



## FICHE RADIONUCLÉIDE

### Uranium naturel 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, C. Colle, M. Morello.

Vérification : B. Bonin

Date de rédaction : 14/05/01

---

## Caractéristiques

### Chimiques

L'uranium, métal gris très dense, a quatre valences possibles (+III à +VI), les valences 4 et 6 étant les plus répandues dans les minerais. Les conditions de passage de la valence 4 à la valence 6 dépendent du potentiel d'oxydoréduction du milieu; elles sont voisines des conditions de passage du fer ferreux au fer ferrique. L'uranium hexavalent est beaucoup plus soluble que l'uranium tétravalent ; il forme des complexes, les plus fréquents étant les uranylcarbonates et les uranylsulfates.

### Nucléaires

L'uranium est un radioélément qui possède trois principaux isotopes naturels ( $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ) qui se désintègrent en émettant des rayonnements  $\alpha$  et  $\gamma$ , et plusieurs isotopes artificiels (cf. tableau ci-après).

L'uranium naturel tel qu'il est extrait de son minerai contient 99,275 % de l'isotope 238, 0,719 % de l'isotope 235 et 0,0057 % de 234U. Ainsi, pour 1 g d'Uranium naturel, l'élément chimique se répartit comme suit :

- ✓  $^{238}\text{U}=0,99275$  g soit 12346 Bq ;
- ✓  $^{235}\text{U}=0,00719$  g soit 575 Bq ;
- ✓  $^{234}\text{U}=0,000057$  g soit 13110 Bq.

## URANIUM NATUREL

Isotope	Abondance naturelle (%)	Période radioactive (an)	Activité massique (Bq.g <sup>-1</sup> )	Émission(s) principale(s) par désintégration (keV) (rendement d'émission %)
<sup>232</sup> U	-	69,85	$8,16 \times 10^{11}$	α 5320 (68,8) ; 5263 (30,9) γ 57,8 (0,2) X 13,41 (10,2)
<sup>233</sup> U	-	$1,59 \times 10^5$	$3,56 \times 10^8$	α 4824 (82,7) ; 4783 (14,9) γ 42,5 (0,065) X 13,41(7)
<sup>234</sup> U	0,0057	$2,46 \times 10^5$	$2,30 \times 10^8$	α 4775 (71,4) ; 4723 (28,4) γ 53,2 (0,12) X 13,41 (9,3)
<sup>235</sup> U	0,719	$7,13 \times 10^8$	$8,00 \times 10^4$	α 4396 (58) ; 4368 (15,8) γ 185,7 (57,2) X 13,41 (43,8)
<sup>236</sup> U	-	$2,34 \times 10^7$	$2,40 \times 10^6$	α 4495 (77,5) ; 4445 (22,4) γ 49,4 (0,067) X 13,41 (8)
<sup>238</sup> U	99,275	$4,47 \times 10^9$	$1,24 \times 10^4$	α 4198 (76,8) ; 4150 (23) γ 49,4 (0,064) X 13,41 (8,3)

(Rösler et Lange, 1972 ; Browne et Firestone, 1986 ; ICPR, 1983)

---

# Origines

## Naturelle

L'origine de ce radioélément est exclusivement naturelle avec une redistribution liée aux activités anthropogéniques (Paulin, 1997). Quatre sources principales d'activité industrielle enrichissent en uranium certains compartiments de la biosphère comme les sols, les sédiments ou les eaux continentales.

- **le cycle du combustible nucléaire** depuis l'exploitation de mines uranifères jusqu'au traitement des déchets : la France ne détient que 3 % des réserves et elle n'est plus productrice d'uranium sur son territoire. En général, le combustible nucléaire est soit un alliage d'uranium, soit le bioxyde d'uranium, soit un mélange d'oxydes d'uranium et de plutonium, soit encore un carbure d'uranium ;

- **l'utilisation militaire d'uranium appauvri** (uranium naturel dont le contenu en  $^{235}\text{U}$  a été réduit de 0,7 à 0,2 %). Le métal est utilisé pour ses propriétés pyrophoriques et les sites bombardés par ce type d'armes sont enrichis en fines particules d' $\text{UO}_2(\text{s})$  déposées à proximité des lieux d'explosion ;

- **l'utilisation de charbon** dont la combustion conduit à l'émission atmosphérique d'uranium ;

- **l'utilisation agricole d'engrais phosphatés** issus de phosphates naturels particulièrement riches en uranium 238.

## Artificielle

Sans objet.

---

## Concentrations dans l'environnement et métrologie

L'uranium est un constituant trace de la croûte terrestre (Bowen, 1979 ; Paulin, 1997). Dans la lithosphère, la teneur moyenne en uranium est de 3 à 4 ppm mais l'éventail est très large selon les matériaux. Les teneurs en uranium (ppm) sont de l'ordre de 1 à 13 pour les schistes, de 1 à 80 dans les schistes carburés, de 3 à 27 dans les bauxites, de 0,1 à 9 dans les roches carbonatées, de 1 à 350 dans les phosphates. Cet actinide est présent naturellement dans les systèmes aquatiques continentaux à des concentrations variant de  $10^{-6}$  à  $10^{-3}$  ppm. Dans l'eau de mer, sa concentration moyenne est de  $3,3 \cdot 10^{-3}$  ppm.

Les bruits de fond en uranium total sont fonction de la géochimie du milieu et s'étendent de 5 à 1 000 Bq.kg<sup>-1</sup>, les valeurs les plus faibles correspondant à des roches de type sédimentaires, les plus fortes à des schistes. Les concentrations des espèces dissoutes sont fonction du potentiel rédox, du pH et de la nature et teneur des ligands présents. La concentration en phase liquide de U(IV) n'excède jamais le µg.l<sup>-1</sup> alors que pour l'U(VI), elle peut atteindre la dizaine de mg.l<sup>-1</sup> (Radgnarsdottir et Charlet, 2000).

Deux grandes catégories de techniques de mesures peuvent être appliquées : mesure de type pondéral (ICP-AES, ICP-MS, SLRT-fluorescence, KPA - phosphorescence) ou sur la mesure des émissions radioactives (radiochimie puis spectrométrie  $\alpha$ , scintillation liquide, spectrométrie  $\gamma$ ). En règle générale, ces techniques demandent une minéralisation préalable des échantillons et la résolution des phénomènes d'interférences entre éléments pour les matrices complexes.

---

## Mobilité et biodisponibilité en milieu terrestre

### Sols

Le comportement de l'uranium dans les écosystèmes terrestres est étroitement lié aux conditions d'oxydo-réduction du milieu (Cuney *et al.*, 1992 ; Gueniot *et al.*, 1988). En milieu oxydant, l'uranium se trouve sous la valence +VI (ion uranyle  $\text{UO}_2^{2+}$ ) qui est la forme la plus stable et la plus mobile. En conditions anaérobies, il peut être réduit à l'état +IV en  $\text{U}(\text{OH})_4$  ou  $\text{U}(\text{OH})_3$  ou encore réagir avec les sulfures.

L'uranium a une mobilité moyenne dans les sols. En condition aérobie, il se complexifie facilement avec la matière organique, les carbonates, les phosphates et les sulfates. Ces composés, plus ou moins solubles, ainsi que les oxy-hydroxydes de fer déterminent pour une grande part la mobilité de l'uranium dans les sols. Ces phénomènes conduisent, en particulier, à l'existence de zones d'accumulation dans les horizons riches en matières organiques. Les minéraux argileux ne jouent qu'un rôle secondaire dans la rétention de l'uranium par les sols. La corrélation souvent observée entre la richesse d'un sol en particules fines et sa teneur en uranium est probablement due à l'adsorption à la surface des particules et non à une rétention de type ionique ou à une rétention intrafoliaire. En milieu réducteur (par exemple dans les sols inondés ou au contact d'une nappe phréatique), l'uranium se trouve à la valence +IV et a alors tendance à précipiter.

### Végétaux

Du fait qu'il est présent dans tous les sols sous forme partiellement disponible, on trouve de l'uranium dans toutes les plantes (Mordtvedt, 1996). Les concentrations moyennes mesurées, exception faite des végétaux provenant de zones uranifères, sont de l'ordre de quelques milli-Becquerels par kilogramme de matière fraîche avec une importante variabilité en fonction des types de sols. De façon générale, les végétaux inférieurs absorbent davantage l'uranium que les végétaux supérieurs. Pour ces derniers, il y a une forte corrélation entre la teneur en uranium des sols et celle des plantes. Dans les zones très uranifères il a été observé des modifications de pigmentations chez certaines espèces végétales et des bouleversements dans leur croissance.

L'absorption racinaire est sous la dépendance des mêmes paramètres qui conditionnent la mobilité de l'uranium dans les sols, à savoir leur teneur en matière organique et la présence de phosphates, sulfates et carbonates. Différentes études ont mis en évidence un effet de compétition sur le transfert sol-plante des

ions calcium et magnésium lorsque leur concentration dans le sol est importante. Ce phénomène s'accroît avec l'élévation du pH.

Les facteurs de transfert racinaires varient entre  $1 \times 10^{-3}$  et  $1 \times 10^{-2}$  Bq.kg<sup>-1</sup> de végétal sec par Bq.kg<sup>-1</sup> de sol sec. Les valeurs les plus élevées sont mesurées dans les légumes-racines, particulièrement dans les tubercules de pomme de terre (Sheppard et Sheppard, 1985). D'autre part, l'uranium se retrouve en proportion plus importante dans les tiges et les feuilles des plantes que dans les graines ou les fruits.

Il n'y a aucune donnée sur le transfert de l'uranium aux végétaux par voie foliaire. Par défaut, ce sont les valeurs relatives au plutonium qui sont utilisées, ce qui compte tenu d'une mobilité supérieure de l'uranium par rapport au plutonium, conduit probablement à une sous-estimation du transfert.

### **Animaux**

L'uranium présent dans la viande et les produits laitiers a pour origine la nourriture d'origine végétale des animaux, les aliments de compléments élaborés à partir des phosphates naturels et fournis aux vaches laitières. L'ingestion de particules de sol, soit directement soit par l'intermédiaire d'herbe souillée par de la terre est susceptible d'être une composante importante de la contamination du bétail. Les paramètres de transfert de l'uranium naturel sont connus pour les principales espèces productrices de viande (bovins, ovins et porcins) ainsi que pour le lait de vache.

### **Produits transformés**

Il n'y a aucune donnée sur le transfert de l'uranium lors des transformations agro-alimentaires.

---

## Mobilité et biodisponibilité en milieu aquatique continental

### Eaux

La concentration en uranium total est contrôlée par la forme U(VI) dans les environnements oxydants et la mobilité de l'élément est liée à la fraction colloïdale. L'ion uranyle  $\text{UO}_2^{2+}$  est l'espèce dominante dans les eaux de surfaces en milieu oxydant, jusqu'à pH 6. Au delà, apparaissent les formes hydroxylées puis pour des pH supérieurs à 8, les formes carbonatées. En plus du pH et du potentiel d'oxydo-réduction, la spéciation de l'uranyle en eau douce peut être influencée par la concentration en ligands organiques — en particulier les substances humiques qui forment des complexes d'uranyle stables — et contribue ainsi à la migration de l'élément dans les systèmes aquatiques (Moulin *et al.*, 1992). En rivière, plus de 90 % de l'uranium peut être associé à la fraction colloïdale, soit en liaison avec des colloïdes de fer, soit par interactions avec les acides humiques ou les humines. Cette fraction colloïdale gouverne les mécanismes de transport de l'uranium dans les hydrosystèmes et a tendance à diminuer linéairement avec l'augmentation de la salinité. En milieu estuarien, moins de 5 % de l'uranium est associé à cette fraction pour une salinité de l'ordre de 3 ‰ (Porcelli *et al.*, 1997 ; Andersson *et al.*, 1998).

### Sédiments

La rétention de l'uranium par les matières en suspension et les sédiments est d'autant plus faible que les conditions sont oxydantes et alcalines (Bird et Evenden, 1996). Dans ces conditions pH- $E_H$ , les formes dominantes présentes sont électriquement neutres ou chargées négativement. Les eaux fortement carbonatées entraînent une diminution de l'adsorption de l'uranium sur les particules en raison d'une augmentation de la solubilité de l'élément (complexes uranyles carbonatés dominants). À pH acide, les propriétés d'échanges cationiques des sédiments peuvent contribuer à la rétention des ions uranyles de charge positive. Les ions  $\text{Ca}^{2+}$  peuvent entrer en compétition dans l'échange d'ions sur les ligands minéraux potentiels de la phase solide tels que la calcite par exemple. La concentration en phosphates peut entraîner la précipitation des ions uranyles et donc leur transfert vers le compartiment sédimentaire. Celui-ci peut également être gouverné par le processus d'adsorption sur la fraction organique des solides et/ou, en milieu réducteur, résulter d'une réduction de U(+VI) vers U(+IV), suivi d'une précipitation de ce dernier. L'uranium a tendance à se lier aux hydroxydes de fer, et lors d'extractions séquentielles classiques, se retrouve principalement dans la fraction solubilisée par une attaque acide. La teneur en argiles influe sur la rétention de l'uranium par la phase solide.



## Végétaux

Les transferts aux végétaux aquatiques ont été très peu étudiés. Chez les végétaux, l'uranium présente une haute affinité pour les protéines et les lipides au pH intracellulaire, limitant la réversibilité des processus d'absorption. Les phénomènes d'adsorption à la surface des cellules peuvent être dominants en fonction des espèces. Les facteurs de concentrations s'étendent de 100 à 1 000 (sur la base du poids frais) pour une espèce d'algue verte unicellulaire (*Scenedesmus quadricauda*) (Pribil et Marvan, 1976). La production primaire peut intervenir sur la contamination du sédiment superficiel par dépôt et lyse cellulaire.

Peu de données existent dans la littérature relative à la contamination des macrophytes, bien que leur rôle dans la chaîne alimentaire soit important. Diverses revues bibliographiques donnent des valeurs de facteurs de concentrations (poids frais) de 4 à 1 000 pour les plantes en général. Les concentrations moyennes en  $^{238}\text{U}$  mesurées dans des échantillons du Rhône, varient de  $71 \pm 19 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$  pour les mousses aquatiques à  $41 \pm 7 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$  pour les végétaux immergés (Lambrechts *et al.*, 1992).

## Animaux

L'ion uranyle représente l'espèce chimique en solution la plus toxique. La toxicité chimique de cette espèce diminue avec l'augmentation de la dureté, de l'alcalinité et de la concentration en matières organiques dissoutes de l'eau (Markish *et al.*, 1996). Chez les cladocères, les  $\text{CL}_{50}$  à 24 h varient de 0,41 à 74 mg d'uranium par litre en fonction des espèces, du pH et de la dureté de l'eau utilisée. Chez les poissons, les  $\text{CL}_{50}$  à 96 h s'étendent de 0,7 à 135 mg d'uranium par litre en fonction des facteurs biotiques (espèce, stade de maturité) et abiotiques (température, dureté, pH). Les symptômes décrivant l'intoxication à l'uranium progressent depuis une augmentation de la ventilation respiratoire, vers une nage désordonnée, une perte d'équilibre, de couleur, des hémorragies au niveau des nageoires puis la mort. L'atteinte branchiale des poissons exposés à des métaux à partir de la voie directe est fréquemment rapportée dans la littérature. Chez les organismes animaux, les organites cibles de l'uranium sont les sphérocristaux et les lysosomes où il y a coprécipitation avec le phosphore (granules de phosphates). Ce phénomène est particulièrement bien observé dans la glande digestive et l'exosquelette/coquille pour les crustacés et les mollusques, et les branchies et le foie pour les poissons. Il y a également formation de granules denses intranucléaires dont la structure est à rapprocher de celle qui est observée dans le cas des intoxications par des métaux stables (Ribera *et al.*, 1996). La toxicité de l'uranium est également due aux radiations ionisantes issues de la décroissance physique des isotopes entrant dans sa composition.

Chez les organismes animaux (crustacés, mollusques, poissons), le facteur de concentration à partir de l'eau reste très faible ( $< 1$ ) et aucune donnée n'existe sur le transfert par ingestion. Chez les poissons du Rhône, la concentration en  $^{238}\text{U}$

(moyenne sur 1 000 échantillons) est de  $1,0 \pm 0,2$  Bq.kg<sup>-1</sup> frais (Lambrechts *et al.*, 1992). Les espèces de comportement pélagique accumulent environ 10 fois moins que des espèces de fond et les gammes de variation rencontrées dans la littérature pour les facteurs de concentration globaux (voies directe et trophique) s'étendent de 0,01 à 20 (poids frais). Les tissus cibles sont les tissus osseux et les reins, et dans une moindre mesure, le foie, les branchies puis les muscles, le système digestif et les gonades. La gamme pour le facteur de concentration des muscles s'étend de 1,55 à 24,3 (l.kg<sup>-1</sup>frais) contre 200 à 8 000 pour les tissus osseux (Clulow *et al.*, 1998).

---

## En résumé ...

Dans l'environnement continental, la mobilité de l'uranium est d'autant plus importante que les conditions du milieu sont oxydantes et acides. L'uranium reste alors sous forme d'ion uranyle U(VI) dominant à pH acide, forme des complexes avec les hydroxydes, les carbonates ou les ions chlorures ou enrichit la fraction colloïdale. L'adsorption sur des surfaces minérales ou biologiques peut retarder son transport tout comme sa réduction en U(IV).

L'ordre de grandeur des paramètres radioécologiques décrivant les transferts dans les écosystèmes terrestres agricoles est connu.

Dans le cas des écosystèmes aquatiques, la toxicité aiguë a été évaluée pour différents niveaux trophiques alors que les conséquences d'expositions chroniques à l'uranium dans le contexte de sites miniers ou encore consécutivement à l'utilisation militaire du métal appauvri, sont très mal connues, en particulier le transfert par l'ingestion chez les organismes animaux. L'aspect cinétique des transferts n'est pas connu.

## Paramètres radioécologiques usuels : milieu terrestre

### Coefficient de distribution eau-sol Kd (Bq.kg<sup>-1</sup> de sol sec par Bq.l<sup>-1</sup> d'eau)

Sol sableux et/ou acide	33
Sol argileux	1 500
Sol limoneux ou texture moyenne	12
Sol organique (> 30% de M.O.)	400

(IAEA, 1994)

### Facteur de transfert foliaire (Bq.kg<sup>-1</sup> de végétal sec par Bq.m<sup>-2</sup>)

Aucune valeur

### Facteur de transfert racinaire (Bq.kg<sup>-1</sup> de végétal sec par Bq.kg<sup>-1</sup> de sol sec)

Céréales (grain)	$1,3 \times 10^{-3}$
Légumes feuilles	$8,3 \times 10^{-3}$
Légumes fruits (pois, haricots)	$2,5 \times 10^{-3}$
Légumes racines (betterave, radis)	$2,5 \times 10^{-3}$
Tubercules (pomme de terre)	$1,1 \times 10^{-2}$
Fourrage	$8,4 \times 10^{-3}$
Herbe	$2,3 \times 10^{-2}$

(IAEA, 1994 ; Sheppard et Evenden, 1988)

**Facteur de transfert aux produits d'origine animale (j.kg<sup>-1</sup> ou j.l<sup>-1</sup>)**

Lait de vache	$0,4 \times 10^{-3}$
Viande de bœuf	$0,4 \times 10^{-3}$
Viande de porc	$6,2 \times 10^{-2}$
Volailles	1
Oeufs	1

(Coughtrey et Thorne, 1982)

**Facteur de transfert par transformation alimentaire**

Aucune valeur

## Paramètres radioécologiques usuels : eaux douces

### Coefficient de distribution eau-MES Kd ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ de solide sec par $\text{Bq.l}^{-1}$ d'eau)

Valeur générale	50
Conditions oxydantes et acides	20
Conditions réductrices et alcalines	$1 \times 10^5$

(Onishi *et al.*, 1981 ; AIEA, 1994)

### Facteur de concentration dans les végétaux ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ de végétal frais par $\text{Bq.l}^{-1}$ d'eau)

Phytoplancton : chlorophycée ( <i>Scenedesmus</i> )	100 à 1 000
Plantes supérieures en général	1 000

(Pibril et Marvan, 1976)

### Facteur de concentration dans les animaux ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ d'animal frais par $\text{Bq.l}^{-1}$ d'eau)

Invertébrés	100
Poissons : organisme entier ou muscle	
Espèces pélagiques	2
Espèces « de fond »	20

(Kimura *et al.*, 1994 ; Labrot *et al.*, 1996; Ribera *et al.*, 1996)

### Facteur de transfert trophique ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ de prédateur frais par $\text{Bq.kg}^{-1}$ de proie fraîche)

Aucune valeur

---

## Bibliographie succincte

AIEA (1994). *Handbook of parameter values for radionuclide transfers in temperate environment*. Technical report series, Vienne, Autriche.

Andersson PS, Porcelli D, Gustafsson O, Ingri J et Wasserburg GJ (1998). Colloid and particle transport of U isotopes in the low salinity zone of a stable estuary. *Mineral Mag*, 62A: 57-58.

Bird GA et Evenden WG (1996). Transfer of  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{95}\text{Tc}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{238}\text{U}$  from water to organic sediment. *Water, Air, Soil Pollut*, 86: 251-61.

Bowen HJM (1979). *Environmental chemistry of the elements*. Academic Press.

Browne E et Firestone R (1986). *Table of radioactive isotopes*. S. Shirley ed., John Wiley & Sons.

Cuney M, Leroy J et Pagel M (1992). *L'uranium*, collection « Que sais-je ? » Presses Universitaires de France.

Gueniot B, Munier-Lamy C, *et al.* (1988). Geochemical behavior of uranium in soils, part I. Influence of pedogenetic processes on the distribution of uranium in aerated soils. *J Geochem Explor*, 31: 21-37.

International Commission on Radiological Protection (1983). *Radionuclide transformations, energy and intensity of emissions*. Publication 38, Oxford Pergamon Press.

Kimura K, Watabe T, Shimizu M, Iijima T, Ishikawa M et Okabayashi H (1994). *Concentration factors of radionuclides in freshwater organisms*. Radioactive Waste Management Center, Environmental parameters series 3, RWMC-94-P-15, 97 p.

Labrot F, Narbonne JF, Ville P, Saint Denis M et Ribera D (1999). Acute Toxicity, Toxicokinetics, and Tissue Target of Lead and Uranium in the Clam *Corbicula fluminea* and the Worm *Eisenia fetida*: Comparison with the Fish *Brachydanio rerio*. *Arch Environ Contam Toxicol*, 36: 167-178.

Lambrechts A, Foulquier L et Garnier-Laplace J (1992). Natural radioactivity in the aquatic components of the main French rivers. *Radiat Prot Dosim*, 45: 253-6.

Markich SJ, Brown PL et Jeffree RA (1996). The use of geochemical speciation modeling to predict the impact of uranium to freshwater biota. *Radiochim. Acta*, 74: 321-326.

Mortvet JJ (1996). Plant and soil relationships of uranium and thorium decay series radionuclides. A review. *J Environ Qual*, 23: 643-650.

Moulin V, Tits J et Ouzounian G (1992). Actinide speciation in the presence of humic substances in natural water conditions. *Radiochim Acta*, 58/59: 179.

Onishi Y, Serne RJ, Arnold EM, Cowan CE et Thompson FL (1981). *Critical review: radionuclide transport, sediment transport and water quality mathematical modeling and radionuclide adsorption/desorption mechanisms*. Pacific Northwest Laboratory, Richland.

Paulin R (1997). Radionucléides naturels. In: *Toxiques nucléaires*. P. Galle, 2<sup>ième</sup> édition, Masson, pp. 3-22

Porcelli D, Andersson PS, Wasserburg GJ, Ingri J et Baskaran M (1997). The importance of colloids and mires for the transport of uranium isotopes through the Kalix River watershed and Baltic Sea. *Geochim Cosmochim Acta*, 61: 4095-4113.

Pribil S et Marvan P (1976). Accumulation of uranium by the chlorococcal alga *Scenedesmus quadricauda*. *Arch Hydrobiol*, 49: 214-25.

Radgnarsdottir KV et Charlet L (2000). Uranium behavior in natural environment. In: *Environmental Mineralogy: Microbial Interactions, Antropogenic Influences, Contaminated Lands And Waste Management*. Mineralogical Society of Great Britain & Ireland, Book Series 9. pp. 333-377.

Ribera D, Labrot F, Tisnerat G et Narbonne JF (1996). Uranium in the environment: occurrence, transfer, and biological effects. *Rev Environ Contam Toxicol*, 146: 53-89.

Rösler H et Lange H (1972). *Geochemical tables*. Elsevier, Amsterdam.

Sheppard MI et Sheppard SC (1985). The plant concentration ratio concept as applied to natural U. *Health Phys*, 48(4): 494-500.

Sheppard SC et Evenden WG (1988). Critical compilation and review of plant/soil concentration ratios for uranium, thorium and lead. *J Environ Rad*, 8: 255-285.