

Césium 137

et environnement

FICHE RADIONUCLÉIDE

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.

137
55 Cs

RÉDACTION :

**C. Colle,
C. Adam,
J. Garnier-Laplace,
S. Roussel-Debet**

VÉRIFICATION :

K. Beaugelin-Seiller

DATE DE RÉDACTION :

28/03/01

RÉVISION :

**K. Beaugelin-Seiller,
S. Roussel-Debet,
P. Germain**

VÉRIFICATION :

C. Colle

DATE DE RÉVISION :

30/07/05

CARACTÉRISTIQUES

CHIMIQUES

Le césium appartient, comme le lithium, le sodium, le potassium et le rubidium, à la classe des métaux alcalins. Chimiquement, le césium présente un seul degré d'oxydation correspondant au cation Cs⁺.

NUCLÉAIRES

Le césium possède 31 isotopes dont la masse varie de 114 à 145. Parmi eux, seul l'isotope 133 est stable. La période de décroissance radioactive est supérieure à l'année uniquement pour les isotopes 134 (2,2 ans), 135 (2,9 x 10⁶ ans) et 137 (30 ans).

Le ¹³⁷Cs, émetteur β⁻, donne naissance avec un rendement de 94,6 % au ^{137m}Ba et avec un rendement de 5,4 % au baryum 137 stable. Le ^{137m}Ba de période 2,55 minutes conduit au baryum 137 stable, avec une émission gamma (661,7 keV, rendement 85 %).

¹³⁷Cs

Période radioactive	30 ans
Activité massique	3,22 x 10 ¹² Bq.g ⁻¹
Émission(s) principale(s) par désintégration (rendement d'émission %)	β ⁻ E _{max} = 512 keV (94,6 %) ; E _{max} = 1 117 keV (5,4 %)

(Nuclides 2000, 1999)

ORIGINES

NATURELLE

Sans objet.

ARTIFICIELLE

Explosions nucléaires atmosphériques

Pendant la période 1945-1980, les essais nucléaires atmosphériques ont libéré dans l'environnement une quantité de ¹³⁷Cs estimée à 948 PBq, qui s'est peu à peu déposée sur l'ensemble de la planète. Le dépôt cumulé qui en a résulté est évalué à 142 kBq.m⁻² pour l'hémisphère nord et 35 kBq.m⁻² pour l'hémisphère sud (UNSCEAR 2000).

Rejets des installations nucléaires en fonctionnement normal

La deuxième source de ^{137}Cs est le cycle du combustible. Le cœur d'un réacteur de 1300 MWe contient en fin de cycle environ 4×10^{17} Bq de césium confinés à l'intérieur du combustible. En fonctionnement normal, une faible fraction de ce césium se retrouve rejetée dans l'environnement. Lors du retraitement du combustible irradié, le ^{137}Cs est extrait avec les autres produits de fission. En 1999, les rejets de ^{137}Cs de l'usine de retraitement du combustible de la Hague s'élevaient à 1,3 TBq et ceux de Sellafield à 7,9 TBq, en quasi-totalité sous forme liquide (Van der Stricht et Jansens, 2001). Ces rejets sont en diminution : en 2003, ils étaient de 0,76 TBq pour l'usine de retraitement de la Hague (communication COGEMA) et de 6,24 TBq pour Sellafield (CEFAS, 2004).

Les ^{134}Cs et ^{135}Cs sont également présents dans les rejets liquides et gazeux issus des différentes étapes de retraitement du combustible.

Rejets accidentels

En 1957, les accidents de Kyshtym (Tcheliabinsk, Russie) et de Windscale (Royaume-Uni) ont entraîné des rejets en ^{137}Cs de respectivement 26,64 TBq (UNSCEAR 2000) et 22 TBq (Agalesdes *et al.*, 2000).

L'activité du ^{137}Cs émis dans l'environnement lors de l'accident de Tchernobyl est estimée à 85 PBq. Le dépôt a pu atteindre plusieurs $\text{MBq}\cdot\text{m}^{-2}$ à proximité du site, alors qu'en Europe occidentale, notamment en France, le dépôt a été de l'ordre de quelques $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ à quelques dizaines de $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$. L'une des caractéristiques de cet accident, survenu le 26 avril 1986, est la signature isotopique à l'émission avec un rapport $^{137}\text{Cs} / ^{134}\text{Cs}$ de l'ordre de $2,00 \pm 0,17$ (Renaud *et al.*, 1999-a).

CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT ET MÉTROLOGIE

Après l'accident de Tchernobyl, les dépôts surfaciques observés en France s'étendent globalement selon un gradient est-ouest. Les dépôts totaux moyens en ^{137}Cs sur les surfaces agricoles vont de $120 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ dans l'Ouest du pays à $3\,560 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ dans l'Est où des valeurs peuvent dépasser localement $6\,000 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$. Sur la majeure partie du territoire, le retour aux concentrations mesurées avant l'accident s'est opéré, sauf dans certains sites parmi les plus touchés initialement où certains processus de re-concentration (ruissellement, érosion) peuvent être exacerbés (Vosges, Mercantour, Jura). Dans les eaux de surface (rivières, lacs), les concentrations sont toujours restées inférieures à $0,1 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$ (Renaud *et al.*, 1999-a).

En 1997, l'activité volumique de ^{137}Cs dans l'air en France était de $0,6 \mu\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ en moyenne annuelle. Le bruit de fond en milieu terrestre est environ de 2 à $5 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, soit de l'ordre d'une dizaine de $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans les couches supérieures des sols. Pour les eaux de surface, les concentrations sont de l'ordre du $\text{mBq}\cdot\text{l}^{-1}$ dans les zones uniquement influencées par les retombées atmosphériques (Calmet *et al.*, 2000).

De nos jours, en France, le ^{137}Cs est encore détecté régulièrement dans certaines matrices du milieu marin. Les niveaux rencontrés sont de l'ordre de $0,1$ à $2 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ dans l'eau de mer. Dans les algues et les moules, on observe des activités massiques de l'ordre de $0,1$ à $2 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ sec et de $0,1$ à $6 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ sec dans les poissons. Dans les sédiments, les activités vont de $0,1$ à $15 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ sec (gammas de concentrations observées par l'IRSN).

Le ^{137}Cs est facilement mesuré par spectrométrie gamma à partir de la raie d'émission de son fils, le $^{137\text{m}}\text{Ba}$, émetteur γ .

MOBILITÉ ET BIODISPONIBILITÉ EN MILIEU TERRESTRE

L'isotope stable, ^{133}Cs , existe naturellement, avec des concentrations allant de 0,3 à 25 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ sec dans les sols et de 8×10^{-5} à 90 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ sec dans les végétaux terrestres (Coughtrey et Thorne, 1983).

SOLS

Le césium est en général considéré comme très peu mobile dans la majorité des sols, comme en témoignent les profils réalisés plusieurs années après un apport, avec une rétention majoritaire dans la couche superficielle (Colle et Roussel-Debet, 2000). Dans les sols « moyens » présentant une teneur en matière organique de l'ordre de quelques pourcents, la partition sol-solution de l'ion Cs^+ est majoritairement contrôlée par un mécanisme d'échange ionique avec les argiles (Poinssot *et al.*, 1999). Ce mécanisme concerne en particulier les montmorillonites ; en bordure des feuillets apparaissent des sites FES (frayed edge sites) qui jouent un rôle déterminant dans la fixation sélective du Cs^+ (Cornell, 1993). D'autres sites interfoliaires spécifiques peuvent piéger le césium de manière « irréversible » (Rigol *et al.*, 2002). Enfin, le césium peut également s'échanger de façon non spécifique sur les sites plans des argiles ainsi qu'avec les sites d'échange de la matière organique. Le césium est réputé être relativement mobile dans les sols « organiques » au sens d'une teneur en matière organique de l'ordre de plusieurs dizaines de pourcents (Staunton *et al.*, 2002 ; Wang *et al.*, 2000). Les relations entre la sorption du césium et la matière organique sont cependant complexes, puisque la présence dans un sol d'une faible quantité d'argiles suffit pour que la sorption soit gouvernée par les sites spécifiques de l'argile (Rigol *et al.*, 2002).

Parmi les nombreuses corrélations observées entre le K_d du césium et un ou plusieurs paramètres globaux du sol, on retiendra en particulier celles qui sont susceptibles d'influencer l'échange cationique et par conséquent le K_d : capacité d'échange cationique (Elejalde *et al.*, 2000), teneur en argiles, potassium et ammonium échangeable (Absalom *et al.*, 2001 ; Camps *et al.*, 2003, 2004 ; Rigol *et al.*, 2002 ; Sanchez *et al.*, 2002 ; Van der Perk *et al.*, 2000). Différents modèles d'estimation du K_d ont été proposés, basés sur le paramètre RIP (radiocesium interception potential), défini comme le produit du K_d *i.e.* coefficient de distribution du césium labile par la concentration des cations compétiteurs NH_4^+ et K, qui prend en compte les sites spécifiques et non spécifiques du césium.

La cinétique de sorption du césium sur le sol est réputée rapide, quelques dizaines de minutes à quelques jours (Hsu et Chang, 1994 ; Szenknect *et al.*, 2003 ; Wang, 2000). La plupart des auteurs qui ont réalisé le tracé des isothermes d'adsorption du césium montrent que le modèle de Freundlich (et/ou celui de Langmuir) est relativement bien adapté (*e.g.* Gutierrez et Fuentes, 1991 ; Hsu et Chang, 1994 ; Staunton, 1994 ; Campbell et Davis, 1995 ; Hakem *et al.*, 2000). La concentration maximale pour laquelle la linéarité est une hypothèse « acceptable » est très variable, selon les substrats testés : moins de 1×10^{-12} M dans divers sols, selon Page (1999), jusqu'à 1×10^{-5} M selon Wang *et al.* (2000) sur des sols ferrallitiques. Les résultats relatifs à la désorption du césium montrent un effet d'hystérésis marqué (la sorption n'est pas totalement réversible) ; la différence entre le K_d mesuré en sorption et en désorption peut atteindre 45 % (Wang *et al.*, 2000).

VÉGÉTAUX

La concentration de césium stable dans les végétaux est en moyenne de l'ordre de 0,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de produit sec (Coughtrey et Thorne, 1983) et présente une très forte variabilité ; aucun rôle physiologique n'a été à ce jour démontré bien qu'on trouve du césium en quantités infinitésimales dans la plupart des organismes vivants. Il présente une tendance à l'accumulation plus élevée dans les végétaux inférieurs. La demi-vie biologique du césium est de 4 à 5 ans dans les mousses et de 5 à 8 ans dans les lichens et les champignons supérieurs, contre environ 14 jours dans les plantes supérieures (Avery, 1996).

Les facteurs de transfert du radiocésium (^{134}Cs ou ^{137}Cs) ont été évalués soit à partir d'observations faites dans des zones contaminées, notamment à la suite de l'accident de Tchernobyl, soit à partir d'expérimentations, très nombreuses en ce qui concerne le transfert par voie racinaire.

En moyenne, tous végétaux confondus, le facteur de transfert racinaire exprimé en Bq.kg^{-1} de végétal sec par Bq.kg^{-1} de sol sec est de l'ordre de 0,2 (soit 0,03 par rapport au poids frais) avec une variabilité moyenne de l'ordre d'un facteur 10 (IAEA, 1994). Frissel *et al.* (2002) proposent une classification des facteurs de transfert racinaire en fonction du « statut nutritif » du sol (teneurs en potassium et/ou en divers éléments essentiels, pH...) et du fait que l'on s'intéresse à une situation à l'équilibre ou à un rejet accidentel, pour rendre compte de la diminution observée de biodisponibilité du césium avec l'ancienneté de la contamination. Les facteurs de transfert « de référence » qu'ils présentent varient ainsi de 0,006 pour un sol très riche, soumis à des rejets de routine à 8 pour un sol squelettique et acide, en conditions de rejets accidentels.

Les différences entre types de cultures sont importantes ; par exemple, les légumes feuilles et l'herbe présentent un transfert 20 à 10 fois plus important que les grains de céréales (IAEA, 1994). L'analyse statistique effectuée par l'UIR, Union Internationale des Radioécologistes, montre que le facteur de transfert moyen du césium diminue avec l'augmentation du pH du sol, du fait de la saturation du complexe cationique du sol. De façon plus générale, l'influence prépondérante de la teneur et de la composition des argiles du sol sur le transfert racinaire a été mise en évidence depuis les années 1960 (Coughtrey et Thorne, 1983). Depuis, un grand nombre de travaux ont montré l'importance des argiles minéralogiques dont la présence même en faible quantité suffit à fixer la quasi-totalité du césium. D'autres paramètres interviennent : l'absorption racinaire a tendance à diminuer avec la teneur en matière organique et surtout en présence d'ions compétiteurs tels que le potassium, ou de fertilisants, avec un effet notable de l'azote sous forme NH_3^+ , probablement lié à son rôle stimulateur dans la croissance des végétaux. Ainsi a été proposé un modèle qui rend compte de l'évolution au cours du temps de la biodisponibilité du césium (Van der Perk *et al.*, 2000 ; Absalom *et al.*, 1999, 2001) et permet une évaluation du facteur de transfert racinaire à partir du coefficient de distribution du césium labile K_d et de la concentration du césium dans la phase solide du sol.

Parmi les expérimentations — bien moins nombreuses — permettant d'étudier le transfert foliaire, beaucoup ont été effectuées depuis 1988 à l'IRSN, avec des dépôts d'aérosols (Madoz - Escande *et al.*, 1999, 2004 ; Vandecasteele, 2001). Ces essais ont notamment mis en évidence l'importance du stade de développement du végétal et de la présence/absence de l'organe considéré au moment du dépôt : ainsi, l'activité des grains d'orge à la récolte sera plus de 100 fois supérieure pour une contamination à maturité que pour un dépôt au stade plantule, alors que c'est l'inverse pour des tubercules de pommes de terre, non directement soumis au dépôt. L'absorption foliaire du césium est de l'ordre de quelques minutes à quelques heures. Son intensité dépend notamment de la configuration du feuillage — certaines particularités anatomiques pouvant jouer le rôle de piège — et de la composition et de l'épaisseur de la cuticule. L'influence de l'espèce peut être très marquée (Madoz-Escande *et al.*, 1999, 2004). Après pénétration du césium dans le végétal, les mécanismes régissant son cheminement sont loin d'être totalement élucidés. La diffusion dans la plante suit le transport de la sève et il semble que les vaisseaux du xylème agissent comme une barrière, ce qui entraîne des concentrations plus élevées dans les racines que dans les tiges (Coughtrey et Thorne, 1983 ; Avery, 1996 ; Madoz-Escande *et al.*, 2004). Le stade végétatif au moment du dépôt et la durée du cycle de culture qui déterminent l'importance de l'interception sont toutefois les paramètres prépondérants qui occultent largement les autres causes de variabilité des facteurs de transfert foliaire (Renaud *et al.*, 1999-b). On observe une diminution rapide de la contamination des productions végétales dans les mois suivant un dépôt de césium, du fait de l'ensemble des pertes liées notamment à la croissance du végétal, au lessivage du dépôt, et enfin, aux récoltes (par exemple, pour l'herbe, la première coupe élimine 88 % de la radioactivité). Cette décroissance exponentielle des concentrations des productions végétales a été constatée à partir de mesures effectuées depuis l'accident de Tchernobyl (Mück, 1997) et modélisée sous la forme générale : $F(t) = F(0) \times 2^{-t/T_b}$ où t (j) est le délai écoulé depuis le dépôt, F ($\text{m}^2.\text{kg}^{-1}$) le facteur de transfert foliaire et T_b (j) la période biologique (Antonopoulos-Domis *et al.*, 1996 ; Renaud *et al.*, 1999-b). Les valeurs des paramètres déduites des mesures après Tchernobyl varient de 0,04 à 0,4 jours pour $F(0)$ et de 5 à 37 jours pour T_b (Maubert *et al.*, 1988 ; Mück, 1997).

ANIMAUX

Chez les animaux domestiques, les coefficients de transfert à la viande et au lait sont très variables selon les espèces. Pour une espèce donnée, ils dépendent du mode d'élevage, de l'âge de l'animal, de la présence dans la ration alimentaire de complexants, d'éléments stables ou d'éléments de la même famille chimique. Dans le cas du bétail élevé au pâturage, l'ingestion de particules de terre peut représenter une source non négligeable de la contamination des ruminants, notamment les ovins. Dans la viande, le césium se trouve majoritairement dans la partie maigre des muscles rouges, très peu dans la graisse et les os. Dans le lait, il est essentiellement lié à la phase aqueuse et en proportion très faible dans la crème (Daburon 2000).

PRODUITS TRANSFORMÉS

Divers travaux destinés à mesurer l'effet des transformations agro-alimentaires sur l'activité en césium des produits transformés ont été entrepris après l'accident de Tchernobyl (*e.g.*, Cawse *et al.*, 1994 ; Colle et Roussel-Debet, 1994 ; Roussel-Debet et Réal, 1995 ; Wilkins et Bradley, 1987). Ces travaux ont permis de déterminer l'effet des principaux processus sur les teneurs résiduelles des aliments consommables.

Les farines blanches et le riz blanchi contiennent respectivement 30 % et 10 % du césium présent dans le grain brut. Corrélativement, les sous-produits (balles, sons, farines d'abrasion) ainsi que les germes ont une activité massique supérieure à deux fois celle du grain brut. Pour des végétaux contaminés par voie racinaire et dont la partie comestible est souterraine, le parage — qui consiste à retirer les parties non consommées — élimine de l'ordre de 60 % de l'activité initiale avec un facteur de transfert d'environ 0,5. Dans le cas de légumes à feuilles (salades, choux) contaminés par aérosols, il permet de réduire sensiblement l'activité du végétal ; l'efficacité dépend essentiellement du délai depuis la contamination. Pour la plupart des végétaux, le blanchiment — brève précuisson à l'eau ou à la vapeur — ou la cuisson enlèvent 10 à 20 % de l'activité du végétal. La conservation par appertisation permet également de diminuer l'activité des légumes : dans le cas de légumes contaminés par voie racinaire, l'activité résiduelle du césium dans la conserve égouttée est de l'ordre de 10 % à 50 %. La vinification aboutit à une activité résiduelle d'environ 5 à 30 % dans le vin par rapport aux raisins. La confection de bière aboutit à une activité résiduelle de 35 %. Enfin, la distillation de produits contaminés ayant subi une fermentation aboutit à des alcools exempts de radionucléides.

MOBILITÉ ET BIODISPONIBILITÉ DANS LES ÉCOSYSTÈMES DULÇAQUICOLES

EAUX

La forme dissoute Cs^+ est dominante en eau douce. Dans un cours d'eau, les isotopes radioactifs du césium s'ajoutent au césium stable d'origine naturelle dont la concentration varie de 0,004 à 2 $\mu g.l^{-1}$ avec une moyenne de 0,05 $\mu g.l^{-1}$ (Coughtrey et Thorne, 1983). Dans le domaine pH- E_H habituel des eaux douces, le césium forme des complexes minéraux de solubilité importante, mais n'interagit pas significativement avec des ligands organiques dissous tels que les substances humiques. Il peut appartenir à la fraction colloïdale uniquement par adsorption sur des colloïdes, tels des colloïdes de minéraux argileux (Garnier-Laplace *et al.*, 2000).

SÉDIMENTS

La mobilité du césium, définie par la force des liaisons mises en œuvre, la cinétique et la réversibilité des processus d'adsorption, est conditionnée par sa forte affinité avec les minéraux argileux des matières en suspension et des sédiments. En raison de sa forme ionique dominante, le mécanisme essentiel de sorption du césium est l'échange

d'ions, et concerne principalement les minéraux argileux, en particulier l'illite, sans exclure les carbonates et les oxy/hydroxydes. La cinétique de fixation du césium sur les matières en suspension et les sédiments, tout comme les quantités fixées, ne sont pas directement affectées par les variations du pH ou de l'oxygène dissous mais sont fonction de divers paramètres environnementaux, tels que la taille des particules, le temps de contact, la concentration en matières en suspension, la concentration en ions dissous de l'eau, la présence de phytoplancton, de micro-organismes, d'une faune bioturbatrice, de communautés algales benthiques ou de macrophytes (Garnier-Laplace *et al.*, 2000). La désorption du césium diminue avec l'augmentation du temps de contact entre particules et radionucléide, indiquant comme pour le sol un transfert du césium vers des sites de fixation irréversible, sur des illites (Bunker *et al.*, 2000 ; Ciffroy *et al.*, 2001 ; De Koning et Comans, 2004). A l'équilibre, le césium serait réparti également entre les sites à fixation « forte » et ceux à fixation « faible », ces derniers autorisant une facile désorption du césium. En fait, la réversibilité de la sorption du césium en milieu naturel serait suffisante pour que l'hypothèse d'un partage à l'équilibre soit admise lors de la modélisation à long terme de la mobilité du césium en milieu naturel (De Koning et Comans, 2004).

La gamme de variation du K_d est très large en liaison avec les processus affectant la fixation du césium sur les sédiments : de 50 à 80 000 l.kg⁻¹ (poids sec) pour les sédiments de surface, elle passe de 2 000 à 1 000 000 l.kg⁻¹ sec pour les matières en suspension (Garnier-Laplace *et al.*, 2000).

ORGANISMES VIVANTS EN GÉNÉRAL

Présentant des propriétés chimiques et électrochimiques très proches de celles du potassium, le césium jouerait un rôle biochimique similaire à celui de cet élément chez les organismes vivants (Garnier-Laplace *et al.*, 2000 ; Koulikov et Meili, 2003). Il pourrait ainsi être intégré dans les processus de régulation osmotique. Le césium est classé parmi les éléments les moins toxiques, dans la catégorie des macro-nutriments (Nieborer et Richardson, 1980). Or les ligands disponibles dans les systèmes biologiques pour ces éléments sont quantitativement importants, en particulier dans les protéines et les enzymes. Le cycle du césium est ainsi fortement lié à des processus physiologiques fondamentaux et un comportement biochimique similaire de cet élément est attendu chez tous les organismes, quel que soit leur niveau trophique. Son analogie avec le potassium, qui est présent dans les eaux douces à des concentrations plus de 10⁵ fois supérieures (0,5 à 10 mg.l⁻¹), laisse supposer un temps de résidence assez court dans les organismes. D'un point de vue strictement physiologique, les connaissances actuelles soutiennent l'hypothèse de l'homéostasie du Cs chez les organismes, s'exprimant par le maintien d'une concentration constante dans le milieu intérieur (Lazos *et al.*, 1989 ; Gardaire *et al.*, 1991). La réponse cinétique des organismes à une contamination en césium est alors fonction de la concentration du potassium dans le milieu extérieur (Koulikov et Meili, 2003). Elle peut être modélisée sous l'hypothèse d'une régulation par l'excrétion.

VÉGÉTAUX

Le césium pénètre dans les cellules végétales en suivant les voies empruntées par les ions potassium. Deux mécanismes majeurs semblent être mis en œuvre en fonction de la concentration du milieu extérieur en K⁺ (transport actif à faible concentration, $\cong 10 \mu\text{M}$, et diffusion facilitée à forte concentration, $\cong 10 \text{mM}$). Les espèces végétales assurant la production primaire des écosystèmes constituent le maillon le plus important pour l'intégration du césium dans les chaînes alimentaires. Cependant, peu de données existent dans la littérature relative à la contamination par les césium des macrophytes.

ANIMAUX

Chez les organismes animaux (crustacés, mollusques, poissons), l'entrée du césium par la voie branchiale, parallèlement au processus de respiration / osmorégulation, peut en général être négligée face à l'apport par ingestion de nourriture. L'assimilation du césium par cette voie peut atteindre une efficacité allant de 50 à 90 % (Koulikov et Meili, 2003). La qualité de la nourriture, très variée en fonction de l'organisme prédateur, de ses

habitudes alimentaires et des ressources trophiques de l'écosystème, joue un rôle significatif. Koulikov et Meili (2003) ont ainsi montré pour une même espèce de poisson une variation d'un facteur 3 du facteur de transfert du césium en fonction du type de proie ingérée. En ce sens, il est essentiel de distinguer les poissons consommateurs de second ordre des poissons dits super-prédateurs à tendance carnivore. De nombreux paramètres influencent la biocinétique du césium chez les poissons :

- le stade de maturité physiologique du poisson, les individus les plus jeunes présentant une activité métabolique plus importante et donc un turnover plus rapide que des individus plus âgés (Kryshev et Ryabov, 2000), ceci s'exprimant par une période biologique d'autant plus courte que l'individu est jeune (Malek *et al.*, 2004) ;
- l'espèce et son niveau trophique définissant son mode de vie (vecteurs de contaminations possibles) et son comportement alimentaire (type de proies, taux d'alimentation) selon un cycle saisonnier et selon la taille du poisson ;
- la température, imposant un taux de croissance donné et un taux d'évacuation gastrique ;
- la concentration en potassium de l'eau et de la nourriture (cette dernière présentant une concentration constante pour une espèce donnée en liaison avec l'homéostasie du potassium).

Ces influences se traduisent entre autres par des facteurs de concentration notablement inférieurs pour les poissons tropicaux et sub-tropicaux par rapport aux espèces des eaux tempérées (Twining *et al.*, 1996).

Les facteurs de transfert trophique à l'équilibre déterminés expérimentalement pour les césium chez certaines espèces sont parfois supérieurs à l'unité, révélant ainsi la possibilité d'une bioamplification. Cette tendance a été confirmée *in situ* chez les poissons du dernier niveau trophique, lors de contaminations accidentelles aiguës de milieux lacustres (Koulikov, 1996).

Le tissu cible commun pour les différentes espèces de poissons étudiées *in situ* ou en expérience, est principalement le muscle, quelle que soit la voie de transfert. Le ^{137}Cs est très soluble dans les liquides de l'organisme, comme la lymphe et le sang. Il migre rapidement à travers les membranes cellulaires et parvient à une distribution relativement uniforme dans les tissus mous. Le squelette peut fixer très lentement le césium pour conduire à long terme à un niveau de contamination non négligeable (Adam, 1997). Globalement, le muscle peut représenter jusqu'à 80 % de la quantité totale d'un poisson en ^{137}Cs et le squelette de 10 à 20 % (Malek *et al.*, 2004 ; Adam, 1997 ; Twining *et al.*, 1996). La phase d'élimination du radionucléide se traduit en général par une décontamination de la plupart des organes et tissus principalement au profit des muscles.

La bioaccumulation étant un processus dynamique appliqué à la distribution d'un polluant rarement à l'équilibre, du fait de la variation de ses apports et du cycle hydro-écologique du milieu, il est aisé de comprendre que les valeurs des facteurs de transfert usuelles rapportées dans la littérature couvrent plusieurs ordres de grandeur, chacune des valeurs se rapportant à une situation donnée. Toutefois, l'élévation d'un niveau trophique correspond généralement à une diminution d'un ordre de grandeur du facteur de concentration et à une augmentation du facteur de transfert trophique (Garnier-Laplace *et al.*, 2000).

PRODUITS TRANSFORMÉS

Les données relatives à la transformation des produits aquatiques sont très rares, et sont généralement issues d'études à portée sanitaire. Ainsi, Burger *et al.* (2004) ont travaillé sur l'effet de la cuisson sur les concentrations en césium des poissons. La perte d'eau liée à la cuisson génère une augmentation de 32 à 62 % de la concentration en ^{137}Cs des poissons cuits. Ces auteurs suggèrent un facteur de transformation de 2.

MOBILITÉ ET BIODISPONIBILITÉ EN MILIEU MARIN

EAUX

Le césium 137 a essentiellement un comportement d'élément soluble. Dans les eaux de mer, il est facile à mesurer par spectrométrie gamma (adsorption sur un précipité de ferrocyanure à partir de volumes de plusieurs dizaines à plusieurs centaines de litres). Cette facilité explique l'utilisation systématique du césium 137 comme traceur des masses d'eaux depuis plus de 30 ans à l'échelon mondial. Les très nombreuses mesures acquises dans les mers côtières de l'hémisphère nord ont permis de mettre en évidence le cheminement des eaux marines marquées par les rejets de l'usine de Sellafield depuis la Mer d'Irlande jusqu'aux mers arctiques après leur transit en mer du Nord (Bourlat *et al.*, 1997 ; Dahlgard *et al.*, 1986, 1995 ; Dahlgard, 1994 ; Hermann *et al.*, 1995 ; Kautsky, 1973, 1976, 1977, 1985, 1988a,b ; Kershaw *et al.*, 1997, 1999 ; McCubbin *et al.*, 2002 ; Povinec *et al.*, 2003). Utilisé seul ou en association avec le césium 134, il a permis de préciser les temps de transit des masses d'eaux entre deux régions (Kautsky, 1988a ; Kershaw et Baxter, 1995 ; Bailly du Bois *et al.*, 1993).

Les bilans quantitatifs effectués entre 1983 et 1994 fournissent une estimation du taux de fixation du césium rejeté par l'usine de La Hague par les sédiments et les particules durant son transit en Manche (Bailly du Bois et Guéguéniat, 1999). En six mois, 80 % du césium est évacué en Mer du Nord, les 20 % restants sont fixés par les sédiments, principalement dans les zones côtières.

En raison du bruit de fond dû aux retombées des essais nucléaires, le césium 137 reste l'un des seuls radionucléides artificiels mesurable partout dans les eaux de surface océaniques. Les concentrations en ^{137}Cs dans les eaux de surface varient de $0,1 \text{ Bq.m}^{-3}$ dans l'océan Pacifique sud à 5 Bq.m^{-3} dans l'océan Arctique (IAEA, 2005). Les concentrations dans les eaux profondes sont généralement inférieures aux limites de détection. Les teneurs en ^{137}Cs dans des eaux côtières influencées par les rejets de l'usine de retraitement de combustibles usés de COGEMA La Hague ont fortement diminué au cours des dernières décennies. Elles variaient de 30 à 50 Bq.m^{-3} durant les années 80 et sont comprises entre 1 et 2 Bq.m^{-3} en 2003 (les teneurs de l'isotope 134 sont inférieures à la limite de détection, de l'ordre de $0,3 \text{ Bq.m}^{-3}$). En mer d'Irlande les concentrations varient de 5 à 100 Bq.m^{-3} en 2003 (CEFAS, 2004).

SÉDIMENTS

En Manche, en 2003, les concentrations en ^{137}Cs dans les sédiments varient de $0,3$ à $6 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$. (Duffa *et al.*, 2004). Dans des sédiments d'estran sablo-vaseux du Nord Cotentin, les concentrations sont passées de $10 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$ dans les années 1990 à $1 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$ en 2003 (Fiévet et Germain, 2004). En Mer d'Irlande, en 2003, les concentrations en ^{137}Cs atteignaient $1\ 200 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$, à proximité de l'usine de retraitement des combustibles usés de Sellafield (CEFAS, 2004).

Dans les zones soumises dans le passé à des marquages importants, les sédiments fins ont pu stocker des quantités importantes de césium 137. Lorsque les rejets diminuent, ces sédiments constituent une source secondaire pour l'eau de mer et les espèces vivantes. Ce phénomène a été significatif en Mer d'Irlande durant les années 1990 – 2000 (Mc Cubbin *et al.*, 2002 ; Mitchell *et al.*, 1999), amenant des concentrations variant de 15 à 300 Bq.m^{-3} dans l'eau. La durée de mise à l'équilibre entre l'eau de mer et les sédiments superficiels est comprise entre 2 et 10 années (Mitchell *et al.*, 1999). Dans les zones de dépôt de sédiments fins, un enregistrement du marquage historique peut être identifié (Radakovitch *et al.*, 1999).

Les coefficients de partage eau-sédiment (K_d , exprimés en $\text{l.kg}^{-1} \text{ sec}$) proposés par l'IAEA sont de 4×10^3 pour les marges océaniques et de 2×10^3 pour les fonds océaniques (IAEA, 2004). Les travaux de synthèse du Groupe Radioécologie Nord Cotentin (GRNC, 1999) recommandent une valeur de $1 \times 10^3 \text{ l.kg}^{-1} \text{ sec}$ pour les sédiments côtiers.

VÉGÉTAUX

Le ^{137}Cs est présent dans les algues brunes des côtes françaises à des concentrations variant de 0,2 à 0,6 Bq.kg^{-1} sec. Ces niveaux sont dus au ^{137}Cs issu des retombées des essais atmosphériques nucléaires réalisés jusqu'à la fin des années 70. En Manche, les installations nucléaires du Nord-Cotentin sont autorisées à effectuer des rejets contrôlés en mer. Le ^{137}Cs est par conséquent présent dans le milieu à des concentrations légèrement supérieures à celles des côtes atlantiques, ce qui se répercute chez les végétaux marins. Les concentrations dans les algues ont évolué en parallèle avec les quantités d'effluents radioactifs rejetées au cours du temps, elles ont donc nettement diminué pour le ^{137}Cs . Depuis le début des années 2000, on observe des concentrations de 0,3 à 0,8 Bq.kg^{-1} sec au niveau du Cap de la Hague et on retrouve ces valeurs dans le Pas de Calais. Les concentrations en ^{134}Cs sont inférieures aux limites de détection (Germain *et al.*, 1990 ; Fiévet et Germain, 2004 ; Duffa *et al.*, 2004).

En mer d'Irlande les concentrations dans les végétaux atteignent 65 Bq.kg^{-1} frais ($\cong 325 \text{ Bq.kg}^{-1}$ sec) en 2003 dans la région de Sellafield (CEFAS, 2004).

Les algues marines concentrent 50 fois le césium depuis l'eau de mer (GRNC, 1999 ; IAEA, 2004). Les concentrations évoluent en parallèle avec celle du milieu, mais de façon atténuée en raison de la vitesse des échanges. Les valeurs de périodes biologiques calculées dans des macro-algues brunes sont de l'ordre du mois (Gomez *et al.*, 1991 ; Fiévet et Plet, 2003). En outre, les cycles saisonniers influencent la composition minérale des algues brunes, ce qui se répercute sur les concentrations en césium.

ANIMAUX

Le césium n'a pas de rôle biologique connu mais son comportement chimique est similaire à celui du potassium, dont il semble suivre les mécanismes de transfert. Au niveau cellulaire, le césium reste principalement sous forme soluble dans le cytosol, sans former de complexe avec des protéines de poids moléculaire élevé (Goudard *et al.*, 1998).

Les concentrations observées sur les côtes atlantiques, 0,2 à 0,6 Bq.kg^{-1} sec dans la chair ou le muscle (Fiévet et Germain, 2004) sont, comme dans les algues, dues au ^{137}Cs issu des retombées des essais atmosphériques nucléaires jusqu'à la fin des années 70.

En Manche, les concentrations en ^{137}Cs sont influencées par les rejets contrôlés des installations nucléaires du Nord Cotentin et suivent l'évolution des quantités d'effluents radioactifs rejetés en mer. Les centrales électronucléaires côtières rejettent également un peu de ^{137}Cs et peuvent participer à un léger marquage. Depuis le début des années 2000, on observe au niveau du Cap de la Hague des concentrations de 0,2 à 0,6 Bq.kg^{-1} sec dans la chair des mollusques, de 0,4 à 0,8 Bq.kg^{-1} sec dans le muscle de poisson. Au niveau du Pas de Calais on retrouve les valeurs de 0,2 à 0,6 Bq.kg^{-1} sec dans les animaux. Les concentrations en ^{134}Cs sont inférieures aux limites de détection (Germain *et al.*, 1990 ; Fiévet et Germain, 2004, Duffa *et al.*, 2004).

En mer d'Irlande, en 2003, les concentrations les plus élevées en ^{137}Cs étaient de 0,4 Bq.kg^{-1} frais pour les poissons (chair de plie), de 5,5 Bq.kg^{-1} frais pour les crustacés (chair de langoustines) et de 9,6 Bq.kg^{-1} frais pour les mollusques (chair de bigorneaux), à proximité de l'usine de retraitement des combustibles usés de Sellafield (CEFAS, 2004).

Le GRNC (1999) propose des facteurs de concentration de 400 pour les poissons, de 100 pour les crustacés, de 50 pour les mollusques. L'IAEA (2004) recommande des valeurs de 100 pour les poissons, de 50 pour les crustacés, de 60 pour les mollusques (hors céphalopodes) et de 9 pour les céphalopodes.

EN RÉSUMÉ...

Le césium est l'élément le plus étudié en radioécologie.

Dans les écosystèmes terrestres, le sol joue le rôle principal pour le devenir du césium. Sa rétention s'effectue majoritairement par échange d'ions entre Cs^+ de la solution du sol et les cations Na^+ , K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} sorbés sur la phase solide, en premier lieu les minéraux argileux, mais aussi certains composés organiques et les oxy-hydroxydes de silice, de fer et d'aluminium. Les potentialités de fixation du césium dépendent plus de la qualité des argiles (elles décroissent de l'illite à la kaolinite) que de leur quantité mais sont toujours très élevées et les cinétiques d'échange du césium (quelques minutes à quelques heures selon les types d'argiles). Ainsi, plus de 95 % des césium restent dans la couche de surface des sols. Au-delà de 10 % de matière organique, l'action des argiles est supplantée par celle des acides organiques qui neutralisent la charge des cations ; par conséquent, la mobilité du césium (et sa biodisponibilité pour les plantes) sont alors plus élevées. Le césium est généralement considéré comme un élément dont la sorption est modélisable par une approche de type K_d . Cependant, cette approche n'est pas totalement adaptée, en particulier en raison de la non réversibilité de sa sorption, l'usage de deux K_d (sorption et désorption) semblerait particulièrement approprié. Au final, malgré une littérature abondante, le K_d , bien que non totalement connu, est généralement élevé et le césium est un élément très peu mobile dans les sols.

Les études du transfert racinaire du radiocésium sont abondantes ; elles mettent en évidence la diminution du facteur de transfert du césium avec l'augmentation du pH du sol et de la quantité des argiles ainsi que l'effet antagoniste d'ions compétiteurs tels que le potassium. Les facteurs de transfert racinaire sont nombreux et relativement bien caractérisés. Ils peuvent être modélisés par des modèles semi-mécanistes encore en cours de développement.

Le temps caractéristique de l'absorption foliaire du césium est rapide (quelques heures). L'intensité de ce processus dépend de facteurs multiples, notamment la composition et l'épaisseur de la cuticule ainsi que l'espèce. Le césium est très mobile dans les végétaux, très rapidement absorbé et facilement déplacé par translocation dans la plante. De ce fait, à densité de dépôt équivalente, la voie foliaire provoque une contamination environ 100 fois plus forte que le transfert racinaire.

L'effet des transformations agro-alimentaires des végétaux bruts est relativement connu ; la diminution de l'activité massique des végétaux transformés est souvent liée à l'élimination des parties végétales qui sont plus concentrées en Cs (zones externes des grains, épidermes de racines, rafles de raisins, etc.) ; elle est de l'ordre de 30 % en moyenne.

En eau douce, la mobilité du césium dont la forme dominante est Cs^+ , est essentiellement conditionnée par sa forte affinité avec les minéraux argileux (illite) des matières en suspension et des sédiments (échange d'ions). Le césium jouerait un rôle biochimique similaire à celui du potassium chez les organismes vivants et sa concentration interne serait donc régulée par l'excrétion. Les espèces végétales assurant la production primaire des écosystèmes constituent le maillon le plus important pour l'intégration du césium dans les chaînes alimentaires. Chez les animaux aquatiques, l'entrée du césium par la voie branchiale, concomitamment au processus de respiration/osmorégulation, peut en général être négligée face à l'apport par ingestion de nourriture.

Le tissu cible pour les poissons est le muscle, qui peut représenter jusqu'à 80 % de la quantité totale du radionucléide de l'organisme. Le ^{137}Cs , très soluble dans les liquides intérieurs, migre rapidement à travers les membranes cellulaires pour parvenir à une distribution relativement uniforme dans les tissus mous.

Le césium 137 est le radionucléide artificiel le plus souvent détecté en milieu marin, dans la plupart des matrices. Les rejets industriels effectués entre 1970 et 1990 en ont fait un marqueur de choix pour la surveillance et pour aider à comprendre le fonctionnement du milieu marin (déplacement des masses d'eaux, fixation et cinétique d'échange vers les sédiments et les espèces vivantes). La diminution des rejets industriels a entraîné une certaine homogénéisation des concentrations dans l'environnement marin. En Manche, c'est l'un des rares radionucléides artificiels émetteurs gamma pouvant être détectés en 2004. Il présente des capacités de fixation assez faibles chez les espèces marines, variables selon les végétaux et les différents groupes d'animaux, exprimées par des facteurs de concentration situés entre 10 et 400.

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	2,7 x 10 ²
Sol argileux ¹	1,8 x 10 ³
Sol limoneux ou texture moyenne ¹	4,4 x 10 ³
Sol organique (> 30 % de M.O.) ¹	2,7 x 10 ²
Sols en général ²	9,5 x 10 ² (7 x 10 ⁰ – 6,1 x 10 ⁴)

(¹ IAEA, 1994 ; ² Roussel-Debet et Colle, 2005)

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

Dépôt sur culture...	à maturité	au stade plant
Tubercules (pomme de terre)	1,0 x 10 ⁻³	1,2 x 10 ⁻¹
Légumes feuilles (salade)	2,6 x 10 ⁻¹	1,2 x 10 ⁻²
Légumes fruit (tomate)	2,0 x 10 ⁻²	3,0 x 10 ⁻³
Céréales (orge-épis)	9,0 x 10 ⁻²	6,4 x 10 ⁻⁵

(Colle et Roussel-Debet, 2000 ; Renaud *et al.*, 1999-b)

Facteur de transfert racinaire ($Bq.kg^{-1}$ de végétal sec par $Bq.kg^{-1}$ de sol sec)

Céréales (grain)	$1,0 \times 10^{-2}$	1
Légumes feuilles (salade, choux, épinard)	$1,8 \times 10^{-1}$	
Légumes fruits (pois, haricots)	$1,7 \times 10^{-2}$	
Légumes racines (betterave, radis)	$4,0 \times 10^{-2}$	
Tubercules (pomme de terre)	$7,0 \times 10^{-2}$	
Fruits (pomme)	$2,0 \times 10^{-3}$	
Fourrage (légumineuses)	$1,7 \times 10^{-2}$	
Herbe	$1,1 \times 10^{-1}$	
Céréales, « high nutrient status soil » • valeur à l'équilibre, rejets de routine • valeur en conditions de rejet accidentel	6×10^{-3} 5×10^{-2}	2
Céréales, « median nutrient status soil » • valeur à l'équilibre, rejets de routine • valeur en conditions de rejet accidentel	$3 \times 10^{-2} - 5 \times 10^{-2}$ $1 \times 10^{-1} - 2 \times 10^{-1}$	
Céréales, « low nutrient status soil » • valeur à l'équilibre, rejets de routine • valeur en conditions de rejet accidentel	$2 \times 10^{-1} - 6 \times 10^{-1}$ $5 \times 10^{-1} - 1,4 \times 10^0$	
Céréales, pH < 4,8 • valeur à l'équilibre, rejets de routine • valeur en conditions de rejet accidentel	$2 \times 10^0 - 3 \times 10^0$ $5 \times 10^0 - 8 \times 10^0$	

(¹ Colle et Roussel-Debet, 2000 ; IAEA, 1994 ; Carini, 2000 ; ² Valeurs de référence, Frissel *et al.*, 2002)

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

Lait de vache	6,0 x 10 ⁻³
Lait de brebis	6,5 x 10 ⁻²
Lait de chèvre	1,0 x 10 ⁻¹
Viande de bœuf	3,0 x 10 ⁻²
Viande de mouton	3,3 x 10 ⁻¹
Viande de porc	3,5 x 10 ⁻¹
Volaille	5,6 x 10 ⁰
Œuf	5,7 x 10 ⁻¹

(Coughtrey et Thorne, 1983 ; Daburon, 2000)

Facteur de transfert par transformation alimentaire

Blé tendre → farine blanche	4,5 x 10 ⁻¹
Riz paddy → riz blanchi	1,5 x 10 ⁻¹
Légume ¹ → lavage et cuisson	2,0 x 10 ⁻¹
Légume ² → conserve	4,0 x 10 ⁻¹
Fruit → conserve	8,0 x 10 ⁻¹
Raisin → vin rouge	3,7 x 10 ⁻¹
Raisin → vin rosé	6,5 x 10 ⁻¹
Raisin → alcool	0,0 x 10 ⁰
Orge → bière	1,1 x 10 ⁻¹

¹ Contaminé par aérosol.

² Contaminé par transfert racinaire.

(Colle et Roussel-Debet, 1994 ; Roussel-Debet et Réal, 1995)

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	3,0 x 10 ³
Valeur générale	3,0 x 10 ¹
Valeur spécifique (présence d'illite ou absence de potassium)	2 x 10 ¹ – 1,5 x 10 ⁵

(Garnier-Laplace *et al.*, 1997-a ; IAEA, 2001)

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

Phytoplancton :	
• chlorophycée (<i>Scenedesmus</i>)	3,0 x 10 ²
• diatomée (<i>Cyclotella</i>)	8,4 x 10 ¹
Mousses	5,0 x 10 ³
Plantes supérieures en général	1,0 x 10 ²

(Kimura *et al.*, 1994 ; Beaugelin-Seiller, 1995 ; Adam, 1997)

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

Crustacés : daphnie	3,0 x 10 ¹
Bivalves :	
• organisme entier (dreissène)	5,5 x 10 ¹
• partie molle	7,4 x 10 ¹
Poissons – valeurs générales	2,0 x 10 ³ - 1,0 x 10 ⁴
Carpe (<i>Cyprinus carpio</i>)	3,0 x 10 ¹
Truite (<i>Oncorhynchus mikiss</i>) : organisme entier	7,0 x 10 ⁰
Brochet (<i>Esox lucius</i>) : muscle	1,0 x 10 ³

(Sombié, 1987 ; Adam, 1997 ; Garnier-Laplace *et al.*, 1997-b ; Strand *et al.*, 1999 ; IAEA, 2001)

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

Larve de chironome	4,3 x 10 ⁻²
--------------------	------------------------

(Lambrechts, 1984)

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

Crustacés :	
• chlorophycée → daphnie	3,7 x 10 ⁻¹
• diatomée → daphnie	1,5 x 10 ⁻¹
Bivalves partie molle (Chlorophycée → dreissène)	4,6 x 10 ⁻²
Poisson :	
• daphnie → carpe	4,9 x 10 ⁻¹
• larve de chironome → carpe	3,0 x 10 ⁻¹
• dréissène partie molle → barbeau	6,0 x 10 ⁻¹
• carpe → truite	1,5 x 10 ⁰
• barbeau → perche	1,5 x 10 ⁰

(Lambrechts, 1984 ; Sombré, 1987 ; Adam, 1997)

PARAMÈTRES RADIOÉCOLOGIQUES USUELS : MILIEU MARIN

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

Sédiments côtiers ¹	1 x 10 ³
Sédiments océaniques profonds ²	2 x 10 ³
Sédiments des marges océaniques ²	4 x 10 ³

(¹ GRNC 1999 ; ² IAEA 2004)

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

Macro-algues ^{1,2}	50
-----------------------------	----

(¹ GRNC 1999 ; ² IAEA 2004)

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

Crustacés ¹	100
Crustacés ²	50
Mollusques ¹	50
Mollusques (hors céphalopodes) ²	60
Mollusques céphalopodes ²	9
Poissons ¹	400
Poissons ²	100

(¹ GRNC 1999 ; ² IAEA 2004)

BIBLIOGRAPHIE

- Absalom J, Young SD, Crout NMJ, Nisbet AF, Woodman E, Smolders E et Gillett AG (1999). Predicting soil to plant transfer of radiocesium using soil characteristics. *Environ Sci Technol*, 33: 1218-1233.
- Absalom JP, Young SD, Crout NMJ, Sanchez A, Wright SM, Smolders E, Nisbet AF et Gillett AG (2001). Predicting the transfer of radiocaesium from organic soils to plants using soil characteristics. *J Environ Radioactiv*, 52(1): 31-43.
- Adam C (1997). *Cinétiques de transfert le long d'une chaîne trophique d'eau douce des principaux radionucléides rejetés par les centrales nucléaires en fonctionnement normal (¹³⁷Cs, ⁶⁰Co, ^{110m}Ag, ⁵⁴Mn)*. Application au site de Civaux sur la Vienne. Thèse Doct. Univ. de Provence, Marseille, 239 p.
- Agalesdes P, Manesse D, Philippe M, Israël F et Robeau D (2000). Inventaire des sources de césium. In: *Le Césium de l'environnement à l'homme*, EDP Sciences, 13-26.
- Antonopoulos-Domis M, Clouvas A et Gagianas D (1996). Long term radiocesium contamination of fruit trees following the Chernobyl accident. *Health Phys*, 71(6): 910-914.
- Avery SV (1996). Fate of caesium in the environment: distribution between the abiotic and biotic components of aquatic and terrestrial ecosystems. *J Environ Radioactiv*, 30(2): 139-172.
- Bailly du Bois P, Guéguéniat P, Gandon R, Léon R et Baron Y (1993). Percentage contribution of inputs from the Atlantic, Irish Sea, English Channel and Baltic into the North Sea during 1988: a tracer-based evaluation using artificial radionuclides. *Netherlands Journal of Sea Research*, 31(1): 1-17.
- Bailly du Bois P et Guéguéniat P (1999). Quantitative assessment of dissolved radiotracers in the English Channel: sources, average impact of la Hague reprocessing plant and conservative behaviour (1983, 1986, 1988 and 1994). *Cont Shelf Res*, 19: 1977-2002.
- Beaugelin-Seiller K (1995). *Caractérisation de mousses dulçaquicoles comme indicateurs de contamination radioactive*. Thèse Doct. Univ. de Montpellier II, 243 p.
- Bourlat Y, Milliès-Lacroix JC, Le Petit G et Bourguignon J (1997). ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs and ²³⁹⁺²⁴⁰Pu in world ocean water samples collected from 1992 to 1994. In: Guéguéniat P, Germain P et Métivier H. *Radionuclides in the Oceans, inputs and inventories, RADOc 96-97, Les Editions de Physique*, Paris, 75-93.
- Bunker DJ, Smith JT, Livens FR et Hilton H (2000). Determination of radionuclide exchangeability in freshwater systems. *Sci Tot Environ*, 263: 171-183.
- Burger J, Gaines KF, Boring CS, Snodgrass J, Stephens WL Jr et Gochfeld M (2004). Effects of Cooking on Radiocesium in Fish from the Savannah River: Exposure Differences for the Public. *Arch Environ Contam Toxicol*, 46: 231-235.
- Calmet D, Philippot J, Melquiond J et Barker E (2000). Atmosphère. In: *Le Césium de l'environnement à l'homme*, EDP Sciences, 49-62.
- Campbell LS et Davies BE (1995). Soil sorption of caesium modelled by the Langmuir and Freundlich isotherm equations. *Appl Geochem*, 10(6): 715-723.
- Camps M, Rigol A, Hillier S, Vidal M et Rauret G (2004). Quantitative assessment of the effects of agricultural practices designed to reduce ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr soil-plant transfer in meadows. *Sci Tot Environ*, 332(1-3): 23-38.
- Camps M, Rigol A, Vidal M et Rauret G (2003). Assessment of the suitability of soil amendments to reduce ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr root uptake in meadows. *Environ Sci Technol*, 37: 2820-2828.
- Carini F (2000). Radionuclide transfer from soil to fruit. *J Environ Radioactiv*, 52: 237-279.
- Cawse P, Baker S, Grandison A, Lewis M et Patel S (1994). *The influence of processing on the radionuclide content of foodstuffs*. CEC Radiation Protection 1990-91. Final report Euratom 15295, 640-644.
- CEFAS (2004). *Radioactivity in food and the environment, 2003*. RIFE-9, Environment Agency, Environment and Heritage Service, Food Standards Agency, Scottish Environment Protection Agency, Centre for Environment Fisheries and Aquaculture Science.
- Ciffroy P, Garnier JM et Pham MK (2001). Kinetics of the adsorption and desorption of radionuclides of Co, Mn, Cs, Fe, Ag and Cd in freshwater systems: experimental and modelling approaches. *J Environ Radioactiv*, 55, 71-91.
- Colle C et Roussel-Debet S (1994). *Influence des procédés agro-alimentaires sur les teneurs en radioéléments des aliments*. CEC Radiation Protection 1990-91. Final report Euratom 15295, 636-639.
- Colle C et Roussel-Debet S (2000). Le césium dans l'environnement. Sols et végétaux. In: *Le Césium de l'environnement à l'homme*, EDP Sciences, 63-92.
- Cornell R (1993). Adsorption of cesium on minerals: a review. *J Radioanal Nuc Chem Art*, 171(2): 483-500.
- Coughtrey P et Thorne MC (1983). *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. A critical review of data*, Vol. 1. Balkema, Rotterdam, 321-424.

- Daburon F (2000). Le césium dans l'environnement. Chaîne alimentaire. In: *Le Césium de l'environnement à l'homme*, EDP Sciences, 151-186.
- Dahlgaard H, Aarkrog A, Hallstadius L, Holm E et Rioseco J (1986). *Radiocaesium transport from the Irish Sea via the North Sea and the Norwegian Coastal Current to East Greenland*. Rapp. P. - v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer 186: 70-79.
- Dahlgaard H (1994). Sources of ^{137}Cs , ^{90}Sr and ^{99}Tc in the East Greenland Current. *J Environ Radioactiv*, 25 (1-2): 37-55.
- Dahlgaard H, Chen Q, Herrmann J, Nies H, Ibbett RD et Kershaw PJ (1995). On the background level of ^{99}Tc , ^{90}Sr and ^{137}Cs in the North Atlantic. *J Marine Syst*, 6(5-6): 571-578.
- De Koning A et Comans RNJ (2004). Reversibility of radiocaesium sorption on illite. *Geochim Cosmochim Acta*, 68(13): 2815-2823.
- Duffa C, Masson M et Claval D (2004). *Suivi radioécologique de l'environnement terrestre, aquatique continental et marin des centrales nucléaires françaises - année 2003*. Rapport IRSN/DEI/SESURE n°04-09.
- Fiévet B et Plet D (2003). Estimating biological half-lives of radionuclides in marine compartments from environmental time-series measurements. *J Environ Radioactiv*, 65: 91-107.
- Fiévet B et Germain P (2004). *Observatoire Marin Atlantique – Manche. Bilan des résultats de mesure par spectrométrie gamma entre 1993 et 2003*. Rapport IRSN/DEI/SECRE n° 2004-18.
- Frissel MJ, Deb DL, Fathony M, Lin YM, Mollah AS, Ngo NT, Othman I, Robison WL, Skarlou-Alexiou V et Topcuoglu S (2002). Generic values for soil-to-plant transfer factors of radiocaesium. *J Environ Radioactiv*, 58(2-3): 113-128.
- Gardaire E, Isaia J et Bornancin M (1991). Kinetics of potassium transport across trout gills. *Comp Biochem Physiol*, 99A: 615-620.
- Garnier-Laplace J, Fournier-Bidoz V et Baudin J (1997-a). État des connaissances sur les échanges entre l'eau, les matières en suspension et les sédiments des principaux radionucléides rejetés par les centrales nucléaires en eau douce. *Radioprotection*, 3(1): 49-71.
- Garnier-Laplace J, Vray F et Baudin JP (1997-b). Dynamic model for radionuclide transfert from water to freshwater fish. Estimation of accumulation and depuration kinetic parameters for ^{137}Cs and ^{106}Ru in carp (*Cyprinus carpio* L.). Validation in situ. *Wat Air Soil Pollut*, 98: 141-166.
- Garnier-Laplace J, Baudin JP et Adam C (2000). Milieux aquatiques. In: *Le Césium de l'environnement à l'homme*, EDP Sciences, 111-125.
- Germain P, Masson M et Baron Y (1990). *Contribution aux recherches sur les mouvements des éléments à l'état de traces dans les eaux côtières de la Manche par l'étude de la distribution spatiale de traceurs radioactifs industriels dans les moules et les Fucus*. Rapport CEA-R-5534.
- Gomez LS, Marietta MG et Jackson DW (1991). *Compilation of selected marine radioecological data for the formerly utilized sites remedial action program: Summaries of available radioecological concentration factors and biological half-lives*. Sandia National Laboratories report, Albuquerque, SAND89-1585.
- Goudard F, Paquet F, Durand JP, Milcent MC, Germain P et Piéri J (1998). Subcellular and molecular localisation of different radionuclides (Caesium, Americium, Plutonium and Technetium) in aquatic organisms. *Radiat Prot Dosim*, 75(1-4):117-124.
- GRNC (1999). *Modélisation des transferts dans l'environnement, validation modèles – mesures. GT3*. Rapport final, volume 3. Groupe Radioécologie Nord Cotentin, IRSN, Fontenay aux Roses.
- Gutierrez M et Fuentes HR (1991). Competitive adsorption of cesium, cobalt and strontium in conditioned clayey soil suspensions. *J Environ Radioactiv*, 13(4): 271-282.
- Hakem N, Mhamid I, Apps J et Moridis G (2000). Sorption of Cesium and Strontium on Hanford Soil. *J Radioanal Nuc Chem Art*, 246(2): 275-278.
- Herrmann J, Kershaw PJ, Bailly du Bois P et Guéguéniat P (1995). The distribution of artificial radionuclides in the English Channel, southern North Sea, Skagerrak and Kattegat, 1990-1993. *J Marine Syst*, 6(5-6): 427-456.
- Hsu CN et Chang KP (1994). Sorption and desorption behavior of cesium on soil components. *Appl Radiat Isotopes*, 45(4): 433-437.
- IAEA (1994). *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in the Terrestrial and Freshwater Environment*. International Atomic Energy Agency. Vienna. IAEA Technical Report series TRS-364, 74 p.
- IAEA (2001). *Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment*. International Atomic Energy Agency. Vienna. IAEA Safety Report Series n°19, 216 p.
- IAEA (2004). *Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment*. International Atomic Energy Agency, Vienna, IAEA Technical Reports Series TRS-422, 103 p.

- IAEA (2005). *Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS)- radionuclide levels in oceans and seas*. International Atomic Energy Agency, Vienna, TECDOC-1429, 194 p.
- Kautsky H (1973). *The distribution of the radionuclide Caesium 137 as an indicator for the North Sea watermass transport*. Dt. Hydrogr. Z. Erg. H.B., 26: 241-246.
- Kautsky H (1976) *The Caesium-137 content in the water of the North Sea during the years 1969 to 1975*. Dt. Hydrogr. Z. Erg. H.B. 29: 217-221.
- Kautsky H (1977). *The vertical distribution of radioactive fallout products in the western Mediterranean in 1970 and 1974*. Dt. Hydrogr. Z. Erg. H.B. 30: 175-184.
- Kautsky H, (1985). *Distribution and content of different artificial radionuclides in the water of the North Sea during the years 1977 to 1981 (complemented with some results from 1982 to 1984)*. Dt. Hydrogr. Z. Erg. H.B. 38: 193-224.
- Kautsky H (1988a). *Determination of distribution processes, transport routes and transport times in the North Sea and the northern north Atlantic using artificial radionuclides as tracers*. In: Guary JC, Guéguéniat P et Pen-treath RJ, *Radionuclides: a tool for oceanography*. Cherbourg 1-5 juin 1987. Elsevier Applied Science Publishers, London-New York, 271-280.
- Kautsky H (1988b). *Artificial radioactivity in the North Sea and the northern north Atlantic during the years 1977 to 1986*. IAEA, Hambourg 1988. International Atomic Energy Agency, Vienna, TECDOC-481, 71-102.
- Kershaw, P.J. et Baxter, A.J. (1995). The transfer of reprocessing wastes from NW Europe to the Arctic. *Deep-Sea Research*, II 42 (6): 1413-1448.
- Kershaw, P., Gurbutt, P., Woodhead, D., Leonard, K. et Rees, J. (1997). Estimates of fluxes of ^{137}Cs in northern waters from recent measurements. *Sci Total Environ*, 202 (1-3): 211-223.
- Kershaw, P.J., McCubbin, D. et Leonard, K.S. (1999). Continuing contamination of north Atlantic and Arctic waters by Sellafield radionuclides. *Sci Total Environ*, 237-238: 119-132.
- Kimura K, Watabe T, Shimizu M, Iijima T, Ishikawa M et Okabayashi H (1994). *Concentration factors of radionuclides in freshwater organisms*. Radioactive Waste Management Center, Environmental parameters series 3, RWMC-94-P-15, 97 p.
- Koulikov AO (1996). Physiological and ecological factors influencing the radiocaesium contamination of fish species from Kiev reservoir. *Sci Tot Environ*, 177: 125-135.
- Koulikov AO et Meili M (2003). Modelling the dynamics of fish contamination by Chernobyl radiocaesium: an analytical solution based on potassium mass balance. *J Environ Radioactiv*, 66: 309-326.
- Kryshev AI et Ryabov IN (2000). A dynamic model of ^{137}Cs accumulation by fish of different age classes. *J Environ Radioactiv*, 50: 221-233.
- Lambrechts A (1984). *Essai de modélisation du transfert du césium 137 dans les compartiments d'un écosystème d'eau douce simplifié*. Thèse doct., Univ. Aix-Marseille I, Rapport CEA-R-5268.
- Lazos E, Aggelousis G et Alexakis A (1989). Metal and proximate composition of the edible portion of 11 freshwater fish species. *J Food Compos Anal*, 2: 371-381.
- Madoz-Escande C, Bréchnignac F et Colle C (1999). Experimental installations for radioecology research on defined ecosystems subjected to contamination in controlled conditions. *Nuc Sci Eng*, 133: 178-191.
- Madoz-Escande C, Henner P et Bonhomme T (2004). Foliar contamination of *Phaseolus vulgaris* with aerosols of ^{137}Cs , ^{85}Sr , ^{133}Ba and $^{123\text{m}}\text{Te}$: influence of plant development stage upon contamination and rain. *J Environ Radioactiv*, 73(1): 49-71.
- Malek MA, Nakahara M et Nakamura R (2004). Uptake, retention and organ/tissue distribution of ^{137}Cs by Japanese catfish (*Silurus asotus* Linnaeus). *J Environ Radioactiv*, 77: 191-204.
- Maubert H, Roussel-Debet S et Lion R (1988). *Les dépôts radioactifs consécutifs à l'accident de Tchernobyl, dans le bassin du Var*, IV^e Symposium International de Radioécologie, Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement, Cadarache 14/18 mars 1988, tome 1 - D-24. D24-D39.
- McCubbin D, Leonard KS, Brown J, Kershaw PJ, Bonfield 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(10):1417-1445.
- Mitchell PI, Condren OM, Vintro LL et McMahon CA (1999). Trends in plutonium, americium and radiocaesium accumulation and long-term bioavailability in the western Irish Sea mud basin. *J Environ Radioactiv*, 44(2-3):223-251.
- Mück K (1997). Long-term effective decrease of cesium concentration in foodstuffs after nuclear fallout. *Health Phys*, 75(5): 659-673.
- Nieborer E et Richardson D.H.S. (1980). The replacement of the nondescript term « heavy metals » by a biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environ Poll B*, 1: 3-26.

- Nuclides 2000 (1999). An electronic chart of the nuclides. Institute for Transuranium Elements, Joint research center, European commission.
- Page SD (1999). *Understanding variation in partition coefficient, Kd, values*. United States Office of Air and Radiation. EPA 402-R-99-004A, Environmental Protection Agency.
- Poinssot C, Baeyens B et Bradbury MH (1999). Experimental and modelling studies of caesium sorption on illite. *Geochim Cosmochim Acta*, 63(19-20): 3217-3227.
- Povinec PP, Bailly du Bois P, Kershaw, PJ, Nies H et Scotto P (2003). Temporal and spatial trends in the distribution of ¹³⁷Cs in surface waters of Northern European Seas - a record of 40 years of investigations. *Deep Sea Res Pt II: Topical Studies in Oceanography*, 50(17-21): 2785-2801.
- Radakovitch O, Charmasson S, Arnaud M et Bouisset P (1999). ²¹⁰Pb and Caesium Accumulation in the Rhone Delta Sediments. *Estuar Coast Shelf S*, 48 (1): 77-92.
- Renaud P, Beaugelin-Seiller K, Maubert H et Ledenvic P (1999-a). *Les retombées en France de l'accident de Tchernobyl*. EDP Sciences, 146 p.
- Renaud P, Réal J, Maubert H et Roussel-Debet S. (1999-b). Dynamic modeling of the cesium, strontium and ruthenium transfer to grass and vegetables. *Health Phys*, 76(5): 495-501.
- Rigol A, Vidal M et Rauret G (2002). An overview of the effect of organic matter on soil-radiocaesium interaction: implications in root uptake. *J Environ Radioactiv*, 58(2-3): 191-216.
- Roussel-Debet S et Colle C (2005). Comportement de radionucléides (Cs, I, Sr, Se, Tc) dans le sol : proposition de valeurs de Kd par défaut. *Radioprotection*, 40(2): 203-229.
- Roussel-Debet S et Réal J (1995). Effet de traitements alimentaires de légumes et de céréales sur la radioactivité des produits transformés. *Radioprotection*, 30(3): 377-390.
- Sanchez AL, Smolders E, Van den Brande K, Merckx R, Wright SM et Naylor C (2002). Predictions of in situ solid/liquid distribution of radiocaesium in soils. *J Environ Radioactiv*, 63(1): 35-47.
- Sombré L (1987). *Essai de modélisation du transfert du radiocésium (¹³⁴Cs et ¹³⁷Cs) dans une chaîne alimentaire d'eau douce simplifiée : eau-algues verte (*Scenedesmus obliquus*) - mollusque filtreur (*Dreissena polymorpha*) - poisson (*Barbus barbus*)*. Thèse doct., Univ. Aix-Marseille.
- Staunton S (1994). Adsorption of radiocaesium on various soils: interpretation and consequences of the effect of soil: solution ratio and solution composition on the distribution coefficient. *Eur J Soil Sci*, 45: 409-418.
- Staunton S, Dumat C et Zsolnay A (2002). Possible role of organic matter in radiocaesium adsorption in soils. *J Environ Radioactiv*, 58(2-3): 163-173.
- Strand P, Brown JE, Drozhko E, Mokrov Y, Salbu B, Oughton D, Christensen GC et Amundsen I (1999). Biogeochemical behaviour of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in the artificial reservoirs of Mayak PA, Russia. *Sci Total Environ*, 241: 107-116.
- Szenknect S, Gaudet JP et Dewière L (2003). *Evaluation of distribution coefficients for the prediction of strontium and cesium migration in a natural sand at different water contents*. 12th International Conference on Heavy Metals in the Environment, 26/05-30/05, Grenoble France.
- Twining JR, Ferris JM et Markich SJ (1996). Bioaccumulation of ¹³⁷Cs and ⁸⁵Sr by an Australian sub-tropical freshwater teleost (*Bidyanus bidyanus*). *Sci Total Environ*, 192: 245-257.
- UNSCEAR (2000). United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation Report to the General Assembly, Sources and Effects of Ionizing Radiation. Vol I, Annex C, *Exposures from man-made sources of radiation*, 134 p.
- Van der Perk M, Lev T, Gillett AG, Absalom JP, Burrough PA, Crout NMJ, Garger EK, Semiochkina N, Stephanishin YV et Voigt G (2000). Spatial modelling of transfer of long-lived radionuclides from soil to agricultural products in the Chernigov region, Ukraine. *Ecol Model*, 128(1): 35-50.
- Van der Stricht S et Jansens A (2001). *Radioactive effluents from nuclear power stations and nuclear fuel reprocessing plants in the European Union, 1995-1999*. European Commission, Radiation Protection 127.
- Vandecasteele CM, Baker S, Forstel H, Muzinsky M, Milan R, Madoz-Escande C, Tormos J, Sauras T, Schulte E et Colle C (2001). Interception, retention and translocation under greenhouse conditions of radiocaesium and radiostrontium from a simulated accidental source. *Sci Tot Environ*, 278(1-3): 199-214.
- Wang X, Dong W, Li Z, Du J et Tao Z (2000). Sorption and desorption of radiocesium on red earth and its solid components: relative contribution and hysteresis. *Appl Radiat Isotopes*, 52(4): 813-819.
- Wilkins B et Bradley E (1987). The effects of culinary preparation on radionuclide levels in vegetable food-stuffs, UK. *Radiat Prot Dosim*, 20(3) 187-190.