

URANIUM APPAUVRI ET ANCIENS COMBATTANTS CANADIENS

Bilan de l'exposition possible et de ses effets sur la santé

**Rapport rédigé à l'intention
du ministre des Anciens Combattants**

par le
Comité consultatif scientifique sur la santé
des anciens combattants

Janvier 2013

REMERCIEMENTS

Le Comité remercie les nombreuses personnes qui ont contribué d'une façon ou d'une autre à la production du présent rapport.

Nous souhaitons remercier en particulier M^{me} Jacinta Keough pour le travail inestimable de secrétariat et de soutien organisationnel qu'elle a réalisé depuis le tout début de nos travaux, ainsi que le D^r Jim Thompson pour tous les efforts qu'il a déployés afin de chercher et de nous fournir les documents de référence dont nous avons besoin pour accomplir notre tâche.

Nous voulons aussi exprimer notre gratitude aux anciens combattants qui ont pris le temps de communiquer avec nous, qui nous ont suggéré des documents que nous puissions examiner ou qui ont témoigné devant nous.

AU SUJET DES AUTEURS

Le présent rapport a été rédigé par le Comité consultatif scientifique sur la santé des anciens combattants, à la demande du ministre des Anciens Combattants du Canada. Ce comité se compose de cinq experts reconnus à l'échelle mondiale, dont deux sont des anciens combattants.

Docteure Claire Infante-Rivard, MD, PhD

La D^{re} Claire Infante-Rivard est professeure au Département d'épidémiologie, de biostatistique et de santé au travail de l'Université McGill. Elle est l'auteure de quelque 200 articles publiés dans des revues à comité de lecture. Dans le cadre de ses recherches, elle s'est principalement intéressée à la santé environnementale et aux déterminants génétiques du cancer chez les enfants et des issues défavorables de la grossesse. Il a aussi mené des recherches dans le domaine de la santé environnementale. Ses activités de recherches ont été financées grâce à des subventions accordées par bon nombre des principaux organismes de recherche sur la santé nationaux et provinciaux du Canada. Elle a été évaluatrice dans divers comités de financement de la recherche du Canada, des États-Unis, d'Angleterre, de France et de Nouvelle Zélande, en plus d'agir régulièrement comme lectrice critique d'articles scientifiques publiés dans des revues prestigieuses. Elle fait aussi partie d'un consortium international de recherche sur la leucémie infantile. La D^{re} Infante-Rivard est titulaire d'un diplôme de médecine de l'Université de Montréal, d'une maîtrise en hygiène publique (administration sanitaire) de l'Université de la Californie, Los Angeles (UCLA) et d'un doctorat en épidémiologie et en biostatistique de l'Université McGill.

Colonel (ret) Kurt Kroenke, MD, MACP

Le D^r Kurt Kroenke porte le titre de Chancellor's Professor of Medicine à l'Université de l'Indiana, exerce la médecine au Roudebush VA Medical Center et est chercheur au Regenstrief Institute et au VA Center of Excellence for Implementing Evidence-Based Practice d'Indianapolis, en Indiana. Il a aussi servi pendant 20 ans dans le United States Army Medical Corps. Le D^r Kroenke s'intéresse depuis longtemps à l'évaluation et au traitement des symptômes physiques et psychologiques, notamment la douleur, la dépression et l'anxiété, et il a dirigé plusieurs essais cliniques dans ces domaines. Au cours de sa carrière, le D^r Kroenke a été en poste à divers endroits des États-Unis, dont neuf ans passés au Walter Reed Army Medical Center, à Washington, D.C. Le D^r Kroenke a obtenu son diplôme de médecine de la School of Medicine de l'Université Washington, à St. Louis, au Missouri.

Major-général (ret) Pierre Morisset, CMM, CD, MD, MHA - (Président du Comité)

Le D^r Pierre Morisset est un ancien Chef du Service de santé qui a commencé sa carrière militaire comme pilote dans l'Aviation royale du Canada en 1961. Il a ensuite fait des études de médecine à l'Université d'Ottawa, puis, après avoir obtenu son diplôme, a servi à titre de médecin militaire à temps plein dans les Forces canadiennes, en particulier dans les domaines des soins primaires et de la médecine de l'aviation. Il a ensuite obtenu une maîtrise en gestion de la santé, après laquelle il s'est vu confier des

responsabilités de plus en plus importantes dans les domaines de la formation, des opérations et de la recherche médicales, y compris une affectation à l'étranger comme médecin-chef du commandement pour les Forces canadiennes en Europe. Il a été nommé Chef du Service de santé en 1992. Une fois à la retraite, le Mgén Morisset a œuvré dans le secteur public comme directeur médical d'une organisation de santé régionale au Québec. Il est maintenant consultant à temps partiel.

Monsieur Cameron Mustard, DSc

Monsieur Cameron Mustard est président et chercheur principal à l'Institute for Work & Health et professeur à l'École de santé publique Dalla Lana de l'Université de Toronto. Il est également membre du conseil consultatif de la recherche de la Commission de la sécurité professionnelle et de l'assurance contre les accidents du travail de l'Ontario et a déjà reçu une bourse de scientifique des Instituts de recherche en santé du Canada. Ses champs d'intérêt actuels en recherche comprennent les milieux de travail et la santé, l'organisation et la prestation des services de santé, de même que l'adéquation et l'équité des programmes de sécurité du revenu en cas d'invalidité. M. Mustard a reçu une formation doctorale en épidémiologie, en politiques sanitaires et en sciences du comportement de la School of Hygiene and Public Health de l'Université Johns Hopkins.

Madame Dorothy Pringle, OC, RN, PhD, FCAHS

Madame Dorothy Pringle est professeure émérite à l'Université de Toronto, où elle a été doyenne des sciences infirmières de 1988 à 1999. Elle est également membre de l'Académie canadienne des sciences de la santé et a été nommée Officier de l'Ordre du Canada en 2008. Elle a fait partie de plusieurs comités d'évaluation de la recherche par les pairs, et ses recherches ont porté entre autres sur la qualité de vie des personnes âgées ayant une déficience cognitive, en particulier celles qui vivent dans un établissement de soins de longue durée, et de leurs aidants familiaux. Elle a obtenu son doctorat en sciences infirmières à l'Université de l'Illinois et a reçu le prix Jeanne-Mance de l'Association des infirmières et infirmiers du Canada pour sa contribution au domaine des soins infirmiers tout au long de sa carrière.

Remarque 1 : Le D' Morisset est l'actuel Colonel Commandant du Service de santé des Forces canadiennes. Le titulaire de ce poste honorifique conseille le Chef du Service de santé sur des questions relatives à l'histoire, au patrimoine et à l'esprit de corps. Il ne s'occupe pas de questions administratives ou opérationnelles.

Remarque 2 : Les opinions exprimées dans le présent rapport sont celles des membres du Comité et ne se veulent pas le reflet des opinions ou des politiques des organisations auxquelles les membres du Comité sont associés.

AU SUJET DES EXAMINATEURS

Une version précédente du présent rapport a été revue par trois scientifiques de réputation internationale. Nous leur avons demandé de nous dire, en toute franchise et objectivité, s'ils estimaient que le rapport était clair, exact, cohérent et complet. Nous leur avons aussi demandé de nous suggérer des moyens de l'améliorer.

Dans la mesure du possible, leurs recommandations ont été intégrées dans le rapport; nous ne leur avons toutefois pas transmis la présente version révisée avant sa diffusion.

Nous souhaitons exprimer notre gratitude aux personnes suivantes pour leur précieuse contribution :

M. Eric Daxon : Battelle Memorial Institute (États-Unis)

M. Dominique Laurier : Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (France)

M. Nicholas Priest : Énergie atomique du Canada limitée

TABLE DES MATIÈRES

Sommaire	1
I. Introduction	4
II. Effets de l'uranium et de l'uranium appauvri sur la santé	6
III. Évaluation de l'exposition du personnel des Forces canadiennes	12
IV. Recherche concernant les effets de l'uranium sur la santé des populations civiles	16
V. Résumé des preuves concernant les effets sur la santé du déploiement dans des théâtres où de l'uranium appauvri a été utilisé	24
VI. Conclusions	33
Bibliographie	34
<i>Annexes</i>	
<i>A. Évaluation et modélisation du risque</i>	44
<i>B. Travailleurs des usines de traitement de l'uranium et des usines de production d'engrais phosphatés : études épidémiologiques</i>	46
<i>C. Travailleurs des usines de traitement de l'uranium et des usines de production d'engrais phosphatés : cancers</i>	49
<i>D. Travailleurs des usines de traitement de l'uranium et des usines de production d'engrais phosphatés : affections non cancéreuses</i>	53
<i>E. Comparaison des doses de rayonnement et limites chez l'humain</i>	54
<i>F. Symptômes chroniques se manifestant par suite de conflits armés</i>	55
Acronymes et définitions	57

SOMMAIRE

Bien que les nombreuses recherches menées à ce jour laissent croire que l'exposition à l'uranium appauvri (UA) ne pose pas de risque majeur pour la santé, certains anciens combattants canadiens n'en demeurent pas moins préoccupés. C'est pourquoi le ministre des Anciens Combattants a demandé à un comité indépendant, le Comité consultatif scientifique sur la santé des anciens combattants, de procéder à un examen approfondi des publications scientifiques sur l'UA en vue d'évaluer la probabilité que des militaires canadiens présentent des effets néfastes pour la santé attribuables à l'UA.

L'uranium est un élément radioactif qui existe sous différentes formes (isotopes). Il est présent naturellement dans les aliments et l'eau à des concentrations qui ne sont pas jugées nocives pour la santé. L'UA est un sous-produit de l'enrichissement de l'uranium naturel, procédé qui permet d'utiliser ce dernier pour la production d'énergie nucléaire. Comparativement à la partie enrichie, l'UA n'est pas fissile, est beaucoup moins radioactif et est beaucoup plus dense. Cette dernière propriété fait de l'UA un produit utile dans des applications civiles (contrepois) et militaires (blindages et obus perforants).

Les obus à l'UA traversent facilement les cibles dures (véhicules blindés et chars d'assaut), comme on a pu le voir lors de la guerre du Golfe et du conflit des Balkans. Le Canada n'a jamais utilisé d'obus à l'UA lors de conflits. Lorsque l'obus frappe sa cible, de petites particules d'UA se forment et peuvent être inhalées ou ingérées par les militaires se trouvant à proximité. De plus, les gros fragments peuvent se loger dans le corps. Une fois à l'intérieur du corps, l'UA peut provoquer des effets toxicologiques qui se manifestent rapidement (principalement au niveau des reins) et des effets radiologiques plus lents (principalement au niveau des poumons et des ganglions lymphatiques adjacents).

Avant d'attribuer un quelconque effet nocif à l'UA, il faut confirmer l'exposition à cet élément. Malheureusement, il est actuellement impossible de mesurer avec précision la quantité d'UA à laquelle un militaire a pu être exposé sur le champ de bataille. La seule exception est une cohorte de militaires des États-Unis qui ont été victimes de tirs fratricides pendant la guerre du Golfe, qui ont encore des fragments d'UA implantés dans le corps et qui font depuis l'objet d'une surveillance étroite.

Le Comité a examiné les scénarios de déploiement des militaires canadiens dans les théâtres où des armes à l'UA ont été utilisées. La seule situation attestée dans laquelle des militaires canadiens auraient pu subir une exposition importante à l'UA est l'incendie qui s'est déclaré au Camp Doha en 1991.

L'exposition peut cependant être estimée indirectement, par exemple en mesurant les concentrations d'UA dans l'urine, méthode employée couramment par le Canada et ses alliés. Les simulations au moyen de tirs réels (par les États-Unis, le Royaume-Uni et la

France) et la modélisation se sont aussi révélées des méthodes fiables pour estimer l'exposition.

Pour mieux comprendre les effets néfastes de l'UA sur la santé, le Comité a examiné les nombreuses études menées auprès de civils (travailleurs des mines d'uranium et des usines de traitement de l'uranium) qui ont subi une exposition professionnelle de longue durée à l'uranium. Même s'il s'agit d'expositions à l'uranium plutôt qu'à l'UA, elles fournissent néanmoins de bonnes mesures de substitution, étant donné que la voie d'exposition (inhalation) est similaire, tout comme les effets toxicologiques. Comme la radioactivité de l'UA est de 40 % inférieure à celle de l'uranium, les éventuels effets radiologiques seraient quant à eux surestimés.

Le Comité a également examiné avec soin les études sur l'incidence du cancer et sur la mortalité menées par plusieurs pays de l'OTAN auprès de leurs militaires déployés à des endroits où des armes à l'UA ont été utilisées.

À l'issue de son examen attentif des données, de ses consultations et de ses délibérations, le Comité en est arrivé aux conclusions suivantes :

- 1) L'uranium appauvri peut être nocif pour la santé humaine en raison de ses effets chimiques et radiologiques.
- 2) Dans le contexte militaire, les personnes qui risquaient le plus d'être exposées à l'UA sont celles qui se trouvaient à bord ou à proximité d'un véhicule frappé par un tir fratricide; qui ont pénétré dans un tel véhicule en feu ou qui se trouvaient à proximité; qui se trouvaient près d'un incendie dans lequel des munitions à l'uranium brûlaient; qui ont participé à des opérations de récupération de véhicules endommagés; ou qui ont participé à des opérations de nettoyage de sites contaminés.
- 3) Il est peu probable que des militaires canadiens aient été exposés à des concentrations d'uranium appauvri qui pourraient représenter un danger pour leur santé.
- 4) Les études de cohortes militaires n'attestent pas de manière constante que des effets néfastes pour la santé puissent être attribués à l'uranium appauvri.
- 5) Les études menées dans des populations civiles plus vastes davantage exposées à l'uranium (travailleurs des secteurs de la production et du traitement de l'uranium) et suivies pendant de longues périodes n'apportent pas de preuves solides de l'existence d'effets néfastes pour la santé.
- 6) Notre conclusion selon laquelle l'exposition à l'uranium n'est pas associée à un effet important ou fréquent sur la santé concorde avec les conclusions d'autres groupes d'experts.

7) À la suite d'un déploiement ou d'un conflit armé, de nombreux anciens combattants présentent des symptômes persistants qui, bien qu'ils ne soient pas associés à l'exposition à une substance en particulier, tel l'uranium appauvri, peuvent causer beaucoup de souffrance et faire l'objet d'un traitement efficace.

I. INTRODUCTION

Renseignements généraux

Utilisé pour la première fois à des fins militaires pendant la guerre du Golfe en 1991 et par la suite pendant le conflit des Balkans et en Iraq, l'uranium appauvri (UA) serait, de l'avis de certains, responsable d'un certain nombre de symptômes et de maladies observés ultérieurement chez les anciens combattants de ces conflits.

Les travaux de recherche approfondis menés dans de nombreux pays et entrepris par nombre d'organismes internationaux concernant les effets possibles de l'uranium sur la santé, et plus récemment de l'UA, n'ont toutefois pas permis de mettre fin à la controverse. Étant donné que certains anciens combattants canadiens sont toujours préoccupés par les effets indésirables que l'exposition à l'UA pourrait avoir sur leur santé, le ministre des Anciens Combattants a confié le mandat suivant à son Comité consultatif scientifique sur la santé des anciens combattants (un comité indépendant) :

- a) examiner et résumer la documentation scientifique publiée ayant trait aux effets de l'uranium appauvri sur la santé humaine et évaluer la solidité des preuves de lien de causalité;
- b) évaluer l'information concernant l'exposition possible du personnel militaire canadien à l'uranium appauvri.

L'uranium est présent dans la croûte terrestre depuis sa formation. Il est également présent en quantités variables dans la roche, le sol, l'air et l'eau. L'air que nous respirons, l'eau que nous buvons et les aliments que nous mangeons contiennent de l'uranium, si bien que ce dernier est décelable dans l'organisme de tous les êtres humains. L'uranium ne remplit aucune fonction métabolique dans le corps humain.

L'uranium naturel est un élément faiblement radioactif qui existe sous plusieurs formes, appelées isotopes, possédant chacune des caractéristiques radiologiques qui leur sont propres, mais les mêmes propriétés chimiques. À titre d'exemple, l'uranium 238 (^{238}U), l'isotope le plus abondant (plus de 99 %), est le moins radioactif parce que sa période radioactive est la plus longue, laquelle se chiffre en millions d'années. L'uranium 235 (^{235}U), à l'inverse des autres isotopes de l'uranium, est fissile, ce qui veut dire qu'il peut être amené à libérer une quantité énorme d'énergie en vue de son utilisation dans les centrales nucléaires et les armes nucléaires. Toutefois, comme l'uranium naturel renferme très peu (moins de 1 %) de ^{235}U , il faut augmenter la proportion de cet isotope pour pouvoir utiliser l'uranium dans la production d'énergie (sauf dans le cas de quelques réacteurs, tel le CANDU, qui utilisent de l'uranium naturel) ou la fabrication d'armes nucléaires. L'enrichissement – nom donné à ce processus – fait appel à diverses techniques de centrifugation qui visent à obtenir un uranium ayant une teneur en isotope fissile de 3 %, proportion qui convient à l'utilisation dans les centrales nucléaires. L'uranium « de qualité militaire » doit avoir une concentration bien plus

élevée en isotope fissile (plus de 70 %). Plus la proportion de ^{235}U augmente pendant l'enrichissement et plus celle de ^{238}U diminue. L'uranium restant après séparation de la fraction enrichie est appelé uranium appauvri. On l'appelle ainsi parce qu'il a été débarrassé de sa fraction fissile et ne peut donc être utilisé pour produire de l'énergie nucléaire ni fabriquer des armes nucléaires. L'UA est par ailleurs 40 % moins radioactif que l'uranium naturel, lui-même considéré comme étant faiblement radioactif selon les normes internationales.

Comme l'UA est l'une des matières les plus denses connues, il a de nombreuses applications civiles, notamment dans la protection contre le rayonnement en médecine, dans l'équipement de forage et comme contrepoids dans les avions et les navires. Il a également deux grandes applications militaires : une application défensive dans le blindage des véhicules de combat comme les chars d'assaut, et une application offensive dans les munitions perforantes. L'UA est utilisé dans un type d'obus antiblindage connu sous le nom de perforateur à longue tige. Ces perforateurs, qui ont sensiblement la forme d'une flèche, sont tirés à très haute vitesse et traversent les véhicules blindés en raison de leur énergie cinétique et de leur masse. Dans les obus à l'UA, la tige est faite d'UA solide. L'UA est beaucoup plus efficace que les autres matériaux en raison de sa forte densité et d'une propriété qui permet à la tige de s'auto-affûter lorsqu'elle passe au travers du blindage. Les pénétrateurs faits d'autres matériaux s'émoussent lorsqu'ils pénètrent leur cible. La pénétration produit de très fines particules d'UA qui s'enflamment spontanément et, en refroidissant, produisent des particules contenant de l'UA.

Les obus à l'UA ne doivent pas être confondus avec ce qu'on appelle généralement les « ogives nucléaires ». Contrairement aux obus classiques, les obus à l'UA ne contiennent aucune charge explosive. Cela ne signifie pas pour autant que les particules d'UA libérées après la pénétration de ces obus sont sans danger.

Méthodologie de l'étude

Le Comité, qui réunit des spécialistes dans les domaines scientifique, médical et militaire, a adopté trois principes directeurs dès le départ : l'ouverture d'esprit, l'exhaustivité et la clarté dans la communication.

Le Comité a donc invité les anciens combattants à lui faire part de leurs commentaires et à exprimer librement leurs inquiétudes par courrier électronique à une adresse réservée à cette fin. Les commentaires ainsi recueillis ont été pris en considération lors de l'examen. Les anciens combattants qui ont exprimé le souhait d'être entendus par le Comité ont par ailleurs été invités à le faire, sans avoir à en assumer personnellement les coûts, en se faisant accompagner par le spécialiste de leur choix s'ils le désiraient.

Les critères d'inclusion/d'exclusion de notre recension des écrits étaient souples et s'ajoutaient à ceux utilisés lors des recensions exhaustives de grande envergure réalisées antérieurement. En plus des articles publiés soumis à une évaluation par les pairs qui décrivaient des études menées chez l'humain (non pas chez les animaux),

nous avons examiné d'autres documents qui, à notre sens, nous permettraient d'approfondir notre compréhension de la question. Au nombre de ces rapports figuraient les rapports de l'Ombudsman de la Défense nationale et de la Commission d'enquête sur la Croatie ainsi que d'autres rapports rédigés par le Chef du Service de santé. Nous avons également examiné d'autres documents tels ceux produits par l'Organisation du Traité de l'Atlantique Nord (OTAN), la Commission internationale de protection radiologique (CIPR), l'Union européenne, l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), les Nations Unies, l'Agency for Toxic Substance and Disease Registry (ATSDR) ainsi que les rapports de la série *Biological Effects of Ionization Radiation* (BEIR). Des personnes possédant une expertise particulière dans des domaines clés ont également été invitées à se présenter devant le Comité.

Enfin, le rapport succinct que nous avons nous-mêmes produit a été rédigé dans un langage scientifiquement correct, mais accessible aux personnes que le sujet intéresse et qui ne sont pas nécessairement des scientifiques, et a été soumis à un examen indépendant. Nous avons choisi de ne pas utiliser les mêmes catégories d'association que celles employées dans plusieurs rapports précédents et avons préféré formuler nos conclusions dans des termes précis qui ne laissent aucune place à l'ambiguïté.

II. EFFETS DE L'URANIUM ET DE L'URANIUM APPAUVRI SUR LA SANTÉ

Voies de pénétration de l'uranium et de l'uranium appauvri dans le corps humain

Comme nous l'indiquions dans l'introduction, l'uranium est largement, mais non uniformément, répandu dans l'environnement. Il est présent à l'état de traces dans de nombreux aliments, surtout les légumes racines, et sa concentration est d'environ 1,5 microgramme (μg) par litre d'eau (ICRP, 1975). La quantité moyenne estimative consommée chaque jour par la population dans les aliments se situe entre 1 et 2 μg (ICRP, 1975), mais varie considérablement selon le lieu de résidence. Ainsi, les personnes qui tirent leur eau potable d'un puits alimenté par l'eau provenant de fissures dans le substrat rocheux ingéreront sans doute des quantités relativement plus importantes d'uranium que celles qui consomment de l'eau de surface, par exemple l'eau d'un lac (IOM, 2000). En moyenne, la quantité totale d'uranium présente dans l'organisme est de 56 μg , la majeure partie étant stockée dans le squelette (soit 32 μg ou 56 %), puis dans le tissu musculaire (11 μg), le tissu adipeux (9 μg) et le sang (2 μg) ainsi que dans les poumons, le foie et les reins, qui renferment chacun moins de 1 μg d'uranium (Roth *et al.*, 2001). Seulement 2 % environ de l'uranium ingéré passe du tube digestif à la grande circulation et est ensuite excrété dans l'urine. Le reste transite par le tube digestif sans être absorbé et est éliminé dans les selles en l'espace de quelques jours (Roth *et al.*, 2001). Il y a donc, en tout temps, une quantité mesurable d'uranium dans le sang et l'urine de tout être humain, et son excrétion peut servir à déterminer la quantité d'uranium incorporée par un individu donné (Roth *et al.*, 2001).

En raison de leur emploi, les travailleurs des mines d'uranium et des usines de traitement de l'uranium sont exposés à des concentrations plus élevées de cet élément (accolé à des particules de poussière) que l'individu moyen. Si ces travailleurs inhalent

les particules de poussière, ou, moins fréquemment, s'ils ingèrent par inadvertance de la poussière d'uranium par transfert main-bouche, l'uranium pénètre dans leur organisme. La technologie utilisée dans les mines et les usines de traitement s'est améliorée au fil du temps, aussi la quantité de poussières d'uranium à laquelle les travailleurs sont exposés a-t-elle sensiblement diminué (IOM, 2000). La Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) fixe les normes industrielles qui précisent le seuil d'exposition maximal pour les travailleurs canadiens. Ces normes, qui déterminent la limite de dose tolérable, sont établies à la lumière de données radiologiques provenant d'un éventail de sources, dont des études menées chez l'animal, des modèles physiologiques humains et des études menées auprès de la cohorte de la population japonaise exposée à la bombe atomique. La limite de dose professionnelle à vie reconnue est de 1 sievert (Sv), mais elle ne doit pas dépasser en moyenne 20 mSv par année pendant cinq ans ou 50 mSv dans la même année. La limite de dose tolérable pour la population générale est en revanche plus stricte. D'après les caractéristiques du préjudice associé à la radioexposition telles qu'elles ont été définies, la limite pour les populations civiles a été établie à 1 mSv par année. Au-delà de cette limite, il convient de prendre des mesures de protection (Butler et Cool, 2010).

Dans les mines d'uranium souterraines, le risque pour la santé le plus important est attribué à l'inhalation de radon, un gaz noble radioactif, inodore et incolore, présent naturellement en tant que sous-produit de la désintégration de l'uranium. Contrairement à ce dernier, le radon n'est pas faiblement radioactif, sa période radioactive étant nettement plus courte que celle de l'uranium. L'exposition au radon et à sa descendance s'est soldée par une augmentation des taux de cancer du poumon chez les mineurs, augmentation attribuée à tort à l'uranium dans les études initiales. Le contrôle des poussières et l'amélioration de la ventilation dans les mines et les installations de traitement de l'uranium ont permis d'écarter une grande partie de ce danger (IOM, 2000).

De nombreux travaux de recherche ont évalué les effets de l'uranium sur la santé des mineurs et des travailleurs des usines de traitement. Il est question de ces travaux dans une autre section du rapport.

Effets de l'uranium et de l'uranium appauvri sur la santé

La toxicité de l'uranium et de l'UA comporte à la fois une dimension chimique et une dimension radiologique. L'UA est moins radioactif que l'uranium, mais les deux s'équivalent sur le plan chimique. Quatre facteurs influent sur la probabilité d'un préjudice associé à l'uranium et à l'UA : la dose, la durée de l'exposition, la solubilité des particules d'uranium ou d'UA qui sont ingérées ou inhalées et, dans ce dernier cas, l'inhalabilité de la substance. L'UA peut être incorporé dans l'organisme par inhalation, ingestion, contamination de plaies ou pénétration de fragments. L'inhalation est la voie préoccupante pour les militaires canadiens. La forme chimique, la quantité inhalée, la taille des particules d'UA inhalées et la région de l'appareil respiratoire où elles se déposent sont d'autres facteurs déterminants du risque de lésions (IOM, 2008). Les grosses particules n'atteignent pas les poumons, mais se logent dans les voies nasales

ou dans l'espace trachéo-bronchique de la gorge d'où elles gagnent le pharynx par transport mucocillaire pour être éliminées dans les selles après ingestion. Ce sont les petites particules qui représentent la plus grande menace parce qu'elles sont capables d'atteindre les régions plus profondes des poumons, notamment les bronchioles terminales et les alvéoles ainsi que les ganglions lymphatiques (ICRP, 1994; IOM, 2000). Il est important de souligner que les travaux de recherche menés auprès de travailleurs des usines de traitement de l'uranium estiment qu'entre 1 % et 5 % seulement des particules d'uranium inhalées atteignent les poumons (Davies, 1961).

L'uranium forme des composés solubles et des composés insolubles avec d'autres éléments, dont l'oxygène et le fluor. Il existe trois degrés de solubilité ou de dissolution : rapide (type F pour *fast*), intermédiaire (type M pour *moderate*) et lente (type S pour *slow*). Les composés les plus solubles, c'est-à-dire les composés de type F (fluorure d'uranyle $[\text{UO}_2\text{F}_2]$, tétrachlorure d'uranium $[\text{UCl}_4]$, hexafluorure d'uranium $[\text{UF}_6]$ et hexahydrate de nitrate d'uranyle $[\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}]$) sont absorbés relativement rapidement à partir des poumons (généralement en l'espace de quelques heures, ou de quelques jours tout au plus). Ils sont également absorbés dans le sang à partir du tube digestif avant d'être éliminés par les reins. Les composés de type M comprennent le trioxyde d'uranium (UO_3), le tétrafluorure d'uranium (UF_4) et l'acétate d'uranyle ($\text{UO}_2(\text{CH}_3\text{CO}_2)_2$). Ces composés ne sont pas aussi solubles que les précédents et il faut parfois compter plusieurs semaines avant qu'ils se dissolvent et soient absorbés dans le sang. Les composés les moins solubles, les composés de type S, sont le dioxyde d'uranium (UO_2), le peroxyde d'uranium (UO_4) et l'octaoxyde de triuranium (U_3O_8). Ces composés peuvent prendre plusieurs années avant de devenir solubles et d'être absorbés dans le sang (NRC, 2008). Il a été établi que les composés plus solubles étaient plus toxiques pour les reins parce que leur concentration dans le sang et les reins s'élève rapidement, tandis que les oxydes moins solubles exposent les poumons et les ganglions lymphatiques à une dose de rayonnement plus importante en raison de la plus longue durée d'exposition (NRC, 2008). La solubilité influence la durée de l'exposition. Les composés solubles sont éliminés plus rapidement de l'organisme; en revanche, les composés qui restent dans l'organisme, par exemple ceux qui sont présents dans les éclats d'obus, entraînent une exposition du tissu environnant nettement plus longue, pouvant parfois durer des années (McDiarmid, 2012). L'inhalabilité est fonction de la taille des particules inhalées. Les particules de grande taille n'atteignent pas les poumons, mais les microparticules présentes dans les poussières sont capables de pénétrer en profondeur dans les poumons, où elles peuvent causer des lésions plus importantes (Gulf Link, 2012).

Effets radiologiques de l'uranium appauvri

Sur le plan radiologique, l'UA utilisé dans les armes est habituellement 40 % moins radioactif que l'uranium naturel, lui-même classé parmi les éléments faiblement radioactifs. Les trois principaux isotopes qui constituent l'UA sont néanmoins radioactifs, l'uranium 234 (^{234}U) l'étant le plus et l'uranium 238 (^{238}U) l'étant le moins (voir le tableau 1). Outre ces trois isotopes, l'UA contient de l'uranium 236 (^{236}U) et d'autres éléments tels que le plutonium, l'américium et le technétium à l'état de traces.

Ces éléments ajoutent peu à la radioactivité globale de l'UA et ne sont pas considérés comme un danger pour la santé.

Tableau 1. Comparaison des isotopes de l'uranium naturel et de l'uranium appauvri

Isotope	Radioactivité	Uranium naturel	Uranium appauvri
	µCi/g	Concentration des isotopes	Concentration des isotopes
²³⁴ U	6 200,0	0,0058 %	0,001 %
²³⁵ U	2,2	0,72 %	0,2 %
²³⁸ U	0,33	99,28 %	99,8 %
Radioactivité relative		1	0,6

(Santé Canada, 2008)

La menace radiologique que représentent l'uranium et l'UA pour la santé humaine est attribuable au transfert, par le rayonnement ionisant, d'une quantité d'énergie suffisante pour modifier la structure des molécules à l'intérieur des cellules, notamment leur ADN. Les lésions subies peuvent dépasser la capacité d'autoréparation de la cellule. Ces lésions peuvent entraîner la mort des cellules ou l'apparition d'un cancer et, si les cellules reproductrices sont atteintes, des mutations génétiques (NRC, 2008). Les isotopes de l'uranium et de l'UA émettent des particules alpha, des particules bêta et des photons. La majorité des particules sont des particules alpha, mais, même si elles constituent une forme de rayonnement ionisant, elles sont incapables de pénétrer la couche externe de la peau. Elles ne posent donc un risque radiologique que si elles s'introduisent dans l'organisme (NRC, 2008). Le risque radiologique associé à l'UA inhalé est l'apparition d'un cancer du poumon causé par le rayonnement alpha. Toutefois, d'après les estimations, il faut au moins 10 ans d'exposition, voire davantage, avant que ce risque ne se concrétise (IOM, 2000; IOM, 2008). L'UA ingéré, par opposition à l'UA inhalé, ne pose aucun risque radiologique sérieux puisqu'il est rapidement excrété (NRC, 2008).

Le NRC (2006) a conçu un modèle mathématique pour évaluer le risque de cancer découlant de l'exposition au rayonnement. Ce modèle dose-réponse linéaire sans seuil laisse croire que le risque augmente avec la dose de rayonnement et la durée de l'exposition. L'interprétation du modèle amène à conclure qu'aucune exposition n'est sans risque et que le risque augmente proportionnellement à la durée de l'exposition. Le Committee on Gulf War and Health de l'IOM (2008) appuie l'utilisation de ce modèle pour déterminer le risque pour les populations, mais a choisi de ne pas l'appliquer pour évaluer le risque individuel. Même si son modèle peut servir à évaluer le risque de cancer, le comité du NRC a souligné qu'il ne s'applique pas aux effets autres que le cancer. Bien que des maladies autres que le cancer, notamment des maladies cardiovasculaires, aient été associées à l'exposition à de fortes doses de rayonnement dans des populations, par exemple les survivants de l'explosion des bombes atomiques au Japon, les données sont insuffisantes pour mesurer le risque, s'il existe, de l'exposition à de faibles doses, c'est-à-dire des doses inférieures à 100 mSv (NRC,

2006). Peu de recherches ont été menées sur l'exposition à de faibles doses, et les données disponibles sont trop peu nombreuses pour qu'il soit possible de tirer des conclusions au sujet des effets sur la santé de telles expositions.

Effets toxicologiques de l'uranium appauvri

Comme il est mentionné précédemment, bien que l'uranium soit plus radioactif que l'UA, ces deux substances sont chimiquement identiques. À l'instar des autres métaux lourds comme le plomb, le mercure et le plutonium, l'uranium est chimiquement toxique (Roth *et al.*, 2001); par conséquent, l'UA l'est également. Les trois isotopes contenus dans l'uranium et l'UA sont tout aussi toxiques sur le plan chimique (McDiarmid, 2012). Qu'il soit inhalé ou ingéré, l'UA finit par être excrété en majeure partie dans l'urine et les selles. Comme nous l'avons déjà mentionné, la rapidité de l'excrétion dépend en grande partie de la solubilité des composés en présence. Le rein est l'organe le plus à risque de lésions en raison du rôle qu'il joue dans l'élimination de l'uranium du sang et dans son excrétion. Ce processus entraîne l'accumulation d'uranium dans l'épithélium des tubules rénaux. Or, cette accumulation peut provoquer la mort des cellules épithéliales et l'atrophie des parois tubulaires en quelques jours d'exposition intense. Des changements glomérulaires sont également observés. Ces changements se soldent par une diminution de la réabsorption du glucose, du sodium et des acides aminés dans le sang et donc par une glycosurie et une protéinurie (TRS, 2002; IOM, 2008). La gravité des lésions dépend de la concentration d'uranium. Une seule inhalation de 8 mg d'uranium soluble est considérée comme la valeur-seuil de la toxicité rénale passagère, laquelle correspond à des changements totalement réversibles. Des lésions irréversibles sont possibles dès 40 mg (Roth *et al.*, 2001). Il reste beaucoup à apprendre sur l'association entre la concentration d'uranium dans l'urine et les symptômes cliniques, même si de nombreuses études ont été menées chez l'animal pour mieux comprendre les mécanismes qui sous-tendent les lésions rénales pouvant être causées par l'uranium.

Scénarios d'exposition

Les applications civiles et militaires de l'UA sont nombreuses. Dans la vie civile, ces applications passent généralement inaperçues pour la plupart des gens, et rares sont ceux qui connaissent l'UA par son nom. Ce n'est que dans les circonstances fâcheuses que le grand public en vient à prendre conscience de son utilisation. L'une de ces circonstances concerne l'usage d'UA comme contrepois dans les avions. Cet usage n'a pas la moindre incidence sur la santé humaine, sauf si l'avion s'écrase et prend feu, ce qui entraîne la combustion de l'UA. C'est ce qui s'est produit non loin d'Amsterdam en octobre 1992, lorsqu'un Boeing 747-258F s'est écrasé sur deux immeubles à logements situés à proximité de la piste d'atterrissage de l'aéroport de Schiphol (TRS, 2002; Bijlsma *et al.*, 2008). Les membres de l'équipage et de nombreux locataires des immeubles à logements ont perdu la vie par suite de l'écrasement et de l'incendie qui a suivi. Les pompiers et la police sont intervenus immédiatement pour éteindre l'incendie et prêter assistance aux victimes. Ces travailleurs couraient donc un risque nettement plus élevé d'exposition à l'UA que les résidents du voisinage. L'épave a été transférée

dans un hangar pour être inspectée et inventoriée par des travailleurs. L'aéronef transportait 282 kg d'UA sous forme de contrepoids, dont seuls 130 kg ont été récupérés (TRS, 2002). Les experts ont supposé que le reste s'était consumé dans l'incendie, ce qui laissait envisager la possibilité que des particules d'oxyde d'uranium aient été produites et se soient dispersées dans la poussière et la fumée, pour être ensuite inhalées ou ingérées. Comme cette possibilité préoccupait les sauveteurs et les personnes ayant travaillé dans le hangar, une étude a été entreprise en 2000 pour évaluer les effets sur leur santé découlant de leur intervention dans cette tragédie. Au total, 2 499 travailleurs ont participé à cette étude, et les résultats ont montré que les concentrations d'uranium n'étaient pas sensiblement plus élevées chez ces travailleurs que chez les sujets du groupe témoin non exposé. L'étude n'a pas non plus mis en évidence la présence d'UA dans leur organisme (Bijlsma *et al.*, 2008).

Les militaires peuvent également être en contact avec de l'UA dans l'exercice de leurs fonctions. En raison de sa densité, l'UA est un matériau précieux pour l'armement. Il entre dans la fabrication du blindage de certains chars d'assaut, protégeant les occupants des tirs de l'ennemi parce que la plupart des munitions sont incapables de le traverser. Il entre également dans la fabrication d'obus pour augmenter la capacité de ces derniers de pénétrer dans les véhicules, comme les chars d'assaut. Normalement, l'UA ne constitue une menace pour le personnel militaire que si le projectile à l'UA atteint une cible suffisamment dure pour provoquer la fragmentation de l'UA, son inflammation spontanée et la formation de poussières contenant des particules d'UA. Ces poussières peuvent être inhalées ou ingérées par les militaires ou par toute personne se trouvant à proximité du point d'impact. Les formes les plus fréquentes d'uranium observées après le tir de munitions à l'UA sont les oxydes d'uranium (UO_2 , UO_3 et U_3O_8). Il faut cependant souligner que les aérosols produits par l'impact d'un obus perforant à l'UA sur le blindage contiennent non seulement de l'UA, mais également des métaux qui étaient présents dans la cible.

De nombreux pays dont les militaires pourraient avoir été exposés à l'UA ont mené des études après les déploiements pour déterminer si les militaires avaient subi des effets indésirables durables. Ces travaux seront décrits et analysés en détail plus loin dans le présent rapport.

Résumé

Parce qu'il est largement répandu dans l'eau et le sol, l'uranium est présent dans l'organisme de tout être humain. Même si la quantité varie en fonction du lieu de résidence et de l'alimentation, dans la plupart des endroits, elle est tellement infime qu'elle ne nuit pas à la santé humaine. Cependant, dans le cadre de leur travail, certains groupes de personnes sont régulièrement exposés à des concentrations d'uranium nettement supérieures à celles observées dans la population générale. Sauf en de rares circonstances, cette exposition à long terme n'a aucun effet néfaste sur leur santé.

III. ÉVALUATION DE L'EXPOSITION DU PERSONNEL DES FORCES CANADIENNES

L'objectif général d'une étude épidémiologique est de déterminer si l'exposition à un agent, en l'occurrence l'UA, est associée à la survenue de certains effets néfastes pour la santé. Pour que l'UA présente un risque pour la santé humaine, il faut que des particules contaminées soient incorporées par inhalation, ingestion ou contamination de plaies. Nous examinerons en détail les effets chimiques et radiologiques néfastes pour la santé qui résultent d'une telle exposition dans d'autres sections du présent rapport. Nous nous concentrerons ici sur le paramètre « exposition » de l'équation.

Si l'exposition peut être mesurée avec précision dans le cadre d'études rigoureusement contrôlées chez l'animal, ce n'est pas le cas chez l'humain, et ce, pour une foule de raisons, à commencer par des raisons éthiques. Aussi imparfaites soient-elles, les études épidémiologiques réalisées chez l'humain donnent une idée approximative mais scientifiquement juste de l'exposition à l'uranium chez des personnes ou des groupes de personnes qui travaillent dans d'autres secteurs que les forces armées, tels les travailleurs des usines de traitement de l'uranium, les populations qui résident à proximité de ces usines et les employés des centrales nucléaires. Même si ces personnes ont subi une exposition prolongée à l'uranium et non à l'UA, les résultats peuvent être extrapolés dans une certaine mesure puisque les effets chimiques de ces deux formes d'uranium sont similaires. Il en va de même des effets radiologiques, à la seule différence que ces effets sont moindres, car l'UA est moins radioactif que l'uranium.

Les enjeux immédiats qui prévalent sur le champ de bataille font obstacle à une mesure directe et fiable de l'exposition. Pratiquement tous ceux qui ont mené des études sur l'UA dans le contexte militaire ont été confrontés à cette limite gênante. Il existe néanmoins une exception : la cohorte de militaires américains qui ont été exposés à l'UA et qui continuent de l'être parce que des fragments d'obus à l'UA attribuables à des tirs fratricides pendant la guerre du Golfe sont toujours logés dans leur corps. Ce groupe fait l'objet d'un suivi étroit depuis lors, ce qui a permis aux chercheurs de dégager des conclusions très intéressantes concernant les effets de l'UA chez l'humain. Il sera question de ces effets dans une section ultérieure du présent rapport.

De précieuses données sur l'exposition ont également été recueillies par certaines forces de l'OTAN dans le cadre d'expériences contrôlées ayant consisté à tirer des obus à l'UA sur des véhicules militaires inoccupés pour mesurer la quantité de particules d'UA générée dans diverses conditions (voir l'annexe A).

On a distingué divers niveaux d'exposition sur le champ de bataille pour disposer d'un cadre de référence standard. Ces niveaux sont les suivants :

Niveau I : Militaires qui étaient présents dans ou sur un véhicule au moment où celui-ci a été frappé par un obus perforant à l'UA et première équipe d'intervention à avoir pénétré dans le véhicule immédiatement après l'impact.

Niveau II : Personnes qui ont travaillé à l'intérieur du véhicule pendant de longues périodes bien après l'impact.

Niveau III : Toute autre personne qui peut s'être trouvée en aval des impacts ou des incendies, qui s'est trouvée brièvement à l'intérieur d'un véhicule contaminé ou qui a été exposée à des particules remises en suspension provenant d'un sol contaminé.

Avant d'aborder la question du risque couru par les militaires canadiens exposés à l'UA, il peut être utile de fournir quelques renseignements de nature générale.

Les Forces canadiennes n'utilisent pas de munitions à l'UA dans leurs chars d'assaut ou aéronefs. Quelques navires ont bel et bien été équipés de telles munitions (système Phalanx) pendant une brève période, mais, à l'exception de tirs d'essai en haute mer, elles n'ont jamais été utilisées au combat. Comme l'ont confirmé les spécialistes ayant témoigné devant nous, l'entreposage de ces munitions à bord des navires était fait de façon sécuritaire afin d'éliminer tout risque pour la santé du personnel des navires.

Aucun des ennemis auxquels ont été confrontées les forces de la coalition dans les conflits où des militaires canadiens étaient déployés n'utilisait d'armes à l'UA.

Les combats engagés pendant la guerre du Golfe ont eu lieu entre janvier et février 1991. Le Canada ne s'est pas engagé à fournir des troupes terrestres de combat pour participer à cette bataille brève mais décisive pendant laquelle des munitions à l'UA ont été abondamment utilisées par les véhicules blindés américains et britanniques. La principale présence canadienne sur le terrain pendant la guerre terrestre était un hôpital de campagne mis sur pied pour venir en aide à la division blindée britannique. Cet hôpital se situait néanmoins à bonne distance au sud du champ de bataille, soit à environ 80 kilomètres au sud de la frontière iraquienne, en Arabie saoudite.

Après la guerre (avril 1991), un groupe comptant quelque 290 sapeurs de combat canadiens a participé à une mission des Nations Unies (UNIKOM) visant à éliminer les mines terrestres et à établir des postes d'observation dans la zone démilitarisée le long de la frontière entre l'Iraq et le Koweït. Ces militaires étaient basés au Camp Doha, non loin de la ville de Koweït, à côté du complexe américain où des chars blindés à l'UA étaient prêts à intervenir en cas de contre-offensive iraquienne. Un incendie accidentel s'est déclaré dans le complexe et certains militaires canadiens y ont pénétré pour prêter main-forte au tout début de l'incendie. L'armée américaine a par la suite procédé à une analyse exhaustive de l'exposition (Scherpelz *et al.*, 2000), que le Comité a soigneusement examinée. Il a été établi qu'aucun oxyde d'UA n'avait été libéré dans l'air pendant les premières heures ayant suivi le début de l'incendie, la chaleur n'ayant pas grimpé suffisamment pour que les munitions s'enflamment. Autrement dit, le risque que les militaires canadiens ayant pénétré dans le complexe au tout début de l'incendie aient été contaminés par l'UA était faible. Ces militaires pourraient en revanche avoir

été exposés à d'autres contaminants liés à l'incendie. Le risque de contamination par des particules aéroportées en aval a été soigneusement évalué et on a conclu que, étant donné la direction du vent et le faible taux de particules d'UA inhalables qui ont été libérées dans l'air, l'exposition des militaires canadiens a, tout au plus, été de niveau III, niveau qui ne s'avère pas être nocif. Le niveau d'exposition le plus élevé au Camp Doha (niveau II) n'a pas été observé chez les militaires canadiens, mais l'a été chez certains membres du personnel américain qui ont participé aux opérations de nettoyage du complexe, menées plusieurs semaines plus tard.

La seule enquête canadienne sur l'incident du Camp Doha, soit un rapport de l'Ombudsman de la Défense nationale (Ombudsman DF/FC, 2006), ne portait pas expressément sur les causes de maladie. Il y était bel et bien indiqué que certains militaires interrogés s'inquiétaient d'avoir été exposés à divers contaminants, mais l'UA n'était pas expressément mentionné. Il est intéressant de noter que l'Ombudsman a constaté « l'absence d'un registre contenant les noms de tout le personnel déployé dans un théâtre d'opérations particulier ». Bien que l'exposition des militaires au Camp Doha ait été jugée trop faible pour avoir des effets néfastes sur la santé, le personnel médical du Chef du Service de santé a néanmoins examiné attentivement le dossier médical de chacun des militaires en 2001, après que les médias canadiens eurent évoqué la possibilité qu'il y ait un nombre accru de maladies chez les anciens combattants du Camp Doha. Bien qu'aucune hausse anormale de la mortalité ou de la morbidité n'ait été décelée pendant cet examen, des lettres signées par le Chef du Service de santé ont été envoyées à chacun des militaires pour leur expliquer la situation, les rassurer au sujet du risque et les inviter à signaler à leur médecin tout problème de santé qui aurait pu ne pas être relevé pendant l'examen de leur dossier médical. Il semblerait qu'aucune réponse n'ait été reçue.

Étant donné qu'il s'agit du groupe de militaires canadiens dont le risque d'exposition à l'UA est le plus élevé, le Comité a envisagé de mener une étude de couplage de données portant expressément sur la mortalité et l'incidence du cancer dans cette cohorte. Il a néanmoins renoncé à son projet à la recommandation d'autres scientifiques, notamment des statisticiens de Statistique Canada, parce qu'une telle étude aurait eu une valeur scientifique limitée en raison du faible nombre de sujets et de l'existence de variables confusionnelles.

Contrairement à la guerre du Golfe, le conflit des Balkans n'était pas une guerre de blindés et aucun obus de gros calibre n'a été tiré par les forces de la coalition durant ce conflit. Des obus à l'UA de petit calibre ont néanmoins été tirés par l'aéronef américain A-10 sur les positions renforcées et les véhicules ennemis. Nombre de ces obus sont restés intacts, car ils ont raté leur cible ou ont traversé des véhicules ennemis légèrement blindés pour ensuite se loger profondément dans le sol.

Comme l'OTAN conserve les coordonnées de largage des A-10, il est possible de les comparer aux positions des troupes canadiennes. Le Comité a jugé que cette démarche présenterait un intérêt limité, compte tenu de la nature incomplète des renseignements de l'OTAN et de l'incapacité de localiser avec précision, dans le temps

et dans l'espace, les formations canadiennes et encore moins chacun de leurs membres.

Comme l'ennemi n'utilisait pas d'armes à l'UA dans les théâtres d'opérations où des troupes canadiennes ont été déployées et que l'on n'a jamais signalé que des troupes canadiennes avaient été touchées par des tirs fratricides, les particules contaminées par l'UA remises en suspension dans l'air auraient constitué la seule autre source d'exposition possible, de la même manière que chez les populations civiles. Plusieurs études environnementales approfondies ont été menées à ce sujet par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) et son équipe d'experts internationaux en Bosnie-Herzégovine, en Serbie, au Monténégro et au Kosovo (UNEP, 2003; UNEP, 2001; UNEP, 2002). Elles sont parvenues à la même conclusion, à savoir que, à l'exception des personnes ayant pris part aux opérations de nettoyage de terrains ou de véhicules fortement contaminés et des enfants ayant joué dans ces véhicules pendant de longues périodes, la population civile n'a pas été exposée à des concentrations d'UA pouvant avoir un effet nocif sur la santé. Le Comité scientifique des risques sanitaires et environnementaux (CSRSE) de la Commission européenne est arrivé essentiellement à la même conclusion à l'issue de son étude de 2009 sur l'UA (SCHER, 2010).

Une étude de 2002 ayant évalué la concentration d'uranium dans l'urine des anciens combattants des Forces canadiennes déployés dans le Golfe et dans les Balkans (Ough *et al.*, 2002) a conclu que cette concentration était comparable à celle de la population civile canadienne exposée à des quantités d'uranium environnemental normales et sans danger. Aucune trace d'UA n'a été décelée dans l'urine des sujets à l'étude. Des études similaires ont été menées par de nombreux pays de l'OTAN auprès de leurs populations militaires respectives : Royaume-Uni (UK DUOB, 2007; Bland, 2007); Allemagne (Oeh *et al.*, 2002); États-Unis (Squibb et McDiarmid, 2006; Dorsey, 2009); France (Cazoulat *et al.*, 2008); Belgique (Hurtzgen, 2001); Italie (Ministero della Difesa, 2002); et Suède (Sandström, 2001). Toutes sont arrivées aux mêmes conclusions. Les études américaines sont intéressantes parce qu'elles portaient notamment sur des anciens combattants ayant subi une forte exposition confirmée par inhalation et les anciens combattants qui avaient toujours des fragments d'UA implantés. Les seules concentrations élevées d'uranium dans l'urine ont été observées chez les militaires qui avaient toujours des fragments implantés. Chez tous les autres, les concentrations étaient similaires à celles mesurées dans la population générale.

Pour ce qui est des conflits plus récents, aucune arme à l'UA n'a été utilisée par l'un ou l'autre camp en Afghanistan, où des militaires canadiens sont intervenus activement pendant plus de dix ans. Des armes à l'UA ont bel et bien été utilisées en Iraq, mais les troupes canadiennes n'ont pas été déployées dans ce conflit.

Résumé

À l'exception de la cohorte de militaires américains ayant essuyé des tirs fratricides pendant la guerre du Golfe, le Comité n'a trouvé aucune preuve que des militaires des forces alliées aient été directement et expressément exposés à l'UA. Dans le cas du

personnel militaire canadien, quelques militaires canadiens ont été exposés à l'UA pendant l'incendie survenu au Camp Doha, mais à des concentrations jugées trop faibles pour avoir exercé des effets indésirables sur la santé. Ces militaires ont par ailleurs pu inhaler d'autres substances durant cet incendie, de sorte qu'il est très difficile d'attribuer un quelconque effet à l'UA en particulier. Des études de grande envergure reposant sur des analyses d'urine et visant à évaluer rétrospectivement l'exposition antérieure à l'UA ont mis en évidence des concentrations comparables à celles observées dans les populations civiles normales.

À la lumière de ces données, le Comité juge qu'il est peu probable que des militaires canadiens aient été exposés à des concentrations d'UA jugées nocives pour la santé.

IV. RECHERCHE CONCERNANT LES EFFETS DE L'URANIUM SUR LA SANTÉ DES POPULATIONS CIVILES

L'effet de l'uranium a été étudié dans des populations civiles de travailleurs des mines et des usines de traitement de l'uranium ainsi que de travailleurs des usines de production d'engrais phosphatés renfermant de l'uranium. Le résumé, l'analyse et les conclusions de ces études et de revues systématiques réalisées sur des sous-groupes de ces études figurent ci-dessous. Notre rapport ne traite pas des recherches concernant les effets sur la santé de l'uranium présent dans l'eau de boisson, car cette voie d'ingestion de l'uranium n'a que peu de relation avec l'exposition possible des militaires canadiens à l'UA. Cependant, ce sujet a fait l'objet d'une étude par Canu (2011).

Recherche sur les travailleurs des mines et des usines de traitement de l'uranium

A. Travailleurs des mines

Plusieurs études épidémiologiques ont été menées sur la santé des travailleurs des mines d'uranium. Dans les études réalisées aux États-Unis, au Canada et en Tchécoslovaquie, le taux de mortalité par cancer du poumon était significativement plus élevé chez les mineurs que dans les groupes témoins de sujets ne travaillant pas dans les mines. Ainsi, une étude cas/témoins menée auprès de 9 817 mineurs du plateau du Colorado qui ont été suivis de 1960 à 1980 a mis en évidence une forte association positive entre l'extraction de l'uranium et le risque de cancer du poumon. Le risque relatif (RR) de cancer du poumon chez les mineurs qui comptaient plus de 11 années d'exposition souterraine s'établissait à 8,5. Autrement dit, la probabilité que ces personnes développent un cancer du poumon était 8,5 fois plus élevée que dans la population non exposée à l'uranium pendant son extraction (Saccamano *et al.*, 1986). Au Canada, les études menées en Saskatchewan, dans les Territoires du Nord-Ouest et en Ontario ont donné des résultats similaires (IOM, 2000).

Bien que de nombreuses mesures aient été prises au fil du temps pour améliorer les conditions de travail dans les mines d'uranium, des études récentes montrent que le

risque de cancer pour les travailleurs des mines demeure plus élevé que celui des populations n'exerçant pas un tel travail qui ont servi de groupes de comparaison. Tirmarche *et al.* (2012) ont conclu qu'une exposition chronique de plus de 10 ans, l'âge au moment de l'exposition et l'interaction entre le tabagisme et le radon contribuent à ce risque excédentaire. Qui plus est, le principal facteur en cause est le rayonnement émis par le radon dans les mines, l'uranium ne contribuant que peu à l'apparition du cancer du poumon.

B. Travailleurs des usines de traitement de l'uranium

Contrairement aux travailleurs des mines d'uranium, les travailleurs des usines de traitement de l'uranium ne sont pas exposés au radon. En ce qui les concerne, le risque vient de l'inhalation de poussières auxquelles sont accolés des composés d'uranium. Trois revues systématiques des études épidémiologiques ayant évalué les risques pour la santé chez des ouvriers américains, britanniques et égyptiens travaillant dans des usines de traitement et d'enrichissement de l'uranium, une usine de fabrication d'armes nucléaires et une usine de production d'engrais phosphatés de Floride ont été réalisées. La plupart des usines de traitement de l'uranium transforment le minerai d'uranium pour produire de l'octaoxyde de triuranium (U_3O_8 ou *yellow cake* [gâteau jaune]) qui est acheminé vers les installations d'enrichissement où il est transformé en hexafluorure d'uranium (UF_6), lequel entre dans la fabrication du combustible pour les réacteurs nucléaires. Les ouvriers des usines qui produisent des engrais sont exposés à l'uranium parce que des roches phosphatées ayant une forte teneur en uranium naturel et des solutions résiduelles issues de la production du combustible nucléaire et renfermant de l'uranium sont utilisées pour la fabrication de ces engrais (WISE, 2012). Ces études sont pertinentes au regard du présent examen des risques associés à l'UA parce que, contrairement aux mineurs, ces travailleurs n'ont pas été exposés au radon, si bien que s'ils ont subi des effets néfastes pour leur santé, il est plus probable que ces effets soient attribuables à l'uranium. Le type d'exposition qui les concerne est l'inhalation de poussières auxquelles étaient accolés des composés d'uranium, ce qui se compare à l'exposition du personnel militaire ayant pris part aux opérations de nettoyage dans les zones de combat. Étant donné que l'uranium et l'UA sont identiques sur le plan chimique, ces mêmes effets pourraient être observés dans les populations exposées à l'UA. Comme les études menées chez les travailleurs d'usines de traitement de l'uranium pourraient mettre en lumière des menaces possibles pour la santé des militaires exposés à l'UA, les travaux de recherche réalisés auprès de ces travailleurs font l'objet d'un examen plus approfondi dans le présent rapport.

Les trois revues systématiques ont porté sur des sous-groupes de 27 études, au total, menées auprès de travailleurs d'usines de traitement de l'uranium, d'usines de production d'engrais phosphatés et d'une usine de fabrication d'armes nucléaires. Ces revues ont permis d'évaluer les points forts et les points faibles des plans de recherche, de déterminer les intervalles de confiance associés aux effets observés, de résumer les enseignements dégagés de l'ensemble de ces études et de tirer des conclusions. La présente section s'intéresse plus particulièrement aux évaluations de la qualité des

études, aux effets sur la santé inclus et aux conclusions auxquelles les auteurs sont parvenus.

La première des revues systématiques a été réalisée par le Committee on Health Effects Associated with Exposures During the Gulf War (comité chargé d'évaluer les effets sur la santé de l'exposition à diverses substances pendant la guerre du Golfe) de l'Institute of Medicine des États-Unis (IOM, 2000). Il a porté sur douze études américaines menées auprès de travailleurs d'usines de traitement de l'uranium (annexe B, études 1-3, 5-7, 11, 13, 14, 16, 17, 27). Ce rapport comprenait une description détaillée des tâches accomplies par les travailleurs dans chaque installation et précisait la taille des cohortes concernées, le nombre moyen d'années de travail des employés dans ces installations, le nombre moyen d'années de suivi lorsqu'il était disponible, l'exposition des travailleurs au rayonnement, les méthodes analytiques utilisées, les points forts et les limites de chaque étude ainsi qu'une analyse de la solidité des preuves relatives à l'association entre un effet sur la santé et l'exposition à l'uranium, maladie par maladie (IOM, 2000). Les maladies en question comprenaient le cancer du poumon, les lymphomes et le cancer des os ainsi que les affections rénales, neurologiques ou respiratoires non cancéreuses. Les auteurs ont évalué tout un éventail d'autres maladies, mais ces évaluations reposaient sur des rapports de cas et non sur des études épidémiologiques menées dans des populations de travailleurs. Cette revue était la seule à inclure une étude cas/témoins (Dupree *et al.*, 1995). Comme l'échantillon de cette étude et celui de trois autres études du groupe (Ritz, 1999; Checkoway *et al.*, 1988; Frome *et al.*, 1990) se chevauchent, les résultats ne peuvent pas être interprétés de manière indépendante. La robustesse de l'analyse dose-réponse et l'estimation détaillée des expositions individuelles constituent les points forts de cette étude cas/témoins (IOM, 2000).

Une deuxième revue systématique a été entreprise par le Committee on Gulf War and Health (comité sur la guerre du Golfe et la santé) de l'Institute of Medicine dont le rapport, intitulé *Updated Literature Review of Depleted Uranium*, est paru en 2008. Ce comité a examiné un plus grand nombre d'études, soit 25 (annexe B, 1-13, 16-27), portant sur des travailleurs de diverses installations situées aux États-Unis, au Royaume-Uni et en Égypte. Il s'agit de la revue la plus exhaustive des trois non seulement en ce qui a trait au nombre d'installations et aux types de cancers et d'affections non cancéreuses qui ont été évalués, mais également pour ce qui est des renseignements fournis au lecteur concernant les points forts et les limites de chacune des études. La troisième revue systématique a également été publiée en 2008 et a été réalisée par deux comités du National Research Council des États-Unis : le Committee on Toxicologic and Radiologic Effects from Exposure to Depleted Uranium During and After Combat (comité d'évaluation des effets toxicologiques et radiologiques de l'exposition à l'uranium appauvri pendant et après le combat) et le Committee on Toxicology (comité de toxicologie). Ces comités se sont concentrés sur 14 études (annexe B, 3-5, 7-8, 11, 14-16, 18-19, 21-22, 25), et toutes, sauf une, ont également été incluses dans la revue réalisée en 2008 par le comité de l'IOM. Cette revue fournit de l'information sur un vaste éventail de cancers, mais c'est également celle qui fournit le moins d'information sur la qualité des études évaluées.

Dans chacune des trois revues, une attention considérable a été portée aux facteurs qui influencent la qualité des études, notamment à un facteur essentiel : la *méthode employée pour mesurer l'exposition*. Quatre méthodes de mesure ont été identifiées par les comités de l'IOM en 2000 et en 2008. Ces méthodes, par ordre décroissant de rigueur, sont les suivantes : mesure directe au moyen de dosimètres individuels, modélisation de l'exposition cumulative à partir des antécédents de travail, classification des travailleurs selon l'exposition maximale, et absence de mesure de l'exposition. Les études où l'accès aux dosimètres individuels des travailleurs était possible étaient les plus nombreuses (10), mais, dans bon nombre d'entre elles, seule une partie des travailleurs disposaient de dosimètres.

Le *recours à des groupes de comparaison* est un autre facteur important qui influence la qualité (IOM, 2000). La majorité des études de cohorte prises en compte ont utilisé le rapport standardisé de mortalité (RSM), c'est-à-dire les taux de mortalité dans la population d'âge apparié du pays où l'étude était menée (groupe de comparaison). Le RSM sert à comparer le nombre de décès observés dans une population au nombre de décès prévus. Il se calcule en multipliant par 100 le rapport du nombre de décès observés au nombre de décès attendus. Si le RSM est de 100, cela signifie que le taux de mortalité en question est le même que le taux de mortalité prévu. Un nombre supérieur à 100 indique un taux de mortalité supérieur au taux prévu, tandis qu'un nombre inférieur à 100 indique le contraire. Lorsque le RSM s'accompagne d'un intervalle de confiance (IC) à 95 % ou d'une valeur p égale ou inférieure à 0,05, il permet au lecteur de déterminer la probabilité que le taux de mortalité se situe dans la plage indiquée. Ainsi, un RSM de 105 avec un IC à 95 % de 80 à 110 signifie que 95 % du temps, le taux de mortalité dans la population visée se situe entre 80 et 110 et que, comme le RSM se situe dans cette plage, il n'est pas exceptionnel et ne diffère pas d'une manière significative de celui observé dans l'ensemble de la population.

Les auteurs du rapport de l'IOM publié en 2000 soulignent qu'il convient de tenir compte de « l'effet du travailleur en bonne santé » lors de l'interprétation des résultats. Un RSM inférieur à 100 peut s'expliquer par la probabilité que les personnes qui travaillent soient en meilleure santé que les membres du groupe auquel ils sont comparés et affichent globalement des taux de mortalité inférieurs. La méthode privilégiée consiste à comparer la cohorte étudiée à d'autres groupes de la même organisation dont les niveaux d'exposition, en l'occurrence à l'uranium, sont différents. Les auteurs de cette revue précisent néanmoins que même cette méthode pourrait ne pas permettre d'éviter le problème de l'inadéquation des groupes de comparaison si d'autres variables confusionnelles telles que le tabagisme et la durée d'exposition peuvent différer et posséder une puissance explicative plus grande que les seules différences d'exposition. Une autre méthode consiste à calculer le rapport des taux standardisés (RTS), qui utilise les niveaux envisagés dans les analyses multivariées et prend en considération la valeur d'autres variables confusionnelles pour comparer des groupes présentant des niveaux d'exposition différents. Dans leurs études, Ritz (1999), Hadjimichael *et al.* (1983), Dupree *et al.* (1995), Frome *et al.* (1990) et Checkoway *et al.* (1988) ont eu recours à cette méthode.

Le troisième facteur important qui contribue à la qualité est le *suivi de la cohorte pendant une période suffisante*, c'est-à-dire assez longue pour permettre à l'effet sur la santé étudié de se manifester. Le cancer en est un bon exemple. La période de latence de la plupart des cancers étant d'au moins 10 ans, les cancers qui se sont manifestés dans les cohortes de ces études en moins de 10 ans auraient dû être éliminés avant de calculer le RSM afin d'obtenir un résultat plus exact (IOM, 2000). Si certaines études indiquent le nombre moyen d'années de suivi, la plupart d'entre elles décrivent uniquement le nombre d'années pendant lesquelles les ouvriers ont travaillé et le moment où le suivi a cessé, de sorte qu'il n'a pas été possible de déterminer la durée moyenne du suivi des travailleurs visés. Un quatrième facteur est la *taille de l'échantillon*. L'échantillon doit en effet comprendre un nombre suffisant de personnes suivies pendant une période assez longue pour posséder la puissance statistique nécessaire au calcul de RSM.

L'annexe B fournit de l'information sur les installations où les études ont été réalisées, sur les études qui ont été examinées, sur le nombre de travailleurs pris en compte dans l'analyse, sur le plan d'étude, sur la dose de rayonnement et sur les années de suivi.

Les annexes C et D présentent les résultats des études examinées, les RSM et les intervalles de confiance à 95 % pour les cancers et les maladies autres que le cancer, respectivement. L'information contenue dans ces tableaux est tirée des tableaux 8-1 à 8-13 du rapport de l'IOM (2008, p. 190-229) et des tableaux 5.2 et 6.4 du rapport du NRC (2008, p. 61-62, 78-80).

À la lecture de l'annexe B, il est difficile de ne pas être frappé par les données limitées fournies dans nombre des études au sujet de la dose de rayonnement reçue par les travailleurs et les années de suivi, deux critères de qualité essentiels. Même lorsque la dose de rayonnement a été mesurée au moyen de dosimètres, elle n'est souvent disponible que pour une partie de la population étudiée. En revanche, le nombre d'études est substantiel, la taille de la population dans de nombreuses études est assez importante pour donner à l'étude la puissance statistique nécessaire, et les RSM et leur intervalle de confiance sont disponibles pour toutes les études de cohorte.

Analyse des résultats pour le cancer (d'après les rapports de 2008 de l'IOM et du NRC)

Cancer du poumon

Vingt-trois des études ont examiné l'association entre l'exposition à l'uranium et le cancer du poumon. Certaines d'entre elles ont fait état d'un RSM statistiquement plus élevé et d'autres non. Les études dont la méthodologie était la plus rigoureuse n'ont mis en évidence aucune association. Le comité de l'IOM a conclu que [TRADUCTION] « les études examinées ne fournissent pas de données constantes permettant de conclure que l'exposition à l'uranium [...] naturel aurait un effet sur l'incidence du cancer du poumon » (IOM, 2008, p. 172). Vu les limites de nombreuses études, le comité a néanmoins recommandé de poursuivre la surveillance afin de déceler une association possible entre l'uranium et le cancer du poumon. L'étude cas/témoins menée par Dupree *et al.* (1995) ne fait état d'aucune association entre une dose de rayonnement pulmonaire cumulative allant jusqu'à 25 cGy (mSv) étalée sur 10 ans et la mortalité par cancer du poumon. Il y est également précisé que les cas au-delà de ce niveau d'exposition étaient trop peu nombreux pour qu'il soit possible de tirer des conclusions. De même, aucune association n'a été établie entre l'exposition externe et les décès par cancer, sauf chez les travailleurs âgés de 45 ans ou plus au moment de leur embauche. Les auteurs ont noté que le statut à l'égard du tabagisme n'était pas connu pour tous les travailleurs, ce qui pourrait influencer sur les résultats.

Leucémie

Vingt-deux des 23 études portant sur la leucémie font état de hausses ou de baisses non significatives du risque associé à l'exposition à l'uranium. Le seul résultat significatif indique une réduction de la leucémie, mais l'étude concernée (Boice *et al.*, 2003) présente des failles majeures. Le comité (IOM, 2008) n'a pas recommandé la tenue d'autres études sur l'association entre la leucémie et l'uranium.

Lymphomes (maladie de Hodgkin et lymphome non hodgkinien)

Parmi les 13 études ayant évalué le risque de maladie de Hodgkin, certaines faisaient état d'une hausse du risque, d'autres, d'une baisse du risque et d'autres encore, d'un risque égal (IOM, 2008). Au total, 24 études ont examiné l'association entre le lymphome non hodgkinien et l'uranium. La plupart des résultats signalent un risque non augmenté ou un risque réduit. Le comité a conclu à l'absence de données solides et constantes témoignant d'un lien entre l'uranium et le lymphome. Il a néanmoins recommandé de poursuivre les recherches pour évaluer l'association, car il est établi que l'uranium s'accumule dans les ganglions lymphatiques (IOM, 2008).

Autres cancers : os, rein, vessie, cerveau et système nerveux central, estomac, prostate, testicule

Une analyse de l'association entre l'uranium et chacun des types de cancer susmentionnés dans les études ayant fait l'objet de la revue systématique de l'IOM (2008) a été réalisée. Le nombre d'études retenues pour chaque évaluation de l'association variait de 12 à 20. Pour chaque type de cancer, le comité de l'IOM est parvenu à la conclusion qu'il existait peu de données constantes indiquant un risque

accru découlant de l'exposition à l'uranium. Le comité n'a pas recommandé de poursuivre l'étude de ces cancers à deux exceptions près. L'une de ces exceptions est le cancer du cerveau et du système nerveux central : comme la répartition entre les résultats indiquant une augmentation du risque et ceux indiquant une diminution du risque dans 14 des études examinées était relativement égale, le comité était d'avis qu'il serait utile de poursuivre les études pour tenter d'obtenir une conclusion plus définitive. L'autre exception est le cancer du testicule. Aucune donnée constante n'établissait un lien entre le cancer du testicule et l'uranium, mais comme ce type de cancer présente un intérêt particulier pour les anciens combattants américains de la guerre du Golfe, le comité de l'IOM (2008) a recommandé d'en poursuivre l'étude. Aucune de ces recommandations ne s'est vu attribuer un niveau de priorité élevé.

Affections non cancéreuses (d'après l'IOM, 2008)

Affections rénales non cancéreuses

Quatorze études ont évalué le risque de néphropathie associé à l'exposition à l'uranium. Quatre d'entre elles ont mis en évidence une surmortalité. Il s'agissait d'études menées dans différents établissements des États-Unis et du Royaume-Uni. Cette augmentation n'était statistiquement significative dans aucune des études. De plus, d'autres hypothèses ont été formulées pour expliquer le risque accru. Trois autres études ont fait état d'un nombre significativement moindre de décès et une autre n'a mis en évidence aucune différence. L'incapacité des chercheurs à isoler les effets de l'uranium de ceux des autres métaux lourds et substances chimiques auxquels les travailleurs ont été exposés est l'une des principales limites de ces rapports. Le comité de l'IOM (2008) a conclu que les résultats de ces études ne fournissaient aucune preuve substantielle d'une association entre l'uranium et [TRADUCTION] « des effets rénaux cliniques importants chez l'humain » (IOM, 2008, p. 182). Toutefois, le comité a également déterminé qu'il ne pouvait exclure la possibilité de tels effets à la suite d'une exposition, quelle qu'en soit l'ampleur. Il a par conséquent recommandé que d'autres études soient réalisées pour évaluer l'association entre l'uranium et les affections rénales non cancéreuses.

Autres affections non cancéreuses : affections respiratoires, neurologiques ou cardiovasculaires

Affections respiratoires

Quatorze études ont évalué les affections respiratoires non cancéreuses. Trois d'entre elles (Pinkerton *et al.*, 2004; Waxweiler *et al.*, 1983; Frome *et al.*, 1990) ont mis en évidence une surmortalité significative parmi les travailleurs du plateau du Colorado et d'Oak Ridge, au Tennessee, mais ces résultats concernaient des travailleurs actifs avant 1955, alors que l'exposition à la poussière, à la silice et au vanadium était plus importante (IOM, 2008). Une étude ultérieure menée par Ritz *et al.* (1999) a révélé une baisse significative du nombre de décès. Le comité (IOM, 2008) a conclu que certaines données laissaient croire que le travail dans une usine de traitement de l'uranium pouvait être à l'origine d'affections respiratoires non cancéreuses, mais que [TRADUCTION] « l'exposition concomitante de ces travailleurs à d'autres substances

toxiques pour l'appareil respiratoire telles que la silice, l'amiante et le vanadium » constituait un facteur de confusion (IOM, 2008, p. 184). En conséquence, il recommande de mener d'autres études pour mieux comprendre l'association entre l'uranium et les affections respiratoires non cancéreuses.

Affections neurologiques ou cardiovasculaires

Les huit études menées sur les affections neurologiques chez les travailleurs des usines de traitement de l'uranium n'ont pas révélé de surmortalité, pas plus que les quatre études ayant évalué l'association entre l'uranium et les affections cardiovasculaires. Ces quatre études ont en fait mis en évidence un nombre inférieur de décès par maladie cardiovasculaire, ce que le comité de l'IOM (2008) a attribué à « l'effet du travailleur en bonne santé ».

C'est sur le rapport de l'IOM (2008) que reposent les résultats dont il est question ici, mais les recommandations cadrent avec les résultats obtenus et les conclusions tirées de façon indépendante par les comités du NRC (2008).

Une autre revue systématique réalisée par Canu *et al.* (2008) sur 18 études de cohorte et cinq études cas/témoins nichées dans une cohorte et dont l'objectif était d'examiner le lien entre l'irradiation interne et le cancer, était affaiblie, comme bien d'autres études, par trois facteurs : une faible puissance statistique, des doses de rayonnement relativement faibles et une évaluation inexacte de l'exposition. Canu et ses collègues ont conclu que le cancer du poumon n'était pas significativement augmenté, mais que, dans certaines des usines de traitement de l'uranium, ils avaient observé une augmentation du cancer des tissus lymphatiques et hématopoïétiques, ainsi que du cancer des voies digestives hautes et des voies respiratoires supérieures, associée à une exposition interne accrue. Ces observations concordent avec les résultats d'une étude antérieure qui avançait que le cancer était associé à la composition en isotopes de l'uranium et à sa solubilité. Une faible solubilité était associée à un risque accru (Canu *et al.*, 2011).

Résumé

Les études menées auprès des travailleurs des mines d'uranium au cours du dernier demi-siècle ont mis en évidence une mortalité élevée, surtout imputable au cancer du poumon. Ces taux de mortalité élevés sont attribués à l'exposition des mineurs au radon, et non à l'uranium. À la lumière des résultats des 27 études effectuées auprès de travailleurs d'usines de traitement de l'uranium et d'autres travailleurs ayant un emploi similaire et ayant fait l'objet d'au moins une des trois revues systématiques de l'IOM et du NRC, nous avons conclu qu'il n'existait aucune preuve constante permettant d'établir que l'exposition à l'uranium augmente les taux de cancer du poumon, des os, du rein, de la vessie, du cerveau/système nerveux central, du testicule ou de la prostate ni les taux de leucémie ou de lymphome. En ce qui concerne les affections non cancéreuses, aucune surmortalité par maladie cardiaque ou neurologique n'a été observée, mais une certaine augmentation du nombre d'affections respiratoires a été mise en évidence, quoiqu'on en ignore la cause exacte. Le comité de l'IOM (2008) a

conclu que, au regard des effets sur la santé ayant fait l'objet de sa revue, l'exposition à l'uranium n'est associée à aucun effet important ou fréquent. Une quatrième revue systématique (Canu *et al.*, 2008) étaye la conclusion selon laquelle aucune donnée actuellement disponible n'établit de lien entre le cancer du poumon et l'exposition interne à l'uranium, bien que certaines données évoquent une association entre l'exposition interne et un risque accru de cancer des tissus lymphatiques et hématopoïétiques ainsi que du cancer des voies digestives hautes et des voies respiratoires supérieures.

V. RÉSUMÉ DES PREUVES CONCERNANT LES EFFETS SUR LA SANTÉ DU DÉPLOIEMENT DANS DES THÉÂTRES OÙ DE L'URANIUM APPAUVRI A ÉTÉ UTILISÉ

Plusieurs rapports consensuels d'experts ont été publiés au cours de la dernière décennie au sujet des effets possibles de l'UA sur la santé du personnel militaire. Au nombre de ces rapports figuraient une revue détaillée et une synthèse des données recueillies par l'Institute of Medicine (2000, 2008), le National Research Council (2008), la Royal Society (2001, 2002), le UK Depleted Uranium Oversight Board (UK DUOB, 2007), l'Organisation mondiale de la Santé (OMS, 2001) et le RAND (Harley, 1999). Collectivement, ces groupes scientifiques indépendants ont conclu que les preuves étaient insuffisantes pour établir un lien entre l'exposition à l'UA et des effets nocifs sur la santé humaine. Notre comité a procédé à un examen indépendant des principales études épidémiologiques de cohorte menées auprès d'anciens combattants ayant pris part à la guerre du Golfe ou au conflit des Balkans. Cet examen est décrit en détail ci-dessous.

Pour notre examen des preuves concernant les effets sur la santé du déploiement lors de la guerre du Golfe ou du conflit des Balkans, nous avons retenu 16 études épidémiologiques de mortalité ou d'incidence. Nous avons également inclus trois études épidémiologiques portant sur un type de cancer en particulier, comme le cancer du testicule (Knocke *et al.*, 1998; Levine *et al.*, 2005), ou sur les hospitalisations réparties selon les grandes catégories diagnostiques (Kang *et al.*, 2009). Dans tous les cas, il s'agissait d'études de cohorte rétrospectives. La méthode de recherche documentaire était basée sur celle employée lors d'une revue récente des études épidémiologiques sur le cancer menées auprès d'anciens combattants de la guerre du Golfe et du conflit des Balkans (Kang *et al.*, 2009). Les résultats de la recherche documentaire obtenus lors de cette revue ont été utilisés, et s'y sont ajoutées les études menées après 2007.

Notre examen exclut les rapports de cas, les études transversales et les études cliniques menées auprès d'anciens combattants hospitalisés, quel que soit le résultat. Elle n'inclut pas les études réalisées auprès d'anciens combattants ayant demandé spontanément de faire l'objet d'une surveillance, à l'exception d'un résumé des conclusions du programme de surveillance médicale mis en place par le Department of Veterans Affairs des États-Unis.

A) Études américaines : guerre du Golfe

Les études américaines (Kang *et al.*, 1996; Kang *et al.*, 2001; Bullman *et al.*, 2005; Young *et al.*, 2010; Gray *et al.*, 1996; Knoke *et al.*, 1998; Levine *et al.*, 2005) portaient sur la mortalité toutes causes confondues et sur la mortalité selon la cause, dont le cancer; certaines études font état de l'incidence du cancer (Young *et al.*, 2010; Knoke *et al.*, 2010; Levine *et al.*, 2005). Dans une étude appartenant à ce groupe, les auteurs se sont servis des hospitalisations réparties selon les grandes catégories diagnostiques comme effet sur la santé (Knoke *et al.*, 1998). Deux des études (Kang *et al.*, 2001; Bullman *et al.*, 2005) étaient axées sur les effets de l'exposition à des agents neurotoxiques à Khamisiyah, en Iraq. Le cancer du testicule était le sujet d'une autre étude (Levine *et al.*, 2005). La première étude a été publiée en 1996 (Kang *et al.*, 1996) et rendait compte du suivi effectué de la fin de la guerre du Golfe jusqu'en septembre 1993; le dernier mois du suivi était décembre 2006 (Young *et al.*, 2010).

La plupart des comparaisons des effets sur la santé ont été établies entre les anciens combattants déployés dans le golfe Persique entre août 1990 et avril 1991 et un échantillon aléatoire composé de militaires en service actif dans la Garde nationale et de réservistes qui ont servi entre septembre 1990 et avril 1991, mais qui n'ont pas été déployés dans le golfe Persique. Chaque groupe comptait, selon l'étude, de 600 000 à 700 000 sujets. Dans certains rapports tirés de cette même étude de référence, seuls les militaires en service actif ont été inclus dans le groupe témoin (Knoke *et al.*, 1998; Levine *et al.*, 2005). La population américaine (taux appropriés pour les ajustements) a également tenu lieu de groupe de comparaison.

Les résultats n'indiquaient aucune augmentation du taux de mortalité toutes causes confondues, du taux de mortalité par cancer ni de l'incidence du cancer parmi les anciens combattants déployés. Certains résultats laissaient néanmoins croire à une augmentation (non statistiquement significative) du risque. Une étude comparative interne menée par Bullman *et al.* (2005) auprès d'anciens combattants déployés lors de la guerre du Golfe a mis en évidence un risque élevé de cancer du cerveau chez les militaires exposés à des munitions chimiques après leur destruction (rapport d'incidence instantanée [RII] ajusté = 1,94; IC à 95 % : 1,12-3,34) et une hausse du risque en cas d'exposition d'au moins 2 jours (RII = 3,26; IC à 95 % : 1,33-7,96). Young *et al.* (2010) ont signalé une augmentation de l'incidence du cancer du poumon : la comparaison entre les anciens combattants de la guerre du Golfe et d'autres anciens combattants a donné un rapport d'incidence proportionnelle (RIP) de 1,15 (IC à 95 % : 1,03-1,29), et la comparaison entre les anciens combattants de la guerre du Golfe et la population américaine générale, un rapport standardisé d'incidence (RSI) du cancer du poumon de 1,09 (0,98-1,20). Les résultats concernant les cancers de l'appareil génital masculin n'étaient pas constants. Gray *et al.* (1996) ont noté une augmentation du nombre d'hospitalisations en raison d'un cancer incident du testicule (RII = 2,12 [1,11-4,02]) parmi les anciens combattants de la guerre du Golfe comparativement aux autres anciens combattants, tandis que Knoke *et al.* (1998) n'ont relevé aucun risque accru de cancer du testicule chez les anciens combattants de la guerre du Golfe sur une période de suivi plus longue. Enfin, Levine *et al.* (2005) ont signalé, après une période de suivi

encore plus longue (jusqu'en 1999), un RIP du cancer du testicule de 1,42 chez les anciens combattants de la guerre du Golfe comparativement aux données du programme SEER (*Surveillance, Epidemiology and End Results*) du NCI, lesquelles signalaient un risque inférieur à 1 (0,84; IC non précisé) parmi les autres anciens combattants. Malgré leur faible signification statistique, ces résultats justifient des recherches plus approfondies.

Ces études sont les plus vastes jamais réalisées auprès d'anciens combattants de la guerre du Golfe, et la plupart d'entre elles ont été très bien menées. Le pourcentage de sujets perdus de vue était d'environ 11 % et était similaire entre les anciens combattants de la guerre du Golfe et les autres anciens combattants non déployés. Bien que les comparaisons n'aient pas fait l'objet de tous les ajustements nécessaires pour tenir compte de l'ensemble des facteurs de confusion possibles, les principaux facteurs (âge, sexe, etc.) ont été pris en considération. Les comparaisons entre anciens combattants (anciens combattants de la guerre du Golfe et autres anciens combattants non déployés) et les comparaisons internes (anciens combattants exposés et non exposés) sont plus informatives que les comparaisons avec la population générale et beaucoup moins susceptibles d'être biaisées par des facteurs de confusion. Certains résultats révélant une augmentation des risques, comme dans le cas du cancer du testicule, n'étaient pas constants d'une analyse à l'autre.

B) Études britanniques : guerre du Golfe

Une étude de cohorte rétrospective a été menée auprès de l'ensemble du personnel des forces armées britanniques ayant servi dans le Golfe à un moment donné entre septembre 1990 et juin 1991 (la « cohorte du Golfe ») (Macfarlane *et al.*, 2000). Un groupe de comparaison comptant le même nombre de membres des forces armées n'ayant pas servi dans le Golfe (la « cohorte Era ») a été constitué. La sélection dans cette cohorte était aléatoire, et une stratification selon l'âge, le sexe, les états de service et le rang a été réalisée pour faire correspondre les membres de la cohorte à ceux de la cohorte du Golfe. Chaque groupe comptait quelque 53 000 militaires.

La mortalité par maladie et la mortalité de causes externes ont été évaluées au moyen d'un suivi réalisé jusqu'en 1999 dans le premier rapport (Macfarlane *et al.*, 2000) et jusqu'en juin 2004 dans le deuxième (Macfarlane *et al.*, 2005). Une troisième étude a évalué l'incidence du cancer jusqu'en 2002 (Macfarlane *et al.*, 2003). Les rapports ultérieurs (Macfarlane *et al.*, 2005; Macfarlane *et al.*, 2003) font état des expériences dans le Golfe et des facteurs liés au mode de vie décrits par les anciens combattants dans le cadre de sondages réalisés entre 1997 et 2001 auprès des deux cohortes. Environ 47 % des anciens combattants de la guerre du Golfe et 36 % des sujets de la cohorte Era ont participé à ces sondages. L'expérience au regard de la mortalité a été comparée entre les participants à ces sondages. Par la suite, le lien entre les expériences auto-déclarées dans le Golfe et la mortalité ultérieure a été analysé dans la cohorte du Golfe.

La comparaison des deux cohortes a révélé une légère augmentation de la mortalité toutes causes confondues dans la première étude (Macfarlane *et al.*, 2000) (rapport des taux de mortalité = 1,05; IC à 95 % : 0,91-1,21). La deuxième étude, avec suivi jusqu'en 2004 (Macfarlane *et al.*, 2005), fait état d'une légère hausse similaire du rapport des taux de mortalité. De plus, cette étude a mis en évidence un rapport global des taux de mortalité associée à la maladie de 1,99 (IC à 95 % : 0,98-4,04) chez les anciens combattants déployés dans le Golfe ayant déclaré avoir été exposés à l'UA comparativement à ceux n'ayant pas déclaré une telle exposition, et la plupart des décès étaient liés au cancer. Le rapport des taux de mortalité non associée à la maladie (p. ex. accidents) était de 0,78 (IC à 95 % : 0,24-2,51). Des élévations non significatives de l'incidence du cancer ont par ailleurs été observées dans certains sous-groupes d'anciens combattants déployés dans le Golfe, comparativement aux anciens combattants de la cohorte Era, ainsi que dans les groupes interrogés (1,12; IC à 95 % : 0,86-1,36). Dans la cohorte du Golfe, aucune différence n'a été relevée quant à l'incidence du cancer entre les sujets ayant déclaré avoir été exposés à de l'UA et ceux n'ayant pas déclaré une telle exposition.

Les études décrites ont généralement été bien menées, et le nombre de sujets perdus de vue a été négligeable. Bien que les sondages aient fourni des renseignements utiles, le taux de participation à ces sondages n'a pas dépassé les 50 %. L'association entre l'incidence du cancer et le risque de mortalité chez les sujets ayant déclaré avoir été exposés à de l'UA n'était pas constante. D'une manière générale, aucun signe majeur d'augmentation du nombre de décès ou des taux de cancer n'a été observé dans la cohorte du Golfe, mais les résultats laissent croire à des augmentations possibles dans certains sous-groupes.

C) Études italiennes : conflit des Balkans

Un premier rapport estimant l'incidence du cancer auprès de 58 413 militaires de l'armée italienne déployés en Bosnie et au Kosovo entre décembre 1995 et janvier 2001 a été publié par le gouvernement italien en 2002 (Ministero della Difesa, 2002). Les événements survenus et la durée de la période à risque ont été comptabilisés à partir de la date de la première mission. Le groupe de comparaison était constitué de la population masculine inscrite dans les registres des cas de cancer italiens. Deux rapports ultérieurs (Peragallo *et al.*, 2010; Peragallo *et al.*, 2011) ont utilisé les mêmes méthodes et le même effet sur la santé (incidence du cancer), mais avec des périodes de suivi plus longues et l'ajout d'un groupe de comparaison constitué des militaires non déployés pendant la même période. Le nombre de sujets compris dans ce groupe variait de 130 275 en 1996 à 40 967 en 2007.

Aucun résultat constant ne révélait une augmentation du risque de cancer dans la cohorte de militaires déployés, à deux exceptions près. Premièrement, le risque de cancer de la thyroïde était plus élevé parmi les militaires déployés en Bosnie (1,60; IC à 95 % : 0,87-2,68) que dans la population masculine italienne (Peragallo *et al.*, 2010). Une étude ultérieure réalisée dans la même population et publiée en 2011 a révélé un RSI du cancer de la thyroïde de 1,83 (IC à 95 % : 1,04-2,97) chez les militaires déployés en

Bosnie, mais une augmentation a également été notée chez les militaires non déployés (1,55; IC à 95 % : 1,12-2,10) (Peragallo *et al.*, 2011). Deuxièmement, les données indiquent un risque accru de maladie de Hodgkin dans la cohorte déployée entre 1996 et 2001 (RSI = 2,36; IC à 95 % : 1,22-4,13). Cependant, cet excès de risque n'a pas été observé dans les publications ultérieures (Peragallo *et al.*, 2010; Peragallo *et al.*, 2011).

Ces études ont leurs faiblesses : la méthode employée pour rendre compte des résultats n'est pas constante d'une étude à l'autre et la méthode de sélection de la population de référence n'est pas parfaitement claire. L'augmentation du risque de cancer de la thyroïde justifie la tenue d'autres études pour déterminer si ce risque est lié à l'exposition des militaires dans l'exercice de leurs fonctions.

D) Études nordiques : Suède et Danemark, conflit des Balkans

Les deux études nordiques, des études de cohorte rétrospectives, avaient pour objet d'évaluer l'incidence du cancer d'après les registres des cas de cancer dans la population. La population générale a tenu lieu de groupe de référence pour estimer le RSI.

Dans l'étude suédoise (Gustavsson *et al.*, 2004), la cohorte comprenait tous les militaires suédois et le personnel des services de sauvetage ayant pris part aux missions des Nations Unies dans les Balkans (Bosnie et Kosovo) entre 1989 et 1999 (8 750 hommes et 438 femmes). Le suivi était presque complet. La durée du suivi en personnes-temps à risque a été calculée du début de la première mission jusqu'en décembre 1999. Dans l'ensemble du groupe, le RSI du cancer tous sièges confondus était de 1,2 (IC à 95 % : 0,8-1,8), tandis que parmi les sujets ayant participé à des opérations en extérieur sur de grandes superficies avec transport par convois, le RSI était de 3,0 (IC à 95 % : 1,0-7,0). Le RSI du cancer du testicule était de 1,9 (IC à 95 % : 0,8-3,7) dans l'ensemble du groupe et de 5,9 (IC à 95 % : 0,7-21) parmi les militaires qui se déplaçaient en convois.

L'étude danoise (Storm *et al.*, 2006) a porté sur des militaires (13 552 hommes et 460 femmes) qui ne présentaient aucun cancer connu au moment de leur premier déploiement dans les Balkans entre janvier 1992 et décembre 2001. Les sujets ont été suivis jusqu'en décembre 2002. Le nombre de personnes-années a été calculé à partir du premier déploiement. Si le RSI du cancer toutes causes confondues n'a pas augmenté chez les hommes, une hausse de certains cancers a été constatée : cancer du testicule (1,2; IC à 95 % : 0,8-1,8), de la vessie (2,2; IC à 95 % : 0,9-4,5) et des os (6,0; IC à 95 % : 1,6-15,3). Chez les femmes, le RSI du cancer toutes causes confondues était de 1,7 (IC à 95 % : 0,9-3,0).

Ces études ont été bien réalisées; le dénombrement des cohortes et leur suivi étaient excellents. Les registres des cas de cancer sont très complets dans les pays nordiques. Il conviendrait de mener d'autres recherches avec une période de suivi plus longue sur certains cancers dont le risque est élevé.

E) Études aux Pays-Bas : Balkans

Le National Institute for Public Health and the Environment des Pays-Bas a publié un rapport en 2011 (National Institute for Public Health and the Environment, 2011) sur l'incidence du cancer et la mortalité selon la cause chez les militaires après leur déploiement dans les Balkans. Le déploiement dans les Balkans a débuté en 1991 et les registres disponibles sur le déploiement portaient sur l'année 1993 et les années suivantes. Les militaires de la force terrestre déployés entre le 1^{er} janvier 1993 et le 1^{er} mars 2001 ont été identifiés à l'aide de plusieurs registres des forces armées néerlandaises. Les membres de la force terrestre non déployés ont tenu lieu de groupe comparatif. Des comparaisons ont également été établies entre ces deux groupes de militaires et la population néerlandaise. Les données relatives à l'incidence du cancer et à la mortalité par cancer ont été recueillies pour les années 1993 à 2008 par couplage avec le registre des cas de cancer des Pays-Bas.

Environ 19 000 militaires déployés dans les Balkans et 135 000 militaires non déployés ont été inclus dans l'étude.

Les résultats relatifs à l'incidence du cancer n'ont mis en évidence aucune différence entre les militaires déployés dans les Balkans et leurs homologues non déployés (rapport des taux = 0,83; IC à 95 % : 0,69-1,00). La comparaison de l'incidence du cancer entre le personnel déployé et la population des Pays-Bas (après les ajustements habituels) a révélé un RSI de 0,85 (IC à 95 % : 0,73-0,99).

En ce qui concerne la mortalité, le taux de mortalité global était moins élevé parmi les militaires déployés dans les Balkans que parmi les militaires non déployés (rapport des taux = 0,62; IC à 95 % : 0,52-0,75). Le risque de décès par cancer était aussi plus bas parmi les militaires déployés dans les Balkans (rapport des taux = 0,66; IC à 95 % : 0,46-0,97). Enfin, comparativement avec la population néerlandaise, le taux de mortalité global était plus faible parmi les militaires déployés (RSM = 0,67; IC à 95 % : 0,57-0,78), et le RSM de la mortalité par cancer était de 0,61 (IC à 95 % : 0,43-0,82). Le RSM était également inférieur à 1 parmi les militaires non déployés comparativement à la population néerlandaise.

Cette étude a été bien menée et les résultats ont été analysés avec soin.

F) Étude de la cohorte des militaires canadiens de la guerre du Golfe persique

Le principal objectif de l'Étude de la cohorte des militaires canadiens de la guerre du golfe Persique consistait à déterminer si les militaires déployés dans le golfe Persique entre le 24 août 1990 et le 30 septembre 1991 présentaient un risque plus élevé de décès ou de cancer après leur retour au Canada que d'autres militaires qui n'avaient pas été déployés dans le golfe Persique ou que la population canadienne générale. Lors de la guerre du Golfe et du Koweït de 1990-1991, le Canada a déployé quelque 5 000 militaires (membres des trois armées). Le pays a fourni un quartier général, un groupe opérationnel naval, un groupe opérationnel aérien, un hôpital de campagne,

deux compagnies d'infanterie et un peloton responsable de la sécurité. L'Étude de la cohorte des militaires canadiens de la guerre du golfe Persique a été menée par Statistique Canada (2005) sous la supervision du Comité consultatif de l'étude de la cohorte des vétérans de la guerre du Golfe.

Deux cohortes ont été établies. La cohorte finale de militaires déployés comptait 5 117 membres des Forces canadiennes (FC) envoyés dans le Golfe entre août 1990 et octobre 1991. La cohorte de comparaison comprenait 6 093 membres des FC qui étaient admissibles au déploiement au moment de la guerre du Golfe et du Koweït de 1990-1991, mais qui n'ont pas été déployés. Des méthodes de couplage des dossiers ont été employées pour recenser les décès et les cas incidents de cancer dans les deux cohortes. Au total, 96 décès ont été répertoriés pendant le suivi de neuf ans et 71 nouveaux cas de cancer, pendant le suivi de sept ans. Des méthodes de standardisation indirecte ont été utilisées pour comparer la mortalité et l'incidence du cancer dans les cohortes et dans la population canadienne générale. L'étude possédait la puissance statistique nécessaire pour déceler une hausse de 60 % de la mortalité globale et une hausse de 75 % de l'incidence globale du cancer.

Aucune différence significative n'a été mise en évidence quant au risque global de décès entre la cohorte de militaires déployés et la cohorte de militaires non déployés. Dans les deux cohortes, le risque de décès toutes causes confondues était inférieur, d'une manière statistiquement significative, à celui de la population générale, soit environ 50 % moindre. Aucune différence significative n'a été observée entre les deux cohortes de militaires quant au risque de cancer. Au total, 71 cas de cancer ont été répertoriés, 29 dans la cohorte de militaires déployés et 42 dans la cohorte de militaires non déployés, et le taux de cancer dans les deux cohortes n'était pas significativement différent de celui observé dans la population générale.

G) Depleted Uranium Follow-up Program du Department of Veterans Affairs des États-Unis

En 1993, le Department of Veterans Affairs des États-Unis a mis en place un programme de surveillance médicale (*Depleted uranium Follow-Up Program*) visant à surveiller la santé des anciens combattants de la guerre du Golfe qui ont été exposés à de l'uranium appauvri à la suite de tirs fratricides accidentels échangés pendant 48 heures en février 1991 lors de la première guerre du Golfe. Onze décès et environ 50 blessés ont été déplorés parmi les 115 membres d'équipage des véhicules blindés impliqués dans ces incidents. Le risque d'exposition aux poussières chargées d'UA par contamination des plaies, par inhalation et par ingestion était très élevé chez ces militaires.

Un calendrier biennal de surveillance médicale a été amorcé à la fin de 1993 auprès des quelque 100 militaires ayant survécu à ces échanges de tirs fratricides. La participation des anciens combattants au programme de surveillance était volontaire. À ce jour, 79 militaires appartenant à la cohorte « exposée à de l'UA » ont été évalués au moins une fois dans le cadre du programme, et des fragments d'UA ont été trouvés

chez 15 membres de la cohorte. En 1997, le programme de surveillance a recruté à titre de groupe de comparaison 38 anciens combattants de la guerre du Golfe sans exposition connue à l'UA.

L'objectif du Depleted Uranium Follow-Up Program était d'exercer une surveillance médicale des anciens combattants exposés à l'UA afin d'identifier les effets indésirables potentiels pour la santé associés à l'inhalation et à l'ingestion d'oxydes d'UA ou à l'exposition résultant de la pénétration de fragments d'UA qui se logent dans les tissus (McDiarmid, Albertini *et al.*, 2011; McDiarmid, Engelhart *et al.*, 2011). Le programme visait principalement à réaliser des évaluations approfondies de l'exposition à l'uranium et à surveiller la fonction des organes cibles à l'aide de tout un éventail de biomarqueurs. Au départ, la surveillance biologique portait sur la fonction rénale et le métabolisme osseux. En 1997, le protocole de surveillance a été élargi pour inclure la surveillance des fonctions neuroendocrinienne, immunitaire et reproductive ainsi que des marqueurs rénaux et des mesures de la génotoxicité.

Des évaluations poussées de l'exposition à l'uranium ont été réalisées auprès des membres de la cohorte. Des mesures de l'exposition du corps entier au rayonnement ont été effectuées. De plus, les concentrations urinaires d'uranium (mesure de l'excrétion urinaire) ont été mesurées tous les deux ans. Les concentrations urinaires d'uranium de la majorité des membres de la cohorte exposée à l'UA étaient inférieures au 95^e centile de la concentration observée dans la population américaine adulte. Toutefois, 43 % des membres de la cohorte affichaient des concentrations urinaires d'uranium élevées. Quatre-vingt-huit pour cent des membres du groupe dont les concentrations urinaires d'uranium étaient élevées avaient des fragments d'UA dans le corps.

Outre la surveillance longitudinale de la petite cohorte d'anciens combattants victimes de tirs fratricides accidentels avec des munitions à l'UA en 1991, le DU Follow-Up Program a mis sur pied un protocole d'évaluation de l'exposition à l'intention des anciens combattants qui craignaient d'avoir été exposés à de l'UA. En décembre 2010, 3 246 anciens combattants avaient fourni un échantillon d'urine à des fins d'analyse. De l'UA a été décelé dans quatre de ces échantillons d'après la signature isotopique de l'uranium, et les états de service ont permis de confirmer l'exposition résultant des tirs fratricides accidentels (Squibb *et al.*, 2012).

En 18 ans d'existence, le programme de surveillance a permis de comparer les effets sur la santé de l'exposition à l'UA chez les membres de la cohorte faiblement exposée et ceux de la cohorte fortement exposée. La surveillance portait sur neuf paramètres hématologiques, cinq paramètres neuroendocriniens, treize mesures de la fonction rénale, neuf mesures des caractéristiques des spermatozoïdes, trois mesures de la génotoxicité et sept mesures du métabolisme osseux. En l'espace de 18 ans, aucune différence constante cliniquement significative n'a été observée en ce qui concerne les effets sur la santé (Squibb *et al.*, 2012; McDiarmid, Albertini *et al.*, 2011).

Le DU Follow-Up Program est l'étude de surveillance médicale la plus détaillée documentant le statut d'exposition et l'état de santé des anciens combattants dont l'exposition à l'UA au combat est connue. Malgré la petite taille de la cohorte, cette étude se distingue par la longue durée du suivi. Les résultats du programme n'indiquent pas à ce jour que l'exposition à l'UA est associée à des effets à court terme sur la santé. Puisqu'il est établi que l'uranium s'accumule au fil du temps dans deux tissus de première importance (le tissu rénal et le tissu osseux) et compte tenu des inquiétudes concernant la toxicité radiologique de l'uranium, il est prudent de poursuivre la surveillance biologique dans cette cohorte.

Résumé

Par suite de notre examen des études de cohorte menées dans plusieurs pays sur la mortalité et l'incidence du cancer, nous avons conclu que, à l'heure actuelle, il existe peu de données laissant croire à une association entre le déploiement pendant la guerre du Golfe ou le conflit des Balkans et l'augmentation du risque de cancer ou de mortalité. Le programme exhaustif de surveillance et de suivi des anciens combattants américains de la guerre du Golfe porteurs de fragments d'UA n'a mis en évidence, après 18 ans, aucun effet néfaste significatif pour la santé dans ce groupe particulier exposé à l'UA de façon chronique.

VI. CONCLUSIONS

À l'issue d'un examen critique et attentif des données scientifiques publiées et d'autres documents pertinents, le Comité juge que, en l'état actuel des connaissances, les conclusions qui suivent peuvent être tirées :

- 1) L'uranium appauvri peut être nocif pour la santé humaine en raison de ses effets chimiques et radiologiques.
- 2) Dans le contexte militaire, les personnes qui risquaient le plus d'être exposées à l'UA sont celles qui se trouvaient à bord ou à proximité d'un véhicule frappé par un tir fratricide; qui ont pénétré dans un tel véhicule en feu ou qui se trouvaient à proximité; qui se trouvaient près d'un incendie dans lequel des munitions à l'uranium brûlaient; qui ont participé à des opérations de récupération de véhicules endommagés; ou qui ont participé à des opérations de nettoyage de sites contaminés.
- 3) Il est peu probable que des militaires canadiens aient été exposés à des concentrations d'uranium appauvri qui pourraient représenter un danger pour leur santé.
- 4) Les études de cohortes militaires n'attestent pas de manière constante que des effets néfastes pour la santé puissent être attribués à l'uranium appauvri.
- 5) Les études menées dans des populations civiles plus vastes davantage exposées à l'uranium (travailleurs des secteurs de la production et du traitement de l'uranium) et suivies pendant de longues périodes n'apportent pas de preuves solides de l'existence d'effets néfastes pour la santé.
- 6) Notre conclusion selon laquelle l'exposition à l'uranium n'est pas associée à un effet important ou fréquent sur la santé concorde avec les conclusions d'autres groupes d'experts.
- 7) À la suite d'un déploiement ou d'un conflit armé, de nombreux anciens combattants présentent des symptômes persistants qui, bien qu'ils ne soient pas associés à l'exposition à une substance en particulier, tel l'uranium appauvri, peuvent causer beaucoup de souffrance et faire l'objet d'un traitement efficace (annexe F).

BIBLIOGRAPHIE

Archer VE, Wagoner JK, Lundin FE Jr. Cancer mortality among uranium mill workers. *J Occup Med.* 1973;15(1):11-14.

Bailey MR, Phipps AW. Application of ICRP Biokinetic Models to DU. In: *DU; Properties, Uses & Health Consequences.* Edited by AC Miller CRC Press 2007;183-228.

Beral V, Fraser P, Carpenter L, Booth M, Brown A, Rose, G. Mortality of employees of the atomic weapons establishment 1951-82. *BMJ.* 1988;297(6651):757-770.

Bijlsma JA, Slottje P, Huizink AC, Twisk JW, van der Voet GB, de Wolff FA et al. Urinary uranium and kidney function parameters in professional assistance workers in the Epidemiological Study Air Disaster in Amsterdam (ESADA). *Nephrol. Dial. Transplant.* Jan. 2008;23(1):249-255.

Bland DJ, Rona RJ, Coggon D, Anderson J, Greenberg N, Hull L, Wessely S. Urinary isotopic analysis in the UK Armed Forces: no evidence of depleted uranium absorption in combat and other personnel in Iraq. *Occup Environ Med.* 2007;64(12):834-38.

Boiano JM, Moss CE, Burr GA. Health hazard evaluation report HETA 83-144-2001, feed materials production center. Fernald, OH: Westinghouse Materials Company of Ohio. 1989.

Boice JD, Cohen CC, Mumma MT, Dupree-Ellis E, Eckerman KF, Leggett RW, Boecker BB, Brill AB, Henderson BE. Mortality among radiation workers at Tocketdyne (Atomics International), 1948-1999. *Radiation Research.* 2006;166(1Pt 1):98-115.

Brown DP, Bloom T. Mortality among uranium enrichment workers. Cincinnati, OH: National Institute of Occupational Safety and Health. 1987.

Bullman TA, Mahan CM, Kang HK, Page WF. Mortality in US Army Gulf War veterans exposed to 1991 Khamisiyah chemical munitions destruction. *Am J Public Health.* 2005;95:1382-1388.

Butler KM, Cool D. What is the basis for the ICRP limit for a member of the public of 1 mSv/y and of 20 mSv/y for the occupational radiation worker? Answer to Question #8900 Submitted to "Ask the Experts". McLean, VA: Health Physics Society. 25 March 2010. Tiré de : <http://hps.org/publicinformation/ate/q8900.html>.

Canu IG, Ellis ED, Tirmarche M. (2008). Cancer risk in nuclear workers occupationally exposed to uranium – emphasis on internal exposure. *Health Physics* 2008; 94(1):1-17.

Canu IG, Jacob S, Cardis E, Wild P, Caer S, Auriol B et al. Uranium carcinogenicity in humans might depend on the physical and chemical nature of uranium and its isotopic

composition: Results from pilot epidemiological study of French nuclear workers. *Cancer Causes Control* 2011; 22(11):1563-1573.

Canu IG, Laurent O, Pires N, Laurier D, Dublineau I. Health effects of naturally radioactive water ingestion: The need for enhanced studies. *Envir Health Perspect.* 2011;149(12):1676-1680.

Cazoulat A, Lecompte Y, Bohand S, Castagnet X, Laroche P. Bilan du dosage urinaire de l'uranium appauvri chez des vétérans des conflits du Golfe ou des Balkans. *Pathol Biol (Paris)* 2008;56(2):77-83.

Chazal V, Gerasimo P, Dabouis V, Laroche P, Paquet F. Characteristics and dissolution of depleted uranium aerosols produced during impacts of kinetic energy penetrators against a tank. *Radiation Protection Dosimetry.* 2003;105(1-4):163-6.

Checkoway HN, Pearce N, Crawford-Brown DJ, Cragle DL. Radiation doses and cause-specific mortality among workers at a nuclear materials fabrication plant. *American Journal of Epidemiology.* 1988;127(2):255-266.

Commission canadienne de sûreté nucléaire (n.d.). *Règlement sur la radioprotection.* DORS/2000-203. Ottawa, Ontario. Tiré de <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2000-203/page-4.html>

Cragle DL, Mclain RW, Qualters, JR, Wilikinson, GS, Tankersley WG, Lushbaugh CC. Mortality among workers at a nuclear fuels production facility. *American Journal of Industrial Medicine.* 1988;12: 379-401.

Davies CN. *Inhaled particles and Vapours*, Vol.1, Oxford, UK: Pergamon Press. 1961. As reported in IOM. Washington, DC: Institute of Medicine. *Gulf War and Health: Updated literature review of depleted uranium.* Institute of Medicine. 2008.

Davis M. Gulf war illnesses and recognizing new diseases. In: Fulco, CE, Liverman CT, Sox HC (ed), *Gulf War and Health: Volume 1. Depleted Uranium, Pyridostigmine Bromide, Sarin, and Vaccines.* Washington DC: Committee on Health Effects Associated with Exposures During the Gulf War, Institute of Medicine, National Academy of Sciences. 2000.

Donta ST, Clauw DJ, Engel CC, Guarino P, Peduzzi P, Williams DA, Skinner JS, et al. Cognitive behavioral therapy and aerobic exercise for Gulf War veterans' illnesses: a randomized controlled trial. *JAMA.* 2003;289:1396-1404.

Dorsey CD, Engelhardt SM, Squibb KS, McDiarmid MA. Biological monitoring for depleted uranium exposure in U.S. Veterans. *Environ Health Perspect.* 2009 Jun;117(6):953-6.

Dupree-Ellis E., Watkins J., Ingle J.N, Phillips J. External radiation exposure and mortality in a cohort of uranium processing workers. *American Journal of Epidemiology*. 2000;152(1):91-95.

Dupree EA, Cragle DL, McLain RW, Crawford-Brown DJ, Teta MJ. Mortality among workers at a uranium processing facility, the Linde Air Products Company Ceramics Plant, 1943–1949. *Scand J Work Environ Health*. 1987;13(2):100-107.

Dupree EA, Watkins JP, Ingle JN, Wallace PW, West CM, Tankersley WG. Uranium dust exposure and lung cancer risk in four uranium processing operations. *Epidemiology*. 1995;6(4):370-375.

Frome EL, Cragle DL, McLain RW. Poisson regression analysis of the mortality among a cohort of World War II nuclear industry workers. *Radiat Res*. 1990;123(2):138-152.

Frome EL, Cragle DL, Watkins JP, Wing S, Shy CM, Tankersley WG, West CM. A mortality study of employees of the nuclear industry in Oak Ridge, Tennessee. *Radiation Research*. 1997;148(1):64-80.

Gardner JW, Gibbons RV, Hooper TI, Cunnion SO, Kroenke K, Gackstetter GD. Identifying new diseases and their causes: the dilemma of illnesses in Gulf War veterans. *Milit Med*. 2003;168:186-193.

Gilroy G. *Étude sur la santé du personnel des Forces canadiennes ayant participé au conflit du Golfe persique en 1991, volume 1*, Ottawa (Ont.), Goss Gilroy Inc. Préparée pour le Comité consultatif sur les maladies liées à la guerre du Golfe, Ministère de la Défense nationale, 1998.

Gilroy G. *Étude sur la santé du personnel des Forces canadiennes ayant participé au conflit du Golfe persique en 1991, volume 2*, Ottawa (Ontario), Goss Gilroy Inc. Préparée pour le Comité consultatif sur les maladies liées à la guerre du Golfe, Ministère de la Défense nationale, 1998.

Gray GC, Coate BD, Anderson CM, Kang HK, Berg SW, Wignall FS, et al. The postwar hospitalization experience of US veterans of the Persian Gulf War. *N Engl J Med*. 1996;335:1505-1513.

Gulf Link. (non daté). Health Effects. Extrait de :
<http://gulflink.osd.mil/library/randrep/du/mr1018.7chap2.html>

Gustavsson P, Talbäck M, Lundin A Lagercrantz B, Gyllestad PE, Fornell L. Incidence of cancer among Swedish military and civil personnel involved in UN missions in the Balkans 1989- 99. *Occup Environ Med* 2004; 61(2): 171-73.

Hadjimichael OC, Ostfeld AM, D'Atri DA, Brubaker RE. Mortality and cancer incidence experience of employees in a nuclear fuels fabrication plant. *J Occup Med.* 1983;25(1):48-61.

Harley, Naomi, Ernest Foulkes, Lee H. Hilborne, Arlene Hudson and C. Ross Anthony. *A Review of the Scientific Literature As It Pertains to Gulf War Illnesses: Volume 7: Depleted Uranium.* Santa Monica, CA: RAND Corporation. 1999.
http://www.rand.org/pubs/monograph_reports/MR1018z7.

Hurtgen C. Suivi de la contamination de l'uranium par son dosage dans les urines, l'expérience Belge. *Société Française de Radioprotection: l'uranium sous forme appauvrie.* Paris, 27 novembre 2001.

Hyams KC, Wignall FS, Roswell R. War syndromes and their evaluation: from the US Civil War to the Persian Gulf War. *Ann Intern Med.* 1996;125:398-405.

ICRP. Age-dependent doses to members of the public from radionuclides: Part 3, ingestion dose coefficients. International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 69. *Ann. ICRP* 1995;25(1).

ICRP. Human respiratory tract model for radiological protection. International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication No. 66. *Ann. ICRP* 1994;24(1-3).

ICRP. Report of the task group on reference man. International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 23. *Ann. ICRP* 1975.

IOM. Institute of Medicine. *An Evaluation of Radiation Exposure Guidance for Military Operations.* Washington, DC: Institute of Medicine. 1967.

IOM. *Gulf War and Health: Volume 1: Depleted Uranium, Pyridostigmine Bromide, Sarin, and Vaccines.* Washington, DC: Institute of Medicine. 2000.

IOM. *Gulf War and Health: Volume 4. Health Effects of Serving in the Gulf War and Health: A Review of the Medical Literature relative to the Gulf War Veterans' Health.* Washington, DC: Institute of Medicine. 2006.

IOM. *Gulf War and Health: Updated literature review of depleted uranium.* Washington, DC: Institute of Medicine. 2008.

IOM. *Gulf War and Health: Update of Health Effects of Serving in the Gulf War.* Committee on Gulf War and Health: Health Effects of Serving in the Gulf War, Update 2009. Washington, DC: Board of the Health of Select Populations, Institute of Medicine. 2010.

Kang HK, Bullman TA. Mortality among U.S. veterans of the Persian Gulf war. *N Engl J Med* 1996; 335(20):1498-1504.

Kang HK, Bullman TA. Mortality among US veterans of the Persian Gulf War: 7-year followup. *Am J Epidemiol.* 2001;154:399-405.

Kang HK, Li B, Mahan CM, Eisen SA, Engel CC. Health of US veterans of 1991 Gulf War: A follow-up survey in 10 years. *J Occup Environ Med.* 2009;51:401-410.

Knoke JD, Gray GC, Garland FC. Testicular cancer and Persian Gulf War service. *Epidemiology.* 1998;9:648-653.

Kroenke K, Rosmalen JGM. Symptoms, syndromes and the value of psychiatric diagnostics in patients with functional somatic disorders. *Med Clin N Am* 2006;90:603-626.

Kroenke K, Koslowe P, Roy M. Symptoms in 18,495 Persian Gulf War veterans: latency of onset and lack of association with self-reported exposures. *J Occup Environ Med.* 1998;40:520-528.

Kurttio P, Komulainen H, Leino A, Salonen L, Auvinen A, Saha H. Bone as a possible target of chemical toxicity of natural uranium in drinking water. *Environmental Health Perspectives.* 2005;113(1):68-72.

Levine PH, Young HA, Simmens SJ, Rentz D, Kofie V, Mahan CM, et al. Is testicular cancer related to Gulf War deployment? Evidence from a pilot population-based study of Gulf War era veterans and cancer registries. *Mil Med.* 2005;170:149-153.

Loomis DP, Wolfe SH. Mortality of workers at a nuclear materials production plant at Oak Ridge, Tennessee, 1947-1990. *American Journal of Industrial Medicine.* 1996;29(2):131-141.

Macfarlane GJ, Thomas F, Cherry N. Mortality among United Kingdom Gulf War veterans. *Lancet.* 2000;356:17-21.

Macfarlane GJ, Hotopf M, Maconochie N, Blatchley N, Richards A, Lunt M, Long-term mortality amongst Gulf War veterans: is there a relationship with experiences during deployment and subsequent morbidity? *Int J Epidemiol.* 2005;34(6):1403-1408.

Macfarlane GJ, Biggs A, Maconochie N, Hotopf M, Doyle P, Lunt M. Incidence of lung cancer among UK Gulf War veterans: Cohort Study. *BMJ.* 2003;327:1373-1378.

Macfarlane GJ, Thomas E, Cherry N. Mortality among United Kingdom Gulf War veterans. *Lancet.* 2000;356:17-21.

Marshall AC. An analysis of uranium dispersal and health effects using a Gulf War case study. Albuquerque, NM: Sandia National Laboratories. SAND2005-4331 July 2005.

Marshall AC. Gulf War depleted uranium risks. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*. 2008;18:95-108.

McDiarmid MA, Engelhardt SM, Dorsey CD, Oliver M, Gucer P, Gaitens JM, Kane R, Cernich A, Kaup B, Hoover D, Gaspari AA, Shvartsbeyn M, Brown L, Squibb KS. Longitudinal health surveillance in a cohort of Gulf War veterans 18 years after first exposure to depleted uranium. *J Toxicol Environ Health A*. 2011;74(10):678-91.

McDiarmid MA, Albertini RJ, Tucker JD, Vacek PM, Carter EW, Bakhtmutsky MV, Oliver MS, Engelhardt SM, Squibb KS. Measures of genotoxicity in Gulf war I veterans exposed to depleted uranium. *Environ Mol Mutagen*. Aug 2011;52(7):569-8.

McDiarmid MA. Meeting with Minister of Veterans Affairs Scientific Advisory Committee on Veterans Health. Ottawa, ON. 2012.

McGeoghegan D, Binks K. The mortality and cancer morbidity experience of workers at the Capenhurst uranium enrichment facility 1946-95. *Journal of Radiological Protection*. 2000a ;20(4):381-401.

McGeoghegan D. The mortality and cancer morbidity experience of workers at the Springfields uranium production facility, 1946-95. *Journal of Radiological Protection*. 2000b; 20(2):111-137.

McGeoghegan, D. The mortality and cancer morbidity experience of employees at the Chapelcross plant of British Nuclear Fuels PLC, 1955-95. *Journal of Radiological Protection*. 2001;21(3):221-250.

Ministero della Difesa. Relazione Finale della Commissione istituita dal Ministro della Difesa sull'incidenza di neoplasie maligne tra i militari impiegati in Bosnia e Kosovo. Rome; 11 juin 2002. Tiré de : http://www.difesa.it/NR/rdonlyres/6DA4D27E-A75D-4C2D-AA46-8E8071EFAE06/0/relazione_finale.pdf

National Institute for Public Health and the Environment. Cancer incidence and cause specific mortality following Balkan deployment. The Hague, NL: National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). RIVM Report 630450001. 2011.

NRC. Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation: BEIR VII - Phase 2. Washington, DC: Committee to Assess Low Levels of Ionizing Radiation, National Research Council. 2006

NRC. Review of the Toxicologic and Radiologic Risks to Military Personnel from Exposures to Depleted Uranium during and After Combat.: Washington, DC: Committee on Toxicology, National Research Council. 2008.

Oeh U, Priest ND, Roth P, Ragnarsdottir KV, Li WB, Hoellriegl V, et al. Measurements of daily uranium excretion in German peacekeeping personnel and residents of the Kosovo region to assess potential intakes of depleted uranium (DU). *Sci Total Environ* 2007;381(1-3):77-87.

Ombudsman MDN/FC. L'héroïsme exposé : Une enquête sur le traitement des anciens combattants du 1^{er} Régiment du génie de combat déployés au Koweït en 1991, Ottawa, Ontario. Ombudsman, Défense nationale et Forces canadiennes. Rapport spécial au ministre de la Défense nationale, octobre 2006. Disponible à l'adresse : <http://www.ombudsman.forces.gc.ca/rep-rap/sr-rs/kuw-kow/doc/kuwait-kowait-fra.pdf>

Ough E, Lewis BM, Andrews WS, Bennett LG, Hancock RC, Scott K. An examination of uranium levels in Canadian Forces personnel who served in the Gulf War and Kosovo. *Health Phys* 2002;82(4):527-532.

Parkhurst MA, Guilmette RA. Conclusions of the Capstone depleted uranium aerosol characterization and risk assessment study. *Health Phys*. 2009;96(3):393-409.

Pinkerton, L E, Bloom TF, Hein MJ, Ward EM. Mortality among a cohort of uranium mill workers: An update. *Occupational and Environmental Medicine*. 2004;61(1):57-64.

Polednak AP, Frome EL. Mortality among men employed between 1943 and 1947 at a uranium-processing plant. *Journal of Occupational Medicine*. 1981;23(3):169-178.

Peragallo MS, Lista F, Sarnicola G, Marmo F, Vecchione A. Cancer surveillance in Italian army peacekeeping troops deployed in Bosnia and Kosovo, 1996-2007: Preliminary results *Cancer Epidemiology* 34 (2010) 47-54.

Peragallo MS, Urbano F, Sarnicola G, Lista F, Vecchione A. Condizione militare e morbosità per cancro: il punto della situazione (Cancer incidence in the military: an update) *Epidemiol Prev* 2011; 35 (5-6): 339-345.

Richardson DB, Wing S. Lung cancer mortality among workers at a nuclear materials fabrication plant. *American Journal of Industrial Medicine*. 2006;49(2):102-111.

Ritz, B. Radiation exposure and cancer mortality in uranium processing workers. *Epidemiology*. 1999;10(5):531-538.

Ritz B, Morgenstern H, Crawford-Brown D, and Young, B. The effects of internal radiation exposure on cancer mortality in nuclear workers at Rocketdyne/Atomics International. *Environmental Health Perspectives*. 2000;108(8):743-751.

Roth P, Werner E, Paretzke HG. A study of uranium excreted in urine. An assessment of protective measures taken by the German Army KFOR Contingent. (Report for the

Federal Ministry of Defense). Neuherberg, Germany: GSF-National Research Centre for Environment & Health, Institute for Radiation Protection. 2001.

Roy MJ, Koslowe PA, Kroenke K, Magruder C. Signs, symptoms and ill-defined conditions in Persian Gulf War veterans: Findings from the Comprehensive Clinical Evaluation Program. *Psychosom Med.* 1998;60:663-668.

Saccomanno G, Yale C, Dixon W, Auerbach O, Huth GC. An epidemiological analysis of the relationship between exposure to Rn progeny, smoking and bronchogenic carcinoma in the U-mining population of the Colorado Plateau: 1960-1980. 1986;*Health Physics.* 50(5):605-618.

Sandström B. Levels of uranium in urine from Swedish personnel that have been or will serve in the Swedish KFOR contingent. FOI - Swedish Defense Research Agency. Report no. FOI-R-0165-SE August 2001.

Santé Canada (2008). *Uranium appauvri*. Ottawa, Ontario. Tiré de : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/radiation/uranium-fra.php>.

SCHER. Opinion on the Environmental and Health Risks Posed by Depleted Uranium. European Commission, Scientific Committee on Health and Environmental Risks, Report to the European Union. 18 May 2010.

Scherpelz RI, Traub RJ, Droppo JG, Parkhurst MA. Depleted Uranium Exposures to Personnel Following the Camp Doha Fire, Kuwait, July 1991. Report prepared for the US Army Center for Health Promotion and Preventive Medicine by Pacific Northwest National Laboratory, Richland, WA. June 2000.

Shawky S, Amer HA, Hussein MI, el-Mahdy Z, Mustafa M. Uranium bioassay and radioactive dust measurements at some uranium processing sites in Egypt—health effects. *Journal of Environmental Monitoring.* 2002;4(4):588-591.

Squibb KS, McDiarmid MA. Depleted uranium exposure and health effects in Gulf War veterans. *Philos.Trans.R.Soc.Lond.B.Biol.Sci.* 2006 Apr 29;361(1468):639-648.

Squibb KS, Gaitens JM, Engelhardt S, Centeno JA, Xu H, Gray P, McDiarmid MA,. Surveillance for long-term health effects associated with depleted uranium exposure and retained embedded fragments in US veterans. *J Occup Environ Med.* 2012 June: 54(6): 724-32.

Squibb, KS , McDiarmid, MA. Exposure and Health Surveillance in Gulf War Veterans Exposed To Depleted Uranium. Chapter 7 in: *Depleted Uranium: Properties, Uses, and Health Consequences*, Miller, A., ed. CRC Press, Boca Raton, FL. 2007.

Stayner LT, Meinhardt T, Lemen R, Bayliss D, Herrick R, Reeve GR, Smith AB, Halperin W. A retrospective cohort mortality study of a phosphate fertilizer production facility. *Arch Environ Health.* 1985;40(13):133-138.

Statistique Canada. *Étude de la cohorte des militaires canadiens de la guerre du golfe Persique : rapport sommaire*, Ottawa (Ont.), Statistique Canada, n° 82-580-XIF au catalogue, 2005. Tiré de : <http://publications.gc.ca/Collection/Statcan/82-580-X/82-580-XIF2005001.pdf>

Statistique Canada. *Étude de la cohorte des militaires canadiens de la guerre du golfe Persique : rapport détaillé*, Ottawa (Ont.), Statistique Canada, préparé pour le Comité consultatif de l'étude de la cohorte des anciens combattants de la guerre du Golfe. 22 novembre 2006. Tiré de : http://www.veterans.gc.ca/pdf/pro_research/gulf-war-linkage-project.pdf (version anglaise).

Storm HH, Jørgensen HO, Kejs AMT, Engholm G. Depleted uranium and cancer in Danish Balkan veterans deployed 1992-2001. *Eur J Cancer* 2006; 42(14): 2355-58.

The Royal Society. The health hazards of depleted uranium munitions: Part 1. Policy document 7/01. The Royal Society. London, England. 2001

The Royal Society. The health hazards of depleted uranium munitions: Part II. London, England: The Royal Society. March 2002.

Tirmarche M, Harrison J, Laurier D, Blanchardon E, Paquet F, Marsh J. Risk of lung cancer from radon exposure, contribution of recently published studies of uranium miners. *Ann ICRP*. 2012; 41(3-4):368-377.

UNEP. Depleted Uranium in Bosnia and Herzegovina. Post-Conflict Environmental Assessment. United Nations Environment Programme. March 2003.

UNEP. UNEP Final Report: Depleted Uranium in Kosovo. Post-Conflict Environmental Assessment, United Nations Environment Programme. 2001.

UNEP. Depleted uranium in Serbia and Montenegro: Post-Conflict Environmental Assessment in the Federal Republic of Yugoslavia. United Nations Environment Programme. 2002.

UK DUOB. Final report of the depleted uranium oversight board. London, England: Depleted Uranium Oversight Board. Submitted to the Undersecretary of State for Defence. 2007.

United Nations. Effects of Ionizing Radiation. Volume I: Report to the General Assembly, Scientific Annexes A. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 2006 Report.

Wagoner J K, Archer VE, Carroll BE, Holaday DA, Lawrence PA. Cancer mortality patterns among U.S. uranium miners and millers, 1950 through 1962. *Journal of the National Cancer Institute*. 1964;32(4):787-801.

Waxweiler R J, Archer VE, Roscoe RJ, Watanabe A, Thun MJ. Mortality patterns among a retrospective cohort of uranium mill workers. *In: Epidemiology Applied to Health Physics, Proceedings of the Sixteenth Midyear Topical Meeting of the Health Physics Society, Albuquerque, New Mexico, January 9-13, 1983.* 1983;428-435.

WHO. Guidance on exposure to depleted uranium for medical officers and programme administrators. Geneva, Switzerland: World Health Organization. 2001.

World Information Service on Energy (WISE) Uranium Project (Internet web page last updated 13 September, 2011). Tiré de : www.wise-uranium.org/ufert.html#LIT

Young HA, Maillard JD, Levine PH, Simmens SS, Mahan CM, Kang HK. Investigating the Risk of Cancer in 1990-1991 US Gulf War Veterans with the use of State Cancer Registry Data. *Ann Epidemiol* 2010;20:265-272.

ANNEXE A : ÉVALUATION ET MODÉLISATION DU RISQUE

L'une des difficultés à déterminer la mesure dans laquelle l'uranium appauvri (UA) peut avoir des effets sur la santé des anciens combattants tient, à quelques exceptions près, à l'absence de données directes sur l'exposition. Pour pallier cette lacune, les États-Unis (Parkhurst et Guilmette, 2009), le Royaume-Uni (rapport de la Royal Society, 2001) et la France (Chazal *et al.*, 2003), ont réalisé des essais contrôlés dans lesquels des munitions à l'UA ont été tirées sur des véhicules blindés du même type que ceux utilisés dans les combats.

Le plus exhaustif de ces essais, généralement connu sous le nom d'étude Capstone, a été réalisé à la demande de l'armée américaine. Des échantillons d'air ont été prélevés et analysés pour déterminer, entre autres, les concentrations d'UA et la taille des particules. Divers scénarios ont été étudiés (intérieur et extérieur du véhicule, système de ventilation fermé ou en fonction, temps passé dans le véhicule et à proximité de celui-ci, etc.). Il a donc été possible d'estimer avec plus de précision la quantité d'UA que les militaires auraient pu concrètement inhaler ou ingérer dans ces situations. La méthodologie et les résultats de ces essais ont été analysés et validés par des tiers indépendants (Marshall, 2005; NRC, 2008).

Afin de déterminer l'effet radiologique que pourraient exercer les particules une fois à l'intérieur du corps, il est nécessaire d'utiliser des modèles. La modélisation, une méthode éprouvée et universellement utilisée, intègre les données scientifiques issues de sources multiples et les exprime en équations mathématiques. Les modèles biocinétiques permettent de prédire la manière dont les particules d'un élément donné sont distribuées et redistribuées dans le corps humain et ses organes. Il est dès lors possible de déterminer la quantité de rayonnement que reçoit un organe au fil du temps et de prédire les effets nocifs qui pourraient s'ensuivre. Les modèles peuvent également remplir la fonction inverse, c'est-à-dire servir à estimer l'apport initial en fonction de la quantité décelée dans le corps, par exemple en dosant l'uranium dans l'urine (Bailey et Phipps, 2007).

La Commission internationale de protection radiologique (CIPR) a mis au point de nombreux modèles sophistiqués, scientifiquement valides et reconnus à l'échelle internationale. Ses modèles pour l'appareil respiratoire et le tube digestif humains sont indispensables pour comprendre le comportement de l'UA dans le corps humain. Ils prennent en considération un certain nombre de paramètres, dont l'activité de la substance proprement dite, la taille des particules, la dissolution dans le liquide pulmonaire, l'absorption dans le sang, la distribution/redistribution dans l'organisme et, finalement, l'excrétion.

Au bout du compte, il est possible d'estimer le risque d'un effet néfaste du rayonnement en se basant sur les expériences menées chez l'animal ou, mieux encore, chez l'humain lorsque de telles études sont disponibles. [TRADUCTION] « Dans le cas de l'uranium, la CIPR a eu la chance de pouvoir se servir de plusieurs études de qualité, ce qui n'est pas le cas pour de nombreux autres éléments. Pensons plus

particulièrement aux données recueillies auprès des “sujets de Boston”, un groupe de malades en phase terminale à qui de l’uranium a été injecté dans les années 1950 » (Bailey et Phipps, 2007).

La CIPR met continuellement à jour ses modèles, à mesure que de nouvelles données scientifiques deviennent disponibles. Même s’ils ne sont pas parfaits, ces modèles sont [TRADUCTION] « la seule méthode valide pour réaliser une évaluation scientifiquement rigoureuse du cours ultérieur d’un événement à défaut de données expérimentales concernant cet événement » (The Royal Society, 2002, p. 29).

**ANNEXE B : TRAVAILLEURS DES USINES DE TRAITEMENT DE L'URANIUM ET
DES USINES DE PRODUCTION D'ENGRAIS PHOSPHATÉS – ÉTUDES
ÉPIDÉMIOLOGIQUES**

Sites et références	Plan	Population	Années étudiées	Années de suivi	Dose de rayonnement
Travailleurs d'usines de traitement de l'uranium du plateau du Colorado					
1. Wagoner <i>et al.</i> , 1964	Cohorte	611	1950-1953	1950-1962	Inconnue
2. Archer <i>et al.</i> , 1973	Cohorte	662	1950-1953	1950-1953 14 ans*	Inconnue
3. Waxweiler <i>et al.</i> , 1983	Cohorte	2 002	1940-1977	1940-1977	Inconnue
4. Pinkerton <i>et al.</i> , 2004	Cohorte	1 485	1940-1988	1940-1998	Inconnue
Tennessee Eastman Corp., Oak Ridge, Tennessee (TEC)					
5. Polednak et Frome, 1981	Cohorte	18 869	1943-1947	1943-1977 27 ans*	25-300 µg/m ³
6. Frome <i>et al.</i> , 1990	Cohorte	28 008	1943-1947	1950-1979	Inconnue
Usine de fabrication de matériaux à base d'uranium (Y12), Oak Ridge, Tennessee					
7. Checkoway <i>et al.</i> , 1988	Cohorte	6 781 hommes	1947-1974	1947-1979 20,6 ans*	29 % > 10 rem, dose interne
8. Loomis et Wolfe, 1996	Cohorte	6 591 + 1 764 hommes de race blanche 922 + 562 femmes de race blanche 449 + 85 hommes de race noire 149 + 69 femmes de race noire	1947-1990	1947-1989	29 % > 10 rem, dose interne
9. Richardson et Wing, 2006	Cas/témoins nichée dans une cohorte	3 864	1947-1974	1947-1990 > 16 ans*	10-100+ mSv, dose interne
10. Frome <i>et al.</i> , 1997	Cohorte	106 020	1943-1985	1950-1979	ND
Fernald Feed Materials Production Centre, Ohio					
11. Ritz, 1999	Cohorte	4 014	1951-1989	1951-1990	8,2 % > 10 rem, dose interne
12. Boiano <i>et al.</i> , 1989	Transversale	146	Nov.-déc. 1984	1985	13 µg/L 109 > 5 µg/L
Usine d'enrichissement d'uranium, Portsmouth, Ohio					
13. Brown et Bloom, 1987	Cohorte	5 773	1954-1982	1954-1982	ND

Sites et références	Plan	Population	Années étudiées	Années de suivi	Dose de rayonnement
Linde Air Products, Buffalo, New York					
14. Dupree <i>et al.</i> , 1987	Cohorte	995	1943-1949	1943-1979 30 ans*	33,9 % > 10 rem par année, dose interne ND
15. Teta et Ott, 1988	Cohorte	995	1943-1949	1943-1981 32 ans*	ND
United Nuclear Corp., Connecticut					
16. Hadjimichael <i>et al.</i> , 1983	Cohorte rétrospective	4 106	1956-1978	1956-1978	0,5 % > rem, dose cumulative
Usines de production d'engrais phosphatés, Floride					
17. Stayner <i>et al.</i> , 1985	Cohorte rétrospective	3 199	1953-1979	1953-1979	Dépassement des normes professionnelles
Mallinckrodt Chemical Works, St. Louis, Missouri					
18. Dupree-Ellis <i>et al.</i> , 2000	Cohorte	2 514	1942-1966	1942-1993	17,8 mSv, exposition moyenne
Royaume-Uni					
British Nuclear Fuels, usine de Springfields					
19. McGeoghegan et Binks, 2000b	Cohorte	19 454	1946-1996	1946-1995	22,8 mSv, dose externe moyenne
British Nuclear Fuels, usine de Chapelcross					
20. McGeoghegan et Binks, 2001	Cohorte	2 628	1955-1995	1955-1995	83,6 mSv, dose externe moyenne
British Nuclear Fuels, usine de Capenhurst					
21. McGeoghegan et Binks, 2000a	Cohorte	12 543	1946-1996	1946-1995	9,85 mSv, dose externe moyenne
Atomic Weapons Est.					
22. Beral <i>et al.</i> , 1988	Cohorte rétrospective	22 552	1951-1982	1951-1982	7,8 mSv, corps entier 14,4 mSv, surface
Rocketdyne (Atomics International)					
23. Ritz <i>et al.</i> 2000	Cohorte rétrospective	2 297	1950-1993	1950-1954	2,1 mSv, dose pulmonaire estimative
24. Boice <i>et al.</i> , 2006	Cohorte rétrospective	5 801	1948-1999	1948-1999	13,5 mSv, rayonnement externe moyen 19,0 mSv, dose pulmonaire moyenne
Savannah River Plant, Géorgie					
25. Cragle <i>et al.</i> , 1988	Cohorte rétrospective	9 860	1952-1981	1952-1980	Exposition moyenne de 13 ans
Usines de traitement égyptiennes					
26. Shawky <i>et al.</i> , 2002	Transversale	86	ND	ND	1-80 mSv

Sites et références	Plan	Population	Années étudiées	Années de suivi	Dose de rayonnement
4 usines de traitement américaines					
TEC	787 cas de		ND	Moyenne	
Y12	cancer du			de 26 ans	
Mallinckrodt	poumon				
Fernald Feed	groupés				
Materials	Rapport				
Dupree <i>et al.</i> , 1995	d'appariement				
	de 1:1				

* Nombre moyen d'années de suivi par travailleur
 ND = non disponible

**ANNEXE C : TRAVAILLEURS DES USINES DE TRAITEMENT DE L'URANIUM ET
DES USINES DE PRODUCTION D'ENGRAIS PHOSPHATÉS : CANCERS**

Sites et références	TAUX STANDARDISÉS DE MORTALITÉ PAR CANCER (IC à 95 %) ou valeur <i>p</i>				
	Poumon	Leucémie	Maladie de Hodgkin	Lymphome non hodgkinien	Os
Travailleurs d'usines de traitement de l'uranium du plateau du Colorado					
1. Wagoner <i>et al.</i> , 1964	0 (NS)	–	–	–	–
2. Archer <i>et al.</i> , 1973	94 (-3-191)**	127 (NS)	–	392 (<i>p</i> < 0,05)	–
3. Waxweiler <i>et al.</i> , 1983	83 (54-121)	0 (NS)	231 (48-675)	91 (NS)	–
4. Pinkerton <i>et al.</i> , 2004	113 (89-141)	66 (21-153)	330 (90-843)	122 (NS)	–
Tennessee Eastman Corp., Oak Ridge, Tennessee (TEC)					
5. Polednak et Frome, 1981	109 (97-122)	92 (66-125)	55 (NS)	67 (NS)	90 (33-196)
	Corrigé	122 (110-136)	102 (74-137)	–	100 (40-206)
6. Frome <i>et al.</i> , 1990	127 (<i>p</i> < 0,01)	113 (NS)	–	85 (NS)	106 (NS)
Usine de fabrication de matériaux à base d'uranium (Y12), Oak Ridge, Tennessee					
7. Checkoway <i>et al.</i> , 1988	136 (109-1670)	50 (14-128)	87 (18-254)	62 (13-181)	–
8. Loomis et Wolfe, 1966	Tous	117 (101-134)	60 (3-107)	62 (13-183)	50 (14-129)
	Hommes blancs	120 (104-138)	–	–	–
9. Richardson et Wing, 2006		1,4 (0,65-3,01)	–	–	–
10. Frome <i>et al.</i> , 1997		118 (NS)	98 (NS)	77 (NS)	91 (NS)
Fernald Feed Materials Production Centre, Ohio					
11. Ritz, 1999	101 (83-121)	116 (62-198)	204 (74-443)	167 (72-329)	0 (0-370)
12. Boiano <i>et al.</i> , 1989	–	–	–	–	–
Usine d'enrichissement de l'uranium, Portsmouth, Ohio					
13. Brown et Bloom, 1987	88 (65-117)	–	–	146 (NS)	–
Linde Air Products, Buffalo, New York					
14. Dupree <i>et al.</i> , 1987	0,97 (0,60-198)	–	–	–	–
15. Teta et Ott, 1988	–	–	–	–	–
United Nuclear Corp., Connecticut					
16. Hadjimichael <i>et al.</i> , 1983	95 (52-160)	113 (13-409)	–	65 (7-234)	206 (3-1 140)

Sites et références	TAUX STANDARDISÉS DE MORTALITÉ PAR CANCER (IC à 95 %) ou valeur <i>p</i>				
	Poumon	Leucémie	Maladie de Hodgkin	Lymphome non hodgkinien	Os
Usines de production d'engrais phosphatés, Floride					
17. Stayner <i>et al.</i> , 1985	113 (61-192)	–	–	53 (9-167)	–
Mallinckrodt Chemical Works, St. Louis, Missouri					
18. Dupree-Ellis <i>et al.</i> , 2000	102 (83-124)	111 (57-189)	92 (15-283)	28 (1-156)	120 (7-526)
Royaume-Uni					
British Nuclear Fuels, usine de Springfields					
19. McGeoghegan et Binks, 2000b	85 (<i>p</i> < 0,01)	100 (NS)	124 (NS)	63 (NS)	67 (NS)
	RSI 75 (<i>p</i> < 0,001)	79 (NS)	139 (NS)	79 (NS)	0
British Nuclear Fuels, usine de Chapelcross					
20. McGeoghegan et Binks, 2001	–	–	–	–	–
British Nuclear Fuels, usine de Capenhurst					
21. McGeoghegan et Binks, 2000a	89 (NS)	69 (NS)	177 (NS)	109 (NS)	0 (NS)
	RSI 84 (NS)	74 (NS)	65 (NS)	58 (NS)	0 (NS)
Atomic Weapons Est.					
22. Beral <i>et al.</i> , 1988	64 (<i>p</i> < 0,01)	44 (NS)	56 (NS)	49 (NS)	74 (NS)
Rocketdyne (Atomics International)					
23. Ritz <i>et al.</i> , 2000	81 (59-108)	146 (63-288)	–	45 (NS)	–
24. Boice <i>et al.</i> , 2006	89 (76-105)	133 (86-197)	199 (65-463)	98 (59-152)	0 (0-352)
Savannah River Plant, Géorgie					
25. Cragle <i>et al.</i> , 1988	85 (NS)	163 (NS)	–	95 (NS)	0 (NS)
Usines de traitement égyptiennes					
26. Shawky <i>et al.</i> , 2002	–	–	–	–	–

** Valeurs signalées dans les rapports de l'IOM, 2000, 2008.

RSI = rapport standardisé d'incidence

NS = non significatif

Sites et références	TAUX STANDARDISÉS DE MORTALITÉ PAR CANCER (IC à 95 %) ou valeur p					
	Rein	Vessie	SNC	Estomac	Prostate	Testicule
Travailleurs d'usines de traitement de l'uranium du plateau du Colorado						
1. Wagoner <i>et al.</i> , 1964	–	–	–	–	–	–
2. Archer <i>et al.</i> , 1973	–	–	–	–	–	–
3. Waxweiler <i>et al.</i> , 1983	112 (23-325)	–	–	40 (8-117)	71 (26-154)	–
4. Pinkerton <i>et al.</i> , 2004	81 (22-206)	–	–	–	–	76 (43-126)
Tennessee Eastman Corp. Oak Ridge, Tennessee (TEC)						
6. Frome <i>et al.</i> , 1990	84 (NS)	82 (NS)	116	78 (NS)	106	73 (NS)
Usine de fabrication de matériaux à base d'uranium (Y12), Oak Ridge, Tennessee						
7. Checkoway <i>et al.</i> , 1988	122 (45-266)	72 (15-210)	180 (98-302)	57 (19-133)	92 (37-190)	–
8. Loomis et Wolfe, 1966	130 (74-211)	72 (31-142)	129 (79-200)	64 (33-112)	131 (91-181)	0 (0-159)
9. Richardson et Wing, 2006	–	–	–	–	–	–
10. Frome <i>et al.</i> , 1997	92 (NS)	76 (NS)	109 (NS)	73 (NS)	101 (NS)	72 (NS)
Fernald Feed Materials Production Centre, Ohio						
11. Ritz, 1999	63 (20-146)	115 (50-227)	124 (64-217)	134 (75-221)	144 (93-212)	67 (1-374)
12. Boiano <i>et al.</i> , 1989	–	–	–	–	–	–
Usine d'enrichissement de l'uranium, Portsmouth, Ohio						
13. Brown et Bloom, 1987	–	–	–	169 (NS)	–	–
Linde Air Products, Buffalo, New York						
14. Dupree <i>et al.</i> , 1987	–	–	–	165 (66-339)	–	–
15. Teta et Ott, 1988	–	–	–	–	–	–
United Nuclear Corp., Connecticut						
16. Hadjimichael <i>et al.</i> , 1983	–	0,52 (1-292)	240 (65-615)	–	–	–
Usines de production d'engrais phosphatés, Floride						
17. Stayner <i>et al.</i> , 1985	–	–	–	–	–	–
Mallinckrodt Chemical Works, St. Louis, Missouri						
18. Dupree-Ellis <i>et al.</i> , 2000	117 (54-218)	116 (48-236)	157 (84-264)	38 (12-89)	115 (74-170)	93 (5-408)

Sites et références	TAUX STANDARDISÉS DE MORTALITÉ PAR CANCER (IC à 95 %) ou valeur <i>p</i>					
	Rein	Vessie	SNC	Estomac	Prostate	Testicule
Royaume-Uni						
British Nuclear Fuels, usine de Springfields						
19. McGeoghegan et Binks, 2000b	60 (NS)	92 (NS)	67 (NS)	92 (NS)	89 (NS)	61 (NS)
RSI	63 (NS)	76 (<i>p</i> < 0,05)	64 (NS)	76 (<i>p</i> < 0,05)	77 (<i>p</i> < 0,05)	92 (NS)
British Nuclear Fuels, usine de Chapelcross						
20. McGeoghegan et Binks, 2001	–	–	–	–	–	–
British Nuclear Fuels, usine de Capenhurst						
21. McGeoghegan et Binks, 2000a	49 (NS)	104 (NS)	139 (NS)	90 (NS)	79 (NS)	0 (NS)
RSI	45 (NS)	96 (NS)	103 (NS)	93 (NS)	54 (NS)	96 (NS)
Atomic Weapons Est.						
22. Beral <i>et al.</i> , 1988	188 (NS)	51 (NS)	32 (<i>p</i> < 0,05)	67 (<i>p</i> < 0,05)	139 (NS)	58 (NS)
Rocketdyne (Atomics International)						
23. Ritz <i>et al.</i> , 2000	126 (41-294)	89 (18-259)	131 (48-284)	118 (43-257)	73 (29-150)	
24. Boice <i>et al.</i> , 2006	94 (49-164)	65 (8-129)	115 (67-183)	117 (73-179)	93 (66-129)	69 (2-382)
Savannah River Plant, Géorgie						
25. Cragle <i>et al.</i> , 1988	40 (NS)	60 (NS)	23 (<i>p</i> < 0,05)	68 (NS)	60 (NS)	
Usines de traitement égyptiennes						
26. Shawky <i>et al.</i> , 2002						

NS = non significatif

RSI = rapport standardisé d'incidence

**ANNEXE D : TRAVAILLEURS DES USINES DE TRAITEMENT DE L'URANIUM ET
DES USINES DE PRODUCTION D'ENGRAIS PHOSPHATÉS :
AFFECTIONS NON CANCÉREUSES**

Sites et références	Affection rénale	Affection respiratoire	Affection neurologique
Travailleurs d'usines de traitement de l'uranium du plateau du Colorado			
1. Wagoner <i>et al.</i> , 1964	–	–	–
2. Archer <i>et al.</i> , 1973	–	–	–
3. Waxweiler <i>et al.</i> , 1983	167 (60-353)	163 (123-212)	–
4. Pinkerton <i>et al.</i> , 2004	135 (58-267)	143 (116-173)	–
Tennessee Eastman Corp. Oak Ridge, Tennessee (TEC)			
5. Polednak et Frome, 1981	77 (45-109)	122 (110-136)	77 (49-105)
6. Frome <i>et al.</i> , 1990	99 (71-126)	125 (117-133)	93 (71-115)
Usine de fabrication de matériaux à base d'uranium (Y12), Oak Ridge, Tennessee			
7. Checkoway <i>et al.</i> , 1988	72 (31-142)	76 (53-104)	–
8. Loomis et Wolfe, 1966	–	–	–
9. Richardson et Wing, 2006	–	–	–
10. Frome <i>et al.</i> , 1997	83 (NS)	112 (NS)	70 (NS)
Fernald Feed Materials Production Centre, Ohio			
11. Ritz, 1999	21 (4-129)	66 (50-87)	–
12. Boiano <i>et al.</i> , 1989	–	–	–
Usine d'enrichissement de l'uranium, Portsmouth, Ohio			
13. Brown et Bloom, 1987	–	–	–
Linde Air Products, Buffalo, New York			
14. Dupree <i>et al.</i> , 1987	–	–	–
15. Teta et Ott, 1988	–	–	–
United Nuclear Corp., Connecticut			
16. Hadjimichael <i>et al.</i> , 1983	–	–	–
Usines de production d'engrais phosphatés, Floride			
17. Stayner <i>et al.</i> , 1985	–	–	–
Mallinckrodt Chemical Works, St. Louis, Missouri			
18. Dupree-Ellis <i>et al.</i> , 2000	188 (75-381)	80 (62-101)	82 (43-141)
Royaume-Uni			
British Nuclear Fuels, usine de Springfields			
19. McGeoghegan et Binks, 2001, 2000b	57 ($p < 0,01$)	79 ($p = 0,02$)	69 ($p < 0,05$)
British Nuclear Fuels, usine de Chapelcross			
20. McGeoghegan et Binks, 2001	108 (NS)	–	71 (NS)
British Nuclear Fuels, usine de Capenhurst			
21. McGeoghegan & Binks, 2000a	98 (NS)	70 ($p = 0,008$)	98 (NS)
Atomic Weapons Est.			
22. Beral <i>et al.</i> , 1988	–	–	–
Rocketdyne (Atomics International)			
23. Ritz <i>et al.</i> , 2000	78 (25-181)	75 (50-106)	–
24. Boice <i>et al.</i> , 2006	118 (61-206)	67 (52-84)	96 (65-137)
Savannah River Plant, Géorgie			
25. Cragle <i>et al.</i> , 1988	39 (10-96)	41 (24-66)	81 (NS)
Usines de traitement égyptiennes			
26. Shawky <i>et al.</i> , 2002	–	–	–

**ANNEXE E : COMPARAISON DES DOSES DE RAYONNEMENT
ET LIMITES CHEZ L'HUMAIN**

Doses en mSv	DESCRIPTION
1 000	Dose pouvant causer la maladie des rayons si elle est reçue en l'espace de 24 heures
100	Dose la plus faible pouvant causer le cancer (UNSCEAR, 2006)
60	Dose engagée reçue en 50 ans par des militaires exposés (exposition de niveau I – pire scénario) lors de tirs fratricides accidentels sur des véhicules blindés (Squibb et McDiarmid, 2007)
50	Dose limite annuelle pour les travailleurs du nucléaire
15	Scintigraphie myocardique de perfusion diagnostique
12	Tomodensitométrie de l'abdomen
2,4	Dose moyenne de rayonnement naturel reçue chaque année par la population mondiale, dont 1,2 mSv provient du radon (UNSCEAR, 2000)
1,0	Dose limite annuelle de rayonnement pour la population générale en plus du rayonnement naturel (ICRP, 1995)
0,7	Mammographie
0,55	Dose engagée reçue en un an par les militaires qui se trouvaient à bord des véhicules blindés frappés par des obus à l'UA (Chazal <i>et al.</i> , 2003)
0,03	Exposition de niveau III (pire scénario) dans un véhicule contaminé (The Royal Society, 2001)
4,1 x 10 ⁻⁶	Dose engagée reçue en 50 ans par les civils irakiens résidant en aval (sous le vent) d'un champ de bataille (Marshall, 2008)

ANNEXE F : SYMPTÔMES CHRONIQUES SE MANIFESTANT PAR SUITE DE CONFLITS ARMÉS

Un état morbide est fréquemment signalé à la suite de conflits armés. Il se caractérise par des symptômes persistants dont la cause ne peut souvent être expliquée par l'examen physique et les analyses de laboratoire. Cet état a été le mieux étudié chez des anciens combattants qui avaient servi pendant la guerre du Golfe au début des années 1990 (IOM, 2010; IOM, 2006) et qui présentaient un syndrome chronique multisymptomatique ne pouvant être attribué à aucune cause précise (IOM, 2000). Toutefois, l'observation d'autres états morbides se manifestant par la présence de symptômes persistants remonte au moins aussi loin que la guerre de Sécession (Hyams, 1996). Une première catégorie de symptômes est de nature physique (somatique), la douleur (p. ex. maux de tête, douleurs lombaires et autres types de douleurs musculo-squelettiques), la fatigue, les troubles du sommeil et les symptômes gastro-intestinaux étant particulièrement fréquents. Le groupe de symptômes réunissant la douleur, la fatigue et les troubles du sommeil évoque fortement certains syndromes somatiques tels que la fibromyalgie ou le syndrome de fatigue chronique. Une deuxième catégorie de symptômes comprend des troubles psychologiques, les plus fréquents étant l'état de stress post-traumatique et la dépression. Les symptômes physiques et psychologiques chroniques se manifestent souvent en concomitance et exercent des effets indésirables qui s'influencent mutuellement, notamment en ce qui concerne la souffrance, la qualité de vie liée à la santé, l'incapacité physique et la réponse au traitement. Des études menées auprès de membres des Forces canadiennes ont donné des résultats similaires. Un sondage réalisé auprès de 3 113 anciens combattants des FC ayant servi lors de la guerre du Golfe et du Koweït et de 3 439 membres actifs des FC qui n'ont pas été déployés a révélé une prévalence plus élevée des problèmes de santé autodéclarés, notamment les maladies des os et des articulations, de l'appareil digestif, de la peau et de l'appareil respiratoire, chez les anciens combattants qui avaient été déployés (Gilroy, 1998). Ceux-ci affichaient également une prévalence plus élevée des symptômes de fatigue chronique, de dysfonctionnement cognitif, de dépression majeure, d'état de stress post-traumatique, d'anxiété et de fibromyalgie. Le suivi à long terme des anciens combattants des FC déployés n'a toutefois pas mis en évidence de risque accru de mortalité ou de cancer (Statistique Canada, 2005).

Ces résultats ne sont pas exclusifs aux populations militaires; ils sont également observés chez des patients civils. Chez ces patients, ces symptômes sont très fréquents, se manifestent souvent de façon concomitante, n'ont « aucune explication médicale » (diagnostics reposant sur les symptômes uniquement) dans un tiers à la moitié des cas, deviennent chroniques chez 20 % de ceux qui en souffrent et réduisent substantiellement la qualité de vie liée à la santé. De plus, la déclaration des symptômes augmente dans certaines situations stressantes, par exemple à la suite d'une catastrophe naturelle ou d'origine humaine; dans les populations civiles de pays déchirés par la guerre; dans les populations d'immigrants qui ont fui une situation de détresse et s'immergent dans une culture inconnue; et chez les personnes qui ont subi

une perte majeure (deuil, chômage, séparation, maladie grave, événement catastrophique, crise financière, etc.).

Voici d'autres termes évoquant ce type de syndrome qui peuvent figurer dans la littérature : 1) *syndromes somatiques fonctionnels* (cette expression s'applique généralement aux affections telles que la fibromyalgie, le syndrome du côlon irritable et le syndrome de fatigue chronique); 2) *troubles somatoformes* ou somatisation (termes qui évoquent souvent des mécanismes psychologiques) et 3) *symptômes médicalement inexplicables*. Toutes ces notions se chevauchent; chacune comporte des problèmes qui lui sont propres, et aucun système de classification ni aucune nomenclature idéaux n'ont encore été élaborés ou ne font l'unanimité (Kroenke, 2006). En témoigne la section 780 à 799 de la CIM (couramment utilisée pour les anciens combattants de la guerre du Golfe qui présentent des symptômes persistants), qui s'intitule : Symptômes, signes et états morbides mal définis (Roy, 1998).

Les symptômes les plus étudiés après un déploiement militaire sont ceux qui ont été observés après la guerre du Golfe au début des années 1990. À ce jour, ces symptômes n'ont pas pu être associés à l'exposition à une substance en particulier (pyridostigmine, sarin, pesticides, vaccins, feu ou émanations d'hydrocarbures, uranium appauvri, autres agents chimiques ou biologiques, etc.). Aucune nouvelle maladie n'a par ailleurs fait son apparition (Davis, 2000; Gardner, 2003). Il existe néanmoins des traitements efficaces, comme la thérapie cognitivo-comportementale pour les syndromes chroniques multisymptomatiques, l'activité physique, les médicaments ciblant certains symptômes (douleur, humeur, symptômes gastro-intestinaux, etc.) et les interventions comportementales basées sur les symptômes (Donta, 2003). Il est également important d'éliminer les obstacles au traitement et à la réadaptation, comme le manque d'information communiquée aux médecins sur ces types d'affections, la perception d'une stigmatisation associée aux symptômes chroniques mal compris, ainsi que les inquiétudes concernant l'invalidité et les soins de santé.

L'Institute of Medicine des États-Unis travaille à l'élaboration du rapport consensuel d'un comité d'experts intitulé *Gulf War and Health: Treatment of Chronic Multisymptom Illness* (la guerre du Golfe et la santé : traitement des syndromes chroniques multisymptomatiques) dont la parution est prévue au début de l'année 2013. Le lecteur trouvera à l'adresse suivante de l'information au sujet des travaux dont a été chargé le comité d'experts : <http://www.iom.edu/Activities/Veterans/GulfWarMultisymptom.aspx>.

ACRONYMES ET DÉFINITIONS

ACC	Anciens Combattants Canada
ATSDR	Agency for Toxic Substance and Disease Registry des États-Unis
BEIR	Biological Effects of Ionizing Radiation (Effets biologiques des rayonnements ionisants). Il s'agit d'un sous-comité du NRC des États-Unis.
Biomarqueur	Caractéristique mesurable ou indicateur de la fonction d'un organe ou de la présence ou gravité d'une maladie.
CANDU	CANadian Deuterium Uranium. Type de réacteur nucléaire qui utilise le deutérium et l'uranium naturel.
CCSN	Commission canadienne de sûreté nucléaire
CIPR	Commission internationale de protection radiologique
CSRSE	Comité scientifique des risques sanitaires et environnementaux (Union européenne)
Dose efficace	Mesure du risque individuel global lié à une irradiation qui tient compte des différents types de rayonnement et des différentes doses reçues par les divers organes du corps. Les limites de radioprotection s'expriment sous forme de doses efficaces.
Dose engagée	Dose efficace attendue dans une période donnée après l'exposition (habituellement 50 ans pour les travailleurs et 70 ans pour la population générale).
Étude de cohorte	Étude dans laquelle des chercheurs suivent un groupe de personnes pendant une période donnée pour comprendre la relation entre une exposition (p. ex. à un polluant de l'environnement) et l'apparition ultérieure d'une maladie. Dans une étude rétrospective de cohorte (un type d'étude de cohorte), les chercheurs utilisent les renseignements provenant de sources administratives pour reculer dans le temps afin de comprendre la relation entre l'exposition et l'apparition d'une maladie.
Étude transversale	Type d'étude qui étudie la relation entre les caractéristiques d'une population et la prévalence d'une maladie à un moment précis.
FC	Forces canadiennes

Fissile	Capacité d'une matière de se désintégrer et de provoquer une réaction en chaîne, ce qui libère une grande quantité d'énergie.
Génotoxique	Se dit d'un agent chimique ou autre qui endommage l'ADN, ce qui provoque des mutations pouvant être à l'origine d'un cancer.
Inhalable	Fraction d'un aérosol qui est inhalée et atteint les parties profondes du poumon, où les échanges gazeux avec le sang ont lieu.
IOM	Institute of Medicine (des National Academies des États-Unis)
Ionisation	Processus par lequel un atome neutre ou une molécule acquiert une charge positive ou négative.
Isotopes	Atomes d'un même élément qui possèdent un nombre de neutrons différent.
MDN	Ministère de la Défense nationale
NRC	National Research Council (États-Unis)
OMS	Organisation mondiale de la Santé
Période radioactive	Intervalle de temps au bout duquel la moitié des atomes d'une matière radioactive s'est désintégrée. En règle générale, plus la période radioactive est longue, moins un élément est radioactif. Par exemple, le ^{238}U , isotope faiblement radioactif de l'uranium, a une période radioactive de 4,5 milliards d'année. Celle du radon, gaz cancérigène connu, est de 3,82 jours.
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
Radioactivité	Transformation nucléaire spontanée qui provoque la formation de nouveaux éléments.
Radon	Gaz noble radioactif, inodore et incolore, présent naturellement en tant que sous-produit de la désintégration de l'uranium.
Rayonnement faiblement ionisant	Rayonnement de moins de 100 mSv.
Rayonnement ionisant	Type de rayonnement qui possède assez d'énergie pour enlever des électrons à une molécule.

RII	Rapport d'incidence instantanée. Mesure statistique permettant de déterminer la probabilité d'événements dans le groupe de traitement d'une étude de recherche par rapport à la probabilité d'événements dans le groupe témoin.
RIP	Rapport d'incidence proportionnelle. Calcul statistique servant à comparer des ensembles de données lorsqu'un ensemble normalisé de proportions pour l'âge est disponible et peut être comparé à l'ensemble de données étudié.
RR	Risque relatif. Rapport du risque d'une maladie dans un groupe exposé au risque de maladie dans un groupe non exposé.
RSI	Rapport standardisé d'incidence. Rapport du nombre de nouveaux cas (incidence) d'une maladie dans la population étudiée au nombre de nouveaux cas qui seraient attendus si la population étudiée avait le même taux d'incidence qu'une population de comparaison.
RSM	Rapport standardisé de mortalité. Rapport du nombre de décès observés dans un groupe d'étude au nombre de décès attendus dans la population générale ajusté pour tenir compte des différences d'âge entre les deux populations.
RTM	Rapport des taux de mortalité. Rapport du taux de mortalité (nombre de décès divisé par le nombre de personnes vivantes pendant une période donnée) dans un groupe d'une population au taux de mortalité d'un deuxième groupe dans une population. Conceptuellement similaire au rapport d'incidence, à la différence que le rapport des taux de mortalité est basé sur les décès, alors que le rapport d'incidence est basé sur les nouveaux cas d'une maladie.
SEER	Surveillance, Epidemiology and End Results. Registre national des cas de cancer mis sur pied à l'initiative du National Cancer Institute des États-Unis.
Sievert	Unité de mesure du rayonnement déposé dans les tissus. Le millisievert (mSv), un millième de sievert, est l'unité la plus utilisée dans le présent rapport.
UA	Uranium appauvri
UNSCEAR	Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants

Uranium appauvri

Uranium naturel dont le mélange d'isotopes est constitué d'une plus forte proportion de l'isotope ^{238}U , non fissile et moins radioactif.

Uranium enrichi

Uranium naturel qui a été modifié de façon à contenir un plus grand pourcentage de l'isotope fissile ^{235}U . Seul l'uranium enrichi peut être employé dans les réacteurs et les bombes nucléaires.