

59

26

Fe

FICHE RADIONUCLÉIDE

Fer 59 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 : F. Bréchnac, G. Deville-Cavelin

Vérification : A. Martin-Garin

Date de rédaction : 22/03/02

Caractéristiques

Chimiques

Le fer appartient, comme le manganèse et le cobalt, au groupe des métaux de transition. C'est un métal de couleur argentée avec une structure cristalline cubique. On le trouve à l'état ferreux ou ferrique dans des minéraux spécifiques, ou dans d'autres minéraux où il se substitue au magnésium et à l'aluminium. Au cours des processus d'altération, il se trouve retenu sous forme d'oxydes libres, ou dans les argiles où il se substitue à l'aluminium. Les oxydes de fer prédominants sont l'hématite et la goethite.

Nucléaires

Le fer est composé de plusieurs isotopes, dont 4 stables (^{54}Fe ; ^{56}Fe ; ^{57}Fe ; ^{58}Fe) et 4 radioactifs (^{52}Fe ; ^{55}Fe ; ^{59}Fe ; ^{60}Fe). Les isotopes 55, 59 et 60 présentent des périodes respectives de 2,7 années, 44,5 jours et 3×10^5 années, respectivement.

	^{59}Fe
Période radioactive	44,5 jours
Activité massique	$1,8 \times 10^{15} \text{ Bq.g}^{-1}$
Émission(s) principale(s) par désintégration (rendement d'émission %)	β^- $E_{\text{max}} = 466 \text{ keV (53 \%)} ; 273 \text{ keV (46 \%)}$
	γ 1099 keV (56 %) 1291 keV (44 %)

(Nuclides 2000, 1999)

Origines

Naturelle

Le fer n'est présent à l'état naturel que sous forme stable, l'isotope ^{56}Fe étant largement majoritaire (91,7 %).

Artificielle

Le fer radioactif est produit essentiellement à partir de l'activation neutronique du fer stable. Les isotopes 55 et 59 du fer sont des produits d'activation du fer stable des structures, entraînés à la suite de phénomènes de corrosion-érosion sous forme particulaire dans le flux neutronique du réacteur. Ils sont produits dans les réacteurs des centrales et les usines de retraitement, et se rencontrent dans leurs effluents liquides (l'installation de Sellafield a rejeté 4×10^{10} Bq de ^{55}Fe en 1995 dans la mer d'Irlande).

Concentrations dans l'environnement et métrologie

Le bruit de fond des radio-isotopes du fer est négligeable (absence de rejets atmosphériques) et les données radioécologiques sont expérimentales.

Le ^{59}Fe se mesure aisément par spectrométrie gamma (1 099 et 1 291 keV) ou par scintillation liquide (β^- : 466 et 273 keV).

Mobilité et biodisponibilité en milieu terrestre

Sols

A cause de sa proportion élevée dans le noyau, le fer est présent en abondance dans l'écorce terrestre (environ 5 % en masse), vraisemblablement sous la forme d'oxydes minéraux complexes. Plus spécifiquement, on le trouve dans les basaltes, les montmorillonites et les illites, mais pas dans les kaolinites. A l'état naturel dans les différentes roches mères, sa concentration varie sur un peu plus d'un ordre de grandeur, de 4 à 100 mg.g⁻¹ :

Roche mère	Concentration moyenne (mg.g ⁻¹)
Roches magmatiques	35,4
Roches ignées	56,3
Roches acides	25,0
Grès	9,8 – 30,7
Roches basiques	100
Calcaire	3,8
Roches sédimentaires	35
Charbon	10,9 – 19,2

(Coughtrey et Thorne, 1983)

Dans le sol, les concentrations en fer total sont éminemment variables, mais une valeur de 35 mg.g⁻¹ constitue une moyenne représentative de la majorité des sols. La partie extractible, en comparaison est généralement très faible, de l'ordre de 0,01 à 0,50 mg.g⁻¹ ce qui conduit à une très faible concentration dans la solution du sol. Dans les sédiments, on considère généralement une concentration moyenne de l'ordre de 45 mg.g⁻¹ en milieu d'eau douce, estuarien ou marin.

La chimie de l'élément et donc celle du ⁵⁹Fe est étroitement liée à celle du cobalt et du manganèse en premier lieu (on ne peut cependant traiter les relations Fe/Co et Fe/Mn de la même façon), mais aussi du nickel, du cuivre et du zinc. Le fer se trouve dans les sols essentiellement sous forme d'oxydes et d'hydroxydes donnant lieu le plus souvent à des espèces solides amorphes, car en raison d'une chimie complexe, il est rare d'y rencontrer de vrais hydroxydes de fer cristallisés. De plus, la solubilité du fer y est fortement influencée par le potentiel d'oxydo-réduction, le pH et les processus microbiens. De nombreux champignons et bactéries oxydent le fer ferreux en fer ferrique qui se trouve ensuite précipité sous forme FeO₂H. À l'inverse, en situation hydromorphe, les acides organiques produits par la microflore du sol dissolvent FeO₂H avant que le fer ne soit réduit à l'état ferreux. C'est ainsi que le fer est le plus soluble en sol acide, alors qu'il se trouve précipité sous forme d'hydroxyde en conditions alcalines (Lopez et Graham, 1972). Les facteurs susceptibles de diminuer la disponibilité du fer dans les sols sont : un pH élevé, une forte teneur en argile, un drainage, et une faible teneur en matière organique ou une faible activité biologique.

Le fer est moyennement mobile dans les sols. Dans un sol de surface, l'introduction de ^{59}Fe sous forme soluble se répartit dans les différents constituants de la façon suivante : 10 % dans la solution du sol, 10 % adsorbés sur les sites d'échange ioniques des argiles, et 80 % peu ou pas disponible (pour moitié retenu sur des sites peu échangeables ou des complexes organiques, et l'autre moitié fixée dans les matrices d'argile ou précipitée sous forme d'oxydes ou d'hydroxydes). Dans le cas d'une introduction sous forme insoluble, 1 % seulement du fer total est susceptible de se trouver dans la solution du sol, avec quelques 4 % supplémentaires faiblement fixés sur des sites d'échange ionique. Les 95 % restant demeurent essentiellement indisponibles (à 5 % près qui peuvent être rendus disponibles à long terme via la dissolution chimique ou biologique des précipités de fer en situation anaérobie, à faible pH ou à forte teneur en matière organique) (Coughtrey et Thorne, 1983).

Végétaux

Dans les plantes, le fer joue des rôles biochimiques variés et se trouve impliqué dans de nombreuses réactions enzymatiques comme au cours de la photosynthèse ou de la synthèse des porphyrines. Les concentrations les plus élevées sont mentionnées pour les légumineuses, le cacao, et le persil, alors que les plus faibles concentrations se rencontrent dans le riz, les pommes de terre et la plupart des fruits frais. À l'exception de ces derniers, on mentionne une concentration moyenne typique de $50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (poids sec) pour les productions agricoles et les pâturages bien drainés sur sols sableux ou alcalins. Une concentration moyenne plus élevée, $200 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, apparaît caractéristique de la végétation naturelle sauvage.

L'absorption racinaire est contrôlée par les réactions de réduction du fer ferrique (Fe^{3+}) en fer ferreux (Fe^{2+}), de sorte que les facteurs du sol susceptibles d'influencer ces réactions (pH, E_{H}) ont une répercussion sur la biodisponibilité du fer. Ces réactions de réduction sont notamment promues par les acides organiques produits par les racines (exsudation) ou par les micro-organismes. Il faut également noter que l'absorption racinaire du fer est particulièrement favorisée par les agents chélatants qui en favorisent la pénétration par flux de masse. Les facteurs de transfert racinaire sont de l'ordre de 0,01 (sols fortement alcalins) à $0,05 \text{ kg}_{\text{sec}}\cdot\text{kg}^{-1}_{\text{sec}}$ (sols acides, anaérobies, hydromorphes) (Coughtrey et Thorne, 1983), avec une gamme de variation de 0,001 à 0,1, sur la base des concentrations totales en fer rencontrées dans les sols et les plantes. Dans cette gamme, les plantes agricoles présentent en moyenne des valeurs plus faibles que la végétation naturelle.

Le transfert foliaire est peu documenté. Il a été estimé à $2,7 \text{ m}^2\cdot\text{kg}^{-1}$ dans le cas de la fétuque exposée à une faible intensité de précipitation (0,1 mm, dépôt humide), (Eriksson, 1977). Le coefficient de translocation vers les grains de céréales varie de 1 à $5 \times 10^{-2} \text{ m}^2\cdot\text{kg}^{-1}$.

Animaux

Dans les animaux domestiques, la concentration moyenne en fer du corps entier se situe typiquement à $70 \mu\text{g.g}^{-1}$ (poids frais), dont 70 % se trouvent lié à l'hémoglobine, avec de plus fortes concentrations dans le foie et le pancréas où il peut être stocké (Underwood, 1977).

Le transfert du ^{59}Fe aux productions animales (lait, viande) est peu documenté, mais on estime que les facteurs de transfert (j.kg^{-1}) s'établissent autour de 2×10^{-2} à 7×10^{-2} pour la viande d'animaux d'élevage, $3,0 \times 10^{-5}$ pour le lait de vache et environ 1 pour la volaille et les oeufs.

Produits transformés

Le transfert du ^{59}Fe au cours des transformations agro-alimentaires n'est pas documenté.

Mobilité et biodisponibilité dans les écosystèmes dulçaquicoles

Eaux

La concentration en fer stable est plus élevée et plus variable dans les eaux douces que dans l'eau de mer, respectivement en moyenne 50 et 10 $\mu\text{g.l}^{-1}$. En condition oxygène, la forme la plus abondante est $\text{Fe}(\text{OH})_3$ solide (Bowen, 1966). Le devenir du fer est lié aux capacités oxydantes – précipitation des espèces insolubles du Fe(III) – (Jenkins, 1969) ou réductrices – solubilisation du Fe sous forme Fe(II) principalement – du milieu. Dans les eaux de surface le fer, principalement sous forme $\text{Fe}(\text{OH})_3$ solide, est peu biodisponible et souvent présent (jusqu'à 99 %) sous forme de particules de diamètre $> 0,22 \mu\text{m}$ (Pentreath, 1973 ; Burton, 1975), ou associé aux matières en suspension principalement de nature minérale (Marshall et LeRoy, 1973). Le fer soluble dans les eaux douces est associé pour moitié aux composés organiques (Kolehmainen, 1971). Dans les écosystèmes d'eau douce, le ^{59}Fe a le même comportement que le fer stable, et se trouve essentiellement sous forme insoluble. Cependant la biodisponibilité du ^{59}Fe peut être différente de celle du fer stable en raison des différences de formes chimiques du terme source dues aux origines industrielles, et de la présence d'acides humiques et/ou de la salinité dans les estuaires (Wolfe et Jennings, 1972).

Sédiments

Du fait de l'existence de grands réservoirs de phases solides comme $\text{Fe}(\text{OH})_3$, Fe_2O_3 et FeS_2 , les conditions d'oxydo-réduction à l'interface eau-sédiment sont souvent bien tamponnées, de sorte que c'est le contenu des sédiments en oxydes et hydroxydes de fer qui gouverne sa solubilité. Cependant, à l'opposé de cet effet tampon, l'activité bactérienne (de même que la bioturbation) influence le relargage du fer par les sédiments (Holdren et Bricker, 1977), avec une variation saisonnière.

Végétaux et animaux

Dans les plantes d'eau douce, la concentration habituelle en fer stable est de $100 \mu\text{g.g}^{-1}$ (poids frais) (Thompson *et al.*, 1972). Pour les animaux aquatiques, selon Bowen (1966), on peut adopter les valeurs suivantes de concentration du fer stable : $20 \mu\text{g.g}^{-1}$ (poids sec) dans les crustacés, $250 \mu\text{g.g}^{-1}$ (poids sec) pour les tissus mous de la plupart des mollusques, $200 \mu\text{g.g}^{-1}$ (poids sec) pour le corps entier des poissons, et $30 \mu\text{g.g}^{-1}$ (poids sec) pour leurs muscles.

Dans les crustacés, l'accumulation du fer peut s'effectuer sous forme de granules dans des cellules spécifiques (Bryan, 1976) et de ce fait le facteur de transfert est assez variable, autour de 4×10^2 . Pour les crustacés filtreurs on peut s'attendre à un facteur de transfert supérieur d'un ordre de grandeur. Pour les crevettes et écrevisses, la majorité du fer (87 %) est stockée dans la carapace (Bertine et Goldberg, 1976).

Dans les mollusques, le fer provient davantage de la nourriture que de l'eau et se trouve réparti de façon homogène dans les tissus mous (Bryan, 1976). Le facteur de concentration du ^{59}Fe atteint 40 % de celui du fer stable, et sa période biologique atteint 10 à 20 jours selon les organes. Immédiatement après une contamination, les viscères contiennent environ 77 % de ^{59}Fe et le muscle seulement 3 %. Après 7 jours, 30 % environ du ^{59}Fe se trouvent encore présent dans les tissus mous (Seymour et Nelson, 1971).

Pour les poissons, 25 à 60 % du fer total sont susceptibles d'être présents dans l'hémoglobine (Polikarpov, 1966 ; Van Dijk et al., 1975). Le foie, le sang et la bile contiennent de 50 à 100 fois plus de fer que les muscles ou les os (Bussey et al., 1976). Dans certaines espèces, le foie peut contenir jusqu'à 81 % du fer total. On estime que la répartition standard est : 60 % dans le foie, 12 % dans le squelette et 12 % dans les muscles (Pentreath, 1973). Les facteurs de transfert *in situ* du ^{59}Fe sont les mêmes que ceux du fer stable alors que les expérimentations conduisent parfois à des valeurs plus faibles. Le ^{59}Fe ne s'accumule dans les organes que s'il se trouve sous forme soluble, ce qui dépend de sa biodisponibilité liée au contexte d'oxydo-réduction du milieu.

En résumé ...

Dans l'environnement continental, la mobilité du fer est augmentée par un pH acide, des conditions hydromorphes anaérobies ou de fortes teneurs en matière organique, mais d'une façon générale, il demeure moyennement mobile avec une teneur en solution de l'ordre de 1 à 10 % fortement influencée par les processus microbiens. Les paramètres radioécologiques de transfert foliaire et sol-plante ont été peu étudiés, alors que le transfert aux productions animales est mieux documenté. L'absorption racinaire du fer est contrôlée par les réactions de réduction du fer ferrique en fer ferreux.

En eau douce, le fer est peu biodisponible, sous forme d'espèces insolubles de Fe(III) et souvent associé à des particules insolubles. Sa solubilité est contrôlée par les oxydes de fer des sédiments, le pH de l'eau et d'une façon générale les conditions d'oxydo-réduction du milieu et l'activité microbienne. Le transfert du fer au sein des chaînes trophiques continentales est peu documenté, notamment pour des contaminations sous forme particulaire.

Paramètres radioécologiques usuels : milieu terrestre

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

Sol sableux et/ou acide	220 (1,2 – 40 000)
Sol argileux	810 (200 – 3 300)
Sol limoneux ou texture moyenne	160 (6,7 – 4 000)
Sol organique (> 30 % de M.O.)	4 900

(Sheppard et Thibault, 1990)

Facteur de transfert foliaire (Bq.kg⁻¹ de végétal sec par Bq.m⁻²)

Herbe (Fétuque)	2,7 ± 0,49
-----------------	------------

(IAEA, 1994)

Facteur de transfert racinaire (Bq.kg⁻¹ de végétal sec par Bq.kg⁻¹ de sol sec)

Végétaux en général	0,01 – 0,05
---------------------	-------------

(Coughtrey et Thorne, 1983)

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

Lait de vache	3 × 10 ⁻⁵
Viande de bœuf	2,0 × 10 ⁻³ – 5,0 × 10 ⁻²
Viande d'ovins	7,3 × 10 ⁻²
Viande de porc	2,6 × 10 ⁻²
Viande de volaille	1
Œufs (partie consommable)	0,6 – 2

(Ng *et al.*, 1982 ; Van Bruwaene *et al.*, 1984)

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	4 000 – 37 000
-----------------	----------------

(Ancellin *et al.*, 1979 ; Kolehmainen, 1971 ; Koyanagi *et al.*, 1976)

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

Plantes aquatiques en général	1 000
-------------------------------	-------

(Thompson *et al.*, 1972)

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

Poissons	100 – 10 000
Crustacés	100 – 400
Mollusques	13 – 720 (court terme)
	5×10^3 (long terme)

(Ancellin *et al.*, 1979; Polikarpov, 1966)

Bibliographie succincte

- Ancellin J, Guéguéniat P et Germain P (1979) Radioécologie marine. Editions Eyrolles, Paris.
- Aarkrog A et Lipert J (1971) Direct contamination of barley with Cr-51, Fe-59, Co-58, Zn-65, Hg-203 and Pb-210. *Rad Bot*, 11: 463-472.
- Audi G et Wapstra AH (1995) *Nuc Phys*, A595: 409-480.
- Bertine KK et Goldberg ED (1976), Trace elements in clams, mussels and shrimps. *Limnol Oceanog*, 17: 877-884.
- Bowen HJM (1966) *Trace Elements in Biochemistry*. Academic Press, London.
- Burton JD (1975) Radioactive Nuclides in the marine Environment. In: Riley JP et Skirrow G (Eds.). *Chemical Oceanography*, Vol. 3 pp. 91-191. Academic Press, London.
- Bussey RE, Kidd DE et Potter LD (1976) *The Concentrations of ten heavy metals in some selected Lake Powell game fishes*. PB-273 026, NTIS
- Bryan GW (1976) Some aspects of heavy metal tolerances in aquatic organisms. In: Lockwood APM. *Effects on Pollutants on Aquatic Organisms*, pp 7-34. SEB Seminar Series 2. Cambridge university Press, Cambridge.
- Coughtrey PJ et Thorne MC (1983) Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems: a critical review of data. AA Balkema, Rotterdam.
- Eriksson A (1977) *Direct uptake by vegetation of deposited materials*. SLU-IRB-42, Agricultural College of Sweden, Uppsala.
- Holdren GR et Bricker OP (1977) *Distribution and control of dissolved iron and manganese in the interstitial waters of Chesapeake Bay*. In: Biological Implications of Heavy Metals in the Environment, pp. 178-196. CONF-750929.
- IAEA (1994) *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclides transfer in temperate environments*. Technical Reports Series n°364.
- Jenkins CE (1969) Radionuclide Distribution in Pacific salmon. *Health Phys*, 17: 507-512.
- Kolehmainen SE (1971) Experimental uptake of I-131 and Fe-59 in a turtle grass (*Thalassia testudinum*) bed. In: Nelson DJ (Ed.) *Radionuclides in ecosystems*, pp. 829-835. CONF-710501-2.
- Koyanagi T, Suzuki H, Hirano S, Nakahara M, Ishii N et Imura M (1976) *Concentration and excretion of Cs-137, Zr-95, Nb-95 and Fe-59 by marine fishes*. NIRS-R-5, pp. 6-8.
- Lopez PL et Graham EP (1972) Determination of labile pool of manganese, iron, zinc, cobalt and copper in deficient soils by isotopic exchange. *Soil Sci*, 114: 296-299.
- Marshall JS et Le Roy JH (1973) Iron, Manganese, Cobalt and Zinc Cycles in South Carolina Reservoir. In: Nelson DJ (Ed.) *Radionuclides in Ecosystems*, pp. 465-473. CONF-710501.
- Narita T, Ichimiya T et Kitao K (1994) *List of strong gamma rays emitted from radionuclides, version 2*, JAERI-M 94-059, INC(JPN)-170/L.

- Ng YC, Colsher CS et Thompson SE (1982) *Transfer coefficients for assessing the dose from radionuclides in meat and eggs*. NUREG/CR-2976, UCID-19464, Lawrence Livermore National Laboratory, California.
- Nuclides 2000 (1999). *An electronic chart of the nuclides*. Institute for Transuranium Elements, Joint research center, European commission.
- Pentreath RJ (1973) The accumulation and retention of Fe-59 and Co-58 in the plaice, *Pleuronectes platessa*. *J Exp Mar Biol Ecol*, 12: 315-326.
- Polikarpov GG (1966) *Radioecology of Aquatic Organisms: the Accumulation and Biological Effect of Radioactive Substances*. Rheinhold, New-york
- Seymour AH et Nelson VA (1971) Biological half lives for Zn and Hg in the Pacific Oyster *Crassostrea gigas*. In: Nelson DJ (Ed.) *Radionuclides in Ecosystems*, pp. 849-856. CONF-710501-2.
- Sheppard MI et Thibault DH (1990) Default soil solid-liquid partition coefficients, K_{ds} , for four major soil types: a compendium. *Health Phys*, 59(4): 471-482.
- Thompson S, Burton A, Quinn D et Ng Y (1972) *Concentration factors of chemical elements in edible aquatic organisms*. UCRL-50564 Rev.1 TID-4500.
- Underwood EJ (1977) *Trace elements in human and animal nutrition*. 4th edition, Academic Press, New York.
- Van Bruwaene R, Gerber GB, Kirchmann R, Colard J et Van Kerkom J (1984) Metabolism of ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{59}Fe and ^{60}Co in lactating dairy cows. *Health Phys*, 46: 1069-1082.
- Van Dijk JP, Lagerwerf AJ, Van Eijk HG et Leijnse B (1975) Iron metabolism in the tench (*Tinca tinca* L.). 1. Studies by means of intravascular administration of Fe-59 (III) bound to plasma. *J Comp Physiol*, 99: 321-330.
- Wolfe DA et Jennings CD (1972) Fe-55 and Ru-103 and 106 in the brackish water clam *rangia cuneata*. In: Nelson DJ (Ed.) *Radionuclides in Ecosystems*, pp. 949-972.