Aspects pratiques du comportement du plutonium dans l'environnement (*)

L. ANGELETTI (**)

avec la collaboration de L. ANCELLIN et R. BITTEL

(Manuscrit reçu le 26 octobre 1976)

RÉSUMÉ

Le plutonium qu'on retrouve dans l'environnement et chez l'homme dans le monde entier a pour origine principale les essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère. Malgré les milliers de kilogrammes de plutonium distribués sur la surface du globe, les quantités qu'on retrouve dans les végétaux et la faune qui constituent l'alimentation humaine sont extrêmement faibles : à titre de référence, elles sont de plusieurs ordres de grandeur inférieures aux concentrations maximales admissibles pour les populations. Les nombreux résultats de la littérature qu'on rapporte dans ce texte montrent que les transferts du plutonium de l'environnement à l'homme, du moins en ce qui concerne la chaîne alimentaire, aboutissant à l'homme, sont peu intenses tant en valeur absolue qu'en valeur relative en comparaison avec les autres radionucléides.

ABSTRACT

The plutonium to be found in the environment and in man all over the world mainly originates from fallout from tests of nuclear devices. In spite of the thousand kilogramme of plutonium distributed over the world's surface, the amounts found in plants and animals contributing to human food are very low: for instance, they are below the maximum permissible concentrations for populations by several orders of magnitude. The numerous data quoted from the literature show that plutonium transfers from the environment to man — through the food chain at least — are low both in absolute and relative values as compared with other radionuclides.

(*) Rapport préparé dans le cadre des groupes de travail du Département de Protection « Caractéristiques des polluants, caractéristiques du milieu ».

(**) Commissariat à l'Énergie atomique, Département de protection, Association Euratom-C.E.A., B.P. n° 6, 92260 Fontenay-aux-Roses, France.

I. — ORIGINE DU PLUTONIUM DANS LE MILIEU

Les éléments transuraniens sont produits en macroquantités dans les réacteurs nucléaires thermiques par captures neutroniques successives et décroissance β^- [1]. Dans la nature, on ne trouve ^{239}Pu que dans les minerais d'uranium [2] à la concentration maximale de $4,8 \cdot 10^{-12}$ g/g de minerai et ^{244}Pu dans un minerai de bastanassite [3] à la concentration de 10^{-18} g/g de minerai.

Le tableau I indique les prévisions de production des transuraniens aux U.S.A. jusqu'à l'an 2000 [4] ainsi que les principaux domaines d'utilisation. Le plutonium qu'on retrouve aujourd'hui dans l'environnement et chez l'homme dans le monde entier a pour origine, en grande partie, les essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère. Ce plutonium provient tant de la capture neutronique de ^{238}U que du ^{239}Pu non fissionné. Parmi ces isotopes, le plutonium 239 est le plus important [5]. Il est accompagné d'environ 3 p. cent de plutonium 238 qui résulte de la réaction ($n, 2n$) sur le plutonium 239. C'est un produit de filiation du neptunium 238 ou du curium 242 [6].

Depuis le début des essais d'armes nucléaires qui ont eu lieu au Nouveau-Mexique le 16 juillet 1945 et jusqu'au 5 août 1963, date de la signature du Traité d'interdiction partielle des essais d'armes nucléaires [7], les quantités de plutonium distribuées sur la surface terrestre ont été estimées entre 400 [3] et 680 kCi [8], ce qui correspond à une quantité en poids respectivement de 6 250 à 10 625 kg de plutonium 239. (Pour mémoire, $1 \mu\text{g } ^{239}\text{Pu} = 0,064 \mu\text{Ci} = 1,4 \cdot 10^5$ désintégrations α par minute.) A ces quantités, on doit ajouter celles produites par les essais français et chinois estimées jusqu'en 1969 à environ 5 p. cent de celles mentionnées ci-dessus et 17 kCi de ^{238}Pu (environ 1 kg) éparpillées dans l'atmosphère à la suite du lancement raté d'un satellite équipé avec une pile au plutonium 238 (S.N.A.P.) qui a brûlé au-dessus de l'Océan Indien en avril 1964 [5].

Les quantités de plutonium 239 déposées sur la surface du globe sont estimées, jusqu'en 1970, à environ 300 kCi [5]. Cette valeur est d'ailleurs en accord avec celle que l'on peut calculer par l'analyse du plutonium 239 dans le sol et qui donne une valeur de 326 ± 36 kCi [9]. Pour le plutonium 238 libéré lors de la combustion du S.N.A.P., on estime à $13,9 \pm 2,2$ kCi les quantités déposées jusqu'en 1972 [8].

Les quantités de plutonium 239 produites par les essais nucléaires peuvent être estimées grâce aux valeurs correspondantes du strontium 90, car le rapport moyen des activités : $^{239}\text{Pu}/^{90}\text{Sr}$ est d'environ 0,02 tant dans la stratosphère qu'à la surface du sol [5, 6, 10-12]. De même, les quantités de plutonium 239 produites par les essais nucléaires, estimées à environ 10 kCi, peuvent être calculées en prenant le rapport moyen $^{238}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ égal à 0,03 [10, 13, 14].

Les sources potentielles qui peuvent disperser le plutonium dans l'environnement peuvent ainsi être classées :

1. Usines de fabrication et de recyclage du combustible nucléaire (^{238}Pu , ^{239}Pu) :
décharge d'effluents;
transport (matières premières, produits finis, produits à recycler);
accidents (feux, explosions et autres).

2. *Sources thermoélectriques et autres* (^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{241}Am , ^{244}Cm , ^{252}Cf) :
fabrication;
transport;
accidents (navires, avions et autres).
3. *Réacteurs nucléaires* (^{239}Pu) :
décharge d'effluents;
accidents.

Environ cent accidents de transport de matériel radioactif ont été signalés officiellement dans le monde entier pour la période 1954-1968 [15, 16]; quatorze concernent des avions transportant des armes ou des composants d'armes nucléaires; les plus graves ont été ceux de Thulé (Groenland) [10] et de Palomares (Espagne) [17]. Deux concernent la disparition de deux sous-marins atomiques et un, la combustion dans la stratosphère d'un satellite transportant une pile au plutonium 238. Les autres font partie d'accidents plus banaux, tels la perte et le vol de matériel radioactif durant le transport terrestre.

Comme exemple de contre-mesure, efficace d'après les auteurs [17], on peut citer celui de Palomares où la végétation et la couche supérieure du sol de 5 cm ont été retirées et stockées comme des effluents radioactifs lorsque le niveau de contamination dépassait $320 \text{ pCi} \cdot \text{m}^{-2}$, tandis que pour un niveau inférieur, le sol a été simplement labouré à une profondeur de 25 cm. En 1967, la concentration moyenne annuelle mesurée à Palomares a été de $12 \text{ fCi} \cdot \text{m}^{-3}$, c'est-à-dire deux ordres de grandeur plus élevés que celle due aux retombées.

II. — TOXICOLOGIE DU PLUTONIUM

Les multiples critères employés pour mesurer la toxicité du plutonium relèguent cet élément dans la catégorie des substances à très haut degré de toxicité [1]. Les recommandations de la Commission internationale de Protection radiologique [18] indiquent, en considérant l'os comme l'organe critique de référence, une quantité maximale admissible dans l'organisme entier de $0,04 \text{ } \mu\text{Ci}$. En prenant la valeur de la fraction de plutonium 239 soluble absorbée par le T.G.I. égale à $3 \cdot 10^{-5}$, on a fixé la C.M.A. pour les travailleurs à $10^{-4} \text{ } \mu\text{Ci}/\text{cm}^{-3}$ pour une consommation de 40 h/semaine et de $5 \cdot 10^{-5}$ pour une consommation continue. Cela correspond à une ingestion journalière de $0,1 \text{ } \mu\text{Ci}$. En considérant que 20 p. cent de la fraction inhalée du plutonium soluble sont déposés dans l'os, la C.M.A. dans l'air a été fixée pour les travailleurs à $2 \cdot 10^{-12} \text{ } \mu\text{Ci}/\text{cm}^{-3}$ pour 40 h/semaine d'exposition et à $6 \cdot 10^{-13} \text{ } \mu\text{Ci}/\text{cm}^{-3}$ pour une exposition continue.

A l'exception des complexes formés avec les acides polyamino-carboxyliques (exemple : EDTA, DTPA), on admet [19] que les composés du plutonium qui pénètrent dans l'organisme se distribuent, à travers le sang, dans

le squelette, le foie, et autres tissus et excréta dans la proportion respective de 45 : 45 : 10. On estime à 100 ans la période biologique du plutonium dans l'os, à 40 ans dans le foie et à 1 an dans le poumon [20].

III. — LE PLUTONIUM DANS LES TISSUS HUMAINS

Peu de travaux ont été publiés jusqu'à ce jour sur la mesure du plutonium chez l'homme. Le résumé qu'en donne le tableau II montre l'importante concentration du plutonium dans les ganglions par rapport aux poumons. A l'exception de certains groupes de travailleurs qui ont potentiellement un haut degré d'exposition au plutonium, il ne semble pas qu'il y ait des différences significatives entre le travailleur de l'industrie nucléaire et la population en général.

IV. — DEVENIR DU PLUTONIUM DANS LE MILIEU

4.1. TRANSFERT SOL-AIR (remise en suspension)

Le plutonium inhalé dans les poumons, notamment sous forme de particules insolubles d'oxyde (PuO_2) constitue un des plus puissants agents de tumeur pulmonaire [21]. De ce fait, l'évaluation de la concentration du plutonium dans l'air prend une importance fondamentale dans l'évaluation des risques pour la santé de l'homme.

La remise en suspension symbolisée par les lettres Rf, se définit [22] comme le rapport de la concentration du plutonium dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) à celle de la surface en-dessous de la masse d'air ($\mu\text{g}/\text{m}^2$). Les nombreuses études consacrées à ce phénomène dans le but de déterminer un paramètre pour évaluer la quantité de plutonium pouvant être entraînée dans l'atmosphère des différentes surfaces sur lesquelles il s'était déposé, se sont heurtées à la complexité de ce phénomène qui dépend d'un grand nombre de facteurs qui, à leur tour, sont très variables dans le temps et suivant le lieu. A titre d'exemple, on peut citer l'incidence de la nature de la surface ainsi que de sa vocation (type de sol, de couvert végétal, etc., activité agricole, civile, industrielle, etc.), ainsi que celle de la micrométéorologie locale (type et fréquence des précipitations atmosphériques, vitesse et fréquence des vents, turbulence, etc.) dont l'action a aussi comme conséquence une diminution de la quantité de plutonium déposé susceptible d'être remis en suspension.

Les données rapportées par la littérature donnent des valeurs du facteur de resuspension comprises entre 10^{-2} et 10^{-13} m^{-1} [23], mais elles se réfèrent à toutes sortes de surfaces alors que, pour des situations plus concrètes et des mesures effectuées *in situ*, l'intervalle de variabilité est de 10^{-4} - 10^{-10} m^{-1} [24]. Pour le facteur d'atténuation λ_b , qui exprime la fraction de plutonium disponible pour la resuspension, les valeurs trouvées sont comprises entre 35 et 70 jours [22, 25, 26].

4.2. LE PLUTONIUM DANS LE SOL

La migration du plutonium dans le sol dépend principalement de la forme chimique de cet élément. Les données de la littérature montrent, en effet, que, dans le cas des retombées où le plutonium est probablement totalement sous forme de PuO_2 , la migration ne s'effectue que très lentement.

Ainsi, les analyses du profil du plutonium dans le sol de Trinity (Nouveau Mexique), effectuées tous les 6 ans [27] après l'essai nucléaire, montrent que le plutonium est retenu dans des proportions de 85 à 100 p. cent dans la première couche de 25 cm, tandis que des analyses effectuées après 27 ans [28] révèlent une distribution uniforme tout le long du profil de 30 cm. Par contre, les observations effectuées au N.T.S. (Nevada Test Site) [29] ont mis en évidence une diminution rapide de l'activité de la surface du sol et les mesures effectuées ont montré une migration en profondeur variable de 6 à 9 cm durant les 10 années qui ont suivi le dépôt. Cette différence de comportement pourrait être due, selon les auteurs, aux divers types d'explosions ainsi qu'à la forme des retombées déposées au sol.

L'influence du type de sol sur la migration des oxydes de plutonium a été mise en évidence à Rocky Flats [30] où l'étude du profil de 0-20 cm a montré que, dans le cas d'un sol horticole, un pourcentage de 55 à 60 p. cent était localisé en-dessous de la couche superficielle de 5 cm alors que pour les sols non cultivés, plus de 60 p. cent du plutonium était localisé dans la première couche de 5 cm.

De même, pour le plutonium en solution aqueuse, la migration dans le sol est pratiquement nulle ou négligeable [31, 33] excepté en présence de solution 8 M d'acétate d'ammonium [34]. Des essais de lessivage [33] du plutonium fixé sur des sols de différentes natures avec des solvants tels que l'eau, des solutions de NaNO_3 1 N, NH_4Ac 1 N, 0,1-1 N HNO_3 , 0,2 M DTPA (sous forme du sel trisodique du complexe calcique) prouvent que le plutonium est fortement retenu par les sols. Le plus haut pourcentage (3,5 p. cent) a été obtenu avec la solution 1 N de NaNO_3 ; pour tous les autres, le pourcentage est inférieur à 1 p. cent. Par contre, des composés complexants en solution organique [34] telles des solutions: 0,4 M D2EHPA (*)—0,2 M TBP dans HPM et l'acide hydroxyacétique (acide glycolique) déplacent des quantités importantes de plutonium du sol.

Le sol, en outre, ne fixe pratiquement pas le plutonium en solution organique d'agents complexants tels que : TBP dans CCl_4 , DBBP dans CCl_4 , 0,4 M D2EHPA—0,2 M TBP dans NPH. A remarquer que ces mêmes solvants ne modifient ni la perméabilité, ni la capacité d'échange des sols.

Une étude récente [32] a montré que le déplacement des particules d'oxyde de plutonium (PuO_2) obéit à une loi exponentielle avec un temps de renouvellement (*turnover time*), pour une couche de sol partiellement saturé et de 5 cm d'épaisseur, de 5-6 ans et que sa vitesse de migration est 100 fois plus élevée que celle d'autres formes chimiques tel que le nitrate $\text{Pu}(\text{NO}_3)_4$.

(*) D2EHPA : di(2-éthylhexil) phosphoric acid, TBP : tributylphosphate, NPH : mélange d'hydrocarbures paraffiniques C_{10} - C_{13} , DBBP : dibutylbutyl phosphonate.

4.3. LE PLUTONIUM DANS LES VÉGÉTAUX

De nombreux résultats (tableau II) indiquent que le transfert du plutonium dans le sol aux parties aériennes des végétaux dépend tant de la nature du sol que de la forme chimique de l'élément. Les facteurs de transfert (activité par gramme de poids sec du végétal/activité par gramme de poids sec du sol) sont tous compris entre $1 \cdot 10^{-3}$ et $1 \cdot 10^{-5}$, ce qui signifie que cette voie de transfert est peu importante.

4.4. LE PLUTONIUM DANS LE MILIEU AQUEUX

D'une façon générale, il semble que le plutonium dans le milieu aqueux soit l'objet de transferts relativement importants si on les compare à ceux intervenant dans le milieu terrestre. On constate, en particulier, sa tendance à se fixer sur les sédiments, ce qui détermine une certaine décontamination du vecteur eau; mais une remise en suspension dans le milieu aqueux n'est pas exclue et, à cet égard, l'étude du devenir du plutonium dans les sédiments constitue une priorité absolue.

Dans le domaine biologique, on observe que, comme pour un certain nombre d'autres radionucléides, les facteurs de concentration sont d'autant plus élevés que les organismes sont moins évolués. Corrélativement, les études sur les transferts par les chaînes alimentaires ont fait apparaître une diminution de la contamination lorsqu'on passe des organismes du premier niveau trophique (végétaux) à ceux du second (herbivores), puis à ceux du troisième (carnivores). Le rôle joué par les processus physiologiques en ce qui concerne la fixation du plutonium dans les organismes demeure controversé.

4.5. LE PLUTONIUM DANS LES ALIMENTS

Le plutonium dans les aliments est de l'ordre de quelques fCi/kg de poids frais [76]. La plus haute concentration en plutonium est trouvée dans les crustacés et la plus basse dans le lait, les jus de fruits et les fruits (tableau V).

Dans les aliments examinés, le rapport des activités $^{239}\text{Pu}/^{90}\text{Sr}$ est dans tous les cas très inférieur à celui qu'on retrouve dans les retombées radioactives, environ 0,03, ce qui montre que le transfert du plutonium est, toutes choses égales, beaucoup moins intense que celui du strontium 90 (tableau VI).

Au tableau VII, où sont résumés les résultats de l'étude du transfert du plutonium de l'alimentation de la vache au lait [77], on remarque les très faibles valeurs des facteurs de transfert (valeur maximale : $2,44 \cdot 10^{-6}$).

La quantité de plutonium ingéré par l'homme avec les aliments a été évaluée dans six régions américaines [78]. La concentration en plutonium dans les aliments est de $3,8 \pm 0,9$ fCi/kg (moyenne des moyennes des six régions), ce qui correspond à une ingestion de $7,0 \pm 1,6$ pCi/jour et une absorption intestinale de $2 \cdot 10^{-4}$ fCi/jour.

Pour mémoire, la C.M.A. du ^{239}Pu pour l'ingestion de 2,2 l d'eau par jour est de $5 \cdot 10^{-6}$ $\mu\text{Ci/l}$, l'os étant l'organe critique, ce qui correspond à une absorption de $1,1 \cdot 10^7$ fCi/jour.

V. — CONCLUSION

Malgré les quelques milliers de kilogrammes de ^{239}Pu rejetés dans l'atmosphère, les quantités retrouvées chez l'homme ne dépassent pas l'ordre de centaines de femtocurie (10^{-15} Ci) pour un individu, ce qui est inférieur de plusieurs ordres de grandeur à la Q.M.A. pour l'organisme entier ($0,004 \mu\text{Ci}$ — organe critique : os — pour la population) établie par la C.I.P.R. Cela tient, d'une part, à ce que le plutonium a subi une diffusion et une dilution dans l'atmosphère du monde entier, et, d'autre part, au fait que les voies biologiques semblent constituer une barrière très efficace à sa concentration dans la chaîne alimentaire qui aboutit à l'homme.

Si cela peut nous rassurer, il ne faut pourtant pas oublier que, du fait de sa très longue période d'une part, et de son emploi croissant, d'autre part, ce radionucléide risque, du moins théoriquement, de s'accumuler dans l'environnement et de s'incorporer plus ou moins complètement tant au milieu physique qu'au milieu organisé.

Trois systèmes écologiques semblent être plus aptes que les autres à accumuler le plutonium : les eaux côtières et les sédiments, les forêts et les prairies permanentes. C'est donc dans ces écosystèmes qu'il convient d'étudier en priorité le comportement du plutonium sous ses multiples formes physico-chimiques et tant du point de vue des transferts dans la chaîne biologique qui aboutit à l'homme que des mécanismes susceptibles de favoriser son transfert à l'atmosphère. En outre, il serait utile de développer les mesures de surveillance des niveaux du plutonium dans l'environnement, dans les aliments et dans les tissus humains afin de suivre leur évolution dans l'espace et dans le temps.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] WICK O. J. *Plutonium handbook—a guide to the technology*, New York, Gordon and Breach, 1967, I.
- [2] SEABORG G. T., KATZ J. J. *The actinide element*, New York, McGraw-Hill, 1954, p. 214.
- [3] HOFFMAN D. C., LAWRENCE F. O., MEWHERTER J. L., ROURKE F. M. Detection of ^{244}Pu in nature. *Nature*, 1971, **234**, 132-134.
- [4] SEABORG G. T. The plutonium economy of the future, presented at the *4th International conference on plutonium and other actinides*, Santa Fe, New Mexico, October 5, 1970.
- [5] HARLEY J. H. Worldwide plutonium fallout from weapons tests, Report IA-4756, 1971.
- [6] MIYAKE Y., KATSURAGI Y., SUGIMURA Y. A study on plutonium fallout. *J. Geophys. Res.*, 1970, **75**, 2329-2330.
- [7] MCBRIDE J. H. *The Test ban Treaty*, Henry Regnery Co, Illinois, 1967.
- [8] PILLAI K. C., SMITH R. C., FOLSOM T. R. Plutonium in the marine environment. *Nature*, 1964, **203**, 568-571.
- [9] HARDY F. P., KREY P. E., VOLCHOK M. L. Global inventory and distribution of fallout plutonium. *Nature*, 1973, **241**, 444-445.
- [10] AARKROG A. Radioecological investigation of Pu in an arctic marine environment. *Health Phys.*, 1971, **20**, 31-47.
- [11] MIYAKE Y., KATSURAGI Y., SUGIMURA Y. Deposition of Pu in Tokyo through the end of 1966. *Papers Meteorol. Geophys.*, 1968, **19**, 267-276.

- [12] VOLCHOK H. L. Fallout of ^{238}Pu from the SNAP 9 burnup-IV. Report HASL-207, 1969, 1-5, 14.
- [13] DE BORTOLI M., GAGLIONE P., MALVICINI A., VANDERSTRICHT E. Plutonium 239 and 238, strontium 90 and cesium 137 in surface air from mid-1961 through 1965. In: 1. *International Congress of radiation protection*, Rome, September 5-10, 1966. Oxford, Pergamon Press, 1968, I, 361-367.
- [14] KREY P. W., KLEINEMAN M. T., KRAJEWSKI B. T. ^{90}Sr , ^{95}Sr and ^{238}Pu stratospheric inventories 1967-1969, Report HASL-227, 1970, 1-39-69.
- [15] SUTRA-ROURCADE Y. L'énergie nucléaire — accidents et incidents, Rapport CEA-BIB-164, 1969.
- [16] A summary of incident involving USAEC shipment of radioactive material, 1963-1964, Report TID-16764 (Suppl. 2), 1966.
- [17] IRANZO E., SALVADOR S. Inhalation risk to people living near a contaminated area, 2 *IRPA Congress*, Brighton, England, May 3-8, 1970.
- [18] International Commission on Radiological Protection (I.C.R.P.). *Report of Committee II on permissible dose for internal radiation* (I.C.R.P. Publication 2), Oxford, Pergamon Press, 1939.
- [19] International Commission on Radiological Protection. *The metabolism of compounds of plutonium and other actinides* (I.C.R.P. Publication 19), Oxford, Pergamon Press, 1972.
- [20] I.C.R.P. Task Group on Lungs Dynamics. Deposition and retention models for internal dosimetry of the human respiratory tract. *Health Phys.*, 1966, **12**, 173-207.
- [21] GOFMAN J. W. Estimated production of human lung cancers by plutonium from worldwide-fallout, C.N.R. Report 1975-2, 1975.
- [22] LANGHAM W. H. Plutonium distribution as a problem in environmental science. Report LA-4756, 1971.
- [23] MISHIMA J. A review of research on plutonium release during overheating and fires, Report HW-83688, 1964.
- [24] BENNETT B. G. Environmental pathway of transuranic elements, Report WASH-1359, 1974, 131-152.
- [25] STEWART K. The resuspension of particulate material from surfaces. In: *Surface contamination* (B.R. Fish, Ed), New York, Pergamon Press, 1964, 63-74.
- [26] ANSPAUGH L. R., PHELPS P. L., KENNEDY N. C., BOOTH H. G. Wind-driven redistribution of surface deposited radioactivity. In : *Environmental behaviour of radionuclides released in the nuclear industry*, Aix-en-Provence, May 14-18, 1973. Vienna, I.A.E.A., 1973, 167-184.
- [27] OLAFSON J. H., NISHITA M., LARSON K. H. The distribution of plutonium in the soil of central and northeastern New Mexico as a result of the atomic bomb test of July 16, 1945, Report UCLA-406, 1957.
- [28] HAKONSON T. E., JOHNSON J. Distribution of environmental plutonium in the Trinity site ecosystem after 27 years. 3. *I.R.P.A. International Congress*, Washington, September 9-14, 1973. CONF-730907, 1974, Pt 1, 242-247.
- [29] ROMNEY E. M., MORK M. M., LARSON K. H. Persistence of plutonium in soil, plants and small mammals. *Health Phys.*, 1970, **19**, 487-491.
- [30] KREY P. W., HARDY E. P. Plutonium in soil around the Rocky Flats plant, Report HASL-235, 1970.
- [31] HARDY E. P., KREY P. W. Determining the accumulated deposit of radionuclides by soil sampling and analysis, Report LA-4756, 1971.
- [32] JAKUBIEK A. T. Migration of plutonium in natural soil. In : *Transuranium nuclides in the environment*, San Francisco, 17-21 November 1975, Vienna, I.A.E.A., 1976, 47-62.

- [33] HAJEK B. F. Plutonium and americium mobility in soils. Report BNWL-CC-925, 1966.
- [34] KNOLL K. C. Reaction of organic wastes and soil, Report BNWL-860, 1969.
- [35] NISHITA H., ROMNEY E. M., LARSON K. H. Uptake of radioactive fission products by plants. In : *Radioactive fallout, soils, plants, food, man* (E.B. Fowler, Ed.), Amsterdam, Elsevier, 1965, 55-81.
- [36] WILDUNG R. E., GARLAND T. R. Influence of soil microbial activity on the uptake and distribution of plutonium in the shoot and roots of barley. Report BNWL-1850, 1974, Pt 2, 22-24.
- [37] PRICE R. Tumbleweed and cheatgrass uptake of transuranium elements applied to soil as organic acid complexes, Report BNWL-1755, 1973.
- [38] HAKONSON T. E., JOHNSON L. J., PURTYMUN W. H. The ecodistribution of plutonium in liquid waste disposal areas at Los Alamos, 3rd I.R.P.A. International Congress, Washington, September 9-14, 1973. Conf. 730907, 1974, Pt 1, 248-253.
- [39] REDISKE J. M., CLINE J. F., SELDERC A. A. The absorption of fission products by plants, Report HW-36734, 1955.
- [40] ROMNEY E. M., MORK H. M., LARSON K. H. Persistence of plutonium in soil, plants and small mammals. *Health Phys.*, 1970, **19**, 487-491.
- [41] WILSON D. O., CLINE J. F. Removal of plutonium 239, tungsten 185 and lead 210 from soils. *Nature*, 1966, **209**, 941-942.
- [42] CUMMINGS S. L., BANKERT L. The uptake of cerium 144, promethium 147 and plutonium 238 by oat plants from soils. *Radiol. Health Data Rep.*, 1971, **12**, 83-85.
- [43] JACOBSON L., OVERSTREET K. The uptake by plants of plutonium and some products of nuclear fission adsorbed on soil colloids. *Soil Sci.*, 1948, **65**, 129-134.
- [44] WILSON D. O., YOOK C. N., ROBINSON W. L. Evaluation of plutonium at Enewetak Atoll, Report UCRL-76436, 1975.
- [45] BECKERT W. F., AU F. H. F. Plutonium uptake by a soil fungus and transport to its spores. In: *Transuranium nuclides in the environment*, San Francisco, 17-21 November 1975. Vienna, I.A.E.A., 1976, 367-383.
- [46] SCHULZ R. K., TOMPKINS G. A., BABCOCK K. L. Uptake of plutonium and americium by plants from soils: uptake by wheat from various soils and effect of oxydation state of plutonium added to soil. In: *Transuranium nuclides in the environment*, San Francisco, 17-21 November 1975. Vienna, I.A.E.A., 1976, 325-336.
- [47] PILLAI K. C., SMITH Z. C., FOLSOM T. R. Plutonium in the marine environment. *Nature*, 1964, **203**, 568-571.
- [48] WONG K. M., HOSHKIN V. E., SURPRENAN L., BOWEN V. T. Plutonium 239 in some marine organisms and sediments, Report NYO-2174-115, 1970.
- [49] FOLSOM T. R., Studies of background radioactivity levels in the marine environment near Southern California, Report TID-23476, 1966.
- [50] WONG K. M., HODGE V. F., FOLSOM T. R. Concentration of plutonium, cobalt and silver radionuclides in selected Pacific seaweeds. In: *Proceeding of the Environmental plutonium symposium*, Los Alamos, August 4-5, 1971 (CONF-710817). Report LA-4756, 1971.
- [51] NOSHKIN V. E., BOWEN V. T., WONG K. M., BURKE J. Plutonium in North Atlantic Ocean organisms, ecological relationships, Report NYO-2174-130, 1971.
- [52] BOWEN V. T., WONG K. M., NOSHKIN W. E., Plutonium 239 in and over the Atlantic Ocean. *J. Mar. Res.*, 1972, **29**, 1-10.
- [53] Woods Hole Oceanographic Institution, Mass. Plutonium concentration along fresh-water food chains of the great Lakes, Report COO-3568-1, 1971.
- [54] WONG K. M., HODGE V. F., FOLSOM T. R. Plutonium and polonium inside giant brown algae. *Nature*, 1972, **237**, 460-462.

- [55] AARKROG A. Radioecological investigation of plutonium in an arctic marine environment. *Health Phys.*, 1971, **20**, 31-47.
- [56] HODGE V. F., FOLSOM T. R., YOUNG D. R. Retention of fallout constituents in upper layer of the Pacific Ocean as estimated from studies of a tuna populations. In: *Radioactive contamination of the marine environment*, Seattle, July 10-14, 1972, Vienna, I.A.E.A., 1973, 263-276.
- [57] WILSON D. W., YOOK C. N. G., ROBINSON W. L. Evaluation of plutonium at Enewetak Atoll. *Health Phys.*, 1975, **29**, 599-611.
- [58] MIYAKE Y., SUGIMURA Y. The plutonium content in the pacific Ocean Water. In: *Transuranium nuclides in the environment*, San Francisco, 17-21 November 1975, Vienna, I.A.E.A., 1976, 91-105.
- [59] HETHERINGTON J. A., JEFFERIES D. F., LOVETT M. B. Some investigation into the behaviour of plutonium in the marine environment. In: *Impacts of nuclear releases into the aquatic environment*, Otaniemi, June 30-July 4, 1975, Vienna, I.A.E.A., 1975, 193-212.
- [60] ANCELLIN J., FRAIZIER A. Le plutonium dans le milieu marin. *Rev. gén. Nucl.*, 1976, n° 3, 223-228.
- [61] MIETTINEN J. K., JAAKKOLA T., JARVINEN M. Plutonium isotopes in aquatic food-chain in the Baltic Sea. In: *Impacts of nuclear releases into the aquatic environment*, Otaniemi, June 30-July 4, 1975, Vienna, I.A.E.A., 1975, 147-155.
- [62] THOMPSON M. A. Plutonium in the aquatic environment around the Rocky Flats facility. In: *Impacts of nuclear releases into the aquatic environment*, Otaniemi, June 30-July 4, 1975, Vienna, I.A.E.A., 1975, 213-226.
- [63] WAHLGREN M. A., MARSHALL J. S. The behaviour of plutonium and other long-lived radionuclides in lake Michigan: I. Biological transport, seasonal cycling, and residence time in the water column. In: *Impacts of nuclear releases into the aquatic environment*, Otaniemi, June 30-July 4, 1975, Vienna, I.A.E.A., 1975, 227-243.
- [64] PILLAI K. C., MATHEW E. Plutonium in the aquatic environment. Its behaviour, distribution and significance. In: *Transuranium nuclides in the environment*, San Francisco, 17-21 November 1975, Vienna, I.A.E.A., 1976, 25-45.
- [65] EMERY R. M., KLOPFER D. C., GARLAND Th. R., WEIMER W. C. The ecological behaviour of plutonium in a freshwater pond, Report BNWL-SA-5346, 1975.
- [66] U.S.A.E.C., Health and Safety Laboratory. Plutonium, Report HASL-77, 1960, 151-153.
- [67] SMORODINTSEVA G. I. et al. Study of uptake of airborne plutonium 239 by the human organism, Translation of UN report A, AC-82/GL-1301, 1964, Report AEC-tr-7128, 235-245.
- [68] KREY P. W., BOGEN D., FRENCH E. Plutonium in man and his environment. *Nature*, 1962, **195**, 263-265.
- [69] MAGNO F. J., KAUFMAN P. E., SHLEIEN B. Plutonium in environmental and biological media. *Health Phys.*, 1967, **13**, 1325-1330.
- [70] MOSS W. D., CAMPBELL E. E. Plutonium concentration in tissue of a general population 11. *Hanford Biology Symposium on the Biological implications of the transuranium elements*, Richland, Washington, September 27-29, 1971. *Health Phys.*, 1972, **22**, 933.
- [71] LANGHAM W. H., LAWRENCE J. N. P., MCCLEVELAND J. et al. The Los Alamos Scientific Laboratory's experience with plutonium in man. *Health Phys.*, 1962, **8**, 750-760.
- [72] LAGERQUIST C. R., DOKWSKI D. L., HAMMOND S. E. et al. Plutonium content of several internal organs following occupational exposure. *Amer. Ind. Hyg. Ass. J.*, 1969, **30**, 417-421.
- [73] CAMPBELL E. E. et al. Plutonium in autopsy tissue, Report LA-4875, 1973, 48.
- [74] TAKIZAWA Y., SUCAI R., NIIGATA M. D. Plutonium 239, Strontium 90 and Cesium 137 concentration in human organs of the Japanese. *Arch. Environ. Health*, 1971, **23**, 446-450.
- [75] BENNET B. G. Fallout ²³⁹Pu dose to man, Report HASL-278, 1974, 1-41-63.

- [76] BENNET B. G. Fallout $^{239, 240}\text{Pu}$ in diet, Report HASL-286, 1974, 1-36-52.
- [77] SANSON B. F. The transfer of plutonium 239 from the diet of a cow to its milk. *Brit. Vet. J.*, 1964, **120**, 158-161.
- [78] KAUFFMAN P. E., MAGNO P. J. Plutonium 239 in total diet and milk. *Radiol. Health Data Rep.*, 1967, **8**, 191-194.

TABLEAU I

PRÉVISION DE LA PRODUCTION DES TRANSURANIENS AUX U.S.A.

	Production annuelle et/ou utilisation (kg)		
	1970-1980	1980-1990	1990-2000
Plutonium 239	20 000	60 000	80 000
Plutonium 238 : applications spatiales	10-20	100	—
applications médicales		5	6 000
Curium 244	40	180	200
Californium 252	0,1	0,8	3,5

Domaine d'utilisation

^{239}Pu . Armes nucléaires et réacteurs type LWR (Light Water Reactor) et LMFBR (Liquid Metal Fast Breeder Reactor).

^{238}Pu . Source de chaleur dans les générateurs thermoélectriques type SNAP (System for Nuclear Auxiliary Power) destinés aux vols spatiaux et aux applications médicales (stimulateur cardiaque, cœur artificiel).

^{244}Cm . Mêmes applications que ^{238}Pu .

^{252}Cf . Source de neutrons; applications en médecine, technologie, prospection minière.

TABLEAU II

 ^{239}Pu DANS LES TISSUS ET ORGANES HUMAINS (pCi/kg)

Références	Année	Ganglions lymphatiques	Poumons	Foie	Os	Remarques
H.A.S.L. [66] SMORODINT- SEVA [67]	1959	29,2	5,36	—	—	Population
	1963	—	0,16	—	—	Population
	1965	6,85	0,15	—	—	
	1966	9,6	0,11	—	—	
KREY [68]	1953	—	0,19	—	—	Population
	1954	—	0,34	—	—	
	1958	29,7	5,75	—	—	
	1959	—	0,57	—	—	
	1959	—	0,62	—	—	
MAGNO [69]	1965-1966	—	0,45	0,78	0,05	Population
MOSS [70]	1960-1971	—	0,5	0,7	—	Population
LANGHAM [71]	1958	56 250	2160	4455	945	Travailleurs expo-
	1959-1962	11 430	2835	1215	225	sés potentiellement
	1959-1962	200	27	9	0,45	au Pu
LAGERQUIST [72]	1967	630	95	145	58	" " "
CAMPBELL [73]	1970	1,3	0,37	0,64	0,27	Population
		6,9	1,8	0,46	0,09	Travailleurs expo-
						sés potentiellement
		320	46	45,7	13,7	au Pu Travailleurs poten-
						tiellement très
						hautement exposés
						au Pu
TAKIZAWA [74]	1964	—	0,02	0,12	0,37	Population
	1968	—	0,19	0,63	0,64	Population
	1969	—	0,16	0,04	1,22	Population
BENNET [75]	1968	—	0,18	0,78	0,91	Population
	1971	2,29	0,27	0,82	0,27	New-York Population Colorado, Nouveau Mexique

TABLEAU III

TRANSFERT SOL-VÉGÉTAUX

Référence	Echantillon	Concentration dans le sol (poids sec)	Facteur de transfert Sol - plante	Plutonium prélevé du sol (%)	Remarques
NISHITA et al (1960) [35]	Trèfle (Ladino Clover) (plante)		1×10^{-4}		Sol contaminé par les retombées
WILDUNG [36]	Orge	$10 \mu\text{Ci/g}$	$0,54 \times 10^{-4}$		
			pousses $3,6 \times 10^{-4}$		
			racines $1,9 \times 10^{-6}$		
		$0,50 \mu\text{Ci/g}$	pousses $6,0 \times 10^{-4}$		
			racines		
		$0,05 \mu\text{Ci/g}$	$1,3 \times 10^{-4}$		
PRICE [37]	Pousses de Tumbleweed (Salsola Kali)	$0,05 \mu\text{Ci/g}$	pousses 11×10^{-4}		
			racines		
			$0,46 \times 10^{-4}$		Pu nitrate
	Pousses de Cheatgrass (Bromus Tectorum)	$0,05 \mu\text{Ci/g}$	$0,48 \times 10^{-4}$		acétate
			$2,54 \times 10^{-4}$		glycolate
			$2,73 \times 10^{-4}$		oxalate
			$3,10 \times 10^{-4}$		citrate
			$0,17 \times 10^{-4}$		Pu nitrate
			$0,14 \times 10^{-4}$		acétate
HAKONSON et al. [38]	* Herbe (parties aériennes)	$3 \times 10^{-4} \mu\text{Ci }^{238}\text{Pu/g}$	$2,3 \times 10^{-2**}$		* Les valeurs du FdT se réfèrent au poids frais des végétaux
			$2,5 \times 10^{-3}$		**D'après l'auteur, la haute valeur du FdT de l'herbe pourrait être le résultat d'une contamination foliaire directe.
			$9,9 \times 10^{-4}$		
	* Arbres (feuilles et queue)		$7,8 \times 10^{-3}$		
			$4,0 \times 10^{-3}$		
			$3,4 \times 10^{-3}$		
	* Herbe (parties aériennes)	$0,5-5 \times 10^{-4} \mu\text{Ci }^{239}\text{Pu/g}$			
	* Arbustes (feuilles et queue)				
	* Arbres (feuilles et queue)				
REDISKE [39]	Orge (feuilles)	$1 \times 10^{-3} \mu\text{Ci/g}$	9×10^{-4}		
ROMNEY [40]	Trèfle (Ladino Clover)	$7,3 \times 10^{-3} \mu\text{Ci/g}$	$(0,19 - 1,39) \times 10^{-4}$		

TABLEAU III (suite)

Référence	Echantillon	Concentration dans le sol (poids sec)	Facteur de transfert Sol - plante	Plutonium prélevé du sol (%)	Remarques
WILSON [41]	Orge (tissus)	10 $\mu\text{Ci/g}$	$1,3 \times 10^{-4}$	$1,9 \times 10^{-4}$	Sol Ephrata (sol légèrement alcalin)
		10 $\mu\text{Ci/g}$	$0,4 \times 10^{-4}$	$0,6 \times 10^{-4}$	Sol Milville (sol calcaire)
		10 $\mu\text{Ci/g}$	$2,2 \times 10^{-4}$	$2,2 \times 10^{-4}$	Sol Cinebar (sol de forêt)
CUMMINGS [42]	Avoine (pousses)	50 $\mu\text{Ci/pot}$	—	$(0,07 - 2,28) \times 10^{-4}$	Valeur extrême de sols de natures différentes
JACOBSON [43]	Orge (feuilles)	PuO_2^{+2}		$1,0 \times 10^{-2}$	Suspension de calcium bentonite
		Pu^{+4}		$2,4 \times 10^{-3}$	
		Pu^{+3}		$4,5 \times 10^{-3}$	
WILSON [44]	Messerschmidia		$1 \times 10^{-4} - 2 \times 10^{-1}$	—	Retombées armes nucléaires
	Scaevola		$1,3 \times 10^{-4} - 1,4 \times 10^{-1}$	—	
	Coconut		$1,3 \times 10^{-3} - 7,7 \times 10^{-3}$	—	
	Meat		$4,6 \times 10^{-4} - 3,1 \times 10^{-1}$	—	
	Pandanus Leaves				
BECKERT [45]	Aspergillus niger	Oxyde de plutonium, $3,39 \times 10^3$ pCi/g	$3,4 \times 10^{-3}$		Essais de laboratoire avec un milieu de culture à pH = 5
		$3,39 \times 10^5$ pCi/g	$2,88 \times 10^{-3}$		
		Nitrate de plutonium, $1,69 \times 10^3$ pCi/g	$4,9 \times 10^{-3}$		
		$6,76 \times 10^3$ pCi/g	$3,4 \times 10^{-3}$		
		Citrate de plutonium, $1,69 \times 10^3$ pCi/g	$4,0 \times 10^{-3}$		
		$6,76 \times 10^3$ pCi/g	8,3		
SCHULZ [46]	Grains de blé	Nitrate de plutonium, $9,65 \times 10^6$ dpm/g	$3,8 \times 10^{-6}$		Essais sur sol panaché (sol alcalin contenant du calcaire)
		Chlorure de plutonium, $11,4 \times 10^5$ dpm/g	$0,044 \times 10^{-6}$	—	

TABLEAU III (suite et fin)

Référence	Echantillon	Concentration dans le sol (poids sec)	Facteur de transfert Sol - plante	Plutonium prélevé du sol (%)	Remarques
		<i>Nitrate de plutonium</i> $9,49 \times 10^5$ dpm/g	$0,55 \times 10^{-6}$		Essais sur sol Yolo (sol neutre sans calcaire)
		<i>Chlorure de plutonium</i> $10,5 \times 10^6$ dpm/g	$0,78 \times 10^{-6}$		
		<i>Nitrate de plutonium</i> $10,1 \times 10^5$ dpm/g	$0,11 \times 10^{-6}$		Essais sur sol Aiken (sol acide de forêt sans calcaire)
		<i>Chlorure de plutonium</i> 10,3 dpm/g	$0,12 \times 10^{-6}$		

TABLEAU IV
TRANSFERT EAU-DIVERS

Référence	Echantillon	Concentration $^{239,240}\text{Pu}$	Facteur de transfert	Rapport ^{137}Cs	Rapport ^{90}Sr	Remarques
				^{239}Pu	^{239}Pu	
PILLAI et al. [45]	Eau de mer de surface	0,35 - 0,47 fCi/l	—	—	—	Tissus mous
	Côte californienne 1500 km de la côte	1,94 fCi/l	—	—	—	
	2500 km de la côte	3,04 fCi/l	—	—	—	
	Algues	321 - 653	770 - 1570	—	—	
	Phytoplanc- ton (dinofla- geplates)	276 fCi/kg	660	—	—	
	Zooplanc- ton	23 fCi/kg	—	—	—	
	Zooplanc- ton	1080 fCi/kg	2590	—	—	
	Moules (Myt- lus Californi- anus)	140 - 214	230 - 190	—	—	
	Poisson (Sar- da Lineloata)	1,4 fCi/kg	3	—	—	
WONG et al. [48]	Eau de mer de surface	0,62 fCi/l	—			
	Atlantique Nord	256 fCi/kg	410			
	Moule (Myt- lus edulis)	180 fCi/kg (coquilles)	286			
	Poisson (Po- matomus Saltatrix)	360 fCi/kg (squelette)	570			
		3,1 fCi/kg (muscle)	5			
	Sable (Buz- zard Bay)	608 fCi/kg	965			
FOLSOM et al. [49]	Sédiment (Buzzard Bay)	$33-37 \times 10^3$ fCi/kg p.s.	$21-23 \times 10^3$ *			
WONG et al. [50]	Eau de mer de surface de l'Ouest de la Californie	0,4 - 3,0 fCi/l	—	82 - 393	45 - 247	
NOSHKIN et al. [51]	Eau de mer de la côte californienne	0,67 fCi/l	—	—	—	
	Algues	174 - 2345 fCi/kg	260 - 3500	—	—	
		—	—	4,2	0,5	
	Sédiments		—			
	Moule com- mune		Corps 300 Coquille 400			
	Moule brune		Corps 340 Corps 440			

TABLEAU IV (suite)

Référence	Echantillon	Concentration 239,240 Pu	Facteur de transfert	Rapport 137 Cs	Rapport 90 Sr	Remarques
				239 Pu	239 Pu	
NOSHKIN (suite)	Huitre Coquille St Jacques		Corps 130 Muscle adducteur 24 Corps 520 Coquille 600			
	Buccin		Corps 140 Coquille 300			
	Moonshell		Corps 660 Coquille 690			
	Etoile de mer		Corps 1020 Corps 760			
	Vers marins		Corps 4100 Corps 2100			
	Eponge					
	Algues de Sargasse Autres algues		2,1 x 10 ⁴ 6,2 x 10 ²			
BOWEN et al. [52]	Eau de mer de surface	1,52 dpm/ 1000 kg (4,1 pCi/ 1000 kg)		186,7	178,6	
	Eau de mer (profondeur 500 m)	1,46 dpm/ 1000 kg (3,9 pCi/ 1000 kg)		74,1	76,9	
WOODS HOLE [53]	Algues vertes	—	1000 — 2117			
	Plancton mélangé	—	823			
WONG et al. [54]	Algues	0,0006 pCi/ kg	Fronde 600 Antler 83-233 Vescicule 216 Plante entière 233			
AARKROG [55]	Bivalves	0,1 — 3,6 fCi/l	Corps 3500 Corps 750			
	Crevettes grise Algues	1,7—9,1 fCi/l	3 x 10 ³ (estima- tion)			

TABLEAU IV (suite)

Référence	Echantillon	Concentration $^{239,240}\text{Pu}$	Facteur de transfert	Rapport ^{137}Cs	Rapport ^{90}Sr	Remarques
				^{239}Pu	^{239}Pu	
HODGE [56]	Eau de mer	—	—	—	—	Période biologique de la résidence (Pu-239 3,5 a) (Cs-137 17 a) (Ag-108 7,4 a) (Co-60 5 a)
WILSON [57]	Eau de surface du lagon Mullet (muscle) Surgeon (") Goatfish (')	462 mCi/km ² $4,82 \times 10^{-4}$ — 23,1 pCi/g p.s. $4,28 \times 10^{-3}$ — 0,887 pCi/g p.s. $1,61 \times 10^{-3}$ — $5,31 \times 10^{-2}$ — pCi/g p.s. $7,88 \times 10^{-4}$ — Autres poissons (") Ensemble de poisson				
MIYAKE [58]	Eau de surface Pacifique Nord Eau de surface Pacifique Sud Eau profonde du Pacifique 3000 m	(2,4 - 9,4) $\times 10^{-4}$ pCi/l (1,3 - 2,6) $\times 10^{-4}$ pCi/l (1,3 - 1,9) $\times 10^{-4}$ pCi/l			357 - 833 357-1111 105 - 154	323 - 370 213 - 588 105 - 154
HETHE- RINGTON [59]	Eau de surface prélevée de 1 à 9 km du point d'émission des effluents Eau de surface prélevée de 75 à 110 km du point d'émission des effluents Sédiments prélevés de 1 à 9 km du point d'émission des effluents	0,31 - 1,02 pCi/l 0,03 - 0,05 pCi/l 9 - 17 pCi/g p.s.	(2,3) $\times 10^4$			Effluents radio-actifs de l'usine de Windscale

TABLEAU IV (suite)

Référence	Echantillons	Concentration 239,240 Pu	Facteur de transfert	Rapport 137 Cs	Rapport 90 Sr	Remarques
				239 Pu	239 Pu	
HETHE- RINGTON (suite)	Sédiments prélevés de 75 à 100 km du point d'émission des effluents	0,37 - 0,6 pCi/g p.s.	(0,7 - 2) $\times 10^4$			
	Algues comestibles Carrelet Limande Saumon Moules Bigorneau		3×10^3 3×10^1 3×10^1 1×10 2×10^3 2×10^3			
FRAIZIER [60]	Eau de sur- face de la Hague	10 - 40 fCi/l				Effluents radio- actifs de l'usine de la Hague
	Lichens	128 - 172 fCi/kg p.s.	3222 - 4290			
	Algues	3 - 47 fCi/kg p.s.	85 - 1175			
	Spongiaires	50 - 60	1260 - 1495			
	Cnidaires (Actinaires)	7 fCi/kg p.s.	165			
	Annelides (Polychètes)	7 - 13 fCi/kg p.s.				
	Littorina Littoralis	8,2 ensem- ble de l'organ.	205			
		13,3 chair	333			
		7,1 coquille	178			
	Nucella lapillus	2,8 ensem- ble de l'organ.	70			
		3,4 chair	85			
		2,7 coquille	68			
	Patella Volgata	1,9 ensem- ble de l'organ.	48			
		2,2 chair	55			
		1,7 coquille	43			
	Balanus Balanoides	20,1 ensem- ble de l'organ.	503			
	Crabe enragé	3,6 ensem- ble de l'organ.	90			
			90			
	Tourteau	1,5 " "	38			
	Homard	2,4 " "	60			
	Etoile de mer	18,1 " "	452			
	Ascidie	31,4 " "	785			
	Plie	2,9 " "	73			

TABLEAU IV (suite)

Référence	Echantillons	Concentration 239,240 Pu	Facteur de transfert	Rapport 137 Cs	Rapport 90 Sr	Remarques
				239 Pu	239 Pu	
FRAIZIER (suite)	Blennie	0,8 ensemble de l'organ.	120			
	Gode	0,6 " "	15			
	Bar	0,04 " "	1			
		0,9 branchies	23			
		0,2 viscères	5			
MIETTINEN [61]	Sédiment du Golf de Finlande	163 - 190 pCi/kg p.s.				Plutonium des retombées
	Moule (Mytilus Edulis)	0,17 pCi/kg p.f corps				
		1,4 pCi/kg p.f coquille				
		0,6 pCi/kg ensemble de l'organisme				
	Isopode (Mesidotea entomon)	0,7 pCi/kg ensemble de l'organisme				
	Gremille (Acerine Cernus)	0,09 pCi/kg p.f ensemble de l'organisme				
	Feet (Platichthys Flesus)	0,04 pCi/kg p.f ensemble de l'organisme				
	Morue (Cadus morrhua)	0,14 pCi/kg p.f peau				
		0,14 pCi/kg p.f foie				
	Algues brunes (Fucus vesiculosus)	5,4 pCi/kg p.f				
THOMPSON [62]	Chabot		0,89 - 7,5 10 ⁴ - 10 ⁵			Plutonium des rejets en eau douce Seston is a primary phyto-plancton detritus and small zooplankton
	Seston		10 ⁴ - 10 ⁵			
	Plante vasculaire		10 ⁻¹ - 10 ⁻²			

TABLEAU IV (suite)

Référence	Echantillons	Concentrations 239,240 Pu	Facteur de transfert	Rapport 137 Cs	Rapport 90 Sr	Remarques
				239 Pu	239 Pu	
THOMPSON (suite)	Zooplankton			10 ³		
	Ecrevisse			10 ³		
	Algues			10 ⁴		
WAHLGEN [63]	Eau de surface	0,76 f.Ci/l		.		Plutonium des retom- bées en eau douce
	Cladophora	2,8 pCi/kg		3680		
	Plancton	p.f				
	Plancton mélange	4,3 pCi/kg		5660		Temps apparent de renou- vellement pour le plutonium et le césium : 3 - 4 ans
		p.f				
	Zooplankton	0,26 pCi/kg		342		
		p.f				
	Mysis	0,57 pCi/kg		750		
		p.f				
	Pontoporeia	1,23 pCi/kg		1620		
		p.f				
	Slimy	0,18 pCi/kg		236		
	Sculpin	p.f				
	Bloater	0,028 pCi/kg		36,8		
		p.f				
	Alewife	0,019 pCi/kg		25		
		p.f				
	Eperlan	0,015 pCi/kg		19,7		
		p.f				
	Poisson blanc	0,024 pCi/kg		31,6		
		p.f				
	Saumon (Coho Salmon)	0,05 pCi/kg		6,5		
		p.f				
	Saumon (Chinook Salmon)	0,002 pCi/kg		2,6		
		p.f				
	Truite	0,003 pCi/kg		3,9		
		p.f				
PILLAI [64]	Eau de sur- face à proxi- mité de la zone de décharge	0,004 - 0,02 pCi/l		545-6205	325-7875	Plutonium des rejets en mer
	Vase	0,40 - 29,4 pCi/g		43 - 135	0,76-0,37	
	Algues	0,096-2,45 pCi/kg p.f				
	Maquereau	0,5 pCi/kg		46	108	
		p.f chair				
		2,8 pCi/kg		5	—	
		p.f squelette				

TABLEAU IV (suite et fin)

Référence	Echantillons	Concentrations ^{239}Pu	Facteur de transfert	Rapport ^{137}Cs	Rapport ^{90}Sr	Remarques
				^{239}Pu	^{239}Pu	
PILLAI (suite) EMERY [65]	Poisson chat	0,7 - 5,5 pCi/kg p.f chair 3,8 - 24 pCi/kg p.f squelette		97-5291 18-2858	24-293 5,3-6875	Rejets d'ef- fluent en eau douce * Algues en décom- position
	Crabe (Scylla Serrata)	1,6 pCi/kg p.f chair 2,5 pCi/kg p.f squelette		2319 6208	1150 3852	
	Sédiment	176,9 pCi/kg p.s $^{239,240}\text{Pu}$ 169,2 pCi/kg p.s ^{238}Pu				
	Algal Floc*	985,7 pCi/kg p.s ^{239}Pu 614,7 pCi/kg p.s $^{230,240}\text{Pu}$				
	Cresson (Rorippa)	313,9 pCi/kg p.s ^{238}Pu 218,4 pCi/kg p.s $^{239,240}\text{Pu}$				
	Algues (Cladophora)	30,6 pCi/kg p.s ^{238}Pu 17,9 pCi/kg p.s $^{239,240}\text{Pu}$				
	Goldfish	7,8 pCi/kg p.s ^{238}Pu (sans intes- tin) 11,1 pCi/kg p.s $^{239,240}\text{Pu}$ (sans intes- tin) 0,27 pCi/kg p.s ^{238}Pu chair 0,24 pCi/kg p.s $^{239,240}\text{Pu}$				

TABLEAU V
PLUTONIUM (239 et 240) DES RETOMBÉES RADIOACTIVES
DANS LES ALIMENTS (New York, 1973)

Référence	Echantillon	Concentration pCi/kg poids frais
[76]	Crustacé	.011
	Produits de boulangerie	.0085
	Céréales	.0060
	Fruits frais	.0051
	Haricots secs	.0048
	Légumes frais	.0043
	Légumes racines	.0035
	Volaille	.0033
	Farine	.0028
	Viande	.0026
	Poisson	.0016
	Riz	.0016
	Pommes de terre pelées	.0014
	Oeufs	.0012
	Macaroni	.0012
	Légumes en boîte	.0009
	Lait	.0003
	Jus de fruit	.0003
	Fruits en boîte	.0002

TABLEAU VI
VARIATIONS DU RAPPORT ^{90}Sr 0,03/ $^{239, 240}\text{Pu}$ DANS LES ALIMENTS

Echantillon	Déficit en Pu
Retombée	1
Crustacé	3
Volaille	5
Viande	5
Poisson frais	6
Produits de boulangerie	19
Riz	28
Oeufs	40
Céréales	55
Fruits frais	59
Légume à racine	62
Farine	64
Haricot sec	78
Légumes frais	98
Macaroni	108
Pomme de terre	141
Fruits en conserve	195
Légumes en conserve	> 240
Jus de fruits	> 310
Lait	> 690

TABLEAU VII
TRANSFERT DU PLUTONIUM DANS LE LAIT

Référence	Concentration Pu aliment	Pu dans le lait en pourcentage de la dose par litre x 10 ⁶				Remarques
		Jours après administration	Echantillon	PuCl ₄	PuO ₂	
SANSON [77]	48 mg ²³⁹ Pu sous forme de PuCl ₄ stabilisé avec citrate dans les aliments	1	1	0,00	0,00	Contamination externe possible (féces, urine)
			2	0,05	0,05	
		2	3	0,19	0,38	
			4	1,63	0,15	
	74,8 mg Pu sous forme d'oxyde (PuO ₂) dans les aliments	3	5	0,43	0,91	
			6	0,16	1,08	
		4	7	0,95	0,17	
			8	0,26	2,44	
		5	9	0,13	—	
			10	0,14	0,30	
		6	11	—	—	
			12	0,52	0,12	
		7	13	0,07	0,30	
			14	0,09	0,07	