

COFREMMI

**ETUDE DE L'IMPACT DU PROJET NORCAL
SUR L'ENVIRONNEMENT MARIN
DE NOUVELLE CALEDONIE
PHASE II-A: ETUDE PRELIMINAIRE**

OCEANOGRAPHIE

**Denis BINET
Thierry BOELY**



OFFICE DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE ET TECHNIQUE OUTRE_MER

CENTRE DE NOUMEA BP A 5 CEDEX NOUVELLE CALEDONIE

**OFFICE DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
ET TECHNIQUE OUTRE-MER**

CENTRE DE NOUMEA

Boite Postale A5 NOUMEA-CEDEX
NOUVELLE-CALEDONIE

Téléphone : 26-24-55 - 26-26-77 - 26-10-00

ETUDE DE L'IMPACT DU PROJET NORCAL
SUR L'ENVIRONNEMENT MARIN DE NOUVELLE-CALEDONIE

PHASE II-A : ETUDE PRELIMINAIRE

I . - Etude bibliographique de l'impact d'une usine de traitement du minerai sur le zooplancton du lagon Néo-Calédonien (par Denis BINET).

II. - Etude bibliographique de l'impact d'une usine de traitement du minerai sur les poissons et les crustacés de Nouvelle-Calédonie (par Thierry BOELY).

Référence : Bureau des Recherches Géologiques et Minières
Commande GG/MP - n° 1604 du 4 Juin 1981.

SOMMAIRE

	<u>Pages</u>
INTRODUCTION	1
ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE DE L'IMPACT D'UNE USINE DE TRAITEMENT DU MINERAI SUR LE ZOOPLANCTON DU LAGON NEO-CALEDONIEN	4
- Inventaire faunistique sommaire	5
- Action des métaux chrome, cobalt, zinc, aluminium sur le zooplancton	7
- Action d'un pH acide sur le zooplancton	15
- Conclusion	15
- Tableaux I à VI	18
- Bibliographie	24
ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE DE L'IMPACT D'UNE USINE DE TRAITEMENT DU MINERAI SUR LES POISSONS ET LES CRUSTACES	28
- Problèmes liés au rejet des boues à l'extérieur du lagon	28
- Problèmes liés à l'arrivée de boues latéritiques dans le lagon	31
- Problèmes liés à l'ichtyosarcotoxisme	32
- Problèmes liés à la composition chimique des rejets	32
- Références	34
- Annexe 1 : Poissons de la pente récifale externe capturés à la ligne	35
- Annexe 2 : Projet d'étude des poissons de la pente récifale au large de Paagoumène	38

INTRODUCTION

Les deux synthèses qui suivent font état des connaissances sur trois grands groupes faunistiques marins : le plancton, les poissons, et les crustacés. Une troisième abordera le benthos, c'est-à-dire la faune inféodée aux fonds marins, si abondante, si diversifiée et si attrayante dans le lagon et sur les récifs. Le tout forme un ensemble assez complet puisque nous avons, dans le même ordre, l'environnement, la ressource, et le décor. Face à l'intrus, les représentants de ces trois fonctions vont subir des agressions ; et les nombreuses expériences citées par exemple par BINET à propos du plancton montrent que ces agressions existent, que les animaux meurent, ou accumulent et transmettent des métaux à des concentrations qui peuvent devenir toxiques à long terme.

Pourtant, les expérimentateurs, malgré les progrès accomplis depuis que le monde s'inquiète de la pollution, sont très loin d'être satisfaits par leur méthode d'approche : face à un polluant concentré, dans le milieu naturel, un poisson ne meurt pas : il fuit, à moins qu'il ne soit trop inféodé à son "trou de corail" ; dans un aquarium, lors d'expérimentations en milieu limité, il ne peut pas fuir. Pour les agressions subléthales, (c'est-à-dire celles qui se manifestent à moyen ou long terme par des modifications du comportement qui rendent le sujet moins compétitif, ou par une perte de fécondité) on se heurte à un autre problème : le confinement des sujets d'expérience pendant une longue durée dans un aquarium conduit à des effets qui dominent très souvent ceux que l'on veut étudier. De plus, les expériences menées sont toujours assez spécifiques alors que les problèmes de pollution sont en général complexes : le projet de Paagoumène mêle l'action de plusieurs métaux, à celle d'un pH acide, à l'action mécanique d'une boue fine, et aux perturbations plus ou moins importantes qui seront liées au chantier et à l'exploitation minière sur le massif de la Tiébaghi, puis à la modification de l'hydrodynamisme local.

D'un autre côté, les études sur le terrain se heurtent à la variabilité liée aux courants, aux phénomènes saisonniers, à la marée, à la répartition des populations. Et alors que le plancton constitue un bon matériel pour les études

en aquarium, où on arrive facilement à le faire reproduire pendant plusieurs cycles, l'étude en mer pose de nombreux problèmes, car le plancton suit les courants et ne fait que fréquenter un court moment la zone polluée ; il faudrait ensuite suivre la masse d'eau pour constater les dommages causés, or, une masse d'eau se disperse et le plancton encore bien plus.

Poissons et crustacés se déplacent aussi mais beaucoup d'espèces sont relativement sédentaires et dans le cadre d'une pêcherie, on peut envisager un suivi de la région, la pêche constituant un échantillonnage quantitatif des populations exploitées et se prêtant à un échantillonnage qualitatif, sous la forme de contrôle chimique de la chair des animaux capturés.

Quant au benthos, fixé au fond et contraint de subir les agressions d'une part, facilement observable à faible profondeur d'autre part, il constituera un remarquable témoin de l'impact de l'installation de l'usine de Paagoumène, et c'est dans ce domaine, sûrement, que les modifications des peuplements seront les plus sensibles et les plus significatives.

L'étude ci-après sur le plancton montre quelles sortes de pollutions sont à craindre par les métaux et par le pH, et quel cheminement complexe peuvent suivre les ions métalliques dans les chaînes alimentaires. Pour les espèces plus sédentaires, il s'y ajoutera, à proximité du récif, le remplacement d'un substrat propice au développement de la vie par un fond de vase fine qui restera à peu près stérile ; l'étude sur les poissons et les crustacés fait l'inventaire des dommages qui peuvent survenir aux divers peuplements, dans le lagon et à l'extérieur, et en particulier aux espèces qui ont un intérêt économique (pêche très diversifiées à l'intérieur du lagon, thons à l'extérieur en surface et vivanos sur le tombant récifal externe).

En tenant compte de l'intérêt et des chances de succès des études envisageables, d'une part, et de l'importance des régions menacées et des ressources vivantes exploitées ou exploitables, il semble qu'il faille orienter la phase B et la phase C des études commencées ici vers les points suivants :

- étude de point zéro puis suivi des rendements quantitatifs et qualitatifs des diverses pêcheries artisanales en cours à l'intérieur du lagon. De nombreuses espèces sont concernées, et plutôt que de se heurter à la variabilité de leur répartition dans l'espace et le temps, il est plus judicieux d'entreprendre une collecte et une étude à partir des statistiques de pêche dans cette région.

- étude du point zéro puis suivi des rendements quantitatifs et qualitatifs de la pêche profonde à l'extérieur du récif. Cette pêche n'est pas encore pratiquée de façon courante mais a été prouvée intéressante. L'ORSTOM peut l'entreprendre au moyen de pêches scientifiques car les espèces sont peu nombreuses (vivanos, beryx, crevettes, crabes) et le type de pêche à utiliser fournit un échantillonnage de bonne qualité.

- étude du point zéro puis suivi de l'évolution des bioscénoses à l'intérieur du lagon à proximité de Paagoumène. Ces bioscénoses ont un intérêt écologique et touristique ; les espèces qui les composent, fixées au substrat pour la plupart, constitueront les premiers témoins des modifications provoquées par la réalisation du projet. De plus, elles sont facilement observables et, ne se déplaçant pas, ne présentent pas les variations d'échantillonnage dans le temps qui alourdissent les autres études.

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE DE L'IMPACT D'UNE USINE DE TRAITEMENT DU MINERAI
SUR LE ZOOPLANCTON DU LAGON NEO-CALEDONIEN

Denis BINET

Océanographe biologiste de l'ORSTOM

Le zooplancton du lagon et celui des eaux qui baignent les récifs frangeant ou barrière est un ensemble d'animaux aux origines et aux modes de vie différents.

On distingue classiquement holoplancton et méroplancton. Les animaux de la fraction holoplanctonique passent toute leur vie, de l'oeuf à l'état adulte dans le milieu pélagique. Au contraire, le méroplancton est l'ensemble des animaux dont seule une partie du cycle biologique se passe à l'état planctonique ; ce sont généralement les oeufs ou les larves d'adultes benthiques (vivant sur le fond) ou même nectoniques (nageurs actifs).

Mais, en zone lagonaire et corralienne notamment, on distingue une autre catégorie, celle du plancton "démersal". La juxtaposition de ces deux termes contradictoires signifie qu'un certain nombre d'animaux vivant dans différentes niches écologiques benthiques le jour, s'élèvent dans la colonne d'eau, au-dessus du substrat, pendant la nuit.

Méroplancton et plancton démersal regroupent donc des animaux partiellement planctoniques : la vie planctonique du méroplancton correspond à une phase de l'ontogénèse ; elle ne correspond qu'à une phase du rythme circadien pour le plancton démersal.

On conçoit donc qu'une pollution locale, dans un milieu corralien aura des impacts très différents sur ces différentes catégories planctoniques, indépendamment de la résistance ou de la vulnérabilité des espèces à l'action propre des polluants.

a) En effet, la destruction éventuelle des animaux holoplanctoniques peut être compensée par l'apport d'animaux de zones non polluées. Pour un plancton océanique, cela se fera sans difficulté, pour des espèces typiquement lagonaires, ce peut être plus délicat en raison du confinement relatif de certaines régions côtières ou récifales.

b) D'une façon générale, l'action de certains polluants peut ne pas porter atteinte à la vie des adultes, mais compromettre sérieusement leur reproduction. L'effet toxique peut porter atteinte à la gamétogénèse ou aux larves, toujours plus fragiles que les adultes.

L'estimation de la toxicité par le calcul des doses léthales au bout de 24 ou 48 heures d'exposition minimise donc toujours l'impact réel d'un produit sur une population.

Il faut donc s'attendre à ce que les larves méropplanctoniques soient plus sensibles à une pollution que les adultes. Et par conséquent, une population à reproduction méropplanctonique peut être menacée à brève échéance, même si les adultes ne paraissent pas touchés.

c) C'est probablement le plancton démersal qui subira les plus grandes modifications à proximité de l'émission des produits polluants à cause du caractère sédentaire des populations diurnes, qui les rend particulièrement vulnérables à une pollution locale.

I - INVENTAIRE FAUNISTIQUE SOMMAIRE

On ne dispose pas actuellement d'inventaire faunistique complet du plancton lagonaire et péri-lagonaire néo-calédonien. Seuls les grands groupes taxonomiques ont été identifiés et parmi ceux-ci le groupe des Copépodes pélagiques (qui constitue en général l'essentiel du plancton) a fait l'objet d'études spécifiques.

On passera néanmoins en revue l'ensemble de ces taxons, en suivant les distinctions précédentes. Les quelques genres cités n'ont pas un caractère limitatif.

a) HOLOPLANCTON

Protozoaires : Foramifères, Radiolaires, Acanthaires, Tintinnides, etc...

Métazoaires :

Cnidaires

Trachyméduses

Narcoméduses

Scyphoméduses : *Aurelia*

Siphonophores

Chondrophorides : *Velevella*, *Porpita*

Cystonectes : *Physalia*

Physonectes : *Agalma* etc...

Calycophores : *Abylopsis* etc...

Ctenaires : *Beroe* etc...

Polychètes : *Tomopteris*

Crustacés :

Cladocères : *Penilia avirostris*, *Evadne tergestina*

Ostracodes

Copépodes (Cf. ci-dessous) groupe toujours abondant

Mysidacés

Amphipodes

Euphausiacés : *Pseudoeuphausia latifrons*

Décapodes : *Lucifer*

Mollusques

Gastéropodes

Ptéro-podes : Thécosomes : *Limacina*, *Cavolinia*, *Creseis*

: Gymnosomes

Hétéropodes : *Atlanta*, *Firololida*

Chaetognathes : *Sagitta enflata* etc...
(groupe important en effectifs et en biomasse)

Urochordés

Appendiculaires :

Thaliacés : Pyrosomes

: Salpes (prolifération saisonnière)

: Doliolés (" ")

Copépodes : espèces les plus importantes :

<i>Calanus minor</i>	<i>Candacia ethiopica</i>
<i>Canthocalanus pauper</i>	<i>Paracandacia bispinosa</i>
<i>Neocalanus</i>	<i>Pontellina plumata</i>
<i>Undinula vulgaris</i>	<i>Calanopia minor</i>
<i>Cosmocalanus darwinii</i>	<i>Calanopia elliptica</i>
<i>Eucalanus subcrassus</i>	<i>Labidocera pavo</i>
<i>Eucalanus mucronatus</i>	<i>Labidocera acutifrons</i>
<i>Paracalanus aculeatus</i>	<i>Labidocera minuta</i>
<i>Paracalanus parvus</i>	<i>Labidocera laevidentata</i>
<i>Acrocalanus gracilis</i>	<i>Acartia negligens</i>
<i>Acrocalanus monachus</i>	<i>Acartia danae</i>
<i>Acrocalanus longicornis</i>	<i>Acartia amboinensis</i>
<i>Acrocalanus gibber</i>	<i>Acartia australis</i>
<i>Bestiola</i>	<i>Acartia bispinosa</i>
<i>Calocalanus pavo</i>	<i>Tortanus gracilis</i>
<i>Ischnocalanus plumulosus</i>	<i>Macrosetella gracilis</i>
<i>Calocalanus contractus</i>	<i>Oithona plumifera</i>
<i>Mecynocera clausi</i>	<i>Oithona setigera</i>
<i>Clausocalanus mastigophorus</i>	<i>Oithona rigida</i>
<i>Clausocalanus lividus</i>	<i>Oithona fallax</i>
<i>Clausocalanus farrani</i>	<i>Oithona tenuis</i>
<i>Clausocalanus jobei</i>	<i>Oncaea venusta</i>
<i>Clausocalanus minor</i>	<i>Oncaea mediterranea</i>
<i>Clausocalanus parapergens</i>	<i>Oncaea conifera</i>
<i>Clausocalanus furcatus</i>	<i>Oncaea media</i>
<i>Clausocalanus arcuicornis</i>	<i>Sapphirina nigromaculata</i>
<i>Ctenocalanus vanus</i>	<i>Copilia lata</i>
<i>Euchaeta rimana</i>	<i>Corycaeus speciosus</i>
<i>Scolecithrix danae</i>	<i>Agetus typicus</i>
<i>Centropages furcatus</i>	<i>Ditrichocorycaeus lubbocki</i>
<i>Centropages orsinii</i>	<i>Ditrichocorycaeus andrewsi</i>
<i>Temora discaudata</i>	<i>Cnuchocorycaeus pumilus</i>
<i>Temora turbinata</i>	<i>Onychocorycaeus giesbrechti</i>
<i>Pleuromamma piscki</i>	<i>Onychocorycaeus agilis</i>
<i>Pleuromamma gracilis</i>	<i>Onychocorycaeus catus</i>
<i>Pleuromamma abdominalis</i>	<i>Farranula concinna</i>
<i>Lucicutia flavicornis</i>	<i>Farranula gibbula</i>
	<i>Monstrillidae</i>

b) MEROPLANCTON

Cnidaires

Anthoméduces

Leptoméduces

Zoanthaires : larves d'Actiniaires, de Cérianthaires, de
Madréporaires

Némertiens larves : Pilidium

Phoronidiens larves : Actinotroques

Enteropneustes larves : Tornaria

Bryozoaires larves : Cyphonautes

Brachiopodes larves : Trochophores, nectochètes

Mollusques larves : Véligères

Echinodermes larves : d'Holoturies : *Auricularia* et *Doliolaria*

: d'Echinides : *Echinoplutei*

: d'Ophiure : *Ophioplutei*

: de Stellerides : *Bipinnaria* et *Brachiolaria*

Crustacés larves : de Cirripèdes : *Nauplii* et *Cypris*

: de Décapodes : *Natantia* : Zoés-Mysis-Mastigopus (crevet)

: Brachyours : Zoés-Megalopes (crabe)

: Anomoures : *Glaucothoès* (pagures)

: Macroures : *Phyllosomes* (langoustes)

larves : de Stomatopodes (Squilles) : *Erychtus*, *Alima*

Téléostéens (poisson) : oeufs et larves

Insectes larves : de Chironomes

c) PLANCTON DEMERSAL

Aucune étude particulière n'a été menée en Nouvelle Calédonie sur cette catégorie d'animaux vivant à proximité de la surface du récif, le jour, et planctoniques la nuit, on citera donc le travail de ALLDREDGE et KING (1977) sur la grande barrière australienne ; transposable, au moins partiellement au lagon calédonien :

"Sur les 17 taxons considérés, 10 étaient des crustacés (Copépodes calanoides, cyclopoides et harpacticoides, ostracodes, Isopodes, Amphipodes, Mysidacés, Cumacés, larves de Décapodes et crevettes). Polychètes, Nématodes, larves de poisson et une espèce de Chaetognathe benthique (*Spadella* sp.) étaient aussi abondants. *Vanitrochus semiustus*, un petit mollusque gastéropode benthique capable de nager vigoureusement avec son pied, se trouvait en grand nombre dans quelques échantillons. La phase planctonique d'un Foraminifère benthique, *Tretomphalus* sp., était la seule forme démersale, non vagile, observée. *Tretomphalus* devient planctonique pendant certaines phases de son cycle biologique, aidé par une chambre de flottaison. *Branchiostoma* sp. (Amphioxus) était aussi capturé occasionnellement".

II - ACTION DES METAUX CHROME, COBALT, ZINC, ALUMINIUM SUR LE ZOOPLANCTON

2.1 - Généralités, teneurs : moyennes naturelles

Il existe au minimum 11 métaux indispensables aux organismes vivants (notamment le Zinc, le Chrome, le Cobalt, le Nickel) à des teneurs extrêmement faibles. Le Zinc intervient dans plusieurs enzymes, le Cobalt dans la vitamine B12.

Il semble que les concentrations optimales soient celles qui existent dans la nature. Le Zinc notamment, ne paraît pas être un facteur limitant au développement des organismes marins.

Par contre, lorsque les teneurs naturelles sont dépassées, certains métaux sont particulièrement toxiques car ils inhibent les enzymes en formant des composés responsables de l'activité catabolique.

Il existe une certaine variation naturelle de la teneur de l'eau de mer en métaux, notamment près des côtes où les apports terrigènes sont modulés par les précipitations. Les organismes marins qui accumulent les métaux lourds de leur environnement sont adaptés à de telles fluctuations. Mais les teneurs de l'eau de mer sont tellement faibles qu'elles peuvent être augmentées par contamination locale à des niveaux que les organismes n'ont jamais rencontrés (Bryan, 1976). On trouvera chez ce dernier auteur des exemples de la diversité des teneurs en métaux des milieux marins et estuariens.

Plusieurs travaux ont également porté sur le dosage des métaux contenus dans du zooplancton des diverses mers du globe. Pour le Zinc, citons Lewis et Seymour (1965) : au large de l'état de Washington et de l'Orégon, Brugmann (1976) : l'upwelling de la côte Nord Ouest de l'Afrique, Hardstedt - Romeo et Laumond (1980) : Méditerranée Nord-occidentale.

Pour le Zinc et le Chrome, Zafiropoulos et Grimanis (1977) dans le Golfe de Saronique. Pour le Chrome et le Cobalt, Machiroux et Dupont (1976) dans la mer du Nord ; Benzhitskii et Sazhina (1975) pour le Cobalt en Méditerranée.

Le tableau I résume des valeurs moyennes des teneurs en métaux dans différents groupes planctoniques ou non.

2.2 - Devenir des métaux dans la mer

Transfert des métaux par la chaîne alimentaire

Les trois processus selon lesquels les métaux sont éliminés dans l'eau de mer sont :

- la précipitation, si la concentration du métal est supérieure à celle du composé le moins soluble,
- l'adsorption, sur les particules telles que les argiles en suspension et les organismes phytoplanctoniques, mais également sur les carapaces, les coquilles ou les branchies de tous les animaux,
- l'absorption, par filtration d'eau de mer et rétention de particules alimentaires par les animaux filtreurs.

En réalité, le problème est plus complexe du fait de la quantité des interactions entre maillons de la chaîne alimentaire.

L'excrétion et la décomposition du plancton et du necton réalimentent le milieu aquatique en métaux qui lui ont été substitués par adsorption ou absorption. Seule une partie de ces métaux atteindra le sédiment, le reste sera réintroduit dans la chaîne alimentaire. Et, même les métaux qui auront sédimenté, peuvent être ingérés par des limivores benthiques ou semi-planctoniques et se retrouver dans la colonne d'eau par l'intermédiaire de poissons prédateurs ou des formes méroplanctoniques.

On peut simplifier ces échanges par le schéma suivant : les flèches n'indiquent qu'une assimilation par ingestion ou adsorption. Il faudrait

également les inverser pour signifier l'excrétion.

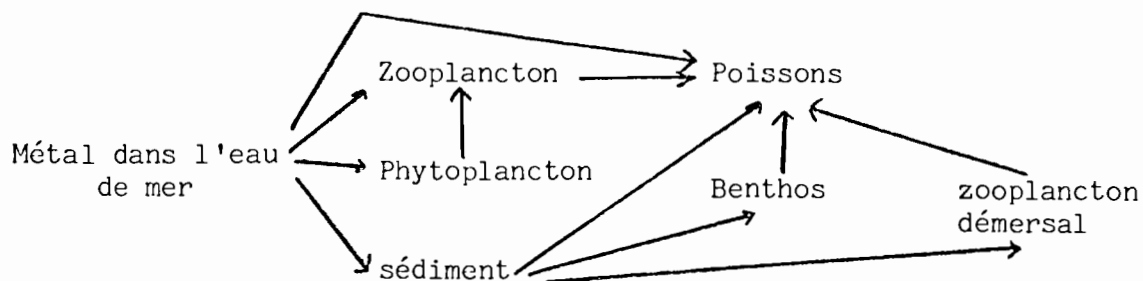


Schéma des transferts subis par les métaux lourds présents dans l'eau de mer, aboutissant à éliminer les métaux de l'eau (précipitation, adsorption, absorption).

Des mécanismes inverses remettent ces métaux en suspension ou solution dans l'eau de mer : excrétion, décomposition.

2.2.1 - Rôle de l'eau de mer et des aliments dans la contamination du zooplancton

Bien que l'importance relative exacte de ces deux sortes de métaux lourds pour le zooplancton reste encore à déterminer, les données disponibles penchent en faveur de l'alimentation.

Il semble probable, par ailleurs, que la prise de métal en solution se fasse dans une large mesure par adsorption sur la surface du zooplancton. En effet, des proportions importantes de la charge en métal des animaux sont perdues au cours des mues. Dans ce cas, une fois l'équilibre entre le métal lié à des sites sur la surface du corps et celle de la solution atteinte, il n'y aura pas de contamination supérieure, quel que soit le volume d'eau passant sur l'animal, tandis que les tissus inertes continueront à assimiler à partir de la nourriture ingérée (d'après Davies, 1978).

Les résultats de Nassogne (in Davies) sur l'assimilation de Zinc par le copépode *Euterpina acutifrons* confirment cette hypothèse et montrent que la plupart du Zinc lié à l'animal a été obtenu non à partir de l'eau, mais à partir de l'alimentation et que la prise de Zinc en solution ne se produit que sur des sites aisément accessibles au métal dissous, c-à-d, à la surface du corps.

2.2.2 - Rôle de la forme chimique du métal sur son prélèvement par le zooplancton

On a montré qu'une espèce de zooplancton accumulait préférentiellement le Cobalt ionique de l'eau de mer contenant le métal sous sa forme ionique et aminée en présence ou en absence de nourriture (Lowmann et Ting, 1973, in Davies 1978).

Par ailleurs, le prélèvement de Zinc par le zooplancton est diminué en présence d'EDTA (Nassogne, 1974) ou d'agents chélateurs relâchés par le phytoplancton (Small in Davies, 1978).

Bien qu'il s'agisse d'un métal qui ne nous intéresse pas directement (le Cuivre), il faut signaler que sa toxicité sur des nauplii d'*Euchaeta* (Copépode) a été expérimentalement diminuée par addition de matière particulaire et d'agents chélateurs.

2.2.3 - Elimination des métaux lourds par le métabolisme

Lorsque les animaux ont atteint l'équilibre interne et externe avec leur environnement, on peut supposer que si la plupart de leur contenu en métal est échangeable seulement avec celui assimilé par leur alimentation, le flux de métal au travers de l'animal serait lié au taux d'ingestion d'aliments et au contenu en métal de ceux-ci.

L'élimination du métal se fait de 4 façons : par les mues, les feces, l'excrétion soluble et la production d'oeufs. Kuenzler (in Davies, 1978) utilisant du plancton contaminé par des expériences nucléaires a calculé le taux d'élimination des radioisotopes de Zn et de Co pour quelques espèces du zooplancton du Pacifique tropical (tableau II).

La cinétique de l'élimination du Cobalt 60 étudié par Amiard-Triquet (1979) chez différents organismes dulçaquicoles non planctoniques est révélatrice de l'influence respective des apports solubles et liés aux aliments. L'élimination du Cobalt suit deux phases chez les animaux étudiés : une première phase rapide, une seconde plus lente. La moitié du Cobalt éliminé pendant la première phase l'est entre 2 et 10 jours, tandis que la moitié du Cobalt éliminé pendant la seconde phase, l'est entre 70 et 640 jours. (*Limnae*, Mollusque et *Astacus*, Crustacé). Le taux de renouvellement du Cobalt est donc un phénomène lent.

Dans les expériences sur la Limné, le Cobalt est éliminé beaucoup moins rapidement quand la contamination s'est faite par l'eau, que par la nourriture. La contamination se ferait d'abord par la coquille et l'élimination du métal serait plus lente que par la masse viscérale. Les résultats avec l'Ecrevisse sont analogues mais s'expliquent plutôt par les différences de durée d'accumulation.

2.2.4 - Transfert des métaux lourds par la chaîne alimentaire

On est loin de savoir avec certitude si les teneurs de métaux dans les organismes augmentent à chaque niveau de la chaîne alimentaire. Les données sont contradictoires selon les métaux et les auteurs.

2.2.4.1 - Zinc, Chrome

Sur une chaîne alimentaire artificielle (eau de mer, phytoplancton : *Asterionella*, *Diogenes*, zooplancton : *Artemia*, poisson, Souris) Aubert et al. (1972) étudient le transfert du Zinc ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$) et du Chrome ($Cr_2O_7K_2$) et calculent les facteurs de concentration suivants, par rapport à l'eau de mer :

F.C	Zn	Cr
plancton total	1200 à 1400	10 à 26
poisson	215 à 225	0,7 à 5,6

L'addition de complexants -naturels ou artificiels - a des effets divers. Mais l'addition d'acides humiques ou d'eau d'égout double l'accumulation de Zinc pour le phytoplancton et décuple celle du chrome.

Metayer et al. (1980) étudient le transfert des métaux chez des poissons de l'estuaire de la Loire. Les teneurs de Zinc sont du même ordre de grandeur chez les crevettes, les Mysidacés (Crustacés Malacostracés) et les poissons. Elles sont nettement plus fortes chez les Annélides et les Copépodes.

D'autre part, ces auteurs estiment que si les quantités mises en jeu dans les échanges sédiment - organismes semblent très faibles à court terme, par rapport à celles concernant les échanges eau ou nourriture → organismes, on évalue mal les conséquences d'un transfert direct (sédiment → organisme) ou indirect (sédiment → eau → organisme) à long terme.

Baudin (1979) en étudiant expérimentalement le transfert du Zinc 65 entre les constituants d'un écosystème saumâtre met en évidence un facteur de concentration décroissant dans l'ordre suivant : algues benthiques et crustacés planctoniques, mollusques bivalves et crustacés benthiques, poissons.

Des facteurs de concentration entre la teneur de l'eau en Zinc et celle de larves de chironomes (1) ont été trouvées expérimentalement très élevées. Mais il existe un effet inhibiteur du cadmium sur cette concentration (FC = 87, 167 et 517 respectivement à 20, 10 et "0" ppb Cadmium). Pour les poissons, les facteurs de concentration du Zinc varient de 9 à 17 selon que l'accumulation se fait par voie intestinale ou de 120 si l'accumulation est de type branchiale (Berg et Weiss, 1975).

2.2.4.2 - Cobalt

Amiard et Amiard-Triquet (1975) observent dans plusieurs types de chaînes alimentaires des facteurs de concentration très élevés chez les producteurs primaires et de moins en moins élevés au fur et à mesure qu'on s'élève dans la chaîne alimentaire et dans l'échelle zoologique. Ils obtiennent ainsi des facteurs de concentration de 266 à 396 pour une diatomée benthique *Navicula sp.*, tandis qu'après un apport alimentaire unique, les consommateurs primaires (*Scrobicularia plana*, Mollusque lamelibranche) et secondaires (*Carcinus maenas*, Crustacé) retiennent 80 à 90% du Cobalt ingéré. Dans deux autres chaînes dulçaquicoles également, Amiard-Triquet et Foulquier, (1978) observent des facteurs de concentration très élevés pour les plantes (4 400 pour *Elodea canadensis*, 565 pour *Chlorella sp.*) et de moins en moins élevés pour les consommateurs primaires (*Limnaea palustris* : 400 à 1000) et secondaires (*Astacus leptodactylus*, Ecrevisse : 394) ou tertiaires (*Cyprinus carpio*, carpe : 3,4).

Il est intéressant de remarquer que le vecteur de contamination (eau seule ou eau et aliment) n'a pas d'influence significative sur la concentration finale dans la carpe, la limnée et l'écrevisse), (Amiard-Triquet et Saas, 1979). La dynamique de la bioconcentration par les Daphnies (Cladocères d'eau douce, planctoniques) dépend de la disponibilité biologique des différents états physico-chimiques du Cobalt. Ceux-ci dépendent largement de la nature de l'eau de rivière et de l'apport d'extraits de sol. La valeur maximale du facteur de concentration à l'équilibre est de 70 après une semaine d'expériences, la valeur minimale est de 86 après 10 mois.

(1) Rappelons qu'il existe des larves de chironomides dans le plancton du lagon néo-calédonien.

2.2.5 - Conclusion : Accumulation ou Déconcentration ?

En résumé, il existe une bioaccumulation (1) non négligeable du zinc, du Cobalt ou du Chrome chez tous les organismes. Par contre, il est moins aisé de savoir s'il existe une biomagnification (2).

(1) Bioaccumulation : accumulation dans les organismes résultant d'une contamination directe par l'eau ou indirecte par voie alimentaire.

(2) Biomagnification : bioaccumulation caractérisée par une augmentation de la concentration dans les prédateurs par rapport à leur proies.

Les travaux de Amiard et al. montrent clairement qu'il n'y a pas de biomagnification pour le Cobalt. Les expériences d'Aubert et al., Baudin, Berg et Weiss, Laumond et al. (1973) tendraient à le prouver également pour le Zinc et le chrome. Cependant, les résultats de Metayer et al. ne le confirment pas pour le Zinc. La comparaison des teneurs en Zinc des Copépodes par rapport au phytoplancton indique un rapport de 2,97 en poids sec (Cf. tableau I) ou de 2,3 en poids frais (Martin et Knauer in Davies, 1978). La même comparaison entre la morue de l'Arctique et les Copépodes planctoniques des lieux de pêche indique des teneurs légèrement plus élevées chez les poissons. Les teneurs en Zinc des Chaetognathes (zooplancton carnivore) (76 à 90 ppm) sont elles aussi plus élevées que celles des Copépodes (60 à 75 ppm) (Bohn et Mc Elroy, 1976).

On a mesuré des vitesses d'élimination du Zinc d'autant plus faibles que l'on s'adressait à un organisme de niveau trophique élevé. De plus, on a montré que la vitesse d'élimination du Zinc était plus faible après contamination par la nourriture qu'après contamination par l'eau. Pour Metayer et al. (1980) ces deux phénomènes en se conjuguant pourraient expliquer une accumulation préférentielle du Zinc dans les organismes de niveau trophique les plus élevés. Une autre explication serait que les concentrations élevées résulteraient d'un stockage cumulatif du Zinc à long terme. Des mesures effectuées par Amiard et al. ne le confirment pas, mais les données de la littérature sont très hétérogènes sur ce point.

2.3 - *Effets toxiques sur le zooplancton*

Certains admettent que l'action toxique des métaux augmente avec leur poids atomique et est inversement liée à leur volume atomique. Bryan (1976) classe par toxicité décroissante : le mercure, l'argent, le cuivre puis le cadmium, le zinc et le plomb, enfin le chrome, le nickel et le cobalt. Mais Ketchum, Zitko et Saward (in Davies, 1978) adoptent un autre classement : mercure, cadmium, argent, nickel, selenium, plomb, cuivre, chrome, arsenic et zinc.

Les facteurs influençant la toxicité des métaux, sont particulièrement nombreux (in Davies, 1979). Ils comprennent : la forme du métal dans l'eau (ion soluble, complexe, composé, chélaté), la présence d'autres métaux ou de poisons agissant en synergie, les facteurs influençant la physiologie de l'organisme (salinité, température, pH, oxygène dissous), la condition de l'organisme : stade du cycle biologique, activité de l'animal, acclimatation aux métaux. Enfin, la sensibilité des différentes espèces n'est pas la même.

2.3.1 - Seuils léthaux

Pour rechercher les concentrations très toxiques aux animaux marins, on a développé des expériences déterminant la teneur à partir de laquelle 50 % de la population était éliminée en un certain temps (un à quelques jours). On conçoit bien que cette méthodologie peut être utilisée quand une action toxique est recherchée (peintures antifouling par exemple) mais non quand on cherche à préserver le milieu naturel.

Il y a peu de données concernant le zooplancton (noms d'espèces soulignés dans les tableaux) et encore moins le zooplancton marin. On a rassemblé dans les tableaux III, IV, V, VI les résultats disponibles concernant tous les invertébrés aquatiques.

La sensibilité aux métaux s'accroît évidemment avec le temps d'exposition, elle est extrêmement différente d'une espèce à l'autre. Les stades les plus jeunes (souvent planctoniques) semblent les plus sensibles. D'autre part, il peut exister des formes plus résistantes au sein d'une même espèce. On a mis en évidence dans le Sud de l'Angleterre une population de *Nereis diversicolor* (Polychètes) pour laquelle le seuil léthal (Zinc et Cuivre) était deux fois plus élevé que pour les populations d'estuaires normaux. Ces formes résistantes viennent d'estuaires dans lesquels des effluents miniers ont été rejetés depuis deux siècles. Il y aurait eu sélection des formes les plus résistantes.

La nature du diluant intervient de façon extrêmement importante sur la toxicité (Brkovic, Popovic et Popovic, 1977). L'augmentation de l'alcalinité et de la dureté du diluant réduit la toxicité du métal selon l'équation $y = ax^b$ dans laquelle $y =$ alcalinité (mg CaCO_3/l) avec pour le Zinc $a = 0,538$ $b = 0,772$
et pour le Chrome $a = 0,284$ $b = 0,550$

Certains travaux n'ont pu être consultés : Qureshi et Saksena (1980) ont étudié la toxicité du Zinc sur des Ostracodes et des Branchiopodes (Crustacés planctoniques) ; Baudoin et Scoppa (1974) ont travaillé sur le Chrome avec des Cladocères et des Copépodes d'eau douce.

2.3.2 - Toxicité subléthale

Outre les effets léthaux, les effets subléthaux peuvent être au moins aussinocifs aux populations planctoniques, mais ils sont souvent négligés parce que trop difficiles à mesurer. Bryan établit trois catégories d'effets subléthaux : 1) les changements morphologiques, 2) les effets inhibiteurs tels que la modification du taux de croissance ou du développement sexuel, 3) le changement de comportement qui peut diminuer l'aptitude à échapper aux prédateurs ou à la compétition.

2.3.2.1 - Changement morphologique

Le développement des oeufs d'oursin est très sensible aux métaux. Des embryons d'oursin exposés à 0.06 ppm de Zn de la fécondation jusqu'à la formation de la larve planctonique pluteus ont un développement ralenti et 25 % des larves ont une structure anormale. Les larves accumulent le zinc jusqu'à une concentration critique qui inhiberait les systèmes d'enzymes responsables de la synthèse protéinique, de la division cellulaire et des migrations cellulaires ce qui produirait des larves anormales (Timourian, in Bryan, 1976).

2.3.2.2 - Inhibitions métaboliques

De nombreux travaux concernent le phytoplancton. Nous n'en citons que deux. On a démontré l'effet inhibiteur du Zinc sur l'assimilation du carbone d'une diatomée en présence d'une faible teneur en Zinc (Anderson et Morel, 1978).

Un facteur lié à l'alimentation, qui paraît avoir été négligé en étudiant les réponses du zooplancton aux métaux lourds est que les effets toxiques sont finalement liés aux quantités de métal réellement pris par le zooplancton, plutôt qu'aux concentrations de l'eau baignant les animaux. A court terme, la toxicité du métal peut être influencée par la disponibilité de la nourriture (Davies, 1978).

De nombreuses inhibitions de croissance ont été signalées. Sur la larve d'une autre espèce d'oursin *Paracentrotus lividus*, Bougis et Soyer (in Bryan, 1976) observent une réduction de croissance avec 0.04 ppm de Zinc. La durée de développement de l'éclosion à la mégalope est ralentie chez le crabe *Rhithropanopeus harrisi* à 23,5 °C pour 25 µg/l de Zinc. On note aussi un retard de croissance et des anomalies de structure de la larve d'huitre *Crassostrea gigas* à 20-22°C pour 100 µg/l de Zinc (in Davies, 1978).

Enfin, le métabolisme est particulièrement sensible aux agressions des métaux lourds si un stress de dessalure s'y ajoute.

L'aluminium peut être responsable d'un ralentissement d'activité du polychète *Myxicola infundibulum* à des concentrations de 0,084 mg Al/l. La reproduction d'un autre polychète (*Ctenodrilus*) est inhibée à des concentrations d'Aluminium assez faibles (Petrish, Reish, 1979). Pour *Daphnia magna* exposé au chlorure d'Aluminium pendant 3 semaines, la fécondité n'est que de 50 % à 0,14 ppm d'Al et de 16 % à 0,065 ppm d'Al (Sonnischen, 1978).

L'effet toxique des boues rouges issues de traitement de beauxite a été observée sur du phytoplancton. Ainsi, en 9 jours des populations de *Peridinium trochoideum* sont irréversiblement atteintes avec une addition de 0,01 g boue/l/jour. *Prorocentrum micans* est plus résistante et n'est atteinte qu'à 0,5 g boue/l/jour (Kayser, 1973).

Des *Calanus helgolandicus* ayant ingéré des boues rouges en présence de phytoplancton montrent une croissance retardée et une mortalité accrue (5 à 8 fois supérieure aux contrôles). Adultes et juvéniles sont affectés par ces boues à des concentrations de 10^{-5} à 10^{-6} . Le poids sec des animaux élevés au contact des boues est plus faible (Paffenhoeffer, 1972).

2.3.2.3 - Changement de comportement

Amiard (1976) a étudié la modification du phototactisme des larves de crabe *Carcinus maenas* exposées à de faibles teneurs de Cobalt. Après un jour à moins de 1 µg/l, le phototactisme est augmenté, mais une exposition prolongée cause une diminution du comportement photopositif, comme l'auraient fait des concentrations de Cobalt plus élevées dès le premier jour. L'effet se situe sur le système nerveux ou les mécanismes natatoires. Quand on connaît le rôle de la migration diurne (déterminée par phototactisme) dans l'alimentation, on conçoit que le comportement alimentaire diurne pourrait être affecté par des teneurs de 1 µg/l de cobalt.

.../...

III - ACTION D'UN pH ACIDE SUR LE ZOOPLANCTON

Les eaux continentales subissent parfois des variations de pH considérables et il existe des communautés planctoniques capables de supporter certains stress acides (Sprules, 1975). Il n'en est pas de même dans le milieu marin caractérisé par la constance de son pH à des valeurs légèrement basiques (7,8). On ne doit donc pas s'attendre à ce que le zooplancton marin supporte aisément des eaux acides à l'exception peut-être de quelques espèces très néritiques.

Nous disposons de peu de travaux traitant de ce problème. Grice et al. (1973) ont étudié en laboratoire l'influence sur le zooplancton des rejets ferreux effectués dans la baie de New-York. Ils en concluent que l'acidité peut être la principale source de mortalité des Copépodes, plus que n'importe quel composant toxique des rejets. En effet, les trois Copépodes suivants : *Calanus finmarchicus*, *Temora longicornis*, *Pseudocalanus sp.* subissent des mortalités importantes lorsqu'ils sont exposés 24 ou 48 h à des concentrations de rejets acides produisant des $pH \leq 6,5$. Les mêmes espèces maintenues à des concentrations analogues, mais dans des solutions tamponnées ne montraient pas de mortalité, tandis que les individus maintenus dans des milieux tests utilisant l'acide sulfurique à la place des rejets acides montraient des mortalités élevées à $pH \leq 5,5$. L'acidité des solutions pourrait être la cause principale de la mortalité des Copépodes plutôt que quelque composante toxique des matériaux rejetés.

Deux types d'effets subléthaux ont été observés : à court terme et à long terme.

Lorsque des copépodes sont maintenus quelques minutes dans des solutions acides, on observe souvent un ralentissement partiel ou total de l'activité natatoire, allant jusqu'à une absence de réaction au contact d'une aiguille.

Durant une période de 18 jours, on n'a observé aucune production de nauplii (larves) chez *Temora longicornis* élevé dans une dilution de rejets acides à pH 6,6 ; tandis qu'un nombre important de nauplii éclosait à une dilution telle que le pH était de 6,9. Mais aucun des nauplii éclos n'a atteint l'état adulte.

Cependant, dans ce cas précis, les auteurs estiment que les décharges acides ne sont pas responsables des grandes variations de biomasse zooplanctonique précédemment observées parce que la mortalité des espèces dues à de courtes expositions à de fortes concentrations de rejets apparaît faible et que peu d'influence sur les adultes et les larves, aux fortes dilutions, a pu être montrée.

IV - CONCLUSION

L'aperçu bibliographique précédent permet difficilement de prévoir les conséquences sur le zooplancton des rejets envisagés. En effet, il n'a pratiquement été question que d'espèces tempérées ou même arctiques. On sait que le métabolisme est lié à la température et que les écosystèmes tropicaux ont un temps de renouvellement ou de recyclage plus court que

les écosystèmes tempérés. Leur possibilité de récupération après un stress sera plus élevée, mais le risque de destruction sera aussi plus rapide. Enfin, la plupart des animaux d'expérience sont benthiques, vraisemblablement plus résistants que des animaux planctoniques. D'autre part, il serait utile de connaître les différentes espèces chimiques sous lesquels se feront les rejets de métaux ou d'acides, la présence éventuelle de complexants etc...

Les problèmes d'acidité et de teneur en métaux sont très différents.

En effet, les métaux demeurent un certain temps dans la chaîne alimentaire avant de sédimenter définitivement. L'enrichissement en métaux lourds des eaux baignant la Nouvelle Calédonie ne peut être négligée quand on sait que l'ensemble des industries minières de la planète produit plus de 10 fois plus de métaux que tous les fleuves réunis (in Bryan, 1976). Bien que les valeurs de production minière ne puissent directement être assimilées à une contamination, elles en illustrent l'ordre de grandeur:

Production minière	Al	Co	Cr	Ni	Zn
Apports fluviaux	0,6	2,7	46,5	43,3	14,4

Il serait intéressant de connaître la charge en métaux des effluents pour la comparer avec celles des rivières calédoniennes.

Les doses léthales citées ne doivent pas être considérées comme des normes de qualité du milieu. Il faut tenir compte des effets subléthaux à moyen terme, peu sujets à expérimentation, mais qui peuvent entraîner la destruction d'un peuplement local. Enfin, si pour le chrome et le Cobalt il ne semble pas exister de concentration le long de la chaîne alimentaire, cela est moins certain pour le Zinc. Quoiqu'il en soit, il faut garder à l'esprit les fortes valeurs de bioconcentration, c-à-d de concentration par rapport au milieu et la possibilité d'une accumulation fonction de l'âge, qui interviendrait donc plus longtemps chez les carnivores de rangs élevés (qui vivent en général les plus vieux).

L'acidité des rejets sera certainement une cause de mortalité. Il faudrait connaître la nature des produits acides et déterminer le volume d'eau de mer nécessaire à tamponner les effluents. Ceci pourrait probablement être réalisé expérimentalement.

Malgré le caractère notoirement dangereux de l'acidité, celle-ci étant tamponnée tôt ou tard, représente probablement un danger moins grave que les métaux lourds, dont on ignore à quel taux ils seront soustraits au milieu pélagique. Mais les expériences de toxicité subléthale montrent que l'augmentation de la teneur en métaux d'un facteur 10 seulement, peut produire des effets écologiques observables.

Enfin, l'existence de synergies possibles entre les divers agents toxiques a seulement été évoquée, faute de travaux précis. Il est possible que le stress acide augmente l'effet toxique de certains métaux.

Quelles études ultérieures mener pour mieux cerner l'impact de cette pollution ?

Une étude de site, description écologique classique du milieu ne donnera vraisemblablement pas d'indication sur sa vulnérabilité. Tout au plus pourra-t-elle fournir un état de référence avant pollution, encore

faudra-t-il de nombreux échantillons couvrant au minimum un cycle saisonnier.

Il serait beaucoup plus intéressant d'étudier la toxicité des composés chimiques qui seront rejetés sur des espèces des eaux calédoniennes, à partir d'expérimentation, ainsi que la vitesse à laquelle seraient éliminés les métaux du milieu pélagique.

Métal	Algues	Phytoplancton	Filtreurs			Carnivores et Herbivores ou mangeurs de particules		Essentiellement carnivores		Eau de mer (ppb)
			Copépodes planctoniques	Tuniciers (Ascidies)	Mollusques bivalves	Mollusques gastéropodes	Echinodermes	Crustacés décapodes	poissons	
Al	800	120	70	-	500	100	160	300	20	5
Co	0.7	2	<1	2	1	1	0.4	0.2	0.1	0.02
Cr	0.9	<1	<1	-	1.5	1	0.4	0.3	0.5	0.6
Ni	3	3.2	2	8	3	2	2	1	1	2
Zn	90	38	113	200	100	200	100	80	80	5

Tableau I : Moyenne géométrique de la concentration des métaux dans différents groupes (en ppm du poids sec de la totalité des organismes, excluant la coquille des mollusques) ; d'après de multiples sources in Bryan (1976). Les teneurs réellement observées varient dans une gamme extrêmement large.

	<u>Zn</u>	<u>Co</u>
Copépodes	0.009 à 0.015	0.043 à 0.057
Pyrosomes	0.011	0.017 à 0.032
Salpes	0.014 à 0.047	0.081
Chaetognathes	0.031	0.107
Euphausiacés	0.041	0.011
Ptéro-podes	0.014	0.009 à 0.015
Hétéropodes	0.003	

Tableau II : Taux moyens d'élimination par heure, exprimés en fonction de la teneur totale.

	C.L. 50 %			C.L.minimum observée		T°C	Forme	Référence
	24 h	48 h	96 h	CL 50	Durée (j)			
Mollusques								
Ostraea edulis				116	5	15	Sulfate	
Mytilus edulis			10	1.6	4	15		
Crustacés								
<u>Artemia salina</u>				1.8 - 3.7	9		Sulfate	(1)
<u>Scutellidium</u>	1.09							(2)
Crangon crangon		220	50	2.5	42	15	Citrate	
Carcinus maenas		60	10	0.6	42	15	Citrate	
Carcinus maenas		14.5		2.5	32	13	Sulfate	
Polychètes								
Nereis diversicolor			55	10 - 25	34	13	Sulfate	
Ophryotrocha labronica	0.1					20	Citrate	
T. tubifex	0.12	0.11				20	Sulfate	(3)
"	3.6 - 4.6	2.6 - 3.0				20	Sulfate	(3)
"	76	60				20	Sulfate	(3)

Tableau III ZINC : Concentrations léthales en ppm d'après divers auteurs (in Bryan, 1976) et d'après (1) Aubert et al., (1972), (2) : Arnott, Ahsanullah (1979), (3) : Brkovic, Popovic, Popovic (1977). Les concentrations léthales données pas ces derniers auteurs correspondent respectivement à des solutions dans l'eau distillée, dans une eau de dilution standard avec ou sans tampon, dans une eau potable.

	C.L. 50 %			C.L. minimum observée		forme	Référence
	16 h	48 h	96 h	CL 50	Durée (j)		
Crustacés							
<u>Daphnia magna</u>	21.2	0.79		0.28	21	Chlorure	(1)
Nitocra spinipes			2.02			Chlorure	(2)
Polychètes							
Neanthes			>0.40	>0.40	7	Chlorure	(2)
Capitella capitata			0.40			Chlorure	(2)
Ctenodrillus serratus			0.097			Chlorure	(2)

Tableau IV ALUMINIUM : Concentrations léthales en ppm d'après (1) : Andersson et Biesinger, Christensen in Sonnichsen (1978) et (2) : Petrich, Reish (1979) et Bergtsson in Petrich, Reish.

	C.L. 50 %		C.L. minimum observée		T°C	Forme	Référence
	24 h	48 h	CL 50	Durée (j)			
Mollusque							
Rangia cuniata		66	14		24	Bichromate	
Crustacés							
<u>Daphnia sp.</u>		<0.005				Oxyde de Chrome	(1)
<u>Artemia salina</u>				5.7 - 11.3	9	Bichromate	(2)
Carcinus maenas				60	12	Chromate	
Palaemon squilla				5	10	Chromate	
Polychètes							
Nereis virens				0.7	42	Chromate	
Hermione				0.1 - 0.5	14	Chromate	
Nereis diversicolor				1.0	>7	Chromate	
Tubifex tubifex	0.088	0.063			20	Bichromate	(3)
" "	10.0-15.1	1.4-1.5					
" "	86	4.6					

Tableau V CHROME : Concentrations léthales en ppm d'après divers auteurs (in Bryan, 1976) et d'après (1) Coast Guard (1978) (2) Aubert et al. (1972); (3) Brkovic - Popovic, Popovic (1977). Les concentrations léthales données par ces derniers auteurs correspondent respectivement à des solutions dans l'eau distillée, dans une eau de dilution standard avec ou sans tampon, dans une eau potable.

	C.L. 50 %	C.L. minimum observée		T°C	pH	Forme
	96 h	CL 50	Durée (j)			
Crustacés						
<i>Carcinus maenas</i>						
<u>Zoé 1</u>	50		9	15	7.4 - 7.6	Chlorure
Adulte	500 - 1000		9	15		Chlorure
<i>Palaemon serratus</i>						
<u>Zoé 1</u>	50 - 100		9	15		Chlorure
Adulte	500 - 1000		9	15		Chlorure
<i>Homarus vulgaris</i>						
<u>Zoé 1</u>	0.5 - 1		9	15		Chlorure
<u>Zoé 2</u>	10 - 20		9	15		Chlorure
<u>Zoé 3</u>	10 - 50		9	15		Chlorure

Tableau VI COBALT : Concentrations léthales en ppm d'après Amiard (1976)

BIBLIOGRAPHIE

- ALLDREDGE A.L., KING J.M., 1977. Distribution, abundance and substrate preferences of demersal reef zooplankton at Lizard Island lagoon, Great Barrier Reef. *Marine Biology* 41, 317-333.
- AMIARD J.C., 1976. Etude expérimentale de la toxicité aiguë des sels de Cobalt, Antimoine, Strontium, Argent chez quelques Crustacés et leurs larves et chez quelques Téléostéens. *Rev. Intern. Oceanogr. Med.* 43, 79-95.
- AMIARD J.C., 1976. Les variations de la phototaxie des larves de Crustacés sous l'action de divers polluants métalliques. Mise au point d'un test de toxicité subléthale. *Marine Biology* 34, 239-245.
- AMIARD J.C., AMIARD-TRIQUET C., 1975. Expérience préliminaire à l'utilisation d'une chaîne trophique marine dans l'étude d'une pollution par le Cobalt 60. Bilan après une ingestion unique. *Water, Air and Soil Pollution*. 5, 221-229.
- AMIARD-TRIQUET C., 1979. Influence du mode de contamination sur l'élimination du Cobalt 60 par une Phanérogame, un Mollusque, un Crustacé et un Téléostéen dulçaquicole. *Environ. Pollut.* 20(1), 65-78.
- AMIARD-TRIQUET C., AMIARD J.C., 1975. Etude expérimentale du transfert du Cobalt 60 dans une chaîne trophique marine benthique. *Helgolander. Wissensch. Meeresunters., Dtsch.*, 27(3), 283-297.
- AMIARD-TRIQUET C., FOULQUIER L. 1978. Modalités de la contamination de deux chaînes trophiques dulçaquicoles par le Cobalt 60. I. Contamination directe des organismes par l'eau. *Water, Air and Soil Pollution* 9, 475-489.
- AMIARD-TRIQUET C., SAAS A., 1979. Modalités de la contamination de deux chaînes trophiques dulçaquicoles par le Cobalt 60. II. Contamination simultanée des organismes par l'eau et la nourriture. *Water, Air and Soil Pollution* 12, 141-153.
- ANDERSON M.A., MOREL F.M.M., 1978. Growth limitation of a coastal diatom by low Zinc ion activity. *Nature* 275(5683), 70-71.
- ARNOTT G.H., AHSANULLAH M., 1979. Acute toxicity of Copper, Cadmium and Zinc to three species of marine Copepods. *Aust. J. Mar. Fresh water Res.* 30(1), 63-71.
- AUBERT M., BITTEL R., LAUMOND F., ROMEO M., DONNIER B., BARRELI M., 1972. Utilisation d'une chaîne trophodynamique de type pélagique pour l'étude des transferts de pollution métallique. *Rev. Intern. Oceanogr. Med.* 28, 27-52.
- BAUDIN J.P., 1977. Etude expérimentale des modalités du transfert du Zinc-65 entre les principaux constituants d'un écosystème saumâtre (l'étang de Citis). Monographie Rapport C.E.A. n° 4876, 251p.

- BAUDOIN M.F., SCOPPA P., 1974. Accumulation and retention of Chromium-51 by freshwater zooplankton. Joint Nucl.Res. Cent. Ispra Establ. Italy. Monographie. Eur. 5160E pp. 1-23.
- BENZHITSKII A.G., SAZHINA L.I., 1975. Accumulation of Co-57 and Fe-55 by some zooplankton organisms of the mediterranean sea. Nuclear Science Abstracts, 32(10), 2399.
- BERG A.R., WEISS G.M., 1975. Le transfert du Zinc 65 des sédiments à des larves de chironomides et à un poisson d'eau douce et l'effet du Cadmium sur ce transfert. Impacts of Nuclear Release on Aquatic Environment. Int. Symp. Proc., Otaniemi Finland 1975. Ed. I.A.E.A. Vienne pp. 121-132.
- BOHN A., Mc ELROY R.O., 1976. Trace metals (As, Cd, Cu, Fe and Zn) in Arctic cod *Boreogadus saida* and selected zooplankton from Strathcona Sound, Northern Baffin Island. J. Fish. Res. Board Canada 33(12): 2836-2840.
- BRKOVIC - POPOVIC I., POPOVIC M., 1977. Effects of heavy metals on survival and respiration rate of tubificid worms. I. Effects of survival. Environment. Pollut. G.B. 13(1), 65-72.
- BRUGMANN L., 1976. The concentrations of Zn, Cd, Pb and Cu in marine organisms taken from the upwelling area off NW-Africa. In : Book of abstracts of papers presented at Joint oceanographic Assembly Edinburgh U.K. 13-24 sept. 1976. Publ. by F.A.O. Rome.
- BRYAN G.W., 1976. Heavy metal contamination in the sea. In : Marine Pollution. Ed. by Johnston R. Academic Press pp. 185-302.
- Coast Guard. CHRIS Manual.
- DAVIES A.G., 1978. Pollution studies with marine plankton Part. 2. Heavy metals. Adv. Mar. Biol. 15, 381-508.
- DAVIES A.G., SLEEP J.A., 1979. Inhibition of Carbon fixation as a function of Zinc uptake in natural phytoplankton assemblage. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 59(4), 937-949.
- DAWSON , 1979. In : Pollution Ecology of Estuarine Invertebrates. Water Pollution. A serie of monographs. Academic Press. Ed. by Hart C.W.Jr, Fuller S.L.H. 406p.
- GRICE G.D., WIEBE P.H., HOAGLAND E., 1973. Acid-iron waste as a factor affecting the distribution and abundance of zooplankton in the New-York Bight. I. Laboratory studies on the effects of acid waste on Copopods. Estuarine and Coastal Marine Science, 1(1) : 45-50 - Contribution 2889 Woods Hole.
- HARDSTEDT - ROMEO M., LAUMOND F., 1980. Zinc, Copper and Cadmium in zooplankton from N.W. Mediterranean. Mar. Pollut. Bull. G.B. 11(5), 133-138.

- KAYSER H., 1973. Über den Einfluss von Rotchlamm auf die Kultur einiger mariner Planktonalgen. Helgoländer wiss. Meeresunters 25(2-3) : 357-383.
- KAYSER H., 1977. Effect of Zinc sulfate on the growth of mono and multi-species cultures of some marine plankton algae. Helgoländer wiss. Meeresunters 30(1-4), 682-696.
- LAUMOND F., NEUBURGER M., DONNIER M., FOURCY A., BITTEL R., AUBERT M., 1973. Rev. Intern. Oceanogr. Méd. 31-32, 47-53.
- LEWISS G.B., SEYMOUR A.H., 1965. Distribution of Zinc 65 in plankton from offshore waters of Washington and Oregon, 1961-1963. Ocean Science and Ocean Engineering. Vol. 1-2. transactions of the joint conference and exhibit June 14-17. Washington D.C. Co sponsored by Marine Technology Society and American Society of Limnology and Oceanography. 956-967.
- MACHIROUX R., DUPONT J.C., 1976. Dosage des métaux lourds dans le plancton par spectrométrie d'absorption atomique sans flamme. Anal. Chim. Acta Pays-Bas, 85(2), 231-239.
- METAYER C., AMIARD J.C., AMIARD-TRIQUET C., MARCHAND J., 1980. Etude du transfert de quelques oligo-éléments dans les chaînes trophiques néritiques et estuariennes : accumulation biologique chez les poissons omnivores et super-omnivores. Helgoländer Meeresunters 34(2), 179-191.
- NAKAHARA M., CROSS F.A., 1978. Transfer of Cobalt 60 from phytoplankton to the clam (*Mercenaria mercenaria*). Bull. Japan. Soc. Sci. Fish. 44(5), 419-425.
- PAFFENHOEFFER G.A., 1972. The effects of suspended "red mud" on mortality, body weight and growth of the marine planktonic copepod, *Calanus helgolandicus*. Water, air and Soil Pollution ; Dordrecht, Holland 1(3) : 314-321.
- PETRICH S.M., REISH D.J., 1979. Effects of Aluminium and Nickel on survival and reproduction in Polychaetous Annelids. Bull. Environm. Contam. Toxicol. 23, 689-702.
- PHELPS D.K., TELEK G., LAPAN R.L., 1975. Assessment of heavy metal distribution within the food web. Marine Pollution and Marine Waste Disposal. Proceedings of the 2nd Intern. Congress, San Remo, Decemb. 1973. Pearson E.A., de Fraja Frangipane E. (Eds.), Oxford-Pergamon Press pp. 341-348. Supplement to progress in water technology.
- QURESHI S.A., SAKSENA A.B., SINGH V.P., 1980. Acute toxicity of some heavy metals to fish food organisms. Intern. J. Environment. Stud. G.B. 14(4), 325-327.

- SONNICHSEN T., 1978. Toxicity of a phosphate-reducing agent (aluminium sulfate) on the zooplankton in the lake Lyngby S. Verh. Intern. Verein. Limnol. 20, 709-713.
- SPRULES G.W., 1975. J. Fish. Res. Board Canada 33(3).
- VIALE D., 1978. Evidence of metal pollution in cetacea of the western Mediterranean. Ann. Inst. Océanogr. Paris 54(1), 5-16.
- WALKER G., FOSTER P., 1979. Seasonal variation of Zinc in the Barnacle *Balanus balanoides* maintained on a raft in the Menai strait. Mar. Environ. Res. 2(3), 209-221.
- ZAFIROPOULOS D., GRIMANIS A.P., 1977. Trace elements in *Acartia clausi* from Elefsis bay of the upper Saronikos Gulf, Greece. Mar. Pollut. Bull. G.B. 8(4), 79-81.

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE DE L'IMPACT D'UNE USINE DE TRAITEMENT DU MINÉRAI SUR LES POISSONS ET LES CRUSTACÉS

Thierry BOELY

Biologiste des Pêches à l'ORSTOM

L'exploitation du massif de la Tiébaghi et l'installation d'une usine de traitement des minerais à Paagoumène entrainera deux types de nuisances dans un secteur compris entre Koumac et la presqu'île de Poum. Le premier concerne les rejets qu'il est prévu d'effectuer à l'extérieur du récif. Le second tient à l'exploitation elle-même qui, en parallèle avec l'érosion naturelle, risque d'amener en baie de Nehoué une grande quantité de boues qui vont renforcer l'envasement déjà considérable de cette baie.

I - PROBLÈMES LIÉS AU REJET DES BOUES A L'EXTÉRIEUR DU LAGON.

Ces déchets seront rejetés sous forme de boues de forte densité dont on appréhende mal le devenir. Les courants, principalement leur composante verticale, joueront certainement un rôle non négligeable dans leur répartition. Étant donné l'importance des quantités rejetées, il devrait se former un grand cône de déjection.

Ces déchets, compte tenu de leur nature physique et chimique, vont former une barrière dans une zone où se rencontrent des espèces de poissons et de crustacés susceptibles d'être pêchées et commercialisées. La probable instabilité de ce cône de déjection et son alimentation constante entraînera une perturbation croissante du milieu marin à partir du débouché de la conduite vers les niveaux inférieurs. La fixation et la colonisation d'organismes marins se fera difficilement et ce rôle de barrière risque de s'accroître avec les années, coupant en deux un système écologique certainement assez stable.

Une liste, non limitative, des espèces de poissons capturés à la ligne de fond et des crustacés qui vivent entre la surface et une profondeur de 1000 mètres, est fournie en annexe. Beaucoup d'espèces seront soumises dès le début à l'influence de ces rejets, en particulier les "vivanos" qui ont une valeur commerciale certaine et les crustacés. A priori, les espèces pélagiques sont moins concernées par un tel phénomène, mais peuvent être sensibles aux modifications chimiques du milieu.

I-1 - Les vivanos

Les vivanos regroupent les genres *Fristipomoides*, *Paracaesio*, *Tropidinius*, *Etelis* et *Aphareus*. Tous vivent entre 100 et 500 mètres de profondeur et semblent

inféodés à la pente récifale où ils trouvent leur nourriture. Leur chair est excellente et ils sont exempts de gratte. Pour l'instant, ils ne sont pas exploités dans la région de Koumac, mais dans un proche avenir, ils pourraient faire l'objet d'une pêcherie artisanale installée à Koumac ou à Poum.

On ignore l'état des ressources en vivanos dans le nord de la Nouvelle-Calédonie. De même, on ne connaît ni leurs lieux de concentration et de reproduction, ni les déplacements qu'ils peuvent effectuer. Cependant, d'après les observations faites dans la région de Nouméa, leur pêche est très irrégulière et ceci tend à prouver des déplacements le long du récif.

On ne connaît pas non plus leur réaction aux différents métaux et métalloïdes susceptibles d'être rejetés avec les boues. Cependant, étant donné que les vivanos sont des carnassiers, ceux-ci sont susceptibles d'en concentrer certains, dans la mesure où leurs proies seraient elles-mêmes contaminées.

I-2 - Autres espèces de poissons

Un grand nombre d'espèces se répartissent le long de la pente récifale depuis la surface jusqu'à 600 mètres. Certaines peuvent être consommées, mais dans les niveaux supérieurs quelques unes peuvent être vectrices de gratte, comme certaines loches. A priori, les espèces qui vivent au-dessus de l'isobathe 150 ne devraient pas être gênées par les rejets de l'usine si ceux-ci débouchent effectivement en-dessous de 300 mètres, à moins d'avoir un phénomène de remontée des boues par les courants.

Toutes les espèces citées sont prises aux lignes de fond ou à la palangre, pêche très sélective. La liste fournie n'est donc pas exhaustive, certaines espèces, en particulier de petite taille, n'étant pas capturées par cette méthode.

I-3 - Les espèces pélagiques

A priori, les espèces pélagiques sont moins concernées que les poissons de fond par le rejet de boues de forte densité le long de la pente récifale, en particulier les petits pélagiques, sardinelles, chinchards, maquereaux et autres espèces.

Cependant, toute l'année, on rencontre le long du récif de la côte Ouest en particulier de Koumac à Poum des bancs de thonidés, bonites et thons à nageoires jaunes. Ce secteur paraît être une zone préférentielle de concentrati

Il ne faut pas oublier que ces poissons peuvent chercher leur nourriture, plancton, crustacés et petits poissons jusqu'à 200 et 300 mètres de profondeur, nourriture qui pourrait être contaminée. De même, les couches de plancton ont des migrations nycthemerales souvent supérieures à 300 mètres et ne sont pas à l'abri de ces rejets dont la partie la plus fine pourrait se trouver en suspension sur des surfaces importantes. Ceci peut entraîner trois sortes de nuisances pour les thonidés : abandon de la région à la suite d'une modification du milieu ou d'un manque de nourriture, modification de leur physiologie et concentration d'éléments chimiques impropres à la consommation humaine, comme le mercure par exemple (Cf. chapitre IV).

I-3 - Crustacés

Des crevettes et des crabes habitent la pente récifale jusqu'à 1000 mètres. Certaines crevettes, appartenant aux genres *Parapandalus* et *Heterocarpus*, et le crabe *Geryon quinquedens* sont excellents. Leur habitat est compris entre 200 et 1000 mètres, mais les meilleurs rendements se situeraient entre 400 et 800 m pour les crevettes et vers 800 pour les crabes.

Une prospection aux casiers a été effectuée en 1978 au large des passes Devers (Koumac) et de la Gazelle (Poum). Les rendements obtenus étaient faibles et les ressources disponibles paraissent insuffisantes pour alimenter une quelconque pêcherie. Cependant, capturés aux casiers, ces crustacés pourraient fournir un appoint de qualité aux pêcheurs de vivanos.

I-4 - Etat actuel des connaissances - Action à entreprendre

Nos connaissances dans la région comprise entre Koumac et Poum sont très fragmentaires. Pour évaluer l'impact du rejet des boues, il est nécessaire d'effectuer dès que possible un recensement des espèces que l'on peut capturer dans la région et une estimation de leur abondance. Une campagne de pêche d'une douzaine de jours paraît nécessaire dans un premier temps, suivie de quatre campagnes trimestrielles de huit jours pour étudier les possibles variations d'abondance dans le temps. Enfin une campagne annuelle d'une semaine devrait permettre d'étudier dans le temps l'influence des rejets de l'usine. Ces projets sont détaillés dans l'annexe n° II.

Il faudra aussi organiser une collecte des statistiques de pêche dès que des unités artisanales commenceront à exploiter ce secteur.

II - PROBLEMES LIES A L'ARRIVEE DE BOUES LATERITIQUES DANS LE LAGON

Le massif de la Tiébaghi est drainé par la rivière Néhoué qui se jette dans la baie de Néhoué. Suite à l'ancienne exploitation, stoppée depuis des années, cette baie est déjà très envasée. La reprise de l'exploitation, jointe à l'érosion naturelle, risque d'entraîner une grande quantité de boues vers la mer. Deux milieux vont subir les effets de cet apport, la mangrove à l'intérieur de la baie de Néhoué et les platiers et massifs coralliens situés dans la baie et de part et d'autre de celle-ci entre Koumac et Poum. A ces deux milieux est associée toute une faune et une flore marine, comprenant entre autres de nombreuses espèces de poissons, aussi bien benthiques, sédentaires que pélagiques.

La partie lourde des sédiments se déposera en baie de Néhoué, la comblant de plus en plus. Il faudra porter une attention particulière à l'état de la mangrove, importante dans le fond de la baie, et veiller à ce qu'elle ne disparaisse pas. En effet, la mangrove est une nourricerie et de nombreux juvéniles de poissons de valeur commerciale y séjournent. De plus, ses alentours immédiats jouent un rôle important dans l'écologie de nombreuses espèces. C'est pour cette raison que le Conseil de Gouvernement du Territoire de Nouvelle-Calédonie vient de prendre des arrêtés limitant avec précision la pêche dans et le long de la mangrove qui possède un important rôle biologique qui doit absolument lui être conservé. Des crustacés, crevettes et crabes y vivent. Ces derniers sont exploités par les populations riveraines qui y trouvent à la fois une source alimentaire et une source de revenus. Une atteinte à la mangrove entraînera rapidement la disparition de cette ressource et aura des répercussions dans l'économie de la région.

Avec le jeu des courants et des marées, la partie la plus fine des sédiments sera entraînée vers le lagon. Dans toute la région déjà, les platiers et massifs coralliens situés à proximité des côtes sont recouverts en permanence d'une fine pellicule de latérite. La reprise de l'exploitation aggravera ce phénomène qui pourrait entraîner une profonde dégradation des formations coralliennes avoisinantes et un appauvrissement de la faune marine associée. Ceci devra être suivi avec attention.

L'ouvrage de FOURMANOIR et LABOUTE donne un excellent aperçu sur la répartition et l'écologie de très nombreuses espèces de poissons qui vivent dans le lagon néo-calédonien. La reprise de l'exploitation du massif de la Tiébaghi entraînera probablement une diminution du nombre des espèces présentes dans le secteur, en particulier chez les poissons liés au fond et au coraux. En effet, tous ceux-ci chercheront des lieux plus propices à leur mode de vie, surtout chez les brouetteurs, et quitteront le secteur. Or il ne faut pas oublier que certains pêcheurs

professionnels ont des lieux de pêche situés au large de Paagoumène. D'autre part, la croissance prévisible de la population augmentera à la fois la demande en poisson et le nombre de pêcheurs amateurs et professionnels. Ceci contribuera à précipiter la diminution du poisson dans la région en ajoutant un facteur supplémentaire de déséquilibre.

Aucune action, telle que des campagnes de pêche n'est proposée pour analyser sur place l'effet de l'implantation de l'usine sur les poissons de la région. Les moyens et le temps nécessaires seraient disproportionnés aux résultats obtenus. Il est plus simple de suivre attentivement l'évolution des formations coralliennes et de la mangrove en y incluant certaines espèces de la faune vagile qui y sont associées.

Cependant, il est nécessaire de récolter et d'analyser dès que possible les quelques statistiques de pêche (prise et effort) disponibles et de mettre en place un contrôle statistique des captures des pêcheurs professionnels et amateurs, ceci pour suivre dans le temps, l'évolution de certaines populations de poissons commercialisables.

III - PROBLEMES LIES A L'ICTHYOSARCOTOXISME

L'ichthyosarcotoxisme recouvre un certain nombre d'affections liées à la consommation de poissons en provenance du lagon. Certaines peuvent être très graves et la "gratte" est l'une d'entre elles. Selon les travaux les plus récents, elle est transmise par des poissons carnivores s'alimentant dans des zones où le corail vient de mourir. Ainsi, la pose d'une conduite à travers le lagon et la barrière de corail, la construction d'un port, la dégradation du corail par la pollution sont autant de causes qui peuvent entraîner localement une toxicité accrue chez certaines espèces de poissons.

On ne sait pas lutter contre la gratte et il faut éviter les atteintes aux zones coralliennes pour ne pas ajouter des causes humaines aux causes naturelles suffisamment nombreuses.

IV - PROBLEMES LIES A LA COMPOSITION CHIMIQUE DES REJETS

L'action des métaux, sous forme ionique, sur les poissons de la pente récifale et du lagon, qui se prêtent très mal aux expérimentations est inconnue.

Des travaux récents montrent que des concentrations élevées de métaux peuvent être trouvées dans la chair de certaines espèces de poissons sans que l'on puisse savoir leur action sur le poisson lui-même. Certains métaux, accumulés dans les chairs, peuvent rendre la consommation d'une espèce dangereuse à partir d'un certain seuil, comme par exemple le mercure chez le thon à nageoires jaunes.

D'autres travaux signalent que la présence de métaux dérègle l'équilibre physiologique du poisson. Ainsi le zinc, le cadmium provoquent des troubles dans la croissance et la reproduction chez certaines espèces. Il en serait de même avec le mercure, le plomb, le sodium, le cuivre. Au contraire, l'accumulation de chrome semblerait sans effet. D'autres composés chimiques agissent en liaison avec la température ou le pH du milieu. Par exemple, les ions sulfites seraient toxiques dans un milieu légèrement acide et leur toxicité s'atténuerait avec un pH élevé.

Ici encore, nos connaissances sont très partielles. Cependant, il est certain que des modifications du milieu et l'accumulation de métaux tels le zinc, le plomb, le mercure sont très dangereux à terme autant pour la préservation de la nature que pour la consommation humaine.

REFERENCES.

- BARRO (M.), 1978 - Rapport de la mission péri-insulaire 1978 n°2
Centre ORSTOM de NOUMEA, 7 p.

- FOURMANOIR (P.), LABOUTE (P.), 1976) Poissons de Nouvelle-Calédonie et des
Nouvelles-Hébrides. Les Editions du Pacifique. 376 p.

- INTES (A.), 1978 - Pêche profonde aux casiers en Nouvelle-Calédonie et Iles
adjacentes. Essais préliminaires. Rapp. Scient. Tech. Centre ORSTOM
Nouméa, 2, 10 p.

Il existe de nombreuses autres références non encore disponibles au Centre ORSTOM de Nouméa, sur l'action des métaux sur la physiologie de certaines espèces de poissons.

A N N E X E I

I - POISSONS DE LA PENTE RECIFALE EXTERNE CAPTURES A LA LIGNE

<i>Lethrinus xanchocheilus</i>	05- 20	m		Bec de cane
" <i>mahsena</i>	05- 25	m		
<i>Monotaxis grandoculis</i>	10- 30	m	rare	
<i>Adioryx ruber</i>	10- 50	m		
<i>Plectropomus melanoleucus</i>	10-120	m	rare	Loches et
" <i>leopardus</i>	10-120	m	rare	mérous
<i>Epinephelus maculatus</i>	20- 80	m		
" <i>aerolatus</i>	50-200	m		
" <i>chlorostigma</i>	100-220	m		
" <i>microdon</i>	15-180	m		
" <i>hoedti</i>	20-200	m		
" <i>retouti</i>	70-220	m	rare	
" <i>rhyncholepis</i>	20-160	m		
" <i>morrhua</i>	120-300	m		
" <i>septemfasciatus</i>	240-350	m		
<i>Cephalopholis formosanus</i>	30-160	m		
<i>Plectranthias kami</i>	280-360	m	rare	
<i>Saloptia powelli</i>	300-350	m	très rare	
<i>Variola louti</i>	25-250	m		
<i>Bodianus bilunulatus</i>	20- 90	m		
<i>Bodianus perditio</i>	15-180	m		
<i>Cheilinus undulatus</i>	20-180	m		
<i>Gnathodentex mossambicus</i>	120-200	m		
<i>Gymnocranius rivulatus</i>	40-100	m		
" <i>japonicus</i>	60-180	m		
<i>Dentex noumeensis</i>	210-260	m	rare	
<i>Lethrinus nebulosus</i>	face -130	m		Bec de cane e
" <i>variegatus</i>	30-150	m		lutjanus
" <i>miniatus</i>	50-230	m		
" <i>chrysostomus</i>	30-250	m		
<i>Lutjanus kasmira</i>	10- 80	m		
" <i>argentimaculatus</i>	30-100	m	rare	
" <i>bohar</i>	surface -250	m		
" <i>se re</i>	40-100	m		
<i>Aprion virescens</i>	20-180	m		

<i>Frietipomoides filamentosus</i>	40-280	m		Vivanos
" <i>flavipinnis</i>	140-300	m		"
" <i>multidentis</i>	180-260	m		"
" <i>auricilla</i>	220-260	m	rare	
<i>Paracaesio kusakarii</i>	200-280	m	rare	"
<i>Tropidinius argyrogrammicus</i>	250-450	m		"
" <i>zonatus</i>	250-450	m		"
<i>Etelis coruscans</i>	220-500	m		"
<i>Etelis carbunculus</i>	220-500	m		"
<i>Aphareus rutilans</i>	120-200	m	rare	"
<i>Pseudocaranx georgianus</i>	50-140	m		
<i>Seriola rivoliana</i>	80-350	m		
<i>Promethichthys prometheus</i>	250-400	m		
<i>Thysitoidesmarleyi</i>	300-450	m	rare	
<i>Ruvettus pretiosus</i>	300-600	m		
<i>Eumegistus illustris</i>	290-400	m	rare	
<i>Triadon macropterus</i>	180-280	m		
<i>Sufflamen fraenatus</i>	30-160	m		
<i>Lycodontis intesi</i>	200-400	m		
" <i>berndti</i>	? -200	m		
<i>Polymixia berndti</i>	350-430	m	rare	
<i>Ostichthys pilwaxi</i>	180-250	m	rare	
<i>Ostichthys japonica</i>	180-250	m	rare	

II - REQUINS DE LA PENTE RECIFALE EXTERNE

<i>Nebrius concolor</i>	30- 70	m	rare	
<i>Triacnodon obesus</i>	06-110	m		
<i>Carcharhinus plumbeus</i>	-320	m		
" <i>albimarginatus</i>	30-300	m		
" <i>orblyrhynchos</i>	10-200	m		
<i>Pseudotriakis japonicus</i>	80-250	m		
<i>Squalus megalops</i>	200-600	m		
" <i>melanurus</i>	250-450	m		
<i>Cetorhynchus scalpratus</i>	300-600	m		
<i>Isodonchus vitulus</i>	200-500	m		
<i>Heptranchias perlo</i>	250-450	m	rare	
<i>Echiorhinus cookei</i>	200-400	m	rare	

III - CRUSTACES DE LA PENTE RECIFALE EXTERNE

Amphipodes

Eurythenes gryllus 700-1000 m

Isopodes

Bathynomus affinis 400- 600 m

Decapodes

Paralomis sp. 600 m

Lithodes turrilus 900-1000 m

Enoplometus sp. 200 m rare

Plesiopenaeus sp. 800- 900 m

Parapandalus sp. 200-400 m

Heterocarpus ensifer 200-800 m

Heterocarpus laevigatus 600-1000 m

Acanthodes armatus 100-400 m

Geryon quinquedens 600-1000 m

ETUDE DES POISSONS DE LA PENTE RECIFALE
AU LARGE DE PAAGOUMENE

Projet d'Etude

Aucune des ressources en poissons de la pente récifale n'a été faite dans le nord de la Nouvelle-Calédonie. Aussi ce projet se divise en trois programmes complémentaires et échelonnés dans le temps :

Prog. 1 - Recensement des espèces présentes dans ce secteur
Etude de leur abondance

Prog. 2 - Etude des possibles variations dans le temps

Prog. 3 - Influence des r ets sur ces ressources

PROGRAMME 1

Définition du programme

Etude des espèces présentes sur trois radiales et de leur abondance.

Moyens

Navire océanographique N.O. VAUBAN.

Méthode de pêche

Pêche à la ligne, aux casiers et si possible au chalut.

Durée du programme : 3 mois.

* Travail à la mer : 12 jours.

Campagne de 12 jours se décomposant comme suit :

- Trajet aller-retour : 4 jours
- Etude de trois radiales, 2 Jours par radiale : 6 jours
(pêche à la ligne et aux casiers)
- Essais de pêche au chalut : 1 jour
- Une journée est gardée en réserve pour tenir compte des aléas de la pêche et de la météorologie.

* Travail à terre : 3 mois.

- Préparation de la campagne : vérification et commande des équipements nécessaires : 1 mois

- exploitation des résultats : 2 mois

Personnel nécessaire :

1 chercheur : 3 mois

1 ingénieur de recherche : 3 mois

2 assistants de recherche : 2 mois (1 mois x 2)

Résultats attendus :

- Recensement des espèces présentes au large de Paagoumène

- Etude de leur abondance

- Définition de deux radiales qui serviront de radiale de référence

Matériel nécessaire :

Lignes, hameçons divers, flotteurs, casiers, chalut de petite taille, filets maillants.

Une partie de ce matériel existe déjà au Centre ORSTOM de Nouméa, mais il devra être complété. Les chaluts devront être commandés en France.

La campagne ne pourra être entreprise que lorsque la plus grande partie du matériel sera à Nouméa. Il faut donc compter un délai minimum de quatre mois entre la signature du contrat et le démarrage effectif du programme.

Coût du programme.

Le coût du programme est établi au 30.06.1981 et il devra être révisé en augmentation pour 1982.

* Personnel permanent

- Salaires - 1 chercheur MR 3 mois 2.352.000

1 ingénieur 3 mois 1.860.000

2 assistants 2 mois 300.000

- Frais de terrain en mer 240.000

- Frais de terrain à terre 50.000.

* Personnel temporaire		
- 1 dactylographe	2 Mois	300.000
- 1 dessinateur	1 mois	150.000
- 1 assistant	2 mois	300.000
* Frais de fonctionnement :		
- en mer N.O. VAUBAN	318.000 x 12	3.816.000
- à terre		300.000
* Investissement		
- achat de matériel de pêche		750.000
	Total	10.118.000
	Arrondi à	10.000.000

PROGRAMME 2

Définition du programme

Occupation une fois par trimestre de deux radiales situées de part et d'autre du débouché des rejets de l'usine de Paagoumène.

Analyse de la variation dans le temps de l'abondance des espèces de la pente récifale (déplacements horizontaux et verticaux, migrations, remplacement d'espèces, reproduction,...).

Analyse des prises de la pêche artisanale si celle-ci s'intéresse à ces espèces.

Moyens

Navire océanographique N.O. VAUBAN.

Méthode de pêche

Pêche à la ligne, aux casiers et au chalut. Les résultats du programme doivent indiquer les meilleures techniques de pêche.

Durée du programme : 16 mois

* Travail à la mer : 32 jours

Une campagne trimestrielle de 8 jours se décomposant comme suit :

- . Trajet aller-retour : 4 jours
- . Occupation de deux radiales: 4 jours

* Travail à terre : 3 mois

- préparation des campagnes : 1 mois (7 jours x 4)
- exploitation des résultats : 2 mois

Personnel nécessaire

- 1 chercheur : 4 mois
- 1 ingénieur de recherche : 4 mois
- 2 assistants de recherche : 4 mois (2 mois x 2)

Résultats attendus

Variations spatio-temporelles de l'abondance des espèces de la pente récifale.

Détermination du maximum d'abondance.

Données sur les déplacements, la reproduction, la biologie de ces espèces.

Détermination de la meilleure période pour l'exécution du programme 3.

Matériel nécessaire

Lignes, hameçons divers, flotteurs, casiers, filets maillants...

Coût du programme

Le programme 2 n'entrera au plus tôt en application qu'à partir du second semestre de 1982. Son coût, établi au 30.06.1981, est donné à titre indicatif et devra être révisé.

* Personnel permanent

Salaires : 1 chercheur M.R.	4 mois	3.136.000
1 ingénieur	4 mois	2.480.000
2 assistants	4 mois	600.000
Frais de terrain en mer		640.000
Frais de terrain à terre		150.000

* Personnel temporaire

Dactylographe	2 mois	400.000
Dessinateur	1 mois	150.000
Assistant	1 mois	150.000

* Frais de fonctionnement		
en mer N.O. VAUBAN	318.000 x 32 j	10.176.000
à terre fonctionnement du programme		300.000
matériel de pêche à remplacer		300.000
* Investissements		
achat de matériel de pêche		300.000
matériel de biologie		250.000
		<hr/>
	Total	19.032.000
	arrondi à	19.000.000

REMARQUES

La durée et le coût de ce programme est fonction des résultats acquis par le programme 1. En particulier s'il est possible de chaluter, une journée supplémentaire devra être consacrée au chalut à chaque campagne.

Par ailleurs, s'il est possible d'intégrer ce programme à un programme de recherche du Centre ORSTOM de Nouméa, son coût devrait pouvoir être nettement diminué en rentabilisant les trajets aller-retour entre Nouméa et Koumac. Le temps à la mer du N.O.VAUBAN serait alors de 16 jours (ou 20 jours en tenant compte de la remarque précédente) au lieu de 32 jours.

PROGRAMME 3

Définition du programme

Occupation une fois par an de deux radiales situées de part et d'autre du débouché des rejets de l'usine de Paagoumène. Etude dans le temps de l'influence de ces rejets.

Moyens

Navire océanographique de l'ORSTOM.

Méthode de pêche

Pêche à la ligne aux casiers, au chalut.

Durée du programme : plusieurs années

* Travail à la mer : 8 jours par an

Une campagne annuelle se décomposant comme suit :

- Trajet aller-retour : 4 jours
- Occupation de deux radiales : 4 jours

Il faudra compter un jour de plus s'il est possible de pêcher au chalut.

* Travail à terre : 2 mois

Préparation des campagnes et exploitation des résultats.

Personnel nécessaire

1 chercheur	: 2 mois
1 ingénieur	: 2 mois
2 assistants de recherches	: 2 mois (1 mois x 2)

Résultats attendus

Analyse dans le temps de l'influence des rejets de l'usine.

Matériel nécessaire

Lignes, hameçons, chalut, filets maillants.

Coût du programme

Il n'est pas possible de déterminer le coût de ce programme, celui-ci devant démarrer après le début de l'exploitation du massif de la Tiébaghi.