



ENSP
ECOLE NATIONALE DE
LA SANTÉ PUBLIQUE

RENNES

FORMATION D'INGÉNIEUR DU GÉNIE SANITAIRE
Avril 2004

ATELIER SANTÉ-ENVIRONNEMENT

Evaluation et gestion des risques chimiques liés à
l'uranium

Jérôme BOUDAUD
Stéphanie LEDEUR
Sylvie NGUYEN

Référent pédagogique : M. GLORENNEC

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier Philippe GLORENNEC, notre référent pédagogique, ainsi que René SEUX, responsable du LERES, pour leur aide.

Nous remercions également :

Thierry SCHNEIDER et Ludovic VAILLANT du CEPN pour les nombreuses informations qu'ils nous ont fournies,

Jean JAOUEN, Ingénieur Génie Sanitaire de la DDASS de la Haute Vienne, pour les données concernant les teneurs en uranium des eaux de son département,

Marie-Christine ROBE et Jeanne LOYEN du service de traitement des échantillons et de métrologie de l'environnement de l'IRSN, pour les renseignements concernant les techniques d'analyse de l'uranium,

Monsieur DE PAPE du CRECEP qui a pris le temps de répondre à nos questions,

Jocelyne AIGUEPERSE et François PAQUET de l'IRSN, pour les compléments d'informations qu'ils nous ont apportés.

Bruno BARRILLOT du CDRPC pour les informations concernant l'utilisation de l'uranium dans les armes.

LISTE DES ABREVIATIONS

ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BRGM	Bureau de recherches géologiques et minières
CEPN	Centre d'étude sur l'évaluation de la protection dans le domaine nucléaire
COFRAC	Comité Français d'Accréditation
CRECEP	Centre de Recherche et de Contrôle des Eaux de Paris
DDASS	Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
DJA	Dose Journalière Admissible
DL50	Dose létale médiane
IRSN	Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire
LOAEL	Low Observed Adverse Effect Level (plus faible dose entraînant un effet toxique)
MF	Modifying Factor
MRL	Minimal Risk Level
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level (plus forte dose pour laquelle un effet toxique est observé)
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
RfD	Reference Dose soit dose de référence
SNC	Système Nerveux Central
TDI	Tolerable Dose Intake (dose journalière tolérable)
UA	Uranium Appauvri
UF	Uncertainty factor (facteur d'incertitude)
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
US EPA	Agence américaine pour la protection de l'environnement
VTR	Valeur toxicologique de référence
WHO	World Health Organisation (OMS)

LISTE DES FIGURES & TABLEAUX

Figure 1: Le cycle de l'uranium dans la fabrication industrielle

Figure 2: Sites où est manipulé l'uranium

Figure 3: Différentes formes de l'uranium en solution, solide et sous forme adsorbée

Figure 4: Formes les plus stables selon les conditions d'oxydation et de pH

Figure 5: Métabolisme de l'uranium

Tableau 1: Propriétés physico-chimiques de l'uranium

Tableau 2: Données sur l'uranium naturel

Tableau 3: Données sur l'uranium appauvri

Tableau 4: Classes de solubilité de l'uranium

Tableau 5: Techniques de mesure de l'uranium

Tableau 6: TDI de l'OMS

Tableau 7: Récapitulatif pour les composés solubles d'uranium et une exposition chronique des valeurs données par les organismes internationaux

Tableau 8: Calculs des quotients de danger

Tableau 9: Techniques de traitement de l'eau

SOMMAIRE

RESUME	1
REMERCIEMENTS	
LISTE DES ABREVIATIONS	
LISTE DES FIGURES & TABLEAUX	
INTRODUCTION.....	1
1 L'URANIUM DANS L'ENVIRONNEMENT	2
1.1 GENERALITES.....	2
1.1.1 Historique.....	2
1.1.2 Propriétés physico-chimiques, mécaniques et nucléaires.....	2
1.1.3 Les composés de l'uranium.....	4
1.1.4 La solubilité de l'uranium.....	5
1.2 DIFFERENTS USAGES DE L'URANIUM	6
1.2.1 Etat naturel.....	6
1.2.2 Exploitations minières.....	6
1.2.3 Usages industriels.....	8
1.2.4 Usages militaires	9
1.2.5 Autres utilisations.....	9
1.3 METHODES D'ANALYSE	11
1.3.1 Méthodes d'analyse dans l'eau :	11
1.3.2 Méthodes d'analyse dans l'air :	12
1.3.3 Mesure de l'exposition :	12
1.4 COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT	13
1.4.1 Sol.....	13
1.4.2 Eau	14
1.4.3 Plantes.....	14
1.5 CONCENTRATIONS DANS LES DIFFERENTS MILIEUX	16
1.5.1 Sols.....	16
1.5.2 Eaux.....	18
1.5.3 Air.....	18
1.5.4 Aliments.....	18
2 EVALUATION DES RISQUES LIES A L'EXPOSITION A L'URANIUM	20
2.1 IDENTIFICATION DU DANGER.....	20
2.1.1 Incorporation.....	20
2.1.2 Absorption.....	21
2.1.3 Distribution-Rétention-Excrétion.....	22
2.1.4 Effets sur la santé	23
2.2 RELATION DOSE-REPONSE	25
2.2.1 Calcul d'une VTR (Valeur Toxicologique de Référence).....	25
2.2.2 Approche de l'ATSDR.....	25
2.2.3 Approche de l'OMS.....	26
2.2.4 Autres études.....	28
2.2.5 Tableau récapitulatif.....	28
2.3 ÉVALUATION DE L'EXPOSITION	30
2.3.1 Les doses ingérées selon la littérature :	30
2.3.2 Eau	30
2.3.3 Milieu professionnel :	31
2.3.4 Expositions particulières.....	31
2.4 CARACTERISATION DU RISQUE	31

3 GESTION DU RISQUE	34
3.1 ACTION SUR L'EXPOSITION ENVIRONNEMENTALE ET PROFESSIONNELLE.....	34
3.1.1 <i>Technique de collecte des eaux d'un site minier</i> :	34
3.1.2 <i>Techniques de traitement de l'eau</i> :	34
3.2 ACTION PREVENTIVES	36
3.2.1 CONNAITRE POUR AGIR ET INFORMER LES POPULATIONS	36
3.2.2 REAMENAGEMENT DES SITES DE RESIDUS DE TRAITEMENT	37
3.3 MESURES DE SURVEILLANCE	37
3.4 DECONTAMINATION DE SITES	37
3.5 TRAITEMENTS MEDICAUX	38
3.5.1 <i>Populations exposées</i>	38
3.5.2 <i>Le traitement</i>	39
3.6 DETECTION ET SUIVI D'UNE CONTAMINATION PAR L'URANIUM	39
3.6.1 <i>Le dépistage</i>	39
3.6.2 <i>La détection</i>	40
CONCLUSION	42
BIBLIOGRAPHIE	43
ANNEXES	45

INTRODUCTION

L'uranium est un métal lourd, omniprésent dans l'environnement et connu surtout pour sa radioactivité, même si elle est naturellement faible. La population générale y étant exposée, les effets sanitaires liés à sa radioactivité sont très documentés. Par contre, la toxicité chimique de ce composé et de ses dérivés est moins étudiée.

Il paraît donc intéressant de faire le point sur l'état actuel des données disponibles.

Aussi, en ne considérant que la toxicité chimique, quel est le risque lié à l'exposition à l'uranium de la population française?

Plus précisément, quels sont les dangers et les relations dose-réponse de l'uranium ? Pour quelles voies d'exposition un danger est-il constaté? Quelles sont alors les actions à mener et quelles sont les recommandations des organismes et des autorités ?

Pour tenter de répondre à ces questions, le présent document s'attache d'abord à répertorier des généralités sur l'uranium et ses différentes formes, notamment ses propriétés, ses divers usages ainsi que ses concentrations et comportements dans l'organisme et les milieux environnementaux. Ensuite, une évaluation des risques sera menée avec les données disponibles dans la littérature. Enfin, le document fait le point et émet quelques propositions sur la gestion des risques chimiques liés à l'uranium.

1 L'URANIUM DANS L'ENVIRONNEMENT

1.1 GENERALITES

1.1.1 Historique

L'oxyde d'uranium, l'urane (UO_2), fut découvert, en 1789, par l'Allemand Martin Heinrich Klaproth. C'est en analysant un minerai originaire de Saxe, la pechblende, que ce chimiste met en évidence la présence d'une substance inconnue qui se comporte comme un métal et qu'il baptise uranium, d'après le nom de la planète Uranus, observée pour la première fois huit ans plus tôt par l'astronome anglais William Herschel.

Mais c'est Eugène Melchior Péligot qui en 1841 réussit à purifier et à obtenir un échantillon d'uranium métal.

En 1896, Henri Becquerel découvre que des sels d'uranium sont capables de produire un rayonnement: la radioactivité est née.

L'analyse de la pechblende conduit les Français Pierre et Marie Curie à la découverte du polonium et du radium.

En 1938, les physiciens allemands Otto Hahn et Fritz Stassmann analysent les propriétés de fission de certains noyaux d'uranium s'ils sont bombardés par des neutrons; les recherches les plus importantes sur cet élément chimique débutent alors. Cette dernière découverte, ainsi que d'autres travaux permettent la réalisation, dès 1942, de la première réaction nucléaire en chaîne. [1]

1.1.2 Propriétés physico-chimiques, mécaniques et nucléaires

L'uranium (symbole U) est un élément métallique lourd naturel, blanc argenté, brillant, dense et faiblement radioactif.

L'uranium a quatre valences possibles (+III à +VI), les valences 4 et 6 étant les plus répandues dans les minerais. Les conditions de passage de la valence 4 à la valence 6 dépendent du potentiel d'oxydoréduction du milieu; elles sont voisines des conditions de passage du fer ferreux au fer ferrique. L'uranium hexavalent est beaucoup plus soluble que l'uranium tétravalent; il forme des complexes, les plus fréquents étant les uranylcarbonates et les uranylsulfates.

Le tableau ci-dessous récapitule quelques unes de ses propriétés physico-chimiques. [1]

Tableau 1: Propriétés physico-chimiques de l'uranium

Numéro atomique Z	92
Masse atomique	238.02891 u
Structure électronique	[Rn] 7s2 5f3 6d1
Isotopes	16 isotopes tous radioactifs, dont l' ^{235}U (0,71 %), l' ^{238}U (99,28 %) et l' ^{234}U (0,0058 %).

Les isotopes d'un élément donné contiennent le même nombre de protons mais un nombre différent de neutrons. Plus le nombre de neutrons est important, et plus l'atome sera instable, donc l' ^{238}U est plus instable que l' ^{235}U . Ils présentent donc presque les mêmes propriétés chimiques, mais des masses et des propriétés physiques et nucléaires différentes.

L' ^{235}U est fissible et fissile. Quand un neutron rapide bombarde un élément dit fissible, l'élément se divise en des éléments plus légers et en même temps émet de l'énergie. Bien des éléments lourds sont fissibles. D'autre part, les seules matières dites fissiles sont l' ^{235}U , l' ^{233}U , le plutonium 239 et le plutonium 241. Ces matières peuvent être fissionnées par des neutrons lents aussi bien que par des neutrons rapides, une propriété nécessaire pour entretenir une réaction en chaîne.

La teneur en ^{235}U de l'UA est au moins trois fois inférieure à celle de l'uranium naturel. Il est par conséquent faiblement radioactif et, à masse égale, il n'émet que 60 % environ du rayonnement de l'uranium naturel.

L' ^{238}U est fissible et fertile. Des atomes fertiles créent de nouvelles matières fissiles par absorption de neutrons. Un atome d' ^{238}U qui absorbe un neutron devient, par des étapes intermédiaires, un atome de plutonium 239, matière fissile.

La transformation de l' ^{238}U en ^{239}Pu a lieu normalement dans un réacteur où l' ^{238}U est le constituant très majoritaire (environ 96,5 %) du combustible et/ou dans les cibles ou les couvertures situés près du coeur (cas des réacteurs surgénérateurs). Les réacteurs dits militaires sont optimisés pour la création de plutonium 239, mais les réacteurs de puissance créent du plutonium comme sous-produit de la production d'énergie, si, comme à l'ordinaire, l' ^{238}U est présent dans leur combustible. [2]

Tableau 2: Données sur l'uranium naturel

Isotope	Période (années)	Proportion isotope (%)	Radioactivité (Bq/mg)
²³⁸ U	4,5.10 ⁹	99,2745	12,4
²³⁵ U	7,0.10 ⁸	0,7200	0,72
²³⁴ U	2,5.10 ⁵	0,0055	12,4
total			25,40

Tableau 3: Données sur l'uranium appauvri

Isotope	Période (années)	Proportion isotope (%)	Radioactivité (Bq/mg)
²³⁸ U	4,5.10 ⁹	99,800	12,4
²³⁵ U	7,0.10 ⁸	0,2000	0,16
²³⁴ U	2,5.10 ⁵	0,0010	2,26
total			14,80

Les propriétés mécaniques de l'uranium métal dépendent de son mode de fabrication. Cependant, il est généralement malléable et ductile. C'est un métal très réactif, très inflammable et oxydable. Il peut se combiner avec d'autres éléments chimiques (chlore, soufre, azote, carbone).

Les trois principaux isotopes naturels de l'uranium se désintègrent en émettant des rayonnements bêta et gamma et plusieurs isotopes artificiels.

Sans considérer la radioactivité de ses descendants, 1 g d'uranium naturel correspond à $1,3 \cdot 10^4$ Bq.

1.1.3 Les composés de l'uranium

[3]

a. Les oxydes

Les oxydes de l'uranium les plus courants sont l'oxyde uraneux UO_2 , l'oxyde salin U_3O_8 et l'anhydride uranique UO_3 .

L'oxyde uraneux (UO_2) est stable thermiquement. Il ne réagit pas avec l'eau, et il est donc utilisé en priorité pour l'industrie nucléaire.

L'anhydride uranique (UO_3), lui, est plus réactif et il est utilisé en tant qu'intermédiaire. Il est obtenu par calcination de l'oxyde uraneux.

L'oxyde salin se trouve à l'état naturel dans la pechblende. C'est une association de UO_2 et de UO_3 et par conséquent il possède les propriétés décrites ci-dessus des deux autres oxydes.

b. Les halogénures

Les principaux sont le tétrafluorure d'uranium UF_4 et l'hexafluorure d'uranium UF_6 . L' UF_6 est volatil, incolore et se sublime aisément. Il est utilisé pour réaliser des opérations d'enrichissement isotopique. Le tétrafluorure d'uranium est lui un excellent intermédiaire de synthèse.

c. Complexes, sels et hydroxydes

Les complexes de l'uranium sont très nombreux et sont d'autant plus stables que leurs ligands sont basiques. Les plus rencontrés sont obtenus à partir des ions UO_2^{2+} , nitrate NO_3^- et sulfate SO_4^{2-} et sont très stables.

En milieu basique, les ions U^{4+} et UO_2^{2+} sont facilement hydrolysés et conduisent à la formation de précipités et d'hydroxydes solubles.

1.1.4 La solubilité de l'uranium

La CIPR définit trois classes de transférabilité des composés traduisant leurs vitesses de transfert et d'élimination dans l'organisme : type F, pour « Fast » (transférable), type M, pour « Moderate » (moyennement transférable), type S, pour « Slow » (très peu transférable). [4]

Tableau 4: Classes de solubilité de l'uranium

Solubilité	Symbole	Nom
F	UO_2F_2	Fluorure d'uranyle
	UO_4	Peroxyde d'uranium
	$UO_2(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$	Hexahydrate de nitrate d'uranyle
	UF_6	Hexafluorure d'uranium
M	UF_4	Tétrafluorure d'uranium
	UO_3	Trioxyde d'uranium
	UCl_4	Tétrachlorure d'uranium
S	$(NH_4)_2U_2O_7$	Uranate d'uranium
	U_3O_8	Octaoxyde de triuranium
	UO_2	Dioxyde d'uranium
Non spécifié	$Na_2U_2O_7$	Diuranate de sodium
		Carnolite (minerais U)
	$UO_2(C_2H_3O_2)_2 \cdot 2H_2O$	Dihydrate d'acétate d'uranyle

Les composés du groupe F sont déposés et absorbés à 100% avec une demi-vie de 10 minutes.

Pour ceux du groupe M, 10% de du composé est déposé et absorbé avec une demi-vie de 10 minutes et les autres 90% sont déposés et absorbés avec une demi-vie de 140 jours.

Les composés du groupe S sont déposés et absorbés avec une demi-vie de 10 minutes à 0,1% alors que le reste de la substance (99,9%) est déposée et absorbée avec une demi-vie de 7000 jours.

1.2 DIFFERENTS USAGES DE L'URANIUM

1.2.1 Etat naturel

L'uranium est présent partout dans les roches, la mer, l'eau douce, les aliments et le corps humain. Plus abondant que l'argent ou l'or, la teneur moyenne en uranium dans la lithosphère est de 3 à 4 ppm (1ppm=1mg/kg) mais l'éventail est très large selon les matériaux. Les teneurs en ppm d'uranium sont de l'ordre de 1 à 13 pour les schistes, de 1 à 80 dans les schistes carburés, de 3 à 27 dans les bauxites, de 0,1 à 9 dans les roches carbonatées, de 1 à 350 dans les phosphates. Cet actinide est présent naturellement dans les systèmes aquatiques continentaux, à des concentrations variant de 10^{-6} à 10^{-3} ppm. [5]

1.2.2 Exploitations minières

a. localisation

Les sols granitiques renferment des teneurs plus importantes en uranium. C'est pour cela que les mines d'extraction française ont été ouvertes dans les Massifs Hercyniens, riches en minerais : des mines à ciel ouvert, des mines souterraines en galeries, et des mines mixtes. Ce n'est plus le cas depuis la fermeture de la dernière d'entre elles en 2001 (à Jouac/Le Bernardan, Haute Vienne). Mis à part la mine de St Hippolyte dans les Vosges, toutes les mines se situaient sur une diagonale allant de Pontivy (Bretagne) à Le Bosc (Hérault). La plupart se situaient en Vendée, en Haute Vienne et dans le Massif Central. La seule Haute-Vienne en comptait une cinquantaine.

b. l'extraction de minerais

Les opérations d'extraction s'accompagnent d'accumulation de « stériles » et de « résidus ». Des eaux d'exhaure sont aussi formées.

On appelle « stériles » les roches qui ne contiennent que très peu d'uranium (moins de 0,03%). Dans les mines à ciel ouvert, la partie stérile de la roche est décapée. Dans les mines souterraines, où le minerai se trouve plus en profondeur, des galeries sont creusées. Dans les deux cas, l'exploitation conduit à l'excavation de roches stériles de faible activité massique qui ne sont par conséquent pas traitées. Ces stériles sont stockés en tas, appelés versés, sur le terrain naturel à proximité du lieu d'extraction. Ils peuvent ensuite être utilisés en remblais d'anciens travaux miniers ou lors du réaménagement des sites. Les précipitations lessivent les polluants facilement solubles de ces amas de stériles. Pour produire une tonne de minerais, il a été manipulé 9 tonnes de stériles dans les exploitations à ciel ouvert et 0.65 tonne dans les mines souterraines [6]. En 2000, la quantité cumulée de stériles devait représenter 50 millions de tonnes [7].

Pour les roches suffisamment riches en uranium, deux traitements existent selon la concentration du minerai : la lixiviation en tas et le procédé dit « dynamique ». La lixiviation en tas est utilisée pour les minerais pauvres en uranium. Les blocs de minerais sont disposés en tas et arrosés d'une solution acide qui dissout l'uranium contenu. L'uranium de la solution acide est ensuite récupéré par précipitation. Le procédé dit dynamique est utilisé pour les minerais de bonne qualité : le minerai est concassé, broyé, puis mélangé à de l'eau pour subir une attaque chimique (acide ou basique). La solution liquide est récupérée pour faire précipiter l'uranium sous forme d'uranate de magnésie, de soude, d'ammonium ou sous forme de peroxyde d'uranium. Ce précipité, appelé « Yellow Cake », est séché afin d'obtenir une forme finale qui contient entre 70 et 75 %, d'uranium. Les résidus formés au cours de ces opérations ont des teneurs en uranium de l'ordre de 0,2 g/kg (0.13 à Jouac et sur le site de l'Ecarpière, 0.31 à Lodève). [8]

Des eaux de surface parviennent à s'infiltrer dans des excavations souterraines des sites miniers. Ces eaux, dites d'exhaure, sont extraites afin de limiter leur contamination radiologique. Elles sont ensuite rejetées dans le milieu naturel. Ces rejets doivent se poursuivre après l'arrêt de l'exploitation mais on constate une diminution des teneurs en radioéléments au cours du temps.

1.2.3 Usages industriels

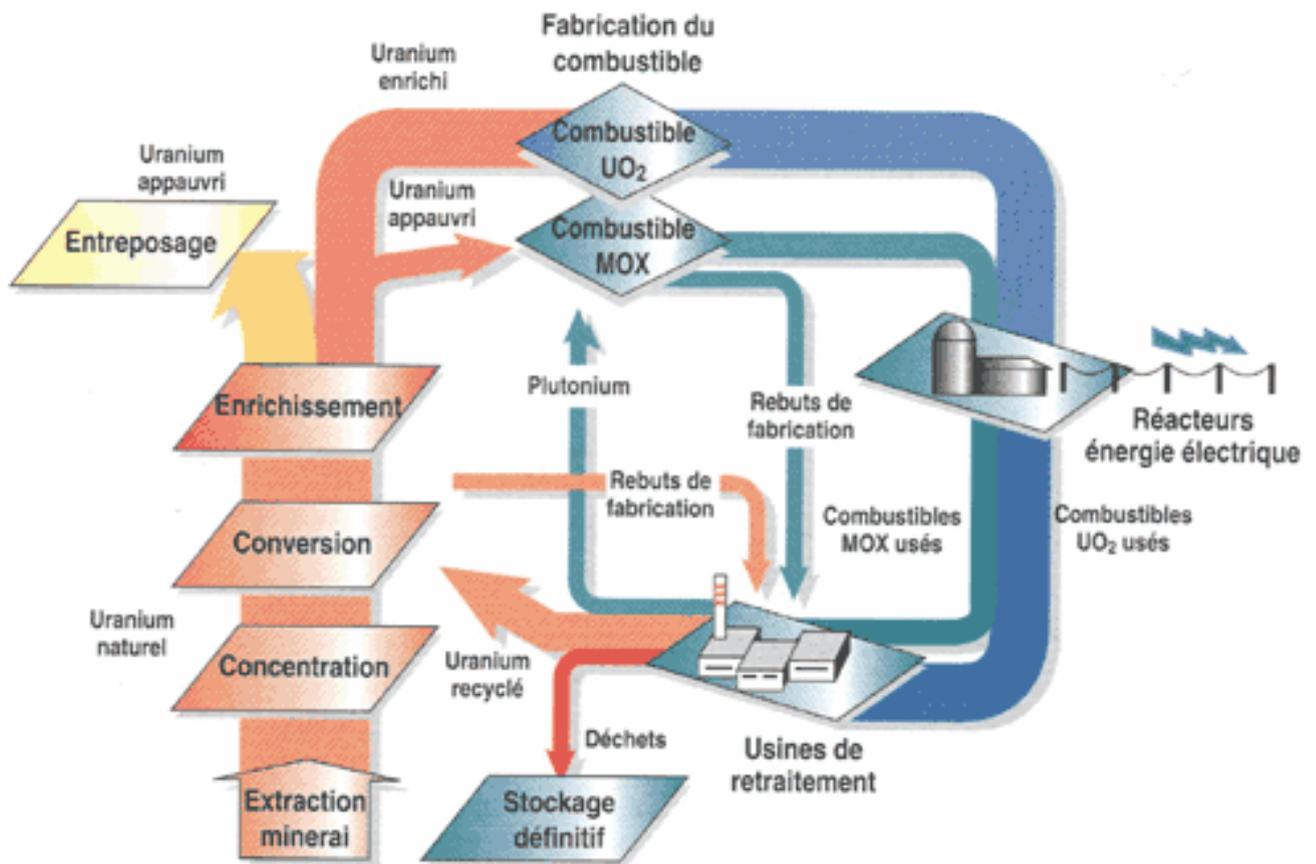


Figure 1: Le cycle de l'uranium dans la fabrication industrielle

[9]

Le minerai d'uranium est extrait, puis purifié et concentré sous forme de "yellow cake" à proximité des sites miniers. Les installations en cause mettent en œuvre de l'uranium naturel dont la teneur en uranium 235 est de l'ordre de 0,7 %.

La plupart des réacteurs dans le monde mettent en œuvre de l'uranium légèrement enrichi en uranium 235. La filière des réacteurs à eau sous pression (REP) nécessite, par exemple, de l'uranium enrichi entre 3 et 4 %. Préalablement à l'enrichissement, le concentré solide est transformé en tétrafluorure d'uranium (UF₄) puis en hexafluorure d'uranium gazeux (UF₆) respectivement dans les établissements Comurhex de Malvési (Aude) et de Pierrelatte (Drôme). Cette opération est appelée « opération de conversion ». Dans l'usine Eurodif du Tricastin, l'UF₆ est séparé par un procédé de diffusion gazeuse en deux flux, l'un relativement riche en uranium 235, l'autre appauvri. L'UF₆ enrichi est ensuite transformé en oxyde d'uranium. Cette poudre est comprimée en pastilles qui sont ensuite regroupées en crayons, forme finale utilisée dans les réacteurs où ils délivrent de l'énergie par fission des noyaux d'uranium 235.

Après une période de l'ordre de trois ans, le combustible usé est extrait du réacteur pour refroidir en piscine, d'abord sur le site de la centrale, puis dans l'usine de retraitement COGEMA de La Hague.

Dans cette usine, l'uranium et le plutonium des combustibles usés sont séparés des produits de fission et des autres actinides. L'uranium et le plutonium sont conditionnés en vue de leur entreposage provisoire pour une réutilisation ultérieure. Les déchets radioactifs sont stockés en surface, pour les moins actifs d'entre eux, ou entreposés dans l'attente d'une solution définitive de stockage.

Les catégories d'uranium dépendent du pourcentage de l'uranium 235 contenu. Le ministère de l'industrie demande aux détenteurs d'uranium un compte séparé pour chacune des catégories suivantes :

- uranium enrichi (20 % ou plus en ^{235}U);
- uranium enrichi (plus de 10 % mais moins de 20 % en ^{235}U);
- uranium enrichi (moins de 10 % en ^{235}U);
- uranium naturel (environ 0,72 % en ^{235}U);
- uranium appauvri (UA) (environ 0,2% en ^{235}U)

1.2.4 Usages militaires

Au début des années 1970, l'armée américaine (US Army) a développé des ogives nucléaires contenant de l'uranium. En effet, la masse volumique de l'uranium ($19,05 \text{ g/cm}^3$) presque aussi élevée que celle du tungstène ($19,35 \text{ g/cm}^3$) permet, lorsqu'il est utilisé comme charge creuse d'obus, d'obtenir des énergies cinétiques élevées et une onde de choc importante. La formation d'alliages relativement fusibles avec les aciers permet à ces obus de perforer divers blindages, en particulier ceux des chars. Cette utilisation permet aussi de « valoriser » l'énorme quantité d'uranium appauvri obtenu lors de l'enrichissement de l'uranium. Ces munitions ont notamment été utilisées dans la guerre contre l'Irak en 1991 (fléchettes et micro-dards tirés depuis des navires afin de perforer des missiles), en Bosnie Herzégovine en 1995 et dans la guerre du Kosovo en 1999. Sur ces trois conflits, la quantité d'Uranium Appauvri utilisée s'élève à environ 273 tonnes dont 259 pour la seule guerre contre l'Irak en 1991. [10]

Malgré les dangers liés à l'utilisation d'uranium appauvri, la France s'est engagée dans un programme de fabrication de telles armes. L'usine GIAT INDUSTRIES de Salbris a notamment utilisé de l'uranium appauvri pour la fabrication des obus flèches des chars Leclerc.

L'US Army utilise aussi l'UA comme armure de protection de ses chars.

1.2.5 Autres utilisations

L'uranium a été utilisé comme contrepoids de gouvernes de Boeing. Cela concernait les séries 100, 200, 300 et SPN. Les DC-10 et les MD-11 de McDonnell-Douglas en renfermaient également mais pas les Airbus. Boeing a toutefois remplacé ces masses d'uranium appauvri sur ses nouveaux modèles, à la fin des années 1980. Ainsi, les 747-400 ont des gouvernes équilibrées par des contrepoids en tungstène.

L'uranium appauvri a aussi été utilisé comme contrepoids dans des quilles de bateaux (bateaux de Colas et de Tabarly notamment) et dans la réalisation d'engins spatiaux (satellite géodésique Stella).

L'uranium et ses composés (uranate d'ammoniaque, uranate de potassium, oxydes d'uranium, uranate de calcium, uranate de magnésium, uranate de fer, uranate de manganèse, uranate de plomb...) ont eu de nombreuses applications dans les produits céramiques, pour la réalisation de couleurs vitrifiables, de colorants pour émaux, de lustres et de glaçures. Aujourd'hui ces produits font partie de l'histoire de la céramique et n'ont plus cours dans les fabrications actuelles du monde occidental. Des composés solubles d'uranium ont pu être mis en évidence à la surface de vaisselles orangées achetées dans des magasins d'antiquité en les exposant à du vinaigre domestique ou à de l'eau de javel. Il est possible qu'une personne qui manipule régulièrement ou mange dans de la vaisselle couverte par des glaçures contenant de l'uranium puisse accidentellement ingérer des quantités significatives d'uranium. [11]

L'uranium a aussi été employé dans des porcelaines dentaires, des lentilles de contact, des catalyseurs chimiques. L'uranium appauvri sert aujourd'hui de protection aux rayons gamma (secteur médical et transports)

1.3 METHODES D'ANALYSE

Les méthodes utilisées pour mesurer les teneurs en uranium dans l'environnement peuvent être divisées en deux groupes : les méthodes chimiques pour déterminer la masse totale d'uranium dans un échantillon et les méthodes radiologiques qui permettent de connaître la fraction de chaque isotope de l'uranium.

1.3.1 Méthodes d'analyse dans l'eau :

En France, les analyses de l'uranium dans l'eau sont effectuées par l'IRSN (ex OPRI). En 1998, le laboratoire de l'OPRI est passé d'une mesure pondérale (g/l) de l'uranium élémentaire par fluorimétrie à une mesure isotopique (Bq/l) par spectrométrie alpha après radiochimie. Les résultats pondéraux découlent donc désormais des activités mesurées en isotopie par simple calcul.

Une norme AFNOR est en cours d'homologation (NF 60-805) avec cinq volets dont la fluorimétrie (NF 60-805-1) et la spectrométrie alpha (60-805-5). Le Centre de recherche d'expertise et de contrôle des eaux de Paris (CRECEP) a mis en service en 1989 un laboratoire de radioactivité. Il va demander pour juin 2004, l'extension de son accréditation COFRAC aux paramètres déterminés par spectrométrie alpha et pourra donc analyser le paramètre uranium.

Tableau 5: Techniques de mesure de l'uranium

Techniques	Principe	Avantages / Inconvénients
fluorimétrie solide	excitation laser ou rayons ultraviolets	Préparation de l'échantillon fastidieuse, interférences causées par d'autres métaux
spectrométrie de masse	plasma induit par haute fréquence	précision entre échantillons de moins de 6%
spectrométrie alpha	basée sur la radioactivité naturelle de l'uranium	recouvrement très variable en raison de la faible activité spécifique de l'uranium naturel (déjà utilisée pour les eaux embouteillées et dans les milieux environnementaux)
phosphorescence cinétique		méthode sensible et sélective (eau potable et autres milieux)

1.3.2 Méthodes d'analyse dans l'air :

La méthode préconisée par le Ministère de l'Environnement du Québec pour déterminer la concentration en uranium dans l'air est la spectrométrie au plasma d'argon (référéncée MA.203 -U1.1). Sont aussi utilisés la spectroscopie alpha et la spectroscopie de masse ICP-MS.

1.3.3 Mesure de l'exposition :

On peut accéder à une valeur d'exposition en mesurant la concentration en uranium dans le corps humain (mesures *in vivo*) ou en faisant une estimation (mesures *in vitro*) grâce à des échantillons d'urines, de fèces ou très rarement de tissus mous, d'os...

Pour les mesures directes *in vivo*, on utilise des détecteurs de radiation. Cela pose problème car seul l'isotope ²³⁵U peut être détecté. De plus, l'uranium soluble est rapidement excrété. La détectabilité dépend de la quantité absorbée, de la forme chimique et physique, du temps écoulé depuis l'exposition...

Les mesures *in vitro* se font le plus couramment sur des échantillons d'urine car ces analyses sont plus sensibles et moins onéreuses que les analyses sur le sang ou les fèces. On utilise principalement la spectrométrie alpha ou l'analyse par phosphorescence cinétique.

1.4 COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT

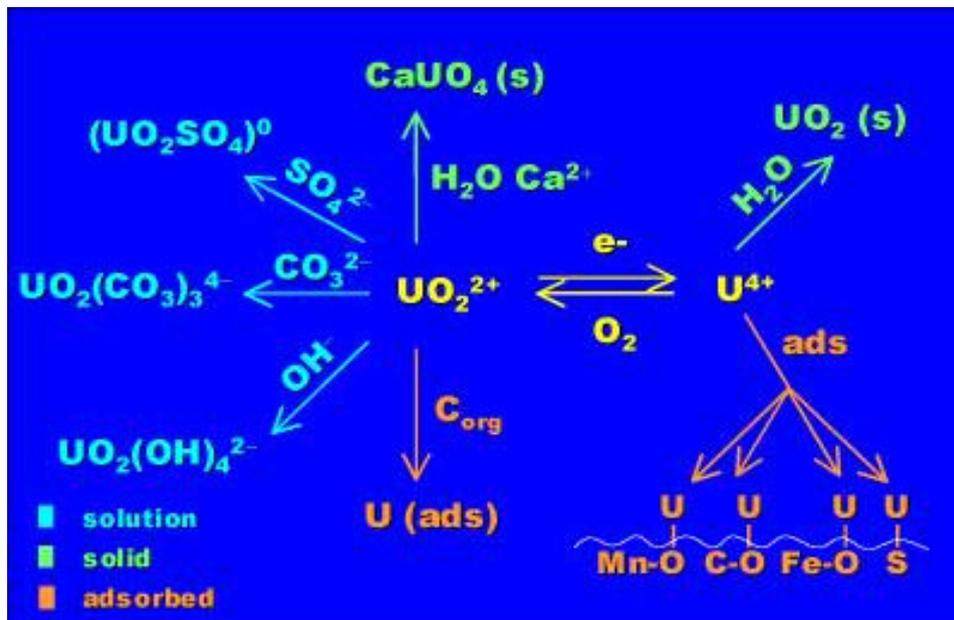


Figure 2: Différentes formes de l'uranium en solution, solide et sous forme adsorbée

[17]

1.4.1 Sol

Le comportement de l'uranium dans les écosystèmes terrestres est lié aux conditions d'oxydo-réduction du milieu. En milieu oxydant, l'uranium se trouve sous la valence +VI (UO_2^{2+}) qui est la forme la plus stable et la plus mobile. En conditions anaérobies, il peut être réduit à l'état +IV en $\text{U}(\text{OH})_4$ ou $\text{U}(\text{OH})_3$ ou encore réagir avec les sulfures.

L'uranium a une mobilité moyenne dans les sols. En condition aérobie, il se complexe facilement avec la matière organique, les carbonates, les phosphates et les sulfates. Ce sont ces composés, plus ou moins solubles, ainsi que les oxyhydroxydes de fer qui déterminent pour une grande part la mobilité de l'uranium dans les sols. Des zones d'accumulation apparaissent dans les horizons riches en matières organiques. Les minéraux argileux ne jouent qu'un rôle secondaire dans la rétention de l'uranium par les sols. La corrélation souvent observée entre la richesse d'un sol en particules fines et sa teneur en uranium est probablement due à l'adsorption à la surface des particules et non à une rétention de type ionique ou à une rétention intrafoliaire. [18] En milieu réducteur (par exemple dans les sols inondés ou au contact d'une nappe), l'uranium se trouve à la valence +IV et a alors tendance à précipiter.

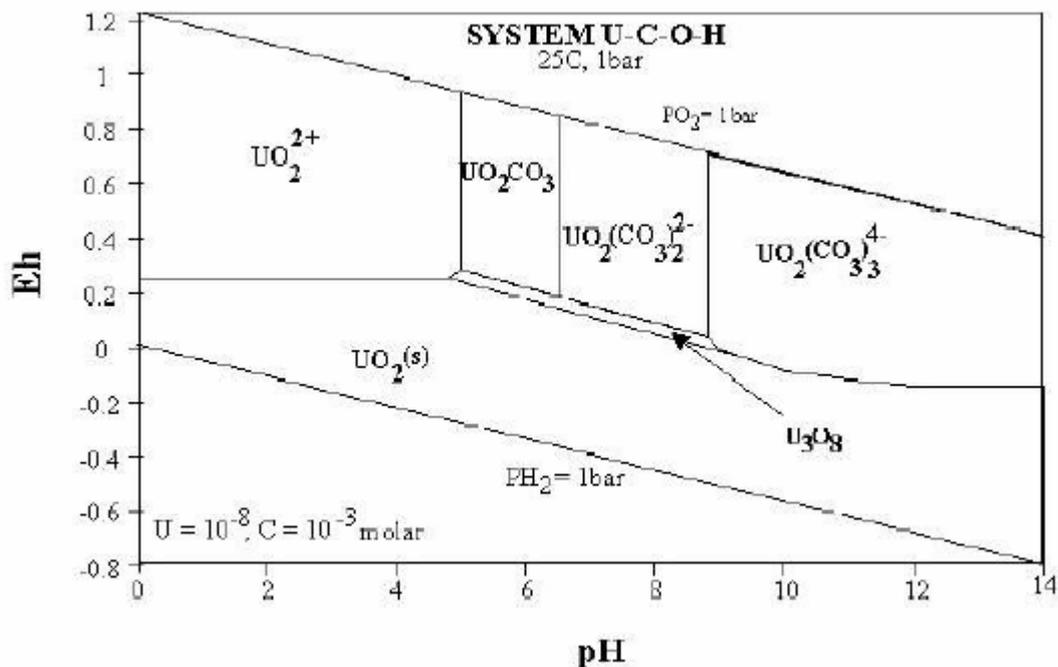


Figure 3: Formes les plus stables selon les conditions d'oxydation et de pH

[19]

1.4.2 Eau

Seuls les composés de valence +IV et +VI sont suffisamment stables pour être pris en compte en milieu aqueux. Les formes oxydées de l'uranium, et notamment l'ion uranyle UO_2^{2+} sont relativement solubles et peuvent être extraites de la roche pour migrer dans l'eau. La réduction de l'uranium de l'état soluble +VI à l'état réduit +IV insoluble réduit la mobilité de l'uranium. Lors du rejet d'uranium dans un cours d'eau, la fraction soluble peut être transférée au milieu vivant (plantes et poissons) mais aussi être entraînée au loin dans le cours d'eau. Les éléments insolubles vont par contre se déposer dans les sédiments.

1.4.3 Plantes

L'uranium se retrouve dans toutes les plantes. Généralement, les végétaux inférieurs absorbent davantage l'uranium que les végétaux supérieurs. L'absorption racinaire dépend des mêmes paramètres conditionnant la mobilité de l'uranium dans les sols, à savoir leur teneur en matière organique, la présence de phosphates, sulfates et carbonates. Différentes études ont mis en évidence un effet de compétition sur le transfert sol-plante des ions calcium et magnésium lorsque leurs concentrations dans le sol sont importantes. Ce phénomène s'accroît avec l'élévation du pH. Les facteurs de transfert racinaire varient entre 10^{-3} Bq/kg végétal sec par Bq/kg sol sec (céréales) et 10^{-2} Bq/kg végétal sec par Bq/kg sol sec (pommes de terre). Les valeurs les plus élevées sont mesurées dans les légumes-racines. D'autre part, l'uranium se retrouve en

proportion plus importante dans les tiges et les feuilles des plantes (coefficient de l'ordre de $6,6 \cdot 10^{-4}$ Bq/kg végétal sec par Bq/kg sol sec) que dans les graines ou les fruits ($1 \cdot 10^{-4}$ Bq/kg végétal sec par Bq/kg sol sec). Il n'y a aucune donnée sur le transfert de l'uranium aux végétaux par voie foliaire de même que pour les transformations agroalimentaires. Par défaut, ce sont les valeurs relatives au plutonium qui sont prises pour référence. Cela conduit probablement à une sous-estimation du transfert car la mobilité de l'uranium est supérieure à celle du plutonium.

Le pouvoir absorbant de certaines plantes a également été utilisé dans le cadre d'essais de phytoremédiation. Ce procédé est détaillé dans le paragraphe 3.2

1.5 CONCENTRATIONS DANS LES DIFFERENTS MILIEUX

Les concentrations peuvent être très différentes selon les régions d'où l'intérêt d'étudier la variabilité de l'exposition. Les régions les plus concernées sont les régions granitiques ainsi que les régions où l'on manipule l'uranium. A noter que les centrales nucléaires ne sont pas sources d'uranium car elles travaillent en circuit fermé rejetant simplement de l'eau sous formes liquide et vapeur pour les circuits de refroidissement.

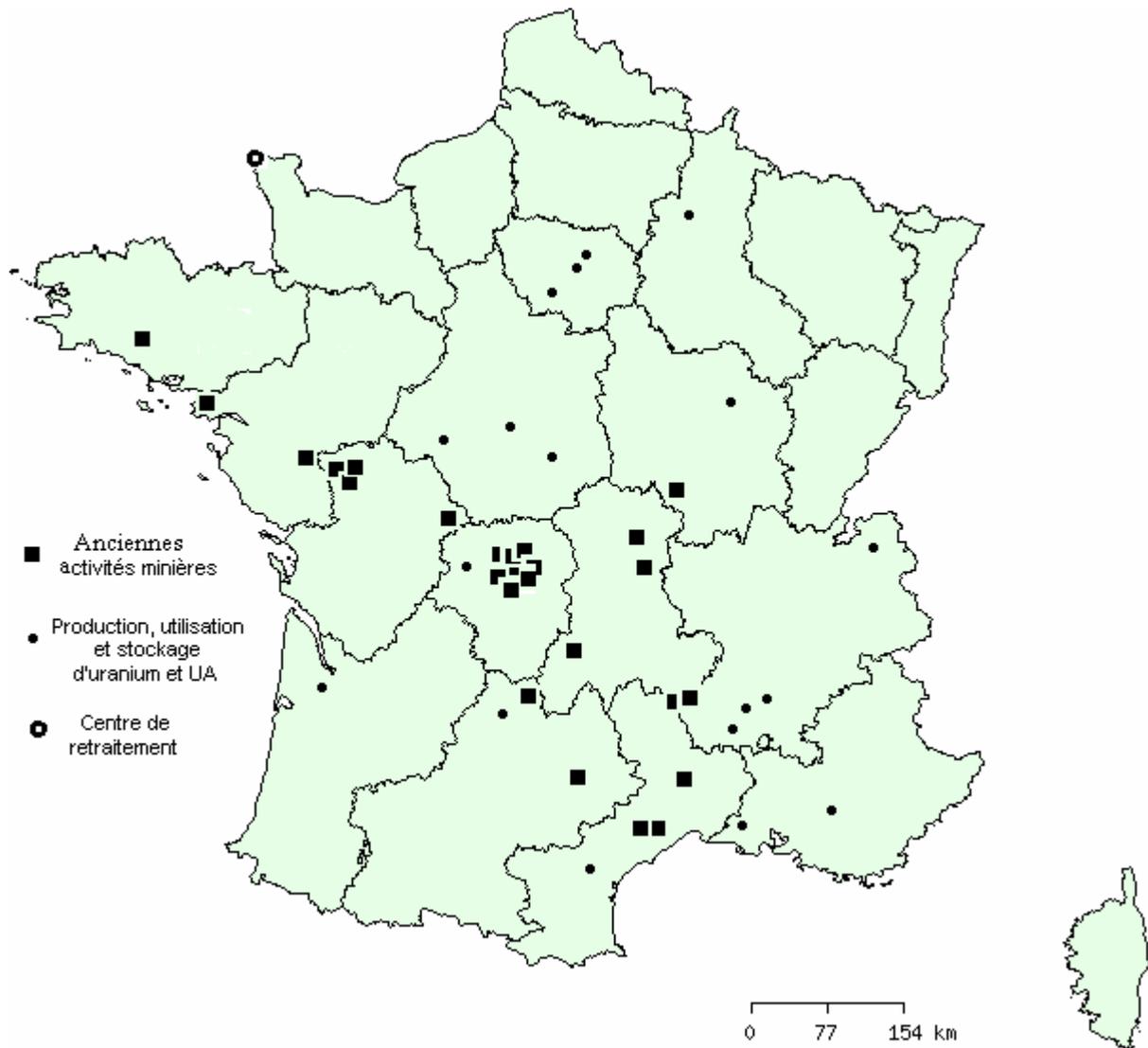


Figure 4: Sites où est manipulé l'uranium

1.5.1 Sols

a. exploitations minières

Pendant l'exploitation minière, les émissions atmosphériques ont pour origine les tirs d'explosifs, le concassage, le transport des minerais et la production

d'uranium concentré. Les poussières rejetées peuvent contaminer les sols des alentours.

b. sites militaires

En France, plusieurs sites militaires ont été contaminés à la suite d'essais de tirs d'obus à l'uranium appauvri. L'exposition chimique à l'uranium appauvri peut se faire par dispersion des particules suite aux explosions. Ces particules peuvent alors être inhalées pendant les tests ou ingérées suite à la contamination de légumes ou autres. Des « essais froids », c'est à dire des expériences explosives destinées à tester et étudier les matériaux contenus dans les armes nucléaires, ont été effectués au Centre de Vaujours (nord-est de Paris). Le Centre d'Etudes de Ripault, au sud de Tours, celui de Valduc près de Dijon ainsi que le centre de tirs du Ruchard à Monts (Indre-et-Loire) sont chargés du démantèlement de certains types d'armements. L'un des essais menés consisterait à fixer la matière à brûler sur une tablette métallique pour détruire l'explosif. La pièce de métal tombe alors à terre et peut être ramassée. Avant que la séparation ne se produise, une partie de l'uranium est dispersée dans l'atmosphère en oxyde d'uranium et/ou tombe à terre sous forme de particules trop fines pour être ramassées. Ces tirs peuvent contaminer l'air, le sol et l'eau. Selon des études américaines menées sur le site de Pantex, usine de confection et de démantèlement d'armements nucléaires (Texas), environ 12% de l'uranium appauvri utilisé à chaque essai reste sur le sol sous forme d'oxyde d'uranium. Ce composé n'est pas absorbé par les plantes car il est peu soluble dans l'eau.

Bien d'autres sites sont concernés par la fabrication de munitions à uranium appauvri, de têtes nucléaires ou de stockage de déchets divers provenant de ces activités. (cf figure 2)

c. Les « sables noirs » de Camargue

En Camargue, 246 sites ont été déclarés contaminés à l'uranium pour une surface globale de 400000 m². Les prélèvements de « sable noir » effectués en janvier 2003 sur la plage de L'Espiguette ont permis de déceler une radioactivité pouvant aller jusqu'à 7800 Bq/kg. Trois hypothèses étaient posées pour la provenance de ce sable excessivement radioactif : le contact Rhône/Massif Central, l'échouage de bateaux transporteurs de minerais ou la construction de digues avec des matériaux radioactifs. Une caractérisation minéralogique des sables faite par le BRGM [12] a permis d'identifier les différents minéraux constitutifs de ceux-ci (cortège minéralogique typique du démantèlement de chaînes de montagnes anciennes) et plus particulièrement, les porteurs des éléments chimiques émetteurs de rayonnements gamma. Il s'agit pour l'essentiel d'un alumino-phosphate de Terres Rares (crandallite), minéral naturel de la famille des monazites, riche en Thorium et Uranium, d'une part et de rares zircons (minéral riche en Uranium) d'autre part. Ces minéraux font partie du cortège habituel des minéraux " lourds " issus de l'altération de roches présentes en France (Massif Central, Alpes). Ils sont extraits des sols par érosion, transportés par les cours d'eau jusqu'à la mer puis se déposent en domaine marin. Le rapport du BRGM conclue que « La radioactivité des plages de l'Espiguette provient donc de la présence de minéraux naturels dits

" lourds " riches en Thorium et Uranium, éléments chimiques radiogéniques et dont la concentration sur les plages procède de phénomènes naturels : la dynamique sédimentaire liée aux courants marins (courants côtiers et courants de tempête) le long du delta du Rhône».

1.5.2 Eaux

L'uranium est naturellement présent dans l'eau à des concentrations pouvant aller de 0,01 µg/L à 1500 µg/L. Ces concentrations très variables reflètent les concentrations dans les roches. Les activités humaines modifient ces concentrations naturelles : lixiviation des gisements naturels, libération dans les déchets d'usine, émissions de l'industrie nucléaire et combustion de charbon et autres combustibles. Les engrais phosphatés, qui peuvent contenir de l'uranium à des concentrations pouvant atteindre 150 mg/kg, contribuent également à la teneur en uranium des eaux souterraines.

Le Rhône charrie près de 100 t/an d'uranium naturel qui provient, en partie, du ruissellement des pluies sur les massifs cristallins. La teneur en uranium du Rhône alpin à la Porte du Scex est supérieur à 2µg/l la majeure partie de l'année et dépasse largement la moyenne des rivières mondiales (0.01-0.08 µg/l). [13]

Il est couramment admis comme teneur en uranium des océans, une valeur moyenne de 3,3 microgrammes d'uranium par litre (avec une dispersion de valeurs allant de 1 à 5 µg/L en milieu océanique ouvert et plus importante encore dans des environnements marins moins homogènes) [14]

1.5.3 Air

Très peu d'études ont été conduites pour évaluer la concentration en uranium dans l'air. Elles donnent une valeur maximale de 0,4 ng/m³ (différentes études au Japon, Etats-Unis et Canada) très en deçà du niveau de risque défini en 1999 par ATSDR pour l'inhalation chronique d'uranium sous forme soluble par un public adulte (MRL=0,3 µg/m³). [15]

La fumée de cigarette serait une source d'uranium puisque fumer deux paquets de cigarettes produirait environ 50 ng d'uranium qui peut être inhalé [16].

1.5.4 Aliments

Dans l'étude de Harvey [26], les aliments les plus contaminés sont les mollusques et coquillages avec des concentrations en uranium allant de 9,5 à 31 µg/kg. Des aliments comme le pain et les végétaux frais en renfermeraient environ 2 µg/kg tandis que la concentration rencontrée dans la viande et le riz était plutôt de 0,1 à 0,2 µg/kg.

Ces valeurs sont concordantes avec celles de MAFF en Grande Bretagne (1999) qui donne des valeurs de 1,4 à 35 µg/kg dans les crustacés et mollusques, 5,5 µg/kg dans les laitues, 1,3 µg/kg dans les pommes de terre et 0,3 µg/kg dans le lait.

L'uranium présent dans la viande et les produits laitiers a pour origine la nourriture d'origine végétale des animaux, les aliments de compléments élaborés à partir des phosphates naturels et fournis aux vaches laitières. L'ingestion de particules de sol, soit directement soit par l'intermédiaire d'herbe souillée par de la terre est susceptible d'être une composante importante de la contamination du bétail. Les paramètres de transfert de l'uranium naturel sont connus pour les principales espèces productrices de viande (bovins, ovins et porcins) ainsi que pour le lait de vache. (voir annexe I)

2 Evaluation des risques liés à l'exposition a l'uranium

2.1 IDENTIFICATION DU DANGER

2.1.1 Incorporation

a. Voies d'exposition

Au niveau des voies d'exposition, il n'y a pas de différence entre l'uranium appauvri et l'uranium naturel :

L'exposition survient par inhalation, ingestion ou contact cutané (y compris les lésions avec inclusion de fragments).

L'**inhalation** est la voie la plus probable d'absorption pendant ou après l'utilisation de munitions à uranium appauvri au cours d'un conflit ou lorsque ce métal est remis en suspension dans l'atmosphère sous l'action du vent ou d'autres perturbations. L'inhalation accidentelle peut également se produire à la suite d'incendies dans des entrepôts, après les accidents d'avion ou à la suite de la décontamination des véhicules provenant de zones de conflit ou de régions voisines.

L'**ingestion** peut toucher une grande proportion de la population si l'eau de boisson ou les aliments sont contaminés par l'uranium. On considère en outre que l'absorption de terre par les enfants joue un rôle potentiellement important. [19]

L'uranium entre plus rarement dans le sang par contact dermique. On estime qu'il s'agit d'un type d'exposition relativement secondaire, car seule une faible quantité d'uranium est susceptible de traverser la barrière cutanée pour passer dans le sang. Néanmoins il peut entrer dans la circulation sanguine lorsqu'il y a des plaies ouvertes ou que des fragments d'uranium appauvri sont inclus dans les lésions.

b. Forme chimique et solubilité: entrée dans l'organisme

L'Uranium Appauvri : peut présenter des risques radiologiques et des risques chimiques pour la santé, selon qu'il est insoluble ou soluble.

- L'uranium soluble présente des risques plus grands de toxicité chimique, parce qu'il est facilement transporté vers les reins, l'organe le plus vulnérable.
- L'uranium insoluble présente de plus grands risques de toxicité radiologique, parce qu'il risque de se loger dans les poumons et d'irradier de façon continue les tissus sensibles des poumons.

Les études montrent que lorsque des oxydes d'Uranium Appauvri se forment suite à un impact sur une cible dure, ils sont généralement insolubles à environ 74 pour cent dans le fluide pulmonaire.

Les oxydes formés par la combustion sont insolubles dans une proportion d'environ 93 à 100 pour cent, ce qui signifie que les risques pour la santé dans les deux cas sont principalement radiologiques.

C'est donc les formes solubles qui sont responsables de la toxicité chimique. La solubilité des composés d'uranium les plus courants est présentée dans le tableau 4.

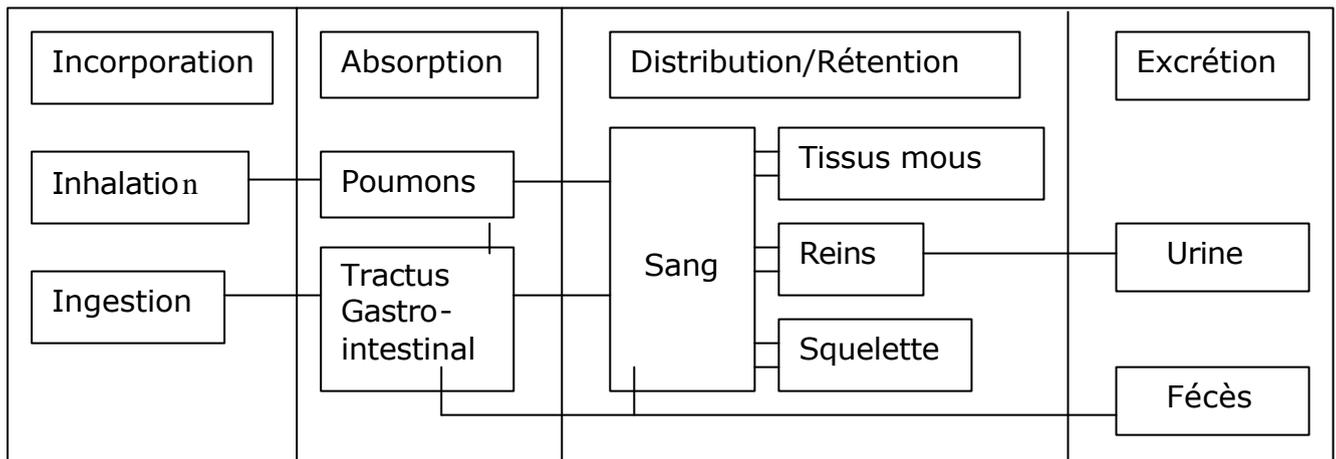


Figure 5: Métabolisme de l'uranium [20]

La voie d'administration (ingestion, inhalation) a un impact important sur la biocinétique et la toxicité de l'uranium. En effet pour l'ingestion, ce sont la muqueuse intestinale et le foie qui constituent les barrières à l'entrée de l'uranium dans le sang, alors que, pour l'inhalation, c'est la barrière pulmonaire qui constitue un obstacle à l'entrée à l'uranium. Ces deux barrières sont le siège d'absorption vers le sang des composés incorporés, qui s'effectue en deux temps :

- Dissolution des composés incorporés en composés assimilables,
- Assimilation de ces composés

La toxicité de l'uranium est donc étudiée en différenciant les expositions par inhalation et ingestion.

2.1.2 Absorption

a. Inhalation

Une très faible fraction de l'uranium inhalé est susceptible de rejoindre le sang. En effet, pour une quantité donnée d'uranium inhalé, 75% sont immédiatement exhalés et 25% seulement sont retenus dans les poumons. Sur ces 25% retenus dans les poumons, 80% sont éliminés par un mécanisme d'épuration mucociliaire bronchiale, cette fraction étant à l'origine d'une contamination du tractus gastro-intestinal. Donc seuls 5% de l'uranium inhalé (fraction

dépendant de la granulométrie du composé inhalé) sont disponibles pour l'absorption vers le sang, cf 1.1.4 sur la solubilité de l'uranium.

Outre la granulométrie du composé d'uranium (qui gouverne le dépôt dans les différents étages du tractus respiratoire), la solubilité (qui gouverne la rapidité de passage vers le sang de l'uranium retenu dans les poumons) représente un paramètre majeur dans l'absorption de l'uranium inhalé.

b. Ingestion

L'uranium peut être directement ingéré via l'eau de boisson et la nourriture. L'uranium inhalé et épuré vers le tractus gastro-intestinal peut également contribuer à l'exposition par ingestion.

Suite à son ingestion, le composé uranium sous l'action d'enzymes digestives, s'associe avec des bicarbonates et forme des complexes de bicarbonates d'uranyle. Ces complexes, dans les conditions acides spécifiques du tractus gastro-intestinal, se dissocient et libèrent les ions uranyles (UO_2^{2+}) qui sont absorbés librement comme les autres ions.[20]

L'uranium comme plusieurs autres métaux lourds, est assez peu absorbé au niveau de la barrière gastro-intestinale. La fraction d'absorption assez faible est confirmée par l'observation de l'excrétion d'uranium fécale, qui est quasiment égale à la quantité d'uranium ingéré. En effet, environ 98 à 95% de l'uranium pénétrant dans l'organisme par ingestion n'est pas absorbé et va être éliminé dans les fèces. L'appareil digestif absorbe en général 5 à 2% des composés solubles d'uranium qui sont disponibles par l'absorption vers le sang.[20]

c. Indication sur la chimiotoxicité

La dose admissible pour les différents modes d'exposition est définie comme étant une estimation des quantités de substances pouvant être absorbées au cours d'une vie sans risque sensible pour la santé. Ces doses admissibles s'appliquent à une **exposition à long terme**. Aucune information ne permet d'évaluer le dépassement temporaire sans risque de la dose admissible à long terme.

Les **expositions uniques ou de courte durée** à des concentrations plus élevées peuvent être tolérées sans préjudice pour la santé.

2.1.3 Distribution-Rétention-Excrétion

Suite à son absorption après ingestion ou inhalation, l'uranium apparaît rapidement sous forme d'ions uranyles (UO_2^{2+}) dans la circulation sanguine, ou il se lie principalement aux hématies, aux bicarbonates et à des protéines (albumines, transferrines). En effet, en raison de leur grande affinité avec les groupes phosphates, carboxyles et hydroxyles, les composés uranyles se combinent facilement aux protéines et aux nucléotides pour former des complexes stables. L'élimination de l'uranium de la circulation sanguine s'effectue rapidement, et la quasi-totalité, 99.9% d'après le CEPN disparaissent en moins de 24 heures après absorption, et 90% d'après l'OMS après quelques jours. [20], [21].

Durant les premières 24 heures, l'uranium est distribué dans l'ensemble des tissus mous, plus ou moins retenu par certains organes (dont les reins) et

excrété en grande quantité dans les urines. Ensuite l'uranyle s'accumule essentiellement à long terme dans les reins (qui prennent une partie de l'uranium qu'ils filtrent) et le squelette (en raison de la similarité de comportement chimique de l'uranium et du calcium). Une fois l'équilibre atteint dans le squelette (affinité de l'uranium pour PO_4^{3-} qui est abondant dans le squelette), l'uranium est excrété dans l'urine et les fèces.

2.1.4 Effets sur la santé [22]

a. Les reins

On considère que, dans les reins, les lésions potentielles se localisent surtout au niveau des tubes proximaux (principal élément de filtration de l'organe). D'après des études effectuées sur l'homme, certaines données sembleraient indiquer que la gravité des effets sur la fonction rénale comme le temps nécessaire pour qu'elle retourne à l'état normal augmentent avec le niveau d'exposition.

L'uranium a un effet additif avec d'autres nephrotoxiques.

Certaines études ont trouvé des indicateurs présents dans l'urine pour établir un lien entre l'exposition à l'uranium et différents marqueurs biologiques. L'excrétion de ces composés augmente avec l'augmentation de l'apport quotidien d'uranium.

- Indicateur de la fonction rénale: β 2-microglobuline, créatinine, glucose
- Marqueurs de la toxicité cellulaire: γ -glutamyltransférase, phosphatase alcaline

Par conséquent, l'uranium peut être un agent thérapeutique pour les personnes atteintes de diabète, l'uranium augmentant l'excrétion du glucose.

b. Les os

Aucun effet indésirable concordant ou confirmé n'a été signalé pour le squelette ou le foie. Une étude chez le rat a montré que l'uranium présent dans l'os est surtout proche des zones vascularisées et dans les zones de croissance. Une fraction de l'uranium stockée dans les os reste piégée pendant plusieurs dizaines d'années.

c. Effet tératogène et sur le système reproducteur

On n'a pas signalé d'effets sur le développement de l'être humain ou sur la procréation. Des expériences ont été menées chez les animaux pour évaluer les effets tératogènes et les effets sur le système reproducteur après exposition chronique. Aucun effets n'ont été observé pour les fonctions testiculaires et spermatogenèse, en revanche des modifications histologiques ont été observés pour des doses très importantes, de l'ordre de $80 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ pendant 64 jours. Une toxicité foétale a été observée chez la souris gestantes contaminées par ingestion avec des doses de 25 et $50 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$

d. Effet sur le système nerveux central

Chez l'animal il a été montré que l'uranium a un effet neurotoxique pour le lapin quand il est administré en grandes quantités (1.7 à 3.6 g de nitrate d'uranyle en 3 à 5 mois).

Chez l'homme, les données sont rares. Chez les quelques dizaines de vétérans de la guerre du golfe contaminés par des éclats d'obus, une corrélation a été observée entre certains tests neurocognitifs et les concentrations urinaires d'uranium. Howard (1989) rapporte le cas de plusieurs personnes contaminées accidentellement par de l'uranium et présentant des troubles du comportement. La puissance statistique de ces études est trop faible pour conclure à l'existence ou en l'absence d'effet biologique sur le système central.

Bien que l'uranium libéré à partir des fragments inclus dans l'organisme puisse s'accumuler dans les tissus du système nerveux central (SNC) et que certaines études sur l'homme et l'animal indiquent des effets sur les fonctions de cet organe, il est difficile de tirer des conclusions définitives.

e. Perspectives

Il existe des lacunes dans les connaissances, des recherches plus approfondies sont recommandées dans certains domaines essentiels pour permettre de meilleures évaluations des risques pour la santé.

En particulier, des études sont nécessaires pour améliorer la compréhension de l'étendue, de la réversibilité des lésions rénales chez les personnes exposées et savoir s'il existe éventuellement des seuils.

D'autres études sont à mener pour connaître la toxicité de l'uranium sur les autres organes, comme sur le système nerveux central, le système reproducteur, l'effet tératogène, mutagène, et l'immunotoxicité.

En outre, des enquêtes actuelles dans les populations exposées naturellement à des teneurs élevées en uranium dans l'eau de boisson pourraient donner des informations importantes à ce sujet.

2.2 RELATION DOSE-REPONSE

2.2.1 Calcul d'une VTR (Valeur Toxicologique de Référence)

Les valeurs limites sont établies en deux étapes dans le cas de substances dont la relation dose/réponse a pu être mettre en évidence un seuil, au-delà duquel un effet nocif apparaît.

Une VTR concernant une voie d'exposition est établie. On détermine ensuite l'effet critique qui est l'effet apparaissant comme le plus sensible.

Concernant l'établissement de valeurs de référence, les données épidémiologiques sont lacunaires. En effet, les cohortes de mineurs sont surtout exposés au radon, produit de décomposition de l'uranium. Aussi, les organismes internationaux se sont basés sur des études portant sur des animaux exposés à la toxicité chimique de l'uranium.

Le calcul de la VTR est basée sur les NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) ou LOAEL (Low Observed Adverse Effect Level). La NOAEL désigne la dose ou la concentration la plus élevée n'ayant pas provoqué un effet nocif observé, par rapport à un groupe témoin, au cours d'une expérimentation animale ou d'une étude épidémiologique. En pratique, il s'agit de la dose maximale n'induisant aucun signe de toxicité dans l'espèce animale la plus sensible et la plus appropriée en utilisant l'indicateur de toxicité le plus sensible par rapport à un groupe d'animaux non exposés.

S'il n'existe pas de niveau sans effet observé disponible, c'est le niveau de concentration ou de dose le plus faible auquel a été observé un effet sanitaire (LOAEL) qui est retenu, en appliquant un facteur d'incertitude supplémentaire.

$$VTR = \frac{NOAEL \text{ ou } LOAEL}{UF} \text{ (en } \mu\text{g/kg/j)}$$

La fixation des facteurs d'incertitude (UF) appliqués aux NOAEL ou LOAEL est effectuée sur la base d'un jugement d'expert, en retenant un facteur compris entre 1 et 10 par source d'incertitude. Quatre sources sont considérées :

- La variation inter-espèces (animaux vers les hommes)
- La variation intra-espèces (variations individuelles)
- L'adéquation des études ou des bases de données
- La nature ou la sévérité des effets

Le facteur total d'incertitude ne devrait pas excéder 10 000, car la dose journalière tolérable en résultant serait trop imprécise.

2.2.2 Approche de l'ATSDR

[24]

L'ATSDR, Agence for Toxic Substances and Disease Registry ou Agence pour le Registre des Substances Toxiques et Maladies, est une agence du ministère de la Santé et des Services sociaux des Etats-Unis, mandatée par le Congrès pour remplir des fonctions spécifiques concernant l'effet sur la santé publique des

substances dangereuses dans l'environnement, notamment l'information sur le développement et la dissémination des substances dangereuses.

Le MRL ou niveau de risque minimum correspond à l'évaluation de l'exposition humaine quotidienne à une substance dangereuse qui, vraisemblablement, sera sans risque appréciable d'effets sanitaires défavorables pour une durée spécifiée d'exposition.

Il se calcule de la manière suivante :

$$MRL = \frac{NOAEL}{UF \times MF}$$

Avec : MRL en mg/j/kg
NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) en mg/j/kg
UF (Uncertainty Factor ou facteur d'incertitude)
MF (Modifying Factor ou facteur correctif)

Le facteur MF peut être compris entre 0 et 10. Il est appliqué pour refléter les incertitudes sur la base de données non couvertes par les autres facteurs d'incertitudes.

a. Ingestion

L'ATSDR en 1999 s'est basé sur l'étude de Gilman de 1998. L'étude réalisée sur des lapins portait sur l'exposition par ingestion d'uranium soluble et avait donné une LOAEL de 0.05 µg/kg/j. En appliquant des facteurs d'incertitude et de correction, cela a abouti à une valeur de 2 µg/kg/j. [24]

b. Inhalation :

En 1953, Stokinger et al. ont étudié les inhalations chroniques d'uranium soluble sur des chiens. Cela a montré qu'une concentration d'uranium de 0,15 mg/m³ dans l'air ne produit pas d'effet observable. Chez l'homme, après application de facteurs d'incertitude et correctif, cela donne un risque minimal par inhalation de 0,3 µg/m³. [25]

2.2.3 Approche de l'OMS

[25]

La TDI (Tolerable Daily Intake) est une estimation de la quantité de substance dans la nourriture ou dans l'eau de boisson, exprimée sur la base du poids corporel qui peut être ingérée quotidiennement sur la vie entière sans entraîner de risque sanitaire observable. Elle s'applique à des expositions chroniques et se calcule comme suit :

$$TDI = \frac{NOAEL \text{ ou } LOAEL}{UF}$$

Avec : TDI en mg/j/kg
NOAEL en mg/j/kg
LOAEL en mg/j/kg

L'OMS donne des lignes directrices déterminant les valeurs maximales d'exposition compatibles avec la santé (doses admissibles) pour les substances chimiques. Les doses données ci-dessous s'appliquent à une exposition de longue durée pour l'ensemble d'une population (et pas seulement les professionnels). [25]

Tableau 6: TDI de l'OMS

Groupe de composés d'uranium	Exposition	TDI
F (fortement soluble) UO ₂ (NO ₃) ₂	Ingestion	0.5 µg/kg/j
	Inhalation	0.6 µg/kg/j
M (modérément soluble) UO ₃ , UF ₄ , UCl ₄	Ingestion	0.5 µg/kg/j
	Inhalation	0.6 µg/kg/j
S (faiblement soluble) UO ₂ , U ₃ O ₈	Ingestion	5 µg/kg/j
	Inhalation	5 µg/kg/j

a. Composés du groupe F:

Une étude portant sur l'exposition orale à des composés solubles d'uranium du groupe F de lapins mâles pendant 91 jours a permis d'établir une LOAEL à 50 µg/kg, ce qui correspond à l'observation de changements microscopiques au niveau du rein.

En appliquant un facteur d'incertitude de 100 soit :

- 3 pour passer d'une LOAEL à une NOAEL
- 3 pour la variation inter-espèce de toxico-dynamique et de toxicocinétique
- 10 pour la variation intra-espèce

l'OMS aboutit à la valeur 0.5 µg/kg/j.

Remarquons que comme l'uranium semble avoir une demi - vie de 15 jours, cela signifie que l'état stationnaire était déjà atteint à 91 jours d'études.

En ce qui concerne l'inhalation de composés du groupe F, des études sur le rat, à moyen et à long terme, ont permis d'aboutir à une NOAEL de 0.1 mg/m³. Il faut ensuite ajuster ce résultat d'exposition à l'homme, la valeur de concentration dans l'air retenue est de 20 µg/m³. Comme le volume que peut inhaler un rat est de 150 L par jour, cela revient à dire que la dose inhalable est de 15 µg/m³. Pour un rat de poids moyen de 250g, on arrive à une valeur de 60 µg/kg/ j.

En appliquant un facteur d'incertitude de 100, on obtient un TDI de 0.6 µg/kg/j.

b. Composés du groupe M :

Concernant les composés d'uranium modérément solubles, les résultats des quelques études permettent de conclure que la TDI à considérer est la même que la TDI pour les composés d'uranium fortement soluble.

c. Composés du groupe S :

Les composés insolubles de l'uranium, très peu absorbés, ont une néphrotoxicité bien moindre et l'on peut appliquer une dose tolérable par ingestion de 5 µg/kg/j.

d. Composés de solubilité inconnue :

Lorsque la solubilité des composés de l'uranium n'est pas connue, ce qui est souvent le cas lors d'expositions à l'UA, il serait prudent d'appliquer la dose limite de 0,5 µg par kilo et par jour pour l'ingestion.

2.2.4 Autres études

a. Ingestion

En 1997, Jacob proposa une TDI de 0,7 µg/kg/j. [24] La valeur est basée sur les résultats de l'étude de McDonald et Taylor en 1992 qui avait montré des dommages sur les reins de lapins qui avaient été exposés à des taux de résorption de 3,2 µg/kg/j.

b. Inhalation

En 1997, Jacob, pour le compte de la German Federal Environment Agency, a utilisé une étude réalisée par Stokinger et al. En 1953 qui portait sur des rats. [24] Il avait été observé de légers dommages sur les reins des animaux lorsque le taux d'uranium absorbé était de 2,6 µg/kg/j, soit une concentration d'uranium de 40 µg/m³ dans l'air. Après application de facteurs d'incertitudes, les auteurs de l'étude ont abouti à un niveau tolérable de 0,07 µg/m³ dans l'air.

2.2.5 Tableau récapitulatif

Tableau 7: Récapitulatif, pour les composés solubles d'uranium et une exposition chronique, des valeurs données par les organismes internationaux

Source	Inhalation	Ingestion (en µg/kg/j)
ATSDR (1999)	0,3 µg/m ³	2
OMS (2001)	0,6 µg/kg/j	0,5
Jacob (1997)	0,07 µg/m ³	0,7

En raisonnant par quantité annuelle d'uranium, par exemple ingérée, cela revient à dire qu'un individu de corpulence moyenne (70 kg) peut ingérer jusqu'à 11 mg d'U par an, en se basant sur la valeur de l'OMS.

Plusieurs incertitudes planent sur l'évaluation de la toxicité chimique de l'uranium. En effet, la base de données sur la toxicité chimique de l'uranium est peu renseignée. La majorité des études datent des années 50. Dans ces années là, l'évaluation de la toxicité notamment rénale ne bénéficiait pas des méthodes d'analyse aujourd'hui.

Dans de nombreuses études, les relations dose-réponse et dose-effet n'ont pas pu être déterminées du fait des faibles doses utilisées.

L'extrapolation de l'animal à l'humain se fait sans tenir compte d'informations sur la toxico-dynamique puisque ces informations sont manquantes. La toxico-dynamique concerne tout ce qui se rapporte à l'action du corps sur le toxique. On s'intéresse donc à la forme du toxique quand il arrive à sa cible. De même, il ne semble pas y avoir d'informations fiables sur les toxico-cinétiques, soit tout ce qui touche à l'action du toxique sur le corps. En conséquence, ce sont des facteurs d'incertitude par défaut, soit 10, qui sont utilisés.

Très peu d'informations sont disponibles sur les variations inter-individuelles entre hommes par rapport à la toxicité de l'uranium.

2.3 EVALUATION DE L'EXPOSITION

L'exposition de la population générale est due à l'inhalation ou l'ingestion d'aliments, d'eau ou de poussières de sol. L'apport quotidien d'uranium chez un adulte de 70 kg serait de 0,001µg par inhalation, de 2,0 µg par ingestion d'aliments et de 0,6 µg par ingestion d'eau. La majeure partie de l'apport provient donc des aliments tandis que l'eau potable apporte pratiquement tout le reste (étude faite en Ontario entre 1990 et 1995 et portant sur 130 sites et 3700 échantillons). L'UNSCEAR (2000) a estimé la quantité annuelle d'uranium entrant dans le corps humain à **460 µg/an par ingestion** (aliments et eau) et à **0,59 µg/an par inhalation** (valeurs données pour un adulte). L'importance donnée à l'inhalation par rapport à l'ingestion est donc plus grande qu'avec les estimations de l'étude faite en Ontario.

Cependant, l'ATSDR cite une étude donnant une ingestion pouvant aller jusqu'à 2,9 à 4,5 mg/j pour des individus vivant à proximité d'une mine d'uranium (Yamamoto et al, 1971)

2.3.1 Les doses ingérées selon la littérature :

Comme pour tous les radionucléides naturels, exception faite du potassium 40, l'uranium ne se retrouve qu'à l'état de traces difficilement dosables dans les chaînes alimentaires des régions à radioactivité normale (définie par l'OMS comme une région où l'alimentation conduit à une ingestion inférieure à 2 Bq.j-1 pour l'uranium, le thorium, le radium et le polonium).

En Europe, l'incorporation journalière d'uranium (²³⁸U) a été estimée entre 1 et 3.6 µg par Harley (1988). Harvey a quant à lui trouvé des valeurs comprises entre 0,5 et 2 µg par jour [26].

2.3.2 Eau

Une étude de Misund et al. (1999) donne des valeurs d'uranium dans l'eau embouteillée en Europe allant de 0,01 à 9,45 µg/L (étude portant sur 56 bouteilles d'eau minérale).

Dans le nord de l'Espagne, les concentrations en uranium dans l'eau délivrée serait d'environ 0,11µg/L (étude de Herranz et al. sur 4 sites de production d'eau entre 1997 et 1999)

En Haute Vienne, les concentrations dans l'eau potable du Syndicat d'AEP de la Gartempe (20000 habitants desservis) et dans l'eau potable de Limoges (140000 habitants) sont d'environ 0,4µg/L avec un maximum de 1,9µg en septembre 2000 selon les analyses faites par l'OPRI pour la DDASS de la Haute Vienne (données janvier 1998 à décembre 2000). L'eau délivrée respecte donc les préconisations de l'OMS qui conseille un maximum de 2µg/L.

Aucune étude française n'a porté sur les concentrations en uranium dans l'eau de source ou dans les puits de particuliers. Plusieurs études dans d'autres pays reportent pourtant des teneurs parfois très élevées. Salonen (1988) a trouvé une concentration maximale de 2900µg/L dans une eau souterraine finlandaise. Khalos et al. ont quant à eux relevé une concentration maximale de 3000 µg/L dans des puits d'Helsinki (1980).

2.3.3 Milieu professionnel :

Les conditions pour les employés travaillant au contact de l'uranium peuvent être très variables. Le potentiel dangereux dépend de la forme chimique de l'uranium manipulé. Six groupes de travailleurs peuvent être identifiés selon qu'ils opèrent au niveau des mines, de la fabrication ou du retraitement de combustibles, de la confection d'armes ou de composés chimiques, d'industries utilisant des matériaux à base d'uranium (secteur médical, industries aéronautiques) d'industries où l'uranium est présent sous forme de contaminant, de services d'urgence intervenant suite à des incidents impliquant de l'uranium. [27]

L'exposition est essentiellement le fait de contacts cutanés ou d'inhalation.

2.3.4 Expositions particulières

D'autre part, Uijt de Haag et al. ont évalué la quantité d'uranium libérée lors du crash du Boeing 747-258F à Amsterdam le 4 octobre 1992. Cet avion contenait 282 kg d'uranium appauvri utilisé comme contrepoids. 130 kg ont été retrouvés. Les auteurs ont donc étudié l'exposition possible des riverains à la dispersion dans l'air des 152 kg volatilisés. Selon eux, l'oxyde d'uranium formé dans l'incendie est peu soluble et la toxicité chimique est donc négligeable devant la radiotoxicité. En se plaçant dans les données météorologiques du jour, la concentration d'uranium a été estimée à $3\mu\text{g}/\text{m}^3$ sous les vents avec un maximum envisageable de $2\text{ mg}/\text{m}^3$ dans le « pire scénario » (152 kg volatilisés et respirables). L'approche « pire scénario » concluant à une exposition pendant 1h à la limite autorisée d'exposition chronique dans le milieu professionnel, il est donc très improbable que l'exposition à l'uranium ait eu un effet sur la santé des riverains de l'accident. [28]

2.4 CARACTERISATION DU RISQUE

La caractérisation du risque est l'étape finale d'une évaluation de risque. Les informations issues de l'exposition des populations à l'uranium et de l'évaluation des Valeurs Toxicologiques de Référence sont synthétisées et intégrées sous la forme d'une expression quantitative du risque.

Le risque lié à l'uranium est de type déterministe c'est-à-dire qu'il y a un seuil au-delà duquel des effets indésirables sur la santé apparaissent. Considérons une exposition chronique vie entière. La possibilité de risque de survenue est représentée par le Quotient de danger qui est le rapport de la Dose Journalière d'Exposition et de la Dose Journalière Admissible :

$$QD = \frac{DJE}{DJA}$$

Lorsque QD est supérieur à un, la possibilité d'apparition d'un effet sur la santé ne peut être exclu.

On a vu préalablement que l'exposition à l'uranium était site spécifique. On aura donc des scénarios très différents suivant que les populations habitent en régions minières, régions granitiques, dans des pays en conflit...

On considère l'exposition d'un homme adulte de 70kg vivant à Limoges, situé dans un département français plutôt exposé à l'uranium de part son environnement géologique. Cet individu consomme 2 litres par jour d'eau du robinet dans les conditions de contamination maximale (1,9µg/L pour la période 1998-2000) et 3,6 µg/j d'uranium par ingestion d'aliments (valeur majorante de l'étude de Harley menée en Europe et évoquée dans le paragraphe 2.3.1). Enfin, dans l'air, la valeur maximale de 0,4 ng/m³ trouvée dans des études au Japon au Canada et aux Etats-Unis est considérée (cf. paragraphe 1.4.3). Il est très peu probable que les concentrations dans l'air rencontrées en France puissent être sensiblement supérieure à cette valeur. De plus, l'exposition par inhalation est négligeable devant l'ingestion d'eau et d'aliments, même en considérant cette valeur majorante. Pour la quantité d'air inhalé, on retient la valeur du « Handbook Factors Exposure » pour un homme adulte, soit 15.2 m³/j.

La valeur de référence utilisée est celle fixée par l'OMS : TDI = 0.5µg/kg/j. Cela nous donne une quantité de 35 µg/j pour notre adulte de 70kg.

Tableau 8: Calculs du quotient de danger

	Inhalation d'air	Ingestion d'aliments	Ingestion d'eau
Concentration	0,4 ng/m ³	-	1,9 µg/L
Exposition (DJE) (µg/j)	6.10 ⁻³	3,6	3,8
TDI (µg/j)	35		
QD	0,2		

Si on considère maintenant que notre individu consomme non pas l'eau du robinet mais uniquement l'eau minérale présentant la concentration maximale en uranium dans l'étude de Misund et al. évoquée au paragraphe 2.3.2 (9,45 µg/L), on obtient un Quotient de Danger de 0.6

Dans ces scénarii, les quotients de danger sont inférieurs à un. On note que la part de l'inhalation est très faible.

Néanmoins, les eaux minérales et les eaux des puits de particuliers, qui peuvent présenter de fortes concentrations en uranium, sont très peu analysées puisqu'il n'y a pas de normes sur le paramètre uranium dans l'eau. Il faudrait mener des études complémentaires en France pour s'assurer que certains individus ne sont pas exposés à de fortes concentrations en uranium dans l'eau.

Par ailleurs, nous n'avons pas considéré ici l'ingestion d'aliments excessivement contaminés ou de sol riche en uranium, faute de données accessibles suffisantes. Ce scénario serait à envisager pour évaluer les risques pour les populations proches des mines consommant des produits locaux.

Une évaluation des risques sanitaires associés aux rejets chimiques des résidus des mines d'uranium a été faite dans le cadre d'un stage au CEPN [33]. Dans le cadre de cette étude, des risques chimiques ont été mis en évidence pour des enfants de 10 ans se rendant une heure par semaine sur un site de stockage de résidus minier à Lodève. Le Quotient de Danger calculé est de 3.3 et l'essentiel de l'apport en uranium se fait par ingestion de sols contaminés à 313 ppm d'uranium. Ce scénario est toutefois peu réaliste du fait qu'il existe aujourd'hui en France une couverture végétale qui permet de recouvrir les résidus dans les centres de stockage de ce type.

De même, l'étude a conclu à un Quotient de Danger de 1.72 pour le cas d'un adulte gros consommateur de poissons lorsque les effluents sont privés de tout traitement avant rejet dans le cours d'eau et pour des dilutions faibles après rejet.

3 GESTION DU RISQUE

3.1 ACTION SUR L'EXPOSITION ENVIRONNEMENTALE ET PROFESSIONNELLE

L'uranium fait partie des substances indésirables ou toxiques dont la limite d'incorporation journalière pour le public et les travailleurs est réglementée depuis 1966 par le décret 66-450 relatif aux principes de protection contre les rayonnements ionisants. Ce décret a fixé des limites respectives de 2,5 et 150 mg/j pour prévenir la toxicité chimique par inhalation et ingestion des composés solubles d'uranium.

Pour l'eau de boisson, l'OMS préconise une concentration maximale en uranium de 2µg/L. Pourtant, aucune limite de concentration n'est fixée pour l'uranium, que ce soit pour l'Union Européenne dans la directive 98/83 ou pour la France dans le décret 2001-1220 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine.

Pour les eaux de l'exploitation minière, le décret n°90-222 du 9 mars 1990 indique que toutes les eaux, y compris les eaux de ruissellement, doivent être captées en vue d'une surveillance et d'un traitement éventuel. Pour réduire au minimum l'impact d'un site minier, les deux tâches importantes sont d'une part de collecter toutes les eaux, d'autre part de les traiter.

3.1.1 Technique de collecte des eaux d'un site minier :

Les eaux météoriques, au contact des mines, des stériles ou des résidus mais aussi les eaux d'attaque restant au contact des résidus au moment de leur stockage peuvent se charger en métaux toxiques ou radioactifs ; ceux-ci peuvent alors être entraînés hors du site et s'accumuler dans l'environnement en rejoignant des eaux souterraines et de surface ou en s'infiltrant dans le sol. Pour éviter cela, la collecte des eaux sur un site minier est donc, dans un premier temps, nécessaire. Concernant les anciens travaux miniers souterrains, les eaux d'exhaure doivent être pompées. Des fossés collecteurs et des bassins de récupération permettent de collecter et de contrôler les eaux de ruissellement des versées à stériles, des mines à ciel ouvert et des sites de stockage des résidus de traitement.

3.1.2 Techniques de traitement de l'eau :

Dans les sites miniers : l'ensemble des eaux collectées est souvent acide et chargé en uranium. Avant rejet dans le milieu naturel, les eaux sont généralement neutralisées et additionnées de chlorure de baryum. Ce traitement crée des boues et ne permet pas d'éliminer totalement les radionucléides. L'apport dans l'environnement peut demeurer considérable si des volumes d'eau importants sont rejetés.

La circulaire d'application du 9 mars 1990 donne une valeur de 1800 mg/m³ comme concentration moyenne annuelle en ²³⁸U soluble dans les rejets. Les autorisations de rejets sont fixées par arrêtés préfectoraux.

Hors sites miniers : nous disposons de peu d'informations concernant les techniques l'abattement en uranium dans les procédés de traitement d'eau. Les connaissances proviennent d'études en laboratoire et d'essais en installations pilotes. Dans les régions où les concentrations d'uranium naturel sont élevées, il peut être difficile, avec les techniques de traitement disponibles, d'atteindre des concentrations finales basses d'uranium (<2 µg/L). Avec la technique d'échange d'ions, par exemple, l'efficacité du traitement diminue lorsque la concentration de l'uranium dans l'eau d'alimentation est élevée (>100 à 500 µg/L), et la concentration dans l'eau traitée demeurera d'environ 10 µg/L.

Tableau 9: Techniques de traitement de l'eau

Technique	Principe	Avantages/Inconvénients	Abattement
résines échangeuses d'anions (groupement positif lié par covalence au support)	Remplace dans une solution, des ions indésirables ($U_2O_7^{2-}$...) ou valorisables par d'autres en quantité équivalente.	Régénération difficile à cause de la très grande affinité avec l'uranium. difficultés lorsqu'il y a des ions autres que ceux de l'uranium	99,9% (réduction de la concentration à 0,1 µg/L)
échange cationique (groupement négatif lié par covalence au support)	Remplace dans une solution, des ions indésirables (UO_2^{2+} ...) ou valorisables par d'autres en quantité équivalente.		90% (1-5µg/L d'élimination)
coagulation conventionnelle	sulfate de fer ou d'aluminium	N'est pas spécifique, coagule tout les métaux qui vont se retrouver dans les boues.	élimination de 80 à 95 %
adoucissement à la chaux	L'adoucissement consiste en une élimination totale ou partielle des ions alcalino-terreux responsables de la dureté de l'eau et donc des dépôts de tartre dans les installations. Cette élimination peut se faire par voie de précipitation en adoucissant à la chaux	La chaux n'est pas chère, lors de la précipitation, il y a transfert de pollution dans les boues.	85 à 99 %
osmose inverse	Technique qui consiste à utiliser une membrane semi-perméable, à travers de laquelle sous l'effet d'une différence de pression, passeront les molécules d'eau mais pas la plupart des corps dissous	Permet d'éliminer l'uranium de sa matrice, rendant ainsi l'eau potable, mais transfère le problème dans les boues générées par cette technique	90% (1-5µg/L d'élimination)
nano-filtration	La nanofiltration est une technique de filtration membranaire qui couvre un domaine de séparation intermédiaire entre		90 à 98 % selon le type de membrane

Technique	Principe	Avantages/Inconvénients	Abattement
	l'ultrafiltration et l'osmose inverse : retient tous les polluant dissous		
charbon activé en grains	Les polluants s'adsorbent en se fixant dans les porosités du charbon microporeux Surface spécifique : 500-1300 m ² /g Fournit sous forme de grain.	méthodes considérées comme peu pratiques (pH à contrôler minutieusement et durée limitée)	/
alumine activée	L'alumine activée est une forme d'oxyde d'Aluminium: - très poreuse (0,5cm ³ /g) - à surface spécifique élevée (350m ² /g) Elle est capable d'adsorber préférentiellement les substances polaires contaminant les liquides ou les gaz. Elle est fournie sous forme de billes.		/

[29]

Une étude de la Faculté des Sciences de Limoges s'est intéressée au comportement de l'uranium dans la filière de traitement des eaux à la station Limoges - La Bastide. Le traitement appliqué, qui comprend préoxydation, coagulation, floculation, décantation, filtration, ozonation, recarbonatation et chloration, assure un abattement de 85 à 90% de l'²³⁸U. [34]

3.2 ACTION PREVENTIVES

Bien que l'évaluation des risques ne semble pas mettre en évidence de risque très important pour la santé de la population, quelques mesures de gestion des risques peuvent être envisagées.

3.2.1 Connaître pour agir et informer les populations

Pour connaître l'exposition réelle du risque lié à l'uranium, il faudrait parvenir à déterminer les expositions dans les régions à risques (massifs granitiques). Il serait intéressant de réaliser des campagnes de mesures des eaux souterraines, eaux minérales et eaux des puits pour connaître la concentration de l'uranium dans ces eaux, et donc d'avoir une meilleur connaissance sur l'exposition.

En fonction des teneurs établies, il pourrait être envisagé une mesure simple d'information du public sur les concentrations en uranium dans les eaux de consommation.

Si une contamination du sol excessive est révélée à proximité des sites miniers, il faudra informer les populations sur les risques d'ingestion de sol par les enfants (géophagie).

3.2.2 Réaménagement des sites de résidus de traitement

Les résidus de traitement de minerais d'uranium sont stockés sur les lieux d'exploitation. Des études sont en cours pour évaluer les risques à long terme. Les résidus de traitement de minerais d'uranium sont des roches broyées qui se présentent sous forme de sables argileux fins dont l'uranium a été extrait par attaque chimique. Du fait de la difficulté et du coût important du déplacement de dépôts de plusieurs millions de tonnes, ces résidus sont stockés par COGEMA sur les sites d'exploitation, qui sont réaménagés. Le réaménagement des sites consiste à regrouper et stabiliser les résidus dans des bassins constitués, selon la topographie du gisement, soit par l'ancienne mine à ciel ouvert, soit par la vallée fermée par une digue. Les résidus sont ensuite recouverts de matériaux triés sur place (terre arable, remblais). La couverture est conçue pour limiter les risques d'intrusion, d'érosion, de dispersion, d'exposition externe aux rayonnements et de dégagement de radon. Le drainage, le traitement et le contrôle des eaux d'infiltration et de ruissellement permettent de limiter les rejets d'uranium dans l'environnement.

3.3 MESURES DE SURVEILLANCE

Plusieurs organismes de surveillance existent :

- le **SEPA** (Service d'Etudes de Procédés et Analyses), laboratoire de recherche et développement en matière de procédés de traitement industriels (eaux, sols, gaz) et d'analyses radiologiques et chimiques.
- le **CESAAM** (Centre d'Etude et de Suivi des Anciennes Activités Minières) qui gère depuis Bessines la fin des réaménagements et la surveillance post-réaménagement de tous les sites français uranifères et aurifères arrêtés (en Limousin, Vendée, Bretagne, Forez, Morvan, Hérault, Alsace...).

3.4 DECONTAMINATION DE SITES

Hormis la possibilité d'extraire le sol contaminé en le stockant à l'abri de l'exposition, la phytoremédiation est une nouvelle technique utilisée pour l'uranium. Cette technique est définie comme l'utilisation de la capacité de certains végétaux à se développer en milieux contaminés, pour le traitement de sols, boues, sédiments, d'effluents liquides voire gazeux. Elle repose sur la faculté des plantes à bloquer, extraire, accumuler, transformer ou détruire un polluant donné. Aujourd'hui, plus de 800 espèces végétales susceptibles d'être actives par rapport à différents composés chimiques ont été référencées et reportées dans deux bases de données canadiennes (Phytorem © et Phytopet ©).

L'émergence de la décontamination biologique des sols par les bactéries (bioremédiation) a été initiée au milieu des années 80 et s'est largement répandue dans les années 1990. Les traitements des sites et sols pollués par les plantes (phytoextraction), sont en phase de développement depuis une dizaine d'années. La phase d'application à grande échelle, avec des enjeux commerciaux importants, a démarré au Etats-Unis et au Canada depuis 3 ans. Ces technologies de phytoextraction ciblent aussi les polluants inorganiques, par définition non biodégradables, comme les métaux lourds ou les radioéléments.

Ainsi, Kochian et son équipe, ont permis de déterminer que sur les sols contaminés par l'uranium, l'ajout de citrate permet d'accroître la solubilité de l'uranium ainsi que sa biodisponibilité permettant l'extraction de l'uranium du sol et la translocation dans la plante (racine, tige, feuille).

D'après Kochian, le traitement avec l'ajout du citrate permet de concentrer les plantes jusqu'à plus de 2000ppm en uranium, soit 100 fois plus que pour les plantes témoins (sans citrate). [30]

La phytodégradation de la plante va permettre la transformation des polluants par voies métaboliques :

- Dégradation en molécules plus courtes et souvent moins toxiques,
- Intégration dans les tissus de la plante,
- Pas (ou moins) de résidus toxiques en fin de traitement.

Une autre caractéristique de cette technique est la phytovolatilisation. Par évapotranspiration, le végétal relargage le polluant initial ou sous forme transformée dans l'atmosphère.

Les plantes contaminées pourront être ensuite récoltées et incinérées, les résidus du traitement pourront éventuellement être valorisés. Mais cette technologie encore jeune ne nous offre que très peu d'exemples à l'échelle industrielle.

3.5 TRAITEMENTS MEDICAUX

3.5.1 Populations exposées

En France, il est improbable que l'exposition à l'uranium d'une population dépasse de manière importante les niveaux naturels, cf 1.4 concentration dans les différents milieux.

En revanche, dans les zones de conflit où l'uranium appauvri a été utilisé, il n'est pas nécessaire de soumettre les populations à un dépistage ou à un contrôle généralisé des effets éventuels sur leur santé. Les personnes qui pensent avoir été exposées à des doses excessives doivent aller consulter leur médecin qui les examinera, qui dosera (urines) leur concentration en uranium, et les traitera si elles ont des symptômes et assurera le suivi.

Les jeunes enfants dans les zones de conflit peuvent être plus exposés du fait de leurs activités ludiques et de leur tendance à mettre la main à la bouche et ainsi ingérer de plus grandes quantités d'uranium appauvri provenant des sols

contaminés. Il faut contrôler ce type d'exposition et prendre les mesures préventives nécessaires.

3.5.2 Le traitement

Il n'existe pas de traitement permettant de faire diminuer sensiblement la teneur générale de l'organisme en Uranium Appauvri chez les individus fortement exposés lorsque le temps écoulé entre exposition et le traitement dépasse quelques heures. Le traitement sera symptomatique.

Toutefois, la cellule médico-sanitaire de l'IPSN a constaté qu'il était possible de prévenir ou peut-être d'atténuer les effets toxiques de l'uranium par l'administration d'agents chélateurs. Il a été constaté que trois agents chélateurs réussissaient à accroître l'excrétion par voie fécale de l'uranium et à réduire les concentrations d'uranium dans les os et les reins de souris : il s'agit du 4,5-dihydroxybenzène-1,3-disulfonate de sodium (Tiron), de la desferrioxamine (DFOA) et du 1,2-diméthyle-3-hydroxypyrid-4-one (L1). Le Tiron s'est révélé le plus efficace des composés étudiés. L'administration de ces agents 24 heures ou plus après l'exposition à l'uranium n'est toutefois pas efficace. [31]

Pour l'OMS il n'existe pas de moyens spécifiques pour diminuer l'absorption de l'uranium au niveau du tube digestif et des poumons. A la suite de graves contaminations internes, le traitement dans des services spécialisés consiste à administrer en perfusion intraveineuse lente du soluté isotonique de bicarbonate de sodium à 1,4 % pour augmenter l'excrétion de l'uranium. Les concentrations en uranium appauvri ne devraient cependant pas atteindre chez l'homme des niveaux tels qu'elles justifieraient un traitement intraveineux ou une dialyse. [32]

3.6 DETECTION ET SUIVI D'UNE CONTAMINATION PAR L'URANIUM

[31]

3.6.1 Le dépistage

Le dépistage d'une exposition interne à l'uranium peut se faire de la même manière que pour les travailleurs du nucléaire exposés à l'uranium. Elle suppose soit des mesures *in vivo* (anthroporadiamétries pulmonaires) associées à des modèles métaboliques prenant en compte la rétention pulmonaire, soit des analyses radiotoxicologiques (analyse de l'uranium dans les urines et les selles) associées à des modèles d'excrétion par les voies naturelles. Pour organiser une surveillance efficace, il est nécessaire de bien connaître les composés de l'uranium concernés et les conditions d'exposition. La rétention et l'excrétion de l'uranium sont fortement influencées par la solubilité des composés et les modalités de l'exposition (exposition chronique ou aiguë). L'exposition des travailleurs est essentiellement chronique et à très faible niveau ; les contaminations aiguës sont exceptionnelles.

a. Dépistage des expositions chroniques

Le dépistage des expositions chroniques dépend de la transférabilité des composés.

- Des examens anthroporadiométriques semestriels sont préconisés pour les composés insolubles ou moyennement solubles (types S et M selon la classification de la CIPR) ;
- Des examens fécaux semestriels sont utiles pour ces mêmes composés. Le dosage dans les fèces peut donner des informations utiles si les échantillons sont recueillis peu après l'exposition (quelques jours).
- Des examens urinaires semestriels pour les composés insolubles (type S) et trimestriels pour les composés très solubles et moyennement solubles (types F et M) sont préconisés.

La CIPR recommande de faire un recueil des urines sur 24 heures. Les résultats des analyses urinaires sont rapportés à la créatinine.

b. Dépistage des expositions aiguës

Lors d'une exposition aiguë ayant entraîné une incorporation d'uranium, le recueil et l'analyse des urines immédiates puis des urines complémentaires (24 h) permettent une évaluation rapide de la quantité incorporée et la planification du suivi dosimétrique.

3.6.2 La détection

a. Analyse de l'uranium appauvri dans les excréta

Il existe 3 types de méthodes d'analyse de l'uranium : la mesure pondérale, l'analyse isotopique et la spectrométrie de masse par ICP-MS (Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry) qui conjugue les deux possibilités.

➤ **La mesure pondérale** donne la concentration massique en uranium total dans les urines, exprimée en microgrammes par litre. Elle donne une réponse rapide (quelques heures) quant au niveau de la contamination mais ne renseigne pas sur la composition isotopique de l'uranium. Le KPA (Kinetic Phosphorescence Analysis) et la fluorimétrie permettent d'atteindre des limites de détection respectivement de 0,01 et de 4 µg/l en uranium total (0,15 et 58 mBq/l en UA à 0,2 %). Ces deux techniques ne sont pas les plus sensibles mais elles permettent de traiter un grand nombre d'échantillons dans des délais très rapides (100 à 200 échantillons par jour au laboratoire) et présentent l'avantage d'être utilisables sur le terrain (20 à 100 échantillons sur le terrain en fonction des moyens mobilisés).

➤ **L'analyse isotopique** permet de déterminer l'activité volumique de l'uranium (exprimée en becquerels par litre), isotope par isotope. Sa mise en œuvre est plus lourde et les délais de réponse sont plus longs (5 jours). L'analyse isotopique classique nécessite une purification chimique, afin d'isoler l'uranium de la matrice biologique (2 jours), suivie d'une mesure par spectrométrie alpha (3 jours). Dans ces conditions, les limites de détection sont

de l'ordre de 1 mBq/l par isotope (soit environ 1,2 mBq/l en UA à 0,2 %). Un moyen d'abaisser ces limites est d'augmenter le temps de comptage.

L'ICP-MS, utilisable après une simple dilution de l'urine, est extrêmement rapide (entre 10 minutes et un jour en fonction de la sensibilité recherchée). La proportion d'uranium dans les urines est établie par le rapport $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$.

Cette technique est sensible et la limite de détection de ^{238}U est de 5,5 ng/l (0,08 mBq/l en UA à 0,2 %). A ces niveaux de concentrations, l'ICP-MS permet également de vérifier le pourcentage en ^{235}U .

Ces techniques analytiques mesurent la présence de l'uranium sous la forme chimique et nucléaire, l'unité est donnée en Becquerel. Un système de correspondance permet de relier le becquerel au gramme.

Ainsi, **1 mg = 12 mBq**

b. Mesure *in vivo* (anthroporadiamétrie pulmonaire)

Les examens anthroporadiométriques reposent sur l'analyse des rayonnements X et gamma émis par les radioéléments retenus au niveau pulmonaire et la quantification des activités correspondantes.

La présence des isotopes de l'UA est évaluée par la détection des raies γ à 63,3 keV (4,5 %) et 92,4-92,8 keV (5,2 %) de ^{234}Th , premier descendant de ^{238}U . En partant de ces données, les systèmes de mesure actuels permettent des limites de détection en UA de l'ordre de 100 à 200 Bq dans les poumons. Cette technique est d'autant moins efficace que la contamination est ancienne et que les composés sont solubles.

CONCLUSION

Dans les conditions actuelles des connaissances, cette présente évaluation des risques sanitaires ne met pas en évidence un risque sanitaire pour la population française.

Les lacunes dans les connaissances actuelles peuvent être expliquées par le fait la toxicité chimique de l'uranium est bien moins étudiée que des effets sur la santé de la radioactivité de cet élément. En effet, jusqu'à présent, les efforts de recherche en radioprotection ont été principalement orientés vers les militaires et les travailleurs de l'industrie nucléaire exposés à un risque nucléaire au détriment des risques chimiques, certes moins dangereux pour la santé.

Ainsi, des recherches plus approfondies sont recommandées dans certains domaines essentiels pour permettre de meilleures évaluations des risques pour la santé.

Par ailleurs, dans le domaine de l'environnement, alors que les connaissances et les outils d'aujourd'hui permettent de quantifier les concentrations des radionucléides dans les différents compartiments des écosystèmes, leurs évolutions dans le temps et l'espace demeurent difficilement prévisibles.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] <http://en.wikipedia.org/wiki/Uranium>, consulté le 10 avril 2004
- [2] Uranium, uranium appauvri, effets biologiques, consultable sur le site <http://www.cea.fr>, consulté le 15 mars 2004
- [3] <http://www.ac-nancy-metz.fr/enseign/physique/CHIM/Jumber/URANIUM/uranium.HTM>, consulté le 10 avril 2004
- [4] C.Mollat du Jourdin, J.P.Degrange, *Etude de la toxicité de l'uranium et réflexion sur les méthodes de détermination des seuils critiques d'exposition*, CEPN, p66, mars 2002
- [5] Fiche radionucléide de l'uranium naturel IPSN 14/05/01
- [6] Mémoire IGS de Nicolas Grenetier, sept 2002 évaluation de l'impact sanitaire consécutif à la pollution des eaux par les activités d'extraction et de traitement de l'Uranium en Haute Vienne.
- [7] AEN-AIEA, *réaménagement de l'environnement des sites de production d'uranium*, OECD 2002
- [8] CEPN, réf NTE/00/16 C544 Mars 2002
- [9] ASN <http://www.asn.gouv.fr/domaines/cyclecomb/index.asp>
- [10] *Properties, use and health effects of depleted uranium: a general overview*, Journal of environmental Radioactivity 64 (2003) 93-112 Burkart et al.
- [11] <http://perso.wanadoo.fr/smart2000/uranium.htm#contamination%20ceramiques>
- [12] *rapport BRGM REM/NT-018* : <http://www.brgm.fr/BRGMFrance/espiguet.htm>
- [13] GOURCY, L. *Etude de l'enrichissement du Rhône alpin en uranium: prospection hydrogéologique entre Collonges et Bransson*. Diplôme, Université de Genève 1990
- [14] Revue des Ingénieurs, Janvier/Février 2003
- [15] CEPN, réf NTE/00/16 C544, Mars 2002
- [16] WHO: Depleted Uranium, 2001, p13
- [17] <http://www.scienceinfrica.co.za/2003/february/mooi3.htm>

- [18] Fiche radionucléide de l'uranium naturel IPSN 14/05/01
- [19] WHO: Depleted uranium : Sources, Exposure and Health Effects, 2001, p17
- [20], C Mollat du Jourdin, J.P. Degrange, Etude de la toxicité de l'uranium et réflexion sur les méthodes de détermination des seuils critiques d'exposition., CEPN, p2-6, mars 2002
- [21] OMS: cinquante quatrième assemblée mondiale de la santé A54/19Add.1, effet de l'uranium appauvri sur la santé, avril 2001
- [22] Rapport DPHD/2001-01 de l'IPSN, p13-16
- [24] http://www.zsf.jcu.cz/vyzkum/jab/2_1/patockauran.pdf, consulté le 5 mars 2004
- [25] Depleted Uranium: Sources, Exposure and Health effects- Full Report, WHO, pp76-80, Geneva, 2001, consultable sur http://www.who.int/ionizing_radiation/pub_meet/ir_pub/en/ , consulté le 12 février 2004
- [26] WHO 1998, Depleted Uranium, p132-133
- [27] WHO 1998, Depleted Uranium, p40
- [28] Journal of Hazardous Materials A76 (2000) 39-58
- [29] <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/publications/uranium/chapitre2.htm>
<http://www.epa.gov/watertrain/dwa/sorg2.ppt>
- [30] <http://www.ars.usda.gov/is/AR/archive/jun00/soil0600.htm>
- [31] Rapport DPHD/2001-01 de l'IPSN, p10-12
- [32] WHO: Depleted Uranium, 1998, p132-133
- [33] CEPN Rapport de stage *Evaluation des risques sanitaires associés aux rejets chimiques des résidus des mines d'uranium*, juin 2003
- [34] CEMRAD et C2M-IRCOM, *Etang de Crouzille – Radioéléments dans l'eau : transfert eau-sédiments*, octobre 2001
- [35] WHO: Depleted uranium : Sources, Exposure and Health Effects, 2001, p77-78

ANNEXES

Annexe I : Paramètres radioécologiques usuels en milieu terrestre et aquatique
[18]

Annexe II : Expérimentations animales (NOAEL et LOAEL)[35]

ANNEXE I

Paramètres radioécologiques usuels : milieu terrestre

SOLS



Coefficient de distribution eau-sol K_d ($Bq\ kg^{-1}_{sol\ sec}$ par $Bq\ l^{-1}_{eau}$)

sol sableux	33
sol argileux	1500
sol limoneux ou texture moyenne	12
sol organique (> 30% de M.O.)	400

[AIEA, 1993 ; Thibault et al, 1990]

VEGETAUX



Facteur de transfert foliaire

	AUCUNE VALEUR
--	---------------

Facteur de transfert racinaire ($kg\ sol\ sec\ kg^{-1}_{végétal\ sec}$)

céréales (grain)	$1,3 \cdot 10^{-3}$
légumes feuilles	$8,3 \cdot 10^{-3}$
légumes fruits (pois, haricots)	$2,5 \cdot 10^{-3}$
légumes racines (betterave, radis)	$2,5 \cdot 10^{-3}$
tubercules (pomme de terre)	$1,1 \cdot 10^{-2}$
fouillage	$8,4 \cdot 10^{-3}$
herbe	$2,3 \cdot 10^{-2}$

[AIEA, 1993 ; Sheppard et Evenden, 1988]

ANIMAUX



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

Lait de vache	$0,4 \cdot 10^{-3}$
Viande de boeuf	$0,4 \cdot 10^{-3}$
Viande de porc	$6,2 \cdot 10^{-2}$
Volailles	1
Oeufs	1

[AIEA, 1993]

TRANSFORMATIONS ALIMENTAIRES



Facteur de transfert produit brut ?? produit transformé

	AUCUNE VALEUR
--	---------------

Paramètres radioécologiques usuels : eaux douces

SEDIMENTS

MATIERES EN SUSPENSION



Coefficient de distribution phase liquide – phase solide Kd ($\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sol sec}}$ par $\text{Bq.l}^{-1}_{\text{eau}}$)

Valeur par défaut	50
Conditions oxydante et acide	20
Conditions réductrice et alcaline	1000

[Onishi et al., 1981 ; AIEA, 1993]

VEGETAUX



Facteur de concentration ($\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{végétal frais}}$ par $\text{Bq.l}^{-1}_{\text{eau}}$)

Phytoplancton :	
Chlorophycée (<i>Scenedesmus</i>)	100 à 1000
Plantes supérieures	1000

[Pibril et Marvan, 1976]

ANIMAUX



Facteur de concentration ($\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{animal frais}}$ par $\text{Bq.l}^{-1}_{\text{eau}}$)

Invertébrés	100
Poissons : organisme entier ou muscles	
Espèces « pélagiques »	2
Espèces « de fond »	20

[Kimura et al., 1994 ; Labrot et al., 1996 ; Ribera et al., 1996]

Facteur de Transfert Trophique ($\text{Bq kg}^{-1}_{\text{prédateur frais}}$ par $\text{Bq l}^{-1}_{\text{proie fraîche}}$)

	AUCUNE VALEUR
--	---------------

ANNEXE II

Table 8.2. Renal toxicity (chemical) of uranium species in repeated doses –oral (ATSDR, 1999)

Reference	Chemical Form	Species	Exposure /duration /frequency	NOAEL (mg/kg/day)	LOAEL (mg/kg/day)	Reference
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Rat	28d W	35.3 M	40.0 F	Gilman et al. 1998a
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Rat	30d F	3.3	16.6	Maynard & Hodge 1949
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Rat	91d W		0.06M, 0.09F	Gilman et al. 1998a
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Rat	2y F	16.6	33	Maynard & Hodge 1949, Maynard et al. 1953
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Rabbit	30d F		2.8	Maynard & Hodge 1949
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Rabbit	91d W		0.05M, 0.49F	Gilman et al. 1998b
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Rabbit	91d W		1.36 M	Gilman et al. 1998c
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Rabbit	91d W		0.93 M	McDonald-Taylor et al. 1992, 1997
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Dog	138d F	47	95	Maynard & Hodge 1949
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Dog	1y F	47	95	Maynard & Hodge 1949
F	UO ₂ F ₂	Rat	30d F	5.4	27	Maynard & Hodge 1949
F	UO ₂ F ₂	Mouse (C3F ₂)	48w ad lib F		452 M	Tannenbaum & Silverstone 1951
F	UO ₂ F ₂	Mouse (DB ₂)	48w ad lib F		452 M	Tannenbaum & Silverstone 1951
F	UO ₂ F ₂	Dog	30d 6d/w F	7.7	15.4	Maynard & Hodge 1949
F	UO ₂ F ₂	Dog	1y F	8		Maynard & Hodge 1949, Maynard et al. 1953
M	UCl ₄	Rat	30d F	88	438	Maynard & Hodge 1949
M	UCl ₄	Dog	30d 6d/w F	63	313	Maynard & Hodge 1949
M	UCl ₄	Dog	1y F	6.3	31	Maynard & Hodge 1949, Maynard et al. 1953
M	UF ₄	Dog	30d 6d/w F		3790	Maynard & Hodge 1949
M	UF ₄	Rat	2y F	1061	10611	Maynard & Hodge 1949, Maynard et al. 1953
M	UO ₃	Rat	30d F	11650M		Maynard & Hodge 1949
M	UO ₃	Dog	30d 6d/w F		83	Maynard & Hodge 1949
S	U ₃ O ₈	Dog	30d 6d/w F		5653	Maynard & Hodge 1949
S	UO ₂	Rat	30d F	12342		Maynard & Hodge 1949
S	UO ₂	Dog	30d 6d/w F	17.6	441	Maynard & Hodge 1949
S	UO ₂	Rat	2y F	12341		Maynard & Hodge 1949, Maynard et al. 1953
	(NH ₄) ₂ U ₂ O ₇	Dog	30d 6d/w F		38	Maynard & Hodge 1949
	Na ₂ U ₂ O ₇	Dog	30d 6d/w F		37	Maynard & Hodge 1949
	UO ₂ (C ₂ H ₃ O ₂) ₂ *2H ₂ O	Rat	30d F	786 M	7858 M	Maynard & Hodge 1949
	UO ₂ (C ₂ H ₃ O ₂) ₂ *2H ₂ O	Rat	4w W		1.1 M	Ortega et al. 1989a
	UO ₄	Rat	30d F	55	138	Maynard & Hodge 1949
	UO ₄	Dog	30d 6d/w F		15.4	Maynard & Hodge 1949

Type: This reflects the absorption rate of uranium compounds in the lung. F (fast)=rapid, almost total, absorption into the blood usually within 10 minutes, M (moderate)=about 70% of deposited material reaches blood eventually, S (slow)=about 10% reaches blood eventually (ICRP 66, 1994)

Exposure/duration/frequency: y=year(s), w=week(s), d=day(s), h=hour(s), ad lib=ad libitum, F=food, W=water
NOAEL=no-observed-adverse-effect level, LOAEL=lowest-observed-adverse-effect level, M=male, F=female

Table 8.3. Renal toxicity (chemical) of uranium species in repeated doses – inhalation (ATSDR, 1999)

Type	Reference Chemical Form	Species	Exposure/duration/frequency	NOAEL (mg U/m ³)	LOAEL (mg U/m ³)	Reference
F	UF ₆	Rat	30d 6h/d	0.2		Spiegel 1949
F	UF ₆	Rat	1y 5.5d/w 6h/d	0.05	0.2	Stokinger et al. 1953
F	UF ₆	Mouse	30d 6h/d	2	13	Spiegel 1949
F	UF ₆	Gn Pig	30d 6h/d	2	13	Spiegel 1949
F	UF ₆	Gn Pig	36w 5.5d/w 6h/d	0.2		Stokinger et al. 1953
F	UF ₆	Rabbit	36w 5.5d/w 6h/d		0.25	Stokinger et al. 1953
F	UF ₆	Dog	1y 5.5d/w 6h/d		0.05	Stokinger et al. 1953
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Rat	30d Cont.		0.13	Roberts 1949
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Rat	1y 5.5d/w 6h/d	0.15	0.25	Stokinger et al. 1953
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Rat	2y 5.5d/w 6h/d		2	Stokinger et al. 1953
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Gn Pig	26w 5.5d/w 6h/d	2 M		Stokinger et al. 1953
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Rabbit	30d Cont.		0.13	Roberts 1949
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Rabbit	26w 5.5d/w 6h/d		0.25	Stokinger et al. 1953
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Dog	30d Cont.		0.13	Roberts 1949
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Dog	1y 5.5d/w 6h/d	0.15	0.25	Stokinger et al. 1953
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Dog	1y 5.5d/w 6h/d	0.15	0.25	Stokinger et al. 1953
F	UO ₂ (NO ₃) ₂ *6H ₂ O	Dog	2y 5.5d/w 6h/d		2	Stokinger et al. 1953
F	UO ₂ F ₂	Rat	5w 6d/w 6h/d	0.5	2.2	Rothstein 1949a
F	UO ₂ F ₂	Gn Pig	5w 6d/w 6h/d	2.2	9.2	Rothstein 1949a
F	UO ₂ F ₂	Cat	5w 6d/w 6h/d	2.2	9.2	Rothstein 1949a
F	UO ₂ F ₂	Dog	5w 6d/w 6h/d		0.15	Rothstein 1949a
M	UCl ₄	Rat	1y 5.5d/w 6h/d		0.2	Stokinger et al. 1953
M	UCl ₄	Gn Pig	30w 5.5d/w 6h/d		0.2	Stokinger et al. 1953
M	UCl ₄	Dog	1y 5.5d/w 6h/d	0.05	0.2	Stokinger et al. 1953
M	UF ₄	Rat	30d 6h/d	4	18	Dygert 1949a
M	UF ₄	Rat	1y 5.5d/w 6h/d		0.5	Stokinger et al. 1953
M	UF ₄	Gn Pig	30d 6h/d	4	18	Dygert 1949a
M	UF ₄	Gn Pig	34w 5.5d/w 6h/d		3	Stokinger et al. 1953
M	UF ₄	Dog	30d 6h/d	0.5	3	Dygert 1949a
M	UF ₄	Rabbit	30d 6h/d		0.4	Dygert 1949a
M	UF ₄	Rabbit	34w 5.5d/w 6h/d		2	Stokinger et al. 1953
M	UF ₄	Cat	30d 6h/d		18	Dygert 1949a
M	UO ₃	Rat	4w 6d/w 6h/d	16		Rothstein 1949c
M	UO ₃	Rabbit	4w 6d/w 6h/d		16	Rothstein 1949c
M	UO ₃	Cat	4w 6d/w 6h/d		16	Rothstein 1949c
M	UO ₃	Dog	4w 6d/w 6h/d		16	Rothstein 1949c
S	U ₃ O ₈	Rat	26d 4-6h/d		4.8	Dygert 1949c
S	UO ₂	Rat	1y 5.5d/w 6h/d	1	10	Stokinger et al. 1953
S	UO ₂	Mouse	5w 6d/w	19.4		Rothstein 1949b
S	UO ₂	Gn Pig	28w 5.5d/w 6h/d	10		Stokinger et al. 1953
S	UO ₂	Rabbit	5w 6d/w	9.2	19	Rothstein 1949b
S	UO ₂	Rabbit	30w 5.5d/w 6h/d		1	Stokinger et al. 1953
S	UO ₂	Dog	5w 6d/w	1.1	8.2	Rothstein 1949b
S	UO ₂	Dog	1-5y 5d/w 5.4h/d	5.1		Leach et al. 1970
S	UO ₂	Dog	1-5y 5d/w 5.4h/d	5.1		Leach et al. 1973
S	UO ₂	Monkey	5y 5d/w 5.4h/d	5.1		Leach et al. 1970
S	UO ₂	Monkey	1-5y 5d/w 5.4h/d	5.1		Leach et al. 1973
	(NH ₄) ₂ U ₂ O ₇	Rat	30d 6h/d		6.8	Dygert 1949b
	(NH ₄) ₂ U ₂ O ₇	Rabbit	30d 6h/d		6.8	Dygert 1949b
	Carnotite U ore	Mouse	30d 4.4-6h/d		2.9	Pozzani 1949
	Carnotite U ore	Gn Pig	30d 4.4-6h/d	0.8	2.9	Pozzani 1949
	Carnotite U ore	Dog	30d 4.46h/d		0.8	Pozzani 1949
	Carnotite U ore	Rabbit	30d 4.4-6h/d	0.8	2.9	Pozzani 1949
	Na ₂ U ₂ O ₇	Rat	5w 5.5d/w 6h/d		15	Rothstein 1949d
	Na ₂ U ₂ O ₇	Rabbit	5w 5.5d/w 6h/d		15	Rothstein 1949d
	UO ₄	Rabbit	23d 5d/w 5h/d		15.4	Dygert 1949d
	UO ₄	Cat	23d 5d/w 5h/d		15.4	Dygert 1949d

Type: This reflects the absorption rate of uranium compounds in the lung. F (fast)-rapid, almost total, absorption into the blood usually within 10 minutes, M (moderate)-about 70% of deposited material reaches blood eventually, S (slow)-about 10% reaches blood eventually (ICRP 66, 1994)

Exposure/duration/frequency: y=year(s), w=week(s), d=day(s), h=hour(s), ad lib=ad libitum
F=food, W=water. M=male, F=female

NOAEL=no-observed-adverse-effect level, LOAEL=lowest-observed-adverse-effect level.