



REVUE TECHNIQUE

DOCUMENT SAN6 - BAPE 6211-08-012

Les enjeux de la filière uranifère au Québec

RHEM Technologies Inc.
125 River Road
Grand-Mère (QUÉBEC) G9T 5K4

Tel. : 819-371-5874
www.rhem.ca



CLIENT | ASSOCIATION NUCLÉAIRE CANADIENNE
OTTAWA, ONTARIO

REVUE TECHNIQUE

DOCUMENT SAN6 - BAPE 6211-08-012
Les enjeux de la filière uranifère au Québec

VERSION : 1.0

JUILLET 2014 | CNA-1401-RPT-002

ASSURANCE QUALITÉ

Autorisation

Client	Association Nucléaire Canadienne	
Titre	REVUE TECHNIQUE - DOCUMENT SAN6 - BAPE 6211-08-012	
Rapport #	CNA-1401-RPT-002	
Version	1.0	
Préparé par	Michel Plante, médecin	
Vérifié par		
Approuvé par	Michel R. Rhéaume, Physicien, SHP, FNCA	

Suivi des versions

Version	Nature des changements	Par	Date
0.1	Développement	Michel Plante	21-juin-2014
0.2	Version préliminaire	Michel R. Rhéaume	22-juin-2014
0.4	Intégration des commentaires	Michel Plante	12-juillet-2014
1.0	Version finale	Michel R. Rhéaume	14-juillet-2014

NOTE À PROPOS DE L'AUTEUR

Michel Plante est diplômé de médecine de l'Université de Montréal. Il a pratiqué la médecine à l'urgence du CLSC Ste Rose de Laval de 1981 à 1993. Il a été médecin responsable à la Centrale nucléaire de Gentilly de 1982 à 1985. Il a fait partie du Groupe des aviseurs médicaux à la Commission de contrôle de l'énergie atomique du Canada (CCEA) (maintenant la Commission canadienne de sûreté nucléaire) de 1991 à 1996 puis membre du Comité aviseur de la radioprotection de la CCEA de 1996 à 2000. Il a enseigné les effets des rayonnements ionisants et non ionisants à l'Université de Montréal de 1994 à 2011. A titre de médecin-conseil chez Hydro-Québec depuis 1982, il est responsable de la protection de la santé du public et des recherches en santé commanditées par l'entreprise. Il a prêté son expertise de façon ponctuelle auprès de nombreuses entreprises, notamment dans le domaine de la téléphonie sans fil. Il a témoigné à plusieurs reprises au Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) dans le cadre des études d'impact sur l'environnement des projets d'Hydro-Québec.

TABLE DES MATIÈRES



1. CONTEXTE	5
2. COMMENTAIRES GÉNÉRAUX	7
3. COMMENTAIRES SPÉCIFIQUES	11
SECTION 1 : ÉVALUATION DU RISQUE À LA SANTÉ PAR LE VOLET ÉPIDÉMIOLOGIQUE (P. 21 – 106)	11
SECTION 2 : ÉVALUATION DU RISQUE PAR L'APPROCHE TOXICOLOGIQUE (P. 107 – 160 PLUS ANNEXES)	23
SECTION 3 : VOLET DES IMPACTS SUR LA QUALITÉ DE VIE, DANS SES ASPECTS PSYCHOLOGIQUES ET SOCIAUX	30

AVANT PROPOS

À la demande de RHEM Technologie Inc. et de l'Association nucléaire canadienne, j'ai procédé à une analyse du document intitulé « Les impacts sanitaires en lien avec les projets uranifères nord-côtiers » préparé par la Direction de la santé environnementale et de la toxicologie de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ). Le rapport de l'INSPQ porte principalement sur l'évaluation du risque radiologique et l'analyse critique qui en est faite sera limitée à cet aspect. Des notes et commentaires ont été ajoutés pour fournir au lecteur quelques repères utiles à une meilleure compréhension de la nature des risques dont il est question. Le contenu de cette revue reflète mon opinion professionnelle et n'engage aucune autre partie.

1 CONTEXTE

En 2008, une société d'exploration minière a amorcé des travaux d'exploration d'uranium à quelques kilomètres de la ville de Sept-Îles. Une controverse s'est rapidement installée relativement aux effets sanitaires que pourrait avoir une mine d'uranium pour la population locale. Cette controverse a pris une ampleur exceptionnelle lorsqu'un groupe de médecins de Sept-Îles a menacé de quitter la région si le projet allait de l'avant.

Pour répondre à la situation de crise qui se développait, le Directeur national de santé publique a proposé la formation d'un comité de travail intersectoriel qui aurait pour tâche d'analyser les risques pour la santé d'un tel projet et que la Direction régionale de la santé publique de la Côte-Nord (DSP-CN) présiderait ce groupe. Le groupe aurait la responsabilité « d'informer la population locale des risques pour la santé découlant des projets miniers uranifères à partir de connaissances scientifiques et rigoureuses ».

La DSP-CN a alors sollicité l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) pour procéder à cette analyse scientifique. Le rapport de l'INSPQ intitulé « Les impacts sanitaires en lien avec les projets uranifères nord-côtiers », daté de septembre 2013, a été déposé devant le Bureau d'audiences publiques sur l'environnement à l'amorce des travaux sur la filière uranifère au Québec en mai 2014 (document SAN6 - BAPE 6211-08-012). À notre connaissance, ni la DSP-CN qui est mandataire du rapport, ni la Direction nationale de la santé publique au Ministère de la Santé et des Services sociaux n'ont fait connaître leur réaction à ce rapport. Le mandat comportait trois volets :

- 1) Documenter les effets sanitaires engendrés par les activités minières uranifères, en considérant l'ensemble des voies d'exposition;
- 2) réaliser une étude de faisabilité d'une évaluation du risque toxicologique et radiologique et, si jugé faisable, de réaliser cette évaluation de risque;
- 3) documenter les effets psychologiques et sociaux.

Pour y répondre, l'INSPQ présente un rapport divisé en trois sections distinctes, chacune étant réalisée par un ou des auteurs différents. Parmi les huit auteurs du rapport, on distingue un médecin spécialiste en santé au travail et en épidémiologie, une pharmacienne, et six conseillers scientifiques dont le domaine de formation n'est pas spécifié. Les trois volets sont présentés de façon indépendante dans le rapport:

- 1) Une revue des études épidémiologiques réalisées chez les populations résidant à proximité de mines d'uranium. Cette revue a été réalisée par la spécialiste en épidémiologie.
- 2) Une analyse de risque réalisée à partir d'une estimation de l'exposition des personnes vivant à proximité des sites miniers et des caractéristiques toxicologiques des contaminants. Trois auteurs ont contribué à cette analyse.
- 3) Une analyse des impacts psychologiques et sociaux des mines uranifères réalisée par un groupe de 4 auteurs.

2 COMMENTAIRES GÉNÉRAUX

Notons qu'il aurait été souhaitable que la mise en contexte offerte en introduction inclue un rappel des données concernant les effets sur la santé du rayonnement ionisant. Quelques données brèves sont offertes en annexe, mais elles sont succinctes. L'absence de données sur les sources d'origine naturelle dont le radon, les sources médicales et les doses qui y sont associées, l'absence de données contextuelles importantes sur le risque cancérogène du rayonnement ionisant laissent le lecteur sans repère pour évaluer les risques en fonction de la dose reçue.

2.1 Le risque à la santé

L'INSPQ a choisi deux approches différentes pour estimer les risques à la santé : une revue de 11 études épidémiologiques réalisées autour des sites miniers en opération entre 1950 et le début des années 2000 et une approche de risque toxicologique fondé sur des données d'activité de radionucléides mesurées partout dans le monde autour des sites miniers d'uranium provenant de 243 études différentes.

La première approche, rédigée par une épidémiologiste, conclut à une suspicion d'augmentation de risque de leucémie chez les populations vivant à proximité des sites miniers d'uranium. Pour les autres cancers et les autres maladies étudiées, l'auteur ne peut tirer de conclusion claire.

Les études épidémiologiques analysées sont principalement de type écologique. Comme le souligne l'auteure, ce type d'étude est, par nature, exploratoire et ne permet pas de tirer de conclusions fermes. On constate que ces études ont été réalisées autour de sites miniers actifs dans le monde entre les années 50 et le début des années 2000 et sont difficilement transposables à un éventuel projet minier uranifère réalisée sous la réglementation canadienne : alors que les doses minimales requises pour augmenter le risque de cancer de façon mesurable dans une population exposée est de l'ordre de 50 à 100 mSv, les doses à la population vivant à proximité immédiate des installations canadiennes, documentées depuis plusieurs années, sont de l'ordre de 0,001 à 0,01 mSv. Cette considération n'est pas abordée par l'auteure. Un autre aspect qui n'est pas discuté est le fait que la leucémie résulte d'une exposition de la moelle osseuse alors que les radionucléides d'intérêt liés aux mines d'uranium et les voies d'exposition n'entraînent pas d'exposition significative à la moelle osseuse,

L'auteure applique une méthode d'analyse complexe, mais après en avoir examiné les détails, on constate que la conclusion portant sur les leucémies résulte d'une méthodologie d'interprétation des données inusitée particulièrement vulnérable à produire de faux résultats positifs. Cette interprétation abusive des données statistiques de même que des jugements douteux notamment sur la question de la plausibilité biologique font que la conclusion n'est pas justifiée sur la base des données présentées

Dans la seconde approche, les auteurs ont appliqué une méthode d'évaluation de risque toxicologique fondée sur des données d'activité de radionucléides mesurée partout dans le monde autour des sites miniers d'uranium provenant de 243 études différentes. Les données recueillies montrent une hétérogénéité marquée et une extrême variabilité. Malgré cela, les auteurs n'ont pas porté de

jugement sur la faisabilité de procéder à d'évaluation de risque tel que le mandat le prévoyait et ils ont procédé à cette analyse.

Les auteurs concluent que l'ensemble des données ne permet pas de connaître l'influence que pourrait avoir une mine sur l'exposition des populations avoisinantes au radon. Ils concluent également qu'il est possible que la limite canadienne de la dose annuelle au public de 1 mSv soit dépassée et qu'ils ne peuvent statuer sur l'ampleur de ce risque.

Il est étonnant que l'INSPQ ait choisi de procéder à son analyse à partir de données internationales aussi hétérogènes et variables plutôt que d'utiliser principalement les données provenant du suivi environnemental des mines d'uranium canadiennes et des autres installations nucléaires. Le Canada est un des plus importants producteurs d'uranium au monde. L'exploitation des mines d'uranium profite d'une expérience de près de 70 ans. Les données issues de la surveillance environnementale sont abondantes et illustrent l'évolution marquée des moyens mis en œuvre pour contrôler le risque radiologique. Ces données sont soumises à un contrôle réglementaire par une commission dédiée à cet effet, la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) et elles sont publiques. Tout projet de mine uranifère au Québec serait soumis au même contexte réglementaire puisqu'il s'agit d'une juridiction fédérale. Or le suivi environnemental des effluents radioactifs autour des installations nucléaires canadiennes dont les mines et usines de traitement font partie, montre que la dose annuelle au public est largement inférieure à la limite réglementaire de 1 mSv.

Plus spécifiquement, il est difficile de comprendre les raisons qui ont mené l'INSPQ à ne pas appuyer son évaluation sur les résultats des programmes de monitoring du radon autour des sites miniers au Canada. Ce suivi montre qu'au-delà des limites du site minier lui-même, la contribution de la mine aux concentrations de radon dans l'air est faible et atteint rapidement les niveaux ambiants naturels.

Au Québec, nous disposons de données précises sur le radon recueillies sur l'ensemble du territoire québécois avec une identification des zones plus propices au développement de fortes concentrations dans les résidences. Les études québécoises font aussi état d'une analyse spécifique de la question du radon chez les personnes vivant à proximité immédiate d'un gisement riche en uranium (gisement de niobium à Oka). Les auteurs auraient eu grand avantage à mettre à profit l'expertise développée sur cette question par certaines directions régionales de santé publique régionale du Québec et par d'autres chercheurs de leur propre institut (INSPQ) qui ont publié un rapport exhaustif sur la question du radon résidentiel en 2004. Ces rapports expliquent clairement que le radon présent dans l'air extérieur ne présente pas de risque à la santé. C'est le radon provenant du sol situé immédiatement sous la résidence qui peut poser un problème en s'infiltrant dans les sous-sols et en s'accumulant dans les endroits peu ventilés.

L'évaluation de risque à la santé menée par l'INSPQ comporte des faiblesses majeures et ses conclusions sont fautives. Ce rapport est de nature à perpétuer les croyances et les mythes autour des risques liés au rayonnement et à alarmer indûment la population du Québec. Une évaluation fondée sur les données réelles des suivis environnementaux canadiens aurait montré hors de tout doute raisonnable que les doses réelles reçues par le public autour des installations nucléaires canadiennes dont les mines font partie sont documentées avec précision et se situent largement en deçà des doses provenant de sources naturelles auxquelles tout un chacun est exposé. Ces expositions sont extrêmement faibles et ne présentent aucun risque à la santé. La population et les décideurs doivent en être informés adéquatement.

Nous sommes tous conscients qu'un écart très important est souvent observé entre l'évaluation scientifique du risque du rayonnement ionisant sur la santé et sa perception dans la population.

L'opinion indépendante d'une autorité de santé crédible comme l'INSPQ est importante et peut aider à corriger ces écarts lorsque les risques appréhendés ne sont pas fondés. Loin d'éclairer la société québécoise comme il devait le faire, le présent rapport, en soulevant des doutes sans fondement scientifique valable sur l'existence de maladies graves autour d'éventuelles mines d'uranium au Québec et en exprimant des incertitudes injustifiées sur les doses au public attribuables aux effluents radioactifs autour d'une installation nucléaire, contribuera à maintenir la confusion et aggraver l'écart entre le risque réel lié à un projet minier uranifère et le risque perçu par la population. Pour ces raisons, il pourrait être de nature à nuire à l'intérêt public.

Pour éviter cette situation, il serait souhaitable que le Bureau d'audiences publiques sur l'environnement approche la problématique de la santé en scindant l'analyse en deux volets, le premier relevant de la compétence de l'INSPQ et le second relevant de la compétence de la Commission canadienne de sûreté nucléaire.

Le premier volet d'analyse adressé à l'INSPQ consisterait à circonscrire son évaluation du risque à celui que représentent les doses au public réellement mesurées autour des installations nucléaires canadiennes. L'INSPQ pourrait également émettre un avis sur les risques que représente une dose annuelle de 1 mSv la limite réglementaire canadienne et de juger si cette limite est acceptable. Il serait hautement souhaitable que l'INSPQ travaille de concert avec les médecins et spécialistes des directions de santé publique régionales qui ont acquis une expertise spécifique et de haut niveau sur la question du radon.

Le second volet, adressé à la CCSN consisterait à évaluer au mieux la probabilité que l'exploitation éventuelle d'une mine d'uranium au Québec entraîne une dose annuelle au public supérieure à la limite réglementaire de 1 mSv. En l'absence d'un projet défini, cette évaluation serait basée sur l'expérience acquise aux autres installations similaires et sur une évaluation critique de l'efficacité des moyens mis en place pour contrôler le risque radiologique.

2.2 Impacts psychologiques et sociaux des mines uranifères sur les populations avoisinantes.

La dernière section du rapport de l'INSPQ portant sur les impacts sur la qualité de vie se distingue des deux premières. Cette section est de bonne qualité : elle cerne bien les enjeux et pourrait servir de base utile pour suggérer de bonnes pratiques de gestion d'un éventuel projet minier d'uranium au Québec. Cette approche pourrait être améliorée en adoptant un cadre général plus large qui est celui de l'évaluation de l'impact d'un projet sur les déterminants sociaux de la santé.

3 COMMENTAIRES SPÉCIFIQUES

SECTION 1 : ÉVALUATION DU RISQUE À LA SANTÉ PAR LE VOLET ÉPIDÉMIOLOGIQUE (P. 21 – 106)

La recension des études épidémiologique a identifié un total de 11 études originales portant sur la relation entre la présence de mines d'uranium et différents problèmes de santé des populations résidant à proximité. Ces études ont été publiées entre 1992 et 2010. Elles ont porté sur des activités minières des années 1950 jusqu'au début des années 2000.

Il s'agit d'un nombre relativement faible d'autant que ces études portaient sur des problèmes de santé variés. La plupart des études portait sur le cancer, mais certaines se sont intéressées à la mortalité par d'autres causes (maladie d'Alzheimer, diabète, néphrite, etc.) dont certaines n'ont pas de liens connus avec le rayonnement ionisant. D'autres se sont intéressées aux malformations congénitales et aux aberrations chromosomiques.

Le rapport présente des tableaux détaillés sur la méthodologie de chacune des études ce qui permet au lecteur de suivre avec clarté le travail d'analyse de l'auteure sans avoir à recourir aux études originales.

La majorité des études sont de nature écologique, une approche consistant à comparer la fréquence d'un problème de santé d'un groupe considéré « exposé » à un groupe de référence. Comme le souligne l'auteure, les études de nature écologique sont particulièrement vulnérables à de nombreuses sources d'erreurs. On ne retrouve aucune étude de cohorte, la méthodologie généralement considérée la meilleure et une seule étude de type cas-témoin dont la qualité intrinsèque se situe généralement entre les deux précédentes. En fait, les études écologiques ne peuvent, par nature, donner des résultats concluants et fiables. Elles sont souvent utilisées comme approche exploratoire sans plus. Nous partageons ce point de vue de l'auteur.

Parmi les faiblesses méthodologiques des études présentées dans le rapport, la plus importante réside dans l'absence de groupes suffisamment distincts sur le plan de l'exposition pour permettre des analyses valables. Sans l'établissement de groupes suffisamment contrastés sur le plan de l'exposition, une étude épidémiologique contributive n'est tout simplement pas faisable. Dans ce groupe d'études, aucune d'entre elles n'a tenté d'estimer et encore moins de mesurer le niveau d'exposition des populations définies comme exposées au rayonnement ionisant.

La plupart des études ont tout simplement considéré comme exposées les personnes résidant à moins d'une certaine distance (une étude a considéré comme « exposés » les citoyens vivant à moins de 30 km du site minier et un groupe « non exposé » vivant à plus de 50 km de ce même site. Dans l'esprit de cet auteur, le gradient d'exposition s'étendait donc sur 50 km. Pour d'autres auteurs, on a utilisé une unité géographique (ville, comté) comme appartenant à un groupe exposé ou non, traduisant la même hypothèse sous-jacente à savoir que l'exposition au rayonnement ionisant produit pas les mines s'étendait sur plusieurs kilomètres ou dizaine de kilomètres.

Une autre hypothèse implicite, mais néanmoins nécessaire pour défendre tout résultat suggérant un risque accru de cancer lié au rayonnement est que l'intensité de l'exposition serait suffisante pour conduire à un risque accru de cancer, mesurable et statistiquement significatif dans la population exposée.

Or les centaines d'études épidémiologiques réalisées depuis plus de 50 ans sur de grandes populations ayant reçu des expositions très élevées de rayonnement ionisant montrent que le niveau d'exposition requis pour faire apparaître une faible augmentation de risque de cancer qui puisse être mesurable par une étude épidémiologique est de l'ordre de 50 à 100 mSv. Ce fait est reconnu internationalement et il l'est aussi par les autorités de santé fédérales et québécoises. On peut le retrouver dans plusieurs écrits du réseau de la santé publique du Québec et il est même mentionné brièvement à l'annexe 2 du présent rapport de l'INSPQ.

La possibilité que les anciennes pratiques minières aient conduit à de telles expositions extrêmes du public (similaires à celles des survivants d'Hiroshima et Nagasaki) est peu vraisemblable. Mais il est certain que ces deux hypothèses : exposition élevée de plus de 50 mSv et exposition étendue à plusieurs kilomètres autour d'un site minier uranifère, ne tiennent plus devant l'abondance de données précises d'exposition acquises par les programmes de surveillance environnementale mis en place de façon systématique depuis plus de 30 ans au Canada et ailleurs dans le monde.

Au Canada, ces programmes obligent les détenteurs de permis (tant les opérateurs de centrale nucléaire que des sites minières uranifères) à mesurer les effluents radioactifs et s'assurer que la dose maximale susceptible d'être engagée chez les résidents vivant à proximité immédiate du site ne dépasse pas 1 mSv par année. Ces calculs doivent s'appuyer sur des scénarios d'exposition plutôt pessimistes dans le but de surestimer plutôt que de sous-estimer l'exposition. Ces exigences sont réglementées et suivies par une commission indépendante de l'industrie et dédiée à ces activités, la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN).

Les rapports de la CCSN concernant les doses au public encourues autour des sites de la filière uranifère au Canada sont publics. Le rapport de 344 pages de l'INSPQ n'en fait pas mention. Pourtant c'est précisément dans ces rapports de suivi que se trouve la clef de l'évaluation du risque à la population c'est-à-dire la mesure de l'exposition aux populations concernées vivant à proximité du site. Ces rapports techniques fournissent précisément les réponses aux questions cruciales que se posent les auteurs de rapport de l'INSPQ tout au long du rapport. On y trouve des réponses sur le bruit de fond radiologique au Québec, les teneurs mesurées des éléments radiologiques d'intérêt pour tous les milieux (air; eau; sol; aliments) et le détail des scénarios d'exposition.

Les raisons pour lesquelles l'INSPQ semble avoir ignoré ces données ne sont pas énoncées. Il serait judicieux pour le BAPE, de questionner les auteurs à cet égard, mais surtout de leur soumettre la question suivante: si les doses réelles au public liées aux activités minières uranifères canadiennes sont bien celles qui sont rapportées et consignées à la CCSN, quels risques attribuables à la santé peut-on appréhender ?

Comme il est mentionné à plusieurs endroits dans le rapport de l'INSPQ, la limite annuelle permise pour le public au Canada est de 1 mSv par année. Les rapports de suivi des installations nucléaires au pays montrent que la dose mesurée au public est d'environ 0,010 mSv soit moins de 1 % de la limite permise. Ce niveau de 0,01 mSv est 250 fois moindre que le niveau d'exposition naturelle au rayonnement au Canada (entre 2 et 3 mSv). Dans la mesure où on s'assure de la validité de ces données, il va de soi que les études épidémiologiques ne peuvent discerner un éventuel effet sur la santé d'une dose aussi faible, alors même que le bruit de fond entraîne, avec ou sans mine, un niveau d'exposition 250 fois plus élevé.

EXPOSITION NATURELLE

Toutes les personnes sont exposées quotidiennement aux sources naturelles de rayonnement ionisant. L'unité de mesure utilisée pour exprimer les doses est le Sievert, Un sievert est une dose élevée. Le millisievert (mSv) est plus approprié pour décrire les doses environnementales courantes. Au Canada, l'exposition provenant de sources naturelles conduit à une exposition annuelle d'environ 2 à 3 mSv.

La principale source d'exposition naturelle est l'inhalation de radon, un gaz radioactif produit lors de la désintégration du radium, un élément partout présent dans le sol. Le radon, qui est plus lourd que l'air s'infiltré à travers les ouvertures et fissures des solages des maisons et se concentre dans les zones basses comme les sous-sols et les pièces mal ventilées. Dans l'air extérieur, les niveaux de radon sont rapidement dilués et n'entraînent pas de problème de santé publique. C'est l'air intérieur qui constitue la principale source d'exposition. En moyenne, au Canada, cette exposition représente environ 50% de la dose naturelle soit environ 1 mSv.

L'eau et les aliments contiennent de faibles concentrations de plusieurs radioéléments, dont le potassium radioactif et les éléments de la famille de l'uranium. Cette source de radioactivité conduit à une dose d'environ 0,3 mSv par année.

Il y a également les rayons gamma qui émanent des éléments radioactifs présents naturellement dans le sol. Cette exposition est variable en fonction de la nature chimique des sols. Elle conduit à une dose annuelle moyenne d'environ 0,4 mSv.

Les rayons cosmiques entraînent une dose d'environ 0,3 mSv par an au niveau de la mer. Le niveau d'exposition augmente sensiblement avec l'altitude en raison de la protection par l'atmosphère qui est de moins en moins efficace aux altitudes élevées.

Parmi les 11 études épidémiologiques réalisées par l'INSPQ, une seule a été réalisée au Canada, auprès de la population vivant à proximité d'une mine et concasseur d'uranium en exploitation depuis les années 1950 jusqu'au début des années 90. Les auteurs de cette étude ont arbitrairement choisi, à la manière des épidémiologistes, de définir comme « exposé » la population vivant à moins de 25 km (tableau 5 p. 45) de la mine, et la population non exposée comme le reste de la population de l'Ontario.

Il est probable que la réalité des expositions du public des années 50 et 60 ait été différente de ce qu'elle est aujourd'hui. Mais ce sont les situations contemporaines qui doivent être évaluées.

LA DOSE AU PUBLIC AUTOUR DES INSTALLATIONS NUCLÉAIRES CANADIENNES

Le rapport de suivi environnemental de 5 mines d'uranium de la Saskatchewan montre que les teneurs en radium-226 mesurées directement dans les effluents ont varié de 0,006 à 0,051 Bq/l en 2012 (CCNS 2012). La moyenne est de 0,022 Bq/l. Cette concentration est inférieure à la limite admissible de 0,37 Bq/l pour les effluents et plus de deux fois inférieure à la limite établie au Québec par le Règlement sur la qualité de l'eau potable (GOUV 2014) qui est de 0,5 Bq/l.

En utilisant le facteur de conversion recommandé pour le radium-226 qui est de $2,8 \times 10^{-7}$ Sv/Bq, la consommation de 2 litres par jour de l'eau des effluents pendant un an conduit à une dose de 0,004 mSv. On constate que dans ce scénario hautement improbable, la dose au public est négligeable et comparable à celle mesurée aux autres installations nucléaires canadiennes.

Figure 2-5 : Concentrations annuelles moyennes de radium 226 dans les effluents rejetés dans l'environnement en 2012

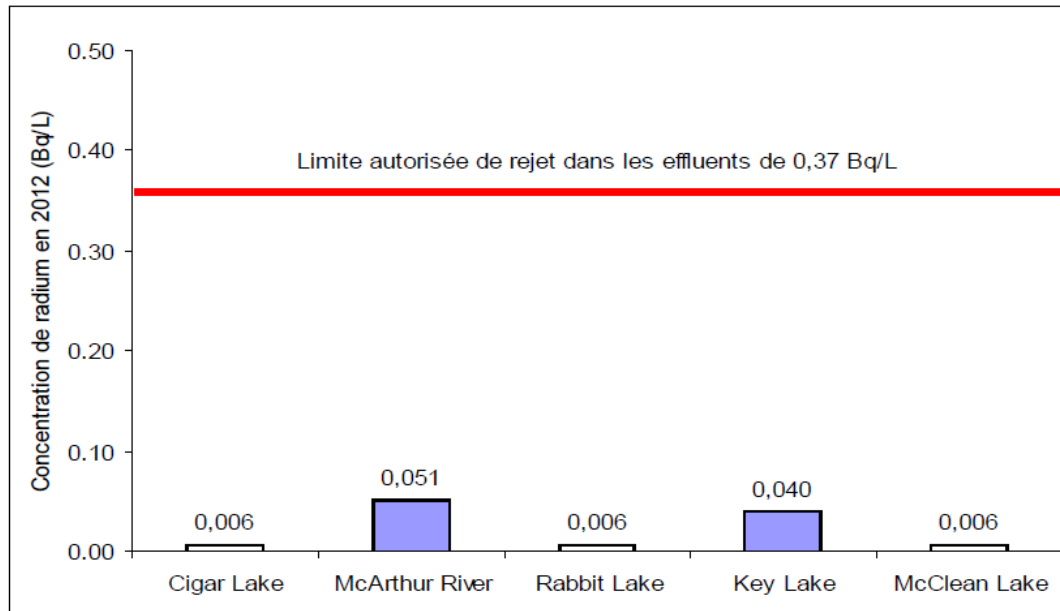


Figure 2-6 : Projet de Cigar Lake – Concentrations annuelles moyennes de molybdène rejeté dans l'environnement en 2012 (le seuil d'intervention de Cigar Lake est fourni à titre indicatif seulement)

Le même rapport donne les concentrations d'uranium mesurées dans les effluents. Notons que la toxicité de l'uranium résulte de sa nature chimique et non de sa radioactivité qui est extrêmement faible.

La moyenne des concentrations observées est de 0,0174 mg/l ce qui est plus de dix fois inférieur à la limite prescrite en Saskatchewan. Cette moyenne est similaire à la limite permise au Règlement sur la qualité de l'eau potable au Québec qui est de 0,02 mg/l pour l'uranium.

Un rapport de la CCSN (2012) présente les doses à la population près de 3 usines de retraitement de l'uranium pour la période 2008 – 2011. Les doses ont varié entre 0,001 et 0,042 mSv, voisines de la valeur typique mentionnée plus haut de 0,01 mSv.

Figure 2-8 : Concentrations annuelles moyennes de l'uranium rejeté dans l'environnement en 2012 (la limite de rejet d'uranium autorisée par la Saskatchewan est montrée à titre indicatif seulement)

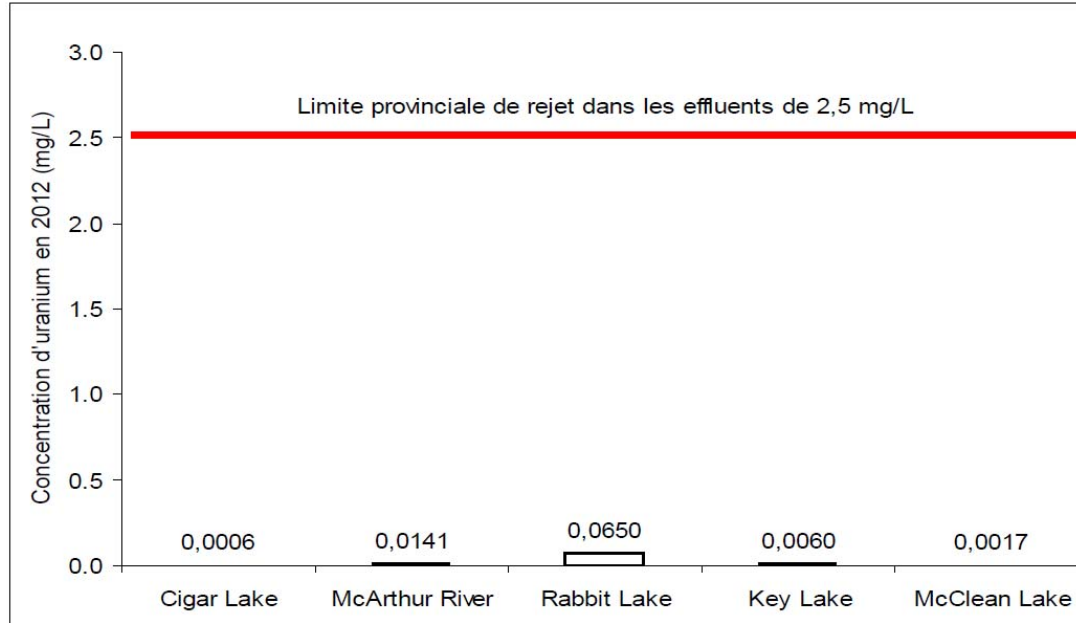
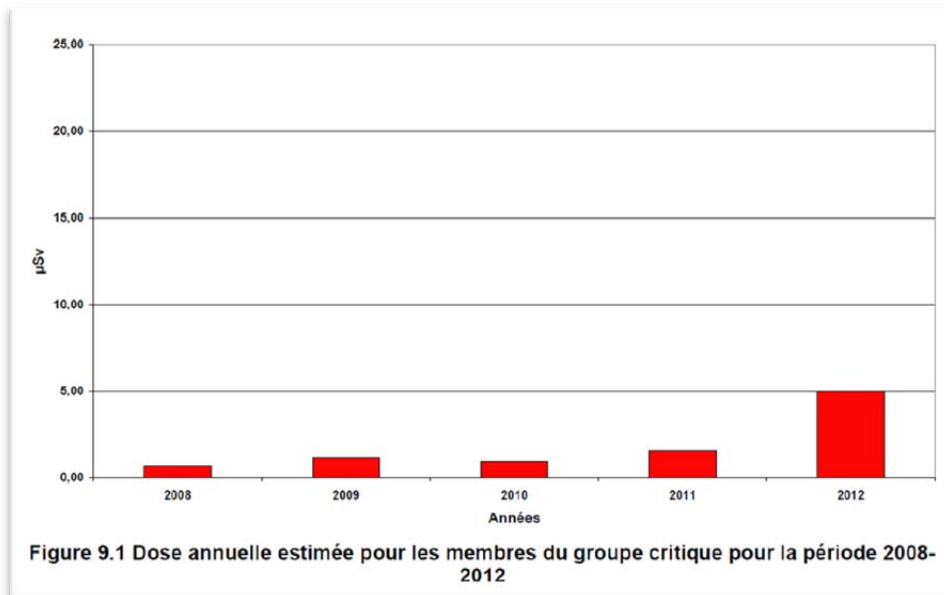


Tableau 9-2 : Installations du cycle de combustible – Comparaison des doses d'exposition de la population (en mSv), 2008 à 2011

Installation	Année				Limite réglementaire ou fixée dans le permis
	2008	2009	2010	2011	
Raffinerie de Blind River	0,036	0,001	0,006	0,006	1 mSv/an
Installation de conversion de Port Hope	0,0070	0,034	0,019	0,019	0,3 mSv/an*
Cameco Fuel Manufacturing	0,014	0,0015	0,0021	0,042	1 mSv/an

* Le permis de l'ICPH prescrit une dose d'exposition limite de 0,05 mSv par année, laquelle est inférieure à la limite réglementaire de dose annuelle d'exposition de 1 mSv pour la population.

Il n'y a pas de mine au Québec, mais l'exemple de la centrale nucléaire de Gentilly est particulièrement intéressant. Il s'agit d'une activité industrielle comportant des sources radioactives extrêmement élevées par rapport au minerai des mines uranifères et ses opérations sont beaucoup plus complexes. Les rapports de suivi environnemental menant au calcul de la dose au public pour la centrale nucléaire de Gentilly 2 sont publics. Ils sont préparés annuellement et distribués à plus de 30 personnes désignées des ministères provinciaux et fédéraux concernés incluant les autorités de santé publique régionales et provinciales du Québec. La dose annuelle au public à proximité immédiate de la centrale nucléaire de Gentilly 2 (une ferme située à 1,9 km du réacteur) a varié entre 0,001 à 0,005 mSv de 2008 à 2012. (Hydro-Québec 2012)



Lors d'une étude récente, portant sur l'incidence de cancer autour des centrales nucléaires d'Ontario (Lane 2013) les chercheurs ont procédé à un calcul détaillé de la dose annuelle au public vivant jusqu'à 25 km des centrales pour la période 1985 – 2008. Les doses ont été calculées sur la base des données d'effluents atmosphériques (tritium; carbone 14; iodes produits par la fission; matières particulaires; gaz rares radioactifs) et des effluents liquides (tritium; carbone 14; radionucléides variés émettant des rayonnements gamma et bêta). Pour chacun des trois sites nucléaires (Bruce, Darlington et Pickering) des sous-groupes susceptibles de recevoir une dose plus élevée en raison de leurs habitudes de vie, de leur localisation ou de leur âge ont été identifiés (« groupes critiques »). Pour chacun d'eux les doses maximales ont été calculées pour 6 tranches d'âge incluant les nourrissons. Finalement cette dose a été comparée à la dose de rayonnement annuelle d'origine naturelle propre à chaque site (Pickering et Darlington: 1,34 mSv; Bruce : 2,02 mSv). Les doses aux groupes critiques ont varié de 0,0003 mSv à 0,0067mSv; la majorité des doses étaient voisines de 0,001 mSv par année, soit plus de mille fois inférieure à la dose naturelle.

Les données exhaustives autour des installations nucléaires canadiennes montrent hors de tout doute que les doses au public au voisinage immédiat de ces installations sont considérablement plus faibles que les niveaux de rayonnement naturel auxquels toute personne est exposée.

Ainsi, l'hypothèse d'une exposition minière canadienne contemporaine conduisant à une exposition suffisamment élevée pour entraîner un risque accru de cancer n'a plus de raison d'être.

Une autre lacune importante de la plupart des études épidémiologiques présentées dans ce rapport vient du fait, comme le souligne l'auteur elle-même que l'approche écologique, ne tient pas compte des caractéristiques sociodémographiques dont plusieurs jouent un rôle dans le risque de cancer. Aucune donnée n'a été recueillie sur les habitudes de vie, dont le tabagisme qui a un effet majeur sur le risque de plusieurs cancers. De plus, aucune étude ne tient compte des expositions médicales reçues dans ces populations. Or rappelons qu'un seul examen par tomodensitométrie (CT-scan) produit une dose typique entre 2 et 20 mSv par examen. Prenant l'exemple d'une dose typique de 10 mSv, la dose reçue par le patient en quelques secondes équivaut à 4 ans d'exposition naturelle (4 x 2,5 mSv). De la même façon, pour qu'un citoyen reçoive une dose équivalente venant d'une installation uranifère canadienne, il faudrait qu'il vive à proximité immédiate de l'installation 365 jours par année pendant 1000 ans (1000 x 0,01 mSv = 10 mSv). Ces examens étant fréquents (près de 1 million de tomodensitométries au Québec par année pour une population de 8 millions d'habitants). On comprend que le biais potentiel introduit dans toutes études épidémiologiques portant sur des doses faibles est élevé.

Malgré les faiblesses intrinsèques des études répertoriées, l'auteure a néanmoins procédé à une analyse poussée de ces données : attribution de scores de validité sur une douzaine de critères ; 13 méta-analyses spécifiques (synthèse quantitative des résultats regroupés de plusieurs études) notamment sur la mortalité par cancer du poumon, cancer colorectal, cancer de l'œsophage, cancer de l'estomac, cancer des os, cancer du sein, cancer de la vessie, cancer du rein, leucémie et lymphomes. Ces méta-analyses produisent pour chaque maladie un résultat combiné et pondéré, appelé par l'auteure mesure d'association synthèse (MAS)

Pour chacune des méta-analyses, les résultats sont présentés graphiquement de manière claire et efficace, ce qui permet de juger rapidement du poids relatif des études individuelles utilisées pour l'analyse, de leur précision statistique, de la valeur de la MAS et de sa propre précision statistique.

Pour évaluer le degré de confiance qu'on peut avoir dans les différences statistiques observées entre les groupes considérés exposés et les groupes de référence, l'auteure propose une approche complexe et, mais néanmoins décrite avec précision, qui repose d'abord sur l'ampleur de l'association statistique observée en terme de risque relatif et ensuite sur la qualité de quatre éléments soit la plausibilité biologique, la précision statistique, la validité et cohérence et la possibilité d'un biais de publication. Les critères de qualité sont définis pour chacun de ces éléments. Finalement, pour intégrer le tout, l'auteur applique une classification en sept niveaux développée par l'INSPQ dans le cadre de l'analyse des études épidémiologiques portant sur les risques du milieu de travail pour la grossesse.

- | | |
|---------------|--|
| 1) Niveau I | Évidence forte qu'il y a augmentation du risque |
| 2) Niveau II | Évidence suffisante qu'il y a augmentation du risque |
| 3) Niveau III | Suspicion d'une augmentation du risque |
| 4) Niveau IV | Les données ne permettent pas d'évaluer |
| 5) Niveau V | Suspicion d'absence d'augmentation du risque |
| 6) Niveau VI | Évidence suffisante d'absence d'augmentation du risque |
| 7) Niveau VII | Évidence forte d'absence d'augmentation du risque. |

LES EXPOSITIONS D'ORIGINE MÉDICALE

Les procédures courantes utilisées pour le diagnostic en médecine entraînent des doses très variables selon les techniques utilisées. Le tableau suivant montre quelques exemples courants pour la radiologie traditionnelle, la tomodensitométrie et les examens en médecine nucléaire. Ajoutons que contrairement aux examens en radiologie conventionnelle, les doses associées à la tomodensitométrie peuvent varier considérablement selon la précision recherchée de l'image. Ainsi une tomodensitométrie de l'abdomen peut varier aisément de 3 à plus de 40 mSv. Les doses indiquées dans le tableau sont des doses moyennes. (Plante 2010)

Doses efficaces des examens diagnostiques courants

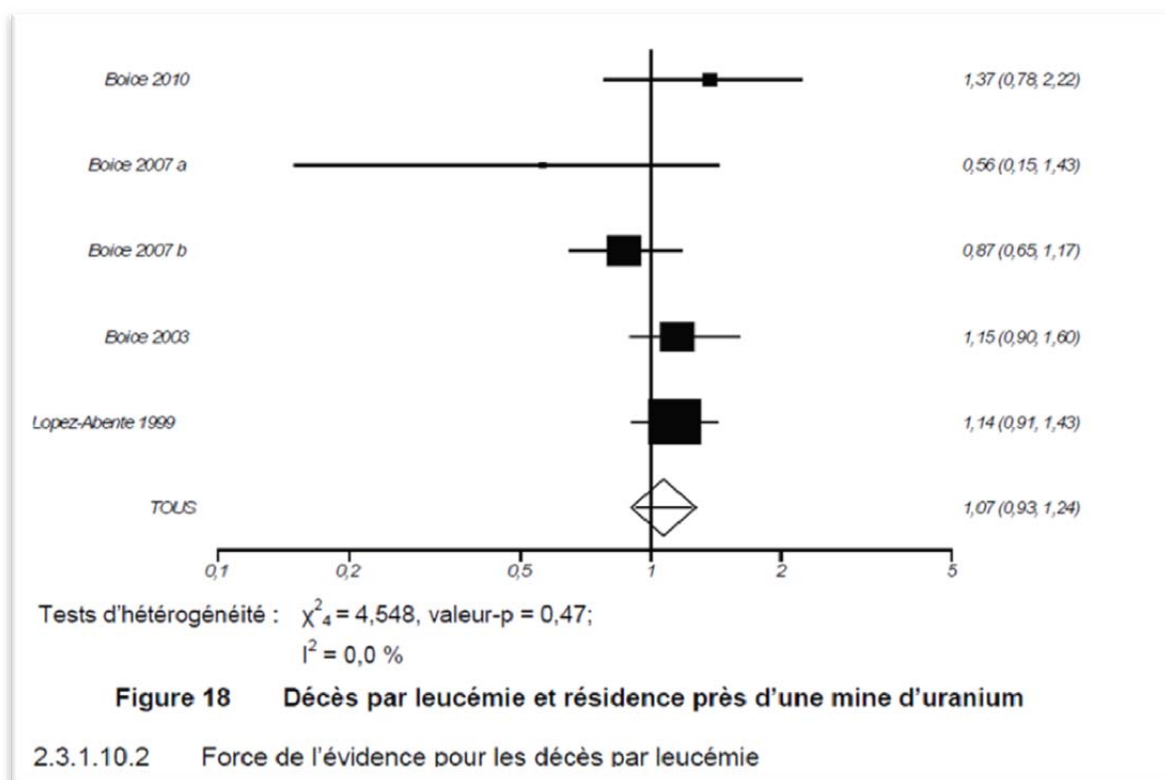
	Dose médiane (mSv)	
Radiologie traditionnelle		
• Extrémités	0,001	
• Poumon	0,1	
• Mammographie	0,7	
• Colonne lombosacrée	1,5	
• Repas baryté	6	
• Pyélographie endoveineuse	3	
		Étude américaine (médiane – étendue)
Tomodensitométrie		
• Tête et cou	2,6	
• Thorax	7,6	8 (2 – 24)
• Abdomen	12,3	
• Pelvis	7,8	
• Abdomen et thorax	14	
• Abdomen et pelvis	12,7	15 (3 – 43)
• Abdomen, pelvis et thorax	20,3	
Examen de médecine nucléaire		
• Scintigraphie osseuse par le Tc 99	4,2	
• Scintigraphie cérébrale par le Tc 99	6,9	
• Scintigraphie par le G 67 (infection)	18,5	
• Scintigraphie cardiaque par le Tc 99 (épreuve de stress avec le sestamibi)	9	
• Scintigraphie par le (18F)-fluoro-2-désoxyglucose	14	

Malheureusement, toute la complexité méthodologique déployée pour réaliser cette revue systématique ne peut augmenter la piètre qualité des données de base. L'auteur rappelle dans ses conclusions les limites des études écologiques et le fait que prises individuellement, elles ne peuvent ni prouver ni infirmer une association; elles sont plutôt utiles pour soulever des hypothèses.

Malgré toutes ces réserves, pour ce qui est de la mortalité par cancer, l'auteure conclut à :

- Une suspicion d'augmentation de risque pour la leucémie (niveau III)
- Un excès de risque de poumon statistiquement significatif chez les hommes, mais attribué au travail minier (niveau non caractérisé)
- Pour les autres cancers, les mortalités non cancéreuses, on observe soit une évidence suffisante d'absence de risque, une suspicion d'absence de risque ou encore, les données ne permettent pas de conclure.

Un examen détaillé des éléments menant à la conclusion qui pourrait soulever le plus d'inquiétude pour le lecteur du rapport soit la suspicion d'une augmentation de risque pour la leucémie montre que l'argumentation est faible et arbitraire : cinq études contribuent à l'analyse dont quatre réalisées par le même chercheur aux États-Unis et une réalisée en Espagne. Comme le graphique le montre clairement (p.85) aucune de ces études n'a montré un résultat statistiquement significatif (tous les intervalles de confiance incluent la valeur de 1, c'est-à-dire l'absence de risque). Mais nous sommes surpris de constater que le MAS (la mesure d'association synthèse) n'est que de 1,07 et que l'intervalle de confiance est compris entre 0,93 et 1,24. Il s'agit d'un niveau de risque très faible et surtout non significatif sur le plan statistique selon les standards habituels.



Selon l'auteure, les éléments d'analyse qui soutienne sa conclusion sur les leucémies sont les suivants :

- L'ampleur est jugée « faible » lorsque l'effet est situé entre 1,05 et 1,14. Il est ici de 1,07.
- La plausibilité biologique est jugée « bonne » selon l'auteure « dans la mesure où une contamination environnementale compatible avec une exposition aux rayonnements ionisants est présente ».
- La précision statistique est jugée « moyenne » parce que « l'intervalle de confiance débute entre 0,90 et 1,00. » Il débute ici à 0,93.
- L'étude qui domine l'analyse a reçu un score de qualité « élevé » de 15 sur 20.

Ces critères arbitraires sont discutables ou déraisonnables. Ils conduisent à une lecture biaisée des données :

- 1- Un risque relatif qualifié de faible en épidémiologie a longtemps été considéré comme inférieur à deux. L'approche épidémiologique est, par nature, soumise à de nombreux facteurs d'erreur et de confusion de sorte que la capacité des études épidémiologiques à conclure de façon convaincante pour des risques relatifs inférieurs à deux est faible. Elle requiert de très larges échantillons et une grande précision dans la mesure des expositions. Au cours des dernières années, plusieurs épidémiologistes ont choisi de considérer comme « faible », des associations statistiques inférieures à deux. Mais choisir comme seuil un niveau aussi bas que 1,05 est exagéré : l'épidémiologie environnementale ne peut prétendre avec sérieux à détecter un risque d'une aussi faible ampleur (5 %). Le fait de se donner des critères aussi larges augmente considérablement le risque de résultats faussement positifs et l'analyse perd sérieusement de sa capacité de discriminer un faux résultat d'un résultat réel.
- 2- La raison invoquée pour juger « bonne » la plausibilité biologique est non fondée et incohérente avec les données scientifiques actuelles sur la cancérogénicité du rayonnement ionisant. Pour l'auteure, la simple présence de rayonnement ionisant rend plausible l'hypothèse d'une augmentation de leucémie. Deux aspects importants ont été négligés dans ce jugement.

D'abord la plausibilité biologique doit être jugée non pas en fonction de la présence de rayonnement (le rayonnement est présent partout), mais en fonction de la possibilité qu'une dose d'exposition suffisante pour faire apparaître un risque accru et mesurable de cancer soit présente. Or ce niveau, qui est de l'ordre de 50 mSv. Dans les conditions actuelles d'exploitation des mines d'uranium au Canada, la réalité montre que la dose d'exposition réelle à la population, tel que mentionné précédemment est d'environ 0,01 mSv soit 5000 fois inférieur à cette dose biologiquement plausible pour induire un cancer.

Le second aspect concerne le fait que la leucémie est la conséquence d'une exposition qui doit atteindre la moelle osseuse. Or le radon, principal radionucléide dans les mines n'affecte que le poumon. Il n'est pas absorbé dans l'organisme et n'entraîne aucune exposition significative des organes autres que le poumon. Il est pertinent de rappeler que dans le cas des mineurs exposés à de très fortes concentrations de radon lorsqu'il n'y avait aucune mesure de protection, une forte augmentation du cancer du poumon a été observée, mais aucune augmentation n'a été observée pour la leucémie.

Pour ces raisons, une augmentation de leucémie dans une population avoisinante d'un site uranifère n'est pas plausible tant sur le plan biologique et radiologique.

- 3- Dans presque toutes les sphères scientifiques, il est une convention arbitraire, mais très répandue de rejeter l'hypothèse lorsque l'intervalle de confiance inclut la valeur de 1 (absence de risque). Selon cette convention, aucune des cinq études présentées ne montre un risque statistiquement significatif ni même le résultat combiné (MAS). Ce choix méthodologique inusité et arbitraire de l'auteure entraîne les mêmes conséquences que celles discutées précédemment à savoir l'incapacité à distinguer les associations fortuites liées au hasard de l'échantillonnage de celles qui sont réelles et un risque élevé de conclure à un résultat faussement positif.

Pour mieux apprécier le caractère abusif des interprétations statistiques présentées dans ce rapport, il est intéressant de prendre connaissance de la vaste étude portant sur le risque de cancer autour des sites nucléaires de l'Ontario publiée en 2013 (Lane 2013). Cette étude montre que même en l'absence de toute dose radiologique significative dans la population, de nombreuses associations statistiquement significatives selon les critères habituels sont observées et le jugement doit être exercé pour en apprécier la portée. De plus, l'ampleur de ces associations varie de - 17% à +41 % une ampleur nettement plus élevée que celle calculée pour la leucémie dans rapport de l'INSPQ (+ 7%). Or, les auteurs de l'étude ontarienne concluent que les hausses ou les baisses observées, pourtant statistiquement significatives, ne reflètent que la variation normale de la maladie dans la population et qu'il n'est pas plausible que les excès de cancers observés soit lié aux expositions mesurées.

- 4- Finalement l'auteur attribue un score de 15 points sur un maximum de 20 à l'étude qui domine l'analyse ce qui range l'étude dans la catégorie des « bonnes » études. Il s'agit pourtant d'une étude de type écologique, comportant selon l'auteur elle-même d'importances faibles inhérentes. Nous rappelons que c'est précisément cette étude qui posait comme hypothèse implicite que le public était exposé jusqu'à une distance de 30 à 50 kilomètres, à une dose suffisante pour entraîner une leucémie, une hypothèse qui n'est certainement pas transposable en contexte canadien.

S'appuyer sur une association de si faible ampleur (7%) non statistiquement significative provenant d'études qu'on reconnaît comme de faibles qualités pour étayer une conclusion lourde de conséquences en matière de santé publique relève d'un manque de jugement.

Pour toutes ces raisons, il nous apparaît injustifié de laisser planer un doute sur un excès de leucémie chez les populations riveraines des mines d'uranium sur la base des données présentées.

Il est souhaitable que le BAPE porte une attention particulière à cette conclusion compte tenu des doutes qu'elle soulève à propos d'une maladie grave. Des questions précises à l'auteure sur la vraisemblance qu'un risque accru de leucémie soit attribuable aux doses rapportées autour des installations canadiennes permettraient d'éclairer le débat. Il serait également pertinent que l'auteure précise son hypothèse quant à la nature du radionucléide qui pourrait mener à une exposition élevée de la moelle osseuse.

Dans la conclusion générale, le rapport suggère de nouvelles études épidémiologiques utilisant de meilleures méthodologies :

« Des études de cohortes ou de cas-témoins bien faites sont requises pour confirmer ou infirmer l'existence d'associations entre le fait de résider à proximité d'un site minier et certains effets sur la santé »

On ne peut que demeurer sceptique devant cette suggestion : le prérequis fondamental d'une étude épidémiologique contributive, quelle que soit sa méthodologie, repose sur le fait qu'on compare des

groupes distincts sur le plan de l'exposition. Or dans l'état actuel des choses, cette condition n'est pas remplie puisque les expositions contemporaines autour des installations nucléaires, dont les mines, sont aujourd'hui largement sous le niveau du bruit de fond auquel tout un chacun est exposé. L'étude réalisée en Ontario citée plus haut illustre bien cette situation.

La question de la faisabilité d'une étude épidémiologique a été examinée en détail sous l'égide de la CCNS (CCNS 0178). Ces travaux ont montré qu'une éventuelle étude épidémiologique visant à mesurer le risque de cancer du poumon chez les travailleurs des mines d'uranium actuelles n'aurait pratiquement aucune chance de pouvoir détecter un excès de risque de cancer lié au radon. Les expositions présentes des travailleurs du secteur nucléaire au Canada sont de l'ordre de 1 à 5 mSv par année.

En effet, le contrôle du radon dans les mines uranifères a permis de diminuer de près de mille fois l'exposition du travailleur entre les années 1940 et 2000 comme en témoignent les tableaux suivants issus d'un document d'information de la santé de la CCSN (CCSN 2011). Noter que l'unité mesure (UAW) correspondant environ à 5 mSv. On constate que le niveau d'exposition des années 40 était de plus de 2000 mSv par an.

Figure 3 : Exposition moyenne aux produits de filiation du radon de 1940 à 1970

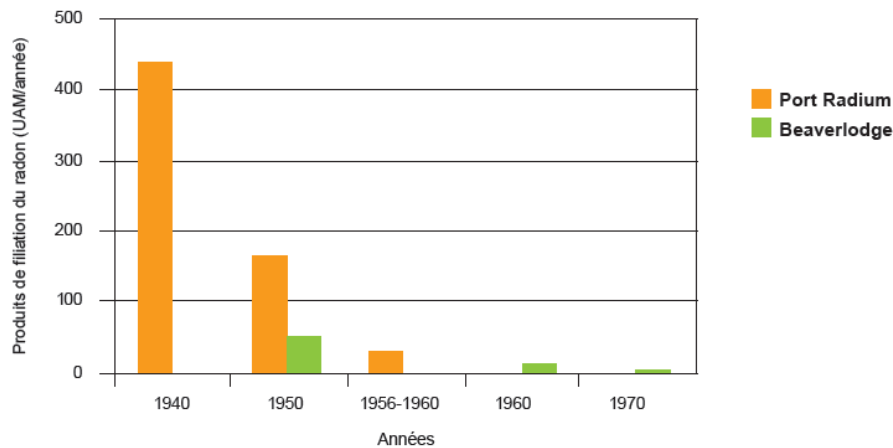
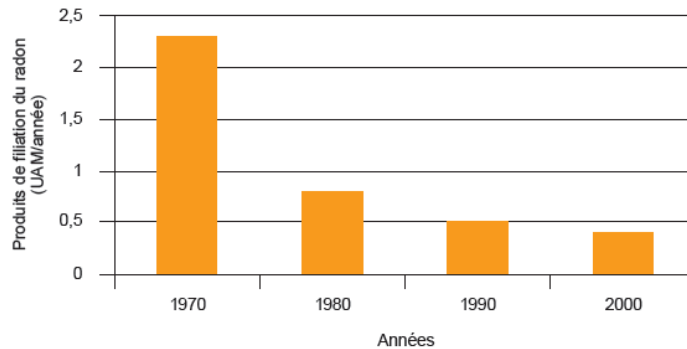


Figure 4 : Exposition moyenne aux produits de filiation du radon de 1970 à 2000



Si l'exposition des travailleurs est à ce point faible aujourd'hui, il est difficile de concevoir comment des études réalisées dans les populations avoisinantes d'un site minier pourraient être contributives.

L'épidémiologie a été déterminante pour la mise en évidence du risque cancérigène du rayonnement ionisant chez les populations fortement exposées (survivants d'Hiroshima et Nagasaki; fortes expositions médicales; mineurs non protégés, etc.). Au cours des dernières décennies, l'épidémiologie a réussi également à mettre en évidence un risque accru de cancer du poumon chez les personnes exposées à des concentrations élevées de radon dans leur domicile. Mais maintenant que les expositions du public autour des installations nucléaires sont plus de cent fois inférieures aux expositions naturelles, l'épidémiologie n'est plus d'aucun secours. Il nous semble être du devoir des épidémiologistes d'éclairer la population à ce sujet plutôt que de suggérer de nouvelles études.

On ne gère plus le risque à la santé des travailleurs et du public par la surveillance des cas de cancers chez les populations exposées (travailleurs; public; travailleurs des hôpitaux, etc.). Cette approche est – heureusement- révolue. C'est plutôt par une gestion serrée des doses d'exposition qu'on y arrive. Et la limite d'exposition recommandée pour le public, si elle est respectée, est garante de la sécurité du public. Les risques de cancer associés à ces doses, s'ils existent, sont non mesurables et suffisamment faibles pour être considérés comme négligeables.

SECTION 2 : ÉVALUATION DU RISQUE PAR L'APPROCHE TOXICOLOGIQUE (P. 107 – 160 PLUS ANNEXES)

Cette section a été rédigée par un groupe de 3 spécialistes dont aucun n'indique une expérience ou une expertise dans le domaine du rayonnement ionisant. En absence d'un projet minier défini, les auteurs ont choisi de faire une revue de toutes les études qui, ailleurs dans le monde, ont documenté les niveaux de contamination radioactive (incluant le radon) autour des mines d'uranium. Ils ont ainsi compilé les résultats de 243 articles scientifiques.

Les auteurs ont ensuite appliqué une procédure d'analyse de risque développé par l'INSPQ pour mener des évaluations de risques en regard de contaminants environnementaux. Cette procédure est très détaillée et inclut toutes les voies potentielles de contamination. Les auteurs ont considéré autant le risque radiologique que le risque chimique des métaux propres à la filière uranifère.

Trois scénarios d'exposition ont été appliqués pour refléter l'exposition typique d'une personne vivant en milieu urbain, l'exposition d'une personne utilisant les ressources du territoire et un autochtone, vivant exclusivement des ressources du territoire.

Les auteurs mentionnent qu'ils ont converti et harmonisé les données environnementales disponibles en unités communes (par exemple Bq/l pour l'eau potable et mSv/an pour les doses radiologiques). Les risques théoriques associés aux contaminants de nature radiologique ont été estimés sur la base des coefficients de dose (Sv/Bq) de la CIPR (1995) et des coefficients de risque cancérigène vie entière de la US Environmental Protection Agency. Pour le radon, les auteurs ont converti les concentrations de radon dans l'air (Bq/m^3) en dose annuelle (mSv/an) avec un facteur de conversion de $2,67 \times 10^{-4} \text{ WL/Bq/m}^3$ (page 120). Une erreur s'est glissée ici : le taux de conversion est plutôt de $2,67 \times 10^{-4} \text{ WL/Bq/m}^3$.

Les données recueillies montrent une extrême variabilité qui s'échelonne sur plusieurs ordres de grandeur ce qui reflète probablement la diversité des situations géologiques et des exploitations minières considérées à travers le monde. Mais aussi le choix délibéré des auteurs de combiner des données d'origine extrêmement diverses pour lesquelles on peut questionner la pertinence est

étonnant. Par exemple, pour le vecteur « eau », on a regroupé sans distinction les données provenant des eaux de surface, des eaux souterraines et des eaux potables issues de 10 pays différents pour calculer des valeurs moyennes qui ont servi à alimenter les scénarios d'exposition. De plus, le rapport ne précise pas le lieu précis d'échantillonnage de l'eau par rapport au site minier. Le résultat montre des doses annuelles calculées qui ont varié pour ce vecteur de 0,00005 mSv à 10 mSv par an, une variation d'un million (p. 133). Toujours pour le vecteur « eau » pour les groupes considérés non exposés les auteurs ont calculé des doses qui ont varié de 0,00004 mSv à 1 000 000 mSv (p. 134), un écart de 12 ordres de grandeur!!

Pour le vecteur « poissons et fruit de mer » les auteurs ont assemblé dans le même groupe des données provenant de moules « collectés en Australie » et des « poissons pêchés dans les lacs canadiens » et, à partir de la mesure de plusieurs radionucléides, on calcule sur cette base une dose annuelle variant entre 0,002 à 200 mSv par an, une variation de 5 ordres de grandeur. Pour le même vecteur (poissons et fruits de mer) les doses annuelles calculées pour le groupe exposé seulement au bruit de fond varient de 0,000002 mSv à 700 mSv une variation de plus de 8 ordres de grandeur.

On note des étendues de plusieurs ordres de grandeur pour tous les vecteurs étudiés. Le tableau 43 (p. 141) montre que selon 11 % des données sur « vecteur eau » entraîne une dose supérieure à 1 mSv et 60 % des données de contamination du vecteur « poisson et fruit de mer » entraînent une dose supérieure à 1 mSv.

Rappelons le mandat confié à l'INSPQ concernant l'analyse de risque toxicologique :

« Réaliser une étude de faisabilité d'une évaluation du risque toxicologique et radiologique et, si jugé faisable, de réaliser cette évaluation de risque. »

Devant une telle hétérogénéité et variabilité des données, il apparaît difficilement faisable de mener une évaluation du risque valide sur ces bases. Ce n'est pas seulement l'existence d'un outil technique mathématique qui rend faisable une analyse de risque. La qualité et la précision des données utilisées sont capitales.

Les auteurs n'ont pas porté de jugement de la faisabilité et ont procédé à l'analyse de risque sans manifester de doute sur la légitimité de procéder ainsi.

Ils ont calculé des valeurs médianes pour chacun des vecteurs (p. 141). Le lecteur peut difficilement vérifier de ce qui lui est présenté et, mais certaines valeurs ne sont tout simplement pas applicables à la situation québécoise. Par exemple, la valeur médiane calculée pour le radon dans l'air intérieur (groupe exposé et non exposé confondu) est de 9,8 mSv (p. 141). Or au Québec, un rapport du même Institut national de santé publique (INSPQ 2004) rapporte des taux moyens de radon dans l'air intérieur au Québec mesurés dans environ 900 résidences de 38 Bq/m³ au sous-sol et 18 Bq/m³ au rez-de-chaussée ce qui correspond à une dose annuelle d'environ 1 mSv.

Les auteurs tentent, tant bien que mal, d'estimer la contribution additionnelle de l'exploitation d'un site minier par rapport au bruit de fond radiologique et chimique local. On ne peut pas se surprendre de leur conclusion devant une telle dispersion des données : « *l'ensemble des données ne permet pas de connaître l'influence d'une mine d'uranium sur l'exposition de la population avoisinante* ».

Mais ils ajoutent : qu'« *il en ressort qu'il existe une possibilité que l'exploitation uranifère engendre une exposition supplémentaire pour la population et que la valeur de 1 mSv... soit dépassée* » et « *qu'il n'est pas possible de statuer sur l'ampleur de ce risque* ».

Dans le contexte d'un rapport qui évalue les impacts d'un éventuel projet minier uranifère québécois sur la santé, cette conclusion évasive est trompeuse, car elle ignore les données réelles rapportées autour des installations nucléaires canadiennes (voir plus haut) et le contexte réglementaire canadien. La limite de 1 mSv est une valeur réglementaire au Canada. C'est au promoteur que revient l'obligation, avant l'amorce du projet, de présenter les moyens qui seront mis en œuvre pour s'assurer que cette limite ne sera pas dépassée. Il doit également faire le suivi environnemental et produire régulièrement des rapports faisant état de la dose au public. Dans les faits, les installations nucléaires canadiennes ont montré une observance élevée à cette réglementation : la dose aux populations avoisinantes est de l'ordre de 0,01 mSv par an (voir plus haut). Encore une fois, on ne peut que s'étonner devant l'absence de priorité donnée à ces données canadiennes par les auteurs du rapport de l'INSPQ.

Quant à zone d'influence environnementale, les auteurs s'appuient, pour leur conclusion générale, sur la valeur de 15 km suggérée par une étude rapportant un excès de sélénium à cette distance.

« Un autre objectif de l'évaluation du risque était de définir la zone d'influence environnementale d'une mine d'uranium. Encore une fois, le nombre limité d'études ayant tenté de répondre à cette question ne permet pas de conclure sur ce sujet. La zone d'influence de 15 km observée avec le sélénium démontre l'importance d'étudier cet aspect. »

Cet énoncé est de nature à inquiéter. Des propos similaires avaient été tenus à Sept-Îles en rapport avec le projet d'exploration uranifère.

Le rapport de la CCNS de 2012 sur le rendement des installations du cycle du combustible (CCNS 2012) rend compte des niveaux annuels moyens de sélénium mesurés dans les effluents de cinq mines et usines de concentration d'uranium pour l'année 2012 (CCNS 2012). La moyenne dans les effluents est de 5 µg/l. Or le Règlement sur la qualité de l'eau potable au Québec permet une concentration maximale de 10 µg/l de sélénium (GOUV 2014).

Rappelons que le sélénium est un élément essentiel à l'humain. Au Canada, l'ingestion quotidienne est d'environ 200 µg par jour alors que les apports requis recommandés sont de 50 à 200 µg par jour. Ce sont les aliments et non l'eau potable qui constituent les principaux apports en sélénium. Même à la concentration maximale de 10 µg/l, l'eau ne contribuerait que pour 10 à 25 % de l'apport total en sélénium. (Santé Canada 1986)

Devant ces données, il est facile de conclure que les concentrations de sélénium mesurées directement dans les effluents des mines canadiennes montrent l'absence de tout risque à la santé et que par conséquent la zone d'influence, sur le plan de la santé publique est contenue à l'intérieur des limites du site minier du moins pour cet élément.

Il convient de distinguer la zone d'influence environnementale et la zone d'influence sur le plan de la santé publique. C'est la dose au public qui est garante de sa sécurité et non la détection d'un élément à distance de la mine. À titre d'exemple, on détecte parfois de l'iode 131 dans les eaux du fleuve Saint-Laurent en face de la centrale de Gentilly 2. Cet iode provient d'un hôpital de Trois-Rivières qui est à environ 15 km en aval de la centrale nucléaire. La zone d'influence environnementale est donc de plus de 15 km, mais la zone d'influence en terme de santé publique est inexistante : on peut vivre immédiatement à côté d'un hôpital sans craindre les effets des effluents radioactifs qu'il émet.

Pour ce qui est des autres métaux d'intérêts des mines uranifères, le suivi environnemental montre que les effluents respectent les limites prescrites et se comparent avantageusement aux autres secteurs miniers regroupés sous les catégories « métaux communs » « métaux précieux » et « fer »

(CCNS 2012) comme en témoigne le tableau suivant qui compare la conformité des divers secteurs miniers canadiens en regard du Règlement des effluents des mines et métaux (REMM) :

Tableau 2-5 : Pourcentage des mines conformes au REMM par secteur, de 2007 à 2011

Secteur minier	Année				
	2007	2008	2009	2010	2011
Uranium	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Métaux communs	67 %	60 %	58 %	65 %	65 %
Métaux précieux	74 %	80 %	79 %	87 %	70 %
Fer	50 %	67 %	50 %	20 %	33 %
Toutes les mines métallifères	71 %	71 %	69 %	75 %	67 %

Quant au radon provenant d'un site minier, qui était la préoccupation majeure de la population de Sept-Îles à l'origine même de ce rapport de l'INSPQ, les auteurs concluent :

« En ce qui concerne l'air extérieur, bien qu'il semble possible que le radon soit émis de la mine elle-même et des différents résidus sur place, aucune conclusion concernant l'impact pour les populations avoisinantes ne peut être tirée. », en particulier parce qu'ils n'ont trouvé « aucune étude montrant l'influence de l'exploitation d'une mine sur les concentrations de radon dans l'air intérieur des maisons. »

Cette conclusion sur le radon montre une méconnaissance de la part des auteurs de la problématique du radon. En se concentrant sur les apports en radon éventuels d'une mine à l'exposition du public, les auteurs font fausse route. Cette faiblesse du rapport est préoccupante, car c'est la question du radon qui avait dominé la controverse autour du projet d'exploitation d'une mine à proximité de Sept-Îles. Cette conclusion ne peut que contribuer à perpétuer cette idée erronée que le radon dans l'air extérieur est un risque à la santé publique et que l'exploitation d'une mine pourrait accroître ce risque.

L'INSPQ aurait eu avantage à s'appuyer sur l'expertise québécoise déjà développée sur le radon :

- 1) Les données québécoises sur le radon domiciliaire (rapport de l'INSPQ 2004)

Ce rapport, réalisé à la demande de la Direction générale de la santé publique du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) fait le point sur la question du radon en milieu résidentiel et la santé. On y trouve les résultats de mesures de radon résidentiel pour chacune des régions administratives du Québec. Les zones géologiques plus propices à produire des niveaux plus élevés sont identifiées et on y trouve les concentrations de radon qui y ont été mesurées, dont la région d'Oka

(voir plus bas). Ces données auraient permis aux auteurs du présent rapport sur les mines uranifères de décrire la situation réelle québécoise, incluant les zones à risque plutôt que de recourir à des données provenant d'autre pays.

Les données montrent que la moyenne arithmétique des concentrations mesurées au rez-de-chaussée au Québec est de 38 Bq/m³. La moyenne rapportée pour la région de la Côte-Nord est de 43 Bq/m³.

Les niveaux québécois se situent dans la moyenne des pays répertoriés dans un rapport publié par le United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR (2000). Les concentrations de radon résidentiel varient considérablement d'un pays à l'autre en fonction des caractéristiques géologiques locales. Les niveaux rapportés varient de 9 Bq/m³ (Égypte) à 140 Bq/m³ (République tchèque).

Une étude pancanadienne a documenté les niveaux de radon domiciliaire et les résultats montrent que les niveaux moyens au Québec sont légèrement inférieurs à la moyenne canadienne (CCNS 2011). Rappelons que le seuil recommandé par Santé Canada pour intervenir en milieu résidentiel est de 200 Bq/m³.

Le rapport de l'INSPQ 2004 montre bien que c'est la nature des sols situés immédiatement sous la résidence qui est responsable des variations observées et non l'air extérieur. Ceci demeure vrai même à proximité d'un gisement riche en uranium.

Ainsi on peut y lire (p. 4) :

« Dans l'air extérieur, les concentrations de radon varient généralement entre 1 et 10 Bq/m³. Les concentrations peuvent toutefois être plus importantes lorsque des minéraux riches en uranium se retrouvent tout près de la surface. Les concentrations peuvent alors atteindre quelques dizaines de Bq/m³ (Cothorn et Smith, 1987). Même si la qualité de l'air extérieur près des sols se trouve ainsi altérée, les concentrations dans l'air extérieur demeurent négligeables à cause de la dilution atmosphérique »

2) Le cas du gisement de niobium d'Oka

Il s'agit de l'ancienne mine de niobium, riche en uranium près de la ville d'Oka au Québec, une localité située à une cinquantaine de kilomètres de Montréal

Dans les années 90, des promoteurs immobiliers ont proposé la construction de nouvelles maisons sur un terrain proche d'un gisement minier à Oka. Les concentrations très élevées dans les résidences déjà construites ont incité les autorités de santé publique à limiter ce développement. La Direction de la santé publique des Laurentides, la région concernée par cette situation, a produit un rapport détaillé sur les risques à la santé (DSP Laurentides 1998). On y montre que la nature des sols entraîne des concentrations moyennes dans l'air intérieur de près de 700 Bq/m³. Quant à l'air extérieur, la DSP conclut :

*« **À l'extérieur** des maisons, le radon est dispersé et dilué à des concentrations d'environ 1 à 10 Bq/m³. Il est donc **sans danger** pour la santé. Cependant, le radon peut s'infiltrer par les sous-sols à travers les planchers en terre battue, les fissures du plancher ou des murs en béton, les égouts, les puisards ou les joints. Le radon peut aussi pénétrer dans la maison par l'eau d'un puits contenant du radon et être libéré dans l'air. Toutes ces conditions peuvent favoriser **l'accumulation du radon à l'intérieur des maisons.** »*

Il est important de noter que c'est la présence de minerai riche en uranium sous la résidence qui cause des concentrations élevées de radon dans les résidences. Que le gisement soit exploité ou non n'influence pas de façon significative l'exposition de la population avoisinante par l'intermédiaire du radon dans l'air extérieur.

3) Les rapports environnementaux des mines canadiennes de la Saskatchewan

Ces rapports de suivi environnementaux (CCSN 2011) documentent les concentrations de radon sur les sites miniers. Il est possible de trouver des concentrations élevées (jusqu'à 1000 Bq/m³) au site minier au voisinage immédiat de forte source de rayonnement. Mais on constate que la zone d'influence du radon produit par les mines est de quelques centaines de mètres, que les concentrations diminuent rapidement avec la distance pour atteindre quelques dizaines de Bq/m³ à la périphérie des installations. Le tableau suivant résume la situation (réf : CCNS 2011; INSPQ 2004; CAMECO 2010)

Secteur	Plages de concentration (Bq/m ³)
Sur le site minier, zones proches de fortes sources de rayonnement	1 à 1000
Sur le site minier à l'intérieur des limites	1 à 50
Aux limites du site minier	1 à 20
Dans l'air extérieur en général	1 à 20
Dans les résidences	Moyenne canadienne : 45 Moyenne québécoise : 38 Proche d'un gisement : 20 à 10 000
Limite d'intervention recommandée par Santé Canada en milieu résidentiel	200

4) Le projet de mine uranifère de Matoush

C'est le seul projet minier avancé au Québec. Les auteurs du rapport de l'INSPQ n'en font jamais mention. Une étude d'impact a été déposée et le projet a été discuté en audiences publiques. Les rapports sont publics on y trouve d'abondantes données qui documentent ce que les auteurs du rapport de l'INSPQ recherchent : le bruit de fond radiologique. On y trouve notamment les résultats du suivi du radon et de l'ambiance gamma pour 5 sites de mesures situés sur le site minier. Les concentrations dans l'air extérieur ont varié de 7,4 à 18,5 Bq/m³ soit un niveau similaire à ce qu'on retrouve partout au Québec.

En guise de recommandations, les auteurs du rapport proposent des « pistes de réflexion » à la toute fin du rapport (p. 210). Notons que ces pistes de réflexion font déjà partie des pratiques et des exigences réglementaires. Nous ne pouvons que souscrire à ces idées :

- Advenant la décision d'exploiter une mine d'uranium, il appert nécessaire que le bruit de fond régional soit bien caractérisé avant le début des travaux.
- La caractérisation du bruit de fond devrait être réalisée à l'aide d'un plan d'échantillonnage rigoureux. L'élaboration de ce plan d'échantillonnage devrait inclure toutes les instances concernées, dont la population locale et la santé publique.
- Un plan de surveillance environnementale pour le suivi des activités minières devrait être établi avant le début de tout projet d'exploitation d'une mine d'uranium. Ce plan devrait également inclure toutes les instances concernées. Il faudra s'assurer de la mise en place de ce plan de surveillance.

- Des évaluations du risque pour la santé humaine devraient être réalisées dès le début de tout projet. Afin de mieux cerner l'exposition réelle des populations concernées, les scénarios d'exposition utilisés devraient se rapprocher le plus possible de la réalité régionale.

Conclusions du volet des risques à la santé

Il est regrettable que le rapport de l'INSPQ n'ait pas basé son analyse sur les données réelles provenant des activités de la filière uranifère canadienne et des autres installations nucléaires existantes

Ces données montrent que :

Les doses individuelles annuelles moyennes des quelque 6500 travailleurs miniers de la Saskatchewan sont de l'ordre de 1 mSv par année.

La dose annuelle au public à proximité immédiate de la centrale nucléaire de Gentilly 2 (une ferme située à 1,9 km du réacteur) a varié entre 0,001 à 0,005 de 2008 à 2012.

Les doses annuelles au public autour de cinq installations canadiennes du cycle du combustible ont varié de 0,001 à 0,031 mSv entre 2008 et 2012.

Les concentrations de radon dans l'air extérieur aux limites d'un site minier est de l'ordre de quelques dizaines Bq/m³ et la zone d'influence est de quelques centaines de mètres.

L'exposition au radon des personnes vivant à proximité d'un site minier vient principalement de l'infiltration de radon provenant du sol sous la résidence et concentré dans l'air intérieur. Cette situation ne sera pas modifiée de façon significative par l'exploitation d'une mine à proximité.

En s'appuyant sur une méthodologie inappropriée et des données peu pertinentes, le rapport de l'INSPQ a erré de façon sérieuse. Une évaluation fondée sur les données réelles des suivis environnementaux canadiens aurait permis de démontrer hors de tout doute raisonnable que les doses au public autour des installations nucléaires canadiennes sont extrêmement faibles et ne présentent aucun risque à la santé.

Personne ne peut contester la « possibilité » qu'un événement exceptionnel ne conduise dans le futur à un dépassement de la limite réglementaire de 1 mSv par année pour le public. Mais que l'INSPQ affirme dans un rapport public d'une telle importance « qu'on ne peut évaluer l'ampleur de ce risque » sans même faire état des résultats probants et publics accumulés depuis des décennies dans le cadre de suivis des obligations réglementaires témoigne d'un manque important d'expertise et de connaissance en matière de radioprotection.

Nous sommes tous conscients qu'un écart très important est souvent observé entre l'évaluation scientifique du risque du rayonnement ionisant sur la santé et sa perception dans le public. Le mot nucléaire fait peur. Il renvoie inévitablement aux explosions nucléaires d'Hiroshima et Nagasaki et à la prolifération des armes nucléaires. On évite le mot : qui a remarqué que ce qui était appelé, il y a 30 ans dans les hôpitaux, examens par Résonance Magnétique Nucléaire (IRM) est devenu Imagerie par Résonance Magnétique (IRM)? Le même changement s'est opéré partout en anglais (NMR est devenu MRI). Pourtant il n'y a aucun rayonnement ionisant d'impliqué dans ces examens et les appareils sont les mêmes. Il valait simplement mieux éviter le mot nucléaire.

L'opinion indépendante d'une autorité de santé crédible comme l'INSPQ peut aider à dissiper les mythes, les peurs et contribuer ainsi à corriger les fausses perceptions lorsque les risques appré-

hendés ne sont pas fondés. Loin d'éclairer la société québécoise comme il devait le faire, je suis d'avis que présent rapport, par les doutes qu'il soulève, sans fondement scientifique valable, sur l'existence de maladies graves autour d'éventuelles mines d'uranium au Québec et par toutes les incertitudes qu'il exprime sur le contrôle des effluents radioactifs d'une installation nucléaire contribuera à maintenir la confusion et aggraver l'écart entre le risque réel lié à un projet minier uranifère et le risque perçu par la population. Pour ces raisons, il pourrait être de nature à nuire à l'intérêt public.

SECTION 3 : VOLET DES IMPACTS SUR LA QUALITÉ DE VIE, DANS SES ASPECTS PSYCHOLOGIQUES ET SOCIAUX

Le dernier volet du rapport visait à évaluer les principaux impacts psychologiques et sociaux des mines uranifères sur les populations vivant à proximité. Les auteurs ont procédé à une recherche systématique des écrits publiés avec une attention particulière pour les études provenant de pays comportant un cadre législatif comparable à celui du Canada et des pratiques industrielles contemporaines. Le procédé d'identification des articles nous semble tout à fait adéquat. Il a conduit à l'identification de 27 articles qui ont constitué la base de l'analyse. Les auteurs ont distingué les articles évalués par les pairs de ceux qui étaient des rapports ou écrits d'autre nature. Dans le premier groupe, on compte une étude canadienne réalisée en Saskatchewan et dans le second groupe, on trouve 2 rapports réalisés également au Canada.

Les auteurs font ressortir avec justesse que les mines d'uranium peuvent être perçues par plusieurs individus ou institutions comme étant une activité « nucléaire » et qu'on doit en tenir compte dans l'appréciation des impacts. La crise vécue à Sept-Îles leur donne raison : la peur du « nucléaire » faisait partie des arguments exprimés par le public en parallèle à la peur de la radioactivité.

L'analyse montre que les études ont été réalisées dans des contextes et communautés variés, mais que plusieurs éléments cohérents en ressortent. Un impact sur la qualité de vie est possible, en particulier relié à l'accroissement démographique lié à l'activité minière et à la pression disponible sur les services disponibles pour cette population. Cet impact n'est pas propre aux mines d'uranium. La préoccupation liée à l'eau potable est souvent exprimée.

Les auteurs soulignent que l'impact sur les communautés autochtones peut être plus marqué en raison de leurs activités traditionnelles et leur utilisation du territoire.

Au chapitre des impacts psychologiques, les études rapportent de l'anxiété, du désarroi, des problèmes liés aux horaires atypiques de travail; des discordes chez les travailleurs, leur famille et la communauté et également des problèmes de consommation. Quant aux impacts sociaux, les études font ressortir les impacts souvent positifs des projets miniers en général : amélioration des infrastructures; dons et subventions à la communauté; amélioration de l'éducation est des revenus. Mais ces impacts sont parfois de courte durée et les impacts négatifs sont souvent prévalents : répartition inéquitable des impacts; diminution de la confiance dans les autorités; tensions sociales, etc.

Les auteurs font ressortir que le degré d'acceptation variable des mines d'uranium varie en fonction de la présence ou non de retombées socioéconomiques locales, du degré d'intégration des citoyens dans le processus décisionnel. On observe aussi que de façon générale, les femmes plus que les hommes et les autochtones s'opposent davantage à ce type de projet.

Cette section du rapport dresse un portrait qui nous semble juste et réaliste des impacts potentiels négatifs de nature psychologique et sociale d'un projet minier en général avec quelques caractéristiques propres à des projets de mines d'uranium. Les impacts négatifs soulevés nous semblent

pertinents à un projet minier qui serait développé en milieu québécois et, en ce sens, ce chapitre pourrait constituer une base adéquate pour identifier les impacts potentiels et éventuellement les minimiser par des actions appropriées.

Nous appuyons les pistes suggérées par les auteurs visant à mitiger ces impacts négatifs potentiels notamment les approches participatives et de gestion intégrée.

Au cours des dernières années, l'idée d'étudier les impacts psychosociaux a évolué vers une perspective plus large : l'étude des impacts sur les déterminants sociaux de la santé tels que définis par les autorités de santé comme l'Organisation mondiale de la santé. Les organismes de santé ont repris et adapté la liste de déterminants qui varient quelque peu selon des sources, mais qui comprennent généralement les éléments suivants :

- Le niveau de revenu et la situation sociale;
- Le niveau d'instruction et la littératie;
- Le réseau de soutien social;
- L'emploi, les conditions de travail et la santé au travail;
- L'environnement physique;
- Les services de santé individuelle et publique;
- Le développement des enfants;
- Le sexe, le genre;
- La culture.

L'étude des impacts potentiels sur les déterminants de la santé a été exigée au Québec en 2007 pour le projet hydroélectrique Eastmain 1A Dérivation de la rivière Rupert. Le promoteur a également été tenu de suivre de façon prospective les principaux déterminants de la santé et d'estimer l'impact du projet sur ces déterminants de concert avec les autorités de santé régionales. Nous croyons que cette évolution est bénéfique et que l'adoption de ce cadre de référence permet une appréciation plus globale des impacts tant positifs et négatifs que peut avoir un projet sur les communautés. Il permet surtout de mettre en place des actions visant à favoriser les impacts positifs et mitiger les impacts négatifs à toutes les étapes du projet. Cette approche devrait être encouragée.

RÉFÉRENCES

CAMECO 2010. Cameco. Rabbit lake operation. Integrated environmental risk assessment and state of the environment report 2005 - 2009.

CCSN 2012 Rapport du personnel de la CCSN sur le rendement des installations du cycle du combustible d'uranium et des installations de traitement : 2012. Disponible sur le site internet de la CCNS : <http://www.nuclearsafety.gc.ca/fra/resources/publications/reports/report-on-uranium-fuel-cycle-and-processing-facilities.cfm>

CCNS RSP-0178 Feasibility study: Saskatchewan uranium Miners Cohort Study (Part II). Senes Consultants. Ltd. Résumé disponible sur le site internet : <http://www.nuclearsafety.gc.ca/fra/resources/research/research-and-support-program/research-report-abstracts/reports-issues-2004-2005.cfm#rsp-0178>

CCSN 2011 Commission canadienne de sûreté nucléaire. Le radon et la santé. Disponible sur internet : http://www.nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/January-2012-Radon-and-Health-fra.pdf

DSP Laurentides 1998. Direction régionale de la santé publique des Laurentides. Le radon à Oka. Rapport d'intervention de la santé publique
<http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/archives/oka/docdeposes/documdeposes/DB17.pdf>

GOUV 2014. Gouvernement du Québec. Règlement sur la qualité de l'eau potable. A jour au 1 juillet 2014. Disponible sur le site internet :
http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/Q_2/Q2_R40.htm

Hydro-Québec 2012. Hydro-Québec Production. Résultats du programme de surveillance de l'environnement du site de Gentilly. Rapport annuel 2012. Rapport technique G2-RT-2013-00518-005. Disponible sur le site internet d'HQ : <http://www.hydroquebec.com/production/centrale-nucleaire/documents.html>

INSPQ 2004. Le radon au Québec. Évaluation du risque à la santé et analyse critique des stratégies d'intervention 2004. www.inspq.qc.ca/pdf/publications/352-Radon_Rapport.pdf

Lane 2013. Radiation Exposure and Cancer Incidence (1990 to 2008) around Nuclear Power Plants in Ontario, Canada. Journal of Environmental Protection 2013 disponible sur le site internet suivant : <http://dx.doi.org/10.4236/jep.2013.49104>

MDDELCC Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques. Règlement sur la qualité de l'eau potable. Disponible sur le site internet : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/brochure/annexe.htm#inorganique>

Plante 2010. Plante. Prescrire un examen de radiologie diagnostique, un geste banal? Le médecin du Québec. Avril 2010. Disponible sur le site internet de la Fédération des Médecins Omnipraticiens du Québec : <http://lemedecinduquebec.org/archives/2010/4/>

Santé Canada. Le sélénium. Document disponible sur le site internet : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semi/pubs/water-eau/selenium/index-fra.php#n2>