Californie où la mer est très polluée?

Non, répond **M. Yentsch** les concentrations trouvées sont plus faibles que celles que nous avons mesurées ici et aucun effet n'a été constaté. Il croit que dans les mers européennes on trouve probablement des concentrations plus fortes, comme mentionné dans sa communication.

Nutrient kinetics of algal populations
in two gulfs adjoining the Attic Peninsula one receiving effluents*

by

R. DUGDALE**, J. MAC ISAAC** and D. BLASCO***

**Department of Oceanography, University of Washington (U.S.A.)

*** Instituto de Investigaciones Pesqueras, Barcelone (Espagne)

Uptake rates of nitrate and ammonium by natural populations of phytoplankton were measured in the Petalion and Saronikos Gulfs, using nitrogen-15 as a tracer. Marked differences in the rates were observed with the effluent-enriched Saronikos populations utilising the nitrogen compounds at higher rates. The composition of the populations was fundamentally similar, suggesting that oligotrophic ecosystems may adapt to enrichment by marine sewage outfalls without large changes in species composition.

Table 1.

Diatoms	Saronikos	Petalion
<i>Bacteriastrum hyalinum</i>	×	×
<i>Cerataulina bergonii</i>	×	
<i>Chaetoceros affinis</i>	×	×
<i>Chaetoceros compressum</i>	×	×
<i>Chaetoceros curvisetum</i>	×	
<i>Chaetoceros debilis</i>	×	
<i>Chaetoceros decipiens</i>	×	
<i>Chaetoceros glandazii</i>		×
<i>Chaetoceros lauderii</i>		×
<i>Chaetoceros peruvianus</i>	×	×
<i>Coscinodiscus</i> sp.	×	×
<i>Dactyliosolen mediterranea</i>		×
<i>Guinardia flacida</i>	×	
<i>Hemiaulus hauchii</i>		×
<i>Lauderia borealis</i>	×	×
<i>Leptocylindrus danicus</i>	×	×
<i>Nitzschia seriata</i>	×	
<i>Nitzschia closterium</i>	×	
<i>Pleurosigma</i> sp.	×	
<i>Rhizosolenia alata</i>	×	×
<i>Rhizosolenia calcaravis</i>		×
<i>Rhizosolenia fragilissima</i>		×
<i>Rhizosolenia hebetata</i>	×	
<i>Rhizosolenia imbricata</i>		×
<i>Rhizosolenia stolterfothii</i>	×	×
<i>Schroderella delicatula</i>	×	
<i>Skeletonema costatum</i>	×	
<i>Stephanopyxis turris</i>	×	
<i>Thalassionema nitzschiodes</i>	×	
<i>Thalassiosira decipiens</i>	×	×

* Communication présentée par M. DUGDALE.

Table 1.

Dinoflagellates	Saronikos	Petalion
<i>Ceratium macroceros</i>	×	
<i>Ceratium fusus</i>	×	
<i>Ceratium symmetricum</i>	×	×
<i>Cochlodinium brandtii</i>		×
<i>Gymnodinium</i> sp.	×	×
<i>Gyrodinium fusiforme</i>	×	
<i>Peridinium depressum</i>	×	
<i>Peridinium oviforme</i>	×	
<i>Phalacroma rotundatum</i>	×	
<i>Pyrocystis</i> sp.	×	

TABLE 1. — Occurrence of diatoms and dinoflagellates species in surface water at Thompson 47 Sta. 13 in the Petalion Gulf and Sta. 27 in the Saronikos Gulf.

Table 2.

Station	Nitrate Uptake da^{-1}	Nitrate $\mu\text{g-At/liter}$	Ammonium $\mu\text{g-At/liter}$	Ammonium Uptake da^{-1}
Petalion				
11 ^a	.0196	0.06	0.02	0.490
14 ^a	.0293	0.05	—	.0782
20	.0325	0.04	0.03	.0776
23	.0497	0.02	0.06	.1757
25	.0519	0.09	0.06	.0726 ^b
34 ^a	.0277	0.04	0.01	.0650 ^b
46 ^a	.0294	0.05	0.08	.0680 ^b
Mean	.0343	0.05	0.04	.0837
Saronikos				
27	.2212	0.04	0.49	.2258
29	.1509	0	0.14	.1027
30	.0376 ^c	0.56	1.62	.0994
31	.0426	0.20	0.84	.0869
32	.1109	0.10	0.49	.1484
33	.1466	0	0.08	.1587
47	.0148 ^c	1.08	1.80	.0926
48	.0373 ^c	0.80	0.98	.1375
49	.3283	0.24	0.14	.4055
50	.3150	0.01	0.08	.3867
51	.3083	0.01	0.14	.3722
Mean	.1558	0.28	0.62	.2015

TABLE 2. — Maximal rates of nitrate and ammonium uptake measured in the Petalion and Saronikos Gulfs. Experiments were incubated for 18-26 hr periods, including all daylight hours. At stations where more than one depth was sampled the maximal rate for the station was used, and in some cases the depths differ for maximal nitrate and ammonium uptake at the same station. a At location CM-1; b Calculated; c Uptake clearly suppressed by high ammonium concentration.

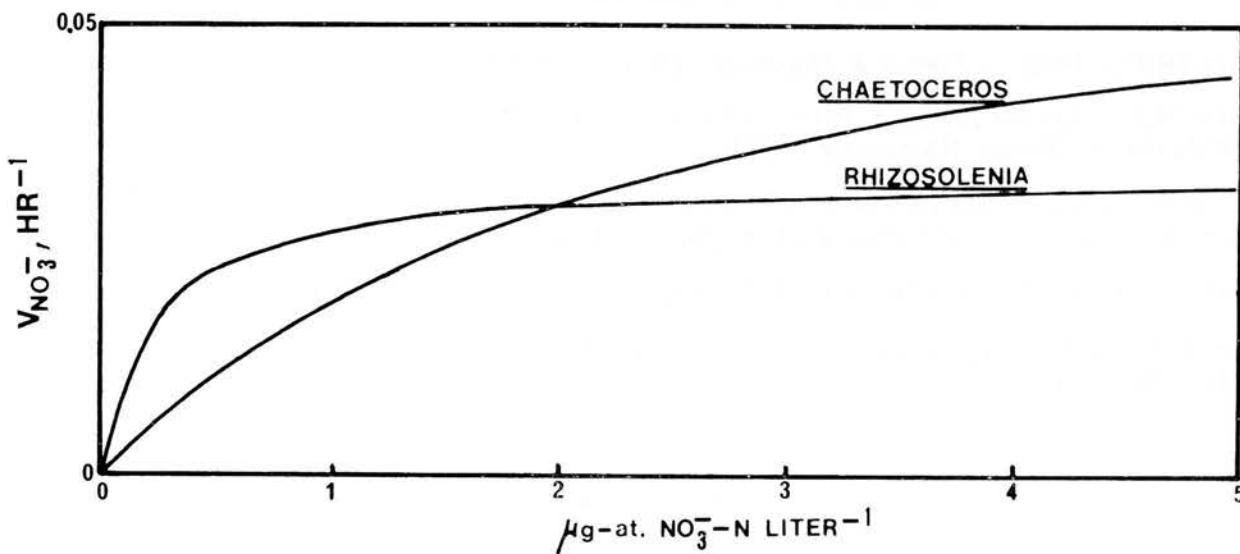


FIG. 1. — Hypothetical curves for nitrate uptake vs. nitrate concentration for two species of algae. Values for V_{max} were taken from Riley (1963b); hypothetical values of K_t for nitrate uptake were assigned. For *Chaetoceros socialis*, $V_{max} = 0.068/\text{hr}$, $K_t = 2.50 \mu\text{g-at. } NO_3^- \text{-N/liter}$; for *Rhizosolenia alata*, $V_{max} = 0.034/\text{hr}$, $K_t = 0.25 \mu\text{g-at. } NO_3^- \text{-N/liter}$.

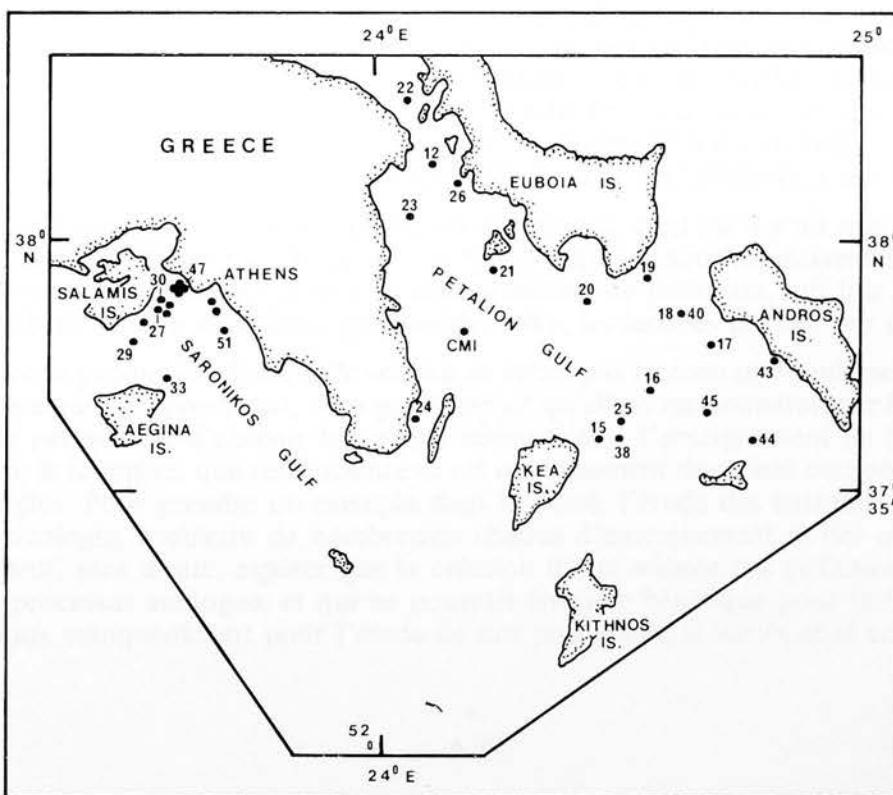


Fig. 2. — Map of the studied region.

References

- DUGDALE (R.C.), 1967. — *Limnol & Oceanogr.*, **12**, 4, pp. 685-695.
- DUGDALE (R.C.), KELLEY (J.-C.) & BECACOS-KONTOS (T.), 1971. — FAO Technical Conference on Marine Pollution. — Rome, [December, 1970].
- EPPLEY (R.W.), 1972. — *Research on the Marine Food Chain*, Progress Report, Institute of Marine Resources, University of California, Part. I; pp. 19-30 (unpublished manuscript).
- MACISAAC (J. J.) & DUGDALE (R.-C.), 1969. — *Deep-Sea Res.*, **16**, pp. 45-57.
- MANDELSTON (J.) & MCQUILLEN (K.), 1968. — In : *Biochemistry of Bacterial Growth*. — New-York, John Wiley & Sons.

Treatment prior to discharge - Cost benefit considerations*

by

T. CRIPPS

Société J. D. & D.M. WATSON. Londres (Grande-Bretagne)

The paper discusses in general terms what is practicable with different methods of treatment, both of the more conventional kinds and the alternatives thereto. Reference is made to the sludge arising from treatment processes and the problems of disposing of that sludge to the marine environment in an acceptable way. That might be by pipeline or tanker. Some estimates of the costs of treatment processes are advanced and comparisons made with such information as is available, unfortunately limited, on marine outfall costs. Some broad conclusions are tentatively advanced but effective analyses can only be ultimately made on all the circumstances of each case.

Table 1.

Approximate % reduction of applied load at each stage of treatment						
	Biochemical Oxygen Demand (BOD)	Suspended Solids (SS)	Total Nitrogen (N)	Total Phosphate (P)	Synthetic Detergent (Syn.)	Faecal Coliforms Bacteria (Coliforms)
Sedimentation	35/40	65/70	0/15	15/20	25/30	50/60
Biological Treatment & Settlement	85/90	60/70	30/40	20/25	60/70	60/80
Tertiary Treatment	15/55	35/70	—	—	5/10	80/95

* Communication présentée par l'auteur. Discussion p. 177.

Table 2.

Percentage reduction of load with alternative treatment methods				
	BOD	SS	P	Coliforms
Electrolysis	55/65	70/75	95/99	99.95/99.99
Chemical Precipitation	60/80	80/85	80/85	50/60
Flotation (associated with primary stage sedimentation) for grease removal	40/50	70/75	30/35	50/60
Partial treatment by sedimentation	35/40	65/70	15/20	50/60
Full biological treatment	90/95	85/90	30/45	90/95

The table below summarises the approximate effluent quality that could be expected from each method of treatment.

Table 3
Approximate effluent quality

Treatment Method	BOD	SS	N	P	Syn.	Coliforms
None	250	300	40	20	20	10×10^6
A	150	100	35	15	15	2×10^6
B	20	30	23	8	5	4×10^5
C	10	10	20	6	4	4×10^4
D	100	85	ND	1	ND	4×10^3
E	60	55	ND	4	ND	1×10^6
F	130	90	ND	8	ND	1×10^6

Note : (a) All values in mg/l except coliforms which are numbers /100 ml.

(b) ND = no reliable data available.

(c) The methods of treatment compared are :

A = Primary-treatment screens, grit removal, sedimentation and sludge digestion

B = "Full" treatment to normal standard — screens, grit removal, sedimentation, activated sludge and sludge digestion.

C = Treatment with tertiary stage — As scheme B with microstrainers or sand filters

D = Electrolysis — screens, grit removal, electrolysis, sedimentation and sludge digestion

E = Chemical precipitation — screens, grit removal, chemical precipitation and sludge digestion

F = Flotation — screens, grit removal, sedimentation, flotation, and sludge digestion.

References

KEY (A.), 1970. — Water pollution control in coastal areas. Where do we go from here? *I.W.P.C. Proc. Bournemouth Symposium.*

MINISTRY OF HOUSING & LOCAL GOVERNMENT, 1966. — Technical problems of river authorities & sewage disposal authorities in laying down and complying with limits of quality for effluents more restrictive than those of the Royal Commission, HMSO.

OAKLEY (H. R.) & CRIPPS (T. C.), 1970. — Water pollution control in coastal areas. Investigation and design. *I.W.P.C. Proc. Bournemouth Symposium.*

Etude technique et économique
pour l'installation d'équipements de réception
et traitement des lests huileux près des terminaux de chargement
de la Méditerranée*

par

ALESSANDRO D'ADDIO** et UMBERTO INZERILLO***

** Société Techneco, Milan (Italie)

*** Société SNAM, Milan (Italie)

1. Généralités

Les résidus plus ou moins lourds, cireux et bitumineux, qui, dans le passé, étaient généralement déchargés dans la mer suivant des techniques élémentaires de lavage sont constitués de produits qui présentent une possibilité de traitement en raffinerie : la récupération des dits résidus réalise donc le double but d'économiser et de réduire la pollution de la mer.

Le mode opératoire qui a trouvé une grande application auprès de nombreuses sociétés pétrolières et de transport prévoit l'emploi du « Load-on-top » : le système, adopté par 80 % de la flotte mondiale des navires-citernes, a contribué sans aucun doute à contenir les dimensions de la pollution de la mer qu'une décharge déraisonnable aurait causée et pourtant quelques limitations, dont nous exposons les plus importantes, en conditionnent encore l'emploi :

— le résultat n'est réellement efficace que si toutes les opérations sont exécutées parfaitement et en respectant les temps;

— le temps minimal indispensable pour effectuer les opérations exclut que le système puisse trouver une application efficace sur les parcours en lests relativement brefs, comme les parcours habituels de la Méditerranée.

La solution technique qui présente alors le plus d'intérêt pour un bassin « fermé » comme la Méditerranée, prévoit la réalisation d'équipements de réception et de traitement des eaux de ballast et de lavage près de tous les terminaux de chargement.

2. Caractéristiques

Dans ce but l'étude a pris en considération l'ensemble des 14 terminaux de chargement en Méditerranée, non encore équipés de ces installations, et pour chacun d'eux, elle donne le projet du sea-line, du stockage et de l'installation de traitement avec le coût d'investissement et les coûts de fonctionnement.

3. Conclusions

La quantité de brut chargée près des ports des pays producteurs de l'Afrique du Nord et près des terminaux de pipelines pétrolières existants, ou qui seront prochainement construits, est actuellement d'environ 300 millions de tonnes par an et est destinée à croître considérablement dans les prochaines années (voir tableau).

Avec le type d'installation considéré, capable de rejeter en mer une eau d'une teneur maximale de 5 ppm d'hydrocarbures, la quantité globale par an de brut déchargé en mer serait réduite considérablement dans une forme faiblement polluée.

* Communication présentée par M. INZERILLO.

Le coût d'investissement total à des prix européens pour la construction de telles installations près des terminaux de chargement dans la Méditerranée, qui en sont démunis, et pour le rajustement des installations déjà existantes, représente environ 50 milliards de lires, soit environ 1 % de la valeur du pétrole chargé dans ces ports pendant 1 an.

Sans prendre en compte l'éventuelle valeur du brut récupéré, l'adoption d'installations qui restituent une eau à faible teneur d'hydrocarbures entraîne des coûts de fonctionnement des installations de réception et de traitement des eaux de ballast (y compris les coûts d'amortissement d'un sea-line complètement indépendant reliant les postes d'amarrage aux réservoirs de stockage et à l'installation de traitement) qui représentent une charge financière de 20 à 25 lires par tonne de brut transporté.

Le temps moyen d'immobilisation d'un navire citerne pour décharger les eaux de ballast donne un coût de 16 lires par tonne. Le coût total maximal devient alors de 40 lires par tonne de brut chargé. L'utilisation d'un nouveau sea-line pour réduire le temps de chargement peut compenser celui consacré au déchargement des eaux de ballast.

TABLEAU 1. — Pétrole brut chargé dans les ports méditerranéens en 1969.

Port de chargement	Quantité (10 ³ t)
Banyas	33 590
Tartous	2 070
Tripoli	22 850
Sidon	17 640
Marsa El Hariga	15 600
Zuetina	30 430
Marsa El Brega	36 760
Ras Lanuf	31 430
Es-Sider	39 440
La Skirra	13 650
Bougie	12 900
Arzew	20 380
Magnisi	480
TOTAL	277 300

Actuellement les seuls ports de chargement de brut dans la Méditerranée, partiellement équipés de cette manière, sont ceux de Magnisi (Italie), la Skirra (Tunisie), Marsa El Hariga (Libye), Bougie et Arzew (Algérie) et Askhalon (Israël).

Dans la mer Noire, tous les ports de chargement de brut sont dotés d'installations de récolte des eaux de ballast : l'utilisation de telles installations est obligatoire et pour un tel service il est demandé une compensation. Par exemple à Novorossisk, la compensation est de 3 kopecks par tonne d'eau déchargée (environ 20 lires par tonne).

Discussion

Quelques questions sont alors posées aux deux orateurs précédents.

M. MENDIA revient sur le problème du mélange, dans les rejets, d'eaux résiduaires domestiques biodégradables et d'eaux industrielles. Lorsque les premières sont seules présentes dans le rejet, la solution du déversement par conduite immergée, précédée d'un traitement partiel à terre, convient très bien. Mais, en cas de mélange — ce qui se produira de plus en plus souvent — comment prendra-t-on en compte sous l'aspect « coûts-bénéfices » les conséquences écologiques et toxicologiques?

M. Cripps reconnaît que la réponse n'est pas évidente et appelle une réflexion approfondie qui devait être du ressort d'équipes d'experts auxquels se joindraient des ingénieurs. Ce serait là un type de « mariage » dont on a parlé ce matin entre des techniciens et des scientifiques, traitant chacun des problèmes de leurs compétences. Ces équipes pourraient réfléchir sur les écosystèmes existants et se fixer comme objectifs de faire des prévisions quant aux risques de dommages entraînés pour ces écosystèmes par les localisations possibles des déversements. Ceci permettrait de choisir les seules localisations pour lesquelles les dommages prévus ne seraient pas inacceptables.

M. MENDIA se réjouit d'avoir entendu citer le traitement électrolytique parmi les techniques applicables aux rejets d'eaux résiduaires en mer : quinze années de travaux sur ce procédé l'ont convaincu de son intérêt, supérieur à celui des traitements biologiques ou chimiques; aussi s'étonne-t-il quand **M. CRIPPS** estime qu'il n'est pas économiquement rentable; il souhaite une discussion, chiffres en main, avec **M. CRIPPS** qui accepte bien volontiers, mais hors séance pour ne pas allonger exagérément les débats.

Une question est posée cette fois à **M. Inzerillo** à propos des responsabilités financières relatives à la construction des installations de traitement de ballast.

Il semble logique que, par souci de rapidité, les Nations méditerranéennes financent elles-mêmes ces constructions; mais il lui semble que la responsabilité financière pour l'entretien et le développement de ces installations devrait être du ressort des compagnies pétrolières elles-mêmes et il voudrait savoir si une telle éventualité a été prise en compte.

M. Inzerillo répond qu'en effet on essaye de trouver une coopération financière entre les différents pays. Ce n'est pas très simple mais le but est d'atteindre le maximum de coopération pour assurer ces facilités off-shore. C'est le sens d'une proposition que l'Italie a faite à l'IMCO et qu'il répète ici. Il y a de nombreux représentants de ces pays qui peuvent prendre contact avec lui en vue d'aider cette coopération.

Aucune autre question n'étant posée, le rapporteur passe la parole à **M. O'CONNELL**.