



HAL
open science

IMPACT DES INSTALLATIONS NUCLÉAIRES FRANÇAISES SUR L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE

Jean-Claude Amiard

► **To cite this version:**

Jean-Claude Amiard. IMPACT DES INSTALLATIONS NUCLÉAIRES FRANÇAISES SUR L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE. Vie et Milieu , 1976, XXVI, pp.319 - 340. <hal-02990942>

HAL Id: hal-02990942

<https://hal.science/hal-02990942v1>

Submitted on 5 Nov 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire HAL, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



HAL Authorization

IMPACT DES INSTALLATIONS NUCLÉAIRES FRANÇAISES SUR L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE *

par Jean-Claude AMIARD (**)

*Commissariat à l'Energie Atomique, Département de Protection,
Section de Radioécologie, Centre d'Etudes Nucléaires de Cadarache,
B.P. n° 1, 13115 Saint-Paul-lez-Durance.*

ABSTRACT

The different sources of radioactive pollutions of the aquatic environment due to industrial utilization of nuclear energy are reviewed. Data, available in the literature, concerning radioactive pollution measurements of marine and freshwater environments are synthetized. Problems which may arise in a near or distant future because of nuclear energy utilization are then approached, and the major lacks in radioecology are listed.

INTRODUCTION

La présence de radionucléides dans le milieu aquatique a une triple origine :

a) une origine naturelle due à l'action des rayonnements cosmiques sur la matière et à la présence de radionucléides naturels dans l'écorce terrestre (AVARGUES, 1971);

(*) Les informations contenues dans ce texte proviennent des seules publications officielles à diffusion large accessibles en décembre 1975.

(**) Adresse actuelle : Laboratoire de Biologie marine et d'Ecologie animale, Université de Nantes. BP. 1044. 44037 NANTES CEDEX.

b) une origine artificielle à dominante militaire consécutive à l'utilisation des bombes atomiques A ou H (AEBERHARDT, 1956, FONTAINE, 1960 et U.S.A.E.C., 1964) ;

c) et une origine artificielle liée à l'utilisation essentiellement pacifique de l'énergie nucléaire dans divers domaines industriels (production d'électricité, propulsion nucléaire des navires...).

Nous envisagerons ici uniquement l'impact des installations nucléaires françaises sur l'environnement aquatique et nous nous limiterons à l'aspect pollution nucléaire.

1. — ORIGINE INDUSTRIELLE DES POLLUANTS RADIOACTIFS DANS LE MILIEU AQUATIQUE

Nous passerons en revue les diverses installations nucléaires implantées en France en commençant par l'extraction du minerai et en finissant par les usines de retraitement du combustible nucléaire et le stockage des déchets radioactifs.

1.1. INSTALLATIONS NUCLÉAIRES FABRIQUANT LE COMBUSTIBLE NUCLÉAIRE.

L'implantation des principales installations fabriquant le combustible nucléaire est rapportée dans le tableau I.

Les mines puis les usines de traitement mécanique, de raffinage, de conversion, d'enrichissement, de reconversion et de fabrication du combustible sont responsables d'une faible pollution des rivières, des fleuves et des océans par l'uranium métal contenant, selon le stade, une plus ou moins grande quantité de radionucléides naturels émetteurs bêta ou alpha descendants des quatre familles radioactives naturelles (^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th et ^{237}Np) c'est-à-dire principalement le radon 222, le radium 226 et les uraniums 235 et 238. PRADEL et ZETWOOG (1974) estiment que la pollution nucléaire du milieu aquatique résultant des rejets d'effluents liquides en provenance des mines et des usines de traitement peut entraîner une irradiation des populations avoisinantes ainsi que de la faune et de la flore aquatiques. Ces effluents contiennent en effet du radium 226 à des concentrations supérieures d'un facteur 10 à 50 aux concentrations maximales admissibles pour l'eau de boisson des populations (10 pCi/l). Mais en raison des faibles débits rejetés et de la dilution des rivières et de la sédimentation des radionucléides,

TABLEAU I
Récapitulation de la nature et de la quantité des rejets d'effluents radioactifs liquides effectués par les principales installations nucléaires françaises.

Types et lieux d'implantations des installations nucléaires	Nature des rejets radioactifs liquides	Quantité rejetée (Ci/an)
1 - MINES : L'Escarpière (Vendée) ; La Crouzille (Hte Vienne) ; Forez (Loire) ; St Jean Le Fouilloux ; St Pierre du Cantal ; Pontivy . . .	^{226}Ra , ^{230}Th , ^{222}Rn . . .	
2 - USINES DE CONCENTRATION : Bessines (Hte Vienne) ; L'Escarpière (Vendée) ; Bois Noirs (Loire) ; Gueugnon (S & L.)	^{226}Ra , ^{230}Th . . .	
3 - USINES DE RAFFINAGE ET DE CONVERSION : Malvési (Aude) ; Pierrelatte (Drôme)	^{235}U , ^{238}U , ^{239}Pu . . .	
4 - USINE DE SEPARATION ISOTOPIQUE : Pierrelatte (Drôme)	^{235}U , ^{238}U , ^{239}Pu . . .	
5 - USINES DE FABRICATION DU COMBUSTIBLE : Annecy ; Veurey ; Romans . . .	^{235}U , ^{238}U , ^{239}Pu . . .	
6 - CENTRALES ELECTRONUCLEAIRES : UNGG : Chinon 2, 3 ; St Laurent des eaux 1, 2 ; Bugey 1 PWR : Chooz	rejets gazeux : ^{41}Ar , ^{16}N , ^{19}O , ^{14}C . . . rejets liquides : négligeables rejets gazeux : ^{133}Xe , ^{85}Kr . . . rejet liquides : ^3H , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I , ^{95}Zr , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn , ^{124}Sb . . .	$\beta = 1 \text{ à } 7$ négligeables $\beta = 3 \text{ à } 34$; $\alpha = 0,0004$ ^3H : 340 à 700
7 - NAVIRES A PROPULSION NUCLEAIRE : Le Redoutable ; Le Terrible , Le Foudroyant . .	^{131}I , ^{90}Sr , ^{95}Zr , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{95}Nb , ^{144}Ce , ^{60}Co , ^{55}Fe , ^{59}Fe , ^{182}Ta , ^{51}Cr , ^{64}Cu . . .	3 000
8 - USINES DE RETRAITEMENT DU COMBUSTIBLE IRRADIE : Marcoule (UP ₁) , La Hague (UP ₂)	^{106}Ru , ^{103}Ru , ^{134}Cs , ^{137}Cs , $^{95}\text{Zr-Nb}$, $^{144}\text{Ce-Pr}$, ^{125}Sb , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{60}Co , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{131}I . . .	$\beta = 2\,000 \text{ à } 14\,000$ $\alpha = 0,5 \text{ à } 4$
9 - REJETS DE DECHETS : Océan Atlantique		$\beta\gamma = 1967 : 5\,700$ $\beta\gamma = 1969 : 3\,500$

l'augmentation de la concentration naturelle en radium n'est sensible que sur de très faibles distances. La pollution de nos rivières peut également résulter des rejets d'effluents gazeux en provenance surtout des mines (radon) et accessoirement des carrières, des stocks de minerai et des bassins de décantation. Il ne faut pas non plus négliger les poussières de minerai contenant tous les produits de filiation de ^{238}U et de ^{235}U et notamment le ^{226}Ra et le ^{230}Th et qui finissent en partie par se déposer sur les cours d'eau.

1.2. INSTALLATIONS NUCLÉAIRES

UTILISANT LE COMBUSTIBLE NUCLÉAIRE ET SES DÉRIVÉS.

La seconde étape est l'utilisation proprement dite de ce combustible nucléaire, soit dans les centrales électronucléaires productrices d'électricité, soit dans les navires à propulsion nucléaire, soit encore dans diverses installations industrielles ou de recherche.

1.2.1. Les centrales électronucléaires.

En France, les centrales nucléaires se rattachent à deux filières : la filière « française » uranium naturel-graphite-gaz (UNGG) avec Marcoule (G₂-G₃) ; Chinon (EDF_{1, 2, 3}) ; Saint-Laurent-des-Eaux_{1, 2} ; et Bugey₁ ; la filière « américaine » (licence Westinghouse) uranium enrichi-eau légère pressurisée (PWR) avec Chooz (SENA) et prochainement Fessenheim_{1, 2, 3} ; Bugey_{2, 3, 4, 5} ; Tricastin_{1, 2, 3, 4} ; Gravelines B 1, B 2, B 3, B 4 ; Dampierre_{1, 2} ; Ambes B 1, B 2 ; Saint-Laurent-des-Eaux_{3, 4}. D'autres sites sont actuellement étudiés en vue de l'installation d'éventuelles centrales : Port - la Nouvelle, Creys Malville, Paluel, Nogent-sur-Seine, Le Blayais, Le Pellerin...

A ces réacteurs de production doivent être ajoutés les réacteurs de recherche, d'essais, d'enseignement, ainsi que les réacteurs expérimentaux et de prototypes (PAT, EI 4, Rapsodie, Célestin, Phénix...), les assemblages et les maquettes critiques qui contrairement aux réacteurs de puissance ne sont pas forcément près d'un cours d'eau ou d'une mer et se trouvent en majorité dans les centres d'études nucléaires du CEA : Fontenay-aux-Roses, Saclay, Grenoble, Marcoule et Cadarache ou dans les Monts d'Arrée.

En fonctionnement normal les centrales nucléaires fabriquent des produits de fission dont certains sont radioactifs (¹³⁵Xe, ⁸⁵Kr, ⁹⁰Sr, ¹³¹I, ¹³⁷Cs, ¹⁴⁴Ce, ¹⁰⁶Ru, ¹⁰³Ru, ⁸⁹Sr, ¹⁴⁰La, ¹²⁹Te, ¹⁴³Pr, ¹⁴⁰Ba et ⁹⁵Zr), de la matière fissile (²³⁹Pu ou ²³⁹U à partir du ²³²Th), du tritium et des produits d'activation (⁶⁵Zn, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co, ⁵⁵Fe, ⁵⁹Fe, ⁵⁴Mn, ¹²⁴Sb, ^{110m}Ag et ⁵¹Cr) (EISENBUD, 1973). Le fluide caloporteur (CO₂ ou H₂O) se charge progressivement en produits de fission qui ont franchi la barrière de la gaine du combustible soit par diffusion, soit par rupture de gaine, auxquels s'ajoutent les produits d'activation formés dans le modérateur (graphite ou eau), par érosion des gaines (⁹⁵Zr notamment), par érosion des revêtements d'acier (⁵⁶Mn, ⁵¹Cr, ⁵⁵Fe, ⁵⁹Fe).

Les quantités de produits de fission rejetées sont variables selon que le combustible sera enrichi ou non. De même les produits d'activation vont varier considérablement en nature et en quantité avec les diverses centrales par suite de fabrication différente : combustible, réfrigérants, fluides caloporteurs, modérateurs, gaines retenant le combustible... D'autre part, la composition des effluents varie également avec la durée de fonctionnement du réacteur. Ainsi, un réacteur âgé a tendance à être plus polluant (C.C.E., 1974) comme Bradwell et Hinkley Point « A » en Grande-Bretagne. Il faut signaler également que la composition des effluents peut varier à la suite d'opérations périodiques d'arrêt de la centrale et de stockage des éléments de combustibles dans la piscine de désacti-

vation (sans container comme à Saint-Laurent-des-Eaux), par suite de rechargement ou d'incidents de fonctionnement.

La comparaison des diverses filières s'avère donc délicate sinon impossible en raison des grandes variations entre les centrales d'une même filière. De plus, « l'absence d'intercomparaison entre les méthodes utilisées par les différentes centrales pour la mesure et la comptabilisation des effluents impose d'utiliser ces résultats avec réserve » (E.D.F., 1974).

Cependant, on constate que les réacteurs bouillants et les réacteurs pressurisés ont des rejets d'effluents liquides similaires, les PWR étant plus fluctuants dans leurs rejets. Les centrales à eau pressurisée rejettent plus de tritium que les centrales à eau bouillante sauf pour celles employant des gaines en zircalloy (C.C.E., 1974). En valeur absolue, la centrale franco-belge de Chooz a été l'une des centrales les plus polluantes en 1972 en ce qui concerne les effluents liquides et les rejets de tritium (E.D.F., 1974). FUKAI et MURRAY (1974) ne constatent aucune différence dans les rejets liquides de ^{60}Co , ^{58}Co et $^{110\text{m}}\text{Ag}$ pour les centrales PWR et BWR.

En France, les rejets d'effluents liquides effectués de 1969 à 1972, en excluant les rejets de tritium, varient de 2 à 7,44 Ci/an à Chinon ; de 0,77 à 9,4 Ci/an à Saint-Laurent-des-Eaux et de 3,8 à 34,4 Ci/an à Chooz. Par contre, nous ne connaissons la composition en radionucléides des effluents liquides des centrales françaises que pour la centrale franco-belge de Chooz rendant impossible la comparaison UNGG-PWR (les autres mesures sont faites en beta total avec des compteurs proportionnels). Les radionucléides les plus importants sont, à Chooz, en 1972 : ^{134}Cs (30 %), ^{137}Cs (30 %), ^{131}I (22 %), ^{60}Co (15 %), ^{90}Sr (1,3 %), puis avec moins de 1 % : ^{58}Co , ^{54}Mn , $^{95}\text{Zr-Nb}$, et alpha total (0,006 %) (C.C.E., 1974). En ce qui concerne le tritium la centrale de Chooz a rejeté entre 340 et 1 762 Ci/an de 1970 à 1972, d'après la C.C.E. et MARTIN et BEAU (1972), étant ainsi la centrale européenne la plus polluante.

1.2.2. *La propulsion nucléaire navale.*

En France, actuellement, l'utilisation de l'énergie nucléaire en tant que moyen de propulsion navale est limitée aux sous-marins nucléaires militaires de la « force de dissuasion » : Le Redoutable, Le Terrible, Le Foudroyant... Ces sous-marins utilisent des réacteurs comprenant de l'uranium enrichi comme combustible, et de l'eau comme modérateur et fluide caloporteur (PWR).

Nous sommes peu renseigné quant aux rejets radioactifs de ces navires. Toutefois signalons que les Américains (PRITCHARD et coll., 1959) ont constaté que le « Savannah » et le « Nautilus »

relarguaient dans le milieu environ 2 900 Ci/an d'effluents liquides contenant des produits de fission (^{90}Sr , $^{95}\text{Zr-Nb}$, $^{106}\text{Ru-Rh}$, ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{131}I) et des produits d'activation (^{60}Co , ^{55}Fe , ^{59}Fe , ^{182}Ta , ^{51}Cr , ^{64}Cu et ^{175}Hf). Nous pouvons raisonnablement penser que nos sous-marins relargueront au maximum ces qualités d'effluents (OUVRARD, 1972).

1.2.3. *Les autres utilisations.*

Ce sont principalement les laboratoires médicaux et de recherches et quelques installations industrielles.

Les laboratoires utilisent des quantités assez importantes de traceurs radioactifs en sources non scellées : 266 000 Ci de ^3H , 201 000 Ci de ^{60}Co , 66 000 Ci de ^{137}Cs , 37 600 Ci de ^{192}Ir , 670 Ci de ^{131}I ,... (C.E.A., 1970, CHANTEUR et PELLERIN, 1972) dont une partie (faibles radioactivités) est rejetée après dilution directement dans les égouts. Ces laboratoires sont répartis dans toute la France avec une concentration plus importante dans la région parisienne. A ces laboratoires civils, nous devons ajouter les centres d'études nucléaires du C.E.A. (Fontenay-aux-Roses, Saclay, Grenoble, Cadarache) et les centres dépendant de la Direction des Applications Militaires du C.E.A. (Valduc, Le Ripault, Le Barp, Bruyères-le-Châtel, Vaujours, Limeil). Il ne faut pas oublier également l'utilisation des radionucléides artificiels à des fins diverses comme la gammagraphie, les mesures d'épaisseur, la stérilisation, l'inhibition de la germination de certaines plantes, la radioluminescence...

Les quantités de radioactivité rejetées par l'ensemble de ces diverses installations sont faibles par rapport aux sources industrielles et sont diluées dans des volumes d'eau considérables, il est cependant nécessaire de suivre attentivement l'évolution quantitative de ces rejets.

1.3. USINES DE TRAITEMENT DES COMBUSTIBLES IRRADIÉS.

1.3.1. *Transports.*

Les barreaux d'uranium irradiés sont sortis du réacteur et déposés dans une piscine de désactivation située sur le site de la centrale pendant plusieurs mois de façon à éliminer tous les produits radioactifs de fission à vie courte formés dans le cœur du réacteur. L'eau de cette piscine est en général rejetée directement dans le milieu aquatique sauf en cas de rupture de gaines où elle subit une décontamination par passage sur résines échangeuses d'ions.

Les barreaux sont ensuite chargés dans des containers eux-mêmes placés dans des châteaux de transport et acheminés par voie ferrée (S.N.C.F.) ou par route (Société Transnucléaire) vers les usines de retraitement des combustibles irradiés (Marcoule et surtout La Hague). Le C.E.A. n'effectue que les transports radioactifs touchant à la Défense Nationale.

Les principaux axes de transports radioactifs sont les vallées du Rhône, de la Seine, l'axe Paris-Verneuil-Cherbourg-La Hague, l'axe Rouen-Caen-Cherbourg et les diverses voies de raccordement des installations nucléaires à ces grands axes vers Marcoule ou La Hague.

1.3.2. *Les usines de retraitement des combustibles irradiés.*

En France, deux usines sont en fonctionnement l'une sur le Rhône à Marcoule (UP₁), l'autre sur la Manche à La Hague (UP₂).

Les usines sont reconnues comme étant les plus polluantes d'un point de vue radioactif. En effet, ces usines ont à traiter des quantités assez importantes de combustible irradié ; une centrale nucléaire à eau légère (PWR ou BWR) « consomme » environ 30 t de combustible par an. Ce combustible est fortement radioactif même après son passage dans la piscine de désactivation. Nous pouvons citer pour un chargement de 30 t d'un réacteur à eau légère de 1 000 MWe, 150 jours après le déchargement du cœur, des radioactivités telles que 350 000 Ci de ⁸⁵Kr, 68 Ci de ¹³¹I, 2 175 Ci de ³H et 137 · 10⁶ Ci de produits de fission (DETILLEUX, 1974) soit d'après SOUSSELIER (1973) 6,21 · 10⁶ Ci/t de combustible.

Une grande partie de ces effluents radioactifs (999/1 000 des produits de fission et 98,5 % du plutonium) sont retenus grâce à de multiples traitements physiques et chimiques et viennent grossir la quantité des déchets radioactifs. Les déchets de faibles radioactivités sont stockés pendant quelques temps avant d'être rejetés dans le milieu aquatique (Rhône pour Marcoule et Manche pour La Hague). Les rejets qualitatifs de ces usines comprennent le ¹⁰⁶Ru-Rh, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, ⁹⁵Zr-Nb et ¹⁴⁴Ce-Fr (BITTEL, 1968 ; RODIER et coll., 1966 ; SCHEIDHAUER et coll., 1974). Quantitativement nous pouvons relever pour La Hague des rejets maximaux dans le milieu marin d'environ 3 700 Ci/trim. pour le ¹⁰⁶Ru-Rh, 2 500 Ci/trim. pour le ¹³⁷Cs, 300 Ci/trim. pour le ¹⁴⁴Ce-Pr, 180 Ci/trim. pour le ⁹⁵Zr-Nb et 900 Ci/trim. pour l'^{110m}Ag (SCHEIDHAUER et coll., 1974).

1.4. INSTALLATIONS STOCKANT LES DÉCHETS RADIOACTIFS.

Les déchets sont généralement classés en trois catégories selon leur radioactivité ; faible ($< 10^{-6}$ Ci/m³), moyenne (10^{-6} à 1 Ci/m³) et forte (10^4 à 10^6 Ci/m³) (DETILLEUX, 1974). Les déchets solides de faibles activités provenant des résidus de l'extraction du minerai d'uranium (stériles) sont stockés à Bauzot (S.-et-L.) (SOUSSELIER et PRADEL, 1970).

Les déchets liquides de faibles activités sont soit rejetés directement dans le milieu après dilution (Rhône, Manche), soit stockés sur les lieux mêmes de leur production (Centrales électronucléaires, centres d'études nucléaires, usines de retraitement) (BOVARD et CANTILLON, 1960 ; BARBREAU et coll., 1970 ; POMAROLA et coll., 1970 ; SCHEIDHAUER et coll., 1974).

Les déchets solides et liquides de moyennes activités sont stockés provisoirement sur place avant d'être regroupés à La Hague (Infratome) après avoir subi un enrobage dans du bitume ou du béton.

Il en est de même des déchets de hautes activités qui sont stockés dans des silos bétonnés (déchets solides) ou dans des cuves en acier inoxydable munies de systèmes de brassage et de refroidissement (déchets liquides) (SOUSSELIER et PRADEL, 1971).

Il est prévu, pour 1977, de mettre en service à Marcoule une usine de vitrification des déchets de haute activité de la filière graphite-gaz. Pour ces mêmes déchets provenant de la filière eau légère dès 1978, une calcination faite à La Hague précèdera leur conservation soit par vitrification, soit par introduction dans une matrice métallique.

Une partie des déchets faiblement ou moyennement contaminés, enfermés dans des fûts bétonnés, est rejetée en mer dans le Golfe de Gascogne sous l'égide de l'OCDE-ENEA. La France a participé à deux campagnes en 1967 et 1969 rejetant respectivement 5 700 et 3 500 Ci bêta-gamma (SOUSSELIER et PRADEL, 1970).

2. — CONSTATS DE CONTAMINATION RADIOACTIVE AUTOUR DES INSTALLATIONS NUCLÉAIRES FRANÇAISES

Une surveillance assidue et continue est effectuée autour de toutes les installations nucléaires françaises par les utilisateurs, supervisée par le SCPRI secondé par d'autres organismes. Les

résultats de ces mesures font l'objet de rapports mensuels donnant ainsi un aperçu global de la situation. Jusqu'ici les mesures de radioactivité *in situ* se sont avérées inférieures aux normes de concentration maximales admissibles édictées par le CIPR.

Nous essaierons ici de regrouper un certain nombre de résultats de mesures effectuées *in situ* autour de certaines installations nucléaires françaises ou belges ou dans divers fleuves français ou belges (Tabl. II).

2.1. AUTOUR DES INSTALLATIONS FABRIQUANT LE COMBUSTIBLE NUCLÉAIRE.

D'après SAUMANDE et coll. (1973), les eaux naturelles du Limousin contiennent 2,2 pCi/l (0,1 à 14,4 pCi/l) de ^{226}Ra et 8 nCi/l (0,2 à 90 nCi/l) de ^{222}Ra ainsi que 8,7 $\mu\text{g/l}$ (0,8 à 24,4 $\mu\text{g/l}$) d'uranium soit en moyenne environ 3 pCi/l. Ces auteurs rapportent que les rapports mensuels de la SCPRI donnent des valeurs comprises entre 5 et 25 pCi/l pour le ^{226}Ra . Rappelons que la CIPR et la réglementation française recommandent les valeurs de 100 pCi/l (10^{-4} $\mu\text{g/l}$) pour le ^{226}Ra et 6 000 pCi/l (18 mg/l) pour l'uranium comme activités volumiques admissibles dans l'eau. SAUMANDE et coll. (1973) sont d'accord avec les autres données fournies par la littérature.

PEETERS et MERTENS (1973) constatent que, dans les sédiments et les matières en suspension de l'estuaire de l'Escaut, le rapport $^{214}\text{Bi}/^{208}\text{Tl}$ est supérieur à 1 dénotant une contamination du fleuve en uranium qui s'atténue pour disparaître au large de la côte belge. Ces mêmes auteurs trouvent de 0,36 à 9,30 $\mu\text{Ci/Kg}$ de ^{137}Cs et de 0,12 à 4,36 $\mu\text{Ci/kg}$ de ^{144}Ce dans les mêmes sédiments.

En conclusion, la première étape de l'utilisation de l'uranium comme source d'énergie amène une contamination, actuellement pratiquement insignifiante, de nos rivières en émetteurs radioactifs naturels alpha et bêta (^{234}U , ^{235}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{232}Th , ^{234}Th , ^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{228}Ra , ^{228}Th , ^{227}Ac , ^{231}Pa).

2.2. AUTOUR DES INSTALLATIONS UTILISANT LE COMBUSTIBLE NUCLÉAIRE.

En 1971, à la centrale de Chooz on a effectué des rejets liquides entraînant une augmentation de la radioactivité atteignant 20 % de la CMAP dans l'eau de boisson (C.C.E., 1974).

CANTILLON et coll. (1969), MICHOLET-COTE et coll. (1973) et

TABLEAU II
*Quelques exemples de mesures « in situ » de contaminations radioactives
de l'environnement aquatique (France et Belgique).*
(En pCi/l ou pCi/kg).

Radionucléides	Eau de mer	Eau douce	Sédiment	Organismes dulçaquicoles et euryhalins	Organismes marins
<i>Produits de fission :</i>					
⁹⁰ Sr	Méditerranée : 56 ^(a) Oc. Atlantique : 0,11 ^(a)	0,9 ^(b) 0,86 ^(c)	50 ^(b) 92 ^(c)	Vég.Mousses 250 ^(c) Ani.900 ^(c) Poissons 74 ^(c) Anguille 0,3 ^(b)	Vég.Algues 10,3 ^(a)
¹³⁷ Cs-Ba	0,03 à 0,20 ^(d) 0,8 à 2,8 ^(e) 0,2 ^(b)	0,2 ^(b) 4,46 ^(c)	1 700 à 6 300 ^(b) 60 000 ^(c) 13 360 à 24 980 ⁽ⁿ⁾ 8 940 à 31 640 ⁽ⁿ⁾	Vég.Cladophora 170 à 640 ^(g) Clinclidotus 550 à 900 ^(g) Mousses 9 600 ^(c) Ani.Anguille 150 ^(b) Poisson 180 à 190 ^(h) " 8 200 ^(c) animaux 1 000 ^(c)	Vég.Fucus serratus 90 ^(e) Chondrus crispus 85 ^(e) Corallina offic. 170 ^(e) Ani.Poisson 100 à 700 ^(e)
¹³⁴ Cs	0,12 ^(e)	3,41 ^(c)	15 500 ^(c)	Vég.Cladophora 350 à 500 ^(g) Clinclidotus 600 à 970 ^(g) Mousses 17 700 ^(c) An. 1 100 ^(e) Poisson 4 850 ^(c)	
¹⁰⁶ Ru-Rh	0,9 à 2,3 ^(e) 0,2 à 1,25 ^(e)	12,6 ^(f)	11 500 ^(f)	Ani. Poisson 260 à 530 ^(h)	Vég.Fucus ser. 158 à 700 ⁽ⁱ⁾ Porphyra 580 à 760 ⁽ⁱ⁾ Chondrus 400 à 820 ⁽ⁱ⁾ Corallina 455 à 1 400 ⁽ⁱ⁾ Laminaria 190 à 455 ⁽ⁱ⁾ Ani.Halichondria 650 à 840 ⁽ⁱ⁾ Dendrodoa 720 à 1 530 ⁽ⁱ⁾
¹⁴⁴ Ce-Pr	n.d. ^(e) 0 à 0,72 ⁽ⁱ⁾			Ani Poisson 330 à 350 ^(h)	Vég.Corallina 0 à 430 ⁽ⁱ⁾ Chondrus 0 à 120 ⁽ⁱ⁾ Ani.Dendrodoa 0 à 200 ⁽ⁱ⁾
⁹⁵ Zr-Nb	0 à 0,175 ⁽ⁱ⁾				Vég.Corallina 0 à 190 ⁽ⁱ⁾ Chondrus 0 à 930 ⁽ⁱ⁾ Ani.Dendrodoa 0 à 350 ⁽ⁱ⁾ Halichondria 0 à 590 ⁽ⁱ⁾

	Produits d activation				
^{110m}Ag					Ani. Patella vulgata 105 ^(e) Cancer pagurus 75 ^(e)
^{125}Sb	0,9 ^(e)				
^{54}Mn		3 ^(c)	30 000 ^(c)	Vég. Cladophora 170 à 1 140 ^(s) Cinclidotus 790 à 1 810 ^(s) Mousses 89 000 ^(c) " 4 100 ^(d) Nénuphar 190 à 200 ^(d) Potamot 27 ^(d) Myriophille 1 070 à 2 320 ^(d) Ani. 67 200 ^(c) Poisson 122 ^(c) " 5,8 ^(d) Unio 17 000 ^(d)	
^{60}Co		10 ^(c)	30 000 ^(c)	Vég. Cladophora 170 à 1 080 ^(s) Cinclidotus 640 à 1 220 ^(s) Mousses 38 000 ^(c) " 530 ^(d) Nénuphar 120 ^(d) Potamot 14 ^(d) Myriophille 210 à 300 ^(d) Ani. 5 800 ^(c) Poisson 28 ^(c) " 1,6 à 7 ^(d) Dreysenia 220 ^(d)	
^{58}Co		12,29 ^(c)	50 000 ^(c)	Vég. Mousses 84 500 ^(c) Ani. 9 120 ^(c) Poisson 250 ^(c)	
	Transuraniens :				
^{210}Po	$25 \cdot 10^{-3}$ ^(k)				Ani. Meganyctiphanes 290 ^(k)
^{226}Ra	0,18 à 0,23 ⁽¹⁾	0,06 à 3,37 ⁽¹⁾		Vég. Fucus 36 à 91 ⁽¹⁾ Ani. Moule 206 ⁽¹⁾ Carcinus maenas 148 ⁽¹⁾ Plie 1,4 à 10,4 ⁽¹⁾ Flet 1,5 à 11,1 ⁽¹⁾ Littorine 213 ⁽¹⁾ Balane 400 ⁽¹⁾	Vég. Fucus 27,9 ⁽¹⁾ Ani. Moule 1,2 ⁽¹⁾ Carcinus maenas 2,6 ⁽¹⁾ Plie 0,77 ⁽¹⁾ Crevette 5,2 ⁽¹⁾ Littorine 6,5 ⁽¹⁾
^{222}Rn			8 000 (200 à 9000) ^(m)		

(a) Fukai & al. 1976.

(b) Bovard & al. 1973

(c) Micholet Coter & al. 1973

(d) Thommeret & al. 1976

(e) Scheidhauer & al. 1974.

(f) Picat & al. 1972.

(g) Kirchmann & al. 1974b

(h) Rodier & al. 1966

(i) Gueguegniat & al. 1969.

(j) Cantillon & al. 1969.

(k) Heyraud & al. 1976.

(l) Kirchmann & al. 1974a

(m) Saumande & al. 1973.

(n) Picat et Grauby 1969.

KIRCHMANN et coll. (1974 b) ont pu mesurer la radioactivité en ^{90}Sr , ^{137}Cs -Ba, ^{134}Cs , ^{54}Mn , ^{60}Co et ^{58}Co de quelques organismes, principalement des Mousses et des Poissons, vivant dans la Meuse en aval de la centrale franco-belge de Chooz (Tabl. II).

2.3. AUTOUR DES INSTALLATIONS RETRAITANT LE COMBUSTIBLE IRRADIÉ.

Cette étape, de loin la plus polluante, aboutit à des concentrations de certains radionucléides chez les organismes vivants et en particulier chez les Algues. Ainsi, en milieu marin, SCHEIDHAUER et coll. (1974) constatent une contamination de certains organismes en ^{144}Ce -Pr, ^{106}Ru -Rh, ^{137}Cs -Ba, $^{110\text{m}}\text{Ag}$; les valeurs moyennes oscillant autour de 100 pCi/Kg frais d'Algues. GUEGUEGNIAT et LUCAS (1969) détectent également *in situ* près de La Hague quelques radionucléides (^{106}Ru -Rh, ^{144}Ce -Pr, ^{95}Zr -Nb) chez divers organismes (Algues, Eponges et Ascidies) (Tabl. II).

Signalons que récemment FRAIZIER et GUARY (1975) ont mesuré la concentration en plutonium dans la faune et la flore marine près du Centre de La Hague. Ces concentrations varient de 171,6 pCi/Kg frais pour *Lichina pygmaea* (Lichen) à 0,04 pCi/Kg frais pour *Dicentrarchus labrax* (Poisson) tandis que l'eau de mer contenait 0,04 pCi/l et les sédiments de 9,1 à 74,7 pCi/Kg sec.

En milieu dulçaquicole, RODIER et coll. (1966) rapportent quelques mesures de ^{137}Cs -Ba, ^{106}Ru -Rh et ^{144}Ce -Pr pour des Poissons vivant dans le Rhône près de Marcoule (Tabl. II).

2.4. AUTOUR DES INSTALLATIONS STOCKANT LES DÉCHETS RADIOACTIFS.

A la suite de mesures régulières de radioactivité faites autour des silos et des cuves où sont entreposés les déchets radioactifs, aucune augmentation de la contamination radioactive n'a été détectée jusqu'ici au niveau des sols, des nappes phréatiques et des ruisseaux.

3. — PROBLÈMES DANS L'AVENIR

Nous avons vu que l'origine industrielle des polluants radioactifs était due principalement aux usines de retraitement de com-

bustibles irradiés ce qui ne doit nullement nous faire négliger les autres causes de pollution. Nous avons vu également que le niveau de contamination actuel des milieux aquatiques est faible. Cette contamination apparaîtra d'autant plus faible qu'on la comparera avec des sites nucléaires étrangers similaires : milieux dulçaquicoles américains (Columbia River et lac d'Oak Ridge) et milieu marin anglais (baie de Windscale) (EISENBUD, 1973).

Cela est rassurant mais ne doit pas nous faire sous-estimer les problèmes qui risquent d'apparaître dans l'avenir : soit comme conséquences d'une industrialisation de plus en plus poussée pouvant amener un certain relâchement des règles de sécurité d'une part, et d'autre part, une augmentation sensible de la probabilité d'apparition d'incidents, voire d'accidents ; soit du fait de la méconnaissance (malgré de nombreuses études scientifiques) de certains processus physico-chimiques et biologiques relatifs à la contamination de la biosphère.

L'évolution des formes physico-chimiques des polluants radioactifs en milieu liquide est loin d'être complètement élucidée ainsi que son impact sur la contamination des organismes (AMIARD, 1974). Si l'on commence à connaître le facteur de concentration (*) d'un grand nombre de radionucléides chez la majorité des groupes d'organismes, certaines lacunes subsistent (AMIARD, 1974). Mais c'est surtout le concept de facteur de concentration lui-même qui est remis en cause car il ne fait appel, la plupart du temps, qu'à une contamination par l'eau négligeant la contamination par voie alimentaire (AMIARD & TRIQUET, 1976). Certains auteurs ont considéré cette voie comme privilégiée entraînant une « focalisation » des radionucléides depuis les producteurs primaires jusqu'au consommateur final : l'Homme. Il faut être prudent et cet effet de concentration au long des chaînes alimentaires n'a pu être démontré avec certitude que pour quelques radionucléides (^{137}Cs ^{32}P par exemple) et pour quelques groupes d'organismes entretenant des relations trophiques. La majorité des expériences a montré au contraire une diminution de la concentration des radionucléides (AMIARD & AMIARD-TRIQUET, 1977).

Cela s'explique aisément si l'on sait que l'on peut classer les radionucléides en trois catégories (AMIARD, 1976) :

a) ceux présentant une fonction biochimique et qui sont régulés par la plupart des organismes aquatiques notamment les plus évolués : Annélides, Echinodermes, Crustacés, Poissons, Reptiles et Amphibiens (sodium, calcium, potassium, magnésium, cobalt, fer,

(*) Facteur de concentration (F.C.) = $\frac{\text{Radioactivité de l'organisme (Ci/g frais)}}{\text{Radioactivité du milieu (Ci/ml)}}$

Radioactivité du milieu (Ci/ml)

zinc, cuivre, chlore...) (AMIARD & AMIARD-TRIQUET, 1975; AMIARD-TRIQUET, 1975; AMIARD-TRIQUET & AMIARD, 1974, 1975 a, 1975 b; AMIARD & LE LANNOU, 1973; FONTAINE, 1969; BOVARD, 1974).

En général, les organismes ne font pas la discrimination entre les isotopes stables et radioactifs sauf pour des éléments très légers comme l'hydrogène (^1H , ^2H , ^3H) d'où une régulation identique pour les isotopes stables et les isotopes radioactifs d'un même élément (AMIARD, 1974).

b) ceux présentant une analogie chimique avec un élément régulé. Ainsi les alcalins (Rb, Cs, ...) auront un comportement proche du potassium, de même les alcalino-terreux (Sr, Ba, Ra, ...) se comporteront pratiquement comme le calcium.

c) ceux qui n'ont apparemment aucune fonction biochimique, ne sont pas régulés par les organismes et ne sont pas chimiquement proches d'éléments régulés. Cette troisième catégorie regroupe un grand nombre d'éléments comme les lanthanides, les transuraniens... Ce sont des éléments généralement d'un poids atomique élevé et qui ont un comportement physico-chimique complexe présentant, pour la majorité, des formes particulières ou colloïdales.

Pour les éléments de la première catégorie, le phénomène de la régulation interviendra également pour limiter l'accumulation des isotopes radioactifs. Il en est sensiblement de même pour la seconde catégorie, car on peut supposer qu'il existe un mécanisme de corégulation de ces éléments (AMIARD & AMIARD-TRIQUET, 1976; BERNHARD, 1970). Pour la dernière catégorie, les radionucléides pourraient se concentrer au long des chaînes alimentaires, mais les formes colloïdales et particulières qui s'adsorbent en grande quantité à la surface des producteurs primaires ne passeront généralement pas les barrières que constituent les membranes biologiques des organismes supérieurs.

La compétition isotopique entre isotopes stables et radioactifs présents en quantité pondérale très différente dans le milieu se traduit généralement en accentuant cet effet de limitation de la contamination radioactive comme c'est le cas pour le strontium (AMIARD, 1972).

Ainsi s'il est intéressant et indispensable de connaître les taux de transfert des radionucléides au long des chaînes alimentaires, il est permis d'être optimiste pour cet aspect du problème nucléaire.

Il convient de prendre en compte également l'influence des paramètres biotiques (âge, taille, sexe et maturité sexuelle, mue, équipement enzymatique, rythme des repas, rapport volume/surface, ...) et abiotiques (formes physico-chimiques, compétition isotopique et chimique, salinité, température, nature de la nourriture, ...) sur les modalités et les taux de contamination des orga-

nismes par les polluants radioactifs (AMIARD, 1975 ; AMIARD-TRIQUET, 1975 ; AMIARD-TRIQUET & AMIARD, 1976). D'autres paramètres difficilement quantifiables comme par exemple la qualité des eaux, l'état physiologique des animaux, ... peuvent avoir des effets non négligeables. Or ces facteurs varient considérablement d'une région à l'autre, d'une espèce à l'autre.

La réaction des organismes aquatiques aux faibles irradiations et à leurs effets somatiques, génétiques et biocoénologiques est l'une des lacunes les plus flagrantes dans le domaine des conséquences écologiques de la pollution radioactive des milieux aquatiques (AMIARD-TRIQUET & AMIARD, 1976).

La multiplicité des installations nucléaires entraîne le problème du choix des sites d'implantation. Les recommandations et les expériences dans ce domaine abondent et aucun détail ne devrait manquer si les délais d'étude et les programmes ne sont pas écourtés et allégés notamment pour les études physiques et socio-économiques de la région concernée (AUSSET & FARGES, 1968 ; AVARGUES & JAMMET, 1966).

Dans le domaine des études de sécurité, les résultats sont très controversés. Ils peuvent aboutir soit 1) à des estimations des risques encourus ou à des probabilités d'apparition d'incidents ou d'accidents, soit 2) à des évaluations des dégâts occasionnés par ces accidents. Si on compare ces probabilités d'accidents (nombre d'apparition de l'accident) avec celles dues à d'autres causes (chutes d'avion, feux, explosions, tornades, tremblements de terre, ...) la plupart des auteurs admettent que la probabilité d'apparition d'accidents dus aux centrales est inférieure aux autres risques. De même, les conséquences des accidents (nombre de morts, dégâts d'ordre économique) survenant aux centrales électronucléaires sont inférieures aux conséquences des autres accidents (RASMUSSEN, 1974 ; GEY, 1975).

Un autre problème tout aussi sérieux est celui de la gestion des déchets radioactifs. Ceux-ci vont augmenter avec le développement de l'énergie nucléaire. Il faudra bientôt résoudre deux problèmes :

a) la séparation des produits de fission d'avec les transuraniens car ces derniers du fait de leurs longues périodes physiques doivent être gérés de façon particulière, pendant plusieurs dizaines de siècles ;

b) le stockage définitif des déchets de haute activité. Dans ce cas une solution définitive devra être arrêtée et le choix se portera vraisemblablement sur une solidification de ces déchets (vitrification ou autres) et un stockage dans des formations géologiques stables (mines de sels par exemple).

D'autres problèmes surgiront avec le développement probable des filières à neutrons rapides et des surgénérateurs où les quantités d'uranium et de plutonium manipulées seront plus importantes. De même, l'utilisation du thorium comme combustible nucléaire devra obligatoirement entraîner une adaptation des règles de sécurité.

CONCLUSIONS

Comme nous venons de le voir et comme le montrent particulièrement les valeurs portées dans le tableau I la présence de polluants radioactifs d'origine industrielle dans le milieu aquatique est due essentiellement au retraitement des combustibles irradiés. Un effort est donc nécessaire à ce stade pour améliorer les traitements physiques et chimiques de rétention des radionucléides.

Les constats de pollution radioactive effectués autour des installations nucléaires françaises et belges indiquent que le sédiment, en particulier en milieu dulçaquicole, retient la majorité de la radioactivité. Parmi les organismes vivants, ce sont les végétaux et plus particulièrement les Mousses et les Algues qui accumulent les radionucléides, notamment ^{137}Cs -Ba, ^{106}Ru -Rh, ^{144}Ce -Pr, ^{54}Mn et ^{60}Co . En règle générale, les organismes les plus évolués — comme les Poissons — sont moins contaminés que les producteurs primaires. Dans la majorité des cas, même dans les zones polluées autour des installations nucléaires, la contamination radioactive des organismes n'est pas alarmante.

Toutefois, dans l'avenir, plusieurs problèmes risquent de se poser, qui devront être résolus rapidement. Si chez l'Homme et les Mammifères l'influence des faibles irradiations a été bien étudiée, d'un point de vue écologique, il est nécessaire de déterminer l'influence des faibles irradiations sur la flore et la faune aquatique. Par ailleurs, il est nécessaire de connaître plus précisément l'évolution des formes physico-chimiques des radionucléides pour mieux évaluer les diverses modalités de contamination. Il est important également de connaître avec précision les taux de transfert de la majorité des radionucléides au long des chaînes trophiques.

D'un point de vue protectionniste, trois problèmes doivent être résolus :

- la découverte de sites d'implantation répondant aux normes de sécurité ;
- l'évaluation des risques encourus et des dégâts susceptibles d'être occasionnés par d'éventuels accidents et,

— la politique de stockage définitif des déchets hautement radioactifs.

En conclusion si l'état actuel de la pollution radioactive est loin d'être catastrophique, il reste un certain nombre de problèmes à résoudre qu'il ne faut pas minimiser, ni éliminer. De même, si nous n'avons envisagé que l'aspect pollution nucléaire, d'autres pollutions sont provoquées par l'utilisation industrielle de l'énergie nucléaire : thermique, chimique, ... qu'il ne faut pas négliger pour avoir une vue d'ensemble de l'impact des installations nucléaires sur l'environnement.

RÉSUMÉ

L'auteur passe en revue les diverses sources de pollutions radioactives du milieu aquatique dues aux utilisations industrielles de l'énergie nucléaire. Puis il synthétise les mesures de pollutions radioactives des milieux marin et dulçaquicole fournies par la littérature. Il aborde ensuite les problèmes susceptibles d'apparaître dans un avenir plus ou moins proche du fait de l'utilisation de l'énergie nucléaire et recense les lacunes les plus importantes dans le domaine de la radioécologie.

ZUSAMMENFASSUNG

Der Autor beschreibt die Verunreinigungen der aquatischen Umgebung durch radioaktive Stoffe industrieller Herkunft. Dann synthetisiert er die Verhältnisse der radioaktiven Verunreinigung des Meeres und des Süßwassers im Querschnitt durch die Literatur. Er erörtert die Probleme, welche in Zukunft durch die Verwendung radioaktiver Stoffe bei der Atombehörde erscheinen können sowie die wichtigsten Nachteile in der radioökologischen Sparte.

BIBLIOGRAPHIE

- AEBERHARDT, A., 1956. Explosion nucléaire et contamination interne. *Rapport C.E.A.-R-587*.
- AMIARD, J.-C., 1972. Contribution à l'étude du métabolisme du Strontium et du Calcium chez deux Téléostéens marins : le Mulet (*Mugil auratus*)

- Risso) et la Plie (*Pleuronectes platessa* L.) Thèse de Spécialité, Université P. et M. Curie, Paris VI, 208 p.
- AMIARD, J.-C., 1974. Utilisation des traceurs radioactifs en Océanologie biologique. 1^{re} partie : *Bull. Un. Océanogr. Fr.*, 6 (2) : 35-40. 2^e partie : *Bull. Un. Océanogr. Fr.*, 6 (3) : 21-25.
- AMIARD, J.-C., 1975. Influences de divers facteurs écologiques sur l'accumulation du radiostrontium chez deux Téléostéens euryhalins : *Mugil auratus* Risso et *Pleuronectes platessa* L. *Rapport C.E.A.-R-4706*, 100 p.
- AMIARD, J.-C., 1976. Etude expérimentale de la toxicité aiguë de sels de cobalt, de strontium, d'antimoine et d'argent chez quelques Crustacés et leurs larves et chez quelques Téléostéens. *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, 43 : 79-95.
- AMIARD, J.-C. & C. AMIARD-TRIQUET, 1975. Expérience préliminaire à l'utilisation d'une chaîne trophique marine dans l'étude d'une pollution par le cobalt 60 : bilan après une ingestion unique. *Wat. Air Soil Pollut.*, 5 (2) : 221-229.
- AMIARD, J.-C. & C. AMIARD-TRIQUET, 1976. The different methods for studying the biological consequences of metallic pollutions in the aquatic environment. *1st World Congress of Environmental Medicine and Biology*, 1-5 juillet 1974, Paris. Editions Georgi, St Saphorin, Suisse (sous presse).
- AMIARD, J.-C., & C. AMIARD-TRIQUET, 1977. Health and ecological aspects of cobalt 60 transfer in a seawater food chain typical of an intertidal mud-flat. *Int. J. Environ. stud.*, 10 : 113-118.
- AMIARD, J.-C. & M. LE LANNOU, 1973. Les variations du facteur de concentration du cobalt 60 chez la moule *Mytilus edulis*. *Thalassia jugosl.*, 9 (1-2) : 139-148.
- AMIARD-TRIQUET, C., 1975. Etude du transfert des radionucléides entre le milieu sédimentaire marin et les Invertébrés qui y vivent. *Thèse d'Etat Université de Nantes. Rapport CEA-R-4705*, 100 p.
- AMIARD-TRIQUET, C. & J.-C. AMIARD, 1974. Contamination de chaînes trophiques marines par le cobalt 60. *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, 33 : 49-59.
- AMIARD-TRIQUET, C. & J.-C. AMIARD, 1975 a. Etude expérimentale du transfert du cobalt 60 entre une Annélide marine (*Arenicola marina* L.) et ses prédateurs : le Crabe enragé (*Carcinus maenas* L.) et la Plie (*Pleuronectes platessa* L.). *Rapport CEA-R-4658*, 51 p.
- AMIARD-TRIQUET, C. & J.-C. AMIARD, 1975 b. Etude expérimentale du transfert du cobalt 60 dans une chaîne trophique marine benthique. *Helgoländer wiss. Meeresunters*, 27 (3) : 283-297.
- AMIARD-TRIQUET, C. & J.-C. AMIARD, 1976. La pollution radioactive du milieu aquatique et ses conséquences écologiques. *Bull. Ecol.*, 7 (1) : 3-32.
- AUSSET, R. & L. FARGES, 1968. Utilisation de la rhodamine B dans l'étude des caractéristiques hydrologiques d'un site marin de rejet d'effluents radioactifs. *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, 9 : 167-189.

- AVARGUES, M., 1971. La contamination radioactive de l'environnement. In : *Précis général des nuisances*, Vol. 2 : *Nuisances dues aux activités industrielles*, Bibliothèque de l'Environnement, Guy Le Prat ed., Paris, Chap. VI : 315-363.
- AVARGUES, M. & H. JAMMET, 1966. Etude du site marin de La Hague en relation avec le rejet d'effluents radioactifs. In : *Symp. Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters*, Vienna, 16-20 May 1966, IAEA, Vienna : 787-796.
- BARBREAU, A., G. BARBET, P. ESCALIER DES ORRES, P. JOURDE, J. SCHEIDHAUER & Y. SOUSSELIER, 1970. Expérience industrielle de stockage de déchets radioactifs sur le site de La Hague. *Symp. Management of Low- and Intermediate- Level Radioactive Wastes*, Aix-en-Provence, 7-11 sept. 1970, IAEA, Vienna : 485-501.
- BERNHARD, M., 1970. The role of vertebrate in the uptake and loss of radioisotopes. *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, 20 : 101-123.
- BITTEL, R., 1968. Discussion bibliographique sur le comportement physico-chimique et la radioécologie du ruthénium dans les systèmes hydrologiques. *Bibliographie CEA-BIB-123 (EUR-3863 f)*.
- BOVARD, P., 1974. La radioécologie. In : *Précis général des nuisances*, Vol. V1 : *L'écologie contre les nuisances pour la conservation de la nature*, Bibliothèque de l'Environnement, Guy Le Prat ed., Paris, Chap. 4 : 151-211.
- BOVARD, P. & C. CANDILON, 1960. Elimination par dilution d'effluents liquides faiblement radioactifs. *Symp. Disposal of radioactive wastes*, 16-21 nov. 1959, Monaco, IAEA, Vienna, 1 : 301-318.
- BOVARD, P., A. GRAUBY, L. FOULQUIER & P. PICAT, 1973. Etude radioécologique du bassin rhodanien. Stratégie et bilan. *Symp. Environmental behaviour of radionuclides released in the nuclear industry*, 14-18 mai 1973, Aix-en-Provence, IAEA, Vienna : 507-523.
- CANTILON, G., R. KIRCHMAN & O. VAN DER BORGHT, 1969. Fixation du radiomanganèse et du radiocobalt par les sédiments, la faune et la flore dans la Meuse en aval de la centrale franco-belge des Ardennes. *Symp. Intern. de radioécologie*, 8-12 sept. 1969, Cadarache, CEA, Paris : 127-163.
- C.C.E., 1974. Effluents radioactifs des centrales nucléaires de la Communauté. Bilan des rejets. Aspects radiologiques. *Commission des Communautés Européennes, Luxembourg*.
- C.E.A., 1970. *Rapport annuel d'activité du Commissariat à l'Energie Atomique, Paris*.
- CHANTEUR, J. & P. PELLERIN, 1972. Pollution nucléaire et rayonnements ionisants. In : *La sauvegarde du milieu naturel et urbain. II. Les mesures positives de protection et de mise en valeur*. Environnement n° 7, La Documentation Française, Paris, 56 p.
- DETILLEUX, E., 1974. Le problème des déchets radioactifs dans une usine de retraitement des combustibles nucléaires. *J. belge Radiol.*, 57 (2) : 107-115.
- E.D.F., 1974. Rejets d'effluents et productions de déchets solides des centrales à eau. *Radioprotection*, 9 (2) : 141-149.

- EISENBUD, M., 1973. *Environmental radioactivity*, 2nd ed., Academic Press, New-York, 550 p.
- FONTAINE, Y., 1960. La contamination radioactive des milieux et des organismes aquatiques. *Rapport CEA-R-1588*.
- FONTAINE, M., 1969. Le milieu intérieur et quelques exemples de régulation. In : *Physiologie*, Fontaine M., ed., *Encyclopédie de la Pléiade*, Paris : 1548-1593.
- FRAIZIER, A. & J.-C. GUARY, 1975. Etude, *in situ*, de l'accumulation du plutonium chez des espèces marines végétales et animales en fonction de leur position systématique. *Note CEA-N-1818*
- FUKAI, R. & C.N. MURRAY, 1974. Environmental Behaviour of Radiocobalt and Radiosilver Released from Nuclear Power Stations into Aquatic Systems. *Symp. Environmental Behaviour of Radionuclides Released in the Nuclear Industry*, 14-18 May 1973, Aix-en-Provence, IAEA, Vienna : 217-242.
- FUKAI, R., G. STAHAM & K. ASARI, 1976. A Rapid Method for Strontium-90 Analysis by HDEHP Solvent Extraction. Application to Large Volume Sea Water Samples. *24^e Congrès-Assemblée plénière de la C.I.E. S.M.M.*, 6-14 déc. 1974. *Rapp. P.-v. Réun. Commn int. Explor. scient. Mer Méditerr.*, **23** (7) : 149-150.
- GEY, A., 1975. Une évaluation des risques dus à un accident dans les installations nucléaires commerciales aux Etats-Unis, Rapport WASH-1400. *Radioprotection*, **9** (4) : 325-332.
- GUEGUEGNIAT, P. & Y. LUCAS, 1969. Observations sur la contamination *in situ* de quelques espèces marines. *Note CEA-N-1185*.
- HEYRAUD, M., S. FOWLER, T. BEASLEY & R. CHERRY, 1976. Polonium-210 in Euphausiids : a detailed study. *Mar. Biol.*, **34** (2) : 127-136.
- KIRCHMANN, R., S. BONOTTO & G. CANTILLON, 1974 a. Contamination des organismes vivants d'un estuaire par le radium-226 provenant d'effluents liquides d'origine industrielle. *Symp. Environmental surveillance around nuclear installations*, 5-9 nov. 1973, Warsaw, IAEA, Vienna, **2** : 167-183.
- KIRCHMANN, R., J. LAMBINON, E. BONNIJNS - VAN GELDER & J. COLARD, 1974 b. Utilisation de bioindicateurs à des fins de surveillance des sites nucléaires. *Symp. Environmental surveillance around nuclear installations*, 5-9 nov. 1973, Warsaw, IAEA, Vienna, **2** : 105-118.
- MARTIN, J.J. & P. BEAU, 1972. Rejets d'effluents des centrales nucléaires et surveillance de l'environnement. *6^e Congrès Intern. Soc. française de Radioprotection*, 27-30 mars 1972, Bordeaux : 871-886.
- MICHOLET-COTE, C.M., R. KIRCHMANN, G. CANTILLON, J. COLARD & G. KOCH, 1973. Etude de la radiocontamination des poissons de la Meuse. *Symp. Environmental behaviour of radionuclides released in the nuclear industry*, 14-18 May 1973, Aix-en-Provence, IAEA, Vienna : 413-427.
- OUVRARD, R., 1972. La radioactivité marine. *Rayonnements ionisants*, **1** : 15-29.

- PEETERS, E. & M. MERTENS, 1973. Les polluants radioactifs, métalliques et bactériens dans l'estuaire de l'Escaut et sur la côte belge. *Bull. Inst. r. Sci. nat. Belg.*, 49 (12) : 1-10.
- PICAT, P. & A. GRAUBY, 1969. Evolution de la radiocontamination des canaux d'irrigation alimentés par le Rhône. *Symp. Intern. de Radio-écologie*, 8-12 sept. 1969, Cadarache, CEA, Paris : 33-81.
- PICAT, P., P. BOVARD, A. GRAUBY, M. IJUIN, J. REVEILLAULT, J. FAURE & J. ANDRES, 1972. Bilan de la dispersion des radionuclides dans un bassin hydrologique. Perspectives en fonction des activités nucléaires : usines de traitement et réacteurs de puissance. *Symp. Radioecology applied to the protection of man and his environment*, 7-10 sept. 1971, Roma, IAEA, Vienna : 139-174 (EUR-4800-dfie).
- POMAROLA, J., P. FELIERS & G. TESTEMALE, 1970. Evolution de la gestion des déchets radioactifs au centre de Fontenay-aux-Roses. *Symp. Management of Low- and Intermediate-Level Radioactive Wastes*, 7-11 sept. 1970, Aix-en-Provence, IAEA, Vienna : 537-562.
- PRADEL, J. & P. ZETWOOG, 1976. La Radioprotection dans l'extraction et le traitement des minerais d'uranium en France. *Colloque sur la radioprotection dans l'extraction et le traitement de l'uranium et du thorium*, 9-11 sept. 1974, Bordeaux. Int. Labour Office ed., Genève p. 249-261.
- PRITCHARD, D.W., E.D. GOLDBERG, M.B. SCHAEFER, J.M. Jr. SMITH, T.T. SUGIHARA, L.A. WALFORD & W.S. WORSTER, 1959. Considerations on the disposal of radioactive wastes from nuclear powered ships into the marine environment. *Hearings before the Joint Committee on Atomic Energy, Congress of the United States, Eighty Sixth Congress, first Session on industrial Radioactive Waste Disposal*, 28 Jv - 3 Fb. 1959, 2 : 1489-1527.
- RASMUSSEN, N.C., 1974. Reactor safety study. An Assessment of Accident risks in U. S. Commercial Power Plants. USAEC, Washington, D.C. *Rapport WASH-1400*, 244 p.
- RODIER, J., M. MARICHAL & R. BENOIT, 1966. Etude expérimentale de la fixation sur les végétaux et les poissons des radioéléments des effluents d'un centre de production de plutonium. *Symp. Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters*, 16-20 mai 1966, Vienna, IAEA, Vienna : 519-533.
- SAUMANDE, P., F. REIX & C. BECK, 1973. Etude de la radioactivité des eaux naturelles du Limousin : le radium 226, l'uranium et le radon. *Bull. Soc. Pharm. Strasb.*, 16 (2) : 141-152.
- SCHEIDHAUER, J., R. AUSSET, J. PLANET & R. COULON, 1974. Programme de surveillance de l'environnement marin du Centre de La Hague. *Symp. Population dose evaluation and standards for man and his environment*, 20-24 May 1974, Porto-Roz, IAEA, Vienna : 347-366.
- SOUSSELIER, Y., 1973. Principes de sécurité de stockage des produits de fission. *Colloque sur la gestion des déchets radioactifs résultant du traitement du combustible irradié*, 27 nov. - 1^{er} déc. 1972, Paris, OCDE, Paris : 181-197.

- SOUSSELIER, Y. & J. PRADEL, 1970. Politique française de gestion des déchets radioactifs de basse activité et d'activité intermédiaire. *Symp. Management of Low- and Intermediate-Level Radioactive Wastes*, 7-11 sept. 1970, Aix-en-Provence, IAEA, Vienna : 9-25.
- SOUSSELIER, Y. & J. PRADEL, 1971. La gestion des déchets radioactifs et leur stockage à long terme. *4^e Conf. Intern. des Nations Unies sur l'utilisation de l'Energie Atomique à des fins pacifiques*, 6-16 sept. 1971, Geneva, IAEA, Vienna : 11 : 445-462.
- THOMMERET, J., Y. THOMMERET & G. HUGHES, 1976. Quelques mesures de carbone 14 et de césium 137 en Mer Ligure. *24^e Congrès-Assemblée plénière de la C.I.E.S.M.M.*, 6-14 déc. 1974, Monaco *Rapp. P.-v. Réunion Commn int. Explor. Scient. Mer Méditerran.*, 23 (7) : 173-176.
- U.S.A.E.C., 1964. The effects of nuclear weapons. Glasstone S. éd., 730 p.

Reçu le 15 juin 1976