

EUR 2407.f

LIBRARY COPY

COMMUNAUTE EUROPEENNE DE L'ENERGIE ATOMIQUE - EURATOM

**ASPECTS SCIENTIFIQUES
ET SANITAIRES
DE LA CONTAMINATION RADIOACTIVE
DE LA MER**

par

P. RECHT et F. VAN HOECK

1965



Direction Protection Sanitaire

**Texte présenté au Congrès International de la Mer
Saint-Cast, France - 30 mai - 7 juin 1964**

AVERTISSEMENT

Le présent document a été élaboré sous les auspices de la Commission de la Communauté Européenne de l'Energie Atomique (EURATOM).

Il est précisé que la Commission d'EURATOM, ses cocontractants ou toute personne agissant en leur nom :

- 1° - Ne garantissent pas l'exactitude ou le caractère complet des informations contenues dans ce document, ni que l'utilisation d'une information, d'un équipement, d'une méthode ou d'un procédé décrit dans le présent document ne portent pas atteinte à des droits privés.
- 2° - N'assument aucune responsabilité pour les dommages qui pourraient résulter de l'utilisation d'informations, d'équipements, de méthodes ou procédés divulgués dans le présent document.

Ce rapport est vendu au prix de 40,- francs belges, sur demande adressée à : PRESSES ACADEMIQUES EUROPEENNES - 98, Chaussée de Charleroi, Bruxelles 6.

Le paiement se fait par versement à :

- la BANQUE DE LA SOCIETE GENERALE (Agence Ma Campagne) - Bruxelles - compte N° 964.558.
- la BELGIAN AMERICAN BANK AND TRUST COMPANY - New York - compte N° 22.186.
- la LLOYDS BANK (Europe) Ltd. - 10 Moorgate, London E.C.2, en mentionnant la référence : «EUR 2407.f - ASPECTS SCIENTIFIQUES ET SANITAIRES DE LA CONTAMINATION RADIOACTIVE DE LA MER»

Ce document a été reproduit à partir de la meilleure copie disponible.

Achévé d'imprimer par SMEETS
Bruxelles, avril 1965

EUR 2407.f

COMMUNAUTE EUROPEENNE DE L'ENERGIE ATOMIQUE - EURATOM

**ASPECTS SCIENTIFIQUES
ET SANITAIRES
DE LA CONTAMINATION RADIOACTIVE
DE LA MER**

par

P. RECHT et F. VAN HOECK

1965



Direction Protection Sanitaire

**Texte présenté au Congrès International de la Mer
Saint-Cast, France - 30 mai - 7 juin 1964**

TABLE DES MATIERES

	Page
INTRODUCTION	3
<u>Chapitre I</u> : DONNEES OCEANOGRAPHIQUES	5
<u>Chapitre II</u> : CARACTERES PHYSICO-CHIMIQUES ET RADIOACTIVITE NATURELLE DE L'EAU DE MER	6
<u>Chapitre III</u> : IRRADIATION RESULTANT DE LA RADIOACTIVITE NATURELLE DE L'EAU DE MER	11
<u>Chapitre IV</u> : CONTAMINATION RADIOACTIVE	14
1. Retombées radioactives	15
2. Déchets radioactifs	18
<u>Chapitre V</u> : FACTEURS BIOLOGIQUES DE LA CONTAMINATION RADIOACTIVE	20
1. Effets des radiations sur les organismes marins	20
2. Niveaux trophiques et facteurs de concentration	22
<u>Chapitre VI</u> : GENERALITES SUR LES DECHETS RADIOACTIFS	30
1. Origine	30
2. Composition	31
3. Classification	32
4. Prévisions	33
<u>Chapitre VII</u> : METHODES D'EVACUATION DES DECHETS RADIOACTIFS	38
1. Effluents liquides rejetés dans les zones côtières	43
2. Immersion de fûts	46
3. Déchets provenant des navires à propulsion nucléaire	48
<u>Chapitre VIII</u> : EXPERIMENTATION EN MILIEU MARIN	50
1. Problèmes particuliers posés par l'expérimentation	50
2. Exemple d'un programme de recherches.	53
CONCLUSIONS	54

"La multiplication des sources artificielles de rayonnement ionisant fait partie du changement de conditions de vie de l'humanité, qui caractérise l'âge atomique. Nous devons nous habituer à vivre en tenant compte de ces dangers nouveaux et nous devons les mieux connaître pour mieux les éviter".

F. PERRIN (Genève, 1958)

INTRODUCTION

Depuis plusieurs décennies, les activités humaines introduisent dans le milieu ambiant des facteurs variés et nombreux, le plus souvent d'ordre chimique, susceptibles d'en modifier les composantes naturelles.

L'air des villes est chargé de gaz et d'aérosols nocifs provenant de la combustion du charbon et des pétroles. Des effluents industriels et domestiques sont évacués dans les rivières et les estuaires sans épuration préalable et y modifient la vie aquatique. Le rejet d'hydrocarbures dans la mer compromet la survie de nombreuses espèces vivantes et pollue des rivages à vocation touristique. L'usage excessif des pesticides a bouleversé en de nombreuses régions les équilibres biologiques naturels : des insectes considérés comme nuisibles ont disparu, mais d'autres espèces, nécessaires au déroulement normal des cycles végétaux et animaux, ont été affaiblies ou détruites sans possibilité de compensation.

Ces problèmes ne sont pas récents ; les inconvénients et les risques en ont été soulignés. Les autorités publiques et les industriels recherchent des solutions et les appliquent parfois ; mais l'étendue du domaine où des actions d'étude, de prévention et de contrôle sont nécessaires, est considérable et réclame un effort prolongé de coopération et de compréhension.

La pollution des mers par des déchets n'est pas un problème nouveau. Avec la croissance des villes et des industries, des quantités considérables d'effluents de natures différentes sont déversées dans des eaux côtières.

Dernière venue parmi les activités industrielles, pouvant engendrer des déchets nocifs, l'énergie nucléaire porte le poids d'un avènement dont les premières manifestations ont été terrifiantes et ont créé chez l'homme

une inquiétude qui, a exercé une certaine influence sur le climat dans lequel a grandi l'usage pacifique de l'atome. Une telle appréhension est-elle justifiée ?

La première génération de réacteurs nucléaires a achevé sa croissance sans qu'il y ait eu d'accident notable et d'irradiation inacceptable des travailleurs ou des populations : l'industrie nucléaire est considérée à cet égard comme une des plus sûres qui soient.

La recherche, l'industrie et l'agronomie ont recours, de plus en plus souvent, aux radiations ionisantes. Des laboratoires et des installations nucléaires manipulant des millions de curie, fonctionnent depuis des années ; pourtant, on ne rejette dans le milieu ambiant que des quantités infimes d'effluents radioactifs. Cette situation, favorable en ce qui concerne la protection de l'environnement, résulte de l'attitude volontairement prudente adoptée vis-à-vis du risque atomique. Certaines industries ont pu dans le passé se développer sans précaution adéquate et ont pollué et continuent à polluer le milieu ambiant. On admet actuellement qu'il est possible, sans que cela n'entraîne de charges économiques trop lourdes pour la collectivité, d'empêcher une pollution significative du milieu ambiant et de n'accepter que des rejets étudiés et contrôlés du point de vue sanitaire. En ce qui concerne l'énergie atomique, toute activité nouvelle importante est étudiée préalablement à sa mise en oeuvre ; ses conséquences éventuelles sur la santé des travailleurs et des populations et sur le milieu ambiant, sont déterminées avec la plus grande précision possible aussi bien dans des conditions normales de fonctionnement qu'en cas d'accident. Le plus souvent, au cours des procédures administratives qui précèdent l'octroi d'une autorisation d'exploitation, l'opinion publique est informée et consultée ; ce concours obligatoire d'avis, d'expertise et de publicité, a conduit l'énergie nucléaire dans la voie d'une sécurité qu'aucune autre branche de l'activité industrielle n'a obtenue jusqu'à présent.

Cependant, on ne peut concevoir le développement de l'énergie nucléaire sans envisager les problèmes que posent les déchets radioactifs qui en sont une conséquence inévitable. Une partie de ces déchets est éliminée dans l'air ou dans l'eau, car il est impossible d'imaginer que toute la radioactivité résultant de l'emploi des radiations ionisantes et qui en est le résidu puisse être confinée indéfiniment. On connaît relativement

bien le sort de substances radioactives rejetées dans l'atmosphère, mais il n'en est pas de même en ce qui concerne le rejet de déchets radioactifs dans les milieux aquatiques.

Les prévisions sur la dilution, la dispersion, le transport des déchets radioactifs dans les océans et les possibilités de retour à l'homme sont moins faciles à déterminer et moins précises que celles qui concernent l'air ou le sol. Aussi, a-t-on généralement adopté, vis-à-vis des décharges radioactives dans le milieu marin, une attitude de circonspection et de prudence.

CHAPITRE I : DONNEES OCEANOGRAPHIQUES.

Les océans, avec $3,6 \times 10^8$ Km² (Sverdrup 1942), couvrent 71 % de la surface du globe ; en considérant une profondeur moyenne de 3.800 mètres, le volume total des eaux océaniques est de $1,37 \times 10^9$ Km³ (Revelle et Schaeffer 1957). Les eaux océaniques sont divisées habituellement en eaux côtières, eaux du plateau continental et eaux profondes. Chacune de ces zones a des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques qui doivent être prises en considération quand on étudie les processus de retour à l'homme de la contamination radioactive introduite dans la mer.

Dans les zones côtières, le mouvement des marées, les vents et les courants assurent, en principe, des mélanges verticaux et horizontaux favorables à la dispersion et à la dilution. Ces phénomènes favorables sont réduits et même contrariés par l'irrégularité des côtes qui peuvent former des bassins plus ou moins fermés et par l'existence de baies, d'estuaires, de ports et de lagunes. Dans ces zones, vivent de nombreuses populations de mollusques, d'algues, de crustacés et de poissons, servant habituellement à la nourriture humaine. Dans le voisinage des estuaires, les différences de densité des eaux créent des stratifications qui limitent les possibilités de diffusion.

Le plateau continental s'étend du rivage vers l'océan jusqu'à des profondeurs de 200 à 400 mètres. La largeur de cette bordure immergée peut varier de quelques centaines de mètres à plusieurs dizaines de kilomètres. Les eaux qui recouvrent le plateau continental présentent des conditions de diffusion et de transport de matières radioactives plus favorables que les eaux côtières. Le vent est un élément important dans les processus de mélange et de transfert des eaux, mais les variations saisonnières sont

considérables. Des courants de marée et des contre-courants dans certaines régions favorisent la dispersion. Il existe aussi des courants de profondeur, des courants de boues puissants et rapides qui sont capables d'entraîner des récipients immergés à des distances considérables.

En haute mer, les eaux forment deux couches aux caractères physiques différents. La couche superficielle, qui représente 2 % du volume total des océans, a une profondeur variable de 10 à 200 mètres : les mélanges verticaux et horizontaux y sont rapides et complets ; ils sont assurés principalement par les vents. La température, la salinité et la densité de l'eau sont uniformes de la surface jusqu'au fond. Les eaux de la couche profonde sont relativement froides puisque leur température varie de 1 à 4°. Dans les eaux profondes, les mélanges et les mouvements horizontaux et verticaux sont moins intenses et plus lents que dans les couches superficielles. Entre les deux couches, il y a une zone intermédiaire atteignant parfois 500 mètres de profondeur et représentant 20 % du volume total des eaux où la température diminue avec la profondeur alors que la densité et la salinité augmentent. Ce dernier phénomène réduit les mouvements verticaux et assure une certaine stabilité aux eaux de cette couche qui est appelée thermocline ou pycnocline. Elle réduit l'intensité des échanges entre les eaux superficielles et profondes et en ralentit la vitesse. Aussi, le temps d'échange entre les deux couches se chiffre-t-il par dizaines et parfois par centaines d'années.

Les grands courants océaniques de surface transportent des quantités considérables d'eau, en des périodes de temps variables, mais réalisent en fin de compte un brassage général des eaux superficielles, du talus continental vers l'océan et d'un bassin océanique à l'autre.

CHAPITRE II : CARACTERES PHYSICO-CHIMIQUES ET RADIOACTIVITE NATURELLE DE L'EAU DE MER

Nous venons de voir que, selon l'éloignement des côtes ou la profondeur des eaux, des processus mécaniques puissants mélangent les eaux et peuvent diluer, dans certaines conditions, les substances radioactives parvenues dans le milieu marin. Un autre élément intervient dans la distribution de la radioactivité : c'est l'ensemble des facteurs physico-chimiques et biologiques qui caractérisent l'eau de mer et conditionnent la dispersion des substances radioactives ainsi que leur concentration par de nombreux organismes du biotype. Sur le plan sanitaire, cette concentration joue

un rôle essentiel, car l'éventualité d'une accumulation de substances radioactives dans les produits de la mer destinés à l'alimentation est un élément important dans l'appréciation du risque de contamination humaine.

1) Composition physico-chimique de l'eau de mer

L'eau de mer est une solution d'un grand nombre d'éléments chimiques contenant de petites quantités de matières organiques et inorganiques en suspension. La salinité (quantité totale de sels dissous dans l'eau) est relativement constante et varie de 33 à 38 pour 1.000.

Le tableau 1 indique pour la plupart des éléments constitutifs de l'eau de mer, la concentration exprimée en milligramme par litre.

COMPOSITION CHIMIQUE DE L'EAU DE MER

<u>ELEMENTS</u>	<u>MILLIGRAMME/LITRE</u>
Hydrogène	108.000
Carbone	28
Oxygène	857.000
Sodium	10.560
Magnésium	1.270
Aluminium	0,01
Silice	3
Phosphore	0,07
Soufre	900
Chlore	19.000
Potassium	380
Calcium	400
Chrome	0,00005
Manganèse	0,002
Fer	0,01
Cobalt	0,0005
Nickel	0,0005
Cuivre	0,003
Zinc	0,01
Arsenic	0,003
Brome	65
Rubidium	0,12
Strontium	8
Iode	0,05
Cesium	0,005
Baryum	0,0062
Lanthane	0,0003
Cerium	0,0004
Radon	$9 \cdot 10^{-15}$
Radium	$3 \cdot 10^{-11}$
Uranium	0,003
Thorium	0,0007

Il faut souligner la présence de certains éléments qui jouent un rôle dans la dilution isotopique de radioéléments parvenant dans le milieu marin : le strontium stable est présent dans l'eau de mer avec une concentration de 8 milligramme/litre, ce qui représente une quantité totale de $1,8 \times 10^{13}$ tonnes. Les quantités de calcium et de potassium sont également élevées, puisque, par litre d'eau de mer, on trouve 400 mg de calcium (quantité totale : $5,6 \times 10^{14}$ tonnes) et 380 mg de potassium (quantité totale : $5,3 \times 10^{14}$ tonnes). Ces deux éléments jouent un rôle dans la dilution pseudo-isotopique du strontium⁹⁰ et du césium¹³⁷.

Si pour le strontium⁹⁰, par exemple, on peut admettre que la présence importante de l'élément stable diminue le risque biologique, il n'en est pas de même pour d'autres radioisotopes comme le Cr⁵¹, le Co⁶⁰, le Zn⁶⁵, le P³², qui sont apportés par certains déchets radioactifs et dont les éléments stables sont en très petite concentration dans l'eau de mer.

2) Radioactivité naturelle.

De nombreux radioéléments naturels se rencontrent dans le milieu marin.

La mesure de l'activité bêta totale d'un litre d'eau de mer donne des chiffres de l'ordre de 340 pCi/litre, dont 90 %, soit 300 pCi/litre, proviennent du seul radioélément K⁴⁰ (demi-vie de $1,3 \times 10^9$ années).

TABLEAU 2

RADIOACTIVITE NATURELLE DE L'EAU DE MER

Elément	Concentration mg/l.	Radioélément	Activité pCi/l.	Quantité totale mégatonne	Activité totale mégacurie
Hydrogène	108.000	Tritium	-	$1,5 \cdot 10^{-9}$	12
Carbone	28	C ¹⁴	0,19	$5,6 \cdot 10^{-5}$	270
Potassium	380	K ⁴⁰	330,0	63.000	460.000
Rubidium	0,2	Rb ⁸⁷	6,0	118.000	8.400
Radium	$3 \cdot 10^{-11}$	Ra ²²⁶	0,27	$4,2 \cdot 10^{-4}$	1.100
Uranium	0,003	Ur ²³⁸	5,4	2.800	3.800
		Ur ²³⁵	0,16	21	110
Thorium	0,0007	Th ²³⁷	$5,7 \cdot 10^{-3}$	14	8

Le tableau 2 indique les principaux éléments participant à la radioactivité naturelle de l'eau de mer. La forme sous laquelle ces éléments se rencontrent dans l'eau de mer, intervient dans les processus physico-chimiques et biologiques qui les font entrer dans les cycles des organismes vivants. Le tableau 3 donne quelques données expérimentales sur l'état physico-chimique de certains produits de fission dans l'eau de mer.

TABLEAU 3 (6)

QUELQUES DONNEES EXPERIMENTALES SUR L'ETAT PHYSICO-CHIMIQUE DES PRODUITS DE FISSION DANS L'EAU DE MER

Elément	Ionique %	Colloïdal %	Particulaire %
Cs	70	7	23
I	90	8	2
Sr	87	3	10
Sb	73	15	12
Te	45	43	12
Mo	30	10	60
Ru	0	5	95
Ce	2	4	94
Zr	1	3	96
Y	0	4	96
Nb	0	0	100

Suivant leur état, les radionuclides peuvent rester en solution, se précipiter, être adsorbés sur les matières organiques ou inorganiques, sédimenter ou entrer dans le cycle biologique. Les particules solides sont entraînées vers le fond et sédimentent; le césium, le strontium ou l'iode radioactifs se présentent sous forme ionique, demeurent en solution et sont adsorbés ou incorporés par les plantes ou les animaux. En outre, des éléments radioactifs sont retirés de l'eau par les processus de précipitation ou de sédimentation, mais les sédiments du fond peuvent, à leur tour, être repris par des organismes marins et remis en circulation puisqu'ils deviennent disponibles pour

de nouveaux cycles alimentaires ; si le processus de sédimentation retire des radionuclides de l'eau de mer, il diminue la contamination potentielle des organismes marins mais augmente le risque pour les habitants du fond de la mer.

Les mouvements des matériaux du fond dans les zones côtières déplacent des quantités importantes de sable fin, de gravier ou de vase et peuvent ainsi mobiliser à nouveau des substances radioactives à travers toute la masse liquide.

Que ce soit sous forme de substances dissoutes ou de particules en suspension, les éléments stables et les radioéléments sont ingérés par les organismes marins, participent à leur métabolisme et pénètrent ainsi dans des cycles biologiques variés qui peuvent les conduire finalement jusqu'à l'homme.

Il faut également signaler la possibilité pour les oiseaux aquatiques de retirer du milieu marin des substances radioactives et de les ramener sur le rivage.

CHAPITRE III : IRRADIATION RESULTANT DE LA RADIOACTIVITE NATURELLE DE L'EAU DE MER.

De même que les êtres vivant à la surface du sol, les organismes marins sont soumis à une double irradiation :

- irradiation externe provenant des rayons cosmiques parvenant à la surface des océans et des radioéléments présents dans l'eau,
- irradiation interne due aux radioéléments incorporés par les organismes.

Quelles sont les doses qui en résultent ?

1. Irradiation externe :

Les radiations cosmiques apportent un débit de dose totale aux tissus de 50 mr/an au niveau de la mer et aux latitudes tempérées. Elles décroissent rapidement avec la profondeur et deviennent négligeables à partir de 100 mètres.

A la surface de la terre, le rayonnement cosmique peut être plus important pour de nombreuses espèces vivantes, puisqu'il augmente avec l'altitude : par exemple, les habitants de La Paz en Bolivie, vivant à 3.600 m., reçoivent 270 mr/an.

Les radioéléments de l'eau de mer délivrent aux individus vivant à la surface de l'eau, une dose faible, de l'ordre de 0,5 mr/an. Cette irradiation est due en ordre principal au potassium 40 , dont la décroissance donne naissance à des rayonnements bêta et gamma. L'irradiation en bêta est estimée à 2,7 mrad/an et l'irradiation en gamma à 0,9 mrad/an, soit une dose totale de 3,6 mrad/an.

Vu leur faible parcours dans le milieu ambiant, les rayons bêta du potassium ne contribuent que pour une faible part à l'irradiation des animaux d'une certaine grandeur vivant dans l'eau de mer et des humains vivant sur mer. C'est pourquoi on ne prend en considération, pour apprécier l'irradiation externe des poissons et des hommes, que le chiffre de 1 mrad/an dont la moitié seulement parvient à un homme séjournant à la surface de l'eau. Il n'en est pas de même en ce qui concerne l'irradiation d'organismes plus petits vivant dans la mer et qui peuvent recevoir alors la dose complète de 3,6 mrad/an.

Rappelons qu'en ce qui concerne les hommes séjournant à terre, l'irradiation naturelle d'origine terrestre est de l'ordre de 50 mr/an (4), compte tenu du temps que l'homme passe à l'intérieur des bâtiments.

2. Irradiation interne :

L'irradiation interne est due à des radioéléments présents en quantités variables dans les organismes marins. Le principal radioélément intervenant dans l'irradiation interne est le K^{40} , qui se concentre différemment suivant les espèces. On trouve les moyennes suivantes pour le K^{40} :

Algues : 8 pCi/gr de matière vivante

Invertébrés : 2 pCi/gr

Poissons : de 0,15 à 3,4 pCi/gr.

Le tableau ci-dessous (FOLSOM et HARLEY) indique la dose totale en bêta-gamma par an, délivrée par le K^{40} :

	<u>Potassium 40</u>	<u>Dose totale delivrée</u>
Eau de mer	380 milligr/kg	3,6 millirad/an
Hommes	2 gr/kg	20 millirad/an
Poissons	3 gr/kg	28 millirad/an

Les doses reçues par les hommes ou les organismes marins peuvent être résumées comme suit :

1) Homme séjournant sur le sol au niveau de la mer :

- Rayonnements cosmiques :	50 mr	
- Rayonnements terrestres :	50 mr	Total : 126 mr/an
- Radiations internes :	26 mr (x)	

2) Homme séjournant sur un bateau :

- Rayonnements cosmiques :	50 mr	
- Radioactivité de la mer :	0,5 mr	Total : 76 mr/an
- Radioactivité interne :	26 mr	

3) Poissons près de la surface :

- Rayonnements cosmiques :	50 mr	
- Radioactivité de la mer :	1 mr	Total : 79 mr/an
- Radioactivité interne :	28 mr	

4) Poissons vivant à 100 m. de la surface :

- Rayonnements cosmiques :	0	
- Radioactivité de la mer :	1 mr	Total : 29 mr/an
- Radioactivité interne :	28 mr	

5) Micro-organismes en surface :

- Rayonnements cosmiques :	50 mr	
- Radioactivité de la mer :	3,6 mr	Total : 54 mr/an

6) Micro-organismes vivant dans le fond :

- Rayonnements cosmiques :	0	
- Rayonnement provenant des sédiments :	entre 40 et 600 mr/an	

(x) Chez l'homme, à l'irradiation due au K^{40} qui est de 20 mr/an s'ajoutent l'irradiation due aux éléments des séries du Radium et du Thorium (ingestion et inhalation) représentant 5 mr/an aux gonades, et l'irradiation due au Carbone 14, de 1 mr/an aux gonades.

En conclusion, la radioactivité naturelle de la mer est remarquablement basse par rapport à celle que l'on constate au niveau du sol.

Sur un bateau, l'homme ne reçoit que 0,5 mr/an, alors que, sur terre, l'intensité moyenne de l'irradiation externe due à des radioéléments naturels est de l'ordre de 50 mr/an.

En ce qui concerne les organismes vivant en surface, ou près de la surface de la mer, l'irradiation naturelle est de l'ordre de 80 mrad en moyenne. Elle diminue de 50 mrad en dessous de 100 mètres, niveau à partir duquel l'irradiation naturelle n'est plus que de quelques mrad par an et est due exclusivement aux radioéléments présents dans l'eau de mer.

Dans certains hauts fonds, où les sédiments contiennent de fortes proportions d'émetteurs alpha, les doses délivrées aux organismes qui y séjournent en permanence peuvent être plus élevées et atteindre 600 mrad/an. Mais, à quelque distance du fond, ce rayonnement devient peu significatif.

Les organismes vivant dans la mer ont donc reçu, depuis des millénaires, une irradiation de loin inférieure à celle des animaux terrestres. Si, comme c'est le cas pour ces derniers, la radioactivité naturelle peut avoir exercé une influence sur leur évolution, il pourrait y avoir ^{un} intérêt scientifique à mieux connaître l'évolution des organismes marins et les variations génétiques, mais de telles études ont jusqu'à présent été négligées en raison des difficultés de l'observation et de l'expérimentation.

CHAPITRE IV : CONTAMINATION RADIOACTIVE.

Depuis quelques années, une radioactivité artificielle résultant de la mise en oeuvre par l'homme d'activités nucléaires diverses est venue s'ajouter à la radioactivité naturelle des eaux océaniques. Nous passerons brièvement en revue les sources de cette radioactivité artificielle dont la plus importante provient des explosions atomiques.

1. Retombées radioactives.

L'explosion d'une bombe atomique libère de nombreux produits de fission et crée par activation des radioéléments variés, projetés les uns et les autres dans la troposphère ou la stratosphère. Ceux dont la demi-vie est suffisamment longue se déposent sur le sol au bout de temps variables (semaines ou années), selon les processus relativement bien connus des retombées radioactives et des précipitations.

Comme les océans occupent les 4/5 de la surface du globe (361 millions de kilomètres carrés), les retombées radioactives ont introduit dans la mer des quantités importantes de radioéléments.

Il a été calculé que les essais nucléaires qui ont eu lieu jusqu'en 1962, correspondent à l'énergie libérée par 511 mégatonnes de TNT (x) ayant produit 193.000 tonnes de produits de fission :

<u>Année</u>	<u>Energie libérée</u>	
	Mt	TNT
	Fission	Total
1945-1951	0,8	0,8
1952-1954	38	60
1955-1956	13,1	28
1957-1958	40	85
1959-1960	-	-
1961	25	120
1962	76	271
	<u>193</u>	<u>511</u>

La quantité totale de produits de fission injectée dans la troposphère est de l'ordre de 120 tonnes, ce qui représente 12 mégacurie de strontium 90 et 18 mégacurie de césium 137 (xx). On peut estimer qu'environ 6 millions 1/2 de curie de strontium 90 se sont déposés à la fin de 1962 sur la surface du globe.

(x) L'énergie totale libérée par une explosion nucléaire est comparée à l'énergie libérée par l'explosion du trinitrotoluène ou tolite (TNT). Une mégatonne correspond à 10^6 tonnes de TNT, soit 10^{15} calories.

(xx) On admet habituellement que pour chaque mégatonne de TNT, il se forme, $\frac{1}{2}$ mégacurie de strontium 90, 16 mégacurie de strontium 89, 110 mégacurie d'iode et 0,15 mégacurie de césium 137.

De nombreuses études faites depuis une quinzaine d'années ont permis de retrouver des produits de fission et d'activation dans l'eau et dans les organismes marins et d'en suivre la dispersion, la dilution et la concentration biologique. Il a été montré notamment que les radioéléments qui se déposent à la surface des océans diffusent rapidement dans la couche supérieure de la mer, sur une profondeur de 75 à 100 mètres, et se diluent d'une manière très importante. Après les expériences atomiques dans le Pacifique, la radioactivité des eaux de surface de l'Atoll de Bikini avait augmenté de 1 million de fois en 48 heures, par rapport à la radioactivité naturelle ; quatre mois plus tard, on retrouvait encore des concentrations trois fois supérieures à 2.500 Km de l'Atoll ; treize mois plus tard, la masse d'eau contaminée s'était répandue sur des millions de Km², mais l'activité artificielle avait été réduite au cinquième de l'activité naturelle, à 5.000 Km de la source (voir tableau 4).

Des mesures plus récentes (Bowen et Sugihara 1960 - réf. 11) ont donné pour le Sr⁹⁰, dans l'Atlantique, des chiffres de 2 à 4 pCi/100 litres d'eau ; ces mesures ont montré aussi que la radioactivité décroît très rapidement avec la profondeur, puisqu'à 500 mètres les valeurs sont la moitié des concentrations superficielles et qu'au-delà de 200 mètres, l'activité du Sr⁹⁰ n'est plus mesurable.

Toutes ces mesures ont permis non seulement d'avoir une appréciation approximative de la contamination, mais aussi de déterminer quelles étaient les vitesses et l'étendue des mouvements verticaux et horizontaux qui transportent les substances radioactives en les diluant et en les dispersant.

Des produits de fission et d'activation ont été retrouvés dans les organismes vivants qui ont concentré dans des proportions variables, selon les espèces, des radioéléments tels que le strontium 90, le césium 137, le zinc 65, le cobalt 60, ainsi que beaucoup d'autres, car les substances radioactives retrouvées dans la mer se comportent comme d'excellents traceurs pour l'étude des mécanismes biologiques. Nous en parlerons plus en détail dans le chapitre suivant.

TABLEAU 4

RADIOACTIVE CONTAMINATION OF NORTH PACIFIC OCEAN, 1954-55 (x)

Unit : picocurie/l. of Sr⁹⁰

Source	Period	Contaminated area (> 0.1 picocurie/l.)	Max. activity observed (location and depth)	Max. averaged activity of water column	Averaged activity in the contaminated area	Total amount of Sr ⁹⁰	
1st Shunkotsu Expedition	May 31 - June 30 1954	42 millions km ²	194 (x) 11°05'N 160°12'E 80m	45 (x) (down to 100 m)	7 (x) (down to 100m)	2.6 + x MC	
Operation Troll	March 9 - April 13 1955	19 millions km ²	3.9 21°30'N 124°45'E 0 m	1.8 (down to 400 m)	0.4 (down to 400 m)	3 MC	
NORPAO Expedition	August-September 1955	27 millions km ²	0.5 28°25'N 129°E 0 m	0.5 (down to 500 m)	Contaminated area (> 0.1 pCi)	Less Contaminated area	3 MC (x)
					0.2 (500m)	0.03 (500m)	

(x) Miyake & Saruhashi (1960)

(x) Except near the test site

(x) In which 0.1 MC of Sr⁹⁰ is attributed to fallout

D'une manière générale, on peut constater qu'à cause d'une dilution rapide, les quantités de produits de fission retrouvées dans l'eau ou dans les organismes vivants sont petites, comparées aux quantités d'isotopes déjà présentes. Les quantités de radioéléments qui pourraient revenir à l'homme par les aliments d'origine marine sont moindres que celles qui retournent à l'homme par les aliments contaminés d'origine terrestre. En effet, à la surface du sol, le dépôt des éléments radioactifs reste dans les premiers centimètres de la couche superficielle, alors que dans la mer, ceux-ci diffusent rapidement dans des volumes d'eau ayant des profondeurs de plusieurs dizaines de mètres. D'autre part, la densité d'exploitation est plus élevée à la surface du sol qu'elle ne l'est pour les mers, ce qui réduit encore le risque de contamination radioactive sauf peut-être pour des groupes de population se nourrissant presque exclusivement de produits marins.

En conclusion, l'introduction de la radioactivité due aux retombées n'a pas modifié d'une façon significative les propriétés physico-chimiques de l'eau de mer normale. Les études entreprises à la suite des essais atomiques ont accru d'une façon extraordinaire les connaissances dans les domaines de l'océanographie et de l'écologie marine, mais il convient de faire remarquer qu'il est difficile, en partant des études faites dans certains océans et dans certains sites, de tirer, dès à présent, des indications générales sur le transfert vertical des radionuclides dans les couches océaniques, parce que les concentrations dans l'eau de mer des produits de la retombée radioactive varient en fonction du temps, du milieu et de la profondeur, et posent par conséquent des problèmes complexes à interpréter.

2. Déchets radioactifs.

Les retombées radioactives résultant des explosions nucléaires ne constituent pas la seule source d'apport de radioactivité artificielle dans le milieu marin.

Depuis la multiplication des applications à l'énergie nucléaire, on a songé à utiliser le pouvoir diluant de l'atmosphère ou de l'eau pour résoudre certains problèmes posés par la production ou l'accumulation de déchets radioactifs. Les risques que présentent les déchets

radioactifs sont bien connus et se rattachent aux caractéristiques générales des radiations ionisantes.

Il convient de se rappeler qu'il n'existe aucune possibilité de réduire par un traitement chimique les propriétés radioactives des déchets. Quand un déchet est traité, ce n'est pas pour supprimer sa radiotoxicité, mais pour le présenter dans une forme plus commode en vue de son élimination temporaire ou finale.

La radioactivité représente pour le milieu ambiant un danger potentiel qu'il convient d'évaluer dans chaque cas ; ses effets ne sont pas immédiats ; ils ne se limitent pas au milieu marin, mais peuvent atteindre l'homme à travers la chaîne alimentaire.

Les seuls rejets de déchets radioactifs qui ont eu lieu jusqu'à présent, ont été précédés d'une évaluation attentive des risques qui pourraient en résulter pour l'homme et pour les organismes marins.

Un des critères principaux qui ont limité les rejets dans la mer est qu'on ne peut compromettre à aucun prix l'approvisionnement humain en produits provenant du milieu marin.

Il n'est pas impossible que dans l'avenir, des études montrent que la limitation pourrait aussi être suggérée par des effets nocifs sur l'écologie marine mais, jusqu'à présent, seul le risque de contamination humaine peut raisonnablement être pris en considération.

Avant d'étudier les aspects techniques et sanitaires des rejets de déchets radioactifs, il est utile d'analyser l'état des connaissances sur les effets des radiations courantes sur les organismes marins et d'indiquer les principaux facteurs biologiques à envisager pour évaluer la contamination radioactive.

CHAPITRE V : FACTEURS BIOLOGIQUES DE LA CONTAMINATION RADIOACTIVE.

1. Effets des radiations sur les organismes marins.

Il est bien connu que les rayonnements ionisants, qu'ils soient d'origine cosmique, ou produits par des installations telles qu'accélérateurs et réacteurs, ou encore, créés par la présence de radioéléments, dissipent leur énergie dans la matière vivante qu'ils traversent et sont susceptibles d'y provoquer des altérations et des bouleversements dont les conséquences peuvent être classées en deux grandes catégories. Lorsqu'on s'intéresse aux individus irradiés eux-mêmes, on parle d'effets somatiques. Par contre, lorsque des dommages sont causés aux organes générateurs des cellules reproductrices, ils peuvent se retrouver dans la descendance des individus irradiés, et l'on parle alors d'effets génétiques ou, plus précisément, héréditaires.

Des connaissances nombreuses et variées ont déjà été acquises à propos des effets fondamentaux des rayonnements sur la matière vivante. On sait qu'ils dépendent de la nature du rayonnement, de son énergie, et de la durée de l'irradiation. On connaît certaines choses sur les effets primaires des rayonnements, on sait comment ils sont susceptibles de déranger des molécules, comment ils peuvent toucher les chromosomes, porteurs du code héréditaire. On sait également qu'il existe des substances qui atténuent dans une certaine mesure l'effet des rayonnements, ou que des mécanismes peuvent être déclenchés dans l'organisme pour réparer les dommages causés. Le matériel dont on s'est servi pour l'acquisition de cette large base de connaissances a été choisi avant tout en tenant compte des avantages qu'il offrait pour l'expérimentation. De plus, comme c'est l'homme qui est le premier intéressé par ces problèmes, on a toujours tenté de choisir des sujets d'expérience à partir desquels on peut espérer extrapoler vers l'être humain d'une manière aussi légitime que possible. Ceci explique le fait que toutes les études ont été conduites principalement sur des animaux terrestres, sur des cultures de cellules animales ou humaines et sur des êtres uni-cellulaires comme les bactéries. D'un autre côté, les végétaux ont été

également assez largement étudiés pour la double raison qu'ils sont les producteurs de base de l'alimentation humaine, et qu'ils constituent l'un des éléments essentiels du milieu dans lequel nous vivons.

Il faut admettre que fort peu de travaux ont été réalisés jusqu'à présent sur les effets des rayonnements sur les organismes marins en tant que tels. Quelques recherches effectuées sur des algues, protozoaires, mollusques, crustacés et poissons ont montré, comme il fallait s'y attendre, que les êtres les plus simples sont les plus résistants aux rayonnements.

On a déterminé les doses semi-léthales (LD 50) et léthales (LD 100) pour une série d'organismes (voir Tableau 5), ainsi que la réaction à l'irradiation des oeufs de crustacés et de poissons, en fonction de leur teneur en eau et de la température, avec la mesure ultérieure du taux de développement et des proportions d'anomalies chez les embryons. Le récent rapport de l'Agence Européenne de l'Energie Nucléaire de l'OECD (x) signale que des chercheurs russes et anglais ont récemment étudié les effets de très faibles concentrations de produits radioactifs sur le développement et la survie des oeufs de poisson. Il semble qu'ils ont recueilli certaines indications selon lesquelles les oeufs irradiés à certaines périodes critiques de leur développement subiraient effectivement des dommages. Mais il n'est évidemment pas possible, pour l'instant, de tirer des conclusions définitives d'expériences de ce genre. En ce qui concerne plus spécialement l'appréciation des effets des radiations ionisantes sur des populations d'organismes vivants, certains faits doivent nous inciter à la prudence. On sait, en effet, que les organismes vivant dans les masses d'eau situées à une centaine de mètres de la surface et du fond marin, ont été moins exposés à la radioactivité depuis les âges géologiques que n'importe quel autre organisme du globe. On sait également que dans ces mêmes eaux, les conditions de milieu sont remarquablement constantes pour un endroit ou pour une zone déterminée. La reproduction de ces conditions est difficile à réaliser en laboratoire. Ces deux facteurs - faible radioactivité et constance des conditions du milieu - ont sans doute

joué un rôle dans l'évolution qui a abouti aux formes de vie actuelles

TABLEAU 5 (5)

RADIOSENSIBILITE RELATIVE DE DIVERS GROUPES D'ORGANISMES DE MER ET
D'EAU DOUCE

	Dose létale 50 %	Dose létale 100 %
Algues	8.000-100.000 R	25.000-600.000 R
Protozoaires	10.000-300.000 R	18.000-1.250.000 R
Mollusques	5.000-20.000 R	10.000-50.000 R
Crustacés	500-90.000 R	5.000-80.000 R
Poissons	600-3.000 R	370-20.000 R

On peut se demander quelles seraient dans un tel milieu les conséquences de tout accroissement significatif du taux de la radioactivité. Ce problème n'est pas encore résolu, mais il est important notamment pour tous ceux que préoccupent l'utilisation et la conservation des ressources alimentaires d'origine marine. Evidemment d'autres phénomènes (température, modification de la salinité, pêche commerciale) sont susceptibles d'atteindre le biotype marin et d'en bouleverser les composantes, mais ces questions ne sont pas étudiées dans le rapport.

2. Niveaux trophiques et facteurs de concentration.

D'une manière générale, l'existence ou la création de diverses sources de radioactivité et de contamination impliquent la nécessité de connaître de la façon la plus précise possible, la manière dont elles pourraient agir sur les multiples composantes du milieu. Il en est de même pour la contamination radioactive de la mer. Pour évaluer correctement les risques que comporte toute mise en oeuvre de techniques nucléaires, pour établir leur limitation, mais également pour savoir jusqu'où il est possible d'exploiter leurs aspects positifs, il est nécessaire d'être à même de prédire d'une manière quantitative quels seront les facteurs biologiques de distribution de la radioactivité dans le temps et dans l'espace, et de connaître ses effets sur le biotype marin et les conséquences de leur retour éventuel jusqu'à l'homme.

Il n'est pas exagéré de dire que la connaissance que nous avons du milieu marin est limitée par rapport à celle dont nous aurions besoin. On sait évidemment que la radioactivité introduite dans le milieu marin est soumise à une série de facteurs d'ordre physique, chimique et biologique, dont certains tendent à la diluer et à la disperser, alors que d'autres concourent à l'accumuler et à la localiser. Ce sont ces multiples facteurs qu'il importe de rechercher si l'on veut identifier, définir et maîtriser les risques inhérents à la technologie nucléaire. Un programme de recherche sur le milieu marin, ayant en vue ces objectifs devra intégrer des travaux d'ordre physique et chimique et des travaux d'ordre biologique. Il importe avant tout de saisir comment, sous quelle forme et à quelle concentration, les éléments radioactifs présents dans la mer peuvent affecter l'homme soit directement lorsqu'il consomme les produits de la mer, soit indirectement en altérant ces produits quantitativement ou qualitativement. L'étude de l'absorption, la concentration, la distribution et les effets des produits radioactifs dans le biotype marin sont par conséquent essentiels. Les éléments de base tels que l'oxygène, le calcium, l'hydrogène, l'azote, et des composés comme l'anhydride carbonique, en solution dans l'eau de mer ou fixés dans les sédiments, sont absorbés et métabolisés par les organismes végétaux, grâce à l'utilisation de l'énergie solaire. Parmi ceux-ci, les formes supérieures jouent un rôle assez limité. Par contre, les organismes minuscules qui composent le phyto-plancton transforment les éléments minéraux en substances alimentaires assimilées en quantités énormes par les êtres du monde animal. Le phyto-plancton est consommé par le zooplancton, lui-même utilisé par les niveaux trophiques supérieurs (voir Figure 1).

La chaîne est évidemment loin d'être rigide : le phytoplancton peut être utilisé directement par certains poissons supérieurs ou par des mammifères marins. En même temps, la minéralisation des cadavres et des excréments ferme le cycle en restituant les éléments minéraux à la disposition du premier niveau trophique, le phytoplancton. C'est dans cette phase du cycle que les bactéries marines jouent un rôle très important. L'étude des divers niveaux trophiques et de leurs interactions constitue une part essentielle des travaux de base qu'il importe d'exécuter pour arriver à connaître le biotype marin. Elles comprennent entre autres les recherches sur la productivité primaire,

sur les relations phytoplancton-zooplancton, sur la distribution et les cycles biologiques du plancton en relation avec la disponibilité des éléments nutritifs et d'autres caractéristiques physiques et chimiques des eaux.

+

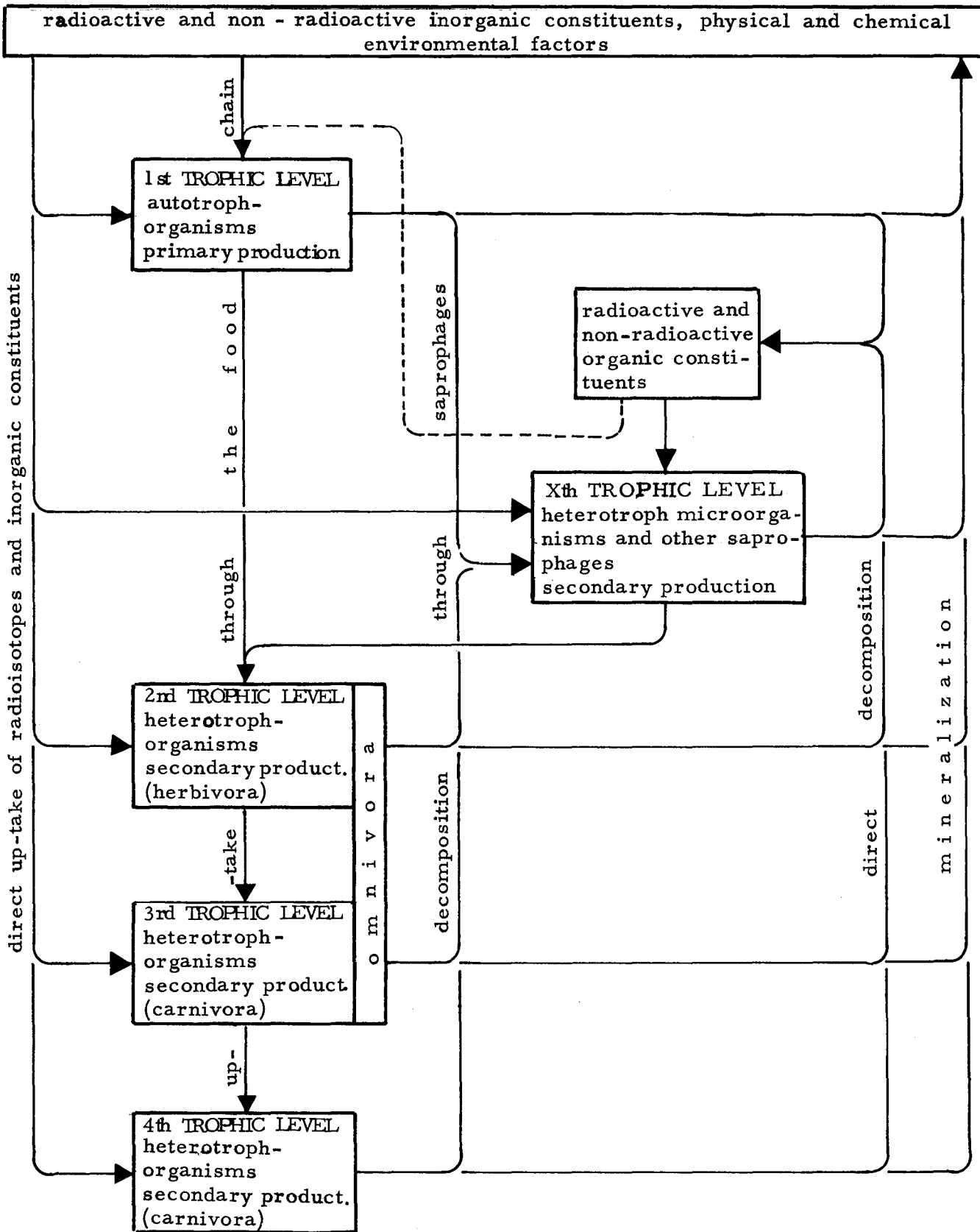
+ +

Comme dans toute matière vivante, le carbone, l'oxygène et l'hydrogène sont les principales composantes des organismes marins. D'autres éléments comme le cuivre, le zinc et le fer, sont présents en plus petite quantité, tout en étant essentiels pour la vie ; le phytoplancton les concentre en fonction des besoins de son métabolisme. Le facteur de concentration d'un élément est le rapport de sa teneur dans l'organisme sur celle dans l'eau. Le Tableau 6 (Krumholz, Goldberg, and Boroughs, 1957) donne les facteurs de concentration de divers éléments en milieu marin. Le Tableau 7 (Krumholz et Foster, 1957) indique les mêmes facteurs pour des organismes d'eau douce de la région d'Oak Ridge et de Hanford. Comme l'eau douce est elle-même beaucoup moins minéralisée que l'eau de mer, le phytoplancton est capable d'y concentrer les éléments dans de beaucoup plus fortes proportions. Lorsqu'on compare ces deux tableaux, on constate, par exemple, pour le strontium, que le facteur de concentration est de 20 pour les algues marines et de 500.000 pour les algues du White Oak Lake à Oak Ridge. De même, le fer a un facteur de concentration de 10.000 dans le poisson du fleuve Columbia et de 1.000 dans la mer. On a, par ailleurs, constaté que le phytoplancton tend à concentrer les produits d'activation dans de plus grandes proportions que les produits de fission, ce qui serait dû à la formation de complexes entre ces éléments et le plancton (33). La radioactivité de poissons récoltés à Eniwetok en 1956 était composée principalement de Fer⁵⁵, de Zinc⁶⁵ et de Cobalt⁵⁷⁻⁵⁸⁻⁶⁰. De même, 88 % de l'activité retrouvée dans les thons des Iles Marshall étaient dûs au Zinc⁶⁵, et le reste presque entièrement au Fer⁵⁵. Les voies suivies par les éléments minéraux dans leur passage par les divers maillons de la chaîne alimentaire marine et

SCHEME OF THE PATHS OF RADIOISOTOPES IN A MARINE

FIGURE 1 (x)

ECOSYSTEM



(x) M. BERNHARD - Radioaktivität und Biozyklen - Strahlenschutz in Forschung und Praxis, Band 3.

TABIEAU 6

Facteurs de concentration approximatifs de divers éléments dans certains organismes de la biosphère marine (sur base du poids frais)

Traduit de Krumholz, Goldberg & Boroughs (1957)

Elément	Forme dans l'eau de mer	Concentration dans l'eau de mer ug/l	Algues (non calcaires)	Facteurs de concentration			
				Invertébrés		Vertébrés	
				Parties molles	Parties indurées	Parties molles	Parties indurées
Na ...	en solution	10 ⁷	1	0,5	0	0,07	1
K	"	380,000	25	10	0	5	20
Cs ...	"	0,5	1	10	10
Ca ...	"	400,000	10	10	1,000	1	200
Sr ...	"	7,000	20	10	1,000	1	200
Zn ...	"	10	100	5,000	1,000	1,000	30,000
Cu ...	"	3	100	5,000	5,000	1,000	1,000
Fe ...	"	10	20,000	10,000	100,000	1,000	5,000
Mo ...	en solution particulière	10	10	100	20
V	?	1	1,000	100	20
Ti....	?	1	1,000	1,000	40	2,000,000
Cr ...	?	0,05	300	0,000
P	en solution	70	10,000	10,000	10,000	40,000
S	"	90,000	10	5	1	2
I	"	50	10,000	100	50	10

TABLEAU 7

Estimation des facteurs de concentration pour divers radionuclides dans les organismes aquatiques, résultant d'études faites dans le fleuve Columbia et le lac de White Oak.

par Krumholz & Foster (1957)

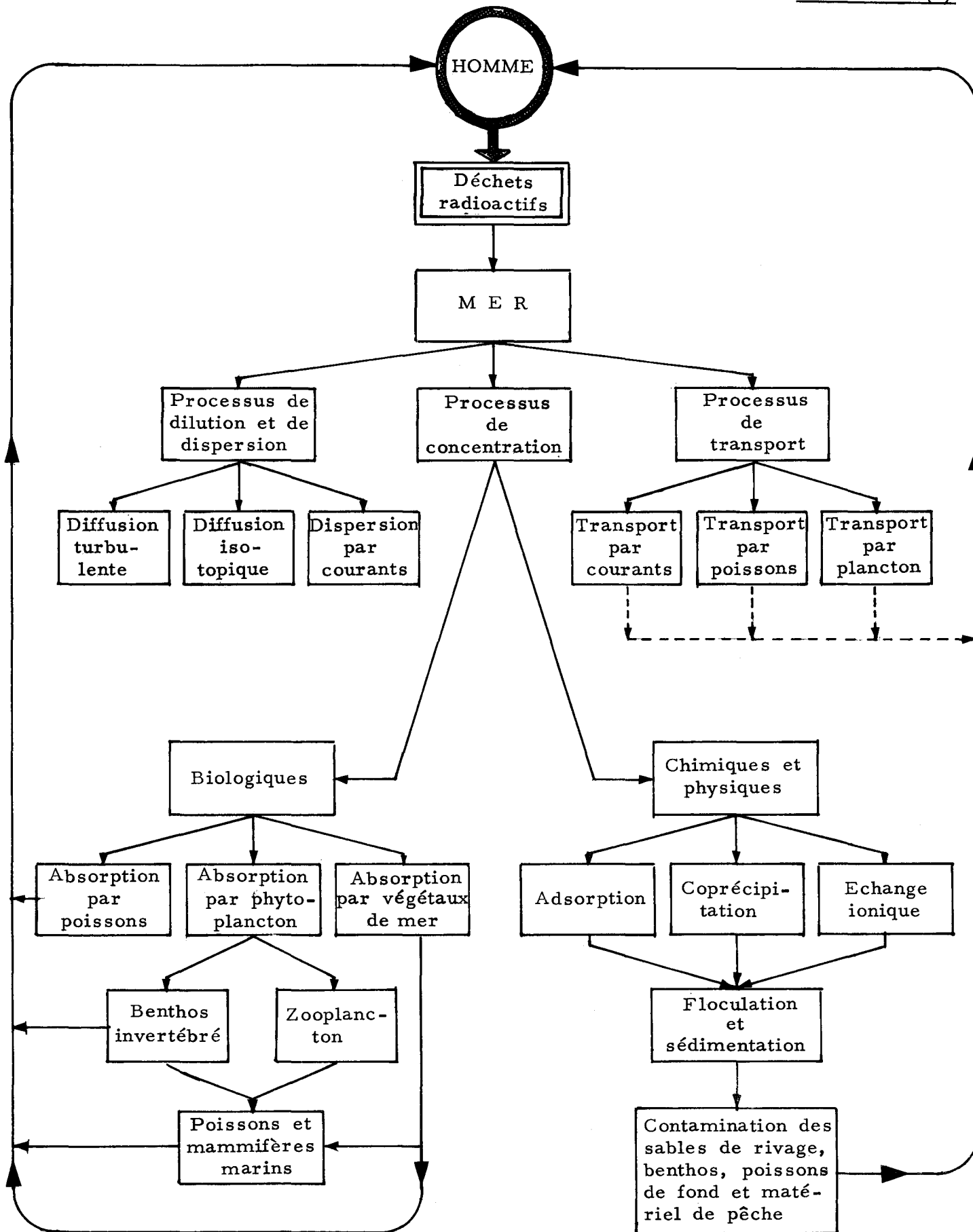
<u>Radionuclide</u> <u>de</u>	<u>Site</u>	<u>Phyto-</u> <u>planc-</u> <u>ton</u>	<u>Algues</u> <u>fila-</u> <u>menteu-</u> <u>ses</u>	<u>Larves</u> <u>d'in-</u> <u>sectes</u>	<u>Poissons</u>
Na ²⁴	Fleuve Columbia	500	500	100	100
Cu ⁶⁴	" "	2,000	500	500	50
Terres rares	" "	1,000	500	200	100
Fe ⁵⁹	" "	200,000	100,000	100,000	10,000
P ³²	" "	200,000	100,000	100,000	100,000
P ³²	Lac de White Oak	150,000	850,000	100,000	30,000-70,000
Sr ⁹⁰ -Y ⁹⁰ ..	" " "	75,000	500,000	100,000	20,000-30,000

les mécanismes qui contrôlent et déterminent ces transferts sont extrêmement complexes (voir Figure 2) Chaque radioélément suit une voie particulière et l'on ne dispose pas d'informations suffisantes pour formuler les relations quantitatives qui devraient permettre de prévoir ces mouvements, susceptibles de conduire le produit radioactif jusqu'à l'homme.

Si le transport des radioéléments peut être le résultat des processus métaboliques dans les divers niveaux trophiques, il peut également être déterminé par les mouvements verticaux des organismes marins (14). Les déplacements diurnes du plancton peuvent entraîner à un niveau normalement non contaminé, les produits radioactifs accumulés par des organismes à un niveau contaminé. Des calculs théoriques ont montré que les conséquences de ces processus pouvaient être, dans certaines conditions, aussi importantes que celles de la diffusion physique dans des conditions de turbulence moyenne.

Il est évident que l'importance pour l'homme de la contamination des organismes marins propres à sa consommation dépend dans une large mesure de la localisation des radioéléments dans ces organismes : à cet égard, la distinction entre parties comestibles ou non est nécessaire. On sait, par exemple, que le strontium 90 se dépose dans les parties dures des mollusques et des crustacés, alors que le zinc 65 et le cobalt 60 se déposent dans les organes consommables. Des distinctions au moins élémentaires doivent donc être faites dès qu'il s'agit d'évaluer des risques pour l'être humain. De plus, les habitudes alimentaires locales doivent être prises en considération si l'on veut définir des aliments ou des régimes critiques.

FIGURE 2 (x)



(x) "Sedimentation of radioactive Wastes in the Sea", Circular N° 59 of the Fisheries Research Board of Canada, Biological Station, January 1961.

A cet égard, l'exemple des populations de certaines régions anglaises qui consomment une algue du genre *Porphyra* est bien connu.

Tout programme de recherches et de surveillance, dont le but est d'une part de définir les risques encourus par l'homme du fait de l'introduction de produits radioactifs dans le milieu marin et, d'autre part, d'étudier les effets éventuels de la présence de ces produits sur les organismes et les populations de la mer, comporte des études d'ordre physique et chimique et des études de biologie végétale et animale. Les travaux sont conduits parallèlement en laboratoire et en mer et sont toujours caractérisés par la variété des disciplines que l'on rencontre habituellement dans toute étude de nature écologique.

CHAPITRE VI : GENERALITES SUR LES DECHETS RADIOACTIFS

1. Origine.

On peut distinguer 5 sources principales de déchets radioactifs :

- a) Mines, usines de concentration et de traitement des minerais, de fabrication d'éléments de combustibles: les déchets contiennent surtout de l'uranium et des produits de filiation dont l'activité spécifique est peu élevée.
- b) Réacteurs nucléaires: les déchets qui résultent de l'activité des réacteurs de puissance ou de recherche sont soit solides, liquides ou gazeux, de petite ou de moyenne activité.
- c) Usines de traitement chimique des combustibles irradiés: le retraitement chimique des combustibles irradiés ayant servi dans les réacteurs nucléaires a pour but de retrouver du combustible non consommé et des produits de fission tels que l'uranium 233 et le plutonium 239, que l'industrie nucléaire utilisera à nouveau dans certains types de réacteurs et de recherches.

Les combustibles retirés des réacteurs sont habituellement gardés pendant une centaine de jours pour permettre la décroissance des produits à courte demi-vie. Ils sont ensuite traités dans des usines spéciales où par des méthodes de dissolution ou d'extraction, on enlève sélectivement l'uranium et le plutonium.

Les déchets qui en résultent contiennent plus de 99% des produits de fission totaux et confèrent aux déchets liquides provenant de ces opérations des activités de plusieurs milliers de curie/litre.

d) Etablissements de recherches, hôpitaux et installations industrielles : les déchets provenant de ces installations, s'ils présentent une grande variété de radionuclides sous différentes formes chimiques, ne posent pas de sérieux problèmes quant à leur élimination dans le cas qui nous occupe. En raison de la courte période habituelle des radionuclides, il suffit de prévoir avant le rejet dans les égouts un séjour plus ou moins long dans des réservoirs d'attente. Néanmoins, l'augmentation de l'emploi des isotopes conduit à intensifier le contrôle et la surveillance qui sont exercés par les autorités nationales dans les égouts publics, les rivières et les estuaires.

e) Applications pacifiques de l'énergie nucléaire : Des projets existent qui étudient la possibilité de creuser par explosion atomique une cavité qui pourrait être utilisée comme port (exemple : Projet Chariot de l'U.S. AEC, sur la Côte de l'Alaska). La contamination radioactive se limiterait à un site déterminé.

2. Composition.

La composition des déchets radioactifs est très variable suivant leur origine et les processus de traitement qui les conduisent au stade de l'élimination. Comme nous l'avons signalé, la source principale de déchets radioactifs résulte du traitement chimique de combustibles irradiés.

Le tableau suivant donne la composition (12) avec leur demi-vie des principaux produits de fission que l'on peut rencontrer dans ces déchets :

<u>Produits de fission</u>	<u>Demi-vie</u>
Krypton $\begin{matrix} 85 \\ 36 \end{matrix}$	10.4 ans
Strontium $\begin{matrix} 89 \\ 38 \end{matrix}$	54 jours
Strontium $\begin{matrix} 90 \\ 38 \end{matrix}$	28 ans
Yttrium $\begin{matrix} 91 \\ 39 \end{matrix}$	58 jours
Zirconium $\begin{matrix} 96 \\ 40 \end{matrix}$	65 jours
Technetium $\begin{matrix} 99 \\ 43 \end{matrix}$	21×10^5 ans

<u>Produits de Fission</u>	<u>Demi-vie</u>
Ruthenium ¹⁰³ ₄₄	40 jours
Ruthenium ¹⁰⁶ ₄₄	1 an
Tellurium ¹²⁹ ₅₂	33 jours
Iodine ¹³¹ ₅₃	8 jours
Xenon ¹³³ ₅₄	5.3 jours
Cesium ¹³⁷ ₅₅	30 ans
Barium ¹⁴⁰ ₅₆	12.8 jours
Présodymium ¹⁴³ ₅₉	13.8 jours
Cerium ¹⁴¹ ₅₈	32 jours
Neodymium ¹⁴⁷ ₆₀	11.6 jours
Promethium ¹⁴⁷ ₆₁	2.6 ans

Les radionuclides à longue demi-vie, tels que Sr^{90} , et Cs^{137} , et les radionuclides à vie moyenne, tels que Zr^{95} , Nb^{95} , Ce^{144} , Pr^{144} , Ru^{106} , Rh^{106} , Pm^{147} , et Sm^{154} , constituent des sources potentielles de risques en raison de leur persistance dans le milieu ambiant ou de leurs possibilités de concentration par les organismes vivants.

3. Classification.

Les déchets radioactifs peuvent être classés selon leur état physico-chimique en déchets solides, liquides ou gazeux. Selon l'activité spécifique, les déchets liquides sont habituellement classés en déchets de haute activité, moyenne activité et basse activité.

Sont considérés comme des déchets de haute activité, les déchets contenant des concentrations de centaines de curie par litre. Dans les déchets à moyenne activité, la concentration est de l'ordre de 3 curie/litre. Les déchets de basse activité ont une concentration de l'ordre de 1 microcurie/litre.

Ces distinctions sont commodes, mais elles ne sont pas absolues ; elles ne peuvent avoir une signification quantitative que quand elles sont appliquées à un site particulier en prenant en considération les possibilités de décharge. Ainsi, des déchets de haute activité, en un endroit situé le long d'un fleuve, seraient seulement des déchets de moyenne activité dans un autre où les limites de rejet dans la mer sont moins restrictives.

4. Prévisions.

Quoique ce problème ne concerne pas directement la contamination radioactive du milieu marin, il n'est pas sans intérêt de donner quelques informations sur les quantités prévues de déchets radioactifs de haute activité qui pourraient résulter de l'évolution probable de la puissance nucléaire installée.

La Figure 3 donne cette évolution pour les Etats-Unis, le Royaume-Uni et l'Euratom. Le total de la puissance nucléaire en 1980 serait de l'ordre de 10.000 MWe.

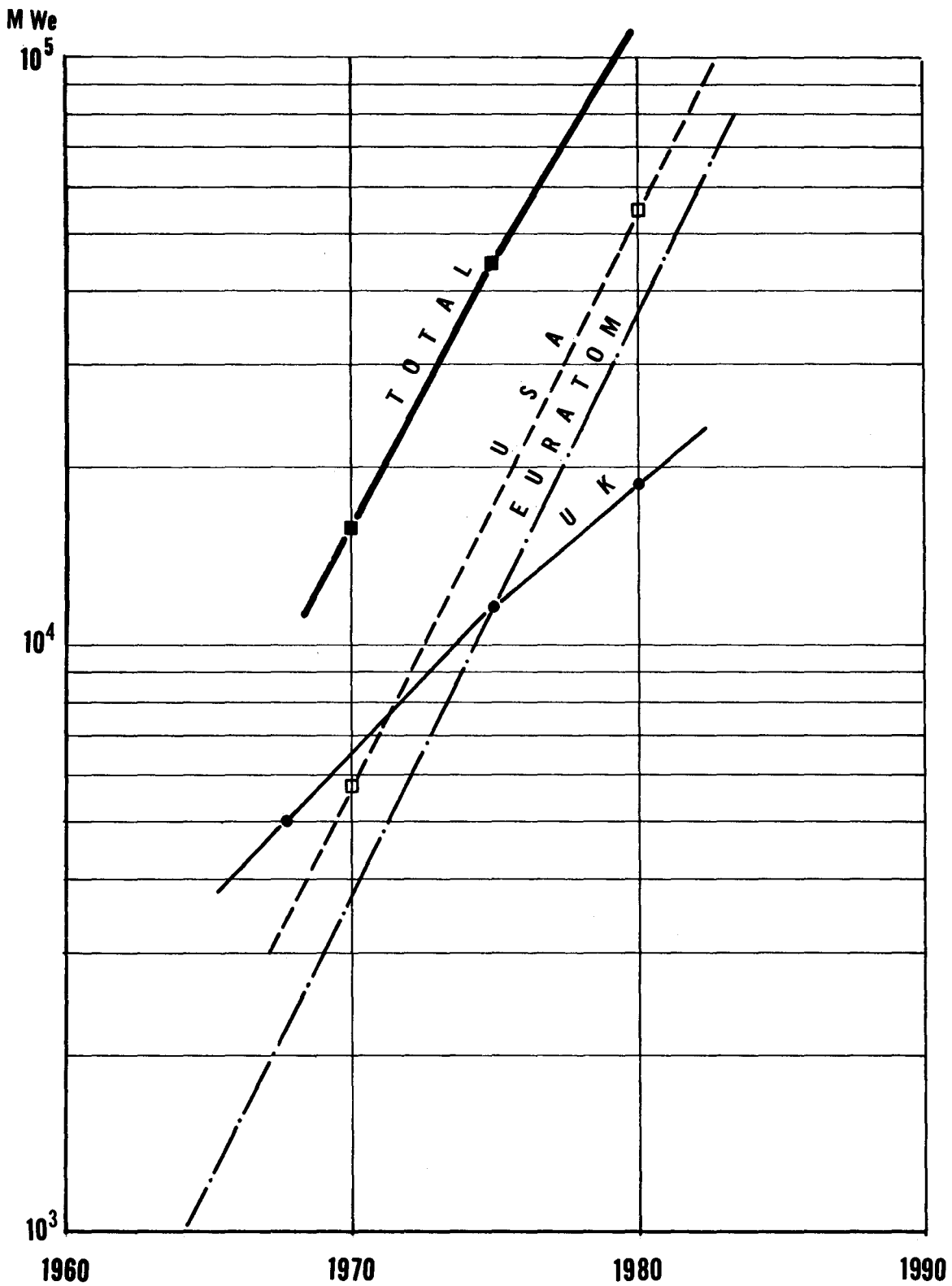
La Figure 4 indique quelle devrait être la capacité nécessaire de retraitement de combustibles nucléaires, exprimée en tonne/jour, en tenant compte de l'évolution probable de la puissance nucléaire installée.

La courbe MWt en fonction du temps est déduite de la Figure 3, en supposant que le rendement net des centrales soit de 30 %.

Donc 1 MWt correspond à 0,30 MWe. La capacité nécessaire de retraitement de combustibles nucléaires est basée sur un "burn-up" de 10.000 MW/j par tonne de combustible. Par exemple, pour 1973, la puissance installée serait de 10^5 MWt. Par jour, on libérerait une énergie de 10^5 MW/j. Ce chiffre correspondrait à 10 tonnes/jour de combustible à retraiter.

La Figure 5 indique quelle est l'activité accumulée en Sr^{90} et en Cs^{137} en fonction du temps et en partant de l'hypothèse que 1 gramme d' U^{235} fissionné contient 4,35 Ci de Sr^{90} et 1,12 Ci de Cs^{137} .

FIGURE 3



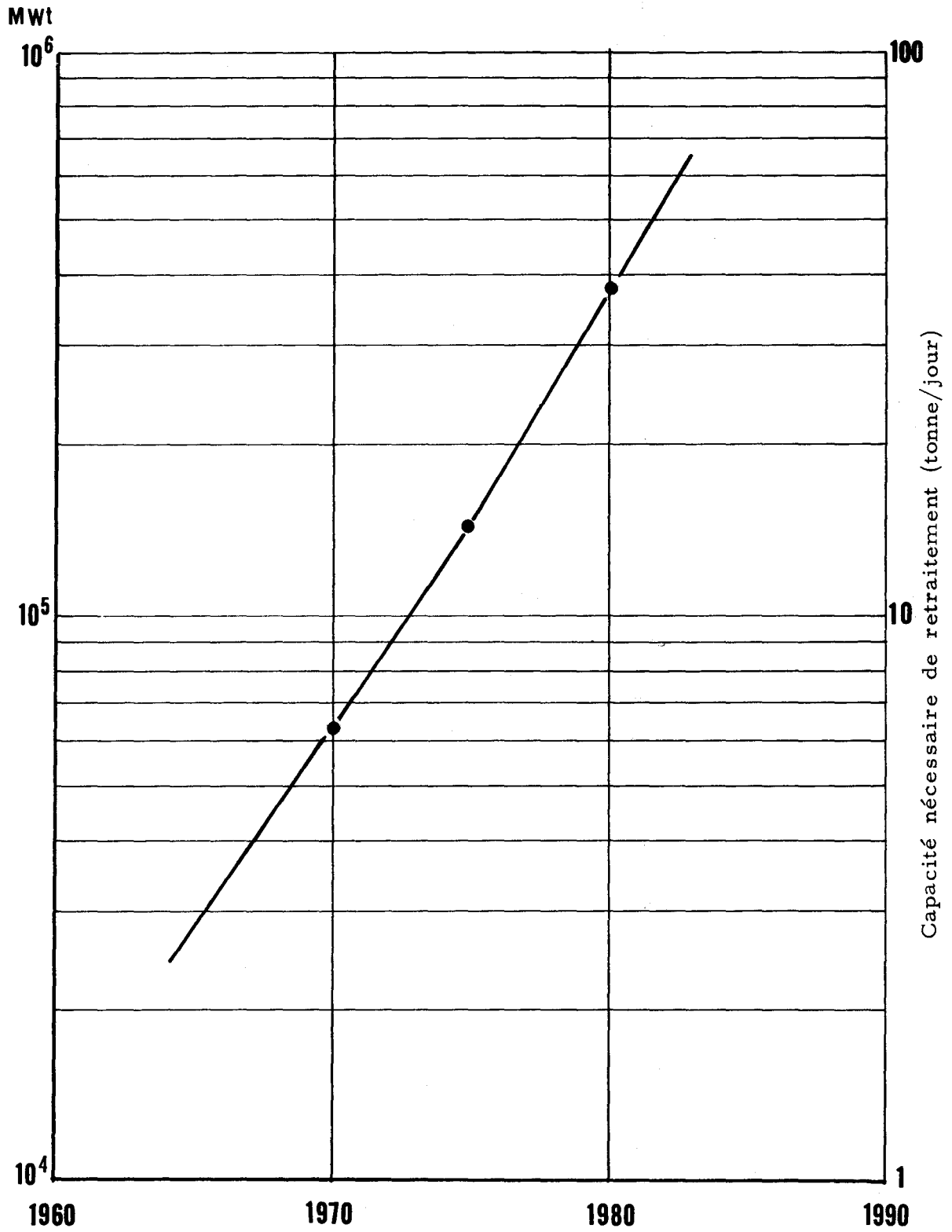
EVOLUTION PROBABLE DE LA PUISSANCE NUCLEAIRE INSTALLEE (enMWe)

EURATOM : 3e Rapport Général EURATOM (1960)

U. S. A. : Resources For the Future, Inc. (1962)

U. K. : DW. Clelland-Conf. AIEA(8-12/10/1962)

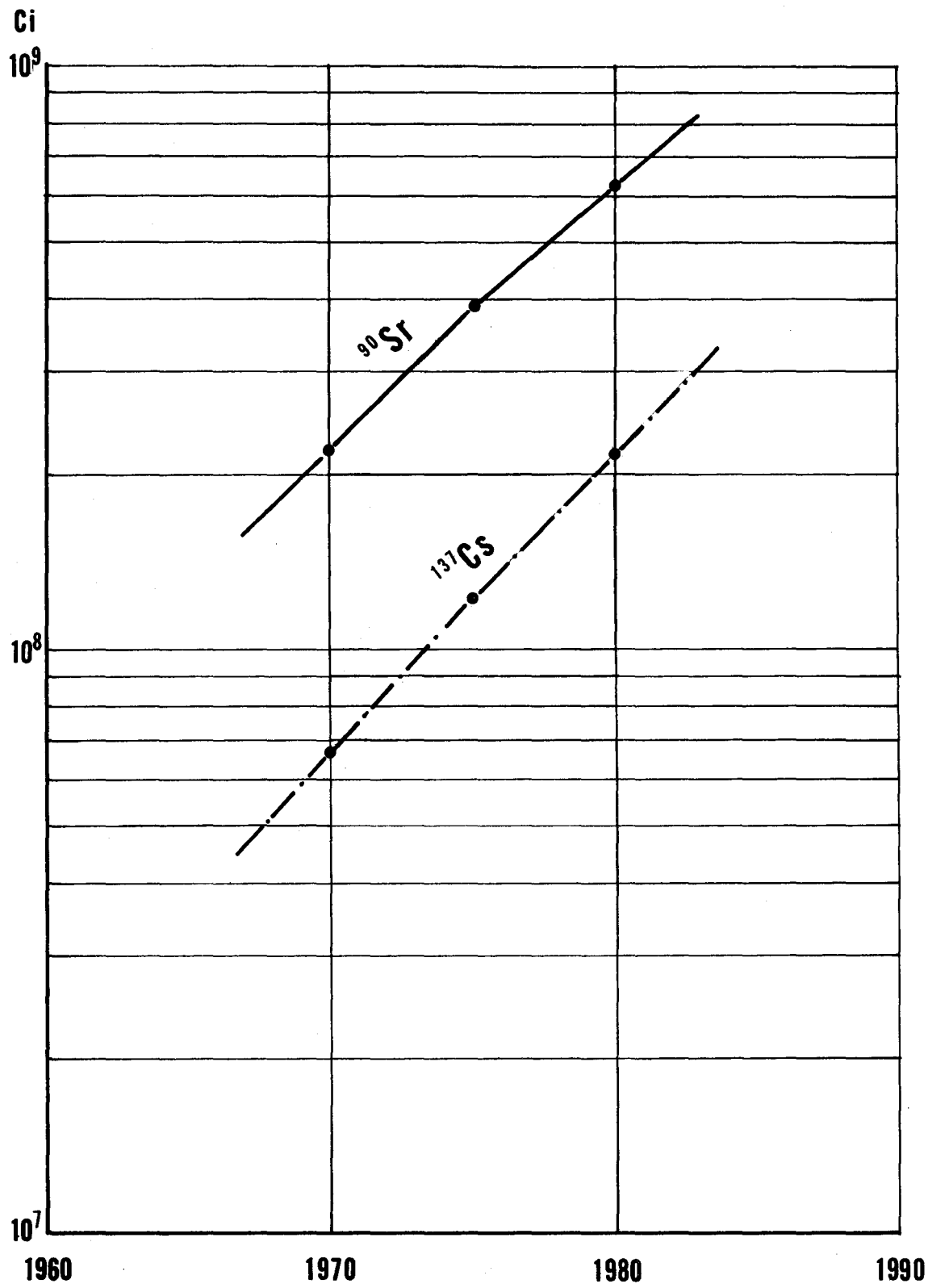
FIGURE 4



EVOLUTION PROBABLE DE LA PUISSANCE NUCLEAIRE INSTALLEE (en MWt)
ET CAPACITE NECESSAIRE DE RETRAITEMENT DE COMBUSTIBLES NUCLEAIRES
(en tonne/jour)

(Capacité de retraitement basée sur un "burn-up" de 10.000 MWj/tonne)

FIGURE 5



RADIOACTIVITE ACCUMULEE EN Sr-90 et Cs-137 (en curie)

CHAPITRE VII : METHODES D'EVACUATION DES DECHETS RADIOACTIFS.

Un confinement absolu des déchets radioactifs ne peut pas être réalisé en raison de son coût prohibitif ; mais, d'autre part, les normes de sécurité qui protègent la population sont relativement strictes.

Les solutions choisies jusqu'à présent ont été un compromis entre l'économie et la sécurité, mais la balance penche nettement du côté de la sécurité. Dans tous les cas où jusqu'à présent une évacuation de déchets radioactifs a eu lieu dans le milieu ambiant, on a pris en considération qu'il ne pouvait en résulter aucun effet dommageable pour le public, pour l'environnement ou pour les ressources du milieu.

Les nombreuses solutions qui sont acceptées dépendent de la nature spécifique de la concentration, de la quantité de matières radioactives en cause et des caractères particuliers du milieu dans lequel l'élimination peut être envisagée.

En ce qui concerne la mer, quoiqu'elle représente à première vue un réservoir énorme, son pouvoir de dilution des substances radioactives est relativement limité. Si l'on prend, par exemple, une concentration maximum admissible de Sr^{90} de 10^{-9} microcurie/ml, elle serait atteinte si l'on rejette en eau profonde 1 % du Sr^{90} produit par la fission de 1.000 tonnes d'uranium par an.

L'élimination finale des déchets de haute activité associés au retraitement chimique de combustibles irradiés, pose des problèmes qui n'ont pas encore été résolus d'une façon satisfaisante. Il est envisagé actuellement de les éliminer dans des sites géologiques sélectionnés, tels que par exemple les mines de sel. La pratique actuelle est de réduire le volume de ces déchets, de les enfermer dans des fûts ou autres systèmes de confinement et de les stocker sur le sol dans des conditions contrôlées. A aucun moment, des déchets de haute activité n'ont été immergés dans les océans, car le conditionnement final dans lequel ils pourraient l'être d'après les procédés actuels, n'empêche pas de façon absolue la dispersion à un moment donné de substances radioactives dans l'environnement.

Un autre élément qui a été considéré est l'élévation de température résultant de la présence de déchets sur le fond de la mer. On sait

que chaque curie (25) déposée sur le fond apporte une augmentation de chaleur de 60 mW. Les déchets de haute activité pourraient donc entraîner des élévations significatives de température capables de modifier la stratification des couches océaniques et la vitesse des courants ascensionnels.

Tant de facteurs encore mal connus interviennent (temps de rétention dans la couche profonde, échange entre les couches stratifiées des océans) que les eaux profondes ne peuvent pas être considérées comme réceptacles de ces déchets de haute activité.

Les déchets d'activité intermédiaire rejoignent, selon les cas, soit les déchets de la première catégorie - ils sont alors gardés après évaporation - soit les déchets de basse activité : - ils sont alors dispersés dans le sol ou enfouis dans des tranchées.

Les déchets radioactifs de basse activité ont été dispersés dans l'air, le sol ou l'eau, avec ou sans traitement préalable. On se base dans ce cas sur le pouvoir de dilution du milieu environnant, qu'il s'agisse de l'atmosphère ou des eaux des fleuves, lacs ou mers. C'est ainsi que des effluents radioactifs gazeux sont envoyés dans l'atmosphère, que certains déchets radioactifs liquides ont été rejetés dans les milieux aquatiques et que des déchets solides ont été immergés en mer. Ces rejets ne représentent, par rapport à l'activité totale produite par l'énergie nucléaire, qu'une fraction minime. Alors qu'en 1960, dans une installation atomique américaine, 30 millions de litres contenant 500 curie/litre de produits de fission ont été accumulés, 2.000 curie d'iode radioactif ont été ~~accumulés~~ évacués par les cheminées, et seulement 0,13 curie d'émetteurs alpha et 3,4 curie d'émetteurs bêta non volatiles ont été déchargés dans les eaux de surface. La quantité de curie déchargée dans le milieu ne représente dans le Centre de Savannah-River que 1.000.000e des produits de fission présents dans les combustibles traités dans l'installation. Cet exemple, mais il y en a d'autres, prouve que les opérations de retraitement des combustibles irradiés peuvent être rigoureusement contrôlées et que la ~~une~~ décharge d'effluents liquides ou gazeux peut être réduite aux concentrations que l'on désire observer sur le plan sanitaire.

Le tableau 8 donne quelques exemples de rejet de déchets liquides et solides de basse et moyenne activité provenant d'installations atomiques anglaises et américaines.

Deux méthodes principales d'évacuation de déchets intéressant le milieu marin : rejet par canalisation d'effluents liquides dans la mer ou dépôt de fûts au fond des mers ou des océans.

Il faut, en outre, signaler un troisième mode d'évacuation qui intéresse plus spécialement les navires et les sous-marins à propulsion nucléaire et qui concerne l'évacuation en mer de déchets liquides de basse activité ou de déchets solides de moyenne activité.

La mer peut servir soit de milieu de dilution pour des déchets de basse activité soit de milieu de confinement pour des déchets de moyenne et basse activité.

EXEMPLES DE DECHETS LIQUIDES ET SOLIDES REJETES PAR
QUELQUES INSTALLATIONS ATOMIQUES

Emplacement	Type de déchets	Quantité et radioactivité	Mode d'évacuation
<u>Royaume-Uni</u>			
Springfields	Liquide	2,5 x 10 ⁶ m ³ /an; alpha, 50 curie/an; bêta, 1500 curie/an	Canalisation jusqu'à l'estuaire à marée
Capenhurst	"	2 x 10 ⁶ m ³ /an; alpha, 1curie/an (uranium)	Canal découvert jusqu'à l'estuaire à marée
Windscale et Calder	"	8 x 10 ⁵ m ³ /an; bêta, 90000 curie/an; Ru, 40000 curie/an; Sr 90, 1500 curie/an; alpha, 70 curie/an	Canalisation jusqu'à la mer
Chapeleross (1960)	"	3 x 10 ⁴ m ³ /an; alpha et bêta, 4,5 curie/an; Sr 90, 80mcurie/an	Canalisation jusqu'à l'estuaire à marée
Dounreay (1959-60)	"	10 ⁵ m ³ /an; bêta, 40000 curie/an; Sr 90, 20 curie/an; alpha, 5 curie/an	Canalisation jusqu'à la mer
	Liquide	7 x 10 ⁵ m ³ /an; bêta, 15 curie/an; Sr 90, 0,5 curie/an, alpha, 0,02 curie/an	Canalisation jusqu'à la Tamise
Harwell	Solide	800 t/an; bêta, 80 curie/an; alpha, 4 curie/an	Dépôt dans des fûts légers au fond de la Manche
	Solide	5 t/an; bêta, 1000 curie/an; alpha, 200 curie/an	Dépôt dans des fûts renforcés au fond de l'Atlantique
	Liquide	5 x 10 ⁴ m ³ /an; bêta, 0,02 curie/an; alpha 0,06 curie/an	Canalisation jusqu'à la Tamise
Aldermaston	Solide	400 t/an; alpha, 2 curie/an; bêta, 0,5 curie/an	Dépôt dans des fûts légers au fond de la Manche
	Solide	50 t/an; alpha, 200 curie/an; bêta, 15 curie/an	Dépôt dans des fûts renforcés au fond de l'Atlantique

Emplacement	Type de déchets	Quantité et radioactivité	Mode d'évacuation
<u>Etats-Unis d'Amérique</u>			
Hanford (1959)	Liquide	Bêta, 3000 curie/j; Cr 51, 1200 curie/j; Zn 65, 70 curie/j; Sr 90, 0,9 curie/j	Canalisation jus- qu'à la rivière
ORNL (1954-57)	Liquide	10^6 m ³ /an; bêta, 250 cu- rie/an; Sr 90, 50 curie/an	Rejet dans un ruis- seau local
	Liquide	5×10^5 m ³ /an; bêta, 0,1 curie/an	Rejet dans un ruis- seau
Brookhaven (1957-58)	Solide	1000 curie/an	Dépôt dans des fûts au fond de l'Atlan- tique

1. Effluents liquides rejetés dans les zones côtières.

Des effluents de basse activité ont été rejetés dans des eaux côtières, mais en prenant des garanties sérieuses sur le plan de la santé publique et en observant des conditions très strictes.

L'exemple classique est celui de Windscale où, depuis 1952, une canalisation débouchant à 3 km de la côte, déverse régulièrement deux fois par jour dans la Mer d'Irlande des déchets radioactifs de basse activité. Les études préliminaires qui ont été exposées longuement dans de nombreux rapports, ont montré l'existence de quatre risques d'irradiation ou de contamination possible pour l'homme :

- a) consommation de poissons contaminés : le poisson qui a servi pour l'étude de Windscale est le carrelet pêché et consommé dans la région.
- b) consommation d'algues comestibles, telles que la porphyra umbicalis ; ces algues sont récoltées sur la Côte de Cumberland et envoyées dans les Galles du Sud pour être préparées et consommées comme gâteau (laver bread).
- c) irradiation externe par le sable de la côte : on prend pour évaluer le risque, l'hypothèse d'un homme séjournant sur la plage pendant 1000 heures/an (récolte des algues).
- d) irradiation externe par l'emploi d'engins de pêche contaminés.

Les deux premiers risques ont été estimés les plus importants ; leur évaluation théorique a permis de fixer les concentrations des premiers rejets autorisés à Windscale dès 1952, soit 100 curie par jour de bêta et 0,1 curie par jour d'émetteurs alpha.

Un programme de surveillance qui est un exemple de contrôle radiologique a été mis en oeuvre dès 1952 et a permis de constater que les prévisions théoriques ou basées sur l'expérimentation préalable étaient sévères et qu'il était possible d'envisager une augmentation de l'activité rejetée.

Le tableau ci-après indique les chiffres des activités mensuelles pour les décharges effectuées depuis 1953 :

Effluents rejetés 1953-62

<u>Période</u>	<u>Moyennes mensuelles en curie (28)</u>			
	<u>Total alpha</u>	<u>Total bêta</u>	<u>Ru¹⁰⁶</u>	<u>Sr⁹⁰</u>
Apr 1953-Feb 1956	4.3	1720	510	50
Mar 1956-Dec 1957	5.1	6140	710	156
Jan 1958-Dec 1960	5.8	7310	3260	127
Jan 1961-Dec 1962	13.3	3860	2010	63

En outre, les facteurs de concentration suivants ont été retrouvés :

	<u>Ru</u>	<u>Ce¹⁴⁴</u>	<u>Cs¹³⁷</u>	<u>Zr⁹⁵/Nb⁹⁵</u>	<u>Sr⁹⁰</u>
Algues	2.000	700	70	1.000	40
Invertébrés	2.000	2.000	150	1.500	25

Les concentrations de radioéléments dans les algues, les poissons et les sédiments n'ont jamais dépassé les concentrations maximum admissibles ; cette activité diminue au fur et à mesure que l'on s'éloigne du point de rejet. Au-delà de 30 à 40 km, elle devient négligeable.

Les mêmes programmes prospectifs ont été accomplis dans d'autres sites de la Côte anglaise où se sont établies des installations nucléaires : Dounreay et Winfrith-Heath ; les mécanismes de dispersion et de transport ont été étudiés par des méthodes colorimétriques ; d'autres aliments critiques que le carrelet ou l'algue ont été choisis en prenant en considération les habitudes alimentaires. A la suite de ces études hydrographiques, écologiques et biologiques, des valeurs maximums ont été données aux décharges. Jusqu'à présent, les mesures de contrôle ont confirmé les prévisions.

Sans atteindre les mêmes valeurs de radioactivité, l'installation nucléaire de Petten, située dans le nord de la Hollande, rejette dans la Mer du Nord, par une canalisation de 4 km, des effluents liquides

représentant 15 millicurie/jour, la concentration maximum de la radioactivité dans l'effluent étant de 2×10^{-4} curie/m³.

L'étude préalable du temps de diffusion a montré que la concentration d'activité de l'eau aux environs immédiats du point de rejet serait inférieure à 2×10^{-6} curie/m³. Quand ce projet a été examiné par la Commission de l'Euratom, il a été conclu, en raison de la faible activité déversée, qu'il ne présentait aucun risque significatif de contamination pour le voisinage.

Les effluents liquides apportés par les fleuves peuvent, dans les estuaires, entraîner une certaine contamination radioactive ; mais elle est en général très limitée et ne pose pas de problème sérieux pour la contamination marine proprement dite. Néanmoins, les possibilités de concentration par des organismes vivants pour certains nuclides ont été mises en évidence. C'est ainsi qu'à l'embouchure de la Colombia-River, qui reçoit les déchets radioactifs des installations de Hanford, aux Etats-Unis, on retrouve dans les coquillages et le plancton, du Zinc 65, qui est un produit d'activation éliminé avec les eaux de refroidissement des réacteurs. L'eau de la rivière met deux semaines pour atteindre l'océan (situé à 235 miles). La décharge quotidienne provenant de Hanford apporte notamment 1.000 curie/jour de Chrome 51 et 15 curie/jour de Phosphore 32 et de Zinc 65. L'activité totale entrant dans l'océan est due pour 90 % au Chrome 51 et pour le reste au Phosphore 32 et au Zinc 65 que l'on retrouve dans les organismes marins à 160 km de l'estuaire. Les concentrations retrouvées sont inférieures aux concentrations maximum admissibles.

Ces expériences montrent qu'il est possible d'envisager le rejet de substances radioactives dans le milieu marin avec une sécurité suffisante ; mais il faut insister sur une notion fondamentale : chaque site présente des caractéristiques particulières qui doivent être étudiées avec beaucoup d'attention avant toute évacuation de déchets radioactifs, selon une méthodologie précise en déterminant dans chaque cas les radionuclides critiques, les aliments critiques et les groupes de population critiques qui représentent des facteurs limitatifs à considérer sans la fixation des quantités maximum admises au rejet.

2. Immersion de fûts.

La seconde méthode d'évacuation de déchets radioactifs, intéressant le milieu marin est l'immersion de fûts contenant des déchets solides ou solidifiés de basse et moyenne activité. Il s'agit d'un confinement de déchets à caractère temporaire mais suffisamment long - 10 ans au moins - pour obtenir par la décroissance radioactive - une diminution importante de la radioactivité initiale.

Les activités nucléaires produisent un grand nombre de déchets solides (verreries, vêtements, appareillages, matériaux de décontamination) qui, en raison de leur encombrement, doivent être éliminés définitivement. Les méthodes actuellement mises en oeuvre dans différents pays, mais surtout aux Etats-Unis et en Angleterre, ont été basées sur les considérations suivantes en ce qui concerne les conditions d'immersion toute la radioactivité provenant des fûts immergés, si elle s'échappe en entier, doit pouvoir être diluée et dispersée en toute sécurité par la masse d'eau des océans, de telle manière que la concentration dans l'eau de mer qui en résulte n'apporte aucun risque à un homme dont la seule source de protéines alimentaires serait le poisson. A 2.000 mètres de profondeur des calculs ont montré que le temps de résidence de l'eau serait de 400 à 1.000 ans et que la remontée de l'eau se fait à raison de 2 à 5 mètres par an.

L'emballage des déchets doit être conçu de telle manière qu'ils atteignent la profondeur de 2.000 mètres sans être déformés par l'augmentation de pression. Des océanographes ont récemment attiré l'attention sur le fait qu'il y a dans l'océan des profondeurs supérieures à cette limite de 1.000 fathoms où existent des mouvements et des courants très actifs ; la ligne de 2.000 mètres se trouve en général à la lisière du talus continental et, à cet endroit, on peut rencontrer des coulées de boue et d'autres mouvements de la mer qui peuvent entraîner ou endommager les fûts qui y seraient déposés.

La sédimentation capable de recouvrir les fûts est de l'ordre de quelques millimètres par 1.000 ans et, par conséquent, ne paraît pas jouer de rôle dans le confinement plus ou moins sûr des fûts immergés.

Un grand nombre de facteurs interviennent dans le choix d'un emplacement éventuel de stockage.

Aux Etats-Unis (9) les opérations d'immersion font l'objet de licences qui sont sévèrement réglementées par l'Administration américaine. Des dispositions ont également fixé les quantités totales qui peuvent être déposées dans un site déterminé. La quantité totale déposée dans un site par an ne peut pas dépasser 250 curie de Sr^{90} ou leur équivalent. Il n'est pas permis non plus de déposer dans un seul site par mois plus de 100 curie de Sr^{90} ; les sites doivent être séparés de 75 miles marins au moins, une côte de 300 miles ne peut contenir plus de 3 sites de dépôt.

En fait, les décisions concernant l'immersion ne sont pas prises dans l'hypothèse que les substances radioactives resteront confinées, mais que tous les déchets seraient immédiatement éliminés dans l'environnement du fond, la contamination de cet environnement étant estimée en fonction de l'utilisation des produits de la mer par la population.

Plusieurs sites ont été choisis. Dans les Océans Pacifique et Atlantique, ils sont en général situés à des distances supérieures à 30-40 km de la côte et inférieures à 100 km.

Le matériel immergé est constitué par des fûts en acier de 250 litres environ contenant un récipient en béton dans lequel ont été enrobés les déchets. L'activité par fût varie de 0,5 picocurie à 1,5 curie.

Les quantités immergées jusqu'à présent sont, d'après les informations qu'il est possible d'avoir :

- dans l'Océan Pacifique, de 1946 à 1960 : 300 coffres de béton et 27.000 fûts de 230 à 250 litres chacun : activité totale de 14.000 curie ;
- dans l'Océan Atlantique, de 1951 à 1959 : 23.000 fûts de 250 litres ont été immergés. L'activité totale est de 8.000 curie.

Il convient de souligner que 5 % seulement du total des déchets solides provenant de toutes les installations nucléaires des Etats-Unis ont été éliminés dans la mer. Les autorités américaines continuent à contrôler

par des tests non seulement la radioactivité des eaux environnantes, mais aussi quand c'est possible, l'état des fûts immergés.

Au Royaume-Uni, on a également immergé dans la Manche des déchets de très basse activité, de l'ordre de quelques millicurie par fût, et des déchets de moyenne activité dans l'Atlantique à des profondeurs de 3.000 mètres, selon pratiquement les mêmes procédés qu'aux Etats-Unis.

3. Déchets provenant des navires à propulsion nucléaire.

Les navires à propulsion nucléaire sont susceptibles de produire des déchets liquides et solides dont le rejet dans le milieu marin a été envisagé. Certains déchets peuvent être stockés, puis récupérés. D'autres doivent être rejetés, sinon leur accumulation compromettrait la bonne marche du navire ; mais ces rejets sont discontinus et de très basse activité et ne constituent que des apports très faibles de radioactivité en un point et un temps donnés.

On sait par les études portant sur les sous-marins, et sur le navire Savannah, quelle est la composition de ces déchets et quelles sont les quantités qui peuvent être éliminées sans présenter de risque pour l'environnement.

Les navires nucléaires utilisent actuellement des types de réacteur à eau pressurisée ou eau bouillante, pouvant fonctionner de 2 à 3 ans. Le système de refroidissement est de l'eau légère contaminée par des produits de fission et des produits radioactifs de corrosion.

Les déchets sont :

- un effluent liquide qui est l'eau d'expansion du système de refroidissement primaire du réacteur pendant le réchauffement, et dont la décharge est prévue 2 à 3 fois par mois ;
- les résines échangeuses d'ions qui enlèvent les produits de corrosion du circuit de refroidissement primaire, et dont le rejet est prévu 3 à 6 fois par an.

Les autres sortes de déchets sont négligeables.

Les effluents liquides sont classés comme déchets radioactifs si l'activité de l'effluent non dilué excède les concentrations maximum admissibles pour l'eau potable destinée à la population. Les déchets solides seront classés comme déchets radioactifs si l'activité totale de n'importe quelle partie solide excède l'activité totale qui pourrait être contenue dans un volume égal d'eau ayant les concentrations maximums permmissibles admises pour l'eau de boisson destinée aux travailleurs.

Le cas d'accident a également été prévu puisque les dispositions doivent être prises pour que le coeur du réacteur puisse rester immergé pendant des décades sans échappement des produits de fission.

Les conditions dans lesquelles les déchets solides et liquides pourraient être rejetés à la mer ont été précisées dans des recommandations internationales (6).

Les pratiques autorisées diffèrent selon que le navire se trouvera dans un port, dans les zones côtières, dans les eaux recouvrant le plateau continental ou en haute mer. Aucun déchet ne peut être rejeté dans les ports, les estuaires, et les eaux côtières, à moins de 2 miles de la côte. Dans les zones côtières, de 2 à 12 miles, aucune décharge de résine ou de solide ne peut avoir lieu ; aucun liquide dont la radioactivité est supérieure à 5×10^{-1} curie ne peut être rejeté.

Dans les eaux du plateau continental, les déchets liquides de faible activité peuvent être déchargés, mais aucune résine ne peut être rejetée.

En haute mer, à une distance de 12 miles de la côte, les résines de moyenne activité peuvent être déchargées. Chaque série de résines ne peut contenir que 200 curie. Le rejet a lieu 4 fois par an en moyenne. Les 200 curie se décomposent comme suit : 75 curie de Chrome 51 - 50 curie de Tantale 182 - 37 curie de Cobalt 60 - 36 curie de Fer 55 - 2 curie de Fer 59.

Il convient de signaler que les recommandations publiées déjà en 1959 par le Conseil de Recherche Nationale de l'Académie Nationale des Sciences américaine, avaient précisé qu'aucune décharge de résine ne peut avoir lieu dans des zones de pêche, que ce soit en haute mer ou sur le plateau continental. Le Bureau des Pêcheries commerciales avait

été chargé de préparer une carte des océans du globe montrant les zones du plateau continental et de la mer libre qui sont considérées comme zones de pêche.

+

+ +

Cet inventaire des sources de contamination radioactive du milieu marin montre que la principale en a été jusqu'à présent la retombée radioactive provenant des expériences nucléaires. Des quantités importantes de radioactivité artificielle ont été ainsi apportées au milieu marin ; mais, en dehors des régions immédiatement voisines des lieux de l'expérience, aucun dommage observable n'a été signalé jusqu'à présent aussi bien pour les espèces marines que pour l'homme.

En ce qui concerne les déchets radioactifs, des quantités limitées de déchets liquides et solides ont été introduites dans le milieu marin sans que l'on ait observé de hausse significative de la radioactivité.

Il est généralement reconnu qu'il est nécessaire de poursuivre des recherches et des études, aussi bien sur le plan physico-chimique que biologique. La radioécologie se heurte notamment à des difficultés provenant de la reconstitution en laboratoire des conditions de la vie marine.

Dans le chapitre suivant, seront traités quelques problèmes particuliers posés par l'expérimentation en milieu marin.

CHAPITRE VIII : EXPERIMENTATION EN MILIEU MARIN.

1. Problèmes particuliers posés par l'expérimentation.

L'une des difficultés majeures que l'on rencontre lorsque l'on tente de recueillir des données ou de comprendre les mécanismes concernant les mouvements des produits radioactifs et leurs effets dans le milieu marin résulte de la complexité même de ce milieu. Malgré toutes les techniques dont on dispose actuellement pour son

exploration, la mer comporte une imbrication de facteurs telle, qu'elle n'offre aucune commune mesure avec les milieux terrestres dès qu'il s'agit de délimiter ou de définir ses composantes. Lorsqu'on envisage l'étude d'un écosystème déterminé, quel qu'il soit, il est nécessaire de commencer par en faire l'image aussi complète, aussi exacte que possible. D'emblée, se pose un problème d'échantillonnage et de description de ce que l'on examine. Si l'on s'intéresse par exemple à un écosystème terrestre, on commencera par le décomposer en ses divers facteurs, à les décrire, pour ensuite expliquer la manière dont ils réagissent les uns sur les autres et qui les a conduits à former un ensemble, qui peut d'ailleurs être stable ou en évolution. Quoiqu'il en soit, le milieu terrestre, loin d'offrir des situations figées se prête certainement à ce genre d'étude, à une décomposition en facteurs et au passage par la phase d'expérimentation en laboratoire. Les milieux d'eau douce sont déjà beaucoup plus compliqués, mais cependant leur caractère local ou fermé rend leur étude moins difficile que le milieu marin. Ici on se trouve en face d'énormes étendues, d'immenses masses en continuel mouvement, soumises à l'effet d'une série de facteurs physiques, géophysiques, géologiques et chimiques, peuplées de populations étonnamment variables et fluctuantes, très souvent inconnues.

Prenez quelques exemples : l'échantillonnage du plancton peut, à première vue, être réalisé d'une manière simple, on pourrait penser qu'il suffit qu'un bateau traîne derrière lui un filet que l'on viderait périodiquement en vue de dénombrer et de définir les espèces récoltées. Il n'en est malheureusement rien. Très souvent, les populations de plancton vivent en agglomérats relativement denses, dont la localisation et le volume peuvent être soumis à des variations brusques. On connaît le cycle de montée et de descente du plancton en fonction de la température et de la luminosité, on sait que la présence du plancton et sa densité sont conditionnées dans une large mesure par la salinité de l'eau, dont le facteur déterminant est le phosphate. On sait également que le plancton connaît des explosions saisonnières dont il est difficile de déterminer la cause. Tous ces facteurs de

variation concourent à rendre un simple échantillonnage extrêmement difficile. Pour maîtriser ces difficultés, les océanographes et les biologistes marins ont mis au point une série de méthodes et de techniques, qui sont cependant encore loin d'être parfaites. Un deuxième exemple : les espèces planctoniques sont très souvent fort difficiles à déterminer : leur systématique, comme c'est le cas pour les Copépodes qui constituent la masse du zooplancton, est basée sur des caractères morphologiques discernables après dissection. On imagine aisément l'énorme masse de travail exigée par l'utilisation d'une telle méthode. Il arrive donc qu'il soit nécessaire de commencer par établir des systèmes de classification plus simples donnant des réponses à des cas particuliers, mais rendant possible la reconnaissance rapide d'espèces importantes ou d'espèces auxquelles le chercheur accorde un intérêt particulier.

Le troisième exemple a trait à l'expérimentation en laboratoire. Lorsque l'on désire étudier l'absorption, l'accumulation, la perte d'éléments radioactifs par des organismes marins, il est indispensable de pouvoir travailler dans des conditions contrôlables et reproductibles que l'on ne peut trouver qu'en laboratoire. L'un des maillons les plus importants de la chaîne alimentaire marine est, encore une fois, le zooplancton. Or, jusqu'à présent, il a été impossible d'amener les Copépodes à subsister et à se reproduire de manière suffisamment normale dans des conditions de laboratoire. Ceci rend tout simplement impossible une expérimentation susceptible de donner des résultats interprétables. Il a été jusqu'à présent nécessaire de se contenter d'un pis-aller : on a élevé des espèces côtières en essayant d'extrapoler les résultats, ou dans d'autres cas on a travaillé sur des organismes récoltés en mer et dont on essayait de prolonger autant que possible la survie en laboratoire.

Ces quelques exemples montrent à quelles difficultés se heurtent ceux qui tentent d'explorer la biologie marine. Il ne faut certes pas s'étonner du manque de connaissances relatives à la faune et à la flore des grands fonds, et l'on comprend parfaitement que l'extrême complexité du milieu marin et la difficulté d'isoler ses composantes rendent son étude particulièrement délicate.

2. Exemple d'un programme de recherches.

Il nous a paru intéressant de donner, à titre d'exemple, un programme de recherches qui est mis en oeuvre avec la participation de l'Euratom.

L'Euratom a conclu, en 1963, un contrat d'association avec le Laboratoire pour l'Etude de la Contamination marine du Comité National Italien pour l'Energie Nucléaire (CNEN). Ce laboratoire est situé à Fiascherino, près de La Spezia, à la limite sud de la Côte de Ligurie. Le programme a été défini comme suit : "Etude des facteurs qui conditionnent l'absorption, l'accumulation et la perte des radioéléments par les organismes marins et du transfert de ces radioéléments dans les maillons de la chaîne alimentaire, et étude des effets de la radioactivité sur l'équilibre biologique de la mer".

Les travaux se poursuivent selon deux voies qui sont l'analyse descriptive et expérimentale des facteurs et des éléments de l'écosystème marin, et l'expérimentation sur les effets des facteurs du milieu sur l'absorption des radioéléments par les organismes marins d'intérêt écologique. Le programme est subdivisé d'après les divers niveaux trophiques en relation avec le schéma général du mouvement des radioisotopes dans les écosystèmes marins. On y trouve un groupe de chimie qui étudie la distribution des substances organiques et inorganiques dans le milieu marin, un groupe de botanique qui s'intéresse au phytoplancton dans son milieu naturel et réalise des recherches de laboratoire sur les principales espèces, un groupe de zoologie qui exécute des travaux du même ordre sur le zooplancton, et un groupe de microbiologie dont la tâche est de tenter de définir la distribution et les fonctions des micro-organismes hétérotrophes. De plus, un groupe d'instrumentation met au point des appareils et des techniques visant principalement à mesurer les caractéristiques physiques du milieu marin et à améliorer les méthodes d'échantillonnage.

Pour les études en mer, on a délimité un quadrilatère au sud-ouest de La Spezia d'à peu près 30 km de côté et dont la profondeur varie de 0 à 500 m. On s'est volontairement limité à une zone assez petite dans le but de déterminer le nombre minimum de paramètres nécessaires pour caractériser une certaine zone, mais suffisante pour faire les prévisions que l'on a en vue.

Il est certain également que tout ce qui se fait dans cette zone servira à la programmation des échantillonnages qui seront effectués ultérieurement sur de plus grandes étendues en Méditerranée.

Un ancien bateau de pêche a été équipé pour les travaux en mer. Il dispose de chambres froides pour la conservation des échantillons et d'un laboratoire pour leur étude sur place. Il est équipé d'un radar qui lui permet de relever sa position avec une très grande précision et de répéter, de ce fait, des échantillonnages en des endroits parfaitement déterminés.

Récemment, le groupe de zoologie a obtenu un résultat qui mérite d'être signalé. On sait qu'il est extrêmement difficile d'élever en laboratoire les Copépodes pélagiques (c'est-à-dire vivant en haute mer) et que très souvent on a dû se contenter, en ce qui les concerne, l'extrapolation à partir d'espèces côtières, particulièrement du genre Tigriopus. On a maintenant réussi, au laboratoire de Fiascherino, à cultiver pendant 5 mois, c'est-à-dire pendant 4 générations, un copépode de haute mer, l'espèce Euterpina acutifrons. Ce résultat a été atteint en ajoutant au milieu de culture des quantités bien définies de pénicilline (pour contrôler les bactéries) et d'un chélate qui élimine les ions des métaux lourds toxiques. Ceci ne constitue bien entendu qu'un premier pas dans la voie de la culture en aquarium d'organismes zooplanctoniques, mais il n'en est pas moins une acquisition importante.

Quant au groupe d'instrumentation, il a testé l'année dernière un appareil de mesure automatique et simultané de profondeur, de température et du courant de l'eau, destiné à fournir des renseignements sur les conditions physiques de l'endroit même où sont prélevés les échantillons (x).

CONCLUSIONS.

1. Il a été dit que l'expansion des applications de l'énergie nucléaire pourrait dépendre de la recherche de solutions pratiques aux problèmes des déchets radioactifs. Avec l'évolution prévisible de l'emploi de l'énergie nucléaire pour la production d'électricité, les usines de retraitement chimique des combustibles irradiés seraient engorgées par les déchets radioactifs et l'élimination définitive des déchets de haute activité devrait être envisagée.

(x) Le rapport annuel 1963 de l'Association Euratom-CNEN contient une description détaillée des travaux des divers groupes du laboratoire de Fiascherino. Il est pour le moment en cours de publication.

Mais, jusqu'à présent, l'immersion en mer de déchets de haute activité, n'a pas été retenue comme solution.

2. Aucun effet dommageable sur l'homme, le milieu ambiant ou ses ressources, n'a été observé jusqu'à présent à la suite de rejets de basse et moyenne activité qui ont été effectués.

C'est pourquoi il est raisonnable de penser que des quantités limitées de déchets radioactifs peuvent être introduites dans l'océan à condition que les conséquences sanitaires en soient étudiées au préalable et que l'évacuation soit contrôlée d'une manière rigoureuse.

3. En raison des nombreuses lacunes existant dans les connaissances sur l'écologie marine, il est nécessaire de poursuivre des études aussi complètes que possible sur la dispersion et le transport de substances radioactives et leur concentration aux différentes étapes des cycles des organismes marins.

Des recherches fondamentales et appliquées doivent permettre de mieux connaître la circulation et le mélange des eaux profondes, les processus biologiques et physiques par lesquels des radionuclides sont transportés et sédimentés, les caractéristiques des courants et la dispersion des substances radioactives dans les eaux côtières et les estuaires, les voies d'accumulation à travers la chaîne alimentaire.

4. S'il appartient à chaque pays de conduire des programmes d'études et de contrôle dans les sites où des rejets d'effluents radioactifs sont envisagés, il faut néanmoins qu'il y ait, à un échelon international, sinon un contrôle des décharges, du moins un échange d'informations sur les résultats de ce contrôle.
-

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

I. En ce qui concerne les aspects généraux et réglementaires, les références suivantes ont été consultées :

1. C.E.E.A. Euratom : Directives fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des radiations ionisantes (Journal Officiel des Communautés Européennes, 20 février 1959, 2e année, n° 11)
2. C.E.E.A. Euratom : Directives portant révision des annexes 1 et 3 des directives fixant les normes de base en matière de protection sanitaire (Journal Officiel des Communautés Européennes, 9 juillet 1962, 5e année, n° 57)
3. C.E.E.A. Euratom : Répertoire des Installations nucléaires de la Communauté Européenne de l'Energie Atomique - deuxième édition (EUR 183.f - 1er janvier 1963)
4. NATIONS-UNIES : Rapport du Comité Scientifique des Nations-Unies pour l'Etude des Effets des Radiations ionisantes - Assemblée Générale - 17e session - Supplément n° 16 (A/5216) - New-York, 1962
5. O.C.D.E. Agence Européenne pour l'Energie Nucléaire : Study of Problems relating to radioactive waste disposal into the North Sea - II. General survey on radioactivity in sea water and marine organisms (Paris, 1964)
6. Evacuation des déchets radioactifs dans la mer - Collection Sécurité; n° 5 - A.I.E.A. Vienne 1961
7. Evacuation des déchets radioactifs en eau douce - Collection Sécurité, n° 10 - A.I.E.A. Vienne 1963
8. National Academy of Sciences - National Research Council : The effects of atomic radiation on Oceanography and Fisheries - Publication n° 551 - Washington, 1957
9. National Academy of Sciences - National Research Council : Radioactive waste disposal into Atlantic and Gulf Coastal waters - Publication n° 655 - Washington, 1959
10. US - A.E.C. : Fundamental nuclear energy research - Special Report - Dec.1963
11. Radioecology - Proceedings of the First National Symposium on Radioecology - Colorado, September 1961 - Edited by V.SCHULTZ and A.W.KLEMENT
12. WILLIAMS K., C.L. SMITH, H.D. CHALKE : Radiation and Health - Longmans - London 1962
13. National Academy of Sciences : The biological effects of atomic radiation - Summary Report - 1956
14. M. EISENBUD : Environmental Radioactivity - Mc.Graw Hill, 1963
15. Sedimentation of radioactive Wastes in the Sea - Circular n°.59 of the Fisheries Research Board of Canada, Biological Station, January 1961

16. US - A.E.C.: Survey of radioactive waste disposal sites - Technical Report - TID-13665 - July 15, 1961

17. US - Department of Health, Education and Welfare; Studies of the fate of certain radionuclides in estuarine and other aquatic environments (Environmental Health Series)

II. En ce qui concerne certains aspects techniques et scientifiques, les références suivantes ont été utilisées:

18. AMPHLETT C.B. : Treatment and Disposal of radioactive Wastes - International Series of Monographs on Nuclear Energy - Pergamon Press - 1961

19. ATEN Jr., A.H.W.: Permissible concentrations of radionuclides in Sea Water - Health Physics, Oct. 1961, 6, p. 114-125

20. BELTER W.G. : Recent developments in the processing and ultimate disposal of high-level radioactive wastes - A.E.C. - US - May, 17, 1961

21. BERNHARD M. : Radioaktivität und Biozyklen - Strahlenschutz in Forschung und Praxis, Band 3

22. BUZZATI-TRAVERSO A.A. : The CNRN Research Programme for the Study of radioisotope accumulation by marine organisms and its effects as regards radioactive contamination of the Ocean (Disposal of radioactive Wastes - Conference Proceedings, Monaco, p. 39-42, 16-21 Nov. 1959, vol. 2)

23. BUZZATI-TRAVERSO A.A. : Aspects biologiques de la contamination radioactive de la mer (Problèmes juridiques et administratifs de la protection dans l'emploi pacifique de l'énergie nucléaire - EURATOM - 1961, p. 611-623 (en italien))

24. CHIPMAN W.A. : Accumulation of radioactive materials by fishery organisms (Proceedings of the gulf and Caribbean Fisheries Institute - p. 97-110 - Eleventh Annual Session, Nov. 1958)

25. CHIPMAN W.A. : Biological Aspects of Disposal of radioactive wastes in Marine Environments (Disposal of Radioactive Wastes - Conference Proceedings - Monaco, p. 3-15 - 16-21 Nov. 1959, vol. 2)

26. DOBSON R.L. : Hazard to man arising from radioactive contamination of food and water (Supplement to the report of the FAO Expert Committee on radioactive Materials in Food and Agriculture, p. 1-5, Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1960)

27. DUNSTER H.J. : The disposal of radioactive liquid wastes into coastal waters (A/CONF. 15/P/297, U.K., 3 June 1958 - Second United Nations International conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy)

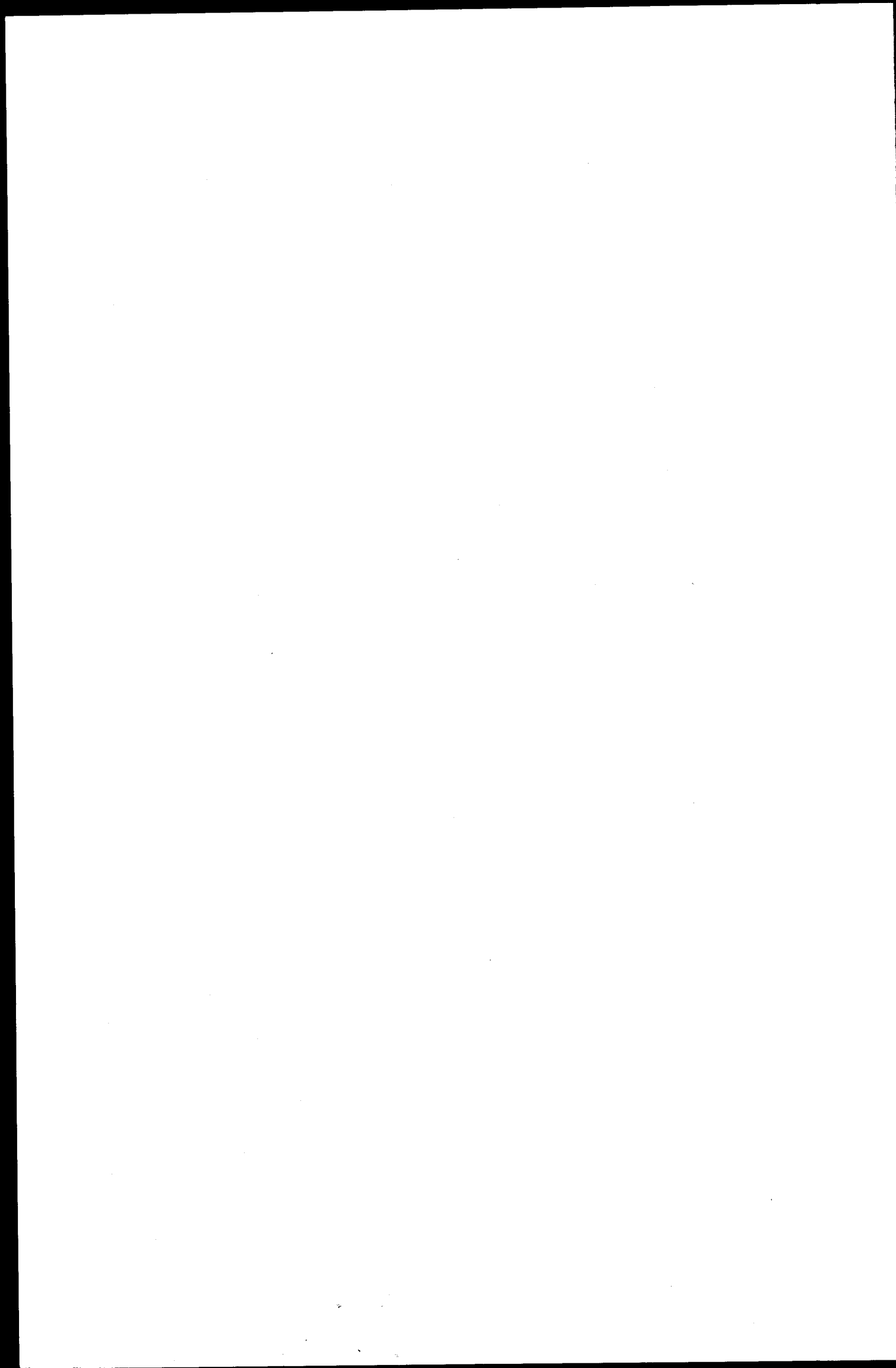
28. DUNSTER H.J. et al.: Environmental monitoring associated with the discharge of low activity radioactive waste from Windscale works to the Irish sea (Health Physics, Pergamon Press 1964, Vol. 10, p. 353-362)

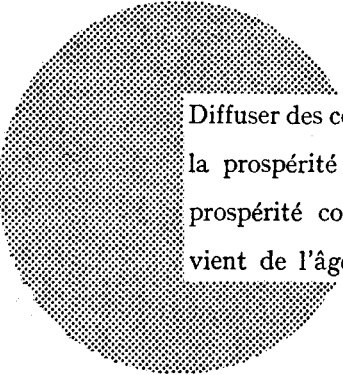
29. DUHAMEL et al.: Problème du rejet des résidus radioactifs liquides au C.E.A. Traitements aboutissant à des rejets en rivière (A/CONF.15/P/1175), France, 16 mai 1958 - Deuxième Conférence internationale des Nations-Unies sur l'utilisation de l'énergie atomique à des fins pacifiques)

30. FONTAINE Y.: La contamination radioactive des milieux et des organismes aquatiques (C.E.A. - 1588)

31. FUKAI R.: Estimation of the levels of Caesium 137 in Sea-Water by the analysis of marine organisms (Nature, 194, 466 - May 5, 1962)
32. ILTIS T.J. et al.: Radioactive waste disposal from U.S. Naval Nuclear Powered Ships (Hearings on Industrial radioactive waste disposal - p. 924-57, Vol.1)
33. LOWMAN F.G. : Marine Biological Investigations at the Eniwetok test site (Proceedings on Disposal of Radioactive Wastes - A.I.E.A., 1960)
34. LOWENSTEIN R. : Some Legal Considerations in the Ocean disposal of Radioactive Wastes (Health Physics, Pergamon Press 1961 Vol. 6, Nr. 3/4, p. 110-113)
35. MAUCLINE J. et al.: Dispersion in the Irish Sea of the radioactive liquid effluent from Windscale Works of the U.K. Atomic Energy Authority (Nature, 198, 623-6 - May, 18, 1963)
36. MOISEEV P.A. et al.: The effect of fission products on the radioactivity of some hydrobionts of the Pacific ocean (Disposal of radioactive wastes, p. 93-8, Conference Proceedings, Monaco, 16-21 Nov. 1959, Vol. 2)
37. MORGAN F.: Fisheries radiobiology and the discharge of radioactive wastes (Disposal of radioactive wastes, p. 17-24, Conference Proceedings, Monaco, 16-21 Nov. 1959, Vol. 2)
38. NELSON D.J. : Interpretation of Radionuclide Uptake from Aquatic Environments (Nuclear Safety, Vol. 5, n° 2, 1963-1964, p. 196-199)
39. NELSON D.J. : Clams as Indicators of Strontium-90 (Science, Vol. 137, July 1962, p. 38-39)
40. OLSON J.S.: Surveys of Environmental Radioactivity (Nuclear Safety, Vol. 4, n° 1, September 1962, p. 88-95)
41. PARKER F.L. : Ocean Disposal of Radioactive Waste (Nuclear Safety, Vol. 2, n° 1, September 1960, p. 78-81)
42. PRITCHARD D.W. : Factors affecting the dispersal of fission products in Estuarine and Inshore Environments (A/CONF.15/P/1835) - Deuxième Conférence Internationale des Nations-Unies, Genève
43. PRITCHARD D.W. : Disposal of radioactive wastes in the Ocean (Health Physics, 6, 103-9 - Oct. 1961)
44. K. SADDINGTON and W.L. TEMPLETON : Disposal of radioactive waste (London 1958)
45. SCHAEFER M.B. : Some fundamental aspects of marine ecology in relation to radioactive wastes (Health Physics, 6, 97-102, Oct. 1961)
46. SLIZEWICZ P. : The discharge of radioactive waste into the sea (Bull. Inform. Sci. Tech., n°70, 31-7, Mar. 1963)
47. TEMPLETON W.L. : Fission Products and Aquatic Organisms from "The effects of pollution on living material", p. 125-40, London - The Institute of Biology, 1959

48. von FRIEDRICH Ludwig : Radioaktive Isotope in Futter- und Nahrungsmitteln (Thiemig-Taschenbücher - Band 7 - 1962, Verlag Karl Thiemig, München)
49. WALDICHUK M. : Containment of radioactive waste for Sea Disposal and Fisheries of the Canadian Pacific Coast (Disposal of radioactive wastes - p. 57-77 - Conference Proceedings, Monaco, 16-21 Nov.1959, vol. 2)
50. WORTLEY G. : The movement of radioactive contaminants through aquatic food chains (Supplement of the Report of the FAO Expert Committee of Radioactive Materials in Food and Agriculture - p. 232-47 - Rome, Food and agriculture Organization of the United Nations, 1960)





Diffuser des connaissances c'est distribuer de la prospérité — j'entends
la prospérité collective et non la richesse individuelle — et cette
prospérité contribue largement à la disparition du mal qui nous
vient de l'âge des ténèbres.

Alfred Nobel

EURATOM - C.I.D.
51 - 53, rue Belliard
Bruxelles (Belgique)