

Les reconcentrations écologiques des radionucléides rejetés par l'industrie nucléaire

R. SCHAEFFER (*)

(Manuscrit reçu le 26 octobre 1976)

RÉSUMÉ

Cette étude essaye de préciser l'importance relative des différentes voies d'atteinte de l'homme, en rapportant les doses qui, dans les conditions les plus défavorables, pourraient résulter de l'accumulation à long terme des radionucléides dans l'environnement à celles qu'entraînerait la simple inhalation de l'air ou la simple ingestion de l'eau.

Par exemple, pour l'iode 131 rejeté dans l'air, ce rapport peut atteindre la valeur de 1 000 par la consommation de lait et celle de 3 par la consommation de légumes à feuilles comestibles.

Pour le césium 137 rejeté dans l'eau, ce rapport peut atteindre la valeur de 20 par contamination de la chaîne alimentaire et celle de 500 en raison de l'irradiation externe par les sédiments.

Toutefois, bien que ces rapports soient élevés, les doses totales reçues restent faibles en valeur absolue, du fait que les irradiations qui correspondent à l'inhalation de l'air ou à l'ingestion de l'eau sont elles-mêmes généralement insignifiantes.

Pour les rejets dans l'eau, l'attention est attirée sur les graves erreurs d'interprétation qui pourraient résulter d'une généralisation des valeurs du « facteur de concentration » citées dans la littérature, en raison de la variation de ce dernier à la fois dans le temps et dans l'espace : il est nécessaire de procéder au calcul de ce facteur en chaque point de l'environnement sur la base des données hydrologiques.

(*) Service central de Sûreté des Installations nucléaires, Ministère de l'Industrie et de la Recherche, 13, rue de Bourgogne, 75007 Paris.

ABSTRACT

An attempt is made to assess the relative importance of the various pathways to man by relating the doses that in the most unfavorable conditions might result from long-term environmental accumulation of the radionuclides to the doses resulting from air inhalation or water ingestion only. For instance, for ^{131}I released in air, the ratio may reach a value of 1,000 from milk consumption and 3 from consumption of leafy vegetables. For ^{137}Cs released in water, the ratio may reach a value of 20 from the food chain contamination and 500 on account of external exposure from sediments. However, in spite of these high ratios, the absolute values of the total doses received remain low since the exposures corresponding to air inhalation or water ingestion are usually insignificant. For water releases, attention is called on the misinterpretations that might result from generalizing the *concentration factor* values reported in the literature on account of their variations both in time and space: this factor ought to be calculated for each point of the environment on the basis of hydrological data.

1. INTRODUCTION

L'industrie nucléaire rejette, en fonctionnement normal, de faibles quantités de radionucléides dans l'environnement. Afin de limiter l'irradiation qui pourrait en résulter pour les personnes du public, toutes dispositions sont prises pour obtenir, en moyenne, au cours de l'année, la plus grande dilution dans l'air et dans l'eau.

Néanmoins, ces radionucléides peuvent ensuite se reconcentrer dans les organismes vivants dont l'homme se nourrit et ajouter ainsi une voie supplémentaire de contamination interne à celle que constitue l'inhalation de l'air ou l'ingestion de l'eau.

Il ne s'agit pas d'une affinité préférentielle des êtres vivants vis-à-vis des radionucléides. L'assimilation est, en réalité, la même que pour les corps stables. C'est ainsi que certains radionucléides sont absorbés par les animaux et les végétaux parce qu'ils sont des isotopes d'oligo-éléments nécessaires à la vie (zinc, manganèse, cobalt) ou d'éléments indispensables au fonctionnement de certains organes (iode de la glande thyroïde). D'autres sont absorbés parce qu'ils présentent une parenté chimique très étroite avec des éléments stables entrant dans la composition des tissus biologiques. Par exemple, le césium fait partie de la famille des métaux alcalins, comme le potassium; le strontium est un métal alcalino-terreux voisin du calcium: chacun d'eux suit, à un facteur de discrimination près, le métabolisme de l'élément qui lui est homologue.

Des reconcentrations peuvent également se produire en surface sur des végétaux ou des matériaux inertes. Il s'agit alors d'un phénomène physique, l'adsorption, qui consiste en des attractions moléculaires, indépendantes, elles aussi, du caractère radioactif de l'élément rejeté. Les sédiments, notamment, peuvent se contaminer selon ce processus et entraîner une irradiation externe des personnes séjournant en bordure des cours d'eau ou sur des plages.

Nous nous proposons d'examiner l'importance relative de ces différentes voies d'atteinte de l'homme. Nous distinguerons le cas des radionucléides rejetés sous forme d'effluents gazeux de celui des radionucléides rejetés sous forme d'effluents liquides.

2. RADIONUCLÉIDES REJETÉS SOUS FORME D'EFFLUENTS GAZEUX

Ces radionucléides se reconcentrent dans deux aliments : le lait et les légumes à feuilles comestibles.

2.1. RECONCENTRATIONS DANS LE LAIT

L'un des principaux radionucléides rejetés par l'industrie nucléaire dans l'atmosphère est l'iode 131, dont la période de décroissance radioactive est de 8 jours. Ce produit de fission est initialement libéré sous forme gazeuse, mais une partie est très vite adsorbée sur les aérosols de l'air. Ceux-ci, ainsi que la partie d'iode restée sous forme gazeuse, sont transportés par le vent et se déposent progressivement sur les pâturages situés aux alentours de l'installation. L'iode peut alors être transféré dans le lait de la vache qui broute l'herbe et constituer une voie de contamination principalement pour la glande thyroïde du nourrisson, gros consommateur de lait.

Pour évaluer l'importance de cette voie, on envisage l'hypothèse la plus sévère : pâturage libre tout au cours de l'année, la vache ne recevant pas d'autre nourriture. On admet que la vitesse de dépôt présente une valeur élevée (2 cm/s), qu'un quart de la quantité déposée est fixée par adsorption sur l'herbe et que les intempéries éliminent cette fraction avec une période de 14 jours. On démontre, dans ces conditions, que pour un rejet continu d'iode 131 la voie de contamination par le lait peut délivrer à la glande thyroïde du nourrisson une dose *mille fois* plus élevée que celle qui résulterait de la simple inhalation d'air [1].

Un tel facteur peut, *a priori*, inquiéter. En réalité, la contamination résultant de l'inhalation d'air est si petite que sa multiplication par mille conduit à une dose dont la valeur absolue est encore faible.

En effet, même à proximité immédiate de l'installation (soit à 500 m de la cheminée), la dose à la glande thyroïde d'un nourrisson qui inhalerait l'air contaminé par un rejet continu d'iode 131 effectué à raison de 1 Ci/an ne serait que de 25 μ rem/an; la dose correspondante due à la consommation du lait serait donc de 25 mrem/an, c'est-à-dire la soixantième partie de la dose maximale admissible pour les personnes du public. A une distance de 5 km du point d'émission, cette dose ne serait plus que de 8 mrem/an, soit un deux centième de la dose maximale admissible.

2. 2. RECONCENTRATIONS SUR LES FEUILLES DES LÉGUMES

Les radionucléides rejetés dans l'atmosphère se déposent sur les feuilles des légumes de la même façon que sur l'herbe des pâturages. S'il s'agit de feuilles comestibles (choux, salades, épinards, etc.), la radioactivité déposée peut être transférée à l'homme.

Mais, du fait que ces légumes sont consommés directement par l'homme en beaucoup plus petites quantités que l'herbe broutée par la vache, cette voie de contamination est bien moins importante que celle du lait. En effet, on évalue généralement la consommation moyenne, par individu, de cette catégorie de légumes à 24 kg/an et le rendement annuel des jardins potagers ou des cultures maraîchères à 2,5 kg/m² [2]. Dans ces conditions, la contamination des légumes par des retombées d'iode 131 entraînerait une dose à la glande thyroïde des personnes du public qui représenterait *trois fois* la dose résultant de la simple inhalation de l'air.

3. RADIONUCLÉIDES REJETÉS SOUS FORME D'EFFLUENTS LIQUIDES

Pour caractériser l'importance des phénomènes de reconcentration à partir d'eau contaminée, les écologistes ont défini un paramètre, appelé *facteur de concentration*, qui représente le rapport des activités massiques présentées au même endroit par le produit frais ou le matériau considéré et l'eau :

$$F = \frac{\text{activité contenue dans 1 kg de produit frais (ou de matériau)}}{\text{activité contenue dans 1 l d'eau}}$$

Dans ces conditions, le facteur de concentration exprime l'équivalent en litres d'eau de la quantité de radioéléments contenus dans un kilogramme de l'aliment ou du matériau.

Deux remarques s'imposent au sujet des variations relatives que le numérateur et le dénominateur peuvent présenter dans le temps et dans l'espace :

a) Variations dans le temps

S'il s'agit de radionucléides de longue période, leur rejet continu entraîne, au cours du temps, leur accumulation progressive dans le milieu : la valeur du numérateur augmente. Mais, la vitesse de la décroissance radioactive, de l'élimination physique du milieu ou de l'élimination biologique chez les êtres vivants étant toujours d'autant plus grande que les quantités mises en jeu sont élevées, il arrive un moment où ces pertes finissent par compenser les apports successifs de radioactivité : l'accumulation atteint alors un niveau d'équilibre. C'est ce niveau maximal qu'il convient de retenir pour la valeur du numérateur, afin de tenir compte des risques d'irradiation des populations à long terme. Il peut être nécessaire, à cet égard, de procéder à un calcul d'extrapolation des données actuelles.

b) Variations dans l'espace

Si l'être vivant ou le matériau considéré se déplace dans un milieu aquatique dont la teneur en radionucléides n'est pas la même en tout point, l'activité qu'il accumule varie suivant la place qu'il occupe dans l'espace. Cette variation ne suivant pas forcément la même loi que celle de la variation de l'activité volumique de l'eau, il en résulte que le facteur de concentration présente, lui aussi, des valeurs différentes selon l'endroit de l'environnement considéré. Il serait vain, dans ces conditions, de vouloir généraliser des valeurs de ce facteur observées en des points particuliers : indiquer un facteur de concentration sans donner sa localisation par rapport au point de rejet n'aurait, dans ce cas, aucun sens.

Nous allons appliquer ces principes à l'évaluation des deux catégories de reconcentrations que subissent les radionucléides rejetés sous forme d'effluents liquides : les reconcentrations dans la chaîne alimentaire et les reconcentrations sur les sédiments.

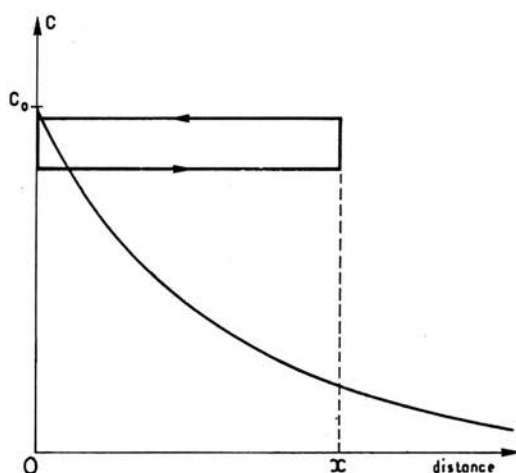


FIG. 1. — Variation de la concentration C de l'eau de la rivière en fonction de la distance au point de rejet et cycle des déplacements du poisson pêché en x .

3. 1. RECONCENTRATIONS DANS LA CHAÎNE ALIMENTAIRE

Considérons le cas de rejets dans un cours d'eau. L'activité volumique de l'eau en aval du point de rejet ne reste pas constante, mais, par suite de l'adsorption des radionucléides sur les sédiments, elle décroît en fonction de la distance selon une loi sensiblement exponentielle (*fig. 1*), d'autant plus accentuée que la vitesse de l'eau est plus faible.

Les poissons ne mènent pas une vie sédentaire, mais se déplacent le long du cours d'eau en effectuant de nombreux va-et-vient. Mis à part les grandes migrations de frai de certaines espèces (anguille, saumon), ces déplacements ne semblent pas obéir à des lois spécifiques connues, mais seraient simplement soumis au jeu du hasard. En tout cas, même pour des poissons communs, tels que la carpe et la perche, ces déplacements peuvent couvrir de grandes distances. C'est ainsi que le Centre d'Oak Ridge a chiffré à plus de 100 km le déplacement de ces poissons, en les marquant à l'aide d'une fiche [3].

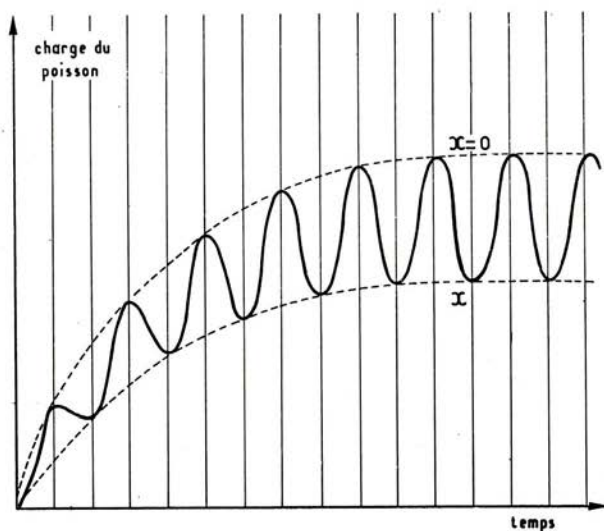


FIG. 2. — Variation de la charge du poisson en fonction du temps, entre le point de rejet ($x = 0$) et le lieu de pêche (x).

Considérons un poisson pêché à une distance x du point de rejet. Puisque nous recherchons la valeur maximale du facteur de concentration, c'est l'activité la plus grande que le poisson peut accumuler dans son corps qui nous intéresse ici. Cette activité, qu'on appelle encore *charge*, sera obtenue quand, parmi tous les déplacements possibles, le poisson adopte l'un d'eux : celui dans la partie du cours de la rivière où l'eau présente la plus grande activité volumique, c'est-à-dire entre les points o et x .

La charge du poisson va évidemment varier le long de ce trajet et augmenter avec le temps de séjour du poisson dans l'eau contaminée, c'est-à-dire avec le nombre de cycles parcourus, comme schématisé sur la figure 2.

Le calcul montre qu'au bout d'un certain nombre de cycles la charge présentée par le poisson en « x » atteint un équilibre, dont le niveau diminue quand la distance x augmente.

Mais cette diminution de la charge est moins rapide que celle de l'activité volumique de l'eau qui figure au dénominateur du rapport définissant le facteur de concentration, de sorte que celui-ci va croître avec la distance x . On pourrait même, à la limite, imaginer un poisson qui d'un milieu contaminé migrerait dans une eau totalement épurée : le facteur de concentration prendrait une valeur infinie, puisque le dénominateur s'annulerait.

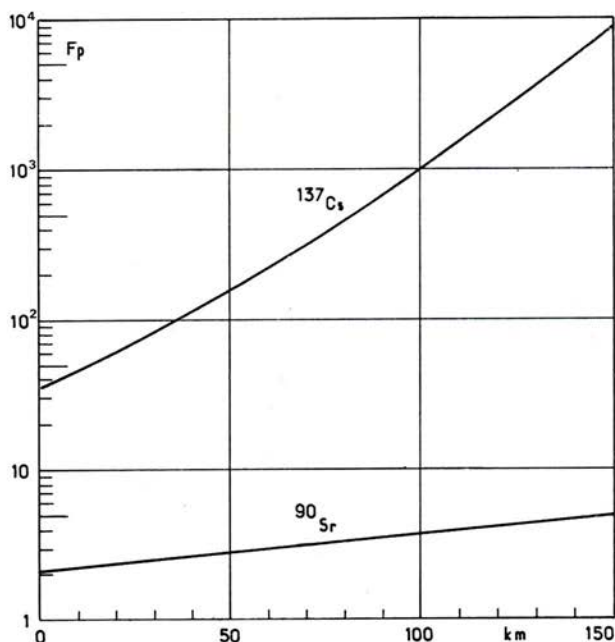


FIG. 3. — Variation de la valeur maximale F_p du facteur de concentration chez le poisson en fonction de la distance au point de rejet (pour une vitesse moyenne d'écoulement de l'eau de 0,4 m/s).

La figure 3 représente cette variation du facteur de concentration chez le poisson avec la distance x pour deux des plus importants nucléides pris à titre d'exemple : le césium 137 et le strontium 90, de période 30 et 28 ans, et en supposant une vitesse moyenne d'écoulement de l'eau de 0,4 m/s. Il s'agit de valeurs calculées; le détail du calcul est présenté dans un autre mémoire [4]. Pour préciser les idées, nous rapportons quelques-unes de ces valeurs dans le tableau I. Nous constatons que, dans le cas du césium 137, cette variation est très rapide : alors qu'au point de rejet le facteur de concentration est seulement de 35, il atteint presque 10 000 à une distance de 150 km. Cette variation pourrait expliquer, en grande partie, le large éventail des valeurs citées dans la littérature, selon que le poisson est pêché près ou loin du point de rejet, et pourquoi, dans le cas des expériences de contamination en aquariums où le poisson ne se déplace pas, on trouve toujours des valeurs du facteur de concentration particulièrement basses.

TABLEAU I

VALEURS DU FACTEUR DE CONCENTRATION
DANS LA CHAIR DES POISSONS,
SELON LA DISTANCE AU POINT DE REJET (*)

km	0	25	50	100	150
¹³⁷ Cs	35	70	150	1 000	8 000
⁹⁰ Sr	2	2,5	2,8	3,7	5
(*) Pour une vitesse moyenne d'écoulement de l'eau de 0,4 m/s.					

En ce qui concerne les végétaux, qui restent fixes, la question de la distance au point de rejet n'intervient plus. Leurs facteurs de concentration dépendent seulement de la quantité d'eau utilisée pour l'irrigation et de la nature du terrain. Le tableau II rapporte quelques valeurs obtenues à partir d'expériences d'irrigation effectuées dans les conditions de la pratique et dont les résultats ont été extrapolés pour tenir compte d'accumulations dans le sol pouvant s'échelonner sur plusieurs dizaines d'années [5, 6].

TABLEAU II

VALEURS DU FACTEUR DE CONCENTRATION
POUR QUELQUES VÉGÉTAUX,
SELON LA NATURE DU TERRAIN

Légumes	Césium 137			Strontium 90		
	Sable	Calcaire	Argile	Sable	Calcaire	Argile
Choux	4			78		20
Haricots verts		12			5	
Pommes de terres	50		2	15		2,5
Salades		42	9	51	14	28
Tomates	5		0,4	2,5		0,5

Sur ces bases, on peut déterminer l'importance relative de la voie d'irradiation que constitue la contamination de la chaîne alimentaire en chaque point de l'environnement en évaluant le rapport de la dose délivrée conjointement en ce point par les aliments et l'eau de boisson à la dose qui résulterait de la seule ingestion d'eau prélevée à l'aval immédiat du point de rejet. Le calcul [4] a été effectué en envisageant l'hypothèse la plus défavorable : celle

d'un homme qui ne se nourrirait que de légumes arrosés avec l'eau contaminée de la rivière et qui ne mangerait à chaque repas que du poisson pêché dans cette rivière.

La figure 4 donne une représentation graphique des résultats obtenus, en fonction de l'éloignement des populations du point de rejet et compte tenu de la nature du sol. Nous constatons que la contamination de la chaîne alimentaire ne

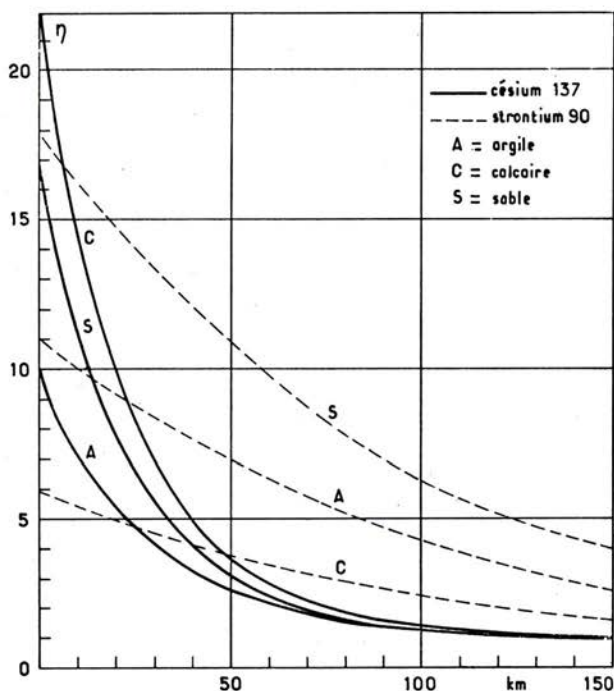


FIG. 4. — Variation, en fonction de l'éloignement des populations du point de rejet, du rapport η de la dose délivrée conjointement par les aliments et l'eau de boisson à la dose qui résulterait de la seule ingestion d'eau prélevée au point 0 (pour une vitesse moyenne d'écoulement de l'eau de 0,4 m/s).

saurait engendrer des doses guère supérieures à *vingt fois* la valeur maximale de la dose qui pourrait résulter de la simple ingestion d'eau, et que son importance diminue très rapidement avec la distance au point de rejet.

D'autres évaluations ont déjà été proposées dans la littérature; certaines font état de facteurs multiplicatifs supérieurs à 3 000. Elles ne nous paraissent pas fondées, car elles ne tiennent aucun compte des deux phénomènes que nous croyons essentiels : l'adsorption des radionucléides par les sédiments et le déplacement des poissons. Traiter les poissons comme des animaux sédentaires n'est pas une attitude réaliste.

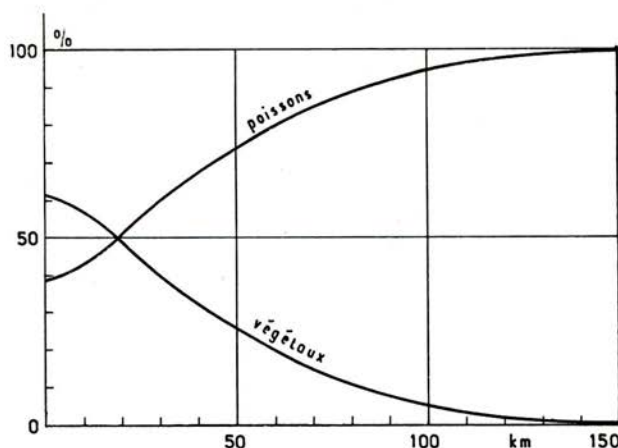


FIG. 5. — Variation, en fonction de la distance au point de rejet, des parts relatives prises par les végétaux et les poissons dans la contamination des populations par le césium 137 en terrain sablonneux (pour une vitesse moyenne d'écoulement de l'eau de 0,4 m/s).

La figure 5 précise la variation, en fonction de la distance au point de rejet, des parts relatives prises par les poissons et les végétaux dans la contamination des populations par du césium 137 en terrain sablonneux : la contamination par les végétaux l'emporte sur celle par les poissons près du point de rejet; c'est l'inverse loin de ce point.

3. 2. RECONCENTRATIONS SUR LES SÉDIMENTS

Nous venons de voir qu'en raison de l'adsorption des nucléides par les sédiments l'activité volumique d'un cours d'eau décroît en fonction de la distance x au point de rejet selon une loi que l'on peut approximativement traduire par une exponentielle.

On serait tenté de penser que l'activité accumulée par les sédiments déposés sur le fond du lit décroît également de l'amont vers l'aval de la même façon que l'activité volumique de l'eau, de sorte que, pour une période de rejet donnée, les deux activités présenteraient entre elles, à toute distance, un rapport constant.

En réalité, la force tractrice, que la composante du poids de l'eau parallèle à la direction du courant principal exerce sur le fond du lit de la rivière, anime les couches superposées de sédiments d'un mouvement de translation dont la vitesse décroît progressivement en profondeur à partir d'un maximum à la surface du tapis alluvionnaire. Ce qui nous intéresse ici, c'est la vitesse moyenne de déplacement de la couche supérieure d'une trentaine de centimètres d'épaisseur où la majeure partie de l'activité adsorbée se trouve concentrée.

Ce charriage de fond a pour conséquence d'inverser la variation de l'activité du sédiment par rapport à celle de l'eau (fig. 6) : l'activité s du sédiment croît de

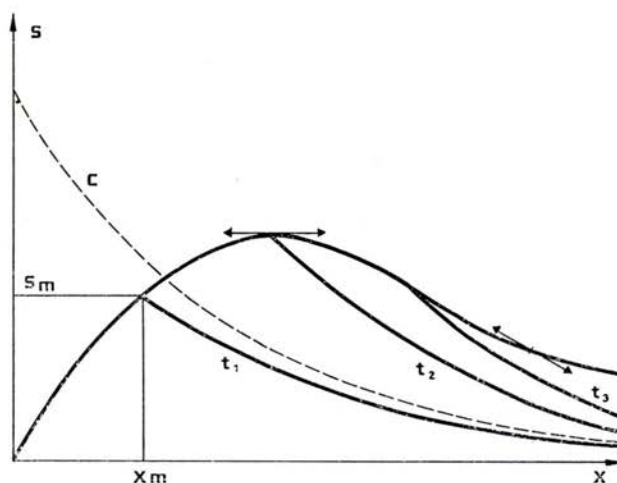


FIG. 6. — Variation générale, en fonction de la distance x au point de rejet, de l'activité s des sédiments pour différentes durées t de rejet (en tirets, variation de l'activité volumique C de l'eau).

l'amont vers l'aval pour atteindre un maximum s_m à une distance x_m . Les valeurs de ces deux grandeurs augmentent avec la durée t du rejet jusqu'à ce que les pertes par décroissance radioactive équilibrent les apports; à partir de ce moment, la position du maximum reste inchangée, le front des sédiments contaminés continue de progresser mais son activité va en s'amenuisant du fait que la décroissance radioactive l'emporte.

A titre d'exemple, appliquons cette théorie au cas de rejets de césium 137 effectués à raison de 1 Ci/an dans un grand fleuve dont le débit moyen serait de 1 400 m³/s, la largeur moyenne de 150 m, la vitesse moyenne d'écoulement de l'eau de 2 m/s et la vitesse moyenne de charriage de fond des sédiments de 5 km/an. Le calcul [7] conduit, en supposant qu'aucun phénomène de désorption n'intervient, aux résultats représentés graphiquement par la figure 7. Aux fins de comparaison, nous avons également tracé sur cette figure les courbes qui correspondraient à une absence de charriage de fond. Nous remarquons que celui-ci abaisse le niveau de la contamination maximale des sédiments, mais le déplace progressivement vers l'aval jusqu'à ce qu'il atteigne au bout de 30 années de rejet le point d'équilibre situé à 150 km. Le charriage de fond augmente donc les possibilités d'irradiation de populations éloignées.

La variation du facteur de concentration en fonction de la distance et pour différentes durées de rejet est représentée sur la figure 8, selon les deux hypothèses envisagées : absence et existence d'un charriage de fond. Dans la première hypothèse, la valeur du facteur de concentration est indépendante de la distance au point de rejet, parce que l'activité massique des sédiments et celle de l'eau suivent la même loi de variation. Par contre, en présence d'un charriage de

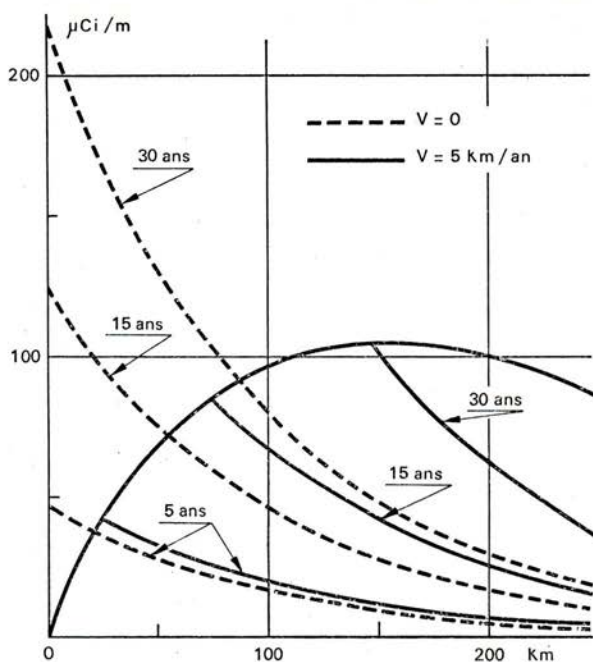


FIG. 7. — Variation, en fonction de la distance au point de rejet, de l'activité en césium 137 (microcuries par mètre de longueur de lit) des sédiments du cours d'eau de référence (voir texte) pour différentes durées de rejets effectués à raison de 1 Ci/an. En tirets, variation en l'absence de charriage de fond; en traits pleins, variation avec un charriage de fond de 5 km/an.

fond, le facteur de concentration augmente avec la distance; cette croissance se poursuit même au-delà du point d'équilibre (150 km) parce que l'activité des sédiments diminue moins vite que celle de l'eau.

Ces variations mettent en évidence le caractère très relatif du facteur de concentration et expliqueraient pourquoi certains organismes benthiques, tels que les mollusques et les crustacés, qui vivent au contact des sédiments, présentent parfois, eux aussi, des facteurs de concentration très élevés.

Les doses d'irradiation externe, que des personnes séjournant en bordure de cours d'eau à l'occasion d'activités récréatives telles que la baignade pourraient recevoir à long terme (après plus de 30 ans de rejet), sont représentées sur la figure 9 en fonction de l'éloignement de la zone récréative du point de rejet et dans l'hypothèse d'un temps de séjour de 500 h/an [2]. Aux fins de comparaison, nous avons également représenté la variation du débit de dose qui pourrait être due à la contamination interne par ingestion d'eau et d'aliments.

Nous remarquons qu'en des points très éloignés du point de rejet l'irradiation externe par les sédiments ne saurait être négligée puisqu'elle

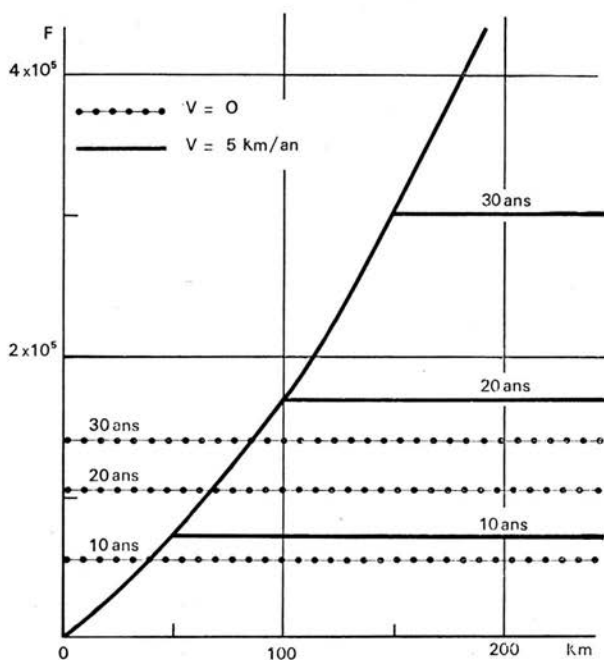


FIG. 8. — Variation, en fonction de la distance au point de rejet, du facteur de concentration du césium 137 dans les sédiments du cours d'eau de référence (voir texte) pour différentes durées de rejet. En pointillés, variation en l'absence de charriage de fond; en traits pleins, variation avec un charriage de fond de 5 km/an.

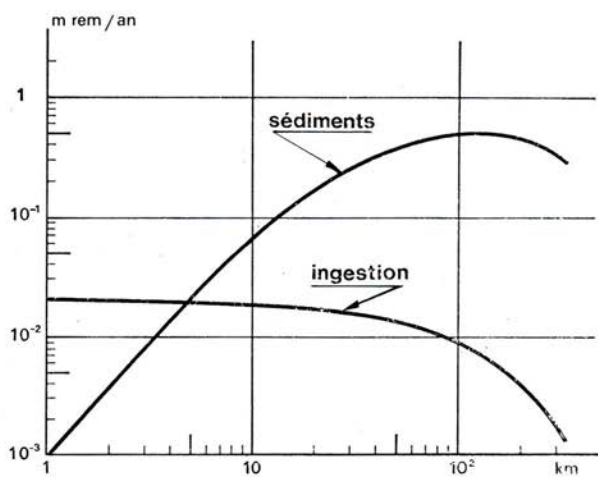


FIG. 9. — Variation, en fonction de la distance au point de rejet, de la dose annuelle délivrée à long terme à l'organisme entier des personnes du public par un rejet continu de césium 137 effectué à raison de 1 Ci/an dans le cours d'eau de référence (voir texte), selon la voie d'irradiation : irradiation externe par les sédiments, contamination interne par ingestion d'eau et d'aliments.

pourrait engendrer des doses vingt-cinq fois supérieures à celles qui correspondraient à la voie de contamination par ingestion à l'aval immédiat du point de rejet, soit, compte tenu des résultats du paragraphe 3.1, *cinq cents fois* supérieures à la valeur maximale de la dose pouvant résulter de la seule ingestion d'eau. Elle reste, toutefois, assez faible en valeur absolue : moins de 0,5 mrem par an et par curie de césium 137 annuellement rejeté, soit moins d'un deux centième des doses reçues du fait de la radioactivité naturelle.

4. CONCLUSION

En résumé, bien qu'elles puissent constituer des voies d'atteinte de l'homme très importantes si on les compare à la simple inhalation d'air ou la simple ingestion d'eau, les reconcentrations écologiques des radionucléides rejetés par l'industrie nucléaire ne conduiront qu'à des doses d'irradiation très modérées, bien inférieures aux doses maximales admissibles, elles-mêmes établies de façon déjà très prudente [8].

Encore convient-il de remarquer que la très grande sévérité des hypothèses que nous avons adoptées a, sans doute, fortement surestimé ces doses.

Du fait qu'ils prennent en considération les prévisions d'accumulation à long terme des radionucléides dans l'environnement, les résultats rapportés ci-dessus ne peuvent que rassurer sur les conséquences lointaines du développement de l'industrie nucléaire.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] U. S. Atomic Energy Commission. Licensing of production and utilisation facilities, Light-Water-Cooled Nuclear Power Reactors, Appendix I to 10 CFR Part 50. Federal Register, June 9, 1971, **36**, n° 111.
- [2] U. S. Atomic Energy Commission. Attachment to concluding statement of position of the regulatory staff, Draft Regulatory Guides for implementation. Docket No-RM-50-2, 1974.
- [3] Oak Ridge National Laboratory, Health Physics Division. "Clinch River study". ORNL-4035, 1967.
- [4] SCHAEFFER R. Incidence des reconcentrations radioécologiques sur la valeur de la concentration maximale admissible des eaux de rivière. In : *Population dose evaluation and standards for man and his environment*, Portoroz, May 20-24, 1974, Vienne, A.I.E.A., 1974, 525-538.
- [5] I.N.R.A. et C.E.A. Absorption des radioéléments du sol par divers légumes cultivés dans les conditions de la pratique. Rapport CEA, n° 1860, 1961.
- [6] I.N.R.A. et C.E.A. Étude expérimentale de la contamination radioactive par l'eau d'irrigation de certaines plantes cultivées. Rapport CEA-R-2625, 1964.
- [7] SCHAEFFER R. Conséquences du déplacement des sédiments sur la dispersion des radionucléides. In : *Impacts of nuclear releases into the aquatic environment*, Otaniemi, June 30-July 4, 1975, Vienne, A.I.E.A., 1975, 263-276.
- [8] SCHAEFFER R. Radiations et êtres vivants. *Radioprotection*, 1974, **9**, 289-305.