



FICHE RADIONUCLÉIDE

Technétium 99 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. Colle, P. Henner, L. Garcia-Sanchez

Vérification : C. Adam

Date de rédaction : 14/06/01

Révision : K. Beaugelin-Seiller, M. Masson, S. Roussel-Debet

Vérification : C. Colle

Date de révision : 11/06/2004

Caractéristiques

Chimiques

Le technétium est un métal de transition dont tous les isotopes sont radioactifs. Il ne réagit pas avec la plupart des oxydants mais ternit dans l'air humide et brûle dans un environnement riche en oxygène (Lide, 1999). Il est considéré comme un analogue chimique du rhénium (Kim *et al.*, 2004).

En solution, le technétium est stable aux degrés d'oxydation VII, IV, 0, voire III. Le couple redox VII / IV joue un rôle essentiel au niveau de sa spéciation dans l'environnement. En conditions oxydantes et à pH supérieur à 4, la forme Tc(VII) est la plus stable, sous la forme de l'anion pertechnétate TcO_4^- . En conditions réductrices (anoxiques), ce sont les formes Tc(IV), principalement TcO_2 et Tc_2S_7 , qui sont stables. Le technétium est aussi présent sous forme de divers oxydes, hydroxydes et carbonates (De Zoubov et Pourbaix, 1966 ; Fattahi *et al.*, 1997 ; Jensen, 1980).

Nucléaires

Le technétium possède une trentaine d'isotopes, tous radioactifs, dont les masses s'échelonnent de 85 à 117 (Sakanoue, 1997), dont ^{99}Tc de longue période et deux isotopes de courtes périodes : $^{99\text{m}}\text{Tc}$ et $^{95\text{m}}\text{Tc}$, utilisés comme traceurs.

	^{99}Tc
Période radioactive	$2,13 \times 10^5$ ans
Activité massique	$6,283 \times 10^8$ Bq.g ⁻¹
Émission(s) principale(s) par désintégration (rendement d'émission %)	β^- $E_{\text{max}} = 293,5$ keV (100 %)

(Nuclides 2000, 1999)

Origines

Naturelle

La production naturelle de technétium par fission spontanée de l'uranium est extrêmement faible (Yoshihara, 1996).

Artificielle

L'origine de ce radioélément est essentiellement artificielle. Le technétium 99 présent dans l'environnement provient, pour une faible part (environ 150 à 170 TBq), des retombées des essais d'armes nucléaires (Galle, 1997 ; Yoshihara, 1996) et surtout des usines de retraitement du combustible.

Au niveau mondial, plus de 1 000 TBq de ^{99}Tc auraient été rejetés jusqu'en 1984 dans le milieu naturel par les usines de retraitement des combustibles usés (Luykx, 1986). Les sources majeures de ^{99}Tc en milieu marin sont pour la Manche l'usine de COGEMA La Hague et pour la mer d'Irlande celle de British Nuclear Fuels (BNFL) à Sellafield. Les rejets liquides en mer de l'usine de La Hague ont été au maximum de 25 TBq en 1985 et ont décliné depuis 1990 ; ils ont été de moins de 1 TBq.an⁻¹ pour la période 1996 - 1999 ; en revanche, les rejets de l'usine de Sellafield ont varié de 5 à plus de 100 TBq.an⁻¹ de 1978 à 1999. L'autorisation de rejet de cette installation est de 90 TBq.an⁻¹ depuis 2000 et différentes options sont à l'étude pour réduire ces rejets jusqu'à moins de 10 TBq.an⁻¹ à partir de 2006 (Schneider *et al.*, 2001).

Par ailleurs, le technétium 99 fait partie des radionucléides étudiés dans le domaine de la gestion des déchets radioactifs : il est, par exemple, présent à raison de 810 g.t⁻¹ dans un combustible UOX déchargé à 33 GW.j.t⁻¹ (Leconte, 2002).

Concentrations dans l'environnement et métrologie

À l'exception de quelques zones géographiques limitées, les concentrations en technétium sporadiquement mesurées dans les divers compartiments du milieu continental sont négligeables. Dans les sols de la zone des 30 km autour de Tchernobyl, elles varient entre 1,1 et 14,1 Bq.kg⁻¹ de sol sec, soit deux ordres de grandeur au-dessus de celles des zones les moins contaminées (Uchida *et al.*, 1999).

C'est dans le milieu marin que le technétium est régulièrement mesuré, à des concentrations variables selon la localisation des mesures. Une faible radioactivité provient des essais nucléaires anciens : ainsi détecte-t-on environ 5 mBq.m⁻³ de ⁹⁹Tc dans les eaux océaniques vers les Açores (Dahlgard *et al.*, 1995). En mer d'Irlande du fait des rejets de l'usine de Sellafield des concentrations de 10 Bq.m⁻³ au sud à 1 850 Bq.m⁻³ à proximité du site sont rapportées (McCubbin *et al.*, 2002). En Manche les concentrations sont de l'ordre de 0,1 Bq.m⁻³ près de La Hague, (Masson, données non publiées).

Le ⁹⁹Tc peut être analysé par scintillation liquide, par comptage proportionnel β à bas bruit de fond ou par spectrométrie de masse (ICP-MS ou AMS). Lorsqu'il est associé à d'autres émetteurs β, sa détection peut nécessiter une séparation radiochimique préalable, nécessitant l'ajout d'un étalon de rendement : ^{95m}Tc ou ^{99m}Tc. Les limites de détection sont de l'ordre de 2 Bq par échantillon en scintillation liquide (Wigley *et al.*, 1999) et peuvent descendre à 10 μBq (environ 1 × 10⁸ atomes) par échantillon par AMS (Bergquist *et al.*, 2000).

Mobilité et biodisponibilité en milieu terrestre

Sols

Les propriétés intrinsèques du technétium et les conditions d'oxydoréduction du milieu sont les principaux facteurs qui contrôlent sa mobilité dans le sol. En règle générale, le technétium se trouve sous forme d'anion pertechnétate. C'est la forme la plus mobile, car sa sorption sur la phase solide du sol est à la fois faible et réversible (Echevarria *et al.*, 1997). De ce fait, pour des conditions normales de sol (aéré et neutre à basique), le K_d du technétium est proche de 0 (Krupka et Serne, 2002 ; Sheppard *et al.*, 1990).

Quand les conditions deviennent réductrices (anoxie et pH inférieur à 4), le technétium est susceptible d'être réduit en des formes insolubles et/ou précipitées sous forme de sulfures ou d'oxydes (TcS_2 , Tc_2S_7 , $TcO_2 \cdot nH_2O \dots$). Ainsi, dans les sols de rizière, le technétium s'accumule en surface sous une forme extrêmement peu remobilisable (Tagami et Uchida, 1999). Dans certains cas, il peut y avoir fixation totale — irréversible ou très lentement réversible — de ces formes réduites aux sites de liaison des acides humiques (Landa *et al.*, 1977). Dans le cas des sols très acides, la part de technétium fixée par les argiles ou complexée avec la matière organique peut atteindre 60 % (Yoshihara, 1996), contre moins de 10 % habituellement (Coughtrey *et al.*, 1983).

La sorption du technétium est corrélée principalement aux teneurs en carbone organique, en oxydes de fer et d'aluminium et en argiles des sols (Gu et Schulz, 1991). Les formes réduites du technétium forment des complexes avec la matière organique (Sekine *et al.*, 1997), à moins que celle-ci ne réduise directement l'anion pertechnétate (Gast *et al.*, 1978). Les complexes formés avec la matière organique des sols sont très stables, en particulier avec les acides humiques (Henrot, 1988 ; Stalmans *et al.*, 1986). Le technétium est ainsi majoritairement présent dans les horizons organiques du sol. En revanche, la présence de complexants solubles tels que les acides organiques favorise sa mobilité (Yoshihara, 1996). D'autre part, les micro-organismes anaérobies, en particulier les bactéries ferri-réductrices et sulfato-réductrices, réduisent le technétium et contribuent à diminuer sa mobilité (Lloyd *et al.*, 1998, 2000 ; Deneux *et al.*, 2003).

La sorption du technétium aux oxydes de fer et d'aluminium peut être forte ; en revanche, les minéraux argileux dont la charge surfacique est globalement négative ne fixent pas directement le technétium car celui-ci, sous forme anionique, subit un phénomène d'exclusion (Kaplan et Serne, 1998). C'est aussi la raison pour laquelle il est généralement plus mobile dans les sols calcaires que dans les sols acides (Saas *et al.*, 1982). Par contre, l'enrobage (« coating ») de minéraux argileux, comme la kaolinite ou l'illite, par des oxydes de fer et d'aluminium augmente la sorption du technétium sur la fraction argileuse.

Végétaux

Sa forte disponibilité dans les sols lorsqu'il est à l'état d'ion pertechnétate fait que l'absorption du technétium par les plantes est importante, très largement supérieure à celle d'autres éléments non indispensables. Le seuil de toxicité du technétium pour le végétal, généralement compris entre 50 et 100 mg.kg⁻¹ sol sec, est fortement variable selon les espèces (Echevarria *et al.*, 1997). Cette toxicité pourrait découler d'un dysfonctionnement métabolique lors de la synthèse d'acides aminés soufrés comme la cystéine où Tc remplacerait S (Cataldo *et al.*, 1986 ; Krijger *et al.*, 1999).

Le transfert racinaire ne serait proportionnel à la teneur en technétium du sol qu'entre 2×10^{-3} et 1×10^{-2} µg.g⁻¹ de sol sec (Van Loon et Lembrechts, 1986), soit environ 1 à 6 Bq.g⁻¹ de sol sec, ce qui représente une contamination élevée. L'absorption racinaire, ainsi que la translocation vers les parties aériennes dépendent de mécanismes de transport membranaires pour lesquels les ions sulfates, molybdates, phosphates et nitrates sont compétiteurs (Echevarria *et al.*, 1998).

Les facteurs de transfert racinaire, variables selon le sol et le végétal, sont extrêmement élevés, avec des valeurs (relatives au végétal sec) comprises habituellement entre 1 et 1×10^3 (Echevarria *et al.*, 1997). Les valeurs les plus élevées sont mesurées dans les légumes-feuilles, le transfert vers les organes de stockage (grains, tubercules) étant en général plus faible.

Le transfert du technétium aux végétaux par voie foliaire n'est pas documenté.

Animaux

Les paramètres de transfert du technétium 99 sont mal connus pour les principales espèces productrices de viande (bovins, ovins et porcins) ainsi que pour le lait de vache. Les quelques données disponibles ont été obtenues avec les isotopes ^{95m}Tc et ^{99m}Tc, alors que Ennis *et al.* (1988) ont montré qu'il existait une importante variabilité des transferts selon l'isotope étudié. Par ailleurs certaines études sont basées sur des observations suite à une injection de technétium. Une revue récente (Thorne, 2003) re-évalue les facteurs de transfert par un modèle biocinétique simplifié, à partir des données disponibles (datant essentiellement des années 1980) pour divers animaux (rat, cochon d'Inde, chèvre, mouton...) ou pour l'homme.

Le technétium ingéré semblerait absorbé via le tractus gastro-intestinal avec un facteur d'incorporation f_i égal à 0,1 et serait présent dans les fluides circulants sous forme de pertechnétate, indépendamment de la forme sous laquelle il aurait été incorporé. Il s'accumulerait temporairement dans le rein ainsi que dans

d'autres glandes. Les valeurs estimées par Thorne (2003) sont données avec une incertitude d'un facteur 10, essentiellement liée à l'incertitude sur le facteur d'incorporation.

Produits transformés

Le transfert du technétium au cours des transformations agro-alimentaires n'est pas documenté.

Mobilité et biodisponibilité en milieu aquatique continental

Eaux

Le technétium se disperse de façon assez conservative en milieu aquatique. Il est un bon traceur de l'eau (Aarkrog *et al.*, 1997).

Dans les eaux naturelles, le technétium est majoritairement associé à la phase dissoute, sous forme d'anion pertechnétate, TcO_4^- (Blaylock *et al.*, 1986). C'est sa forme chimique la plus stable (Lieser et Bauscher, 1987). C'est aussi celle qui est prévisible à la suite d'un rejet normal d'usine de retraitement (Schulte et Scoppa, 1987). Le coefficient de partage eaux-matières solides du technétium est faible en milieu aéré car les particules organiques et inorganiques sont essentiellement électronégatives (Kaplan et Serne, 1998).

Sédiments

Le pertechnétate se fixe très peu sur les matières en suspension, sauf peut-être sur les matières organiques. Une fixation plus importante peut se produire dans le sédiment, en milieu acide ou réducteur, ainsi que sous l'influence de micro-organismes, avec une cinétique très lente (1 – 10 jours).

Le pertechnétate est plus adsorbé quand le pH diminue et lorsque le taux de matière organique augmente, conditions dans lesquelles les sédiments présentent davantage de charges positives de surface. L'assemblage avec les molécules organiques est stable (Stalmans *et al.*, 1986). Le pertechnétate précipite en milieu fortement réducteur. Ses formes réduites insolubles sont $\text{TcO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $\text{TcO}(\text{OH})_2$ ou des co-précipités formés avec les sulfures. Des bactéries anaérobies précipitent enzymatiquement le pertechnétate dans leur cellule (Lloyd *et al.*, 1997). Un cas de bio-sorption *in situ*, au fond d'un lac, a été rapporté par Peretrukhin *et al.* (1996).

Végétaux

Le technétium est biodisponible pour les êtres vivants aquatiques. La grande majorité des études concerne cependant les espèces et écosystèmes marins et les milieux d'eau douce sont aujourd'hui encore très peu étudiés. Les extrapolations sont difficiles, notamment par la différence des espèces et milieux (salinité) concernés. Les facteurs de concentration semblent toutefois comparables entre milieu marin et eaux douces, pour des groupes d'organismes similaires (Blaylock *et al.*, 1986).

L'absorption et l'élimination par les végétaux mettent en jeu la forme pertechnétate. Le pertechnétate contamine en quelques heures les végétaux aquatiques, vraisemblablement en compétition avec les nutriments sulfate, phosphate et nitrate. À sa fixation externe passive sur les parois cellulaires (Garnham *et al.*, 1993) s'ajoute son pompage actif par les végétaux (Blaylock *et al.*, 1986). Les mécanismes de bio-accumulation les mieux connus concernent la lentille d'eau, qui se contamine par voie foliaire (Hattink, 2000). Une fois dans la plante, le technétium est immobilisé sous forme réduite puis complexée. La réduction est un phénomène énergétique associé à la photosynthèse. L'accumulation suit une cinétique du premier ordre.

En revanche, les formes réduites du technétium ne sont pas mobilisables par les végétaux aquatiques (Sheppard et Evenden, 1991). L'oxydation au voisinage de la rhizosphère est sans influence sur la spéciation du technétium éventuellement immobilisé dans les sédiments.

Animaux

Chez les animaux aquatiques, quel que soit le niveau trophique, le technétium s'accumule dans les tissus mous chez les mollusques et dans le tractus digestif pour les poissons. Leur niveau de contamination est plus important par voie directe que par voie trophique, conformément à la prédominance du pertechnétate soluble dans le milieu. Ces connaissances reposent essentiellement sur l'étude d'un réseau trophique d'un étang expérimental (Blaylock *et al.*, 1982 ; Blaylock *et al.*, 1986).

Mobilité et biodisponibilité en milieu aquatique marin

Eaux

Dans l'eau de mer le technétium se trouve à l'état de pertechnétate. Le technétium réduit se re-oxyde immédiatement à l'état Tc^{+7} en eau de mer aérée (Masson *et al.*, 1981).

Les usines de retraitement (La Hague en Manche, Sellafield en mer d'Irlande) rejettent le technétium à l'état de pertechnétate très soluble qui se comporte comme un élément conservatif. C'est un traceur des masses d'eau qui, du fait de sa longue période, est transporté sur de longues distances en Manche, Mer d'Irlande, Mer du Nord pour se disperser en Arctique jusqu'en mer de Kara à l'est et vers le Groenland à l'ouest (Dahlgard, 1995 ; Kershaw *et al.*, 1999 ; Smith *et al.*, 2001). De nombreuses études mettent à profit ces rejets pour étudier la dispersion du ^{99}Tc en Atlantique nord-est (McCubbin *et al.*, 2002 ; Lindahl *et al.*, 2003 ; Kershaw *et al.*, 2004).

Sédiments

Les coefficients de distribution, K_d , sont généralement très faibles ($< 1 \text{ Bq.kg}^{-1}$ de solide sec par Bq.l^{-1} d'eau) néanmoins, on peut observer expérimentalement des K_d de l'ordre de 1×10^3 sur des sédiments très réducteurs (Masson *et al.*, 1981).

Les bactéries et la matière organique jouent un rôle important dans la sorption du technétium par les sédiments : un sédiment réducteur placé en condition stérile ne fixe pas le technétium (Masson *et al.*, 1981). Le rôle des micro-organismes dans la réduction du technétium a été étudié expérimentalement avec des souches bactériennes en culture (Lloyd *et al.*, 1998 ; 2000). Le TcO_4^- est réduit en formes insolubles mais aussi en formes solubles (Wildung *et al.*, 2000). Ainsi le Tc^{+4} forme des complexes avec les oxydes de fer et d'aluminium, la matière organique et les sulfures (Henrot, 1989 ; Wildung *et al.*, 2000). Après réduction le technétium est piégé entre les grains sédimentaires. La géochimie du technétium est complexe et dépend essentiellement de la concentration en matière organique (Keith-Roach *et al.*, 2003 ; Keith-Roach et Roos, 2004). Cette matière organique est, selon ces auteurs, la phase de fixation majeure en milieu réducteur, situation que l'on observe dans certains fjords, les sulfures jouant un rôle secondaire. Dans ces milieux environ 40 % du technétium est associé aux particules, 20 % aux colloïdes et le reste demeure à l'état réduit mais soluble.

Végétaux

Parmi les algues, seules les algues brunes — en particulier les fucales — fixent le technétium (Masson *et al.*, 1981 ; Aprosi et Masson, 1983 ; Topcuoglu et Fowler, 1984). Les activités dues aux retombées des essais nucléaires sont de l'ordre de $1 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$ dans les fucales (Holm *et al.*, 1986). En Manche, des concentrations maximales de $3\,700 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$ ont été mesurées à Goury en 1985 (Masson *et al.*, 1995) ; elles sont de l'ordre de $50 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$ en 2004 (Masson, données non publiées). En mer d'Irlande des concentrations de $213 \text{ kBq.kg}^{-1} \text{ sec}$ ont été observées près de Sellafield en 1995 (Mc Cartney et Rajendran, 1997).

Les facteurs de concentration, FC (Bq.kg^{-1} de végétal frais par Bq.l^{-1} d'eau), de l'ordre de 10^4 à 10^5 ont été déterminés, avec des différences inter-spécifiques pour les trois espèces de fucus les plus communes sur les côtes européennes (Masson *et al.*, 1995). La fixation du ^{99}Tc varie en fonction de la saison (Patti *et al.*, 1990). De ce fait, les longues séries temporelles d'analyses des concentrations en ^{99}Tc dans les fucales sont des outils précieux pour : déterminer l'extension et la vitesse de propagation des masses d'eau depuis les points de rejets ; établir des relations entre les quantités rejetées et les activités mesurées en divers points des côtes européennes (Dahlgaard, 1995 ; Masson *et al.*, 1995 ; Dahlgaard *et al.* 1997) ; prédire un impact en fonction de scénarios de rejets (Nawakowski *et al.*, sous presse).

Animaux

L'accumulation et la rétention du technétium ont été étudiées expérimentalement au cours des années 1970 – 1980 chez plusieurs variétés d'organismes marins, annélides, mollusques, crustacés, poissons (Fowler *et al.*, 1981 ; Masson *et al.*, 1981 ; Aprosi et Masson, 1983 ; Beasley *et al.*, 1982).

Les facteurs de concentration pour l'organisme entier sont généralement faibles ($\text{FC} < 10$), cependant des valeurs plus élevées (10 à 100) sont observées pour certains polychètes (Masson *et al.*, 1981), pour des mollusques, particulièrement l'ormeau (Beasley *et al.*, 1982 ; Blaylock *et al.*, 1982 ; Masson *et al.*, 1986). Des facteurs de concentration très élevés ($\text{FC} > 1\,000$) sont rapportés pour les homards juvéniles et adultes (Pentreath, 1981 ; Masson *et al.*, 1981 ; Swift, 1985) ainsi que pour les langoustines (Swift, 2001). Curieusement les autres crustacés décapodes (crabes, crevettes) ne présentent pas les mêmes capacités à concentrer le technétium.

La glande verte et l'hépatopancréas des homards sont les organes qui accumulent le plus le technétium, avec des facteurs de concentration de 25 000 à 65 000 et de 7 500 à 16 000 respectivement (Busby, 1997 ; Masson *et al.*, 1989). Dans l'hépatopancréas le ^{99}Tc est essentiellement présent dans le cytosol des cellules où il est associé à des protéines moléculaires de faible poids moléculaire ($< 10 \text{ kDaltons}$) (Durand *et al.*, 1994 ; Goudard *et al.*, 1991), analogues aux métallothionéines selon Smith *et al.* (1998). La voie de contamination, par l'eau ou

par la nourriture, affecte la cinétique d'excrétion. L'épuration est plus rapide après une contamination par l'eau ($T_b \frac{1}{2} = 51$ jours) que par la nourriture ($T_b \frac{1}{2} = 108$ jours). La mue et la maturité sexuelle jouent un rôle primordial sur le métabolisme du technétium (Swift, 1985 ; Smith *et al.* 1998 ; Olsen *et al.*, 2003). Les données manquent en ce qui concerne la contamination par voie trophique.

En résumé ...

Le technétium 99 est un radio-isotope artificiel, émetteur bêta à vie longue, provenant pour l'essentiel des centres de retraitement du combustible. Sous sa forme la plus commune, pertechnétate $Tc(VII)O_4^-$, c'est un radioélément particulièrement mobile et biodisponible dans l'ensemble de la biosphère. Son comportement est cependant étroitement lié à son état d'oxydoréduction, ses formes réduites étant bien moins labiles.

Les conditions redox gouvernent la spéciation du technétium dans le sol, le pH n'ayant que peu d'influence dans la gamme habituelle de pH du sol. La sorption en milieu oxygène (ion pertechnétate), est faible, rapide et réversible, donnant lieu à des K_d proches de zéro, alors qu'en milieu anoxique elle est forte et quasiment irréversible. La matière organique, les oxy-hydroxydes métalliques limitent la mobilité et la biodisponibilité de l'élément. Il en est de même des micro-organismes anaérobies qui réduisent le technétium. La forme absorbée et mobile dans la plante est le pertechnétate. L'absorption du technétium est en concurrence avec celle d'éléments essentiels, notamment les nitrates et les sulfates. Par ailleurs, il peut être toxique à forte concentration. Le devenir du technétium dans la plante est lié au métabolisme du soufre. Les facteurs de transfert racinaire sont très élevés (supérieurs à 1 en valeurs relatives au poids sec) et l'accumulation s'effectue surtout au niveau des feuillages. Une re-évaluation des facteurs de transfert aux produits d'origine animale montrent que ceux-ci sont dans une gamme moyenne, cependant, les données restent limitées et incertaines. De façon générale, l'ordre de grandeur des paramètres radioécologiques décrivant les transferts dans les écosystèmes terrestres agricoles est connu, toutefois, l'évolution à très long terme du cycle du technétium en milieu terrestre reste mal appréhendée, l'essentiel des travaux ayant porté sur les conditions de la géosphère.

Le comportement du technétium, essentiellement présent en milieu marin du fait des rejets des usines de retraitement des combustibles usés de Sellafield en mer d'Irlande et de La Hague en Manche, n'a été que peu étudié dans les écosystèmes d'eau douce. Dans les eaux, le technétium est très mobile. Prédominant sous forme d'anion pertechnétate, il interagit très peu avec les fractions particulaires. Dans le milieu marin, ceci lui confère un rôle de traceur des masses d'eau très utilisé pour valider les modèles de dispersion. Toutefois, il est immobilisé lentement en milieu réducteur (en milieu marin dans les fonds de baie envasés, les fjords) ou acide (en milieu dulçaquicole dans les fonds de lac, sédiments profonds, etc.). Des changements de spéciation, notamment par réduction, expliqueraient son immobilisation dans les organismes aquatiques. Les facteurs de concentration sont généralement faibles, cependant des FC de l'ordre de 10^3 chez certains crustacés marins comme le homard et de 10^5 dans les algues brunes ont été déterminés.

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	$1,4 \times 10^{-1}$
Sol argileux	$1,0 \times 10^{-1}$
Sol limoneux ou texture moyenne	$1,2 \times 10^1$
Sol organique (> 30% de M.O.)	$1,5 \times 10^0$

(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)	$7,0 \times 10^{-1}$
Légumes feuilles	$1,2 \times 10^1 - 2,6 \times 10^3$
Légumes fruits (pois, haricots)	$4,0 \times 10^1$
Légumes racines (betterave, radis)	$8,0 \times 10^1$
Tubercules (pomme de terre)	$2,0 \times 10^{-1}$
Fourrage	$8,0 \times 10^0$
Herbe	$7,5 \times 10^1$

(IAEA, 1994)

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

Lait de chèvre (valeur par défaut) ¹	$1,1 \times 10^{-2}$
Lait de chèvre (valeur calculée) ³	$7,5 \times 10^{-3}$ ($7,5 \times 10^{-4} - 7,5 \times 10^{-2}$)
Lait de vache (valeur par défaut) ²	$1,0 \times 10^{-3}$
Lait de vache (valeur calculée) ³	$7,5 \times 10^{-4}$ ($7,5 \times 10^{-5} - 7,5 \times 10^{-3}$)
Viande (valeur par défaut) ²	$1,0 \times 10^{-3}$
Viande bovine (valeur calculée) ³	$7,5 \times 10^{-4}$ ($7,5 \times 10^{-5} - 7,5 \times 10^{-3}$)
Viande ovine (valeur calculée) ³	$7,5 \times 10^{-3}$ ($7,5 \times 10^{-4} - 7,5 \times 10^{-2}$)
Oeufs (valeur calculée) ³	$2,0 \times 10^0$ ($1,0 \times 10^{-1} - 3,0 \times 10^0$)

(¹ IAEA, 1994 ; ² IAEA, 2001 ; ³ Thorne, 2003)

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)

Conditions oxydantes	
Sédiments aérobies	$7 \times 10^{-3} - 2,8 \times 10^0$
pH neutre (après 10 jours)	$1,0 \times 10^{-1} - 3,0 \times 10^{-1}$
Sédiment organique	$4,3 \times 10^0 - 1,3 \times 10^1$
Sédiment sableux	$1,0 \times 10^{-1}$
Sédiment argileux	$4,0 \times 10^{-1}$
Conditions réductrices	
pH neutre (après 10 jours)	$1,0 \times 10^3$
Sédiment organique	$1,4 \times 10^1 - 9,2 \times 10^3$
Sédiment sableux	$3,0 \times 10^{-1}$
Sédiment argileux	$5,0 \times 10^{-1}$

(Wildung *et al.*, 1979 ; Lieser et Bauscher, 1987 ; Bird et Schwartz, 1997)

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

Cyanobactéries	$7 \times 10^{-4} - 1,8 \times 10^{-3}$
Algues vertes (espèces non précisées) (<i>Scenedesmus obliquus</i>)	$1,0 \times 10^0 - 1,0 \times 10^1$ 5×10^0
Périphyton	$4,0 \times 10^1$
Lentille d'eau (<i>Lemna gibba</i>)	$3,2 \times 10^0 - 3,8 \times 10^0$
Macrophyte (<i>Elodea canadensis</i>)	$6,1 \times 10^1$

(Blaylock *et al.*, 1986 ; Garnham *et al.*, 1993 ; Hannard, 1982 ; Wolterbeek *et al.*, 2000)

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

Zooplancton (<i>Diaptomus reighardi</i>)	$3,6 \times 10^1$
Arthropodes	
Insectes aquatiques	$3,0 \times 10^0 - 8,0 \times 10^0$
Crustacés (écrevisse)	
(<i>Pacifastacus leniusculus</i>)	$1,6 \times 10^0$
(<i>Cambarus sp.</i>)	$3,0 \times 10^1$
Mollusques	
(<i>Corbicula malinensis</i>)	$1,0 \times 10^0$
(<i>Helisoma sp.</i>)	$1,2 \times 10^2$
(<i>Juga silicula</i>)	$4,1 \times 10^1$
Amphibien (<i>Taicha granulosa</i>)	$1,1 \times 10^1$
Poissons	
(<i>Gambusia affinis</i>)	$7,5 \times 10^1$
(<i>Cyprinus carpio</i>)	$1,1 \times 10^1$

(Blaylock *et al.*, 1986 ; Blaylock *et al.*, 1982)**Facteur de transfert trophique (Bq.kg⁻¹ de prédateur frais par Bq.kg⁻¹ de proie fraîche)**

Aucune valeur

Paramètres radioécologiques usuels : milieu marin

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

Estuaire de l'Esk (UK) (<i>in situ</i>)	$2,0 \times 10^2$
Needle's eye (UK) (<i>in situ</i>)	$1,5 \times 10^1$
Mariage Fjord (DK) (<i>in situ</i>)	$3,0 \times 10^4$
Roskilde fjord (DK) (<i>in situ</i>)	$1,3 \times 10^3$

(Keith-Roach *et al.*, 2003)

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

Algues brunes	
<i>Fucus serratus</i> (<i>in situ</i>)	$1,5 \times 10^5$
<i>Fucus vesiculosus</i> (<i>in situ</i>)	$1,75 \times 10^5$
<i>Fucus spiralis</i> (<i>in situ</i>)	$6,1 \times 10^4$

(Masson *et al.*, 1995)

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

Crustacés	Valeur par défaut ¹	1×10^3
	<i>Homarus (in situ)</i> ²	$6,4 \times 10^3 - 6,8 \times 10^3$
	<i>Nephrops norvegicus (in situ)</i> ²	$2,8 \times 10^3$
Mollusques	Valeur par défaut ¹	1×10^3
	<i>Mytilus edulis (in situ)</i> ²	$9,7 \times 10^2$
	<i>Crassostrea gigas (in situ)</i> ²	$2,8 \times 10^2$
Poissons	Valeur par défaut ¹	1×10^1
	Poissons divers (<i>in situ</i>) ²	$1,25 \times 10^1$

(¹ IAEA, 1985 ; ² Smith *et al.*, 2001)

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

Aucune valeur

Bibliographie succincte

Aarkrog A, Chen Q, Dahlgard H, Nielsen SP, Trapeznikov A et Pozolotina V (1997). Evidence of Tc-99 in Ural river sediments. *J Environ Radioactiv*, 37 (2): 201-213.

Aprosi G et Masson M (1983). Bilan des études expérimentales de transferts de technétium à des sédiments et à des espèces marines benthiques et comparaison à des résultats in situ. *Radioprotection*, 19: 89-103.

Beasley TM, Lorz HV et Gonor JJ (1982). Biokinetic behaviour of technetium in the red abalone *Haliotis rufescens*: a reassessment. *Health Phys*, 43: 501-507.

Bergquist BA, Marchetti AA, Martinelli RE, McAninch JE, Nimz GJ, Proctor ID, Southon JR et Vogel JS (2000). Technetium measurements by accelerator mass spectrometry at LLNL. *Nucl Instru Method B*, 172, 328-332.

Blaylock BG, Frank ML et De Angelis DL (1982). Bioaccumulation of Tc-95m in Fish and Snails. *Health Phys*, 42 (3): 257-266.

Blaylock BG, Frank ML et DeAngelis DL (1986). Behaviour of Technetium in freshwater environments. In: Desmet G et Myttenaere C. *Technetium in the environment*, Elsevier Applied Science Publishers, London, New-York, 79-80.

Bird GA et Schwartz WJ (1997). Partition coefficients (KD values) for Tc in shield lake sediment under oxidizing and reducing conditions. *Wat. Res.*, 31 (7) : 1673-1678.

Busby R (1997). *The behaviour of technetium in the Irish sea*. PhD Thesis, University of Glasgow, 156p.

Cataldo DA, Garland TR et Wildung RE (1986). Plant root absorption and metabolic fate of technetium in plants. In: Desmet G et Myttenaere C. *Technetium in the environment*, Elsevier Applied Science Publishers, London, New-york, 265-280.

Coughtrey PJ, Jackson D et Thorne MC (1983). Technetium. In: *Radionuclides Distribution and transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems*. Vol. 3. Balkema AA, Rotterdam, Boston, 210-227.

Dahlgard H (1995). Transfer of European coastal pollution to the Arctic: radioactive tracers. *Mar Pollut Bull*, 31: 3-7.

Dahlgard H, Chen Q, Hermann J, Nies H, Ibbet RD et Kershaw PJ (1995). On the background level of ⁹⁹Tc, ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in the North Atlantic. *J Marine Syst*, 6: 571- 578.

Dahlgard H, Bergan TDS et Christensen GC (1997). Technetium-99 and caesium-137 time series at the Norwegian coast monitored by brown algae *Fucus vesiculosus*. In: Germain P, Guary JC, Guéguéniat P et Métivier H. « Radionuclides in the Oceans - RADOC 96-97 », Cherbourg-Octeville (Fr), 7-11 Oct. 1996. *Radioprotection – Colloques*, 32: 353-358.

Deneux-Mustin S, Roussel-Debet S, Mustin C, Henner P, Munier-Lamy C, Colle C, Berthelin J, Garnier-Laplace J et Leyval C (2003). Technétium. In: Tec&Doc. *Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : influence des micro-organismes du sol*. Lavoisier, Paris, 233-240.

De Zoubov N et Pourbaix M (1966). Technetium. In: Pourbaix M. *Atlas of electrochemical equilibria in aqueous solutions*. Pergamon Press, London, 294-299.

- Durand JP, Milcent MC, Goudard F, Paquet F, Germain P et Nafissi T (1994). Chemical behaviour of three radionuclides (cesium, americium and technetium) and their uptake at the cytosolic level in aquatic organisms. *Biochem Mol Biol Int*, 33: 521-534.
- Echevarria G, Vong PC et Morel JL (1998). Effect of NO_3^- on the fate of $^{99}\text{TcO}_4^-$ in the soil-plant system. *J Environ Radioactiv*, 38: 163-171.
- Echevarria G, Vong PC, Leclerc-Cessac E et Morel JL (1997). Bioavailability of technetium-99 as affected by plant species and growth, application form, and soil incubation. *J Environ Qual*, 26: 947-956.
- Ennis Jr. ME, Johnson JE, Ward GM et Voigt GM (1988). A specific activity effect in the metabolism of Tc. *Health Phys*, 54 (2): 157-160.
- Fattahi M, Musikas C, Abbe JC, Ben Said K, Delorme A (1997). Chimie du Technetium. In: *SUBATECH Laboratoire de Physique Subatomique et des Technologies Associees - Rapport d'activité 1994 –1996*, Gutbrod, Nantes, 152-155.
- Fowler SW, Benayoun G, Parsi P, Essa MWA et Schulte EH (1981). Experimental studies on the bioavailability of technetium in selected marine organisms. In: *Impacts of Radionuclide Releases into the Marine Environment*. International Atomic Energy Agency, Vienne, IAEA STI/PUB/565: 319-339.
- Garnham GW, Codd GA et Gadd GM (1993). Accumulation of technetium by cyanobacteria. *J App Phycol*, 5: 307-315.
- Gast RG, Landa ER, Thorvig LH, Grigal DF et Balogh JC (1978). *Behavior of technetium-99 in soils and plants*. Final report April 1974 - December 1978, Dept. of Soil Science, Minnesota Univ., St Paul (USA).
- Goudard E, Durand JP, Pieri J, Masson M et George S (1991). Subcellular localisation and identification of $^{95\text{m}}\text{Tc}$ and ^{241}Am binding ligands in the hepatopancreas of the lobster *Homarus gammarus*. *Mar Biol*, 108: 411-417.
- Gu BS et Schulz RK (1991). *Anion retention in soil: a review. Application to reduce migration of buried technetium and iodine*. Office of Nuclear Regulatory Research, US Nuclear Regulatory Commission, Rapport NUREG-CR5464.
- Hannard J (1982). Étude de la cinétique d'absorption et de désorption du Technetium 99 et du Césium 134 par *Scenedesmus obliquus*. Université Catholique de Louvain, Belgique. Mémoire de licence de botanique.
- Hattink J (2000). *Accumulation of Technetium in Duckweed*. PhD thesis. University of Delft, The Netherlands.
- Henrot J (1988). *Behavior of technetium in soil: sorption-desorption processes*. PhD thesis, University of Tennessee, Knoxville (USA).
- Henrot J (1989). Bioaccumulation and chemical modification of Tc by soil bacteria. *Health Phys*, 57: 239-245.
- Holm E, Rioseco J et Mattsson S (1986). Technetium-99 in the Baltic sea. In: Desmet G et Myttenaere C. *Technetium in the environment*. Elsevier Applied Science Publishers, London, New-york, 61-68.
- IAEA (2001). *Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment*. International Atomic Energy Agency, IAEA Safety Reports Series, N°19, Vienne.

- IAEA (1994). *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments*. International Atomic Energy Agency, IAEA Technical reports Series N° 364, Vienne.
- IAEA (1985). *Sediment Kds and concentration factors for radionuclides in the marine environment*. International Atomic Energy Agency, IAEA Technical reports Series N° 247, Vienne.
- Jensen BS (1980). *The geochemistry of radionuclides with long half life. Their expected migration behavior*. Rapport RISØ, RISØ National Laboratory, Denmark, 53 p.
- Kaplan DI et Serne RJ (1998). Pertechetate exclusion from sediments. *Radiochim Acta*, 81: 117-124.
- Keith-Roach MJ et Roos P (2004). Redox-dependent behaviour of technetium-99 entering a permanently stratified anoxic fjord (Framvaren fjord, Norway). *Estuar Coast Shelf S*, 60(1):151-161.
- Keith-Roach MJ, Morris J et Dahlgard H (2003). An investigation into technetium binding in sediments. *Mar Chem*, 81: 149-162.
- Kershaw PJ, McCubbin D et Leonard KS (1999). Continuing contamination of north Atlantic and Arctic waters by Sellafield radionuclides. *Sci Tot Environ*, 237/238: 119-132.
- Kershaw JP, Heldal HI, Mork KA et Rudjord AL (2004). Variability in the supply, distribution and transport of the transient tracer ⁹⁹Tc in the NE Atlantic. *J Marine Syst*, 44: 55-81.
- Kim E, Benedetti MF et Boulegue J (2004). Removal of dissolved rhenium by sorption onto organic polymers: study of rhenium as an analogue of radioactive technetium. *Water Res*, 38(2): 448-454.
- Krijger GC, Harms AV, Leen R, Verburg TG et Wolterbeek B (1999) Chemical forms of technetium in tomato plants; TcO₄⁻, Tc-cysteine, Tc-glutathione and Tc-proteins. *Environ Exp Bot*, 42: 69-81.
- Krupka KM et Serne RJ (2002). *Geochemical Factors Affecting the Behavior of Antimony, Cobalt, Europium, Technetium, and Uranium in Vadose Sediments*. Pacific Northwest National Laboratory, Rapport PNNL-14126, US Department of Energy, 59-71.
- Landa ER, Thorvig LH et Gast LH (1977). Effect of selective dissolution, electrolytes, aeration and sterilization on technetium-99 sorption by soils. *J Environ Qual*, 6: 181-187.
- Leconte P (2002). Inventaire des principaux éléments à vie longue. In: CEA. *Les recherches pour la gestion des déchets nucléaires*, Clef CEA, 46: 3-5.
- Lide D (1999). *Handbook of Chemistry and Physics*. 79th. edition. Chemical Rubber Company CRC press, Florida (USA).
- Lieser KH et Bauscher C (1987). Technetium in the hydrosphere and in the geosphere. *Radiochim Acta*, 42: 205-213.
- Lindahl P, Ellmark C, Gäfvert T, Mattsson S, Roos P, Holm E et Erlandsson B (2003). Long-term study of ⁹⁹Tc in the marine environment on the Swedish west coast. *J Environ Radioact*, 67: 145-156.
- Lloyd JR, Cole JA et Macaskie LE (1997). Reduction and removal of heptavalent technetium from solution by *Escherichia coli*. *J Bacteriol*, 179(6): 2014-2021.
- Lloyd JR, Nolting HF, Solé VA, Bosecker K et Macaskie LE (1998). Technetium reduction and precipitation by sulfate-reducing bacteria. *Geomicrobiol J*, 15: 45-58.

- Lloyd JR, Solé VA, Van Praagh CVG et Luley DR (2000). Direct and Fe(II)-mediated reduction of technetium by Fe(III)-reducing bacteria. *Appl Environ Microbiol*, 66: 3743-3749.
- Luykx F (1986). Technetium discharges into the environment. In: Desmet G et Myttenaere C. *Technetium in the environment*, Elsevier Applied Science Publishers, London, New-York, 21-28.
- Mc Cubbin D, Leonard KS, Brown J, Kershaw PJ, Bonfeld RA et Peak T (2002). Further studies of the distribution of technetium-99 and caesium-137 in UK and European coastal waters. *Cont Shelf Res*, 22: 1417-1445.
- Mc Cartney M et Rajendran K (1997). ^{99}Tc in the Irish Sea: recent trends. *Radioprotection – Colloques*, 32, C2: 359-364.
- Masson M, Aprosi G, Lanièce A, Guéguéniat P et Belot Y (1981). Approches expérimentales de l'étude des transferts du technetium à des sédiments et à des espèces marines benthiques. In: *Impacts of Radionuclide Releases into the Marine Environment*. International Atomic Energy Agency, Vienne, IAEA STI/PUB/565: 341-359.
- Masson M, Aprosi G et Germain P (1986). Le technetium et l'Ormeau (*Haliotis tuberculata*) : données expérimentales et *in situ*. In: Desmet G et Myttenaere C. *Technetium in the environment*, Elsevier Applied Science Publishers, London, New-York, 251-264.
- Masson M, Patti F, Colle C, Roucoux P, Grauby A et Saas A (1989). Synopsis of French experimental and *in situ* research on the terrestrial and marine behaviour of Tc. *Health Phys*, 2: 269-279.
- Masson M, Van Weers A, Groothuis RE, Dahlgaard H, Ibbett RD et Leonard KS (1995). Time series for seawater and seaweed of ^{99}Tc and ^{125}Sb originating from releases at La Hague. *J Mar Syst*, 6: 397-413.
- Nawakowski C, Nicholson MD, Kershaw PJ et Leonard KS (in press). Modelling ^{99}Tc concentrations in *Fucus vesiculosus* from the north-east Irish Sea. *J Environ Radioact*.
- Nuclides 2000 (1999). *An electronic chart of the nuclides*. Institute for Transuranium Elements, Joint research center, European commission.
- Olsen YS et Vives i Battle J (2003). A model for the bioaccumulation of ^{99}Tc in lobsters (*Homarus gammarus*) from west Cumbrian coast. *J Environ Radioact*, 67: 219-233.
- Patti F, Jeanmaire L, Masson M, Pinton P et Garcet M (1990). Temporal variations of iodine-127, potassium-210 and technetium-99 concentrations in *Fucus serratus* in the English Channel. *J Radioan Nuc Ch Ar*, 142(2): 467-480.
- Pentreath RJ (1981). The biological availability to marine organisms of transuranium and other long lived radionuclides. In: *Impacts of Radionuclide Releases into the Marine Environment*. International Atomic Energy Agency, Vienne, IAEA STI/PUB/565: 241-272.
- Peretrukhin VF, Khizhnyak TV, Lyalikova NN and German KE (1996). Biosorption of technetium-99 and some actinides by bottom sediments of Lake Beloe Kosino of the Moscow region. *Radiochemistry* 38: 440-443.
- Saas A, Grauby A, Colle C, Denardi JL, Nomura T et Joyer P (1982). Évolution physico-chimique du technétium 99 et du sélénium 79 dans les sols. Comparaison des transferts sol-plante à long terme. *Proceedings of the International Symposium on Environmental Migration of long-lived radionuclides*, Knoxville, USA, Juillet 1981, 263-273.
- Sakanoue M (1997). Historical survey of technetium studies. *Radiochem*, 39 (3): 191-197.
- Schneider M, Coeytaux X, Faïd YB, Marignac Y, Rou E, Thompson G, Fairlie I, Lowry D et Sumner D (2001). *Possible toxic effects from the nuclear reprocessing plants at Sellafield*

and Cap de la Hague. The STOA Programme, PE 303.110 Scientific and Technological Options Assessment European Parliament, Bruxelles.

Schulte EH et Scoppa P (1987). Sources and behavior of technetium in the environment. *Sci Tot Environ*, 64: 163-179.

Sekine T, Asai N, Mine T et Yoshihara K (1997). Complexation of technetium traces with humic acid. *Radiochem*, 39: 309-311.

Sheppard SC, Sheppard MI et Evenden WG (1990). A novel method used to examine variation in Tc sorption among 34 soils, aerated and anoxic. *J Environ Radioactiv*, 11: 215-233.

Sheppard SC et Evenden WG (1991). Can aquatic macrophytes mobilize technetium by oxidizing their rhizosphere? *J Environ Qual*, 20: 738-744.

Smith DL, Knowles JF et Winpenny K (1998). The accumulation, retention and distribution of ^{95m}Tc in crab (*Cancer pagurus* L.) and lobster (*Homarus gammarus* L.). A comparative study. *J Environ Radioactiv*, 40: 113-135.

Smith V, Fegan M, Pollard D, Long S, Hayden E et Ryan TP (2001). Technetium 99 in the Irish marine environment. *J Environ Radioactiv*, 56: 269-284.

Stalmans M, Maes A et Cremers A (1986). Role of organic matter as a geochemical sink for technetium in soils and sediments. In: Desmet G et Myttenaere C. *Technetium in the environment*, Elsevier Applied Science Publishers, London, New-York, 91-114.

Swift DJ (1985). The accumulation of ^{95m}Tc from sea water by juvenile lobsters (*Homarus gammarus* L.). *J Environ Radioactiv*, 2 : 229-243.

Swift D (2001). The accumulation and retention of ^{95m}Tc by the Norway lobster (*Nephrops norvegicus* L.). *J Environ Radioactiv*, 57 : 139-149.

Tagami K et Uchida S (1999). Chemical transformation of technetium in soil during the change of soil water conditions. *Chemosphere*, 38: 963-971.

Thorne MC (2003). Estimation of animal transfer factors for radioactive isotopes of iodine, technetium, selenium and uranium. *J Environ Radioactiv*, 70(1-2): 3-20.

Topcuoglu S et Fowler SW (1984). Factors affecting the biokinetics of technetium (^{95m}Tc) in marine macroalgae. *Mar Environ Res*, 12: 25-43.

Uchida S, Tagami K, Wirth E et Rühm W (1999). Concentrations levels of technetium-99 in forest soils collected within the 30-km zone around the Chernobyl reactor. *Environ Pollut*, 105: 75-77.

Van Loon L, Lembrechts JF (1986). Speciation of technetium in plants grown on substrates which contained different chemical forms of technetium. In: Desmet G et Myttenaere C. *Technetium in the environment*, Elsevier Applied Science Publishers, London, New-york, 301-306.

Wigley F, Warwick PE, Croudace IW, Caborn J et Sanchez AL (1999). Optimised method for the routine determination of Technetium-99 in environmental samples by liquid scintillation counting. *Anal Chim Acta*, 380(1): 73-82.

Wildung RE, McFadden KM et Garland TR (1979). Technetium sources and behavior in the environment. *J Environ Qual*, 8 (2): 156-161.

Wildung RE, Gorry YA, Kruka KM, Hess NJ, Li SW, Plymale AE, McKinley JP et Fredrickson JK (2000). Effect of electron donor and solution chemistry on products of dissimilatory reduction of technetium by *Shewanella putrefaciens*. *Appl Environ Microbiol*, 66: 2451-2460.

Wolterbeek HT, Van der Meer AJ et Dielemans U (2000). On the variability of plant bio-concentration factors (BCF) of environmental radionuclides: a case study on the effects of surface film and free space on the interpretation of $^{99m}\text{TcO}_4^-$ sorption in duckweed. *Sci Tot Environ*, 257: 117-190.

Yoshihara K (1996) Technetium in the environment. *Top Curr Chem*, 176: 17-35.