

Énergie ET Sécurité

Coûts et risques de l'uranium appauvri / risques sanitaires de l'uranium

No. 32, 2005

-
- [Coûts et risques de l'uranium appauvri liés à un projet d'installation d'enrichissement](#)
– par Brice Smith et Arjun Makhijani
 - [Un nouveau panorama des risques sanitaires de l'uranium](#)
– par Brice Smith et Arjun Makhijani
 - [Développez vos connaissances du jargon technique avec le Dr Egghead](#)

Crédits pour ce numéro:

- Traduction: Annike Thierry, avec la collaboration de: Jean-Luc Thierry et Annie Makhijani.
- Rédactrice en chef: Lisa Ledwidge.
- La version anglaise de ce numéro, *Science for Democratic Action* v. 13, no. 2, a été publiée en juin 2005.

Coûts et risques de l'uranium appauvri liés à un projet d'installation d'enrichissement

Par Arjun Makhijani et Brice Smith¹

Quelque 740 000 tonnes d'uranium appauvri sont actuellement stockées, sous forme d'hexafluorure instable, sur trois sites du Département américain de l'Énergie : Paducah au Kentucky, Portsmouth en Ohio et Oak Ridge au Tennessee. L'uranium appauvri est un sous-produit du processus d'enrichissement de l'uranium qui a été réalisé sur ces trois sites au cours des 60 dernières années. L'usine de Portsmouth a été mise en en arrêt prolongé et celle d'Oak Ridge est maintenant définitivement fermée. L'installation d'enrichissement de Paducah est la seule actuellement en fonctionnement aux États-Unis. Elle est gérée par l'*United States Enrichment Corporation*, la filiale américaine de l'USEC.

LES (Louisiana Energy Services), un consortium industriel dirigé par la compagnie européenne Urenco, souhaite construire une nouvelle usine d'enrichissement d'uranium. L'usine proposée, dont la construction est envisagée dans le Lea County, au Nouveau Mexique, assurerait l'enrichissement de l'uranium pour le combustible des centrales nucléaires américaines. L'USEC cherche à construire une installation similaire dans l'Ohio.

La demande d'autorisation déposée par LES auprès de la Commission de la réglementation nucléaire américaine (NRC) représente la quatrième tentative de la société visant à construire une usine d'enrichissement de l'uranium aux États-Unis. Le premier essai, dont l'objectif était la construction d'une usine en Louisiane, a coûté plus de 30 millions de dollars à LES. LES a retiré sa demande après la remise en cause par un groupe de citoyens de l'étude d'impact sur l'environnement de la NRC pour ce projet, appelé Clairborne Enrichment Center (CEC), pour des motifs de justice environnementale. Deux autres sites, tous deux dans le Tennessee, ont également été envisagés mais abandonnés après s'être heurtés à l'opposition locale. Pendant tout ce temps, la question de l'évacuation de l'uranium appauvri produit par le processus d'enrichissement est restée une préoccupation centrale du public.

Cet article est basé sur un rapport de l'IEER qui évalue les problèmes relatifs à la gestion et à l'évacuation de l'uranium appauvri qui serait généré par l'installation proposée par LES. Ce rapport, préparé à l'intention de groupes d'intérêt public, le Nuclear Information and Resource Service (NIRS) et Public Citizen, était destiné à être utilisé pour leur action juridique dans le cadre de la procédure d'autorisation de LES. Une version expurgée du rapport, qui ne contient pas les données financières confidentielles de LES, a été rendue publique en février 2005. On pourra trouver les références correspondant à cet article dans le rapport de l'IEER, *Costs and Risks of Management and Disposal of Depleted Uranium from the National Enrichment Facility Proposed to be Built in Lea County New Mexico by LES*, disponible en ligne à l'adresse www.ieer.org/reports/du/LESrptfeb05.pdf. Cet article analyse aussi une décision de la

NRC parue à la suite du rapport de l'IEER et en réponse à celui-ci, ainsi que certaines questions juridiques soulevées par le *NIRS* et *Public Citizen*.

L'enrichissement de l'uranium

L'enrichissement est le processus qui consiste à augmenter la proportion de l'isotope U-235 dans l'uranium. L'uranium naturel qui alimente une usine d'enrichissement aboutit à deux flux en sortie. Le premier, le flux enrichi, est utilisé pour le combustible (après d'autres traitements chimiques et physiques). L'autre flux est l'uranium appauvri, ainsi appelé parce qu'il est appauvri en U-235.

Différents types de procédés permettent l'enrichissement de l'uranium. Dans les procédés civils, l'uranium doit être mis sous une forme chimique appelée hexafluorure d'uranium (UF₆). Lorsqu'il est porté à des températures relativement faibles, l'UF₆ se sublime en un gaz. Lorsqu'on le fait passer à travers une barrière de diffusion ou dans une centrifugeuse de conception adaptée, l'hexafluorure d'uranium gazeux peut générer les deux flux (enrichi et appauvri) qui constituent la production finale d'une usine d'enrichissement.

Déchets de faible activité

Les déchets radioactifs civils de faible activité (DFA) sont définis aux États-Unis par défaut, par leur non-appartenance à d'autres catégories. Selon les réglementations de la Commission de réglementation nucléaire (NRC), les déchets de faible activité sont des « déchets radioactifs qui ne sont pas classés comme déchets radioactifs de haute activité, déchets transuraniens, combustible nucléaire usé, ou sous-produits [par ex. résidus miniers de l'uranium ou du thorium]... »

La catégorie des déchets radioactifs de « faible activité » comprend donc un petit peu tout, depuis des déchets légèrement radioactifs (tels que serpillières, gants et surbottes), jusqu'à des métaux activés hautement radioactifs issus de l'intérieur des réacteurs. On y trouve à la fois des radionucléides à vie courte et à vie longue.

Les réglementations de la NRC subdivisent les déchets civils de faible activité en quatre catégories, qui sont déterminées par les types de radionucléides qui composent les déchets et leurs concentrations. Ces catégories sont appelées Classe A, Classe B, Classe C et « Supérieurs à la Classe C ».

La Classe A englobe les déchets les moins radioactifs en moyenne, principalement contaminés par ce que la NRC appelle des radionucléides « à vie courte ».

Les Classes B et C sont plus radioactives : La Classe B peut être contaminée par des quantités plus importantes de radionucléides « à vie courte » que la Classe A, et la Classe C par des quantités supérieures de radionucléides à vie longue et à vie courte que la Classe

A ou B.

La Classe "Supérieure à la Classe C" englobe des déchets le plus souvent beaucoup plus radioactifs que ceux des autres classes, et on considère généralement que ces derniers ne peuvent être enfouis en faible profondeur, la méthode d'évacuation choisie le plus souvent pour les Classes A, B et C aux Etats-Unis. L'enfouissement en faible profondeur se faisait auparavant pour l'essentiel dans de simples décharges, mais ce concept intègre maintenant des structures plus élaborées.

Source : Makhijani et Saleska, *High-Level Dollars, Low-Level Sense*, IEER (New York: Apex Press, 1992).

L'uranium appauvri : une ressource ou un déchet ?

Au fur et à mesure de l'augmentation des stocks d'uranium appauvri (UA), la question de sa gestion et de son évacuation est devenue de plus en plus importante. Aucune stratégie d'évacuation définitive n'a été choisie ou analysée de façon approfondie par le Département de l'Énergie (DOE) pour son stock d'uranium appauvri décrit plus haut. En fait, il n'existe pas, nulle part au monde, un seul site de stockage définitif pour de grandes quantités d'UA. Le DOE envisage encore pour son UA des utilisations possibles, mais très improbables.

Jusqu'à cette année, l'UA était en fait classé comme « matière (nucléaire) brute » par les autorités réglementaires fédérales (de la même manière que le minerai d'uranium naturel) et non comme déchet nucléaire. En janvier 2005, la NRC a examiné la question de la classification de l'UA provenant d'une installation d'enrichissement de l'uranium dans l'hypothèse de son évacuation. Le 18 janvier dernier, la NRC a décidé que l'UA, s'il était destiné à être évacué, devait être considéré comme un déchet de faible activité. La décision de la NRC a été promulguée en réponse au rapport de l'IEER qui a servi de base à cet article.

Si la décision de la NRC a changé officiellement le statut de l'UA, elle a, en revanche, laissé planer une certaine ambiguïté sur la façon dont celui-ci peut être évacué. Les fonctionnaires de la Commission considèrent que l'UA destiné à être évacué est un déchet de faible activité de « Classe A » parce qu'il n'est pas explicitement mentionné dans la réglementation qui régit les déchets de Classe B, C, ou supérieurs à la classe C (Greater Than Class C – GTCC). (Voir l'encadré pour les définitions des différents types de déchets de faible activité.) La Commission elle-même a toutefois pris une décision d'ordre plus général, qui stipule que l'UA, qui n'est pas un déchet radioactif de haute activité, un déchet transurannique, du combustible utilisé ou une matière dérivée, doit être globalement placé dans la catégorie des « déchets de faible activité ». Elle n'a en revanche pris aucune décision sur la façon dont l'UA se rattache aux classifications précises prévues dans la réglementation.

Du point de vue de ses propriétés radiologiques, l'uranium appauvri ne peut être considéré comme analogue aux déchets de faible activité de Classe A, ni au minerai d'uranium à l'état naturel. L'UA est plus directement comparable aux déchets de la catégorie GTCC ou aux déchets transuranniques (TRU). Selon la réglementation fédérale, les déchets transuranniques

présentent une activité spécifique supérieure à 100 nanocuries par gramme (nCi/g) en radionucléides transuraniens à vie longue qui émettent un rayonnement alpha (en plutonium, par exemple). L'UA a une activité spécifique comprise entre 300 et 400 nCi/g si l'on tient compte de l'activité des trois isotopes de l'uranium.

Les déchets transuraniens sont similaires à la classification des déchets GTCC en termes de traitement des émetteurs alpha à vie longue. L'élément important de la classification, du point de vue de cette analyse, est la limite de 100 nCi/g d'éléments transuraniens. Les déchets transuraniens issus des installations du DOE sont maintenant stockés dans un site géologique profond au Nouveau Mexique. Il s'agit de l'installation pilote de confinement des déchets (Waste Isolation Pilot Plant-WIPP), un projet de plusieurs milliards de dollars à l'initiative du gouvernement fédéral.

La similitude entre l'UA et les déchets transuraniens avait été relevée dans un rapport du Conseil national de la recherche (NRC), en fonction tout à la fois des caractéristiques radiologiques et des difficultés relatives à leur évacuation :

Si l'évacuation [de l'oxyde d'uranium appauvri] est nécessaire, elle ne sera probablement pas simple. L'activité alpha de l'UA est de 200 à 300 nanocuries par gramme. L'évacuation en formation géologique est exigée pour les déchets transuraniens dont l'activité alpha dépasse 100 nanocuries par gramme. Si l'uranium était un élément transuraniens, sa radioactivité nécessiterait qu'il soit évacué au WIPP. La toxicité chimique de cette quantité très importante de matières poserait certainement aussi problème.

Le tableau 1 fait apparaître que l'uranium appauvri, sous ses formes chimiques concernées par l'évacuation, présente des activités supérieures à la limite existant pour les déchets transuraniens. L'activité spécifique et la quantité totale d'UA qui seraient générées par le projet d'usine d'enrichissement d'uranium de LES figurent parmi les facteurs les plus importants lorsqu'on prend en compte son impact sanitaire et écologique et ses coûts finaux.

Tableau 1 : Activités spécifiques de différentes formes chimiques d'uranium appauvri, de déchets transuraniens et de minerai d'uranium typique, avec une teneur en poids de 0,2 % d'uranium naturel.

<Forme chimique	Activité spécifique, nCi/g<
uranium métal (UA)	400
dioxyde d'uranium (DUO ₂)	350
oxyde d'uranium (DU ₃ O ₈)	340
activité des transuraniens dans les déchets TRU ou GTCC (voir remarque)	>100
minerai d'uranium à 0,2 %	4 (Voir remarque)

Remarque : L'activité spécifique présentée par le minerai d'uranium à 0,2 % tient compte de tous les descendants de l'uranium jusqu'au radium 226 inclus, en supposant qu'ils sont en équilibre séculaire avec l'uranium 238. Le radon 222 et ses descendants ne sont pas compris dans ce chiffre. Toutes les valeurs qui figurent dans le tableau sont données en valeurs arrondies. Les légères différences qui existent entre la définition des déchets transuraniens de l'Agence de protection de l'environnement américaine (EPA) et la définition de la NRC, pour les déchets supérieurs à la classe C (GTCC) et du point de vue des radionucléides transuraniens, ne sont pas significatives dans cette analyse, dans la mesure où l'UA n'est comparable à aucune.

Lorsqu'on envisage les impacts à long terme de l'évacuation de l'uranium appauvri, il est également important de tenir compte de l'accumulation des descendants de l'uranium. Outre une augmentation de la quantité d'U 234 présente dans l'UA, deux autres produits de filiation importants de l'U238 doivent être pris en compte : le thorium 230 et le radium 226. L'accumulation de radionucléides émetteurs alpha à vie longue supplémentaires vient à nouveau justifier le classement de l'UA dans la catégorie des déchets transuraniens.

En fait, comme le montre le tableau 2, si l'on tient compte des descendants, les risques en termes de mortalité par becquerel d'UA absorbé sont globalement environ quatre fois supérieurs à ceux du plutonium 239. Le tableau fait également apparaître que, lorsqu'on effectue une correction en fonction de la plus grande activité spécifique de l'U3O8 appauvri par rapport au seuil de 100 nanocuries par gramme des déchets transuraniens, le risque de chacun des isotopes de l'uranium appauvri (uranium 238, uranium 234, thorium 230 et radium 226) dépasse le risque du plutonium 239. À eux tous, l'UA et ses descendants primaires présentent un risque supérieur d'environ un ordre de grandeur (en termes de mortalité par cancer par unité de masse absorbée) par rapport aux déchets transuraniens renfermant plus de 100 nanocuries par gramme de plutonium 239.

Tableau 2 : Comparaison de la mortalité par becquerel (Bq) et de la mortalité par gramme d'oxyde d'uranium appauvri en équilibre séculaire, à la mortalité de 100 nCi de plutonium 239 (c-à-d la quantité contenue dans les déchets transuraniens à 100 nCi par gramme)

Radionucléide	Mortalité par Bq par ingestion d'eau du robinet	Mortalité par Bq par incorporation alimentaire	Taux de mortalité par Bq par rapport au Pu – Eau du robinet	Taux de mortalité par Bq par rapport au Pu – Alimentation	Taux de mortalité par gramme d'UA comparé à un gramme de déchets	Taux de mortalité par gramme d'UA comparé à un gramme de déchets TRU avec du Pu 239 à 100 nCi/g -
----------------------	--	---	--	--	---	--

					TRU avec du Pu 239 à 100 nCi/g – Eau du robinet	Alimentatio n
Uranium 238	1,13E-09	1,51E-09	0,40	0,42	1,34	1,41
Uranium 234	1,24E-09	1,66E-09	0,44	0,46	1,48	1,55
Thorium 230	1,67E-09	2,16E-09	0,59	0,60	1,99	2,05
Radium 226	7,17E-09	9,56E-09	2,52	2,63	8,53	8,93
Uranium appauvri – taux de mortalité total en équilibre séculaire			3,93	4,11	13,34	13,94
Plutonium 239	2,85E-09	3,63E-09				

Remarque : “E-09” est une autre manière d’écrire “x 10⁻⁹”. La source pour les taux de mortalité liés à l’eau potable et à l’alimentation est le Rapport 13 de l’EPA Federal Guidance. Les deux colonnes de droite indiquent le rapport entre les taux de mortalité pour l’uranium et ses descendants par rapport au plutonium 239, après correction pour tenir compte de la plus grande activité spécifique de l’U3O8 appauvri, comparée à celle des éléments transuraniens au seuil des déchets TRU.

De plus, l’uranium et ses descendants (à l’exception peut-être du thorium 230) ont, en général, une mobilité dans l’environnement comparable ou supérieure à celle du plutonium.

Par conséquent, d’un point de vue réglementaire comme d’un point de vue scientifique, les risques qui résulteraient de l’évacuation de l’UA ne peuvent être considérés comme inférieurs à ceux qui découlent de l’évacuation des déchets transuraniens. Placer l’UA dans la catégorie des déchets de Classe A ou dans celle des déchets de faible activité ne change rien aux dangers qu’il peut occasionner. Le fait que la Commission ait décidé que les déchets d’UA sont des déchets de faible activité ne signifie pas pour autant que l’UA peut être évacué dans un site d’enfouissement en surface en conformité avec le code 10 CFR 60.55 (a), comme c’est le cas pour certains types de déchets de faible activité.

La décision de la Commission est moins critiquable, que la position des fonctionnaires de la NRC, qui considèrent que les déchets d’UA doivent être placés dans la catégorie des déchets de

Classe A. L'évacuation des déchets de Classe A, qui sont généralement moins radioactifs ou contiennent des isotopes à durée de vie plus courte que les autres classes de déchets, est régie d'une manière moins protectrice que les autres catégories de déchets de faible activité. La réglementation stipule que la dose estimée pour un être humain résultant de l'évacuation de déchets à faible activité ne doit pas dépasser 25 millirems par an (mrem/an).

On estime généralement qu'un stockage en surface n'est pas adapté aux déchets transuraniens ou GTCC à longue durée de vie. Une évacuation en couche géologique profonde est normalement indispensable pour ces déchets. Dans le cas du Clairborne Enrichment Center, les fonctionnaires de la NRC ont considéré que l'uranium appauvri sous forme de poudre d' U_3O_8 était un déchet de Classe A. Toutefois, l'analyse des fonctionnaires de la NRC elle-même, dans l'Étude finale d'impact sur l'environnement pour le CEC (CEC FEIS), a fait apparaître qu'une évacuation par stockage en surface entraînerait des doses excédant la limite de 25 mrem/an imposée par la réglementation pour l'exposition du public liée au cycle du combustible nucléaire.

À ce problème de classification des déchets s'ajoute l'éventualité que la toxicité chimique avérée de l'uranium, et les récents travaux faisant apparaître des problèmes supplémentaires liés aux effets de l'UA dans le corps (décrits de façon plus détaillée dans l'article d'accompagnement), pourraient amener l'uranium appauvri à être traité comme un déchet mixte, qui serait ainsi partiellement concerné par les dispositions du *Resource Conservation and Recovery Act* (RCRA).

Doses liées à l'évacuation de l'UA

LES a décrit deux options pour la « déconversion » et l'évacuation des résidus d' UF_6 appauvri qui seraient produits par l'usine d'enrichissement proposée :

(1) l'utilisation des installations du DOE une fois que le stock gouvernemental d' UF_6 appauvri a été « déconverti », et

(2) la construction d'une usine privée de « déconversion » pour ne traiter que le volume d' UF_6 appauvri qui serait produit par l'usine d'enrichissement proposée par LES.

L'IEER est arrivé à la conclusion qu'aucune des deux options présentées dans l'Étude provisoire d'impact sur l'environnement (DEIS) pour l'usine LES ne peut être considérée comme une stratégie plausible pour l'évacuation des résidus d'uranium appauvri qui proviendraient de l'exploitation de l'usine d'enrichissement proposée. Étant donné le médiocre bilan du DOE et son incapacité à honorer ses obligations, notamment dans le cas de Yucca Mountain, ainsi que pour les grandes quantités d'UA qui lui appartiennent et doivent être gérées, les incertitudes relevant de l'option du DOE sont telles qu'elle ne peut être considérée comme une stratégie crédible, même si un engagement écrit était obtenu pour confirmer son acceptation de l'UA de LES.

D'un autre côté, si LES utilisait une usine privée de « déconversion », l'entreprise serait responsable de l'évacuation de l'UA. Dans ce cas, LES pourrait envisager un stockage en

surface sur un site en Utah (Envirocare) ou au Texas, juste de l'autre côté de la frontière par rapport à l'usine LES proposée au Nouveau Mexique (Waste Control Specialists). Pourtant, aucune analyse de sites de stockage en surface n'apparaît dans l'Étude préliminaire d'impact sur l'environnement de la NRC.

Estimations de dose de la NRC – stockage en profondeur

L'étude d'impact préliminaire actuelle propose que l'UA produit par l'usine projetée par LES soit évacué dans une mine désaffectée. L'étude préliminaire donne une prévision des doses pour le grand public (c-à-d la quantité d'uranium qui s'accumulerait dans le corps d'une personne vivant au-dessus d'une telle mine et buvant de l'eau issue de la nappe phréatique), et affirme que ces doses seraient très inférieures à la limite réglementaire de 25 mrem/an. La NRC indique que ces prévisions sont basées sur celles de l'étude finale CEC (CEC FEIS) de 1994. Malgré cette affirmation, la NRC s'est avérée incapable de fournir à l'IEER les méthodes et les hypothèses qui ont servi à établir ces calculs de dose. Les éléments détaillés des calculs de la CEC FEIS ne sont apparemment plus accessibles, même par la NRC elle-même.

Cet élément est important, parce que les doses issues de l'U238 estimées dans l'étude finale pour le CEC pour le stockage profond (dans une mine) sont incroyablement basses (au sens propre). Par exemple, dans le cas du CEC, la NRC a estimé que la dose pour l'eau potable, résultant de l'évacuation dans une mine de dizaines de milliers de tonnes de poudre d'U₃O₈ appauvri pur, serait entre un millionième et un millionième de millionième de fois inférieure aux niveaux habituels provenant des petites quantités d'uranium présentes à l'état naturel dans l'eau.

Les estimations de l'IEER montrent que les calculs de dose de la NRC sont probablement faux de plusieurs ordres de grandeur. Il est néanmoins impossible de faire une démonstration complète des problèmes des calculs de la NRC, cette dernière n'ayant pas fourni les méthodes et informations détaillées utilisées pour ses calculs concernant l'installation proposée par LES.

Estimations de dose de l'IEER – stockage en profondeur

Compte tenu de l'incapacité apparente de la NRC à faire part de ses calculs, l'IEER a procédé à des estimations simples des doses potentielles qu'une personne hypothétique vivant au-dessus de la mine dans laquelle l'UA a été stocké pourrait recevoir. Nous avons supposé que l'eau rentrerait dans la mine et atteindrait un équilibre avec la poudre d'uranium appauvri (c-à-d que suffisamment de temps se serait écoulé pour que toutes les réactions chimiques importantes aient eu lieu). Ce calcul a été répété pour deux situations : présence ou absence de dioxyde de carbone (c-à-d d'air) dans la mine. Nous avons fait l'hypothèse que toute l'eau potable proviendrait d'un puits foré dans la mine.

Dans ces conditions, la dose pour l'eau potable provenant du seul U238 a été estimée à plusieurs dizaines de millirems par an. La limite actuelle pour l'eau potable, tous radionucléides confondus, est de 4 mrem/an. La dose issue des autres isotopes de l'uranium et des autres descendants s'ajouterait à la dose potentielle totale. Nous avons également établi que la quantité d'U238 dans l'eau de la mine atteindrait approximativement 6 à 20 fois la limite actuelle de

l'EPA pour l'eau potable, fixée à 30 microgrammes d'uranium total par litre ($\mu\text{g/l}$).

À titre de comparaison, nous avons calculé que si un millionième seulement de l'uranium dissous dans l'eau remplissant la mine (d'un volume de 20 000 m³) atteignait l'eau potable, la dilution nécessaire pour réduire la dose d'U238 aux niveaux donnés par le calcul de la NRC dans l'étude finale pour l'évacuation dans une mine de grès/basalte, conduirait à un volume d'eau supérieur à celui de l'ensemble des Grands Lacs.

Notre analyse montre qu'il est raisonnable de considérer les scénarios de la NRC pour l'eau de puits figurant dans le dossier CEC, (et donc également dans le dossier LES actuel), comme scientifiquement invraisemblables, et probablement faux à un ou plusieurs niveaux. Une évaluation définitive de cette question ne peut être faite tant que la NRC n'aura pas fourni toutes les informations concernant ses calculs, notamment les modèles utilisés, la façon dont ils ont été exploités, et les diverses hypothèses qui ont été retenues à propos du site, des paramètres du modèle et des scénarios d'exposition. Jusqu'ici, la NRC s'est avérée incapable d'étayer ses allégations selon lesquelles les doses radioactives provenant de l'évacuation de l'uranium appauvri dans une mine abandonnée n'excéderaient pas les limites réglementaires. Une analyse sans données ne peut être acceptable dans aucun cadre, et encore moins dans celui d'une étude d'impact sur l'environnement préparée par une agence gouvernementale chargée de la protection de la santé et de la sécurité du public.

Nos évaluations préliminaires montrent que des calculs génériques ne constituent pas une base plausible pour supposer que l'évacuation dans une mine non précisée peut respecter des critères de doses radioactives ou d'autres normes sanitaires. Des évaluations propres au site sont nécessaires lorsqu'il s'agit d'envisager l'évacuation de l'uranium appauvri.

Estimations de dose de l'IEER – stockage en surface

Outre son analyse du stockage en profondeur, l'IEER a également procédé à un certain nombre de tests de différents scénarios avec ResRad, pour obtenir une estimation de doses en fonction de diverses hypothèses de stockage de l'UA en surface, dans le climat aride qui est concerné ici. Le programme de modélisation ResRad, créé à l'Argonne National Laboratory, a été accepté par la NRC pour le calcul de doses dans le contexte du déclassement des installations nucléaires. Pour ces tests, nous avons conservé l'hypothèse par défaut de ResRad, qui prend comme « personne de référence » un homme blanc de 70 kg pour son évaluation de l'exposition à la radioactivité. Cette hypothèse ne tient pas compte du fait que les enfants risquent d'être une population plus sensible aux effets chimiques et radiologiques de l'uranium. Toutefois, comme nous le montrons plus loin, il est extrêmement improbable que le stockage en surface de l'uranium puisse respecter les réglementations en matière de santé et sécurité, même pour « l'homme de référence ».

Les résultats de ces calculs préliminaires très élémentaires sont reportés dans le Tableau 3. Il est à noter que tous les résultats sont supérieurs de plusieurs ordres de grandeur à la limite réglementaire de 25 mrem/an (soit 0,025 rem/an). Ils montrent qu'un stockage en surface n'est pas non plus une stratégie d'évacuation plausible.

Tableau 3 – Synthèse des calculs de dose de l'IEER pour un stockage en surface de poudre d'U3O8 appauvri

Remarque : les doses sont données en rem/an à distinguer des mrem/an

Dose provenant de l'U238	Dose provenant de l'U235	Dose provenant de l'U234	Pic de dose total (rem/an)	Limite réglementaire (rem par an)	Moment du pic de dose (nb d'années après le stockage)
32 à 658	14 à 47	81 à 200	141 à 795	0,025	9 807 à 17 412

Remarques : Les estimations de dose sont présentées sous forme de fourchettes, parce qu'elles ont été calculées à partir de divers scénarios, chacun utilisant une combinaison unique de valeurs pour la mobilité des polluants, l'humidité disponible et le degré d'érosion. Tous les scénarios font l'hypothèse d'un climat aride. Les doses annuelles indiquées pour les différents isotopes de l'uranium tiennent également compte de la contribution de leurs descendants radioactifs respectifs. Tous les nombres sont arrondis.

Nous ne prétendons pas que nos calculs soient complets ou définitifs. Il s'agit au contraire de calculs préliminaires très simples, qui présentent de nombreuses hypothèses génériques et par défaut. Ils visent en fait à savoir (a) si les calculs de la NRC dans l'étude d'impact finale du CEC sont raisonnables et défendables, dans la mesure où la Commission prétend qu'ils sont dérivés de la même manière que les estimations de l'enquête préliminaire actuelle pour LES, et (b) si des calculs génériques constituent une base raisonnable pour apprécier la conformité aux réglementations existantes. Comme nous l'avons fait remarquer plus haut, la réponse à ces deux questions est très probablement négative.

À son crédit, dans sa décision de janvier 2005, la NRC partage l'argument de l'IEER selon lequel l'UA est suffisamment dangereux pour empêcher qu'une méthode d'évacuation soit déterminée sans analyse supplémentaire :

Il existe une question plus difficile, à laquelle nous n'avons pas besoin de répondre aujourd'hui. Il s'agit de savoir si les matières du LES, dans les volumes et la concentration proposés, respecteraient les exigences de l'Article 61 pour le stockage en surface. La Commission partage l'avis des parties intervenantes sur le fait qu'une conclusion définitive sur cette question et celles qui touchent aux méthodes d'évacuation ne peut être arrêtée pour le moment, et pourraient nécessiter des analyses supplémentaires sur la sûreté et l'environnement. Notre décision ne doit pas être comprise comme une façon de suggérer un quelconque avis de la Commission sur cette question, qui a trait à la fois à la crédibilité des options de stockage privé proposées par LES, et aux assurances financières. Ces problèmes restent à être tranchés par le Bureau.

Risques sanitaires émergents

Malgré la quantité relativement limitée des données disponibles, le panorama des risques sanitaires liés à l'uranium appauvri qui apparaît maintenant plaide en faveur de la prudence dans la gestion et l'évacuation de l'UA. Des études récentes sur les effets sur la santé de l'UA, réalisées en bonne partie par l'Armed Forces Radiobiology Research Institute après la Guerre du Golfe de 1991, montrent que l'uranium appauvri peut être mutagène, tumorigène, tératogène, cytotoxique et neurotoxique. Il peut donc provoquer ou contribuer à des mutations génétiques, des tumeurs, des anomalies congénitales, une toxicité au niveau cellulaire et des lésions neurologiques. L'uranium peut aussi nuire à la croissance des os, traverser le placenta et porter atteinte à l'embryon ou au fœtus.

Les nouvelles études montrent que l'uranium, outre son impact sur le squelette, la reproduction, et sur l'induction et/ou la promotion du cancer, peut aussi fonctionner comme une sorte de plomb radioactif du point de vue de ses impacts neurologiques. Dans beaucoup de ces domaines, des indications suggèrent l'éventualité d'une interaction synergétique entre les lésions provoquées par le métal lourd et celles qui résultent de sa radioactivité. Pour plus d'informations sur cet aspect, voir l'article page 1 dans ce même numéro.

Des données et des éléments de compréhension nouveaux sur les effets de l'uranium sur la santé se dessinent actuellement dans des domaines auxquels on avait jusqu'ici accordé peu d'attention. Ces recherches devraient jouer un rôle important dans l'orientation des futures études de risque sur l'UA. Il est vraisemblable que des obligations beaucoup plus strictes devront être adoptées pour l'évacuation de l'UA si l'uranium s'avère beaucoup plus dangereux qu'on le croit actuellement, et c'est tout particulièrement la santé des enfants qui devra être protégée dans cette hypothèse. Après tout, au cours des décennies écoulées, les normes régissant le secteur nucléaire ont été ponctuellement actualisées pour rendre compte de la compréhension des risques qui a cours.

L'usine d'enrichissement que LES se propose de construire produira d'importantes quantités d'UA au cours des prochaines décennies. Cette période correspondra aussi à des avancées probablement rapides et importantes dans la compréhension que nous avons de l'uranium et de ses effets sur la santé, à la fois isolément et en association avec d'autres agents stressants dans l'environnement. Dans ce contexte, LES et la NRC, qui a la responsabilité légale de la protection de la santé publique, doivent mettre en œuvre une stratégie de gestion et d'évacuation qui aura une forte probabilité d'atteindre cet objectif. Ils doivent être prêts à modifier et adapter leurs projets si les risques radioactifs en général et les risques de l'uranium en particulier s'avèrent supérieurs à ce qu'on pensait précédemment, et à prendre des dispositions pour protéger notamment la santé des femmes et des enfants. L'étude d'impact préliminaire de la NRC fait preuve d'une insuffisance grave en ne mentionnant pas les éléments actuels qui suggèrent de tels risques pour la santé, sans même parler de leur évaluation dans le contexte de la gestion et de l'évacuation de l'UA. L'intégration d'un budget spécifique à cet aspect constitue l'une des composantes incontournables dans l'intégration de cette flexibilité.

La NRC doit prendre en compte les risques toujours plus nombreux suggérés par les études actuelles, particulièrement dans la mesure où ils sont beaucoup plus diversifiés que les risques pour la santé envisagés actuellement. Dans le cas contraire, les enfants pourraient hériter d'un fardeau comparable à celui de l'empoisonnement au plomb lors des trois dernières générations,

mais, dans le cas qui nous préoccupe, ce métal lourd est aussi radioactif. LES et la NRC doivent prendre en compte les effets nuisibles éventuels de l'uranium appauvri, avant que soit prise la décision de produire ces grandes quantités d'uranium appauvri, qui aggraveront les problèmes de gestion des déchets d'UA déjà créés.

Coûts de l'évacuation de l'uranium appauvri

Le choix d'une stratégie d'évacuation aura un impact significatif sur le choix du procédé de "déconversion" qui sera retenu. La "déconversion" de l' UF_6 pourrait aboutir à au moins deux formes : l' UO_2 appauvri ou l' U_3O_8 appauvri. Le choix dépend, en partie, de la méthode d'évacuation. L'IEER recommande pour les déchets une forme céramique, qui permet une immobilisation plus efficace des matières à l'échelle atomique. Ceci nous conduit à préférer l' UO_2 appauvri.

L'IEER est arrivé à la conclusion qu'aucune des deux options présentées dans l'Étude provisoire d'impact sur l'environnement (l'utilisation des installations du DOE ou la construction d'une usine privée de "déconversion"), ne peut être considérée comme une stratégie vraisemblable pour l'évacuation des résidus d'uranium appauvri qui proviendraient de l'usine d'enrichissement proposée. Nous avons élaboré trois scénarios alternatifs de "déconversion" et d'évacuation qui nous apparaissent comme des options plus raisonnables. Les trois scénarios que nous proposons sont les suivants :

1. L' UF_6 appauvri est converti en UO_2 appauvri, scellé dans un coulis de ciment, puis évacué dans une mine deux fois plus petite que celle envisagée pour l'uranium appauvri du stock du DOE. L'acide fluorhydrique généré est ensuite neutralisé dans du fluorure de calcium (CaF_2), qui est finalement évacué comme déchet de faible activité dans un site approprié.
2. L' UF_6 appauvri est converti en UO_2 appauvri, mis sous une forme céramique, et placé ensuite dans un stockage en couche géologique profonde du type de l'Installation pilote de confinement des déchets (WIPP) au Nouveau Mexique. Comme dans le Scénario 1, l'acide fluorhydrique généré est neutralisé dans du fluorure de calcium, qui est finalement évacué comme déchet de faible activité dans un site approprié. Ce scénario fait aussi intervenir des provisions pour les coûts supplémentaires à prévoir pour tenir compte des risques éventuels découverts dans les récentes études sur l'uranium appauvri.
3. C'est une variante du Scénario 2 ci-dessus, avec différentes hypothèses sur les coûts de l'entreposage et de l'évacuation du CaF_2 ainsi que sur les coûts de fonctionnement du site de stockage en couche géologique profonde.

Nous avons fait une estimation des coûts pour la "déconversion" et l'évacuation de l'UA dans le cadre de ces trois scénarios. Les hypothèses et les estimations de coûts sont présentées dans le Tableau 4. Dans tous les scénarios, une provision de 25 % est prévue pour les circonstances imprévues. Les estimations de l'IEER pour les coûts raisonnables d'évacuation de l'UA, pouvant servir à la procédure d'autorisation, sont représentées par les Scénarios 2 et 3, qui supposent une évacuation de l'UA de la même manière qu'au WIPP, quelle que soit la catégorie de déchets qui lui est appliquée. Le classement des scénarios en catégorie GTCC

renvoie simplement aux propriétés physiques et radiologiques de l'UA et aux risques qui lui sont liés.

Tableau 4 : Synthèses des hypothèses pour les trois scénarios de l'IEER pour la gestion et l'évacuation de l'UA

Scénario	Hypothèses de "déconversion"	Hypothèses d'évacuation	Hypothèses financières	Provisions dues aux risques de l'uranium	Commentaires	Coût par kilogramme d'uranium
Scénario 1 : UA cimenté	UO ₂ , cimenté	Mine souterraine	Risque de change de 10 % pour la "déconversion"	Aucune	Les coûts de "déconversion" de l'UO ₂ sont supérieurs mais les coûts d'évacuation sont inférieurs, ainsi que les coûts globaux d'évacuation	\$13,59
Scénario 2 : GTCC, WIPP	UO ₂ , déchets sous forme céramique	Équivalent au WIPP	Risque de change de 30 % pour la "déconversion"	Augmentation de 19 % des éléments de coût de "déconversion" et d'évacuation	Hypothèse basse pour les prévisions de coûts du WIPP, coûts faibles des céramiques, le risque uranium correspond à un risque aggravé pour les femmes	\$23,79

Scénario 3 : GTCC, WIPP	UO ₂ , déchets sous forme céramique	Équivalent au WIPP	Risque de change de 30 % pour la “déconversion”	Augmentation de 19 % des éléments de coûts de “déconversion” et d’évacuation	Hypothèse moyenne pour les prévisions de coûts du WIPP, coûts faibles des céramiques, le risque uranium correspond à un risque aggravé pour les femmes	\$30,41
-------------------------	--	--------------------	---	--	--	---------

Remarque : Un total de 197 000 tonnes d’UF₆ appauvri devrait être produit, ce qui correspond à environ 133 000 tonnes pour l’élément uranium. Des remarques et références supplémentaires pour ce tableau peuvent être trouvées aux pages 48 et 51 du rapport de l’IEER sur le projet LES.

Ces estimations se traduisent par un coût situé entre 3 et 4 milliards de dollars, pour gérer et évacuer correctement les déchets d’uranium appauvri produits par l’usine d’enrichissement d’uranium dont la construction est proposée au Nouveau Mexique. Quelque soit le scénario, les coûts lui correspondant s’opposeraient vraisemblablement toute rentabilité de l’installation, augmentant ainsi la probabilité d’un manquement aux obligations de “déconversion” et d’évacuation. Des coûts aussi élevés ne pourraient pas être récupérés auprès des clients des services d’enrichissement. Il est donc impératif que des garanties financières soient exigées d’avance comme faisant parties des conditions imposées pour accorder une autorisation d’exploitation. Dans sa demande d’autorisation de juillet 2004, LES a proposé de réserver 731 millions de dollars seulement pour couvrir les coûts de gestion de ses résidus d’UA.

Une autorisation, qui partirait du principe que LES pourrait recouvrer une somme approchant les coûts de l’évacuation de l’UA évoqués ici (et il ne s’agit pas d’estimations de coûts les plus élevées possibles), prendrait le risque considérable d’imposer aux contribuables américains et aux générations à venir l’immense passif de la gestion et de l’évacuation de l’UA. Une garantie financière encaissable de départ d’au moins 2,5 milliards de dollars (cours actuel), convenablement réévaluée (c’est-à-dire indépendante de la santé financière de l’usine d’enrichissement proposée ou de ses ventes), est essentielle pour protéger les populations du Nouveau Mexique, les contribuables américains et les générations à venir des charges engendrées par l’UA qui serait produit par l’usine d’enrichissement proposée par LES.

Voir aussi :

- [Un nouveau panorama des risques sanitaires de l’uranium](#)

LES NOTES BAS DE PAGE

¹ Un certain nombre de facteurs ont entravé l'élaboration de ce rapport. En premier lieu, la NRC a imposé que ce rapport soit achevé dans un délai déraisonnable d'un mois seulement. Deuxièmement, le rapport a été préparé sans que LES accepte de dévoiler complètement l'état des informations et des négociations sur les coûts envisagés pour la "déconversion" de l'uranium appauvri (UA). Troisièmement, la NRC n'a pu/s'est avérée incapable de fournir les informations ayant servi de base à ses calculs de dose pour l'impact de l'évacuation de l'UA. Quatrièmement, la base de données publique de la NRC (ADAMS, Agency-wide Documents Access and Management System) a été pour l'essentiel indisponible du fait d'une étude de sécurité qui nous a empêché d'accéder à des informations potentiellement importantes. L'IEER s'est réservé le droit de mettre à jour et de réviser son rapport.

² Pour plus d'informations sur le processus d'enrichissement de l'uranium, les technologies concernées et la situation au niveau mondial, voir *Énergie et Sécurité* n° 31, mars 2005, à l'adresse web <http://ieer.org/article/energy-security/uranium-enrichment-gorbachev-and-the-u-s-people-issue-31/>.

³ L'UA peut être converti en plutonium 239 dans des réacteurs nucléaires, ce qui a été envisagé à une époque comme l'utilisation potentielle la plus importante de cet uranium appauvri. Toutefois, l'utilisation civile du plutonium est en fait très limitée, et l'utilisation de l'UA dans cette demande est négligeable comparée aux quantités d'uranium appauvri produites au cours des soixante dernières années.

⁴ U.S. Nuclear Regulatory Commission. In the Matter of Louisiana Energy Services, L.P. (National Enrichment Facility). *Docket No. 70-3103-ML. Memorandum and order*. CLI-05-05. Enregistré et notifié le 18/01/05. p. 26. Sur le web : <http://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/commission/orders/2005/2005-05cli.html>.

⁵ Dans le cadre de l'article 10 CFR 55(a).

⁶ National Research Council. Board on Radioactive Waste Management. Committee on Improving the Scientific Basis for Managing Nuclear Materials and Spent Nuclear Fuel through the Environmental Management Science Program. *Improving the Scientific Basis for Managing DOE's Excess Nuclear Materials and Spent Nuclear Fuel*. Washington, DC: National Academies Press, 2003. Page. 67. Sur le web : <http://books.nap.edu/books/0309087228/html/index.html>.

⁷ 10 CFR 61.

⁸ RCRA a établi un système pour une gestion solide des déchets solides, dangereux ou non dangereux

⁹ Pour des raisons de sûreté, on s'accorde généralement sur le fait que l'hexafluorure d'uranium appauvri (UF₆ appauvri) doit finalement être soumis à une « déconversion » de sa forme réactive en une forme adaptée à l'évacuation, le dioxyde d'uranium appauvri (UO₂ appauvri) ou l'oxyde d'uranium appauvri (U₃O₈ appauvri), pour la gestion à long terme ou l'évacuation. La NRC comme le DOE soutiennent qu'il n'y a pas de danger à stocker l'UF₆ appauvri pendant des périodes prolongées.

¹⁰ Dans le cadre de la Loi amendée sur la privatisation de l'USEC (42 U.S.C. 2297h-10), le DOE a l'obligation d'accepter l'UA provenant des usines d'enrichissement. Le prix que le DOE peut facturer pour ce service à l'avenir n'est pas fixé actuellement. Néanmoins, des versions antérieures de lois sur l'énergie envisagées par la Chambre des Représentants et le Sénat auraient limité le prix pouvant être facturé par le DOE à une somme qui ne dépasserait pas 71 à 90 cents par kilogramme d'UA. La Loi sur la politique énergétique (Energy Policy Act) de 2005, récemment votée par la Chambre (H/R/ 6, vote du 21 avril 2005), a fait disparaître cette disposition. Aucune version du Sénat de la loi sur l'énergie de 2005 n'a encore été proposée.

¹¹ U.S. Nuclear Regulatory Commission. Office of Nuclear Material Safety and Safeguards. Division of Waste

Management and Environmental Protection. *Environmental Impact Statement for the Proposed National Enrichment Facility in Lea County, New Mexico: Draft Report for Comment*. NUREG-1790. Washington, DC, septembre 2004. Sur le Web : <http://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/nuregs/staff/sr1790/>.

¹² Même soumis à une décision de justice, le DOE a violé son obligation légale de prendre en charge les combustibles usés provenant des centrales nucléaires à partir de janvier 1998. Il prévoit maintenant que la fin 2012 serait la date la plus proche pour accueillir les déchets.

¹³ En supposant une densité de 3 g/cm³, le volume de poudre d'U₃O₈ appauvri proposé pour l'évacuation dans le cas du CEC aurait représenté à lui tout seul environ 20 000 m³. (NRC CEC FEIS 1994 p. A-1, A-7)

¹⁴ À titre de comparaison, le réseau des Grands Lacs contient environ 23 000 km³ d'eau, représentant environ 18 % des réserves mondiales totales en eaux douces de surface. (Atlas des Grands lacs de l'EPA)

¹⁵ Au cours des très longues durées qui doivent être prises en compte pour l'évacuation de l'uranium appauvri, les impacts du changement climatique naturel et éventuellement anthropogène doivent être analysés pour déterminer le scénario d'utilisation des terres et les paramètres météorologiques adaptés à la modélisation des doses. Bien que dépassant le cadre du présent rapport, ces considérations plaident en faveur de l'utilisation d'un scénario de fermier vivant en autarcie pour ce type d'analyses génériques préalables.

¹⁶ Louisiana Energy Services. *National Enrichment Facility Safety Analysis Report*. Rev. 2. [Albuquerque, NM?], juillet 2004. Sur le web : <http://www.nrc.gov/materials/fuel-cycle-fac/ml043540004.pdf>. p. 10.3-3.

Un nouveau panorama des risques sanitaires de l'uranium

Par Brice Smith et Arjun Makhijani¹

L'uranium, y compris l'uranium appauvri (UA), est généralement plus dangereux pour une personne quand il pénètre à l'intérieur du corps, que ce soit par ingestion, inhalation ou par des lésions de la peau (un contact prolongé peut aussi aboutir à une dose d'irradiation externe significative). À l'intérieur du corps, l'uranium crée des risques à la fois en tant que métal lourd toxique et en tant que matière radioactive. En outre, certains éléments laissent penser que des synergies peuvent exister entre ces deux types d'effets sur la santé.

Les réglementations fédérales actuelles limitent la concentration en uranium dans l'eau potable à 30 microgrammes par litre (µg/l), principalement en fonction de sa toxicité chimique. Pour l'uranium naturel, cette limite correspond à une activité de 20 picocuries par litre (pCi/l) pour l'uranium. Pour l'uranium appauvri, la limite pour l'eau potable correspond à une activité d'environ 12 pCi/l. Les réglementations fédérales se basent sur le risque de cancer pour limiter l'inhalation d'uranium et sur la toxicité pour les reins en ce qui concerne l'absorption d'eau potable.

L'exposition à l'uranium dans l'eau est réglementée pour sa toxicité chimique essentiellement parce qu'il est connu pour être un agent néphrotoxique (toxique pour les reins). Les reins sont responsables du contrôle de la composition du sang et de l'élimination des déchets. D'importantes incertitudes demeurent quant au niveau de sensibilité des reins humains par rapport à l'uranium appauvri. Des études sur les animaux ont montré que les seuils toxiques varient de plus d'un ordre de grandeur entre les expériences sur les lapins (plus sensibles) et les rats (moins sensibles).

Les connaissances scientifiques sur les effets de l'uranium sur l'organisme se développent rapidement, en grande partie du fait des inquiétudes qui sont apparues à la suite de la Guerre du Golfe de 1991, de la campagne de bombardement de l'OTAN en 1999 sur l'ex Yougoslavie, et de la reconnaissance progressive de nombreux problèmes de santé qui sont maintenant connus sous le nom de Syndrome de la Guerre du Golfe. Nous analysons plus loin le nouveau panorama des risques qui émerge de ces recherches.

Risques des rayonnements ionisants

Les rayonnements ionisants sont un agent carcinogène reconnu ; l'exposition à ces rayonnements augmente en effet le risque pour toutes sortes de cancers. La meilleure compréhension actuelle des effets des rayonnements faiblement radioactifs, qui sert de fondement à la pratique réglementaire aux Etats-Unis et en Europe, est que tout incrément de dose produit un incrément proportionnel de risque de cancer. C'est ce qu'on appelle l'hypothèse linéaire sans seuil.²

En général, les risques estimés par unité d'exposition ont augmenté au fil des années, au fur et à mesure des nouvelles découvertes sur l'interaction des rayonnements avec les tissus vivants. De ce fait, les doses maximales permises ont été diminuées. Par exemple, en 1954, la Commission de l'énergie atomique (AEC) a fixé à 15 rems par an la limite d'irradiation.³ Il s'agissait d'une réduction importante par rapport à la limite de 0,1 roentgen *par jour* qui avait été adopté en 1942 pendant le Projet Manhattan. En 1959, la limite de dose pour le public a été abaissée à 0,5 rem par an, et réduite à nouveau en 1990 à 0,1 rem par an.⁴

Les effets *non carcinogènes* analysés plus loin (autres que la toxicité pour les reins) sont indiqués par des études menées en laboratoire souvent réalisées à des niveaux élevés d'exposition. Ces effets n'ont pas été formellement établis pour les êtres humains en termes de risques quantitatifs pour la santé. Par ailleurs, certaines des expériences que nous citons ont été menées avec de l'uranium directement injecté à des animaux cobayes, ou avec de l'uranium appauvri sous forme métallique inséré sous la peau, qui constituent des voies d'exposition différentes des expositions dans l'environnement qui pourraient résulter du stockage de l'oxyde d'uranium appauvri. La question de l'existence de seuils pour les effets non carcinogènes n'a pas non plus été tranchée, à la différence de l'hypothèse largement admise de l'absence de seuil pour le risque de cancer lié aux radiations ionisantes.

La compréhension de la différence de risques entre hommes et femmes est un autre aspect de la radioprotection qui a évolué au cours du temps. Actuellement, on considère que le risque global pour les femmes de développer un cancer mortel, à partir de l'exposition à des rayonnements à faible dose et faible transfert linéique d'énergie (TLE), est de presque 50 pour cent supérieur à

celui des hommes. Pratiquement 45 pour cent du risque supplémentaire pour les femmes, par unité d'exposition, sont dus à l'importante radiosensibilité des seins.⁵ Si l'on prend en compte l'*incidence*, indépendamment de la mortalité, la comparaison est encore un peu plus défavorable, les femmes courant un risque de 58 % supérieur à celui des hommes de développer une forme quelconque de cancer à partir d'une exposition à la radioactivité.

Recherches actuelles sur l'UA

Ces dernières années, la compréhension des risques de cancer issus de l'exposition à la radioactivité à partir de l'uranium appauvri et des lésions aux reins dues à ses propriétés de métal lourd, ont connu d'importants développements. De plus, les résultats d'études de plus en plus nombreuses soulèvent de sérieuses inquiétudes concernant l'impact de l'exposition chronique à l'UA en lien avec un certain nombre d'autres problèmes de santé. Les études chez l'homme et l'animal ont montré que l'uranium peut se concentrer à divers degrés dans le squelette, le foie, les reins, les testicules et le cerveau. De plus, une concentration de l'uranium dans le cœur, les tissus pulmonaires, les ovaires et les ganglions lymphatiques a été observée sur des rats sur lesquels on a implanté des pastilles d'UA.

Comme nous l'avons noté plus haut, certaines recherches ont également fourni des indications sur un éventuel effet synergétique entre l'aspect métal lourd de l'exposition à l'uranium et ses effets radioactifs. Les études réalisées sur les risques entraînés par le cadmium, métal lourd, ont indiqué une réaction synergétique potentielle en cas d'exposition associée à des rayonnements gamma. Les travaux sur ces types d'expositions associées ont montré que les lésions directes de l'ADN dues à l'exposition aux rayonnements se combinaient probablement avec une inhibition de la réparation de l'ADN par certains métaux lourds. Un double coup dur, si l'on peut dire.

Les études menées à l'Institut de recherche sur la radiobiologie des forces armées (AFRRI) de Bethesda, au Maryland, ont montré que l'uranium appauvri pouvait provoquer des lésions oxydatives de l'ADN. C'est la première indication que des effets radiologiques et chimiques pourraient éventuellement jouer à la fois un rôle d'initiateur et de promoteur de tumeurs. Nous analyserons plus loin certains des aspects potentiels des effets sur la santé de l'uranium appauvri qui se dégagent de recherches portant sur des domaines très diversifiés.

Effets mutagènes et tumorigènes

Depuis la fin des années 1990, des études *in vitro* et *in vivo* ont permis de réunir un ensemble de plus en plus important d'éléments indiquant que l'uranium appauvri peut être génotoxique, mutagène et tumorigène. Une bonne partie de ces travaux sont actuellement réalisés à l'AFRRI sous la direction du Dr Alexandra Miller.

Le Dr Miller et ses collègues ont, pour la première fois, démontré que l'uranium appauvri intégré pouvait provoquer « un important renforcement de la mutagénicité urinaire », un biomarqueur courant de l'exposition à un agent génotoxique.⁶ Ils ont également démontré pour la première fois que l'exposition à l'UA peut transformer les cellules humaines en cellules capables de produire des tumeurs cancéreuses chez des souris immunodéficientes. Ils ont découvert que des expositions à des concentrations chimiques égales d'uranium de différentes compositions

isotopiques entraînaient « une augmentation spécifique dépendant de l'activité dans la fréquence de transformation néoplasique », qui suggère par ailleurs « que la radioactivité peut jouer un rôle dans les effets biologiques *in vitro* induits par l'UA. »

Miller *et al.* ont également découvert à travers d'autres expérimentations que l'UA était capable d'induire des « lésions oxydatives de l'ADN en l'absence d'une décroissance radioactive significative. » À la lumière de leurs autres travaux indiquant que l'aspect radiologique de l'UA pourrait contribuer à des effets génotoxiques *in vitro*, ils notent qu'il « est tentant de faire l'hypothèse que l'UA pourrait présenter à la fois une composante “initiation” et une composante “promotion”. » Ce double rôle éventuel pourrait provenir du fait, par exemple, que le rayonnement par particules alpha à l'origine de la mutation cancéreuse (initiation de la tumeur) est suivi d'une accumulation de lésions oxydatives, les propriétés radioactives ou du métal lourd aidant séparément ou conjointement à la diffusion du cancer (promotion du cancer), ou inversement.

Le rôle respectif des composantes radiologique et chimique des lésions génétiques causées par l'uranium appauvri est une question importante, dans la mesure où l'UA est actuellement réglementé pour l'eau potable en s'attachant principalement au risque chimique, en faisant l'hypothèse implicite que le risque radioactif peut généralement être considéré comme secondaire dans l'environnement.

On trouvera ci-après un exemple final des travaux réalisés à l'AFRRI sur ces questions. Il est extrait d'une publication de 2003 de Miller *et al.* concernant la capacité de l'UA à induire une instabilité génomique dans les cellules humaines. Il faut noter que l'UA émet des particules alpha au cours de sa décroissance radioactive. Dans ce travail, les auteurs remarquent dans un premier temps que :

Les études sur l'UA effectuées dans notre laboratoire démontrent une transformation néoplasique des cellules humaines dans des conditions où environ 14 % des cellules exposées à l'UA ont été transformées, même si moins de 5 % ont été traversées par une particule alpha. Ces résultats laissent penser que des facteurs autres que les lésions directes ou « ciblées » sur l'ADN pourraient être impliqués dans ces transformations. Les effets chimiques de l'UA et les effets « non ciblés » de la radioactivité pourraient aussi jouer un rôle. Des effets non ciblés peuvent aboutir à des lésions dans des cellules qui n'ont pas été traversées par une particule alpha. Le taux global de transformation observé pourrait provenir de la contribution de tous ces facteurs ou de l'un d'entre eux.

Pour mesurer séparément l'impact de la radioactivité et de la toxicité en tant que métal lourd, les effets de l'uranium appauvri ont été comparés à ceux du nickel (Ni) et de l'irradiation gamma. Miller *et al.* concluent à partir des résultats de leurs expériences que :

En résumé, nous avons présenté des données montrant la production d'une instabilité génomique dans la descendance des cellules humaines exposées à l'UA. Les résultats démontrent que l'UA peut induire une mort retardée de la cellule et des altérations génétiques sous forme de micronoyaux. Comparée à la radioactivité gamma ou au Ni, l'exposition à l'UA a provoqué une manifestation plus importante d'instabilité génomique. Bien que des études sur les animaux

soient nécessaires pour aborder l'effet d'une exposition prolongée à l'UA et l'instabilité génomique in vivo, les résultats obtenus à partir de notre système in vitro peuvent jouer un rôle important dans la détermination d'estimations de risques pour l'exposition à l'UA.

Effets sur les enfants et sur l'embryon/fœtus

Les enfants ainsi que l'embryon/le fœtus sont probablement plus exposés aux risques liés à la nature mutagène et carcinogène de l'uranium. La Commission internationale de protection radiographique (CIPR) fait observer que :

Le fait que les rayonnements ionisants perturbent fortement la prolifération cellulaire est bien connu. C'est pourquoi des systèmes biologiques comportant une fraction élevée de cellules en prolifération présentent une réactivité élevée à la radioactivité. On trouve des taux élevés de prolifération cellulaire pendant tout le développement prénatal. Toutefois, bien que la prolifération cellulaire soit un processus essentiel dans le développement des effets de la radioactivité, la sensibilité de l'embryon et du fœtus est aussi déterminée à travers des processus de différenciation et de migration cellulaire, et les effets de la radioactivité sur ces processus biologiques.

...

Des tissus comme le cerveau, la thyroïde, les os et les seins semblent plus sensibles en cas d'exposition pendant les périodes normales de croissance rapide (c-à-d dans la petite enfance et à la puberté).⁷

Prenant acte des risques plus importants occasionnés par l'exposition à la radioactivité pour les enfants, le supplément 2002 du Federal Guidance Report n° 13 de l'EPA américaine a introduit des coefficients de mortalité et de morbidité par becquerel incorporé pour divers groupes d'âge, notamment les enfants de 0 à 5 ans. Pour les trois isotopes de l'uranium présents dans l'UA, le risque pour un enfant de moins de cinq ans de développer un cancer mortel par unité incorporée est environ six à huit fois supérieur au risque basé sur une moyenne d'âge, utilisé actuellement par l'EPA pour l'absorption par l'alimentation et l'eau potable.

Quand toutes ces considérations sont prises en compte (risque accru par unité incorporée associé aux voies d'exposition spécifiques aux enfants pour des polluants environnementaux comme l'UA, et le fait que l'uranium est connu pour pouvoir traverser la barrière placentaire et se concentrer dans l'embryon ou le fœtus), il est vraisemblable que des obligations beaucoup plus strictes devront être adoptées pour l'évacuation de l'UA si cet uranium s'avère beaucoup plus carcinogène qu'on le croit actuellement, et notamment si la santé des enfants doit être protégée.

Effets sur la reproduction

On peut retrouver dès les années 1940, des rapports de recherches sur les effets sur la reproduction de l'exposition à l'uranium chez l'animal, mais il semble que ces premières études n'ont été poursuivies systématiquement par d'autres chercheurs aux Etats-Unis que plusieurs décennies plus tard. Même aujourd'hui, la compréhension des effets de l'uranium sur la

reproduction humaine et animale reste très lacunaire.

Les expérimentations des années 1940 ont révélé qu'alimenter continuellement ou même une seule fois des rats avec de l'uranium pouvait nuire au succès de la reproduction de ces animaux. L'impact d'une alimentation permanente était significativement plus important que celui d'une ingestion unique, mais les auteurs ont relevé leur surprise à découvrir un impact sur le succès reproductif même 9 mois après une exposition unique à l'uranium.⁸

Il est difficile de savoir pourquoi ces premières études spectaculaires n'ont pas été poursuivies ou communiquées plus largement. Néanmoins, le travail qui a été récemment effectué sur l'uranium a permis de développer ces premiers résultats, et a abouti à l'identification de deux domaines de préoccupation distincts quant à l'éventuel impact de l'uranium sur la santé reproductive. Le premier domaine a trait aux risques liés à l'exposition des hommes tandis que le second porte sur l'exposition des femmes.

Il a été établi que l'uranium se concentre dans les testicules, et on l'a retrouvé à des taux élevés dans le sperme des vétérans de la Guerre du Golfe. Même si aucune donnée épidémiologique ne vient encore démontrer un impact sur le succès reproductif associé à l'exposition des vétérans, la Royal Society (d'Angleterre) a noté que la concentration de l'UA dans les testicules était une source de préoccupation potentielle, étant donné la possibilité d'effets synergétiques liés à la capacité de l'uranium à provoquer des lésions de l'ADN, à la fois par un stress chimique oxydatif et une irradiation alpha. En outre, l'Organisation mondiale de la santé a relevé l'observation de « changements dégénératifs non spécifiés dans les testicules » des rats à la suite de l'ingestion chronique de composés d'uranium solubles.

Bien qu'encore très limités, d'autres travaux ont été réalisés sur les effets sur la reproduction pour des animaux femelles exposés à l'uranium. Il a été établi que l'uranium traverse la barrière placentaire et se concentre dans les tissus fœtaux. Des expériences sur des animaux ont démontré que l'exposition à l'uranium, que ce soit par ingestion ou par injection, peut entraîner « une baisse de la fertilité, une toxicité pour l'embryon/le fœtus, notamment une tératogénicité, et un ralentissement de la croissance de la descendance. » Ces résultats ont été mis en évidence aussi bien chez les rats que les souris, et fournissent des éléments de preuve (au moins pour les niveaux d'ingestion d'uranium étudiés) que l'exposition à l'uranium peut nuire au succès reproductif des femelles. La seule expérience utilisant de l'uranium appauvri qui a été rapportée n'a pas trouvé d'effets statistiquement significatifs pour « le gain de poids maternel, l'absorption de nourriture et d'eau, le délai avant conception, ou le pourcentage de portées parvenues à terme », toutefois, il est apparu qu'un plus grand nombre de pastilles d'UA implantées conduisait à une augmentation des concentrations de l'uranium dans le placenta et l'ensemble du fœtus chez les rongeurs.

Même s'il reste de nombreuses inconnues sur les effets de l'uranium sur le succès reproductif, un certain nombre de mécanismes radiologiques et non radiologiques potentiels ont été proposés pour permettre d'expliquer les effets observés. Les mécanismes proposés font intervenir une perturbation hormonale ou enzymatique et des changements de comportement. De plus, nous avons déjà relevé les conclusions de la CIPR quant à la plus grande radiosensibilité de l'embryon/du fœtus en développement ainsi que des jeunes enfants, ce qui pourrait aussi jouer un

rôle dans les effets de l'UA sur le succès reproductif.

Effets neurotoxiques

Depuis au moins le milieu des années 1980, il existe des éléments tendant à prouver un lien entre uranium et lésions neurologiques. Si ces premières communications présentent un certain nombre de problèmes qui ont empêché leur utilisation pour aboutir à des conclusions solides concernant les risques neurologiques de l'uranium appauvri, elles ont néanmoins incité à des recherches plus approfondies. Les recherches qui ont débuté dans les années 1990 ont commencé à faire naître de nouvelles inquiétudes quant aux éventuels effets toxiques de l'UA sur le cerveau. Un des principaux problèmes relatifs à ces récents travaux tourne autour du fait que la principale forme chimique de l'uranium dans le corps est le cation uranyle (UO_2^{2+}), qui est un métal lourd toxique analogue au cation plomb (Pb^{2+}), dont l'histoire tragique en tant que neurotoxine est bien documentée. Il est particulièrement problématique pour la santé des enfants.

En 1999, à l'AFRRI, Pellmar *et al.* ont montré que de l'uranium appauvri implanté chez des souris se concentrait dans diverses régions du cerveau, avec des concentrations plus élevées pour des niveaux d'exposition plus importants. Ces résultats les ont amenés à conclure que « l'accumulation dans le cerveau, les ganglions lymphatiques et les testicules laisse envisager la possibilité de conséquences physiologiques inattendues à partir de cette voie d'exposition à l'uranium. »⁹

Dans des recherches supplémentaires, Pellmar *et al.* ont pu montrer plus précisément que « l'exposition à des fragments d'UA causait des changements neurophysiologiques dans l'hippocampe. » L'hippocampe a été choisi pour l'analyse parce que cette région du cerveau est impliquée dans la mémoire et l'apprentissage. Des revues de ces expériences de l'AFRRI ont conclu que leurs résultats fournissent des éléments importants dans la mise en évidence d'éventuels effets neurotoxiques de l'uranium appauvri.

D'autres chercheurs ont montré qu'à la suite d'une ingestion, l'uranium se concentrait dans le cerveau des souris et des rats. Certaines des expériences chez les souris ont fait apparaître des effets sur le cerveau, avec une possible importance neurotoxicologique à des niveaux d'exposition à l'uranium qui ne semblaient pas provoquer de lésions discernables au niveau des reins. Une étude récente a constaté des changements comportementaux observables chez les rats après 2 semaines d'exposition à l'UA dans l'eau potable.¹⁰

Un test informatique spécialisé, destiné à évaluer « l'efficacité des performances », a été utilisé pour rechercher les éventuels effets neurologiques chez les vétérans qui ont été exposés aux munitions à l'uranium appauvri pendant la Guerre du Golfe. Ces essais, menés au Centre médical de Baltimore VA, ont permis d'observer une corrélation statistiquement significative entre la concentration en uranium dans l'urine des vétérans et des performances médiocres pour les tests neurocognitifs informatisés. Toutefois, aucun effet mesurable n'a été trouvé dans le même groupe à l'aide de tests neurocognitifs traditionnels. Il est important de rappeler dans ce cas que les soldats ont été exposés en tant qu'adultes, et que ces tests ne fournissent pas d'informations sur les impacts de l'exposition à l'uranium pendant les étapes plus sensibles de la petite enfance, quand le cerveau connaît une croissance et un développement rapides, ou quand la barrière sang-

cerveau n'est pas encore complètement formée.

Outre le rôle de neurotoxique chimique analogue au plomb que jouerait éventuellement l'uranium, la radioactivité est aussi connue pour avoir des conséquences négatives sur le système nerveux de l'embryon ou du fœtus. À partir d'un examen des données sur les survivants japonais de la bombe atomique, la CIPR, dans la publication déjà mentionnée plus haut, conclut :

Il y a clairement une constellation d'effets d'une irradiation prénatale sur le système nerveux central en développement : retard mental, quotients intellectuels et performances scolaires diminuées, et troubles épileptiques.

La CIPR développe plus avant les raisons pour lesquelles la période prénatale est particulièrement préoccupante pour les lésions au système nerveux dues à la radioactivité, et pourquoi il est si important de les prendre en compte dans l'évaluation des risques :

Le développement du système nerveux central débute pendant les premières semaines du développement embryonnaire et se poursuit jusqu'au début de la période postnatale. Aussi, le développement du système nerveux central s'étend-il sur une très longue période, durant laquelle il est particulièrement vulnérable. Il a été établi que le développement de ce système est très fréquemment perturbé par les rayonnements ionisants, et une importance spéciale doit être accordée à ces processus biologiques.

Certaines indications laissent penser qu'une exposition prénatale au plomb et au mercure peut être capable d'occasionner des lésions neurologiques pendant cette période de développement rapide. Toutefois, on considère le plus souvent que les premières années de l'enfance sont le moment le plus critique pour une exposition aux métaux lourds, étant donné le plus grand risque d'expositions environnementales pour les bébés. Comme pour un certain nombre d'autres risques émergents analysés plus haut, il existe aussi une possibilité de synergie entre les effets chimiques et radiologiques de l'uranium sur le système nerveux.

Il est important de souligner que des changements relativement faibles dans le QI moyen, répartis sur un grand nombre d'enfants, vont « entraîner une augmentation spectaculaire de la proportion des enfants au-dessous d'un seuil critique donné, par exemple un QI de 80, et faire baisser la proportion de ceux qui entrent dans la catégorie des « doués », supérieurs à 120. » L'effet des agents neurotoxiques sur une population exposée dans sa totalité, même à des niveaux très faibles, peut donc être tout à fait significatif, même si l'effet sur une « moyenne » ou un individu « typique » de cette population ne semble pas l'être.

Effets sur le squelette

Comme dans le cas du cerveau, la période fœtale et les autres périodes de développement rapide (c-à-d pendant la petite enfance et la puberté) sont des moments où le squelette présente une sensibilité accrue. Il a été démontré dans des expériences sur des rats que des lésions osseuses pouvaient provenir d'une incorporation d'uranium aussi bien aiguë que chronique. Compte tenu du fait que l'uranium traverse la barrière placentaire, la *Royal Society* a recommandé que « les effets de l'exposition maternelle à l'UA sur le développement osseux du fœtus soient également

pris en compte. » L'Organisation mondiale de la santé et le Conseil national de la recherche (NRC) ont également recommandé des études pour déterminer quel effet éventuel l'uranium intégré dans les os pourrait avoir sur la moelle osseuse, et donc sur la production de nouvelles cellules sanguines. Une nouvelle étude, portant sur des chiens exposés à des doses quotidiennes de nitrate d'uranyle depuis leur plus jeune âge, a établi que l'uranium s'accumulait dans la moelle autant que dans l'os, contrairement à ce qui avait été obtenu avec des doses aiguës uniques.¹¹

L'uranium : un plomb radioactif ?

Différents éléments suggèrent clairement que la toxicité de l'uranium, au moins pour certains effets (notamment ses effets neurotoxiques sur les fœtus et les jeunes enfants) pourrait être mieux comprise si l'uranium était considéré comme une sorte de plomb radioactif pour lequel les lésions dues au rayonnement alpha surviennent parallèlement aux dommages liés à sa nature de métal lourd, pour créer toutes sortes de problèmes de santé à des niveaux d'exposition relativement faibles. Cette analogie entre uranium et plomb a été introduite en 2003, lorsque Lemercier *et al.* ont rapporté les résultats de leur étude, démontrant la concentration de l'uranium dans le cerveau de rats.¹² Cette manière de voir présente des inconvénients évidents quant à la compréhension approfondie des mécanismes biologiques impliqués dans les lésions causées par l'uranium en comparaison avec le plomb. Toutefois, l'aptitude de l'uranium à entraîner un stress oxydatif induit chimiquement, à traverser la barrière sang-cerveau et à altérer l'activité électrique dans certaines parties du cerveau supérieur et, éventuellement, à interrompre les neurotransmetteurs par remplacement chimique du calcium dans les jonctions communicantes (tout ceci intervenant en même temps que des degrés importants de dommages cellulaires localisés causés par le rayonnement alpha) correspond à des signaux d'alerte importants sur l'impact potentiel de l'uranium sur le développement du cerveau de l'enfant.

À la lumière de l'analogie uranium-plomb, il faut noter que, malgré les éléments prouvant les effets nocifs du plomb sur le cerveau remontant à presque deux millénaires et le fait que l'empoisonnement par le plomb a été constaté cliniquement chez les enfants dès les années 1890, ce n'est qu'en 1979 que l'essence au plomb a finalement été retirée du marché américain, après avoir été vendue pendant plusieurs décennies. De façon comparable à la tendance générale en matière de normes de radioprotection, les Centers for Disease Control (CDC) ont choisi d'abaisser quatre fois depuis la fin des années 1960 la recommandation considérée comme un indicateur de niveaux « élevés » de plomb dans le sang des enfants. Le taux actuel représente un sixième de ce qu'il était il y a 35 ans. En outre, le CDC a adopté comme position qu'il n'y a pas de seuil inférieur pour le niveau d'exposition au plomb, et que toute incorporation provoquera donc un certain niveau de dommages.

Malheureusement, malgré d'importantes réductions dans l'exposition au plomb depuis 1979, les niveaux actuels dans le sang des enfants sont toujours à peu près 100 à 1000 fois supérieurs au niveau estimé pour l'époque préindustrielle, et, en l'an 2000, le CDC estimait que près d'un demi million d'enfants aux Etats-Unis dépassait la limite recommandée pour les niveaux de plomb dans le sang. Au-delà de ces problèmes, les études poursuivies sur les effets du plomb montrent que les fonctions intellectuelles des enfants sont affectées par des expositions d'environ la moitié du seuil critique des CDC/de l'OMS, ce qui renforce l'idée qu'il n'y a probablement pas de seuil

pour les effets nuisibles du plomb.

En plus de la neurotoxicité du plomb, les recherches récentes ont également fait apparaître que l'exposition prénatale comme l'exposition postnatale au plomb sont associées à un retard de croissance chez les animaux et les humains, et que l'exposition au plomb peut aussi altérer la production des hormones sexuelles et retarder la puberté chez les rats. Une étude épidémiologique publiée en 2003 a montré que même des niveaux moyens relativement faibles de plomb (environ un tiers du seuil critique des CDC/de l'OMS) provoquait un retard mesurable de la puberté chez des filles afro-américaines et mexico-américaines, alors qu'aucun retard statistiquement significatif n'était constaté chez les filles de type caucasien.¹³ Cet effet sur le développement sexuel des filles a été attribué, au moins partiellement, à de possibles « altérations de la fonction endocrine. » De nombreuses questions demeurent sans réponse, quant à la façon dont le plomb a provoqué le retard observé, et sur le fait que les enfants avaient pu être exposés à des niveaux supérieurs par le passé, avant le commencement des séries d'examens de l'étude. Néanmoins, la possibilité que l'uranium puisse jouer un rôle analogue, en influençant les processus régis par les hormones chez des enfants en développement, pourrait s'ajouter à la liste des problèmes sanitaires et ouvrir de nouvelles voies importantes sur les éventuelles synergies avec ses autres effets chimiques et radiologiques.

Les leçons retirées de la tragique histoire du plomb pour la santé des enfants – notamment plusieurs décennies de refus des risques par les industries de fabrication de produits à base de plomb, ainsi que le durcissement systématique et progressif des recommandations sanitaires visant spécifiquement les enfants, à partir du moment où elles ont finalement été mises en oeuvre – devraient être soigneusement examinées à la lumière de la direction qui se dessine actuellement pour la recherche sur l'uranium.

Définitions

Cytotoxique : Toxique pour les cellules.

Instabilité génomique : Une tendance accrue de l'ADN à ne pas se réparer correctement, typique des cellules cancéreuses.

Génotoxique : Portant atteinte à l'ADN.

In vitro : Expérimentations réalisées à l'extérieur du corps

In vivo : Expérimentations réalisées à l'intérieur du corps

Micronoyaux : Fragments de chromosomes qui ne sont pas incorporés dans le noyau au moment de la division cellulaire.

Mutagène : Causant ou contribuant à des mutations génétiques transmissibles.

Transformation néoplasique : La conversion de cellules normales en cellules tumorales.

Tumorigène : Causant une tumeur.

Voir aussi :

- [Coûts et risques de l'uranium appauvri liés à un projet d'installation d'enrichissement](#)
-

LES NOTES BAS DE PAGE

¹ Cet article est basé sur le rapport de l'IEER, *Costs and Risks of Management and Disposal of Depleted Uranium from the National Enrichment Facility Proposed to be Built in Lea County New Mexico by LES*, préparé pour le Nuclear Information and Resource Service (NIRS) et Public Citizen. Des références précises peuvent être trouvées dans le rapport lui-même, qui est disponible sur le site web de l'IEER (<http://ieer.org/resource/reports/costs-risks-management-disposal/>).

² Voir National Council on Radiation Protection and Measurements. *Evaluation of the Linear-Nonthreshold Dose-Response Model for Ionizing Radiation*. NCRP report n° 136. Bethesda, MD: J4 juin 2001.

³ Pour un résumé de l'historique des limites de doses annuelles admise aux Etats-Unis, voir Énergie et Sécurité n° 15 sur le web : <http://ieer.org/article/energy-security/forgotten-exposures-nuclear-plant/>

⁴ U.S. Dept. of Energy, Office of Environmental Safety and Health. *Radiation protection of the public and the environment*. Order: DOE 5400.5, Washington, DC: 8 février 1990. Section II.1.a.

⁵ Le risque global de cancer par personne-Gray d'exposition pour les femmes, à partir d'une faible dose et d'une irradiation à faible TLE (transfert linéique d'énergie), est estimé à $6,83 \times 10^{-2}$ alors que le risque pour les hommes est de $4,62 \times 10^{-2}$. Dans ce document de recommandations de l'EPA, les risques pour le sein de la femme arrivent au second rang parmi l'ensemble des organes énumérés pour les risques par unité d'exposition et ces derniers dépassent ceux de n'importe quel organe masculin. (Keith F. Eckerman, Richard W. Leggett, Christopher B. Nelson, Jerome S. Puskin, Allan C.B. Richardson. *Cancer Risk Coefficients for Environmental Exposure to Radionuclides: Radionuclide-Specific Lifetime Radiogenic Cancer Risk Coefficients for the U.S. Population, Based on Age-Dependent Intake, Dosimetry, and Risk Models*. Federal Guidance Report N° 13. EPA 402-R-99-001. Oak Ridge, TN: Oak Ridge National Laboratory; Washington, DC: Office of Radiation and Indoor Air, United States Environmental Protection Agency, septembre 1999.)

⁶ Sauf mention contraire, ceci et le reste des recherches référencées dans ce texte renvoient à un certain nombre d'articles de Miller *et al.* publiés entre 1998 et 2003. Pour une bibliographie complète voir les pages 10-13 du rapport de l'IEER sur lequel cet article est basé : *Costs and Risks of Management and Disposal of Depleted Uranium from the National Enrichment Facility Proposed to be Built in Lea County New Mexico by LES*, en ligne à l'adresse : <http://ieer.org/resource/reports/costs-risks-management-disposal/>.

⁷ International Commission on Radiological Protection. *Biological effects after prenatal irradiation (embryo and fetus)*. Annals of the ICRP, v. 33, no. 1–2. ICRP publication 90. Kidlington, Oxford; Tarrytown, NY: Pergamon, 2003.

⁸ On pourra trouver les références pour cette section aux pp. 13–14 du rapport de l'IEER sur le projet LES.

⁹ Sauf mention contraire, on pourra trouver les références pour cette section aux pp. 14–16 du rapport de l'IEER sur

le projet LES.

¹⁰ Wayne Briner et Jennifer Murray, "Effects of short-term and long-term depleted uranium exposure on open-field behavior and brain lipid oxidation in rats." *Neurotoxicology and Teratology*, v. 27 (2005). pp. 135-144.

¹¹ Arrudo-Neto *et al.* "Long-term accumulation and microdistribution of uranium in the bone and marrow of beagle dog." *Int. J. Radiat. Biol.*, vol. 80, no. 8 (2004), pp. 567-575.

¹² Lemercier, *et al.* "Study of uranium transfer across the blood-brain barrier." *Radiation protection dosimetry*, v. 105, nos. 1-4 (2003). pp. 243-245.

¹³ Aux Etats-Unis le terme "caucasian" est utilisé pour identifier la race blanche.

Développez vos connaissances du jargon technique avec le Dr Egghead

Particule alpha

- a) La toute première unité de matière qui a été découverte par le chercheur-philosophe grec Physicles.
- b) La particule dominante vis-à-vis de laquelle les autres particules témoignent leur déférence à travers des gestes ritualisés. Avec une révérence, il permettent à la particule alpha d'être émise en premier.
- c) Le noyau d'un atome d'hélium 4 (avec deux neutrons et deux protons) qui est émis par la décroissance radioactive de nombreux éléments lourds, comme l'uranium 238 et plutonium 239.

Becquerel

- a) Le mâle de la Becquerelle.
- b) Une personne querelleuse. *Le becquerel était tout le temps en train de se chamailler avec nous.*
- c) Une unité de radioactivité égale à la désintégration d'un noyau par seconde, équivalant à environ 27 picocuries.

Biomarqueur

- a) L'odeur laissée par un chien qui marque son territoire.
- b) Argot de librairie pour désigner un marque-page spécialement conçu pour les biographies.
- c) Une caractéristique biologique particulière qui peut être mesurée (par exemple, le taux d'une substance dans le sang, la présence de la mutation d'un gène, ou un changement dans un processus biologique) qui indique une maladie ou un état.

DUF₆

- a) D.U.F. = Degré Ultime de Folie. DUF6 désigne une personne qui fait le fou six fois par jour.
- b) Un habit de taille XXXL. À l'origine un « duffle-coat » de taille 6.

c) Hexafluorure d'uranium appauvri, un sous-produit du processus d'enrichissement de l'uranium. DUF_6 est une forme chimique de l'uranium dont la teneur en isotope 235 a été « appauvrie ».

TLE

- a) Train de ligne du Dr Egghead, le train Amtrak qui permet à Arjun de faire l'aller-retour Washington-New York.
- b) Théorie du ludo-espionnage (TLE), la théorie qui veut que les espions trouvent les informations secrètes par jeu.
- c) Transfert linéique d'énergie, la quantité moyenne d'énergie transférée par un rayonnement à un milieu environnement par unité de longueur de ce milieu. Par exemple, le rayonnement alpha est un rayonnement à TLE élevé parce qu'il crée un transfert d'énergie dans les cellules (ou l'eau ou d'autres matériaux) à un taux élevé par unité de distance ; les photons et les électrons sont des rayonnements à TLE faible.

Rad

- a) Abréviation de « radical » en anglais qui signifie « cool ». Ce que dit le Becquerel quand il rencontre une Becquerelle.
- b) Régime Aqueux Définitif, une méthode révolutionnaire pour maigrir en quelques semaines en ne buvant que de l'eau.
- c) Dose de rayonnement absorbée (radiation absorbed dose), une unité de dose de rayonnement absorbée définie comme un dépôt d'énergie de 100 ergs par gramme de tissu biologique.

Rem

- a) Nouveau type de mémoire informatique (Random Erasure Memory).
- b) Rentabilité énergétique minimum.
- c) Une unité d'équivalent de dose de rayonnement absorbée, qui prend en compte l'efficacité biologique relative (EBR, l'aptitude relative des différents types de rayonnement - particules alpha, rayons-X, etc. - à provoquer des lésions biologiques). La dose en rems est la dose en rads multipliée par l'EBR.

Roentgen

- a) Une société allemande spécialisée dans la location de gènes.
- b) Unité de rayonnement ionisant létal pour des rongeurs pesant un kilogramme. Du nom du chimiste Markus Roentgen, au XIXe siècle, dont le hamster a été tué accidentellement par des rayonnements ionisants alors qu'il s'était faufilé à l'intérieur de son laboratoire.
- c) Une unité de rayonnement gamma mesurée par la quantité d'ionisation dans l'air. Dans un tissu biologique non osseux, un roentgen délivre une dose approximativement égale à un rad.

Équilibre séculaire

- a) En méditation transcendante, le temps nécessaire pour que tout le monde sur terre pense exactement la même chose.
- b) Quand le poids total de tous les croyants dans le monde est égal à celui de tous les incroyants.
- c) Le point auquel l'activité du descendant radioactif (radionucléide fils) équivaut à l'activité du parent. En d'autres termes, quand les mêmes nombres d'atomes de tous les éléments de la série

de décroissance se désintègrent au même rythme.

Synergie

- a) Affection des synergies.
- b) Un système de croyance dans lequel Syn, la déesse scandinave de la vigilance et de la vérité, contrôle la totalité de l'énergie de l'univers.
- c) Combinaison d'activités telle que l'effet est égal ou supérieur à la somme des effets distincts de chacune des activités.

UO₂

- a) Langage SMS pour dire qu'on a eu son examen à l'oral de rattrapage.
- b) Un groupe de rock très célèbre dont le chanteur est presque devenu le président de la Banque mondiale.
- c) Dioxyde d'uranium, une des formes chimiques dans lesquelles l'UF₆ appauvri peut être transformé avant évacuation. À la différence de l'U₃O₈ (voir plus loin), l'UO₂, avec une taille de particule plus petite et plus uniforme, peut être mis sous la forme d'une céramique plus adaptée à une gestion à long terme.

U₃O₈

- a) Langage SMS pour dire qu'on s'est pris une note minable à l'examen.
- b) Nouvelle génération d'Ovnis qui utiliseront les nouveaux réacteurs qui sont mis au point secrètement dans l'Idaho.
- c) Oxyde d'uranium, une des formes chimiques dans lesquelles l'UF₆ appauvri peut être transformé avant évacuation.

Faites correspondre chacun des 5 termes suivant avec sa définition correcte :

- | | |
|-----------------|--|
| 1) Cytotoxique | a) Causant ou contribuant à des mutations génétiques. |
| 2) Mutagène | b) Toxique pour les cellules. |
| 3) Neurotoxique | c) Toxique spécifique aux follicules pileux. |
| 4) Tératogène | d) Causant une tumeur. |
| 5) Tumorigène | e) À l'origine d'un développement anormal de l'embryon, c-à-d de malformations congénitales. |
| | f) Promoteur de l'ovulation. |
| | g) Portant atteinte au système nerveux, notamment au cerveau et aux autres cellules nerveuses. |

N'allez plus bas que si vous êtes prêt à voir les réponses !

Réponses : c, c;
1. b; 2. a; 3. g; 4. e; 5. d.

[Énergie et Sécurité No. 32 Index](#)
[Énergie et Sécurité Index](#)
[IEER page d'accueil](#)



L'Institut pour la Recherche sur l'Énergie et l'Environnement

Envoyez vos impressions à la rédactrice en chef, *Énergie et Sécurité*: [annie\[at\]ieer.org](mailto:annie[at]ieer.org)
Takoma Park, Maryland, USA

(La version anglaise de ce numéro, *Science for Democratic Action* v. 13, no. 2, a été publiée en juin 2005.)

Mise en place décembre 2005