

123m

52 **Te**

FICHE RADIONUCLÉIDE

Tellure 123m 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. Madoz-Escande, P. Boyer

Vérification : C. Mourlon

Date de rédaction : 07/10/03

Caractéristiques

Chimiques

Le tellure appartient au groupe de l'oxygène de la table périodique des éléments. C'est un métalloïde rare de couleur blanche-argent présentant des caractéristiques à la fois métalliques et non métalliques (Mahan, 1967). Sa masse atomique est de 127,6 g, son rayon atomique de 1,43 Å et sa densité de 6,24 g.cm⁻³. Ses points de fusion et d'ébullition sont respectivement de 450 °C et 988 °C (Lide, 1998). Il montre des valences positives variables de + 2, +4 et + 6, et, comme le sélénium forme des oxydes divalents et trivalents (Kabata-Pendias *et al.*, 2001).

Le tellure brûle au contact de l'air et de l'oxygène, il n'est attaqué ni par l'eau ni par l'acide chlorhydrique, HCl mais est soluble dans l'acide nitrique, HNO₃. De plus, il réagit avec un excès de chlore et forme du dichlorure de tellure, TeCl₂, et du tétrachlorure de tellure, TeCl₄. Il se combine très bien avec l'hydrogène ou certains métaux pour former des dérivés telluriques comme par exemple de l'hydrogène telluré, H₂Te, et aussi du tellure de sodium, Na₂Te. On le trouve généralement en combinaison avec d'autres éléments et on peut l'extraire des poussières fines des minerais d'or tellurés. Le tellure a des propriétés de semi-conducteur de type-p et est donc utilisé dans l'électronique. Il est aussi employé dans la fabrication de redresseurs électriques des appareils thermoélectriques. Ce métal est utilisé dans le raffinage du zinc où il élimine le cobalt de la transformation. D'autres applications métallurgiques comprennent son utilisation comme élément d'alliage avec, par exemple, le cuivre, le plomb et l'acier inoxydable. Les alliages qui en résultent sont plus faciles à usiner (Lide, 1998). Il a d'autres utilisations telles que : fabrication de détonateur, protection du plomb des accumulateurs contre l'effet de corrosion par l'acide, fabrication de résistances électriques (il favorise la conductibilité), vulcanisation du caoutchouc (utilisé en tant que catalyseur et améliore également la propriété élastique à température élevée), revêtement pour métaux, fongicide, algicide, parasiticide, pigment pour la céramique et le verre et enfin ...médicament (contre les maladies de peau).

Un contact avec le métal pur ou ses composés doit être évité non seulement parce qu'ils sont toxiques mais encore parce que l'inhalation de leurs vapeurs provoque des odeurs corporelles déplaisantes : des travailleurs exposés à une concentration de 0,01 mg.m⁻³, voire moins, développent une haleine alliagée caractéristique (Lide, 1998).

Nucléaires

Le tellure naturel est un mélange de 8 isotopes (^{120}Te , ^{122}Te , ^{123}Te , ^{124}Te , ^{125}Te , ^{126}Te , ^{128}Te et ^{130}Te) dont l'abondance naturelle est la suivante :

Isotope	Abondance (%)	Masse atomique relative
^{120}Te	0,096	119,9040
^{122}Te	2,603	121,9030
^{123}Te	0,908	122,9042
^{124}Te	4,816	123,9028
^{125}Te	7,139	124,9044
^{126}Te	18,95	125,9033
^{128}Te	31,69	127,9045
^{130}Te	33,80	129,9062

(web 1)

Parmi ceux-ci, 2 sont radioactifs avec de très longues périodes (^{123}Te : 1×10^{13} ans et ^{128}Te : $7,7 \times 10^{24}$ ans) (Lide, 1998).

Les deux principaux isotopes artificiels sont le ^{132}Te et le $^{123\text{m}}\text{Te}$.

	$^{123\text{m}}\text{Te}$	^{132}Te
Période radioactive	119,7 jours	3,258 jours
Activité massique	$3,28 \times 10^{14} \text{ Bq.g}^{-1}$	$1,124 \cdot 10^{16} \text{ Bq.g}^{-1}$
Émission(s) principale(s) par désintégration (rendement d'émission %)	Deux transitions γ en cascade γ_1 88,46 keV (100 %) γ_2 158,96 keV (100 %) Le pic énergétique de la transition γ_2 est celui utilisé pour la détection par spectrométrie γ .	β^- 215 keV (100 %) γ 228,16 keV (100 %)

(Nuclides 2000, 1999)

Origines

Naturelle

Le tellure est par importance le 80^{ème} élément constituant l'écorce terrestre ; celle-ci en contient 1×10^{-7} % jusqu'à une profondeur de 16 km (web 2).

On le rencontre en petites quantités sous la forme d'une substance non décomposable, entre autres dans le soufre et dans la pyrite. On le rencontre aussi sous forme de tellurite (TeO_2) et - sous forme de tellure - dans divers minéraux tels que : l'altaïte (PbTe), la calavérite (AuTe_2), la coloradoïte (HgTe), la hessite (Ag_2Te), la melonite (NiTe_2), la nagyagite ($\text{Pb}_5\text{Au}(\text{Te},\text{Sb})_4\text{S}_{5-8}$), la petzite (Ag_3AuTe_2), la tétradymite ($\text{Bi}_2\text{Te}_2\text{S}$), la sylvanite ($\text{AuAg})_2\text{Te}_4$) ainsi que dans divers minerais contenant du soufre.

Les régions d'exploitation les plus importantes se situent aux États-Unis d'Amérique, au Canada, en Roumanie (Transylvanie), au Pérou, au Japon, en Russie, au Kazakhstan, en Afrique du Sud, en Australie occidentale et en Turquie. Une bonne partie du tellure produit est extraite au départ de boue anodique formée lors de la préparation du nickel, du cuivre et du plomb, de résidus résultant de la production d'acide sulfurique et de poussières provenant de purificateurs électrostatiques de gaz (de fumée).

Artificielle

Les deux principaux isotopes artificiels sont le ^{132}Te et le $^{123\text{m}}\text{Te}$. Le premier est un produit de fission et le second est produit artificiellement pour être utilisé comme traceur expérimental. Le ^{132}Te peut descendre du ^{132}Sb par désintégration β et le $^{123\text{m}}\text{Te}$ peut provenir de la désintégration par capture d'électron de ^{123}I .

Suite à l'accident de Tchernobyl la quantité de ^{132}Te rejetée est évaluée entre 150 et 1 150 PBq et représenterait 30% de l'activité totale en ^{132}Te du cœur (web 3 ; web 4).

Concentrations dans l'environnement et métrologie

De façon générale, les données géochimiques concernant le tellure sont rares (Glover et Vouk, 1979). Bowen (1979), indique que l'abondance moyenne de la croûte terrestre est de l'ordre de $0,005 \mu\text{g.g}^{-1}$, cependant des concentrations plus fortes ont été trouvées dans des nodules de manganèse : $48 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Bowen, 1979), de charbon : $0,5 - 2 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Lisk, 1972) et de superphosphates : $19,5 - 22,6 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Lisk, 1972).

Govindaraju (1994) reporte des teneurs en tellure comprises entre $0,03$ et $4 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour des sols de référence chinois et entre $0,02$ et $0,69 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour des sols de référence américains. En comparaison à l'abondance moyenne de la croûte terrestre, ces teneurs suggèrent un effet d'accumulation en surface.

Pour des sols présentant des concentrations en tellure relativement élevées ($0,5$ à $37 \mu\text{g.g}^{-1}$) Schroeder *et al.* (1967) observent des concentrations dans les plantes allant de $0,7$ à $6 \mu\text{g.g}^{-1}_{\text{sec}}$. De même, Bowen (1979) note de fortes concentrations de tellure (entre 2 et $25 \mu\text{g.g}^{-1}_{\text{sec}}$) dans quelques plantes cultivées sur des sols riches en tellure. Oakes *et al.* (1977) observent des teneurs en tellure de végétaux comestibles comprises entre $0,013$ et $0,35 \mu\text{g.g}^{-1}_{\text{frais}}$. La plus faible valeur correspond aux pommes. Pour les oignons et l'ail des valeurs de l'ordre de $300 \mu\text{g.g}^{-1}_{\text{sec}}$ peuvent être rencontrées (Schroeder *et al.*, 1967).

En ce qui concerne les hydrosystèmes il existe peu de données disponibles. On notera des concentrations estimées entre $0,01$ et $0,03 \mu\text{g.l}^{-1}$ (Thompson *et al.*, 1972). Des accumulations ont été observées dans les systèmes aquatiques recevant des effluents issus de l'industrie du charbon (Lide, 1998). Pour les sédiments, on estime que les concentrations sont de l'ordre de l'abondance moyenne de la croûte terrestre (Coughtrey *et al.*, 1983).

Mobilité et biodisponibilité en milieu terrestre

Le tellure a été très peu étudié. En pratique, les données manquantes peuvent être remplacées par celles du sélénium qui est un élément ayant un comportement chimique similaire au tellure (Coughtrey *et al.*, 1983). En particulier, le cycle biologique et le métabolisme microbien de ces deux éléments sont semblables (Kabata-Pendias *et al.*, 2001). *A contrario*, il semblerait que le tellure se retrouve dans les tissus des plantes avec des niveaux de concentrations inférieurs à ceux du sélénium (Kabata-Pendias *et al.*, 2001).

Avec le vieillissement des sols, le tellure est oxydé en tellurite peu mobile. Plus communément il est adsorbé par les hydroxydes de fer. L'accumulation du tellure dans les charbons montre qu'il est également adsorbé par les matières organiques (Kabata-Pendias *et al.*, 2001).

Le transfert par voie foliaire est également peu documenté. Les seules valeurs expérimentales répertoriées sont issues de quelques expérimentations (Madoz-Escande *et al.*, 2001 et 2002), et concernent une contamination, par aérosols, de végétaux de types légume-fruit, légumes-racines et légumes-feuilles par apport unique. Les végétaux sont soumis à 4 pluies bi-hebdomadaires de 8mm.h^{-1} entre la contamination et la récolte. Les facteurs de transfert global sont compris entre 5.10^{-2} et $6\text{ m}^2.\text{kg}^{-1}$ de végétal consommable sec suivant le type de plante et la partie consommée. Ces expérimentations montrent la faible mobilité du tellure qui se retrouve peu dans les eaux de pluie et qui est très peu transloqué à l'intérieur des végétaux .

L'AIEA (1994) fournit des valeurs de facteurs de transferts vers les produits d'origine animale.

Mobilité et biodisponibilité dans les écosystèmes dulçaquicoles

Les données concernant le tellure sont aussi rares en milieu aquatique continental qu'en milieu terrestre. Aussi, seules sont disponibles de rares valeurs par défaut de quelques paramètres radioécologiques.

Le K_d entre l'eau et les sédiments est pris égal à $30 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{sec}}$ (Templeton, 1980 ; CEA - NRPB, 1979). En considérant que les sédiments sont en équilibre avec la valeur moyenne de la croûte terrestre, la concentration moyenne de l'eau peut être estimée à environ $0,16 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$.

Pour les végétaux aquatiques, Templeton (1980) donne un facteur de concentration de $10^4 \text{ l} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{sec}}$.

Pour le facteur de transfert de l'eau aux poissons, une valeur $400 \text{ l} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{frais}}$ est proposée par AIEA (2001) et de $1\,000 \text{ l} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{frais}}$ par le CEA - NRPB (1979). Pour les invertébrés aquatiques ces facteurs varieraient entre $10^2 \text{ l} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{frais}}$ (Patzner, 1976) et $10^5 \text{ l} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{frais}}$ (Thomson *et al.*, 1972).

En résumé ...

Le comportement du tellure dans les écosystèmes terrestres et aquatiques continentaux a été très peu étudié. En l'absence de données plus précises, on peut admettre que le tellure se comporte sensiblement comme le sélénium dans les sols et les végétaux.

Paramètres radioécologiques usuels : milieu terrestre

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

Valeur par défaut	3×10^{-1}
-------------------	--------------------

(Baes *et al.*, 1984)

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

Légumes fruits (gousse de haricots ; contamination à maturité)	$2,3 \times 10^{-1}$
Légumes racines (radis ;contamination au stade plantule)	5×10^{-2}
Légumes feuilles (feuilles de radis ; contamination au stade plantule)	$6,2 \times 10^0$
Légumes feuilles (laitue ; contamination à mi-maturité)	$2,4 \times 10^0$
Légumes feuilles (laitue ; contamination à maturité)	$2,9 \times 10^0$

(Madoz-Escande *et al.*, 2001 ; 2002)

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

Tous végétaux	7
---------------	---

(IAEA, 1994)

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

Lait de vache	$4,5.10^{-4}$
Lait de chèvre	$4,4.10^{-3}$
Viande de bœuf	7.10^{-3}
Viande de chèvre	$2,4.10^{-3}$
Viande de volaille	6.10^{-1}
Œufs (partie consommable)	5

(IAEA, 1994)

Facteur de transfert par transformation alimentaire

Aucune valeur

Paramètres radioécologiques usuels : eaux douces

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

Sédiment	30
Matières en suspension	30

(Templeton, 1980 ; CEA - NRPB, 1979)

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

Plantes d'eau douce (bryophytes)	1 × 10 ⁴
----------------------------------	---------------------

(Templeton, 1980)

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

Invertébrés ¹	400
Invertébrés ²	1 000
Poissons ³	100
Poissons ⁴	100 000

(¹ AIEA, 2001 ; ² CEA – NRPB, 1979 ; ³ Patzer, 1976 ; ⁴ Thomson *et al.*, 1972)

Facteur de transfert trophique (Bq.kg⁻¹ de prédateur frais par Bq.kg⁻¹ de proie fraîche)

Aucune valeur

Bibliographie succincte

IAEA (1994) *Handbook of parameter values for radionuclide transfer in temperate environments*. Technical report series n° 364, International Atomic Energy Agency, Vienna.

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

Baes III CF, Sharp RD, Sjoreen AL et Shor RW (1984) *A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally realised radionuclides through agriculture*, ORLN-5786.

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

CEA - NRPB (1979) *Methodology for evaluating the radiological consequences of radioactive effluents*. Commission of the European Communities, Luxembourg.

Coughtrey PJ, Jackson D et Thorne MC (1983) *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems*. Vol. 3. Balkema AA (Eds), Rotterdam, Boston,.

Glover JR et Vouk V (1979) Tellurium. In: Friberg L, Norberg G et Vouk VB (Ed) *Handbook of the toxicology of metals*, 587-598, Elsevier, North Holland Biomedical Press, Amsterdam.

Govindaraju K. (1994) Compilation of working values and sample description for 383 Geostandards. *Geostand. Newslett.*, vol. 18, p 1.

Kabata-Pendias A et Pendias H (2001) *Trace elements in soils and plants*, 3rd Edition. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Lide DR (1998) *Handbook of Chemistry and Physics*, 78th edition. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Lisk DJ (1972) Trace metals in soils, plants and animals. *Adv Agron*, 24: 267-325.

Madoz-Escande C, Henner P, Gonze MA, Bonhomme T et Grasset G (2001) Contamination foliaire par aérosols radioactifs : analyse et modélisation de l'influence d'un épisode pluvieux et du stade végétatif de la plante au moment du dépôt – cas du césium, strontium, baryum et tellure. Rapport IPSN/DPRE/SERLAB 2001-43.

Madoz-Escande C, Henner P, Bonhomme T et Poncet-Bonnard D (2002) Contamination foliaire par aérosols radioactifs de légumes-feuilles et légumes-racine : analyse et modélisation de l'influence d'un épisode pluvieux – cas du césium, strontium, baryum et tellure. Rapport IPSN/DPRE/SERLAB 02-52.

Mahan BH (1967) *Chimie*. Edition Addison-Wesley.

Oakes TW, Shank KE, Easterly CE et Quintana LR (1977) Concentrations of radionuclides and selected stable elements in fruits and vegetables. In: Hemphill DD. (Ed) *Trace Substances Environment and Health*, vol. II, University of Missouri, Columbia, MO, 123.

Patzner RG (1976) *Concentration factors and transport models for radionuclides in aquatic environments*. A Literature report, PB-255 097.

Shroeder HA, Buckman J et Balassa JJ (1967) Abnormal trace elements in man: tellurium. *J Chron Dis*, 20: 147.

Templeton WL (1980) Radiological aspects of seabed dumping in the deep oceans. *Marine Radioecology*, pp 23-34. Proceedings of an NEA symposium Tokyo, October 1979, OECD Paris.

Thompson S, Burton A, Quinn D et Ng Y (1972) *Concentration factors of chemical elements in edible aquatic organism* (Rev. 1). California University, UCRL-50564.

Nuclides 2000 (1999) Base de données sur CD ROM. Institute for Transuranium Elements, Karlsruhe, Germany.

Liste des sites internet consultés (en juillet 2003)

web 1 Faculty of Chemical Technology, Teslina Split (Croatie)
(ktf-split.hr/periodni/te.html)

web 2 Fonds de Formation de l'Industrie Chimique, Bruxelles
(periodictableonline.org/archi.htm)

web 3 Nuclear Energy Agency (nea.fr/html/rp/chernobyl/fr/c02.html)

web 4 Société Française d'Énergie Nucléaire. (sfen.org/)