

Prévention contre les nuisances et la pollution dans la recherche et l'exploitation des hydrocarbures en mer

par

YVES BARBIER

ESSO REP, La Défense, Paris (France)

Summary

The potential origins of nuisances and pollutions inherent in the various steps of the exploration and exploitation of hydrocarbons offshore are detailed. A brief description of the means both important and very elaborated which are used in opposition to the possible effects of these origins is made.

Résumé

Les causes potentielles de nuisances et de pollution inhérentes aux différentes phases de la recherche et de l'exploitation des hydrocarbures en mer sont énumérées. Il est fait une description sommaire des moyens à la fois importants et très élaborés qui sont mis en œuvre pour s'opposer aux effets possibles de ces causes.

*
* *
*

Rappel des différentes phases de la recherche et de l'exploitation des hydrocarbures

La succession complète des opérations dont il va être question n'a lieu que dans la mesure où un gisement a été découvert. Encore est-il nécessaire, de plus, que les réserves de ce dernier permettent une exploitation économiquement justifiable. Ceci ne se produit d'une façon très générale que 5 fois sur 100 sondages d'exploration. En mer cependant, cette proportion est plus faible encore. Les coûts y sont, en effet, beaucoup plus élevés qu'ils ne le sont sur les continents.

Lorsque les travaux d'exploration ont abouti à la découverte d'un gisement exploitable, la recherche et l'exploitation des hydrocarbures comportent *deux grandes étapes* se divisant chacune en *deux phases* :

L'exploration dans une *première phase* consiste à *délimiter, sur une carte, les zones* qui paraissent être les plus *favorables* à la présence d'hydrocarbures. Il s'agit là d'investigations à partir de la surface sans faire appel, en général, au forage. Des objectifs ayant été définis, *le forage d'exploration* constitue la *deuxième phase* de cette première étape.

Lorsqu'une découverte peut être considérée comme acquise, une *première phase de l'exploitation* est la *mise en production* du gisement.

Il est procédé au forage et à l'équipement des puits de production, d'une part, à la création des installations nécessaires à l'exploitation, d'autre part. La durée de cette phase peut être de 2 à 5 ans. Pendant *l'exploitation proprement dite, deuxième phase* qui dure de 20 à 30 et même 50 ans, les puits sont l'objet d'intervention pour leur entretien (tableau I).

1. Exploration

1.1. Prospection avant forage

Cette phase se déroule sous le signe de la *rapidité d'exécution* et de la *brièveté des campagnes de prospection* (tableau II).

En mer, la « géologie de terrain » est peu praticable et peu pratiquée. C'est aux procédés de la *géophysique* que l'on a recours.

Bien qu'il existe des gravimètres immergeables, la *gravimétrie* est peu utilisée. Elle n'engendre ni nuisances, ni pollution.

La *magnétométrie aérienne*, pratiquée comme méthode de « dégrossissage » ou de grande reconnaissance, n'ayant aucun contact avec le milieu marin ne provoque ni nuisances, ni pollution.

Dans cette première phase de l'exploration, c'est la *prospection sismique* qui joue le rôle essentiel. Elle se pratique à partir de navires spécialisés.

Si les ondes sismiques sont produites à l'aide d'explosifs, comme c'est encore souvent le cas à terre, cela peut, en mer, engendrer des nuisances vis-à-vis de la faune. Les explosions peuvent provoquer soit une atteinte, à vrai dire relativement limitée, à la vie marine, soit une dispersion momentanée des

Tableau I

Recherche et exploitation des Hydrocarbures en mer

Les différentes phases

1. Exploration	1.1. Prospection géophysique	Rapidité d'exécution Campagnes de faible durée
	1.2. Forage d'exploration	Mobilité et dispersion Résultats aléatoires
2. Exploitation	2.1. Forage des puits de production Mise en production et équipement des puits et du champ	Phase transitoire 2 à 5 ans
	2.2. Exploitation normale Interventions occasionnelles dans les puits	Permanence 20 à 50 ans

Tableau II

Recherche et exploitation des Hydrocarbures en mer Causes potentielles de Nuisances et de Pollution - Prévention

	<u>Nature des causes</u>	<u>Nuisance</u>	<u>Pollution</u>	<u>Prévention</u>
1. Exploration				
1.1. Prospection géophysique	Activité des navires sismiques	Gêne pour la pêche	Nulle	Dates des campagnes fixées par l'I.S.T.P.M.
1.2. Forage d'exploration				
1.2.1. Causes accidentelles	Éruption	Incendie ou Émission de pétrole	Restreinte	<ul style="list-style-type: none"> . Étude et essais des sols . Tubages et cimentations . Bloc d'obturation de puits . Adaptation fluide forage . Contrôle continu . Qualité du personnel
1.2.2. Causes occasionnelles ou opérationnelles	Rejets divers	Fluide de forage = coloration momentanée	Nulle ou très restreinte (pas de produits dangereux)	<ul style="list-style-type: none"> . Système complet de collecte et de traitement des eaux et des égouttures . Retour à terre des huiles usées, plastiques, pièces usées.

poissons, constituant une gêne pour la pêche. C'est la raison pour laquelle de nouveaux procédés de production des ondes sismiques n'utilisant plus les explosifs ont été créés. Ils sont utilisés sur les plateaux continentaux sous la souveraineté française, depuis 1966. De plus, afin de limiter la gêne à la pêche, les dates des campagnes sont fixées par les sociétés pétrolières en accord avec l'*Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes*, hors des périodes soit de frai, soit de pêches saisonnières.

En fait, cette activité ne pose plus de problèmes quant aux nuisances.

1.2. Forage d'exploration

Il se fait sous le signe de la *mobilité et de la dispersion*. Ses résultats sont aléatoires comme cela est indiqué ci-dessus. Ainsi le forage d'un ou de plusieurs puits d'exploration dans une région n'annonce donc, de longtemps pas, la présence certaine d'un gisement d'hydrocarbures. Une deuxième remarque qu'il convient de faire consiste à bien distinguer la différence qui existe entre des forages exécutés par des navires océanologiques tel le *Glomar Challenger* dans des profondeurs d'eau de plusieurs milliers de mètres, et ceux qu'entreprennent les sociétés pétrolières dans des profondeurs se comptant par deux, trois, rarement encore quatre cents mètres.

Le forage d'exploration se fait à l'aide d'*installations mobiles* : plates-formes autoélévatrices, submersibles, semi-submersibles, navires. Les deux premiers parmi ces modes d'installation, prennent appui sur le sol sous-marin. La phase initiale du forage et le montage de la tête du puits y sont très voisins de ce qui est fait pour les forages en site terrestre. Pour les deux autres supports qui sont flottants, des dispositions spéciales doivent être prises quant aux puits. Ainsi la tête de ces derniers est immergée et fixée au sol sous-marin, un système de liaison doit être établi entre la tête de puits et le support (figure 1).

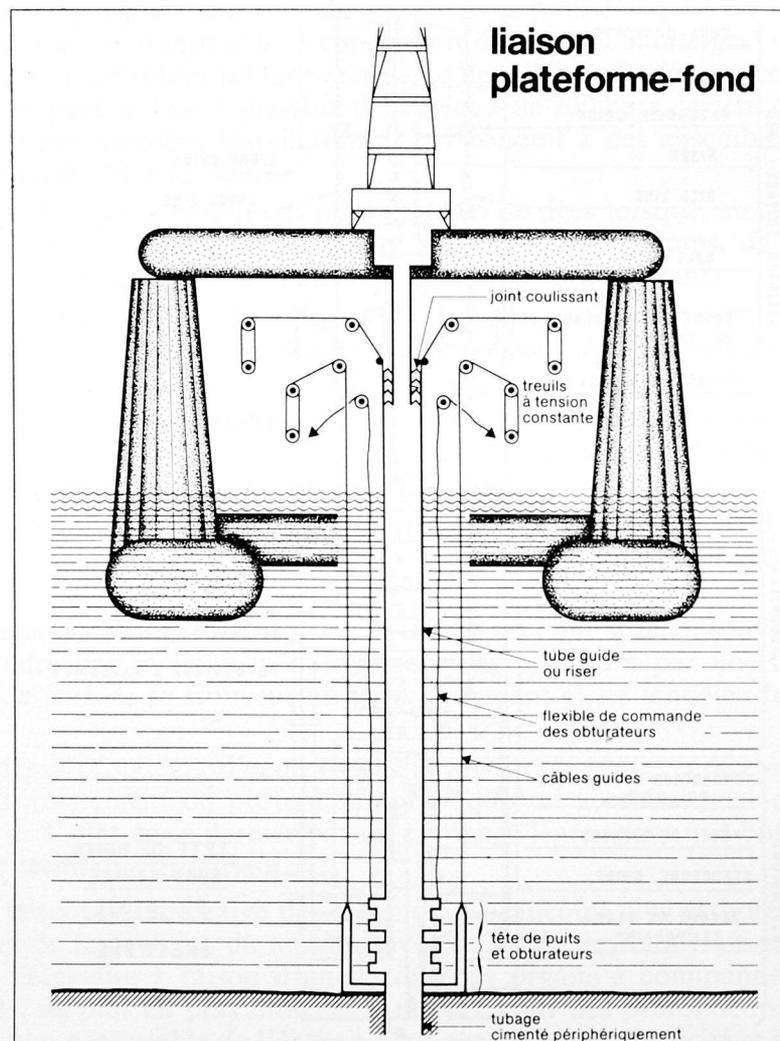


FIG. 1. — Liaison fond-surface entre un bloc d'obturation de puits immergé et une plate-forme semi-submersible.

1.2.1. Causes possibles de nuisance et de pollution (tableau II)

Moyens de prévention

Ces causes sont de deux sortes :

- . Accidentelles
- . Occasionnelles ou opérationnelles

1.2.1.1. Parmi les premières de ces causes ce sont essentiellement les *éruptions* qui sont les plus redoutées. Les nuisances et pollutions résultant d'une éruption varient en fonction des circonstances dans lesquelles se produit l'incident et de la nature de l'effluent du puits : gaz naturel seul, pétrole avec peu de gaz, pétrole avec beaucoup de gaz...

S'il s'agit de gaz naturel, il brûle généralement sans délai, soit par auto-ignition, soit par mise en ignition volontaire, la pollution est très réduite et circonscrite.

Pour le pétrole, l'émission est progressive à raison de quelques dizaines, deux ou trois centaines de m³ au plus, par jour. Ce pétrole peut, aussi, être mis en ignition si besoin est, ce qui limite la pollution.

L'inconvénient essentiel peut être la présence sur l'eau d'une nappe de pétrole, avec le risque qu'elle arrive jusqu'à la côte. Des moyens existent pour mettre obstacle à ce cheminement.

La prévention contre les éruptions est l'objet d'une attention et d'efforts considérables dont les points essentiels sont :

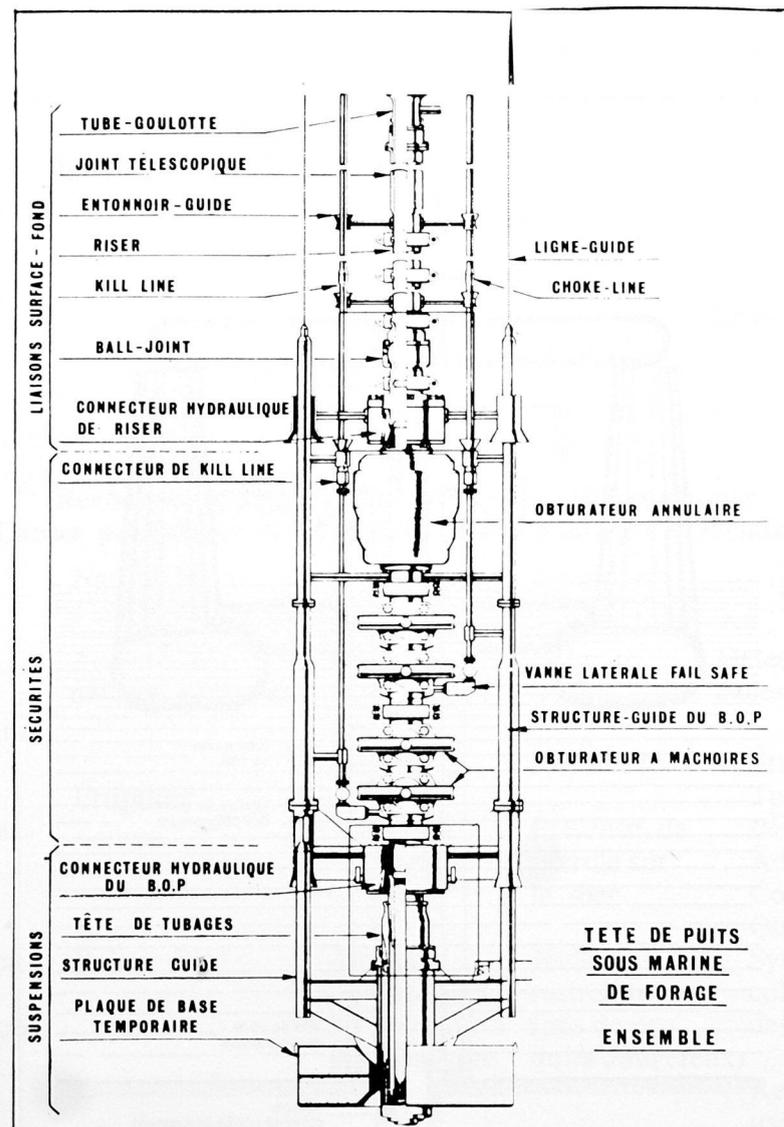


FIG. 2. — Bloc d'obturation de puits immergé.

- L'acquisition d'une très *bonne connaissance du sol sous-marin* et de la partie supérieure du sous-sol correspondant, par la bathymétrie, la microsismique, par la géotechnique à l'aide d'échantillons et de carottages.

- L'élaboration d'un *programme de forage* précis adapté aux conditions particulières du site, comportant un très *sérieux programme de tubage* et de cimentation de ces tubages. Contrôle de l'étanchéité de ces dernières avec injections complémentaires si cela est nécessaire.

Pour une même profondeur et dans les mêmes conditions géologiques, un forage en mer comporte deux ou trois tubages supplémentaires, comparativement au forage terrestre correspondant, ce qui peut accroître le coût de 10 à 15 p. 100.

- La possibilité de *fermer instantanément le puits à tout moment*. Ceci par la disposition d'un *Bloc d'Obturation de Puits* (B.O.P.) aux nombreuses possibilités et dûment éprouvé (figure 2).

Pour les supports de forage prenant appui sur le fond, le B.O.P. est en général semblable et dans une position analogue à ce qu'il en serait à terre. Pour les supports flottants, le B.O.P. forme un ensemble plus important encore, assemblé dans une charpente métallique, ancré dans le sol sous-marin par le premier tubage.

Ces B.O.P. immergés comprennent, en général, deux obturateurs doubles à mâchoires, sortes de très puissantes vannes permettant de fermer sur les différents diamètres des éléments composant le train de sonde. L'un d'entre eux permet même de couper instantanément les tiges de forage en assurant une fermeture totale étanche. Au-dessus des précédents, se trouve un obturateur annulaire ou obturateur universel. Dans ce dernier type, un modèle récent est doté d'un circuit de commande à pression compensée. Ceci permet d'améliorer la tenue du dispositif souple d'obturation. Ce dernier est d'une part, soumis au frottement des tiges de forage, provoqué par le pilonnement du support flottant et, d'autre part, doit résister au frottement des tiges pour leur introduction dans le puits lorsqu'il est sous pression (Stripping). Les deux principes essentiels participant à la conception des B.O.P. immergés sont, pour le premier, la redondance par doublement de toutes les fermetures. Le deuxième principe est celui de la résistance à des pressions de plus en plus élevées. Une « pression de service » de 700 bars devient courante. Elle est en voie d'atteindre 1 000 bars pour certaines installations. Ceci conduit à des ensembles pesant 100/210 tonnes et plus, avec des hauteurs de 10 à 12 mètres.

Ils sont capables de supporter le poids total du train de tiges lorsque, en cas d'urgence, une déconnexion rapide est nécessaire. Cela permet aussi, en cas de mauvais temps, de désolidariser le train de sonde de la table de rotation, quand le pilonnement devient trop important.

Lorsque le B.O.P. est ainsi solidaire du sol sous-marin, une liaison entre lui et le support flottant est indispensable. Il s'agit en fait plus exactement de liaisons car elles sont de deux sortes.

La première doit assurer la continuité entre le puits et l'installation de forage dans laquelle doit aboutir le fluide de forage à son retour du puits et avant d'y être renvoyé. C'est le rôle du *tube guide* ou *riser* en anglais. La deuxième sorte de liaison est relative aux télécommandes des organes du B.O.P.

Le tube guide est relié au B.O.P. par un dispositif connecteur-déconnecteur télécommandé. Le relâchement peut être fait en vue d'un arrêt de courte durée (tempête) ou pour un abandon temporaire du puits (saison défavorable). Pour ce cas, des obturateurs comportant un verrouillage des mâchoires ont été créés.

Au-dessus de ce connecteur-déconnecteur, se trouve un joint spécial, souvent sphérique, qui permet au tube guide de prendre une inclinaison de quelques degrés, évitant par une trop grande rigidité, une rupture éventuelle. A la surface se trouvent un joint coulissant et les tendeurs hydrauliques soutenant le tube-guide.

On fore dans des profondeurs d'eau progressivement croissantes, grâce à l'évolution des moyens techniques. Ainsi, l'accroissement de profondeur provoque un accroissement de poids du tube guide. On annule une partie de l'effet de ce dernier par un enrobage léger ayant une bonne flottabilité, ce qui ne pose pas un problème technique important.

Par contre, la télécommande exige des techniques beaucoup plus élaborées. A l'origine, pour des profondeurs de l'ordre de la centaine de mètres, un faisceau de flexibles transmettait, comme à terre, la pression hydraulique nécessaire à raison d'un flexible par organe à commander, ce qui constituait des faisceaux encombrants, de plus en plus difficiles à manier pour des profondeurs plus grandes. En outre, et surtout, une partie non négligeable de l'énergie était absorbée par élasticité et inertie, ce qui provoquait des retards dans les commandes au fond.

Des blocs de télécommandes ont été créés. Ils agissent comme distributeurs en dirigeant vers la fonction choisie l'énergie hydraulique transmise par le fluide moteur depuis la surface à l'aide d'un seul flexible ou même à partir de l'énergie en réserve dans une batterie de tubes sous pression se trouvant au fond. La direction choisie l'est à l'aide d'un flexible multicircuits, ce qui permet de disposer de nombreuses commandes outre celles des obturateurs.

Mais on va déjà au-delà de ce dispositif. Afin de réduire encore le temps de transmission, des systèmes électrohydrauliques, et des systèmes acoustiques ont été créés. Ils sont, en principe, utilisables et permettent de programmer des séquences d'abandon d'une durée de 60 à 80 secondes. Un poste de commande avec tableau, qui est doublé, montre la position actuelle de chacun des éléments télécommandés.

Il est encore d'autres points qui ont leur importance :

- *L'adaptation constante et rigoureuse des propriétés du fluide de forage* — en particulier la densité — aux conditions successives du puits pendant sa progression. Les densités et les débits du fluide de forage à l'entrée et à la sortie du puits sont mesurés d'une façon continue. Les écarts doivent être immédiatement interprétés.

- *Un contrôle continu* de ce fluide quant à sa *teneur en hydrocarbures* (chromatographie) avec un dispositif d'alarme. Ceci fait partie d'un ensemble plus important de toutes les mesures qu'il est possible de faire relativement aux couches rocheuses traversées ainsi qu'aux fluides qu'elles contiennent, mesures continues traduites par les diagraphies instantanées. Cela peut permettre de détecter la présence de couches se trouvant sous des pressions anormalement élevées.

BLOC D'OBTURATION DE PUIIS

OPERATION DE MAINTIEN DE LA
MAITRISE DU PUIIS EN CAS
D'ERUPTION POTENTIELLE

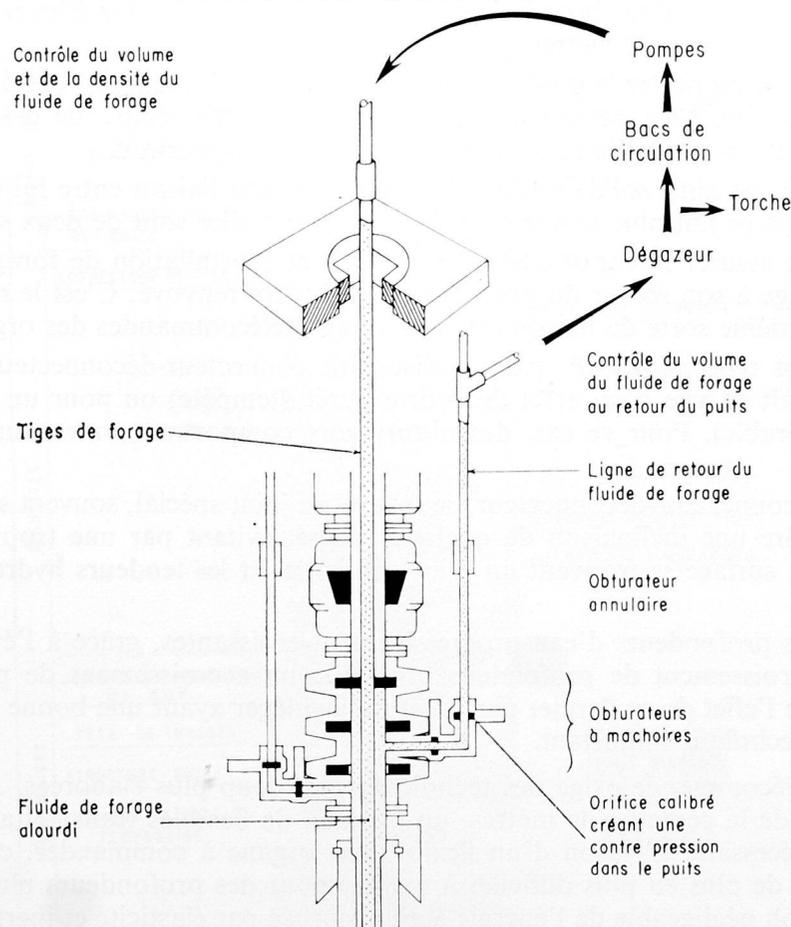


FIG. 3. — Opération de maintien de la maîtrise du puits en cas d'éruption potentielle.

● Enfin, quelle que soit la qualité des matériels et des méthodes utilisés, l'élément fondamental est, et reste, la *qualité des hommes* chargés de les mettre en œuvre. C'est la raison pour laquelle le personnel travaillant sur de telles installations est hautement qualifié. Ceci est obtenu par un effort considérable de *formation et de perfectionnement*. Il existe une formation théorique et une formation pratique sur des puits-écoles dans lesquels la genèse des éruptions est reconstituée à l'aide de gaz sous pression élevée. Cette formation est aussi faite par le moyen de simulateurs, comme pour les élèves-pilotes d'avions. Les bons réflexes sont ainsi créés puis entretenus chez le personnel.

Un puits apparemment dangereux peut être obturé par de la baryte et du ciment avant d'être abandonné. Tout puits, même stérile, est cimenté avant d'être abandonné.

Si les conséquences relatives tant au point de vue financier qu'à celui de l'environnement justifient à elles seules les mesures prises contre l'éventualité des éruptions, il est à cela une raison plus importante encore : la vie des hommes, qui peut être en jeu.

La figure 3 montre comment est gardée la maîtrise d'un puits présentant une éruption potentielle.

Cette manière d'agir, objet d'un souci constant de perfectionnement, a montré son efficacité et fait ses preuves.

Dans les zones marines des États-Unis, 15 400 puits ont été forés de 1948 jusqu'à 1972 (exclu), plusieurs milliers sont en production. Pendant ces 23 années, moins de 30 éruptions se sont produites, dont moins de 10 ont pu être classées comme incident majeur. Or, aux États-Unis, un incident majeur correspond à un déversement de 350 tonnes de pétrole. Sur les 10 incidents indiqués, seuls 3 ont été des causes importantes de pollution et un seul a provoqué une sérieuse pollution des plages, celui du détroit de Santa Barbara (Californie) en 1969.

A la fin de 1972, 200 puits dont 90 d'exploration avaient été forés dans l'Adriatique, sans incident notable.

En 3 années, 1971, 1972 et 1973, 4 000 puits forés en mer dans le monde n'ont donné lieu qu'à 6 éruptions. Encore s'agissait-il principalement d'éruptions de gaz naturel provenant de couches peu profondes. Sur ces 6 incidents, 3 se sont produits à partir de navires de forage, 1 à partir d'une plate-forme semi-submersible, 2 à partir d'installations fixes.

A la fin de 1974, plus de 500 puits d'exploration et plus de 100 puits d'exploitation avaient été forés en mer du Nord, sans éruption. Certains de ces puits ont été forés dans des zones au nord des Shetlands où le creux de la houle peut approcher 30 mètres, avec un vent dont la vitesse est de 200 km/heure.

Comme autre cause de *pollution accidentelle*, on peut mentionner presque pour mémoire les déversements lors d'opérations d'*avitaillement* des installations en combustible. Ceci est rappelé presque pour mémoire, car les volumes des déversements possibles sont très faibles. Les installations récentes ont une grande autonomie, ce qui réduit le nombre des opérations d'avitaillement. En outre, les conduites et flexibles utilisés comportent sectionnements et dispositifs de sécurité.

1.2.1.2. Causes occasionnelles ou opérationnelles de pollution dans le forage d'exploration - Prévention.

Ces causes sont inhérentes aux plates-formes comme installations industrielles et hôtelières d'une part, à l'exécution du forage d'autre part.

Les installations actuelles sont conçues de telle sorte que les égouttures, les eaux de lavage des ponts, du plancher du derrick, de certains ballasts, les eaux pluviales sont *collectées et décantées avant rejet*.

Les huiles de vidange des moteurs et les huiles usées des circuits hydrauliques sont recueillies dans des fûts et *ramenées à terre*. Les pièces usées diverses, câbles hors d'usage, matières plastiques *sont transportés à terre*.

Les eaux usées provenant de la partie hôtelière sont décantées et traitées. Les déchets de cuisines sont traités par broyeurs, ou par broyeurs-compacteurs, rarement par incinérateurs.

Les rejets se font par tubes plongeurs, sous le niveau de la mer.

Pour le forage normal de terrains exempts d'hydrocarbures, le fluide de forage est constitué essentiellement d'une suspension colloïdale d'argile (bentonite) dans l'eau. Lorsque l'eau de base est salée, la sépiolite, silicate naturel de magnésie, est utilisée. Les propriétés du fluide de forage qui doivent être adaptées aux circonstances successives du forage sont obtenues par l'intervention, en quantités faibles,

de certains produits : alginates de soude, fucus, amidon, celluloses, chaux, soude, mica, cellophane, fibre de bois et un alourdisant, le sulfate naturel de baryum ou baryte. Parmi les produits qui sont polluants, on peut mentionner les lignosulfonates utilisés pour les puits très profonds; en pratique ils ne sont pas utilisés en mer.

Les fluides de forage ainsi composés ne sont pas polluants et leur coût fait qu'il n'est procédé à des rejets que lorsque cela est indispensable. Il ne s'agit alors que de volumes de l'ordre de 100 m³, provoquant une coloration momentanée de l'eau. Dans certaines circonstances, le fluide de forage est à base de pétrole brut ou de distillats. Ces fluides sont très coûteux, leur usage comporte des inconvénients. Ils ne sont pas utilisés à la mer, encore qu'il existe des installations spéciales qui permettraient d'y avoir recours. Un produit de remplacement non huileux est utilisé.

Le forage produit des *déblais*, roches désagrégées, marnes, calcaires, sables, grès... qui ne sont pas polluants. Un puits d'exploration atteignant 4 000 m, sous le sol marin, ce qui est encore rare, fournit 400 m³ environ de déblais, dont une partie se diffuse dans le milieu marin et le reste représente un cône qui n'a pas 20 mètres de diamètre. Enfin, lorsqu'un forage d'exploration rencontre une couche apparemment imprégnée d'hydrocarbures, il est procédé à un *essai de couche*, en cours de forage. Si l'effluent est formé d'hydrocarbures, il est brûlé. Des brûleurs spéciaux ont été mis au point dont sont munies les installations de forage d'exploration, ils permettent une combustion complète de l'effluent.

2. Exploitation

Chacune des phases de l'exploitation présente des risques qui lui sont inhérents. Ainsi, le risque d'éruption est plus grand lors des travaux d'entretien des puits que pendant le forage de ces derniers. Le risque de pollution chronique n'existe que dans la phase de l'exploitation proprement dite, lorsque la nécessité de rejeter de l'eau de gisement s'impose, ou dans le cas de réservoirs de stockage immergés.

Ainsi l'exploitation peut engendrer des causes de pollution *accidentelle, occasionnelle, chronique* (tableau III).

Tableau III
Recherche et exploitation des Hydrocarbures en mer
Causes potentielles de Nuisance et de Pollution - Prévention

	<u>Nature des causes</u>	<u>Nuisance</u>	<u>Pollution</u>	<u>Prévention</u>
2. Exploitation				
2.1. Causes accidentelles	Éruption en forage ou Éruption pendant l'entretien des puits	Incendie ou Émission de pétrole	Restreinte Présence de pétrole sur la mer	Séparation des fonctions Groupes de production <i>Sécurité autonome par tout ou rien (fail safe)</i> Systèmes de régulation d'asservissement et séquentiels
	Chargement des navires en mer	Fuites	Présence de pétrole sur la mer (faible quantité)	Dispositifs de protection sur systèmes de charge- ment et conduites
2.2. Causes occasionnelles ou opérationnelles	Rejets divers	<i>voir tableau n° 2</i>		
2.3. Causes de pollution chronique	Rejet des eaux de gisements (si injection impossible)		Introduction de quantités faibles d'hydrocarbu- res dans la mer	Deshuilage des eaux par traitements physiques et physico-chimiques
2.4. Causes de nuisance esthétique	Plates-formes exploitation proches des côtes	Dépréciation du paysage		Sur les plateaux conti- nentaux français les limites de permis sont éloignées des côtes (les installations ne seront pas visibles)

2.1. Causes possibles de pollution accidentelle - Prévention

La cause majeure de pollution accidentelle est l'éruption soit pendant le forage, soit, surtout, pendant l'exploitation avec, au cours de cette dernière phase, un risque d'incendie accru.

Pendant le forage d'exploitation, le risque d'éruption est généralement moindre que pour le forage d'exploration. Les différentes assises rocheuses à traverser et les difficultés éventuelles de forage sont mieux connues. En fait, dans ce cas, les éruptions sont rares.

La prévention contre l'éruption pendant le *forage d'exploitation* est la même que pendant le forage d'exploration.

Pour l'exploitation, le B.O.P. est remplacé par une *tête de puits de production* : Arbre de Noël (Christmas Tree) en langage pétrolier.

Les dispositions préventives pour les puits productifs sont les suivantes :

- *Un programme de tubage* et de cimentations de ces tubages ajustés aux conditions locales avec contrôle de l'étanchéité des cimentations.

- *Les têtes de puits* sont d'un type usuel. Cependant, ainsi qu'il en est à terre pour les puits à grande profondeur, certaines vannes sont doublées.

- *En aval de la tête de puits* se trouve une *vanne automatique de sécurité* par « tout ou rien » (fail safe). Des installations mobiles permettent de procéder *in situ* à l'épreuve et au réglage de ces vannes.

- *Le tubing*, conduit intérieur au puits amenant la production du fond à la surface, porte une *vanne de sécurité*, soit télécommandée depuis la surface, elle se trouve alors à quelques dizaines de mètres sous le niveau du sol sous-marin, soit assujettie à une variation de débit, elle se trouve alors à un millier de mètres de profondeur.

Un peu au-dessus des couches productives, le tubing porte un dispositif appelé *packer de production* qui crée une obturation annulaire entre le tubing et la paroi interne du tubage. Il sert aussi à ancrer le tubing.

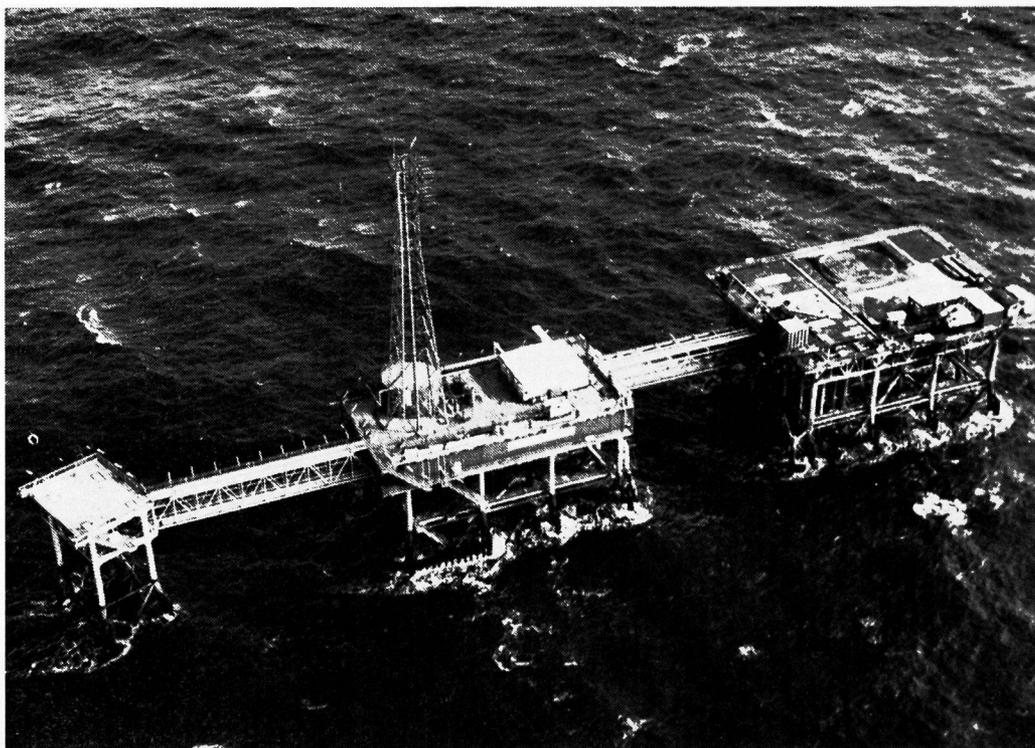


FIG. 4. — Un centre de production sur un gisement de gaz naturel de la partie méridionale de la mer du Nord.

A droite la plate-forme supportant les bêtes de puits, au milieu la plate-forme des installations d'exploitation. La tour de 45 mètres (66 mètres au-dessus du niveau de la mer) est le support des antennes de télécommunications avec la base située à terre.

A gauche la plate-forme annexe, supportant le départ de la conduite de transport du gaz vers la terre et qui reçoit la production d'un autre centre de production.

● Au-dessus du packer l'espace annulaire tubing-tubage est plein d'un *fluide colloïdal spécial* dont la densité et la stabilité sont les caractéristiques. En présence d'un incident le packer peut être désancré et le fluide en question exerce immédiatement une pression hydrostatique équilibrant celle des couches productives.

● Vers le fond du puits est placée quelquefois une *vanne de sécurité fond* (Storm Choke) assujettie à une variation de débit. Ce genre de vanne est moins utilisé depuis l'apparition des vannes placées plus haut sur le tubing, celles qui sont mentionnées ci-dessus.

Lorsque des *travaux d'entretien* sont nécessaires dans les puits, la tête de production est remplacée par un B.O.P. après que la pression des couches productives ait été contrebalancée par la pression hydrostatique du fluide de l'espace annulaire. Un volume suffisant de ce fluide aura été préalablement approvisionné sur la plate-forme. C'est ce que l'on appelle *tuer le puits*. La conduite de tels travaux est confiée à un personnel hautement qualifié.

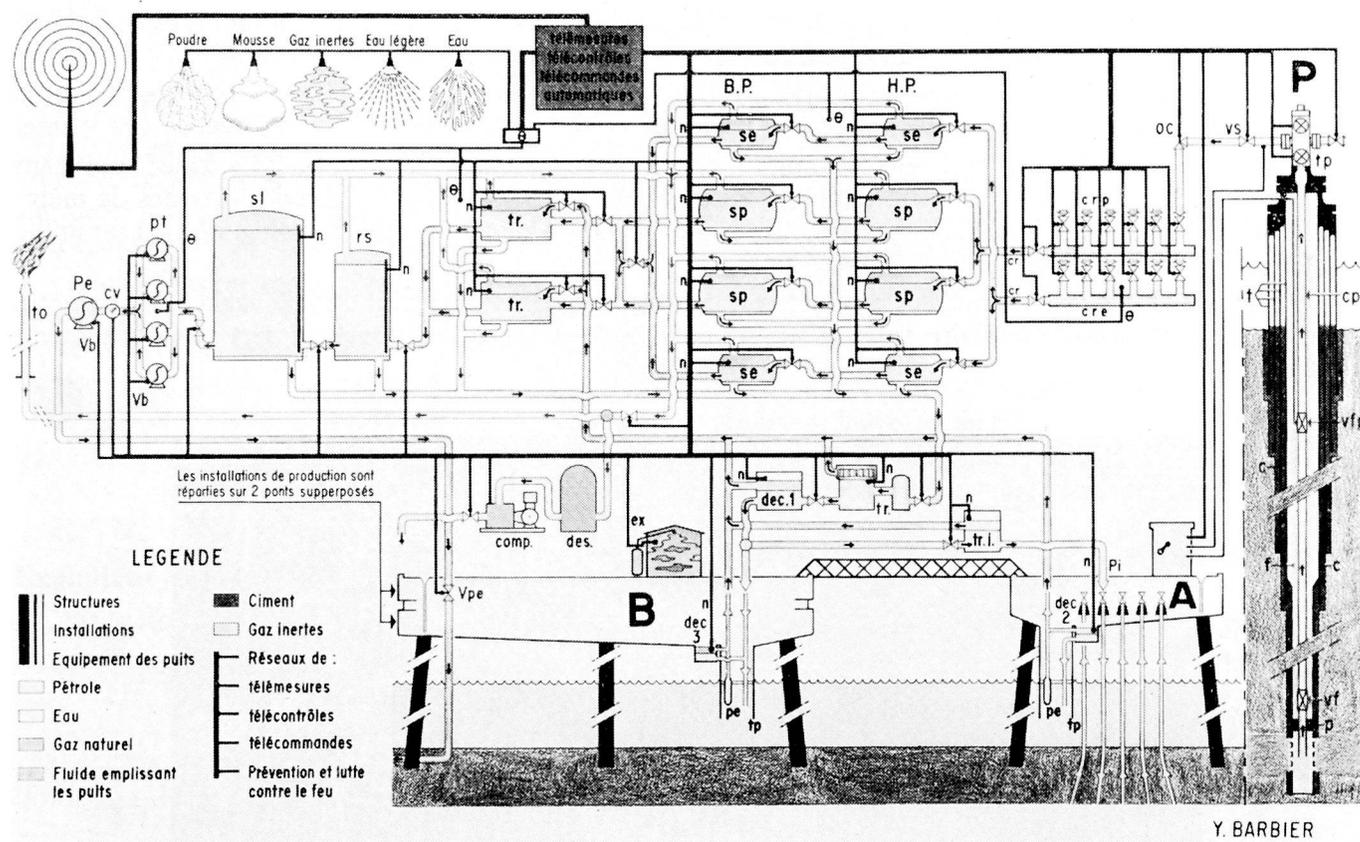


FIG. 5. — Sécurité et protection de l'environnement sur les installations d'exploitation des hydrocarbures en mer

P - UN Puits DE PRODUCTION

t en mer le nombre des tubages de protection est plus important qu'à terre

c ces tubages sont cimentés dans le sous-sol

cp conduit de production (tubing)

vfp vanne de sécurité faible profondeur sur tubing - elle est automatique et assujettie à un circuit sous pression. Elle est équipée aussi d'une commande manuelle.

vf vanne de sécurité automatique de fond sur tubing, assujettie à une variation du débit du puits.

p packer de production obturant le puits au-dessus des couches productives.

f suspension colloïdale stabilisée dont la densité permet d'exercer par relâchement du packer une pression hydrostatique supérieure à la pression des couches pétrolifères.

tp tête de puits avec ses différentes vannes

vs vanne de sécurité de surface assujettie à un système de pression, elle est automatique mais peut être commandée manuellement.

oc orifice calibré de régulation de la production du puits

A-B - GROUPE DE PRODUCTION

D'une façon générale, pour des raisons de sécurité les têtes de puits et les installations de production sont placées respectivement sur deux plates-formes différentes, distantes de quelques dizaines de mètres.

Les plates-formes A et B sont reliées par une passerelle.

- A - *La plate-forme A* comporte essentiellement les têtes de puits et le collecteur-répartiteur (manifold) qui recueille les productions individuelles des puits et les dirige vers les circuits appropriés de la plate-forme B.
- cr collecteur-répartiteur de production *crp* et d'essai des puits *cre*.
- B - *La plate-forme B* supporte les installations de production situées entre les puits et le départ de la conduite de transport.
- sp séparateur de production haute et basse pression (déshydratation et dégazage du pétrole)
- se séparateurs d'essai haute et basse pression
- tr les traiteurs d'émulsion (complément de déshydratation et rupture des émulsions)
- rs réservoir de stabilisation du pétrole
- sl stockage du pétrole prêt à la livraison
- pt pompes de transferts
- cv compteur volumétrique de la production livrée
- Pe pompe d'expédition en tête de la conduite de transport
- vpe vanne de sécurité de tête de conduite d'expédition vers un stockage principal ou un pipeline
- tp tubes plongeurs de rejet des eaux dans le milieu marin
- pe pompes d'évacuation de l'huile recueillie dans ces tubes
- θ détecteurs de température, chaleur ou fumée
- ex détecteurs explosimétriques
- vb détecteur de vibrations
- n capteurs de niveaux
- vanne motorisée

Collecte et traitement des eaux

Les eaux associées au pétrole, quand il y en a, sont collectées à la sortie des séparateurs, traiteurs, réservoirs..., elles sont dirigées vers :

- tr station de deshuilage (flottateur à l'air ou au gaz par exemple et décanteur dec1). Le pétrole extrait est refoulé vers les traiteurs ou vers le réservoir de stabilisation, l'eau est propre au rejet, elle est jointe aux eaux pluviales, aux eaux de lavage entraînant des égouttures, qui ne peuvent s'écouler à la mer car elles sont retenues par un rebord général bordant les plates-formes. Ces dernières comportent un faux plancher général (en tôle) collectant ces eaux qui sont dirigées sur un décanteur dec2) dec3).

L'ensemble des eaux en provenance de la production et des plates-formes, après traitement et décantation, sont prêtes au rejet, en accord avec la réglementation. Ce rejet se fait par des tubes plongeurs de grand diamètre (75 à 80 cm) dans lesquels si besoin est une ultime décantation peut encore avoir lieu. Les faibles fractions huileuses éventuellement recueillies sont extraites automatiquement par des pompes disposées à cet effet.

- pi Au lieu du rejet à la mer, lorsque les conditions s'y prêtent l'eau provenant des séparateurs est renvoyée dans la nappe aquifère du gisement par injection, après traitement.

Collecte du gaz

Le gaz naturel associé au pétrole, quand il y en a, est collecté ne serait-ce que par mesure de sécurité; il peut être utilisé pour actionner des groupes électrogènes mus par turbines à gaz.

Tant qu'il n'y a pas de possibilité d'expédition il est dirigé vers une torche et brûlé.

S'il peut être expédié par conduite, il est comprimé (comp.) et déshydraté (desh.) avant expédition.

Sécurité

Les séparateurs, traiteurs, réservoirs, unité de traitement... sont tous munis de détecteurs de niveau qui permettent l'arrêt automatique des opérations partiellement ou totalement dès qu'une anomalie se produit. Des commandes manuelles se trouvent aussi en différents points des plates-formes permettant ces mêmes arrêts.

Lutte contre le feu et contre les explosions.

En différents points des plates-formes se trouvent des détecteurs de température θ (fusibles par exemple, détecteur de chaleur, de fumées...). Ces derniers, lorsque le maximum admissible est atteint en un point, déclenchent en fonction de la position sur la plate-forme : un arrosage à l'eau, ou à l'eau légère, une production de mousse, une pulvérisation de poudre.

L'action d'un gaz inerte est mise en œuvre pour les espaces clos dans lesquels des mélanges gazeux explosifs peuvent se produire. Un explosimètre déclenche une décharge de l'un de ces gaz.

Contrôle et télécommandes centralisés.

Sur un ensemble de tableaux sont connus à chaque instant :

- la position de toutes les vannes ou au moins de toutes les vannes essentielles à la sécurité, avec un système d'alarme
- les niveaux dans les différents organes de production
- la situation des pompes
- les quantités produites...
- les quantités livrées...

Un ordinateur situé soit à terre, soit à bord permet d'automatiser par programmes la plupart des opérations de production. Cela permet aussi de mettre en œuvre des dispositifs de sécurité dits séquentiels, par contraste avec ceux qui sont autonomes.

Dans le dispositif séquentiel un phénomène donné provoque l'arrêt de un, deux ou plusieurs puits successivement, par exemple, entraînant l'arrêt des installations en aval correspondantes, jusqu'à l'arrêt total de toute l'installation qui peut être obtenu en un temps très court.

Pour des raisons de sécurité, et plus particulièrement pour *réduire le risque d'incendie*, une solution souvent adoptée est de *constituer des groupes de production* comportant, au moins, deux plates-formes et un support de torche. L'une de celles-ci supporte les têtes de puits et les organes de collecte de la production à ce niveau, tandis que sur la seconde plate-forme se trouvent les installations d'exploitation et d'évacuation de la production. En fonction des circonstances locales : éloignement de la côte, nature et importance du gisement, autres gisements dans le voisinage, ces centres de production peuvent être plus ou moins complexes : il peut y avoir *plusieurs plates-formes puits*, afin d'assurer le meilleur drainage du gisement. Si l'éloignement est grand, des quartiers d'habitations peuvent être nécessaires au moins pour la phase du forage et de la mise en production. Le principe reste toujours le même, *séparer les fonctions* : les puits, des installations d'exploitation afin qu'une intervention dans l'un d'entre ceux-ci ne nécessite pas l'arrêt de celles-là, pour réduire les risques de feu (figure 4). C'est pour la même raison que les quartiers d'habitation sont séparés de l'exploitation.

Certaines plates-formes cependant rassemblent toutes les fonctions en trois ponts superposés. C'est le cas de plates-formes récentes, ou en construction, pour des exploitations de la mer du Nord. Dans ce cas les dispositifs de détection du feu et de lutte contre l'incendie doivent être renforcés.

Le personnel présent sur les plates-formes est en nombre de plus en plus réduit pendant la phase d'exploitation proprement dite. Dans certains cas il est même supprimé. Les opérations normales de production sont programmées dans le temps et dans l'espace. Elles sont télécommandées par ordinateur. Cette automatisation a nécessité la création d'appareillages de régulation, d'asservissement et séquentiels. *L'ensemble de ces dispositifs fonctionne suivant le principe de la sécurité autonome* (figure 5). Des situations anormales signalées par des capteurs de débit, de pression, de niveaux, de température, de chaleur, de fumée, d'explosimétrie... déclenchent automatiquement des fermetures de vannes, des déluges d'eau, des pulvérisations de poudre antifeu, des émissions de gaz inertes...

Aux États-Unis, une analyse de la valeur de tels systèmes a été confiée par l'un des principaux groupes pétroliers à une grande firme travaillant pour la N.A.S.A. La conclusion globale de l'étude est que la *redondance du système est correctement conçue* car elle comporte différentes mesures par différents détecteurs pour chaque anomalie majeure potentielle.

Ainsi a-t-il été prouvé que la couverture des plates-formes est bonne. De plus, la défaillance d'un détecteur, relai ou appareil compris dans le circuit, n'aurait pu être la cause d'un accident majeur.

Outre l'automatisation des opérations il existe en différents points des *commandes manuelles*.

Le système qui vient d'être décrit exige une grande *fiabilité des télécommunications*. Des dispositifs satisfaisants ont été mis au point et l'on a même recours maintenant aux transmissions dites troposphériques. Enfin, il va sans dire que l'implantation des plates-formes d'exploitation requiert plus de soins encore que celle des plates-formes d'exploration, quant à l'acquisition des *connaissances du sol* et du *sous-sol supérieur marins*.

Les autres causes de pollution accidentelle sont comme pour les plates-formes mobiles, de faibles *déversements* lors d'*avitaillements*, principalement pendant le forage. La prévention comporte les mêmes dispositions.

Une autre cause analogue, en exploitation, est, lorsque l'installation en comporte, le *déversement de pétrole brut* lors des chargements de navires, soit à partir d'une bouée de chargement soit à partir d'un stockage flottant. Des dispositifs semblables à ceux qui existent pour les combustibles liquides sont utilisés dans ces cas.

Enfin une cause de *pollution accidentelle* est celle qui aurait pour origine la *rupture d'une conduite*.

La *protection des conduites* contre les accidents requiert :

- . une étude extrêmement soignée du tracé,
- . un sectionnement très étudié, sur la longueur du tracé,
- . une protection efficace des tubes - enrobage - et une mise en place correcte,
- . un ensouillage suffisant, déterminé en fonction des conditions de sol et réalisé correctement,
- . un bon dispositif anticorrosion - protection cathodique,
- . de bonnes télécommunications.

2.2. Causes possibles de pollutions occasionnelles - Prévention

Ce sont les mêmes que celles qui sont décrites pour les plates-formes mobiles et la prévention est semblable. La propreté et la netteté des installations concourent, de plus, à la prévention contre le feu et les accidents corporels.

Rappelons qu'une bordure latérale complète arrête sur chaque pont les égouttures, eaux pluviales et eaux de lavages. Afin d'assurer une collecte complète, les ponts comportent un faux *plancher général* en tôle qui empêche tout écoulement vers la mer. Les eaux polluées sont décantées, traitées s'il le faut, et rejetées par un tube-plongeur de grand diamètre dans lequel les particules huileuses qui resteraient flottant à la surface de l'eau, sont reprises par une pompe et renvoyées au décanteur.

2.3. Causes possibles de pollution chronique - Prévention

Les causes essentielles possibles de pollution chronique sont le rejet éventuel des eaux de gisements et l'utilisation de réservoirs immergés ou flottants pour le pétrole brut.

La production de pétrole peut s'accompagner d'une certaine quantité d'eau. Cette dernière qui, au début de l'exploitation, est souvent nulle ou très faible, a tendance à croître avec le temps.

Lorsque les caractères physiques d'un gisement à exploiter permettent de le faire sans risques pour ce dernier, il peut être possible, souhaitable, ou même nécessaire, de renvoyer tout ou partie de cette eau par *injection* dans la zone aquifère d'où elle vient. C'est la meilleure prévention possible puisque cette eau ne va pas à la mer. Ce procédé peut être mis à profit le cas échéant pour les eaux de manœuvre des réservoirs flottants ou immergés, ainsi que pour les eaux de ballasts des navires transporteurs si le transport du pétrole ne se fait pas par conduite.

Sur les plates-formes de production, des séparateurs et des traiteurs permettent de séparer le pétrole et le gaz naturel de l'eau. Cette dernière, à la sortie, contient néanmoins encore de faibles quantités d'hydrocarbures qu'il faut éliminer jusqu'aux teneurs imposées par les règlements, si cette eau doit être rejetée dans le milieu marin.

Lorsque le traitement avant rejet s'impose, il peut se pratiquer sur les plates-formes d'exploitation si les quantités sont faibles. Pour des quantités importantes, la création de plates-formes supplémentaires, ou l'installation sur support flottant peut devenir nécessaire. Cependant, si la distance à la côte n'est pas très importante, il peut être moins coûteux de renvoyer l'eau à terre et de l'y traiter.

Le traitement des eaux de gisement est un problème de *deshuilage d'eaux minéralisées*. Les procédés connus sont adaptés aux circonstances. De nouvelles solutions sont l'objet de recherches. Elles devraient, pour l'efficacité nécessaire, aboutir à des installations moins encombrantes que les solutions en usage.

Les moyens dont on dispose actuellement sont : *des procédés physiques* et *des procédés physico-chimiques*.

Les premiers comportent essentiellement une *décantation simple* à l'aide de deshuileurs longitudinaux, deshuileurs à lames parallèles planes ou ondulées. Il est en outre fait appel soit à des centrifugeuses, soit à l'*action thermique* et à l'*action électrostatique*. Ces procédés sont utilisés soit seuls, soit en combinaison. Procédé physique aussi est l'*adsorption* par différents produits minéraux ou organiques; en pratique elle est peu utilisée.

Les procédés physico-chimiques comportent la *coagulation-floculation* et la *flottation par injection de gaz naturel ou d'air*. Ce dernier procédé semble avoir actuellement la faveur des exploitants. Le principe en est la formation de microbulles par pressuration et détente d'une solution enrichie en gaz naturel ou en air par dissolution sous une pression de 3 à 6 bars. L'eau enrichie en gaz ou en air dissous est renvoyée dans la partie médiane de la cuve de flottation qui contient l'eau à traiter. Le fluide gazeux se détend en fines bulles entraînant vers la surface les particules en suspension. La surface du liquide est balayée par des palettes rotatives évacuant les produits qui l'atteignent. L'eau traitée est en partie recyclée. Les résultats obtenus sont très satisfaisants, mais l'installation est importante.

3. Remarques finales

Les travaux de recherche et d'exploitation des hydrocarbures ne peuvent être entrepris en France sans les autorisations administratives nécessaires. Ils s'exécutent sous le contrôle attentif du Service des Mines.

La pollution engendrée par l'exploitation normale des hydrocarbures en mer est beaucoup plus faible qu'on ne l'imagine généralement. Ainsi, une évaluation des déversements d'hydrocarbures en mer, publiée en 1971 par « The Society of Naval Architects » aux U.S.A., concernant le monde entier, attribue à la production du pétrole une quantité annuelle, abaissée de 100 000 à 80 000 tonnes par une rectification récente, soit 1,5 p. 100 d'un total annuel de 4 870 000 tonnes. La pollution d'origine terrestre représente dans cette appréciation 51 p. 100 du total.

Une évaluation donnée au Congrès sur « La prévention et le contrôle des déversements d'hydrocarbures », tenu à Washington en 1973, attribue à la production des déversements annuels de 150 000 tonnes, soit 8 p. 100 d'un total de 1 900 000 tonnes par an. Ce dernier semble sous-estimer très largement les déversements d'origines continentales.

On peut évaluer raisonnablement à 5 p. 100 environ la part des activités de recherche et de production des hydrocarbures en mer dans l'ensemble de la pollution de cette dernière. Cette quantité est d'ailleurs très sensible car étant faible, il suffit d'une éruption pour que la quantité atteinte une année soit plus forte que la moyenne.

Il ressort bien de ces considérations que la recherche et l'exploitation des hydrocarbures en mer est de loin celle parmi les activités humaines qui pollue le moins la mer.

Des enquêtes et des études très sérieuses évaluent les émissions naturelles d'hydrocarbures à partir du fond des mer à 600 000 tonnes par an, et tous les points d'émission ne sont pas connus. Un des exemples les plus frappants est celui du détroit de Santa Barbara en Californie où les émissions naturelles à partir de plus de 50 points différents, et signalées depuis des siècles, s'élèvent à 2 600 tonnes environ par an et plus particulièrement dans la zone de Coal-Oil-Point où les émissions journalières sont de 7 à 10 tonnes.

*
* *

Discussion

M. Gatellier est amené à préciser que la pollution chronique provoquée par le rejet des eaux de gisement reste toujours faible : dans de nombreux cas, dès que les quantités d'eaux de gisement prennent de l'importance, elles sont réinjectées dans la formation, ne serait-ce que pour maintenir la pression du gisement ; mais, évidemment, ce n'est pas toujours possible.

A propos de l'implantation des forages au large, *M. Massin* rappelle la position du Ministère français de la Qualité de la Vie (Environnement) : pas de forages à moins de 12 milles des côtes pour plusieurs raisons, nuisances d'ordre esthétique, délais d'intervention trop courts en cas de sinistre majeur qui menacerait immédiatement le littoral. Il se pose la question de savoir si, pour les forages par fonds supérieurs à 200 mètres au-delà du plateau continental, les technologies actuelles assurent une sécurité suffisante ?

M. Barbier : nous n'avancons que pas à pas et aucune exploitation n'est envisageable si la sécurité n'est pas assurée. Aujourd'hui, nous pratiquons des forages d'exploration classiques par 300 ou 400 mètres de fond, mais, pour l'exploitation, nous n'atteignons qu'à peine les 200 mètres, c'est-à-dire que nous ne dépassons pas le plateau continental.

Par ailleurs, il faut distinguer le sinistre brutal provoqué par un navire qui déverse à la mer des milliers de tonnes d'un seul coup d'une éruption de puits en mer qui, pour les plus productifs d'entre eux, ne libèrent pas plus de 250 à 300 tonnes d'hydrocarbures par jour; encore une grande partie de ces hydrocarbures peut-elle être collectée par différents moyens.

M. Menage rappelle qu'une société qui demande l'autorisation d'ouvrir un forage sur le plateau continental français doit présenter en même temps un plan d'intervention en cas de pollution, coordonné avec les moyens dont disposent les administrations.

Que se passe-t-il, demande *M. Le Fauchoux*, en cas d'abandon d'un forage en cours? Le reprend-on par la suite? Et si non, est-on assuré qu'il ne risque pas de « repartir » seul un jour?

M. Barbier : nous cherchons d'abord à reprendre les opérations dès que les conditions le permettent.

En cas d'abandon définitif, nous procédons à une obturation au moyen de ciment alourdi par de la baryte, par exemple. Au demeurant, le *Pelican*, navire français de forage expérimental, qui s'est trouvé dans le cas d'avoir à abandonner un train de tiges, a toujours réussi à reprendre son forage par la suite.

Que représente le coût de la sécurité, interroge *M. La Prairie*? Ira-t-il en croissant avec les profondeurs d'exploitation?

Dans les zones sensibles, comme Santa Barbara, le coût des tubages supplémentaires est de l'ordre de 15 p. 100 par puits; c'est, d'une manière générale, ce que représentent les dépenses liées aux investissements nécessaires pour assurer la sécurité.

A cela s'ajoute le coût des études préliminaires; ainsi, pour la mise au point expérimentale d'un ensemble de production totalement immergé, un groupe pétrolier a consacré l'équivalent de 300 années, techniciens et 30 millions de dollars, uniquement au stade de la recherche.

Il est difficile d'apprécier aujourd'hui l'évolution de ces dépenses.

*
* *

État des connaissances sur les effets écologiques des hydrocarbures dans le milieu marin

par

C. GATELLIER

Institut français du Pétrole, Division Raffinage et Pétrochimie, Rueil Malmaison (France)

Parmi les pollutions marines provoquées par la production, le transport et la transformation de l'énergie, celle que peut provoquer un accident pétrolier est incontestablement la plus spectaculaire et chacun a en mémoire les images des désastres provoqués par l'arrivée sur les côtes des nappes d'hydrocarbures.

De nombreux congrès ont traité du problème et on trouvera dans les références bibliographiques le rappel des plus récents.

En mars 1973 celui de Washington, organisé conjointement par l'Institut Américain du Pétrole, l'Agence pour la Protection de l'Environnement et les Gardes-Côtes (USCG) a réuni près de 90 exposés scientifiques ou techniques sur les mesures préventives ou curatives contre la pollution des eaux et des sols par les produits pétroliers.

Déjà les auteurs avaient souligné les difficultés rencontrées pour évaluer objectivement la toxicité de substances peu solubles dans l'eau même si elles sont émulsionnables. Aussi, pour juger de la toxicité des hydrocarbures il fallait se reporter aux études faites sur des cas réels de pollution; ainsi l'accident de Santa Barbara (15 000 T de brut par suite de l'éruption d'un puits) avait permis à plusieurs équipes de l'Université de Californie d'observer et de mesurer les perturbations écologiques du milieu récepteur : elles étaient relativement faibles et très rarement irréversibles. Il faut pourtant se demander si le cas de la Côte Californienne n'est pas particulier dans la mesure où les fuites naturelles d'hydrocarbures, plus fréquentes ici qu'ailleurs, auraient provoqué une certaine adaptation des espèces. En effet, près de Coal Oil Point, 8 à 16 m³ de pétrole sont chaque jour introduits dans le Pacifique et le responsable en est un gisement sous-marin qu'une faille a ouvert et qui se vide lentement depuis une époque bien antérieure à la découverte de l'industrie du Pétrole. Cette source déverse en 28 ans une quantité d'huile égale à celle que fit en quelques jours le *Torrey Canyon* et on peut être sûr qu'un tel cas de fuite d'un réservoir naturel n'est pas unique.

Les résultats obtenus à Santa Barbara étaient en contradiction avec ceux du Wood's Hole Institute à West Falmouth, au large du Massachusetts dans le cas d'un déversement de 600 T de fuel N° 2. Au cours des premières heures et dans les jours qui suivirent, on observa la mort d'une grande variété d'organismes : pendant les semaines suivantes la zone des eaux polluées s'étendit et le phénomène le plus notable, au cours de ce deuxième stade, fut l'observation d'un délai de deux ans avant un début de recolonisation du milieu aquatique par des espèces animales et végétales.

On pouvait continuer à mettre en évidence les contradictions apparentes en lisant les rapports sur les effets d'un déversement de 3000 T d'une fraction pétrolière lourde, du Bunker C, en baie de San Francisco; on y observa une bonne récupération de l'écologie initiale et même une suractivation du phytoplancton.

L'étude critique de tous les documents disponibles nécessiterait le concours de plusieurs spécialistes aux formations scientifiques et techniques complémentaires : des biologistes, des physiciens, des chimistes, océanographes et pétroliers.

Le comportement des hydrocarbures

Hydrocarbure est un terme très général qui, pour le chimiste, désigne tous les corps organiques uniquement composés de carbone et d'hydrogène. Il distingue :

- les aliphatiques saturés ou paraffines,
- les aliphatiques éthyléniques ou oléfines,
- les aliphatiques acétyléniques,
- les cyclaniques ou cycloparaffines,
- les benzéniques ou monoaromatiques,
- les polyaromatiques à noyaux condensés,
- les terpènes.

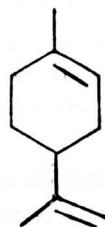
Tous ces hydrocarbures sont présents naturellement et de façon parfois très inattendue pour le profane, en de multiples formes de la matière vivante, dans les tissus organiques, les cellules des plantes et des animaux qui contribuent à subvenir à notre nourriture. Ils appartiennent à la partie insaponifiable de la classe des substances organiques grasses, les lipides, et se trouvent très intimement associés aux mécanismes de la vie.

Ainsi par exemple, l'une des principales fonctions des hydrocarbures paraffiniques est de protéger les feuilles contre l'humidité ou contre la chaleur : un cactus se dessècherait rapidement sans son cuticule; la pellicule cireuse des pétales de fleur en empêche la décomposition, par forte hygrométrie.

La quantité d'hydrocarbures présents dans la peau d'une pomme est considérable: 400 milligrammes pour six fruits, soit 400 ppm calculés par rapport au poids frais.

On sait depuis longtemps que les fruits et les légumes mûrissants, les bourgeons et les fleurs sont de véritables usines de production d'éthylène; des poires en produisent chaque jour environ 1 mg par kg de fruit. On rencontre aussi dans la nature de plus grosses molécules d'hydrocarbures éthyléniques comme le squalène formé dans les êtres vivants à partir de l'acide acétique. De formule brute $C_{30}H_{50}$, c'est un composant naturel des tissus humides au cours de la biosynthèse du cholestérol. Un de ses cousins chimiques, le β - carotène est responsable des belles couleurs, orange ou rouge, que présentent fleurs et fruits. Sa molécule comporte deux cycles hexagonaux qui en font un composé alicyclique.

Dans notre nourriture et nos boissons, les hydrocarbures alicycliques sont présents par toutes les épices et par des infusions aussi banales que le thé, la menthe ou la camomille. On y trouve des hydrocarbures terpéniques-monocycliques comme le limonène $C_{10}H_{16}$



mais aussi des hydrocarbures terpéniques à deux cycles comme les pinènes $C_{10}H_{16}$



(α)

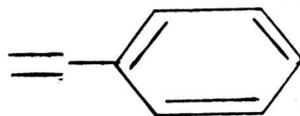


(β)

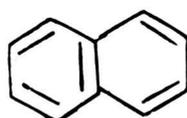
La démonstration de l'ubiquité des hydrocarbures a été mise en évidence de façon magistrale par H.W. GERARDE à la 65^e Conférence Annuelle des Food and Drug Officials. Il faut citer les hydrocarbures alicycliques présents dans les gouttelettes huileuses que l'on peut voir flotter à la surface d'un vermouth après y avoir pressé un zeste de citron :

octylène, dipentène, d-limonène, K-pinène, β -pinène, bisabolène, camphène, β -phellandrène, γ -terpinène, β -carotène, cadinène.

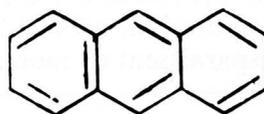
La mise en évidence des hydrocarbures aromatiques dans les produits naturels a fait l'objet de travaux moins nombreux. Pourtant la présence du styrène



est connue depuis longtemps dans le benjoin; la gomme douce n'est qu'un polystyrène naturel! Le café contient du naphthalène



et le bois de hêtre de l'anthracène



La biosynthèse de polyaromatiques (benzopyrène, benzanthracène et fluoranthène) a été démontrée d'une façon indiscutable par J. BORNEFF pour une chlorelle et par d'autres chercheurs dans le cas de plantes supérieures et aussi de bactéries anaérobies.

Pour revenir à l'océanographie, on dispose d'un travail français tout à fait intéressant, celui de Monsieur BARBIER et de ses collaborateurs qui ont isolé la fraction hydrocarbure d'extraits au chloroforme obtenus, à partir d'échantillons d'eaux de mer prélevés au large : si elle ne représente que 18 % en Méditerranée, elle atteint 55 % en océan Arctique dont on connaît la forte productivité planctonique. En prenant pour une valeur moyenne de 10 μ g/l, ce qui en fait correspond à la plus faible concentration observée par les auteurs, la quantité totale des hydrocarbures présents dans l'ensemble des mers du globe serait d'environ 1,3 10^{10} tonnes, chiffre à comparer avec une production annuelle de pétrole de 2,10⁹ tonnes.

Pour le législateur, le terme hydrocarbure englobe un ensemble de produits industriels de compositions différentes; ainsi aux termes des dispositions de l'article 1 de la Convention Internationale de 1954 pour la prévention de la pollution des mers on appelle hydrocarbures : le pétrole brut, le fuel-oil, l'huile diesel lourde et l'huile de graissage.

Les pétroles se rencontrent à l'état naturel dans des poches réservoirs généralement situées, à des profondeurs plus ou moins grandes, dans les anticlinaux de roches sédimentaires stratifiés. Du point de vue chimique, les pétroles sont des mélanges très complexes composés principalement d'hydrocarbures aliphatiques et d'hydrocarbures cyclaniques avec parfois des proportions notables d'hydrocarbures aromatiques. En outre, ils contiennent des composés oxygénés à caractère acide, dits acides naphthéniques, des composés sulfurés, des composés azotés et suivant l'origine, plus ou moins d'asphaltes, corps mal définis, solubles dans le benzène mais insolubles dans l'hexane ou l'heptane.

La composition des pétroles varie d'un gisement à l'autre et, dans un même gisement, parfois d'un puits à l'autre.

Leurs caractéristiques se situent en fait dans des fourchettes extrêmement larges (densité, point d'ébullition initiale, viscosité, point d'écoulement, etc...).

Certains pensent que la genèse des pétroles à partir de la matière organique incorporée dans les sédiments est constante et universelle. On connaît en effet des réservoirs formés depuis le pliocène (2 millions d'années) jusqu'au cambrien (600 millions d'années) bien que la plupart des gisements exploités datent de l'éocène moyen (50 millions d'années). Les hydrocarbures formés migrent depuis les roches mères et si les deux conditions nécessaires à l'obtention d'un réservoir ne se trouvent pas réunies, à savoir une roche poreuse et une couverture imperméable, ils remontent jusqu'à la surface du sol ou du fond marin. Signalons qu'au 17^e siècle on a exploité dans l'Hérault une source de pétrole, l'huile de Gabian, à laquelle on attribuait des propriétés thérapeutiques. Dans le cas d'un gisement sous-marin de Californie on a pu photographier des gouttellettes huileuses s'échappant du fond.

Les caractéristiques chimiques et physiques des produits dérivés des pétroles bruts par raffinage varient en fonction de la nature de ces derniers, ainsi que des traitements auxquels ils ont été soumis : distillation atmosphérique ou sous vide, déparaffinage au solvant, lavage à l'acide sulfurique, hydrogénation, craquage thermique ou catalytique, etc... Il faut bien noter que les spécifications portent essentiellement sur les densités, les viscosités et les limites d'ébullition et non pas sur des compositions chimiques qu'on serait d'ailleurs bien incapable de déterminer, si nombreux sont les constituants.

Certains produits pétroliers contiennent des additifs : on ajoute à l'essence du plomb tétraéthyle et aux huiles de graissage différents composés tensio actifs et aussi des molécules chimiques de synthèse pour augmenter leurs propriétés lubrifiantes.

C'est dire toute la différence de comportement entre un pétrole brut, chacune de ses fractions de distillation et les produits de la pétrochimie.

Des expériences britanniques ont permis de suivre l'évolution de pollutions volontaires : ainsi une décharge de 120 tonnes de pétrole brut (Iran) a été suivie en Atlantique Nord pendant plusieurs jours : la nappe s'étend très vite en prenant une forme ovale sous l'influence du vent et du courant et il est intéressant de noter l'importance de l'évaporation, près de 20 % en 100 minutes; tous les constituants d'un point d'ébullition inférieur à 215 °C disparaissent en moins de 24 heures, le phénomène étant asymptotique.

Les observations de J.W. FRANKENFELD sont plus originales : elles prouvent la grande rapidité des oxydations chimiques et photochimiques des hydrocarbures aromatiques qui se dissolvent dans l'eau à partir d'une nappe de pétrole.

Par ailleurs on sait, par les équilibres liquide-liquide, que la solubilité dans l'eau d'un produit pétrolier, fonction de sa nature chimique et de sa masse moléculaire, varie dans de notables proportions selon qu'il est seul ou en mélange avec d'autres hydrocarbures. En réalité, pour ce qui concerne la fraction résiduelle, après évaporation des légers, on ne peut pas raisonner en concentration, sa solubilité vraie étant inférieure à 10^{-7} M, mais on doit penser en aire interfaciale.

La chimie des fractions pétrolières est trop souvent mal connue des biologistes et des océanographes; pour pallier cette déficience il est raisonnable d'associer étroitement des centres de recherches pétroliers, privés ou nationaux, dont la compétence constitue un complément indispensable à la bonne réalisation d'un programme expérimental.

On ne devrait plus lire de comptes-rendus de bioessais réalisés avec des « solutions » obtenues par une agitation de la fraction pétrolière et de l'eau de mer, suivie d'une décantation... c'était ignorer l'existence de microémulsions stabilisées d'ailleurs par les produits d'oxydation des hydrocarbures.

Comment ne pas douter de l'affirmation d'un taux de mortalité de 70 % à 100 % pour des œufs et des alevins de hareng dans une eau contenant 5 ppm d'hydrocarbures dissous quand on lit que cette « concentration » était obtenue expérimentalement par le maintien d'un film de 10 ml d'huile par litre d'eau.

On ne devrait pas non plus voir réalisées les échelles de « concentration » par une technique de dilution, sauf en utilisant une fine dispersion, ultra sonique par exemple.

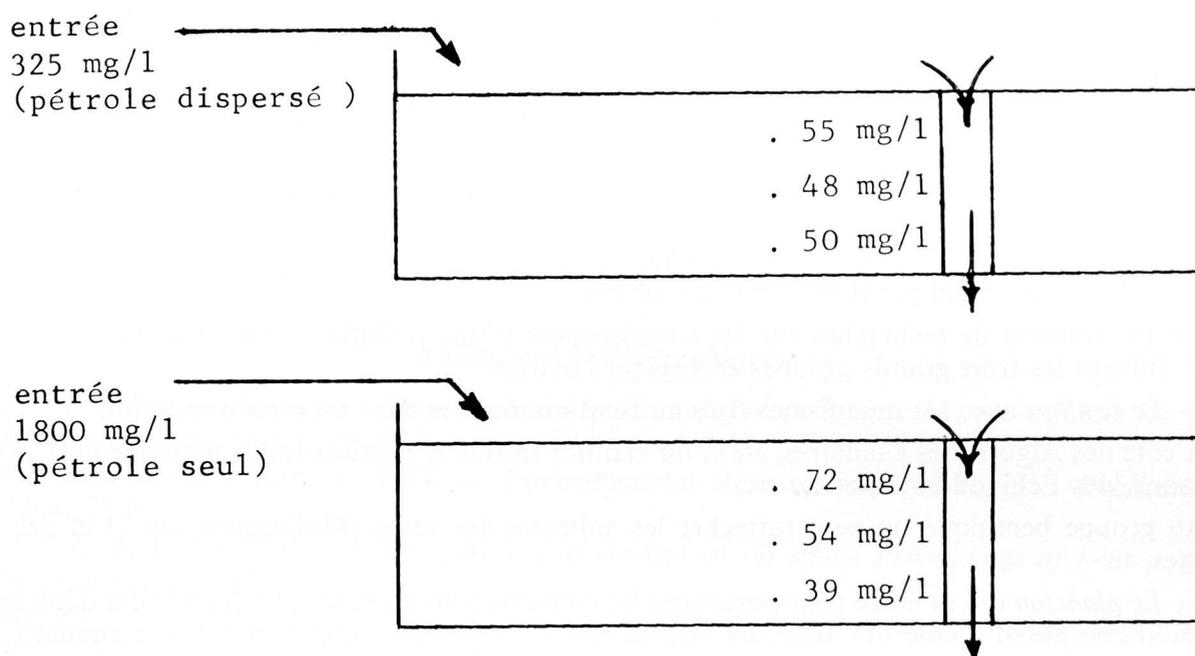
Que pourrait-on conclure de tous ces essais réalisés en aquarium sans dosage simultané des hydrocarbures au cours des expériences.

Des naturalistes étudient encore la réactivité des espèces qui leur sont familières, mais ne se placent pas dans une écologie dynamique.

Un exemple de cette situation a été fourni récemment par une communication d'un universitaire canadien dont le travail avait porté sur la toxicité du pétrole brut et de ses constituants vis-à-vis d'algues; il n'a prêté aucune attention à une éventuelle biodégradation des hydrocarbures par la flore bactérienne qui se développait dans des bacs expérimentaux; travaillant avec du naphthalène marqué au ^{14}C et retrouvant l'élément dans les cellules d'algue, il a conclu à la pénétration intracellulaire du naphthalène car il ignorait le métabolisme microbien des hydrocarbures aromatiques.

Une publication, toute récente, des laboratoires du BATELLE* doit servir de base à notre réflexion : les auteurs ont réalisé leurs essais en aquariums alimentés d'une façon continue en eau de mer polluée par des fractions pétrolières bien définies et ils en ont suivi les teneurs.

Les deux figures suivantes correspondent au cas d'un pétrole brut de Louisiane dispersé ou non par un agent chimique réputé non toxique par lui-même.



On observe l'énorme différence entre les quantités théoriques et les teneurs réelles.

Dans un tel système biphasé, tout peut intervenir et en particulier la nature de l'organisme marin soumis à l'expérimentation. Cependant il faut comparer les doses léthales suivant qu'on prend pour référence la teneur théorique ou la teneur vraie (mesurée par extraction du milieu au solvant et spectrométrie infra-rouge) : par exemple pour le carrelet, la dose léthale (96 heures) passe de 1400 ppm à 21 ppm et pour un autre poisson, vivant plus en surface, on passe de 840 ppm à 12 ppm.

A titre d'information, signalons également l'influence notable du temps de contact et de la nature de la fraction pétrolière. Pour un fuel N° 2, la DL_{96} vaut 550 ± 80 ppm mais la DL_{24} est supérieure à 9600 ppm. Pour un pétrole brut de Kuwait la différence est moins sensible : $DL_{96} = 1330 \pm 260$ ppm et $DL_{24} = 3900 \pm 700$ ppm. (cas d'un poisson).

Nécessité d'un programme de recherches pluridisciplinaires pour évaluer les conséquences d'une pollution de la mer par les hydrocarbures

Prévoir et prévenir les effets et les conséquences d'une pollution de la mer par les hydrocarbures est une préoccupation mondiale; l'acquisition d'informations sur le devenir des hydrocarbures dissous, dispersés ou en nappes dans le milieu marin fait dans de nombreux pays l'objet d'études parallèles; pourtant

* Effects of oil and chemically dispersed oil on selected marine biota - a laboratory study API Publication N° 4191 - november 1973.

l'absence d'une méthodologie précise, admise par la majorité des chercheurs conduit à porter une attention toute particulière à la définition des techniques de prélèvement et d'analyse, soit du matériel biologique, soit du milieu.

On a pu voir combien l'examen de la littérature scientifique fournit d'informations contradictoires sur lesquelles, trop souvent, faute d'une connaissance exacte des conditions expérimentales, il est même impossible de porter un jugement.

La notion de pollution de la mer par les hydrocarbures des pétroles bruts est liée à ses effets :

- essentiellement les dommages aux ressources biologiques, végétales ou animales,
- les risques, par effet cumulatif, pour la santé humaine,
- les perturbations ou les dommages causés aux activités maritimes, y compris la pêche,
- les modifications des qualités de l'eau de mer, préjudiciables à son utilisation industrielle ou urbaine (micro-polluants),
- la réduction des possibilités offertes dans le domaine des loisirs par le milieu marin côtier.

Il faut bien évidemment noter que le degré d'importance de ces atteintes au milieu naturel varie considérablement suivant la zone où intervient la pollution, par exemple, du simple fait que la productivité biologique n'est pas uniforme dans les océans. Comme cette productivité est généralement plus élevée dans certaines zones, telles les côtes et les estuaires, justement soumises à des pollutions chimiques très diverses : il conviendra de porter une attention particulière aux effets éventuellement synergiques entre polluants comme les détergents et les hydrocarbures.

La vie marine constitue un réseau de chaînes de nutrition très étroitement liées qui sont toutes fonctions de la nature chimique et physique du milieu.

Un programme de recherches sur les conséquences d'une pollution de la mer par le pétrole est subdivisé suivant les trois grands groupes écologiques marins :

— *Le benthos* avec ses organismes fixés au fond ou mobiles dans un espace restreint.

A côté des Algues, des Cnidaires, etc... du benthos sessile, le benthos vagile renferme des Crustacés, des Poissons, des Échinodermes, etc...

Au groupe benthique on peut rattacher les animaux des vases (Mollusques, etc...) et des micro-organismes.

— *Le plancton* qui se laisse transporter par les courants tout en pouvant effectuer des déplacements verticaux. Il comprend à côté des végétaux (algues unicellulaires ou non), de nombreux animaux parmi lesquels les œufs et les larves des espèces benthiques ou nectoniques.

C'est le groupe écologique dont l'importance est la plus vitale pour la conservation du milieu marin mais c'est aussi le plus complexe car les organismes qui le constituent ont des tailles qui s'échelonnent de quelques microns (Bactéries ou Flagellés) à quelques centimètres (Crustacés, Mollusques, Méduses).

— *Le necton* comprend les Poissons pélagiques, les Mammifères marins, des Crustacés, etc...) Il se déplace activement contre les courants et peut éventuellement fuir une pollution massive.

Les subdivisions des domaines pélagiques et benthiques sont fonction de facteurs physicochimiques et climatiques propres à chaque région. Elles doivent être précisées dans le cas de la Méditerranée occidentale. A titre d'exemple, on peut citer l'étage circalittoral des biocénoses benthiques où les formations coralligènes, caractéristiques, comprennent des algues encroûtantes formant environ 80 % de la masse calcaire totale dont la surface et les cavités sont peuplées par une très riche faune (Spongiaires, Polychètes etc...)

Thèmes d'un programme

Parmi les études prioritaires il faut retenir :

1 - L'inventaire des biocénoses caractéristiques de la Méditerranée occidentale (richesse des peuplements).

2 - La recherche des maillons trophiques les plus sensibles aux polluants (pétrole brut, hydrocarbures caractéristiques de chaque famille, produits de leurs dégradations chimiques ou microbiennes) en fonction de leurs états physicochimiques dans le milieu marin (solution homogène ou dispersion hétérogène avec une aire interfaciale caractéristique).

3 - La détermination de seuils des toxicités aiguës ou subléthales en évaluant soit des taux de mortalités soit des inhibitions métaboliques.

4 - La mise en évidence des relations entre les concentrations léthales ou subléthales avec les conditions climatiques (température, éclairage) ou physicochimiques du milieu (éléments nutritifs, rapport C/N).

5 - L'étude du transfert du polluant dans un tractus digestif ou par une chaîne trophique avec une surveillance de son comportement physicochimique (persistance).

6 - La recherche des déviations de métabolismes ou plus simplement des modifications de la qualité alimentaire des produits marins comestibles.

A la lecture des publications scientifiques les plus récentes, il semble bien que deux problèmes fondamentaux font obstacle à la mesure des effets d'une pollution sur les biocénoses marines: d'une part l'ignorance d'un grand nombre d'organismes et de leurs relations mutuelles, d'autre part le manque d'informations sur les différences quantitatives et qualitatives entre les communautés polluées et non polluées.

Un inventaire des ressources biologiques de la Méditerranée occidentale est un point obligatoire d'un programme de recherche.

Il est donc souhaitable d'assurer une coordination générale de l'ensemble du programme par une seule direction scientifique assistée pour chaque projet d'un chef d'unité, lui-même relié à un coordinateur, par exemple, pour le phytoplancton, pour le zooplancton, pour le benthos, etc...

Il faut espérer que ces journées d'études donneront aux organismes scientifiques responsables du milieu marin une meilleure idée des efforts à fournir.

Références bibliographiques

- AHEARN (D.G.) & Coll., 1, 1972. — *Thermicrobial degradation of oil pollutants*. 322 p. — Center for Wetland Resources, Louisiana State University-publication L.S.U. - S.G. 7301.
- AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 1974. — Environmental Research Annual report. *Publication API 4206*, 71 p.
- A.P.I., E.P.A. & USCG, 1973. — Prevention and control of oil spills. *Proceedings of joint conference*, Washington DC, 834 p.
- CANONNE (P.), 1974. — *La pollution de la mer par les hydrocarbures. Enquête documentaire*, 142 p. EPSHOM Laboratoire de Chimie Océanographique.
- CARTHY (J.D.) & Coll., 1968. — *The biological effects of oil pollution on littoral communities*, 198 p. Field Studies Council.
- COWELL (E.B.), 1971. — *The ecological effects of oil pollution on littoral communities*, 250 p. Institute of Petroleum.
- HEPPLE (P.), 1967. — *The joint problems of the oil and water industries*, 159 p. Institute of Petroleum.
- HEPPLE (P.), 1968. — *Pollution prevention*, 223 p. Institute of Petroleum.
- HEPPLE (P.), 1970. — *Water pollution by oil*, 400 p. Institute of Petroleum.
- HOULT (D.P.), 1969. — *Oil on the sea*, 114 p. Plenum press.
- I.M.C.O., 1973. — *The environmental and financial consequences of oil pollution from ships*, 3 [The biological effects of oil pollution of the oceans].
- MACKIN (J.G.), 1973. — *A review of significant papers on effects of oil spills and oil field brine discharges on marine biotic communities* 87 p. — Texas A & M Research Foundation project 737.
- MALLET (L.), 1972. — *Pollutions des milieux vitaux par les hydrocarbures cancérigènes* 195 p. Maloine Editeur.
- NADEAU (R.J.) & Coll., 1972. — Biological effects of oil pollution - selected bibliography. *Rapport E.P.A. R2.72.055*.
- NELSON-SMITH (A.), 1972. — *Oil pollution and marine ecology* 260 p. Elek Science Ed.
- OFFICE OF WATER RESOURCES RESEARCH, 1973. — *Oil spillage*. A bibliography vol. 1 & 2, p. Rapport N.T.I.S. - reference PB 221-107 & 221-108.
- STRAUGHAN (D.), 1971. — *Biological and oceanographical survey of the Santa Barbara Channel oil spill*. I. Biology and Bacteriology 432 p. Sea Grant Publ. Los Angeles, Univ. South Calif.

Discussion

M. Stehle insiste sur l'intérêt des méthodes bactériologiques d'élimination des hydrocarbures et rappelle les expériences du commandant O'NEILL (U.S. Navy) sur les *Pseudomonas* dont il a identifié plus de cent variétés s'attaquant de manière spécifique à telle ou telle fraction d'hydrocarbure. **M. Serre** cite à ce propos un travail soviétique de la même nature de A.V. TSIBAN.

M. Barbier signale que les émissions naturelles d'hydrocarbures dans le milieu marin sont évaluées à 600 000 tonnes par an.

Sur question de **M. Duursma**, **M. Gatellier** rappelle que les origines des boules de goudron sur le littoral sont multiples : émissions naturelles, précisément, dégazage des tankers, rejet des huiles de vidange... etc.

En ce qui concerne les vitesses de bio-dégradation, on admet pour un pétrole brut non transformé par la pétrochimie, le chiffre de 10 mg par litre d'eau de mer et par jour, compte tenu de la pauvreté relative au milieu marin en phosphore et en azote et de la réoxygénation médiocre des couches d'eau profondes. Mais ces vitesses ne sont pas homogènes, selon les fractions et leur état de dispersion.

M. Maggi s'inquiète du fait que l'on rejette *chaque jour* mille tonnes de pétrole en Méditerranée. Quelles sont les conséquences?

Tout dépend de leur état au moment du rejet. Si ces hydrocarbures sont finement dispersés, ils seront certainement repris aussitôt dans le cycle biologique général. Sinon, ils risquent, effectivement, de se retrouver un jour sur les côtes : c'est pourquoi il faudrait imposer aux navires-citernes, une « dilacération » de leurs rejets, une mise en émulsion très fine.

Enfin, la question est posée par **M. Lapicque** de l'influence climatique d'un film continu d'hydrocarbures, qui réduirait l'évaporation. L'existence d'un tel film est assez peu vraisemblable, car, à la teneur de 10 microgrammes/litre, valeur actuellement trouvée sur l'ensemble des mers du globe, il n'y a pas possibilité de formation d'un film constant.

*
* *

Quelques observations sur la pollution verticale de la mer par les huiles minérales et les phénols dans l'Adriatique centrale et méridionale faites à l'automne 1971-1972

par

ZLATKO PAVLETIĆ, IGNAC MUNJKO, JOSIP JARDAS et IVAN MATONICKIN

Institut de Botanique de l'Université, Zagreb et Institut d'océanographie et de Pêche, Split (Yougoslavie)

La mer Adriatique fait apparaître une pollution progressive, mais il n'existe pas encore de données détaillées sur l'intensité qualitative et quantitative de cette pollution.

En fait, il n'existe pas de données sur les changements quantitatifs intervenant dans le temps. En raison de cette situation, on propose parfois des évaluations et des pronostics arbitraires sur le degré et la dynamique de la pollution dans les régions intéressant cette mer fermée.

Au cours de nos recherches sur la valorisation de la mer polluée dans le secteur yougoslave de l'Adriatique [PAVLETIĆ *et al.* 1969, 1971, 1972 et 1973] nous avons examiné — dans six stations de la partie centrale de l'Adriatique — la stratification verticale des huiles minérales et des phénols des fréquentes et persistantes pollutions dans l'eau de mer.

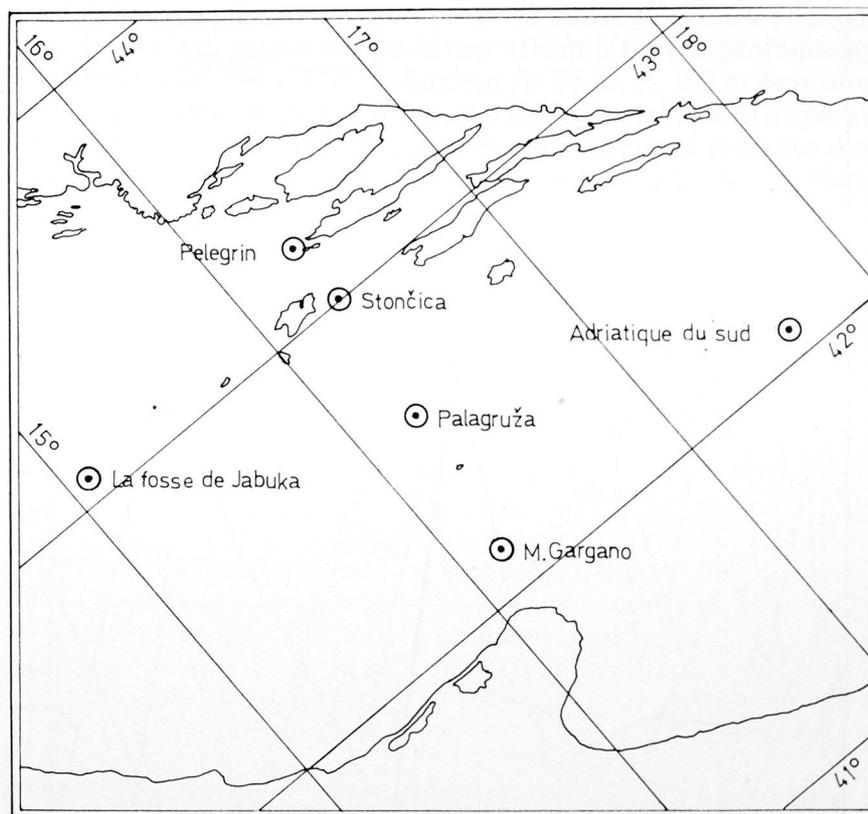


FIG. 1. — La région examinée et les stations

La position des stations (fig. 1) examinées est la suivante :

1. La Fosse de Jabuka	43°04' N	15°06' E
2. Monte Gargano	42°08' N	16°10' E
3. Adriatique Sud	42°05' N	17°37' E
4. Palagruža	42°36' N	16°16' E
5. Pelegrin	43°12' N	16°19' E
6. Stončica	43°00' N	16°12' E

Les travaux des recherches des stations mentionnées ci-dessus ont été effectués par le bâtiment *Bios* de l'Institut d'Océanographie et de Pêche de Split (1971-72).

Sur chaque station, nous avons prélevé des échantillons à diverses profondeurs. En règle générale, cette profondeur allait de 100 à 150 m à l'exception de deux stations (Adriatique sud et bassin de Jabuka) où la profondeur était de 200 m. Les échantillons furent prélevés sur dix niveaux, puis transportés à Zagreb pour analyse hydrochimique, le moyen de fixation étant le vitriol.

Pour effectuer l'analyse des phénols, nous avons appliqué la méthode de 4 - amino antipyrine, acceptée par l'Institution Yougoslave pour la standardisation (JUS MZ 1-144) Journal officiel de la RSF de Yougoslavie (« Sluzbeni list SRJ ») n° 49, 1974, et JUS H Z 1-151, Journal officiel de la RSF de Yougoslavie N° 33, 1972) tandis que pour la détermination des huiles minérales, nous avons appliqué la technique I.R.

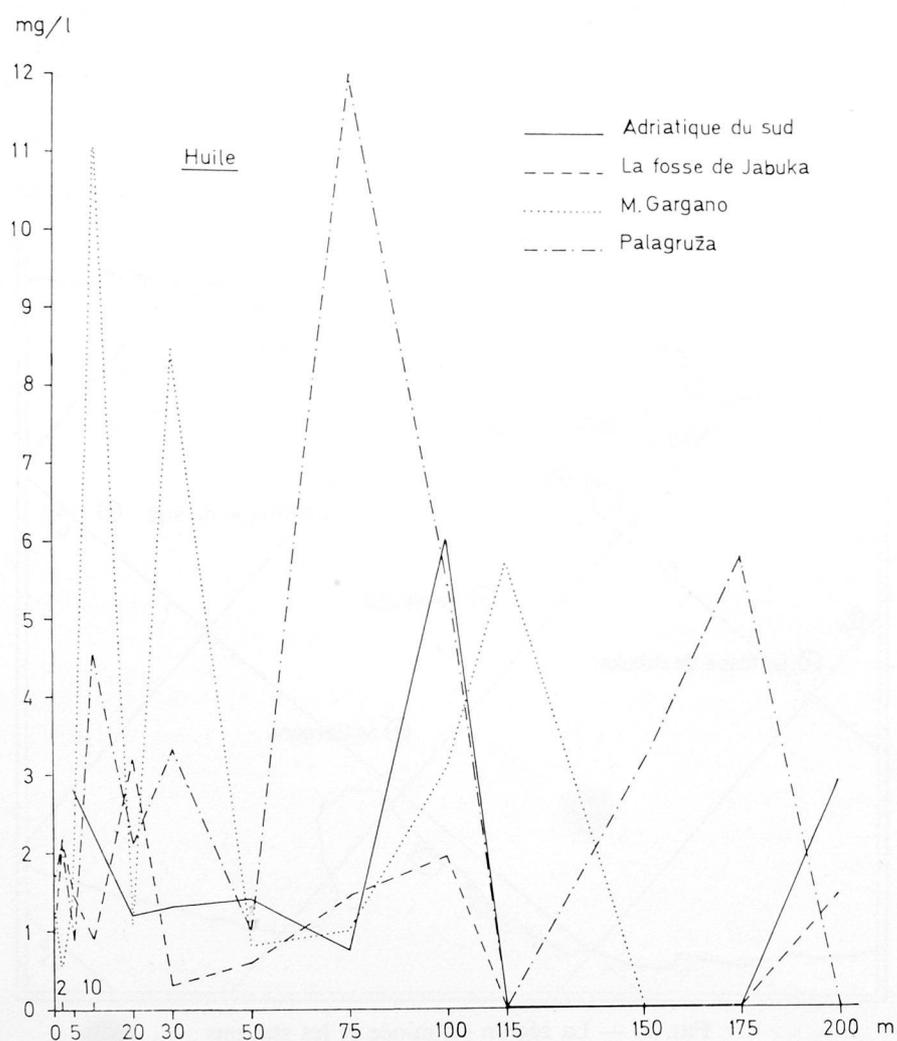


FIG. 2. — La distribution verticale des huiles minérales en mg/l dans les stations Adriatique du sud, Fosse de Jabuka, Monte Gargano et Palagruža

Les valeurs obtenues pour les huiles minérales et les phénols aux stations et niveaux particuliers sont présentées sur le tableau 1. La distribution verticale des matières examinées est présentée, pour les stations régulières, par une courbe de distribution. Les données pour l'Adriatique Sud, le bassin de Jabuka et l'île de Palagruža sont présentées dans les figures 2 et 3.

TABLE 1. — Les valeurs des huiles minérales (h.m.) et des phénols (ph.) en mg/l mesuré aux divers niveaux des stations examinées.

Profondeur en m	Adriatique		La fosse de Jabuka		Monte Gargano		Palagruža		Pelegrin		Stončica	
	h.m.	ph.	h.m.	ph.	h.m.	ph.	h.m.	ph.	h.m.	ph.	h.m.	ph.
0	—	—	0,91	0	1,40	9,03	1,38	0	4,23	4,0	2,7	6,5
2	—	—	2,14	0,005	0,55	0	2,19	0	—	—	—	—
5	2,78	0,004	1,46	0,003	1,56	0,003	0,91	0	2,39	1,0	1,2	2,4
10	—	—	0,87	0,004	10,98	0	4,47	0	0,82	0	0,8	1,0
20	1,20	0,003	3,19	0	1,13	0	2,13	0	0,23	0	0,4	0
30	1,28	0	0,30	0,006	8,45	0,007	3,28	0	0,21	0	0	0
50	1,49	0	0,60	0	0,78	0	0,99	0	0,18	0	0	0
75	0,76	0	1,46	0,008	1,05	0	12,1	0	1,23	6,0	0	0
100	6,00	0	1,93	0,006	3,12	0,004	5,42	0,075	—	—	0	0
115	—	—	—	—	5,37	0,003	—	—	—	—	—	—
150	—	—	—	—	—	—	3,13	0,008	—	—	—	—
175	—	—	—	—	—	—	5,76	0	—	—	—	—
200	2,89	0	1,44	0,006	—	—	—	—	—	—	—	—

La comparaison des courbes de distribution pour les huiles minérales démontre que leur quantité varie avec la profondeur. Dans l'Adriatique sud où la mer atteint 200 m de profondeur, la quantité d'huiles minérales diminue progressivement jusqu'à la profondeur de 75 m. A 100 m de profondeur, cette quantité augmente de nouveau et c'est à peine un peu plus bas que les huiles minérales disparaissent complètement. Cependant, à une profondeur de 200 m, on a pu constater de nouveau la présence d'une certaine quantité de ces huiles minérales. Des situations analogues dans une autre dépression profonde de l'Adriatique : la Fosse de Jabuka, ont pu être remarquées.

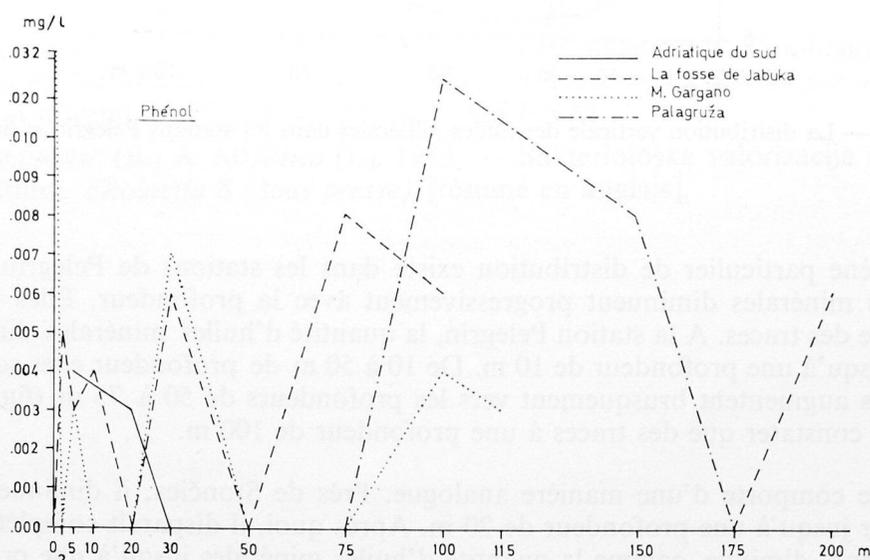


FIG. 3. — La distribution verticale des phénols en mg/l dans les stations de l'Adriatique sud, Fosse de Jabuka, Monte Gargano et Palagruža

A une profondeur de 100 m on note une certaine augmentation; dans les niveaux plus profonds, les huiles ont complètement disparu. Dans les deux autres stations (Monte Gargano et Pala Gruža), on peut remarquer de faibles oscillations en divers niveaux qui se manifestent par une apparition alternative des plus grandes ou des plus petites quantités d'huiles.

Au niveau des plus grandes profondeurs, elles apparaissent aussi en quantités importantes. Près de Monte Gargano, c'est à 115 m, tandis que près de l'île de Palagruza, c'est à 75 m que se manifeste ce phénomène.

En ce qui concerne les phénols, leur distribution verticale est différente aux diverses stations. Dans l'Atlantique sud, leur quantité diminue progressivement avec la profondeur. Après — 20 m de profondeur, ils disparaissent totalement. Dans le bassin de Jabuka, la quantité des phénols diminue et augmente alternativement jusqu'à une profondeur de 75 m. Ensuite, ils disparaissent, puis réapparaissent à une profondeur de 200 m. Il existe un phénomène analogue dans la station de Monte Gargano. La situation la plus intéressante a été observée près de l'île de Palagruža où l'on n'a pas constaté la présence de phénols aux niveaux superficiels. Ceux-ci apparaissent, en effet, très faiblement à une profondeur de 100 m.

A partir de ce niveau, ils disparaissent progressivement. A noter qu'à la profondeur de 150 m, ils sont encore présents dans de faibles proportions.

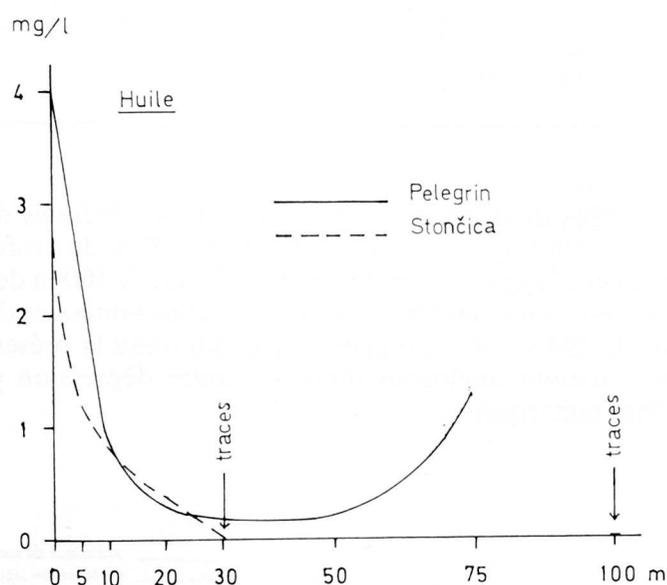


FIG. 4. — La distribution verticale des huiles minérales dans les stations Pelegrin et Stončica

Un phénomène particulier de distribution existe dans les stations de Pelegrin et de Stončica. A Stončica, les huiles minérales diminuent progressivement avec la profondeur. Elles disparaissent après 30 m ne laissant que des traces. A la station Pelegrin, la quantité d'huiles minérales diminue brusquement depuis la surface jusqu'à une profondeur de 10 m. De 10 à 50 m de profondeur elles sont en faibles quantités, tandis qu'elles augmentent brusquement vers les profondeurs de 50 à 75 m (fig. 4). Dans les deux stations, on n'a pu constater que des traces à une profondeur de 100 m.

Le phénol se comporte d'une manière analogue. Près de Stončica, il diminue, lui aussi, depuis la surface de la mer jusqu'à une profondeur de 20 m. Après quoi, il disparaît complètement. Cependant, à Pelegrin, si le phénol diminue, comme la quantité d'huiles minérales jusqu'à une profondeur de 10 m, par contre au-delà de cette zone, il disparaît complètement pour ne réapparaître qu'aux environs de 50 m, avec une brusque augmentation vers 75 m.

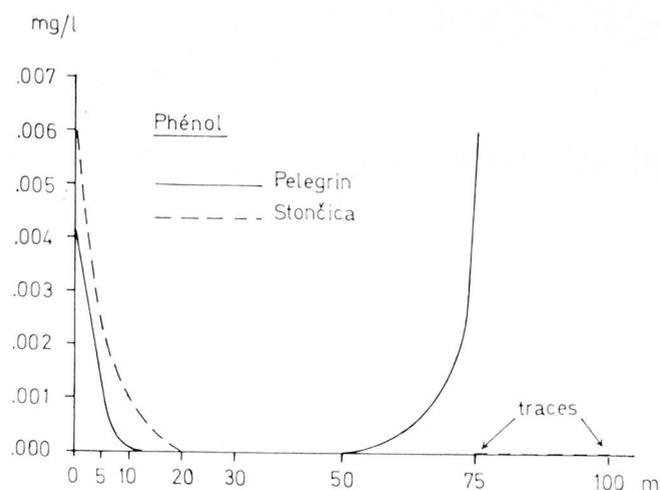


FIG. 5. — La distribution verticale des phénols dans les stations Pelegrin et Stončica

Si l'on se base sur les mesures effectuées pour ce qui concerne la distribution verticale des huiles minérales et des phénols dans les zones de profondeur maximale de l'Adriatique central et méridional, on peut conclure que ces matières ne se maintiennent pas seulement en surface, mais qu'elles descendent très profondément dans les eaux. En principe, elles se perdent complètement jusqu'à une certaine profondeur, mais réapparaissent dans les zones de grande profondeur. Il existe une irrégularité dans la distribution. On note une alternance de l'augmentation et de la diminution des quantités de matières selon les niveaux. Ces phénomènes sont identiques pour ce qui concerne les huiles minérales et les phénols. A noter, toutefois, que le phénol manifeste des différences de distribution verticale plus grandes que les huiles minérales.

Références bibliographiques

- PAVLETIĆ (Z.) & STILINOVIĆ (B.), 1969. — Preliminarna bakteriološka istraživanja u zalivu Valdibora u Rovinju. *Thalassia jugoslavica* **5**, pp. 251-255. [résumé en anglais].
- PAVLETIĆ (Z.) STILINOVIĆ (B.), 1971. — Ekoloska istraživanja cubakterija i aktinomiceta u vodenim iterestickim biotopima Hrvatske. *Mikrobiologija*, **8**, 1, pp. 77-84. [résumé en allemand].
- PAVLETIĆ (Z.), STILINOVIĆ (B.), CRC, (Z.) & MUNJKO (I.), 1972. — Zimski i ljetni aspekt heterotrofnih i koliformnih bakterija i neke ekološke karakteristike onečišćenog mora u području Riječkog zaliva. *Acta adriatica*, **14**, 5, pp. 1-15. [résumé anglais].
- PAVLETIĆ (Z.), STILINOVIĆ (B.) & MUNJKO (I.), 1972. — Une évaluation bactériologique des zones de mer très polluées en Adriatique moyenne yougoslave, in : *Journées d'Études sur les Pollutions marines* (Athènes, 3-4 novembre 1972) p. 47. Monaco, C.I.E.S.M.
- PAVLETIĆ (Z.), STILINOVIĆ (B.) & MUNJKO (I.), 1973. — Bakteriološka valorizacija onečišćenog mora u južnom Jadranu. *Ekologija* **8** (sous presse) [résumé en anglais].

La lutte contre la pollution des mers par les hydrocarbures

par

Jean-Claude MOURLON

Centre National pour l'Exploitation des Océans, Paris (France)

1 - La pollution par les hydrocarbures

Il n'est plus nécessaire de présenter longuement la pollution par les hydrocarbures et ses effets immédiats. Ces mots évoquent instantanément des images que l'on voudrait ne plus voir; des vagues lourdes, noires, visqueuses, qui, quelques heures après un échouage ou une collision de pétrolier déposent leur charge polluante sur les plages, des oiseaux englués qui s'enlisent et qui meurent, et puis moins grave, mais si fréquent, ce sable qui chaque été nous noircit généreusement les pieds et qui nous rappelle que même en l'absence d'accidents spectaculaires les rejets d'hydrocarbures sont quotidiens.

Après la collision au large du Havre, il y a quelques jours, entre les pétroliers *Merks* et *Chaumont*, et la pollution d'une centaine de kilomètres de plage par les 1700 tonnes de fuel échappées de la soute à combustible du *Merks*, on peut s'interroger, d'une part sur l'évolution des apports en hydrocarbures dans les océans, d'autre part sur les possibilités de lutter contre des déversements importants.

Pour tenter de répondre à ces questions, il est utile de préciser les différentes sources de pollution et d'en évaluer l'importance.

2 - Les sources de pollution par les hydrocarbures

Les accidents sont spectaculaires et peuvent avoir localement des conséquences graves, pourtant leur contribution à l'apport annuel d'hydrocarbures dans les océans est relativement faible.

On distingue essentiellement trois sources de pollution :

- les rejets provenant des navires, en mer et dans les ports;
- les rejets provenant de l'exploration et de l'exploitation du pétrole en mer;
- les rejets terrestres acheminés vers la mer par les fleuves, les émissaires côtiers et les retombées atmosphériques.

Dans tous les cas, deux causes sont à l'origine des déversements: les accidents et les contraintes ou les négligences opérationnelles qui conduisent à une pollution chronique.

En se gardant des évaluations extrêmes généralement subjectives ou passionnées, on peut retenir comme quantité minimum déversée en moyenne chaque année, la valeur de 2 à 3 millions de tonnes qui se répartissent à peu près également entre les sources marines et terrestres.

— *Rejets des navires :*

. accidents en mer	200 000 t
. rejets de cales et fuites diverses.....	50 000 t
. nettoyage des citernes de pétroliers	700 000 t
. déversements aux terminaux pétroliers	100 000 t

— *Rejets dus à l'exploitation pétrolière en mer* 150 000 t

— *Rejets dûs à l'activité industrielle sur terre :*

. raffinage pétrochimie.....	300 000 t
. résidus, huiles usées, etc	600 000 t
. apports atmosphériques	(300 000 t)

3 - Les moyens de lutte contre la pollution par les hydrocarbures

Lutter contre la pollution par les hydrocarbures, c'est d'une part diminuer volontairement les rejets opérationnels, d'autre part, être capable d'agir sur les déversements accidentels.

Trois types de moyens doivent être envisagés :

- a - les moyens préventifs et réglementaires;
- b - les moyens de contrôle;
- c - les techniques de lutte proprement dite.

3.1. Moyens préventifs et réglementaires

Les moyens réglementaires doivent avoir pour objectif d'une part de diminuer, voire de supprimer, la pollution délibérée et intentionnelle due au transport et à l'usage des hydrocarbures et de leurs dérivés, d'autre part, de réduire au minimum les déversements accidentels.

Pour les rejets d'origine terrestre, les eaux industrielles et les résidus huileux doivent être collectés et traités avant d'être rejetés. Par ailleurs, ces rejets doivent respecter des normes, tenant compte du milieu et de sa capacité d'absorption.

Pour les rejets en mer dûs aux navires et aux plateformes d'exploitation pétrolière, ceux-ci doivent être déchargés dans les ports, et, dans tous les cas, interdits à proximité des côtes et dans certaines zones vulnérables.

Quant aux déversements accidentels, notamment à partir des navires, une grande diversité de mesures doivent contribuer à diminuer ce type de pollution. Elles peuvent être classées dans les catégories suivantes :

a - *prévention des accidents susceptibles d'entraîner une pollution importante :*

- . règle de sécurité de la navigation
- . dispositifs de séparation du trafic
- . formation des équipages et veille
- . mise en place d'équipement et de navigation moderne
- . capacité de manœuvre des grands navires
- . normes de construction des pétroliers
- . sécurité des procédures d'exploitation

b - *réduction du risque de déversement :*

- . capacité de survie d'un pétrolier accidenté
- . limitation des dimensions des citernes
- . facilité de transfert des cargaisons dans les citernes non endommagées.

c - *réduction des dommages causés au milieu marin :*

- . mise au point de procédures de nettoyage obligatoires
- . octroi aux États de pouvoirs suffisants pour leur permettre de prendre les mesures nécessaires en vue de réduire ou d'éliminer les dommages résultant d'accidents potentiels
- . mise en place d'une procédure de réparation des dommages (responsabilité et indemnisation).

RÉGLEMENTATION ACTUELLE

La réglementation actuellement en vigueur sur le plan international est la convention de Londres de 1954 amendée en 1962. Ratifiée par 43 pays dont la France, elle s'applique aux pétroliers jaugeant plus de 150 tonneaux et aux autres navires de plus de 500 tonneaux. Elle prévoit notamment : que dans une zone de 50 milles des côtes, les rejets ne doivent pas contenir plus de 100 ppm d'hydrocarbure. En dehors de cette zone, les rejets sont libres.

En 1969, un amendement non encore en vigueur, a été élaboré, qui prévoit :

- le remplacement de la norme des 100 ppm par une interdiction de rejet supérieur à 60 litres d'hydrocarbures par mile parcouru;
- la limitation du rejet total de chaque navire au 1/15 000^e de sa cargaison;
- l'interdiction de tout rejet dans la zone des 50 miles, l'ancienne zone réglementée s'étendant donc au-delà de cette distance;
- la modification du registre des hydrocarbures pour faciliter la recherche des infractions.

Les difficultés d'application et de contrôle de ces règlements ont conduit l'OMCI à en reconsidérer l'esprit et à préparer en 1973 une nouvelle convention plus globale.

LA CONVENTION DE LONDRES DE 1973

En ce qui concerne les hydrocarbures, la convention de 1973 renforcera les règles de la convention de 1954 et ses amendements notamment sur les points suivants :

- interdiction totale de rejets dans les zones dites spéciales qui comprennent : la Méditerranée, la mer Baltique, la mer Noire, la mer Rouge et la « zone des Golfes »;
- le rejet total ne devra pas excéder 1/30 000^e de la cargaison pour les navires neufs;
- tout pétrolier neuf d'un tonnage supérieur à 70 000 tonnes sera équipé de ballasts séparés qui ne pourront pas recevoir d'hydrocarbures;
- un oléomètre automatique (boîte noire) enregistrera les teneurs et les circonstances de tout rejet;
- les ports, terminaux de chargement et ports de réparation seront équipés de stations de déballastage dans lesquels les eaux de ballast seront obligatoirement déversées lorsque les pétroliers auront effectué des voyages courts (inférieurs à 72 heures);
- les plateformes de forage seront assimilées à des navires de tonnage supérieurs à 400 tonnes et assujetties aux mêmes règles;
- les citernes latérales auront un volume limité de façon à ce qu'une déchirure de coque ne puisse conduire à un déversement supérieur à 30 000 tonnes.

L'application de ces règlements doit à terme réduire dans des proportions importantes les rejets opérationnels et accidentels.

3.2. Moyens de contrôle de la pollution

Les règlements n'ont de valeur que s'il existe des moyens pour les faire respecter. La convention de Londres de 1973 en prévoit un certain nombre au niveau de l'exploitation des navires (boîte noire, certificats de conformité, etc...). Mais le contrôle doit s'exercer également sur le milieu lui-même. Il s'agit en effet de détecter, d'identifier et de surveiller d'une part les pollueurs, d'autre part le devenir des polluants.

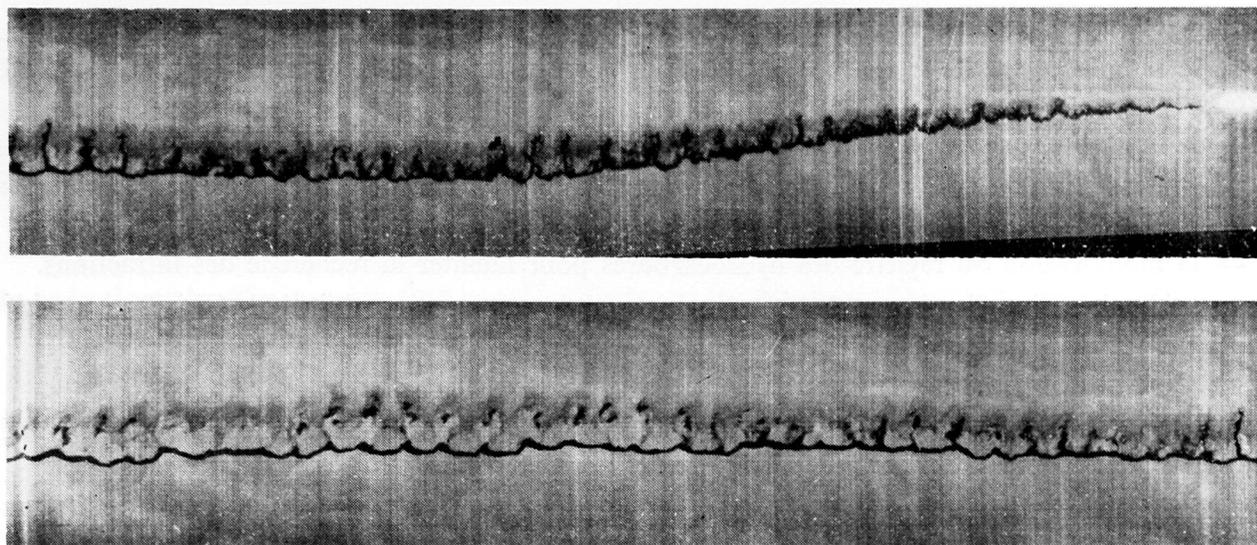
A ce titre, la France vient de se doter d'un Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin.

En outre, plusieurs pays s'orientent vers une surveillance aérienne systématique des zones de rejets et de trafic maritime. Dans ce but, des techniques de détection « tout temps » sont développées (de jour et de nuit, par mauvaise visibilité, et éventuellement au travers des nuages).

Une expérience de surveillance des rejets des navires s'est déroulée pendant une semaine au début du mois de septembre 1974 sur le rail emprunté par les pétroliers au large d'Ouessant.

Un avion équipé d'un détecteur infra-rouge patrouillant de jour et de nuit a retransmis à terre, en temps réel, les informations recueillies sous forme d'images de la zone survolée sur un écran de télévision.

Il a ainsi pu être constaté de très nombreux rejets importants et un degré de pollution considérable de la zone (cf. figure).



DATE : 31 Aout . HEURE : 15.29	ECLAIRAGE : Nuages 8 / 8	LEGENDE
ALTITUDE : 800 ft	ETAT DE LA MER : Calme	Détection IR Super Cyclope
CAP : 240°	VENT	Sillage du PETWORTH en
	VIT . 2 kt . DIRECT . 045°	cours de déversement

La même technique a été mise en œuvre à la suite de l'accident du pétrolier *Merks* et, dans des conditions météorologiques extrêmement défavorables, a permis de localiser les points de la côte qui allaient être touchés par la pollution, ainsi que des nappes résiduelles en mer.

La télédétection utilise également les techniques d'excitation de la fluorescence ultra-violette (laser), les micro-ondes passives et actives (radar), les caméras bas niveaux de lumière, etc...

Le caractère synoptique des informations recueillies sur de vastes zones en mer, ou sur le littoral, en font un outil majeur pour le contrôle des pollutions.

3.3. Les techniques d'intervention et de lutte

Toute réglementation, si sévère soit-elle, n'évitera jamais totalement les accidents. Lors du *Torrey Canyon*, la France et la plupart des autres nations ne disposaient d'aucun moyen d'intervention. Qu'en est-il aujourd'hui?

Avant de répondre à cette question, il n'est pas inutile de rappeler que le travail en mer n'est pas un travail de laboratoire où l'on peut maîtriser les conditions d'expérience. De plus, il n'y a pas de pollution type donc de techniques universelles pouvant s'adapter à tous les cas particuliers.

Ces hypothèses posées, il faut admettre la nécessité de développer un ensemble de moyens ayant inévitablement des limites d'utilisation. En d'autres termes, cela veut dire que, dans certains cas, on restera en partie désarmé devant les conditions, la nature ou la dimension des accidents.

Ce fut le cas lors de l'accident du pétrolier *Merks*. Quelques heures après l'accident, une tempête empêcha tout travail sérieux à bord des bateaux, les vagues de 3 mètres atteignirent très vite 8 à 10 mètres. La nature de l'hydrocarbure : fuel oil n° 2 quasi solide à la température ambiante l'eut rendu impossible à récupérer par pompage et réduisait considérablement l'effet des produits dispersants. Par ailleurs, ces derniers ne pouvaient être utilisés qu'en quantité faible en raison de la proximité de frayères et de l'activité de celles-ci au moment du sinistre. Dans de tels cas, il faut à tout prix éviter d'augmenter les conséquences nocives de la pollution.

Dans d'autres cas, les nombreuses techniques mises au point depuis 1967 permettent sans aucun doute de diminuer les dommages. Elles reposent sur un certain nombre de méthodes, notamment les suivantes :

- la dispersion des nappes au moyen d'agents chimiques réduisant la tension superficielle, et favorisant la biodégradation de fines gouttelettes d'hydrocarbures;
- la précipitation par absorbant;

- l'absorption ou agglomération par produits flottants;
- la rétention au moyen de barrages;
- la récupération par écrémage ou pompage;
- la combustion;
- le stockage dans des réservoirs flottants.

Dans le cadre du plan POLMAR, la Marine Marchande a sélectionné un certain nombre de techniques et a commencé à constituer des stocks de produits et de matériel.

En fonction de la nature et des conditions du sinistre, l'intervention se fera avec les techniques les mieux adaptées.

Conclusions

Sans être en mesure, à l'heure actuelle, de résoudre tous les cas, dont certains n'auront d'ailleurs probablement jamais de solution, il est possible de rester optimiste dans la mesure où l'on poursuit les efforts entrepris.

Si demain se reproduisait le *Torrey Canyon*, il est certain que son échelle dépasserait de beaucoup nos moyens, mais il est également certain que l'utilisation des techniques disponibles en réduirait considérablement les effets.

Intervention

M. Massin signale que le Ministère de la Qualité de la Vie (Environnement) envisage de répéter ces expériences de surveillance systématique plusieurs fois l'année prochaine, à des époques qui ne seront pas indiquées à l'avance.

*
* *

Le Cyclonet, appareil de ramassage des hydrocarbures à la surface de la mer

par

J. PICHON

Société Alsthom, Groupe technique des fluides, Grenoble (France)

Introduction

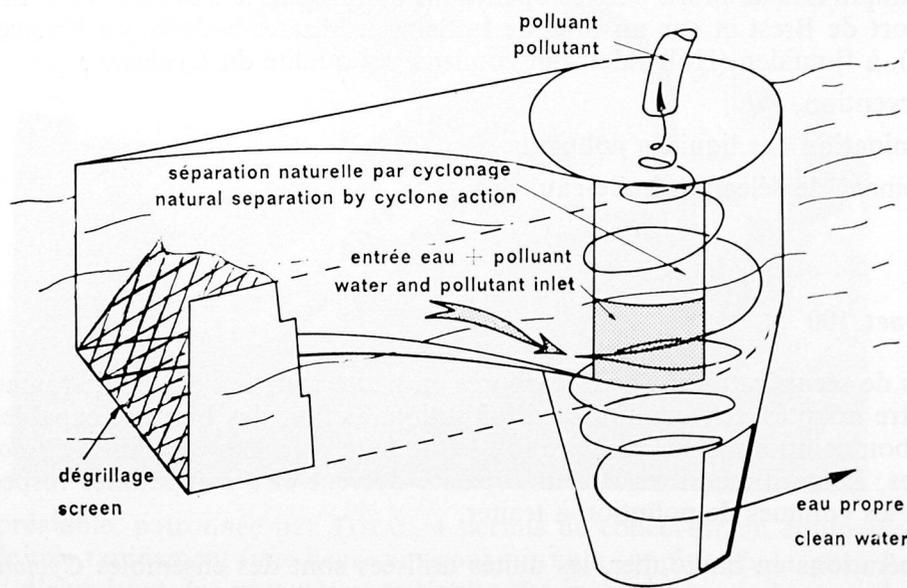
ALSTHOM - Groupe TECHNIQUES DES FLUIDES a mis au point un appareil de ramassage des liquides polluants à la surface de l'eau, le *Cyclonet*.

C'est un système auxiliaire qui peut être fixé de part et d'autre d'un bateau ou remorqué par celui-ci. Il est adaptable aisément à différents types d'embarcations.

Le principe de son fonctionnement, fondé sur celui de l'hydrocyclone, est le suivant : du fait de la seule vitesse d'avance du bateau, les hydrocarbures flottant à la surface de l'eau et une certaine quantité d'eau pénètrent dans le corps du récupérateur par une fente tangentielle située au-dessous de la surface libre. La disposition de cette fente d'entrée provoque une rotation à l'intérieur du *Cyclonet*. Ce cyclonage du mélange eau-polluant crée une séparation naturelle : les parties les plus légères (hydrocarbures) se rassemblent au centre de l'appareil et sont aspirées par un orifice situé à la partie supérieure du *Cyclonet*; l'eau épurée s'élimine naturellement par une fente tangentielle située dans la partie basse de l'appareil.

Le fonctionnement de ce récupérateur est donc lié à la vitesse d'avance du bateau. En fait, il suffit d'un mouvement relatif entre le liquide environnant et le *Cyclonet*. Ainsi, dans certains cas particuliers, le *Cyclonet* peut être placé fixe dans un courant naturel ou artificiel.

Enfin, à des dimensions d'appareils données correspondent des gammes de vitesses étendues, compatibles avec les possibilités des matériels.

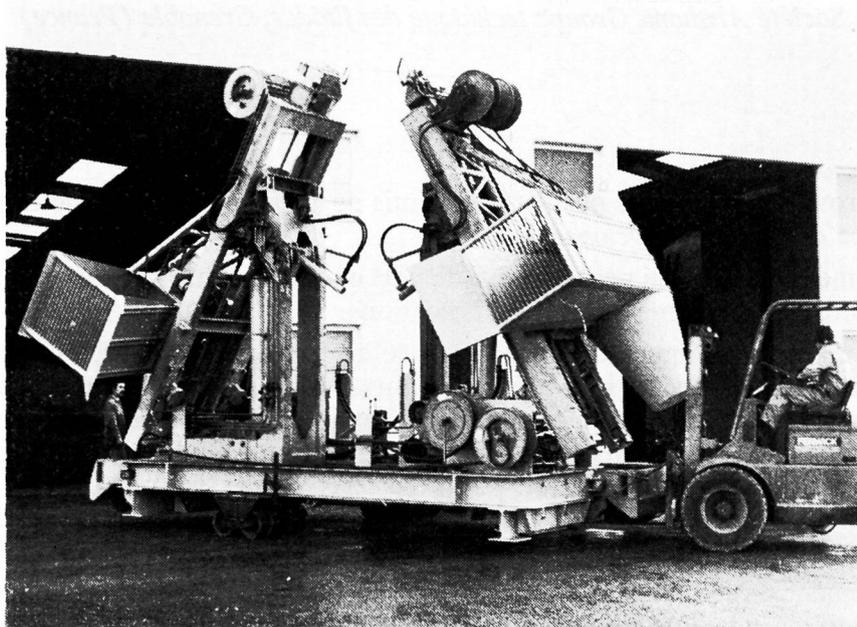


principe de fonctionnement

Développement du *Cyclonet*

Le *Cyclonet* a tout d'abord été mis au point en laboratoire, dans le cadre de contrats avec le Ministère des Transports, Secrétariat de la Marine Marchande Française.

Des essais, à petite échelle en canal, puis à plus grande échelle dans un bassin circulaire de 16 m de diamètre, ont permis de déterminer les formes définitives de l'appareil et de tester son rendement en présence de différents produits : huile de colza, pétroles bruts d'origines diverses.



L'ensemble *Cyclonet* 050

Un premier ensemble comprenant des appareils *Cyclonet* de 0,50 m de diamètre, a été monté sur un bateau pneumatique *Zodiac Mark V*. Des opérations de ramassage dans les ports du Havre, Bordeaux et Sète, dans le port de Brest et sur un bras de la Seine à Mantes-la-Jolie, en France, à Southampton (Grande-Bretagne), à Ijmuiden (Hollande), ont confirmé les qualités du *Cyclonet* :

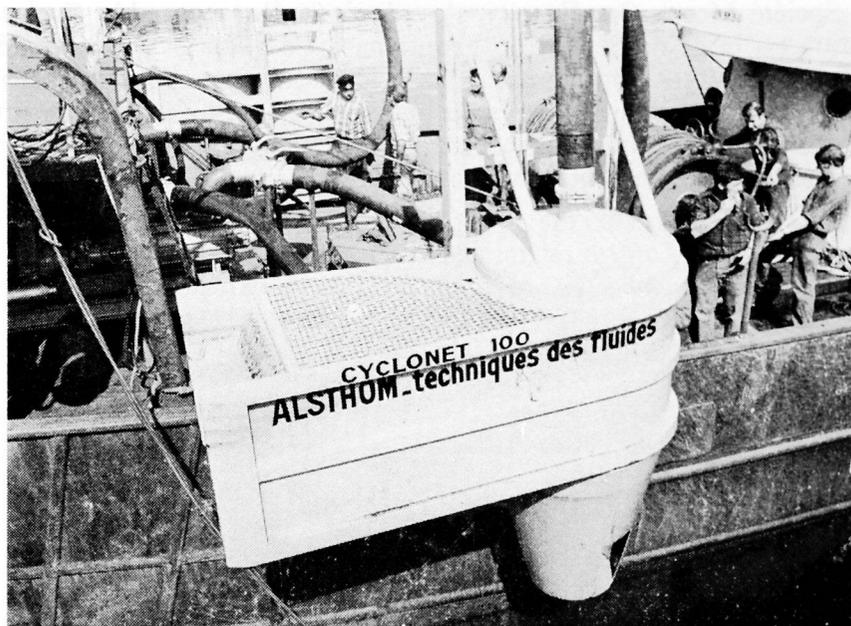
- rapidité d'intervention,
- efficacité d'élimination des liquides polluants,
- très bon rendement de sélection huile-eau,
- robustesse.

L'ensemble *Cyclonet* 100

Dans le cas de récupérations d'hydrocarbures en haute mer, le système de ramassage et le bateau porteur doivent être adaptés aux conditions d'utilisation. Il faut des bateaux capables d'aller loin des côtes et ayant un bon comportement quel que soit l'état de la mer. Les ensembles *Cyclonet* doivent obéir aux mêmes critères. Leurs dimensions et leur capacité doivent être compatibles respectivement avec la taille du bateau et les volumes de pollution à traiter.

Pour les opérations en haute mer, les unités utilisées sont des ensembles *Cyclonet* 100 constitués par :

- deux appareils *Cyclonet* 100 de 1 m de diamètre,
- un support rendant les récupérateurs solidaires du bateau. Ce support peut être actionné par des vérins hydrauliques,



- une centrale hydraulique équipée d'un moteur Diesel,
- des groupes de pompage entraînés par des moteurs hydrauliques et placés directement sur les appareils *Cyclonet*. Le débit de récupération d'hydrocarbures est de l'ordre de 180 m³/h.

Les vitesses d'intervention de l'ensemble *Cyclonet* 100 sont comprises entre 3 et 10 nœuds.

Ainsi, dans le cadre de ses opérations de forage en mer du Nord, la Société TOTAL - COMPAGNIE FRANÇAISE DES PÉTROLES s'est équipée d'un ensemble *Cyclonet* 100 destiné à être monté sur n'importe quel navire ravitailleur de plate-forme de forage opérant en mer du Nord.



Une étude préalable, patronnée par TOTAL, a permis de concevoir un équipement complètement autonome adaptable très rapidement (une heure environ) sur un « supply », la largeur du pont, la hauteur du pavois, le tirant d'eau étant des paramètres variables. Le montage sur le bateau s'effectue sans faire subir la moindre modification au navire. Le matériel complet, stocké à *Aberdeen* (Ecosse), pèse 15 tonnes. Il est déposé et fixé sur le pont du navire pour empêcher son déplacement comme cela est fait pour tout chargement. Le bateau peut alors prendre immédiatement la mer et se rendre sur les lieux d'intervention. Un transport par hélicoptère et une mise en place au large ne sont pas à exclure.

De même, la Société MOBIL OIL FRANCE s'est équipée d'un ensemble *Cyclonet* 100 pour pallier une éventuelle pollution au large de Sète et de Frontignan. Ce matériel a été monté à demeure sur un pétrolier avitailleur, le *Jean-Laffitte*, appartenant à la Société « Services et Transports ». En cas d'accident, cet ensemble dépollueur peut intervenir en moins d'une demi-heure. Le produit récupéré est stocké dans les réservoirs du bateau lui-même jusqu'à concurrence de 950 tonnes. Cette unité constitue un vecteur d'intervention autonome particulièrement souple et efficace.

En octobre 1974, deux cent soixante tonnes d'hydrocarbures ont été épandues accidentellement au large de Frontignan. Le *Jean-Laffitte* est immédiatement intervenu et, malgré un vent force 7 et des creux de 1,5 mètre, l'ensemble *Cyclonet* 100 monté à bord de ce bateau a récupéré la totalité du produit polluant.



Des échantillons, prélevés en cours de ramassage, ont montré que le produit collecté contenait 80 % d'hydrocarbures. Le bateau dépollueur a aisément poursuivi la nappe, sa mobilité lui permettant de pourchasser le liquide polluant poussé par le vent.

La conception actuelle des ensembles *Cyclonet* 100 permet non seulement de les placer sur des bateaux de même type et de dimensions différentes, mais également sur des bateaux de types différents.

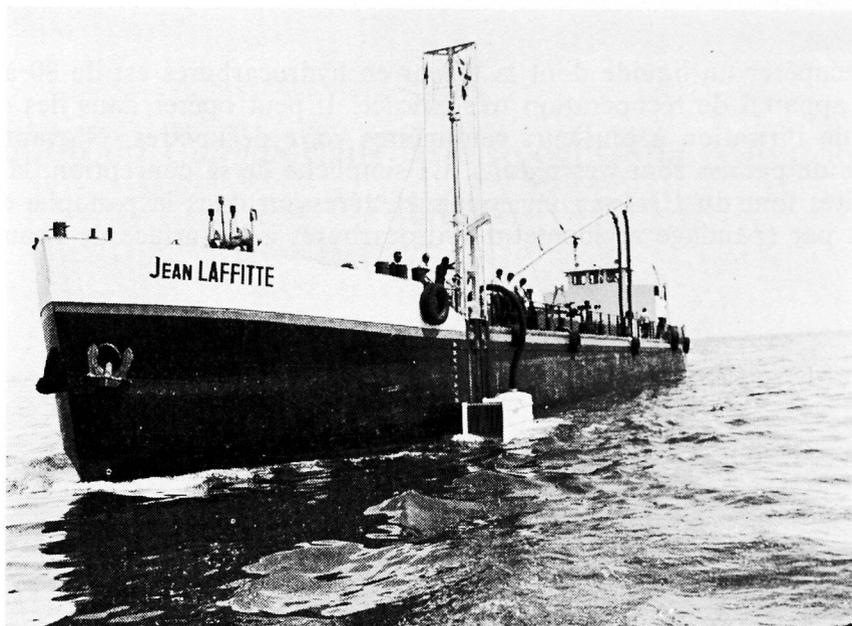
Ainsi, pour protéger les côtes françaises en cas de marée noire (déclenchement du plan POLMAR), le Secrétariat de la Marine Marchande française, déjà propriétaire d'un ensemble *Cyclonet* 100 adaptable à des chalutiers, a commandé six ensembles *Cyclonet* 100 supplémentaires destinés à être montés indifféremment sur des bateaux de types chalutier ou remorqueur haute mer.

Autres réalisations

Le *Cyclonet* peut être construit à n'importe quelle taille et utilisé dans bien d'autres domaines. Ainsi, un ensemble *Cyclonet* 070 a été livré aux Sapeurs Pompiers de Paris : fixé à l'avant de leur barge, il est destiné à la protection de la Seine près de Paris.

D'autre part, des ensembles *Cyclonet* 120 et 150 sont actuellement à l'étude.

Enfin, lorsque l'on dispose d'un courant, on peut envisager des *Cyclonet* stationnaires, fixés à l'extrémité d'un barrage flottant. La vitesse du courant d'eau fournit l'énergie de mise en rotation.



Le *Cyclonet S*

Pour compléter le domaine d'intervention du *Cyclonet*, ALSTHOM - Groupe TECHNIQUES DES FLUIDES a mis au point le *Cyclonet S*. Cet appareil peut fonctionner là où le *Cyclonet* « dynamique » ne peut être utilisé : plans d'eau confinés de faibles dimensions tels que coins de ports, espaces entre barrage flottant et coque de navire, entre coques de navires etc...

Le principe de son fonctionnement est le suivant : le *Cyclonet S* flotte immobile à la surface du plan d'eau à épurer, soutenu par ses flotteurs. Son corps est constitué par un déversoir circulaire de surface et un hydrocyclone. Par l'intermédiaire du déversoir, on capte une couche superficielle du plan d'eau à épurer constituée par le polluant à éliminer et une certaine épaisseur d'eau. Polluant et eau de surface déversent et pénètrent tangentiellement dans le corps de l'hydrocyclone par une série de fentes d'entrée munies de guideaux. Il se produit donc une rotation naturelle dans le corps de l'hydrocyclone, ayant pour effet de séparer par effet cyclone le polluant, plus léger, de l'eau. Le liquide polluant se concentre le long de l'axe de l'appareil, et est éliminé par une pompe branchée en partie haute du récupérateur. L'eau épurée est aspirée par une pompe branchée tangentiellement en partie basse et est renvoyée au bassin.



Le *Cyclonet S* est également très simple. Il ne comporte aucune mécanique immergée. Son efficacité est tout à fait comparable à celle du *Cyclone* dynamique.

Conclusions

Capable de récupérer un liquide dont la teneur en hydrocarbures est de 80 à 100 %, le *Cyclonet* apparaît comme un appareil de récupération très efficace. Il peut opérer dans des couches de polluant dont l'épaisseur va de l'irisation à plusieurs centimètres voire décimètres. N'ayant aucune mécanique immergée, les risques de pannes sont très réduits. La simplicité de sa conception, la rapidité de sa mise en œuvre, ses capacités font du *Cyclonet* un appareil intéressant dans la panoplie des moyens de lutte contre une pollution par épandage accidentel d'hydrocarbures à la surface de l'eau.

Contribution du *Caïman* dans la lutte contre la pollution des mers par les hydrocarbures

par

P. GROS

Société Superflexit, Courbevoie (France)

Parmi les différentes méthodes qui peuvent être utilisées pour le traitement des nappes d'hydrocarbures polluant les mers, la capture est de loin la plus satisfaisante car elle supprime vraiment la pollution. La capture comporte trois phases :

- primo : la capture proprement dite
- secundo : la récupération
- tertio : le stockage.

Une fois répandu le pétrole se disperse très vite à la surface. Il importe donc d'intervenir rapidement pour être efficace.

Sous l'égide du CNEXO et du Secrétariat à la Marine Marchande, des Sociétés françaises ont développé des matériels d'intervention complémentaires, conçus pour être embarqués ou mis en œuvre par des bateaux non spécialisés qui peuvent être mobilisés à l'occasion du déclenchement d'un plan POLMAR. Ces matériels sont essentiellement les suivants :

- les barrages flottants
- les séparateurs statiques ou dynamiques
- le *caïman*

Nous ne parlerons ici que du *Caïman*, les autres matériels ayant fait l'objet de communications par ailleurs.

Le *caïman*, réalisé d'après une idée brevetée du Capitaine de Vaisseau A. GRIHANGNE, est une citerne souple flottante et remorquable qui se présente comme un catamaran capable de stocker et transporter 120 m³ de pétrole. C'est une structure gonflable, donc pliable, et transportable sous un faible volume sur les lieux d'intervention. Durant son utilisation, il est pressurisé en permanence de telle sorte qu'il conserve sa forme géométrique en restant constamment manœuvrable quel que soit son taux de remplissage. Il est construit en tissus enduits d'élastomères synthétiques, l'ensemble ayant une haute résistance à la traction. Ces tissus ont été mis au point par la Société Superflexit depuis de nombreuses années et présentent une excellente résistance chimique aux hydrocarbures, imperméabilité réduite à 1 mg/cm² et par heure pour les fractions légères d'hydrocarbures et une bonne tenue aux intempéries. Les assemblages sont réalisés par vulcanisation à chaud et sont calculés pour avoir une résistance supérieure à celle du tissu constitutif.

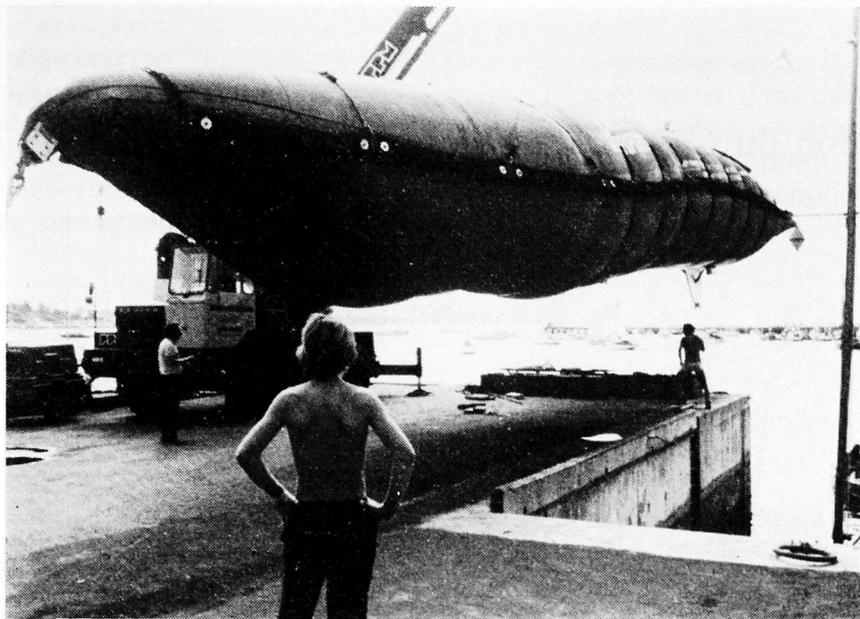


FIG. 1. — Léger et pressurisé le « Caïman » se manutentionne facilement.

Le *caïman* est constitué par deux corps cylindriques terminés par des cônes obliques. A l'avant les pointes côniques convergent en un point où s'accroche l'haussière de remorquage. A l'arrière les pointes divergent pour laisser la place à une dérive marine solidement fixée qui assure la stabilité de lacet. Les deux corps cylindriques sont reliés entre eux par des câbles en nylon haute résistance. La pressurisation des corps cylindriques induit une précontrainte des câbles de telle sorte que la liaison est à la fois souple, robuste et cohérente avec le principe de construction du *Caïman*. Les équipements sont regroupés sur la partie aérienne de la dérive. Ils comprennent :

- un surpresseur
- un pot de pressurisation
- des clapets de surpression
- les tuyauteries et raccordement de vidange
- des vannes pneumatiques de télécommande.

Par ailleurs, les tuyauteries de remplissage et les câbles électriques d'alimentation du surpresseur sont reliés au remorqueur et permettent de transférer le pétrole recueilli par les séparateurs. Les tuyauteries de vidange aspirent dans des puisards de décantation munis de clapets à flotteur qui assurent une fermeture automatique en fin de vidangeage. De ce fait, le *caïman* pendant la phase de remplissage et pendant le transport vers le lieu de stockage assure la décantation. On peut soutirer l'eau résiduelle et stocker ainsi davantage de pétrole.

Chaque corps cylindrique est partagé en trois compartiments. Le cylindre central est destiné au stockage. A l'avant et à l'arrière les réserves de flottabilité pressurisées ont pour rôle d'absorber les effets de carène liquide quand le plein est partiel et de procurer la stabilité au tangage de l'engin.

La poussée d'Archimède qui s'exerce sur les réserves de flottabilité a pour effet de cambrer la structure, les efforts induits par le remorquage accentuent la cambrure de telle sorte que le *Caïman* épouse la forme de la vague et présente une très faible traînée de remorquage.

L'engin présente, par ailleurs, de bonnes qualités nautiques de telle sorte qu'il puisse affronter les états de mer suivants :

- A vide l'engin peut être tracté à une vitesse de 15 nœuds et probablement davantage.
- A mi capacité, il peut être remorqué à 7 nœuds par creux de 2 mètres, avec un vent soufflant à 35 nœuds.



FIG. 2. — A vide le caïman glisse sur l'eau, tel un gros catamaran pneumatique.

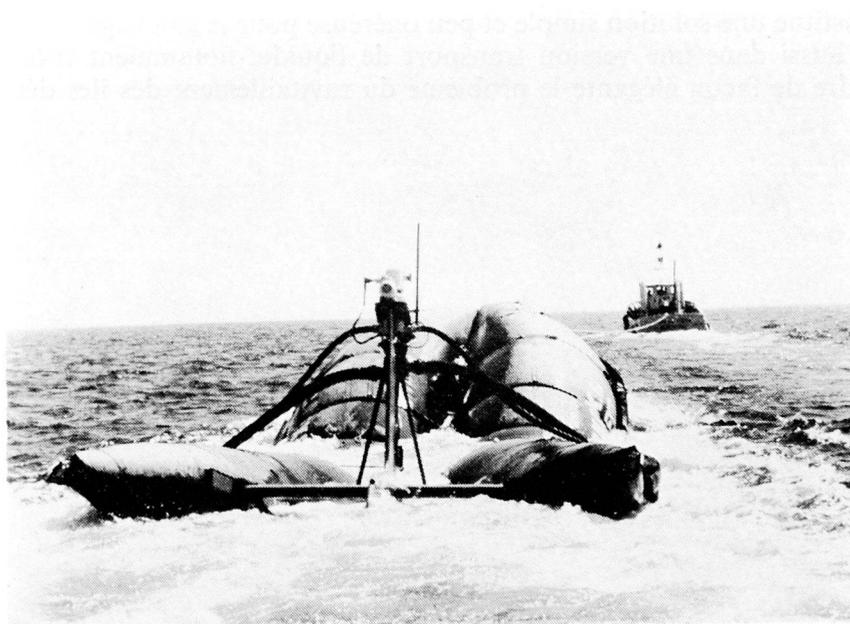


FIG. 3. — A mi-capacité, vue arrière du Caïman tracté à 7 nœuds.

— Totalemment rempli, il peut être remorqué à 7 nœuds, dans les mêmes conditions que ci-dessus, ce qui permet de faire des rotations rapides entre le lieu du sinistre et le lieu de stockage.

Les propriétés particulières inhérentes aux structures gonflables ont permis d'atteindre ces performances remarquables pour un engin dont le poids à vide est inférieur à 2 tonnes.

Le *caïman* de 120 m³, que nous venons de décrire, est conforme au tableau de caractéristiques reproduit ci-dessous. D'autres *Caïmans* de 20 et 60 m³ pour les petites pollutions portuaires, de 450 m³ pour les fortes pollutions de haute mer, sont en cours d'étude et viendront compléter la gamme.

	En charge	A vide	Colise sur palette
Longueur	25 m	25 m	3,700 m
Largeur	5,20 m	5,20 m	2,40 m
Hauteur totale	5 m	5 m	1,80 m
Volume utile	120 m ³	120 m ³	—
Volume total	135 m ³	135 m ³	13 m ³
Poids total (liquide d = I)	121.900 kg	1.900 kg	2.200 kg
o d'un lobe	2,25 m	2,25 m	—
Pression de service	100 à 150mb	100 mb	—
Traînée moyenne de remorquage à 7 kt (I)	2.000daN	200 daN	—
Traînée moyenne de remorquage à 14 kt (I)	estimée à 8.000daN		—
Vitesse maximale admissible (I)	15 kt	500 daN + 30 kt	—
Tirant d'eau	3,50 m	1 m	—

(1) Les valeurs données s'entendent par mer calme ou peu agitée. La seule limite de sécurité concerne la traînée effective qui ne doit pas excéder 10.000daN, valeur correspondant à un coefficient de sécurité calculé largement.

Le *caïman* ne fait l'objet d'aucune limitation particulière concernant l'état de la mer.

Le *caïman* constitue une solution simple et peu onéreuse pour le stockage et le transport des nappes polluantes. Il existe aussi dans une version transport de liquide, notamment transport d'eau potable, qui permet de résoudre de façon élégante le problème du ravitaillement des îles dépourvues d'eau.

Impact des rejets thermiques des grandes centrales de production d'électricité sur le littoral méditerranéen

par

R. GRAS et M. KALANSKI

Électricité de France, Chatou (France)

Résumé

Une distinction est établie entre les effets dans l'environnement immédiat des centrales thermiques et ceux intéressant des étendues marines plus importantes. Les premiers de ces effets résultent de contraintes thermiques, mécaniques et chimiques appliquées au milieu aquatique par le prélèvement et le rejet de l'eau de refroidissement; ces contraintes sont brèves et localisées à de faibles superficies dans la bande côtière correspondant à la zone d'influence du jet où l'élévation de température demeure supérieure à 3 ou 5°C, soit quelques km² pour une puissance implantée de l'ordre de 5 000 MWe. Une revue des connaissances acquises sur ces effets est présentée ici.

En dehors de cette zone les échauffements restent faibles mais concernent des superficies plus importantes. L'isotherme 1°C limite une étendue de quelques dizaines de km². L'influence possible de ces faibles échauffements sur les écosystèmes marins est discutée.

En conclusion, il est présenté quelques cas types où des impacts particulièrement marqués ont été observés (mortalité de poissons et de crustacés, inhibition de la photosynthèse) en exposant les causes très particulières qui expliquent les phénomènes observés.

*
* *

L'étude physique du rejet d'eau échauffée fait apparaître deux zones qui diffèrent par leur comportement hydrodynamique et thermique et qu'il convient de distinguer quant à l'incidence écologique :

- zone d'influence du jet
- zone peu influencée par le jet.

1. La zone d'influence du jet

L'impact résulte, dans l'environnement immédiat de la centrale, des contraintes thermiques, mécaniques et chimiques appliquées au milieu aquatique par le prélèvement et le rejet d'eau de refroidissement.

Ces contraintes sont brèves dans la mesure où la durée du transit de l'eau dans le circuit de refroidissement et le canal de rejet n'excède pas quelques dizaines de minutes : elles sont d'autre part localisées à des faibles superficies dans la « bande côtière ».

Dans la zone d'influence du jet, des élévations de température supérieures à 3 ou 5°C intéressent une surface de quelques km² pour une puissance installée de l'ordre de 5 000 MWe.

1.1. - Impact de transit

Le dispositif de prise d'eau aboutit à une station de pompage protégée par des grilles rotatives équipées de filtres fins dont la maille est de 3 à 4 mm.

Lorsque la chloration est utilisée comme méthode de lutte contre les salissures marines, l'injection est effectuée en amont de ces grilles.

Les organismes marins macroscopiques peuvent être, lorsque la vitesse est suffisamment élevée, plaqués sur les grilles filtrantes, blessés ou tués; ils sont alors évacués avec l'eau de lavage des filtres.

Les organismes microscopiques appartenant au plancton franchissent le filtre et subissent des effets mécaniques dans la pompe de circulation et les canalisations qui aboutissent au condenseur.

Le plancton est soumis dans le condenseur à une brusque élévation de température en quelques secondes : 10 à 15°C pour les centrales nucléaires.

Le rejet s'effectue soit par un canal ou une conduite de longueur variable, soit directement sur l'estran.

Le plancton végétal semble peu affecté par les élévations de température et les chocs mécaniques, il est par contre sensible à la chloration. Les cas d'inhibition constatés seront évoqués au paragraphe 3.

Le plancton animal a fait l'objet de nombreuses études qui concluent soit à l'absence de mortalité [1], soit à des dommages plus ou moins importants. A la centrale de Northport, dans le Long Island Sound, on a constaté des mortalités de 4,3 % en avril à 33,6 % en octobre chez les organismes entraînés, tandis qu'à Oyster Creek, la mortalité était estimée à environ 10 % [2].

Par contre KERR [5] ne donne que 6 % de mortalité pour les jeunes bars rayés entraînés dans le circuit de la centrale de Contra Costa.

Le pourcentage de mortalité moyenne adopté dans le rapport d'environnement de Shoreham [1] est de 30 % pour les organismes planctoniques.

ADAMS [3], s'appuyant sur 39 séries de mesures réalisées en Californie, considère qu'en l'absence de chloration la mortalité phytoplanctonique est nulle tandis que le zooplancton et l'ichthyoplancton (œufs et larves de poissons) subit un dommage, variant de 3 à 8 % selon la température naturelle, du fait d'un choc thermique de 10°C au niveau du condenseur.

CARPENTER *et al.* [4] estiment à 70 % la mortalité due aux effets mécaniques des copépodes transitant dans le circuit de refroidissement d'une centrale du Long Island Sound.

1.2. - Dommages par chocs mécaniques à la prise d'eau

Des mortalités de poissons entraînés dans les canaux d'amenée ont été signalées. Elles sont dues aux chocs sur les grilles filtrantes.

Plusieurs facteurs influent sur les taux de mortalités : la vitesse au niveau de la prise d'eau, la chloration lorsqu'elle est pratiquée dans le canal d'amenée, le rejet d'eau échauffée qui attire pendant l'hiver des poissons dans les parages de la centrale, la diminution des vitesses de nage en hiver.

L'importance des dommages dépend trop des conditions particulières à chaque centrale pour qu'il se dégage une tendance générale. Dans certains cas, on a pu atteindre par des aménagements particuliers (collecteurs de poissons, déflecteurs) un taux de mortalité très bas : à Contra Costa sur la côte californienne, 98 % des poissons arrivant sur les grilles filtrantes ont pu être restitués vivants à l'estuaire avec l'eau de lavage des grilles [5].

Le déplacement de poissons en bancs à proximité de la côte constitue un risque non négligeable de colmatage de la prise d'eau au niveau des grilles filtrantes. Ce risque doit être examiné en Méditerranée pour les bancs de civelles qui évoluent en cordons compacts de millions d'individus pour pénétrer dans les estuaires et les étangs littoraux.

Les dispositifs de prise d'eau devront donc tenir compte du déplacement des poissons grégaires; de faibles vitesses au niveau de l'entrée du canal d'amenée limitent la possibilité d'aspiration des bancs.

1.3. - Les effets thermiques : relation température-durée d'exposition

De nombreuses études expérimentales fournissent des *températures létales* (TL) qui causent la mort d'une partie des individus sur lesquels a été réalisée l'expérience. La connaissance de la durée d'exposition à une température donnée que les organismes peuvent tolérer est également nécessaire à l'établissement de critères pour protéger les espèces aquatiques. La relation température-durée d'exposition correspond à la notion de *dose thermique*.

Le rapport d'environnement pour la centrale de Shoreham [2] appendice B, reprend la méthode d'approche quantitative du problème développée par C.C. COUTANT [6] qui représente l'effet thermique sur la survie des poissons (50 % de mortalité) en fonction du temps d'exposition et de la température d'acclimatation par l'équation (1) :

$$\log_{10}t = a + b T (1)$$

où t est la durée d'exposition en minutes pour laquelle intervient la mortalité de 50 % de la population maintenue à la température T en degrés centigrades. a et b sont l'ordonnée à l'origine et la pente des droites représentant $\log_{10}t$ en fonction de T ; a et b dépendent de la température d'acclimatation et de l'espèce.

COUTANT [7] donne des références bibliographiques permettant de déterminer les coefficients a et b par de nombreuses espèces d'eau douce ou migratrices en mer.

Une expérimentation sur des espèces rencontrées en Méditerranée est prévue. Les résultats obtenus permettront de préciser l'influence de la durée d'exposition sur la tolérance thermique.

Les résultats américains, qui devront être confirmés par ces expériences, indiquent que les organismes transitant dans le circuit de refroidissement et le canal de rejet des centrales thermiques peuvent subir sans dommage des élévations de température importantes pendant des durées brèves.

D'après COUTANT, la réduction du seuil supérieur thermique de 2°C permet de passer du niveau 50 % à une mortalité nulle.

LAUER [8] estime que les invertébrés aquatiques soumis à de brefs échauffements (5 mn à 1 h) supportent des températures plus élevées de 2 à 4°C par rapport aux températures létales déterminées pour une durée d'exposition de 48 h.

L'impact des rejets thermiques sur la faune et la flore benthiques doit également être considéré dans la zone d'influence du jet.

Parmi les effets relevés dans la littérature, nous citerons la disparition d'espèces boréales, l'accélération du taux de croissances des organismes notamment des mollusques, la précocité de la ponte, des variations de la diversité spécifiques [9].

La vitesse initiale au rejet entraîne, lorsque la pente est suffisante, un décollement du jet; ce phénomène protégera les fonds de l'influence des écarts thermiques les plus élevés.

Les espèces pélagiques peuvent être affectées directement par des chocs thermiques mais aussi être perturbées dans leurs déplacements au voisinage du rejet.

1.4. - La chloration

Le développement des salissures marines sur les parois en contact avec l'eau de mer ne peut être évité que par l'utilisation d'une méthode de lutte chimique ou par l'échaudage du circuit de refroidissement qui nécessite le maintien dans les conduites d'une température d'au moins 40°C pendant des durées variables d'un quart d'heure à 1 heure.

Le choc injecté disparaît en participant à un ensemble de réactions chimiques [10]. On désigne sous le terme de chlore résiduel l'ensemble du chlore libre et combiné présentant des propriétés oxydantes qui subsistent dans l'eau de mer après une durée de contact donnée.

LES PROCESSUS DE CHLORATION

La chloration est pratiquée soit en continu, on cherche alors à maintenir une concentration de l'ordre de 0,5 ppm à l'entrée du condenseur, soit en discontinu en effectuant des injections pour atteindre quelques ppm pendant au moins 10 minutes une ou plusieurs fois par jour.

Dans les deux cas, les concentrations mesurées au rejet sont faibles, elles sont inférieures à 0,5 ppm pour la chloration en continu et restent généralement comprises entre 0,1 et 0,3 ppm. La dilution s'ajoute aux réactions chimiques pour faire rapidement tomber cette teneur à quelques millièmes de ppm.

TOXICITÉ DU CHLORE RÉSIDUEL

Le tableau 1 rapporte des données sur la résistance des organismes marins au chlore résiduel.

Certaines espèces sont sensibles à des concentrations inférieures à 1 ppm appliquées pendant 10 mn (larves de balanes, diatomée *Skeletonema costatum* [11], [12]). D'autres par contre sont très résistantes : les larves d'huîtres supportent 10 ppm de chlore résiduel pendant des durées supérieures à 10 mn après un choc thermique de 10°C entre 20 et 30°C.

Les résultats obtenus dans les expériences d'aquaculture marine utilisant des effluents de centrale nucléaire chlorés en continu comme à Hunterston sont particulièrement intéressants; ils montrent que de faibles concentrations (0,02 à 0,1 ppm) sont sans danger pour les élevages de poissons [10].

Les concentrations habituellement utilisées ne devraient donc pas entraîner de risque pour les organismes marins; elles peuvent d'autre part être réduites en élevant les vitesses de passage de l'eau dans les conduits et par la connaissance des périodes d'abondance des larves indésirables.

TABLEAU 1

Toxicité du chlore résiduel pour quelques organismes marins en fonction de la durée d'exposition

Organismes marins	Concentrat. (ppm) en chlore résiduel	Durée d'exposition	Effet constaté	Réfé- rences
Larves d'huître <i>Ostra edulis</i>	10 ppm	6 à 48 mn à 30°C	Pas de mortalité	[11]
Nauplii } de balanes } <i>Elminius modestus</i> <i>Balanus improvisus</i>	0,5 ppm 1 à 5 ppm 2,5 ppm	10 mn 10 mn 5 mn	peu ou pas d'effet forte mortalité 80 % de mortalité	[2]
Copepode <i>Acartia tonsa</i>	2,5 ppm	5 mn	90 % de mortalité	
Crevette <i>Palaemonetes pugio</i>	2,5 ppm	180 mn	survie après 96 h	
Amphipodes } } <i>Melita nitida</i> <i>Gammarus fasciatus</i>	2,5 ppm 2,5 ppm	180 mn 180 mn	survie après 96 h 25 % de mortalité	
Poissons } } Plie Sole	0,02 ppm 0,1 ppm	continu continu	bonnes conditions d'élevage	[13]
Algues- plancto- niques } } <i>Skeletonema costatum</i> <i>Chlamidomonas sp.</i>	0,25 ppm 0,47 ppm 2,56 ppm 20 ppm	10 mn 10 mn 10 mn 5-10 mn	bonne croissance inhibition partielle 100 % de mortalité pas de mortalité	[12]

1.5. - *Oxygène dissous*

La teneur de l'eau marine côtière en oxygène dissous est élevée et généralement proche de la saturation correspondant à sa température et à sa salinité.

Elle peut être modifiée par la dégradation des matières organiques due aux bactéries aérobies qui entraîne une consommation d'oxygène ou par la production d'oxygène photosynthétique.

L'influence des centrales thermiques sur le bilan d'oxygène du milieu récepteur revêt plusieurs modalités :

1. Le vide partiel dans le circuit de refroidissement entraîne un dégazage et diminue la concentration en oxygène dissous. La durée du passage dans la zone en dépression est toutefois trop réduite pour que ce phénomène modifie notablement la teneur de l'eau en gaz dissous.

2. La sortie de l'effluent dans le canal de rejet s'effectue à une vitesse élevée qui engendre un brassage favorable à l'oxygénation des eaux non saturées par l'accroissement de la surface d'échange air-eau.

3. L'échauffement modifie le niveau de saturation qui diminue à mesure que la température croît. Il augmente par contre la vitesse de réaération des eaux non saturées.

4. L'échauffement agit entre certaines limites sur la photosynthèse et l'autoépuration en accélérant les processus physiologiques responsables de la production et de la consommation d'oxygène.

L'interaction de ces facteurs explique les différences observées lors des études de terrain réalisées sur les sites de centrales en bord de mer. Il convient toutefois de rappeler l'importance du phénomène de sursaturation.

Les mesures rapportées par ADAMS [14] montrent que les teneurs en oxygène dissous dans la zone de rejet de la centrale de Morro Bay, implantée sur la côte californienne, sont identiques ou légèrement supérieures à celles mesurées à la prise d'eau. La masse d'eau échauffée de 11°C au niveau du condenseur restait alors sursaturée jusqu'à ce qu'elle retrouve progressivement sa température initiale.

1.6. - *Interactions*

L'accélération des processus chimiques et biochimiques du fait d'une élévation de température du milieu marin conduit à des effets de synergie sur lesquels peu de données bibliographiques sont disponibles en dehors des études portant sur la teneur en oxygène dissous.

Nous envisagerons successivement deux types d'actions synergiques de l'échauffement qui intéressent le littoral méditerranéen.

a. L'EUTROPHISATION

L'exaltation de la photosynthèse des végétaux planctoniques et benthiques par un échauffement entraîne un accroissement de la production primaire qui peut ne concerner que certaines espèces thermophiles.

Cet accroissement de production végétale, qui serait un facteur d'enrichissement de l'eau de mer méditerranéenne côtière relativement oligotrophe, renforce dans d'autres cas, notamment celui des étangs littoraux, les processus d'eutrophisation.

La dégradation automnale de la biomasse végétale benthique peut alors donner lieu à une consommation excessive d'oxygène dissous entraînant une anoxie et des proliférations bactériennes.

L'intérêt des étangs littoraux fréquentés par de nombreuses espèces de poissons de haute valeur économique conduit E.D.F. à rechercher dans chaque cas :

- l'importance de l'entrée d'eau de mer échauffée dans l'étang et son impact sur le bilan thermique du plan d'eau,
- l'incidence de cet échauffement, s'il existe, sur la production et la dégradation de la matière organique.

Une première approche de cette question, qui fait actuellement l'objet d'études particulières, conduit à admettre que des apports discontinus d'eau marine oligotrophe par rapport à celle de la lagune, faiblement échauffée (de l'ordre de 1°C, exceptionnellement 2°C) ne devrait pas entraîner d'incidence sur le phénomène d'eutrophisation.

On devra s'assurer que les conditions sont réunies dans le cas où un grau débouche à proximité de la zone d'influence du jet. Un apport thermique important et continu pourrait, par contre, modifier l'équilibre précaire de ces zones de forte production végétale et animale.

Le déséquilibre des populations planctoniques qui aboutit à des proliférations de cellules algales engendrant des eaux colorées constitue également un phénomène préoccupant. De nombreux travaux ont en effet montré qu'une température élevée de l'eau de mer concourt, avec d'autres facteurs de pollutions organiques et minérales (teneurs en sels minéraux, perturbation du rapport N/P, teneur en oligoéléments) et la dessalure, à l'apparition des eaux colorées.

Il ressort des études de l'équipe du Professeur J.M. PÉRÈS et du S.P.P.P.I. [15] qu'une région méditerranéenne, le golfe de Fos, apparaît particulièrement sensible de ce point de vue. En automne 1969, deux espèces de péridiniens (responsables d'eaux rouges) *Exuviella*, *Prorocentrum micans* atteignaient dans le nord du golfe une densité de 4 millions de cellules par litre d'eau, une densité de 75 millions de cellules végétales par litre avait été mesurée en mai 1969.

Ce risque a contribué à différer puis à exclure le golfe de Fos comme site privilégié d'implantation d'une centrale thermique nucléaire de forte puissance.

b. RENFORCEMENT DE TOXICITÉ

La température agit sur la cinétique des processus qui déterminent chez les organismes aquatiques la toxicité d'une substance dissoute :

- absorption branchiale et intestinale
- stockage ou métabolisation
- excrétion.

Les données obtenues par des tests expérimentaux représentent la résultante de ces actions. La toxicité varie également en fonction d'autres facteurs de synergie dont l'importance dépasse souvent celle de la température.

Les tests, dont la plupart ont été réalisés sur des espèces dulcicoles, indiquent un effet de synergie marqué lorsque les concentrations en substances toxiques sont élevées. Sur la côte méditerranéenne, le golfe de Fos constitue une zone critique où les pollutions chimiques posent le problème d'une synergie température-toxicité [15].

L'échauffement de l'eau pourrait également agir en synergie avec des maladies bactériennes, virales et parasitaires des poissons et des invertébrés marins. Si des données existent en milieu dulcicole, il faut par contre constater le manque d'études concernant les espèces marines.

2. La zone non soumise au jet

En dehors de la zone d'influence du jet, les écarts thermiques restent modestes. L'isotherme + 1°C limite une aire de quelques dizaines de km².

Dans les conditions du littoral méditerranéen, ces faibles échauffements n'entraîneraient pas une mortalité des organismes marins par action directe de la température. Des écarts thermiques naturels du même ordre sont rapportés en Méditerranée : sur la côte du Languedoc-Roussillon, les fonds sont parfois mis brutalement en contact avec une eau plus chaude de 4 à 6°C lorsque la thermocline descend en été de quelques mètres [16].

Les températures maximales de l'eau superficielle atteignent 23,5°C sur le littoral languedocien [16] et 23,9°C dans le golfe de Marseille [17]. Les températures létales de quelques espèces marines de l'Adriatique données par TIMET [18] sont les suivantes :

noms scientifiques	noms français	températures maximales tolérées
<i>Boops salpa</i>	Saupe	31°C
<i>Mullus surmuletus</i>	Surmulet, Rouget de roche	31°C
<i>Mullus barbatus</i>	Rouget-Barbet	32°C
<i>Gobius niger</i>	Gobie noir	32°C
<i>Scorpena porcus</i>	Rascasse brune, Rascasse porc	32°C
<i>Diplodus vulgaris</i>	Sar, Sargue	33°C
<i>Crenilabrus ocellatus</i>	Crenilabre ocellé	33°C

Pour ces espèces côtières, des échauffements de l'ordre du degré ne permettent pas d'atteindre la limite de tolérance thermique.

Les effets physiologiques sublétaux et les évolutions écologiques à long terme sont difficilement discernables, un programme de surveillance des sites de centrales nucléaires en Méditerranée fournira des indications sur l'importance relative de ces effets.

3. Analyse de quelques cas où des dommages biologiques ont été constatés

Très peu d'observations réalisées *in situ* rapportent des cas de mortalité ou des dommages biologiques importants du fait du fonctionnement des centrales thermiques.

Elles sont toutefois fréquemment citées dans les études bibliographiques sur la pollution thermique. On omet souvent de préciser les conditions particulières qui confèrent à ces cas un caractère d'exception.

Nous envisagerons en conclusion trois types de dommages qui ont pu être attribués à l'élévation de la température du milieu marin.

3.1. - Les chocs thermiques

Les organismes marins soumis à une chute ou une élévation rapide et importante de la température du milieu présentent des troubles du comportement qui aboutissent rapidement à la mort.

Des exemples de mortalité par choc thermique positif ont été rapportés pour le menhaden *Brevoortia tyrannus*, poisson migrateur des côtes américaines dont les mœurs sont à rapprocher de celles de l'aloose [9].

Le cas observé à la centrale de Northport en 1971 est significatif [19]. Cette centrale rejette dans le Long Island Sound une eau échauffée de 15°C par rapport à la température naturelle qui atteignait 22-23°C au début de septembre 1971.

L'effluent rejeté à 37-38°C s'étendait en une couche superficielle de 50 cm d'épaisseur jusqu'à plusieurs centaines de mètres du rivage. L'échauffement de cette nappe d'eau était accru par la recirculation résultant de la proximité de la prise d'eau (200 m).

Les jeunes menhadens de l'année quittent l'estuaire pendant cette période pour se déplacer à proximité de la côte. Les poissons pénétrant dans la zone d'influence du rejet de la centrale sont entrés dans la couche superficielle et certains ont même franchi plusieurs fois la thermocline : le choc thermique qu'ils y ont subi a entraîné la mort de 100.000 à 200.000 jeunes menhadens.

L'amplitude du choc thermique devait dépasser 10°C puisque la température létale se situe à 33°C pour les jeunes de cette espèce.

Il apparaît ainsi que deux facteurs ont été réunis pour causer ces dommages :

— l'absence quasi complète de mélange de l'eau échauffée, cause d'une stratification thermique verticale avec un écart de température de l'ordre de 10°C.

— la recirculation d'une fraction de l'eau échauffée dont l'importance n'est pas précisée dans le document de référence [19].

Il importe donc d'assurer le meilleur mélange possible au niveau du rejet pour éviter une stratification thermique verticale avec des écarts importants dans la zone d'influence du jet et de limiter la recirculation. Ces critères sont pris en considération dans l'étude des ouvrages de prise et de rejet d'eau pour les centrales implantées en bord de mer.

Les chocs thermiques négatifs résultant de l'arrêt du rejet d'eau de refroidissement en période hivernale ont également provoqué des mortalités. Il faut rappeler à ce propos que l'équipement minimum des sites marins en Méditerranée est prévu pour 4 tranches nucléaires : dans ces conditions l'arrêt simultané de ces unités est très improbable lorsque la construction sera achevée.

3.2. - Inhibition de la photosynthèse

Deux publications concluent à une destruction du phytoplancton transitant dans le circuit de refroidissement de la centrale de Chalk Point située sur un estuaire qui débouche dans la baie de Chesapeake.

Ce phénomène n'est pas dû aux effets thermiques mais à une chloration excessive.

Les mesures de production primaire réalisées par MORGAN & STROSS [20] au carbone 14 en 1966-1967 font apparaître une stimulation lorsque la température est inférieure ou égale à 16°C et une inhibition pour des températures supérieures ou égales à 23°C (l'échauffement au niveau du condenseur atteint 8°C).

Les auteurs signalent l'influence de la chloration qui pratiquée en discontinu détruit le plancton végétal. Les concentrations injectées ne sont pas précisées, elles étaient toutefois suffisantes pour qu'une forte odeur de chlore se dégage de l'effluent au cours d'un prélèvement.

En 1969, de nouvelles mesures ont été réalisées [21], elles indiquent une influence prépondérante du chlore qui réduit la photosynthèse de 50 à 80 % alors que l'élévation de température augmente l'activité photosynthétique même pendant la période estivale entre 23,5°C et 30,5°C.

Une seule mesure laisse supposer un effet mécanique sur le phytoplancton qui réduit la photosynthèse de 30 %.

La sensibilité du plancton végétal au chlore résiduel est généralement prise en compte dans les études prévisionnelles de l'impact des centrales en bord de mer et en estuaire; les effets thermiques sont par contre considérés comme négligeables. Nous citerons à titre d'exemple le rapport consacré au site de Brandon Shores [22] p. 3-146 qui prévoit que :

a. en dehors des périodes de chloration, la photosynthèse sera nettement stimulée pendant la majeure partie de l'année. L'effet intégré de la stimulation excèdera celui de l'inhibition.

b. en période de chloration, une réduction relativement importante de la photosynthèse est attendue dans le canal de rejet.

3.3. - Remarques sur l'influence du facteur thermique sur la pêche locale

La température de l'eau de mer varie dans les régions côtières, d'une année à l'autre, des fluctuations thermiques rapides y sont observées.

Des études s'efforcent de mettre en rapport les variations thermiques avec des statistiques de pêche et des données sur l'abondance relative d'espèces marines.

Les travaux de Southward en Manche fournissent de précieuses indications sur l'évolution de la faune marine en fonction d'un échauffement ou d'un refroidissement intervenant pendant de longues périodes.

La difficulté d'interprétation des données relatives à la pêche locale doit toutefois être soulignée. La provenance des tonnages débarqués est difficile à établir. Les effets de la pêche et de la surexploitation des stocks sont délicats à appréhender quantitativement.

Des contraintes naturelles ou des facteurs de pollution peuvent également exercer avec la température une action synergique ou antagoniste. Un exemple concernant le homard américain illustrera ce dernier point. HEDGPETH & GONOR [22] p. 84 rapportent que dans le golfe du Maine en Nouvelle Angleterre les captures de la crevette *Pandalus borealis* tombèrent deux ans après les températures élevées de 1953 tandis que les homards *Homarus americanus* devenaient plus abondants. YOUNG décrit par contre un cas de mortalité de la même espèce de homard sur la côte du New Jersey, en octobre 1971, [23] qui est attribué à l'effet combiné d'une température relativement élevée (18,3°C), d'une faible teneur en oxygène dissous et d'une forte charge particulaire.

L'auteur conclut à la possibilité d'une action synergique dans laquelle la part respective de la température de la teneur en matières en suspension et en oxygène dissous n'a pas pu être définie.

Les difficultés d'études de terrain de l'influence des rejets thermiques sur les stocks exploités conduisent à l'élaboration de méthodes d'estimation de l'impact des centrales nucléaires. Des estimations reposant sur les modèles rudimentaires [5] ou au contraire très complexes [24] ont ainsi été proposées aux États-Unis, elles portent sur des espèces d'estuaires.

En estuaire et à plus forte raison en mer ouverte, les effets majeurs interviennent lors du transit dans le circuit de refroidissement et le canal de rejet, COUTANT (*communication personnelle*) estime que 90 % des effets biologiques se produisent avant que le mélange de l'effluent échauffé ne soit réalisé.

4. Les études écologiques liées à l'implantation d'une centrale sur le littoral méditerranéen

Les discussions précédentes montrent la complexité du sujet; l'impact de l'échauffement de l'eau dépend aussi bien de la conception du dispositif de rejet que des caractéristiques locales du milieu récepteur.

Il y a lieu de préciser que toute étude écologique doit comporter l'établissement d'un « *point zéro* », sorte d'inventaire servant de référence pour décrire le milieu, avant perturbation par le rejet d'eau chaude. Le point zéro devra décrire si possible l'aspect évolutif du milieu naturel. Outre les observations *in situ* répétées portant sur l'ensemble de la vie aquatique, il sera procédé à des enquêtes sur les ressources halieutiques de la région intéressée.

Des *études expérimentales* en laboratoire à caractère plus général sont entreprises actuellement pour permettre de définir les conditions les meilleures dans lesquelles doivent se faire les rejets d'eaux chaudes en tenant compte de l'impact du choc thermique, des chocs mécaniques, des biocides sur les espèces méditerranéennes.

La démarche suivie en matière d'écologie s'apparente beaucoup à celle retenue par ailleurs dans l'établissement d'un projet; d'abord c'est l'enquête simple, l'*étude dite préliminaire*, qui permet, s'il y a lieu, de rejeter le site pour telle ou telle raison résultant de conditions locales particulièrement défavorables. Viennent ensuite des études plus longues et plus complexes comportant les compléments d'enquête nécessaires, l'établissement d'un « point zéro ». Cette référence servant, avec d'autres études de terrain ou de laboratoire, à procéder à une estimation de l'impact écologique du futur rejet, servira ultérieurement, lorsque la centrale fonctionnera à un contrôle des effets dans le cadre d'un *programme de surveillance écologique* du milieu. Au long de ces études s'étalant sur plusieurs années, les résultats obtenus peuvent conduire s'il y a lieu, à une modification de la conception initiale des ouvrages d'eau ou des caractéristiques du circuit de refroidissement. Il est évident que plus le projet est avancé, plus ces modifications seront difficiles ou onéreuses, aussi l'effort majeur est-il porté sur la ou les premières années d'études.

5. Conclusion

La discussion précédente montre combien l'estimation de l'impact sur le milieu marin d'une centrale implantée sur le littoral pose un problème délicat à résoudre tant pour le physicien que pour le biologiste.

La décision d'implanter une centrale sur un site donné ne se fait pas sans tenir compte de l'impact possible de la centrale sur le milieu, mais souvent la connaissance même du milieu est insuffisante pour donner des conclusions définitives; aussi les études suivront-elles un cours progressif dépendant des observations faites *in situ*.

Le physicien procède d'abord à l'estimation de l'étendue de la tache thermique à l'aide de calculs théoriques reposant sur des données météorologiques et hydrologiques déjà acquises par le tracé des jets d'eau chaude en régime permanent dans diverses conditions types. Une enveloppe de ces jets permet de délimiter approximativement la zone qui risque d'être influencée par le rejet de la centrale. Il procède plus tard à la simulation par modèle mathématique, en régime non stationnaire du comportement de la nappe d'eau chaude; cette deuxième étape est plus longue car elle repose sur des mesures *in situ* détaillées.

Les diverses étapes du calcul sont nécessaires car elles permettront de répondre aux questions du biologiste en temps utile, lui donnant d'abord rapidement l'ordre de grandeur des phénomènes thermiques auxquels il faut s'attendre pour établir le programme de ses propres recherches et observations. L'ultime phase étant de concilier les résultats du calcul précis de la nappe d'eau chaude avec les observations nappe d'eau chaude; cette deuxième étape est plus longue car elle repose sur des mesures *in situ* détaillées.

Le travail de l'écologiste intervient au niveau du projet afin de concilier les impératifs techniques avec les considérations d'ordre biologique; il pourra par exemple influencer sur la conception des ouvrages de prise et de rejet d'eau et cela en fonction des connaissances expérimentales déjà acquises et des observations qu'il fera sur le milieu récepteur; à terme il peut même modifier notablement l'ampleur du projet en limitant le nombre de tranches, par exemple s'il se révélait que les conclusions des études indiquent un impact particulièrement marqué et défavorable. Il agira aussi dans la conception des protocoles de traitement de l'eau de circulation pour résoudre les questions de développement des salissures dans les circuits d'eau. Son travail ne s'achèvera que par une surveillance écologique du milieu menée durant plusieurs années après la mise en service de la centrale.

L'expérience aujourd'hui acquise de l'effet des rejets de chaleur en milieu marin montre que les conditions écologiques locales constituent le paramètre essentiel qui décidera de l'impact de la centrale. Les observations actuellement disponibles montrent que les impacts fortement marqués ont toujours été associés à des conditions très particulières dans lesquelles se faisait le rejet. Il est donc difficile de tirer des conclusions trop générales; nous pouvons toutefois conclure que l'impact essentiel sera localisé dans le champ proche fortement échauffé, si ce n'est uniquement dans le circuit d'eau interne à la centrale par les chocs thermiques, mécaniques ou chimiques s'il y a lieu.

Références bibliographiques

- [1] MARKOVSKI (S.), 1959. — The cooling water of power stations : a new factor of the environment of marine and freshwater invertebrates. *J. Animal. Ecology*, **28**, pp. 243-258.
- [2] ANONYME, 1972. — Environmental statement. Shoreham nuclear power station. *Long Island Lighting Company Docket n° 55-000*. US. AEC. Directorate of licencing Sept. 1972.
- [3] ADAMS (J.R.), 1972. — Nuclear plant siting on coastal areas in California, in : *Siting and operating of Nuclear power plants*, 22 p. Washington D.C. (October 1-4-1972).
- [4] CARPENTER (E.J.) & al., 1974. — Survival of copepods passing through a nuclear power station on Northeastern Long Island Sound U.S.A. *Marine Biology*, **24**, pp. 49-55.
- [5] KERR (J.E.), 1953. — Studies on fish preservation at the Contra Costa steam plant of Pacific Gas and Electric Company. State Department of California, Department of fish and game. *Fish bulletin*, **92**.
- [6] COUTANT (C.C.), 1972 a. — Water quality criteria 1972 : Summary of National Academy Study and implications for nuclear power plants. *In topical Conference on water quality considerations in siting and operating nuclear power plants*. Washington. D.C. [1-4 octobre 1972].
- [7] COUTANT (C.C.), 1972 b. — Biological aspects of thermal pollution II. Scientific basis for water temperature standards at power plants. *C.R.C. Critical Reviews and Environmental Control*, **3**, 1, pp. 1-24.
- [8] LAUER (G.J.) & al., 1974. — *Effects of stresses in the cooling system of the Indian point nuclear power station on the biota of the Hudson River Estuary. U.S.A.*
Discussion du mémoire présenté au Symposium sur les effets physiques et biologiques sur l'environnement des systèmes de refroidissement et des rejets thermiques des centrales nucléaires. I.A.E.A. - Oslo [26-30 août 1974].
- [9] ANCELLIN (J.), EUSTACHE (M.) & VILQUIN (A.), 1973. — *Effets de l'élévation de température du milieu sur la vie marine*. Rapport du laboratoire de Radioécologie Marine du C.E.A. au titre d'un contrat avec EDF, décembre 1973.
- [10] LEWIS (B.G.), 1966. — Chlorination and mussel control. I. The chemistry of chlorinated sea water, a review of litterature. *C.E.G.B. Laboratory note n° RD/L/N 106/66*.
- [11] WAUGH (G.D.), 1964. — Observations on the effects of chlorine on the larvae of oysters (*Ostrea edulis* (L.) and barnacles (*Elminius modestus* (Darwin)), *Ann. Appl. Biol.*, **54**, pp. 423-440.
- [12] HIRAYAMA (K.) & HIRANO (R.), 1970. — Influence of high temperature and residual chlorine on marine phytoplankton. *Marine Biology*, **7**, pp. 205-213.
- [13] NASH (C.E.), 1968. — Power plants as sea farms. *New Scientist*, **40**, pp. 367-369.
- [14] ADAMS (J.R.), 1969. — Thermal power, aquatic life and kilowatts on the Pacific coast. *Proceedings of the American Power Conference*. **31**, pp. 350-359.
- [15] Station Marine d'Endoume, 1972. — *Situation Point zéro du golfe de Fos*. Rapport hydrologie, hydrochimie, plancton. S.P.P.P.I. Marseille [non publié].
- [16] BOUTIÈRE (H.), FIALA (A.), JACQUES (G.) & SOYER (J.), 1973. — *Écologie marine sur le littoral du Languedoc-Roussillon (de Sète à Creus)*. *Rapport C.N.E.X.O.*
- [17] PÉRÈS (J.M.) & DEVÈZE (L.), 1963. — *Océanographie biologique et biologie marine*, **2**, p. 51, Paris P.U.F.

- [18] TIMET (D.), 1962. — Studies on heat resistance in marine fishes. I. Upper letal limits in different species of the Adriatic littoral. *Thalassia Jugosl.*, **2**, 3, pp. 5-21.
- [19] YOUNG (J.S.) & GIBSON (C.L.), 1973. — Effects of thermal effluents on migrating menhaden. *Mar. Poll. Bull.*, **4**, 6, pp. 94-95.
- [20] MORGAN (R.P.) & STROSS (R.G.), 1969. — Destruction of phytoplankton in the cooling water supply of a steam electric plant. *Chesapeake Science*, **10**, 3, 4, pp. 165-171.
- [21] ANONYME 1972. Brandon Shores site power plant evaluation. Rapport J.H.U. P.P.S.E. 1-2-15 november 1972, préparé par the Johns Hopkins University pour le Maryland Power Plant Site Program.
- [22] HEDGPETH (J.W.) & CONOR (J.J.), 1969. — Aspects of the potential effects of thermal alterations on marine and estuarine benthos. Chapter 4 in *Biological Aspects of thermal pollution*, pp. 80-118. Vanderbilt University Press.
- [23] YOUNG (J.S.), 1973. — A marine kill in New-Jersey coastal waters. *Marine Poll. Bull.*, **4**, 5, p. 70.
- [24] GOODYEAR (P.) & WEBB VAN WINCKLE, 1973. — Striped bass population model. **B** (Environmental Statement Report Indian Point Unit 3) [July 12. 1973].
- [25] HAMILTON (D.H.), FLEMER (D.A.), KEEFE (C.W.) & MIHURSKY (J.A.), 1970. — Power plants : effects of chlorination on estuarine primary production. *Science* **169**, pp. 197-198.

Méthodes de calcul de l'étendue de la nappe d'eau chaude

par

J.-P. BENQUE

Électricité de France, Chatou (France)

Résumé

L'estimation de l'impact sur le milieu marin des rejets thermiques des grandes centrales de production d'électricité demande d'abord la connaissance du champ thermique. Pour le littoral méditerranéen, E.D.F. a adopté une méthodologie reposant sur des modèles mathématiques complétés par des mesures *in situ*. On distingue :

— une première zone abordée par un modèle de jet flottant permanent où l'action du vent sur le panache d'eau chaude est prise en compte;

— une deuxième zone peu influencée par le jet où le champ thermique est déterminé en résolvant l'équation de la température; le champ de courant résulte soit d'une estimation utilisant les résultats du modèle de jet flottant soit un calcul résolvant les équations de Saint-Venant en tenant compte de mesures *in situ*.

*
* *

Méthodologie des calculs de taches thermiques

En Méditerranée, l'absence générale de forts courants caractérise le comportement hydrodynamique d'un rejet d'eau chaude. La flottabilité de la nappe d'eau chaude devient un paramètre essentiel permettant au vent une action décisive sur la dispersion du panache. Le problème apparaît dans sa complexité maximum : tridimensionnel et soumis aux facteurs météorologiques.

Après avoir fait l'analyse des différents facteurs qui influencent le champ thermique, il sera présenté les modèles mathématiques utilisés actuellement par E.D.F.

Ces modèles permettent de dégager quelques réflexions qui quantifient l'influence des paramètres initiaux du rejet.

1 - Dynamique et thermique

Le jet qui sort dans la mer a un rôle très important pour la dilution des calories.

Les vitesses dans le jet, au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la côte, diminuent, et peu à peu il se forme une tache.

La mécanique du problème devient différente. Nous distinguerons donc les deux zones suivantes :

- a. zone d'influence du jet,
- b. zone non soumise au jet.

1.1. - Zone d'influence du jet

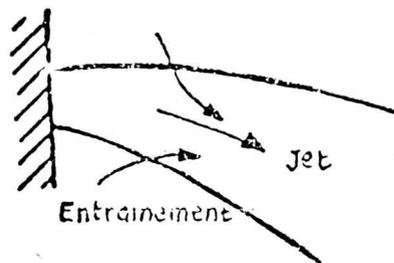
Dans cette zone la dynamique de l'écoulement est principalement influencée par les facteurs suivants :

- jet
 - effet de flottabilité
 - vent
 - courants
 - aspiration de la prise.
- } jet flottant

Les courants sont faibles mais ils existent. Ils ne sont pourtant pas assez forts pour homogénéiser la température sur une verticale si la profondeur d'eau est grande.

Cela permet à la flottabilité du rejet de se développer et donne aux vents une action prépondérante sur le comportement des panaches.

Les variations de température y sont essentiellement dues à la dilution c'est-à-dire au mélange du jet avec le milieu ambiant. Ce mélange est assuré par l'entraînement de ce milieu par le jet.



1.2. - Zone non soumise au jet

Le jet a une quantité de mouvement initiale; par entraînement il accroît sans cesse le débit d'eau déplacée et les vitesses diminuent.

Lorsque la vitesse est devenue suffisamment faible, la dynamique de l'écoulement est influencée par les courants. Il se forme alors une tache et le champ thermique ne dépend plus que des trois paramètres suivants :

- courants
- dispersion dans les courants
- échanges atmosphériques

Examinons successivement les effets de ces facteurs.

Si on s'intéresse à une température moyenne sur une certaine profondeur on sait depuis TAYLOR que la non uniformité des profils de vitesse conduit à une dispersion qui suit les lois physiques de la diffusion.

Les échanges atmosphériques, compte tenu de la surface occupée par la tache, évacuent dans l'atmosphère les calories rejetées dans la mer.

Pour fixer les idées, prenons une centrale de 5 GW électrique, un coefficient d'échange atmosphérique de $50 \text{ W/m}^2\text{°C}$; dans ce cas un échauffement uniforme de 1°C conduit à une tache de 200 km^2 .

La température de cette zone rejaillit sur le jet. On peut admettre que le milieu ambiant dans lequel s'établit le jet est à la température de la tache.

La prise va donc aspirer une eau qui n'est plus à la température naturelle mais déjà échauffée et le jet lui-même entraînera de l'eau également à cette température (Fig. 1).

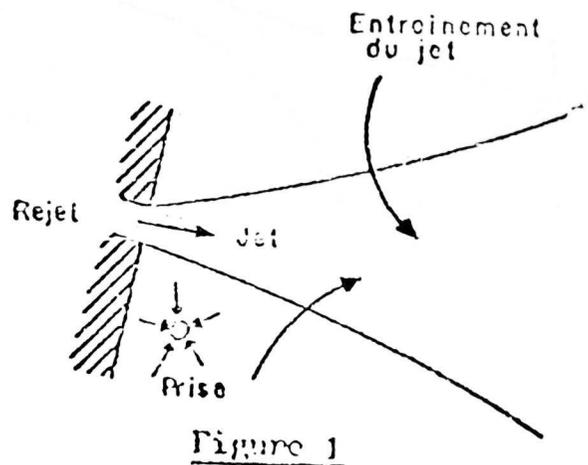


Figure 1

2. - Le champ thermique

2.1. - Zone influencée par le jet de la centrale

2.1.1. - MODÈLE MATHÉMATIQUE

E.D.F. dispose d'un modèle de jet flottant soumis à l'action du vent et de courants transversiers faibles*

Il s'agit d'un modèle à trois dimensions permettant de calculer la température de l'eau dans un jet flottant, turbulent.

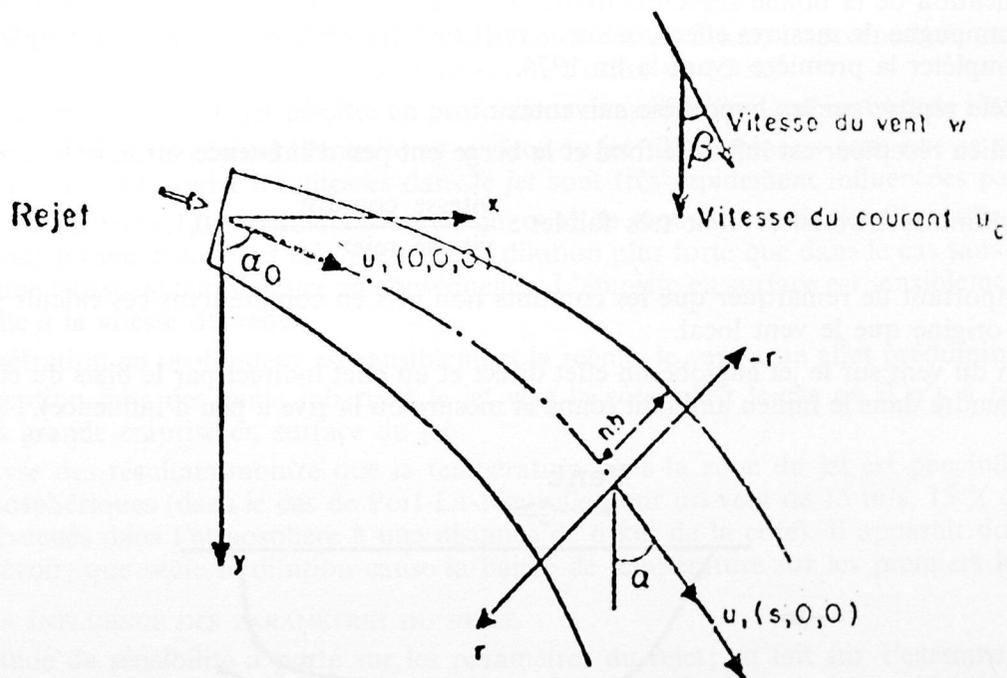


Fig. 2

* LENCIONI : calage du modèle de jet de H. STEFAN et P. VAIDYARAMAN E.D.F. Direction des Études et Recherches.

Il est supposé, comme dans le cas des jets homogènes, des distributions gaussiennes de vitesse et de température dans une section du jet normale à l'axe.

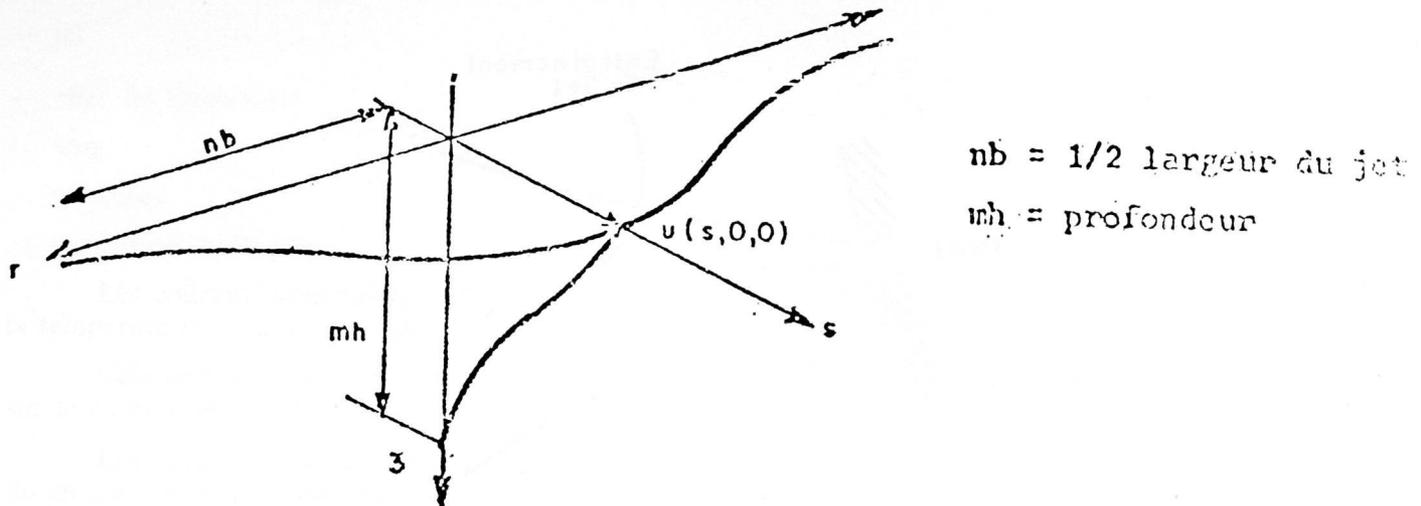


Fig. 3

Le jet est limité dans le calcul aux zones pour lesquelles la vitesse ou la température sont supérieures au centième des valeurs correspondant à l'axe.

Les points d'inflexion des courbes de GAUSS se situent au tiers des distances précédentes et la température et la vitesse y sont égales à 60 % de celles sur l'axe en surface.

La résolution des équations de la Mécanique du Fluide, complétées par des relations empiriques permet de calculer la température et la vitesse sur l'axe du jet. De ces valeurs on repasse aux valeurs en tout point de la section grâce aux profils gaussiens.

La vérification de la bonne représentativité et l'étalonnage de ce modèle ont été effectués grâce à une première campagne de mesures effectuée sur le rejet de l'Hérault, une seconde campagne sur le même site viendra compléter la première avant la fin 1974.

Le modèle repose sur les hypothèses suivantes :

- le milieu récepteur est infini (le fond et la berge ont peu d'influence sur le jet);
- les courants traversiers sont très faibles : $\frac{\text{vitesse courant}}{\text{vitesse rejet}} \sim 0,1$.

Il est important de remarquer que les courants non pris en compte dans ces calculs sont ceux qui ont une autre origine que le vent local.

L'action du vent sur le jet englobe un effet direct et un effet indirect par le biais du courant que ce même vent engendre dans le milieu ambiant (dans la mesure où la rive a peu d'influence).

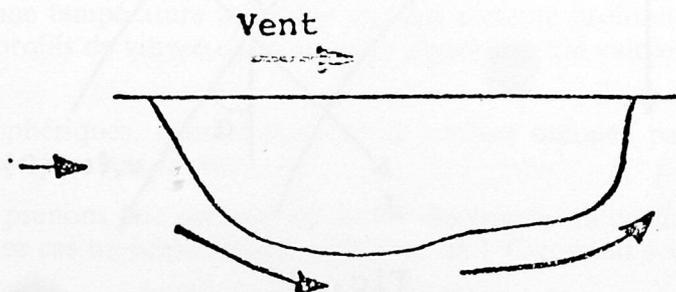


Fig. 4

Par ailleurs, le modèle ne peut prendre en compte qu'un courant traversier uniforme; on ne peut donc ici tenir compte des courants induits par la prise.

Les paramètres pris en considération dans le calcul sont les suivants :

— pour la centrale :

- débit d'eau de circulation dans les condenseurs,
- échauffement de l'eau au passage dans les condenseurs,
(Ces deux paramètres sont fonction de la puissance électrique de la centrale).
- les caractéristiques hydrauliques du canal de rejet : section et vitesse de l'eau.

— pour les conditions météorologiques :

- la direction et la force du vent.

Pour chaque jeu de paramètres, les résultats sont présentés sous la forme suivante :

— la courbe donnant l'aire de l'emprise de la tache thermique en surface en fonction de l'échauffement,

— la même courbe sous forme adimensionnelle en rapportant les échauffements à l'échauffement au condenseur et les surfaces à l'aire de la section du canal de rejet,

— la courbe donnant la profondeur du jet en fonction de la distance le long de l'axe du jet (la profondeur du jet étant définie par le point où l'échauffement est le centième de l'échauffement en surface).

2.1.2. - TACHE THERMIQUE POUR DIFFÉRENTS VENTS

Il faut noter que le champ de température donné ici représente l'écart de température par rapport à la température du milieu ambiant supposée uniforme.

Cette température est comme nous l'avons déjà dit celle de la tache dans laquelle se développe le jet.

La température absolue en tout point s'écrit :

$$T(x,y) = \Delta T(x,y) + T_{\text{ambiant}}^*$$

$\Delta T(x,y)$ est le champ de température donné par les calculs de jet flottant.

Des calculs effectués pour le cas d'une centrale implantée à Port-La-Nouvelle on peut, dégager les résultats suivants :

1. Pour une abscisse curviligne le long de l'axe du jet de 6 km, la profondeur atteinte telle que nous l'avons définie, quel que soit le cas de vent est de l'ordre de 15 m.

La pente avec laquelle le jet pénètre en profondeur dans le milieu ambiant est de l'ordre de 2/1000.

2. Le vent réduit en général l'emprise en surface du jet; il le « pince » sans que sa profondeur soit sensiblement accrue. Par contre les vitesses dans le jet sont très rapidement influencées par le vent.

Si le vent contribue à l'argumentation de quantité de mouvement du jet (il souffle dans le même sens), les vitesses restent grandes et cela permet une dilution plus forte que dans le cas sans vent (calculs 1 et 2) et donc une baisse de température en conséquence. L'emprise en surface est sensiblement inversement proportionnelle à la vitesse du vent.

La pénétration en profondeur est sensiblement la même, le vent a un effet prédominant en surface.

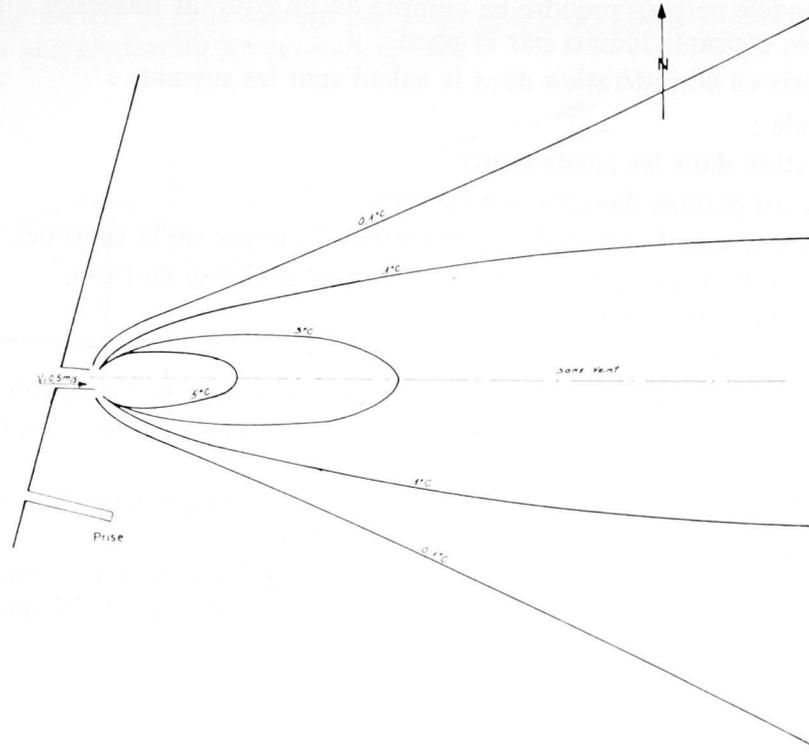
3. Exception faite des vents rabattant le jet vers la côte, c'est le cas où il n'y a pas de vent qui donne la plus grande emprise en surface du jet.

L'analyse des résultats montre que la température dans la zone du jet est peu influencée par les échanges atmosphériques (dans le cas de Port-La-Nouvelle pour un vent de 15 m/s, 15 % de la puissance initiale sont évacués dans l'atmosphère à une distance de 6 km de la côte). Il apparaît donc, comme on pouvait le prévoir, que seule la dilution cause la baisse de température sur les premiers kilomètres.

2.1.3. - INFLUENCE DES PARAMÈTRES DU REJET

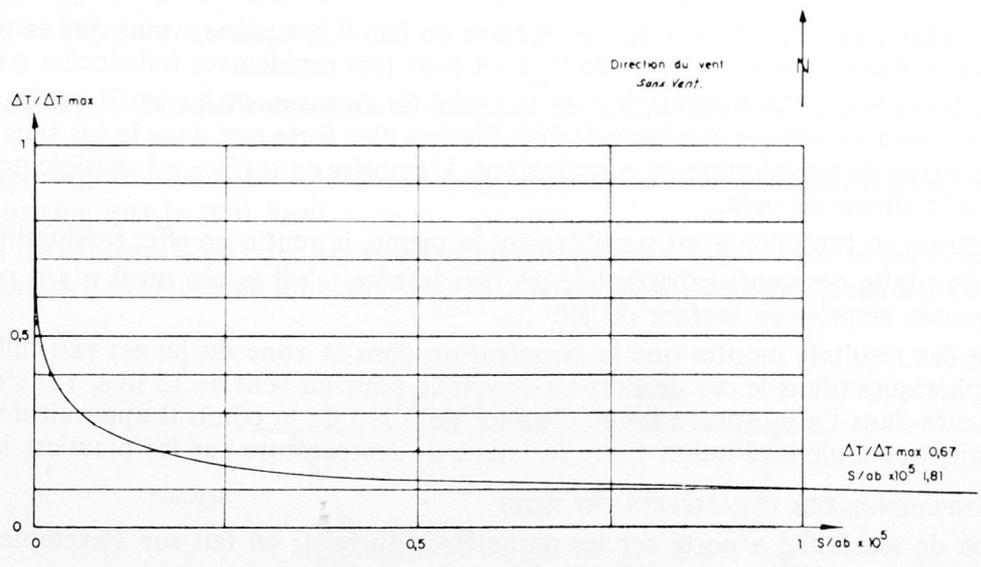
Une étude de sensibilité a porté sur les paramètres du rejet; en fait sur l'exemple concret de la centrale de Port-La-Nouvelle, les paramètres étaient :

* Il faut remarquer que le champ $\Delta T(x,y)$ dépend peu de la température ambiante du fait que les échanges atmosphériques ont une faible influence sur ce champ $\Delta T(x,y)$ et que le comportement thermique du jet ne dépend pas du niveau de base de la température.



$Q = 170 \text{ m}^3/\text{s}$ $b = 42,5 \text{ m}$
 $\Delta T = 15^\circ \text{C}$ $G = 5 \text{ GW}$
 $a = 4 \text{ m}$ $v_s = 0,5 \text{ m/s}$

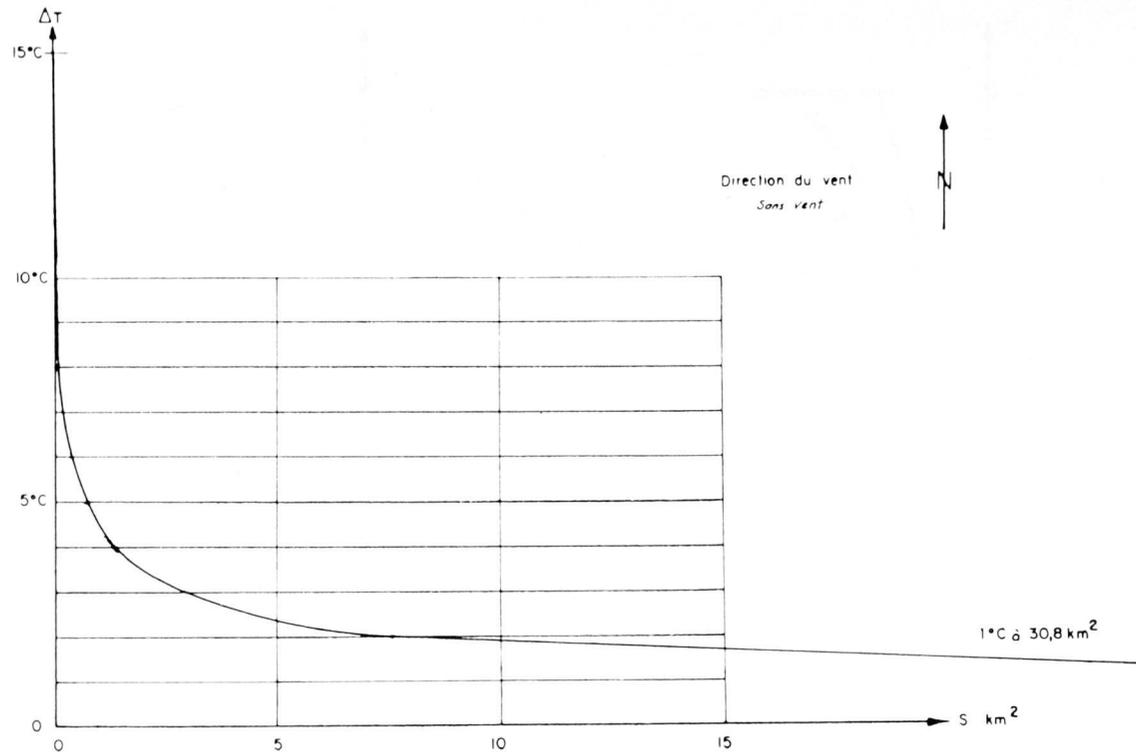
Calcul 1 A



$Q = 170 \text{ m}^3/\text{s}$ $b = 42,5 \text{ m}$
 $\Delta T = 15^\circ \text{C}$ $G = 5 \text{ GW}$
 $a = 4 \text{ m}$ $v_s = 0,5 \text{ m/s}$

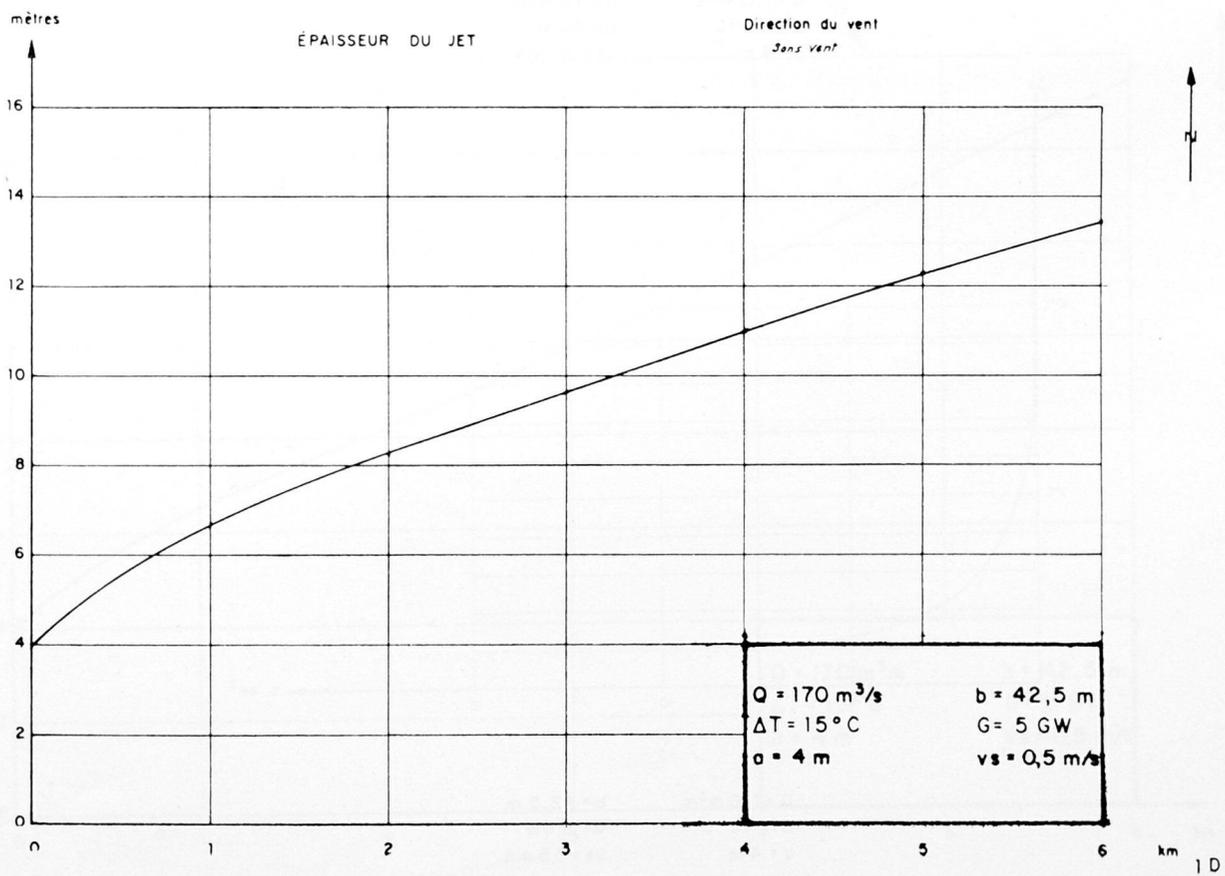
$\Delta T / \Delta T_{\text{max}} = 0,67$
 $S / ab \times 10^5 = 1,81$

1 C



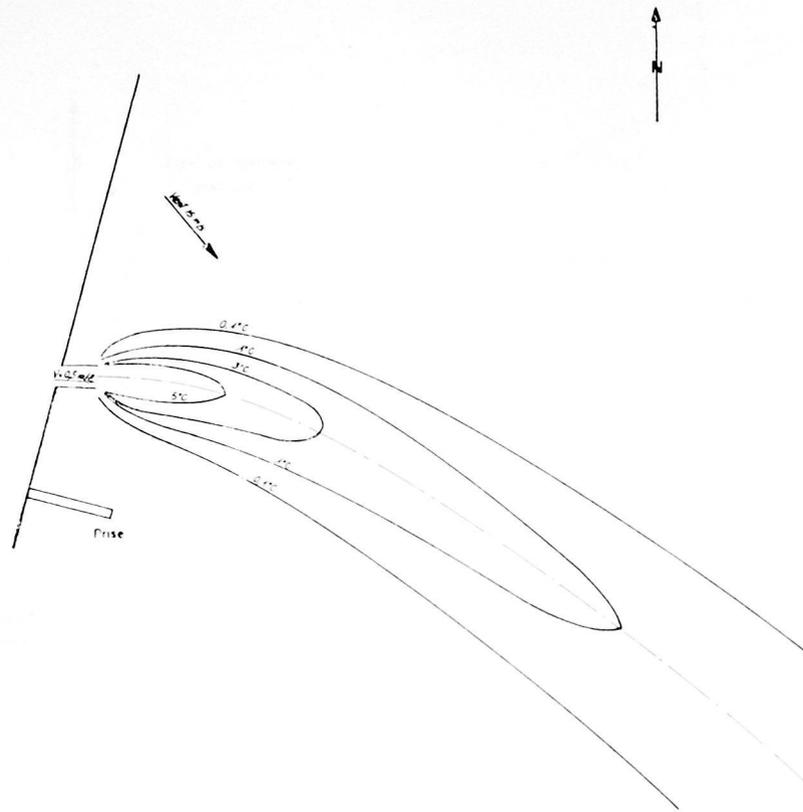
$Q = 170 \text{ m}^3/\text{s}$ $b = 42,5 \text{ m}$
 $\Delta T = 15^\circ \text{C}$ $G = 5 \text{ GW}$
 $a = 4 \text{ m}$ $v_s = 0,5 \text{ m/s}$

1 B



$Q = 170 \text{ m}^3/\text{s}$ $b = 42,5 \text{ m}$
 $\Delta T = 15^\circ \text{C}$ $G = 5 \text{ GW}$
 $a = 4 \text{ m}$ $v_s = 0,5 \text{ m/s}$

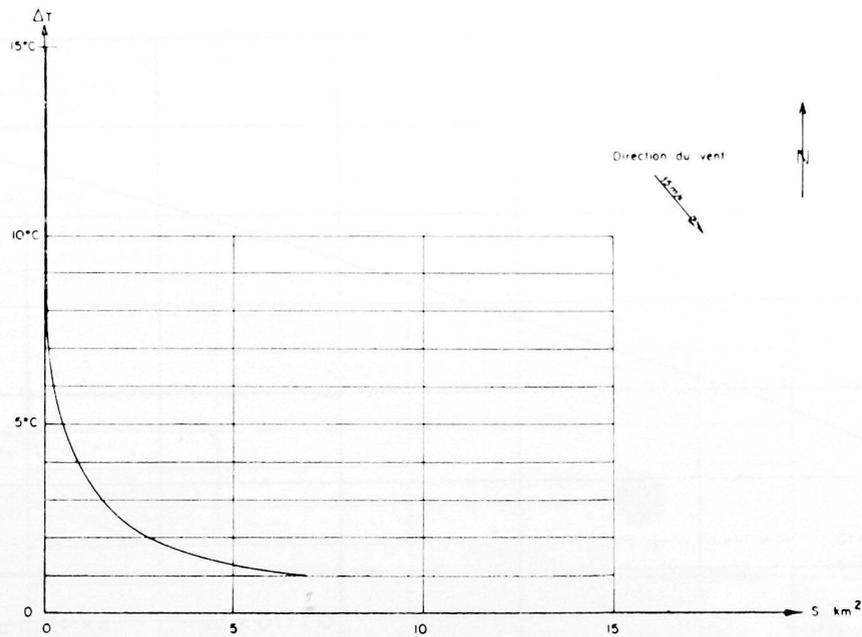
km 1 D



0 → 1 km

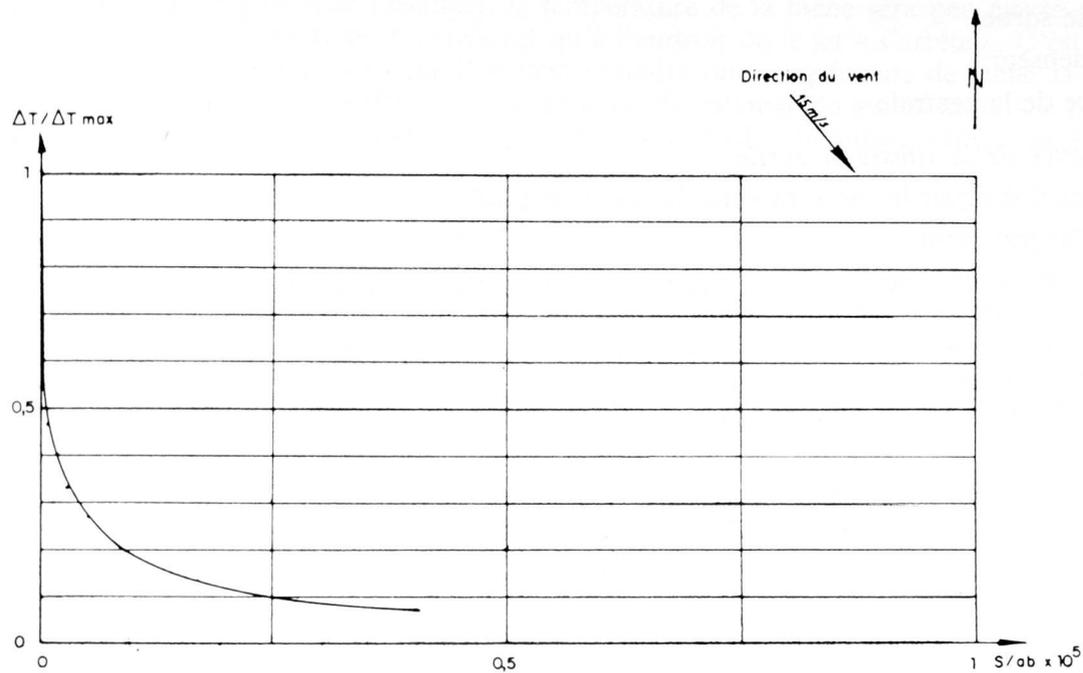
$Q = 170 \text{ m}^3/\text{s}$ $b = 42,5 \text{ m}$
 $\Delta T = 15^\circ\text{C}$ $G = 5 \text{ GW}$
 $a = 4 \text{ m}$ $v_s = 0,5 \text{ m/s}$

Calcul 2 A



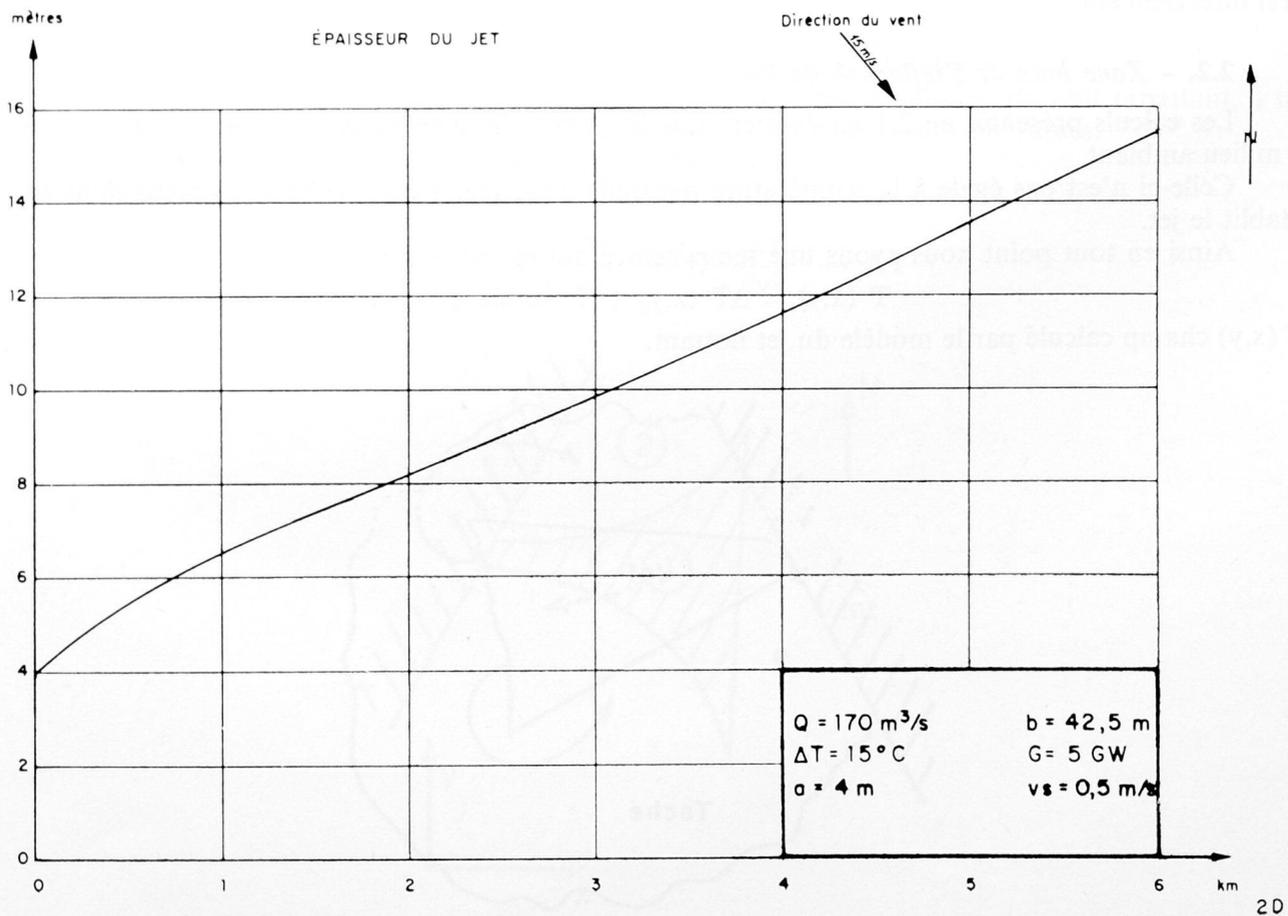
$Q = 170 \text{ m}^3/\text{s}$ $b = 42,5 \text{ m}$
 $\Delta T = 15^\circ\text{C}$ $G = 5 \text{ GW}$
 $a = 4 \text{ m}$ $v_s = 0,5 \text{ m/s}$

2 B



$Q = 170 \text{ m}^3/\text{s}$ $b = 42,5 \text{ m}$
 $\Delta T = 15^\circ\text{C}$ $G = 5 \text{ GW}$
 $a = 4 \text{ m}$ $v_s = 0,5 \text{ m/s}$

2C



2D

- vitesse de sortie
- ΔT condenseur
- puissance de la centrale

Influence de la vitesse de sortie

Il faut distinguer le cas sans vent du cas avec vent :

- Cas sans vent :

Une vitesse de sortie élevée assure un meilleur mélange mais son effet décroît avec la distance à la berge. Ceci est dû en partie au fait que les échanges atmosphériques pour de grandes surfaces commencent à avoir de l'influence; mais, surtout à ce que, à une grande distance de la côte, les vitesses dans le jet ne dépendent plus des conditions initiales.

Pour l'isotherme 1°C , les surfaces occupées sont pratiquement inversement proportionnelles aux vitesses initiales.

- Cas avec vent :

L'influence de la vitesse de sortie se fait toujours sentir dans une zone proche du rejet mais la présence de vent égalise plus rapidement la dilution.

Influence de l'échauffement au condenseur

La surface des isothermes croît avec l'échauffement au condenseur. Les courbes adimensionnelles donnant l'échauffement réduit en fonction de l'aire réduite des isothermes sont, à puissances de centrales égales voisines les unes des autres. Cela est dû à un même taux de dilution, les vitesses sont peu influencées par les variations de densité.

Influence de la puissance de la centrale

L'action du vent est prépondérante dans la variation de l'emprise de la tache thermique avec la puissance de la centrale; mais les autres paramètres (échauffement du condenseur, vitesse de l'eau du rejet) interviennent.

2.2. - Zone hors de l'influence du jet

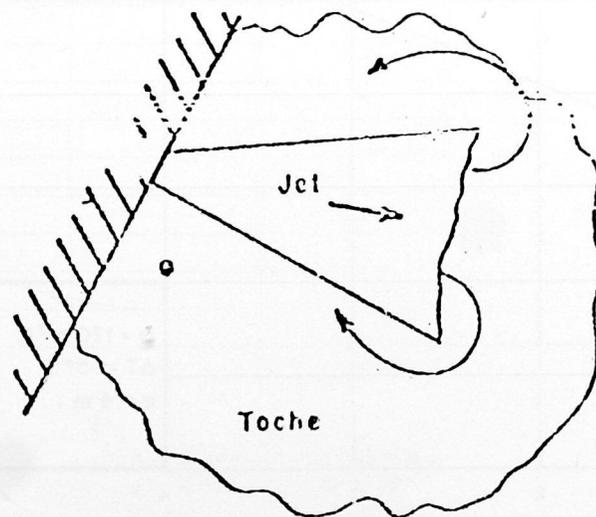
Les calculs présentés en 2.1 ne donnent que le champ de température à rajouter à la température du milieu ambiant.

Celle-ci n'est pas égale à la température naturelle de la mer mais à celle de la tache dans laquelle s'établit le jet.

Ainsi en tout point nous avons une température qui est égale à :

$$T(x,y) = \Delta T(x,y) + T_{\text{ambiant}}$$

$\Delta T(x,y)$ champ calculé par le modèle du jet flottant.



Si le jet a la possibilité de bien mélanger, la température de la tache sera peu élevée. En effet, la température maximale de la tache ne peut se trouver qu'à l'endroit où le jet « s'arrête ». C'est donc pour le vent qui rabat les calories vers la côte que l'on peut craindre une température de tache la plus élevée et donc une recirculation importante. Dans ce cas, le pouvoir de mélange du jet est réduit : à une certaine distance de la côte (par exemple 5 km environ pour Port-La-Nouvelle), la vitesse dans le jet est nulle.

CAS DU VENT FACE AU JET

L'action du vent sur le jet l'oblige à s'épanouir et on peut même constater un enfoncement du jet dans le milieu ambiant. Ceci, causé par le cisaillement dû au vent contribue à homogénéiser la température sur une verticale. Le jet convecte la puissance de la centrale en la distribuant sur sa largeur et sa profondeur; là où la vitesse s'annule, l'apport convectif disparaît.

Nous allons nous intéresser aux valeurs moyennes de la température sur une verticale, sur la hauteur du jet en cette section extrême où la vitesse s'annule. Le vent soufflant vers la côte fait naître un courant de retour en surface vers le rivage alors qu'au fond on a une inversion de vitesse. Lorsqu'il s'établit un régime permanent la convection moyenne sur une verticale est nulle. On sait depuis TAYLOR que les variations de vitesse sur la verticale provoquent une dispersion (diffusion à grande échelle). Lorsque le jet a perdu sa quantité de mouvement tout se passe comme si seule une dispersion ramenait les calories en partie vers la côte.

Dans ce cas, l'équation du champ thermique est :

$$\rho C_p \frac{\partial T}{\partial t} = D_X \frac{\partial^2 T}{\partial x^2} + D_Y \frac{\partial^2 T}{\partial y^2} - AT$$

où :

ρC_p : chaleur massique

D_X : coefficient de dispersion dans la direction de l'axe des x

D_Y : coefficient de dispersion dans la direction de l'axe des y

A : coefficient d'échange atmosphérique

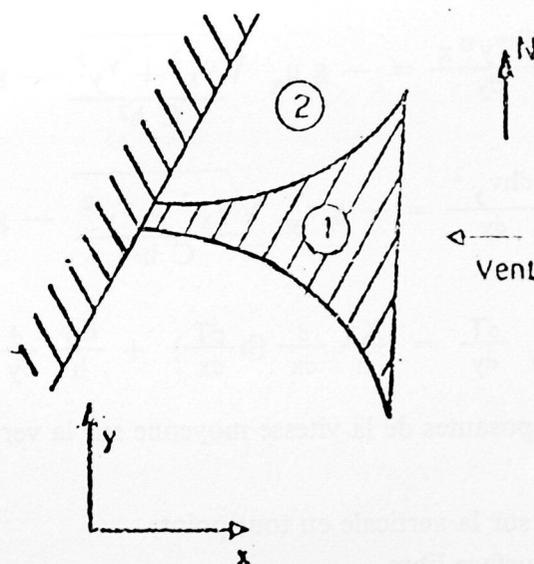
$T(t,x,y)$: température moyenne sur la verticale en fonction de x, y, et du temps

Il semble donc naturel de raccorder ce modèle de jet, dans ces conditions de vent rabattant, à un autre modèle ne faisant plus intervenir que la dispersion et les échanges atmosphériques.

Dans le domaine (1), on applique le modèle de jet flottant.

Dans le domaine (2), on résout l'équation :

$$\rho C_p \frac{\partial T}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 T}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 T}{\partial y^2} - AT$$



La schématisation fort simple du champ de vitesse créé par le vent permet seulement d'avoir une idée de l'ordre de grandeur des coefficients de dispersion ($D_x = 50 \text{ m}^2/\text{s}$, $D_y = 1 \text{ m}^2/\text{s}$).

On constate que le modèle de dispersion donne une température approximativement uniforme dans la zone du jet, ceci justifie a posteriori l'utilisation du modèle de jet dans cette zone (dans ce modèle on suppose que le milieu ambiant est à température constante).

CAS GÉNÉRAL

Dans les calculs précédents, il n'a pas été tenu compte des courants ni de leur caractère aléatoire dans le temps. Ce cas va être l'objet du présent paragraphe.

Les courants en Méditerranée ont des causes diverses et, dans l'état actuel des connaissances, il faut avoir recours aux mesures en site pour les déterminer.

La variabilité de ces courants peut conduire à ne considérer que des états transitoires. Le modèle présenté précédemment n'est utilisable que pour donner les premiers ordres de grandeurs et pour fixer les idées sur l'influence qualitative des paramètres du rejet.

Pour tenir compte du caractère non permanent de la tache thermique, la méthode suivante a été adoptée :

Il a été vu que le jet pénètre dans le milieu ambiant avec une pente de l'ordre de 2/1000; on s'intéresse ici aux valeurs moyennes des températures dans la zone délimitée par le jet (Fig. 6).

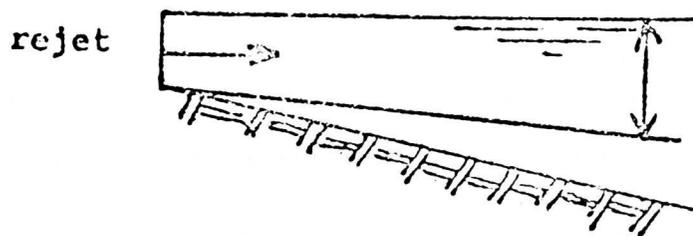


Fig. 6

On considère alors un domaine autour de la centrale de 400 km^2 , dans lequel les équations de Saint Venant, couplées à une équation de la température sont résolues :

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial u_x h}{\partial x} + \frac{\partial v_y h}{\partial y} = 0$$

$$\frac{\partial u_x h}{\partial t} + \frac{\partial h u_x^2}{\partial x} + \frac{\partial h v_y u_x}{\partial y} = -g u_x \frac{\sqrt{u_x^2 + v_y^2}}{C h^2} - g h \frac{\partial Z}{\partial X} + \nu \Delta u_x h$$

$$\frac{\partial v_y h}{\partial t} + \frac{\partial h u_x v_y}{\partial x} + \frac{\partial h v_y^2}{\partial y} = -g v_y \frac{\sqrt{u_x^2 + v_y^2}}{C h^2} - g h \frac{\partial Z}{\partial Y} + \nu \Delta v_y h$$

$$\frac{\partial T}{\partial t} + u_x \frac{\partial T}{\partial x} + v_y \frac{\partial T}{\partial y} = \frac{K_x}{h} \frac{\partial}{\partial x} (h \frac{\partial T}{\partial x}) + \frac{K_y}{h} \frac{\partial}{\partial y} (h \frac{\partial T}{\partial y}) - AT$$

où $u_x(x,y,t), v_y(x,y,t)$ sont les composantes de la vitesse moyenne sur la verticale,

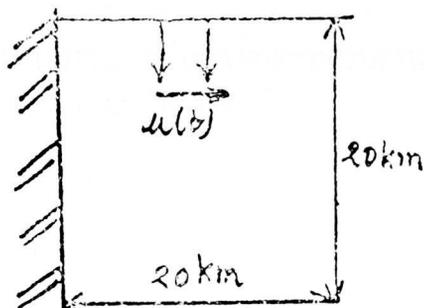
$h(x,y,t)$ la profondeur d'eau,

$T(x,y,t)$ la température moyenne sur la verticale en tout point,

$Z(x,y,t)$ représente la cote de la surface libre.

Aux limites du domaine, les courants, variables en fonction du temps, déduits des mesures (Fig. 7) sont imposés.

Fig. 7



Il est ainsi procédé à une simulation au régime non permanent du rejet dans des conditions météorologiques et hydrologiques tirées de mesures *in situ*.

Les méthodes de calcul exposées ici ne prétendent pas être irréprochables, il reste en fait beaucoup de problèmes à résoudre. Toutefois, les résultats que l'on peut en tirer constituent un ordre de grandeur acceptable pour résoudre la question de l'impact thermique d'une centrale implantée sur le littoral méditerranéen, ces résultats étant confiés au biologiste (en fait, bien sûr des équipes importantes) pour lui permettre de mener à bien ses propres études pour aboutir à un diagnostic sur l'effet du rejet sur le milieu marin.

Des interactions entre pollutions thermiques et pollutions par hydrocarbures

par

M. FONTAINE, J.-C. LACAZE, X. LE PEMP et O. VILLEDON DE NAÏDE

Laboratoire de Physiologie des Êtres marins, Institut océanographique, Paris (France)

Alors que les nécessités d'organisation de ces deux journées ont conduit à séparer l'étude des conséquences de la pollution par hydrocarbures de celle des conséquences des pollutions thermiques, il nous est apparu qu'il serait peut-être opportun de souligner les interactions démontrées ou vraisemblables de ces deux types de pollutions.

Donnons d'abord un exemple concret : les expériences de GRIFFITH [1972] sur les petits mollusques *Littorina littorea*. Cet auteur fait agir sur ces mollusques, à deux températures différentes et toutes choses égales d'ailleurs, un pétrole ayant subi un taux donné d'évaporation, et à diverses concentrations. Il prend comme critère de la bonne condition physique des mollusques le fait d'adhérer fortement aux parois de l'aquarium, ce qui est la position normale des Littorines. D'après la courbe représentant le pourcentage d'animaux fixés sur les parois en fonction des concentrations d'un pétrole déterminé, on constate que la température exerce une influence sur la toxicité des pétroles et pour des différences de 6° environ, qui sont donc de l'ordre de celles pouvant résulter de certaines pollutions thermiques [ROESSLER, 1971]. Il est probable que la température la plus élevée détermine des exigences respiratoires plus considérables que la température inférieure, exigences qui ne peuvent être satisfaites par suite soit de la présence du film pétrolier à la surface du corps (en particulier des branchies), soit de la toxicité de certains éléments du pétrole au niveau des mécanismes intimes de la respiration cellulaire et c'est pourquoi un état pathologique et la mort apparaissent plus rapidement à 11° qu'à 4°.

Les travaux de plusieurs d'entre nous [LACAZE, 1974 et divers travaux en cours] sur la productivité primaire des eaux marines et ses fluctuations sous l'influence d'une pollution pétrolière en fonction de différentes conditions de milieu suggèrent aussi une action de la température sur la toxicité des pétroles vis-à-vis du phytoplancton. La mise en évidence de cette action peut conduire à plusieurs types d'investigations. Indiquons brièvement le protocole expérimental et les résultats obtenus pour deux d'entre elles.

Influence des saisons

On verse, dans chacun des éléments d'une série d'ampoules à décanter identiques, un litre d'eau de mer fraîche et différentes quantités de pétrole (Koweit). Après agitation, les récipients sont immergés 48 heures dans un grand bassin situé devant le laboratoire maritime de Dinard. Leur contenu est donc soumis à des conditions naturelles d'éclairement et de température. Après le laps de temps indiqué, la phase aqueuse des différentes ampoules est recueillie et la production primaire de la communauté planctonique qu'elle contient est évaluée par la méthode du carbone 14, selon un protocole récemment décrit [LACAZE, 1974].

Notons que ces travaux ne sont pas réalisés à proprement parler avec des « solutions », mais avec des extraits obtenus par une agitation de la phase pétrolière et de l'eau de mer, suivie d'une décantation. Ces conditions simulent certains types de pollution marine. Sans aucun doute, des microémulsions existent dans de tels milieux et celles-ci constituent, au même titre que la partie soluble, un élément — non le moindre — de la pollution. L'influence de ce paramètre est intégrée dans les résultats de l'expérimentation.

Des phénomènes de dégradation se produisent également. La toxicité du pétrole correspond donc aux effets conjugués des hydrocarbures solubilisés à partir de la couche de surface, des microémulsions, des produits de l'oxydation biologique et chimique, effets qui se présentent simultanément dans les conditions naturelles.

Il est aisé de récupérer, dans un solvant approprié, les hydrocarbures résiduels contenus dans de tels extraits. Aussi avons-nous réalisé ceux-ci en double, une série étant consacrée aux études de toxicité, alors que les hydrocarbures résiduels étaient récupérés dans l'autre pour effectuer ultérieurement des analyses qualitatives et quantitatives des hydrocarbures responsables des effets observés. Toutefois, ne possédant pas l'appareillage nécessaire, nous conservons ces échantillons, avec l'espoir qu'une action concertée réellement efficace permettra, un jour prochain, leur analyse.

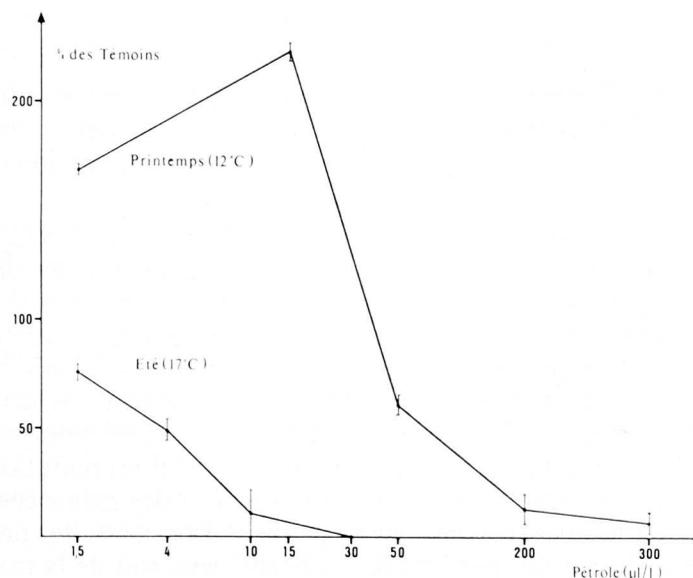


FIG. 1. — Relation entre les volumes de pétrole (Koweit) utilisés pour la fabrication des extraits et la production primaire du phytoplancton exprimée en pourcentage par rapport aux témoins. Le contact biocénose-extrait est de 48 heures. Les lignes verticales représentent l'intervalle de confiance pour $P < 0,05$ ($n = 6$).

Les résultats portés sur la fig. 1 et exprimés en pourcentage par rapport à la production primaire de volumes d'eau non pollués soumis aux mêmes conditions expérimentales nous indiquent que la toxicité est plus élevée en été qu'au printemps. Cette différence s'explique soit par une sensibilité plus grande de la biocénose estivale, qualitativement et quantitativement différente, soit par une meilleure solubilisation des hydrocarbures en été, du fait de la température plus élevée des eaux à cette période, soit par les deux phénomènes. L'étude de cette figure nous démontre également que le phénomène est encore plus complexe, puisque les essais de printemps (cas où la quantité d'hydrocarbures dissoute est la plus minime) mettent en évidence une stimulation de la productivité pour les plus faibles doses. Ce phénomène correspond bien à une réalité, car il a été signalé par GORDON & PROUSE [1973] dans des conditions expérimentales très proches de celles de LACAZE. Quelques auteurs avaient indiqué d'ailleurs auparavant des stimulations de multiplication cellulaire dans le cas de cultures d'algues polluées par des produits pétroliers [LACAZE, 1969; HUTCHINSON *et al.*, 1972]. Peut-être cette différence provient-elle des différences de solubilité, en fonction de la température, existant entre les substances de type auxinique mises en évidence dans le pétrole [GUDIN & HARADA, 1974a], d'inhibiteurs de croissance de la série des phtalates [GUDIN & HARADA, 1974b] ou simplement de substances toxiques. On ne peut aussi exclure l'hypothèse d'une sensibilité aux auxines des populations phytoplanctoniques printanières plus grande que celle des populations estivales. Cependant de tels résultats, s'ils suggèrent une action de la température, restent difficiles à interpréter, du fait de la multiplicité des facteurs variant entre les expériences de printemps et d'été. Nous avons donc abordé l'influence directe de la température.

Incidence directe de la température sur la toxicité des produits pétroliers

Ce type d'expérimentation a pour but de rechercher la toxicité des hydrocarbures en concentrations identiques, à diverses températures. Il nous permettra donc de répondre à la question : « Y a-t-il une action directe de la température? ».

Une étude préliminaire a été réalisée avec deux produits : (1) une dose de phénol (180 mg/l), polluant d'origine pétrolière, de structure simple et particulièrement soluble; (2) un extrait de pétrole, mélange complexe. Leurs effets sont étudiés au laboratoire, sur la production primaire (mesurée par la méthode du carbone 14) de cultures de la diatomée *Phaeodactylum tricornutum* Bolhen. Notons qu'il s'agit, dans ce cas, d'essais de courte durée (4 heures de contact polluant-culture).

L'extrait est constitué en introduisant 1 litre d'eau de mer filtrée (filtre Watman G.F.C.) et 1 ml de pétrole (Koweit) dans une ampoule à décanter. Après agitation, on laisse décanter 12 heures, à l'obscurité. La solution de phénol est effectuée quelques minutes avant le début de l'expérience.

L'extrait ou l'eau de mer contenant le phénol aux doses indiquées ci-dessus est réparti dans des flacons en verre de 125 ml; on incorpore ensuite des parties aliquotes contenant chacune $3 \cdot 10^6$ cellules d'une culture en phase exponentielle (température de maintien de l'algue au laboratoire : 16°C), puis le carbone 14. Les flacons sont alors déposés durant 4 heures dans les 8 bacs thermostatés d'un dispositif expérimental (1) — assez proche du modèle décrit antérieurement par BROUARDEL [1973] — permettant de réaliser à la fois un gradient étendu de température et un éclairage homogène de 10.000 lux (fig. 2).

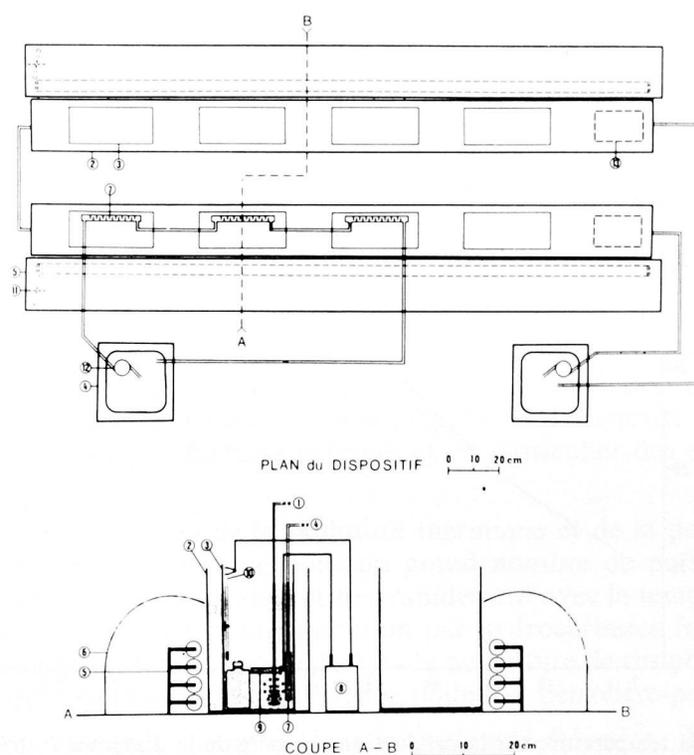


FIG. 2. — Dispositif utilisé pour l'étude des effets conjugués d'une pollution thermique et chimique. 1 : Aérateur, 2 : Bac de circulation, 3 : Bac thermostaté, 4 : Groupe frigorifique, 5 : Rampe d'éclairage (longueur : 2 mètres), 6 : Réflecteur et conduit de ventilation, 7 : Réfrigérant, 8 : Relais, 9 : Résistance, 10 : Thermomètre à contact, 11 : Ventilateur, 12 : Pompe refoulante, 13 : Pompe d'homogénéisation.

Cette expérience nous indique que la production primaire de *P. tricornutum* croît avec la température (fig. 3). Notons qu'au cours de l'étude, l'optimum de la production primaire de cette microalgue n'a pas été atteint pour la température la plus élevée utilisée (25°C), ce qui revient à dire que nous étudions ici les effets des températures suboptimales, du moins pour ces courtes durées.

Nous avons également porté, sur la figure 4, les pourcentages de la production primaire des échantillons pollués par rapport aux témoins pour les différentes températures.

(1) Nous remercions vivement MM. C. ANGEE & L. UNGVARI pour la réalisation de ce dispositif.

On constate que c'est aux basses températures que la toxicité est la plus importante. Toutefois, la relation toxicité-température ne présente pas une proportionnalité rigoureuse; ainsi, dans le cas de l'extrait, c'est-à-dire d'un mélange complexe, on note une augmentation brutale de la toxicité (30 %) quand on passe de 16 à 14°C. Signalons également qu'entre 14°C et 7°C, la toxicité ne varie pratiquement pas. Notons qu'entre 20 et 25°, la toxicité est indépendante de la température pour les deux produits.

Quelles conclusions pouvons-nous tirer de ces expériences? Remarquons, en premier lieu, que les toxicités sont plus élevées dans deux cas : (1) au cours de la période estivale (la température des eaux est alors plus élevée), mais, comme nous l'avons fait remarquer, cette expérience n'est pas pleinement démonstrative, puisque la composition du plancton estival est vraisemblablement différente de celle du plancton printanier; (2) lorsqu'on provoque conjointement une pollution chimique et un abaissement de la température au-dessous de la température d'adaptation préalable de l'algue expérimentée. Dans le premier cas, l'influence de la température sur la solubilisation du polluant peut exercer une action prépondérante; par contre, dans le cas d'une pollution conjointe, ce phénomène ne peut prévaloir, puisque la toxicité varie en sens inverse de la température.

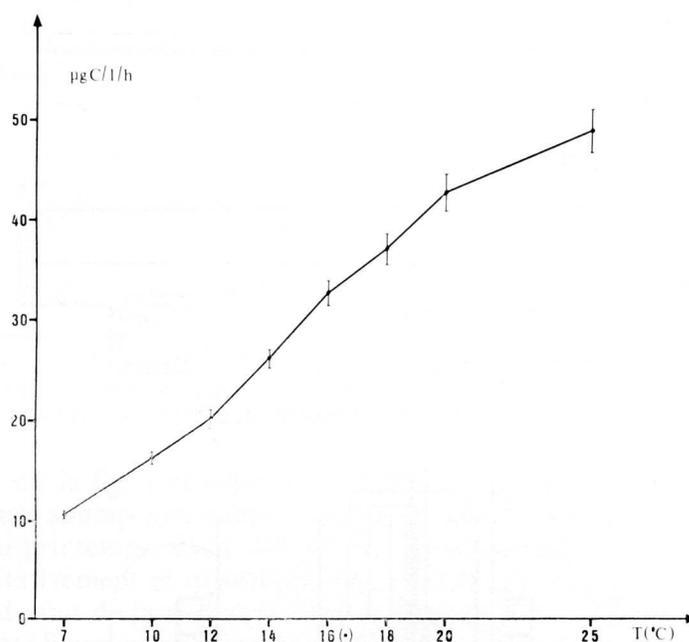


FIG. 3. — Influence de la température sur la production primaire de la diatomée *P. tricornutum*. Les lignes verticales représentent l'intervalle de confiance. Celui-ci est habituellement de 4 % pour ce type de mesure ($P < 0,05$).

(*) Température de maintien de la souche.

Signalons, en second lieu, la différence considérable de toxicité entre ces deux types d'essais, toxicité qui est probablement surtout fonction de la durée de l'expérience. Le tableau I rassemble les données résumant les conditions réalisées pour les deux catégories d'expériences. La figure 3 nous indique que pour 16°C (température d'adaptation de la culture), on observe une réduction de la production primaire de 50 %; l'extrait est alors constitué à partir d'un millilitre de pétrole (expérience « Effets conjugués pollution pétrolière et thermique » : 4 heures de contact culture-extrait). Par contre, dans le cas d'essais à plus long terme (expérience « Influence des saisons » : 52 heures de contact biocénose-extrait), 4 à 70 microlitres suffisent pour obtenir le même résultat (fig. 1). Nous avons noté ailleurs [LACAZE, 1974] cette augmentation de la toxicité du pétrole en fonction du temps; on sait maintenant que certains hydrocarbures sont soumis à des oxydations photochimiques très rapides [BURWOOD & SPEERS, 1974; FRANKENFELD, 1973] qui provoquent l'apparition de composés solubles dans l'eau. Une augmentation très nette de la toxicité est alors observée [LACAZE, résultats inédits].

Tableau I. — Conditions expérimentales établies pour étudier (1) l'influence des saisons et (2) l'effet direct de la température sur la toxicité d'extraits de pétrole

Types d'expérimentation	Constitution des extraits (décantation)			Mesures de production primaire (incubation)			Temps de contact microalgues-extraits
	Durée	Éclair-ement	Tempé-rature	Durée	Éclair-ement	Tempé-rature	
Influence des saisons :							
Printemps (20/4/74)	48 h (1)	solaire	de l'estuaire (12° ± 0,5)	4 h (2)	10.000 lux	12° ± 0,5	52 h (1)+(2)
Été (10/8/74)	48 h (1)	solaire	de l'estuaire (17° ± 0,5)	4 h (2)	10.000 lux	17°C ± 0,5	52 h (1) + (2)
Influence de la température	12 h (1)	nul	15°C	4 h (2)	10.000 lux	de 7 à 25°C	4 h (2)

Ces deux types d'expérimentations, dont nous avons décrit ici les protocoles et les résultats d'une façon très succincte, sont complémentaires et contribuent tous deux à une meilleure connaissance des effets des hydrocarbures dans le milieu naturel; ils soulignent la complexité de l'étude des effets réels d'une pollution en fonction des divers facteurs externes et en particulier des effets long terme au niveau des écosystèmes.

Un autre aspect d'une interaction de la pollution thermique et de la pollution par hydrocarbures est l'aspect nutritionnel. On sait en effet que pour un grand nombre de poïkilothermes et notamment pour les poissons, les besoins alimentaires s'élèvent très rapidement avec la température, dans une certaine marge de température, bien entendu. Or si une pollution par hydrocarbures freine le développement des proies qui constituent — directement ou indirectement — la nourriture de ces poïkilothermes, il apparaîtra un état de sous-nutrition qui résultera de la coexistence pollution pétrolière-pollution thermique.

Nous venons de voir quelques exemples dans lesquels une élévation de température saisonnière semble accentuer l'effet nocif d'une pollution pétrolière sur une biocénose et même peut annihiler un effet favorable transitoire, cependant que la température seule peut, entre certaines limites, exercer un effet contraire sur une culture d'algues.

D'autre part, on peut concevoir que le pétrole freine certains effets néfastes d'une pollution thermique. Divers auteurs [voir notamment SYLVA & HINE, 1972] estiment en effet que la pollution thermique, en favorisant la prolifération des cyanochlorophycées, doit rendre plus fréquents les accidents de ciguatera. Ceux-ci, qui jusqu'à présent n'étaient guère connus que dans les zones tropicales ou subtropicales, pourraient gagner, avec la multiplication des centrales d'énergie et des industries lourdes, des zones tempérées. Dans la mesure où une pollution par le pétrole freinerait le développement des cyanochlorophycées favorisé par l'élévation de température, elle pourrait réduire les dangers de ciguatera, tout en présentant naturellement d'autres menaces immédiates sur l'écosystème ou sur certains éléments de celui-ci et des menaces à plus long terme (production, notamment, de corps cancérogènes).

En ce qui concerne le comportement, on admet que les organismes marins vagiles choisissent des eaux d'une température convenant le mieux à l'espèce pour un état physiologique et un milieu donnés. Il n'en est pas de même pour les hydrocarbures, certaines espèces étant attirées par ceux-ci bien qu'ils ne représentent apparemment pas une amélioration de leur condition de vie. Pour de telles espèces, mises

en présence d'une double pollution thermique et pétrolière, nous ne savons pas quelle pollution, de l'hydrocarbure ou du gradient thermique, l'emportera sur le comportement, mais il n'est pas exclu que l'attraction réalisée par l'hydrocarbure ne conduise l'animal marin dans des eaux de température défavorable. C'est là une éventualité qui appelle l'expérimentation.

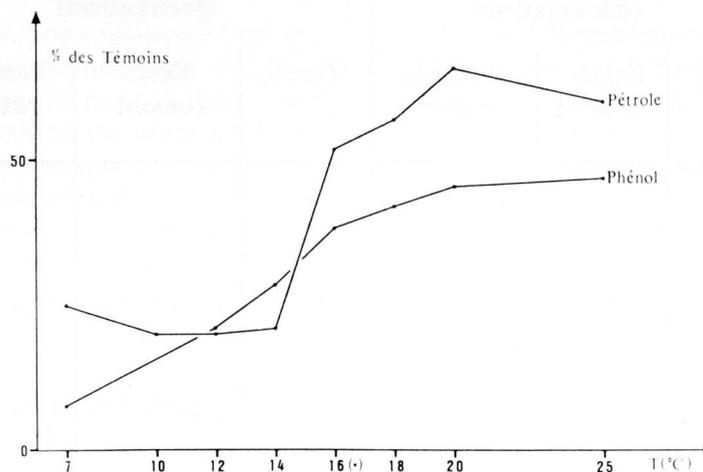


FIG. 4. — Influence de la température sur la toxicité du phénol (180 mg/l) et du pétrole (extrait constitué à partir de 1 ml de pétrole par litre d'eau de mer) vis-à-vis de la diatomée *P. tricornutum*. Les résultats sont exprimés en pourcentage de la production primaire des témoins.

(*) Température de maintien de la souche.

Voilà quelques exemples, pris parmi d'autres, qui montrent combien les deux types de pollution peuvent et doivent interférer sur des fonctions physiologiques très différentes, quand elles sont concomitantes, ce qui n'est nullement exclu dans les conditions naturelles.

A certains d'entre vous, cette communication peut paraître superflue, car elle souligne des phénomènes qui leur paraissent peut-être évidents. Nous en aurions ainsi jugé il y a quelques mois, mais depuis nous avons eu l'étonnement de voir certaines relations de recherches concernant la toxicité des pétroles sur des êtres marins et qui ne mentionnaient pas la température à laquelle les expériences avaient été conduites. Par conséquent, nous avons jugé qu'il n'était peut-être pas inutile de souligner la nécessité de prendre toujours en considération la température dans toutes les expériences concernant les pollutions et — insistons sur ce point — non seulement la température au moment de l'expérimentation, mais aussi la marge de température dans laquelle vivait l'animal avant l'expérience, car on sait que la réaction d'un organisme à une température donnée dépend de la température préalable d'acclimation, un poisson, par exemple, acclimaté à des eaux froides présentant une température létale plus basse que ses congénères (toutes autres conditions égales) ayant été acclimatés à des eaux chaudes [FRY *et al.*, 1946; FRY, 1967].

Les problèmes de pollution apparaissent donc souvent beaucoup plus complexes qu'il semblait de prime abord. C'est l'un des aspects de cette complexité, résultant des interactions des deux types de pollution mis ici à l'étude, que nous avons voulu souligner.

*
* *

Références bibliographiques

- BROUARDEL (J.), 1973. — Influence de la température sur la fixation du carbone à l'obscurité par le plancton. *Mem. Inst. océanogr., Monaco*, **6**, pp. 1-10.
- BURWOOD (R.) & SPEERS (G.C.), 1974. — Photo-oxidation as a factor in the environmental dispersal of crude oil. *Estuarine and Coastal Marine Science*, **2**, pp. 117-135.
- FRANKENFELD (J.W.), 1973. — Factors governing the fate of oil at sea; variations in the amounts and types of dissolved or dispersed materials during the weathering process. Prevention and control of oil spills. *Proc. Joint Conf., Washington, D.C.*, 834 p.

- FRY (F.E.J.), 1967. — Response of vertebrate poikilotherms to temperature : *Thermobiology*, ed. by A.H. Rose, N.Y., pp. 375-409. *Academic Press*.
- FRY (F.E.J.), HART (J.S.) & (K.F.) WALKER, 1946. — Lethal temperature relations for a sample of young speckled trout, *Salvelinus fontinalis*. Univ. Toronto, *Biol. ser.*, **54**, pp. 9-35.
- GORDON (D.C.) & PROUSE (N.J.), 1973. — The effects of three oils on marine phytoplankton photosynthesis. *Mar. Biol.*, **22**, pp. 329-333.
- GRIFFITH (D. de G.), 1972. — Toxicity of crude oil and detergents to two species of edible molluscs under artificial tidal conditions, in : *Marine Pollution and Sea Life*, ed. by Mario Ruivo, F.A.O., pp. 224-229.
- GUDIN (Cl.) & HARADA (H.), 1974 a. — Présence de substances de type auxinique dans le pétrole. *C.R. Acad. Sci., Paris*, **278**, (D), p. 1229.
- GUDIN (Cl.) & HARADA (H.), 1974 b. — Présence dans le pétrole d'inhibiteurs de la croissance des plantes, de la série des phtalates.
- HUTCHINSON (T.) & GRIFFITHS (M.), 1972. — The phytotoxicity of crude oil spills in freshwater. *Water Pollution Res. in Canada*, **7**, pp. 52-58.
- LACAZE (J.C.), 1969. — Effets d'une pollution du type « Torrey Canyon » sur l'algue unicellulaire marine, *Phaeodactylum tricornutum*. *Rev. intern. Océanogr. méd.*, 13-14, pp. 157-159.
- LACAZE (J.C.), 1974. — Ecotoxicology of crude oils and the use of experimental marine ecosystems. *Mar. Pol. Bull.*, **5**, 10, pp. 153-156.
- ROESSLER (M.A.), 1971. — Environmental changes associated with a Florida power plant. *Mar. Pol. Bull.*, **2**, pp. 87-90.
- SYLVA (D.P. de) & HINE (A.E.), 1972. — Ciguatera — marine fish poisoning — a possible consequence of thermal pollution in tropical seas, in : *Marine Pollution and Sea Life*, ed. Mario Ruivo, F.A.O., pp. 594-597.

*
* *

Discussion

M. Gatellier, de l'Institut Français du Pétrole, marque son vif intérêt pour les travaux exposés par **M. Fontaine et coll.** Il est bien certain que la solubilité des hydrocarbures croît avec la température, mais il regrette que les auteurs se soient appuyés sur les travaux de GRIFFITH qui font état de résultats obtenus avec des concentrations en hydrocarbures de l'ordre de 10 %, ce qui n'a aucun sens. Par ailleurs, compte tenu de l'évolution rapide des produits pétroliers dans l'eau, on ne mesure, faute d'analyses fines des fractions de dégradation ou de biodégradation, au cours des bioessais, qu'un effet global.

Il est urgent de développer des programmes interdisciplinaires associant océanographes, biologistes et microbiologistes à des chimistes du pétrole; isolés, les laboratoires ne disposent pas des moyens nécessaires, notamment sur le plan financier.

M. Fontaine note que, contrairement à ce qu'indique **M. Gatellier**, les travaux de GRIFFITH ne font pas état de résultats obtenus avec des concentrations en hydrocarbures de l'ordre de 10 %, ce qui évidemment n'aurait aucun sens, mais des résultats obtenus avec des concentrations de pétrole ayant perdu, selon les cas, de 11 à 12,5 % du volume initial par évaporation. Constatons également que les effets observés par GRIFFITH apparaissent dès la première heure de contact, laps de temps trop court pour que des phénomènes de dégradation ou de biodégradation puissent provoquer une action sensible.

Quant aux programmes interdisciplinaires, nous sommes depuis longtemps convaincus de leur utilité et avons d'ailleurs participé à de telles études quand la possibilité nous en a été donnée (1).

M. Bianchi, de la Station Marine d'Endoume, retient que les deux séries d'expériences ont été effectuées à deux époques différentes. Il demande si l'on a procédé à une étude de la structure des populations bactériennes et phytoplanctoniques des écosystèmes; car, à deux saisons différentes — printemps et été —, peuvent correspondre deux populations spécifiquement différentes, ne réagissant pas de la même manière en présence d'hydrocarbures et ce, en dehors de toute variation des températures.

M. Fontaine rappelle que ce point a été pris en considération au cours de son exposé.

C'est aux bactéries surtout que pense **M. Bianchi**.

Connaît-on, dans ces expériences, l'influence de la température sur la cinétique de biodégradation des hydrocarbures et notamment sur la dégradation progressive des composés utilisés? interroge **M. Kalansky**, de l'E.D.F.

Malheureusement non, répond **M. Fontaine**, faute de chimistes et d'appareillage analytique spécialisés dans mon laboratoire; c'est une étude qui devrait être entreprise au sein d'une action concertée comprenant des laboratoires qualifiés pour de tels dosages.

(1) GATELLIER, C., OUDIN J.-L., FUSEY P., LACAZE J.-C. et PRIOU M.-L. (1973). Experimental ecosystems to measure fate of oil spills dispersed by surface active products. Conference on Prevention and Control of Oil Spills, Inst. Petrol., Washington, 497-504.

Interprétation nerveuse des troubles de motricité animale résultant de pollution thermique*

par

MICHEL BOISSON

Laboratoire de Neurobiologie Moléculaire, Centre scientifique, Monaco

Abstract

Aplysia giant neurons are used as detectors of possible thermopollution effects on marine animals. For any one of identifiable thermosensitive neurons of *Aplysia* there are two characteristic hyperthermic levels : the first corresponding to reversible, the second to irreversible inhibition of the endogenous pace-maker activity.

*
* * *

Quelques auteurs étudiant la pollution thermique mentionnent des effets de la température sur le comportement des animaux marins poïkilothermes, susceptibles d'entraîner des troubles de motricité :

— d'une part, une diminution de l'efficacité de ses mécanismes moteurs de défense, vis à vis des prédateurs,

— d'autre part, une perte totale de la motricité.

Une question peut se poser alors : l'hyperthermie a-t-elle sur l'activité des neurones centraux de l'animal une action directe qui serait à l'origine des modifications du comportement? Des travaux entrepris par ARVANITAKI-CHALAZONITIS et CHALAZONITIS depuis 1962 et par CHALAZONITIS et moi-même plus récemment, peuvent apporter quelques éléments de réponse à cette question.

La préparation utilisée est le ganglion ventral isolé d'*Aplysia* (*Aplysia depilans* et *Aplysia fasciata*) mollusque opisthobranch vivant notamment en Méditerranée. Cette préparation est souvent utilisée par les neurophysiologistes car elle présente l'avantage d'être constituée par des neurones « géants » de longue survie, permettant l'enregistrement intracellulaire de leur activité électrique. Cette particularité a conduit à une bonne connaissance du type d'activité de ces neurones, rendant possible l'utilisation de neurones dont les fonctions bioélectriques sont spécifiques. Ces types fonctionnels ont d'ailleurs été retrouvés, à maintes reprises, chez d'autres animaux marins, mollusques, crustacés et même chez les insectes et les vertébrés supérieurs. En outre, l'activité de certains de ces neurones a pu être mise en relation avec un comportement spécifique de l'animal.

Effet des transitions thermiques

La procédure expérimentale est ainsi conduite. Le ganglion ventral de l'*Aplysie* est isolé et placé dans une cuvette contenant de l'eau de mer (liquide physiologique de l'animal). Les variations thermiques sont assurées par circulation d'eau ou par effet Peltier. Après l'insertion des microélectrodes dans les

* Cette communication, présentée à l'occasion du Congrès, a été replacée dans les exposés des Journées d'Études, en raison de la nature du sujet traité.

neurones, le ganglion nerveux est soumis à un réchauffement progressif de l'ordre de $0,7^{\circ}\text{C/s}$ à partir de la température d'adaptation de l'animal qui est de $22^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$. Les transitions thermiques imposées permettent les observations suivantes :

Pour la majorité des neurones, une hyperthermie se traduit par un ralentissement de leur activité électrique aboutissant finalement à un arrêt complet. Si on évalue la fréquence de l'activité des neurones en fonction de la température [ARVANITAKI & CHALAZONITIS, 1963] on constate l'existence d'optimum thermique où l'activité de certains neurones est maximale, immédiatement suivie d'une réduction puis, de l'arrêt de l'activité de ces neurones autrement dit d'une inhibition hyperthermique. Les températures seuils à cette inhibition hyperthermique sont distribuées suivant les neurones entre 25°C et 36°C , ce qui correspond à des augmentations de $+ 3^{\circ}\text{C}$ à $+ 14^{\circ}\text{C}$ par rapport à la température d'adaptation de l'animal.

Un exemple particulier de cette inhibition thermique concerne le neurone qui semble commander la locomotion de l'Aplysie. En effet, la mise en activité de ce neurone suivant un rythme nycthémeral entraînerait et soutiendrait la locomotion de l'animal, inversement, l'arrêt bioélectrique de ce neurone immobiliserait l'Aplysie [STRUMWASSER, 1967, WILLOW, 1973]. On constate qu'à $+ 6^{\circ}\text{C}$ au-dessus de la température d'adaptation de l'animal, ce neurone, dont l'activité normale est à décharge périodique, manifeste des potentiels d'hyperpolarisation géants et, de ce fait, se trouve spontanément inhibé [CHALAZONITIS, 1962]. En conséquence, l'arrêt spontané de ce neurone en hyperthermie pourrait entraîner l'immobilisation de l'animal. En dehors de ces hyperpolarisations et inhibitions de l'activité des neurones qui peuvent se traduire par l'arrêt de la motricité volontaire de l'animal, il peut exister, en hyperthermie, des modifications de l'activité des neurones tout à fait anormales. Le comportement d'un neurone identifiable d'*Aplysia* en est un exemple. Ce neurone, autoactif, à l'état normal présente une activité rythmique régulière, c'est-à-dire une émission de potentiels d'activité dont la fréquence est constante. Il a été démontré que cette activité a son origine en un foyer de rythmicité endogène au neurone. Dès qu'une augmentation de 7°C est imposée à ce neurone, son activité change radicalement [ARVANITAKI-CHALAZONITIS, 1962] : des groupements de pointes (influx nerveux) périodiquement inhibés par des intervalles d'hyperpolarisation deviennent manifestes et évoluent finalement vers une configuration caractéristique en ondes carrées. Ces ondes carrées du potentiel ont été retrouvées sur d'autres neurones par action de convulsivants. Ces ondes anormales dénotent donc une modification du fonctionnement du foyer de rythmicité endogène au neurone due à l'hyperthermie.

Il est à remarquer que le retour à des conditions normales de température entraîne une réversibilité du phénomène bioélectrique. Cette réversibilité se caractérise cependant par une hystérésis dans l'action de la température sur l'activité des neurones.

Effet des chocs thermiques

Un autre aspect des troubles fonctionnels imposables par hyperthermie est celui créé par chocs thermiques. Dans ce type d'expérience, le ganglion ventral d'Aplysie est soumis avant l'insertion des microélectrodes à une double transition thermique. Il passe brusquement de la température d'adaptation de l'animal à la température du choc où il reste pendant trois minutes et est ensuite remis instantanément à la température normale. Ces conditions sont à peu près similaires à celles déjà signalées [ANCELLIN *et Coll.*, 1973] que subissent certains animaux absorbés par un circuit de refroidissement d'une centrale électrique (choc thermique de 5 à 15°C , pendant 5 minutes).

Dans cet ordre d'idées, les observations faites peuvent se classer en trois groupes :

a. Température létale spécifique (sous forme de chocs thermiques pour chaque neurone): celle-ci varie de 40°C pour le neurone le plus sensible à 49°C pour le moins sensible, soit des chocs thermiques de $+ 18^{\circ}\text{C}$ à $+ 27^{\circ}\text{C}$.

b. Effets rémanents et subléthaux : c'est le cas du neurone commandant la locomotion chez l'Aplysie. Celui-ci dont l'activité normale, rappelons le est à décharge périodique présentant une décharge toutes les 20 à 30 s, manifeste après un choc d'environ $+ 12^{\circ}\text{C}$ une activité erratique formée de longues périodes d'inhibition d'une durée d'environ 2 minutes suivies de temps en temps de l'émission d'une courte salve. Cette modification de l'activité du neurone peut être enregistrée plus d'une demi-heure après le choc et devrait se traduire par l'immobilisation de l'animal [BOISSON & CHALAZONITIS, *expériences non publiées*].

c. Effets synaptiques rémanents : c'est le cas d'un neurone stable normalement activable synaptiquement. Il perd cette faculté pour un choc thermique de $+ 22^{\circ}\text{C}$ [CHALAZONITIS & BOISSON, 1973]

alors qu'il demeure parfaitement activable, après ce même choc, par injection de courant ou antidromiquement. Cette observation met en évidence l'existence d'une différence de vulnérabilité à la température des multiples aires morphologiques d'un même neurone (aire somatique, axonique, post-synaptique et bouton synaptique). De tels effets pourraient être à l'origine d'une diminution de l'efficacité des voies nerveuses motrices de l'animal par une réduction des phénomènes de divergence et de convergence synaptique.

Conclusion

Ces résultats partiels des effets de l'hyperthermie sur les neurones centraux d'un mollusque marin mettent en évidence les écarts thermiques responsables de ces effets et leur diversité. Ainsi, une élévation de température de 8°C est suffisante pour observer l'inhibition du lieu de genèse de la locomotion ou pour créer des modifications du foyer de rythmicité endogène des neurones. Des thermochocs, comparables à ceux que pourraient subir des animaux aspirés par le circuit de refroidissement d'une centrale électrique, seraient capables de produire sur le système nerveux central de ces animaux plusieurs effets :

1. La destruction des neurones les plus sensibles à la température.
2. L'induction de comportements erratiques rémanents sur certains neurones.
3. La destruction sélective de certaines aires morphologiques d'un même neurone.

A la fin de ce travail relatif à l'interprétation d'un comportement par les modifications de l'activité électrique de neurones modèles surtout impliqués à la motricité, on ne prétend pas exclure des effets hyperthermiques possibles s'exerçant directement sur d'autres fonctions des animaux, telles par exemple musculaire ou glandulaire. Cependant, on pense que la rapidité du contrôle exercé par le système nerveux sur la motricité doit être la première prise en considération.

Références bibliographiques

- ANCELLIN (J.), EUSTACHE (M.) & VILQUIN (A.), 1973. — Effets de l'élévation de la température du milieu sur la vie marine : étude bibliographique, Cherbourg, Laboratoire de radioécologie marine CEA.
- ARVANITAKI-CHALAZONITIS (A.), 1962. — Plateaux de dépolarisation et train paroxystique de pointe en hyperthermie, sur certains neurones identifiables d'*Aplysia*. *C.R. Acad. Sci., Paris*, **225**, p. 1523.
- ARVANITAKI (A.) & CHALAZONITIS (N.), 1963. — Patterned activities from identifiable *cold and warm* giant neurons (*Aplysia*). *Proc. of the 1st International symposium on olfaction and taste*. Pergamon Press.
- CHALAZONITIS (N.), 1962. — Inhibition thermique des ondes lentes d'un neurone géant identifiable (neurone Br d'*Aplysia fasciata*). *C.R. Acad. Sci. Paris*, **225**, pp. 1652-1653.
- CHALAZONITIS (N.) & BOISSON (M.), 1973. — Effets rémanents de chocs thermiques sur l'activité synaptique ou la stabilité du potentiel des neurones identifiables d'*Aplysia*. *J. de Physiol.*, **67**, 3, p. 335 A.
- STRUMWASSER (F.), 1967. — Neurophysiological aspects of rhythms, in *The Neurosciences*. Ed by G.C. Quarten, T. Melnechuk & Schmitt F.O., pp. 516-528, New York, Rockefeller Univ. Press.
- WILLOWS (A.O.D.), 1973. — Learning in gastropod mollusks, in *Invertebrate Learning Arthropods and Gasteropod Mollusks*, pp. 184-254.

Intérêt de la méthode des gazes flottées et immergées et du plancton dans la surveillance des eaux de mer

par

J. BRISOU, R. MOREAU, F. DENIS et B. XILINAS

Laboratoire de Bactériologie-Virologie, CHU La Milétrie, Poitiers (France)

La technique de concentration des bactéries aquatiques et des virus par des adsorbants tels que des hydrates d'alumine ou de fer, leur retenue sur des membranes filtrantes, ou tout autre matériel poreux, sur des poudres telles que Dowex, Sephadex, leur concentration sur des précipités de sels de Dextran sont autant d'exemples familiers aux bactériologistes. Le piégeage *in situ* par des gazes flottées a été proposé par MOORE. Ce mode de concentration est maintenant largement utilisé dans tous les laboratoires qui s'intéressent à la salubrité de l'environnement. Nous l'avons appliqué à l'étude du milieu marin en l'associant à des pêches de plancton. Des gazes lestées sont traînées en surface à l'arrière du bateau, d'autres emprisonnées dans un large tube de plastique de 20 cm de diamètre sur 35 cm de longueur sont également lestées de poids de 3 à 5 kg et tractées immergées à l'arrière du bateau préleveur, en même temps que des filets à plancton. Le temps d'immersion pour les gazes varie de 30 minutes à une heure selon les zones. La pêche de plancton est en général de 25 à 30 minutes par échantillon.

Tous les échantillons sont conservés à + 4° pour être exploités le plus rapidement possible à l'arrivée à terre. Toutefois dans certaines circonstances difficiles, nous avons dû congeler les échantillons à - 70° pendant 10 jours avant d'entreprendre les analyses.

L'eau exprimée, des fragments de gazes sont exploités pour la recherche des bactéries et des bactériophages selon les techniques les plus classiques.

Zones des prospection

Les résultats présentés concernent des prélèvements effectués en Atlantique dans le bassin de Marennes-Oléron, en Méditerranée, au large de Toulon et dans le golfe de Saronicos au large du Pirée.

Les prospections Atlantiques se sont déroulées dans un bassin peu profond, ouvert sur le large par les trois pertuis de Maumusson, Antioche et Breton, zone comme on le sait soumise à de fortes marées et recevant trois rivières : la Sèvre, la Charente et la Seudre.

Les prélèvements de Toulon s'échelonnent de 10 milles à 51 milles nautiques dans un axe partant du cap Brun situé à l'est du port et se dirigeant dans le large des Iles d'Hyères à 51 milles de la côte. Certains prélèvements d'eau ont été effectués par des plongeurs à 10 et 20 mètres de profondeur dans les conditions de stérilité requises bien entendu.

Au large du Pirée, la distance moyenne des prospections était de 3 à 5 milles nautiques, dans des zones réputées salubres.

Résultats

Il ressort des résultats obtenus que la ou les eaux se révèlent conformes aux normes de qualités exigées par les services d'Hygiène, on retrouve très fréquemment les bactéries témoins de pollutions fécales, notamment : *E. coli*, Coliformes, *St. fecalis*, Clostridiaceae sulfito-réducteurs et bactériophages.

Atlantique

Contamination des gazes flottantes et du plancton par *E. coli* 100 % sur 61 échantillons.

Str. faecalis : 10 %

Bactériophages (6 étudiés : *E. coli* 125 et B, *Salmonella* D et T, *Shigella* YCD, *Pseudomonas* IP) : 58 %.

Autres bactéries entéritiques isolées en dehors de nombreux germes banals : 89. Beaucoup d'échantillons de plancton avaient retenu plusieurs types d'entérobactéries. De l'un d'eux, par exemple, furent isolés : en plus d'*E. coli*, plusieurs souches de *Citrobacter*, de *Morganella* de *Proteus mirabilis*, une *Retterella*, une *Edwardsiella* et trois *Erwinia*. C'est dire l'importance de la charge bactérienne de certaines masses planctoniques. Nous avons pu faire des observations analogues sur les gazes flottées. Ces résultats confirment ce que l'on savait déjà et ce que l'un de nous avec RIGOMIER a montré sur des prélèvements de haute mer.

Toulon

Sur 12 prélèvements d'eaux et de gazes flottées immergées, nous retrouvons à :

NOMBRE DE MILLES	GERMES CONTAMINANTS
13 gaze flottante	<i>E. coli</i> = <i>St. faecalis</i>
18 gaze flottante	<i>E. coli</i> + <i>St. faecalis</i>
23,5 10 mètres (Eau)	<i>E. coli</i>
36 gaze flottante	<i>E. coli</i>
51 Surface gaze flottante	<i>E. coli</i> + <i>St. faecalis</i> + Phage <i>Antipseudomonas aeruginosa</i>
51 20 mètres (Eau)	<i>E. coli</i>

Les colimétries nécessairement approximatives étaient de l'ordre de 100/100 ml. dans les eaux encore contaminées.

Grèce

Pour des raisons indépendantes de notre volonté, nous ne pouvons donner que des résultats partiels. Ils se résument à la contamination d'au moins 50 % des échantillons par des *E. coli*, des coliformes, des *Pseudomonas aeruginosa*, des *Clostridium*, et des *St. faecalis*.

Commentaires

Ces prospections concernent trois zones maritimes très différentes :

En Atlantique, la région de Marennes-Oléron, à vocation ostréicole et myticicole, les eaux sont certes souvent de qualité satisfaisante et conformes aux normes admises par l'Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes, mais si l'on complète l'analyse des eaux par les méthodes que nous proposons, on s'aperçoit que les polluants ne sont que dispersés. Ils sont souvent absorbés sur le plancton et il est facile de les capter sur des gazes flottées et immergées. Dans ces conditions les taux de pollution atteignent 100 %.

Il ne faut pas oublier que ces eaux sont filtrées par les mollusques de consommation courante qui eux aussi concentrent les polluants.

Région Toulonnaise : il s'agit ici de prélèvements de haute mer. Si les taux de pollution n'atteignent pas la totalité des échantillons, la proportion de 50 % est déjà intéressante. Elle confirme que même au large les bactéries entéritiques ne sont que diluées. Il ne nous a pas été possible de pratiquer les pêches de plancton prévues dans le programme. Mais nous espérons que ce travail sera bientôt réalisé.

Il n'est pas sans intérêt de constater que les eaux puisées au large par des plongeurs sous-marins munis de matériel stérile à 10 et 20 mètres de profondeur contenaient encore d'authentiques *E. coli*. Nous avons eu l'occasion d'insister sur des faits analogues observés sur des planctons atlantiques prélevés à plusieurs centaines de km des côtes.

La contamination de ces prélèvements profonds au large de Cépet est vraisemblablement le résidu de pollution permanente provoquée par l'installation d'un émissaire sous-marin il y a un an à la pointe du cap qui surveille l'entrée de la grande rade de Toulon et peut-être aussi de dérives du grand collecteur débouchant à l'ouest de Sicié.

Grèce : La contamination des prélèvements effectués au large du Pirée ne peut surprendre celui qui a vu le débit et la densité de l'énorme collecteur qui draine vers la mer les eaux usées de toute l'agglomération athénienne qui compte plus de deux millions et demi d'habitants.

Conclusions

En plus de ces bactéries entéritiques de nombreux germes ont été isolés qui sont actuellement en cours d'identification et qui feront l'objet d'un rapport d'ensemble concernant plus de 500 bactéries.

Pour le moment et en ce qui intéresse le comité de lutte contre les pollutions, on retiendra que les bactéries entéritiques et virus déversés en permanence et à un rythme de plus en plus accéléré sur les rivages maritimes, ne sont dans l'ensemble que dispersés et fixés sur le plancton dont ils suivent les pérégrinations. Elles ne disparaissent pas aussi facilement et aussi totalement que certains le laissent entendre pour excuser les déversements directs de surface ou sous-marins.

Il suffit d'utiliser les méthodes qui viennent d'être rapidement indiquées, c'est-à-dire de reconcentrer *in situ* les eaux pour y retrouver la majorité des témoins de pollution fécale récente ou ancienne.

Ces résultats indiquent aussi que l'étude complète d'une microbiocénose maritime ne doit pas être limitée à la seule analyse des eaux. Elle doit obligatoirement inclure dans ses programmes la bactériologie et virologie du plancton et des eaux concentrées sur gazes flottantes et immergées dans les conditions indiquées.

Ces prélèvements sont exploités en faisant appel au maximum de moyens techniques pour l'isolement et l'identification des microorganismes.

Nous exprimons nos très vifs remerciements aux autorités maritimes de la Direction du Port de Toulon, au Commandant et aux hommes du remorqueur de haute mer de leur très précieuse et compréhensive collaboration.

Effect of nutrient enrichment in a pollution situation in the Saronikos Gulf in winter

by

NICOLAOS FRILIGOS

Institute of Oceanographic and Fishing Research, Athens (Greece)

Results and Discussion

The main source of nutrients in the Saronikos Gulf is the Keratsini outfall. Unknown, but significant amounts of nutrients are also introduced directly into Elefsis and along the shoreline to the Southeast from Piraeus.

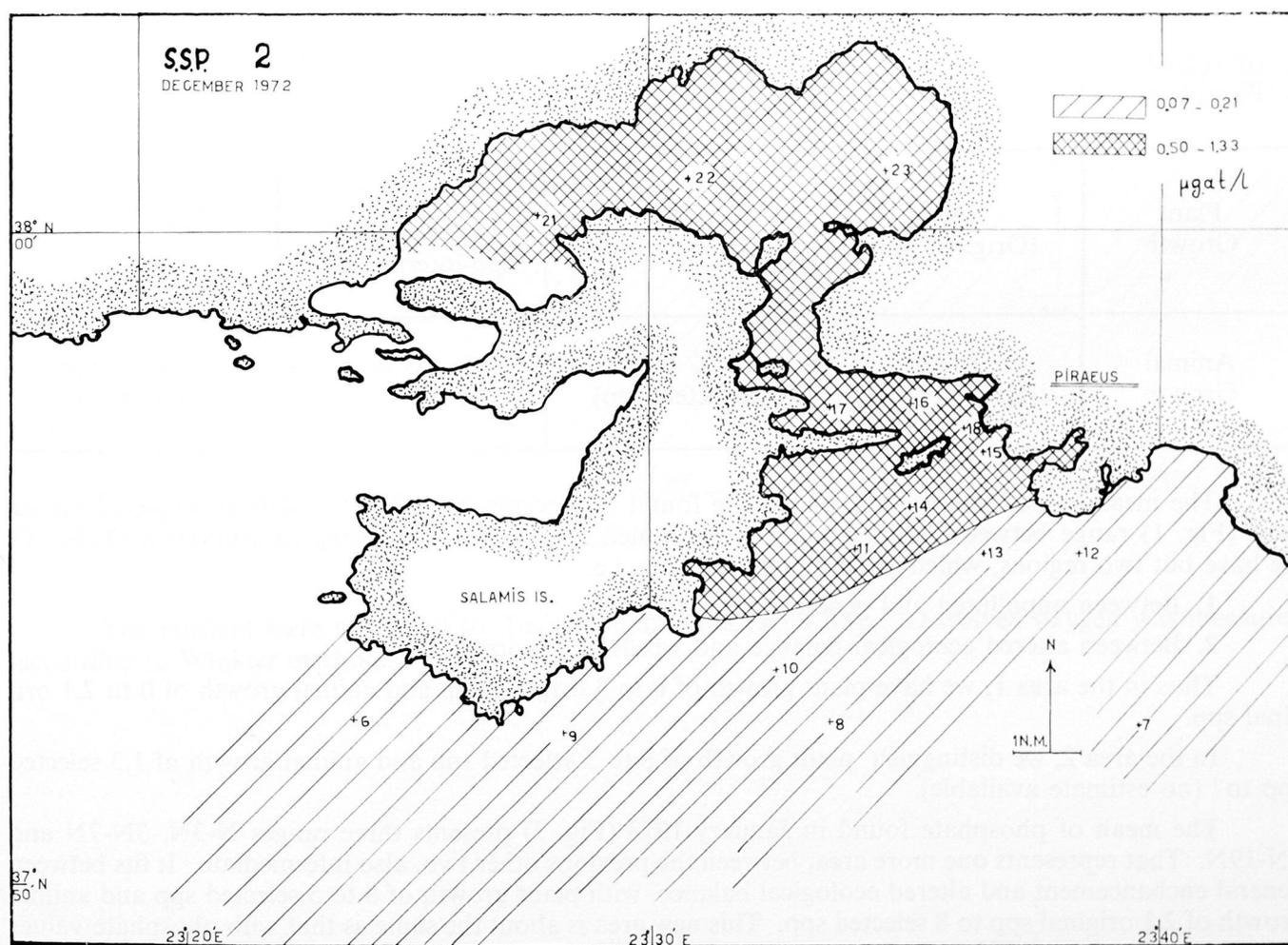


FIG. 1. — Map of the ecological areas around the outfall, December 1972.

None of the stations (Fig. 1,2) presented any significant pycnocline, so that vertical convection must probably took place from the surface to at least 50 m below : thus causing down to that depth mixing of nutrients.

In order to establish the different ecological areas in the eutrophied regions as defined by GUDENBERG [1973] and FRILIGOS [1974], we take into consideration the classification system used by JOHNSTON [1971] and the studies made by HADJIKAKIDIS [1950-1964]. We assume that total phosphorus is 10 times as large as inorganic phosphate in the relatively unpolluted portion of the Saronikos Gulf [FRILIGOS & BECACOS-KONTOS, 1972]. Also we see that the mean inorganic phosphate value was 0.07 $\mu\text{g-at/l}$ in winter [FRILIGOS 1973], which can be considered the baseline.

Table 1
Classification of ecological areas
(After Johnston 1971)

	General enhancement	Altered ecological balance	Weeds and Worms	Stagnation and kill off
Inorganic Phosphate	3N	7N	19N	53N
Plant Growth	X3 (Original spp)	X8 (Selected spp)	X5 (narrow range spp-intermittent)	no persistent growth-possible isolated blooms
Animal Growth	X 2,1 (Original spp)	X 1,3 (Selected spp)	No estimate available	No stable animal communities

The mean values of inorganic phosphate found in December 1972 in the stations depicted on the map (Fig. 1) range between N-3N and 7N-19N, which means that, according to JOHNSTON (Table 1), we have but two regions, which are only intermediate, i.e.

1. Between unpolluted and general enhancement
2. Between altered ecological balance and weeds and worms.

Thus in the area 1, we have plant growth of 0 to 3 original spp and animal growth of 0 to 2,1 original spp.

In the area 2, we distinguish plant growth of 8 to 5 selected spp and animal growth of 1,3 selected spp to? (no estimate available).

The mean of phosphate found in January 1973 (Fig. 2) presents three ranges N-3N, 3N-7N and 7N-19N. That represents one more area, between the previous other two, also intermediate. It fits between general enhancement and altered ecological balance, with plant growth of 8 to 5 selected spp and animal growth of 2.1 original spp to 8 selected spp. This new area is about the same as that with phosphate values 7N-19N in December 1972 with the exception of the spot near the sewage outfall. These better ecological conditions are due to a net circulation from West to East in Elefsis [COACHMAN *et al.*, 1973], which was sufficient to halve the nutrient concentrations during the 40-day period between the two cruises.

YANNOPOULOS & YANNOPOULOS [1973] and GUDENBERG [1973] have reported that the species diversity in this area was greatly reduced compared to the nearby unpolluted waters. The zooplankton

consisted of 99 % copepod *Acartia clausi* and the dinoflagellates comprised 80 % of the planktonic community. VAMVAKAS & BOGDANOS [1974] have reported that in a radius of 2 km from the outfall the benthic population has either been completely annihilated, as in the sludge field or restricted to certain adaptable groups, such as polychaets, in the transition area from the sludge. All those reports agree with the above classifications of areas in oligotrophic-eutrophic-superfertil superfertile and inhibited.

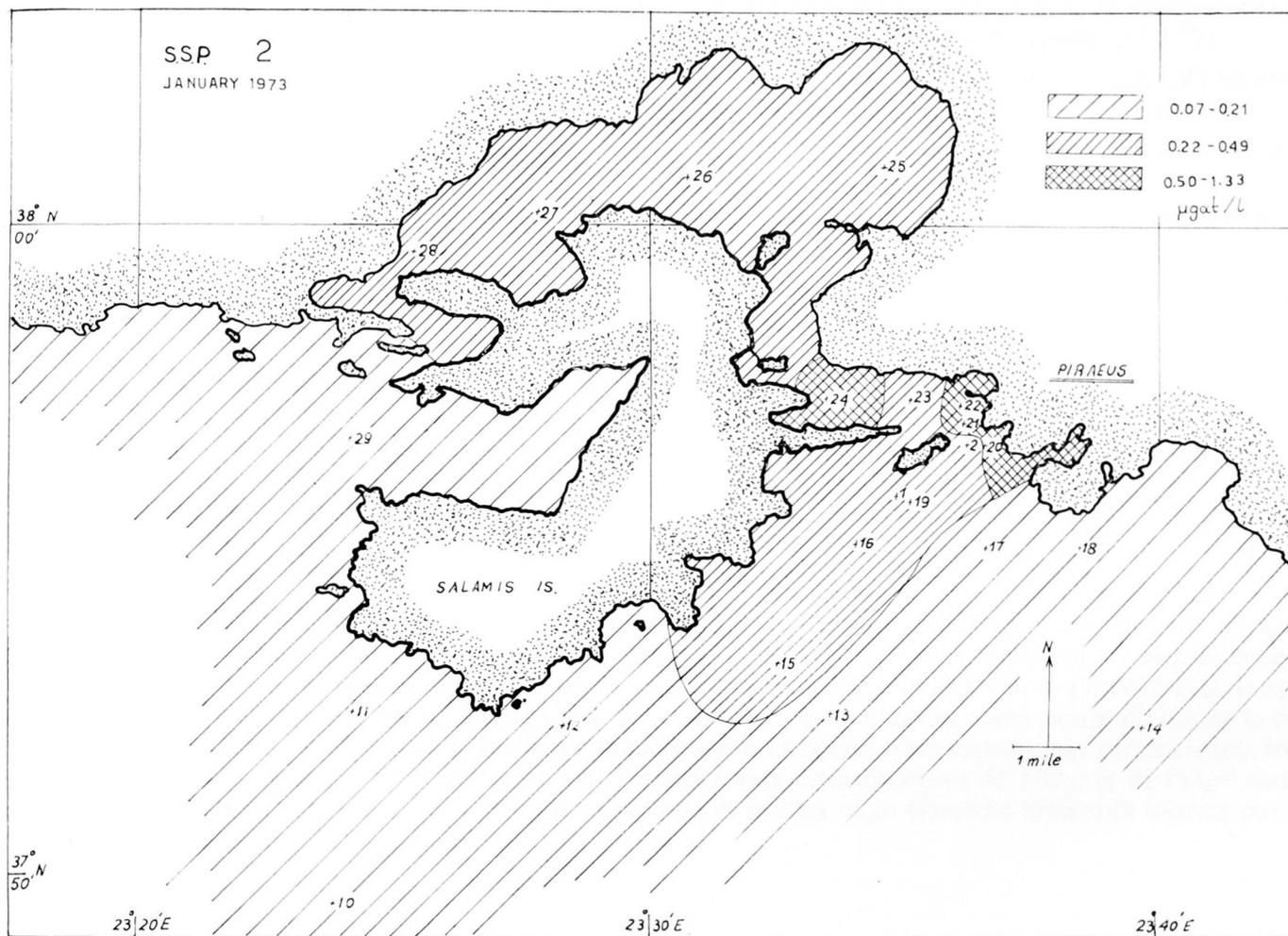


FIG. 2. — Map of the ecological areas around the outfall, January 1973.

The nutrient were measured by Technicon autoanalyser CSM₆. Dissolved oxygen was measured, according to Winkler method.

*
* *

References

- COACHMAN (L.K.), HOPKINS (T.S.) & DUGDALE (R.C.), 1973. — Water masses of Saronikos Gulf winter. *Symposium on the Eastern Mediterranean, Malta*.
- JOHNSTON, 1971. — Nutrients and Metals in the North Sea. *NATO Science Committee Conference, North Sea Science Working papers, Aviemore, Scotland*.
- YANNOPOULOS (C.) & YANNOPOULOS (A.), 1973. — Zooplankton biomass in the Saronikos Gulf, winter 1972-73. *Symposium on the Eastern Mediterranean, Malta*.
- WOLFF (V. & GUDENBERG H.J.), 1973. — Phytoplankton Biomass Investigations in the Saronikos Gulf, winter 1973. *Symposium on the Eastern Mediterranean, Malta*.
- FRILIGOS (N.) & BECACOS-KONTOS (T.), 1972. — Nutrient variation in Saronikos Gulf. *Thal. Yugoslavica (in press)*.
- FRILIGOS (N.), 1973. — Chemical changes in Sea Water of Saronikos Gulf in 1969. *Rev. Intern. Océanogr. Méd. (in press)*.
- Χατζηκακίδου (Α. Δ.), 1950. — Χημικαί και Μικροβιολογικαί Εξετάσεις Θαλασσίων Ύδατων. Πρακτ. Έλλ. Έδρ. Ίνστ. Τόμ. IV, Τ. 1ον, σ. 21-53
- Έδιπίδου (Θ. Α.) & Χατζηκακίδου (Α. Δ.), 1964. Παραλιακῶν Θαλασσίων Ύδατων Μολύνσεις. Πρακτ. Έλλ. Έδρ. Ίνστ., τ IX, ἀρ. 4, σ. 1-47.

Phytoplankton Standing Crop and Sewage Nutrient Enrichment Along the Central Coast of Lebanon*

by

JOHN T. HARDY and ZAHRA JUBAYLI

Department of Biology, American University of Beirut, Beirut (Lebanon)

Abstract

Several sources of untreated domestic sewage result in extremely high concentrations of dissolved nitrogen and phosphorus along a coastal area from Beirut, Lebanon, to about 10 km Southward. This nutrient enrichment results in phytoplankton standing crops within the polluted zone 8 to 10 times higher (1.68 to 2.17 mg chl-a m⁻³) than in unpolluted areas further South or elsewhere in the Eastern Mediterranean Sea. Preliminary experiments indicate the enhanced phytoplankton growth results from higher NO₃⁻ and PO₄⁻³ concentrations but only when in combination with dissolved organics and trace metals supplied by the sewage.

Résumé

Différentes sources d'effluents urbains non traités accusent une très forte concentration en azote et en phosphore dans les eaux côtières autour de Beyrouth (Liban) et jusqu'à 10 km au sud de celle-ci. De cet enrichissement en sels nutritifs résulte un développement phytoplanctonique excessif dans la zone polluée qui est 8 à 10 fois (1.68 à 2.17 mg chl.a/m³) plus grand que celui des zones non polluées de la côte libanaise ou de n'importe quelle région de la Méditerranée orientale. Des expériences préliminaires indiquent que cette poussée phytoplanctonique est due aux fortes concentrations de NO₃⁻ et de PO₄⁻³ conditionnées par l'apport en substances organique dissoutes et par les oligo-éléments minéraux fournis par les eaux domestiques des émissaires urbains.

* * *

Introduction

Marine pollution is rapidly becoming an international problem. It can only be solved by the mutual cooperation and common efforts of all the countries of the world. In Lebanon, an estimated 78.5 million tons of untreated domestic sewage are released into the sea each year by five major coastal towns (Beirut, Tripoli, Sidon, Batroun, and Byblos) [ACRA, 1974]. The coliform bacteria count is high (up to 3,134 MPN/100 ml) in several untreated discharge zones [JAMIL, 1971]. In the Mediterranean Sea, as elsewhere, phytoplankton form the base of the marine food chain. Yet few studies have defined the effects of coastal pollution on the quantity of available phytoplankton (standing crop). Does sewage effluent along the coast of Lebanon stimulate or inhibit phytoplankton growth?

This study examines the effects of sewage nutrient enrichment along the central coast of Lebanon on phytoplankton standing crop as measured by the chlorophyll method.

* This study was supported by a grant from the National Research Council of Lebanon and the Ford Foundation. The report is based on a portion of a thesis submitted to the Department of Biology, American University of Beirut by Z.J. in partial fulfillment of the degree of Master of Science.

Methods and material

Seven stations, from the American University to 14 km South of Beirut, including two major sewer outfalls were sampled at six intervals between June, 1973 and May, 1974. Surface samples from near shore were puored through a 40 μ mesh nylon net (to remove larger zooplankton and detritus) into 10 liter plastic carboys and a few ml of $MgCO_3$ added to prevent acidification. A separate sample was frozen for later determination of salinity and chemical analyses. Pigment standing crop, total reactive phosphorus, nitrate, and nitrite were determined following the procedures of STRICKLAND & PARSONS [1968] and NH_4^+ following SOLORZANO [1969].

Results

Significant differences occur in the concentrations of inorganic nutrients, salinity, and chlorophyll standing crop both between stations and at different times of the year. Concentrations of PO_4^{-3} , NO_3^{-3} , NO_2^- , and NH_4^+ are extremely high at stations 2, 3, and 4 (at and between the Carlton and Airport sewers) and lower at other stations. Station 7, farthest South of Beirut and away from any sewer outfalls, had the lowest concentration of nutrients.

Seasonal changes in chlorophyll standing crop are positively correlated with increasing temperature, and light intensity ($y = 1.81 + 0.11 x$, $r = 0.50$, and $y = 0.34 + 0.003 x$, $r = 0.36$ respectively). The seasonal mean concentration of chlorophyll-a is significantly higher ($P < 0.01$) at sewer station 2 and at station 3 (1.68 and 2.17 mg chl-a m^{-3}) than at the reference station farthest South (station 7) (0.2 mg chl-a m^{-3}).

Discussion

The higher standing crop of phytoplankton chlorophyll in the vicinity of sewer outfalls undoubtedly results from the higher concentration of dissolved nutrients supplied by the sewage effluent. A weak but positive correlation exists between the standing crop of chlorophyll and the concentration of dissolved NO_3^- and PO_4^{-3} ($y = 0.63 + 0.03 x$, $r = 0.32$, and $y = 0.56 + 0.21 x$, $r = 0.36$ respectively). The mean concentration of chlorophyll-a at the reference station 7 (0.2 mg m^{-3}) is identical to the value reported for relatively unpolluted surface waters of the Aegean Sea [WOLFF & GUDENBERG, 1973]. Chlorophyll-a standing crop at our polluted stations (2 and 3) are 8 to 10 times higher (1.68 and 2.17 mg chl-a m^{-3} respectively) than in unpolluted areas of our coast or the Aegean Sea.

The chemical nutrients in the sewage effluent most responsible for the enhancement of phytoplankton standing crop in Lebanese coastal waters have not been identified. However, preliminary nutrient enrichment experiments in our laboratory indicate that phytoplankton growth and standing crop in unpolluted water is enhanced most only when NO_3^- and PO_4^{-3} are added *in combination with* vitamins and trace elements.

References

- ACRA (Aftim.), 1974. — *Pollution of the Lebanese marine environment by coastal towns*. The fourth conference of the Arab cities, Baghdad, April 20-25, 1974. 13 pp.
- JAMIL (Abdul.), 1971. — *Raw sewage characteristics in Greater Beirut*. M.S. Thesis. Dept. of Engineering. 120 pp.
- SOLORZANO (L.), 1969. — Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnol. and Oceanogr.* **14**, pp. 799-801.
- STRICKLAND (J.D.H.) & PARSONS (T.R.), 1968. — A practical handbock of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.*, **169**, pp. 1-311.
- WOLFF (H.J.) & GUDENBERG (V.) (*sous presse*). Phytoplankton biomass investigation in the Saronikos Gulf, winter 1973. *Symposium on the Eastern Mediterranean*, Malta, 1973. *Acta Adriatica*.

Some chemical properties in the Saronikos Gulf during winter 1972-1973

by

NICOLAOS FRILIGOS

Institute of Oceanographic and Fishing Research, Athens (Greece)

Results and Discussion

During the course of the Saronikos Systems Project, related to the influence of pollution on the marine ecosystem of that Gulf, nutrients and dissolved oxygen were estimated in various parts of the area in December 1972 (SSP-1) and January 1973 (SSP-2).

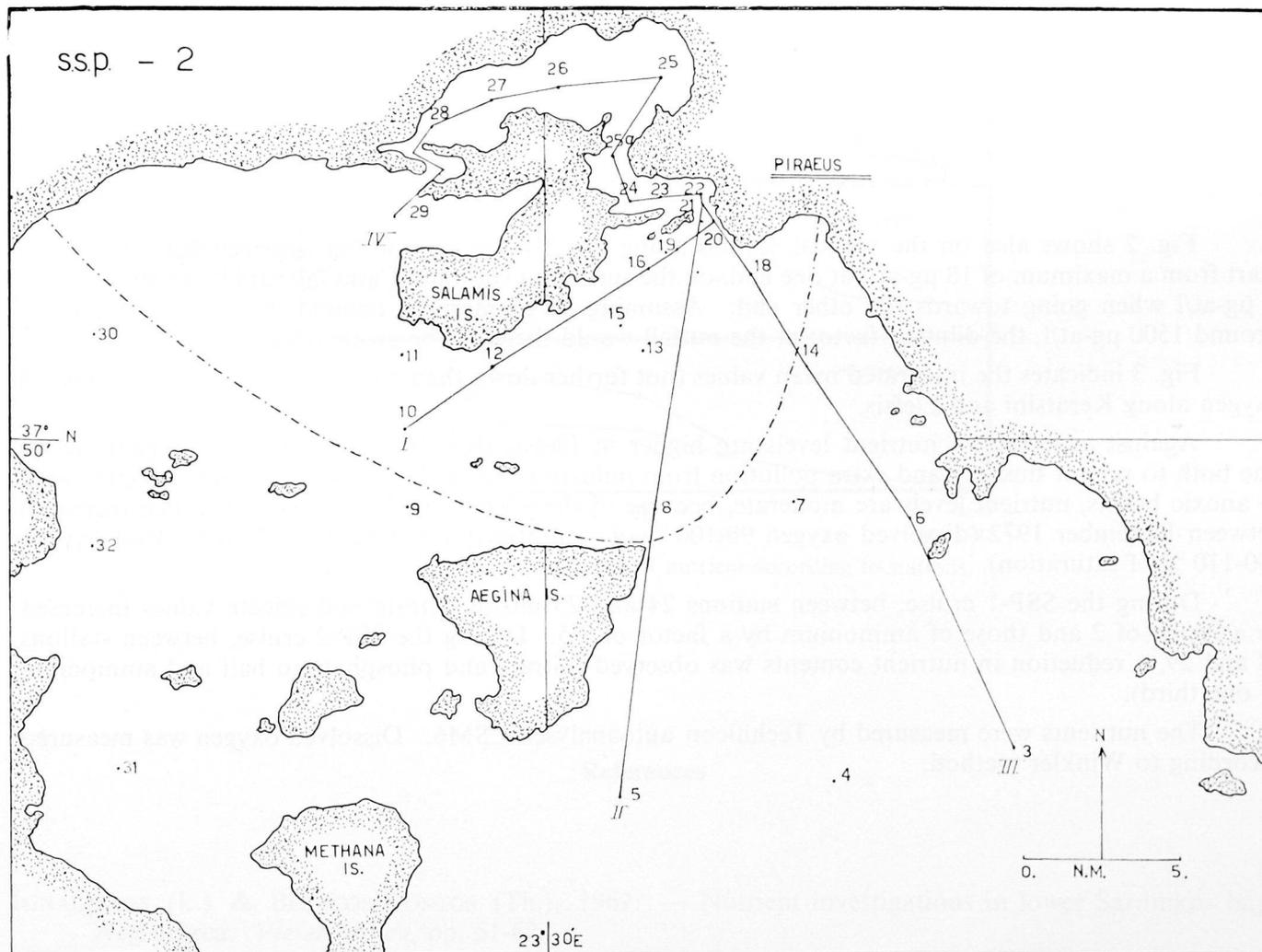


FIG. 1. — Position of the profiles and eutrophied regions of the Saronikos Gulf.

In order to establish the increase of inorganic phosphate values in the polluted area as compared to unpolluted areas, a baseline must be found in the surroundings of the Saronikos Gulf. Previous studies [IGNADIADIS, BECACOS-KONTOS 1969 & FRILIGOS 1973] show that it is $0.07 \mu\text{g-at/l}$ on the average in the euphotic zone. The phosphate values taken on the SSP-2 cruise can be seen in three profiles along the lines I, II and III (Fig. 1). None of the stations had any significant pycnocline, so that vertical convection must probably took place from the surface down to a depth of 50 m.

At the end of the line of profile I (station 10), the integrated mean value of inorganic phosphate down to the depth of 50 m has not fallen yet to the baseline level, contrarily to what happens at stations 5 and 6 on the other two lines.

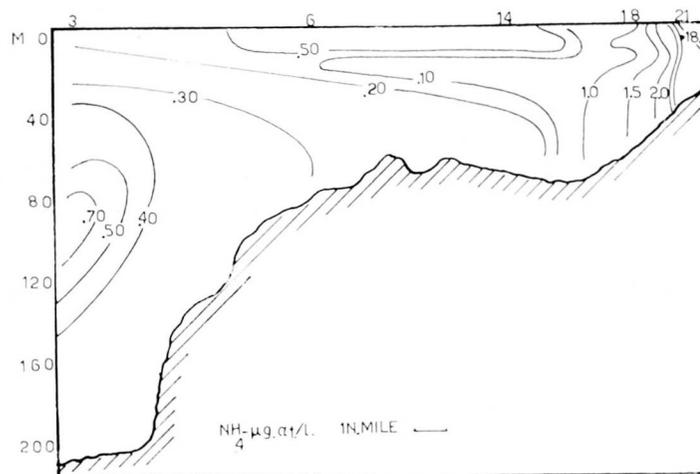


FIG. 2.

Fig. 2 shows also on the vertical section along line III the ammonium isoconcentrations. They start from a maximum of $18 \mu\text{g-at/l}$ at one end, on the surface at station 21, and fall rapidly to levels below $1 \mu\text{g-at/l}$ when going towards the other end. Assuming an ammonium content in the sewage pipe of around $1500 \mu\text{g-at/l}$, the dilution factor at the outfall would therefore be around 80.

Fig. 3 indicates the integrated mean values (not further down than 50 m) of nutrients and dissolved oxygen along Keratsini and Elefsis.

Against expectation, nutrient levels are higher in Elefsis than in Keratsini. This appears to be due both to poorer flushing and extra pollution from industrial wastes in Elefsis. However, as compared to anoxic basins, nutrient levels are moderate, because of the winter vertical convection, which increased between December 1972 (dissolved oxygen 90-100 % of saturation) and January 1973 (dissolved oxygen 100-110 % of saturation).

During the SSP-1 cruise, between stations 24 and 25 nitrite, nitrate and silicate values increased by a factor of 2 and those of ammonium by a factor of 3.5. During the SSP-2 cruise, between stations 28 and 29, a reduction in nutrient contents was observed (nitrate and phosphate to half and ammonium to one third).

The nutrients were measured by Technicon autoanalyser CSM6. Dissolved oxygen was measured according to Winkler method.

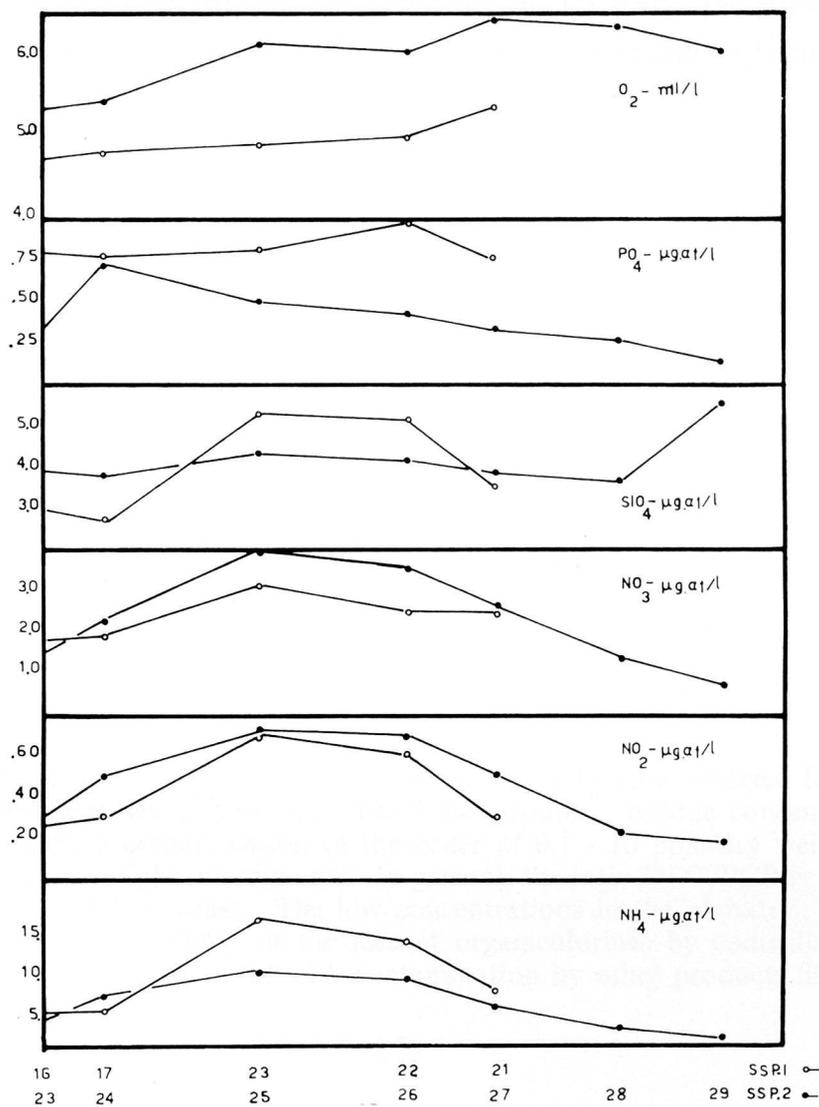


FIG. 3. — Integral mean values of nutrient according to stations.

References

- IGNADIADIS (L.) & BECACOS-KONTOS (Th.), 1969. — Nutrient investigations in lower Saronikos bay, Aegean sea. *Vie et Milieu*, pp. 51-62.
- FRILIGOS (N.), 1973. — Chemical changes in sea water of Saronikos Gulf in 1969. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.* (in press).
- FRILIGOS (N.), & BECACOS-KONTOS (T.), 1972. — Nutrient variation in Saronikos Gulf. *Thal. Yugoslavica* (in press).

Résidus de DDT et de polychlorobiphényles (PCB) dans les moules, le sédiment et le plancton de la côte nord-ouest méditerranéenne

par

MICHEL MARCHAND, DANIELLE VAS et EGBERT DUURSMA

Laboratoire International de Radioactivité Marine, AIEA, Musée océanographique, Monaco

Résumé

Les résidus de DDT et de PCB sont mesurés dans le plancton, les moules et le sédiment de la côte nord-ouest méditerranéenne, entre Sète et Gênes. Les concentrations de base dans le plancton, les moules et les sédiments indiquent une contamination du littoral par ces biocides de l'ordre de 0.1-10 ppm/poids sec dans le plancton et les moules et 0.5-10 ppb/poids sec dans les sédiments. Le rapport DDT/PCB est généralement inférieur à 1, sauf en ce qui concerne certains échantillons prélevés sur la côte italienne. Les faibles concentrations résiduelles dans le plancton, en période estivale, indiquent la possibilité d'une perte par codistillation avec l'eau de mer. Les fortes concentrations sont souvent liées à d'autres produits de pollution tels que les hydrocarbures.

Abstract

DDT and PCB are measured in plankton, mussels and sediments collected from the North-West Mediterranean coast, between Sete and Genoa. The "background" residue concentrations in plankton, mussels and sediment show a contamination of the order of 0.1 - 10 ppm/dry weight in plankton and mussels and 0.5 - 10 ppb/dry weight in sediments. In general, the ratio DDT/PCB is less than one, except in some samples from the Italian coast. The low concentrations in the plankton, collected during the summer period, indicate the possibility of the loss of organochlorines by codistillation with seawater. Higher concentrations are often connected with contamination by other products like hydrocarbons.

*
* *

Les résidus organochlorés de l'agriculture et de l'industrie semblent être des composés chimiques très répandus dans notre écosystème. En dépit des nombreux travaux, sans cesse croissants, indiquant leur présence dans l'environnement marin, peu de mesures limitées géographiquement ont été faites jusqu'à présent en Méditerranée [MONOD *et al.* 1971, RAYBAUD 1972, DE LAPPE *et al.* 1972, FRANCO SOLER 1972, DEXTER & PAVLOU, 1973].

Nous avons procédé à l'analyse du DDT et de ses métabolites (DDE et DDD) et des résidus industriels de polychlorobiphényles (PCB) dans trois types d'échantillons marins provenant de la côte Méditerranéenne française et italienne, comprise entre Sète et Gênes. La période d'échantillonnage se situe entre juin 1973 et juin 1974.

Méthodes

1. Échantillonnage : Les moules (*Mytilus galloprovincialis*) sont ramassées, à 3 reprises, sur le littoral.

Le sédiment est prélevé généralement dans les mêmes stations que les moules.

Les échantillons de plancton proviennent de stations le long de la côte méditerranéenne et sur une radiale sud au niveau de Monaco. Le zooplancton (copépodes) et le phytoplancton sont prélevés à l'aide de filets, de mailles 300 et 60 microns, respectivement. Le macro-zooplancton (euphausiacé - *Meganycitophanes norvegica*) est récolté avec un filet du type Isaacs-Kid.

2. Analyses. Les échantillons, préalablement desséchés au lyophilisateur, sont extraits dans un appareil de Soxhlet, pendant 8 heures, avec de l'hexane. La phase organique est concentrée et purifiée par addition directe d'acide sulfurique concentré [MURPHY, 1972]. Après centrifugation, l'extrait organique est analysé à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse, équipé d'un détecteur à capture d'électrons avec une source de Ni-63. Nous utilisons une colonne remplie de 10 % DC200 sur support Gas Chrom Q (80-100 mesh). Le temps de rétention du pp'DDT est de l'ordre de 17 minutes. La détection du DDT et DDD est confirmée par une saponification par la potasse alcoolique qui transforme ces composés en leurs dérivés éthyléniques (DDE et DDMU).

Résultats et discussions

Les résultats de nos analyses sont présentés dans les tableaux I et II.

Les chromatogrammes obtenus indiquent la présence des composés de la famille du DDT (DDT, DDE, DDD) ainsi que de polychlorobiphényles analogues au produit commercialisé en France sous l'appellation Phenochlor DP-5.

1. Moules. Nos résultats montrent que la contamination de la Méditerranée occidentale par les PCB et le DDT est largement répandue le long du littoral. Une zone de faibles concentrations apparaît entre le cap Sicié et le cap Camarat. La même constatation a été faite en ce qui concerne les métaux à l'état de traces [ANON., 1974]. Cette zone reçoit l'eau du large durant la majeure partie de l'année et est ainsi moins soumise à l'influence des apports continentaux. Les variations locales peuvent apparaître très marquées lorsque l'on change le lieu de prélèvement (cas de St. Raphaël et Toulon) ou si l'on est en présence d'une pollution locale excessive (Marseille, Toulon). Dans les moules, les variations de DDT sont moins importantes que celles des PCB. Le rapport $\Sigma\text{DDT}/\text{PCB}$ est généralement inférieur à 1, sauf pour un prélèvement à Marseille et les stations en Italie. Le maximum est rencontré à San Remo où les valeurs égales à 2,43 et 4,27 sont à rapprocher de celles que nous trouvons pour le sédiment (3,50).

2. Sédiment. Les valeurs que nous obtenons sont très largement inférieures à celles de DEXTER & PAVLOU [1973] au sud de la Grèce. S'il est vraisemblable que le rendement d'extraction pour les sédiments avec l'hexane n'est pas de 100 %, il nous est permis de faire deux observations. Les rapports $\Sigma\text{DDT}/\text{PCB}$ dans le sédiment sont en étroite relation avec ceux calculés pour les moules (juin 1973). Il semble vraisemblable qu'une pollution accidentelle à Nice explique les valeurs importantes que nous avons trouvées (1165 ppb) en PCB et dont le profil chromatographique ressemble au Phenochlor DP-6, composé utilisé comme agent diélectrique dans les gros transformateurs électriques.

3. Plancton. Les concentrations de PCB varient entre 150 et 700 ppb/poids sec. Nos valeurs sont beaucoup plus faibles que celles trouvées en 1972 par HARVEY *et al* [1974 a] dans l'océan Atlantique - 200 ppb/poids humide de PCB en moyenne, (environ 2500 ppb/poids sec). Les valeurs exceptionnellement hautes obtenues à la station M-60 sont dues à une pollution importante, visuelle, d'hydrocarbures, composés qui peuvent extraire et concentrer les résidus chlorés de l'eau de mer. Les valeurs trouvées reflètent davantage l'adsorption de ces hydrocarbures sur le phyto et zoo-plancton, qu'une véritable accumulation dans le tissu planctonique. Le rapport $\Sigma\text{DDT}/\text{PCB}$ est du même ordre de grandeur que celui trouvé dans les moules, sauf en ce qui concerne les euphausiacés. Aucun gradient de concentration n'est discernable pour les stations étudiées.

Il est intéressant de noter que les faibles concentrations résiduelles dans le plancton sont obtenues à une période de l'année caractérisée par une forte évaporation et des faibles précipitations atmosphériques. En mars 1973, mois pluvieux, nous avons trouvé à deux reprises des valeurs plus fortes - 1990 et 1350 ppb/poids sec en PCB. Cette observation rejoint celle de HARVEY *et al* (1974 a) qui trouvent les valeurs minimales en Atlantique, dans la mer des Sargasses, zone climatique caractérisée également par une forte évaporation. La même constatation est observée pour les concentrations de PCB dissous dans l'eau de surface. HARVEY *et al* [1973] trouvent, en 1972, des concentrations plus faibles dans la mer des Sargasses (27 ppt) par rapport à la concentration moyenne de l'Atlantique Nord (35 ppt). Ceci indique la possibilité de perte de ces biocides par codistillation avec l'eau de mer.

Tableau I
Concentrations de Σ DDT et de PCB dans les moules (*Mytilus galloprovincialis*)
et le sédiment de la côte nord-ouest Méditerranéenne

Stations	Date	Moules			Sédiment		
		Σ DDT	PCB	Σ DDT/PCB	Σ DDT	PCB	Σ DDT/PCB
Saint-Pierre-sur-Mer Sète	III-74	453	1092	0,41	19	29	0,66
	VI-73	984	1753	0,56			
	III-74	1960	4088	0,48			
Grau du Roi	VI-74	805	3423	0,23	0,98	4	0,26
	VI-73	255	2080	0,12			
	III-74	361	2733	0,13			
Port Saint-Louis	VI-74	443	3425	0,13	2,33	26	0,09
	VI-73	320	2111	0,16			
	III-74	120	754	0,16			
Marseille	VI-74	160	1330	0,12			
	VI-73	402	4580	0,09			
	III-74	1329	4315	0,31			
Bec de l'Aigle	VI-74	10608	9880	1,07			
	VI-73	296	1866	0,16			
	III-74	127	754	0,17			
Cap Sicié	VI-74	120	632	0,19	0,04	0,83	0,05
	VI-73	123	1313	0,09			
	VI-74	244	708	0,34			
Saint-Mandrier	III-74	473	3570	0,13			
	VI-74	535	3899	0,14			
	VI-73	113	2461	0,05			
Toulon	III-74	2640	6084	0,43	0,66	3,40	0,19
	VI-74	3802	11500	0,33			
	VI-73	147	396	0,37			
Cap Camarat Saint-Tropez	VI-73	221	746	0,30	0,60	1,60	0,40
	III-74	204	768	0,26			
	VI-74	91	693	0,13			
Saint-Raphaël	VI-73	370	2660	0,14	1,50	8,50	0,17
	VI-74	205	663	0,31			
	VI-73	459	1916	0,24			
Cannes	VI-74	171	3942	0,04			
	VI-73	264	1179	0,22			
	III-74	193	1003	0,19			
Antibes	VI-74	298	1248	0,24			
	II-73						
	II-73						
Nice Airport* Nice Casino* Villefranche* Monaco	II-73				0,39	29	0,01
	II-73				31,3	1165	0,03
	II-73				8,6	86	0,10
San Remo	III-73				2,9	5,5	0,53
	III-74	273	2016	0,13	17	4,8	3,5
	VI-74	203	1580	0,13			
VI-73							
Savona	III-74	478	197	2,43	0,05	1,8	0,03
	VI-74	4018	940	4,27			
	VI-73						
Gênes	III-74	502	264	1,90	1,30	4,0	0,30
	VI-74	198	457	0,43			
	VI-73	778	445	1,29			
	VI-74	496	4800	0,10			

* profondeur — 100 mètres.

Tableau II
Concentrations de Σ DDT et de PCB dans le plancton de la région nord-ouest Méditerranéenne

Stations	Distance de la côte (km)	Date	Plancton	ppb/poids sec		
				Σ DDT	PCB	Σ DDT/PCB
Monaco	1	III-73	Zooplancton	87	1350	0,06
				108	1990	0,05
Monaco M-20	20	VI-74	Phytoplancton	51	525	0,10
			Zooplancton	135	272	0,50
M-30	30	VI-74	Phytoplancton	40	146	0,27
			Zooplancton	35	232	0,15
M-40	40	VI-74	Phytoplancton	76	478	0,16
			Zooplancton	—	266	—
M-60*	60	VI-74	Phytoplancton	—	66420	—
			Zooplancton	—	74500	—
			Euphausiacé	194	168	1,15
M-90	90	VI-74	Phytoplancton	—	741	—
			Zooplancton	104	583	0,18
			Euphausiacé	180	171	1,05
Port Saint-Louis	1	VI-74	Phyto + zooplancton	—	232	—
Marseille	1	VI-74	Phyto + zooplancton	—	162	—
Bec de l'Aigle	1	VI-74	Phyto + zooplancton	115	213	0,54
Cap Camarat	1	VI-74	Zooplancton	52	258	0,20
Saint-Raphaël	1	VI-74	Phytoplancton	42	315	0,13
			Zooplancton	44	122	0,36

Depuis 1972, diverses réglementations nationales limitent ou interdisent l'utilisation des PCB en « système ouvert ». En 1974, HARVEY *et al* [1974 *b*] notent une très nette diminution de la concentration des PCB dissous dans l'eau de mer des Sargasses (0,8 ppt), ainsi qu'une décroissance d'un facteur 5 des PCB dans le plancton, ce qui rejoint sensiblement nos valeurs en Méditerranée. En comparaison, nous avons déterminé au niveau de Monaco une concentration de PCB dissous en eau de surface de 1,6 ppt, en septembre 1974. Cette valeur est considérablement plus faible que celles déterminées à Marseille par RAYBAUD en 1972 (130 ppt).

Références bibliographiques

- Anonyme, 1974. — *Activities of the International Laboratory of Marine Radioactivity*. 1974 Report IAEA-163, Vienna.
- DE LAPPE (B.W.), RISEBROUGH, (R.W.), MENDOLA (J.T.), BOWES (G.W.) & MONOD (J.L.), 1972. — Journées d'études sur les Pollutions marines, Athènes C.I.E.S.M., pp. 43-45.
- DEXTER (R.N.) & PAVLOU (S.P.), 1973. — *Marine Poll. Bull.*, **4**, 12, pp. 188-190.
- FRANCO SOLER (J.M.), 1972. — Journées d'études sur les Pollutions marines Athènes C.I.E.S.M., pp. 55-57.
- HARVEY (G.R.), STEINHAEUER (W.G.) & TEAL (J.M.) 1973. — *Science*, **180** : pp. 643-44.
- HARVEY (G.R.), MIKLAS (H.P.), BOWEN (V.T.) & STEINHAEUER (W.G.) 1974 *a*. — *J. Mar. Res.* **32**, 2, pp. 103-118.
- HARVEY (G.R.), STEINHAEUER (W.G.) & MIKLAS (H.P.), 1974 *b*. — *Nature* (submitted).
- MONOD (J.L.), RAYBAUD (H.), VENOT (C.) & CARRARA (G.), 1971. — *Bull. Soc. Pharm. de Marseille*, **20**, 75, pp. 155-160.
- MURPHY (P.G.), 1972. — *J. Ass. Off. Agric. Chem.*, **55**, pp. 1360-1362.
- RAYBAUD (H.), 1972. — *Thèse de Doctorat de Spécialité, Univ. Aix-Marseille* 11, 28 sept. 1972, 64 pp.

* Pollution d'hydrocarbures.

Chlorinated Hydrocarbons in the North Western Mediterranean Sea A preliminary report

by

D.L. ELDER

International Laboratory of Marine Radio activity, Musée océanographique, Monaco

Summary

Polychlorinated biphenyl (PCB) and DDT concentrations in surface and sub-surface sea water samples taken off Nice and Monaco during October and November 1974 have been measured by the technique of adsorption on Amberlite XAD-2 resin. Concentration are in the range of 1.5 to 2.8 ng/liter. The ratio of PCB to total DDT residues is approximately 0.025.

Résumé

Les concentrations en polychlorobiphényles (PCB) et DDT dans l'eau de mer de surface et sous la surface recueillie au large de Nice et de Monaco durant les mois d'octobre et novembre 1974 ont été mesurées par des méthodes d'adsorption sur la résine XAD-2. Ces concentrations sont de l'ordre de 1,5 à 2,8 ng/l. La proportion de PCB sur la quantité totale des résidus de DDT est approximativement de 0,025.

*
* *

To date most analyses of organochlorine residues in the Mediterranean have been limited to organisms [MARCHAND *et al.* 1974]. There is apparently only one report of PCB concentration [RAYBAUD 1972]. We have initiated a study of the concentration of PCBs and DDT in the North Western Mediterranean.

Sea water samples ranging in size from 20 to 200 liters were collected from various locations and depths off Nice and Monaco. Samples were taken with a messenger-triggered 100 liter stainless steel bottle. Care was taken to ensure that the sample at no time came into contact with plastic, grease, paint or any other possible source of contamination during sampling or subsequent analyses. The samples were passed through a chromatography column packed with previously cleaned XAD-2 resin [HARVEY 1972].

The absorbed organochlorine compounds were then eluted from the column with hot acetonitrile. After dilution with water, the acetonitrile was extracted with hexane. The hexane extract was passed through a column of florasil concentrated and analyzed by electron capture gas chromatography. All samples thus analyzed bore very close resemblance to either phenochlor DP-5 or DP-6. Therefore, calculations were made using these two commercial PCB products as standards. In some cases, samples were subsequently saponified in ethanolic KOH to determine the ratio of total DDT residues to PCB. Pertinent sampling details and results of calculations are summarized in Table 1.

Table 1.
PCB Concentrations in North Western Mediterranean waters

Station	Depth (meter)	Sample size (liters)	PCB ng/l*	ΣDDT/PCB
Off Nice harbour	200	100	2.8	
Off Nice harbour	200	175	2.3	
Off Nice harbour	200	200	2.5	
1 km off Nice	0-10	60	1.6	
1 km off Nice	100	75	1.5	
Monaco harbour	0	20	2.6	0.021
1 km off Monaco	0	40	1.5	0.025
1 km off Monaco	0	50	1.3	0.028
Off Marseille [RAYBAUD, 1972]			\bar{x} 133	
North Atlantic 1971-1972 [HARVEY, 1972]		< 1.0-150 (\bar{x} 35)		
North Atlantic 1973-1974 [Harvey, 1974]		0.8		

Several observations can be made from the table. The PCB concentration off Monaco and Nice is approximately two orders of magnitude lower than that reported by RAYBAUD on samples taken near Marseille. This is consistent with the relative difference in industrial activity of the two areas.

The concentrations given in Table 1 are generally lower than those reported for the North Atlantic in 1971-1972 [HARVEY *et al.* 1973]. However, due to the subsequent decrease in PCB concentrations in that area, PCB levels in the Western Mediterranean appear now to be higher than the level of < ng/l reported for the Atlantic in 1973-1974 [HARVEY 1974].

Differences in concentrations given in Table 1 are probably due to localized phenomena such as rainfall, ship discharges, etc. Further work is underway to clarify the mechanisms of transport of organochlorines to the Mediterranean and their subsequent movement through the water column.

References

- HARVEY (G.), 1972. — *Unpublished manuscript* WHOI-72-86.
- HARVEY (G.) STEINHAEUER (W.G.), & TEAL (J.N.), 1973. — Polychlorinated biphenyls in North Atlantic Ocean water. *Science.*, 180, pp. 643-644.
- HARVEY (G.), STEINHAEUER (W.G.) & MIKLAS (H.P.), 1974. — Decline of polychlorinated-biphenyl concentrations in North Atlantic Surface water. *Nature (in press)*.
- MARCHAND (M.), VAS (D.) & DUURSMA (E.K.), 1974. — Residus de DDT et de Polychlorinated biphenyls (PCB) dans les Moules, le Sédiment et le plancton de la Côte Nord-Ouest Méditerranée. *Rapp. Comm. int. Mer Méditer.*, 23, pp. 00.
- RAYBAUD (H.), 1972. — *Les Biocides Organochlors et les Détergents dans le milieu Marin. Thèse de Doctorat de Spécialité, Univ. Aix-Marseille II*, pp. 55.

* Blanks were determined to be less than 0.2 ng/l.

Remarques sur le dosage des détergents anioniques en eau de mer

par

ROLAND PUCCI et RAYMOND VAISSIÈRE

Centre scientifique de Monaco - Musée océanographique, Monaco

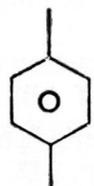
Abstract

Anionic detergents in sea water are dosed by atomic absorption. Without sterilization breakdown of concentration occurs. On the other hand anionics - ovalbumin interaction is considered. The chemical preservation by acidulation is made at the sampling time.

*
* *

Les deux méthodes de dosage des détergents anioniques les plus couramment employées sont la méthode colorimétrique et la spectrophotométrie d'absorption atomique.

Nous les avons comparées en utilisant un ABS non ramifié fourni par la firme Unilever se présentant sous la forme d'une pâte contenant 42 % de produit pur, de poids moléculaire 344 et répondant à la structure suivante :



SO₃Na

où $n + m = 9$ à 15

Sur des solutions faites dans l'eau distillée, les mesures par colorimétrie ne sont reproductibles que pour des concentrations comprises entre 100 μg et 1250 μg . l^{-1} alors que la spectrophotométrie d'absorption atomique [Méthode de LE BIHAN *et al.*] permet de détecter des concentrations de l'ordre de 10 μg . l^{-1} .

Nous avons ainsi choisi la seconde méthode pour des dosages du même détergent en eau de mer. Nous avons alors constaté que les résultats de plusieurs analyses espacées de quelques heures pour une même solution étaient différents et montraient une décroissance de la teneur en ABS, sans que l'on puisse pour autant conclure à une dégradation du produit.

Deux séries parallèles d'expériences ont alors été faites.

Première série : L'eau de mer a été filtrée sur millipore (0,45 μm) et plusieurs échantillons ont été préparés et analysés toutes les 48 heures pendant 12 jours. On a constaté une instabilité des solutions et une diminution progressive de la concentration en ABS.

Seconde série : L'eau de mer a été filtrée sur millipore (0,45 μm) puis stérilisée à l'autoclave. Les analyses pratiquées toutes les 48 heures et pendant 12 jours ont montré la parfaite stabilité des solutions et la reproductibilité des mesures.

La disparition progressive de l'ABS dans une eau de mer non filtrée pourrait être attribuée aux micro-organismes et correspondrait dans ces conditions à une véritable bio-dégradation. Cependant, cette interprétation ne peut être retenue dans le cas de l'eau de mer filtrée sur une maille de 0,45 μm . Il n'est pas impossible que des organismes de taille inférieure aient pu traverser le filtre de même qu'il n'est pas exclu que les récipients recevant l'eau filtrée et les manipulations ultérieures aient été à l'origine d'un ensemencement accidentel du milieu. Ce dernier point est encore à vérifier.

Les travaux de DECKER *et al.* nous ont fait penser qu'il pouvait y avoir une adsorption progressive de l'ABS par des macromolécules de type protidique. Quelques expériences avec de l'albumine d'œuf ont montré qu'il était possible de soustraire à l'analyse les ABS d'une solution en constituant un complexe Albumine-tensio-actif mais les données que nous avons sont encore trop fragmentaires et doivent surtout être complétées par une étude rigoureuse des conditions de pH et d'expérimentation.

Ces résultats montrent l'importance de la bonne conservation de l'échantillon pour la valeur des résultats d'analyse. Les expériences test en laboratoire ont mis en évidence la nécessité d'une stérilisation mais il est évident que celle-ci est impossible par autoclave lorsqu'il s'agit de détecter les ABS en mer. Afin de pallier cet inconvénient, nous avons utilisé des fixateurs chimiques susceptibles d'arrêter tout processus métabolique et de dénaturer les éventuels peptides ou macromolécules dans l'échantillon.

Des essais avec le Chlorure mercurique ont donné des résultats satisfaisants. A 10 ppm la concentration d'ABS diminue, à 100 ppm des précipités apparaissent. La quantité optimum est de 50 ppm pour une conservation de l'échantillon de l'ordre de 2 semaines et il n'y a pas d'interférence du sel mercurique lors de la mesure.

Étant donné que la première phase de la technique de mesure (spectrophotométrie par absorption atomique) comporte une acidification, une autre série d'essais a été faite avec de l'acide chlorhydrique. L'introduction de 1 % d'HCl normal dans l'échantillon est suffisante pour le conserver. L'ajustement du pH à 2 s'effectue ultérieurement au laboratoire.

Références bibliographiques

- DECKER (R.V.) & FOSTER (J.F.), 1966. — The interaction of bovine plasma albumin with detergents anions. Stoichiometry and mechanism of binding of ABS. *Biochemistry (ACS)*, **5**, pp. 1242-1254.
- DECKER (R.V.) & FOSTER (J.F.), 1967. — Amphoteric behavior of bovine plasma albumin and its detergent complexes. *Journal of Biological Chemistry*, **242**, pp. 1526-1532.
- LE BIHAN (A.) & COURTOT-COUCPEZ (J.), 1970. — Dosage des traces de détergents anioniques et cationiques dans l'eau de mer et dans les eaux douces par spectrophotométrie d'absorption atomique. *Bulletin de la Société Chimique de France*, **1**, pp. 406-411.

Heavy Metals in Mussels from the North Western Mediterranean Sea

by

SCOTT FOWLER and BENIAMINO OREGIONI

International Laboratory of Marine Radioactivity, Musée Océanographique, Principauté de Monaco

Summary

A coastal survey in the Northwestern Mediterranean region was initiated to measure existing levels of selected heavy metals in mussels. For certain metals the highest values were found in samples from port cities and areas in the vicinity of river discharge. Marked seasonal variations for many metals were also evident.

Résumé

Une étude côtière a été entreprise dans la région nord-ouest de la Méditerranée pour mesurer la teneur de certains métaux lourds dans les moules. Pour certains métaux, les valeurs les plus élevées ont été trouvées dans les échantillons provenant de villes portuaires ou de zones situées à proximité d'embouchures de rivières. On a noté que la teneur de nombreux métaux variait selon les saisons.

*
* *

Information is accruing on the heavy metal content of many marine molluscs in various geographical areas, however, there is a definite lack of data for species in the Mediterranean Sea, a semi-enclosed body of water where pollution effects may be magnified. A survey was initiated to establish baseline levels of certain metals in the mussel, *Mytilus galloprovincialis*, and to assess the effect of spatial and seasonal variation on these levels in organisms collected along the North-western Mediterranean coast.

Four separate mussel collections were made from a series of stations between Sète, France, and Genoa, Italy, during the period June 1973 - September 1974. Soft parts were removed, dried and prepared for elemental analysis by standard wet digestion techniques. Several aliquots of each sample as well as appropriate blanks and standards were analyzed for Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn and Fe by atomic adsorption spectrophotometry. As a check on the analytical method, a sample of NBS orchard leaves (SRM 1571) was analyzed for several metals simultaneously with the mussel tissue.

In general, Fe, Zn, Mn, Cu and Pb were found in the highest concentrations (ppm dry) in mussels, especially in samples taken from highly populated and industrialized port areas such as Toulon, Marseille, Savona and Genoa and from locations situated at the mouth of the Rhône river. Maximum values for Pb (Marseille) and Cu (Toulon) were 117 and 154 ppm, respectively. The lowest levels for almost all of the metals tested were noted in mussels from relatively less populated areas or regions with no major river inputs such as Sète, Cap de l'Aigle, Cap Camarat, St. Tropez and Monaco. With only few exceptions the seasonal maxima for metal content occurred in March 1974 which coincided with a period of intense rain and concomitant high run-off. Seasonal variations in metal content were most marked in mussels collected near ports and at the mouth of the Rhône. For exemple, Pb and Cu concentrations in mussels from Toulon varied by a factor of 20 throughout the entire sampling period. Relatively little

seasonal variation in metal concentration was noted at stations in less populated areas or coastal regions under the possible influence of upwelling as, for example, near Hyères. If all stations are considered together, Cr showed the highest average degree of seasonal variation (factor of 9) followed by Pb, Cd, Co, Cu, Mn, Ag, Ni, Fe and Zn (factor of 2).

An attempt to correlate concentrations of selected metals in mussels with those in their surrounding waters has met with only partial success. At certain stations higher Cd, Zn and Cu concentrations in mussels were correlated with higher concentrations of these metals in filtered sea water; however, this was not always the case. Mussels being filter-feeders have the ability to ingest particulate matter which could increase the organisms' metal content particularly during periods of high run-off as was probably the case during March 1974. Hence, metal concentrations based on analyses of filtered sea water might not be representative of the actual metal available to mussels in the water. Total metal analysis of the water would appear to offer better prospects for comparing metal concentrations in mussels with that in their surrounding environment.

If metal concentrations in mussels from all stations are combined for each sampling period and treated as a regional average, it is evident that average values for almost all metals were higher in March 1974 than during any other time of collection. Since the maxima for most all elements occurred during a period of high precipitation and run-off, this uniform increase in metal content would appear to be due to natural processes rather than local pollution effects. This finding indicates the necessity of establishing the relative degree of natural metal fluctuation in organisms before attempting to assess the consequences of pollution.

In addition, the average values for each sampling period were compared with published results of other surveys using mussels from different regions throughout the world. From the comparisons it appears that metal concentrations in mussels from this area of the Mediterranean do not differ significantly from those measured in similar species over a wide geographical range.

Incidences biologiques des déversements d'effluents du type dioxyde de Titane*

par

PIERRE MAGGI et PATRICK LASSUS

Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes, Nantes (France)

Summary

Discussing the effects of acid-iron wastes on marine fauna, the authors pointed out the importance of acidity, using toxicity bioassays. Short-term experiments on phytoplankton and macrofauna, and long-term experiments on *Palaemon serratus* developmental stages were performed in this aim.

Furthermore no induce toxicity nor iron, zinc, copper and cadmium concentration were found in three levels of a pelagic food-chain.

Resumen

Nuestras pruebas de toxicidad — a breve término sobre el fitoplanctón y la macrofauna — a largo término sobre el desarrollo de *Palaemon serratus* — muestran el rol preponderante de la acidez cuando se rechazan en el mar los efluentes de fabricas de dióxido de titanio.

En otra parte, ninguna toxicidad inducida ni acumulación de hierro, cinc, cobre y cadmio no ha estado encontrada en los tres niveles de una cadena biológica de tipo pelágico.

*
* *

L'oxyde de titane, pigment blanc, résulte d'une attaque du titanate de fer par l'acide sulfurique concentré, suivie d'une hydrolyse libérant le dioxyde de titane. L'oxyde de titane est récupéré par lavage et l'effluent déversé est caractérisé par une forte acidité, une teneur élevée en sels ferreux et une faible concentration en divers sels métalliques.

Ces divers rejets ont fait l'objet de nombreuses études en Allemagne [KINNE & ROSENTHAL, 1967; 1968 - KAYSER, 1969; 1970] et aux États-Unis [VACCARO *et coll.*, 1972 - GRICE *et coll.*, 1973]. Une synthèse bibliographique détaillée a été réalisée par RACHOR & DETHLEFSEN [1974].

Dans un premier type d'expérimentation nous avons évalué la toxicité directe de trois effluents déversés dans les eaux françaises (Tioxide à Calais, Thann et Mulhouse, au Havre) ou à leur voisinage (Montedison en mer Tyrrhénienne). Les organismes-tests comprennent 2 bivalves, 3 gastéropodes, 3 crustacés et 2 poissons.

Nos résultats mettent en relief le rôle essentiel de l'acidité dans les manifestations de la toxicité vis-à-vis de ces organismes. La plupart des animaux sont capables de résister à des pH initiaux voisins de 5 évoluant ensuite vers la neutralité. Certains gastéropodes résistent même à des pH plus bas; il ne s'agit alors que d'une survie limitée à quelques jours.

* En raison de la nature du sujet traité, il a semblé opportun de replacer ici cette communication présentée en réalité à l'occasion des Journées d'Études.

En ce qui concerne les effets de ces effluents sur la multiplication cellulaire de 2 diatomées et de 2 flagellés, le facteur prépondérant semble également être l'acidité; cependant, dans la mesure où l'hydroxyde ferrique précipite à un pH encore bas, la turbidité doit intervenir en perturbant la croissance cellulaire. Inversement, lorsque la neutralisation est complète, on constate une amélioration sensible de la croissance par rapport aux témoins, pour un léger excédent de fer dans le milieu.

En ce qui concerne l'acidité, les dilutions observées dans le milieu naturel, lors des rejets, atteignent rapidement des valeurs qui rendent négligeable tout risque d'acidification du milieu marin en dehors de la zone immédiate de déversement. Toutefois il faut bien souligner que le biome du volume d'eau réalisant la neutralisation des effluents est sacrifié; une neutralisation préalable des effluents serait hautement souhaitable.

Quant aux sels métalliques, présents à très faibles concentrations dans les effluents, on pouvait supposer que le phytoplancton aurait servi de vecteur primaire à leur accumulation le long des chaînes trophiques marines. C'est pourquoi nous avons cultivé 2 diatomées et 1 flagellé dans les dilutions 1/1000, 1/3000 et 1/5000 respectivement des effluents Tioxide, Thann et Mulhouse, Montedison. Ces cultures ont nourri des élevages en masse d'artémies dont les adultes (9 à 12 mm de long) étaient fournis à des lots de 60 épinoches (20 à 25 mm de long) pendant un mois.

Nos résultats font apparaître des mortalités aussi faibles chez les individus contaminés que chez les témoins. Par ailleurs aucune accumulation significative du fer, du zinc, du cuivre et du cadmium n'a été mise en évidence.

Enfin nous nous sommes proposés de rechercher la part relative de l'acidité et des particules ferriques abondantes sur le développement larvaire et la mue d'un décapode (*Palaemon serratus*).

L'acidité serait, là encore, la cause principale des mortalités observées. Il est important toutefois de noter que deux facteurs interviennent : le pH initial et la cinétique de neutralisation de l'acidité. En effet les larves sont capables de supporter un pH initial proche de 6, cependant la survie semble liée à la vitesse de neutralisation des solutions. Ainsi, la présence de sels de fer ralentit la neutralisation, et, pour une même valeur initiale de pH, la mortalité est plus forte qu'elle le serait pour une solution d'acide sulfurique.

Références bibliographiques

- GRICE (G.D.), WIEBE (P.H.) & HOAGLAND (E.), 1973. — Acid-iron waste as a factor affecting the distribution and abundance of zooplankton in the New York Bight. I - Laboratory studies on the effects of acid waste on copepods. *Estu. Coast. mar. sci.*, **1**, pp. 45-50.
- KAYSER (H.), 1969. — Züchtungsexperimente an zwei marinen flagellaten (Dinophyta) und ihre anwendung im toxikologischen abwassertest. *Helgoländer wiss. Meeres.*, **19**, pp. 21-44.
- KAYSER (H.), 1970. — Experimental-ecological investigations on *Phaeocystis poucheti* (Haptophyceae) : cultivation and waste water test. *Helgoländer wiss. Meeres.*, **20**, pp. 195-212.
- KINNE (O.) & ROSENTHAL (H.), 1967. — Effects of sulfuric water pollutants on fertilization embryonic development and larvae of the herring, *Clupea harengus*. *Mar. Biol.*, **1**, pp. 65-83.
- KINNE (O.) & SCHUMANN (K. H.), 1968. — Biologische konsequenzen schwefelsäure und eisensulfathaltiger Industrieabwässer. Mortalität junger *Gobius pictus* und *Solea solea*. *Helgoländer wiss. Meeres.*, **17**, pp. 141-155.
- RACHOR (E.) & DETHLEFSEN (V.), 1974. — *Effects of acid-iron waste disposal in the marine environment*. I.C.E.S., Fishery Improvement Committee, C. M. 1974/E : **27**.
- VACCARO (R.F.), GRICE (G.D.) & ROWE (G.T.), 1972. — Acid-iron waste disposal and the summer distribution of standing crop in the New York bight. *Water Res.*, **6**, pp. 231-256.

Divers aspects de la pollution par les métaux chez quelques Cétacés de Méditerranée occidentale

par

DENISE VIALE

Laboratoire de zoologie, U.E.R. Paris VI, Paris (France)

Commission « Environnement », Municipalité, Bastia

Résumé

Les cétacés étudiés ici illustrent la possibilité d'action synergique de plusieurs sources polluantes : l'action nécosante des effluents dits « Boues Rouges » sur la peau des cétacés, entraîne une modification grave de la perméabilité cutanée favorisant ainsi l'introduction et l'accumulation de mercure, et d'autres polluants, provenant d'autres sources de pollution. Chez les cétacés la contamination directe par contact est très importante du fait de la structure fortement plissée des couches germinatives de l'épiderme.

Dans l'état actuel des possibilités de recherche, les cétacés se prêtent mal à une étude sur les conséquences de la pollution : ils ne permettent ni l'expérimentation ni l'étude statistique. Aussi toute information à leur sujet est intéressante.

Au précédent Congrès de la C.I.E.S.M., le problème des hautes teneurs en mercure avait été évoqué par M. THIBAUD [1] pour 5 cétacés de Méditerranée : ils présentaient des taux de mercure très forts comparés à ceux de 10 cétacés de l'Atlantique, parmi lesquels un seul montrait une forte teneur.

J'apporte ici des données sur 5 cétacés échoués sur les côtes de Corse et de Toscane. Une étude parallèle des teneurs en fer, titane, chrome, vanadium et soufre permet de mettre en évidence une action combinée de plusieurs sources polluantes. A la lumière de ces faits et des données expérimentales récentes sur les mécanismes d'action du mercure, il est possible d'entrevoir une explication de l'accumulation de mercure chez les cétacés.

*
* *

1. Méthodes d'analyses et résultats

Quatre cétacés échoués en 1972 ou 1973 ont été autopsiés et des organes ont été prélevés en vue d'une étude histologique classique (fixation au formol salé) nécessaire pour l'identification des structures avant l'étude à la microsonde électronique, d'autres pour la recherche des éléments métalliques à la microsonde (fixation au carnoy, coupes de 7 microns); d'autres enfin congelés pour l'analyse quantitative des divers éléments : Hg, Fe, Ti, Cr, Cd, Al, Ba, Pb. Cette dernière étude a été réalisée dans 3 laboratoires avec les mêmes méthodes :

- a. pour le Hg : minéralisation par voie humide à reflux,
réduction du Hg à l'état fondamental,
dosage par absorption atomique sans flamme (vapeur froide).
- b. pour le Fe, Ca, Mg : minéralisation par calcination
mise en solution acide
dosage par absorption atomique à flamme (air-acétylène)
- c. pour le titane, chrome, vanadium, cadmium, aluminium :
minéralisation par calcination
mise en solution acide et dosage par absorption atomique sans flamme (four à graphite).

Résultats donnés à $\pm 0,005$ mg/kg poids frais.

Pour quelques tissus confiés à M. THIBAUD, ISTPM, l'analyse du méthyl-mercure a été pratiquée selon la technique de UTHE et coll., par traitement acide et extraction par la dithizone [1].

Tableau des teneurs de divers éléments détectés dans six Cétacés

Espèce taille sexe	Date et lieu d'échouage	organe analysé	quantité de Hg total en mg/kg poids frais	Méthyl mercure mg/kg poids frais et % du Hg total	autres éléments trouvés en mg/kg de poids frais Fe Ti Cr V	Éléments mis en évidence à la microsonde***	autres éléments trouvés à la microsonde ou quantitativement en mg/kg poids frais
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorqual) ♂ 18 m adulte	éperonné le 6.7.72 à 35 miles au nord du Cap Corse	peau foie	pas d'échantillon congelé id.	— —	— —	Fe.Ti.Cr.S.Al.Si. Fe.Cr.	Cl.K.Mn.Ba.Pb.Zn. Ca.
<i>Tursiops truncatus</i> grand dauphin ♂ 2,4 m adulte	20.3.73 Barcaggio Nord du Cap Corse	peau lard cœur muscle poumon	3,66* 2,6 4,7 à 6,5* 0,67	4,3 = 66 %	0,98 100 0,85 0,65 0,16 257 7,30 0,07 0,12	Fe.Ti.S. Fe.Ti. Fe. Fe.	Ca. Ca. Cd=0,02 Cd=1,00 Cd=0,12
<i>Tursiops truncatus</i> grand dauphin jeune ♂, 1,8 m	29.5.1973 près de Bastia (Corse)	peau lard muscle rein foie	1,1* 0,31 0,73 à 2,2** 2 14,6	1,1 = 100 % 0,7 = 32 %	65 1,12 0,40 0,2 166 2,47 0,07 0,04 66 0,64 0,10 0,05 669 1,94 0,31 0,16	Fe.S. Fe. Fe. Fe.	Ca.Ba. Cd=0,14 Ca. Cd=0,05 Cd=2,22 Cd=0,14
<i>Stenella coeruleoalba</i> dauphin rayé adulte	échoué en Toscane autopsié dans le cadre de l'expertise judiciaire italienne(2) juin 1973	peau muscle estomac rein poumon foie	1,57 1,91 1,79 2,62 2,83 5,92		280 0,05 0,05 0,05 0,05 0,05 0,05	pas d'observations	Mn=5 Mn=1,44
<i>Delphinus delphis</i> dauphin commun adulte 1,18 m.	échoué à Santa-Severa, N.E. du Cap Corse 25.11.73	peau lard muscle cœur testicule estomac intestin foie rein poumon	8,5 14,6 8 5,3 18,9 6,8 74 à 604*** 22,3 51		54 1,6 0,3 0,10 46 0,15 0,2 0,02 90 0,4 0,05 0,02 50 0,27 0,20 0,04 22 0,12 0,21 0,02 45 0,23 0,10 0,02 380 0,72 0,04 0,08 95 0,5 0,2 0,02 236 0,6 0,15 0,02	Fe.Ti.Gr.S. Fe. pas observé pas observé pas observé Fe.Ca. Fe.Ca.	Cd=0,07Ba,Pb,Ca. Ca. Cd=0,11Ba,Pb. Cd=,11Ba,Pb. Cd=0,01Ba,Pb,Ba,0.21 Cd=0,07 Ba=0,12,Pb. Cd=0,12 Cd.=0,20Pb=0,21 Cd.=1,20Bb=0,16 Cd.=0,12
<i>Tursiops truncatus</i> grand dauphin 1,50 m ♂ jeune	trouvé mort à Villefranche/s/mer 19.7.74 (Alpes-Maritimes) (France)	peau foie poumon estomac intestin rein vertèbre	dosages en cours id. 2,40 2,50 2,40 8,00 0,67	80,2 0,17 0,18 0,35 13,6 « 0,05 0,15 0,19 32,2 « 0,05 1,03 0,01 33,2 0,05 1,04 0,01 21,9 2 0,46 2,12	Fe.Ca.Al.Si.K.Mg.S. Fe.Ca.Ti.S.Cl.K.Si.Al Fe.Ca.Zn.	Zn,Pb. Ca=950 Cd=0,18 Ca=380 Cd=0,12 Ca=640 Cd=0,05 Ca=9,50 Cd=0,24 Ba=9,14 PG=4,25 Cd=1,19	

* Peau et lard sous-cutané analysés ensemble. CERBOM, Dr AUBERT, Nice.

** Analysé par l'ISTPM, Nantes, M. THUBAUT, Service de M^{lle} SOUDAN.

*** Microsonde Cameca, CHU de Creteil, Service du Dr. GALL; étude en collaboration avec M. MARTOJA, CNRS.

Les autres analyses ont été réalisées par le Laboratoire de surveillance des nuisances du C.E.A., Pierrelatte, et financées en partie par le CNEXO, en partie par la Municipalité de Bastia.

Résultats

Synthétisés dans le tableau ci-contre dans lequel nous avons inclus les résultats obtenus par DE RENZI [2], sur un dauphin rayé. On voit que le mercure est toujours bien représenté et atteint des taux considérables : 71 mg/kg de poids frais et même 600. Le fer est présent en abondance, accompagné par le titane et le chrome en un trio qui caractérise les effluents dits « Boues Rouges » d'une usine de titane, rejetés depuis mai 1972 entre la Corse et les îles toscanes [9].

Il a été impossible de mettre en évidence le mercure avec la microsonde même dans des tissus qui en sont riches. En effet le mercure se volatilise sous le bombardement du faisceau d'électrons.

Le plomb a été trouvé dans des amas anormaux apparaissant clairement à l'histologie et comportant de nombreux autres éléments.

La microsonde ne décèle pas les éléments diffus dans un tissu mais seulement les accumulations d'atomes. Alors qu'un foie normal contient du fer diffus dans les hépatocytes, dans tous les foies étudiés ici, le fer apparaît dans tout le tissu, il figure donc en accumulations généralisées.

La comparaison des résultats de ce tableau montre que l'intérêt de la sonde n'est pas l'analyse quantitative mais la possibilité de connaître le mode de répartition d'un élément polluant et sa localisation précise dans les structures histologiques identifiées. Ceci permet déjà d'avoir une idée du cheminement de cet élément.

II. Discussion

Les chiffres de ce tableau I soulèvent de nombreux commentaires : nous centrerons notre réflexion sur le mercure.

1. *Le foie* est l'organe le plus imprégné de mercure, en liaison sans doute avec son rôle de détoxication.

Ceci confirme les résultats de THIBAUD & DUGUY sur les 5 autres cétacés méditerranéens étudiés en 1972 : par contre *le poumon* est nettement plus riche que le rein contrairement à la classification des organes d'après leur teneur en Hg, indiquée par ces auteurs.

De nombreuses analyses de poissons de Méditerranée [3] p. 30, [5] p. 122, [6], montrent également que le foie et le rein sont les organes aux teneurs les plus fortes. Chez les Cétacés denticètes le poumon vient perturber cet ordre : il accumule du reste également le fer et le titane en abondance.

2. *Les teneurs élevées du muscle* de certains dauphins posent un problème au niveau de la *consommation humaine*. En 1972 et 73, les 3 sortes de dauphins cités ont été vendues sur les marchés en Espagne et en Italie [7].

Or la majeure partie du mercure du muscle est sous forme méthylée [1]. Si on admet que le seuil limite de consommation pour éviter les atteintes du système nerveux est de 0,08 mg/jour [10], la quantité correspondante de dauphin est de 7 g. frais! En Italie il est consommé en filets séchés.

3. *Le lard* est au contraire le tissu le moins riche en mercure, résultat conforme à ceux de THIBAUD [1], mais en contradiction avec l'affirmation de J.M. WOOD [8] selon laquelle « les complexes organométalliques sont facilement transportés et accumulés dans les tissus à haute teneur lipidique ».

Chez les cétacés, où le méthyl-mercure atteint, dans le panicule adipeux 40 à 100 % du Hg total, le lard contient 4 à 6 fois moins de mercure que le muscle pour lequel la proportion de méthyl-mercure est la même. Les lipides n'interviennent donc pas de façon décisive; par contre WOOD a montré la propriété du méthyl-mercure de se fixer sur les groupes sulfhydriles SH des protéines comme le cystéine et par suite sur l'hémoglobine. Le muscle est plus irrigué que le lard, d'où sa capacité différente de fixer le mercure.

4. *La peau* : ne figure pas dans les organes analysés par THIBAUD; sa teneur en mercure est supérieure à celle du lard et se rapproche de celle du muscle.

Elle fournit une indication sur *la contamination directe* par contact avec le milieu marin; en effet il est difficile d'imaginer qu'elle soit un organe de transit du mercure du milieu intérieur vers l'extérieur, dans l'éventualité d'une régulation du Hg accumulé par voie digestive; l'excrétion cutanée est nulle chez les cétacés. *Elle semble être au contraire un organe d'absorption du mercure.*

Jusqu'à présent, on a invoqué la place des cétacés en bout de chaîne alimentaire pour expliquer leur forte teneur en mercure. Effectivement les dauphins communs (*Delphinus delphis*) mangent essentiellement du poisson bleu dont les teneurs sont déjà respectables :

sévereau : 0,9 mg/kg poids frais (6)
 bogue : 0,34 mg/kg poids frais (6)
 sardine : 0,22 mg/kg poids frais (6)
 muge : 0,39 mg/kg poids frais (3)
 thon rouge de Méditerranée : 0,8 à 2,2 (5).

Les grands dauphins consomment du poisson côtier plus ou moins contaminé suivant la région côtière considérée [6]. Les autres odontocètes mangent essentiellement des céphalopodes dont les taux de mercure sont souvent très élevés : 0,75 à 2,32 mg/kg poids frais [3] [6].

Si on admet, comme chez les poissons [12] un facteur de concentration de 4 à 8, entre les carnivores I et les carnivores II d'une chaîne trophique on obtient effectivement des taux de mercure de 8 à 16 mg/kg frais pour les dauphins piscivores.

Cependant on comprend mal les très grandes différences de concentration au niveau du foie où il en a été trouvé jusqu'à 900 ppm! Ces différences se conçoivent mieux quand on prend en considération comme autre source de contamination : la peau.

III. Interprétation des résultats

L'augmentation de la fréquence des cétacés échoués pendant la période de déversement des « Boues Rouges » acides (acide sulfurique, pH = 0,2) dans le canal de Corse, m'a révélé leur grande sensibilité cutanée à l'acidité [13]. Un fragment de peau normale contient peu de soufre, un fragment de peau lésée du même animal en contient beaucoup (14). La fragilité de la peau desquamée par nécrose a été montrée sur *Balaenoptera physalus* [14] (photo n^{os} 1 et 2) et sur *Tursiops truncatus* (photo n^o 4). Le contact avec les

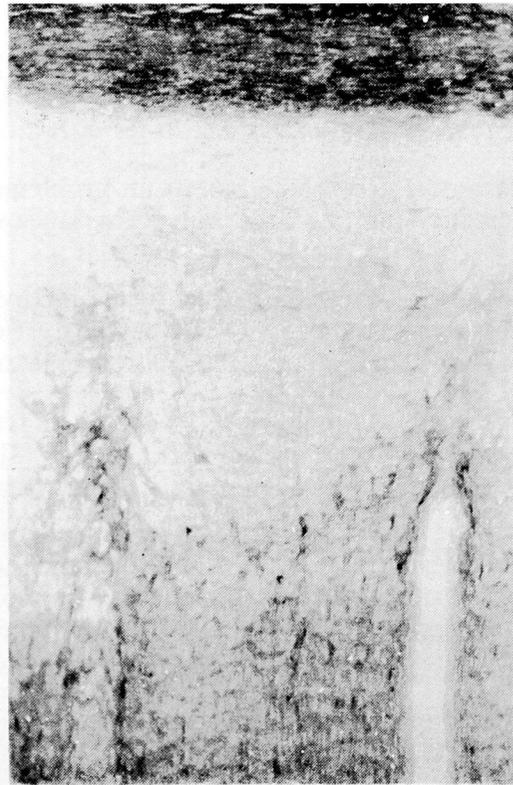


FIG. 1. — Coupe sagittale de peau saine de *Balaenoptera physalus*, Rorqual échoué à Bastia; (Azan, X 150). La couche supérieure, plus foncée, est faite de cellules partiellement kératinisées; la couche sous-jacente, claire comporte des cellules « épineuses »; la couche germinative est plissée et les plis hérissés de villosités en doigt de gant : on aperçoit ici l'apex de deux d'entre elles, celle de droite coupée dans un plan méridien. Ceci représente donc le quart supérieur de l'épiderme.

éléments des Boues Rouges est démontré par les traces visibles à l'œil nu et sur diapositives (photo n° 5). D'autre part la microincinération de coupes de 20 microns d'épaisseur de peau des cétacés en question montre un liseré rouge continu de fer et titane en bordure de la peau lésée, qu'on ne retrouve pas dans les peaux de cétacés de la même zone mais datant de 1967 ou de ceux de l'Atlantique, ou encore du Japon. Parallèlement les analyses de mercure ont fourni des taux élevés pour les animaux contaminés par les Boues Rouges et ce fait a permis aux autorités scientifiques et politiques aussi bien françaises qu'italiennes de refuser l'idée d'une relation entre les échouages et le déversement de polluants (Ministère de l'Environnement : cf. livre blanc, [16]; cf. interprétation des laboratoires d'analyse de Gênes, expertise judiciaire au procès dit « des Boues Rouges » [2] [17]).

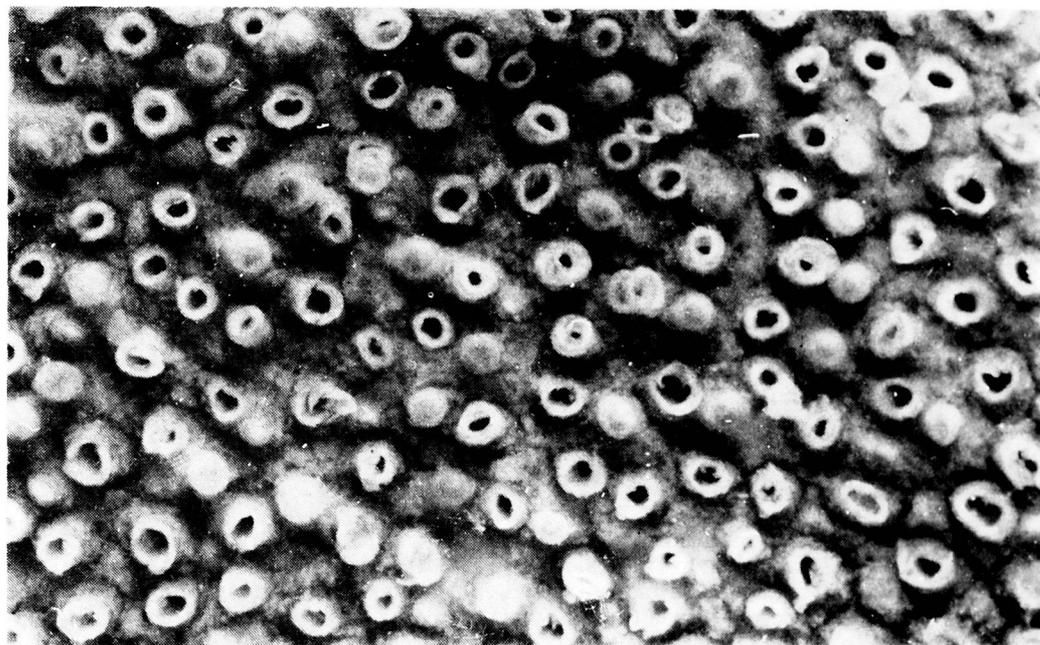


FIG. 2. — Macrophotographie d'un fragment de peau lésée du même Rorqual (X 30). Les villosités en doigt de gant sont mises à nu par exfoliation des couches supérieures décrites en I.

En fait WOOD a montré que l'acidité favorise la méthylation du mercure [8]. D'autre part dans une étude du phénomène de concentration du mercure en fonction de divers complexants dans le milieu de contamination, par LAUMOND, AUBERT et Collaborateurs, on peut constater que l'acide glutamique augmente le transfert de Hg et facilite son accumulation, par rapport à des complexants non acides [11].

Le tableau montre que la perméabilité cutanée des cétacés ayant pris contact avec les « Boues Rouges » est complètement modifiée. Ces éléments présents dans l'eau de mer ne pénètrent pas dans la peau normale d'un autotémoin qui possède encore des régions de peau non lésée [14] [15] ou d'un témoin provenant d'Atlantique ou du Japon dans lesquels la microsonde ne décèle que du phosphore et un peu de calcium.

Ainsi apparaît la sommation des effets de deux sources polluantes : l'une détruisant la barrière cutanée et multipliant ainsi l'action de la seconde.

IV. Importance de la contamination par la peau chez les Cétacés

Cette importance échappe quand on ne prend pas en considération la structure de la peau des Cétacés.

L'étude histologique, d'une part, et l'étude au microscope électronique à balayage d'autre part, m'a permis de comprendre que la peau des cétacés baleinoptères et odontocètes est finement plissée (photo n° 3) et de plus hérissée de digitations [18] (*Publication en cours*). J'ai pu retrouver cette structure sur 18 spécimens appartenant à des espèces différentes et calculer que chez le Rorqual et le Cachalot, à 1 cm² de surface épidermique correspondent en fait 40 cm² de couche malpighienne plissée. Or celle-ci est au contact d'une véritable nappe sanguine tant le réseau vasculaire sous-épidermique est dense.

La peau joue donc un rôle de branchie et de radiateur. Dès 1971, WALLACE et ses collaborateurs envisageaient chez les poissons la possibilité d'une contamination importante par les branchies [9]. Cependant celle-ci est toujours restée sous-estimée [3].

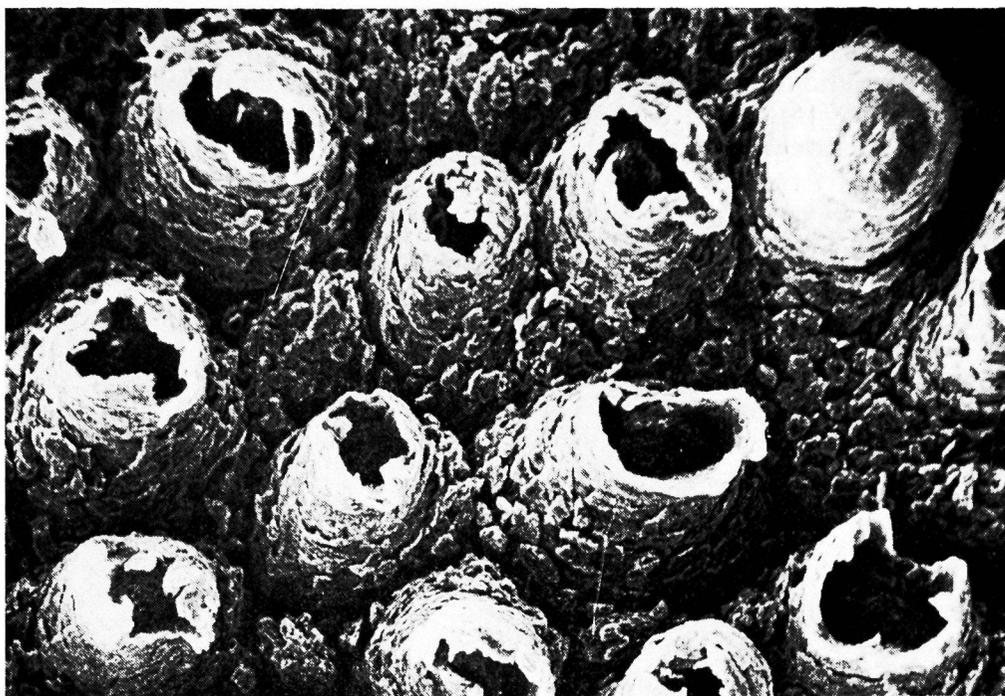


FIG. 3. — Détail au M.E.B. (*) des papilles dermiques en doigt de gant, mises à nu par décapage des couches supérieures de l'épiderme. Dans chacune d'elles circulent longitudinalement 2 à 4 capillaires sanguins : par suite de l'érosion apicale des papilles le sang est extravasé. On distingue une à quatre les cellules épidermiques, anormalement dissociées; une telle altération ne peut être obtenue mécaniquement. Elle s'étendait d'autre part sur de larges surfaces de la peau du Baleinoptère amené à Bastia, le 2 juin 1972 (\times par 90).

(*) Microscope Electronique à Balayage, type Cameca, Service de M^{me} GUILLAUMIN. Labo. des êtres Organisés, Paris.

Chez le Tursiops, le facteur de multiplication de la surface malpighienne par plissement est de 30, comme chez *Grampus griseus*. Il diminue chez *Delphinus* et *Stenedla*. Il diminue avec la taille des espèces et sur un individu il décroît du dos vers le ventre et vers la tête; il devient faible au niveau des nageoires pectorales.

La peau se chargera d'autant plus de méthyl-mercure qu'elle est largement plissée, si les couches pseudo-cornées superficielles sont desquamées [14] (photo n° 1).

Ainsi les différences de concentration du méthyl-mercure entre les muscles du dos, du cou, et de la région des pectorales trouvées par THIBAUT [1] peuvent-elles également dépendre de ce détail anatomique.

Des travaux récents ont montré le mécanisme d'action du méthyl-mercure [20]. En 1972, FOWLER a montré qu'il y a protéinurie et modification ultrastructurale du rein pour une intoxication chronique [21].

En 1973, SINGHAL, KACEW & SUTHERLAND montrent les altérations du foie et du rein chez des rats ayant reçu une injection quotidienne de méthyl-mercure de 0,4 à 5 mg/kg de poids pendant 45 jours. Une stimulation des enzymes de la glycogénolyse se produit, entraînant l'augmentation de la glycémie et de l'urémie, une diminution du contenu glycogénique du foie;

Cette modification du métabolisme glucidique et la perte de protéines excrétées ne seraient-elles pas une cause possible de l'état de maigreur constatée sur les 3 derniers dauphins autopsiés? J'ai été surprise en effet par l'absence de lard sous-cutané; il était réduit à sa partie fibreuse et au lieu de présenter un aspect blanc rigide habituel il était beige-rosé avec une plasticité inhabituelle, rappelant celle du denticète à la naissance.

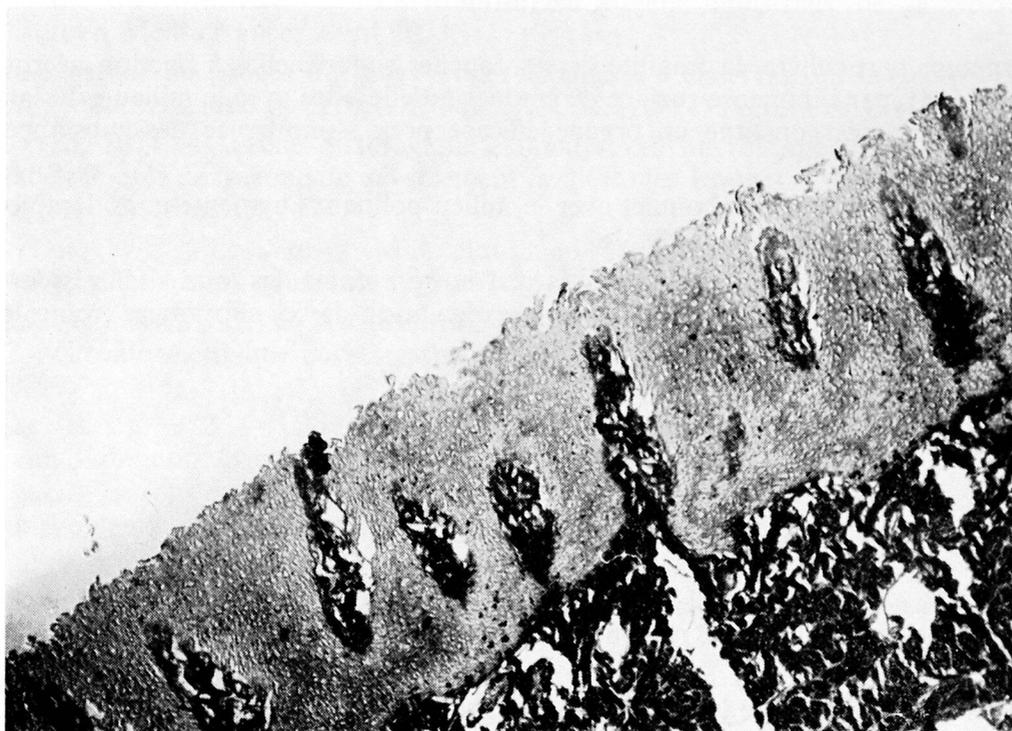


FIG. 4. — Coupe de peau perpendiculaire à la surface du corps, d'un jeune dauphin (*Tursiops truncatus*, Montagu) échoué près de Bastia, Corse, le 29 mai 1973. (\times par 50). Les couches superficielles pseudo-cornées manquent et les papilles dermiques sont ouvertes anormalement dans le milieu extérieur.

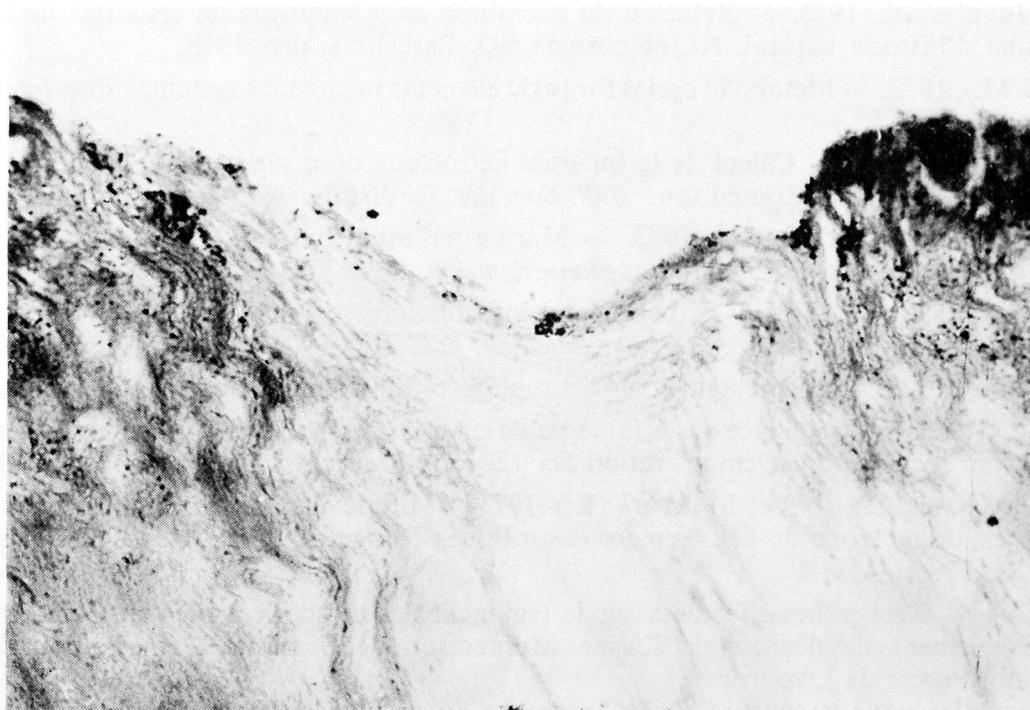


FIG. 5. — Coupe histologique de la peau lésée du Rorqual de Bastia; (Trichrome de Prenant, \times 400). On voit au centre une papille dont l'apex est affaissé; des grains sont plaqués en surface et particulièrement autour de la papille; ils s'infiltrent dans les couches sous-jacentes. Sur diapositives, ils apparaissent rouge-orangé, se révèlent à la microsonde formés de fer et titane.

Conclusion

Par sa structure particulière, la fragilité de ses couches superficielles à l'action nécrosante de certains polluants [14] [18], par l'immense surface de contact qu'elle offre avec le milieu extérieur et le milieu sanguin, la peau des cétacés constitue un organe efficace pour s'imprégner des substances polluantes extérieures.

Cette imprégnation directe par contact avec le milieu polluant augmente considérablement l'accumulation déjà importante par voie digestive.

On comprend dès lors comment les cétacés peuvent présenter des taux si élevés de mercure, fer et titane. On sait peu de choses sur les mécanismes de régulation de ces substances : pour le mercure, la régulation est très lente et faible [20].

Références bibliographiques

- [1] THIBAUD et DUGUY (R.), 1973. — Teneur en mercure chez les cétacés des côtes de France. Congrès du C.I.E.M., Lisbonne 1973.
- [2] DE RENZI, 1973. — Relazione di perizia anatomo-patologica e chimico toxicologica eseguite su un capodoglio e su un delfino. n° 3866/73. Pretura di Livorno, Italia.
- [3] RENZONI (A.), BACCI (F.) and FALCIAI, 1973. — Mercury concentration in the water, sediments and fauna of an area of the tyrrhenian coast. *Rev. Int. Oceanogr. Medic.* **31**.
- [4] BITTEL, 1973. — Étude du comportement des métaux lourds en milieu marin en vue de l'évaluation de la capacité limite d'acceptation des écosystèmes océaniques. *Rev. Intern. océanogr. médicale* **XXX**.
- [5] CUMONT (G.), VIALLEX (G.) *et ali.* 1972. — Contamination des poissons de mer par le mercure. *Rev. Intern. océanogr. médicale*, tome XXVIII.
- [6] AUBERT (M.), 1974. — Le problème du mercure en Méditerranée. Colloque sur la pollution mercurielle des eaux. Institut Océanographique, Paris, nov. 1974.
- [7] CASALS Juan *et al.*, 1973. — Relacion de miembros de la comision de cetologia de la institucion catalana d'història natural. Af. de correos 593. Barcelona, dec. 1973.
- [8] WOOD (J.M.), 1973. — Metabolic cycles for toxic elements in aqueous systems. *Rev. Intern. oceanogr. medic.*, T. XXXI.
- [9] GAUTHIER (A.), 1974. — Calcul de la quantité de métaux déversée pendant 1 an au large du Cap Corse, par la société Montedison. *Bull. Soc. des Sc. Hist. et Nat. de Corse*, III^e trimestre 1974.
- [10] MAJORI (L.) and PETRONIO (F.), 1973. — Marine pollution by metals and their accumulation by biological indicators. *Rev. Intern. oceanogr. medic.*, T. XXXI.
- [11] LAUMONT (M.) *et al.*, 1973. — Experimental investigations on the transfer of mercury in marine trophic chains. *Rev. Intern. oceanogr. med.*, T. XXXII.
- [12] RAMADE (F.), 1972. — Éléments d'écologie appliquée. Ediscience, Paris, p. 354.
- [13] VIALE (D.), 1973. — Fréquence des échouages de cétacés entre 1962 et 1973 sur les côtes tyrrhénienes et leur localisation. Démonstration *Soc. Zool. de France*, Congrès Mai 1973, bull. sept. 1973.
- [14] VIALE (D.), KOEHLIN (N.) et MARTOJA (R.), 1973. — Étude des lésions tégumentaires d'un cétacé tué près de la zone de déversement des « Boues Rouges ». *C. R. Acad. Sciences, Paris*, **277**, série D. 1385.
- [15] VIALE (D.). — Recherches effectuées sur le tégument des cétacés échoués en Corse, relation avec le déversement de déchets de l'usine Montedison de Scarlino. Mémoire pour le juge d'instruction. Procès de Livourne.
— Expertise pour les parties civiles françaises au procès de Livourne. cf. résumé dans 15 bis.
- [15 bis]. — VIALE (D.), 1974. — Les arguments scientifiques du procès, dit « des Boues Rouges ». *Revue d'Information régionale du Sud-Est pour la sauvegarde de la vie et la nature* n° 14. URVN 83. Le Muy.

- [16] Livre blanc du Ministère de l'Environnement. Rejets industriels de la Société Montecatini-Edison en Méditerranée. Avril 1973.
- [17] Contre-expertise au procès dit « des Boues Rouges » : Osservazioni dei consulenti tecnici della difesa sulla relazione di perizia n° 38866/73. Marzo 74. Pretura di Livorno.
- [18] VIALE (D.), 1974. — Étude histologique et analyse au microscope électronique à balayage d'un cétacé tué près de la zone de déversement des « Boues Rouges ». *Bull. Soc. des Sc. Nat. et Hist. de Corse*, II^e trimestre 1974.
- [19] VIALE (D.), 1974. — Les cétacés et la pollution en Méditerranée occidentale; congrès annuel. *Intern. Whaling Commission. Londres*, Juin 1974.
- [20] SINGHAL (R.), KOWC (I.) et SUTHERLAND, 1974. — Metabolic alterations in liver and kidney following chronic methylmercury treatment and withdrawal. *Environ. research*, vol. 7, number 2. 220299.
- [21] FOWLER (B.A.), 1972. — Ultrastructural evidence of nephropathy induced by long term exposure to small amounts of methyl mercury. *Science* **175**. 780-781.
- [22] ANTONINI-KANE (J.), FOWLER (S.W.), HEYRAUD (M.) *et al.*, 1972. — Accumulation and loss of selected radionuclides by *Meganycthephanes norvegicae*, M. Sars. *Rapp. commission intern. Mer. Med.*, 21.6.
- [23] PATERSON (R.A.) & USKER, 1971. — Acute toxicity of methylmercury on glycolytic intermediates and adenine nucleotides of rat brain. *Life Sci.* 10.121.28.

The distribution of heavy metals in bottom sediments in the vicinity of the Athens sewage outfall

by

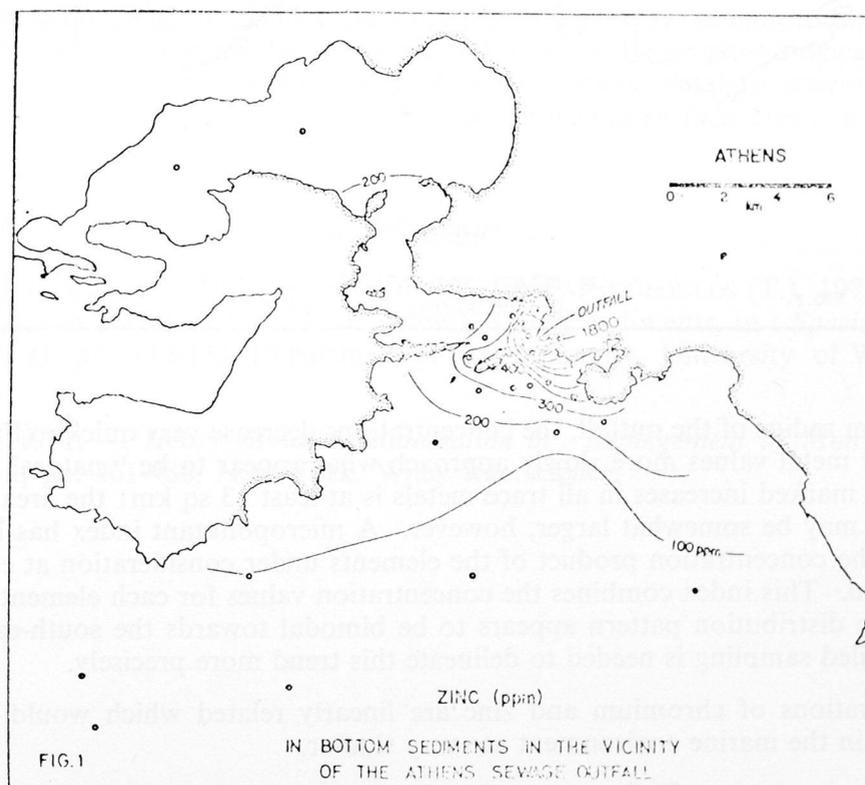
G. PAPACOSTIDIS*, G.-B. GRIGGS**, A.P. GRIMANIS*, T. HOPKINS** and D. ZAFIROPOULOS*

*Nuclear Research Center « Demokritos », Athens (Greece)

**Institute of Oceanographic and Fishing Research, Athens (Greece)

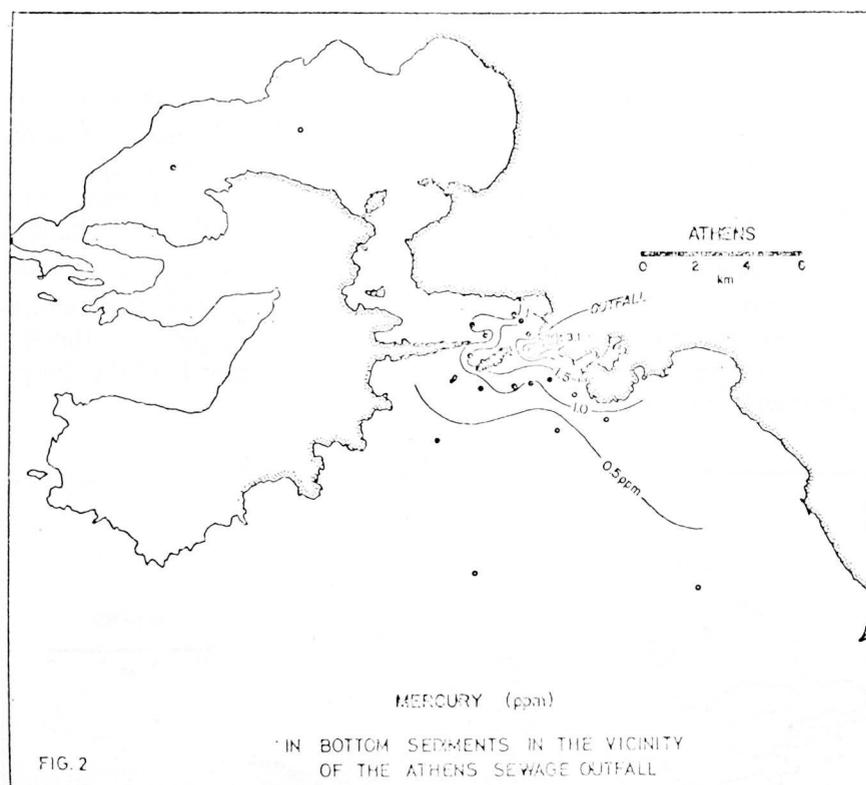
The untreated domestic and industrial wastewater for the greater Athens area is discharged into shallow water at the upper end of the Saronikos Gulf, a semi-enclosed basin. The discharges and contamination associated with shipping in the Piraeus port area are also concentrated here. The main outfall is approximately 100 m offshore at a depth of 30 m where circulation is restricted. Public health, tourism, fisheries and other marine related activities all stand to be affected by these discharges.

Heavy metals and other contaminants being added to coastal waters will be transported by the prevailing currents and removed by either physical, chemical, or biological processes. Although circulation patterns may change seasonally, and even over much shorter periods, the bottom sediments are continually accumulating on the seafloor, and are, therefore, a record of the long term dispersal and settling processes in the overlying waters.



Bottom sediments were collected during 1973 in the upper Saronikos Gulf in order to determine the nature of the pollutants being added to the system, and also the extent of the area being affected by these discharges. The abundances of selected heavy metals was determined through neutron activation analysis at the Demokritos Nuclear Research Center in Athens. Sample preparation, irradiation, and counting methods have been previously described by HOPKINS, GRIMANIS, PAPACOSTIDIS & PAPADOPOULOS [1972]. The abundances of Hg, Cr, Zn, Sb, Au, As, Ag were all determined.

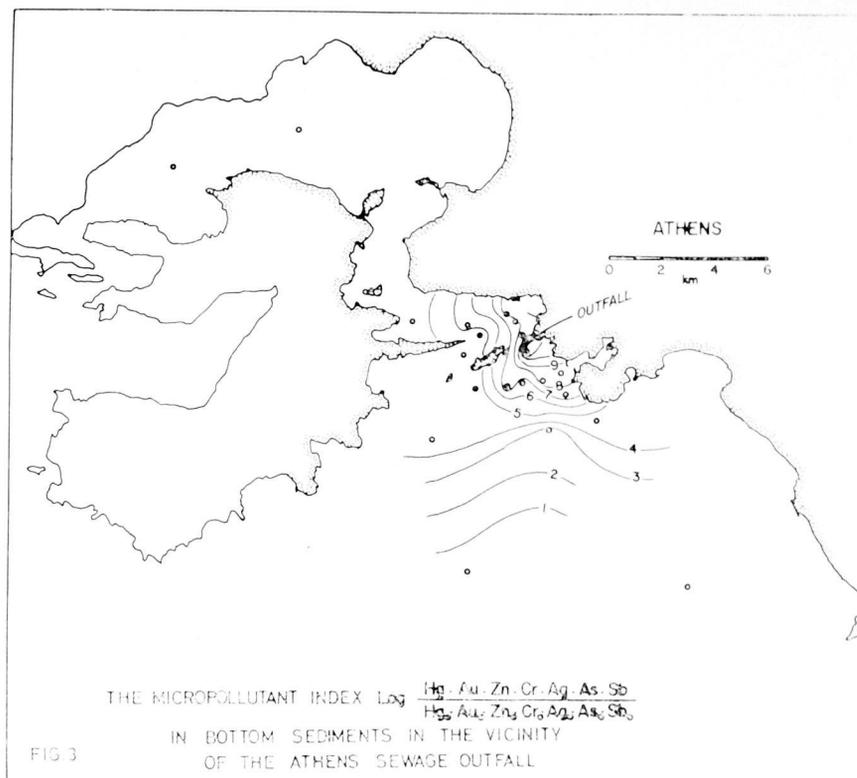
The concentrations of the various contaminants are highest in the immediate outfall area (within 1 km) and decline in nearly a radial manner outward. Maximum values near the outfall are many times greater than in the sediments from the apparently undisturbed areas further seaward. Concentration ranges for the various elements are as follows : Hg : 0.38-3.1 ppm, Cr : 35-1000 ppm, Zn : 45-1800 ppm, Sb : 0.16-18 ppm, As: 0.70-70 ppm, Au: 0.0003-2.8 ppm, Ag: 0.04-2.7 ppm. Increases above "natural" values for the area range from 7.5X for Mercury to 140 X for gold.



Within a 3 km radius of the outfall, the concentrations decrease very quickly (Figures 1,2). Beyond this point the heavy metal values more slowly approach what appear to be "natural" levels. The total area affected by the marked increases in all trace metals is at least 13 sq km; the area affected by certain individual elements may be somewhat larger, however. A micropollutant index has been defined as the logarithm ratio of the concentration product of the elements under consideration at each station relative to a reference station. This index combines the concentration values for each element into a single parameter (Fig. 3). The distribution pattern appears to be bimodal towards the south-east and south-west, although more detailed sampling is needed to delineate this trend more precisely.

The concentrations of chromium and zinc are linearly related which would indicate that their behavioral patterns in the marine environment are very similar.

The most common sources for heavy metals are industrial wastes and agricultural chemicals, mainly pesticides and fungicides. The effluents from the industries of the Elefsis-Piraeus area which include plastic manufacture, fertilizers, textiles, tanneries, cement, steel works, oil refineries among others, all add unknown quantities of various pollutants to the water in the immediate area. It is difficult, however,



to totally assess the impact of certain heavy metals on the marine environment. Knowledge of trace elements in marine systems is very limited and the effects of increased concentrations on marine organisms is just now being studied in depth. Metals are non-destructable, even when discharged in small quantities they can be accumulated to lethal levels by certain species. The uptake, retention, toxicity, and tolerance of metals by organisms are governed by many physiological and non-physiological factors [MERLINI, 1971]. More research is necessary on the cycling of various heavy metals in marine systems including the detrimental side effects on man so that the necessary preventative measures can be taken.

References

- [1] HOPKINS, (T.), GRIMANIS, (A.P.), PAPACOSTIDIS (G.), & PAPADOPOULOS (T.), 1973. — Neutron Activation Techniques in a Pollution Study of Saronikos Gulf Sediments, in : *Special Report 53*, by J.J. MacIsaac, Part II, pp. 115-133, Department of Oceanography, University of Washington, Seattle, Washington.
- [2] MERLINI (M.), 1971. — *Heavy Metal Contamination in : Impingement of Man on the Oceans*, ed. by D.W. Hood, pp. 461-486, New York, Wiley Interscience.

Effect of water pollution on the population of *Solea vulgaris* in Abu Kir Bay, Alexandria (Egypt)

by

A. EZZAT and M. EL-GHRABAWY

Laboratoire d'Océanographie, Faculté des Sciences, Alexandrie (Égypte)

Summary

An analysis of the commercial fishery records in the polluted area in Abu Kir Bay is given and compared with an unpolluted area, north west of the bay. Length weight analysis is also given for both populations. It is evident from this study that the population of *Solea* fish in the bay are affected by pollution.

* * *

Fisheries in Abu Kir Bay were considered as the most productive fishery grounds in our country. The construction of two paper companies in this area, had a considerable effect on the fishery of this region. This work demonstrates the effect of pollution on *Solea vulgaris* in the bay.

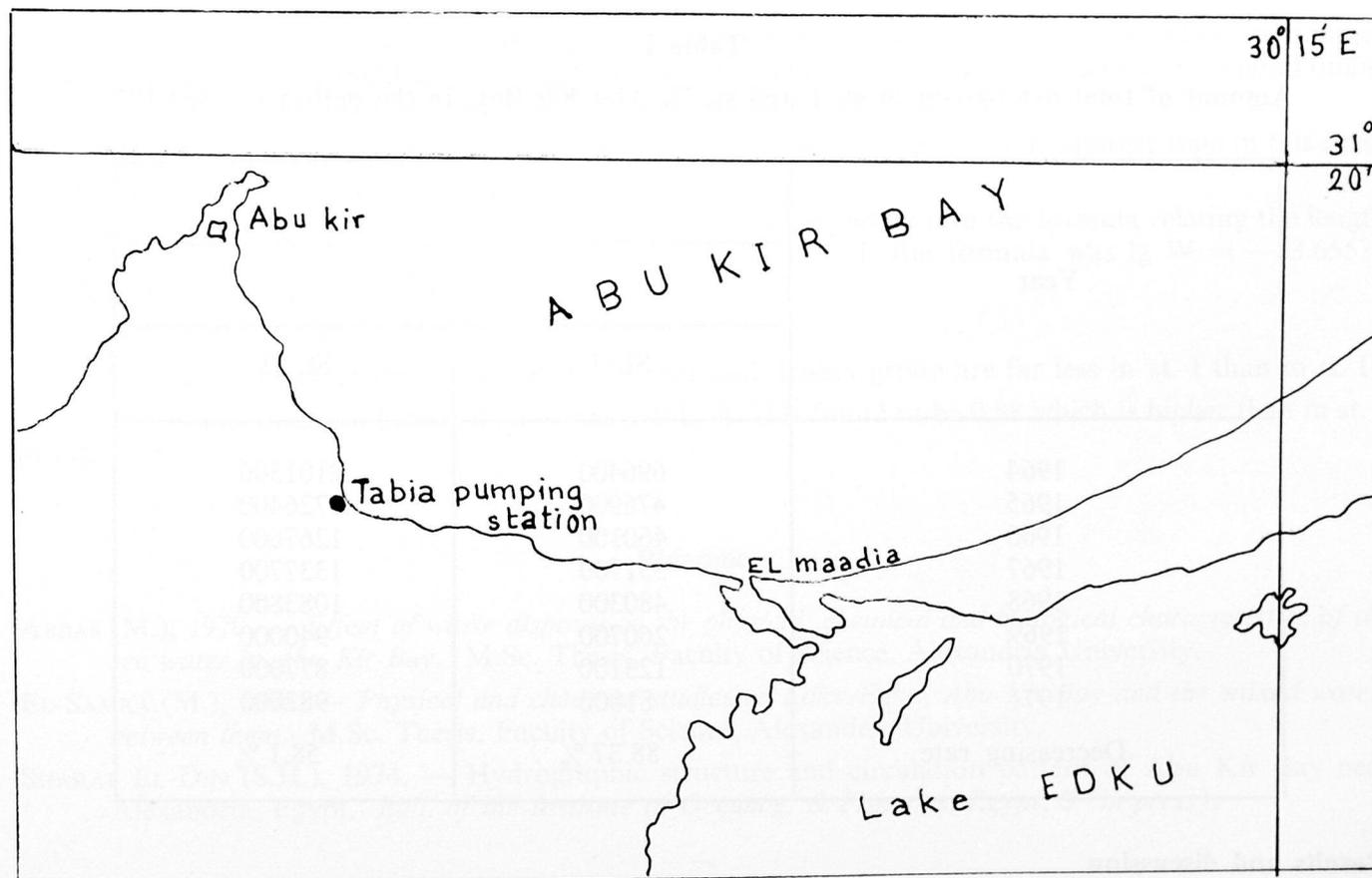


FIG. 1.

Description of the area of study

Abu Kir lies at a distance of about 35 km east of Alexandria. It has the form of a semicircle. At the southern part of it lies Lake Edku, to which it is connected through a channel of 20 meters width. Maximum depth of the bay is about 16 meters. Three water sources flow in the bay :

- 1 - Rosetta branch.
- 2 - Channel connecting the bay to Lake Edku (Maadia channel).
- 3 - Outfall of Tabia pumping station.

This last water opening lies at the mid distance between the city of Abu Kir and Maadia channel. It discharges to the area all the freshwater containing industrial wastes, which averages about 185 000 0 m³ per day.

Hydrographic studies [ABBAS 1970, EL-SAMRA 1973 and SHARAF EL-DIN 1974], showed that the area between Maadia channel and Tabia pumping station is the most affected by waste waters. In summer time complete depletion of oxygen in surface waters, near Tabia pumps openings was recorded [ABBAS 1970]. In bottom it was 1.5 mg O₂/l. The area North west of Abu Kir City is the least affected by waste disposal.

Material and methods

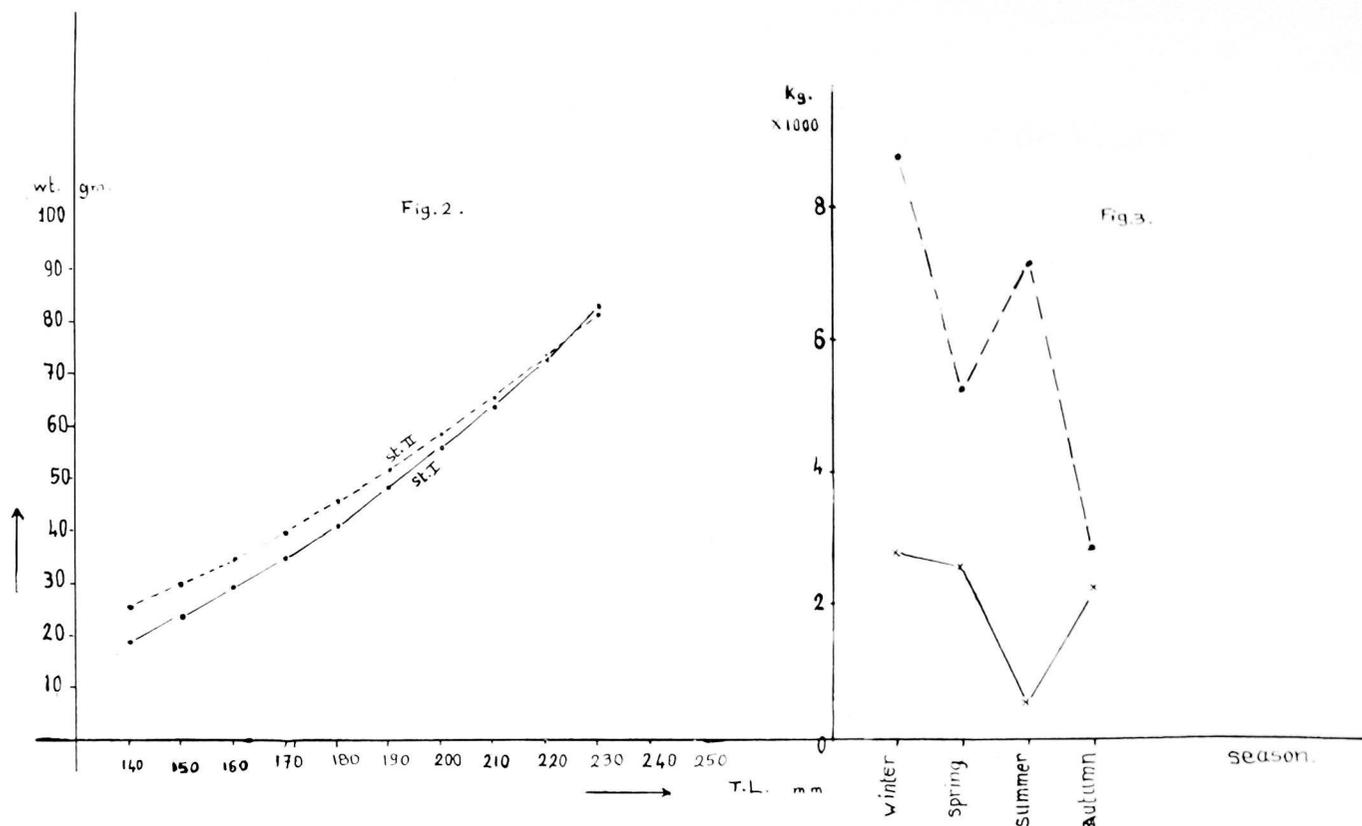
Two sampling stations were chosen. The first was between the pumping station and Maadia channel (in the polluted area), while the second was north west of Abu Kir city (in the unpolluted area). Each week, about 100 fish were examined from each area. Total length in cms and total weight in gms were found for each fish.

Table I
Amount of total fish caught in st. I and st. II, Abu Kir Bay, in the period of 1964-1971

Year	Total fish catch	
	Kgm	
	St. I	St. II
1964	696400	2101300
1965	476900	1726400
1966	460100	1267600
1967	551700	1337700
1968	480300	1083800
1969	260700	940000
1970	123100	877000
1971	81000	982000
Decreasing rate	88.37 %	58.1 %

Results and discussion

Table (I) shows the total fish caught from both areas in 8 years period (1964-1971). The fish landed per year in st. I is far less than in st. II. The rate of decrease in the amount of fish landed in 8 years period, $(n_0 - n_1 / n_0 \times 100)$, in station I is higher than in st. II.



On a seasonal basis, (Fig. 2) shows that *Solea* fish in st. I are usually less abundant in summer time. They are usually caught in spring and winter. In st. II it is clear that they are present in good quantities in summer time.

Hydrographic studies showed that DO in the bottom waters decreases in summer time in this area, due to bacterial decomposition.

Length weight analysis revealed that the value of the exponent n in the formula relating the length of the fish to its weight, is higher in st. II than in st. I (in st. I, the formula was $\lg W = -3.65533 + 2.3561 \lg L$

in st. II it is $\lg W = -4.8908 + 2.8847 \lg L$).

Fig. (3), shows that the weight of the fish for each length group are far less in st. I than in st. II.

The mean condition factor of *Solea vulgaris* in st. II is found to be 0.88 which is higher than in st. I (0.71).

References

- ABBAS (M.), 1970. — *Effect of waste disposal on the physical, chemical and biological characteristics of the sea water in Abu Kir Bay*. M.Sc. Thesis, Faculty of Science, Alexandria University.
- EL-SAMRA (M.), 1973. — *Physical and chemical studies on Lake Edku, Abu Kir Bay and the mixed waters between them*. M.Sc. Thesis, Faculty of Science, Alexandria University.
- SHARAF EL-DIN (S.H.), 1974. — Hydrographic structure and circulation pattern of Abu Kir Bay near Alexandria, Egypt. *Bull. of the Institute of Oceanog. & Fisheries, Egypt*, 5 (in press).

Dynamique de la pollution dans la lagune de Venise

par

F. NYFFELER*, R. DAZZI** et B. HIREL***

Laboratorio per lo Studio della Dinamica delle Grandi Masse, C.N.R., Venise (Italie)

Abstract

The changes in the water quality induced by flushing of waste water in the Venice lagoon have been studied and related to the hydrodynamical features. The results shows an highly critical situation near the Marghera's industrial area, with a spreading of the industrial water to the historical center of Venice.

Riassunto

Le fonti di inquinamento nella laguna di Venezia sono essenzialmente individuabili negli scarichi domestici della città, attualmente priva di fognature, e negli scarichi industriali di Marghera, situati in terraferma lungo i bordi della laguna. L'analisi della dinamica idraulica delle zone d'influenza di questi scarichi (conseguita mediante la misura dei parametri fisico-chimici più facilmente usabili come traccianti naturali, cioè salinità, ossigeno disciolto, temperature, e acidità) mostra che mentre la zona urbana è soggetta ad un vivace ricambio delle acque, la circolazione delle distese d'acqua gravitanti su Marghera è insufficiente a garantire l'eliminazione degli inquinanti immessi.

*
* *

Dans un bassin fermé tel que la lagune de Venise, la dispersion des polluants dépend en premier lieu du régime hydrodynamique, dont la connaissance constitue un préliminaire indispensable à toute étude. Les eaux polluées sont généralement d'origine extra-lagunaire, et leurs caractéristiques physico-chimiques diffèrent sensiblement de celles du milieu naturel. Ces paramètres (salinité, température, Ph, teneur en oxygène dissous), qui constituent par ailleurs des indicateurs de la qualité de l'eau, sont simples à mesurer et ont été utilisés en tant que traceurs naturels.

Les principales sources de pollution de la lagune sont, d'une part, les centres urbains (Venise, Murano, Burano) encore actuellement dépourvus de système d'évacuation et de traitement des eaux usées, et d'autre part le complexe de Marghera qui rejette en lagune d'importantes quantités de résidus industriels [TISO, 1966]. A ces deux sources correspondent des régimes hydrodynamiques distincts, dont nous nous sommes efforcés de préciser les caractéristiques et les conséquences sur l'élimination des pollutions.

A. Centre historique de Venise

Les eaux du centre historique se répartissent dans un réseau de canaux peu profonds (1-3 m) et étroits (4-5 m). Ils sont pratiquement tous reliés soit à la veine principale, le Canal Grande, qui draine la plus grande partie des eaux de la ville, soit à la lagune qui entoure la cité. Les mesures exécutées à point

* Fonds National Suisse de la Recherche Scientifique.

** Consiglio Nazionale delle Ricerche (Italie).

*** Centre National de la Recherche Scientifique (France).

fixe et à partir d'embarcations en mouvement démontrent que le Canal Grande est soumis à un double renouvellement : d'une part lors du flux, par l'eau de mer, d'autre part lors du reflux, par l'eau provenant de l'arrière-lagune. Ce renouvellement est suffisamment actif pour que des valeurs extrêmes ($S > 30 \text{ ‰}$, $O_2 > 90 \text{ ‰}$) soient régulièrement atteintes au cours de la phase de flux au centre de la ville, ceci aussi bien en quadrature qu'en syzygie. Le système hydrodynamique est donc efficace et garantit une vivification du milieu; ceci est une conséquence de la position privilégiée de la ville, proche de la bouche du Lido qui assure par un canal profond une liaison directe avec la mer.

La pollution élevée que l'on observe dans certaines conditions de marée est uniquement due aux déversements domestiques continus, et serait éliminée rapidement par la mise en œuvre d'un système collecteur.

B. Zone industrielle de Marghera

Le complexe pétrochimique de Marghera est en grande partie construit sur des terrains gagnés sur la lagune; il n'en est séparé que par un canal artificiel, le Canal des Pétroliers, (profondeur ~ 12 m, largeur entre 100 et 200 m) qui sert de réceptacle aux rejets de l'industrie. Il est généralement admis que ce canal constitue un émissaire, assurant l'élimination vers la mer de la plus grande partie des résidus, par l'intermédiaire de l'embouchure de Malamocco à laquelle il est directement relié. Il s'agit là toutefois d'une hypothèse qui, à notre connaissance, n'a jamais été vérifiée; nous nous sommes donc attachés à examiner si les zones voisines du canal étaient sensiblement affectées par des pénétrations d'eaux industrielles, et, si tel était le cas, à déterminer le devenir de celles-ci dans cette zone peu profonde de la lagune.

A cet effet, nous avons exécuté de nombreux relevés continus de propriétés physico-chimiques du milieu, à l'aide d'une embarcation spécialement aménagée pour le travail en eau peu profonde, dont la position était relevée par radar. Ces mesures ont démontré qu'une fraction importante de l'eau du canal des Pétroliers est injectée sur les zones lagunaires adjacentes, et qu'il ne remplit ainsi pas la fonction de collecteur qui lui est attribuée. Cette situation est d'autant plus préoccupante que le régime hydrodynamique de cette partie de la lagune favorise les écoulements en direction du centre historique de Venise au cours des phases de reflux de la marée [F. NYFFLER *et al*, 1974]. Le niveau de pollution élevé de cette portion de lagune s'explique par ce régime d'écoulement, peu dynamique, entraînant la persistance de l'eau dans une même zone durant plusieurs cycles de marées, ce qui favorise une concentration progressive des substances rejetées. Dans ces conditions, seul un contrôle à la source et une réduction des émissions pourra empêcher la mort de cette partie de la lagune.

Références bibliographiques

- TISO (A.), 1966. — Inquinamento prodotto dagli scarichi delle industrie di Porto Marghera nelle acque della laguna di Venezia. *Ist. Ven. Sci. Let. Art.*, **3**, pp. 185-230.
- NYFFLER (F.), DAZZI (R.) & HIREL (B.), 1974. — Méthodes pour l'étude de la dispersion des eaux polluées dans la lagune de Venise. *II^e Coll. Int. Exp. Océans.*, **3**, Bx 314, 17 p.