



REJET DES EFFLUENTS
DE L'USINE DE GARDANNE
DANS
LE CANYON DE CASSIDAIGNE

ETUDE D'IMPACT

3.1.4 - Analyses chimiques des sédiments marins (Annexe 5)

Elles ont porté sur 12 échantillons de sédiments prélevés au carottier multitube, 2 échantillons récoltés par la benne Usnel, et 2 prélèvements d'effluent industriel brut (sortie d'usine).

La partie supérieure de chaque carotte MT a été subdivisée en 5 tranches, entre 0 et 21 cm, alors que sur les 2 échantillons Usnel, seul le premier centimètre, correspondant à l'interface eau-sédiment, a été analysé.

Les dosages pratiqués ont été :

- Les matières calcinables à 550° C, rendant compte des matières organiques présentes,
- Le carbone organique, par oxydation chromique en voie humide,
- Les métaux lourds, Cu, Pb, Zn, Mn, Al et Cr par spectrométrie d'absorption atomique en flamme ; Fe par spectrométrie d'absorption moléculaire ; Ti et V par spectrométrie d'émission.

=====

Relativement aux concentrations mesurées sur les sédiments marins, les rejets industriels se caractérisent par une teneur en Titane importante et, par contre, une teneur en Manganèse très faible (Tableau 4).

D'après les écarts de concentration entre rejet et milieu récepteur, les métaux lourds se classent, par ordre décroissant, comme suit :

Ti, Cr, V, Fe, Pb, Al, Cu, Mn.

Sur l'étendue des fonds marins prospectés, 3 grandes entités géographiques peuvent être distinguées d'après les teneurs métalliques mesurées sur les sédiments :

- le lit d'écoulement des boues rouges, en fond de vallée (stations U1 et MT12)
- le secteur de la plaine abyssale (stations MT1, MT2, U2, MT10, MT11, MT13 et MT14)
- un "secteur médian" correspondant aux marges de la vallée de Cassidaigne, au Sud du goulet d'étranglement (stations MT5, MT7, MT8 et MT9).

* Dans le lit d'écoulement des boues rouges, la composition chimique du substrat superficiel ne varie pratiquement pas : aucune différence notable n'est perceptible depuis la région du goulet (station U1) jusqu'à plus de 50 km de distance (station MT 12). Cependant, les teneurs en métaux lourds de ces dépôts marins sont sensiblement plus faibles que les teneurs mesurées sur l'effluent brut, en sortie d'usine.

* Parmi les stations de la plaine abyssale, MT1 et MT13 sont manifestement, du point de vue chimique, hors de l'influence des boues rouges.

Vers l'Ouest, les sédiments superficiels subissent par contre de plus en plus fortement l'impact des particules issues des résidus industriels déposés dans l'axe du canyon. Cela se traduit, aux stations MT2, MT11 et MT10, par des teneurs plus fortes en métaux lourds, et notamment en Chrome et en Titane, et, pour ces deux éléments, par une augmentation sensible des concentrations mesurées depuis la base des carottes vers leur sommet.

Sur la base du calcul du surplus de contamination par le Titane qu'ils véhiculent, les apports particuliers issus des boues rouges représentent de l'ordre de 1 à 1,5 % des dépôts sédimentaires contemporains dans ce secteur occidental de la plaine abyssale.

* Dans le domaine médian (stations MT5, 7, 8, 9) les teneurs en métaux lourds sont systématiquement plus élevées que celles mesurées sur les sédiments de la plaine abyssale.

Pour l'Aluminium et le Fer, les apports issus des boues rouges ont une contribution non perceptible aux concentrations observées. De même, pratiquement, pour le Chrome. L'origine des apports en Plomb est très délicate à discerner du fait d'un accroissement généralisé des pollutions anthropiques véhiculant cet élément, de nos jours.

Les teneurs en Manganèse reflètent l'existence d'un apport exogène récent ainsi que d'une migration verticale par bioturbation des dérivés manganeux contenus dans les sédiments vers la couche superficielle de ces derniers.

Ce sont les concentrations en Titane qui marquent nettement l'influence d'apports issus des boues rouges, influence d'autant plus sensible que l'on se déplace vers l'Ouest. La contribution de ces apports particuliers à la constitution des sédiments récents peut être estimée, par calcul du pourcentage de Titane excédant le bruit de fond naturel, à plus de 2 % dans ce secteur occidental du domaine médian.

L'analyse de la teneur en Carbone organique permet des observations correspondant à celles exposées à propos des métaux, notamment un net transit Est-Ouest des apports en secteur médian de la région de Cassidaigne. Cependant, cette interprétation n'est pas valable pour ce qui concerne les matières calcinables. Cela suggère qu'assez récemment est intervenu un changement de nature de la matière organique fournie au domaine marin côtier par les différentes sources modernes de pollution.

Impact des rejets industriels :

Les boues industrielles, fluides, s'épandent dans le lit du canyon et son prolongement abyssal. La composition chimique de la couche superficielle de ces dépôts est stable, au-delà du goulet d'étranglement : elle correspond à des teneurs en Fer, Titane et Chrome sensiblement plus faibles que celles mesurées sur l'effluent brut en mars 1991, ce qui n'est pas le cas pour les autres métaux dosés.

La partie mobilisable du matériel de cet épanchement est préférentiellement entraînée vers l'Ouest par le courant liguro-provençal, intégrant ainsi un ensemble de matériaux d'origine plus lointaine qui transite également d'Est en Ouest.

La distance maximale où la présence des marqueurs industriels est nettement discernable dans les sédiments superficiels est de l'ordre de 15 km, ce qui délimite une aire d'influence des composants des boues rouges de plus de 150 km² à l'Ouest de la vallée sous-marine.

Remarque :

En référence aux fluctuations de composition chimique affichées par les effluents industriels depuis 1967 (cf. 3.2.2), la constance des teneurs mesurées sur les boues marines superficielles au-delà du goulet suggère l'intervention de processus physico-chimiques lors du rejet lui-même (sédimentation fractionnée, floculation ...) ou lors du séjour en milieu marin (relargage, intégration de particules naturelles ...), conduisant à une qualité chimique des dépôts stabilisés de la plaine abyssale différente de celle des résidus industriels au moment du rejet.

3.1.5 - Etudes de biologie benthique

Elles portent sur les caractéristiques des peuplements macro et méiobenthiques inféodés aux sédiments meubles du canyon de Cassidaigne et de sa périphérie, sous l'influence plus ou moins sensible des dépôts de boues rouges.

3.1.5.1 - Macrofaune benthique (Annexe 6)

Des 12 stations échantillonnées pour l'étude macrobenthique, seule la station PU1 (*), située dans l'axe du canyon au niveau du goulet d'étranglement, présente un substrat de vase grise surmonté d'une épaisseur notable de boues rouges. Elle n'abrite aucune vie benthique.

Les autres stations sont localisées sur les contre-forts du canyon et, au Sud, dans la proche plaine abyssale, c'est-à-dire hors des zones de dépôt des résidus proprement dits. La bathymétrie varie de 230 mètres pour la station la plus haute (PU4) à 2280 mètres pour la plus profonde (PU12).

Elles abritent toutes des peuplements représentatifs de la biocénose des Vases Profondes, habituellement identifiée dans ces zones bathyales et abyssales.

Le degré d'affinité des peuplements analysés pour cet assemblage des Vases Profondes oscille de 76 % (à la station PU4, laquelle se démarque des autres stations par un faciès sédimentaire particulier) à 100 %. Les populations exogènes complétant les cortèges faunistiques sont formées d'espèces caractéristiques de la biocénose des Vases Terrigènes Côtières, de l'étage circalittoral sus-jacent.

La richesse spécifique et l'abondance moyenne des peuplements rencontrés décroissent quand augmente la profondeur, passant dans le cas présent, respectivement de 90 à 24 espèces pour l'ensemble des coups de benne, et de 87,5 à 31 individus pour 0,1 m² ; ceci entre 250 et 2000 mètres de profondeur.

Il s'agit là d'un appauvrissement tout à fait classique dans un tel secteur, résultant de la dépendance nutritionnelle du macrobenthos des Vases Profondes vis à vis des apports du plateau continental.

Le polychète *Hyalinoecia bilineata* prolifère sur tout le plateau continental et domine également le peuplement de la station PU4. Ailleurs, entre 200 et 1500 m de profondeur, les espèces dominantes diffèrent d'une station à l'autre ; en dessous de 1500 m, c'est le polychète "profond" *Cirratulus filiformis* qui est l'espèce la mieux représentée.

Mais, hors station PU4, il n'y a pas de faciès faunistique particulier et le stock spécifique commun est important : le peuplement est homogène sur l'étendue du domaine étudié.

Les indices de diversité et d'équitabilité, élevés, traduisent un état d'équilibre, en phase de maturité, du macrobenthos.

(*) note : dans le rapport d'étude de la macrofaune benthique, les stations de prélèvement sont référencées PU1 à PU12, ce qui correspond aux stations U1 à U12 (Usnel) présentées sur les cartes synthétiques et dans les tableaux récapitulatifs des travaux à la mer.

Impact des boues rouges

Les analyses factorielles réalisées en intégrant des variables de qualité du milieu (granulométrie, carbone organique, matière calcinable, métaux lourds) ne mettent en évidence que l'influence de la granulométrie et de la richesse en matière organique sur la distribution des espèces, et donc sur les caractéristiques des peuplements échantillonnés.

Sur les stations étudiées en périphérie du canyon, aucune "incidence chimique" des constituants des boues rouges n'est perceptible sur la constitution du macrobenthos.

Seules les propriétés mécaniques des résidus industriels dans l'axe du canyon sont rédhibitoires pour l'installation et la survie de toute population macrobenthique. La station (PU1), affectée par le dépôt et l'écoulement massif de boues rouges, est en effet totalement azoïque.

Ces conclusions, tirées des observations sur le milieu récepteur des effluents, concordent avec les résultats, exprimés dans la note de synthèse bibliographique préliminaire, des campagnes d'étude antérieures.

En ce qui concerne l'impact des boues rouges sur le macrobenthos, des expérimentations complémentaires ont été menées au moyen de tests de recolonisation d'une part, de tests de toxicité d'autre part (Cf. chapitre 3.2.2).

3.1.5.2 - Etude des foraminifères (Annexe 6)

Sur 11 échantillons de sédiment, récoltés en périphérie du canyon de Cassidaigne par carottier multitube, les tests de foraminifères (contenus dans le premier centimètre superficiel) ont été étudiés de manière à identifier l'origine des espèces auxquelles ces tests appartiennent.

La distinction entre organismes planctoniques et benthiques d'une part, entre formes juvéniles et adultes d'autre part, fournit en effet de précieuses indications sur la circulation des masses d'eau et sur les apports particuliers que celle-ci conditionne, à l'échelle locale.

Ainsi, ont été observés, sur le secteur de Cassidaigne :

- Une importance relative des tests de foraminifères planctoniques adultes comparables à celle d'autres secteurs du golfe du Lion. Le taux de sédimentation n'est donc pas perturbé par le rejet industriel.
- Une modeste proportion de test d'organismes benthiques juvéniles en provenance du plateau continental. Par rapport au canyon de Toulon, cela reflète bien le faible développement de l'herbier de Posidonies et une moins grande importance des néphéloïdes intermédiaires et profonds (apports issus des étages infra et circalittoral).
- Des peuplements comparables à un même niveau bathymétrique entre les marges Est et Ouest du canyon et entre les stations touchées ou non par les résidus industriels.
- Une coloration rouge du contenu de quelques tests de formes planctoniques juvéniles récoltées sur la plaine bathyale. Cela suggère une possible remontée épisodique de particules issues des dépôts de boues rouges au sein de la colonne d'eau ou bien le maintien en suspension de particules à partir de point de rejet des effluents.

Remarque :

Il faut noter que le protocole méthodologique mis en œuvre pour la présente étude est certainement beaucoup plus performant que ceux appliqués dans les investigations antérieures.

3.1.5.3 - Méiofaune benthique (Annexe 7)

Au total 33 prélèvements de sédiment par carottier multitube ont fait l'objet d'une analyse quantitative du méiobenthos :

- 11 récoltés en avril 1991 entre 440 m et 2280 m de profondeur sur la périphérie du canyon (stations étudiées également du point de vue macrobenthos, foraminifères, et chimie du sédiment)
- 22 récoltés en septembre 1991, entre 100 m et 425 m de profondeur sur le pourtour immédiat du secteur septentrional du canyon (jusqu'au goulet d'étranglement).

Ces deux séries d'investigation révèlent :

- Parmi les groupes zoologiques représentés (7 au total, dont 1 à 5 le sont simultanément en chaque station), la nette dominance des Nématodes. Ces derniers fournissent de 74 % à 100 % du total des individus méiobenthiques de chaque échantillon. Les copépodes harpacticoïdes et les polychètes sont fréquents mais peu abondants ; les amphipodes, isopodes et cumacés n'ont qu'une présence accessoire.
- Des densités de population variant avec la bathymétrie d'une part, avec la localisation géographique des prélèvements par rapport à l'axe du canyon d'autre part.

En effet,

- Les densités observées sont toutes supérieures à 400 000 indiv./m² au-dessus de 800 m de profondeur, inférieures à 200 000 indiv./m² en-dessous.
- Les secteurs Ouest et Nord sont les plus riches, avec des densités moyennes supérieures ou très proches de 1 million d'indiv./m². Le secteur Est est quantitativement plus pauvre, bien que présentant une densité moyenne plus forte que celles observées en d'autres régions méditerranéennes, et légèrement supérieure à ce qu'elle était en 1981.
- A situation bathymétrique égale, une richesse méiofaunistique similaire des sédiments marins, qu'ils soient ou non recouverts d'un dépôt superficiel de boues rouges (d'une quinzaine de centimètres d'épaisseur au maximum).

Remarque :

Il faut noter que le protocole méthodologique mis en oeuvre pour la présente étude est certainement beaucoup plus performant que ceux appliqués dans les investigations antérieures.

3.1.6 - Halieutique (annexe 8)

Les pêches expérimentales au chalut de fond, réalisées en vallée de Cassidaigne, révèlent, par rapport à celles pratiquées sur des trajets comparables du point de vue bathymétrique en vallée Sud-Marseille-Fos, un certain nombre de points remarquables :

- des prises comparables pour ce qui concerne des espèces réputées nageuses, telles que les macrouridés, *Trachyrhynchus trachyrhynchus*, *Coelorynchus coelorynchus*, *Hymenocephalus italicus*, le Merlu, le Sébaste chèvre, le squalé Sagre commun, la "crevette" *Plesionika martia*,
- des populations significativement moins abondantes de Moustelle blanche, de Cardine à 4 taches, du grenadier *Nezumia sclerorhynchus*, du squalé Chien espagnol, et du crustacé *Aristeus antennatus*.
Les résultats de capture sont également significativement plus faibles en Cassidaigne en référence à l'ensemble des espèces pêchées au moins 2 fois dans un des secteurs,
- l'absence ou la très faible représentation de ressources halieutiques fortement inféodées aux sédiments du point de vue comportemental, telles que la Langoustine, les crustacés *Polycheles typhlops*, *Paramola cuvieri*, *Plesionika edwardssi*, chez les poissons, la Baudroie rousse, la Baudroie commune, la Raie Bouclée, le Grondin lyre.

Ces observations ponctuelles découlent de chalutages de durées différentes en chacun des deux secteurs prospectés, secteurs eux-mêmes de dimensions différentes.

La grande expérience du responsable d'étude en matière de ressources halieutiques méditerranéennes permet néanmoins d'évaluer l'impact des résidus industriels.

Celui-ci se traduit sur les ressources halieutiques dont la biologie est en étroite relation avec le substrat et le benthos, par une fréquentation nulle ou très modeste de la vallée sous-marine de Cassidaigne.

Les espèces de pleine eau ne semblent pas, par contre, particulièrement affectées en terme d'effectif. Mais leur éthologie alimentaire paraît modifiée : c'est ce que révèle l'analyse des contenus stomacaux des squales *Galeus melastomus* (Chien espagnol). Ceux-ci consomment des crustacés *Calocaris macandera* dans la région Sud de Fos-Marseille, ce qu'ils ne font pas dans le secteur de Cassidaigne.

Aucun phénomène tératologique ni aucun impact physiologique ne sont décelables sur les individus capturés dans le canyon de Cassidaigne.

Remarque : 3 DONNEES

Une observation complémentaire, relative à l'épibenthos, a pu être effectuée grâce à ces chalutages de fond expérimentaux. De nombreux individus de gorgone du genre *Isidella* ont été récoltés dans le canyon Sud-Marseille ; aucun n'a été ramassé par le chalut dans le canyon de Cassidaigne.

A cette fin, ont été utilisés :

- un compteur Coulter permettant de quantifier, en nombre de particules et en volume, les différentes classes de taille de l'effluent,
- un granulomètre laser, pour évaluer la répartition relative en masse des particules par classes de taille,
- une colonne de sédimentation pour mesurer la vitesse de sédimentation et de tassement des boues,
- un calcimètre Bernard pour doser le taux de carbonate de calcium,
- des observations visuelles à la loupe binoculaire.

Ces travaux ont porté sur la fraction solide d'une part et sur la fraction liquide d'autre part, séparées par décantation, et analysées séparément dans l'eau distillée ou dans l'eau de mer.

Du point de vue granulométrique, les effluents industriels se caractérisent par :

- une fraction "liquide" qui abrite des particules

représentant de 5 à 8 % des boues rejetées,

dont la médiane en nombre de particules est de l'ordre de 7 μm , 90 % des particules ayant une taille < 12 μm ,

dont la médiane en volume se situe vers 13 μm , 90 % du volume étant constitué de particules < 24 μm .

3.2 - AUTRES DONNEES

3.2.1 - Analyses granulométriques et sédimentologiques des effluents (Annexe 9)

Les rejets industriels, prélevés en sortie d'usine, ont fait l'objet d'une série d'analyses visant à définir la granulométrie des fractions liquides et solides des boues, leurs processus de sédimentation et de tassement, leur comportement en eau de mer.

A cette fin, ont été utilisés :

- un compteur Coulter permettant de quantifier, en nombre de particules et en volume, les différentes classes de taille de l'effluent,
- un granulomètre laser, pour évaluer la répartition relative en masse des particules par classes de taille,
- une colonne de sédimentation pour mesurer la vitesse de sédimentation et de tassement des boues,
- un calcimètre Bernard pour doser le taux de carbonate de calcium,
- des observations visuelles à la loupe binoculaire.

Ces travaux ont porté sur la fraction solide d'une part et sur la fraction liquide d'autre part, séparées par décantation, et diluées quand nécessaire dans l'eau distillée ou dans l'eau de mer.

=====

Du point de vue granulométrique, les effluents industriels se caractérisent par :

- une fraction "liquide" qui abrite des particules
 - . représentant de 5 à 6 % des boues rejetées,
 - . dont la médiane en nombre de particules est de l'ordre de 7 μm , 90 % des particules ayant une taille < 12 μm ,
 - . dont la médiane en volume se situe vers 13 μm , 90 % du volume étant constitué de particules < 24 μm ,
- une fraction solide
 - . dont la médiane en nombre de particules est voisine de 12 μm , 90 % des particules étant de taille < 22 μm ,

- 、 dont la médiane en volume est de $30 \mu\text{m}$, 90 % du volume correspondant à des particules $< 85 \mu\text{m}$,
- 、 dont la médiane en masse est proche de $5 \mu\text{m}$, 80 % de la masse de la fraction solide étant fournie par des particules de taille $< 10 \mu\text{m}$.

La densité des boues est homogène et élevée (3,5), si bien que celles-ci ont un comportement semblable en eau de mer et dans l'eau distillée. Elles réagissent en coulée, voire en courant de turbidité plutôt qu'en suspension. La sédimentation de ce matériau s'opère selon la séquence suivante :

- une première phase rapide, durant en moyenne 22 minutes, qui correspond à 90 % de la hauteur totale de la chute,
- une phase lente, de 2 heures en moyenne, qui représente la durée de tassement des résidus.

Les constituants minéralogiques du matériel particulaire sont essentiellement des grains de calcaire et quartz, oxydé ou non, accompagnés d'amas ferrugineux.

Au contact de l'eau de mer, il se produit une légère floculation dans la fraction solide. Dans la fraction liquide, le pH élevé (≈ 11) conduit à la formation d'un précipité d'hydroxydes de Magnésium et de Calcium (il y a environ 12 % de CaCO_3 dans ce dépôt) ; on observe également une augmentation d'un facteur 10 du nombre de petites particules et un doublement du volume total particulaire consécutivement à un phénomène de coagulation.

Mais globalement, ces réactions sont peu perceptibles sur la masse totale de l'effluent.

3.2.2 - Analyses chimiques des minerais et résidus industriels (Annexe 9)

* Les principaux constituants des bauxites utilisées et des résidus évacués sont dosés régulièrement par les services d'Aluminium Pechiney. Sur la base des teneurs annuelles moyennes, ce suivi met en lumière certains points remarquables :

a) Les bauxites

La moyenne arithmétique, non pondérée, des teneurs annuelles donne une idée de la composition type des minerais utilisés, entre 1967 et 1991, par les deux usines de Gardanne et de La Barasse. Les principaux constituants en sont :

- l'alumine (Al_2O_3)	≈ 54	% du minerai sec
- l'oxyde ferreux (Fe_2O_3)	≈ 18,5	% du minerai sec
- la silice (SiO_2)	≈ 6	% du minerai sec
- le dioxyde de Titane (TiO_2)	≈ 3	% du minerai sec
- l'oxyde de calcium (CaO)	≈ 1	% du minerai sec.

La composition chimique des bauxites traitées à La Barasse, entre 1972 et 1987, est pratiquement stable.

Seules les teneurs annuelles moyennes en CaO fluctuent sensiblement autour de leur moyenne arithmétique sur cette période ; mais elles sont toujours < 2 % de la masse de matière sèche.

Concernant les minerais utilisés à Gardanne, entre 1967 et 1991, il apparaît que les teneurs annuelles moyennes en oxyde ferreux, en silice, et en oxyde de calcium ont assez fortement varié au cours du temps, affichant une tendance générale à la baisse.

Par contre, les teneurs en alumine sont restées quasiment constantes ; celles en dioxyde de Titane ont manifesté une légère tendance à la hausse.

b) Les résidus industriels

Sur la totalité des résidus évacués par les deux usines entre 1967 et 1991, les teneurs moyennes pondérées des principaux constituants sont les suivantes :

- oxyde ferreux (Fe_2O_3)	≈ 36	% des résidus secs
- alumine (Al_2O_3)	≈ 18	% des résidus secs
- silice (SiO_2)	≈ 12	% des résidus secs
- oxyde de Calcium (CaO)	≈ 11	% des résidus secs
- oxyde de Sodium (Na_2O)	≈ 7	% des résidus secs
- dioxyde de Titane (TiO_2)	≈ 6	% des résidus secs.

Par rapport à ce profil moyen, les effluents de l'usine de La Barasse étaient, en moyenne, plus riches en oxyde ferreux (≈ 41 %) et plus pauvres en oxyde de Sodium et dioxyde de Titane (≈ 4,5 %). Au fil des années (1972-1987), leurs teneurs annuelles moyennes en dioxyde de Titane, en oxyde ferreux, et en Silice ont été pratiquement stables ; celles en alumine (et à un degré moindre, celles en oxyde de Sodium) ont affiché, après trois premières

années de fortes valeurs, une légère tendance à la baisse ; celles en oxyde de Calcium ayant évolué à la hausse.

Les résidus de l'usine de Gardanne sont en moyenne, sur la période 1967-1991, plus pauvres en oxyde ferreux ($\approx 33\%$), en Silice ($\approx 11\%$) et en oxyde de Sodium ($\approx 6\%$) ; plus riches en dioxyde de Titane ($\approx 7\%$) et surtout en oxyde de Calcium ($\approx 14\%$). La teneur moyenne en alumine ($\approx 17,5\%$) a évolué à la baisse au cours du temps, mais moins sensiblement que celles en oxyde de Sodium, en Silice, et en oxyde ferreux. A contrario, le pourcentage d'oxyde de Calcium et celui de dioxyde de Titane ont crû de façon relativement sensible.

En 1991, les résidus de Gardanne (seuls évacués en mer depuis 1988) étaient constitués à :

- 29,71 % d'oxyde ferreux
- 18,43 % d'oxyde de Calcium
- 16,78 % d'alumine
- 9,95 % de Silice
- 8,50 % de dioxyde de Titane
- 3,91 % d'oxyde de Sodium.

* En conclusion :

Le traitement industriel extrait une grande partie de l'alumine présente dans le minerai. En conséquence, les autres constituants chimiques se trouvent concentrés dans les résidus, mais ils y conservent un équilibre relatif, les uns par rapport aux autres, comparable à celui caractérisant les bauxites utilisées.

La composition chimique est homogène, pour l'ensemble des éléments analysés, sur la totalité du spectre granulométrique des résidus industriels (à la précision analytique près) ; il n'apparaît pas de discrimination des constituants chimiques en fonction de la taille des particules constitutives des effluents.

La composition chimique des bauxites d'origines diverses et par voie de conséquence celle des effluents manifestent dans le temps de surcroît de fortes fluctuations. C'est particulièrement vrai à propos des minerais et résidus de l'usine de Gardanne où, au cours de la période 1967-1991, les teneurs en oxyde de Calcium et en dioxyde de Titane ont crû de façon relativement sensible.

En 1992, deux séries d'analyses complémentaires ont été réalisées par le laboratoire interne d'Aluminium-Péchiney et par un laboratoire externe, sur deux couples d'échantillons "bauxite - boues résiduelles correspondantes" prélevés, l'un pendant le 1er semestre, l'autre au cours du mois d'octobre. Les dosages ont porté, pour les 4 échantillons, sur la matière sèche totale et, pour l'échantillon de résidus du 1er semestre, sur 3 fractions granulométriques distinctes (fraction fine de médiane : $2 \mu\text{m}$; fraction moyenne de médiane : $5 \mu\text{m}$; fraction grosse de médiane : $10 \mu\text{m}$). Dans tous les cas, ont été mesurées des teneurs en corps simple, parmi lesquels Aluminium, Silicium, Fer, Titane, Calcium et Sodium peuvent être considérés comme des éléments majeurs (dont les teneurs s'expriment en g/kg) qui correspondent aux constituants moléculaires évoqués précédemment ; les 12 ou 14 autres éléments dosés apparaissant comme mineurs au regard de leurs concentrations moyennes (exprimées en mg/kg).

Les résultats obtenus sur échantillons totaux illustrent la latitude de variation des teneurs de certains éléments au sein des bauxites et des résidus : c'est principalement vrai pour le silicium, le sodium et pour la quasi-totalité des éléments mineurs.

Il apparaît aussi, bien évidemment, qu'en raison de l'extraction de l'alumine par le procédé industriel, les teneurs des autres constituants sont, pour la plupart, corrélativement plus fortes dans les résidus qu'elles ne l'étaient initialement dans le minerai. Mais la proportion relative de chaque composant (hors celle de l'Aluminium) n'en est pas affectée : c'est ce que montre la quasi-stabilité des rapports de proportion él⁺ x/Fer au sein des 2 membres de chaque couple "bauxite - résidus correspondants".

Les teneurs mesurées sur l'échantillon de résidus du 1er semestre 1992 se distribuent de façon homogène sur les 3 fractions granulométriques, ceci pour l'ensemble des éléments dosés. Aucune classe de taille des particules évacuées par les effluents industriels ne se distingue donc des autres par sa constitution chimique.

* En conclusion :

- Le traitement industriel extrait une grande partie de l'alumine présente dans le minerai. En conséquence, les autres constituants chimiques se trouvent concentrés dans les résidus, mais ils y conservent un équilibre relatif, les uns par rapport aux autres, comparable à celui caractérisant les bauxites utilisées.
- La composition chimique est homogène, pour l'ensemble des éléments analysés, sur la totalité du spectre granulométrique des résidus industriels (à la précision analytique près). Il n'apparaît pas de discrimination des constituants chimiques en fonction de la taille des particules constitutives des effluents.
- La composition chimique des bauxites (d'origines diverses) et par voie de conséquence celle des effluents manifestent dans le temps de sensibles fluctuations. C'est particulièrement vrai à propos des minerais et résidus de l'usine de Gardanne où, au cours de la période 1967-1991, les rejets affichent les tendances suivantes : diminution des concentrations d'alumine, de silice, d'oxyde de Sodium et d'oxyde ferreux ; accroissement des teneurs en oxyde de calcium et dioxyde de Titane.

3.2.3 - Tests biologiques

Dans le but de mettre en évidence certaines conséquences biologiques du rejet de résidus industriels, deux types d'expérimentations complémentaires ont été menés :

- d'une part, des tests de recolonisation de sédiments "enrichis" en boues rouges par un peuplement macrobenthique de l'étage infralittoral,
- d'autre part, des tests de toxicité des effluents industriels et des boues rouges marines sur la fécondation et le développement de quatre espèces d'organismes marins (3 oursins, 1 bivalve).

3.2.3.1 - Test de recolonisation (Annexe 6)

Protocole :

Sur une durée totale de huit mois, la composition qualitative et quantitative de la macrofaune benthique a été étudiée sur des milieux sédimentaires isolés (dans des carottiers) installés dans l'anse de Carteau, golfe de Fos. Les communautés benthiques de ce site se rattachent à l'unité de peuplement infralittorale des sables vaseux de mode calme.

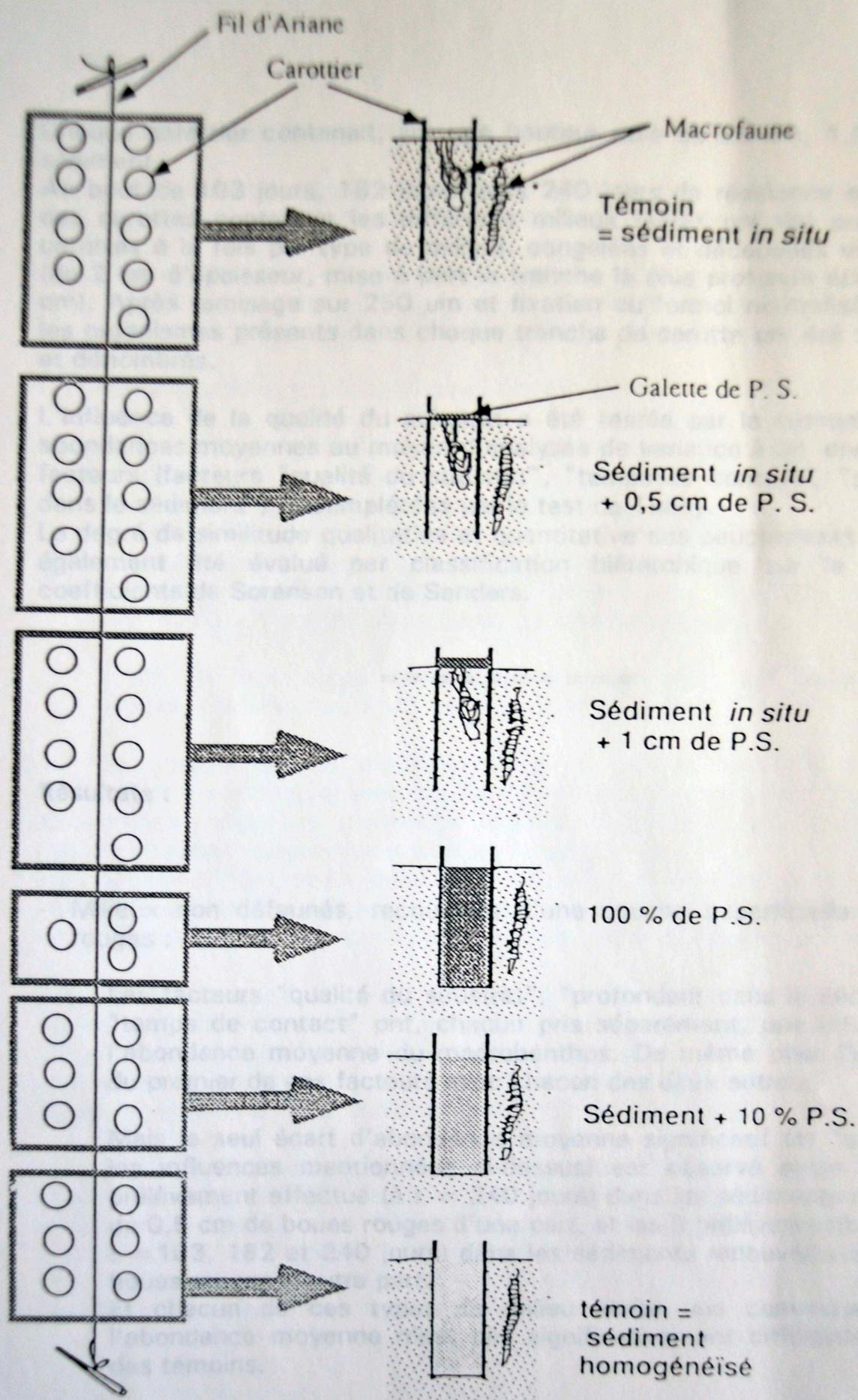
Ont été étudiées :

- d'une part la réponse, en termes de richesse spécifique et d'abondance de population, de ces communautés infralittorales à un apport brutal d'une couche superficielle de boues rouges (boues rouges prélevées à la station U 14, dans l'axe du canyon de Cassidaigne),
- d'autre part la vitesse et la qualité de recolonisation, par des représentants de cette même unité de peuplement, de milieux préalablement défaunés, isolés totalement des sédiments naturels extérieurs, et enrichis dans leur masse de boues rouges (boues rouges de même provenance, station U14).

Pour ce faire, ont donc été examinés les milieux suivants (cf. schéma page suivante) :

- dans des carottiers ouverts aux extrémités
 - . des témoins = sédiment sablo-vaseux du site de Carteau,
 - . des sédiments du site recouverts de 0,5 cm de boues rouges,
 - . des sédiments du site recouverts de 1 cm de boues rouges.
- dans des carottiers fermés à leur extrémité basale
 - . des témoins = sédiment du site homogénéisé, défauné,
 - . des sédiments du site enrichis de 10 % de boues rouges et homogénéisés, défaunés,
 - . des sédiments constitués de 100 % de boues rouges, homogénéisés (défaunés).

DISPOSITION DES DIFFERENTES CATEGORIES DE CAROTTIERS UTILISEES



Sédiment in situ : Sables vaseux du site de l'anse de Carteau

P.S. : Produits secondaires

: Boues rouges prélevées à la station U₁₄ du canyon de Cassidagne

Chaque carottier contenait, sur une hauteur utile de 20 cm, 1,63 litre de sédiment.

Au bout de 103 jours, 182 jours, puis 240 jours de résidence sur le site, des carottes contenant les différents milieux testés ont été prélevées (3 carottes à la fois par type de milieu), congelées et découpées en tranches (de 2 cm d'épaisseur, mise à part la tranche la plus profonde épaisse de 4 cm). Après tamisage sur 250 μm et fixation au formol neutralisé à 10 %, les organismes présents dans chaque tranche de carotte ont été déterminés et dénombrés.

L'influence de la qualité du substrat a été testée par la comparaison des abondances moyennes au moyen d'analyses de variance à un, deux ou trois facteurs (facteurs "qualité du substrat", "temps de contact", "profondeur dans le sédiment") et complétées par le test de Tukey.

Le degré de similitude qualitative et quantitative des peuplements récoltés a également été évalué par classification hiérarchique sur la base des coefficients de Sorensen et de Sanders.

= = = = = = = = = =

Résultats :

- Milieux non défaunés, recouverts d'une couche superficielle de boues rouges :
 - . Les facteurs "qualité du substrat", "profondeur dans le sédiment" et "temps de contact" ont, chacun pris séparément, une influence sur l'abondance moyenne du macrobenthos. De même pour l'interaction du premier de ces facteurs avec chacun des deux autres.
 - . Mais le seul écart d'abondance moyenne significatif (et "expliquant" les influences mentionnées ci-dessus) est observé entre le dernier prélèvement effectué (à $t = 240$ jours) dans les sédiments recouverts de 0,5 cm de boues rouges d'une part, et les 3 prélèvements opérés (à $t = 103, 182$ et 240 jours) dans les sédiments recouverts d'1 cm de boues rouges d'autre part.
Et chacun de ces types de milieu abrite une communauté dont l'abondance moyenne n'est pas significativement différente de celle des témoins.
 - . Les coefficients de Sanders et de Sorensen, supérieurs respectivement à 50 % et à 60 %, traduisent une forte affinité qualitative et quantitative des peuplements présents dans les 3 types de milieu sédimentaire.

- Milieux homogénéisés, défaunés :

- Seul le facteur "profondeur dans le sédiment" affiche une influence significative sur l'abondance moyenne du macrobenthos.
- Les coefficients de similitude, supérieurs à 50 %, indiquent que la composition qualitative et quantitative des communautés recolonisatrices est comparable entre les différents milieux.

- Totalité des milieux sédimentaires individualisés, au bout de 8 mois :

- Une différence significative d'abondance moyenne s'observe entre les divers types de milieux : elle est le fait d'un écart entre les communautés abritées par les sédiments recouverts de 0,5 cm de boues rouges d'une part, par ceux recouverts de 1 cm de boues rouges d'autre part. Mais chacun de ces biotopes n'induit pas de différence significative quant à la densité de population, par rapport aux milieux homogénéisés, avec ou sans boues rouges.
- L'affinité faunistique, qualitative et quantitative, est forte entre les diverses communautés examinées (coefficients > 50 %).

De ces investigations expérimentales, il ressort que le seul écart d'abondance statistiquement significatif, imputable à la qualité du substrat, se manifeste entre les sédiments naturels recouverts de 0,5 cm de boues rouges et ceux recouverts de 1 cm de boues rouges.

Les autres différences observées doivent être attribuées aux facteurs "profondeur dans le sédiment" et "temps de contact" : c'est ce que révèlent les analyses de variance complétées par les tests statistiques de Tukey.

Les coefficients de Sanders et Sorensen montrent une bonne affinité faunistique de l'ensemble des prélèvements, avec un classement fortement lié au facteur temps et un rapprochement des substrats à 0,5 cm de boues rouges en surface avec les témoins d'une part, des substrats à 1 cm de boues rouges en surface avec les sédiments homogénéisés d'autre part.

L'hypothèse que la quantité de boues rouges apportée au sédiment naturel conditionne les possibilités de colonisation ne tient pas au regard des résultats obtenus sur un milieu composé à 100 % de boues rouges.

Il faut rechercher la cause des écarts enregistrés entre les milieux à 0,5 ou 1 cm de boues superficielles dans un probable effet mécanique lié aux caractéristiques granulométriques des boues rouges.

Conclusion :

Une durée de 8 mois paraît suffisante pour qu'un substrat sablo-vaseux littoral, dépeuplé et "contaminé" par des boues rouges soit recolonisé, dans le contexte de la présente expérience, par un peuplement macrobenthique qualitativement et quantitativement comparable à son expression naturelle.

3.2.3.2 - Tests de toxicité (Annexe 10)

Quatre séries de tests de spermatoxicité et d'embryotoxicité ont été conduites d'après le canevas suivant :

Série	Substances testées	Organismes tests
A	effluents industriels	oursin : <i>Paracentrotus lividus</i>
B	boues rouges marines	oursin : <i>Paracentrotus lividus</i>
C	effluents industriels boues rouges marines bauxite	oursin : <i>Arbacia lixula</i> <i>Sphaerechinus granularis</i> <i>Paracentrotus lividus</i>
D	effluents industriels boues rouges marines bauxite	huître : <i>Crassostrea gigas</i>

Dans chaque série, les substances étudiées ont été testées à diverses concentrations dans l'eau de mer, au sein d'une gamme comprise entre :

- une valeur haute (dilution 100 = concentration 1 %) correspondant à une dessalure du milieu compatible avec la biologie des espèces marines utilisées,
- une valeur basse (dilution 100 000 = concentration 0,001 %) correspondant à la limite "classique" de perception d'un panache de dilution en milieu marin.

A - Tests de toxicité des effluents sur *Paracentrotus lividus*

La toxicité des effluents industriels (prélevés dès leur sortie d'usine) sur la fécondation et sur le développement embryonnaire de l'oursin méditerranéen *Paracentrotus lividus* a été évaluée de la manière suivante :

- milieux testés

Effluent total, fraction lourde (sédimentant en 5 minutes), fraction légère (sédimentant en plusieurs heures), surnageant (après plusieurs heures), résidus de filtration sur 100 μm , 50 μm et 10 μm .

Chaque milieu est dilué de manière à obtenir une gamme de concentration (en matière sèche) allant de $3 \cdot 10^{-3}$ à $3 \cdot 10^{-5}$ du poids sec d'effluent total

- la fécondation des oursins est réalisée in vitro, et les cultures d'embryons sont maintenues à $20 \pm 1^\circ \text{C}$ jusqu'au stade larvaire

- l'effet spermio-toxique ou spermio-stimulant des divers milieux est observé entre 2 et 8 heures après la fécondation, par calcul du taux de fécondation
- l'embryotoxicité est évaluée par le nombre de larves atteintes d'anomalies survenant jusqu'à 60 heures après la fécondation : retards de croissance, malformations des larves, ou arrêts du développement avant la différenciation du stade pluteus.

Substances testées :

Résultats :

La toxicité des effluents industriels apparait principalement liée aux fractions à sédimentation lente ou à taille granulométrique petite.

Les effets spermio et embryotoxiques se manifestent à partir d'une concentration de 10^{-4} en poids sec du résidu solide total, et cela, même pour les composantes granulométriques les plus grossières.

Les composantes granulométriques fines se révèlent, au travers des tests pratiqués, potentiellement géno-toxiques puisqu'une altération du développement embryonnaire se transmet d'une génération d'oursins à la suivante.

En terme d'impact des effluents industriels sur les populations animales présentes dans le milieu marin récepteur, il est nécessaire de vérifier la pérennité des observations de cette première expérience en appliquant la même démarche à des sédiments prélevés in situ et affectés par des dépôts de boues rouges.

Organismes tests :

B - Tests de toxicité des boues marines sur *Paracentrotus lividus*

Deux échantillons de boues rouges marines, formés du 1er centimètre de dépôts récoltés en mars 1991 par carottier multitube, sont conservés au réfrigérateur pendant plusieurs mois avant que leur toxicité ne soit évaluée (sur *Paracentrotus Lividus*) selon un protocole comparable à celui de la série précédente (A).

Les résultats de cette expérimentation révèlent une toxicité, sinon totalement nulle, du moins beaucoup moins importante que celle apparue dans les tests sur effluent industriel.

Les responsables de ces manipulations, soupçonnant le rôle important d'une certaine immaturité sexuelle des oursins et de la durée de conservation des boues marines au réfrigérateur sur l'inefficacité de cette série de tests, ont préconisé la reconduction d'une expérimentation identique à fin de validation des résultats. Ceci en opérant sur des échantillons prélevés de fraîche date et sur des individus sexuellement mûrs d'oursin.

C'est pourquoi la présente série de tests n'a pas donné lieu à publication d'un rapport circonstancié, et pourquoi l'expérimentation suivante (C) a été engagée.

C - Tests de toxicité des effluents et des boues marines sur trois espèces d'oursins

- Substances testées :

- effluents industriels prélevés, en sortie d'usine, le 11 mars 1991, le 3 juin 1992, et le 16 juillet 1992
- bauxite concassée, pulvérisée
- suspensions (conservées à +4°C) obtenues par dilution de l'échantillon d'effluent du 3 juin 1992, à 1 % dans l'eau de mer (eau du large, filtrée sur 10 µm) ; dilution opérée le 9 juin, le 15 juin, et le 1er juillet 1992
- boues marines, prélevées du 11 au 14 juillet 1992, à l'emplacement des stations MT27, MT28 et MT61 ; échantillonnage en plusieurs réplicats du 1er cm superficiel de chaque carotte, et de la base de la carotte MT 27 (à 30 cm de profondeur) pour servir de témoin.

Chaque substance est diluée dans de l'eau de mer filtrée de façon à obtenir une concentration de 0,01 %, 0,1 % ou 1 % de charge solide (en poids sec).

Pour chaque observation, un milieu témoin blanc et un milieu témoin positif (CdCl₂, 10⁻⁴ M) sont également testés.

- Organismes tests :

Arbacia lixula, *Sphaerechinus granularis*, *Paracentrotus lividus*.

Résultats

La bauxite n'induit aucun effet embryotoxique, qu'une faible spermiotoxicité à la plus forte concentration testée (1 %), et suscite par contre une stimulation de fécondation à la concentration de 0,01 %.

Les effluents d'usine conservent, sur 15 mois, une toxicité identique sur la fécondation et le développement embryonnaire des 3 espèces d'oursin :

- forte spermiotoxicité à partir d'une concentration de 0,1 %,
- embryotoxicité se traduisant dès la concentration 0,01 % par des anomalies larvaires chez *A. lixula*, et par des mortalités chez *S. granularis*.

Les boues marines prélevées sur le versant du canyon (MT27 et MT28), entre 500 et 600 m de profondeur, présentent une toxicité très faible sinon nulle vis-à-vis des 3 espèces tests.

La base de carotte MT27, sans effet, confirme bien son rôle de témoin négatif.

Les échantillons (MT61), récoltés dans l'axe du canyon par 780 m de fond, manifestent une réelle inhibition de fécondation et une embryotoxicité indubitable sur *Arbacia lixula*. Les effets toxiques des effluents industriels persistent donc bien au sein des boues rouges marines s'écoulant dans le lit du canyon.

Par contre, les tests sur *Sphaerechinus granularis* et *Paracentrotus lividus* s'avèrent inexploitable, aucune tendance dose-réponse ne pouvant être perçue.

Les suspensions de particules affichent, même après 3 semaines de conservation, une spermiotoxicité plus forte, à la concentration de 0,1 %, que les effluents bruts dont elles sont issues.

D - Tests de toxicité des effluents et des boues marines sur l'huître *Crassostrea gigas*

A l'exception des suspensions d'effluent récolté le 3 juin 1992, les mêmes milieux que ceux de l'expérimentation précédente (cf § C) ont été testés sur le développement embryonnaire de l'huître creuse *Crassostrea gigas*, aux concentrations de 0,01 %, 0,1 %, et 1 % dans l'eau de mer filtrée (sur 0,2 μ m) à 30 ‰.

Les dénombrements, opérés sur 150 à 200 individus par réplicat, ont conduit à l'expression du pourcentage de chaque catégorie de larves par rapport à la densité minimale d'ovocytes inoculés. Les ovocytes non fécondés et les premiers stades larvaires lysés ou englués dans le sédiment ont ainsi été pris en compte.

Deux séries de test ont été pratiquées, les 17 et 18 juillet 1992.

Résultats

Les effluents industriels bruts se sont révélés très toxiques dans les 2 séries de tests, même à la plus faible concentration (0,01 %) : le pourcentage net moyen d'anomalies étant supérieur à 94 %.

Mais, si l'effluent prélevé en mars 1991 et conservé un an au réfrigérateur bloque le développement embryonnaire à toute concentration de contact, les effluents récoltés en 1992 autorisent le développement de la moitié des embryons jusqu'au stade "larve coquillée".

Dans la première série de tests, les échantillons de bauxite et de sédiments marins, n'ont induit aucune anomalie.

Au cours de la seconde série de tests, ont été observés au contraire

- * vis à vis de la bauxite pulvérisée, un net effet dose-réponse :
 - . à la concentration de 0,1 %, 2/3 des larves bloquées avant le stade coquillé, moins de 30 % de larves normales.
 - . à la concentration de 1 %, 85 % de larves bloquées avant le stade coquillé.
- * une nette embryotoxicité des sédiments marins, dès la concentration 0,1 % :

A la plus faible concentration (0,01 %), ces milieux induisent un effet d'hormèse (bénéfique au développement).

A la concentration de 0,1 %, les sédiments prélevés en MT 27 et MT 61 provoquent, en moyenne, 26 à 28 % d'anomalies, ceux MT 28 environ 40 %.

A la concentration de 1 %, le pourcentage net d'anomalies dépasse 60 % pour MT 27 et MT 61, alors qu'il reste inférieur à 50 % pour MT 28.

Les réponses sont donc comparables vis à vis des sédiments prélevés en milieu de versant (MT 27 \approx 500 m) et de ceux du fond de canyon (MT 61 \approx 800 m). L'effet dose-réponse est par contre moindre pour l'échantillon de la station intermédiaire (MT 28).

Notons qu'à la concentration de 1 %, les échantillons MT 27 et MT 61 entraînent un pourcentage d'anomalies voisin de celui-ci provoqué par la bauxite à 0,1 %.

Annexes :

Une série de tests pratiqués par le laboratoire d'écotoxicologie d'Ireemal Anzoum, d'après un protocole comparable, sinon identique à celui exposé au chapitre D précédent, confirme l'action toxique des effluents industriels pétroliers sur le développement embryonnaire et le croissance larvaires de l'huître *Crassostrea gigas*. La fraction solide de ces effluents recueillie par décantation pendant 24 heures s'avère plus toxique que l'effluent total ou que la phase surnageante : un effet à la concentration de 0,003 % au poids sec) est induit 83 % de larves anormales (abornées 74 heures après la fécondation) et un anormal développement de croissance des larves anormales, aussi bien au 74 qu'au 84 jours après la fécondation ; à la

Bilan des tests de toxicité

Il paraît nécessaire, vu la somme de résultats obtenue par ces différents tests, de dresser le bilan schématique suivant quant à l'action toxique des différents milieux :

		Bauxite	Effluents	Boues marines	
				axe du canyon	versants
Oursins		0 (1)	+++	0 (2) +++	0 (2) 0
H û t r e	1e série	0	+++	0	0
	2e série	++	+++	++ (3)	++ (3)

où 0 = toxicité nulle ou très faible
 + = toxicité à la concentration de 1 %
 ++ = toxicité à la concentration de 0,1 %
 +++ = toxicité à la concentration de 0,01 %

=====

- (1) Stimulation de fécondation à la concentration de 1 %
 (2) Protocole expérimental soupçonné d'introduire un biais
 (3) Stimulation de fécondation à la concentration de 0,01 %

Addendum :

Une série de tests pratiquée par le laboratoire d'Ecotoxicologie d'Ifremer Arcachon, d'après un protocole comparable, sinon identique à celui exposé au chapitre D précédent, confirme l'action toxique des effluents industriels Pêcheiney sur le développement embryonnaire et la croissance larvaire de l'huître *Crassostrea gigas*. La fraction solide de ces effluents (recueillie par décantation pendant 24 heures) s'avère plus toxique que l'effluent total ou que la phase surnageante : en effet à la concentration de 0,003 % (en poids sec) elle induit 83 % de larves anormales (observées 24 heures après la fécondation) et, un sensible ralentissement de croissance des larves survivantes, aussi bien au 7e qu'au 9e jour après la fécondation ; à la

concentration de 0,01 % elle provoque 70 % de mortalités larvaires au 9e jour. Ces observations divergent, à ce point de vue, de celles pratiquées sur les oursins où ce sont les fractions surnageantes qui manifestent la plus forte toxicité.

Une agitation séquentielle du milieu testé exacerbe la toxicité sur l'embryogénèse de *Crassostrea gigas*. Ainsi, un milieu composé d'effluent total à 0,1 % entraîne, en mode agité 82 % d'anomalies larvaires, contre 6 % sans agitation ; un milieu composé de surnageant à 0,003 % induit en mode agité 17 % d'anomalies larvaires, contre aucune sans agitation (même à 0,03 %).

La croissance des larves survivantes est également retardée par l'agitation du milieu, pour l'effluent total à 0,001 % et pour le surnageant à 0,01 %, alors qu'elle est normale dans ces mêmes milieux sans agitation.

4.1 - DESCRIPTION DU MILIEU

4.1.1 - Fonds marins

La connaissance morphologique du secteur de Casabianca a grandement bénéficié des prospections géophysiques de 1981. C'est particulièrement vrai pour le canyon central-est et à titre d'exemple, le coulet d'étranglement de celui-ci s'est avéré large de 200 m et profond d'un véritable lit central d'environ 140 mètres du dénivelé maximal de cette séparation.

Les prospections par sonde à balayage latéral (SAB) et par échouage de sidérament ont permis de préciser plus finement le sédimentologie du canyon et de résoudre des doutes sur les fonds du canyon à sa partie "occidentale". Cependant les informations recueillies ont été limitées.

À la tête du canyon et à une partie du coulet d'étranglement pour les zones 1981, un milieu de progression de sable et d'argiles fines de couleur beige d'un passage vers de la terre rougeâtre.

À ces sédiments s'ajoutent pour les argiles fines de couleur beige, à l'ouest d'une ligne géométrique distincte des sédiments blancs et des sables fins de couleur beige. L'ensemble de ces sédiments est particulièrement riche en matière organique et en matière minérale.

Les argiles fines de couleur beige ont une teneur en matière organique qui est la plus élevée de toutes les fractions sédimentaires étudiées.

4 - SYNTHÈSE

Suite aux exposés spécifiques précédents, il est permis et utile

- de rapporter les informations recueillies aux objectifs initiaux
- de juger ainsi de la qualité de ces informations
- d'émettre un avis sur la pertinence, au cas par cas, du programme d'étude mis en oeuvre.

Rappelons que l'ensemble des travaux réalisés tendait à acquérir ou actualiser les connaissances nécessaires à définir l'impact global du rejet des effluents industriels sur le milieu récepteur. Ceci doit permettre d'évaluer les répercussions futures de la poursuite d'un tel déversement.

4.1 - DESCRIPTION DU MILIEU

4.1.1 - Fonds marins

La connaissance morphologique du secteur de Cassidaigne a grandement bénéficié des prospections géophysiques de 1991. C'est particulièrement vrai pour le canyon sensu-stricto : à titre d'exemple, le goulet d'étranglement de celui-ci s'est avéré large de 500 m et pourvu d'un véritable verrou central d'environ 140 mètres de dénivelé maximal du côté septentrional.

Les prospections par sonar à balayage latéral (SAR) et par sondeur de sédiment ont contribué à apprécier plus finement la sédimentologie locale : l'instabilité des dépôts sur les flancs du canyon a pu ainsi être "visuellement" observée.

Cependant les informations recueillies ont été limitées

- à la tête de canyon et à une partie du goulet d'étranglement pour les images SAR, en raison du programme de travail et d'impondérables de campagne (perte d'un poisson lors de la 1ère campagne),
- à des interprétations localisées pour les enregistrements du sondeur, à cause d'une signature acoustique identique des sédiments naturels et des dépôts d'origine industrielle. Le sondeur de sédiment n'a donc pas entièrement répondu aux objectifs ayant motivé son emploi.

Les progrès réalisés dans la connaissance des fonds marins peuvent être appréciés par la précision des cartes bathymétriques et morphosédimentaires présentées en annexes.

4.1.2 - Hydrologie

La mesure ponctuelle des paramètres hydrologiques au niveau du canyon a révélé le maintien d'une structure de type hivernal jusqu'au début avril (1991), n'interdisant pas cependant l'existence, entre 300 et 750 m de profondeur, d'une couche d'eau plus ou moins nettement individualisée. Celle-ci retient, en tête de canyon, des particules en suspension à proximité du fond, ce qui n'est plus le cas au niveau du goulet d'étranglement.

Au Sud du goulet d'étranglement, la cartographie des dépôts s'est avérée beaucoup plus difficile en raison d'une reconnaissance moins précise du milieu bathymétrique (cf. 4.1.1) et d'une faible densité d'observations de terrain, notamment à l'extérieur de la zone. Ainsi la ou les limites distales de dépôt au niveau des bords dans la plaine abyssale n'ont pas pu être déterminées (cf. Figure 4).

Le surface totale couverte par des boues rouges a été malgré tout estimée à 240 km².

Il est probable que 15 à 20 millions de m³ de boues rouges occupent actuellement le "lit" de la vallée sous-marine. Mais la masse des dépôts latéraux ne peut être évaluée, même sur la base de l'estimation d'une surface totale de 240 km², en raison d'une trop grande incertitude dans l'interprétation des données bathymétriques.

Le programme d'échantillonnage a donc permis d'acquiescer à des progrès significatifs dans la connaissance des caractéristiques importantes : l'extension géographique de l'épave des dépôts en l'absence de la zone.

4.1.3 - Aspects sédimentologiques

La zone d'échantillonnage dans la zone de l'axe principal de boues rouges se situe à l'ouest de 240 km.

Ces données géologiques sont généralement des sédiments fins et moyens.

- une densité relative de 2,5 pour la fraction inférieure 2,5 de gravité apparente dans l'eau douce (1 à 1,5 pour la fraction supérieure)
- leur forte aptitude à se déformer sous l'effet d'une pression fluide.

Les échantillons de sédiments de ces mêmes fluides de la couronne externe du canyon par les profondeurs profondes doivent donc être relativement riches, engendrant des courants de suspension d'importance variable sous forme de nuage turbide.

En fait de l'échantillonnage, il s'agit de l'axe principal de boues rouges. On peut supposer que les dépôts de boues rouges dans le lit du canyon jusqu'à la zone de l'axe principal de boues rouges, pour l'instant, n'est pas totalement représentative de la bathymétrie de la zone de l'axe principal de boues rouges.

4.2 - IMPACT DES REJETS

4.2.1 - Cartographie des dépôts

L'extension des dépôts de boues rouges sur les fonds marins a pu être déterminée avec un bon degré de précision (à l'échelle du problème) dans le canyon proprement dit. Ceci grâce aux recoupements possibles entre les données recueillies par carottage et les enregistrements géophysiques.

Au Sud du goulet d'étranglement, la cartographie des dépôts s'est avérée beaucoup plus délicate en raison d'une reconnaissance moins précise du milieu lui-même (Cf. 4.1.1) et d'une faible densité d'observations de terrain, relativement à l'étendue de la zone. Ainsi la ou les limites distales de dépôt en masse des boues dans la plaine abyssale n'ont pas pu être repérées (cf. Figure 4).

La surface totale couverte par des boues rouges a été malgré tout estimée à 240 km².

Il est probable que 15 à 20 millions de m³ de boues rouges occupent aujourd'hui le "lit" de la vallée sous-marine. Mais la masse des dépôts latéraux ne peut être évaluée, même sur la base de l'estimation d'une surface totale de 240 km², en raison d'une trop grande incertitude dans l'appréciation des épaisseurs moyennes.

Le programme d'étude a donc permis d'indéniables progrès cognitifs sans toutefois combler une lacune importante : l'estimation précise de l'épaisseur des dépôts sur l'ensemble de la zone.

4.2.2 - Impacts sédimentologiques

Ils se manifestent donc par une zone de dépôt en masse de boues rouges de l'ordre de 240 km².

Ces boues diffèrent essentiellement des sédiments naturels par deux propriétés :

- leur densité élevée (3,5 pour la fraction solide ; 2,5 de densité apparente dans l'eau contre 1 à 1,5 pour les vases naturelles)
- leur forte affinité hydrophile qui leur confère une grande fluidité.

Les remises en mouvement de ces masses fluides par les courants marins ou par les phénomènes gravitaires doivent donc être relativement aisées, engendrant des remises en suspensions d'éléments fins sous forme de nuage turbide.

En tête de canyon, les effluents s'épandent en masse comme l'ont montré les images réalisées lors des plongées de la soucoupe Cyana. On peut supposer que cet épanchement se prolonge dans le lit du canyon jusque dans la plaine abyssale. Cette hypothèse, pour probable qu'elle soit, n'est pas totalement confirmée à l'heure actuelle, et il est impossible de savoir si cet écoulement est continu ou sporadique à la suite de surcharge gravitaire.

Sur les fortes pentes, les accumulations de boues rouges sont instables comme les sédiments naturels (Cf. images SAR) et les glissements en masse mobilisent brutalement de grandes quantités de boues rouges. Celles-ci forment alors des coulées boueuses et peuvent générer des courants de turbidité. Nous ne pouvons actuellement connaître précisément la dynamique de ces courants de turbidité car, si la forte densité des boues laisse supposer une décantation rapide, leur teneur en eau élevée augmente sans doute la compétence du courant et leur mobilité.

Des épaisseurs de boues rouges pluridécimétriques ont été observées latéralement sur les versants de la vallée sous-marine.

Ces dépôts sont éloignés de plusieurs kilomètres par rapport à l'axe du lit majeur et sont situés parfois à 400 ou 500 m au-dessus de celui-ci. Ont-ils pu être mis en place par des courants de turbidité de très large extension ou s'agit-il de boues progressant latéralement sur les flancs du canyon ? Peut-on invoquer des courants d'upwelling susceptibles de remonter les boues rouges ? Nous n'avons malheureusement pas de réponse à ces questions, aujourd'hui.

La composition chimique des boues paraît stable tout au long de leur parcours reconnu, et certaines des teneurs en métaux lourds sont sensiblement plus faibles que celles des effluents industriels de mars 1991.

Diverses informations confirment, si besoin était, qu'une certaine proportion de la charge solide rejetée est véhiculée par les agents hydrodynamiques hors de la zone de dépôt en masse. Ce sont :

- la nette augmentation de la turbidité mesurée dans les masses d'eau profondes, en tête de canyon, contrairement aux observations sur les stations plus éloignées du point de rejet,
- la stabilité spatiale de la composition chimique des boues rouges elles-mêmes, alors que celle des effluents industriels a connu de sensibles variations au cours de la période 1967-1991,
- la présence de marqueurs chimiques, indiscutablement originaires des bauxites traitées par Aluminium Pechiney (Titane, en premier lieu), au sein des sédiments marins sur au moins 150 km² à l'Ouest de la zone de dépôt,
- la pigmentation rougeâtre, visuellement perceptible, des "sédiments mixtes" superficiels sur environ 680 km² (enveloppe totale 920 km², moins 240 km² de dépôts de boues rouges), à l'Ouest de la zone de dépôt.

Cette dispersion, principalement guidée par le courant liguro-provençal, est consécutive au processus de rejet lui-même qui permet probablement un certain maintien en suspension des particules les plus fines (Cf. phase liquide des effluents), ainsi qu'aux remobilisations occasionnelles générées par la relative instabilité des dépôts latéraux (ceux des versants du canyon) et par des conditions météorologiques et océanologiques particulières (mistral modéré, puis se renforçant, eaux stratifiées), telles que décrites par Bourcier (1978).

La quantification de ce phénomène de dispersion n'est pas envisageable directement. Elle pourrait être réalisée par déduction, à la lumière d'une estimation précise de la masse de boues rouges résidant en totalité sur la zone d'étude. Cette estimation s'étant avérée irréaliste, pour le moment, l'importance de la dispersion dans le milieu marin de suspensions d'origine industrielle ne peut donc être rigoureusement évaluée.

Des surfaces sédimentaires soumises à l'influence des rejets industriels ont pu être repérées grâce aux analyses chimiques ou par simple appréciation pigmentaire. Si la dernière méthode a fourni la quasi-totalité des informations que l'on peut raisonnablement en attendre, tel n'est pas entièrement le cas de l'étude de la composition chimique des sédiments. La contribution chimique des boues industrielles aux sédiments marins n'a sans doute pas pu être mesurée jusqu'à sa limite de perception ; limite analytique et limite géographique.

La colonisation des espèces macrobenthiques n'apparaît gouvernée que par la granulométrie et par la richesse en matière organique du milieu. Et l'absence de faune dans les boues du lit d'écoulement est attribuée à la seule instabilité mécanique du substrat.

Sur les secteurs intermédiaires, entre le lit d'écoulement d'une part et les marges lointaines de la zone impactée d'autre part, c'est-à-dire sur les dépôts latéraux stabilisés, les observations antérieures faisaient état d'une vie benthique normale (Bourcier, 1969).

En complément aux études faunistiques sur le site de Cassidagnas, ont été réalisées des expériences de recolonisation en milieu littoral. Ces tests montrent que le seul impact d'un apport ponctuel de boues rouges en surface de sédiments sablo-vaseux, sur les communautés macrobenthiques de l'unité de peuplement du site littoral d'expérimentation (anse de Cerroux, golfe de Fos), est probablement lié aux propriétés physiques (granulométriques et mécaniques) de ces résidus industriels. La recolonisation d'un substrat enrichi en boues rouges s'opère de façon similaire à celle d'un sédiment naturel de l'anse de Cerroux. Aucune perturbation significative d'ordre chimique n'est discernable dans le contexte expérimental de ces observations.

Cependant, une autre démarche expérimentale complémentaire, menée *in vitro*, fait apparaître une action toxique des effluents industriels et des boues rouges marines sur la fécondation et le développement embryonnaire de 2 espèces d'oursin et d'une espèce d'huître.

Cette toxicité

est constante de la part des effluents dès la concentration de 0,01 % (un poids sec de chaque échantillon) ; elle est même accrue par une phase de suspension préalable.

4.2.3 - Impacts biologiques

4.2.3.1 - Impacts sur les peuplements benthiques

Les boues rouges s'écoulant en masse dans le lit de la vallée sous-marine (soit sur une surface "reconnue" d'une dizaine de km²) sont totalement azoïques.

Sur les marges de la zone d'impact sédimentologique (enveloppe de 920 km²) les peuplements benthiques sont de caractéristiques comparables à leur expression naturelle.

C'est bien entendu vrai à l'extérieur de cette zone, sur le plateau continental à proximité immédiate du canyon notamment, comme l'a montré l'étude du méïobenthos.

La distribution des espèces macrobenthiques n'apparaît gouvernée que par la granulométrie et par la richesse en matière organique du milieu. Et l'absence de faune dans les boues du lit d'écoulement est attribuée à la seule instabilité mécanique du substrat.

Sur les secteurs intermédiaires, entre le lit d'écoulement d'une part et les marges lointaines de la zone impactée d'autre part, c'est-à-dire sur les dépôts latéraux stabilisés, les observations antérieures faisaient état d'une vie benthique normale (Bourcier, 1969).

En complément aux études faunistiques sur le site de Cassidaigne, ont été réalisés des expériences de recolonisation en milieu littoral. Ces tests montrent que le seul impact d'un apport ponctuel de boues rouges en surface de sédiments sablo-vaseux, sur les communautés macrobenthiques de l'unité de peuplement du site littoral d'expérimentation (anse de Carteau, golfe de Fos), est probablement lié aux propriétés physiques (granulométriques et mécaniques) de ces résidus industriels. La recolonisation d'un substrat enrichi en boues rouges s'opère de façon similaire à celle d'un sédiment naturel de l'anse de Carteau. Aucune perturbation significative d'ordre chimique n'est discernable dans le contexte expérimental de ces observations.

Cependant, une autre démarche expérimentale complémentaire, menée *in vitro*, fait apparaître une action toxique des effluents industriels et des boues rouges marines sur la fécondation et le développement embryonnaire de 3 espèces d'oursins et d'1 espèce d'huître.

Cette toxicité

- est constante de la part des effluents, dès la concentration de 0,01 % (en poids sec de charge solide) ; elle est même accrue par une mise en suspension préalable,

- n'apparaît, pour le minéral de bauxite, qu'à l'occasion de l'une des deux séries de tests sur l'huître (et mériterait d'être confirmée),
- ne s'exprime pas de manière uniforme pour les boues marines ; elle est nulle ou très faible dans la première série de tests sur l'huître ainsi que dans les tests oursins pratiqués avec les échantillons prélevés sur le versant du canyon ; elle se manifeste à la concentration de 0,1 % dans la deuxième série de tests sur l'huître, et à la concentration de 0,01 % dans les tests pratiqués sur *Arbacia lixula* avec les boues récoltées en fond de canyon.

Ces résultats, même empreints d'une certaine hétérogénéité qu'il conviendrait d'expliquer ultérieurement, semblent contredire les conclusions de l'expérience de recolonisation macrobenthique. En réalité, ils ne s'inscrivent pas dans une démarche comparable, la méthodologie et les réponses biologiques recherchées étant différentes.

Les enseignements qui découlent de ces diverses démarches expérimentales ne sont donc pas absolument antagonistes.

Il est très possible que la toxicité chimique observée sur l'embryogénèse des 3 espèces d'oursins et de l'huître ne s'exprime pas perceptiblement sur les populations benthiques en place dans l'anse de Carteau (zone littorale), ni même peut-être sur celles présentes dans le milieu récepteur des boues rouges, aux abords du canyon de Cassidaigne (zone profonde). Cette hypothèse n'est pas vérifiable à l'heure actuelle, et il est très probable que son éventuelle vérification ultérieure ne suffise pas à en déterminer la cause.

Le programme d'étude n'a donc pas totalement levé le voile quant aux impacts d'ordre chimique sur les organismes vivants.

Il a cependant permis de constater que de tels impacts ne semblent pas discernables à l'échelle des peuplements (car masqués par la variabilité d'autres paramètres présidant à l'installation et à la pérennité des communautés ?), mais uniquement par référence à la biologie de certains organismes vivants en conditions expérimentales.

Il faut souligner que la difficulté à établir un lien direct entre résultats de tests *in vitro* d'une part, et réponses des peuplements *in situ* d'autre part, n'est pas propre à la présente étude. Il s'agit là de l'aspect le plus délicat de l'interprétation de la plupart des démarches de surveillance écotoxicologique.

4.2.3.2 - Répercussions halieutiques

Comme la faune endogée et l'épifaune fixée, les ressources halieutiques au comportement "fouisseur" (Langoustine, Raie ...) sont absentes ou très peu représentées dans la vallée sous-marine de Cassidaigne.

Les espèces démersales, dont les relations avec le fond sont surtout d'ordre nutritionnel, s'y font également rares (Grondin lyre ...) ou déplacent leur régime alimentaire vers d'autres proies (Chien espagnol).

La perte d'intérêt trophique du secteur, par élimination ou appauvrissement du macrobenthos, ne paraît pas par contre affecter les ressources réellement pélagiques qui fréquentent aussi bien les eaux du canyon de Cassidaigne que celles d'autres secteurs de topographie comparable.

4.3 - CONCLUSION

La somme des travaux réalisés s'est surtout attachée à améliorer les connaissances relatives aux fonds marins de la vallée sous-marine de Cassidaigne et de ses environs, secteur où réside la majeure partie des rejets solides industriels.

Du point de vue des impacts du déversement des résidus industriels sur ce milieu, nous pouvons présenter un bilan synthétique des connaissances acquises par mesure ou déduction :

- 1) 15 à 20 millions de m³ de boues rouges sont accumulées dans le lit de la vallée sous-marine, sur environ 10 km², depuis le point de rejet à 320 m de profondeur, jusqu'à environ 60 km de distance dans la plaine abyssale, par 2.220 m et plus de profondeur.

La limite distale de ce dépôt n'a pas été repérée.

Il s'agit là d'un substrat de composition chimique stable, totalement azoïque, manifestant une embryotoxicité perceptible sur certains organismes vivants en conditions expérimentales, mais susceptible d'être colonisé, lorsqu'il est stabilisé, par des peuplements benthiques de caractéristiques comparables à leur expression naturelle.

Sur ce milieu, les ressources halieutiques pélagiques sont normalement présentes, les ressources benthiques sont absentes ; les espèces démersales y sont rares ou sont amenées à modifier leur régime alimentaire.

En tête de canyon, la dispersion par suspension d'une fraction des rejets est sans doute constante mais limitée aux couches d'eau profondes. Sur l'ensemble de l'écoulement, la dispersion par remise en suspension à partir des boues est certainement occasionnelle mais susceptible de concerner d'importants volumes d'eau.

- 2) Sur environ 230 km² supplémentaires, s'étendent des dépôts dont le volume n'a pu être apprécié.
Ces dépôts sont relativement stables au niveau de la plaine abyssale ; ils ne le sont pas sur les versants du canyon proprement dit.

La composition chimique de ce substrat peut être préjugée proche de celle des boues de l'axe de la vallée.

L'impact de ces dépôts sur la faune benthique n'est sans doute pas identique sur l'ensemble de leur aire de distribution : il doit être négligeable, en référence aux tests de recolonisation réalisés en milieu littoral, lorsque le substrat est stabilisé, c'est-à-dire sur les fonds de la plaine abyssale ; il se traduit certainement par un appauvrissement sensible du benthos sur les secteurs de dépôt instable, c'est-à-dire sur les versants du canyon.

Ce substrat n'induit pas de réponse embryotoxique homogène sur les différents organismes étudiés en conditions expérimentales.

Ses répercussions halieutiques propres sont difficiles à cerner, étant grandement tributaires de la qualité du macrobenthos qu'il abrite.

3) A l'extérieur des zones de dépôt en direction de l'Ouest, la dérive liguro-provençale véhicule

- Sur au moins 150 km² des contaminants chimiques en phase particulaire, issus des boues rouges. Cet apport contribue pour 1 à 2 % à la sédimentation superficielle.

La limite géographique de perception de cet apport n'a pas été identifiée.

- Sur environ 680 km² une "contamination" pigmentaire des sédiments marins.

Sur ce secteur, la faune benthique exprime totalement ses caractéristiques naturelles ; le substrat ne suscite aucune embryotoxicité. L'impact halieutique peut en conséquence être qualifié de nul.

4) Hors des secteurs précédents, les fonds marins présentent à tout point de vue, en l'état actuel de nos connaissances, des qualités totalement naturelles.

Cela a déjà parfois été évoqué, mais il est bon de rappeler qu'une partition spatiale des zones d'impact, telle que réalisée sur les fonds marins, est totalement impossible à décrire pour les masses d'eau. Ceci à cause des priorités dévolues au programme d'étude 1991-92, et en raison de la forte variabilité affectant naturellement les paramètres caractéristiques de ce milieu.

En résumé, l'étude de la dimension pélagique de l'impact du rejet industriel reste en grande partie à approfondir.

4.4 - ELEMENTS DE PROSPECTIVE

Le rejet d'effluents industriels par Aluminium-Péchiney dans la vallée sous-marine de Cassidaigne constitue, comme toute intervention d'origine anthropique, une source de perturbation des conditions naturelles du milieu récepteur.

Le but de la présente synthèse est, à la lumière des impacts imputables aux rejets opérés jusqu'à aujourd'hui, de procéder à une évaluation prospective argumentée des impacts consécutifs à la poursuite du déversement industriel en question.

Comme nous l'avons vu précédemment, tous les impacts ne sont pas aujourd'hui quantifiables de façon rigoureuse en tout point du milieu récepteur. Avec la prudence ou les réserves découlant de ce constat, il est tout de même permis de dégager certains éléments de prospective :

1) Les déversements ultérieurs accroîtront le volume des boues rouges s'écoulant dans l'axe de la vallée sous-marine. Il est probable que, comme aujourd'hui, entre 1/4 et 1/3 du volume des rejets solides (en "équivalent" boues rouges) s'y retrouveront. La surface occupée par ces dépôts augmentera par allongement du parcours dans la plaine abyssale, sans que cet allongement soit exactement proportionnel au volume en jeu.

Un tel milieu maintiendra son caractère azoïque et son impact négatif sur les ressources halieutiques benthodémersales. Les espèces pélagiques ne seront pas plus affectées qu'elles ne l'ont été jusqu'à maintenant.

2) Le volume des dépôts latéraux grandira en conséquence, et principalement au Sud du goulet d'étranglement. Il n'est pas raisonnable de tenter une quantification de ce phénomène, trop de paramètres échappant encore à notre connaissance.

Un fait est certain : de tels dépôts tendront à se stabiliser au fur et à mesure qu'ils s'étendront dans la plaine abyssale.

La faune benthique qu'ils abriteront en sera d'autant moins perturbée dans ce secteur profond.

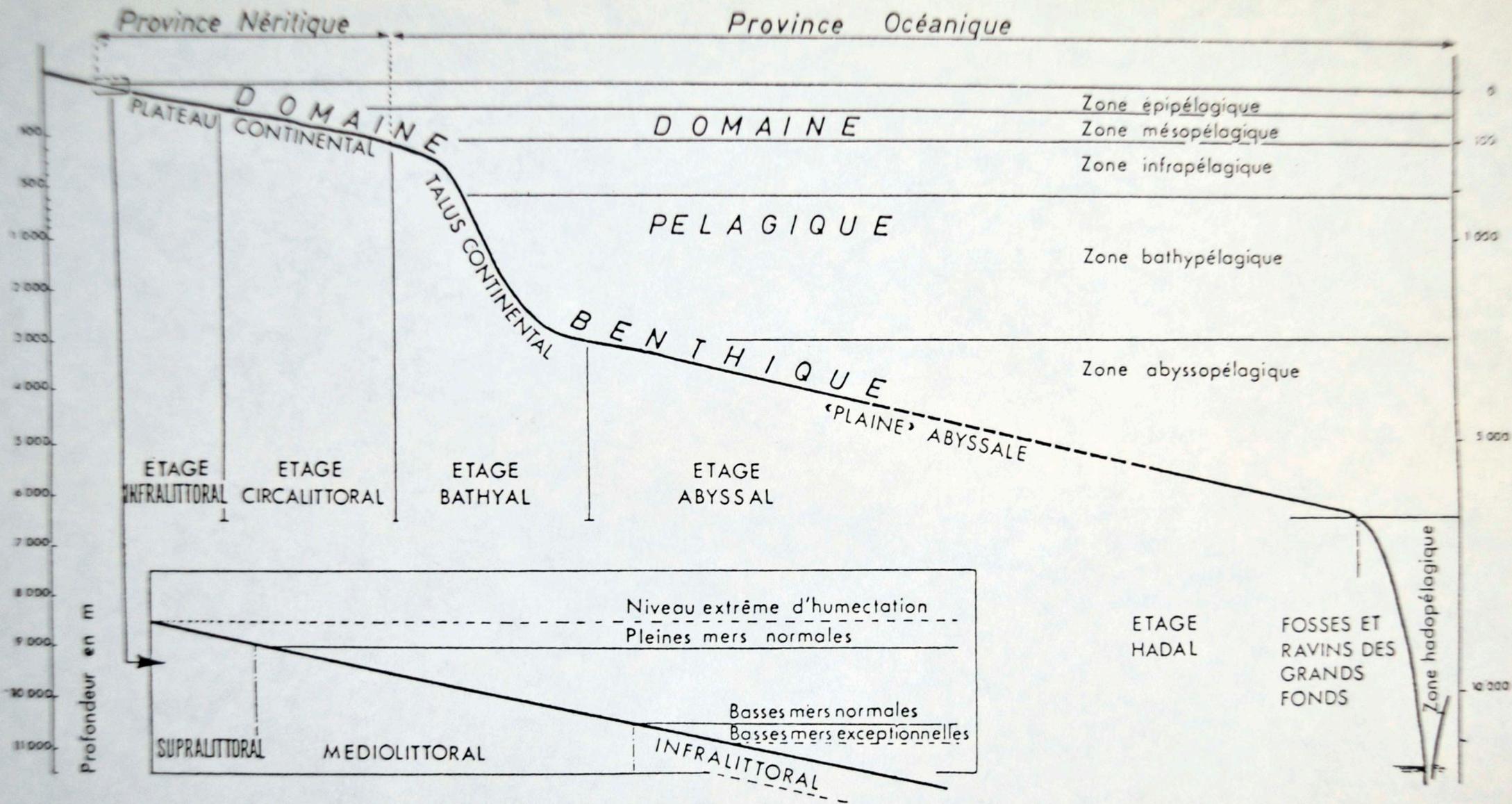
3) A l'extérieur des zones de dépôt, il est vraisemblable que l'impact différé par transport particulaire gagnera en intensité, sinon en extension géographique. Les répercussions biologiques de cet impact devraient cependant demeurer négligeables.

Aucune autre évaluation ne peut objectivement être avancée : à la frustration que cela pourrait susciter, il faut opposer la somme très importante de travail (par prospection, études, analyses, expérimentations) qui a été fournie en 1991-92 pour dresser un bilan actualisé (même si incomplet) des impacts. L'ampleur du problème justifie, au moins en partie, une réelle modestie dans l'exposé des conclusions, encore plus dans cette approche prospective.

Ainsi l'impact sur le domaine pélagique échappe encore pour l'heure à toute tentative argumentée d'évaluation. Celle-ci nécessiterait la mise en oeuvre

d'études scientifiques sur une échelle d'espace et de temps plus vaste que celle dévolue aux campagnes réalisées dans le cadre du programme 1991-92.

Celui-ci ne pouvait prétendre à l'exhaustivité. Il a cependant constitué une étape de revivification importante dans la surveillance des effets des rejets industriels d'Aluminium Pechiney sur le milieu récepteur. Il fournira également un appui précieux pour la poursuite d'investigations de terrain que l'opérateur industriel est disposé à réaliser, dans le cadre d'une même logique de suivi environnemental.

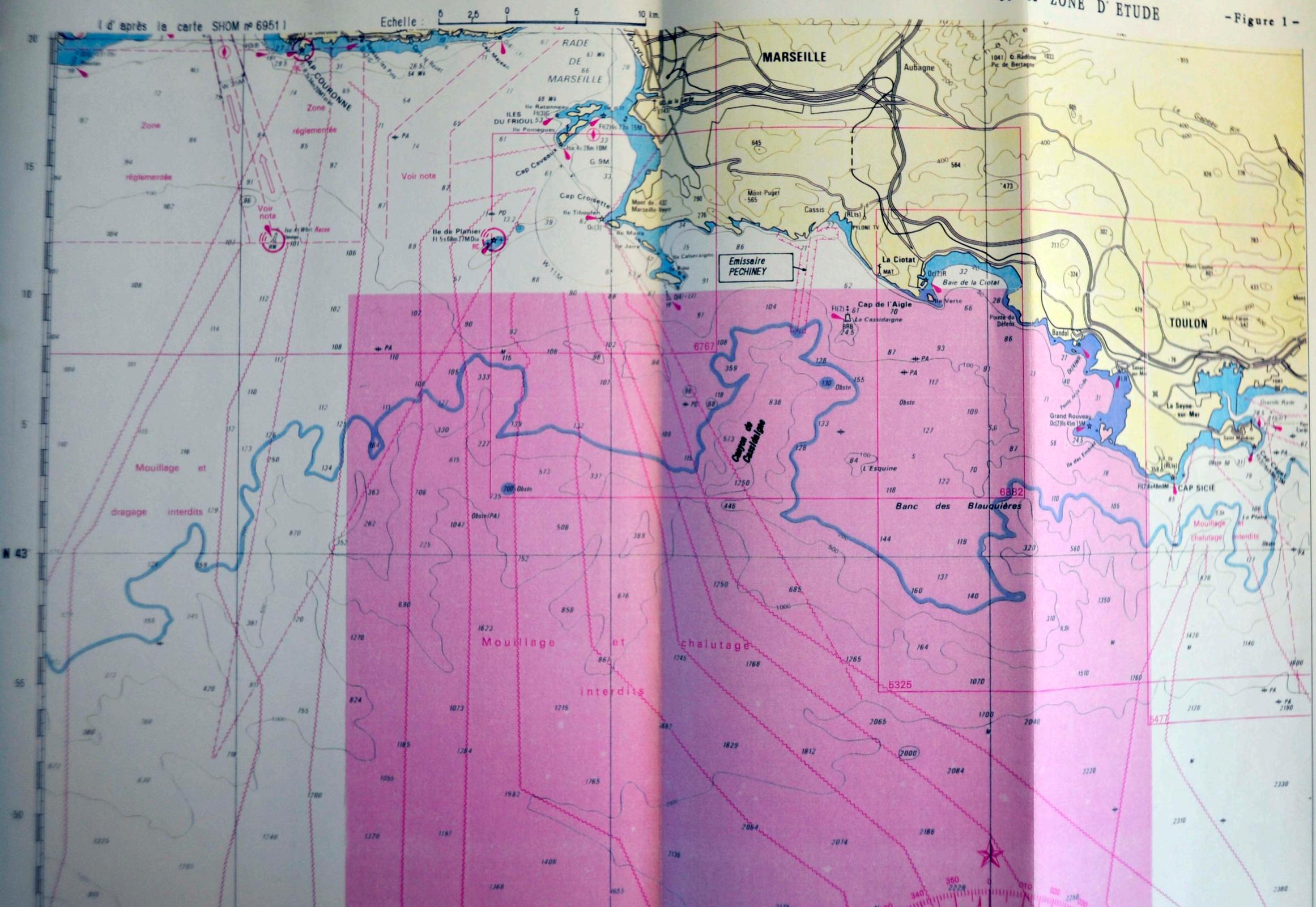


(Pêrès J.M. 1976 : Précis d'océanographie biologique . Ed. PUF)

GRANDES SUBDIVISIONS , HORIZONTALS ET VERTICALES DES MILIEUX OCEANIQUES

LE CANYON DE CASSIDAIGNE et la ZONE D'ETUDE

-Figure 1-



l'après la carte SHOM n° 69511

Echelle : 0 2,5 5 10 km

MARSEILLE

TOULON

Emissaire PECHINEY

Canyon de Cassidaigne

Banc des Blauquières

Mouillage et chalutage interdits

Mouillage et dragage interdits

Zone réglementée

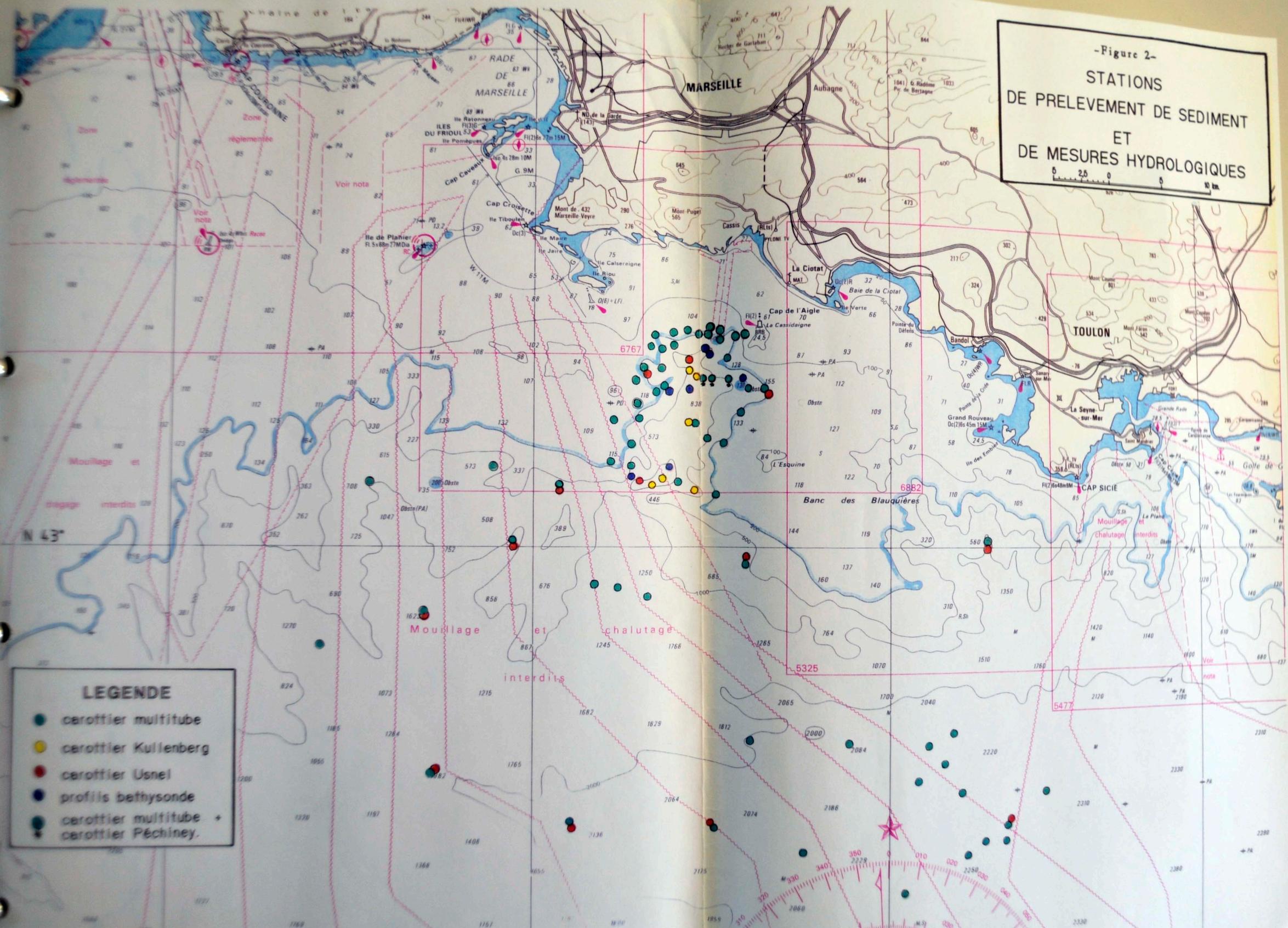
Zone réglementée

Voir note

Voir note

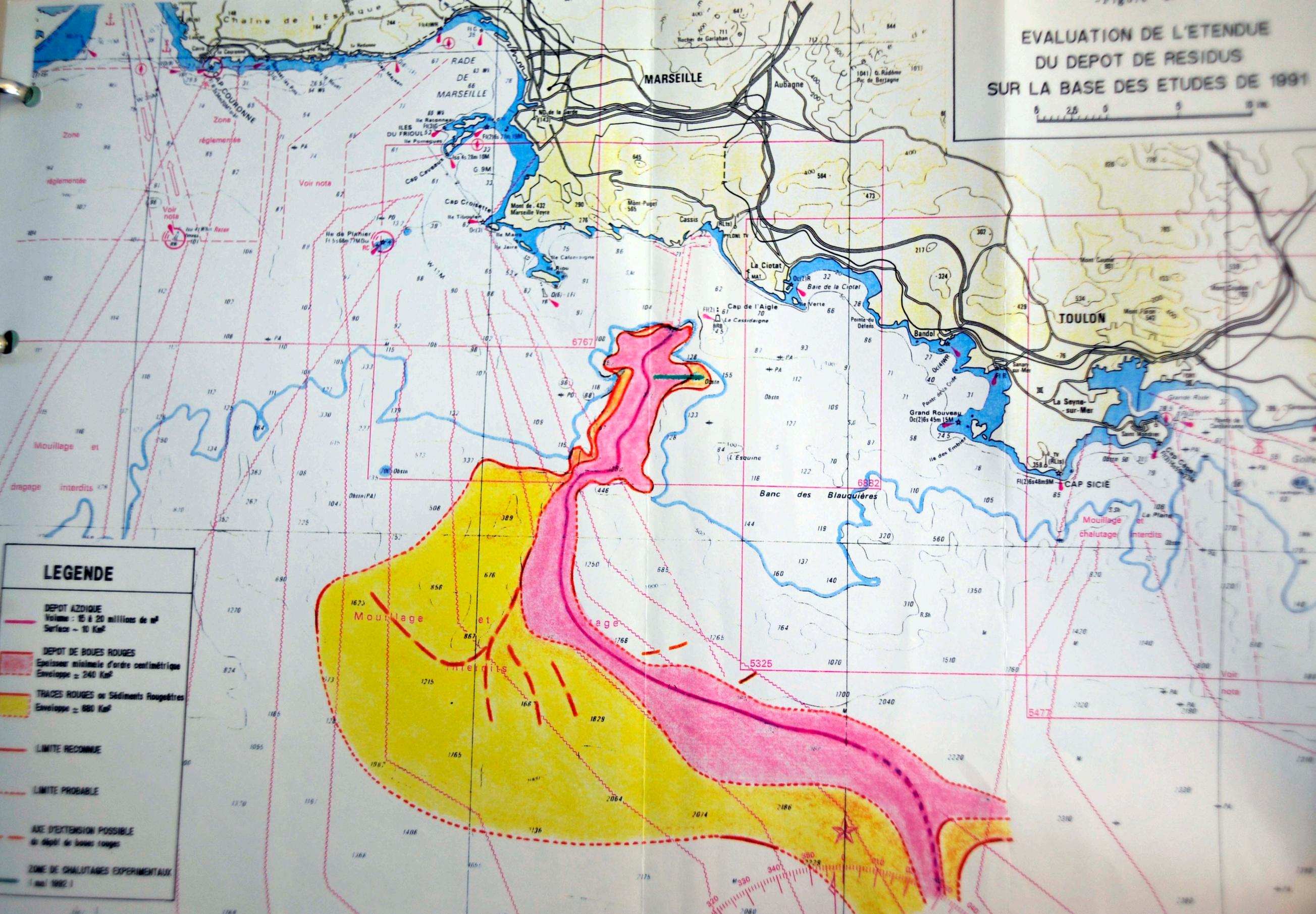
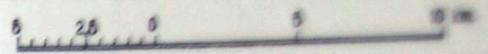
N 43

-Figure 2-
**STATIONS
 DE PRELEVEMENT DE SEDIMENT
 ET
 DE MESURES HYDROLOGIQUES**



- LEGENDE**
- carottier multitube
 - carottier Kullenberg
 - carottier Usnel
 - profils bathysonde
 - carottier multitube +
 - carottier Pêchiney.

EVALUATION DE L'ETENDUE
DU DEPOT DE RESIDUS
SUR LA BASE DES ETUDES DE 1991



LEGENDE

- DEPOT AZDIQUE**
 Volume : 15 à 20 millions de m³
 Surface ~ 10 Km²
- DEPOT DE BOUES ROUGES**
 Epaisseur minimale d'ordre centimétrique
 Enveloppe ~ 240 Km²
- TRACES ROUGES ou Sédiments Rougeâtres**
 Enveloppe ~ 880 Km²
- LIMITE RECONNUE**
- LIMITE PROBABLE**
- AXE D'EXTENSION POSSIBLE
de dépôt de boues rouges**
- ZONE DE CHALUTAGES EXPERIMENTAUX
(mai 1982)**

RAPPORT SUR LES EFFETS BIOLOGIQUES DE
L'EFFLUENT ISSU DU TRAITEMENT DE LA BAUXITE
EVALUES A PARTIR D'UN TEST UTILISANT LES EMBRYONS
ET LE SPERME DE L'OURSIN DE MER *P. lividus*

G. Pagano

Istituto Nazionale per lo Studio e la Cura dei Tumori
Fondazione "G. Pascale", I-80131 Naples, Italia

A. Esposito

Università Popolare di Napoli, v. Medina, I-80132 Naples, Italia

L.A. Romaña

IFREMER, Centre de Toulon-La Seyne, F-83507 La Seyne-sur-Mer,
France

I. INTRODUCTION

Nous avons rapporté précédemment que des échantillons d'effluent du traitement de la bauxite pouvaient induire des altérations dans le développement embryonnaire et dans la fécondation de l'oursin méditerranéen *Paracentrotus lividus* (Trieff et al., 1991). Dans la première série d'expériences, nous avons examiné aussi bien la composition des agents inorganiques présents dans l'effluent prélevé à l'usine Péchiney de Gardanne, que les effets biologiques de l'échantillon pris *in toto*.

A la suite de cet étude, il restait à approfondir les connaissances sur deux questions restées en suspens:

- a) la possibilité que l'échantillon analysé ne soit pas représentatif de l'effluent normal ou bien qu'il existe des variations journalières, hebdomadaires ou annuelles dans la composition chimique du rejet émis par l'usine,
- b) les possibles différences toxicologiques entre les différentes fractions de l'effluent.

Aussi, nous avons développé une série d'expériences conduites sur des échantillons d'effluent prélevés dans la même usine, en focalisant l'effort sur les aspects de toxicité comparative entre différentes fractions de l'effluent, tels que:

1. L'effluent *in toto*, la phase solide et le surnageant;
2. Différentes fractions granulométriques du sédiment lavé.

L'objectif de cette étude est donc d'améliorer les informations disponibles sur la toxicité de l'effluent de bauxite, et dans ce cas, de fournir certaines indications préliminaires facilitant une éventuelle démarche destinée à réduire la toxicité de l'effluent par des modifications dans sa composition granulométrique.

II. MATERIELS ET METHODES

L'effluent

Deux échantillons d'effluent ont été collectés les lundi 5 et le 11 Mars 1991 et utilisés pendant la série d'expériences que nous rapportons ici; ayant vérifié l'équivalence des effets induits par les deux échantillons, nous avons effectué ensuite nos expériences seulement sur l'échantillon du 5 Mars 1991.

Dans le protocole expérimental entrepris, nous avons d'abord mesuré le poids sec de l'effluent *in toto* et des différentes fractions granulométriques, par dessiccation à 80° pendant 24 heures d'aliquotes de l'échantillon du 5 Mars, afin d'ajuster la concentration des fractions aux mêmes valeurs de poids sec. Cela était effectué en réglant les volumes des fractions granulométriques de façon à ce qu'elles soient équivalentes au même poids sec de l'effluent pris *in toto*. Les fractions granulométriques ont été obtenues par deux moyens différents: L'effluent tel qu'il sort de l'usine est désigné comme "effluent total" (ws).

a) **sédimentation différentielle**, pendant 5 minutes et en recueillant le total de la boue déposée (fraction lourde, sed), la fraction sédimentée après plusieurs heures ("fraction légère", low-sedimentation sludge, lss) et le surnageant (sn); le surnageant dans ce cas ne correspond pas à la notion de "dissous";

b) **filtrations séquentielles** par des filtres Nucléopores ayant des porosités respectives de 100 µm, 50 µm et 10 µm (sed1 à sed3).

Dans le but pratique de distribuer rapidement les aliquotes de sédiment, ainsi que de tester simultanément le surnageant et les différentes fractions de sédiment, les concentrations ont été effectuées suivant le volume, dans un intervalle de dilution allant de 10^{-4} à 3×10^{-3} , en prenant comme référence le poids sec de la boue *in toto*.

Les analyses chimique et granulométrique de l'effluent sont en cours dans le laboratoire d'Hydrologie et de Molysmologie de la Faculté de Pharmacie de Marseille et seront rapportées par ailleurs.

Des oursins de l'espèce méditerranéenne *Paracentrotus lividus* ont été utilisés au cours de cette étude; ils ont été collectés près de la localité du Brusq (Var). La fécondation a été effectuée *in vitro* selon les méthodes de Pagano et al. (1986 ; 1988a ; 1989a, b ; 1990) et les cultures d'embryons ont été maintenues à la température de $20\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ jusqu'au stade larvaire et observées pour ce qui concerne l'induction d'anomalies environ 60 heures après la fécondation; les larves, immobilisées par une solution de sulfate de chrome 10^{-4} M (Pagano et al., 1983), sont classées selon qu'elles sont normales, retardées dans leur croissance (R), malformées (P1), ou arrêtées avant la différenciation au stade larvaire de pluteus (P2). Les effets biologiques des agents chimiques testés sur l'embryogénèse peuvent être constatés aussi bien à la suite du traitement des embryons pendant leur croissance qu'à la suite du traitement du sperme, et ceci comme un dommage transmis aux descendants. En outre, le traitement du sperme peut donner lieu à des altérations dans sa capacité fécondante. On peut établir, dans un délai de 2 à 8 heures après la fécondation, si l'agent testé a un effet spermio toxique, ou si, au contraire, il peut stimuler positivement la fécondation. Cela est obtenu dans les conditions qui donnent un Taux de Fécondation (TF = % oeufs fécondés) par rapport aux témoins, proches de 50 % (± 25 %). Ainsi on peut mettre en évidence une action inhibitrice ou bien stimulante par l'action des différents agents (ou concentrations d'un agent donné) testés (Pagano et al., 1986 ; 1988a).

III. RESULTATS

Traitement des embryons

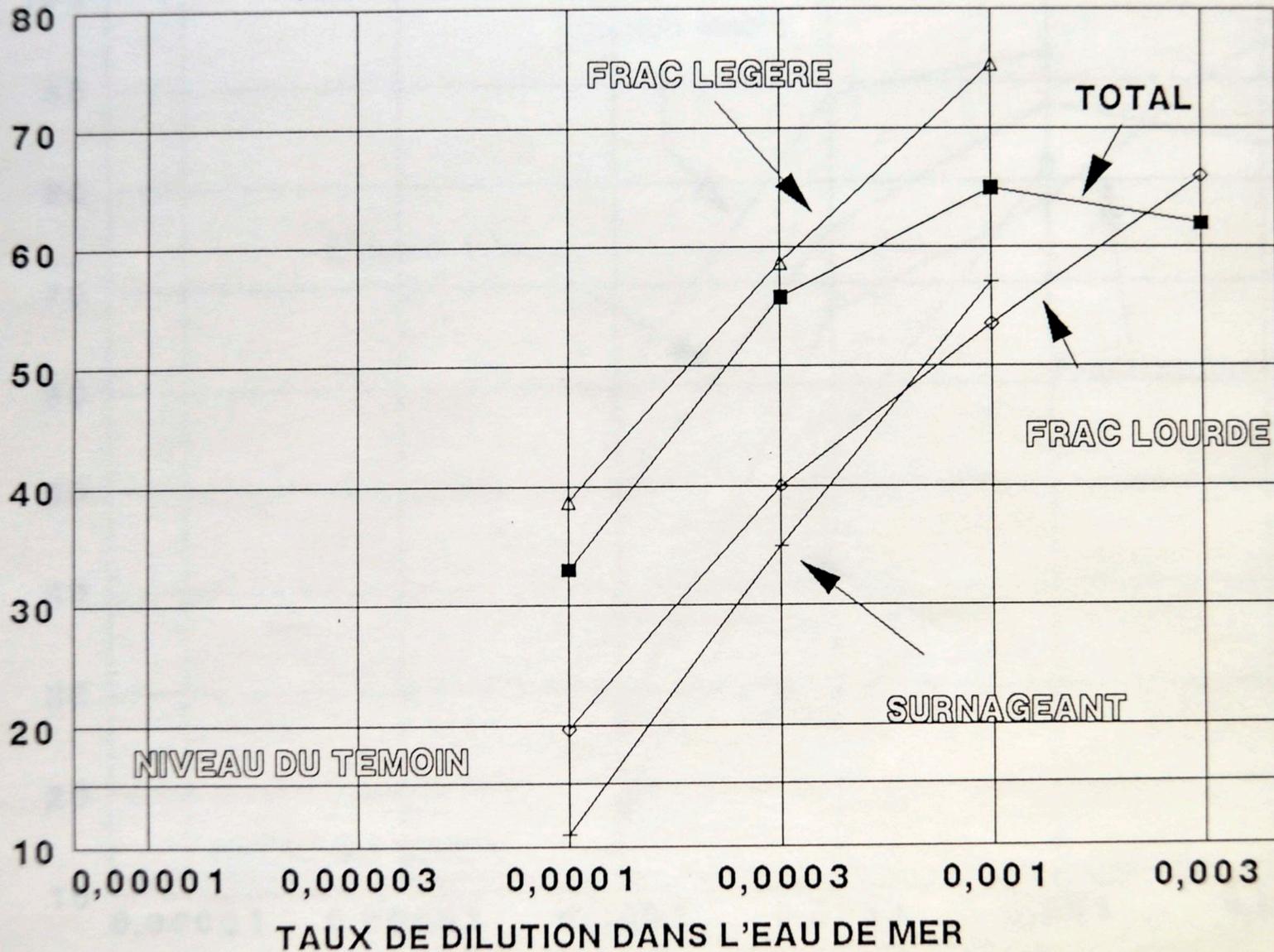
En exposant les embryons d'oursin à l'échantillon de résidu du traitement de la bauxite collectée le 5 Mars 1991 ou à des fractions obtenues par sédimentation (5 minutes), nous avons trouvé un ensemble de résultats sur l'embryotoxicité qui ont été rapportés sur le Tableau I. Nous constatons que la fraction légère (lss) et la boue *in toto* (ws) ont montré l'embryotoxicité la plus haute. La fraction lourde (Sed) vient en second et le surnageant constitue la partie la moins embryotoxique (Figures 1 et 2). On peut noter que seulement la lss a donné une cytolysse systématique à la concentration la plus haute (3×10^{-3}) et que à 10^{-3} la lss a donné les plus hautes fréquences d'anomalies larvaires : en général, les rangs d'efficacité relative (total de malformés) des fractions examinées est rapportée selon la séquence numérotée en Tableau I. Il est bien noté, néanmoins, que le surnageant (fraction sn) lui aussi a montré une embryotoxicité évidente à partir de la dilution 3×10^{-4} .

Afin d'évaluer une variation dans l'embryotoxicité des échantillons de boue collectés en dates différentes, nous avons conduit une expérience sur les échantillons (collectés le 5 et 11 Mars 1991) et leurs fractions (obtenues par sédimentation). Comme il est montré en Tableau II, nous avons vérifié l'identité des effets sur le développement induits par les échantillons de boue collectés aux deux dates ainsi que par leurs fractions. Par la suite, nous n'avons testé que l'échantillon collecté le 5 Mars 1991.

EFFLUENT DE PECHINEY

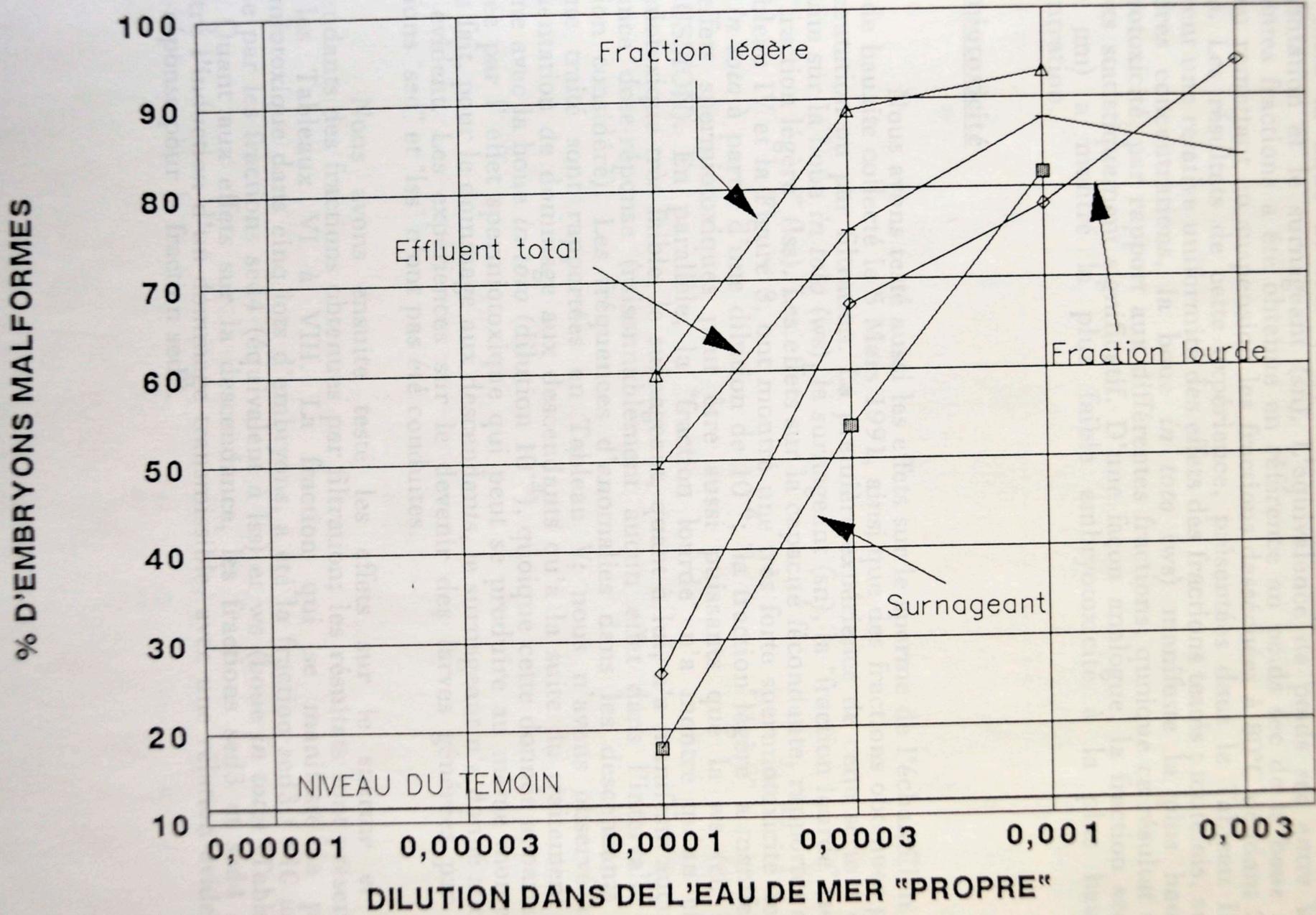
TEST OURSIN - EMBRYOGENESE (P 1)

% DE LARVES MALFORMEES



EFFLUENT DE PECHINEY

TEST OURSIN - EMBRYOGNESE (R+P 1+P2)



Ensuite, nous avons conduit un ensemble d'expériences destinées à vérifier une possible relation entre des fractions granulométriques de boues et leurs effets embryotoxiques. Ainsi, nous avons testé des fractions obtenues par séparation de la boue *in toto* à travers des filtres à mailles de diamètre décroissant (sed1 > 100 µm, sed2 > 50 µm, et sed3 > 10 µm); en outre, nous avons testé la boue *in toto* (ws), la "fraction légère" (lss) obtenue par sédimentation et le surnageant (sn). L'équivalence de poids sec entre les différentes fractions a été obtenue en référence au poids sec de la boue *in toto*, en remettant en suspension les fractions desséchées à 80°C pendant 24 heures. Les résultats de cette expérience, présentés dans le Tableau III, montrent une relative uniformité des effets des fractions testés ; toutefois, aux moindres concentrations, la boue *in toto* (ws) manifeste la plus haute embryotoxicité, par rapport aux différentes fractions, quoique ce résultat ne soit pas statistiquement significatif. D'une façon analogue, la fraction sed1 (>100 µm) a montré la plus faible embryotoxicité à la plus haute concentration.

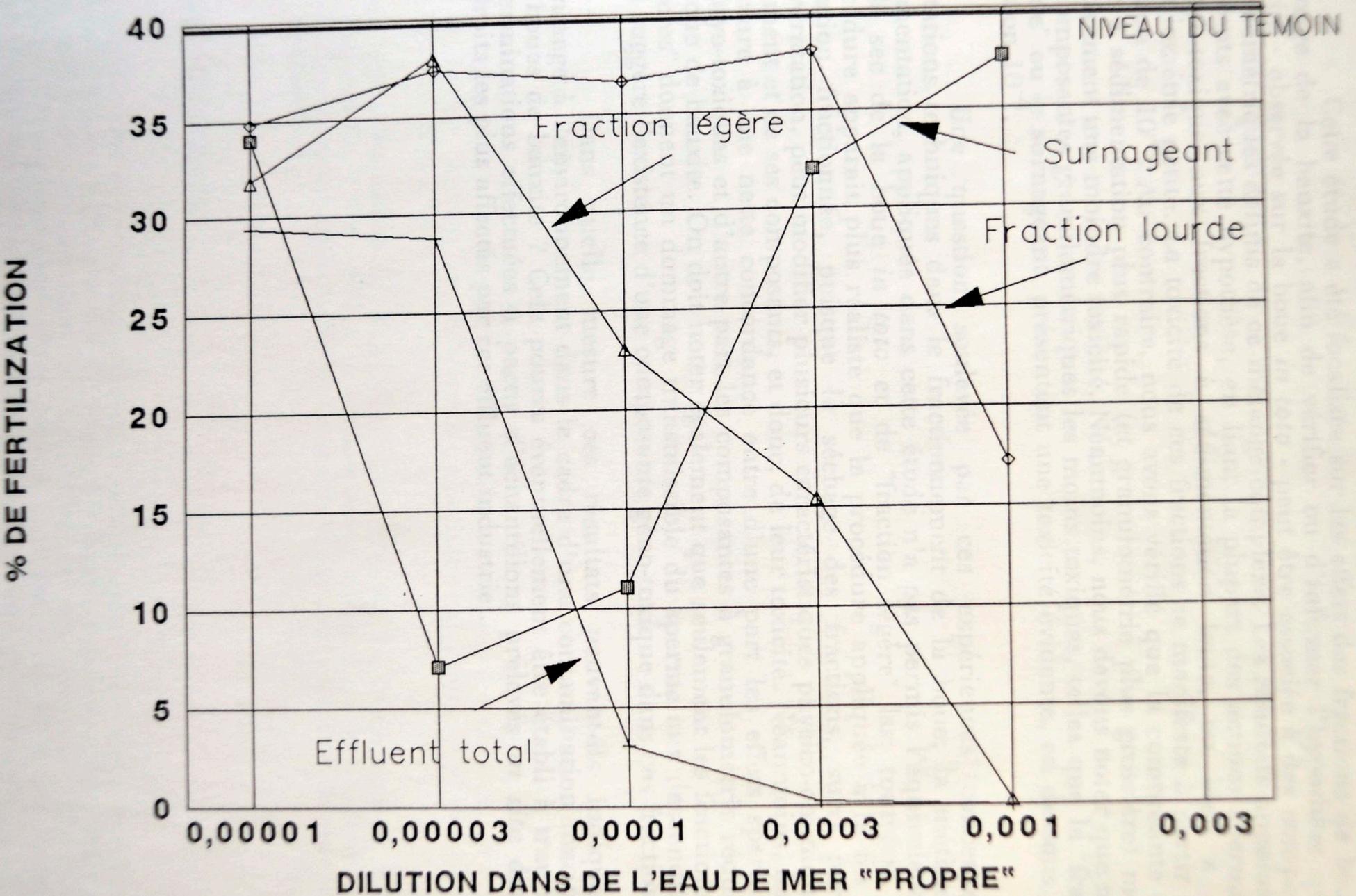
Spermiotoxicité

Nous avons testé aussi les effets sur le sperme de l'échantillon de boue de bauxite collecté le 5 Mars 1991, ainsi que des fractions obtenues par sédimentation ou par filtration. La première expérience de cette série a été conduite sur la boue *in toto* (ws), le surnageant (sn), la "fraction lourde" (sed) et la "fraction légère" (lss). Les effets sur la capacité fécondante, rapportés sur le Tableau IV et la Figure 3, ont montré une très forte spermiotoxicité de la boue *in toto* à partir d'une dilution de 10^{-4} ; "la fraction légère" a manifesté des effets spermiotoxiques peut être aussi puissants que la ws (cf. IV. DISCUSSION). En parallèle, la "fraction lourde" n'a montré qu'un effet spermiotoxique très faible; le surnageant, quant à lui, n'a manifesté aucune tendance dose-réponse (raisonnablement aucun effet dans l'intervalle de dilution considéré). Les fréquences d'anomalies dans les descendants du sperme traité sont rapportées en Tableau V; nous n'avons observé une augmentation de dommage aux descendants qu'à la suite du traitement du sperme avec la boue *in toto* (dilution 10^{-4}), quoique cette donnée apparaisse faussée par l'effet spermiotoxique qui peut se produire au même moment. De ce fait, pour le dommage aux descendants, le surnageant n'a donné aucun effet évident. Les expériences sur le devenir des larves générées par les fractions "sed" et "lss" n'ont pas été conduites.

Nous avons ensuite testé les effets sur le sperme et les descendants des fractions obtenues par filtration; les résultats sont présentés sur les Tableaux VI à VIII. La fraction qui se manifeste la plus spermiotoxique dans cinq lots d'embryons, a été la fraction sed3 (>10 µm), suivie par les fractions sed4 (équivalent à lss) et ws (boue *in toto*) (Tableau VII). Quant aux effets sur la descendance, les fractions sed3 et sed4 ont montré l'induction d'un dommage transmissible, avec une relation évidente dose-réponse pour la fraction sed3.

EFFLUENT DE PECHINEY

TEST OURSIN - SPERMIO-TOXICITE



IV. DISCUSSION

Cette étude a été focalisée sur les effets des fractions de boue de l'usinage de la bauxite, afin de vérifier ou d'infirmer l'hypothèse que la toxicité - observée sur la boue *in toto* - peut être associée à des composants granulométriques définis de ce mélange complexe. Les résultats apparaissent cohérents avec cette hypothèse, en liant la plupart des actions spermio- et embryo-toxique aux fractions à sédimentation lente, ou bien à taille granulométrie petite. La toxicité de ces fractions se manifeste à partir de la dilution de 10^{-4} . Au contraire, nous avons vérifié que la composante de la boue à sédimentation plus rapide (et granulométrie plus grossière) montre relativement une moindre toxicité. Néanmoins, nous devons noter que même les composantes granulométriques les moins toxiques, telles que la "fraction lourde" ou le surnageant, présentent une toxicité évidente, en dessous de la dilution 10^{-4} .

Une question soulevée par ces expériences concerne les limitations techniques dans le fractionnement de la boue; la méthode de sédimentation, appliquée dans cette étude n'a pas permis l'équivalence du poids sec de la boue *in toto* et de "fraction légère" lss; toutefois, cette procédure apparaît plus réaliste que la procédure appliquée à la fin de la filtration fractionnée, puisque le séchage des fractions, suivi par une réhydratation, peut modifier plusieurs caractéristiques physico-chimiques du sédiment et de ses composants, et donc, de leur toxicité. Néanmoins, on peut conclure à une nette concordance entre d'une part les effets spermio- et embryo-toxiques et d'autre part les composantes à granulométrie réduite de la boue de bauxite. On doit noter également que seulement les fractions plus "légères" donnent un dommage transmissible du sperme aux descendants et cela suggère l'existence d'une composante géno-toxique dans ces fractions.

Dans quelle mesure ces résultats peuvent-ils indiquer un dommage à l'environnement dans le cadre d'une contamination marine par les boues de bauxite ? Cela pourra éventuellement être établi à travers des déterminations effectuées à partir d'échantillons prélevés *in situ* dans les endroits les plus affectés par cet effluent industriel.

REMERCIEMENTS

Les expériences et rapports ont été conduites dans les locaux de l'Institut Spécial Pêche de l'Université de Lyon, à Tassin (La Seyne sur Mer), grâce à la précieuse collaboration et hospitalité de son directeur Mr. Gérard Bouchon. Nos remerciements Mme Roxana Cavagna, Mlle Floriana Pagano et Mme Danielle Lhostis pour leur collaboration dans le secrétariat.

**DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'AMENAGEMENT
LITTORAL**

**ETUDE D'IMPACT SUR LES REJETS
D'ALUMINIUM PECHINEY DANS LE CANYON
DE CASSIDAIGNE (Bouches du Rhône)**

**EFFETS BIOLOGIQUES INDUITS PAR LES BOUES ET LES SEDIMENTS
MARINS CONTENANT LES RESIDUS DU TRAITEMENT DE LA BAUXITE:
TOXICITE SUR LA FECONDATION ET LE DEVELOPPEMENT
DE TROIS ESPECES D'OURSINS DE MER**

Giovanni Pagano

*Istituto Nazionale per lo Studio e la Cura dei Tumori
Fondazione Pascale, I-80131 Napoli*

Norman M. Trieff

*University of Texas Medical Branch
Division of Environmental Toxicology
Galveston, TX 77555, USA*

Françoise Quiniou

*IFREMER - Centre de Brest
29280 PLOUZANE*

Luis Alexandre Romana

*IFREMER - Centre de Toulon-La Seyne
83507 LA SEYNE SUR MER*

AOUT 1992

RAPPORT DEL/CCM 92/03

**IFREMER - Centre de Toulon-La Seyne
Zone Portuaire de Brégaillon
BP 330 - 83507 La Seyne sur Mer Cedex**

Introduction

Dans des études précédentes, nous avons déjà signalé l'existence d'une toxicité des boues issues du traitement de la bauxite (Pagano et al., 1991); cette toxicité était mise en évidence par des expériences portant sur la fécondation et le développement des oursins de l'espèce *Paracentrotus lividus* et apparaissait dépendante des différentes classes granulométriques des boues. Au delà de leur toxicité spécifique, nous pouvions nous poser certaines questions concernant la stabilité et le devenir de ces boues lors de leur rejet en milieu marin, et de leur éventuel vieillissement au niveau des dépôts. C'est pour répondre à ces questions qu'une nouvelle série d'expériences a été entreprise. Elles sont destinées à une première évaluation de l'impact environnemental du rejet industriel, en focalisant l'étude sur les effets biologiques induits par des sédiments prélevés dans le fond du Canyon de Cassidaigne, dans la zone d'épandage des boues.

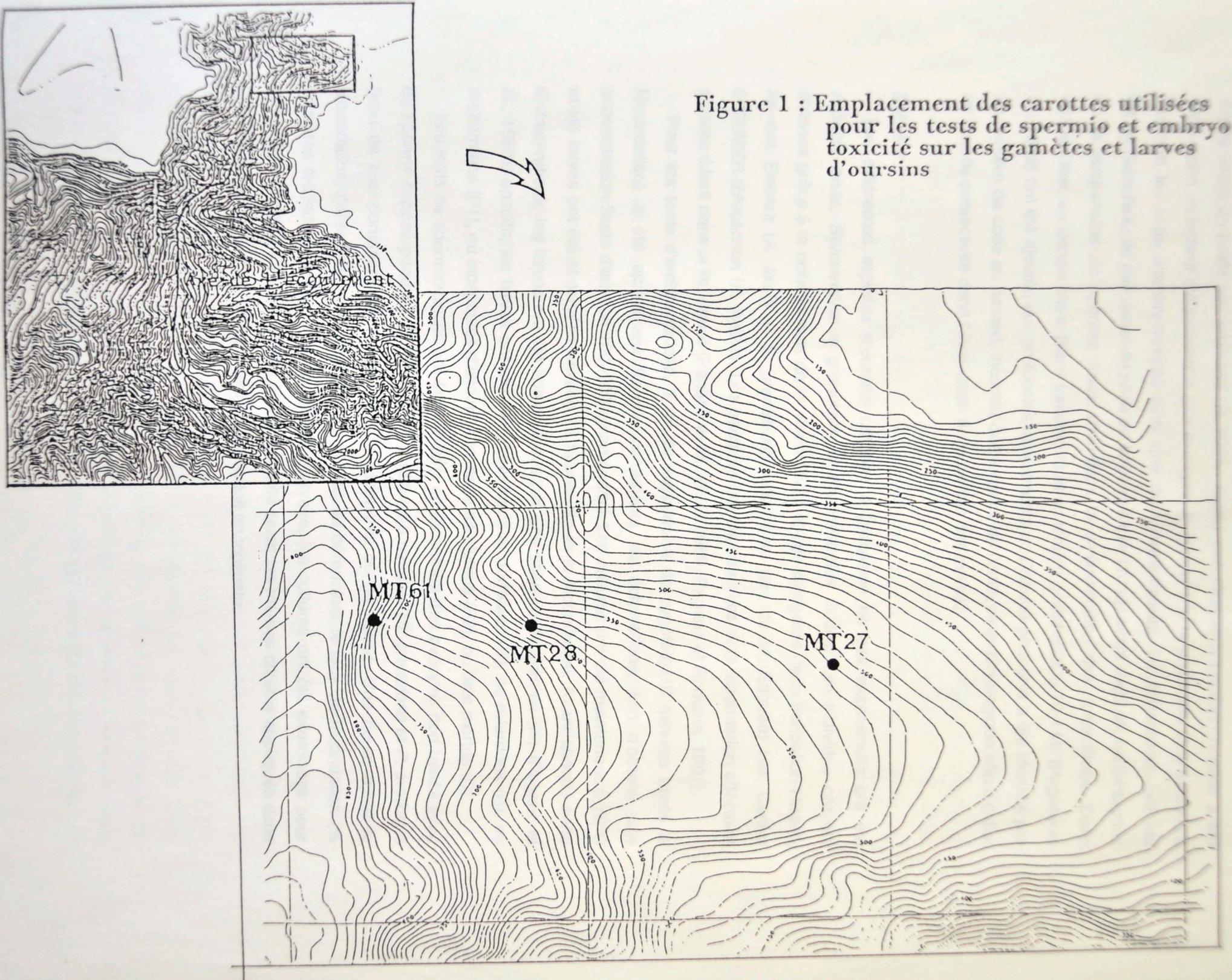
Matériels et Méthodes

Echantillons de boues et sédiments

Les échantillons de boues (effluent) utilisés dans cette série d'expériences ont été prélevés en sortie de l'usine "Aluminium Pechiney" par du personnel de l'entreprise aux dates suivantes: a) le 11 Mars 1991 (échantillon nommé A391); b) le 3 Juin 1992 (B692) et c) le 16 Juillet 1992 (C792). Un échantillon de bauxite concassée et broyée en une poudre fine au laboratoire de l'usine a été utilisé comme témoin. Afin de tester l'effet du "vieillissement" des boues dans l'eau de mer, des aliquotes de l'échantillon B692 ont été dilués à la concentration de 1 % dans de l'eau de mer propre aux dates suivantes: 1) le 9 Juin 1992, 2) le 15 Juin 1992 et 3) le 1 Juillet 1992; les suspensions, dénommées respectivement SSWA, SSWB et SSWC, ont été maintenues au réfrigérateur à +4°C jusqu'à la réalisation de l'expérience.

Les échantillons des sédiments contenant les boues issues du traitement de la bauxite ont été prélevés à trois emplacements du Canyon de Cassidaigne, tels qu'indiqués sur la Figure 1. Les échantillons ont été prélevés de façon à couvrir une gamme de profondeurs et de distances à la sortie de l'émissaire. Placés sur une radiale, les échantillons ont été prélevés du 11 au 14 juillet (n/o roselys) à l'emplacement de certaines stations échantillonnées lors de la campagne sédiments de 1991 (Suroît); les échantillons correspondants, prélevés à l'aide du carottier "Pechiney", ont été nommés comme leurs homologues: MT27, MT28 et MT61. Chaque fois la couche superficielle (le premier centimètre) était échantillonnée en plusieurs réplicats. Sur une carotte (MT27) un échantillon de la base a été prélevé de façon à servir de témoin quant aux effets biologiques induits par les sédiments en place non colorés de rouge.

Figure 1 : Emplacement des carottes utilisées pour les tests de spermio et embryotoxité sur les gamètes et larves d'oursins



Les échantillons des boues, sédiments ou bauxite ont été testés aux concentrations standards de 0,01 % (dilution 10^{-4}), 0,1 % (10^{-3}) et 1 % (10^{-2}) poids sec; la bauxite a été diluée selon un poids sec arbitraire de 100%, tandis que chaque échantillon humide a été dilué selon un facteur d'équivalence (par exemple un facteur 5 si le poids sec était de 20 %). Pendant les tests d'embryotoxicité ainsi que de spermiotoxicité, les échantillons ont été dilués dans l'eau de mer naturelle prise au large et filtrée (10μ); avant d'ajouter les embryons ou la suspension de sperme, nous attendions la sédimentation des échantillons. Dans chaque test, un témoin blanc (sans traitement) et un témoin positif (CdCl_2 10^{-4} M) (Pagano et al., 1982) ont été ajoutés aux protocoles expérimentaux. Chaque protocole a été identifié par un numéro de code au hasard, inconnu des lecteurs de l'analyse embryologique afin d'éviter un vice de subjectivité dans l'évaluation de la qualité des larves.

Oursins

Les différentes espèces d'oursins utilisées à l'occasion de ces expériences ont été *Arbacia lixula*, *Sphaerechinus granularis* et *Paracentrotus lividus*. Les individus ont été obtenus grâce à la collaboration de M. Alain Rivas et des plongeurs de la Fondation Ricard, Ile des Embiez (*A. lixula* et *S. granularis*), aussi bien que de M. Edouard His, Centre IFREMER d'Arcachon (*P. lividus*). Les gamètes ont été obtenues et la fécondation effectuée comme décrit dans la littérature (Pagano et al., 1986; 1989; Pagano et Romana, 1991).

Pour les tests d'embryotoxicité, 1 ml de suspension de zygotes (10 minutes après la fécondation) a été ajouté aux flacons contenant les échantillons, afin d'obtenir une concentration finale d'environ 100–200 embryons/ml. Les cultures ont été maintenues à 18°C et les larves ont été observées environ 72 heures après la fécondation. Avant chaque série d'observations, les larves ont été immobilisées par une solution de chrome (III) (Pagano et al., 1983); ensuite, les larves ont été classifiées comme normales (N), ou retardées (R), ou malformées (P1), ou incapables d'atteindre le stade de plutéus (P2), ou bien mortes (D).

Les tests de spermiotoxicité ont été conduits en fécondant des ovocytes non traités avec du sperme exposé pendant 15 minutes (*A. lixula*) ou 5 minutes (*S. granularis* et *P. lividus*) à l'eau de mer contenant les échantillons de sédiments ou de boues. Une heure après la fécondation, l'observation des embryons a permis de déterminer le taux de fécondation (% ovocytes fécondés). Après le développement larvaire, les cultures ont été examinées pour déterminer la présence d'anomalies ou de mortalité selon les mêmes critères appliqués dans les tests d'embryotoxicité. Chaque test a été conduit en triplicata.

Résultats

Embryotoxicité

Un premier test d'embryotoxicité a été effectué sur *S. granularis* dont les résultats sont rapportés dans le Tableau I (A-C). Nous avons observé une nette action embryo-létale induite par les trois échantillons de boues, même au plus bas niveau de dilution (10^{-4}) et indépendamment de l'âge des échantillons (mars 1991 à juillet 1992), tandis que la bauxite a été inefficace jusqu'à la plus forte concentration de 10^{-2} et le témoin positif (chlorure de cadmium) a manifesté son action tératogénique sans affecter la survie des embryons (Tableau IA). En ce qui concerne les échantillons de sédiments prélevés dans le canyon, une nette différence a été observée dans les échantillons MT27 et MT28 par rapport à l'échantillon MT61; en particulier, MT61 (prélevé en six réplicats) a manifesté une action embryo-létale très proche de celle induite par les boues; dans deux des réplicats (MT61D et MT61F), les larves et embryons survivants ont été affectés dans leur développement; au contraire, l'échantillon MT27 (cinq réplicats) et MT28 (un réplicat) n'ont ni induit d'effet embryo-létal, ni montré d'anomalies dans le développement (cf. Tableau IB à IC). En résumant les résultats de cette expérience (Tableau II), on peut vérifier une bonne concordance entre les données des témoins (blanc et bauxite) et des échantillons MT27 et MT28 d'une part, et d'autre part, les échantillons des boues et du site MT61 qui se sont avérés incompatibles avec la survie des larves ou une embryogenèse normale.

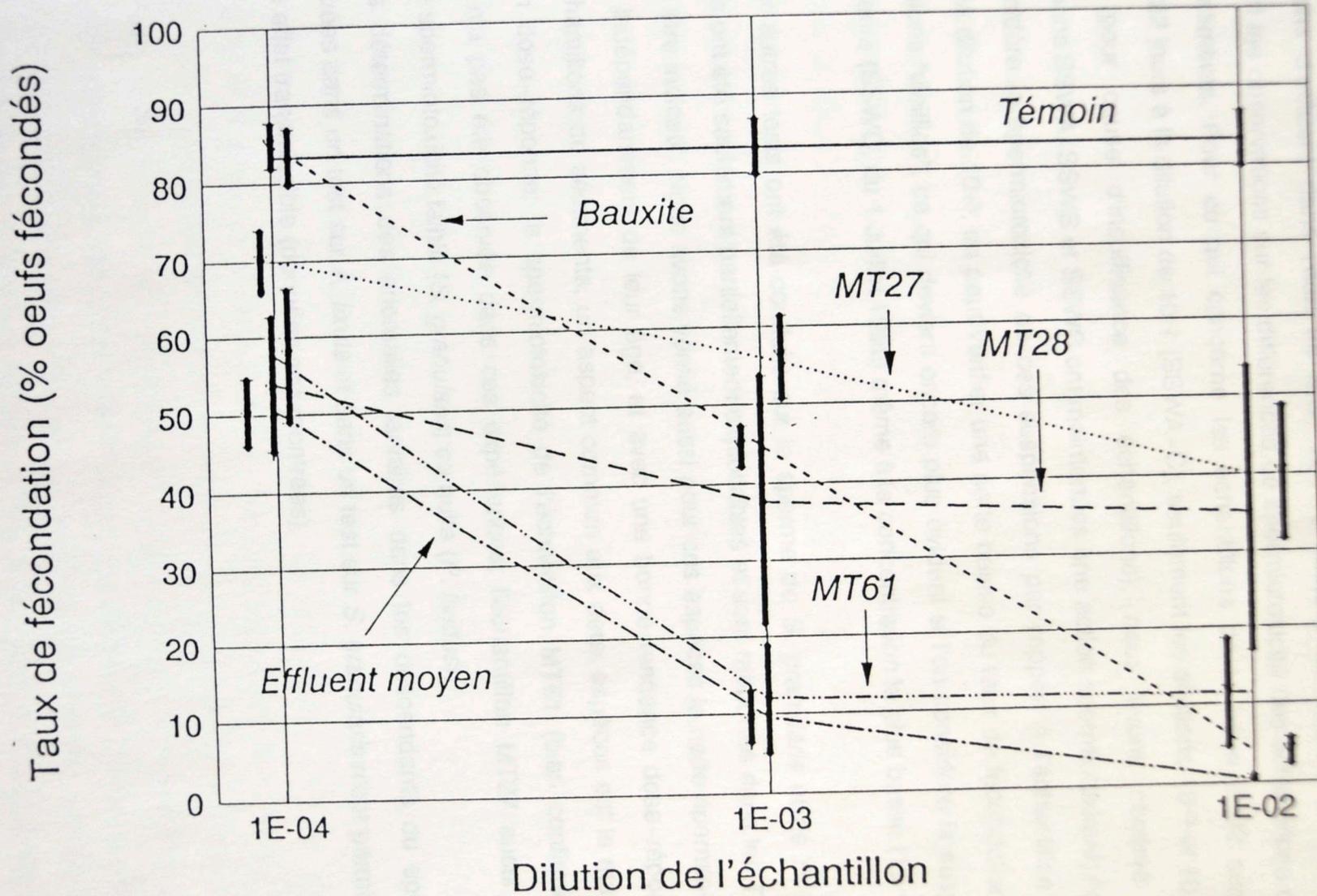
Comme nous l'indiquons sur le Tableau III, un autre test d'embryotoxicité conduit sur *A. lixula* a mis en évidence une fréquence importante de larves retardées ou malformées dans les cultures exposées aussi bien aux boues issues de l'usine qu'à l'échantillon MT61 de sédiments; encore une fois, les échantillons MT27 et MT28 n'ont pas mis en évidence d'effets sur l'embryogenèse.

Spermiotoxicité

Quatre tests de spermiotoxicité ont été conduits sur les trois espèces d'oursins. Un premier test, dont les résultats sont rapportés dans le Tableau IV, a porté sur les effets spermiotoxiques induits par les échantillons de bauxite, des boues et des échantillons MT61; MT27 et MT28 en considérant la relation dose-réponse des boues, on peut noter que l'échantillon le plus toxique a été le A391, et ce par rapport aux échantillons plus récents (B692 et C792). Quant à l'échantillon MT61, nous avons observé que le réplicat MT61B, à la différence des autres réplicats (MT61C et MT61E) n'a montré qu'une moindre spermiotoxicité. Les réplicats de l'échantillon MT27 ont montrés une spermiotoxicité faible (MT27A et MT27B) ou bien nulle (MT27E). De même le seul réplicat de l'échantillon MT28 n'a montré qu'une faible spermiotoxicité. Faisant la synthèse des données qui viennent d'être exposées, la Figure 2 représente les tendances dose-réponse des différents échantillons.

ETUDE D'IMPACT PECHINEY

Figure 2: Test de spermioxicité sur *Arbacia lixula*



Ces résultats confirment la permanence de la spermioxicité dans l'effluent de sortie de l'usine et conservé dans un flacon, du moins pendant 16 mois (Mars 1991 - Juillet 1992); de même, l'échantillon de sédiments (MT61) présente une spermioxicité aussi forte que celle de la boue. On confirme aussi le manque d'action toxique des sédiments prélevés en marge du canyon (MT27 et MT28).

Une seconde expérience sur le sperme de *A. lixula* a été conduite afin de vérifier la possibilité d'une variation de la spermioxicité des boues en fonction du vieillissement de suspensions d'effluent dans l'eau de mer. Les résultats présentés dans le Tableau V confirment les observations sur les différences de spermioxicité des échantillons de boues et de sédiments. Pour ce qui concerne les échantillons de la boue B692 suspendues pendant 22 jours à la dilution de 10^{-2} (SSWA-C), seulement les dilutions 10^{-3} et 10^{-4} ont été testées (pour cause d'insuffisance des échantillons); nous avons observé que les suspensions SSWA, SSWB et SSWC ont maintenues une action spermioxique; en outre, si l'on considère la spermioxicité de ces suspensions par rapport à l'échantillon d'effluent B692 à la dilution de 10^{-3} , on peut vérifier une nette baisse du taux de fécondation dans les suspensions "vieillies", ce qui devient encore plus évident si l'on considère la suspension la plus récente (SSWC, du 1 Juillet 1992) même à la concentration la plus basse (10^{-4}).

Deux autres tests ont été conduits sur le sperme de *S. granularis* et de *P. lividus*; les résultats ont été seulement partiellement exploitables et sont rapportés dans les Tableaux VI et VII à titre indicatif. Nous avons vérifié aussi pour ces espèces la nette spermioxicité des boues, indépendamment de leur âge, et avec une bonne tendance dose-réponse. Quant aux échantillons de sédiments, un aspect commun aux deux espèces est le manque d'une relation dose-réponse; la spermioxicité de l'échantillon MT61 (bien confirmée dans *A. lixula*) n'a pas été observée dans ces expériences; l'échantillon MT27 aussi n'a montré qu'une spermioxicité faible (*S. granularis*) ou nulle (*P. lividus*).

Les déterminations des anomalies larvaires dans les descendants du sperme traité, effectuées dans un test sur *A. lixula* et dans un test sur *S. granularis* n'ont permis de relever aucun effet transmissible (données non montrées).

Discussion

Les données ci-rapportées ont permis de répondre, au moins partiellement, à des questions restées ouvertes lors des précédentes études, sur la toxicité des boues industrielles de bauxite. Ces questions peuvent être résumées comme suit:

- a) quelle est la stabilité des boues de bauxite du point de vue de la toxicité?
- b) quel est le devenir de la toxicité des boues déposées au niveau du canyon?
- c) peut-on mettre en évidence une évolution de la toxicité des sédiments?
- d) quelle distribution de la toxicité peut être envisagée (ou prévue) dans les fonds marins intéressés?
- e) quelle est la toxicité de la bauxite?

Boues issues du traitement de la bauxite

Les résultats ont permis de vérifier que les différents échantillons de boues, maintenus en laboratoire pendant 15 mois, ne modifient pas leur toxicité sur le développement ni sur la fécondation; cette toxicité est détectable à des niveaux compris entre 0,1 et 1 g/l (dilution 10^{-4} et 10^{-3}). Dans les tests conduits sur les embryons, la toxicité des boues peut se manifester comme mortalité (*S. granularis*) ou bien comme induction d'anomalies larvaires (*A. lixula*); de ce fait nous pouvons envisager une différence de sensibilité des deux espèces d'oursin à l'action embryotoxique des boues. Quant à leur spermioxicité, les boues ont conduit inmanquablement à une forte baisse de la fécondation à partir de la dilution 10^{-3} pour les trois espèces d'oursins testés et toujours avec une tendance dose-réponse monotone.

Sédiments "in situ"

Nous avons testé des échantillons de sédiment prélevés dans le fond du Canyon de Cassidaigne sur trois sites relativement proches entre eux; les sites de prélèvement étaient choisis selon leur profondeur et leur distance vis à vis du centre du canyon: MT61 est localisé au fond du canyon (780 m) tandis que les deux autres sites, MT27 (510 M) et MT28 (600 m) se trouvent dans des positions plus marginales. Leur couleur rouge témoigne de la présence des boues de bauxite à l'exception de l'échantillon MT27E gris-vert qui correspond à la base de la carotte MT27. Les données montrent que les échantillons prélevés en surface des carottes MT27 et MT28 sont caractérisés par une toxicité très faible voire nulle, aussi bien sur le développement larvaire que sur la fécondation, et ce, sans exception, dans les trois espèces d'oursins; le manque d'effet a été presque complet pour le sub-échantillon MT27E, qui peut donc être envisagé comme un témoin négatif.

A la différence des échantillons MT27 et MT28, l'échantillon du fond du canyon (MT61) a manifesté une toxicité nette dans deux des tests sur les embryons de *A. lixula* et *S. granularis*, ainsi que dans deux tests de spermioxicité conduits sur *A. lixula*. Le manque

d'effet spermio toxique de cet échantillon dans les deux tests effectués sur le sperme de *S. granularis* et de *P. lividus* ne peut pas, en ce moment, être considéré en contradiction avec les résultats précédents du fait du caractère incomplet des derniers tests. En conclusion, la toxicité de l'échantillon MT61 (six réplicats) a été indubitable pour les deux espèces testées en embryotoxicité; quant aux tests de spermio toxicité, nous avons observé une nette inhibition de la fécondation dans deux tests conduits sur plusieurs lots de sperme d'*A. lixula*; nous estimons que les résultats obtenus avec un lot de sperme de *S. granularis* et trois lots de *P. lividus* (en conditions physiologiques difficiles) ne sont pas exploitables pour le présent rapport. De ce fait, nous pouvons envisager la persistance de la toxicité des boues issues du traitement de la bauxite déposées au fond du canyon et récupérées dans l'échantillon de sédiment MT61.

Dans le test de spermio toxicité conduit sur des suspensions de boue maintenues dans l'eau de mer pendant trois semaines, nous avons observé une nette augmentation de la spermio toxicité de ces suspensions par rapport aux échantillons de la boue de provenance, et ce, à la dilution de 10^{-3} . Ces résultats peuvent suggérer un relargage d'agents spermio toxiques dans l'eau de mer contenant les suspensions; cet effet pourrait être transitoire, puisque la plus forte toxicité a été associée à la suspension la plus récente (Cf. Tableau V).

Bauxite

L'échantillon de bauxite n'a manifesté aucune action embryotoxique dans nos expériences. Ce manque d'embryotoxicité pourrait être lié à la faible bio-disponibilité de l'aluminium sous forme de bauxite, par rapport à la nette embryotoxicité exercée par le sulfate d'aluminium, tel que nous l'avons déjà indiqué (Pagano et al., 1989).

Quant aux effets sur le sperme, la bauxite a exercé une action modeste et de façon difficilement reproductible et ce, à la plus haute concentration, 10^{-2} ; à niveaux de concentrations plus faibles, la bauxite n'a pas affecté la fécondation (10^{-3}), ou bien a conduit à une action d'hormèse (ou stimulation positive) au niveau de 10^{-4} . En cela, la bauxite semble manifester un comportement comparable à celui du cadmium et d'autres métaux lourds (Pagano et al., 1982; 1986).

Conclusion

La présente série d'expériences a mis en évidence l'action toxique des boues de bauxite déposées et accumulées sur le fond marin (échantillon MT61), ou gardées dans le laboratoire (échantillons A391, B692 et C792). Cette toxicité se manifeste aussi bien sur le développement larvaire que sur la fécondation, avec une bonne relation dose-réponse et ce, à partir de la concentration de 0,1 g/l (10^{-3}). Le manque d'effet presque général des échantillons prélevés sur le bord du canyon (MT27 et MT28), peut indiquer le confinement du phénomène aux fonds soumis aux effets directs du rejet sous-marin.

Remerciements

La présente étude a été supportée par un contrat de la Compagnie "Aluminium Pechiney" et a été conduite dans les laboratoires de l'IFREMER - Centre de Toulon-La Seyne. Nous remercions vivement M. Alain Rivas, Fondation Ricard, le Club de Plongée de l'Île des Embiez et M. Edouard His, IFREMER-Arcachon, pour leur gentille collaboration dans le prélèvement des oursins utilisés dans la présente série d'expériences. L'assistance pour la frappe de Mme. Danielle L'Hostis est reconnue avec gratitude.