

63

28

Ni

FICHE RADIONUCLÉIDE

Nickel 63 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 : C. Tamponnet, MA. Gonze

Vérification : P. Santucci

Date de rédaction : 13/09/02

Caractéristiques

Chimiques

Le nickel appartient, comme le fer, le cobalt, le cuivre et le zinc à la classe des métaux de transition. Il présente deux états principaux d'oxydation correspondant aux espèces ioniques Ni^{+2} et Ni^{+3} .

Le nickel présente une toxicité chimique reconnue : allergies cutanées, fibroses pulmonaires, empoisonnement des reins et du système cardio-vasculaire (Denkhaus et Salnokow, 2002)

Nucléaires

Le nickel possède 5 isotopes stables ^{58}Ni (68,08 %), ^{60}Ni (26,22 %), ^{61}Ni , ^{62}Ni et ^{64}Ni et de nombreux isotopes radioactifs de masse atomique 47 à 82 qui sont tous d'origine artificielle dont ^{63}Ni de période 100,1 ans. Le ^{63}Ni , émetteur β^- pur, donne naissance au ^{63}Cu stable. Le ^{63}Ni est considéré comme ayant une radio-toxicité modérée (Granier et Gambini , 1990).

	^{63}Ni
Période radioactive	100,1 ans
Activité massique	$2,1 \times 10^{12} \text{ Bq.g}^{-1}$
Émission(s) principale(s) par désintégration (rendement d'émission %)	β^- $E_{\max} = 65,87 \text{ keV (100 \%)}$

(Nuclides 2000, 1999)

Origines

Naturelle

Sans objet.

Artificielle

Tous les isotopes radioactifs du nickel sont d'origine artificielle.

Le ^{63}Ni est un produit d'activation ; la source potentielle de ^{63}Ni dans l'environnement se trouve dans les déchets à faible niveau de radioactivité générés par le cycle du combustible. Un réacteur de 900 MWe ayant fonctionné pendant 40 ans à 80 % de sa puissance comporte dans sa structure au moment du démantèlement environ 4×10^{16} Bq de ^{63}Ni (Beasley, 1986).

De faibles quantités de ^{63}Ni ont été détectées dans l'environnement suite aux essais atmosphériques. Des mesures effectuées en 1954 sur l'atoll de Bikini ont donné comme valeur maximale observée dans l'environnement 2,7 Bq par gramme d'échantillon (CMBEEP, 1975).

On retrouve le ^{63}Ni en très faible quantité dans certains déchets issus de laboratoires universitaires (ICRP, 1977 ; Medinsky *et al.*, 1987 ; L'Annunziata, 1987). Il a été commercialisé sous forme de NiCl_2 et de $\text{Ni}(\text{NO}_3)_3$ (Eedy *et al.*, 1986).

Concentrations dans l'environnement et métrologie

Les radio-isotopes du nickel ne sont plus présents dans l'atmosphère. Un dépôt surfacique a été mesuré en Suède (Holm *et al.*, 1992) avec une valeur moyenne de 1 Bq.m^{-2} que l'accident de Tchernobyl en 1986 n'a pas augmenté de façon significative.

Le ^{63}Ni est détecté par son émission β après radiochimie (Gaitskell *et al.*, 1996 ; Lee *et al.*, 1997).

Mobilité et biodisponibilité en milieu terrestre

Sols

Les isotopes stables du nickel existent naturellement, avec des concentrations allant de 1 à 1 000 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans les sols et de 8×10^{-3} à 130 $\mu\text{g.g}^{-1}$ sec dans les végétaux terrestres. Après un dépôt de ^{63}Ni , environ 90 % est rapidement sorbé sur le sol (Coughtrey et Thorne, 1983). Sa mobilité augmente avec la diminution du pH du sol. Certains agents chélateurs ou complexants (EDTA, DPTA, oxalate, citrate, etc..) peuvent affecter la sorption du ^{63}Ni dans les sols (Swanson, 1982).

Végétaux

La concentration en nickel stable des végétaux est de l'ordre de 3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de matière sèche avec une très forte variabilité d'au moins quatre ordres de grandeur pour des plantes sur des sols normaux (Coughtrey et Thorne, 1983). Les études du transfert racinaire du ^{63}Ni indiquent une valeur moyenne du facteur de transfert de 0,1 pour la plupart des plantes et de 0,5 pour les légumineuses. Le transfert racinaire serait limité par la disponibilité du ^{63}Ni dans les sols. L'étude de Denys *et al.* (2002) montre que le facteur de transfert varie avec le type de plante et le type de sol. Ainsi, le transfert racinaire du ^{63}Ni pour le blé varie de 0,12 à 0,75 en fonction du type de sol alors que pour le trèfle (légumineuse) il varie entre 1,2 et 4,0.

Le ^{63}Ni est très mobile dans la plante et il est distribué de façon relativement uniforme dans toute la structure du végétal. Cela signifie qu'il n'y a pas d'accumulation significative de radionucléide dans les fruits, graines ou tubercules. Néanmoins, on a montré une différence de distribution du ^{63}Ni entre des plantes contaminées par voie foliaire et par voie racinaire (Petrovic et Kasztori, 1979). Après absorption par les racines, 50 % du ^{63}Ni est transporté dans les tiges et est distribué pour 60 % dans les tissus en développement et pour 40 % dans le reste de la plante. Après absorption par les feuilles, 35 % du ^{63}Ni est transporté et est distribué pour 50 % dans les tissus en développement, pour 10% dans les racines et pour 40 % dans le reste de la plante.

Animaux

Chez les animaux domestiques, le ^{63}Ni ingéré est préférentiellement excrété dans les fèces (90 %) indiquant une absorption minimale par la voie intestinale. Le ^{63}Ni injecté par voie sanguine est préférentiellement éliminé par voie urinaire. La fraction absorbée a une répartition homogène dans tous les tissus et fluides des mammifères et y reste pour un temps assez long : la demi-vie effective du ^{63}Ni varie de 500 à 1 200 jours (Wang, 1969 ; ICRP, 1981). Seuls les coefficients de transfert à la viande de bœuf et au lait de vache se retrouvent dans la littérature (Cramp *et al.*, 1990).

Mobilité et biodisponibilité dans les écosystèmes dulçaquicoles

Eaux et sédiments

Sous forme dissoute, l'ion Ni^{2+} est dominant en eau douce pour un pH inférieur à 8. Dans un cours d'eau, les isotopes radioactifs du nickel s'ajoutent aux isotopes stables du nickel d'origine naturelle dont la concentration varie de 0,2 à 50 $\mu\text{g.l}^{-1}$ avec une moyenne de 10 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (Coughtrey et Thorne, 1983). Mais la forme prédominante en eau douce n'est pas la forme dissoute mais particulaire. On estime qu'environ 5 % du ^{63}Ni présent dans l'eau est sous forme soluble (Ni^{2+} et complexes organiques) alors que 95 % du ^{63}Ni est associé à de fines particules en suspension formées de complexes d'oxydes de fer. La valeur moyenne du Kd est de 10 000 l.kg^{-1} .

Végétaux

Le nickel s'accumule dans les plantes aquatiques et les algues d'eau douce avec des facteurs de concentration différents : les algues ont un facteur de concentration beaucoup plus élevé (10^2 - 10^3) que les plantes aquatiques (50). Mais il existe des plantes aquatiques ayant un facteur de concentration du nickel bien plus élevé (jusqu'à 10^3) qui donc accumulent de façon exceptionnelle le ^{63}Ni . Leur utilisation dans un procédé de phytoremédiation de l'eau douce contaminée peut s'envisager. C'est le cas de *Mentha aquatica L.* et *Mentha sylvestris L.* qui accumulent dans leurs racines 8,3 et 6,7 g.kg^{-1} de nickel (Zurayk *et al.*, 2002).

Animaux

Chez les organismes animaux (crustacés, mollusques, poissons), l'incorporation du nickel par ingestion de nourriture est la voie principale de contamination et la voie branchiale est négligeable. L'entrée de nickel est de qualité très variée en fonction de l'organisme prédateur, de ses habitudes alimentaires et des ressources trophiques de l'écosystème.

Les tissus-cibles communs pour les différentes espèces de poissons étudiées *in situ* ou en expérience, sont principalement la peau et les viscères. Chez les crustacés, les tissus-cibles sont surtout le pancréas et l'exosquelette alors que chez les mollusques, il s'agit surtout de la coquille (Young, 1986).

Globalement une valeur moyenne de 100 du facteur de concentration peut être utilisée en sachant qu'une telle valeur est minimale pour les mollusques, et moyenne pour les autres familles (Coughtrey et Thorne, 1983).

En résumé ...

Le ^{63}Ni est un radionucléide artificiel (produit d'activation). Il est un émetteur β pur et sa demi-vie est de 100,1 ans. Il est produit par bombardement neutronique du ^{62}Ni des structures en acier des centrales nucléaires. On le retrouve donc surtout dans les déchets. Sa forme principale est Ni^{2+} .

La capacité de fixation du ^{63}Ni par le sol dépend de la nature de ce sol et de son pH. Globalement, moins de 1% du nickel libéré reste dissous. Cette capacité est affectée par la présence d'agents complexants tels l'EDTA. L'absorption par les plantes est essentiellement racinaire. La répartition du ^{63}Ni dans les plantes est relativement uniforme sans accumulation particulière dans les graines, fruits et tubercules. Les animaux peuvent être contaminés par ingestion. Chez les mammifères, la plus grande partie du ^{63}Ni ingéré est excrétée en 24 heures ; le ^{63}Ni restant se distribue de façon uniforme dans tout l'organisme et y reste pour une longue période. La demi-vie biologique varie de 500 à 1 200 jours chez l'homme.

En eau douce, le ^{63}Ni est surtout fixé sur les sédiments et particules. Il se retrouve dans les plantes et algues d'eau douce. Certaines plantes accumulent de façon exceptionnelle le ^{63}Ni et peuvent être à la base de méthodes de phyto-remédiation des eaux contaminées. Les poissons fixent le ^{63}Ni surtout dans la peau et les viscères, les crustacés dans le pancréas et l'exosquelette, et les mollusques dans la coquille.

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	400
Sol argileux	300
Sol limoneux ou texture moyenne	670
Sol organique (> 30 % de M.O.)	1 100

(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 frais par $Bq.kg^{-1}$ de sol sec)

Cultures	0,3 (0,01 – 1)
Herbe	0,18 (0,018 – 1,8)

(Coughtrey et Thorne, 1983 ; IAEA, 1994, 2001)

Facteur de transfert aux produits d'origine animale ($j.kg^{-1}$ ou $j.l^{-1}$)

Lait de vache	0,016 – 0,2
Viande de bœuf	0,005 – 0,05

(IAEA, 1994, 2001)

Paramètres radioécologiques usuels : eaux douces

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

Valeur générale	10 000
-----------------	--------

(Coughtrey et Thorne, 1983)

Facteur de concentration aux végétaux ($Bq.kg^{-1}$ de végétal frais par $Bq.l^{-1}$ d'eau)

Plantes aquatiques en général	50
Algues	100 – 1 000

(Coughtrey et Thorne, 1983)

Facteur de concentration aux animaux ($Bq.kg^{-1}$ d'animal frais par $Bq.l^{-1}$ d'eau)

Poissons	100 (10 – 500)
Invertébrés en général	100
Mollusques	100 – 10 000
Crustacés	100

(Coughtrey et Thorne, 1983 ; IAEA, 1994, 2001)

Bibliographie succincte

Beasley TM (1986) Nickel-63 in Columbia river sediments below the Hanford reservation. *J Environ Radioactiv*, 4:1-10.

CMBEEP (1975), Committee on Medical and Biologic Effects of Environmental Pollutants, *Nickel*, Division of Medical Sciences, National Research Council, National Academy of Sciences, Washington D.C., pp 38-39.

Coughtrey PJ et Thorne MC (1983). *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems*. A critical review of data. AA Balkema, Rotterdam ed., Vol. 2, 218-250.

Cramp TJ, Cuff YS, Davis A et Morgan JE (1990) *Review of data for uranium, nickel and cobalt*. Report 2150-RI, Associated Nuclear Services Ltd, Epsom.

Denkhaus E et Salnikow K (2002) Nickel essentiality, toxicity and carcinogenicity. *CRC CR Rev Oncol-Hem*, 42:35-56.

Denys S, Echevarria G, Leclerc-Cessac E, Massoura S et Morel JL (2002) Assessment of plant uptake of radioactive nickel from soils. *J Environ Radioactiv*, 62:195-205.

Eedy W, McKee P, Snodgrass W et Maloney R (1986) *Spreadsheet modeling of radiological impacts from radioisotope disposal in municipal waste systems*. In: Proceedings of the Canadian Nuclear Society, International Conference on Radioactive Waste Management, Winipeg, Canada, September 7-11, 1986, pp. 491-495.

Gaitskell RJ, Angrave LC, Booth NE, Hahn AD, Salmon GL et Swift AM (1996) A measurement of the beta spectrum of ^{63}Ni using a new type of cryogenic detector. *Phys Lett B*, 370:163-166.

Granier R et Gambini D (1990) *Applied Radiobiology and Radiation Protection*, Ellis Horwood, pp. 346-347.

Holm E, Roos P et Skwarzec B (1992) Radioanalytical studies of fallout ^{63}Ni . *Int J Radiat Appl Instrum A*, 43:371-376.

IAEA (1994). *Handbook of parameters values for the prediction of radionuclide transfer in the terrestrial and freshwater environment*. International Atomic Energy Agency, Technical Report series N° 364, 74p.

IAEA (2001). *Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment*. International Atomic Energy Agency, Safety Reports Series, N° 19. 216p.

ICRP (1977) *The handling, storage, use and disposal of unsealed radionuclides in hospitals and medical research establishments*. International Commission on Radiological Protection Annals of the ICRP-ICRP Publication 15.

ICRP (1981) *Limits for intakes of radionuclides by workers*. International Commission on Radiological Protection Annals of the ICRP-ICRP Publication 30.

L'Annunziata MF (1987) *Radionuclide tracers: their detection and measurement*. Academic Press, pp 330-331, 333-335, 360.

Lee C, Martin JE et Griffin HC (1997) Optimisation of measurement of ^{63}Ni in reactor waste samples using ^{65}Ni as a tracer. *Appl Radiat Isot*, 48:639-642.

Medinsky M, Benson J et Hobbs C (1987) Lung clearance and disposition of ^{63}Ni in F344/N rats after intra-tracheal instillation of nickel sulfate solutions. *Environ Res*,168-178.

Nuclides 2000 (1999). *An electronic chart of the nuclides*. Institute for Transuranium Elements, Joint research center, European commission.

Petrovic N et Rasztori R (1979) Distribution and retranslocation of nickel (Ni-63) in young sunflower plants. *Agrokem Talajtan*, 28:157-166.

Swanson JL (1982) *Effect of organic complexants on the mobility of cobalt and nickel in soils: status report*. PNL-4389.

Wang Y (1969) *CRC Handbook of radioactive nuclides*, Boca Raton, Florida CRC Press, pp. 27.

Young J (1986) *The bioaccumulation and food chain transfer of corrosion products from radioactive stainless steel*. PNL-5923.

Zurayk R, Sukkariyah B, Baalbaki R et Ghanem DA (2002) Ni phytoaccumulation in *Mentha aquatica* L. and *Mentha Sylvestris* L. *Water, Air Soil Pollut*, 139:355-364.