



FICHE RADIONUCLÉIDE

Américium 241 et environnement

Cette fiche résume le comportement de l'élément chimique dans les principaux compartiments des écosystèmes terrestres et aquatiques, sous les deux hypothèses suivantes. La discrimination isotopique est négligeable, ce qui est vérifié pour la plupart des éléments traités. Lorsque l'élément possède des isotopes stables, l'analogie de comportement entre ses isotopes stables et radioactifs est admise implicitement, sachant toutefois que pour les éléments existant à l'état naturel, la forme chimique et le milieu d'émission des rejets anthropiques sont susceptibles d'impliquer des voies et processus de transfert autres que ceux identifiés pour l'élément stable naturel.

Le ou les isotopes radioactifs désignés dans l'intitulé de la fiche correspondent aux radionucléides d'importance radioécologique majeure, au sens des quantités et de la rémanence dans l'environnement, d'autres isotopes, radioactifs ou stables, pouvant être cités à titre complémentaire. Les informations, volontairement simplifiées, sont destinées à refléter l'état des connaissances sur le sujet à la date de mise à jour et à proposer des valeurs pour les principaux paramètres radioécologiques usuels permettant une estimation des transferts dans l'environnement et plus particulièrement au sein de la chaîne alimentaire.

Rédaction : J. Garnier-Laplace, S. Roussel-Debet

Vérification : L. Garcia-Sanchez

Date de rédaction : 01/10/01

Caractéristiques

Chimiques

L'américium est un métal argenté, fortement électronégatif. Il fait partie de la famille des actinides et s'oxyde rapidement en présence d'oxygène. En solution aqueuse, il existe aux états d'oxydation III, IV, V, VI et VII, où l'état trivalent est le plus stable. Aux pH biologiques, les composés de l'américium sont peu solubles et ont une forte tendance à l'hydrolyse.

Nucléaires

L'américium 241 est le plus connu des 13 principaux isotopes artificiels de l'américium. Il descend du ^{241}Pu par désintégration β^- .

	^{241}Am
Période radioactive	432 ans
Activité massique	$1,27 \times 10^{11} \text{ Bq.g}^{-1}$
Émission(s) principale(s) par désintégration (rendement d'émission %)	α E = 5 486 keV (85 %) ; E = 5 443 keV (13 %) γ E = 60 keV (13 %)
	X_L E _{moy} = 17 keV (40 %)

(ICRP, 1983 ; Browne et Firestone, 1986)

Origines

Naturelle

Sans objet.

Artificielle

L'américium-241 mesuré dans l'environnement peut provenir d'un rejet direct ou de la décroissance du ^{241}Pu , dont la période physique est de 14,2 ans.

Explosions nucléaires atmosphériques

Les retombées atmosphériques représenteraient environ 80 % des transuraniens présents dans l'environnement (Ballestra, 1980). Depuis les premiers essais d'armes nucléaires, 55×10^{14} Bq de ^{241}Am auraient été déposés avec les retombées atmosphériques, répartis essentiellement dans l'hémisphère Nord (Pentreath, 1988).

Rejets d'installations nucléaires

L'américium est produit artificiellement dans les réacteurs nucléaires. Les rejets dans l'environnement ont principalement lieu lors du retraitement des combustibles irradiés. Les rejets de ^{241}Am dans le milieu marin étaient de $3,5 \times 10^9$ Bq en 1999 pour l'usine de retraitement de La Hague et de 5×10^{10} Bq en 1997 pour l'usine de Sellafield. Les rejets gazeux sont très inférieurs (d'un facteur 10 000 au moins).

Rejets accidentels

Deux accidents d'avions B52 ont provoqué une contamination locale de l'environnement à Palomares (Espagne, 1966) et à Thulé (Groenland, 1968). En ce qui concerne les installations nucléaires, des rejets accidentels ont eu lieu aux USA et en Oural (complexe de Tchéliabinsk). Il faut également noter l'accident du réacteur de Windscale en 1956, mais surtout celui de Tchernobyl en 1986, au cours duquel la quantité de plutonium rejetée a été estimée à 50 kg. La quantité de ^{241}Am déposée sur la zone d'exclusion, à l'exception de la centrale et des stockages de déchets, serait de $5,9 \times 10^{13}$ Bq en 1997.

Concentrations dans l'environnement et métrologie

Dans les sols, l'américium 241 se trouve généralement à des concentrations faibles, de l'ordre de quelques dixièmes de $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol sec (e.g., Pourcelot *et al.*, 2003). Localement, à proximité d'anciennes zones de tirs et dans les secteurs concernés par des accidents d'installations nucléaires, on peut relever des concentrations très élevées, allant jusqu'à plusieurs milliers de $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol sec (Mboulou *et al.*, 1998).

La concentration moyenne de ^{241}Am dans les eaux douces (fraction inférieure à $0,45\ \mu\text{m}$) est évaluée entre 1,5 et $3\ \mu\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$ (Coughtrey *et al.*, 1984). Dans le cas du Rhône, Fukay *et al.* (1982) citent une concentration de l'ordre de $7,5\ \mu\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$. Les concentrations les plus élevées sont retrouvées dans les sédiments où elles varient de 1×10^5 à $5 \times 10^6\ \mu\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ sec (Coughtrey *et al.*, 1984 ; Beasley et Jennings, 1984).

L' ^{241}Am se mesure par spectrométrie gamma, avec une limite de détection de 1 à 5 Bq par échantillon. Par scintillation liquide, la limite de détection est de l'ordre du dixième de Becquerel par échantillon. Enfin, la spectrométrie alpha, après séparation radiochimique et électrodéposition, permet d'atteindre une limite de détection d'environ 1 mBq.

Mobilité et biodisponibilité en milieu terrestre

Sols

En conditions normales, l'état le plus stable de l'américium serait Am(III)^{3+} . Sa mobilité, liée à la formation de complexes mobiles et de pseudo-colloïdes, est particulièrement faible, en liaison avec les phénomènes d'adsorption sur les particules argileuses, les carbonates et les substances organiques. La sorption sur la surface des argiles serait réversible ; les processus en sont contrôlés notamment par le pH : l'augmentation de pH favorise la sorption (Fanghaenel *et al.*, 1998 ; Lu *et al.*, 1998 ; Bundt *et al.*, 2000 ; Keith-Roach *et al.*, 2000). L'américium est susceptible de se fixer sur les substances organiques, notamment les acides humiques et fulviques, ou de se complexer avec les acides organiques carboxyliques, avec des constantes de stabilité élevées (Olofsson et Allard, 1983 ; Labonne-Wall et Moulin, 1997). La stabilité des complexes diminue avec l'augmentation de la force ionique, et avec la diminution du pH. Le coefficient de distribution de l'américium est partiellement contrôlé par les substances humiques ; la présence de matière organique soluble, notamment les acides organiques carboxyliques se trouvant dans la zone racinaire favorise la migration (Roussel-Debet *et al.*, 2000).

Végétaux

Les facteurs de transfert racinaires de l'américium sont faibles et augmentent lorsque le pH du sol diminue.

Le transfert aux végétaux, estimé d'après des mesures *in situ*, semble décroître dans le sens : *végétation spontanée, prairies* > *végétaux cultivés* > *fruits, graines*, probablement en raison d'un artéfact lié à la contamination des parties aériennes par des particules de sol (Vyas et Mistry, 1981 ; Roussel-Debet, 1999 ; Whicker *et al.*, 1999). Le transfert par voie foliaire n'est ni connu ni quantifié.

Animaux

L'absorption de l'américium par les animaux semble liée au transfert de ferritine. L'incorporation par ingestion est faible, elle dépend notamment de l'âge de l'animal et est plus élevée pour les organismes jeunes comme en témoignent les facteurs de transfert. L'américium se dépose surtout dans le foie et sur le squelette.

Produits transformés

Très peu de valeurs sont relatives aux effets de transformations alimentaires sur les activités des produits transformés.

Mobilité et biodisponibilité dans les écosystèmes dulçaquicoles

Eaux

Pour le domaine potentiel redox-pH définissant les eaux courantes continentales, l'américium se trouve à l'état de valence +3. Les principaux ligands naturels sont les hydroxydes et les carbonates, ainsi que les substances humiques (Moulin *et al.*, 1988 ; Choppin et Stout, 1989 ; Caceci, 1990). D'après les calculs thermodynamiques, les espèces majeures dans un système inorganique seraient $\text{Am}(\text{CO}_3)^+$, $\text{Am}(\text{OH})^{2+}$ et $\text{Am}(\text{OH})_2^+$. Toutefois, la complexation de l'américium avec les substances humiques devient prédominante dès que celles-ci atteignent une concentration de l'ordre de $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$. Pour des gammes de concentration et de pH caractéristiques des eaux douces, la spéciation de l'américium n'est pas affectée par la présence d'ions compétiteurs tels le Ca^{2+} et l' Al^{3+} . La solubilité du métal en solution est favorisée par sa complexation avec des ligands organiques. Les formes négativement chargées dominent la fraction soluble. De même, du fait de leur charge électrique élevée (+3), les ions américium peuvent former des colloïdes et pseudo-colloïdes avec des molécules organiques et inorganiques, ce qui est susceptible d'augmenter leur mobilité.

Sédiments

Dans les eaux naturelles brutes, la fraction particulaire ($> 0,45 \mu\text{m}$) représente jusqu'à 90 % de la teneur totale en ^{241}Am . Cette distribution s'explique par l'hydrolyse de l'américium dès pH 5, induisant la formation de la forme insoluble AmOH^{2+} , ou l'absorption de cette forme sur des particules en suspension. Dans les sédiments, qui constituent le compartiment réservoir, la sorption de l'américium est gouvernée par la fraction fine (Murdock *et al.*, 1993), les quantités les plus significatives étant mesurées dans les argiles et les limons. La sorption de l'américium augmente en même temps que le pH ; à l'opposé, elle est inversement corrélée avec la concentration en matière organique. La remise en suspension de l' ^{241}Am situé à l'interface eau-sédiment est facilitée par des liaisons avec les oxyhydroxydes de fer ou de manganèse à la surface du sédiment, par des courants (à partir de 10 m.s^{-1}) ou par la bioturbation. Emery *et al.* (1976) indiquent que 90 à 96 % de l'américium sont fixés par des liaisons fortes dans le sédiment superficiel, tandis que, dans le sédiment sub-superficiel, 30 % de l'américium seraient solubles dans l'eau interstitielle et 50 % pourraient être extraits par des solutions d'oxalate d'EDTA.

Végétaux et animaux

Le transfert aux végétaux (plantes aquatiques et phytoplancton) est gouverné par des mécanismes d'adsorption passive. Chez les mollusques, l'américium se fixe préférentiellement sur la coquille, en relation avec le rapport surface/volume et la présence de périphyton. Chez les crustacés, il est retrouvé essentiellement au niveau des organes externes, l'exosquelette et les branchies. L'exuvie constitue donc chez ces organismes un mécanisme de décontamination efficace, et une source secondaire de transfert pour le compartiment sédimentaire. Chez les poissons, les tissus les plus contaminés sont le squelette, le tube digestif, les reins, et à un degré moindre, les muscles. La contamination interne a été attestée par la présence d'importantes concentrations d'américium dans l'hépatopancréas de certains invertébrés marins. Lors de la décontamination, l'américium est redistribué et stocké dans les tissus osseux et cartilagineux. Au sein des systèmes biologiques, ses propriétés chimiques lui permettent de s'associer à des protéines de poids moléculaire variable, notamment la ferritine.

Aucune possibilité de bioamplification de l'américium n'a été mise en évidence lors de l'étude expérimentale de son transfert le long d'une chaîne trophique allant du phytoplancton jusqu'à un poisson omnivore. Pour les poissons, en situation de contamination chronique, la contamination par la voie branchiale apparaît négligeable comparativement à l'apport par ingestion de nourriture, dans la mesure où la concentration en américium dans la fraction dissoute de l'eau est très faible. Le régime alimentaire du prédateur influence la dynamique et l'intensité de sa contamination. Ainsi, après l'ingestion de proies de type benthique, la contamination est plus lente mais les niveaux atteints à l'équilibre sont 4 fois plus importants qu'après l'apport de proies de type pélagique.

En résumé ...

L'américium est un radioélément très peu mobile dans les écosystèmes terrestres. Dans les sols, il tend à rester en surface, sa rétention étant très élevée ; celle-ci dépend du type de sol et, en particulier, elle augmente avec le pH du sol. Les composés organiques insolubles (humine, acides humiques) tendent à retarder la migration, alors que les acides fulviques et molécules organiques de faible taille solubles pourront la favoriser, par formation de complexes mobiles. L'association chimique ou biologique avec les colloïdes peut également augmenter le transport dans les macropores du sol ; l'action des carbonates, en sol alcalin, tendrait en revanche à immobiliser le radionucléide. Les facteurs essentiels du déplacement seraient l'activité biologique (macrofaune, racines, productions de substances organiques complexantes) et les pratiques agricoles (labours). Les facteurs de transfert racinaires sont relativement bien connus, mais la dispersion des valeurs atteint plusieurs ordres de grandeurs ; ils sont d'autant plus élevés que le pH du sol diminue, tout en restant faibles (10^{-3} à 10^{-5}). Aucune donnée n'est actuellement disponible sur le transfert foliaire.

Dans les eaux continentales, l'américium est prédominant dans la fraction particulaire. Sa solubilité est augmentée pour les pH acides et en présence de molécules organiques. Il forme aisément des colloïdes avec des molécules organiques et inorganiques, ce qui tend à favoriser sa mobilité. Dans les sédiments, il est lié aux particules fines, argiles et limons. Sa remobilisation vers la colonne est favorisée par la bioturbation, les courants et les oxy-hydroxydes de fer. Les facteurs de transfert trophiques sont d'autant plus faibles qu'on s'élève dans les niveaux trophiques. Pour les organismes ayant un rapport surface/volume élevé, l'accumulation est gouvernée par l'adsorption. Pour les poissons, la contamination par voie trophique domine la voie directe dans un contexte de contamination chronique. Aucune bioamplification de l'américium n'a été mise en évidence, les facteurs de transfert trophique s'échelonnant de 0,2 à 2×10^{-3} . Les tissus les plus contaminés sont le squelette, le tube digestif, les reins, et à un degré moindre, les muscles.

Paramètres radioécologiques usuels : milieu terrestre

Coefficient de distribution eau-sol K_d (Bq.kg^{-1} de sol sec par Bq.l^{-1} d'eau)

Sol sableux et/ou acide	2×10^3 ($1,1 \times 10^1 - 2,6 \times 10^5$)
Sol argileux	$8,1 \times 10^3$ ($4,5 \times 10^1 - 1,5 \times 10^6$)
Sol limoneux ou texture moyenne	$9,9 \times 10^2$ ($6,0 \times 10^2 - 1,6 \times 10^5$)
Sol organique (> 30 % de M.O.)	$1,1 \times 10^5$ ($3,6 \times 10^3 - 3,3 \times 10^6$)

(IAEA, 1994)

Facteur de transfert foliaire (Bq.kg^{-1} de végétal sec par Bq.m^{-2})

Aucune valeur	
---------------	--

Facteur de transfert racinaire (Bq.kg^{-1} de végétal sec par Bq.kg^{-1} de sol sec)

Céréales (grain)	$2,2 \times 10^{-5}$ ($1,5 \times 10^{-7} - 7,7 \times 10^{-1}$)
Légumes fruits (haricots)	$3,9 \times 10^{-4}$ ($2,2 \times 10^{-5} - 7,9 \times 10^{-4}$)
Légumes racines (carotte, radis)	$1,4 \times 10^{-3} - 2,2 \times 10^{-3}$
Tubercules (pomme de terre)	$2,0 \times 10^{-4}$ ($1,1 \times 10^{-5} - 1,7 \times 10^{-1}$)
Autres légumes (oignon, choux)	$1,6 \times 10^{-4} - 2,0 \times 10^{-4}$
Fourrages (maïs, trèfle)	$2,7 \times 10^{-4} - 7,1 \times 10^{-4}$
Herbe	$1,2 \times 10^{-3}$ ($5,3 \times 10^{-4} - 1,7 \times 10^{-1}$)

(IAEA, 1994)

Facteur de transfert aux produits d'origine animale (j.kg⁻¹ ou j.l⁻¹)

Lait de vache	$1,5 \times 10^{-6}$
Lait de brebis	$1,4 \times 10^{-5}$
Lait de chèvre	$1,4 \times 10^{-5}$
Viande de bœuf	$4,0 \times 10^{-5}$
Viande de veau	$1,0 \times 10^{-3}$
Viande de mouton	$2,0 \times 10^{-4}$
Viande d'agneau	$4,1 \times 10^{-3}$
Viande de porc	$1,7 \times 10^{-4}$
Viande de volaille	$6,0 \times 10^{-3}$
Œufs (partie consommable)	$4,0 \times 10^{-3}$

(IAEA, 1994)

Facteur de transfert par transformation alimentaire

Blé tendre → farine	0,1 – 0,2
Légume racine récolté → légume pelé (carotte, pomme de terre, betterave)	0,1 – 1

(IAEA, 1994)

Paramètres radioécologiques usuels : eaux douces

Coefficient de distribution eau-MES Kd (Bq.kg⁻¹ de solide sec par Bq.l⁻¹ d'eau)

Valeur générale	3×10^4 ($2 \times 10^3 - 7 \times 10^5$)
Conditions oxydantes	5×10^3 ($90 - 4 \times 10^4$)

(Coughtrey *et al.*, 1984 ; IAEA, 1994)

Facteur de concentration aux végétaux (Bq.kg⁻¹ de végétal frais par Bq.l⁻¹ d'eau)

Plantes aquatiques en général	5 000
Algues filamenteuses	2 000
Algues non filamenteuses	9 000
Seston	$1,6 \times 10^4 - 3 \times 10^5$
Phytoplancton : Chlorophycée (<i>Scenedesmus</i>)	8 000
Macrophytes	3 000

(Coughtrey *et al.*, 1984 ; Véran, 1998)

Facteur de concentration aux animaux (Bq.kg⁻¹ d'animal frais par Bq.kg⁻¹ de sédiment)

Macroinvertébrés benthiques	
gammare	0,6
larve de chironome	0,2

Facteur de concentration aux animaux (Bq.kg⁻¹ d'animal frais par Bq.l⁻¹ d'eau)

Invertébrés en général	1 000
Crustacés : daphnie	2 200
Bivalves (dreissène)	1 200
organisme entier (printemps/été)	400
organisme entier (hiver)	700
organisme entier (automne)	100
partie molle	
Poissons en général	3
organisme entier	30
muscles	
Poisson rouge	700
Carpe (<i>Cyprinus carpio</i>)	7
organisme entier	1,4 – 4,5
muscle	
Truite (<i>Oncorhynchus mikiss</i>) organisme entier	1,8

(Emery *et al.*, 1976 ; Véran, 1998)**Facteur de transfert trophique (Bq.kg⁻¹ de prédateur frais par Bq.kg⁻¹ de proie fraîche)**

Crustacés (chlorophycée → daphnie)	0,23
Mollusque (chlorophycée → dreissène)	$6,6 \times 10^{-3}$
Poisson rouge (<i>in situ</i>)	5×10^{-2}
Poisson juvénile (daphnie → carpe)	$2,3 \times 10^{-3}$
organisme entier	$0,5 \times 10^{-3}$ – $1,2 \times 10^{-3}$
muscles	
Poisson juvénile (larve de chironome → carpe)	$8,6 \times 10^{-3}$
organisme entier	$(0,7 \times 10^{-3} - 1,2 \times 10^{-3})$
muscles	
Poisson juvénile (gammare → carpe)	$4,6 \times 10^{-3}$
organisme entier	$4,0 \times 10^{-3}$
muscles	

(Emery *et al.*, 1976 ; Véran, 1998)

Bibliographie succincte

- Beasley TM et Jennings CD (1984). Inventories of $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{60}Co in Columbia river sediments from Handford to Columbia river estuary. *Environ Sci Technol*, 18: 207-212.
- Browne E et Firestone R (1986). *Table of radioactive isotopes*. S. Shirley (Ed.), John Wiley & Sons.
- Bundt M, Albrecht A, Froidevaux P, Blaser P et Flühler H (2000). Impact of preferential flow on radionuclide distribution in soil. *Environ Sci Technol*, 34(18): 3895-3899.
- Caceci M (1990). Environmental chemistry of the actinide elements. In: *Metal speciation in the environment*. Brockaert JAC (Ed.), Springer-Verlag, Berlin. Vol. G 23: 572-591.
- Choppin GR et Stout BE (1989). Actinide behaviour in natural waters. *Sci Total Environ*, 83: 203-216.
- Coughtrey PJ, Jackson D, Jones CH et Thorne MC (1984). *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. A critical review of data*, Vol. V, Balkema AA (Ed.), Rotterdam.
- Emery RM, Klopfer DC, Garland TR et Weimer WC (1976). The ecological behaviour of plutonium and americium in a freshwater pond. In: *Proceedings of the Radioecology and Energy Ressources*, Corvallis, Oregon, 12-14 Mai 1975.
- Fanghaenel TW, Weger HT, Schubert G et Kim JI (1998). Bicarbonate complexes of trivalent actinides - stable or unstable? *Radiochim Acta*, 82: 55-58.
- Fukay R, Ballestra S et Thein M (1982). *Input of transuranic elements through rivers into the Mediterranean sea*. IAEA – SM – 248/125.
- IAEA (1994). *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in the terrestrial and freshwater environment*. International Atomic Energy Agency, IAEA Technical Report series N°364, 74p.
- ICRP (1983). *Radionuclide transformations. Energy and intensity of emissions*, International Commission on Radiological Protection, Publication 38, Oxford Pergamon Press.
- Keith-Roach MJ, Day JP, Fifield LK, Bryan ND et Livens FR (2000). Seasonal variation in interstitial water transuranium element concentration. *Environ Sci Technol*, 34(20): 4273-4277.
- Labonne-Wall N et Moulin V (1997). Retention properties of humic substances onto amorphous silica: Consequences for the sorption of cations. *Radiochim Acta*, 79(1): 37-49.
- Lu N, Kung KS, Masson CVF, Triay IR, Cotter CR et Pappas AJ (1998). Removal of plutonium-239 and americium-241 from Rocky Flats soil by leaching. *Environ Sci Technol*, 32(3): 370-374.
- Mboulou MO, Hurtgen C, Hofkens K et Vandecasteele C (1998). Vertical distributions in the Kapachi soil of the plutonium isotopes (^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Pu), of ^{241}Am , and of $^{243,244}\text{Cm}$, eight years after the Chernobyl accident. *J Environ Radioactiv*, 39(3): 231-238.
- Moulin V, Robouch P, Vitorge P et Allard B (1988). Environmental behaviour of americium (III) in natural waters. *Radiochim Acta*, 58/59: 179-190.

Murdock RN, Johnson MS, Hemingway JD et Jones SR (1993). Physicochemical characteristics of radionuclides associated with sediment from a contaminated fresh water stream. *Environ Technol*, 14: 639-648.

Olofsson U et Allard B (1983). *Complexes of actinides with naturally occurring organic substances Literature survey*. KBS Teknisk rapport 83-09, SKBF, Sueden.

Pentreath RJ (1988). Sources of artificial radionuclides in the marine environment. In : radionuclides: a tool for oceanography. Cherbourg, 1-5 juin 1987. Guary JC, Guegueniat P et Pentreath RJ (Ed.). Elsevier, Amsterdam, 12-34.

Pourcelot L, Louvat D, Gauthier-Lafaye F et Stille P (2003). Formation of radioactivity enriched soils in mountain areas. *J Environ Radioactiv*, 68(3): 215-233.

Roussel-Debet S, Colle C, Hurtevent H et Morello M (2000). Influence d'acides organiques sur la désorption de l'américium 241 et du neptunium 237 à partir d'un sol cultivé acide. *Radioprotection* 35(4): 367-380.

Roussel-Debet S (1999) *Bilan bibliographique - Comportement des actinides transuraniens en milieu terrestre - Conséquences en matière de modélisation des transferts aux végétaux*. Rapport IPSN/DPRE- SERLAB -99-019.

Véran MP (1998). *Étude des transferts de l'²⁴¹Am en eau douce. Application à l'écosystème Rhodanien*. Thèse de doctorat, Université Aix-Marseille I.

Vyas BN et Mistry KB (1981). Influence of clay mineral type and organic matter content on the uptake of ²³⁹Pu and ²⁴¹Am by plants. *Plant Soil* 59: 75-82.

Whicker FW, Hinton TG, Orlandini KA et Clark SB (1999). Uptake of natural and anthropogenic actinides in vegetable crops grown on a contaminated lake bed. *J Environ Radioactiv*, 45(1): 1-12.