



Les impacts sanitaires en lien avec les projets uranifères nord-côtiers

INSTITUT NATIONAL
DE SANTÉ PUBLIQUE
DU QUÉBEC

Québec 

Rapport d'analyse

Les impacts sanitaires en lien avec les projets uranifères nord-côtiers

Direction de la santé environnementale
et de la toxicologie

Septembre 2013

AUTEURS

Évaluation des risques pour la santé : approche épidémiologique

Agathe Croteau, M.D., Ph. D., médecin spécialiste en médecine du travail, épidémiologiste
Direction des risques biologiques et de la santé au travail, Institut national de santé publique du Québec

Évaluation des risques pour la santé : analyse de risque

Marie-Hélène Bourgault, M. Sc., conseillère scientifique
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

Patrick Poulin, Ph. D., conseiller scientifique
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

Denise Phaneuf, M. Sc., pharmacienne
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

Impacts psychologiques et sociaux des mines uranifères sur les populations avoisinantes

Geneviève Brisson, LL. B., Ph. D., chercheure (coordination scientifique du chapitre)
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

Karine Dubé, M. A., conseillère scientifique
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

Fassiatou Tairou, M. Sc., conseillère scientifique
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

Marie-Christine Gervais, M. Sc., conseillère scientifique
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

SOUS LA COORDINATION DE

Denise Phaneuf, M. Sc., pharmacienne
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

MISE EN PAGES

Katia Raby, agente administrative
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

Evelyne Chalandon, agente administrative
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

Ce document est disponible intégralement en format électronique (PDF) sur le site Web de l'Institut national de santé publique du Québec au : <http://www.inspq.qc.ca>.

Les reproductions à des fins d'étude privée ou de recherche sont autorisées en vertu de l'article 29 de la Loi sur le droit d'auteur. Toute autre utilisation doit faire l'objet d'une autorisation du gouvernement du Québec qui détient les droits exclusifs de propriété intellectuelle sur ce document. Cette autorisation peut être obtenue en formulant une demande au guichet central du Service de la gestion des droits d'auteur des Publications du Québec à l'aide d'un formulaire en ligne accessible à l'adresse suivante : <http://www.droitauteur.gouv.qc.ca/autorisation.php>, ou en écrivant un courriel à : droit.auteur@cspq.gouv.qc.ca.

Les données contenues dans le document peuvent être citées, à condition d'en mentionner la source.

DÉPÔT LÉGAL – 4^e TRIMESTRE 2013
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES NATIONALES DU QUÉBEC
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES CANADA
ISBN : 978-2-550-69003-0 (VERSION IMPRIMÉE)
ISBN : 978-2-550-69002-3 (PDF)

©Gouvernement du Québec (2013)

REMERCIEMENTS

Nous tenons d'abord à remercier les personnes suivantes pour les commentaires qu'ils ont formulés à la lecture de ce document :

- pour l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN), France : Dominique Laurier, Estelle Rage, Christine Fassert et Margot Tirmarche;
- pour la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) : Patsy Thompson, Malcom McKee, Bertrand Thériault, Julie Burt et Pascale Reinhardt;
- pour l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) : Mathieu Valcke, toxicologue et Gaétan Carrier, médecin spécialiste et Odile Bergeron, conseillère scientifique en Santé des Autochtones.

Nous aimerions également remercier les personnes suivantes : Mme Fassiatou Tairou, conseillère scientifique et M. Jean-Claude Dessau, médecin-conseil de l'INSPQ, et M. James Irvine, médecin-hygiéniste pour les trois autorités sanitaires nord de la Saskatchewan (Mamawetan Churchill River, Keewatin Yatthé et Athabasca) pour leur contribution aux différentes sections du document.

Enfin, nous remercions le ministère de la Santé et des Services sociaux pour le soutien financier qu'il a accordé à l'INSPQ pour la réalisation de ce travail.

FAITS SAILLANTS

En 2008, l'annonce d'un projet de mine d'uranium dans la région de Sept-Îles a soulevé des controverses locales, régionales et nationales, notamment en raison des craintes reliées aux effets sanitaires. Afin de mieux étudier la question, le directeur national de santé publique a proposé en décembre 2009 de former un groupe de travail intersectoriel sur la question, dont la responsabilité serait d'informer la population de la Côte-Nord à propos des risques pour la santé découlant des projets uranifères, et ce, à partir d'une analyse rigoureuse et objective des connaissances scientifiques. Afin de soutenir ses interventions au sein du groupe de travail, le directeur régional de santé publique de la Côte-Nord, a sollicité l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) pour réaliser cette analyse. La réalisation de ce travail a été confiée à deux équipes scientifiques de la Direction de la santé environnementale et de la toxicologie (Équipe scientifique sur le rayonnement ionisant et Équipe scientifique sur les évaluations environnementales) et une médecin spécialiste et épidémiologiste à l'unité santé au travail de la Direction des risques biologiques et de la santé au travail. Leur mandat consistait à :

- documenter les effets sanitaires engendrés par les activités minières uranifères d'exploration, d'exploitation, de stockage, de transport et de gestion des résidus sur la santé humaine, en considérant l'ensemble des voies d'exposition;
- réaliser une étude de faisabilité d'une évaluation du risque toxicologique et radiologique, tout au long de la chaîne de production de l'uranium et de ses sous-produits et, si cela est jugé faisable, réaliser cette évaluation du risque;
- documenter les effets psychologiques et sociaux engendrés par les activités minières uranifères d'exploration, d'exploitation, de stockage, de transport et de gestion des résidus.

Pour remplir ce mandat, trois démarches distinctes ont été élaborées et mises en œuvre. La méthodologie suivie et les résultats sont résumés ci-dessous :

1. Analyse des données des études épidémiologiques réalisées chez des populations résidant à proximité de mines d'uranium

Afin de documenter les effets sur la santé humaine associés aux activités minières uranifères, une analyse systématique de la littérature épidémiologique a été réalisée. Les bases de données Medline, Embase et Cochrane ont été interrogées par l'entremise de la plateforme de recherche OvidSP afin de retrouver les publications où les effets sur la santé dans des populations résidant à proximité d'un site minier ont été étudiés. Cette démarche a permis d'identifier et sélectionner 10 études originales portant sur la relation entre la présence de mines d'uranium et la santé des populations résidant à proximité. Les risques pour la santé des mineurs de l'uranium étant déjà bien documentés, l'analyse se limite ici aux effets sur la santé dans la population en général.

Chaque article a été évalué de façon systématique à l'aide de la grille d'analyse des études épidémiologiques et s'est vu attribuer un score de validité qui tenait compte de la validité externe, des caractéristiques méthodologiques et de la source de financement de l'étude. Pour certains effets sur la santé, des méta-analyses ont été réalisées; il en résulte une

mesure d'association synthèse et un niveau de force de l'évidence. Le niveau de force de l'évidence indique le degré de confiance (suspicion, évidence suffisante, évidence forte) envers le résultat obtenu ou l'incapacité de conclure, il repose sur l'ampleur de l'association synthèse et sur l'appréciation de la plausibilité biologique, de la précision statistique, de la validité et de la cohérence des résultats.

Grâce à la veille scientifique mise en place par la suite, une onzième étude s'est ajoutée aux dix déjà répertoriées. La plupart de ces études concernent les décès et l'incidence des cancers, et plus rarement les autres causes de mortalité. Une des publications évaluées concernait les aberrations chromosomiques et une autre, les issues de grossesses. Les principales observations sont les suivantes :

- En ce qui concerne les décès par cancer, des méta-analyses ont été réalisées pour treize types de cancers :
 - Pour le cancer du poumon, il y a un niveau d'évidence suffisant d'absence d'augmentation du risque de cancer du poumon chez les femmes; (force de l'évidence de niveau VI); chez les hommes, l'augmentation du risque de cancer du poumon mise en évidence est vraisemblablement attribuable au travail minier.
 - Pour la leucémie, une faible augmentation du risque de décès est suspectée (force de l'évidence de niveau III).
 - Pour les onze autres types de cancers, il y a suspicion d'absence d'augmentation du risque de décès (force de l'évidence de niveau V), ou encore, les données ne permettent pas de conclure (force de l'évidence de niveau IV). Dans la plupart de ces cas, cette conclusion est attribuable à une validité très faible.
- Quant à l'incidence des cancers, la grande majorité des résultats provient d'une étude ou un seul excès statistiquement significatif est observé. Il s'agit du cancer du poumon chez les hommes, ce qui est cohérent avec les observations concernant les décès par cancer du poumon. Par ailleurs, une récente étude ukrainienne fait état d'incidences statistiquement plus élevées pour certains cancers, possiblement attribuables, selon les auteurs, à un effet de dépistage causé par la détection plus précoce des cas chez les travailleurs de l'uranium ou à la faiblesse des normes de sécurité en matière de radioactivité dans l'ex-Union Soviétique.
- Pour les causes de décès non cancéreuses, des excès statistiquement significatifs ont été observés pour la tuberculose, les accidents autres que par véhicule motorisé et le suicide chez les hommes. Cependant, les limites méthodologiques, le manque de cohérence et l'absence de plausibilité biologique font en sorte qu'il n'est pas possible de conclure au sujet du lien entre le fait de résider à proximité d'une mine d'uranium et les causes de décès non cancéreuses.
- Les hypothèses d'une réponse anormale de la réparation de l'ADN et d'une fréquence accrue de certaines issues de grossesses défavorables ont été soulevées par les résultats de deux études. Cependant, les données ne permettent pas de conclure.

La presque totalité des données concernant les décès par cancer, l'incidence des cancers et les autres causes de décès proviennent d'études écologiques qui sont particulièrement susceptibles à certains biais méthodologiques. Par conséquent, les conclusions de ces

études sont plus limitées. De plus, parmi les multiples comparaisons effectuées étant donné le grand nombre de causes de décès et de types de cancers examinés, il est possible que certaines associations soient statistiquement significatives uniquement par le fait du hasard.

En résumé, les résultats des analyses effectuées ne permettent pas d'affirmer que le fait de résider à proximité d'une mine d'uranium entraîne des problèmes de santé. Il faut toutefois noter qu'à l'exception des décès par quelques types de cancer, les données disponibles ne permettent pas de conclure et que d'autres recherches sont nécessaires.

2. Analyse de la faisabilité d'une évaluation de risque toxicologique et radiologique tout au long de la chaîne de production de l'uranium et de ses sous-produits

Puisqu'aucune mine d'uranium n'est exploitée sur la Côte-Nord, aucune évaluation de risque propre à cette région n'a pu être réalisée. Pour pallier cette situation, une recension de la littérature scientifique touchant les évaluations de risque et la contamination environnementale associées aux mines d'uranium a été réalisée. Des recherches bibliographiques exhaustives ont été effectuées à l'aide des interfaces de recherche *PubMed* et *Ovid*. Les recherches dans les bases de données ont permis de retenir 243 articles. De ce nombre 68 articles ont été sélectionnés car ils correspondaient à la période moderne d'exploitation des mines d'uranium soit après 1990. Finalement 13 articles ont permis une évaluation plus en profondeur étant donné qu'ils étaient les seuls à fournir à la fois des données terrains et témoins.

Les études traitant d'évaluation du risque associé aux mines d'uranium sont limitées et souvent incomplètes. De plus, il est difficile de connaître la contribution réelle de la mine, puisque dans bien des cas le bruit de fond régional n'est pas soustrait des calculs. Toutefois, en tenant compte des limites des données disponibles, la compilation réalisée a permis de dégager les constats suivants :

- Les régions uranifères présentent un bruit de fond plus élevé en radionucléides et autres éléments chimiques leur étant associés et la population y vivant sera exposée à des doses supérieures. Les doses radiologiques ou chimiques les plus élevées seraient attribuables à l'ingestion de poissons et fruits de mer et à l'inhalation de radon.
- La présence d'une mine d'uranium peut engendrer une exposition supplémentaire pour la population.
- Bien que les données soient très limitées, il apparaît qu'il existe une possibilité que l'exploitation uranifère engendre une exposition supplémentaire pour la population et que la valeur de 1 mSv ainsi que $IR > 1$ soient dépassés. Il est impossible de statuer sur l'ampleur de ce dépassement.
- Les données recueillies sont trop incomplètes pour permettre de conclure sur la zone d'influence d'une mine d'uranium pour les radionucléides (incluant le radon) et les éléments chimiques.
- En amont de toutes ces constatations, un point majeur émerge de l'étude de ces publications scientifiques, il s'agit de la rareté des données concernant le bruit de fond régional avant l'exploitation d'une mine d'uranium. La connaissance de ce bruit de fond

est essentielle pour le suivi de la santé des populations vivant dans le voisinage d'une mine d'uranium.

3. Documentation des effets sociaux et psychosociaux engendrés par les activités minières uranifères d'exploration, d'exploitation, de stockage, de transport et de gestion des résidus

Afin de documenter les effets potentiels sur les dimensions sociales des populations avoisinant les mines d'uranium, une démarche de recension systématique des écrits a été réalisée et s'est inspirée du modèle du National Institute for Clinical Health Excellence (NICE). La stratégie de recherche s'est déployée sur 8 bases de données et plateformes de littérature scientifique (*Ebsco, JStor, CSA, Wiley, Proquest, Current Contents, ISI, CESGLD*); des approches complémentaires ont aussi été employées. Une double évaluation a été effectuée pour la pertinence et pour la qualité des documents. Quatorze textes ont finalement été pris en compte pour cette recension et présentent des résultats propres aux mines uranifères ou à l'industrie minière incluant les mines d'uranium. Les résultats présentés dans les textes traitant de recherches originales (groupe 1) ont été amalgamés afin d'établir l'existence ou non d'effets psychosociaux potentiels. Les textes issus de la littérature grise ou de recensions d'écrits non systématiques (groupe 2) ne peuvent fournir de données probantes à cet égard, mais servent à renforcer ou à nuancer les conclusions des documents du groupe 1.

Des effets psychologiques et sociaux associés aux mines uranifères peuvent être établis à partir de la démarche de recension systématique des écrits. Les résultats ont été classés thématiquement et traitent de trois types d'effets particuliers :

- Des effets spécifiquement associés aux mines d'uranium se dégagent quant à la qualité de vie globale dans le cas d'accidents technologiques. Les écrits traitant des mines d'uranium ne permettent pas de conclure sur les autres effets en lien avec la qualité de vie, quoique la littérature générale sur les mines aborde de tels éléments.
- En matière de santé psychologique, spécifiquement en lien avec les mines uranifères, de l'anxiété est ressentie par plusieurs types de personnes, et ce, en lien avec la radioactivité et ses effets (réels ou appréhendés). Les processus miniers et les installations minières, peu importe la nature du minerai exploité, entraînent aussi des changements économiques qui se répercutent sur la consommation matérielle et la consommation de drogues et d'alcool. À leur tour, ces types de consommation entraînent d'autres impacts psychologiques et physiques.
- Quant aux aspects de santé sociale, les mines uranifères paraissent directement associées à une altération du climat social et à une perte de confiance des citoyens envers les autorités. Peu importe le type de minerai exploité, des effets socioéconomiques négatifs sont relevés et ils sont perçus comme plus importants que les effets positifs, en considérant toute la durée d'un projet minier et son cycle de croissance et de décroissance rapide (effet champignon – *boomtown*). L'inégalité sociale du partage des coûts et des avantages des projets miniers est également notée.
- Certains groupes sociaux sont plus vulnérables, et les communautés autochtones peuvent particulièrement être touchées par ces changements.

Ces résultats et ces pistes de réflexion trouvent écho dans la littérature générale sur les effets psychologiques et sociaux des mines. Par ailleurs, il est nécessaire de garder à l'esprit les limites individuelles et globales des études sélectionnées. Plus particulièrement, même si le contexte général des écrits recensés était cohérent, il importe aussi de prendre en considération les différences entre chaque communauté étudiée quant aux contextes social, politique, économique ou autre.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX	XIII
LISTE DES FIGURES	XVII
LISTE DES ACRONYMES ET DES SIGLES	XIX
1 MISE EN CONTEXTE GÉNÉRALE	1
1.1 Présentation du mandat et objectifs de l'étude	1
1.2 Notions préliminaires.....	2
1.2.1 Rappels sur la structure et le comportement de la matière	2
1.2.2 Caractéristiques physicochimiques de l'uranium	4
1.2.3 Contexte de l'exploitation de l'uranium	5
1.2.4 Rôles et mandats des organismes réglementaires	11
1.2.5 Portrait canadien	11
1.3 Impacts sanitaires potentiellement engendrés par l'industrie minière uranifère.....	17
1.3.1 Impacts environnementaux et impacts sur la santé physique	17
1.3.2 Impacts psychologiques et sociaux	18
1.4 Objectifs et présentation du rapport	20
2 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ : APPROCHE ÉPIDÉMIOLOGIQUE	21
2.1 Introduction	21
2.2 Méthode.....	21
2.2.1 Rappel sur les différents types d'études épidémiologiques.....	21
2.2.2 Identification des publications pertinentes	22
2.2.3 Description méthodologique et attribution des scores.....	23
2.2.4 Appréciation de la qualité des études	29
2.2.5 Méta-analyse.....	46
2.2.6 Force de l'évidence	48
2.3 Résultats.....	56
2.3.1 Décès par cancer	56
2.3.2 Incidence des cancers.....	95
2.3.3 Décès par causes non cancéreuses.....	98
2.3.4 Aberrations chromosomiques et issues de grossesses	102
2.4 Conclusion	105
3 ANALYSE DES RISQUES POTENTIELS POUR LA SANTÉ HUMAINE : APPROCHE PAR ÉVALUATION DU RISQUE TOXICOLOGIQUE.....	107
3.1 Méthodologie	109
3.1.1 Approche générale	109
3.1.2 Revue de la littérature	110
3.1.3 Évaluation du risque théorique	112
3.1.4 Variabilité des risques moyens en milieu uranifère	122
3.1.5 Contribution de l'activité minière uranifère sur les risques	124

3.2	Résultats	125
3.2.1	Résultats généraux de la revue de la littérature	125
3.2.2	Variabilité des risques moyens calculés associés aux mines d'uranium	126
3.2.3	Contribution de l'activité minière uranifère sur les risques	143
3.3	Discussion	150
3.3.1	Nature des données environnementales considérées	151
3.3.2	Variabilité des risques théoriques moyens calculés associés aux régions uranifère	152
3.3.3	Contribution de l'activité minière uranifère sur l'environnement limitrophe	155
3.3.4	Le cas du radon	158
3.4	Conclusion.....	159
4	IMPACTS PSYCHOLOGIQUES ET SOCIAUX DES MINES URANIFÈRES SUR LES POPULATIONS AVOISINANTES	161
4.1	Introduction.....	161
4.1.1	Qualité de vie et impacts psychologiques et sociaux en environnement	161
4.1.2	Population concernée et groupes comparables.....	162
4.1.3	Les mines d'uranium et la « nucléarité » : une construction sociale	163
4.1.4	Rappel de l'objectif.....	164
4.2	Stratégie de recherche documentaire	164
4.2.1	Stratégie employée pour les bases de données scientifiques	164
4.2.2	Critères de forme et de pertinence	165
4.2.3	Bilan du processus dans les bases de données.....	167
4.2.4	Autres sources bibliographiques	168
4.3	Évaluation de la qualité des écrits.....	169
4.3.1	Critères et méthode d'évaluation de la qualité.....	169
4.3.2	Études non retenues à la suite de l'évaluation de la qualité	170
4.3.3	Études retenues.....	177
4.4	Résultats	188
4.4.1	Aperçu général.....	188
4.4.2	Impacts sur la qualité de vie.....	189
4.4.3	Impacts sur la santé psychologique	191
4.4.4	Impacts sur la santé sociale	194
4.5	Conclusion.....	201
4.5.1	Synthèse des résultats.....	201
4.5.2	Liens avec la littérature sur les effets psychologiques et sociaux associés aux activités minières	203
4.5.3	Recherches et pistes d'action suggérées par les écrits recensés.....	204
5	CONCLUSION GÉNÉRALE	207
	RÉFÉRENCES	213

ANNEXE 1	RÉSUMÉ DES IMPACTS SANITAIRES EN LIEN AVEC LES MINES D'URANIUM RAPPORTÉS DANS LE RAPPORT DE LA VIRGINIE (NRC, 2011)	235
ANNEXE 2	EFFETS À LA SANTÉ ASSOCIÉS AUX RAYONNEMENTS IONISANTS.....	241
ANNEXE 3	REQUÊTE SOUS OVIDSP DANS LES BASES DE DONNÉES : MEDLINE(R) 1946 -, MEDLINE(R) IN-PROCESS & OTHER NON-INDEXED CITATIONS, EMBASE 1974 – ET COCHRANE DATABASE OF SYSTEMATIC REVIEWS 2005 -	249
ANNEXE 4	CALCUL DE LA MESURE D'ASSOCIATION SYNTHÈSE (MAS) ET ESTIMATION DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ	253
ANNEXE 5	CARACTÉRISTIQUES ET RÉSULTATS DES ÉTUDES POUR LES DÉCÈS PAR CANCER DU POUMON.....	257
ANNEXE 6	PRÉALABLES SUR L'ÉVALUATION DU RISQUE TOXICOLOGIQUE	263
ANNEXE 7	DONNÉES ENVIRONNEMENTALES PUBMED BORDEREAU DE STRATÉGIE DE RECHERCHE.....	279
ANNEXE 8	DONNÉES ENVIRONNEMENTALES OVID BORDEREAU DE STRATÉGIE DE RECHERCHE.....	285
ANNEXE 9	ANALYSE DE DOSES ET DE RISQUES PUBMED BORDEREAU DE STRATÉGIE DE RECHERCHE.....	295
ANNEXE 10	ANALYSE DE DOSES ET DE RISQUES OVID BORDEREAU DE STRATÉGIE DE RECHERCHE.....	301
ANNEXE 11	DONNÉES DE RISQUE MOYEN POUR L'INHALATION ET L'EXPOSITION EXTERNE.....	311
ANNEXE 12	DONNÉES DE RISQUE MOYEN POUR L'INGESTION DE SOLS, ROCS, RÉSIDUS ET MINÉRAI (SRRM)	315
ANNEXE 13	DONNÉES DE RISQUE MOYEN POUR L'INGESTION D'EAU (EAU DE SURFACE, EAU POTABLE ET EAU SOUTERRAINE)	319
ANNEXE 14	DONNÉES DE RISQUE MOYEN POUR L'INGESTION DE POISSONS ET FRUITS DE MER (P&FM).....	323
ANNEXE 15	DONNÉES DE RISQUE MOYEN POUR L'INGESTION DE VIANDE ET ŒUFS (V&O).....	327
ANNEXE 16	DONNÉES DE RISQUE MOYEN POUR L'INGESTION DE FRUITS, DE LÉGUMES RACINES ET D'AUTRES LÉGUMES.....	331
ANNEXE 17	TABLEAU DES RÉSULTATS DE RECHERCHE DOCUMENTAIRE	335
ANNEXE 18	GRILLES D'ÉVALUATION	339

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Mines canadiennes d'uranium ayant un permis de la CCSN et les projets actuellement évalués	12
Tableau 2	Sélection des publications pertinentes	23
Tableau 3	Appréciation de la qualité selon le score obtenu pour chaque volet	29
Tableau 4	Description méthodologique des études, 1 ^{re} partie : validité externe, population et effets sur la santé	30
Tableau 5	Description méthodologique des études, 2 ^e partie : exposition aux mines d'uranium, contrôle des facteurs de confusion et financement	40
Tableau 6	Validité selon le nombre d'analyses de sensibilité stables et le nombre d'études dont le score de validité est élevé	50
Tableau 7	Résumé des conditions nécessaires pour la classification de la force de l'évidence (FÉ) en 7 niveaux	53
Tableau 8	Vue d'ensemble des résultats par étude, nombre de cas observés (Obs) et mesure d'association (MA) pour les décès par cancer de type tumeur solide	59
Tableau 9	Vue d'ensemble des résultats par étude, nombre de cas observés (Obs) et mesure d'association (MA) pour les décès par cancer des systèmes lymphatique et hématopoïétique	63
Tableau 10	Résumé de la qualité méthodologique de chaque étude en ce qui a trait aux décès par cancer du poumon chez les femmes	70
Tableau 11	Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer du poumon chez les femmes	70
Tableau 12	Résumé de la qualité méthodologique de chaque étude pour les décès par cancer colorectal	72
Tableau 13	Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer colorectal	73
Tableau 14	Résumé de la qualité méthodologique de chaque étude pour les décès par cancer de l'œsophage	73
Tableau 15	Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer de l'œsophage	74
Tableau 16	Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer de l'estomac	75
Tableau 17	Résumé de la qualité méthodologique de chaque étude pour les décès par cancer des os	76
Tableau 18	Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer des os	77
Tableau 19	Résumé de la qualité méthodologique de chaque étude pour les décès par cancer du sein	80
Tableau 20	Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer du sein	81

Tableau 21	Résumé de la qualité méthodologique de chaque étude pour les décès par cancer des ovaires	81
Tableau 22	Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer des ovaires	82
Tableau 23	Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer de la vessie.....	83
Tableau 24	Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer du rein.....	84
Tableau 25	Résumé de la qualité méthodologique de chaque étude pour les décès par leucémie.....	86
Tableau 26	Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par leucémie	87
Tableau 27	Résumé de la qualité méthodologique de chaque étude pour les décès par lymphome non hodgkinien	87
Tableau 28	Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par lymphome non hodgkinien.....	88
Tableau 29	Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par lymphome hodgkinien.....	90
Tableau 30	Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par myélome multiple.....	92
Tableau 31	Ampleur de l'effet et IC 95 %, qualité des quatre éléments et force de l'évidence pour les décès par cancer	94
Tableau 32a	Rapports standardisés d'incidence (SIR) et intervalles de confiance à 95 % (IC 95 %) des cancers pour lesquels au moins un SIR atteignait 1,20; résultats de Boice (2010) pour le comté de Cibola de 1982 à 2004.....	97
Tableau 32b	Rapports standardisés d'incidence (SIR) et intervalles de confiance à 95 % (IC 95 %) des cancers - résultats de Bazyka (2012) pour deux villes ayant des installations d'extraction et de traitement de l'uranium.....	97
Tableau 33	Vue d'ensemble des résultats par étude, nombre de cas observés (Obs) et mesure d'association (MA) pour les décès de causes non cancéreuses.....	99
Tableau 34	Rapports standardisés de mortalité (SMR) et intervalles de confiance à 95 % (IC 95 %) pour les causes de décès non cancéreuses, où au moins un SMR atteignait 1,20 soit chez les hommes soit chez les femmes	101
Tableau 35	Fréquence des aberrations chromosomiques spontanées et après irradiation selon l'exposition des sujets.....	103
Tableau 36	Rapports de cotes (RC), intervalles de confiance à 95 % (IC 95 %) et valeur <i>p</i> pour l'ensemble des issues de grossesses défavorables et chaque sous-groupe selon l'exposition des parents	105
Tableau 37	Voies et vecteurs d'exposition retenus pour les scénarios d'exposition reliés aux mines d'uranium.....	114
Tableau 38	Voies et vecteurs d'exposition non retenus pour les scénarios d'exposition reliés aux mines d'uranium en milieu nord-côtier	116

Tableau 39	Paramètres d'exposition variant selon le type d'occupation du territoire	117
Tableau 40	Correspondance entre les groupes d'âges de la CIPR et ceux de l'INSPQ dans l'application des coefficients de dose radiologique.....	119
Tableau 41	Médianes (mSv/an) et nombre de valeurs moyennes de dose radiologique (n) obtenus pour chaque distribution de combinaison radionucléide/vecteur incluse au scénario d'exposition ($n_{TOT} = 554$; groupes exposés et non exposés fusionnés)	141
Tableau 42	Médianes (sans unité) et nombre de valeurs moyennes d'indice de risque non cancérogène (n) obtenus pour chaque distribution de combinaison élément chimique/vecteur incluse au scénario d'exposition ($n_{TOT} = 246$; groupes exposés et non exposés fusionnés).....	142
Tableau 43	Nombres (n) de Δ doses et Δ IR calculés pour les vecteurs identifiés et proportion potentiellement attribuable à l'activité minière ($\Delta > 0$) ainsi que supérieurs à la valeur de référence ($\Delta > 1$).....	144
Tableau 44	Nombres (n) de Δ doses rapportées pour les vecteurs identifiés et proportion potentiellement attribuable à l'activité minière ($\Delta > 0$) ainsi que supérieurs à la limite de dose ($\Delta > 1$).....	149
Tableau 45	Mots-clés de la revue systématique.....	165
Tableau 46	Bases de données retenues pour la revue systématique.....	165
Tableau 47	Critères formels de recherche documentaire	166
Tableau 48	Critères d'évaluation de la pertinence des résumés.....	167
Tableau 49	Bilan de la stratégie de recherche pour les bases de données scientifiques.....	168
Tableau 50	Bilan des études rejetées lors de l'évaluation de la qualité des articles	172
Tableau 51	Bilan des études retenues lors de l'évaluation de la qualité des articles	180
Tableau 52	Limites des études retenues – Groupe 1	187
Tableau 53	Limites des études retenues – Groupe 2	188
Tableau 54	Caractéristiques et résultats des études pour les décès par cancer du poumon	259
Tableau 55	Valeurs recommandées par la CIPR (2009) pour les facteurs de pondération des tissus.....	266
Tableau 56	Résultats des bases de données consultées et des stratégies complémentaires	337

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Chaîne de désintégration de l'uranium 238 (^{238}U) modifiée de Cothorn (1990).....	5
Figure 2	Schéma de production du concentré de minerai d'uranium (<i>yellowcake</i>) tel qu'il a été présenté par l'entreprise Cameco à la mine de Rabbit Lake de la Saskatchewan.....	8
Figure 3	Emplacements des mines d'uranium canadiennes et des installations nucléaires associées	17
Figure 4	Arbre décisionnel de classification de la force de l'évidence	54
Figure 5	Décès par cancer du poumon et résidence près d'une mine d'uranium	66
Figure 6	Décès par cancer du poumon et résidence près d'une mine d'uranium selon le genre	67
Figure 7	Décès par cancer du poumon et résidence près d'une mine d'uranium selon la période d'influence	68
Figure 8	Décès par cancer colorectal et résidence près d'une mine d'uranium.....	71
Figure 9	Décès par cancer de l'oesophage et résidence près d'une mine d'uranium.....	74
Figure 10	Décès par cancer de l'estomac et résidence près d'une mine d'uranium	75
Figure 11	Décès par cancer des os et résidence près d'une mine d'uranium	77
Figure 12	Décès par cancer des os et résidence près d'une mine d'uranium selon le genre	78
Figure 13	Décès par cancer des os et résidence près d'une mine d'uranium selon la période d'influence.....	79
Figure 14	Décès par cancer du sein et résidence près d'une mine d'uranium	80
Figure 15	Décès par cancer des ovaires et résidence près d'une mine d'uranium.....	82
Figure 16	Décès par cancer de la vessie et résidence près d'une mine d'uranium	83
Figure 17	Décès par cancer du rein et résidence près d'une mine d'uranium	84
Figure 18	Décès par leucémie et résidence près d'une mine d'uranium	85
Figure 19	Décès par lymphome non hodgkinien et résidence près d'une mine d'uranium.....	88
Figure 20	Décès par lymphome hodgkinien et résidence près d'une mine d'uranium.....	89
Figure 21	Décès par lymphome hodgkinien et résidence près d'une mine d'uranium selon le genre	90
Figure 22	Décès par lymphome hodgkinien et résidence près d'une mine d'uranium selon la période d'influence	91
Figure 23	Décès par myélome multiple et résidence près d'une mine d'uranium	92

Figure 24	Répartition des contaminants environnementaux sélectionnés en fonction du scénario d'exposition établi pour le calcul des risques théoriques moyens	128
Figure 25	Répartition des vecteurs de contamination environnementale sélectionnés en fonction du scénario d'exposition établi pour le calcul des risques théoriques moyens	129
Figure 26	Répartition, selon les vecteurs identifiés, des écarts de doses de radionucléides (mSv/an) potentiellement attribuables à l'activité minière ($\Delta > 0$)	145
Figure 27	Répartition, selon les vecteurs identifiés, des écarts d'indices de risque d'éléments chimiques potentiellement attribuables à l'activité minière ($\Delta > 0$)	146
Figure 28	Répartition, selon les vecteurs identifiés, des écarts de doses de radionucléides (mSv/an) potentiellement supérieures à la limite de dose ($\Delta > 1$)	147
Figure 29	Répartition, selon les vecteurs identifiés, des écarts d'indices de risque d'éléments chimiques potentiellement supérieurs à l'indice de risque unitaire ($\Delta > 1$)	147
Figure 30	Doses annuelles théoriques calculées (mSv/an) pour l'inhalation de radon dans l'air intérieur et extérieur et l'exposition externe aux rayons gamma dans l'air extérieur	313
Figure 31	Doses annuelles théoriques calculées (mSv/an) pour l'ingestion de ^{210}Pb , de ^{226}Ra , de ^{228}Ra , de ^{228}Th , de ^{232}Th , de ^{234}U et de ^{238}U dans les SRRM	317
Figure 32	Indices de risque non cancérigène théoriques calculés pour l'ingestion d'As, de Pb, de Se et d'U dans les SRRM	318
Figure 33	Doses annuelles théoriques calculées (mSv/an) pour l'ingestion de ^{210}Pb , de ^{210}Po , de ^{226}Ra , de ^{228}Th , de ^{230}Th , de ^{232}Th , de ^{234}U et de ^{238}U dans l'eau	321
Figure 34	Indices de risque non cancérigène théoriques calculés pour l'ingestion d'As, de Cd, de Hg, de Mo, de Pb, de Se et d'U dans l'eau	322
Figure 35	Doses annuelles théoriques calculées (mSv/an) pour l'ingestion de ^{210}Pb , de ^{210}Po , de ^{226}Ra , de ^{228}Ra , de ^{228}Th , de ^{230}Th , de ^{232}Th et de ^{238}U dans les P&FM	325
Figure 36	Indices de risque non cancérigène théoriques calculés (mSv/an) pour l'ingestion d'As, de Cd, de Pb, de Se et d'U dans les P&FM	326
Figure 37	Indices de risque non cancérigène théoriques calculés (mSv/an) pour l'ingestion d'As, de Co, de Cr, de Se et d'U dans les V&O	329
Figure 38	Doses annuelles théoriques calculées (mSv/an) pour l'ingestion de ^{210}Pb , de ^{226}Ra , de ^{230}Th , et de ^{238}U dans les fruits, les légumes racines et les autres légumes	333
Figure 39	Indices de risque non cancérigène théoriques calculés pour l'ingestion d'U dans les fruits, les légumes racines et les autres légumes	334

LISTE DES ACRONYMES ET DES SIGLES

A	Activité du radionucléide dans un vecteur donné (ex. : Bq/ litres d'eau)
A(C)	Activité du radionucléide ou concentration du métal dans un vecteur donné (ex : Bq/litre d'eau ou mg/litre d'eau)
ADI	<i>Acceptable Daily Intake</i> (estimateur de risque)
ADN	Acide désoxyribonucléique
ALARA	<i>As low as reasonably achievable</i>
As	Arsenic
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
B	bon
Ba	Barium
BEIR	<i>Biologic Effects of Ionizing Radiation</i>
Bq	Becquerel
Bq/g	Becquerels par gramme
Bq/L	Becquerels/litre
Bq/L	Becquerel par litre
Bq/m ³	Becquerel par mètre cube
C	Concentration du métal dans un vecteur donné (ex : mg/litre d'eau)
CANDU	Réacteur canadien à deutérium-uranium
C _{can}	Coefficient de cancérogénicité (Bq ⁻¹ ou(mg/kg-jour) ⁻¹)
CCEA	Commission de contrôle de l'énergie atomique
CCSN	Commission canadienne de sûreté nucléaire
Cd	Cadmium
CD	Facteur de conversion de dose d'un groupe d'âge donné (mSv/Bq)
CDB	Cassure double brin
CDC	Centers for Disease Control and Prevention
CERRIE	Committee Examining Radiation Risks of Internal Emitters
cGy	Centigray
CIM	Classification internationale des maladies
CIPR	Commission internationale de protection radiologique
Co	Cobalt

Cr	Chrome
C_{radon}	Concentration de radon dans l'air
CR_{nominal}	Coefficient de risque nominal de la CIRP ($5,7E-05 \text{ mSv}^{-1}$)
CR_{radon}	Coefficient de risque de la CIPR pour le radon ($5,0E-04 \text{ WLM}^{-1}$)
Cs	Césium
CSSS	Centre de santé et de services sociaux
Cu	Cuivre
D	Dose radiologique (mSv/an)
D_i	Dose d'exposition moyenne de la classe d'âge i (Bq ou mg/kg-jour)
DJ	Dose journalière pour la classe d'âge i des lignes directrices (mg/kg-jour)
D_{moy}	Dose d'exposition moyenne entre 0 et 70 ans (Bq ou mg/kg-jour)
D_{radon}	Dose d'exposition au radon
Dr_f	Dose de référence (estimateur de risque)
DSET	Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
DSP	Direction de santé publique
$D_{T,R}$	Dose absorbée moyenne dans le volume d'un organe ou d'un tissu (Gy)
E	Dose efficace
E1	Groupe pour lequel l'exposition totalise à la fois l'apport de la mine et celui du bruit de fond
E2	Groupe pour lequel l'exposition est uniquement attribuable à la mine c'est-à-dire que la valeur du bruit de fond a été soustraite
EBR	Efficacité biologique relative
EPA	Environmental Protection Agency
Esur	Eau de surface
ET	Région extrathoracique
F	Faible
F&L	Fruits et légumes
f_1	Facteur de conversion 1 ($1,08E-04 \text{ WL/Bq}\cdot\text{m}^{-3}$)
f_2	Facteur de conversion 2 ($170 \text{ WL}\cdot\text{h/WLM}$)
FE	Fréquence d'exposition (jours/années)
FEDDD	Efficacité de dose et de débit de dose
Gy	Gray

Hg	Mercure
H _T	Dose équivalente dans un organe ou un tissu (Sv)
IAIA	International Association for Impact Assessment
IC	Intervalle de confiance
IngA	Ingestion d'aliments
IngE	Ingestion d'eau
IngP	Ingestion de poussières
IngS	Ingestion de sol
InhE	Inhalation d'air extérieur
InhI	Inhalation d'air intérieur
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
IRSN	Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
K	Potassium
keV/μm	Kiloélectronvolt par micromole
kg	Kilogramme
km	Kilomètre
L	Litre
Lignes directrices	Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec
LLC	Leucémie lymphoïde chronique
LSS	<i>Life Span Study</i>
M	Moyen
m ³	Mètre cube
MA	Mesure d'association
MAS	Mesure d'association synthèse
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MeSH	<i>Medical Subject Heading</i>
MeV	Mégaélectron volt
mGy	Milligray
mGy	Milligray
MLSS	Modèle linéaire sans seuil
mm	Millimètre

Mn	Manganèse
Mo	Molybdène
Moy Max	Moyenne maximale
Moy Min	Moyenne minimale
MRC	Municipalité régionale de comté
MRNF	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
mSv	Millisieverts
NAS	National Academy of Sciences (comité américain)
NCI	National Cancer Institute
ND	Non disponible
NDI	<i>National Death Index</i>
NE	Groupe non exposé
nGy/h	Nanogray par heure
Ni	Nickel
NICE	National Institute for Health and Clinical Excellence
NRC	National Research Council
NRC	Nuclear Regulatory Commission
O (type de mine)	Ciel ouvert
Obs	Nombre de cas observés
OMS	Organisation mondiale de la Santé
Pa	Protactinium
Pb	Plomb
PC	Poids corporel de la classe d'âge <i>i</i> des <i>Lignes directrices</i> (kg)
pCi	Picocurie
PFM	Poissons et fruits de mer
Po	Polonium
q*	Pente de la droite d'extrapolation pour le risque cancérigène (estimateur de risque)
Qc	Québec (province)
R	Risque cancérigène

R1 (type de scénario)	Récréatif
R2 (type de scénario)	Résidentiel
R3 (type de scénario)	Utilisation des ressources naturelles pour la subsistance
Ra	Radium
RadeE	Radiation externe – air extérieur
Radel	Radiation externe – air intérieur
RC	Rapports de cotes
RI	Rayonnement ionisant
Rn	Radon
RNCAN	Ministère des Ressources naturelles du Canada
RR	Risque relatif
R_{radon}	Risque vie entière pour le radon
RSMR	Rapports de SMR
S (type de mine)	Souterraine
Se	Sélénium
SEER	<i>Surveillance Epidemiology and End Results</i>
SIR	Rapports standardisés d'incidences
SMR	Rapports standardisés de mortalité
SRRM	Sols, roc, résidus et minerais
SS	Statistiquement significatif
Sv	Sieverts
Sv/Bq	Sieverts par becquerel
TLE	Transfert linéaire d'énergie
TF	Très faible
Th	Thorium
TI	Taux d'incorporation du vecteur concerné (ex. : Litres d'eau par jour)
T_i	Nombre d'années comprises dans la classe d'âge i des lignes directrices
$\mu\text{Sv/h}$	Microsieverts par heure
U	Uranium
U (type de mine)	Usine de traitement

U.S. EPA	U.S. Environmental Protection Agency
UCC	Union Carbide Corporation
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
VTME	<i>Victims of Mill Tailing Exposure</i>
WL	<i>Working Level</i>
WLM	<i>Working Level Month</i>
W_R	Facteur de pondération pour le rayonnement R
W_T	Facteur de pondération pour le tissu T
Zn	Zinc

1 MISE EN CONTEXTE GÉNÉRALE

En 2008, la société Terra Ventures (de la Colombie-Britannique) amorçait des travaux d'exploration d'uranium à moins d'une quinzaine de kilomètres de la ville de Sept-Îles (le projet du lac Kachiwiss). En réponse aux inquiétudes croissantes de la population, le directeur régional de santé publique de la Côte-Nord a entrepris dès lors des démarches afin d'informer le conseil municipal, le centre de santé et de services sociaux (CSSS) ainsi que l'ensemble de la population des enjeux relatifs à l'exploration de l'uranium ainsi qu'à son exploitation.

Dès la fin de l'été 2009, l'ouverture d'une route vers le site d'exploration du lac Kachiwiss a vivement interpellé des médecins du CSSS, qui ont perçu ces travaux comme un pas de plus vers l'implantation d'une installation d'exploitation minière à proximité de leur ville. Selon ces derniers, l'exploitation d'une mine d'uranium risquait d'induire des nuisances à la santé de la population locale. Les médecins ont adressé publiquement une lettre au ministre de la Santé et des Services sociaux afin de l'informer de leur intention de quitter la région si le gouvernement du Québec n'adoptait pas un moratoire sur l'exploitation des mines d'uranium. Ils ont rapidement reçu l'appui du maire de Sept-Îles, de la Chambre de commerce et de la population locale. De leur côté, les ministères des Ressources naturelles (MRN) et du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) ne se sont pas montrés favorables à un tel moratoire.

Présent à Sept-Îles au cours du mois de décembre 2009, le directeur national de santé publique, le docteur Alain Poirier, a lancé un appel au calme en proposant la formation d'un comité de travail qui aurait pour tâche d'analyser les risques pour la santé que pourrait représenter l'exploitation du minerai d'uranium. Il a alors été convenu que le docteur Raynald Cloutier, de la Direction de santé publique (DSP) de la Côte-Nord, présiderait ce groupe de travail intersectoriel dont la responsabilité serait d'informer la population locale des risques pour la santé découlant des projets miniers uranifères, et ce, à partir de connaissances scientifiques rigoureuses et objectives. Dans le but d'atteindre cet objectif, l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) a été sollicité pour épauler la DSP dans sa tâche.

Invoquant la faiblesse du marché de l'uranium, la société minière a depuis indiqué qu'elle ne poursuivrait pas le projet d'exploration amorcé au lac Kachiwiss.

1.1 PRÉSENTATION DU MANDAT ET OBJECTIFS DE L'ÉTUDE

À la suite d'échanges officiels, la DSP de la Côte-Nord et la DSET de l'INSPQ, ont convenu des principaux éléments qui devraient être pris en charge :

- réalisation d'une revue de la littérature scientifique portant sur les effets sanitaires engendrés par les activités minières uranifères d'exploration, d'exploitation, de stockage, de transport et de gestion des résidus sur la santé humaine, en considérant l'ensemble des voies d'exposition;
- réalisation d'une étude de faisabilité d'une évaluation du risque toxicologique et radiologique, tout au long de la chaîne de production de l'uranium et de ses sous-produits, et si cela est jugé faisable, la réalisation de cette évaluation du risque;

- présentation d'une proposition de définition des enjeux de santé relatifs aux projets uranifères;
- participation à l'élaboration de messages qui pourraient figurer dans des outils d'information destinés au grand public.

Le présent rapport a comme principal objectif de répondre aux différents termes du mandat. Il est divisé en trois grands axes de recherche répondant aux préoccupations de la DSP de la Côte-Nord, soit l'analyse épidémiologique, l'analyse de risque, et l'analyse des impacts psychologiques et sociaux. Les informations assemblées sur la base de ces axes de recherche sont précédées d'une section décrivant les notions théoriques préliminaires requises à la compréhension des enjeux reliés à l'exploitation uranifère, ainsi que d'un aperçu global des préoccupations sanitaires découlant de ce type d'exploitation.

De plus, afin de répondre à une requête spécifique adressée par la DSP de la Côte-Nord, les auteurs se sont penchés sur un rapport fort attendu concernant une analyse des effets engendrés par les mines d'uranium situées sur le territoire de l'état de la Virginie (NRC, 2011). Bien que ce rapport ne réponde pas aux critères de sélection des documents décrits dans les trois axes de recherche, les membres de l'équipe ont convenu de préparer un résumé des sections retenues (soit celles se rapportant aux effets sanitaires potentiellement engendrés par cette industrie) et ce, afin de répondre à cette demande spécifique de la DSP (voir annexe 1).

1.2 NOTIONS PRÉLIMINAIRES

1.2.1 Rappels sur la structure et le comportement de la matière

Toute matière est composée d'atomes (IAEA, 2004a). L'atome peut se définir comme étant la « Particule la plus petite en laquelle un élément chimique peut être divisé tout en conservant ses propriétés chimiques » (OQLF, 1996). Traditionnellement, on représente l'atome à l'image d'un système planétaire où presque toute la masse du système est concentrée dans un noyau central (environ 100 000 fois plus petit que l'atome) autour duquel gravitent un cortège d'électrons (De la Vaissière *et al.*, 2007; Gauvin, 2004).

Le noyau de l'atome est composé de protons dont la charge électrique individuelle est de $+1e^1$ ainsi que de neutrons² dont la charge électrique est neutre (De la Vaissière *et al.*, 2007). Quant aux électrons, ils possèdent une charge de $-1e$. Puisque leur nombre est équivalent à celui des protons, l'atome présente une charge électrique nette nulle (IAEA, 2004a).

Chaque élément chimique se distingue par son numéro atomique, égal au nombre de protons qu'il contient (CCSN, 2011). Le nombre de protons d'un élément est invariable, mais le nombre de neutrons peut varier. Les différentes espèces d'un même élément sont appelées *isotopes*. Les isotopes se différencient par leur nombre de masse, c'est-à-dire la

¹ Charge électrique élémentaire égale à $1,6 \times 10^{-19}$ Coulomb (De la Vaissière, *et al.*, 2007).

² À l'exception de l'hydrogène qui ne possède qu'un proton et qu'un électron.

somme de leurs protons et de leurs neutrons³ (CCSN, 2011), mais ils possèdent des caractéristiques physicochimiques identiques. Les atomes constituant la matière peuvent être divisés en deux sous-groupes, soit les isotopes stables et les isotopes instables dits radiogéniques (UNSCEAR, 2010), lesquels sont à l'origine des phénomènes de radioactivité et d'ionisation.

1.2.1.1 Phénomène de la radioactivité

La stabilité d'un atome est le résultat de l'équilibre entre la force de répulsion des protons et la force d'attraction des neutrons (CCSN, 2000). L'atome instable atteint un état stable en projetant une partie de son noyau sous forme de rayonnement⁴; ce phénomène est nommé *désintégration radioactive* ou *radioactivité* (CCSN, 2011).

Les isotopes qui subissent une désintégration radioactive sont appelés *radionucléides* (Mettler Jr. et Upton, 2008). Les radionucléides peuvent être d'origine naturelle ou artificielle. Chaque radionucléide qui se désintègre forme un nouvel isotope. Si ce nouvel isotope est instable, il se désintégrera à son tour et ainsi de suite jusqu'à devenir un isotope stable. L'ensemble des radionucléides produits par ces réactions en cascade est nommé *famille radioactive* (Santé Canada, 2000). Le taux de désintégration ou l'activité d'un radionucléide se mesure en becquerels (1 Bq équivaut à une désintégration par seconde). Aussi, l'activité d'un radionucléide est inversement proportionnelle à sa durée de vie ou à sa période radioactive. La période radioactive, ou encore la demi-vie, correspond au temps que prend la moitié d'une quantité donnée de noyaux radioactifs à se désintégrer⁵ (De la Vaissière *et al.*, 2007). Chaque radionucléide possède sa propre demi-vie, laquelle peut varier d'une fraction de seconde à plusieurs milliards d'années (CCSN, 2011).

Les radionucléides émettent plusieurs types de rayonnements ionisants (IAEA, 2004a; Gauvin, 2004). Tout d'abord, les noyaux qui ont un surplus de neutrons tendent à convertir un neutron en un proton, en émettant un électron chargé négativement, appelé *particule bêta*⁶. Des noyaux atomiques plus lourds et qui ont un excès de protons peuvent éjecter une *particule alpha* composée de 2 protons et de 2 neutrons (particule subatomique équivalant au noyau d'un atome d'hélium). Finalement, la désintégration bêta et alpha laisse le noyau avec un surplus d'énergie qui sera libérée sous forme de *rayonnement gamma*, un photon de haute énergie.

³ Par exemple, deux des isotopes l'uranium, dont le numéro atomique est de 92, possèdent respectivement des numéros de masse de 238 – 146 neutrons et de 235 – 143 neutrons (CCSN, 2011).

⁴ Processus d'émission ou de transmission d'énergie sous forme de particules ou d'ondes (CCSN, 2011).

⁵ Les désintégrations radioactives obéissent à une loi exponentielle, ce qui signifie qu'un radionucléide ne possède pratiquement plus d'activité après environ 7 demi-vies.

⁶ À l'inverse, un surplus de protons amène la transformation d'un proton en un neutron, libérant ainsi un électron chargé positivement, un positron. Cependant, à l'état naturel, ce type de désintégration est moins fréquent (De la Vaissière *et al.*, 2007).

1.2.1.2 Phénomène de l'ionisation

Lorsqu'il interagit avec la matière, chacun des trois types de rayonnement mentionnés précédemment est susceptible de transférer suffisamment d'énergie⁷ aux électrons périphériques des atomes qu'ils rencontrent pour rompre leur énergie de liaison (Gauvin, 2004). L'atome ayant ainsi perdu son électron devient alors un ion chargé positivement. L'énergie issue de la radioactivité est ainsi qualifiée de rayonnement ionisant (RI), car elle ionise la matière (CCSN, 2011). La façon dont l'énergie est déposée dans la matière varie en fonction du type de rayonnement. Les atomes sont ionisés directement par les particules alpha et bêta, tandis que le rayonnement électromagnétique des rayons gamma ionise les atomes indirectement (Mettler Jr. et Upton, 2008).

Aussi, lorsqu'une particule ionisante atteint la matière, elle perd son énergie et ralentit sa course jusqu'à s'arrêter (Mettler Jr. et Upton, 2008). En raison de sa charge et de sa masse élevées, la particule alpha est susceptible d'engendrer plusieurs ions sur son parcours, ce qui lui fait perdre rapidement son énergie (Gauvin, 2004). Conséquemment, le rayonnement alpha est constitué de particules qui ne sont pas très pénétrantes; par exemple, elles peinent à traverser la couche morte de la peau (De la Vaissière *et al.*, 2007). Par contre, elles possèdent une densité d'ionisation élevée. La densité d'ionisation est mesurée par le transfert linéaire d'énergie (TLE), c'est-à-dire la quantité d'énergie déposée par unité de longueur de trajectoire – keV/um (Mettler Jr. et Upton, 2008). La particule bêta est environ 7 000 fois plus petite que la particule alpha (CCSN, 2011). Sa densité d'ionisation est également moindre, ce qui la rend plus pénétrante. Elle est absorbée par une feuille de plastique ou quelques millimètres d'aluminium (CCSN, 2011, Bard *et al.*, 2003). Le rayonnement gamma est très pénétrant et est absorbé par des matériaux denses comme le béton ou le plomb (CCSN, 2011).

1.2.2 Caractéristiques physicochimiques de l'uranium

Métal lourd appartenant à la famille des actinides, l'uranium est un élément naturel dit ubiquiste, c.-à-d. que l'on retrouve partout à la surface du globe, tant dans les dépôts de surface et les formations géologiques profondes que dans l'eau douce ou de mer. Dans la nature, on retrouve 3 isotopes de l'uranium, soit ^{238}U , ^{235}U et ^{234}U , dont l'abondance relative est respectivement de 99,28 %, de 0,71 % et de 0,0054 %. Comme les noyaux de ces isotopes sont instables, ils se désintègrent spontanément suivant une période radioactive équivalant à ~ 4,5 milliards d'années pour ^{238}U , ~ 0,7 milliard d'années pour ^{235}U et ~ 0,25 milliard d'années pour ^{234}U . Ces très longues périodes radioactives confèrent aux isotopes de l'uranium une faible radioactivité. L'uranium se désintègre en émettant un rayonnement de type alpha. Son descendant, lui-même radioactif, se désintègre aussi, et ainsi de suite, jusqu'à l'apparition d'un atome stable non radioactif, en l'occurrence un isotope du plomb. La famille radioactive de ^{238}U (notamment précurseur du ^{226}Ra , du ^{222}Rn , du ^{210}Pb et ^{210}Po) est présentée à la figure 1.

⁷ Exprimé en électronvolts – eV (Gauvin, 2004).

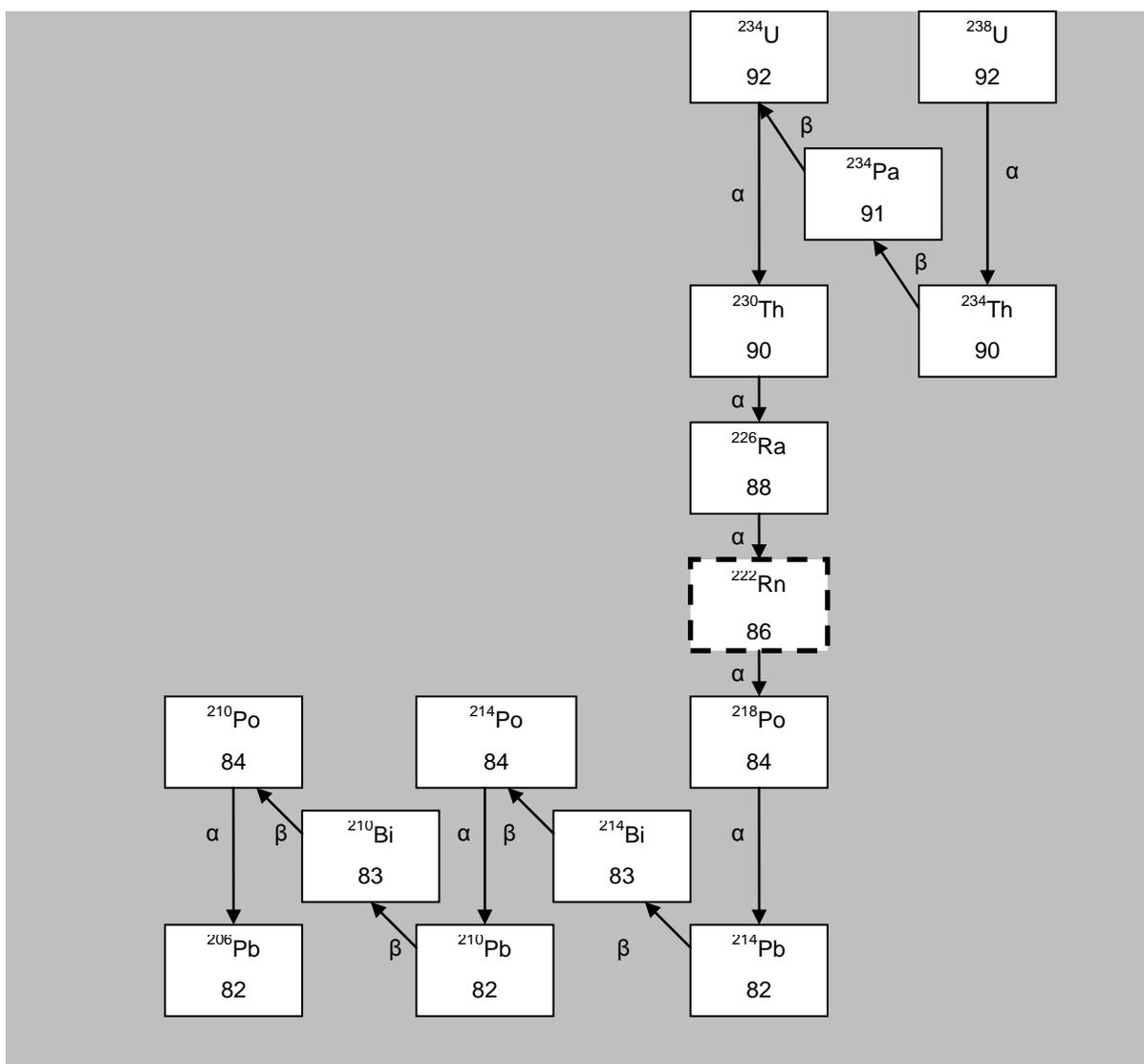


Figure 1 Chaîne de désintégration de l'uranium 238 (^{238}U) modifiée de Cothern (1990)

Note : Les demi-vies de chaque radioisotope sont exprimées en année (an), jour (j), heure (h), minute (min.) ou seconde (sec).

1.2.3 Contexte de l'exploitation de l'uranium

1.2.3.1 Problématique énergétique

L'uranium est utilisé depuis des décennies comme carburant nucléaire dans les réacteurs de puissance. L' ^{235}U est le seul isotope de l'uranium fissile naturellement présent dans l'environnement. Sa fission libère une énergie voisine de 200 MeV par atome fissionné. Cette énergie est plus d'un million de fois supérieure à celle des combustibles fossiles pour une masse équivalente. C'est notamment en regard de cette potentialité que l'uranium est devenu la principale matière première utilisée par l'industrie nucléaire. Devant l'augmentation mondiale de la capacité et de la production nucléaire d'électricité, la production d'uranium tend à croître de façon concomitante (McDonald, 2008). La production d'énergie à partir de

carburant nucléaire implique une longue chaîne de processus industriels, qui s'amorce avec l'exploitation d'un gisement riche en uranium. Plus précisément, le cycle de vie du carburant nucléaire débute avec l'extraction et la transformation du minerai d'uranium en oxyde d'uranium, puis suivent la conversion de ce produit en composé fluoré, l'enrichissement⁸ de ce composé afin de concentrer l'uranium fissile (²³⁵U) à une teneur de 3,5 à 5 % et la production des barres de fission (constituées de billes de dioxyde d'uranium [UO₂] dans des tubes métalliques), qui seront placées dans les réacteurs nucléaires afin de générer, par l'intervention de différents systèmes électromécaniques, de la chaleur puis de l'électricité. Une fois la durée de vie utile de ces barres achevée, ces dernières doivent être entreposées dans des enceintes étanches aux radiations ionisantes, généralement installées dans des dépôts souterrains profonds.

Bien que des déchets potentiellement radioactifs soient générés à chacune des étapes du cycle de vie du carburant nucléaire, la première étape de ce cycle, soit celle de l'extraction et de la transformation primaire du minerai, demeure l'étape qui engendre le plus grand volume de déchets, principalement sous forme de résidus miniers (Abdelouas, 2006). Les exploitants de sites miniers uranifères à travers le monde ont généré à ce jour plus de 1 000 millions de m³ de résidus miniers (IAEA, 2004b). La radioactivité totale associée à ces résidus miniers est très variable et se situe typiquement entre 1 et 100 Bq/g (Abdelouas, 2006). De façon usuelle, ces résidus sont entreposés à proximité des sites d'extraction ou des usines de transformation primaire, dans des bassins de rétention prévus à cet effet.

La principale préoccupation environnementale reliée aux mines d'uranium et à ses résidus demeure la dispersion de radionucléides naturellement présents dans les matrices géologiques excavées (Ripley, 1996). Ces radionucléides sont concentrés dans différentes fractions minérales fines et solutions industrielles récupérées à la suite des différentes étapes de transformation du minerai nécessaires à l'extraction de l'uranium. En plus de ces radionucléides, à l'instar de la grande majorité des exploitations minières, les résidus générés possèdent également une charge plus ou moins importante de sulfures et de métaux lourds. Ces contaminants sont tous susceptibles d'entrer en contact avec les différentes matrices environnementales (air, sol, eau, biote) si la gestion des résidus miniers liquides et solides n'est pas adéquate (U.S. EPA, 1983; Ripley, 1996). Ces contaminants radiologiques et chimiques peuvent représenter, dans certaines circonstances, un risque pour la santé physique lorsqu'une population y est exposée. L'ampleur de cette exposition est également modulée par le mode de vie et les habitudes de cette population (U.S. EPA, 1983, 2006). À ces risques potentiels s'ajoutent des impacts de nature psychologique et sociale dus à la modification de l'environnement naturel et humain engendrée par la mise en œuvre des projets miniers uranifères.

1.2.3.2 Étapes de l'exploitation minière

Comme pour tout type d'exploitation minière, le développement d'une mine d'uranium est un processus qui implique plusieurs étapes dont certaines sont propres à ce type d'entreprise. La première étape de ce processus comporte une phase **d'exploration** au cours de laquelle

⁸ La production d'uranium enrichi n'est pas nécessaire à la fabrication du carburant utilisé dans les réacteurs canadiens CANDU.

des géologues effectuent des observations de terrain ainsi que des mesures et des prélèvements (forages, carottages, analyses géophysiques) afin d'établir une cartographie du site d'intérêt. La phase suivante, soit l'**exploration avancée**, comprend des travaux de plus grande envergure, dont la réalisation de tranchées et la construction de routes, de puits d'accès ou de descenderies. À cette étape, les travaux de forage augmentent afin de déterminer le positionnement des horizons minéralisés avec exactitude. Lorsque les étapes relatives à l'exploration sont franchies avec succès, les phases de **préparation et d'aménagement du site**, comprenant d'importants travaux d'excavation et la mise en place d'infrastructures industrielles lourdes, peuvent s'amorcer. Une fois ces travaux achevés, le projet minier entre dans sa phase d'**exploitation**.

Il faut noter que, tout au long de la phase d'exploitation, le titulaire de permis doit se conformer à une série de règlements concernant la santé et la sécurité des employés, et les rejets environnementaux. La durée de cette phase d'exploitation est limitée par la viabilité économique de l'entreprise ainsi que par l'épuisement de la ressource minérale. Lorsque l'une ou l'autre de ces contraintes fait entrave à la production, l'exploitation minière entre dans une phase terminale dite de **déclassement** menant, à terme, à la restauration complète du site. Ces travaux de restauration doivent également être entrepris par l'exploitant au terme de chacune des étapes précédemment décrites si les opérations d'exploration ou d'exploration avancée devaient être interrompues. Les activités en lien avec les travaux de déclassement sont accompagnées d'un programme de surveillance à long terme appuyé par les organismes réglementaires appropriés. Si l'exploitant remplit ses obligations, la responsabilité du titulaire de permis d'exploitation peut être levée lors d'une ultime étape nommée **abandon de permis** ou **abandon de bail** (MRN, 2010).

1.2.3.3 *Processus minier et mine d'uranium*

De façon générale, on récupère l'uranium présent dans le sous-sol en faisant appel à l'une ou à plusieurs des trois techniques d'extraction classiques, soit l'extraction à ciel ouvert, l'extraction en galeries souterraines et l'extraction par lixiviation *in situ*. La mise en œuvre de l'une ou l'autre de ces techniques dépend du type de gisement, de sa teneur, de son accessibilité, etc. Aux fins du présent rapport, une description des activités potentiellement comprises dans les deux premières techniques d'exploitation (soit à ciel ouvert et en galeries souterraines) sera faite, puisque ces activités demeurent celles employées en sol canadien.

Il faut noter que tous les éléments techniques décrits dans la présente section proviennent de documents produits par Areva et Cameco (importants producteurs d'uranium au Canada) ainsi que d'un document technique australien (Mackenzie, 1997). Dans un contexte d'exploitation moderne, plusieurs opérations d'extraction et de raffinage décrites ci-dessous sont automatisées afin de limiter l'exposition des travailleurs aux poussières, aux émanations gazeuses et au rayonnement gamma. L'environnement minier et l'exposition des travailleurs demeurent suivis par la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) et les inspecteurs provinciaux. À chacune des étapes du processus minier, la gestion des résidus et des eaux usées occupe une place importante dans le plan de production. À la fin de la présente section, il sera question de la façon dont ces résidus solides et aqueux sont pris en charge, mais auparavant, chacune des étapes du schéma de production sera traitée plus en détail (figure 2).

Schéma de production

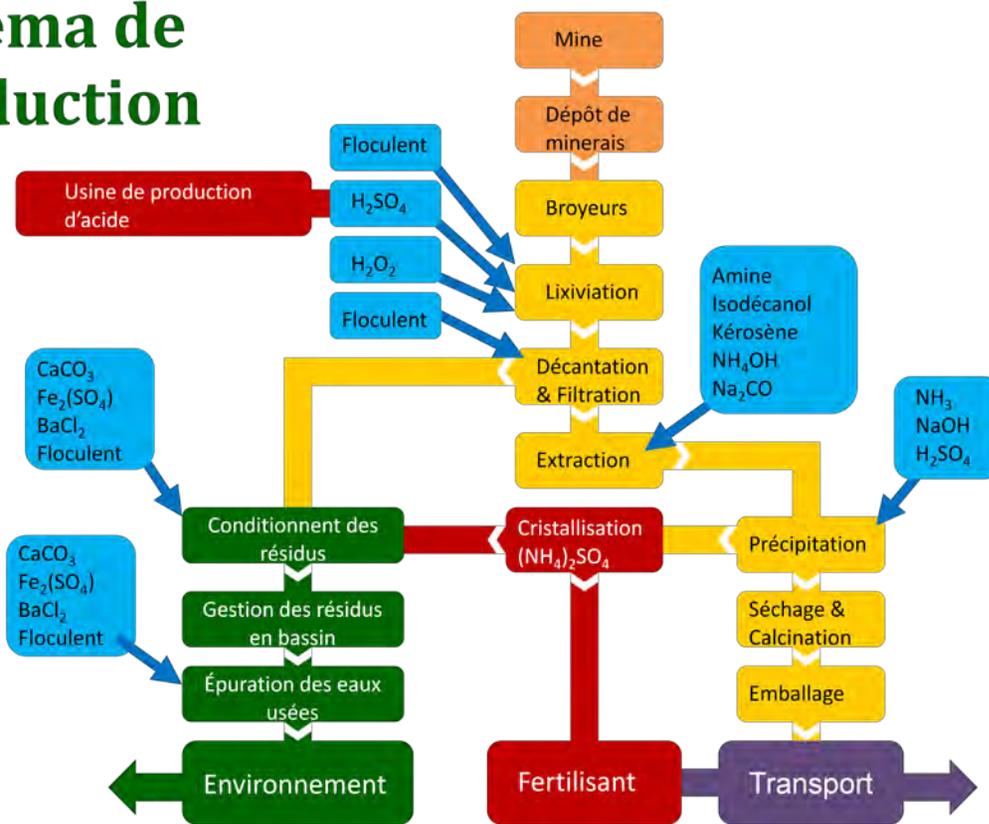


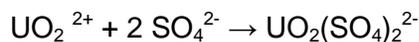
Figure 2 Schéma de production du concentré de minerai d'uranium (*yellowcake*) tel qu'il a été présenté par l'entreprise Cameco à la mine de Rabbit Lake de la Saskatchewan

➤ Activités menées à la mine

Pour extraire le minerai, il faut d'abord dynamiter puis dégager mécaniquement les séquences géologiques minéralisées de la roche encaissante. Les eaux de ruissellement et les eaux utilisées pour refroidir les têtes de mèches de forage et pour rabattre les poussières produites sont prélevées à l'aide de pompes et acheminées vers la station de traitement. Dans le cas des installations souterraines, un système de ventilation en pression positive apporte de l'air frais sur les sites de travail. Une fois retiré de la mine, le minerai est entreposé sur des sites prévus à cet effet avant d'être traité.

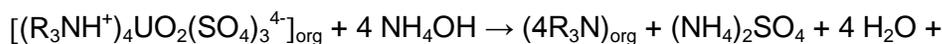
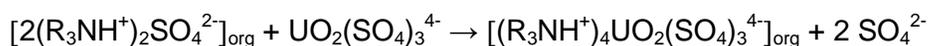
➤ Activités menées à l'usine de traitement du minerai

Le minerai extrait de la mine est mélangé à de l'eau puis pulvérisé en fines particules à l'aide de broyeurs rotatifs. Le produit ainsi formé est ensuite oxygéné puis transféré dans de larges bassins d'extraction. L'uranium et les autres métaux lourds sont extraits de la matrice minérale en étant solubilisés dans une phase aqueuse constituée de peroxyde et d'acide sulfurique concentré.

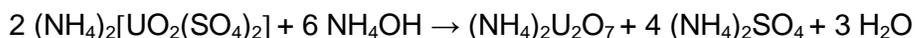




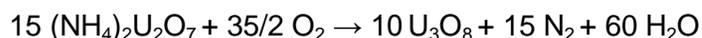
Afin de séparer la phase dissoute enrichie en métaux de la phase particulaire minérale, on achemine les boues et le lixiviat dans des cuves de décantation. Alors que les solides sont acheminés vers le parc de résidus miniers, le lixiviat est acheminé vers des cuves de filtration utilisées pour retirer toute trace de particules et de colloïdes. Une solution constituée d'amines tertiaires solubilisées dans un mélange d'isodécane et de kérosène est utilisée pour extraire l'uranium du lixiviat. L'uranium est adsorbé par les amines, alors que les impuretés demeurent dans la solution acide. On utilise ensuite une solution d'hydroxyde d'ammonium pour retirer l'uranium de la phase organique. Les solutions acides résiduelles sont tamponnées puis acheminées vers le parc de résidus. La solution d'amine et d'hydrocarbure est réintroduite au solvant organique utilisé au début de la boucle d'extraction.



L'uranium est retiré de la solution de sulfate d'ammonium à l'aide d'ammoniac. On forme un précipité de diuranate d'ammonium qui est concentré par centrifugation. Ce précipité est appelé *concentré de minerai d'uranium (yellowcake)*. Le sulfate d'ammonium est extrait du surnageant (à l'usine de fertilisant où ce produit secondaire est revalorisé comme engrais), puis les impuretés sont acheminées vers le parc de résidus miniers.



L'humidité résiduelle et les traces de produits aminés sont retirées du concentré de minerai d'uranium (*yellowcake*) par calcination dans un four où la température atteint 800 °C. Le produit final contient moins de 0,5 % d'humidité.



Le concentré de minerai d'uranium (*yellowcake*) est emballé dans des contenants d'acier étanches qui sont étiquetés, lavés et pesés. Chaque contenant pèse environ 450 kg et émet un débit de rayonnement de l'ordre du microsievert par heure ($\mu\text{Sv/h}$). Il est à noter que le Sievert (Sv) est une mesure d'exposition au rayonnement ionisant standardisée qui est couramment utilisée dans le domaine de la radioprotection (voir annexe 6). Enfin, ces contenants sont placés dans des conteneurs et sont expédiés vers les centres de transformation.

➤ Gestion des résidus miniers

De façon générale, on peut considérer que les résidus miniers contiennent l'ensemble de la charge en métaux lourds et en radioisotopes du minerai duquel est soustrait ~90 % du contenu initial en uranium récupéré par l'intermédiaire du procédé d'extraction (U.S. EPA, 1983). La désintégration du ^{230}Th , que l'on retrouve en abondance dans les rejets des usines

de traitement du minerai, engendre au sein du dépôt de résidus la production de radioisotopes fils (^{226}Ra et ^{222}Rn), qui, suivant les conditions d'entreposage, sont susceptibles de se disperser (par l'intermédiaire des processus d'advection et de diffusion passive) dans tout le dépôt ainsi que dans l'environnement.

Puisque le ^{230}Th possède une demi-vie plus importante que celle de ses isotopes fils (^{226}Ra et ^{222}Rn), la radioactivité de ces derniers atteindra un état dit *d'équilibre séculaire*. Cette situation, qui prévaut dans la plupart des parcs de résidus miniers, implique que les flux de ^{226}Ra et de ^{222}Rn associés au ^{230}Th vont demeurer inchangés pour une durée de temps équivalant à la demi-vie du ^{230}Th (soit 77 000 ans). Cette situation potentielle survient en présence d'un mélange de radionucléides d'une même famille radioactive. L'équilibre séculaire est atteint lorsque l'activité d'un radioisotope donné reste constante du fait que son taux de production (engendré par la désintégration d'un isotope père) est égal à son taux de désintégration. Les activités des différents isotopes fils sont alors toutes équivalentes à celle du père. Cette situation se produit lorsque la période radioactive de l'isotope père est très nettement supérieure à celle des fils (e.g. 1 620 ans pour le ^{226}Ra au regard de 20 minutes à 20 ans pour le ^{222}Rn et ses descendants). L'équilibre séculaire, est atteint après un temps égal à environ 10 fois la période radioactive du fils ayant la période la plus longue. Par ailleurs, puisque le ^{222}Rn est un gaz chimiquement inerte, une fraction plus ou moins importante de ce gaz est susceptible de se diffuser vers l'atmosphère, limitant par le fait même l'atteinte de conditions d'équilibre séculaire entre le ^{222}Rn et ses propres isotopes fils (^{218}Po , ^{214}Pb , etc.) (U.S. EPA, 1983).

Afin de limiter toute dispersion environnementale, la gestion des résidus miniers et des eaux usées est effectuée dans des bassins de rétention étanches où des solutions tampons sont utilisées pour conditionner les résidus acides (CCSN, 2010). On utilise du chlorure de baryum, du carbonate de calcium et du sulfate de fer pour neutraliser les résidus miniers et provoquer la précipitation des métaux et des radionucléides résiduels (ex. : arsenic et radium). Les contaminants présents sous forme dissoute ou particulaire sont retirés des eaux usées à l'aide de filtres, de procédés d'osmose inversée et de résines échangeuses d'ions. Les eaux traitées sont rejetées dans l'environnement lorsqu'elles répondent aux normes (CCSN, 2012). Les boues résiduelles vont, pour leur part, demeurer dans le bassin de rétention qui, à terme, sera asséché puis comblé avec des remblais selon les exigences des organismes réglementaires concernés.

Ainsi, les titulaires de permis d'exploitation canadiens utilisent des procédés industriels éprouvés et réglementés. Malgré toutes les dispositions techniques et légales mises en œuvre, on peut néanmoins admettre que les mines d'uranium, même les plus modernes, ne sont pas à l'abri de défaillances. Même si, dans l'ensemble, les procédés d'exploitation et les systèmes de gestion des résidus miniers se sont grandement améliorés au cours des dernières décennies, ces derniers, comme tout type de procédé et de système d'ailleurs, sont susceptibles d'éprouver des pannes, des bris de matériel ou d'être soumis à des erreurs humaines lors de la gestion des systèmes de contrôle.

1.2.4 Rôles et mandats des organismes réglementaires

Les dispositions législatives et réglementaires encadrant l'activité minière sont de compétence provinciale et relèvent essentiellement du ministère des Ressources naturelles (MRN) et du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP). En ce qui concerne plus particulièrement les activités en lien avec l'exploitation uranifère, c'est la CCSN qui est chargée de la réglementation et des autorisations en lien avec cette pratique. Ces organismes balisent donc les activités de cette industrie et veillent à l'application des lois et des règlements en vigueur de même que des normes qui en découlent.

1.2.5 Portrait canadien

Les éléments décrits dans la présente sous-section proviennent du site Internet du ministère des Ressources naturelles du Canada (RNCAN, 2009). L'uranium exploité en sol canadien est utilisé dans la fabrication de combustibles destinés aux réacteurs nucléaires d'ici et d'ailleurs. En 2007, le Canada a produit 9 476 tonnes d'uranium. La totalité de cette production provient des mines du nord de la Saskatchewan où se trouvent les gisements à teneur élevée en uranium les plus importants au monde. Contribuant à plus de 23 % de la production mondiale, les producteurs canadiens exportent 85 % de leur production vers les marchés étrangers. Tel que mentionné précédemment, cet uranium est extrait du sous-sol par excavation dans des enceintes à ciel ouvert ou dans des galeries souterraines. De façon générale, le traitement primaire du minerai (production du concentré de minerai d'uranium) est effectué à proximité de la mine dans des usines de concentration. Lorsque cette étape de raffinage est effectuée, le concentré (sous forme d'oxyde d'uranium) est acheminé vers les usines ontariennes où il est converti en dioxyde d'uranium et en hexafluorure d'uranium.

Le transport du concentré de minerai d'uranium depuis les sites d'extraction vers les usines de conversion est effectué par camionnage. Le composé de dioxyde d'uranium résultant de la conversion peut être utilisé dans les réacteurs nucléaires canadiens (de type CANDU) sans nécessiter d'enrichissement. Toutefois, certains types de réacteurs requièrent de l'uranium enrichi (augmentation du ratio $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$), enrichissement qui sera effectué à partir du composé d'hexafluorure d'uranium. Comme il n'y a pas d'usine d'enrichissement au Canada, l'hexafluorure d'uranium produit dans les usines de conversion canadiennes est entièrement exporté.

À cet effet, le tableau 1 présente les installations minières actuellement en exploitation au Canada et celles actives dans le passé de même que les projets actuellement évalués (l'information présentée provient des différents sites Internet des compagnies minières canadiennes⁹). À titre de complément, la figure 3 présente l'emplacement des sites canadiens en lien avec l'industrie uranifère.

⁹ Cameco: www.cameco.com; Areva : www.areva.com.

Tableau 1 Mines canadiennes d'uranium ayant un permis de la CCSN et les projets actuellement évalués

Emplacement			Phase						Type		Activité		Titulaire du permis ^b	Population la plus près (km)	Commentaires
Région	Installation	Province ^a	Exploitation	Exploration	Construction	Projetée	Déclassée	Gisement épuisé	À ciel ouvert	Souterraine	Extraction	Concentré de minéral d'uranium (yellowcake)			
Rabbit Lake	Rabbit Lake-Eagle Point (1994-2017)	S	X							X	X	X	C	40	Plus ancienne installation d'extraction et de concentration d'uranium au Canada, modernisation de l'usine (pour traiter le gisement en provenance de Cigar Lake), construction d'une nouvelle usine de traitement des eaux.
	Rabbit Lake-Collins Bay (zone A, B et D) (1975-1997)	S						X	X		X		C	nd	Anciens gisements utilisés comme emplacements pour la gestion des résidus miniers.

^a S : Saskatchewan, O : Ontario, TNO : Territoires du Nord-Ouest, Q : Québec, N : Nunavut.

^b C : Cameco, A : Areva, S : Strateco Ressources inc., D : Denison Mines, R : Rio Algom Ltd., I : Affaires autochtones et Développement du Nord Canada.

nd : non disponible.

Tableau 1 Mines canadiennes d'uranium ayant un permis de la CCSN et les projets actuellement évalués (suite)

Emplacement			Phase						Type		Activité		Commentaires		
Région	Installation	Province ^a	Exploitation	Exploration	Construction	Projetée	Déclassée	Gisement épuisé	À ciel ouvert	Souterraine	Extraction	Concentré de minerai d'uranium (yellowcake)		Titulaire du permis ^b	Population la plus près (km)
McArthur	McArthur River (1999-2034)	S	X							X	X		C	300	Plus grand gisement d'uranium à haute teneur (20 %) au monde. Le minerai (boue) est traité à l'usine de Key Lake (située 80 km au sud). Exploration en cours avec le projet McArthur River Extension.
Key Lake	Key Lake (2000-?)	S	X									X	C	220	Plus grande usine de traitement de l'uranium au monde, traite le minerai de la mine de McArthur (depuis 1999 environ). L'extraction minière a eu lieu à Key Lake de 1982 à 1997.

^a S : Saskatchewan, O : Ontario, TNO : Territoires du Nord-Ouest, Q : Québec, N : Nunavut.

^b C : Cameco, A : Areva, S : Strateco Ressources inc., D : Denison Mines, R : Rio Algom Ltd., I : Affaires autochtones et Développement du Nord Canada.

nd : non disponible.

Tableau 1 Mines canadiennes d'uranium ayant un permis de la CCSN et les projets actuellement évalués (suite)

Emplacement			Phase						Type		Activité		Commentaires		
Région	Installation	Province ^a	Exploitation	Exploration	Construction	Projetée	Déclassée	Gisement épuisé	À ciel ouvert	Souterraine	Extraction	Concentré de minerai d'uranium (yellowcake)		Titulaire du permis ^b	Population la plus près (km)
Key Lake (suite)	Millenium	S				X				X	X		C	155	Le minerai serait traité à Key Lake situé 35 km au sud, projet en évaluation environnementale par la CCSN.
McClean	McClean Lake ^c	S				X				X	X	X	A	nd	L'usine JEB sera modifiée pour recevoir le minerai de McArthur, de Cigar Lake et du projet Midwest.
	McClean Lake- JEB et Sue A, B, C et E (1995-2008)	S						X	X				A	nd	Anciens gisements épuisés. JEB et Sue C sont utilisés comme emplacements pour la gestion des résidus miniers.

^a S : Saskatchewan, O : Ontario, TNO : Territoires du Nord-Ouest, Q : Québec, N : Nunavut.

^b C : Cameco, A : Areva, S : Strateco Ressources inc., D : Denison Mines, R : Rio Algom Ltd., I : Affaires autochtones et Développement du Nord Canada.

^c Depuis 2010, il n'y a pas d'extraction ni de production de concentré de minerai d'uranium à McClean Lake, mais les installations sont toujours entretenues. Plusieurs projets sont en attente d'évaluation environnementale : Midwest (reporté par l'entreprise), mines souterraines à McClean Lake, route reliant McArthur à McClean.

nd : non disponible.

Tableau 1 Mines canadiennes d'uranium ayant un permis de la CCSN et les projets actuellement évalués (suite)

Emplacement			Phase						Type		Activité		Titulaire du permis ^b	Population la plus près (km)	Commentaires
Région	Installation	Province ^a	Exploitation	Exploration	Construction	Projetée	Déclassée	Gisement épuisé	À ciel ouvert	Souterraine	Extraction	Concentré de minerai d'uranium (yellowcake)			
McClean (suite)	Midwest	S				X			X		X		A	nd	Le minerai serait traité à McClean Lake (situé à 17 km à l'est). Ce projet est en évaluation environnementale par la CCSN, mais il est suspendu par Areva. Extraction prévue durant 5 à 8 ans.
Cigar Lake	Cigar Lake (2013-2028?)	S			X					X	X		C	350	L'ouverture de la mine a été reportée à la suite de deux inondations survenues en 2006 et en 2008. Le minerai sera traité à l'usine de McClean Lake. Cigar Lake est le plus important gisement à haute teneur au monde.
Cluff Lake	Cluff Lake (1980-2002)	S					X				X	X	A	nd	L'usine de concentration est démolie, remise en végétation. Les travaux de déclasserement sont officiellement terminés depuis 2006. La surveillance de l'air, de l'eau, du sol et de la faune autour du site est en cours. Le permis expire en 2019.

^a S : Saskatchewan, O : Ontario, TNO : Territoires du Nord-Ouest, Q : Québec, N : Nunavut.

^b C : Cameco, A : Areva, S : Strateco Ressources inc., D : Denison Mines, R : Rio Algom Ltd., I : Affaires autochtones et Développement du Nord Canada.

nd : non disponible.

Tableau 1 Mines canadiennes d'uranium ayant un permis de la CCSN et les projets actuellement évalués (suite)

Emplacement			Phase						Type		Activité		Commentaires		
Région	Installation	Province ^a	Exploitation	Exploration	Construction	Projetée	Déclassée	Gisement épuisé	À ciel ouvert	Souterraine	Extraction	Concentré de minerai d'uranium (yellowcake)		Titulaire du permis ^b	Population la plus près (km)
Baker Lake	Kiggavit	N				X			X	X	X	X	A	80	Quatre gisements à ciel ouvert et un souterrain. Durée prévue d'opération de 17 ans (3 ans en construction et 5 ans de travaux de décommission).
Chibougamau-Mistissini	Matoush	Q		X									S	nd	Projet d'exploration avancée : rampe d'exploration. L'avancement de deux galeries d'exploration dans les stériles, le forage de la zone minéralisée et jusqu'à trois excavations dans la zone minéralisée (CCSN, 2011). Usine temporaire de traitement de l'eau.
Grand Lac de l'Ours	Port Radium (1942-1960)	TN O					X			X	X	X	I	nd ^d	Plusieurs sites miniers. De 1932 à 1940 : extraction de radium et d'argent. De 1942 à 1960 : extraction d'uranium. De 1964 à 1982 : extraction d'argent. La mine appartenait à l'entreprise Eldorado. Le Grand lac de l'Ours est le plus grand lac d'eau douce au Canada.

^a S : Saskatchewan, O : Ontario, TNO : Territoires du Nord-Ouest, Q : Québec, N : Nunavut.

^b C : Cameco, A : Areva, S : Strateco Ressources inc., D : Denison Mines, R : Rio Algom Ltd., I : Affaires autochtones et Développement du Nord Canada.

^d Plusieurs travailleurs provenaient de la communauté autochtone de Déline située sur une rive opposée du lac, à 265 km à l'ouest de Port Radium.

nd : non disponible.

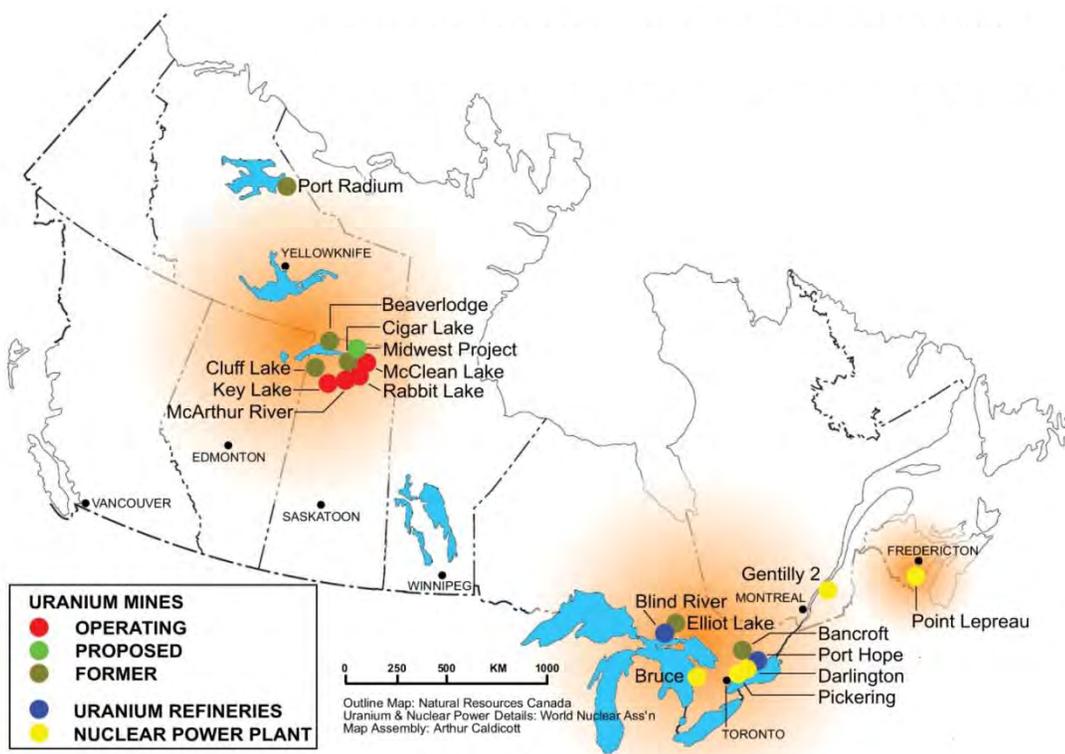


Figure 3 Emplacements des mines d'uranium canadiennes et des installations nucléaires associées

Source : <http://www.watershedsentinel.ca/content/yellowcake-trail-part-one-history-uranium-mining-canada>.

1.3 IMPACTS SANITAIRES POTENTIELLEMENT ENGENDRÉS PAR L'INDUSTRIE MINIÈRE URANIFÈRE

À l'instar de toutes autres activités industrielles, les activités d'extraction, de concentration, de purification et de gestion des résidus associées à l'exploitation de l'uranium sont susceptibles d'engendrer des impacts environnementaux et, par extension, des impacts sanitaires si ces opérations ne sont pas effectuées dans un cadre de gestion rigoureux (voir le point 1.3.1). De plus, il existe de nombreux écrits scientifiques portant sur les impacts psychosociaux associés au développement minier en général, tout particulièrement concernant la dimension sociale (voir le point 1.3.2).

1.3.1 Impacts environnementaux et impacts sur la santé physique

Au cours des dernières décennies, de nombreux cas de contaminations environnementales ont été documentés en lien avec l'exploitation uranifère, dont le plus tristement célèbre est sans doute le cas de la petite communauté de Navajo (U.S. EPA, 2008). On trouve également dans la littérature bon nombre de données en lien avec la contamination de nappes d'eau de surface et souterraines, de sols, d'air et du biote par l'intermédiaire de la dispersion de différents polluants associés à cette industrie (voir la section 1.2.3). En vertu de la mobilité des radionucléides et des éléments chimiques impliqués dans la problématique des mines d'uranium, les voies d'exposition aux contaminants

environnementaux en lien avec l'activité minière demeurent multiples et doivent toutes être considérées dans le cadre de l'établissement de scénarios d'exposition crédibles.

En plus des risques de nature chimique généralement associés à toute exploitation minière, il est reconnu que l'exploitation uranifère engendre également un risque d'ordre radiologique (NRC, 2011). Ces deux types de risque découlent de l'inhalation de particules ou de gaz susceptibles d'affecter le tractus respiratoire ou d'être absorbés dans l'organisme (NCRP, 1984; CIPR, 1987, INSPQ, 2012). Par ailleurs, il ne faut pas négliger les possibles impacts à la santé associés à l'ingestion de matrices solides et aqueuses (aliments, eau, sols) notamment riches en uranium (AFSSA, 2008; Souidi *et al.*, 2009), en ^{210}Po (Seiler et Wiemels, 2012) et en d'autres contaminants (Santos *et al.*, 2002). Enfin, l'exposition externe aux rayonnements gamma en provenance des sols peut également contribuer aux risques de nature radiologique (IAEA, 2004a).

De façon générale, les effets à la santé associés aux risques d'origine chimique et radiologique sont soit de nature tissulaire ou systémique (ex : neurotoxicité, effets cardiovasculaires) ou stochastique (cancérogène). Plus spécifiquement, l'annexe 2 présente de façon plus détaillée les effets à la santé susceptibles d'être engendrés par les rayonnements ionisants.

1.3.2 Impacts psychologiques et sociaux

1.3.2.1 Retombées positives

Les projets miniers ont des retombées positives, telles l'augmentation de l'emploi local, de la valeur des propriétés et de la richesse personnelle, la diversification au sein des communautés et l'amélioration des infrastructures, ainsi que le versement de redevances collectives relançant certains projets collectifs (Carrington et Pereira, 2011; Garvin *et al.*, 2009). Cependant, il est remarqué que l'ampleur de ces effets n'est pas assez forte pour contrebalancer les effets sociaux négatifs des mines, notamment en raison de la nature temporaire des installations minières, du mode habituel de gestion et d'investissement des minières, et de la nature non renouvelable de la ressource (Kemp *et al.*, 2011). Des facteurs liés au contexte social initial, aux caractéristiques du projet et du promoteur, à la présence ou non d'autres projets industriels, au rôle des autorités publiques et aux processus mis en place pour le développement et la participation des communautés influenceraient également fortement ces effets (Lockie *et al.*, 2008).

1.3.2.2 Changements communautaires

Sur le plan social, l'industrie minière induit des changements dont l'intégration et l'adaptation représentent des défis pour les individus et les communautés. Ils se manifestent par des mouvements de population rapides et variables (roulement de travailleurs, y compris dans des régions extérieures aux zones minières, et effet « boomtown ») et dans l'habitat humain, comme par la création de camps de travailleurs et de possibles démantèlements ou expropriations (Gellert et Lynch, 2003). Les écrits consultés présentent aussi des nuisances à la qualité de vie (ex. densité du trafic, poussière, limites d'eau potable, bruit), dont certaines sont liées à des modifications au paysage et à l'accès au territoire (Council, 2001).

Par ailleurs, les projets miniers nécessitent souvent une nouvelle planification et une nouvelle organisation des services et des infrastructures, d'une part pour la mine elle-même, et d'autre part pour faire face aux changements communautaires. Ils requièrent de nouvelles compétences et connaissances et entraînent des priorisations, des choix et des prises de décision. Cependant, les ressources paraissent moins disponibles pour les services et les entreprises locales, tandis qu'une pression est exercée sur les groupes communautaires et autres (Petkova-Timmer *et al.*, 2009). Sur un autre plan, des changements sont constatés dans les liens sociaux, les familles et le leadership local (Allan, 2011). Apparaissent aussi de plus forts défis dans la régulation de l'ordre social (normes sociales, prostitution, dépendances, etc.), la santé (dépendances, fatigue, infections transmissibles sexuellement, etc.), l'identité (appartenance, patrimoine) et les valeurs (consumérisme vs entraide, partage, etc.) (ex. : Ballard et Banks, 2003; Gellert et Lynch, 2003).

1.3.2.3 *Stress et conflits*

Ces changements, d'autres risques anticipés (ex. sur la santé) et les discussions qui les entourent peuvent créer au plan individuel et collectif du stress, de l'angoisse, de la colère (Dawson et Madsen, 2011) ou, au contraire, une démobilisation sociale et une perte de confiance envers les décideurs (Council, 2001). Plus particulièrement, plusieurs études font état de tensions et de conflits entre les groupes sociaux à l'intérieur de la communauté ou envers les promoteurs et les autorités publiques, ces controverses ayant pour enjeu principal le contrôle local de l'avenir de la communauté (Hilson, 2002; Martinez-Alier, 2001). Ces tensions contribuent à leur tour à des effets sur les liens sociaux ou sur le bien-être psychologique. Parmi les effets sociaux associés au développement minier en général, plusieurs ont une possibilité de survenir aussi pendant l'exploration et cette phase peut particulièrement amener les populations concernées par le développement minier à appréhender ces impacts.

1.3.2.4 *Enjeux de gouvernance*

Des enjeux sociaux sont souvent évoqués dans les études consultées et concernent la transparence, l'engagement communautaire, l'accès aux ressources et la participation, ainsi que le respect des droits personnels et collectifs (Franks, 2012). La question de l'équité est très fréquemment soulevée, notamment quant à la distribution de la richesse et des inconvénients (*ibid.*). Entre autres, des groupes vulnérables peuvent se trouver fragilisés s'ils ne s'intègrent pas dans les nouvelles dynamiques communautaires et économiques.

1.3.2.5 *Pistes de solution*

Une part importante des écrits analyse différentes approches d'atténuation des risques sociaux et d'amplification des retombées positives des projets miniers. Entre autres, les idées associées à la responsabilité sociale de l'entreprise ne font pas l'unanimité, tandis que sont considérés comme prometteurs : la présence de politiques publiques et des cadres légaux, une implication locale de l'État, la participation de la communauté aux phases cruciales (planification, suivi, examen des options, décision, etc.), une vision à long terme du développement communautaire, le suivi des impacts sociaux et leur juste compensation

(ex. : Yakovleva et Vazquez-Brust, 2012; Schafrik *et al.*, 2011; Kemp, 2009; Veiga *et al.*, 2001).

1.4 OBJECTIFS ET PRÉSENTATION DU RAPPORT

Le présent rapport est divisé en trois grands axes de recherche, soit l'analyse épidémiologique, l'analyse de risque, et les impacts psychologiques et sociaux, lesquels, à partir de données complémentaires, tentent de répondre aux interrogations découlant du mandat confié à l'INSPQ.

2 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ : APPROCHE ÉPIDÉMIOLOGIQUE

2.1 INTRODUCTION

L'un des éléments du mandat confié à l'INSPQ consiste à documenter les effets sanitaires engendrés par les activités minières uranifères sur la santé humaine. Pour répondre à cette demande, une synthèse systématique des résultats d'études épidémiologiques réalisées chez des populations résidant à proximité de mines d'uranium a été effectuée. Pour certains effets sur la santé, lorsque faisable et jugé pertinent, la synthèse systématique est accompagnée d'une méta-analyse.

Comme il est expliqué à l'annexe 2, l'exposition au rayonnement ionisant est susceptible d'engendrer des effets sur la santé, soit des effets déterministes et stochastiques. Compte tenu des faibles niveaux d'exposition, seulement ces derniers seront abordés ici.

Les risques pour la santé des mineurs de l'uranium sont bien documentés. Les résultats combinés de plusieurs cohortes montrent une augmentation du risque de cancer du poumon corrélée avec l'exposition cumulée au radon et causée par les produits de dégradation du radon (Hornung, 2001; Lubin *et al.*, 1995; Samet, 1991; Tirmarche *et al.*, 2004; Tirmarche *et al.*, 2012). La relation a aussi été observée chez les non-fumeurs (Lubin *et al.*, 1995; Samet, 1991; Tirmarche *et al.*, 2012). L'exposition cumulée au radon dans les mines d'uranium n'a pas été associée à des cancers autres que celui du poumon (Darby *et al.*, 1995; Tirmarche *et al.*, 2004).

Les risques pour la santé encourus par les individus résidant à proximité d'un site minier uranifère ne sont pas aussi bien connus. Un nombre limité d'études épidémiologiques ont été réalisées chez ces populations. Ces études et leurs résultats sont analysés dans ce chapitre du rapport.

Les effets sur la santé étudiés chez des populations résidant à proximité d'un site minier uranifère concernent principalement l'incidence ou les décès par cancer et les autres causes de mortalité. De plus, une des publications évaluées concerne les aberrations chromosomiques et une autre, les issues défavorables de grossesses.

2.2 MÉTHODE

2.2.1 Rappel sur les différents types d'études épidémiologiques¹⁰

On peut définir l'épidémiologie comme l'étude de la répartition de l'état de santé et des déterminants de santé dans une population humaine.

¹⁰ D'après Rothman, KJ. *Modern Epidemiology* Third edition (Rothman *et al.*, 2008).

Les études épidémiologiques sont soit expérimentales, soit non expérimentales. Dans la première catégorie, c'est le chercheur qui assigne l'exposition des sujets. Comme il s'agit de sujets humains, les études expérimentales sont éthiquement limitées à l'étude des expositions sans danger, ce qui exclut l'exposition aux rayonnements ionisants.

Les principaux types d'études épidémiologiques non expérimentales (ou d'observation) sont :

- les études de cohortes où les sujets, classés selon l'exposition, sont suivis dans le temps afin de mesurer l'incidence d'un problème de santé et de vérifier l'existence d'une association entre l'exposition et le problème de santé;
- les études de cas-témoins, où l'exposition passée est mesurée chez les cas et un échantillon de la population source, utilisé comme témoin, afin de vérifier si les cas ont davantage été exposés que les témoins au facteur de risque à l'étude;
- les études transversales, où l'exposition et l'état de santé des individus à l'étude sont mesurés au même moment;
- les études écologiques, où la fréquence d'un problème de santé mesurée pour un groupe est comparée à la fréquence du problème de santé dans une population de référence.

Contrairement aux trois autres types d'études, l'unité d'analyse des études écologiques est un groupe de personnes plutôt qu'un individu. Ainsi, l'exposition individuelle est inconnue et est remplacée par l'exposition du groupe. Quant aux facteurs de confusion, ils sont soit inconnus soit connus seulement au niveau du groupe. Des migrations peuvent aussi entraîner une mauvaise classification de l'exposition. Ces problèmes peuvent conduire à des biais dont il est difficile de prédire l'influence sur les résultats.

Les études peuvent aussi être classées comme étant prospectives ou rétrospectives selon que l'information sur l'exposition est recueillie respectivement avant ou après la survenue du problème de santé.

2.2.2 Identification des publications pertinentes

À partir de la plateforme de recherche *OvidSP*, les bases de données *Medline*, *Embase* et *Cochrane* ont été interrogées simultanément afin de répertorier les études épidémiologiques qui ont évalué l'effet des mines d'uranium sur la santé des travailleurs miniers et des populations résidant dans les régions minières. La base de données *Medline* a été interrogée à partir de l'année 1946, *Embase* à partir de l'année 1974 et *Cochrane* à partir de 2005. Aucune limite de langues n'a été définie à l'étape de la recherche dans les bases de données. Il n'y a pas eu de recherche dans la littérature grise. La stratégie de recherche utilisée, avec le nombre de résultats obtenus en date du 24 août 2012, est présentée à l'annexe 3.

Le tableau 2 résume la démarche de sélection des publications. Parmi les 1 350 publications recensées, 1 160 ont été exclues pour divers motifs détaillés au tableau 2. Aux 190 publications retenues pour évaluation approfondie, s'est ajoutée une publication trouvée à partir de la bibliographie d'une des publications retenues. Ces 191 publications se

partagent en 19 recensions des écrits et en 172 études originales. Parmi ces dernières, 163 études s'intéressent à la santé des travailleurs miniers, et 10, à la santé des populations résidant près d'un site d'exploitation minière.

Les études originales portant sur les effets sur la santé des populations qui habitent à proximité des sites d'extraction du minerai d'uranium seront analysées dans cet écrit.

Tableau 2 Sélection des publications pertinentes

Nombre de publications répertoriées	= 1 350
Publications ne concernant pas les mines d'uranium	-845
Publications ne présentant pas de résultats concernant un effet sur la santé humaine	-273
Publications en d'autres langues que le français, l'anglais ou l'espagnol	-37
Commentaires sur des articles publiés	-5
Documents retenus pour évaluation approfondie	= 190
Ajout d'une publication trouvée par d'autres sources (bibliographie)	= 191
Recensions des écrits :	= 19
Recensions sur la santé des travailleurs	= 17
Recensions sur la santé des travailleurs et de la population	= 2
Études originales :	= 172
Études originales sur la santé des populations	= 9
Étude originale sur la santé des travailleurs et de la population	= 1
Études originales sur la santé des travailleurs	= 162

2.2.3 Description méthodologique et attribution des scores

Dix études originales portant sur la relation entre la présence de mines d'uranium et la santé des populations résidant à proximité ont été retenues. Les caractéristiques méthodologiques de chacune de ces études sont présentées aux tableaux 4 et 5. Huit de ces publications se sont intéressées au cancer (# 2-9)¹¹; parmi elles, sept ont étudié la mortalité par cancer (six études écologiques (# 2, 4, 5, 7-9) dont une chez les enfants (# 9) et une étude rétrospective [# 3]), et une étude transversale décrit la fréquence des tumeurs malignes (# 6). Parmi les publications ayant étudié la mortalité par cancer (# 2-5, 7, 8, 9), deux ont également évalué l'incidence du cancer (# 2, 9) et trois, la mortalité par causes non cancéreuses (# 2-4). Enfin, une étude transversale (# 1) s'intéressait aux aberrations chromosomiques et une étude cas-témoins (# 10) portait sur les issues de grossesses.

Chaque article a été évalué de façon systématique par l'auteure responsable de la section 2. Un score de validité d'une valeur maximale de 20 points, composé des volets suivants : validité externe (3 points); validité interne : – population (3 points), - effet(s) sur la santé (3 points), - exposition aux mines d'uranium (6 points), - contrôle de la confusion (4 points) et source de financement (1 point) a été attribué à chaque étude. Les critères d'évaluation

¹¹ Selon le numéro de l'étude apparaissant aux tableaux 4 et 5.

utilisés sont tirés et adaptés de la grille d'analyse des études épidémiologiques élaborée par le Groupe de référence grossesse-travail (2007)¹² de l'Institut national de santé publique du Québec.

Pour chacune des études, les caractéristiques méthodologiques accompagnées des scores correspondants sont présentés dans deux tableaux. La validité externe, la population et les effets sur la santé sont décrits au tableau 4, tandis que l'exposition aux mines d'uranium, le contrôle des facteurs de confusion et le financement sont décrits au tableau 5.

2.2.3.1 Validité externe

Le score de validité externe a été noté sur 3 points, dont 1 point pour le pays et 2 points pour la période d'activité minière.

➤ Pays où l'étude a été réalisée (sur 1 point)

- Pays dont les conditions de vie sont comparables à celles du Canada (# 1-5, 7-9) : 1/1 point.
- Pays dont les conditions de vie sont comparables à celles du Canada, mais étude d'une population moins favorisée (# 10) : 0,5/1 point.
- Pays dont les conditions de vie sont plus difficiles qu'au Canada (# 6) : 0/1 point.

➤ Périodes d'activités minières et d'observation des effets sur la santé (sur 2 points)

Plus la période d'activité minière est récente, plus les conditions d'exploitation et les conditions de travail dans les mines d'uranium seront comparables à celles des mines actuelles. Depuis les années 1950, les concentrations de radon dans les mines d'uranium sont plus faibles en raison de l'amélioration des systèmes de ventilation et d'autres mesures introduites par les entreprises (par exemple le remplacement du forage sec par le forage humide) (Walsh *et al.*, 2010). Aussi, les normes internationales de protection contre la radiation ont été instaurées dans les mines après les années 1970, et on estime que, depuis 1975, les conditions de travail dans les mines sont assez comparables aux conditions existant dans les mines actuelles (Commission canadienne de sûreté nucléaire, 2004).

En plus de la période d'activité minière, la période d'influence des activités minières sur le risque de cancer, en tenant compte de la période de latence (Halperin, 1994), est prise en compte. Dans le cas des cancers autres que la leucémie, la période d'influence débutera à la plus tardive des dates suivantes : soit au début de l'exploitation minière ou 30 ans avant le début de la période d'observation des cas, et se terminera à la première des dates suivantes : soit la fin de l'exploitation minière ou 10 ans avant la fin de la période d'observation des cas. Pour la leucémie, les délais de 30 ans et de 10 ans sont remplacés par des délais de 10 ans et de 1 an. De plus, les points attribués pourront différer selon les différentes sous-périodes analysées dans une étude.

¹² Appelé maintenant Groupe scientifique maternité et travail.

Ainsi, les publications sont cotées de la façon suivante selon l'étendue de la période d'influence sur les cancers ou de la période d'observation des autres effets sur la santé :

- Période débutant après 1948 et se déroulant majoritairement après 1975 (# 1, 2, 5-9) : 2/2 points.
- Période débutant après 1948 et dont 20% à 50% de la durée est après 1975 (# 2, 4, 5, 7-9) : 1,5/2 points.
- Période débutant après 1948 et dont moins de 20% de la durée est après 1975 (# 2, 3, 5, 10) : 1/2 points.
- Période débutant avant 1949 (# 4) : 0,5/2 points.

2.2.3.2 Validité interne - Population

Pour le volet population, le score est sur 3 points et se compose de 1 point pour le mode de sélection de la population et de 2 points pour le taux de participation et l'identification des sujets :

➤ Mode de sélection de la population (sur 1 point)

- Selon des critères d'inclusion et d'exclusion permettant de recruter les sujets visés par l'étude (# 1, 3, 10) : 1/1 point.
- Selon des critères géographiques permettant de délimiter les régions visées par l'étude dans le cas des études écologiques (# 2, 4, 5, 7-9) : 1/1 point.
- Critère d'inclusion peu approprié, mais critère d'exclusion approprié (# 6) : 0,5/1 point.
- Inapproprié (ex. : participation volontaire des sujets) : 0/1 point.

➤ Taux de participation et identification des sujets (sur 2 points)

Un biais de sélection est plus susceptible de se produire si le taux de participation est faible ou différentiel. Le taux de participation est évalué globalement et pour chaque groupe lorsqu'il est spécifié (exposés versus non-exposés ou cas versus témoins).

- $\geq 80\%$ (# 3) : 2/2 points.
- $\geq 80\%$ chez les exposés et 60-79 % chez les non-exposés (# 1) : 1,5/2 points.
- 60-79 % ou non applicable dans une étude qui porte sur tous les résultats d'examen anatomopathologiques (# 6) : 1/2 points.
- $< 60\%$ ou inconnu (# 10) : 0/2 points.

Pour les études écologiques, le taux de participation ne peut être calculé, et une méthode inadéquate d'identification des sujets peut conduire à un biais de sélection. La fiabilité de la méthode d'identification de la population étudiée sera évaluée comme suit :

- Utilisation de statistiques gouvernementales fiables (ex. : données de recensement, fichiers des décès, des cancers) (# 2, 4, 5, 7-9) : 1/2 points.

2.2.3.3 Validité interne - Effets sur la santé

Le score de validité pour les effets sur la santé porte sur 3 points, dont un point pour la définition, un point pour la période de latence et un point pour la source d'information.

➤ Définition de l'effet sur la santé (sur 1 point)

- Selon la 8^e, la 9^e ou la 10^e édition de la Classification internationale des maladies (CIM) (# 2-5, 7-9) : 1/1 point.
- Repose sur des critères objectifs, précisés et spécifiques (# 1, 10) : 1/1 point.
- Non défini (# 6) : 0/1 point.

➤ Période de latence (sur 1 point)

La période de latence à respecter est de 10 ans pour les cancers (à l'exception des leucémies) et pour la plupart des autres causes de décès, et d'un an pour les leucémies, les effets sur la grossesse et les marqueurs biologiques.

- Respect d'une période de latence suffisante entre le début des opérations minières et les cas :
 - Pour toutes les analyses (# 1, 3, 4, 6-10) : 1/1 point;
 - Pour certaines des sous-analyses (# 2, 5) : 1/1 point.
- Non-respect d'une période de latence suffisante entre le début des opérations minières et les cas les plus précoces :
 - Pour certaines des sous-analyses (# 2, 5) : 0,5/1 point.
- Non-respect d'une période de latence suffisante entre le début des opérations minières et les cas :
 - Pour certaines des sous-analyses (# 5) : 0/1 point.

➤ Source d'information pour l'effet sur la santé (sur 1 point)

Les effets sur la santé ont été documentés à partir :

- Des dossiers médicaux et des registres gouvernementaux (# 2-5, 7-10) : 1/1 point.
- Des résultats d'examen anatomopathologiques réalisés en grande majorité au service d'anatomopathologie de la faculté des sciences de la santé de Niamey au Niger ou d'un laboratoire privé de Paris (# 6) : 0,5/1 point.
- D'analyses cytogénétiques de laboratoire en vue de déterminer les aberrations chromosomiques et du test de provocation « *challenge assay* » afin d'étudier les réponses de réparation de l'ADN (méthode mise au point par les auteurs de la publication) (# 1) : 0,5/1 point.
- Des taux annuels de mortalité par cause spécifique appliqués à la population selon l'âge, le sexe et l'ethnie pour les décès par cause non cancéreuse (# 4) : 0,5/1 point.

2.2.3.4 Validité interne - Exposition aux mines d'uranium

Pour ce qui est de l'exposition aux mines d'uranium, le score se compose de 2 points pour la définition, de 1 point pour le groupe de comparaison (non exposé) et de 3 points pour la mesure de l'exposition.

➤ Définition de l'exposition à l'uranium (sur 2 points)

Dans la plupart des études, l'exposition est définie par le fait de résider à proximité d'une ou de plusieurs mines d'uranium et sera catégorisée comme suit :

- Résidence à 15 km ou moins d'une installation minière ou dans une région à forte densité minière (> 1 mine/100 km² ou /40 mi²) (# 1, 2, 4, 5, 7, 8, 10) : 2/2 points;
- Résidence à 30 km ou moins d'une installation minière (# 7-9) : 1/2 points;
- Résidence à plus de 30 km d'une installation minière ou dans une région à faible densité minière (# 2, 9) : 0/2 points.

L'exposition a aussi été définie par le fait de résider dans une ville minière (# 3, 6) (où se trouve la mine) avec des sous-catégories d'exposition selon la durée de résidence, le type de travail et la période (# 3) : 2/2 points.

➤ Choix du groupe de comparaison (non exposé) (sur 1 point)

- Le groupe de comparaison est constitué de personnes non exposées ou très faiblement exposées (ex. : population du pays, de l'État; résidant à plus de 50 km d'une installation minière) (# 2-5, 7-9) : 1/1 point.
- Le groupe de comparaison est constitué de personnes résidant à l'intérieur de 30 km d'une installation minière (# 1, 10) : 0/1 point.
- Pas de groupe de comparaison (# 6) : 0/1 point.

➤ Mesure de l'exposition (sur 3 points)

Dans les études de devis écologique, les niveaux d'exposition individuels ne sont pas mesurés. L'exposition y est définie par l'appartenance à une région géographique lors de la survenue du cas ou du décès. On ne peut pas exclure que les sujets aient habité d'autres régions (non exposées) durant la période de latence, particulièrement pour les problèmes de santé ayant une longue période de latence (10 ans).

- Devis écologique et étude d'un problème de santé ayant une longue période de latence (# 2, 4, 5, 7, 8) : 0/3 points.
- Devis écologique et étude d'un problème de santé ayant une période de latence courte (leucémie) (# 2, 4, 5, 8, 9) : 1/3 points.

Dans les autres études, l'exposition a été mesurée de la façon suivante :

- Distance du site minier par marquage cartographique des ménages et durée de résidence obtenue par entrevue (# 1) : 3/3 points.

- Période de résidence dans la ville minière obtenue par consultation des dossiers personnels et d'emploi (# 3) : 2/3 points.
- Sujets présumés exposés, car ayant consulté le seul service de chirurgie desservant une région minière située dans une région désertique (# 6) : 1/3 points.
- Documentée à l'aide d'entrevues auprès des parents ou des grands-parents (possibilité de biais de rappel influencé par la santé de leur enfant à la naissance) (# 10) : 1/3 points.

2.2.3.5 Validité interne - Contrôle de la confusion

Plusieurs facteurs personnels ou professionnels peuvent influencer le risque associé aux différents effets sur la santé étudiés (cancer, causes de décès, issues de grossesses défavorables, aberrations chromosomiques) dans les publications retenues.

Ces facteurs forment les quatre groupes suivants : 1) les facteurs démographiques tels que l'âge, le sexe, l'ethnie; 2) les indicateurs de niveau socioéconomique tels que le revenu, la scolarité, le chômage; 3) les habitudes de vie et les autres expositions telles que le tabagisme, l'abus d'alcool, le radon résidentiel, l'exposition aux radiations d'origine médicale et 4) le travail dans une mine d'uranium. Pour les analyses n'incluant que des femmes, le facteur « travail dans une mine d'uranium » est considéré comme pris en compte étant donné qu'un effet de confusion lié à ce facteur est très peu probable parmi les femmes. Un score sur 4 points sera attribué en fonction du nombre de groupes de facteurs pris en compte.

- Les analyses ne tiennent compte que d'un (# 9) ou de quelques facteurs démographiques (# 2-4, 7) : 1/4 points.
- Les analyses ne tiennent compte que de l'exposition par le travail minier (# 6) : 1/4 points.
- En plus des facteurs démographiques, certaines analyses tiennent compte du niveau socioéconomique (# 4, 5, 7, 8) : 2/4 points.
- En plus des facteurs démographiques, certaines analyses tiennent compte de l'exposition par le travail minier (# 2-4) : 2/4 points.
- Les analyses tiennent compte de facteurs appartenant à trois des quatre groupes (# 1, 4, 5, 7, 10) : 3/4 points.
- Certaines analyses tiennent compte de facteurs appartenant aux quatre groupes (# 10) : 4/4 points.

2.2.3.6 Financement (sur 1 point)

Les auteurs des publications retenues ont reçu du soutien financier de plusieurs sources pour la réalisation des études. On distingue :

- Les compagnies minières (# 2-5) : 0/1 point.
- Les organismes gouvernementaux et les fonds de recherche en santé (# 1, 6-10) : 1/1 point.

2.2.4 Appréciation de la qualité des études

Le devis et les caractéristiques méthodologiques des études permettent d'en apprécier la qualité. Pour chacun des volets suivants : validité externe, population, exposition aux mines d'uranium, effet sur la santé, contrôle des facteurs de confusion et source de financement, un score est attribué selon les critères précisés à la section précédente. Au tableau 3, le score correspondant à une qualité bonne, modérée ou faible est indiqué pour chaque volet. Des problèmes méthodologiques sont plus susceptibles de biaiser les résultats des études dont la qualité est faible.

Tableau 3 Appréciation de la qualité selon le score obtenu pour chaque volet

Qualité	Validité externe (sur 3 points)	Population - sélection - identification - participation (sur 3 points)	Exposition aux mines d'uranium - définition - mesure (sur 6 points)	Effet sur la santé - définition - latence - source d'information (sur 3 points)	Contrôle des facteurs de confusion (sur 4 points)	Source de financement (sur 1 point)
Bonne	2,5 - 3	2,5 - 3	5 - 6	2,5 - 3	3 - 4	1
Modérée	1,5 - 2	1,5 - 2	3 - 4	1,5 - 2	1,5 - 2,5	
Faible	0 - 1	0 - 1	0 - 2	0 - 1	0 - 1	0

Tableau 4 Description méthodologique des études, 1^{re} partie : validité externe, population et effets sur la santé

Numéro et référence de l'étude	Devis et effectif	Validité externe 3 points	Population		Effet(s) sur la santé	
			Sélection 1 point	Identification et participation 2 points	Définition et période de latence 2 points	Source d'information 1 point
1 : (Au <i>et al.</i> , 1995)	Étude transversale 24 exposés et 24 non exposés	États-Unis, (étude réalisée vers 1991) (3 points)	<p>Critères d'inclusion dans l'étude :</p> <p>Non-fumeurs, n'ayant jamais travaillé dans l'industrie uranifère, n'ayant jamais été exposés aux procédures radiographiques des tissus mous tels les scanners abdominaux et cérébraux, n'ayant pas subi de radiothérapie ou de chimiothérapie avec des médicaments cytotoxiques.</p> <p>Critères d'exclusion : grands buveurs (plus de 2 verres de boisson forte ou plus de 4 bières par jour).</p> <p>Critères d'inclusion pour les sujets :</p> <p>-exposés : personnes habitant la région minière ciblée où de l'uranium a été exploité pendant 10 ans ou plus;</p> <p>-non exposés : personnes n'ayant pas résidé dans les régions minières identifiées durant les 10 dernières années.</p> <p>(1 point)</p>	<p>260 ménages résidant à moins de 2,4 km d'un des 19 sites miniers ont été identifiés et marqués sur le même plan.</p> <p>Participation :</p> <p>- exposés : parmi 73 sujets identifiés, 63/73 (86 %) acceptent et 33 de ces derniers sont admissibles;</p> <p>- non exposés : parmi 81 sujets identifiés, 64/81 (79 %) acceptent et 39 de ces derniers sont admissibles.</p> <p>- 24 paires satisfont les critères d'appariement (l'âge \pm 7 ans et le sexe).</p> <p>(1,5 point)</p>	<p>Aberrations chromosomiques</p> <p>Réponse de réparation anormale de l'ADN</p> <p>Les participants ont habité la région minière ciblée pendant 10 ans ou plus.</p> <p>(2 points)</p>	<p>Analyse cytogénétique standard pour déterminer la fréquence des aberrations chromosomiques spontanées et après les analyses de provocation pour déterminer les réponses de réparation de l'ADN</p> <p>(0,5 point)</p>

Tableau 4 Description méthodologique des études, 1^e partie : validité externe, population et effets sur la santé (suite)

Numéro et référence de l'étude	Devis et effectif	Validité externe 3 points	Population		Effet(s) sur la santé	
			Sélection 1 point	Identification et participation 2 points	Définition et période de latence 2 points	Source d'information 1 point
2 : (Boice <i>et al.</i> , 2010)	Étude écologique 23 794 sujets à Cibola et 45 235 à Valencia en 1990	États-Unis Incidence de cancer : 1982-2004 Décès par cancer : 1950-2004 Activités uranifères : mine - début 1950 jusqu'en 1990; concasseur – 1958-1990 (2,5 points, sauf 2 points pour les cas < 1985 et 3 points pour les cas ≥ 1995)	Sélection sur une base géographique. Groupe exposé pour les cancers incidents : résidents du comté de Cibola au Nouveau-Mexique Groupe exposé pour les décès par cancer : résidents des comtés de Cibola et de Valencia et de 3 aires de recensement, à proximité du concasseur d'uranium de Grants, situées dans le comté de Cibola au Nouveau-Mexique (1 point)	Identification : Utilisation des codes de ville résidentielle du fichier des décès du New Mexico Bureau of Vital Records and Health Statistics pour identifier parmi les personnes décédées dans le comté de Cibola de 1982 à 2004 celles ayant habité les 3 régions de recensement situées à proximité du concasseur d'uranium de Grants. Recensements de 1980, 1990 et 2000 pour estimer les populations par groupe d'âge de 5 ans, par sexe et par ethnie des 3 régions de recensement situées à proximité du concasseur d'uranium de Grants, respectivement durant les périodes de 1982-1984, de 1985-1994 et de 1995-2004. Participation : non applicable. (1 point)	Cas incidents pour l'ensemble des cancers et 22 cancers spécifiques ^a dans le comté de Cibola Décès par tous les cancers et 22 cancers spécifiques ^a dans les comtés combinés de Cibola et de Valencia 28 causes spécifiques de décès, dont 16 cancers spécifiques pour les 3 régions de recensement situées à proximité du concasseur La CIM-10 a été utilisée pour définir les effets sanitaires étudiés Période de latence insuffisante pour les décès observés avant 1960, mais suffisante pour les autres cas. (2 points, sauf 1,5 point pour les cas de 1950-1964 et de 1950-2004)	<i>National Cancer Institute (NCI) Surveillance Epidemiology and End Results (SEER) Program</i> incluant le registre des tumeurs du Nouveau-Mexique pour les données d'incidence de cancer dans le comté de Cibola de 1982-2004. NCI pour les décès par cancer (1 point)

^a Dont la leucémie, le lymphome non hodgkinien et les cancers du poumon, de la vessie, du cerveau, du foie, de la thyroïde, du sein chez la femme, le cancer colorectal, etc.

Tableau 4 Description méthodologique des études, 1^{re} partie : validité externe, population et effets sur la santé (suite)

Numéro et référence de l'étude	Devis et effectif	Validité externe 3 points	Population		Effet(s) sur la santé	
			Sélection 1 point	Identification et participation 2 points	Définition et période de latence 2 points	Source d'information 1 point
3 : (Boice <i>et al.</i> , 2007a)	Étude rétrospective 1 905 sujets (40 790 personnes-an.)	États-Unis, Décès : 1979-2004 Activités minières : entre 1912 et début des années 1920 jusqu'à dans les années 1980. (2 points)	Personnes ayant résidé au moins 6 mois entre 1936 et 1984 dans la ville minière d'Uravan au Colorado. Exclusion : personnes décédées avant 1979; enfants (exceptés ceux ayant travaillé dans les installations du concasseur à minerai d'uranium pendant l'été), personnes décédées à l'extérieur des États-Unis ou dont la date de décès est inconnue Suivi : à partir de la date la plus tardive (entre le 1 ^{er} janvier 1979 et la date d'installation à Uravan plus 6 mois), jusqu'à la date la plus précoce (entre le décès, le 31 décembre 2004 ou le 95 ^e anniversaire). (1 point)	Identification : À partir des dossiers d'une étude précédente (Austin, 1986), dont l'information a été obtenue de plusieurs sources (registres de l'Union Carbide Corporation (UCC), entrevues avec des résidants, service des impôts, registres de logement, scolaires, des naissances de l'hôpital St. Mary et dossiers de la clinique médicale d'Uravan). Aussi, pour la présente étude, requêtes à la Sécurité sociale pour le statut vital, Département des véhicules de différents états pour les adresses, et autres registres pour les épouses et les autres travailleurs. Participation : statut vital connu pour 2 073 (96 %) des 2 161 personnes retracées, date de décès connue pour 935 (99 %) des 941 personnes décédées et cause du décès connue pour 671 (98 %) des 685 personnes décédées après 1978. (2 points)	Décès pour toutes causes après 1979. Décès par cancer après 1979 (tous, poumon, rein, foie, sein, os, lymphomes-leucémie) Décès par maladies non cancéreuses après 1979 (respiratoires, rénales, hépatiques). La CIM-9 a été utilisée pour définir les causes de décès Période de latence suffisante. (2 points)	<i>National Death Index</i> (NDI) L'information sur les causes de décès n'était pas disponible avant 1979 dans le « NDI » (1 point)

Tableau 4 Description méthodologique des études, 1^{re} partie : validité externe, population et effets sur la santé (suite)

Numéro et référence de l'étude	Devis et effectif	Validité externe 3 points	Population		Effet(s) sur la santé	
			Sélection 1 point	Identification et participation 2 points	Définition et période de latence 2 points	Source d'information 1 point
4 : (Boice <i>et al.</i> , 2007b)	Étude écologique 24 423 sujets pour la population à l'étude et 159 318 pour le groupe de comparaison	États-Unis, Décès : 1950-2000 Activités minières : début 1900- milieu 1980 (1,5 point, sauf 2,5 points pour les cas ≥ 1985)	Sélection sur une base géographique. Groupe exposé : résidents du Comté de Montrose au Colorado Groupe de comparaison : résidents de 5 comtés ayant des similarités avec Montrose, choisis parmi les 62 autres comtés du Colorado selon un score calculé à partir des données du recensement pour 9 variables socioéconomiques (densité de la population, pourcentage d'hommes, de blancs, de ruraux, de scolarité « high school » complétée, de personnes âgées de plus de 64 ans, de travailleurs, de personnes vivant sous le seuil de pauvreté et revenu médian des ménages). (1 point)	Identification : National Center for Health Statistics du CDC (estimations de la population des comtés depuis 1950), National Cancer Institute (population du comté selon l'âge, le sexe, l'ethnie et l'année) Participation : non applicable. Tous les résidents de Montrose (n = 24 423, données de recensement 1990) (1 point)	Décès par cancer de 1950-2000 (tous, poumon, rein, foie, sein, leucémie, lymphomes, etc.) Décès par causes non cancéreuses de 1960-1999 (toutes, tuberculose, diabète, maladies cardiaques, etc.) La CIM-9 a été utilisée pour définir les causes de décès Période de latence suffisante (2 points)	National Center for Health Statistics du CDC (nombre de décès par causes spécifiques depuis 1950), National Cancer Institute (données de mortalité par cancer de 1950-2000) et Université de Pittsburgh (taux de mortalité pour les causes non cancéreuses de 1960-1999) Le nombre de décès pour les causes non cancéreuses n'était pas disponible et a été estimé en multipliant les taux annuels de mortalité par cause spécifique dans le comté de Montrose par la population du comté selon l'âge, le sexe, l'ethnie et l'année. (1 point : décès par cancer; 0,5 point : décès par causes non cancéreuses)

Tableau 4 Description méthodologique des études, 1^{re} partie : validité externe, population et effets sur la santé (suite)

Numéro et référence de l'étude	Devis et effectif	Validité externe 3 points	Population		Effet(s) sur la santé	
			Sélection 1 point	Identification et participation 2 points	Définition et période de latence 2 points	Source d'information 1 point
5 : (Boice <i>et al.</i> , 2003)	Étude écologique 12 455 sujets pour la population à l'étude et 43 546 pour le groupe de comparaison	États-Unis, Décès : 1950-2001 Activités minières : 1959-début des années 1990 (2,5 points, sauf 2 points pour les cas < 1980 et 3 points pour les cas ≥ 1990)	Sélection sur une base géographique. Groupe exposé : résidents du Comté de Karnes au Texas Groupe de comparaison : résidents de 4 comtés de comparaison appariés à Karnes pour certaines caractéristiques socioéconomiques du recensement de 1990 (ethnie, pourcentage d'hommes, de ruraux, de scolarité « high school » complétée, de personnes âgées de plus de 64 ans, de travailleurs, de personnes vivant sous le seuil de pauvreté et revenu médian des ménages). (1 point)	Identification : National Center for Health Statistics du CDC, Texas Department of Health et U.S. Census Bureau (estimations de la population annuelle des comtés selon l'âge, le sexe et l'ethnie à partir des données des recensements) Participation : non applicable. Tous les résidents (12 455-données du recensement de 1990) sont considérés comme population à l'étude (1 point)	Décès par cancer de 1950-2001 (tous, poumon, os, foie, rein, estomac, colon, leucémie, etc.) La CIM-9 a été utilisée pour définir les causes de décès Période de latence insuffisante pour les décès observés avant 1969, mais suffisante pour les autres décès. (2 points, sauf 1,5 point pour les cas de 1965-1979 et 1950-2001, et 1 point pour les cas de 1950-1964)	National Center for Health Statistics à partir du National Cancer Institute (pour les décès annuels par causes spécifiques de 1950-1995) et du « Texas Department of Health » (pour les données de mortalité par cancer de 1996-2001). (1 point)

Tableau 4 Description méthodologique des études, 1^{re} partie : validité externe, population et effets sur la santé (suite)

Numéro et référence de l'étude	Devis et effectif	Validité externe 3 points	Population		Effet(s) sur la santé	
			Sélection 1 point	Identification et participation 2 points	Définition et période de latence 2 points	Source d'information 1 point
6 : (Djibo <i>et al.</i> , 2010)	Étude transversale 1 124 examens anatomopathologiques	Niger Prélèvements de tissus tumoraux : 1991-2005 Activités minières : depuis 1968 (2 points)	Population ayant consulté les médecins des deux hôpitaux desservant une région minière. Exclusion des cas de médecine du travail. (0,5 point)	Tous les résultats d'examens anatomopathologiques demandés par les médecins des deux hôpitaux. Participation : non applicable (1 point)	Tumeurs malignes solides Période de latence suffisante (1 point)	Selon les résultats d'examens anatomopathologiques réalisés au service d'anatomopathologie de la faculté des sciences de la santé de Niamey (n = 1 066) ou d'un laboratoire privé de Paris (n = 58) (0,5 point)

Tableau 4 Description méthodologique des études, 1^{re} partie : validité externe, population et effets sur la santé (suite)

Numéro et référence de l'étude	Devis et effectif	Validité externe 3 points	Population		Effet(s) sur la santé	
			Sélection 1 point	Identification et participation 2 points	Définition et période de latence 2 points	Source d'information 1 point
7 : (Lopez-Abente <i>et al.</i> , 2001)	Étude écologique 308 576 sujets pour la population exposée	Espagne Activités minières ayant débuté en 1959 et 1961 pour Andujar (A) et El Cabril (EC); et en 1977 et 1978 pour La Haba (LH) et Ciudad Rodrigo (CR). Décès : 1975-1993 pour A et EC; 1987-1993 LH; 1989-1993 CR (2,5 points, sauf 3 points pour LH et CR)	Sélection sur une base géographique. Groupe exposé : population des 99 localités situées dans un rayon de 30 km des 4 installations (1 installation de déchets nucléaires sur le site d'une mine abandonnée (EC) et 3 concentrateurs situés chacun à proximité de la mine d'uranium). Groupe de comparaison : population de 97 localités situées dans un rayon de 50 à 100 km de ces installations, appariée pour le nombre d'habitants et les caractéristiques sociodémographiques telles que le niveau de revenu, la proportion de chômeurs, le pourcentage d'analphabétisme, la proportion de la population active œuvrant en agriculture et la province. Les localités de référence ont été sélectionnées de façon aléatoire parmi celles qui remplissaient les conditions d'appariement (1 point)	Identification : La population des villes participantes, par sexe, âge et année a été estimée à partir des recensements de 1981, de 1991 et des données municipales de 1986. Participation : Non applicable. Tous les résidents habitant une région située dans un rayon de 30 km des installations ont été considérés comme exposés. Recensement de 1991 pour les données sociodémographiques et Spanish Market Yearbook pour l'information sur le niveau de revenu utilisé pour l'appariement des villes. (1 point)	Décès par cancer de l'estomac, colorectal, du poumon, des os, du tissu conjonctif, du sein, du cerveau, de la thyroïde, de la vessie, du rein, des ovaires et toutes les tumeurs malignes (CIM-9) Période de latence suffisante. (2 points)	Certificats de décès Fichiers informatiques du National Statistics Institute (pour les données sur les décès spécifiques de l'étude telles que la cause de décès, le sexe, le groupe d'âge, l'année de décès et la ville de résidence) (1 point)

Tableau 4 Description méthodologique des études, 1^{re} partie : validité externe, population et effets sur la santé (suite)

Numéro et référence de l'étude	Devis et effectif	Validité externe 3 points	Population		Effet(s) sur la santé	
			Sélection 1 point	Identification et participation 2 points	Définition et période de latence 2 points	Source d'information 1 point
8 : (Lopez-Abente <i>et al.</i> , 1999)	Étude écologique 341 203 sujets pour les exposés 420 896 pour les non-exposés	Espagne, Activités minières ayant débuté en 1959 et 1961 pour Andujar (A) et El Cabril (EC); en 1977 et 1978 pour La Haba (LH) et Ciudad Rodrigo (CR) et en 1985 pour Juzbado (J) Décès de 1975 à 1993 avec une période de latence d'un an pour les leucémies et de 10 ans pour les autres tumeurs (2,5 points, sauf 3 points pour LH, CR et les leucémies)	Sélection sur une base géographique Groupe exposé : habitants de 173 villes situées dans un rayon de 30 km des 5 installations (1 installation de déchets nucléaires sur le site d'une mine abandonnée (EC) et 4 concentrateurs situés chacun à proximité de la mine d'uranium). Groupe de comparaison : habitants de 174 villes situées dans un rayon de 50 à 100 km de ces installations, appariés pour le niveau de revenu, le nombre d'habitants, la proportion de la population active travaillant en agriculture, la proportion de chômeurs, le pourcentage d'analphabétisme et la province Les villes ont été sélectionnées de façon aléatoire parmi toutes celles qui remplissaient les conditions d'appariement. Exclusion : population des villes situées entre 30 et 50 km des installations (1 point)	Identification : La population des villes participantes, par sexe, âge et année a été estimée à partir des recensements de 1981, de 1991 et des données municipales de 1986. Participation : non applicable. Tous les résidents habitant dans un rayon de 30 km des installations ont été considérés comme exposés Recensement 1991 pour les données sociodémographiques, <i>Spanish Market Yearbook</i> pour l'information sur le niveau de revenu (1 point)	Décès par leucémie (CIM-8 et CIM-9), myélome multiple, lymphomes non hodgkiniens et maladie de Hodgkin (CIM-9) Période de latence suffisante. (2 points)	Certificats de décès Fichiers informatiques du National Statistics Institute (pour les données spécifiques de l'étude telles que la cause de décès, le sexe, le groupe d'âge, l'année de décès et la ville de résidence) (1 point)

Tableau 4 Description méthodologique des études, 1^{re} partie : validité externe, population et effets sur la santé (suite)

Numéro et référence de l'étude	Devis et effectif	Validité externe 3 points	Population		Effet(s) sur la santé	
			Sélection 1 point	Identification et participation 2 points	Définition et période de latence 2 points	Source d'information 1 point
9 : (McLaughlin et al., 1993)	Étude écologique 1 894 sujets pour l'analyse de mortalité et 1 814 sujets pour l'analyse d'incidence	Canada Décès : 1954-1987 Incidence : 1964-1986 Activités minières : depuis 1954 (2,5 points pour les décès et 3 points pour les cas incidents)	Enfants âgés de 0 à 14 ans résidant en Ontario au moment du diagnostic de leucémie ou de leur décès par leucémie, et pour lesquels un acte de naissance de l'Ontario a pu être retrouvé. Exclusion : enfant né à l'extérieur de l'Ontario, enfants adoptés et de parents biologiques inconnus, enfants dont la mère réside à l'extérieur de l'Ontario, leucémie non confirmée (1 point)	Identification : Registre de Cancer de l'Ontario Enregistrements de naissances et de décès pour déterminer le nombre d'enfants atteints de leucémie, résidant dans la région étudiée à la naissance ou au moment du décès. Données du recensement et statistiques sur les naissances pour estimer la population des enfants de 0-14 ans dans la région afin de calculer les cas attendus. Participation : non applicable (1 point)	Leucémie (CIM-9 codes 204-208) Décès par leucémie (1954-1987) et cas incidents de leucémie (1964-1986) Période de latence suffisante (2 points)	Registre de cancer de l'Ontario et confirmation du diagnostic par la révision des dossiers hospitaliers et d'autres registres. (1 point)

Tableau 4 Description méthodologique des études, 1^{re} partie : validité externe, population et effets sur la santé (suite)

Numéro et référence de l'étude	Devis et effectif	Validité externe 3 points	Population		Effet(s) sur la santé	
			Sélection 1 point	Identification et participation 2 points	Définition et période de latence 2 points	Source d'information 1 point
10 : (Shields <i>et al.</i> , 1992)	Étude cas-témoins 266 cas et 266 témoins	États-Unis (région du Shiprock du Plateau Colorado, Nouveau-Mexique, réserve indienne navajo). Issues défavorables de grossesse : 1964-1981 Activités minières : fin des années 1940 jusqu'en 1975 (1,5 point)	Exclusion : grossesses multiples, avortements spontanés, enfants de faible poids à la naissance sans autre problème. Cas : anomalies congénitales, mortinaissances, troubles du développement, enfants décédés de causes non traumatiques. Témoins : naissance simple normale, chronologiquement la plus proche, appariée pour le sexe, l'âge de la mère (± 5 ans) et la gravidité (± 2 grossesses si non primigravide). Paires (cas- témoins) retenues dans l'étude seulement s'il a été possible de retrouver leurs familles et de réaliser l'entrevue. (1 point)	Identification : À partir de 13 329 naissances survenues entre 1964 et 1981 au Shiprock Indian Health Service Hospital chez les Navajos. Dossiers prénataux et de naissance pour identifier : lieu de naissance de la mère, son lieu de résidence au moment de l'accouchement, gravidité, parité, complications de grossesse, information sur l'abus d'alcool et le tabagisme. Participation : inconnue (0 point)	Issues de grossesses défavorables subdivisées en trois groupes : 1) Anomalies chromosomiques, mutations génétiques uniques, certaines anomalies morphologiques; 2) Dysplasie de la hanche, paralysie cérébrale, retard mental et du développement, mortinaissance sans anomalie, décès infantile (par : infection, cancer, autre) 3) Décès associés à la prématurité et aux conditions périnatales, complications obstétricales, effets tératogènes et autres issues de cause connue Période de latence suffisante. (2 points)	Dossier médical du nouveau-né pour le statut vital, l'âge gestationnel, l'état de santé, les anomalies congénitales, les traitements et rapports de consultation. (1 point)

Tableau 5 Description méthodologique des études, 2^e partie : exposition aux mines d'uranium, contrôle des facteurs de confusion et financement

Numéro et référence de l'étude	Exposition			Contrôle de la confusion	Source de financement 1 point
	Définition 2 points	Groupe non exposé 1 point	Mesure 3 points	Facteurs personnels et professionnels pris en compte (4 points)	
1 : (Au <i>et al.</i> , 1995)	<p>Sites d'exploitation minière actifs, inactifs ou fermés depuis moins de 3 ans dans le comté de Karnes au Texas où les activités minières ont débuté en 1959.</p> <p>Exposition définie comme une résidence, pendant au moins 10 ans, à au plus 1,6 km des sites d'exploitation minière et dans le quadrant nord-ouest (direction des vents dominants) ou à au plus 0,8 km dans les 3 autres quadrants.</p> <p>(2 points)</p>	<p>Résidants du sud de la ville de Kennedy (située à environ 16 km au sud de la région minière) n'ayant jamais résidé dans la zone exposée.</p> <p>(0 point)</p>	<p>Marquage cartographique des ménages situés à l'intérieur de 2,4 km de chaque site minier.</p> <p>Entrevues auprès des exposés et des non-exposés pour colliger l'information personnelle (dont la durée de résidence), professionnelle et liée au mode de vie.</p> <p>(3 points)</p>	<p>Âge et sexe (par appariement)</p> <p>Exclusion des fumeurs, des grands buveurs et des sujets exposés à : radiographie (scanneurs) des tissus mous, chimiothérapie, radiothérapie</p> <p>Niveaux de radon résidentiel très faibles et similaires parmi les deux groupes.</p> <p>Exclusion des sujets ayant travaillé dans l'industrie uranifère.</p> <p>(3 points)</p>	<p>Texas Legislature et Texas Department of Health</p> <p>(1 point)</p>
2 : (Boice <i>et al.</i> , 2010)	<p>Activités minières d'uranium (plusieurs mines près de Grants) depuis le début des années 1950 jusqu'en 1990, et un concasseur d'uranium (en exploitation de 1958 à 1990) à Grants au Nouveau-Mexique</p> <ul style="list-style-type: none"> - Comté de Cibola/Valencia (territoire d'environ 16 800 km²) - 3 aires de recensement près de Grants (territoire d'environ 100 km²) <p>(0 point, sauf 2 points pour les 3 aires de recensement)</p>	<p>Population du Nouveau-Mexique</p> <p>(1 point)</p>	<p>Exposition définie par l'appartenance à une région géographique lors de la survenue du cas ou du décès. On ne peut exclure que les sujets aient habité d'autres régions durant la période de latence.</p> <p>(0 point, sauf 1 point pour les leucémies)</p>	<p>Âge (par groupe d'âge quinquennal), sexe, ethnie (blanche, non blanche) et année pris en compte pour le calcul des SMR et des SIR</p> <p>Absence de confusion par le travail minier pour les analyses ne s'appliquant qu'aux femmes.</p> <p>(1 point, sauf 2 points pour les analyses ne s'appliquant qu'aux femmes)</p>	<p>Homestake Mining Company of California</p> <p>(0 point)</p>

Tableau 5 Description méthodologique des études, 2^e partie : exposition aux mines d'uranium, contrôle des facteurs de confusion et financement (suite)

Numéro et référence de l'étude	Exposition			Contrôle de la confusion	Source de financement 1 point
	Définition 2 points	Groupe non exposé 1 point	Mesure 3 points	Facteurs personnels et professionnels pris en compte (4 points)	
3 : (Boice <i>et al.</i> , 2007a)	<p>Activité uranifère (mine et concasseur) entre 1912 et début 1920, puis reprise vers le milieu des années 30, diminution substantielle des activités vers 1980 et fermeture de la ville en 1984.</p> <p>Résidence dans la ville minière d'Ureva. Sous-groupes d'exposition définis selon l'expérience de travail, la durée de résidence, le type de travail et l'année d'arrivée à Ureva. (2 points)</p>	Population américaine (1 point)	<p>Dossiers personnels et d'emploi recueillis dans une étude précédente (Austin, 1986) (pour l'information démographique et l'histoire professionnelle)</p> <p>Pour les employés de l'UCC qui n'ont pas été mineurs, l'exposition au minerai est basée sur le titre d'emploi et sur des entrevues auprès d'anciens employés afin d'aider à résoudre des incertitudes sur l'exposition pour certains titres d'emploi.</p> <p>Histoire professionnelle validée pour un échantillon de 76 dossiers soumis au National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH). (2 points)</p>	<p>Sexe, âge et année du décès, ethnie (98,2 % des résidants étaient de race blanche, mais tous ont été considérés comme blancs aux fins de l'analyse)</p> <p>Certaines analyses selon l'expérience de travail minier et le type de travail. (1 point, sauf 2 points pour les analyses selon l'exposition au travail minier ou pour les analyses ne s'appliquant qu'aux femmes)</p>	Union Carbide Corporation et UMETCO Minerals Corporation (0 point)
4 : (Boice <i>et al.</i> , 2007b)	<p>Activités minières et de concassage commencées au début des années 1900 jusqu'au milieu des années 1980 (fin vers 1985)</p> <p>223 mines (en moyenne une mine par 26 km² et 2 concasseurs de minerai dans le comté de Montrose (2 points)</p>	Population américaine Population du Colorado Résidants de 5 autres comtés du Colorado (la densité moyenne de mines dans les 5 comtés de comparaison est 600 fois plus petite qu'à Montrose) (1 point)	<p>Exposition définie par l'appartenance à une région géographique lors de la survenue du décès. On ne peut exclure que les sujets aient habité d'autres régions durant la période de latence. (0 point, sauf 1 point pour les leucémies)</p>	<p>Âge, sexe, ethnie et année pris en compte pour le calcul des SMR. Niveau socioéconomique similaire pour la comparaison avec les 5 comtés ayant des similitudes avec Montrose.</p> <p>Absence de confusion par le travail minier pour les analyses ne s'appliquant qu'aux femmes. (1 point, et 1 point de plus pour les analyses tenant compte du niveau socioéconomique et 1 point de plus pour les analyses ne s'appliquant qu'aux femmes)</p>	Union Carbide Corporation et UMETCO Minerals Corporation (0 point)

Tableau 5 Description méthodologique des études, 2^e partie : exposition aux mines d'uranium, contrôle des facteurs de confusion et financement (suite)

Numéro et référence de l'étude	Exposition			Contrôle de la confusion	Source de financement 1 point
	Définition 2 points	Groupe non exposé 1 point	Mesure 3 points	Facteurs personnels et professionnels pris en compte (4 points)	
5 : (Boice <i>et al.</i> , 2003)	<p>Activités minières débutées en 1959 et activités de concassage débutées en 1961. Fin des activités uranifères dans les années 1990.</p> <p>40 mines et 3 concasseurs de minerai dans le comté de Karnes qui occupe environ 1 036 km².</p> <p>(2 points)</p>	<p>Résidants de 4 autres comtés non exposés du Texas, de niveau socioéconomique similaire à celui du comté de Karnes.</p> <p>(1 point)</p>	<p>Exposition définie par l'appartenance à une région géographique lors de la survenue du décès. On ne peut pas exclure que les sujets aient habité d'autres régions durant la période de latence.</p> <p>(0 point, sauf 1 point pour les leucémies)</p>	<p>Âge, sexe et année pris en compte pour le calcul des SMR. Ethnie, population blanche à 97 % dans le comté de Karnes. Niveau socioéconomique similaire à celui des 4 comtés non exposés.</p> <p>(2 points, et 1 point de plus pour les analyses s'appliquant aux cancers féminins)</p>	<p>Texas Uranium Mining Industry</p> <p>(0 point)</p>
6 : (Djibo <i>et al.</i> , 2010)	<p>Exploitation d'une mine d'uranium à ciel ouvert depuis 1968 à Arlit et d'une mine souterraine depuis 1974 à Akokan. Les deux villes minières sont distantes de 5 km et situées dans une zone désertique.</p> <p>(2 points)</p>	<p>Pas de groupe de comparaison</p> <p>(0 point)</p>	<p>Sujets présumés exposés, car ayant consulté le seul service de chirurgie desservant une région minière désertique.</p> <p>(1 point)</p>	<p>Exclusion des cas relevant de la médecine du travail (travailleurs miniers).</p> <p>(1 point)</p>	<p>Groupe d'intervention en santé publique et épidémiologie^a</p> <p>(1 point)</p>

^a Rey J-L. (4-30-2012). Communication personnelle.

Tableau 5 Description méthodologique des études, 2^e partie : exposition aux mines d'uranium, contrôle des facteurs de confusion et financement (suite)

Numéro et référence de l'étude	Exposition			Contrôle de la confusion	Source de financement 1 point
	Définition 2 points	Groupe non exposé 1 point	Mesure 3 points	Facteurs personnels et professionnels pris en compte (4 points)	
7 : (Lopez-Abente <i>et al.</i> , 2001)	<p>Activités minières dans 4 installations de combustible nucléaire : 3 installations de transformation d'uranium concentré situées dans les zones minières où le minerai est extrait : Andujar, La Haba, Ciudad Rodrigo, et 1 installation de stockage de déchets nucléaires construite sur un site de mine d'uranium abandonnée : El Cabril.</p> <p>Exposition définie comme une résidence à moins de 30 km des installations. Sous-analyses pour des distances moindres (ex. : 0-15 km)</p> <p>(1 point, sauf 1,5 point si 13,4 à 18,9 km et 2 points si < 15 km)</p>	<p>Population de l'Espagne</p> <p>Résidents de 97 localités situées dans un rayon de 50 à 100 km des installations</p> <p>(1 point)</p>	<p>Exposition définie par l'appartenance à une région géographique lors de la survenue du décès. On ne peut pas exclure que les sujets aient habité d'autres régions durant la période de latence.</p> <p>(0 point)</p>	<p>Âge, sexe, année de décès (par période quinquennale)</p> <p>Pour certaines analyses, niveau socioéconomique (le nombre d'habitants, niveau de revenu, proportion de chômeurs, pourcentage d'analphabétisme, proportion de la population active œuvrant en agriculture et province)</p> <p>Absence de confusion par le travail minier pour les analyses ne s'appliquant qu'aux femmes.</p> <p>(1 point, sauf 2 points pour les analyses tenant compte du niveau socioéconomique et 1 point de plus pour les analyses ne s'appliquant qu'aux femmes)</p>	<p>Fond espagnol de recherche en santé et Institut de santé Carlos III</p> <p>(1 point)</p>

Tableau 5 Description méthodologique des études, 2^e partie : exposition aux mines d'uranium, contrôle des facteurs de confusion et financement (suite)

Numéro et référence de l'étude	Exposition			Contrôle de la confusion	Source de financement 1 point
	Définition 2 points	Groupe non exposé 1 point	Mesure 3 points	Facteurs personnels et professionnels pris en compte (4 points)	
8 : (Lopez-Abente <i>et al.</i> , 1999)	<p>Activités minières dans 5 installations de combustible nucléaire : 4 installations de transformation d'uranium concentré situées dans les régions minières où le minerai est extrait - Andujar, La Haba, Ciudad Rodrigo, Juzbado et une installation de stockage de déchets construite sur un site de mine d'uranium abandonnée – El Cabril</p> <p>Exposition définie comme une résidence à moins de 30 km des installations. Sous-analyses pour des distances moindres (ex. : 0-15 km)</p> <p>(1 point, sauf 1,5 point si 13,4 à 18,9 km et 2 points si < 15 km)</p>	<p>Population de l'Espagne</p> <p>Résidants de 174 localités situées dans un rayon de 50 à 100 km des installations</p> <p>(1 point)</p>	<p>Exposition définie par l'appartenance à une région géographique lors de la survenue du décès. On ne peut pas exclure que les sujets aient habité d'autres régions durant la période de latence.</p> <p>(0 point, sauf 1 point pour les leucémies)</p>	<p>Âge, sexe, année de décès (par période quinquennale) et les variables d'appariement (le nombre d'habitants, niveau de revenu, proportion de chômeurs, pourcentage d'analphabétisme, proportion de population active œuvrant en agriculture et province)</p> <p>(2 points)</p>	<p>Fonds espagnol de recherche en santé (en partie)</p> <p>(1 point)</p>

Tableau 5 Description méthodologique des études, 2^e partie : exposition aux mines d'uranium, contrôle des facteurs de confusion et financement (suite)

Numéro et référence de l'étude	Exposition			Contrôle de la confusion	Source de financement 1 point
	Définition 2 points	Groupe non exposé 1 point	Mesure 3 points	Facteurs personnels et professionnels pris en compte (4 points)	
9 : (McLaughlin <i>et al.</i> , 1993)	Mine et concasseur d'uranium en exploitation depuis 1954 à Elliot Lake Exposition définie comme une résidence à moins de 25 km de la mine ou du concasseur d'uranium ou dans le comté (très grand comté dans la région d'Elliot Lake) (0 point, sauf 1 point si < 25 km)	Population de la province de l'Ontario (1 point)	Exposition définie par l'appartenance à une région géographique lors de la naissance (pour les cas incidents et les décès) ou du décès. On ne peut pas exclure que les sujets aient habité d'autres régions durant la période de latence. Sous-groupes d'exposition définis selon la résidence de naissance ou de décès. (1 point)	Âge, année de décès ou année de naissance (par période quinquennale) (1 point)	Commission de contrôle de l'énergie atomique du Canada (1 point)
10 : (Shields <i>et al.</i> , 1992)	Activités minières uranifères depuis la fin des années 1940 jusqu'en 1975, dans la région du Plateau Colorado comprenant une partie des réserves indiennes navajos autour du Shiprock (Nouveau-Mexique). Exposition : résidence à moins de 0,805 km d'une mine, de déchets miniers ou de concassage durant la période précédant la naissance Sous-groupes d'exposition définis selon la résidence du père et de la mère (2 points)	Père ne travaillant pas dans la mine, père ou mère résidant à plus de 0,805 km d'une mine, d'une décharge de mine ou de déchets de concassage. (0 point)	Entrevues auprès des parents ou des grands-parents des enfants inclus dans l'étude (sur leur exposition occupationnelle ou résidentielle aux radiations), dossiers du NIOSH (pour expositions aux radiations des mineurs) (1 point)	Période de naissance (3 périodes de 6 ans), sexe, âge de la mère, gravidité; ethnie et niveau socioéconomique (tous des Navajos des réserves indiennes); tabagisme et abus d'alcool observés exclusivement chez les cas, mais non associés aux variables d'exposition. Certaines analyses selon l'expérience de travail minier du père. (3 points, sauf 4 points pour les analyses selon l'exposition au travail minier)	The March of Dimes Birth Defects Foundation et The Minority Biomedical Research Support (National Institutes of Health) (1 point)

2.2.5 Méta-analyse

La méta-analyse constitue l'étape de la synthèse quantitative des résultats à l'intérieur d'une synthèse systématique. Dans le cadre de ce rapport, la réalisation d'une méta-analyse a été réservée aux effets sur la santé pour lesquels au moins quatre études présentaient un résultat en plus de répondre aux critères de choix expliqués plus loin (vers la fin de la section 2.3.1).

Une méta-analyse comporte plusieurs étapes, soit : l'estimation d'une mesure d'association synthèse (MAS), l'évaluation de l'hétérogénéité, des analyses de sensibilité et parfois des analyses par sous-groupe.

2.2.5.1 Estimation de la mesure d'association synthèse

Lorsque plusieurs résultats sont disponibles pour un effet sur la santé et que ces résultats sont présentés (ou calculables) sous la forme d'une mesure d'association avec son intervalle de confiance (IC); il est possible de calculer une MAS à partir de ces résultats. Ici, la MAS est obtenue à partir des rapports standardisés de mortalité (SMR) ou des rapports de SMR (RSMR). Le SMR correspond au nombre de décès observés dans la population à l'étude divisé par le nombre de décès attendus. Le RSMR est calculé comme le rapport du SMR obtenu pour la population à l'étude sur le SMR obtenu pour une population témoin comparable. Une MAS avec son IC 95 % est obtenue en effectuant une somme pondérée des MA (SMR ou RSMR).

Les calculs s'effectuent d'abord suivant le modèle à effets fixes où les MA sont pondérées selon l'inverse de leur variance (poids = $1/\text{var}(\ln MA)$), estimée à l'aide de l'IC. Ensuite, pour tenir compte de l'hétérogénéité, le modèle à effets aléatoires est utilisé suivant la méthode proposée par DerSimonian et Laird (DerSimonian *et al.*, 1986). La MAS calculée avec le modèle à effets aléatoires est un résultat statistiquement plus conservateur; par conséquent, son IC sera plus large. La méthode de calcul est expliquée à l'annexe 4.

2.2.5.2 Évaluation de l'hétérogénéité

On entend par hétérogénéité, une variation entre les résultats d'études qui est plus grande que la variation attendue (simplement due au hasard) (Higgins *et al.*, 2002). Plusieurs approches existent pour évaluer l'hétérogénéité, parmi lesquelles trois sont utilisées ici. Il s'agit de la comparaison des mesures d'association synthèses obtenues par le modèle à effets fixes et par le modèle à effets aléatoires, du test du χ^2 d'hétérogénéité et du test du I^2 .

Plus l'hétérogénéité est faible, plus le résultat obtenu à l'aide du modèle à effets aléatoires se rapproche de celui obtenu avec le modèle à effets fixes. En l'absence d'hétérogénéité, c'est-à-dire lorsque le χ^2 (hétéro.) est inférieur ou égal aux degrés de liberté ((d.d.l.) = nombre d'études moins 1), la MAS obtenue avec le modèle à effets aléatoires sera identique à celle obtenue avec le modèle à effets fixes. Par contre, une différence importante entre les deux mesures d'association synthèses indique la présence d'hétérogénéité marquée.

L'hétérogénéité est souvent évaluée à partir du X^2 (hétéro.) et du nombre de d.d.l. dont on peut tirer une valeur-p d'hétérogénéité. Le seuil de 10 % (valeur-p < 0,10) est généralement reconnu comme indiquant la présence d'hétérogénéité. Cependant, ce test a peu de puissance pour détecter l'hétérogénéité lorsqu'il y a peu d'études, et détecte trop facilement une hétérogénéité cliniquement non importante lorsqu'il y a beaucoup d'études (Hardy *et al.*, 1998).

Un autre test statistique, le I^2 , est indépendant du nombre d'études. Il exprime la proportion de la variabilité totale attribuable à l'hétérogénéité (Higgins *et al.*, 2002; Higgins *et al.*, 2011). Il n'y a pas de règle universelle permettant de qualifier l'hétérogénéité de légère, de modérée ou de sévère, mais il est suggéré qu'une hétérogénéité légère corresponde à un $I^2 < 30-40$ % et qu'une hétérogénéité notable corresponde à un $I^2 > 50$ % (Higgins *et al.*, 2002; Higgins *et al.*, 2011). Les méthodes de calcul du X^2 d'hétérogénéité et du I^2 sont expliquées à l'annexe 4.

En présence d'hétérogénéité, il faut tenter d'en expliquer l'origine. Des analyses de sensibilité ou par sous-groupes peuvent aider à comprendre l'origine de l'hétérogénéité.

2.2.5.3 *Analyses de sensibilité*

Les analyses de sensibilité sont utiles pour vérifier la robustesse ou stabilité de la MAS selon différents scénarios. Chaque scénario implique un critère d'inclusion plus sévère qui permet de constituer un sous-ensemble d'études dont la qualité méthodologique d'un volet est élevée.

Les analyses de sensibilité sont effectuées en calculant une MAS pour chaque sous-ensemble d'études dont la qualité méthodologique d'un volet est bonne ou le score global de validité est élevé ($\geq 15/20$). Les conditions d'appréciation de la qualité méthodologique sont décrites aux sections 2.2.3 et 2.2.4. Ces analyses de sensibilité permettent de vérifier si les MAS diffèrent selon les caractéristiques méthodologiques et le score global de validité.

2.2.5.4 *Analyses par sous-groupes*

En présence d'une MAS statistiquement significative ou dont l'ampleur est d'au moins 1,2, des analyses par sous-groupes sont réalisées. Elles indiquent si la mesure d'association diffère selon les strates de variables telles que le genre, la période d'exploitation minière, etc. Les analyses par sous-groupes sont utiles pour tenter d'expliquer si l'association provient de certaines caractéristiques des populations ou de l'exposition. Par exemple, si une association n'est présente que pour la population masculine, il est possible que l'exposition des hommes au travail minier explique cette association.

2.2.5.5 *Recherche du biais de publication*

Un biais de publication peut se produire parce que les études ayant obtenu des résultats statistiquement significatifs ont plus de chance d'être publiées que les études dont les résultats sont négatifs ou n'atteignent pas le seuil de signification statistique (Egger, 2001; Sutton, 2000). Si plusieurs études ayant obtenu des résultats négatifs ou non statistiquement significatifs, non publiées, ne sont pas recensées, un biais de publication peut sérieusement

influer sur les résultats de la synthèse systématique, d'où l'importance de chercher à inclure toutes les études pertinentes.

Puisque les études réalisées à partir de larges effectifs ont plus de chance d'obtenir des résultats statistiquement significatifs en présence d'un effet, il existe une méthode qui permet d'évaluer la plausibilité d'un biais de publication. Cette méthode fait appel à un graphique « en entonnoir » (en anglais *funnel plot*) dans lequel la mesure d'association est sur l'axe des X sur une échelle logarithmique, et l'ordonnée (axe des Y) correspond à l'inverse de la variance de la mesure d'association. Donc, les points représentant les résultats des études de plus faible effectif seront situés vers le bas. Cependant, cette méthode est peu fiable s'il y a moins de 10 études (Lau *et al.*, 2006).

En présence d'un biais de publication, des études n'ayant pas obtenu un résultat statistiquement significatif, en général plus petites, seront absentes, il y aura donc moins de points du côté gauche. C'est pourquoi une répartition asymétrique à droite suggère un biais de publication (Egger, 2001; Sutton, 2000; The Cochrane Collaboration, 2008). En l'absence de biais de publication, on peut s'attendre à dénombrer environ autant de petites études de part et d'autre de la MAS (fortement influencée par les grandes études). Dans ce cas, les points au bas du graphique sont répartis de manière symétrique, et le biais de publication est jugé improbable.

2.2.5.6 Présentation des résultats de la méta-analyse

Les résultats des méta-analyses sont présentés sous forme de graphiques de type « forest », réalisés à l'aide du logiciel *StatsDirect*. Chaque résultat d'étude participant à la méta-analyse y est représenté par un rectangle noir dont la surface est proportionnelle à son poids dans le calcul de la MAS et s'accompagne d'un trait qui correspond à son l'IC 95 %. L'échelle utilisée est logarithmique. Les losanges clairs, au bas des figures, représentent les MAS accompagnées de leur IC 95 %.

Les résultats des tests d'hétérogénéité : valeur-p et X^2 d'hétérogénéité ainsi que le test « I^2 » sont présentés sous chaque figure.

2.2.6 Force de l'évidence

Pour chaque effet sur la santé évalué, un niveau de force de l'évidence correspondant au degré de confiance que l'on peut avoir en la véracité de l'association est établi. La méthode d'évaluation de la force de l'évidence a été développée par le Groupe scientifique maternité et travail de l'Institut national de santé publique.

Cette classification repose sur l'**ampleur de l'effet** et sur la qualité des **quatre éléments** suivants : plausibilité biologique, précision statistique, validité et cohérence, ainsi que sur la possibilité d'un biais de publication. La qualité de chaque élément sera jugée bonne, moyenne ou faible selon les critères spécifiques décrits à la section 2.2.6.2.

Qu'il y ait augmentation du risque ou absence d'augmentation du risque, un degré de confiance (suspicion, évidence suffisante, évidence forte) sera établi à moins que les données ne permettent pas de conclure.

2.2.6.1 Ampleur de l'effet

L'ampleur de l'effet sera déterminée par la valeur de la MAS résultant de la méta-analyse et est qualifiée comme suit :

- **≥ 2,00** : l'ampleur de l'effet est considérée comme élevée.
- **Entre 1,15 et 1,99** : l'ampleur de l'effet est considérée comme modérée.
- **Entre 1,05 et 1,14** : l'ampleur de l'effet est considérée comme faible.
- **< 1,05** : l'ampleur de l'effet est considérée comme négligeable ou nulle.

2.2.6.2 Critères d'évaluation des quatre éléments

➤ Plausibilité biologique

- Bonne si les connaissances de physiologie humaine ou les études animales permettent d'expliquer comment l'exposition pourrait entraîner l'effet sur la santé.
- Moyenne (plausible jusqu'à preuve du contraire) si les connaissances de physiologie humaine ou les études animales laissent supposer que l'exposition pourrait entraîner l'effet sur la santé, sans que l'on connaisse, cependant, les mécanismes physiologiques sous-jacents.
- Faible (non plausible jusqu'à preuve du contraire) si les connaissances de physiologie humaine ou les études animales indiquent que l'exposition ne pourrait pas entraîner l'effet sur la santé.

➤ Précision statistique

Si l'ampleur de l'effet est ≥ 1,05, la précision statistique sera jugée :

- Bonne si l'IC 95 % de la MAS est statistiquement significatif (SS) (début après la valeur 1,00).
- Moyenne si l'IC 95 % de la MAS débute entre 0,90 et 1,00.
- Faible si l'IC 95 % de la MAS débute avant 0,90.

Si l'ampleur de l'effet est < 1,05, la précision statistique sera jugée :

- Bonne si la variance de $\ln(\text{MAS}) < 0,013$, ce qui correspond aux IC 95 % suivants : 1,00 (0,80-1,25) ou 1,25 (1,01-1,55)¹³.
- Moyenne si la variance de $\ln(\text{MAS}) < 0,043$, ce qui correspond aux IC 95 % suivants : 1,00 (0,67-1,50) ou 1,50 (1,01-2,25).
- Faible si la variance de $\ln(\text{MAS}) \geq 0,043$.

La précision statistique est l'un des quatre éléments, chacun d'égale importance, utilisés pour évaluer la force de l'évidence. Une interprétation erronée et fréquente du résultat d'un test de signification statistique est de déclarer qu'il existe une relation causale si le test est

¹³ Cet intervalle de confiance à 95 % est obtenu par le calcul suivant pour la limite inférieure : $e^{(\ln \text{MAS} - (Z\alpha/2 \times \sqrt{\text{Var}}))}$, soit : $e^{(0,223 - (1,96 \times \sqrt{0,012}))} = 1,01$ et par le calcul suivant pour la limite supérieure : $e^{(\ln \text{MAS} + (Z\alpha/2 \times \sqrt{\text{Var}}))}$, soit : $e^{(0,223 + (1,96 \times \sqrt{0,012}))} = 1,55$.

statistiquement significatif. D'ailleurs, bien que cela soit généralement admis, le choix du seuil de signification à 0,05 demeure une convention arbitraire (Rothman *et al.*, 2008).

➤ **Validité**

Les analyses de sensibilité sont utiles dans l'évaluation de la validité. Pour chacun des volets ci-dessous, une analyse de sensibilité est effectuée en calculant une MAS sur un sous-ensemble d'études dont la qualité est bonne pour le volet en question :

- Validité externe, score > 2/3;
- Population, score > 2/3;
- Exposition aux mines d'uranium, score > 4/6;
- Effet sur la santé, score > 2/3;
- Contrôle des facteurs de confusion, score > 2,5/4;
- Financement, score = 1/1.

Les six MAS résultant des analyses de sensibilité seront comparées avec l'ampleur de l'effet pour en vérifier la stabilité. Lorsque l'ampleur de l'effet est $\geq 1,05$, la MAS d'une analyse de sensibilité sera considérée comme stable si elle est plus grande ou du même ordre de grandeur ($\pm 10\%$), tout en demeurant d'au moins 1,05. Lorsque l'ampleur de l'effet est $< 1,05$, la MAS d'une analyse de sensibilité sera considérée comme stable si elle aussi $< 1,05$.

La consultation du tableau 6 permet d'établir la validité selon le nombre d'analyses de sensibilité stables et le nombre d'études dont le score de validité est élevé ($\geq 15/20$). Par exemple, la validité sera moyenne si au moins cinq analyses de sensibilité sont stables et qu'une étude obtient un score de validité élevé.

Tableau 6 Validité selon le nombre d'analyses de sensibilité stables et le nombre d'études dont le score de validité est élevé

Nombre d'analyses de sensibilité stables	Nombre d'études dont le score de validité est élevé ($\geq 15/20$)		
	≥ 2	1	0
6	Bonne	Moyenne	Faible
5	Bonne	Moyenne	Faible
4	Moyenne	Faible	Faible
3	Moyenne	Faible	Très faible
2	Faible	Faible	Très faible
1	Faible	Très faible	Très faible
0	Faible	Très faible	Très faible

➤ Cohérence

La cohérence sera évaluée par deux tests d'hétérogénéité (valeur-p du X^2 et I^2) et par l'appréciation de la distorsion¹⁴ entre la MAS produite par le modèle à effets aléatoires et celle obtenue avec le modèle à effets fixes.

La cohérence sera jugée :

- Bonne s'il y a absence de distorsion et $I^2 < 40 \%$.
- Moyenne s'il y a absence de distorsion et [$I^2 = 40-50 \%$] ou [$I^2 > 50 \%$ et $p \geq 0,10$].
- Faible s'il y a présence de distorsion ou [$I^2 > 50 \%$ et $p < 10 \%$].

2.2.6.3 Classification de la force de l'évidence en sept niveaux

La force de l'évidence sera classée dans l'un des sept niveaux suivants :

Niveau I : Évidence forte qu'il y a augmentation du risque.

Niveau II : Évidence suffisante qu'il y a augmentation du risque.

Niveau III : Suspicion d'une augmentation du risque.

Niveau IV : Les données ne permettent pas de conclure.

Niveau V : Suspicion d'absence d'augmentation du risque.

Niveau VI : Évidence suffisante d'absence d'augmentation du risque.

Niveau VII : Évidence forte d'absence d'augmentation du risque.

La classification de la force de l'évidence tiendra compte des quatre éléments : plausibilité biologique, précision statistique, validité et cohérence. Lorsque l'ampleur de l'effet est $< 1,05$ ou en l'absence d'augmentation du risque, la plausibilité biologique est considérée différemment, c'est-à-dire qu'une faible plausibilité biologique ira dans le sens d'une meilleure force de l'évidence. Le tableau 7 résume les conditions nécessaires pour la classification de la force de l'évidence décrite ci-dessous. Ces conditions sont aussi présentées sous la forme d'un arbre décisionnel à la figure 4.

➤ Si l'ampleur de l'effet est $\geq 1,15$, la force de l'évidence sera de :

- Niveau I : Évidence forte qu'il y a augmentation du risque, si :
 - Les 4 éléments sont bons **et** qu'un biais de publication est improbable;
- Niveau II : Évidence suffisante qu'il y a augmentation du risque, si :
 - Les 4 éléments sont bons, **mais** le graphique « en entonnoir » suggère un biais de publication.

➤ Si l'ampleur de l'effet est $\geq 1,05$, la force de l'évidence sera de :

- Niveau II : Évidence suffisante qu'il y a augmentation du risque, si :
 - aucun élément n'est faible ou très faible et au moins deux éléments sont bons (dont la plausibilité biologique **et** soit la validité, soit la précision statistique).

¹⁴ Il y a présence de distorsion si la MAS du modèle à effets fixes est $< 1,05$, alors que la MAS du modèle à effets aléatoires est $\geq 1,05$ ou en présence de la situation inverse.

- Niveau III : Suspicion d'une augmentation du risque, si :
 - aucun élément n'est faible ou très faible **et** au moins deux éléments sont bons, **mais** (la plausibilité biologique est moyenne **ou** (la validité et la précision statistique sont moyennes)) ou;
 - aucun élément n'est faible ou très faible **et** moins de deux éléments sont bons ou;
 - 1 élément est faible (pas la plausibilité biologique) **et** au moins un élément est bon.
 - Niveau IV : Les données ne permettent pas de conclure, si :
 - au moins 2 éléments sont faibles ou;
 - 1 élément est faible **et** aucun n'est bon ou;
 - la plausibilité biologique est faible ou;
 - la validité est très faible ou;
 - une importante distorsion ne permet pas de dire si l'ampleur de l'effet est $< 1,05$ ou $\geq 1,05$.
- **Si l'ampleur de l'effet est $< 1,05$, la force de l'évidence sera de :**
- Niveau VII : Évidence forte d'absence d'augmentation du risque, si :
 - les 3 éléments¹⁵ sont bons **et** qu'un biais de publication est improbable.
 - Niveau VI : Évidence suffisante d'absence d'augmentation du risque, si :
 - les 3 éléments^T sont bons, **mais** le graphique « en entonnoir » suggère un biais de publication en faveur des résultats négatifs ou;
 - moins de 2 éléments^T sont faibles, aucun n'est très faible **et** la plausibilité biologique est faible ou;
 - aucun des éléments^T n'est faible ou très faible **et** au moins deux des éléments^T sont bons.
 - Niveau V : Suspicion d'absence d'augmentation du risque, si :
 - aucun des éléments^T n'est faible ou très faible **et** moins de deux éléments^T sont bons ou;
 - 1 des éléments^T est faible, aucun n'est très faible **et** au moins un des éléments^T est bon.
 - Niveau IV : Les données ne permettent pas de conclure, si :
 - au moins 2 éléments sont faibles ou;
 - 1 élément est faible **et** aucun n'est bon ou;
 - la validité est très faible ou;
 - une importante distorsion ne permet pas de dire si l'ampleur de l'effet est $< 1,05$ ou $\geq 1,05$.

¹⁵ Les trois critères sont la précision statistique, la validité et la cohérence. Si l'ampleur de l'effet est négligeable ou nulle ($< 1,05$), la plausibilité biologique est considérée à part.

Tableau 7 Résumé des conditions nécessaires pour la classification de la force de l'évidence (FÉ) en 7 niveaux

Ampleur de l'effet $\geq 1,05$		Ampleur de l'effet $< 1,05$	
FÉ	Parmi les 4 éléments ^a , évaluer le nombre (#) qui est jugé : bon (B), moyen (M) ou faible (F).	Parmi les 3 éléments ^b , évaluer le nombre (#) qui est jugé : bon (B), moyen (M) ou faible (F). Considérer la plausibilité biologique séparément.	FÉ
I	Ampleur $\geq 1,15 + 4B$ + biais de publication improbable (sinon II)	$3B$ + biais de publication improbable (sinon VI)	VII
II	$0F^c + \geq 2B$ (dont plausibilité biologique et (validité ou précision)) (sinon III)	$< 2F$ + plausibilité biologique faible; $0F^c + \geq 2B$	VI
III	$0F^c + < 2B$; $1F$ (pas la plausibilité biologique) $+ \geq 1B$	$0F^c + < 2B$; $1F + \geq 1B$	V
IV	$\geq 2F$; $1F + 0B$; Validité très faible (TF); Plausibilité biologique faible (F)	$\geq 2F$; $1F + 0B$; Validité très faible (TF)	IV
IV	Ampleur indéterminée : une importante distorsion empêche de dire si l'ampleur de l'effet est $< 1,05$ ou $\geq 1,05$.		IV

^a Plausibilité biologique, précision statistique, validité, cohérence.

^b Précision statistique, validité, cohérence.

^c Aucun faible et aucun très faible.

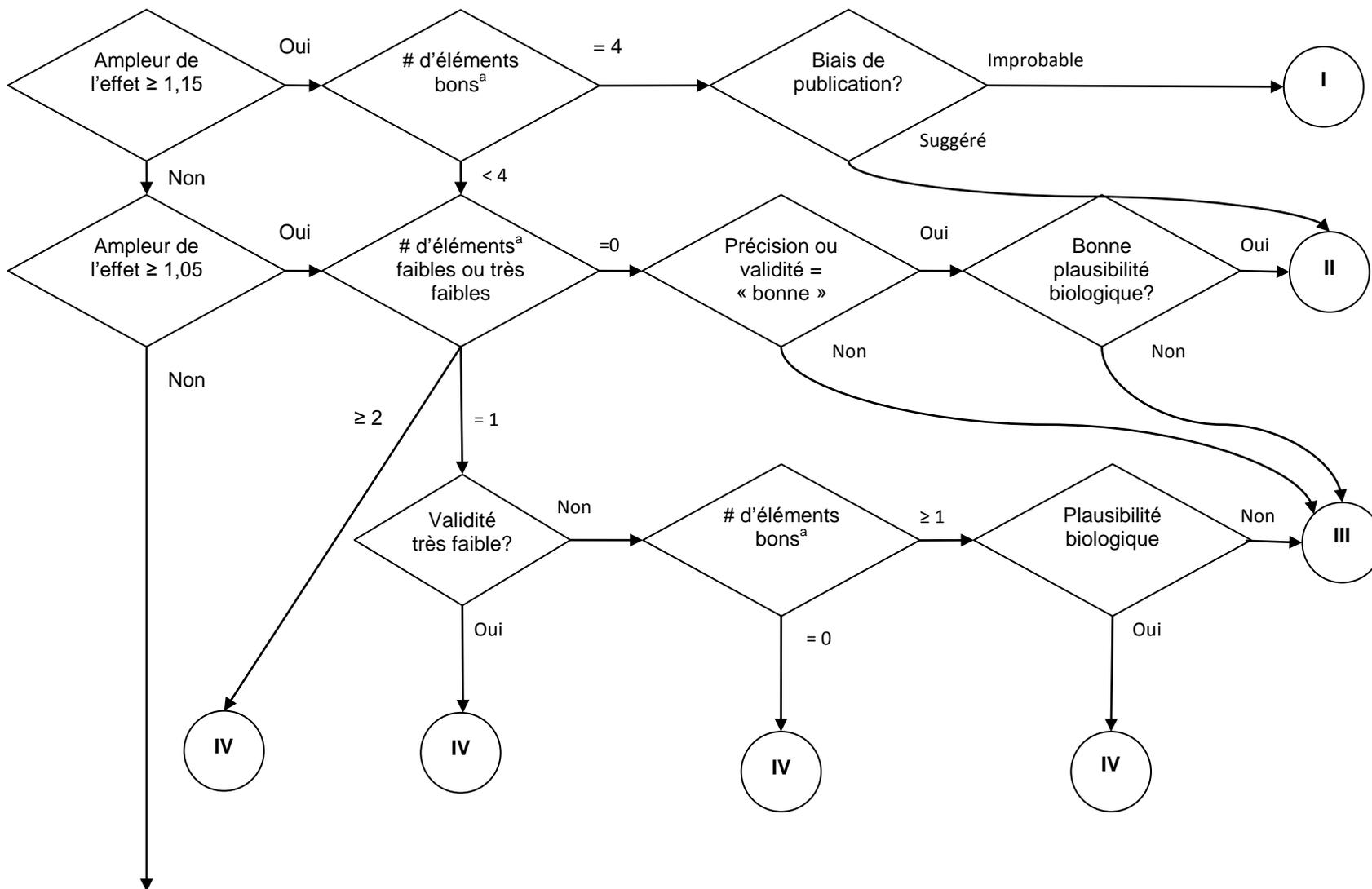


Figure 4 Arbre décisionnel de classification de la force de l'évidence

^a Parmi les 4 éléments suivants : plausibilité biologique, précision statistique, validité et cohérence.

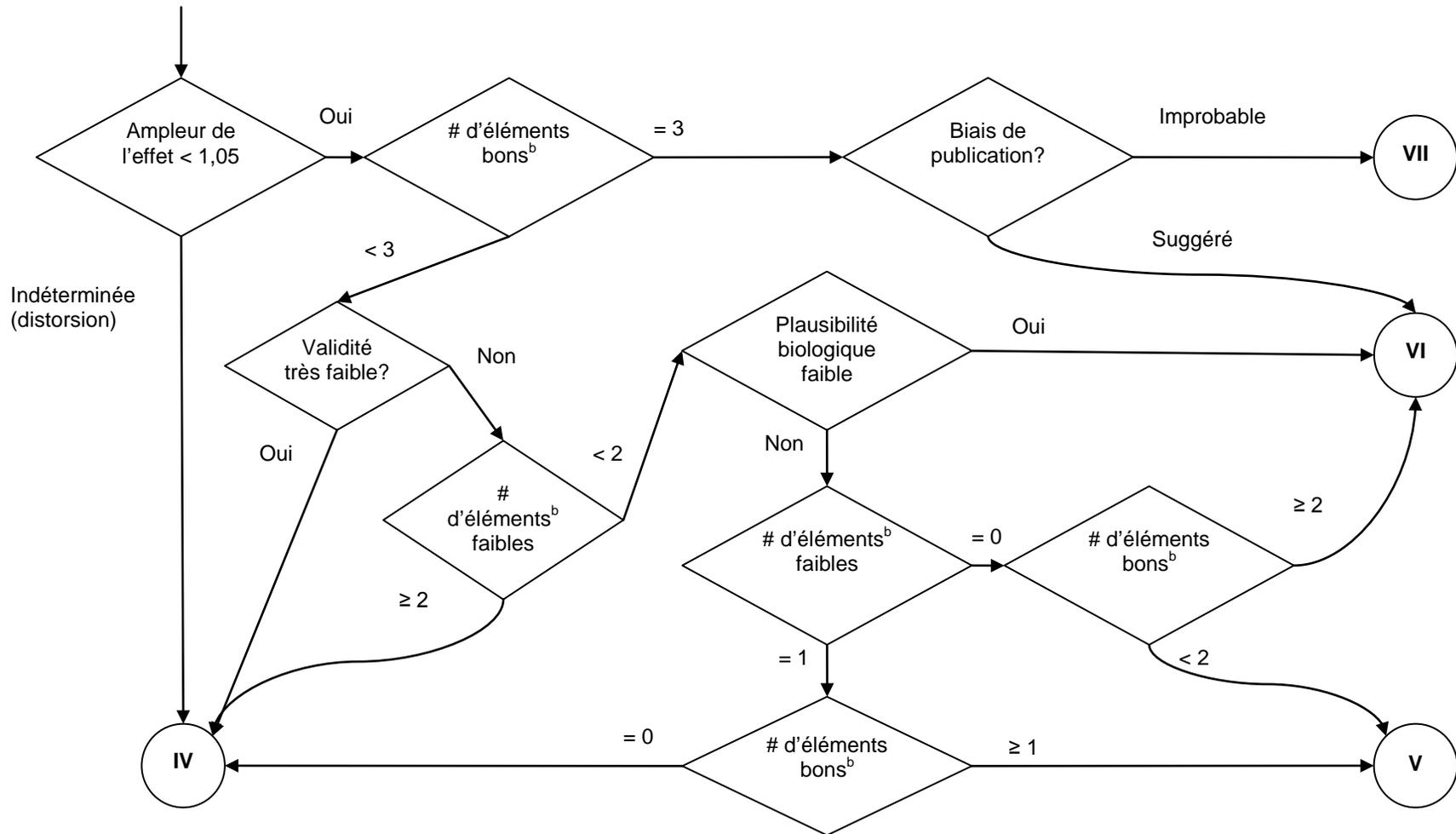


Figure 4 Arbre décisionnel de classification de la force de l'évidence (suite)

^b Parmi les 3 éléments suivants : précision statistique, validité et cohérence.

2.3 RÉSULTATS

Les résultats sont subdivisés en quatre catégories, d'abord les décès par cancer, puis l'incidence des cancers, suivis des décès par cause non cancéreuse et enfin une catégorie regroupe les issues de grossesses et les aberrations chromosomiques.

2.3.1 Décès par cancer

Les décès par cancer représentent le problème de santé le plus souvent étudié auprès des populations résidant près d'une mine d'uranium. La plupart de ces études sont de type écologique (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 1999; Lopez-Abente *et al.*, 2001; McLaughlin *et al.*, 1993) et une étude est rétrospective (Boice *et al.*, 2007a). Les caractéristiques méthodologiques de ces études sont décrites aux tableaux 4 et 5.

L'étude de Boice *et al.* (2010) s'intéresse aux résidants des comtés de Cibola et de Valencia au Nouveau-Mexique où ont eu lieu des activités minières du début des années 1950 jusqu'en 1990. Ces activités étaient concentrées près de la localité de Grants. Les trois aires de recensement situées près de Grants sont considérées comme étant à une distance de moins de 15 km des installations minières, alors que le reste du territoire étudié est considéré comme faiblement exposé.

L'étude rétrospective de Boice *et al.* (2007a) s'intéresse aux personnes ayant résidé au moins six mois, entre 1936 et 1984, dans la ville minière d'Uranium au Colorado où ont eu lieu des activités minières un peu avant les années 1920 et de 1935 à 1980.

L'étude de Boice *et al.* (2007b) s'intéresse aux résidants du comté de Montrose au Colorado où ont eu lieu des activités minières depuis environ 1910 jusqu'en 1985. Les mines d'uranium étaient au nombre de 223 sur le territoire, soit en moyenne, une mine par 26 km².

Une autre étude, Boice *et al.* (2003) s'intéresse aux résidants du comté de Karnes au Texas où ont eu lieu des activités minières de 1959 jusqu'au début des années 1990. Les mines d'uranium étaient au nombre de 40 sur un territoire d'environ 1 036 km².

Dans deux études espagnoles (Lopez-Abente *et al.*, 2001; Lopez-Abente *et al.*, 1999), la mortalité par cancer des résidants de 99 localités situées à moins de 30 km d'une installation minière est comparée à celle des résidants de 97 localités situées dans un rayon de 50 à 100 km de ces installations. Les activités minières ont débuté vers 1960 pour deux installations minières, vers 1977 pour deux autres et en 1985 pour la dernière installation. La publication de 2001 présente les résultats pour les cancers de type « tumeur solide » et celle de 1999, les résultats pour les cancers des systèmes lymphatique et hématopoïétique.

Enfin, McLaughlin *et al.* (1993) ont étudié la leucémie chez les enfants de moins de 15 ans en Ontario. Les lieux de naissance et de décès étaient employés pour déterminer l'appartenance à une région située à moins de 25 km des installations minières d'Elliot Lake, en exploitation depuis 1954.

La plupart des études concernées (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 1999; Lopez-Abente *et al.*, 2001; McLaughlin *et al.*, 1993) présentent plusieurs résultats pour chaque type de cancer. Tout d'abord, un seul résultat est sélectionné par étude et par type de cancer pour donner une vue d'ensemble. Le résultat choisi devrait couvrir l'ensemble de la période d'investigation et l'ensemble de la population, et si possible, correspondre à un territoire situé à 15 km ou moins de la mine et utiliser un groupe témoin très comparable à la population exposée.

Deux tableaux montrent les résultats sélectionnés pour chaque étude et pour chaque type de cancer avec les codes correspondants des 9^e et 10^e versions de la Classification internationale des maladies (CIM-9 et CIM-10). Les cancers de type tumeur solide apparaissent au tableau 8, tandis que les cancers des systèmes lymphatique et hématopoïétique sont présentés au tableau 9.

Les mesures d'associations présentées sont soit des rapports standardisés de mortalité (SMR), soit des rapports de SMR (RSMR). Le SMR correspond au nombre de décès observés dans la population à l'étude divisé par le nombre de décès attendus selon les taux annuels par groupe d'âge, ethnique et sexe, de la population de référence. Le RSMR est calculé comme le rapport du SMR obtenu pour la population à l'étude sur le SMR obtenu pour une population témoin comparable.

L'examen des tableaux 8 et 9 permet d'observer que quelques-unes des mesures d'associations (MA) rapportées indiquent que le nombre de décès observés dépasse d'au moins 20 % le nombre de décès attendus ($MA > 1,20$). Cependant, très peu de ces MA sont statistiquement significatives, et le nombre de décès observés est souvent faible.

Le choix des cancers qui feront l'objet d'une méta-analyse est fait en tenant compte des MA et du nombre de cas observés. Certains types de cancers des tableaux 8 et 9 ont été regroupés et ne sont pas séparés par une ligne, par exemple « Poumon, bronches, trachée » avec « Système respiratoire ». Pour un groupe de cancer, il y aura une méta-analyse si une MA est d'au moins 1,20 et que le total des cas observés dans les études est d'au moins 100 (œsophage, par exemple), ou si deux MA sont d'au moins 1,20 et que le total des cas observés dans les études est d'au moins 50 ou encore, si trois MA sont d'au moins 1,20 et que le total des cas observés dans les études est d'au moins 35 (os par exemple). Des considérations pratiques ont dicté ces critères afin de limiter le nombre de méta-analyses à réaliser, particulièrement lorsque les MA et les cas dénombrés pour un cancer rendent très peu probable l'obtention d'une conclusion autre que : - les données ne permettent pas de conclure, ou - suspicion d'absence d'augmentation du risque.

Ainsi, les décès causés par les cancers suivants feront l'objet d'une méta-analyse : cancer de l'œsophage, de l'estomac, colorectal, du poumon, des os, du sein, des ovaires, de la vessie, des reins, leucémie, lymphome non hodgkinien, lymphome hodgkinien et myélome multiple. Pour chacun de ces cancers, les résultats, les scores et les caractéristiques des études sont répertoriés dans un fichier; l'annexe 5 correspond à la portion *Cancer du poumon* de ce fichier.

Afin de bien illustrer la démarche les méta-analyses des décès par cancer du poumon, par cancer colorectal et par leucémie seront présentées de façon détaillée, tandis que les autres méta-analyses ne seront décrites que sommairement pour éviter la redondance.

Tableau 8 Vue d'ensemble des résultats par étude, nombre de cas observés (Obs) et mesure d'association (MA) pour les décès par cancer de type tumeur solide

Type de cancer	Classification utilisée : CIM-9, à l'exception de la (CIM-10) employée par Boice 2010	Boice (2010) ^{a,b}		Boice (2007a) ^c		Boice (2007b) ^d		Boice (2003) ^e		Lopez-Abente (2001) ^f	
		Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA
Cavité buccale et pharynx	(C00-C14); 140-149	6	1,40	3	0,92						
Œsophage	(C15); 150	75 ^b	1,23	1	0,23	22	0,89	20	1,06		
Estomac	(C16); 151	10	1,01	6	1,21	87	1,17	72	1,08	225	0,930
Colon	153			6	0,33						
Rectum	154			3	0,96						
Colorectal	153,154					207	1,00	168	1,17 ^g	199	1,205
Système digestif autre que C00-C14, C16, C22	(C15, C17-C21, C23-C25, C26.0, C26.8-C26.9, C48.2-C48.8)	51	1,00								
Foie	155							27	0,81		
Foie et voies biliaires	(C22); 155,156	9	1,02	2	0,42						
Foie et rein	155,189					88	0,91				
Pancréas	(C25); 157	221 ^b	1,10	10	1,02	121	1,14	69	1,01		

^a Les décès observés et la MA, de type SMR, sont tirés du tableau 5 de l'article, sauf pour les résultats accompagnés d'un « b ». Le SMR compare les décès observés de 1982 à 2004 dans 3 aires de recensement près de Grants au nombre attendu, selon les taux de l'État du Nouveau-Mexique.

^b Ces résultats accompagnés d'un « b » sont tirés du tableau 3 de l'article. Le SMR compare les décès observés de 1950 à 2004 dans les comtés de Cibola et Valencia au nombre attendu, selon les taux de l'État du Nouveau-Mexique.

^c Les décès observés et la MA, de type SMR, sont tirés du tableau 3 de l'article. Le SMR compare les décès observés à Uruvan de 1979 à 2004 au nombre attendu selon les taux américains.

^d Les décès observés sont tirés du tableau 2 de l'article et la MA, de type RSMR, du tableau 7 de l'article. Le RSMR correspond au SMR (selon les taux du Colorado) obtenu pour Montrose de 1950 à 2000 divisé par le SMR de 2 comtés très similaires en ce qui concerne le niveau socioéconomique.

^e Les décès observés et la MA, de type RSMR, sont tirés du tableau 4 de l'article. Le RSMR correspond au SMR (selon les taux américains) obtenu pour Karnes de 1950 à 2001 divisé par le SMR de 4 comtés similaires pour en ce qui concerne le niveau socioéconomique, l'ethnie et l'âge.

^f Les décès observés et la MA, de type RSMR, sont tirés du tableau 2 de l'article. Le RSMR compare le risque des localités exposées (0 à 15 km) au risque des localités non exposées. Il est obtenu par modélisation et tient compte de l'âge, du sexe, de la période et des variables d'appariement sociodémographiques.

^g Statistiquement significatif.

Tableau 8 Vue d'ensemble des résultats par étude, nombre de cas observés (Obs) et mesure d'association (MA) pour les décès par cancer de type tumeur solide (suite)

Type de cancer	Classification utilisée : CIM-9, à l'exception de la (CIM-10) employée par Boice 2010	Boice (2010) ^{a,b}		Boice (2007a) ^c		Boice (2007b) ^d		Boice (2003) ^e		Lopez-Abente (2001) ^f	
		Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA
Plèvre, péritoine et mésothéliome	158.8, 158.9			1	1,83						
Poumon, bronches, trachée	162			87	1,41 ^g	454	1,15 ^g	224	1,08	379	1,123
Système respiratoire	(C30-C39)	97	1,40 ^g								
Os	(C40-C41); 170	18 ^b	1,17	0	0,00	8	2,33	11	1,35	18	1,209
Tissus conjonctifs	171					12	2,10	< 4	0,44	4	0,462
Tissus mous et cœur	(C38.0, C47, C49, C45.2)	5	2,22								
Mélanome cutané	(C43); 172	38 ^b	0,78	2	0,74	25	0,71	21	1,23		
Cancer cutané autre que mélanome	173			1	1,10						
Cancer cutané	172,173					37	0,82				
Sein chez la femme	174					126	0,94	79	1,01	122	1,059
Sein	(C50); 174,175	22	0,92	17	1,57						

^a Les décès observés et la MA, de type SMR, sont tirés du tableau 5 de l'article, sauf pour les résultats accompagnés d'un « b ». Le SMR compare les décès observés de 1982 à 2004 dans 3 aires de recensement près de Grants au nombre attendu, selon les taux de l'État du Nouveau-Mexique.

^b Ces résultats accompagnés d'un « b » sont tirés du tableau 3 de l'article. Le SMR compare les décès observés de 1950 à 2004 dans les comtés de Cibola et Valencia au nombre attendu, selon les taux de l'État du Nouveau-Mexique.

^c Les décès observés et la MA, de type SMR, sont tirés du tableau 3 de l'article. Le SMR compare les décès observés à Uruvan de 1979 à 2004 au nombre attendu selon les taux américains.

^d Les décès observés sont tirés du tableau 2 de l'article et la MA, de type RSMR, du tableau 7 de l'article. Le RSMR correspond au SMR (selon les taux du Colorado) obtenu pour Montrose de 1950 à 2000 divisé par le SMR de 2 comtés très similaires en ce qui concerne le niveau socioéconomique.

^e Les décès observés et la MA, de type RSMR, sont tirés du tableau 4 de l'article. Le RSMR correspond au SMR (selon les taux américains) obtenu pour Karnes de 1950 à 2001 divisé par le SMR de 4 comtés similaires pour en ce qui concerne le niveau socioéconomique, l'ethnie et l'âge.

^f Les décès observés et la MA, de type RSMR, sont tirés du tableau 2 de l'article. Le RSMR compare le risque des localités exposées (0 à 15 km) au risque des localités non exposées. Il est obtenu par modélisation et tient compte de l'âge, du sexe, de la période et des variables d'appariement sociodémographiques.

^g Statistiquement significatif.

Tableau 8 Vue d'ensemble des résultats par étude, nombre de cas observés (Obs) et mesure d'association (MA) pour les décès par cancer de type tumeur solide (suite)

Type de cancer	Classification utilisée : CIM-9, à l'exception de la (CIM-10) employée par Boice 2010	Boice (2010) ^{a,b}		Boice (2007a) ^c		Boice (2007b) ^d		Boice (2003) ^e		Lopez-Abente (2001) ^f	
		Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA
Utérus	179-182			2	0,82						
Col de l'utérus	(C53); 180	47 ^b	0,85			15	0,58	18	0,76		
Corps utérin	(C54, C55, C58); 182	41 ^b	0,90			34	1,06	5	0,72		
Ovaire	(C56, C57.0-C57.4); 183	81 ^b	0,89			49	0,96	28	0,90	22	1,481
Gynécologiques autres (non utérus)	183-184			4	1,05						
Gynécologiques	(C51-C58)	21	1,45								
Prostate	(C61); 185	211 ^b	0,92	14	0,91	148	1,06	76	0,95		
Système génital masculin	(C60-C63)	16	1,18								
Vessie	188					44	1,35	17	0,64	56	0,707
Vessie, voies urinaires	(C67-C68); 188, 189.3-189.9	67 ^b	0,97	3	0,59						
Rein	(C64-C66); 189	93 ^b	1,08			34	0,90	19	0,58	32	1,220
Rein	189.0-189.2			4	0,91						

^a Les décès observés et la MA, de type SMR, sont tirés du tableau 5 de l'article, sauf pour les résultats accompagnés d'un « b ». Le SMR compare les décès observés de 1982 à 2004 dans 3 aires de recensement près de Grants au nombre attendu, selon les taux de l'État du Nouveau-Mexique.

^b Ces résultats accompagnés d'un « b » sont tirés du tableau 3 de l'article. Le SMR compare les décès observés de 1950 à 2004 dans les comtés de Cibola et Valencia au nombre attendu, selon les taux de l'État du Nouveau-Mexique.

^c Les décès observés et la MA, de type SMR, sont tirés du tableau 3 de l'article. Le SMR compare les décès observés à Uravan de 1979 à 2004 au nombre attendu selon les taux américains.

^d Les décès observés sont tirés du tableau 2 de l'article et la MA, de type RSMR, du tableau 7 de l'article. Le RSMR correspond au SMR (selon les taux du Colorado) obtenu pour Montrose de 1950 à 2000 divisé par le SMR de 2 comtés très similaires en ce qui concerne le niveau socioéconomique.

^e Les décès observés et la MA, de type RSMR, sont tirés du tableau 4 de l'article. Le RSMR correspond au SMR (selon les taux américains) obtenu pour Karnes de 1950 à 2001 divisé par le SMR de 4 comtés similaires pour en ce qui concerne le niveau socioéconomique, l'ethnie et l'âge.

^f Les décès observés et la MA, de type RSMR, sont tirés du tableau 2 de l'article. Le RSMR compare le risque des localités exposées (0 à 15 km) au risque des localités non exposées. Il est obtenu par modélisation et tient compte de l'âge, du sexe, de la période et des variables d'appariement sociodémographiques.

Tableau 8 Vue d'ensemble des résultats par étude, nombre de cas observés (Obs) et mesure d'association (MA) pour les décès par cancer de type tumeur solide (suite)

Type de cancer	Classification utilisée : CIM-9, à l'exception de la (CIM-10) employée par Boice 2010	Boice (2010) ^{a,b}		Boice (2007a) ^c		Boice (2007b) ^d		Boice (2003) ^e		Lopez-Abente (2001) ^f	
		Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA
Système urinaire	(C64-C68)	24	1,27								
Cerveau	191									41	0,862
Cerveau et SNC	(C70-C72); 191-192	100 ^b	1,16	0	0,00	44	0,77	24	0,92		
Thyroïde	(C73); 193	14 ^b	1,24			5	1,86	< 4	0,31	7	1,721
Thyroïde et autres glandes endocrines	193-194			1	1,79						

^a Les décès observés et la MA, de type SMR, sont tirés du tableau 5 de l'article, sauf pour les résultats accompagnés d'un « b ». Le SMR compare les décès observés de 1982 à 2004 dans 3 aires de recensement près de Grants au nombre attendu, selon les taux de l'État du Nouveau-Mexique.

^b Ces résultats accompagnés d'un « b » sont tirés du tableau 3 de l'article. Le SMR compare les décès observés de 1950 à 2004 dans les comtés de Cibola et Valencia au nombre attendu, selon les taux de l'État du Nouveau-Mexique.

^c Les décès observés et la MA, de type SMR, sont tirés du tableau 3 de l'article. Le SMR compare les décès observés à Uruvan de 1979 à 2004 au nombre attendu selon les taux américains.

^d Les décès observés sont tirés du tableau 2 de l'article et la MA, de type RSMR, du tableau 7 de l'article. Le RSMR correspond au SMR (selon les taux du Colorado) obtenu pour Montrose de 1950 à 2000 divisé par le SMR de 2 comtés très similaires en ce qui concerne le niveau socioéconomique.

^e Les décès observés et la MA, de type RSMR, sont tirés du tableau 4 de l'article. Le RSMR correspond au SMR (selon les taux américains) obtenu pour Karnes de 1950 à 2001 divisé par le SMR de 4 comtés similaires pour en ce qui concerne le niveau socioéconomique, l'ethnie et l'âge.

^f Les décès observés et la MA, de type RSMR, sont tirés du tableau 2 de l'article. Le RSMR compare le risque des localités exposées (0 à 15 km) au risque des localités non exposées. Il est obtenu par modélisation et tient compte de l'âge, du sexe, de la période et des variables d'appariement sociodémographiques.

Tableau 9 Vue d'ensemble des résultats par étude, nombre de cas observés (Obs) et mesure d'association (MA) pour les décès par cancer des systèmes lymphatique et hématopoïétique

Type de cancer	Classification utilisée : CIM-9, à l'exception de la (CIM-10) employée par Boice 2010	Boice (2010) ^{a,b}		Boice (2007a) ^c		Boice (2007b) ^d		Boice (2003) ^e		Lopez-Abente (1999) ^f		McLaughlin (1993) ^g	
		Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA
Leucémie	204-208			4	0,56	65	0,87	59	1,15	101	1,137		
Toutes les leucémies	(C91-C95)	16	1,37										
Leucémie chez l'enfant ^h	(C90.1, C91.0-C94.3, C94.6-C95.9); 204-208	26 ^b	1,06			5	0,51			18	1,040	4	0,87
Leucémie lymphoïde chronique (LLC)	(C91.1); 204.1	23 ^b	1,08	2	1,26	10	0,91						
Leucémie non LLC	(C90.1, C91.0, C91.2-C94.3, C94.6-C95.9); 204.2-208	153 ^b	1,13	2	0,36	55	0,88						
Lymphome non hodgkinien	C26.1, C82-C85, C96.3, C96.7, C96.9); 200,202	106 ^b	0,88	6	0,80	75	1,20	38	1,00	22	1,045		
Lymphome hodgkinien	(C81); 201	15 ^b	0,72	1	1,98	15	2,14	12	1,79	11	0,991		
Myélome multiple	(C88.3-C88.9, C90.0, C90.3-C90.9); 203	67 ^b	1,05	4	1,18	33	0,81	22	1,37	22	1,133		
Lymphomes et myélome	(C81-C85, C96.3, C90.0, C90.2)	17	1,00										

^a Les décès observés et la MA, de type SMR, sont tirés du tableau 5 de l'article, sauf pour les résultats accompagnés d'un « b ». Le SMR compare les décès observés de 1982 à 2004 dans 3 aires de recensement près de Grants au nombre attendu, selon les taux de l'État du Nouveau-Mexique.

^b Ces résultats accompagnés d'un « b » sont tirés du tableau 3 de l'article. Le SMR compare les décès observés de 1950 à 2004 dans les comtés de Cibola et Valencia au nombre attendu, selon les taux de l'État du Nouveau-Mexique.

^c Les décès observés et la MA, de type SMR, sont tirés du tableau 3 de l'article. Le SMR compare les décès observés à Uravan de 1979 à 2004 au nombre attendu, selon les taux américains.

^d Les décès observés sont tirés du tableau 2 de l'article et la MA, de type RSMR, du tableau 7 de l'article. Le RSMR correspond au SMR (selon les taux du Colorado) obtenu pour Montrose de 1950 à 2000 divisé par le SMR de 2 comtés très similaires pour ce qui est du niveau socioéconomique.

^e Les décès observés et la MA, de type RSMR, sont tirés du tableau 4 de l'article. Le RSMR correspond au SMR (selon les taux américains) obtenu pour Karnes de 1950 à 2001 divisé par le SMR de 4 comtés similaires pour ce qui est du niveau socioéconomique, l'ethnie et l'âge.

^f Les décès observés et la MA, de type RSMR, sont tirés du tableau 3 de l'article. Le RSMR compare le risque des localités exposées (0 à 15 km) au risque des localités non exposées. Il est obtenu par modélisation et tient compte de l'âge, du sexe, de la période et des variables d'appariement sociodémographiques.

^g Les décès observés et la MA, de type SMR, sont tirés du tableau 2 de l'article. Le SMR compare les décès observés de 1954 à 1987 à moins de 25 km de la mine au nombre attendu selon les taux de l'Ontario par groupe d'âge (0-4 ans, 5-9 ans, 10-14 ans).

^h Décès avant 20 ans pour Boice (2010) et Boice (2007b), avant 25 ans pour Lopez-Abente (1999) et avant 15 ans pour McLaughlin (1993).

2.3.1.1 Décès par cancer du poumon

Soixante-trois résultats provenant de cinq études (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 2001) ont estimé l'association entre le fait de résider près d'une mine d'uranium et le risque de décès par cancer du poumon. Ces résultats sont présentés à l'annexe 5. Quatre études sont de devis écologique (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 2001) et une est rétrospective (Boice *et al.*, 2007a). Quatre études sont américaines et financées par l'industrie minière (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010), et l'étude espagnole est financée par un fonds de recherche en santé (Lopez-Abente *et al.*, 2001).

En plus de présenter un ou des résultats couvrant l'ensemble de la période d'investigation, la plupart de ces études présentent aussi des résultats pour plusieurs sous-périodes d'investigation (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 2001) ou selon le sexe (Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 2001). Certaines études ont aussi obtenu des résultats selon diverses distances entre la mine et les habitants (Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 2001) et en utilisant différents groupes de comparaison (Boice *et al.*, 2007b; Lopez-Abente *et al.*, 2001) afin d'améliorer la comparabilité de la population témoin. Dans l'étude rétrospective, il y a aussi des résultats selon l'expérience de travail à la mine (oui/non) (Boice *et al.*, 2007a); et parmi les sujets n'ayant pas travaillé à la mine, selon la durée de résidence (< 10 ans/≥ 10 ans) et selon l'exposition au minerai d'uranium (oui/non, d'après le titre d'emploi) pour les non-mineurs ayant travaillé à l'usine de concassage. Cependant, très peu de sujets font partie des derniers sous-groupes (durée de résidence, exposition au minerai d'uranium pour les non-mineurs).

2.3.1.1.1 Méta-analyse pour les décès par cancer du poumon

La première étape de la méta-analyse fait la synthèse des résultats des cinq études. Parmi les nombreux résultats, un seul est sélectionné par étude. Les critères de sélection sont de couvrir l'ensemble de la période d'investigation et l'ensemble de la population (hommes et femmes), de s'étendre sur un territoire situé à 15 km ou moins de la mine et d'utiliser le groupe de comparaison le plus semblable à la population exposée. Les résultats sélectionnés sont ceux des lignes 7, 14, 27, 39 et 44 du tableau de l'annexe 5.

Les résultats de la méta-analyse indiquent une mesure d'association synthèse (MAS) de 1,20 (1,09-1,33) et sont présentés à la figure 5. Parce que la MAS est > 1,20 et statistiquement significative, des analyses par sous-groupes sont réalisées.

Une méta-analyse complémentaire (non illustrée), où pour l'étude de Boice *et al.* (2007a), le résultat de la ligne 14 du tableau de l'annexe 5 est remplacé par un résultat concernant les « travailleurs non miniers » (ligne 18) montre une légère diminution de la MAS : 1,16 (1,08-1,26).

➤ Méta-analyse selon le genre, pour les décès par cancer du poumon

La seconde étape est une méta-analyse selon le genre. Les résultats sélectionnés sont ceux des lignes 8, 15, 25 et 45 du tableau de l'annexe 5 pour le sous-groupe des hommes et des lignes 9, 16, 26 et 46 de ce même tableau pour le sous-groupe des femmes.

Les résultats de la méta-analyse selon le genre indiquent que l'excès de risque de cancer du poumon, $MAS = 1,20 (1,09-1,33)$, observé pour l'ensemble de la population s'explique par un excès de risque observé seulement chez les hommes; $MAS_{(hommes)} = 1,31 (1,13-1,51)$ et $MAS_{(femmes)} = 0,89 (0,75-1,04)$. Ces résultats sont présentés à la figure 6. Les auteurs des quatre études d'où proviennent ces résultats expliquent la différence observée entre les hommes et les femmes par la possibilité que les hommes aient aussi été exposés en tant que travailleurs miniers (Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 2001). Ainsi, dans un tel cas, les données concernant les femmes sont plus appropriées pour l'évaluation de l'effet environnemental attribué à un lieu de résidence situé à proximité d'une mine d'uranium. Bien qu'aucun des résultats combinés ne soit ajusté pour le tabagisme, il semble peu plausible qu'un biais de confusion par le tabagisme soit à l'origine de l'absence d'excès de mortalité par cancer du poumon chez les femmes vivant à proximité d'une mine d'uranium.

➤ Méta-analyse par période, pour les décès par cancer du poumon

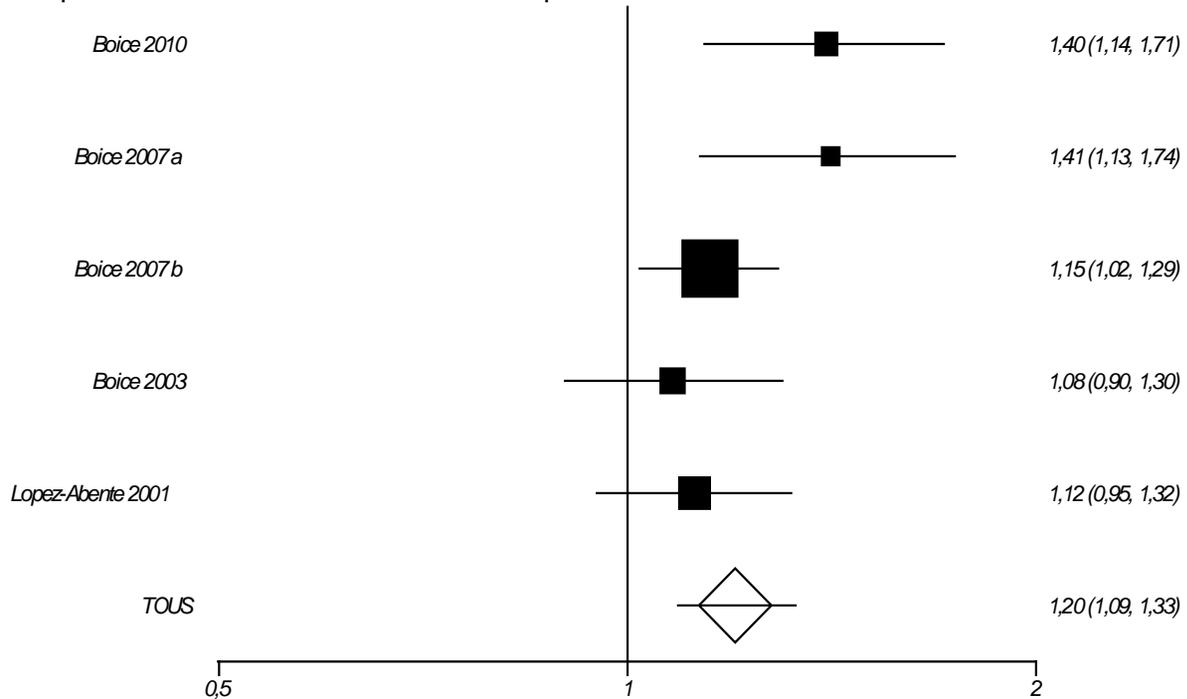
Une troisième étape consiste à explorer s'il existe un effet différent selon la période d'influence. Pour le cancer du poumon, la période d'influence est déterminée comme suit : commence à la plus tardive des dates suivantes, soit le début de l'exploitation minière ou 30 ans avant le début de la période d'observation des cas, et se termine à la première des dates suivantes, soit à la fin de l'exploitation minière ou 10 ans avant la fin de la période d'observation des cas. Ainsi, les résultats par sous-périodes sont regroupés de la façon suivante selon l'étendue de la période d'influence :

- (1920-1974), période d'influence débutant avant 1949 : lignes 24 et 36 du tableau de l'annexe 5;
- (1949-1980), période d'influence dont moins de 20 % de la durée est après 1975 : lignes 1, 2, 14 et 41 du tableau de l'annexe 5;
- (1952-1990), période d'influence dont 20 % à 50 % de la durée est après 1975 : lignes 7, 37, 42, 52 et 54 du tableau de l'annexe 5;
- (1960-1991), majorité de la période d'influence après 1975 : lignes 43, 58 et 61 du tableau de l'annexe 5.

Les résultats de la méta-analyse selon la période ne mettent pas en évidence de tendance. Cependant, aucun excès de risque n'est observé pour la période la plus récente, $MAS_{(1960-91)} = 1,02 (0,71-1,47)$, alors que des excès sont présents durant les trois premières périodes, $MAS_{(1920-74)} = 1,19 (1,04-1,37)$, $MAS_{(1949-80)} = 1,08 (0,89-1,32)$ et $MAS_{(1952-90)} = 1,18 (1,08-1,28)$. Ces résultats sont présentés à la figure 7.

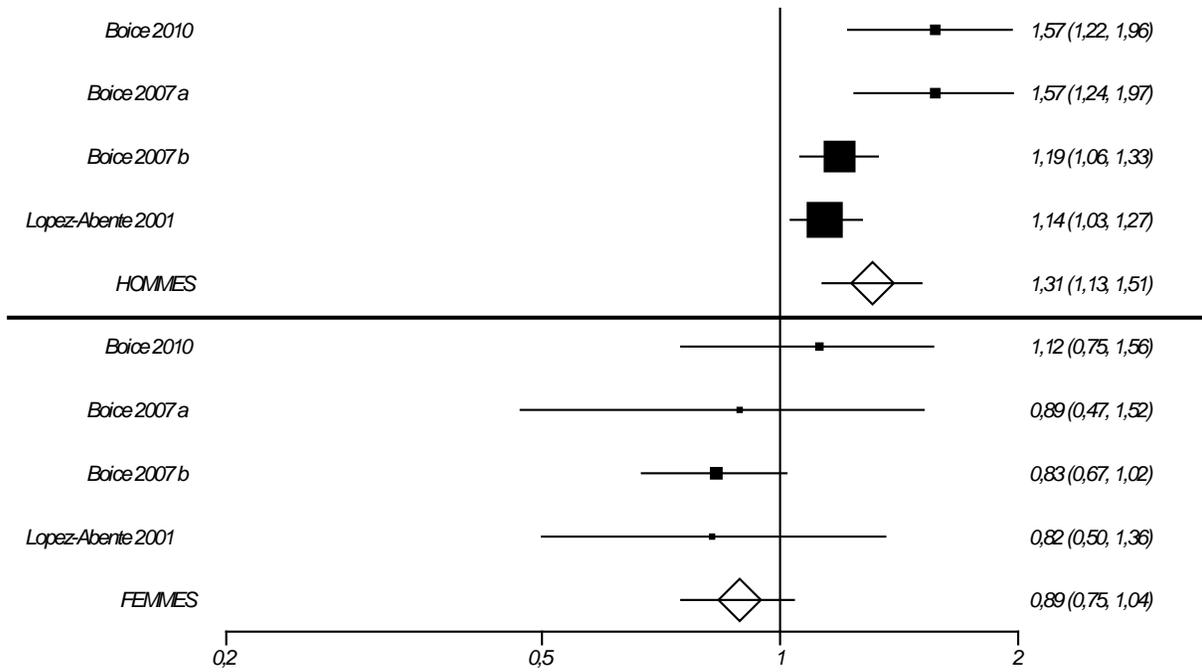
Les deux résultats de Boice *et al.* (2010) concernant la période de 1949-1980, correspondent à un territoire de faible densité minière, ce qui peut expliquer le risque moindre et non statistiquement significatif observé pour cette période. Seul un autre résultat, Lopez-Abente

(1,08) concernant la période de 1952-1990, ne correspond pas à un territoire de forte densité minière ou situé à moins de 15 km d'une mine. Les nouvelles MAS obtenues après l'exclusion de ces trois résultats, sont les suivantes : $MAS_{2(1949-80)} = 1,21$ (0,86-1,69) et $MAS_{2(1952-90)} = 1,20$ (1,08-1,33). Ces observations appuient l'hypothèse d'un risque plus élevé durant les trois premières périodes pour des populations résidant sur un territoire à forte densité minière ou à moins de 15 km d'une mine. Cependant, ces populations composées de femmes et d'hommes pouvaient aussi inclure des travailleurs miniers.



Tests d'hétérogénéité : $\chi^2_4 = 6,714$, valeur-p = 0,15;
 $I^2 = 40,4 \%$

Figure 5 Décès par cancer du poumon et résidence près d'une mine d'uranium



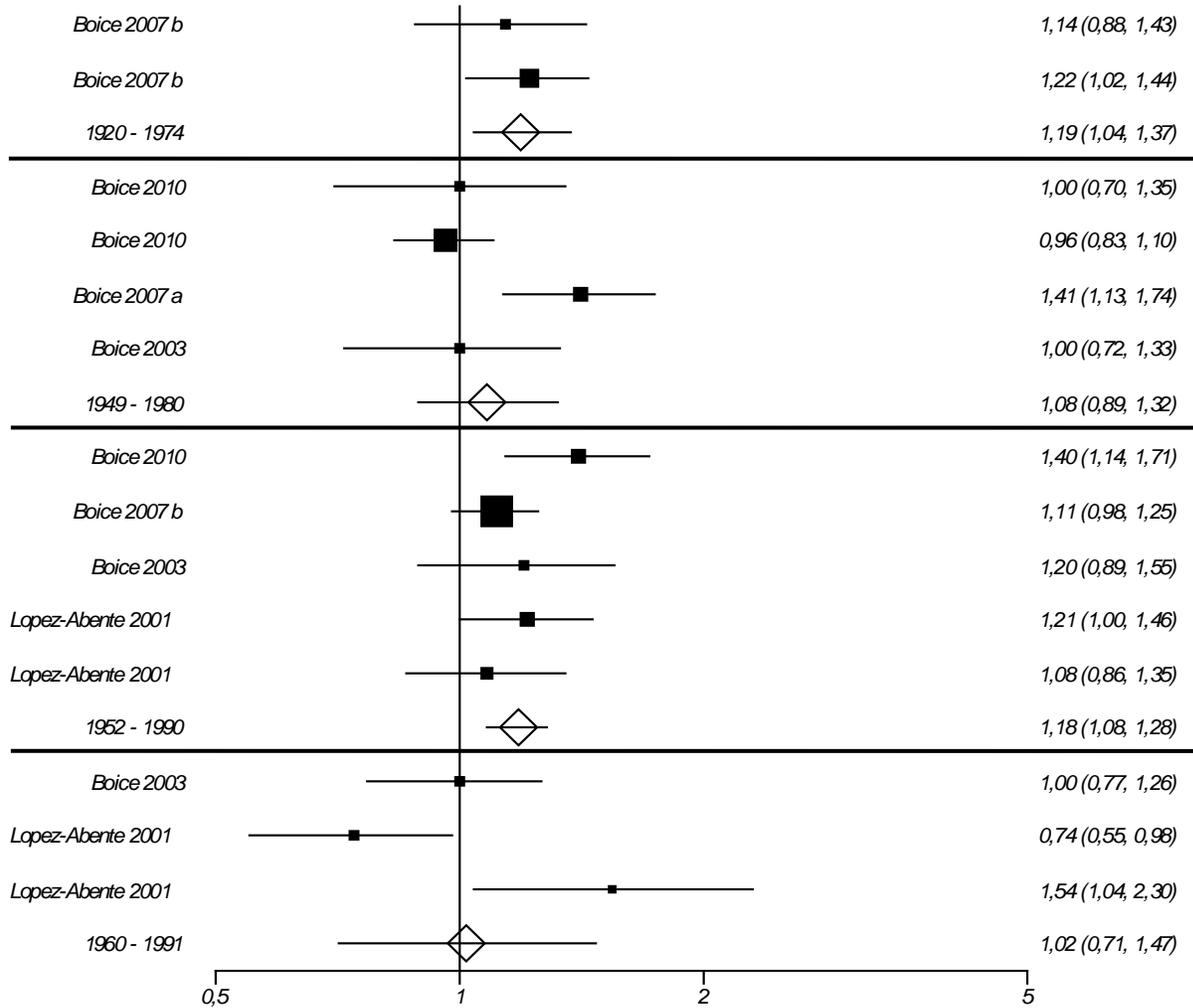
Tests d'hétérogénéité (hommes) : $\chi^2_3 = 10,685$, valeur-p = 0,014;

$I^2 = 71,9 \%$

Tests d'hétérogénéité (femmes) : $\chi^2_3 = 2,037$, valeur-p = 0,565;

$I^2 = 0,0 \%$

Figure 6 Décès par cancer du poumon et résidence près d'une mine d'uranium selon le genre



Tests d'hétérogénéité (1920-1974) : $\chi^2_1 = 0,199$, valeur-p = 0,655;
 $I^2 = 0,0 \%$

Tests d'hétérogénéité (1949-1980) : $\chi^2_3 = 8,875$, valeur-p = 0,031;
 $I^2 = 66,2 \%$

Tests d'hétérogénéité (1952-1990) : $\chi^2_4 = 4,374$, valeur-p = 0,358;
 $I^2 = 8,6 \%$

Tests d'hétérogénéité (1960-1991) : $\chi^2_2 = 8,640$, valeur-p = 0,013;
 $I^2 = 76,9 \%$

Figure 7 Décès par cancer du poumon et résidence près d'une mine d'uranium selon la période d'influence

2.3.1.1.2 Force de l'évidence pour les décès par cancer du poumon chez les femmes

Afin d'établir la force de l'évidence de l'effet environnemental résultant d'un lieu de résidence situé à proximité d'une mine d'uranium sur le risque de décès par cancer du poumon, seuls les résultats d'études concernant des populations féminines seront utilisés. Parce que les hommes sont beaucoup plus susceptibles d'avoir été exposés en tant que travailleurs

miniers, les résultats les incluant sont peu appropriés pour estimer un effet environnemental non lié à l'exposition professionnelle.

Le niveau de force de l'évidence sera attribué en tenant compte de l'ampleur de l'effet et des quatre éléments suivants : plausibilité biologique, précision statistique, validité et cohérence. Les conditions d'appréciation sont décrites à la section 2.2.6.1 pour l'ampleur de l'effet et à la section 2.2.6.2 pour l'évaluation des quatre éléments.

➤ **L'ampleur de l'effet pour les décès par cancer du poumon chez les femmes**

La valeur de la MAS étant de 0,89, l'ampleur de l'effet est considérée comme nulle.

➤ **Plausibilité biologique pour les décès par cancer du poumon chez les femmes**

La plausibilité biologique est considérée comme **bonne** dans la mesure où une contamination environnementale compatible avec une exposition aux RI est présente.

➤ **Précision statistique pour les décès par cancer du poumon chez les femmes**

Parce que l'ampleur de l'effet est $< 1,05$ la valeur de la variance de $\ln(\text{MAS})$ est utilisée pour établir la précision statistique. Pour les femmes la variance de $\ln(\text{MAS}) = 0,007$, donc la précision statistique est jugée **bonne**.

➤ **Validité pour les décès par cancer du poumon chez les femmes**

La qualité méthodologique de chaque étude est résumée au tableau 10 selon six volets méthodologiques et le score global de validité. Les conditions pour que la qualité d'un volet méthodologique soit jugée bonne, modérée ou faible sont expliquées à la section 2.2.4. Une seule étude a obtenu un score global de validité élevé ($\geq 15/20$).

Les résultats des analyses de sensibilité sont présentés au tableau 11. Ici, l'ampleur de l'effet est de 0,89, soit $< 1,05$, et les MAS des six analyses de sensibilité sont aussi $< 1,05$, donc elles sont stables.

La validité est jugée **moyenne**, car l'ampleur de l'effet est stable pour les six analyses de sensibilité, tandis qu'une seule étude a obtenu un score global de validité élevé.

Tableau 10 Résumé de la qualité méthodologique de chaque étude en ce qui a trait aux décès par cancer du poumon chez les femmes

	# numéro du résultat	Validité externe	Population	Exposition	Effet sur la santé	Contrôle des facteurs de confusion	Financement	Score global de validité
Boice (2010)	1	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Modérée	Faible	12,5
Boice (2007a)	2	Modérée	Bonne	Bonne	Bonne	Modérée	Faible	15
Boice (2007b)	3	Modérée	Modérée	Modérée	Bonne	Bonne	Faible	12,5
Lopez-Abente (2001)	4	Bonne	Modérée	Faible	Bonne	Bonne	Bonne	13,5

Tableau 11 Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer du poumon chez les femmes

Sous-éléments de validité jugés bons	# numéro des résultats	Résultat synthèse
Validité externe	1,4	1,00 (0,75 – 1,35)
Population	2	0,89 (0,47 – 1,52)
Exposition	2	0,89 (0,47 – 1,52)
Effet sur la santé	1, 2, 3, 4	0,89 (0,75 – 1,04)
Confusion	3,4	0,83 (0,68 – 1,01)
Financement	4	0,82 (0,50 – 1,36)
Toutes les études	1, 2, 3, 4	0,89 (0,75 – 1,04)

➤ **Cohérence pour les décès par cancer du poumon chez les femmes**

Les résultats des tests d'hétérogénéité sont les suivants : $I^2 = 0,0 \%$; $X^2_3 = 2,037$ et valeur-p = 0,56. De plus, il y a absence de distorsion. Donc, la cohérence est jugée **bonne**.

➤ **Force de l'évidence pour les décès par cancer du poumon chez les femmes**

En conclusion, la plausibilité biologique est bonne, la précision statistique est bonne, la validité est moyenne et la cohérence est bonne. Donc les conditions nécessaires sont respectées pour établir le niveau de force de l'évidence à **VI**, soit : **évidence suffisante d'absence d'augmentation du risque**.

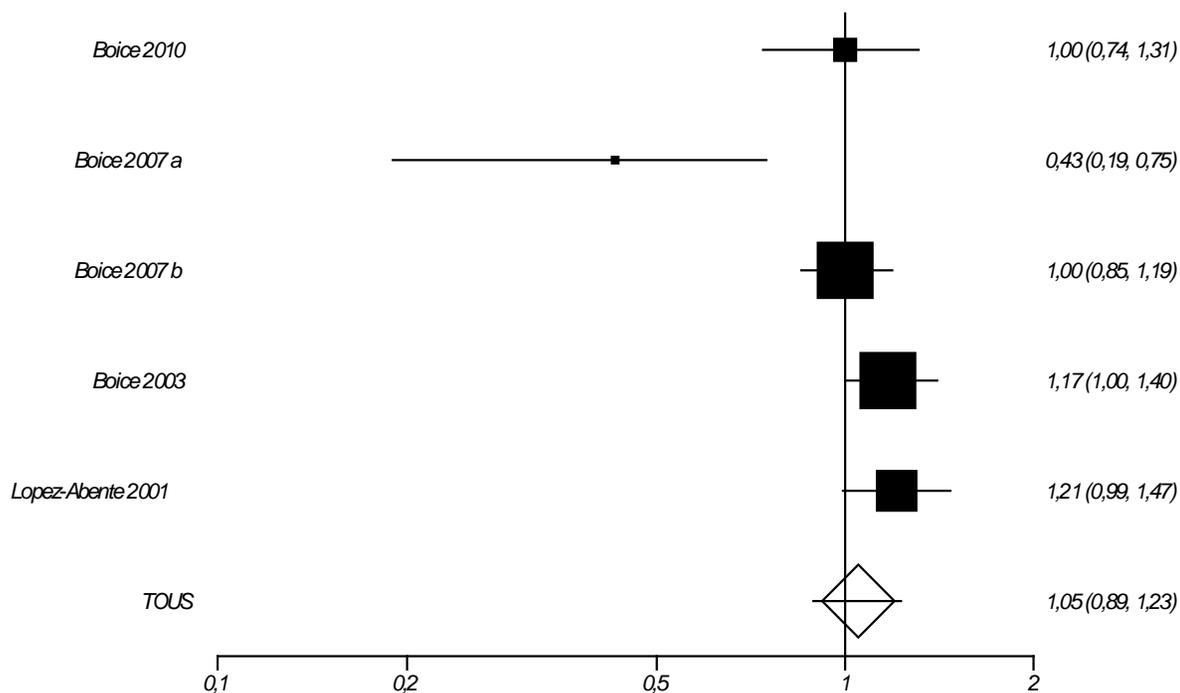
2.3.1.2 *Décès par cancer colorectal*

Cinq études (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 2001) ont estimé l'association entre le fait de résider près d'une mine d'uranium et le risque de décès par cancer colorectal. Plus de soixante résultats pour le décès par cancer colorectal sont présentés dans ces études.

2.3.1.2.1 Méta-analyse pour les décès par cancer colorectal

Parmi les nombreux résultats, un seul est sélectionné par étude. Les critères de sélection sont de couvrir l'ensemble de la période d'investigation et l'ensemble de la population (hommes et femmes), de porter sur un territoire situé à 15 km ou moins de la mine et d'utiliser le groupe de comparaison le plus semblable à la population exposée.

Les résultats de la méta-analyse indiquent une mesure d'association synthèse (MAS) de 1,045 (0,89-1,23) et ils sont présentés à la figure 8.



Tests d'hétérogénéité : $\chi^2_4 = 10,039$, valeur-p = 0,04;
 $I^2 = 60,2\%$

Figure 8 Décès par cancer colorectal et résidence près d'une mine d'uranium

2.3.1.2.2 Force de l'évidence pour les décès par cancer colorectal

Le niveau de force de l'évidence sera attribué en tenant compte de l'ampleur de l'effet et des quatre éléments suivants : plausibilité biologique, précision statistique, validité et cohérence conformément à la méthode décrite à la section 2.2.6.

➤ L'ampleur de l'effet pour les décès par cancer colorectal

La valeur de la MAS étant de 1,045, l'ampleur de l'effet est considérée comme négligeable.

➤ Plausibilité biologique pour les décès par cancer colorectal

La plausibilité biologique est considérée comme **bonne** dans la mesure où une contamination environnementale compatible avec une exposition aux RI est présente.

➤ Précision statistique pour les décès par cancer colorectal

Parce que l'ampleur de l'effet est $< 1,05$ la valeur de la variance de $\ln(\text{MAS})$ est utilisée pour établir la précision statistique. La variance de $\ln(\text{MAS}) = 0,002$, donc la précision statistique est jugée **bonne**.

➤ Validité pour les décès par cancer colorectal

La qualité méthodologique de chaque étude est résumée au tableau 12 selon six volets méthodologiques et le score global de validité. Les conditions pour que la qualité d'un volet méthodologique soit jugée bonne, modérée ou faible, sont expliquées à la section 2.2.4. Aucune étude n'a obtenu un score global de validité élevé ($\geq 15/20$).

Les résultats des analyses de sensibilité sont présentés au tableau 13. Ici, l'ampleur de l'effet est de 1,045 soit $< 1,05$ tout comme les MAS de trois des cinq analyses de sensibilité qui ont pu être réalisées.

La validité est jugée **très faible**, car l'ampleur de l'effet est stable pour seulement trois analyses de sensibilité et aucune étude n'a obtenu un score global de validité élevé.

➤ Cohérence pour les décès par cancer colorectal

Les résultats des tests d'hétérogénéité sont les suivants : $I^2 = 60,2 \%$; $X^2_4 = 10,039$ et valeur- $p = 0,04$. De plus, il y a présence de distorsion. Donc, la cohérence est jugée **faible**.

➤ Force de l'évidence pour les décès par cancer colorectal

En conclusion, la plausibilité biologique est bonne, la précision statistique est bonne, la validité est très faible et la cohérence est faible. Donc la force de l'évidence est de niveau **IV**, soit : **les données ne permettent pas de conclure**.

Tableau 12 Résumé de la qualité méthodologique de chaque étude pour les décès par cancer colorectal

	# numéro du résultat	Validité externe	Population	Exposition	Effet sur la santé	Contrôle des facteurs de confusion	Financement	Score global de validité
Boice (2010)	1	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Faible	Faible	11,5
Boice (2007a)	2	Modérée	Bonne	Bonne	Bonne	Faible	Faible	14
Boice (2007b)	3	Modérée	Modérée	Modérée	Bonne	Modérée	Faible	11,5
Boice (2003)	4	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Modérée	Faible	12
Lopez-Abente (2001)	5	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Modérée	Bonne	13,5

Tableau 13 Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer colorectal

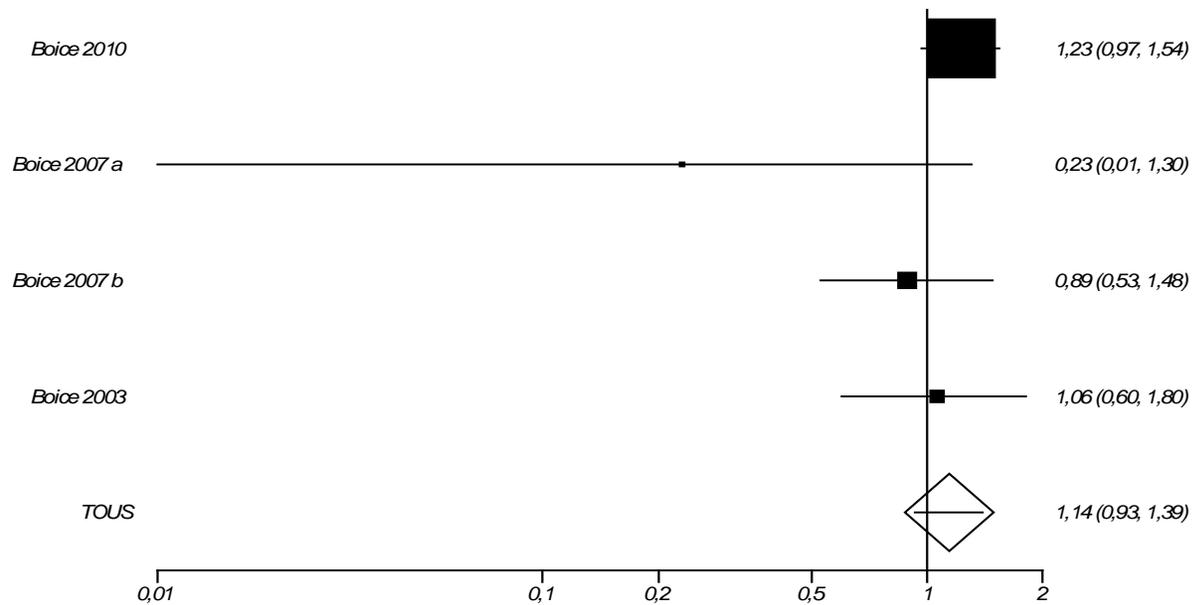
Sous-éléments de validité jugés bons	# numéros des résultats	Résultat synthèse
Validité externe	1, 4, 5	1,15 (1,02-1,29)
Population	2	0,43 (0,19-0,75)
Exposition	2	0,43 (0,19-0,75)
Effet sur la santé	1, 2, 3, 4, 5	1,045 (0,89-1,23)
Confusion		
Financement	5	1,21 (0,99-1,47)
Toutes les études	1, 2, 3, 4, 5	1,045 (0,89-1,23)

2.3.1.3 Décès par cancer de l'œsophage

Quatre études (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010) ont estimé l'association entre le fait de résider près d'une mine d'uranium et le risque de décès par cancer de l'œsophage. La qualité méthodologique des études est résumée dans le tableau 14. Les résultats de la méta-analyse et des analyses de sensibilité sont présentés respectivement à la figure 9 et dans le tableau 15. Enfin, la force de l'évidence et l'appréciation des éléments la soutenant sont présentées à la section 2.3.1.14.

Tableau 14 Résumé de la qualité méthodologique de chaque étude pour les décès par cancer de l'œsophage

	# numéro du résultat	Validité externe	Population	Exposition	Effet sur la santé	Contrôle des facteurs de confusion	Financement	Score global de validité
Boice (2010)	1	Bonne	Modérée	Faible	Bonne	Faible	Faible	9
Boice (2007a)	2	Modérée	Bonne	Bonne	Bonne	Faible	Faible	14
Boice (2007b)	3	Modérée	Modérée	Modérée	Bonne	Modérée	Faible	11,5
Boice (2003)	4	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Modérée	Faible	12



Tests d'hétérogénéité : $\chi^2_3 = 3,037$, valeur-p = 0,39;
 $I^2 = 1,2\%$

Figure 9 Décès par cancer de l'oesophage et résidence près d'une mine d'uranium

Tableau 15 Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer de l'oesophage

Sous-éléments de validité jugés bons	# numéros des résultats	Résultat synthèse
Validité externe	1,4	1,20 (0,97 – 1,49)
Population	2	0,23 (0,01 – 1,30)
Exposition	2	0,23 (0,01 – 1,30)
Effet sur la santé	1, 2, 3, 4	1,14 (0,93 – 1,39)
Confusion		
Financement		
Toutes les études	1, 2, 3, 4	1,14 (0,93 – 1,39)

2.3.1.4 Décès par cancer de l'estomac

Cinq études (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 2001) ont estimé l'association entre le fait de résider près d'une mine d'uranium et le risque de décès par cancer de l'estomac. La qualité méthodologique des études concernant les décès par cancer de l'estomac est telle que celle résumée au tableau 12 pour le cancer colorectal. Les résultats de la méta-analyse et des analyses de sensibilité sont présentés respectivement à la figure 10 et dans le tableau 16. Enfin, la force de l'évidence et l'appréciation des éléments la soutenant sont présentées à la section 2.3.1.14.

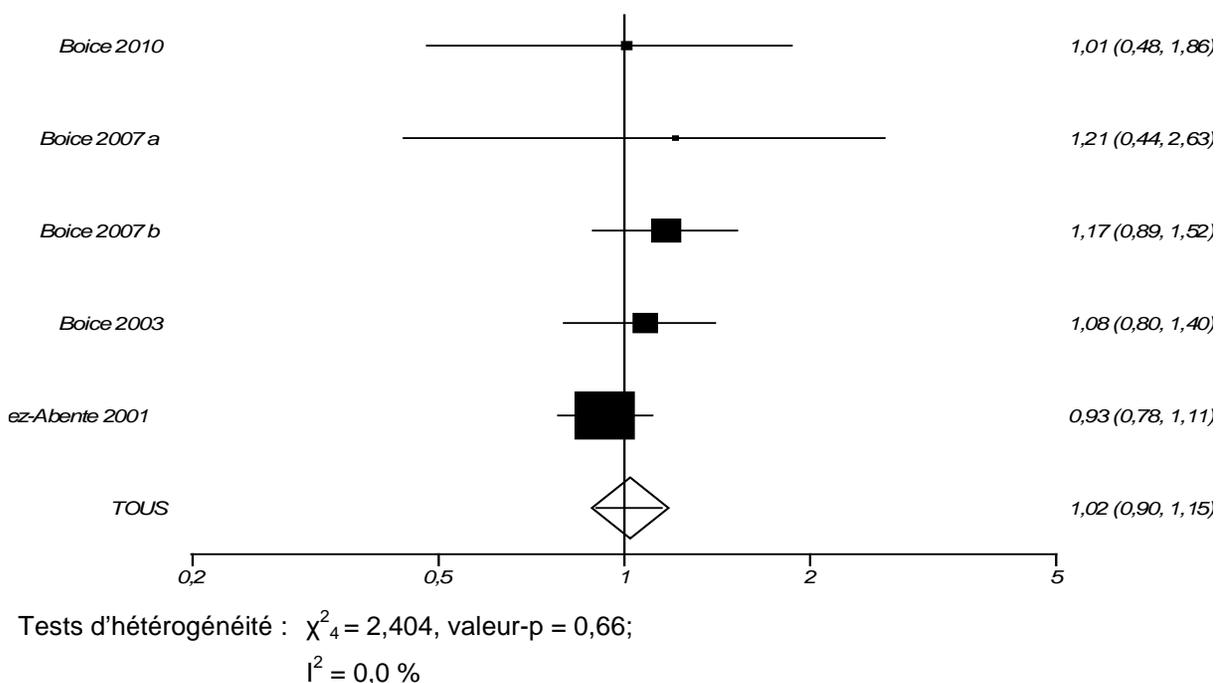


Figure 10 Décès par cancer de l'estomac et résidence près d'une mine d'uranium

Tableau 16 Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer de l'estomac

Sous-éléments de validité jugés bons	# numéro des résultats	Résultat synthèse
Validité externe	1, 4, 5	0,97 (0,84-1,12)
Population	2	1,21 (0,44-2,63)
Exposition	2	1,21 (0,44-2,63)
Effet sur la santé	1, 2, 3, 4, 5	1,02 (0,90-1,15)
Confusion		
Financement	5	0,93 (0,78-1,11)
Toutes les études	1, 2, 3, 4, 5	1,02 (0,90-1,15)

2.3.1.5 Décès par cancer des os

Cinq études (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 2001) ont estimé l'association entre le fait de résider près d'une mine d'uranium et le risque de décès par cancer des os. La qualité méthodologique des études est résumée dans le tableau 17.

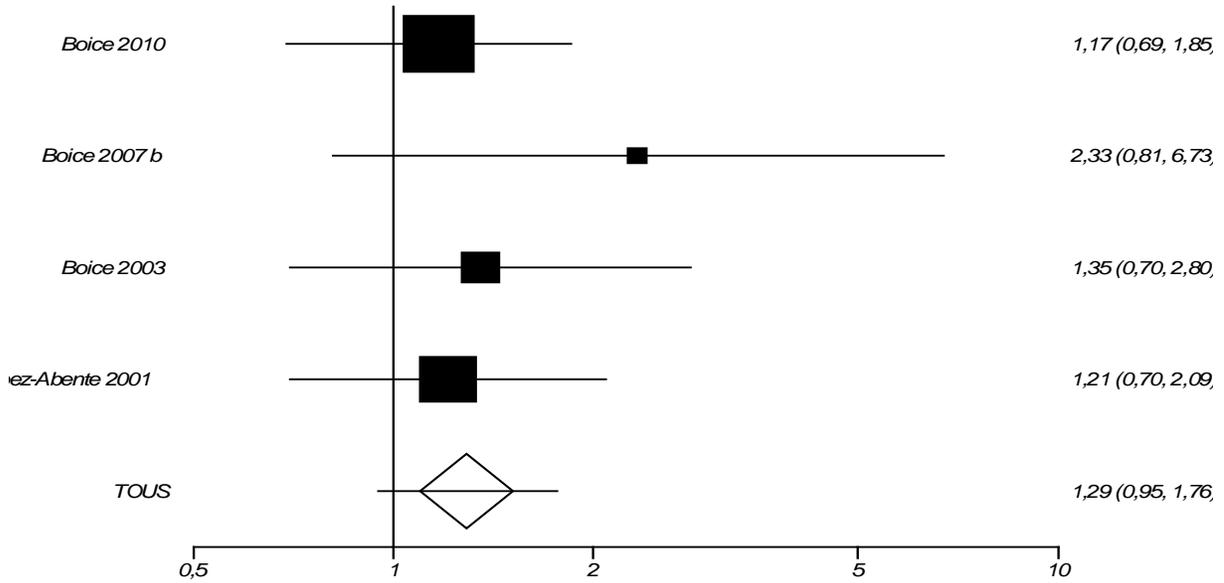
Les résultats de la méta-analyse sont présentés à la figure 11. Le résultat obtenu par Boice *et al.* (2007a) SMR = 0,00 (0,00-11,5) n'a pu être intégré à la méta-analyse en raison des valeurs égales à zéro.

Parce que la MAS est $> 1,20$, des analyses par sous-groupes sont réalisées. Seulement deux études présentaient des résultats selon le genre. La méta-analyse par sous-groupes indique un risque de décès par cancer des os plus élevé pour les femmes. Toutefois, les IC 95 % se recourent largement, les MAS obtenues sont de 1,14 (0,52-2,50) pour les hommes et de 1,53 (0,85-2,74) pour les femmes. Les résultats de la méta-analyse selon la période ne mettent pas en évidence de tendance, et les IC 95 % sont peu précis. Ces résultats sont présentés aux figures 12 et 2-13.

Les résultats des analyses de sensibilité sont présentés au tableau 18. Quant à la force de l'évidence et à l'appréciation des éléments la soutenant, elles sont présentées à la section 2.3.1.14.

Tableau 17 Résumé de la qualité méthodologique de chaque étude pour les décès par cancer des os

	# numéro du résultat	Validité externe	Population	Exposition	Effet sur la santé	Contrôle des facteurs de confusion	Financement	Score global de validité
Boice (2010)	1	Bonne	Modérée	Faible	Bonne	Faible	Faible	9
Boice (2007a)	2	Modérée	Bonne	Bonne	Bonne	Faible	Faible	14
Boice (2007b)	3	Modérée	Modérée	Modérée	Bonne	Modérée	Faible	11,5
Boice (2003)	4	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Modérée	Faible	12
Lopez-Abente (2001)	5	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Modérée	Bonne	13,5

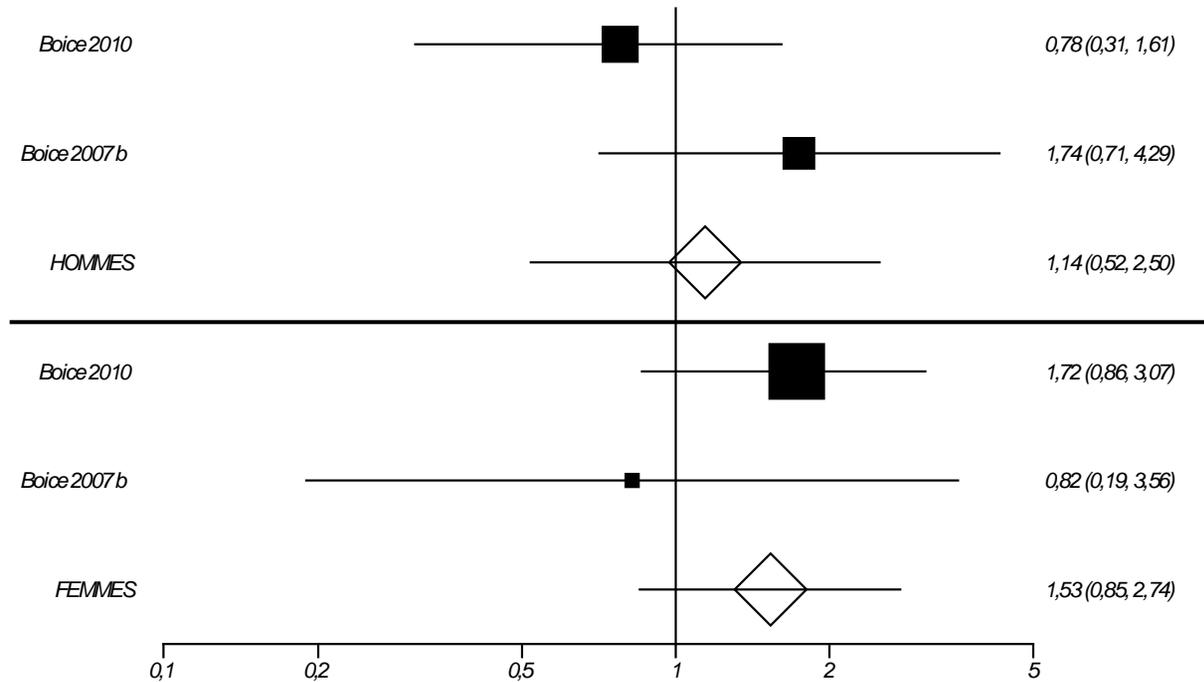


Tests d'hétérogénéité : $\chi^2_3 = 1,419$, valeur-p = 0,70;
 $I^2 = 0,0 \%$

Figure 11 Décès par cancer des os et résidence près d'une mine d'uranium

Tableau 18 Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer des os

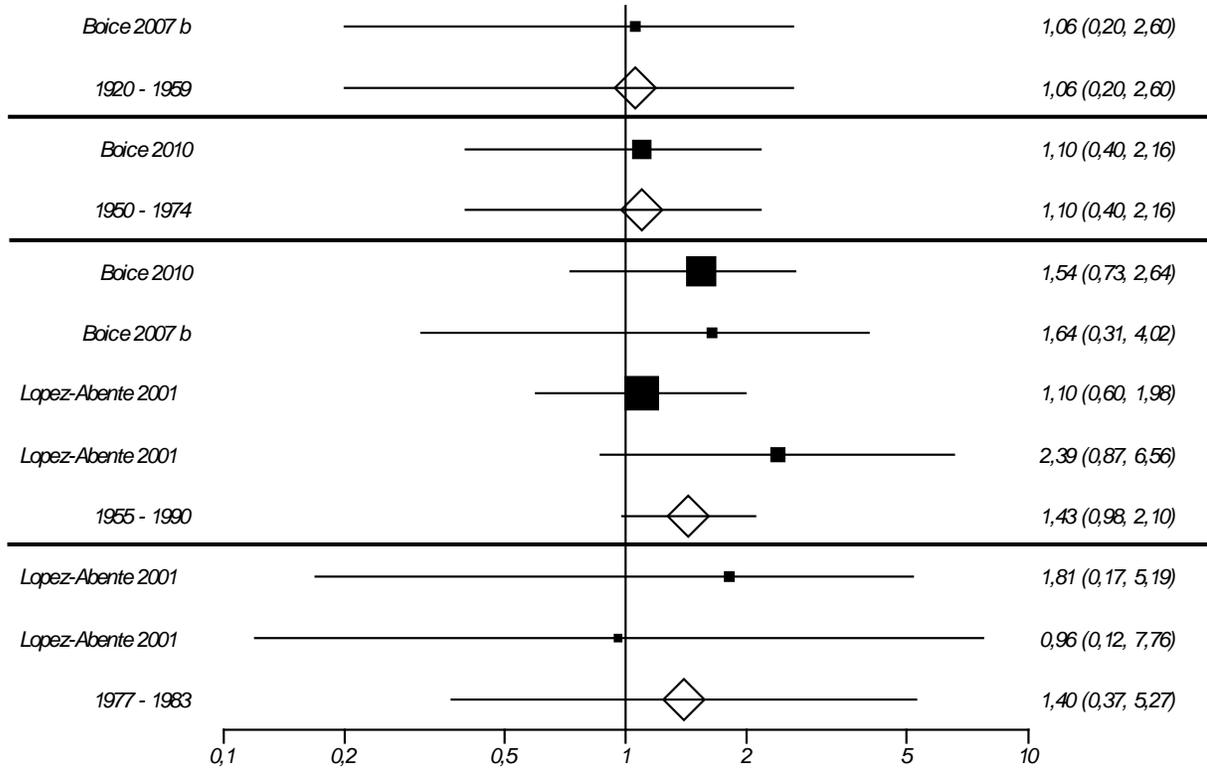
Sous-éléments de validité jugés bons	# numéro des résultats	Résultat synthèse
Validité externe	1, 4, 5	1,22 (0,88-1,69)
Population	2	0,00 (0,00-11,5)
Exposition	2	0,00 (0,00-11,5)
Effet sur la santé	1, 3, 4, 5	1,29 (0,95-1,76)
Confusion		
Financement	5	1,21 (0,70-2,09)
Toutes les études	1, 3, 4, 5	1,29 (0,95-1,76)



Tests d'hétérogénéité (Hommes) : $\chi^2_1 = 1,663$, valeur-p = 0,197;
 $I^2 = 39,9 \%$

Tests d'hétérogénéité (Femmes) : $\chi^2_1 = 0,826$, valeur-p = 0,363;
 $I^2 = 0,0 \%$

Figure 12 Décès par cancer des os et résidence près d'une mine d'uranium selon le genre



Tests d'hétérogénéité (1955-1990) : $\chi^2_3 = 1,861$, valeur-p = 0,602;
 $I^2 = 0,0 \%$

Tests d'hétérogénéité (1977-1983) : $\chi^2_2 = 0,215$, valeur-p = 0,643;
 $I^2 = 0,0 \%$

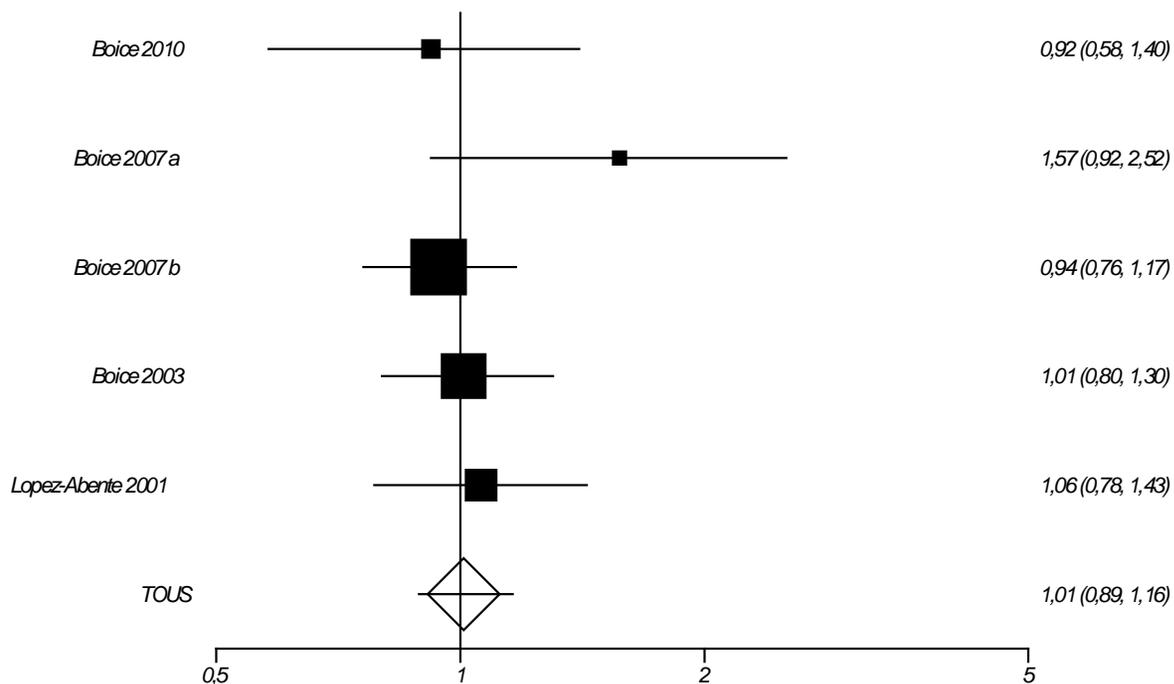
Figure 13 Décès par cancer des os et résidence près d'une mine d'uranium selon la période d'influence

2.3.1.6 Décès par cancer du sein

Cinq études (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 2001) ont estimé l'association entre le fait de résider près d'une mine d'uranium et le risque de décès par cancer du sein. La qualité méthodologique des études est résumée dans le tableau 19. Les résultats de la méta-analyse et des analyses de sensibilité sont présentés respectivement à la figure 14 et au tableau 20. Enfin, la force de l'évidence et l'appréciation des éléments la soutenant sont présentées à la section 2.3.1.14.

Tableau 19 Résumé de la qualité méthodologique de chaque étude pour les décès par cancer du sein

	# numéro du résultat	Validité externe	Population	Exposition	Effet sur la santé	Contrôle des facteurs de confusion	Financement	Score global de validité
Boice (2010)	1	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Modérée	Faible	12,5
Boice (2007a)	2	Modérée	Bonne	Bonne	Bonne	Modérée	Faible	15
Boice (2007b)	3	Modérée	Modérée	Modérée	Bonne	Bonne	Faible	12,5
Boice (2003)	4	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Bonne	Faible	13
Lopez-Abente (2001)	5	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Bonne	Bonne	14,5



Tests d'hétérogénéité : $\chi^2_4 = 3,634$, valeur-p = 0,46;

$I^2 = 0,0 \%$

Figure 14 Décès par cancer du sein et résidence près d'une mine d'uranium

Tableau 20 Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer du sein

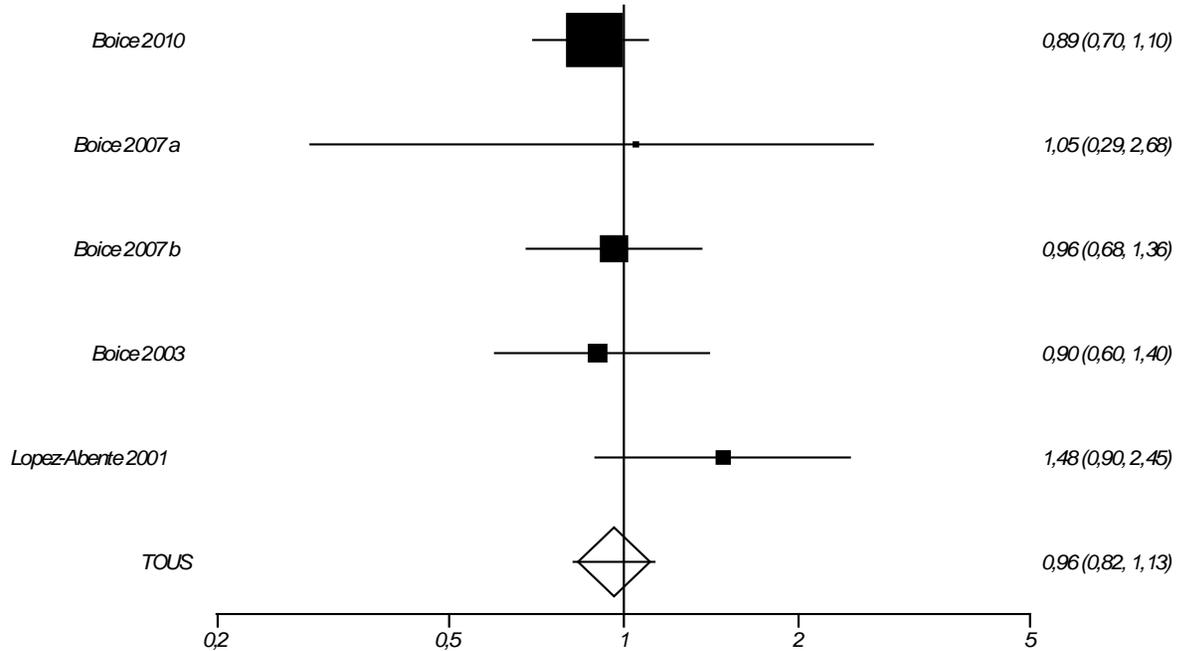
Sous-éléments de validité jugés bons	# numéros des résultats	Résultat synthèse
Validité externe	1, 4, 5	1,01 (0,85-1,20)
Population	2	1,57 (0,92-2,52)
Exposition	2	1,57 (0,92-2,52)
Effet sur la santé	1, 2, 3, 4, 5	1,01 (0,89-1,16)
Confusion	3, 4,5	0,99 (0,86-1,14)
Financement	5	1,06 (0,78-1,43)
Toutes les études	1, 2, 3, 4, 5	1,01 (0,89-1,16)

2.3.1.7 Décès par cancer des ovaires

Cinq études (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 2001) ont estimé l'association entre le fait de résider près d'une mine d'uranium et le risque de décès par cancer des ovaires. La qualité méthodologique des études est résumée dans le tableau 21. Les résultats de la méta-analyse et des analyses de sensibilité sont présentés respectivement à la figure 15 et au tableau 22. Enfin, la force de l'évidence et l'appréciation des éléments la soutenant sont présentées à la section 2.3.1.14.

Tableau 21 Résumé de la qualité méthodologique de chaque étude pour les décès par cancer des ovaires

	# numéro du résultat	Validité externe	Population	Exposition	Effet sur la santé	Contrôle des facteurs de confusion	Financement	Score global de validité
Boice (2010)	1	Bonne	Modérée	Faible	Bonne	Modérée	Faible	10
Boice (2007a)	2	Modérée	Bonne	Bonne	Bonne	Modérée	Faible	15
Boice (2007b)	3	Modérée	Modérée	Modérée	Bonne	Bonne	Faible	12,5
Boice (2003)	4	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Bonne	Faible	13
Lopez-Abente (2001)	5	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Bonne	Bonne	14,5



Tests d'hétérogénéité : $\chi^2_3 = 3,395$, valeur-p = 0,49;
 $I^2 = 0,0\%$

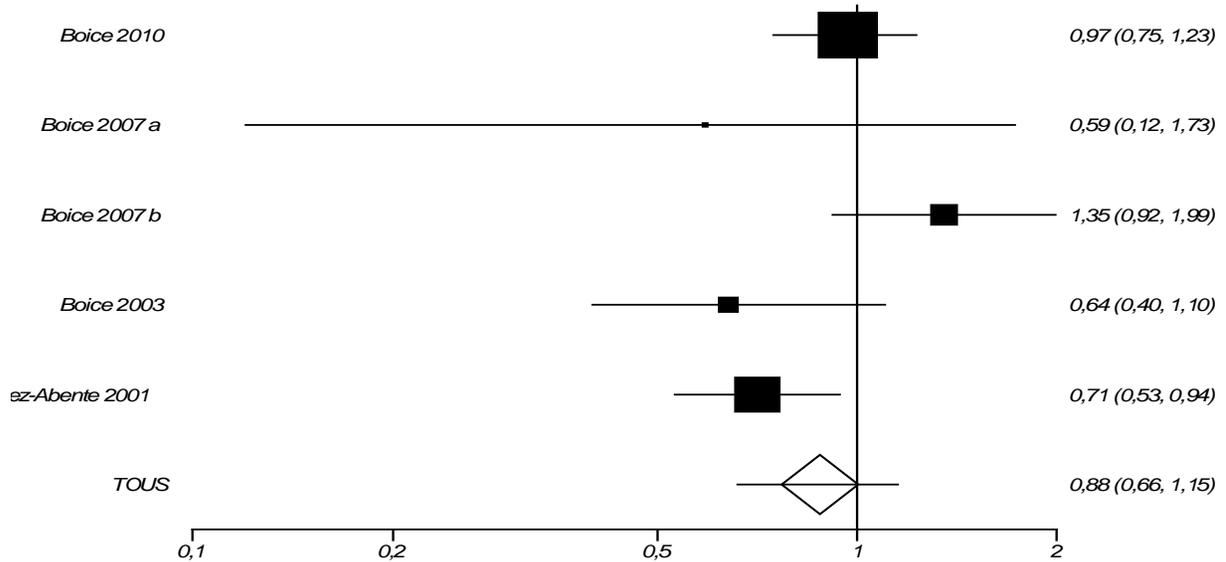
Figure 15 Décès par cancer des ovaires et résidence près d'une mine d'uranium

Tableau 22 Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer des ovaires

Sous-éléments de validité jugés bons	# numéros des résultats	Résultat synthèse
Validité externe	1, 4, 5	1,00 (0,76-1,31)
Population	2	1,05 (0,29-2,68)
Exposition	2	1,05 (0,29-2,68)
Effet sur la santé	1, 2, 3, 4, 5	0,96 (0,82-1,13)
Confusion	3, 4, 5	1,04 (0,80-1,37)
Financement	5	1,48 (0,90-2,45)
Toutes les études	1, 2, 3, 4, 5	0,96 (0,82-1,13)

2.3.1.8 Décès par cancer de la vessie

Cinq études (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 2001) ont estimé l'association entre le fait de résider près d'une mine d'uranium et le risque de décès par cancer de la vessie. La qualité méthodologique des études concernant les décès par cancer de la vessie est telle que celle résumée au tableau 17 pour le cancer des os. Les résultats de la méta-analyse et des analyses de sensibilité sont présentés respectivement à la figure 16 et au tableau 23. Enfin, la force de l'évidence et l'appréciation des éléments la soutenant sont présentées à la section 2.3.1.14.



Tests d'hétérogénéité : $\chi^2_4 = 9,412$, valeur-p = 0,05;
 $I^2 = 57,5 \%$

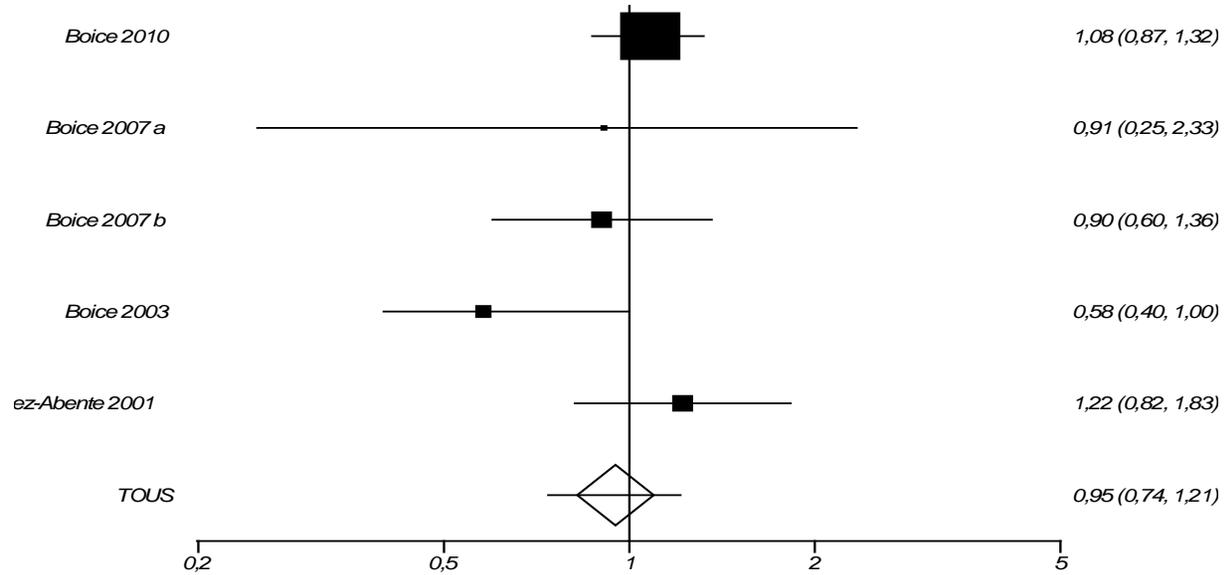
Figure 16 Décès par cancer de la vessie et résidence près d'une mine d'uranium

Tableau 23 Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer de la vessie

Sous-éléments de validité jugés bons	# numéros des résultats	Résultat synthèse
Validité externe	1, 4, 5	0,80 (0,62-1,03)
Population	2	0,59 (0,12-1,73)
Exposition	2	0,59 (0,12-1,73)
Effet sur la santé	1, 2, 3, 4, 5	0,88 (0,66-1,15)
Confusion		
Financement	5	0,71 (0,53-0,94)
Toutes les études	1, 2, 3, 4, 5	0,88 (0,66-1,15)

2.3.1.9 Décès par cancer du rein

Cinq études (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 2001) ont estimé l'association entre le fait de résider près d'une mine d'uranium et le risque de décès par cancer du rein. La qualité méthodologique des études concernant les décès par cancer du rein est telle que celle résumée au tableau 17 pour le cancer des os. Les résultats de la méta-analyse et des analyses de sensibilité sont présentés respectivement à la figure 17 et au tableau 24. Enfin, la force de l'évidence et l'appréciation des éléments la soutenant sont présentées à la section 2.3.1.14.



Tests d'hétérogénéité : $\chi^2_4 = 7,166$, valeur-p = 0,13;
 $I^2 = 44,2\%$

Figure 17 Décès par cancer du rein et résidence près d'une mine d'uranium

Tableau 24 Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par cancer du rein

Sous-éléments de validité jugés bons	# numéros des résultats	Résultat synthèse
Validité externe	1, 4, 5	0,94 (0,65-1,37)
Population	2	0,91 (0,25-2,33)
Exposition	2	0,91 (0,25-2,33)
Effet sur la santé	1, 2, 3, 4, 5	0,95 (0,74-1,21)
Confusion		
Financement	5	1,22 (0,82-1,83)
Toutes les études	1, 2, 3, 4, 5	0,95 (0,74-1,21)

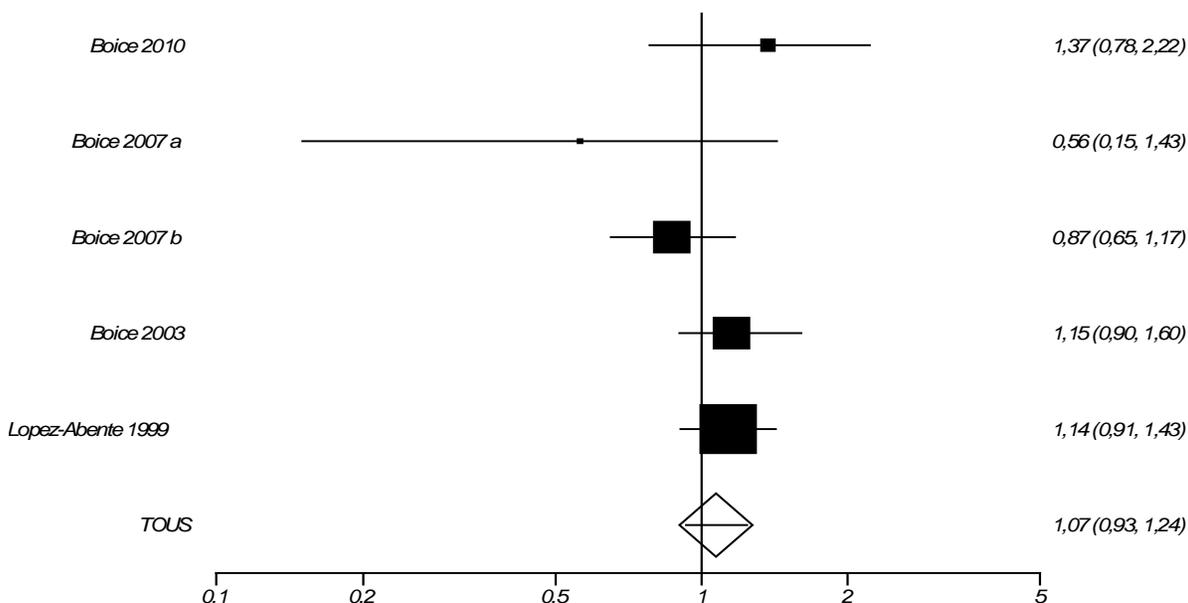
2.3.1.10 Décès par leucémie

Cinq études (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 1999) ont estimé l'association entre le fait de résider près d'une mine d'uranium et le risque de décès par leucémie. Plus de soixante résultats pour le décès par leucémie sont présentés dans ces études.

2.3.1.10.1 Méta-analyse pour les décès par leucémie

Parmi les nombreux résultats, un seul est sélectionné par étude. Les critères de sélection sont de couvrir l'ensemble de la période d'investigation et l'ensemble de la population (hommes et femmes), de porter sur un territoire situé à 15 km ou moins de la mine et d'utiliser le groupe de comparaison le plus semblable à la population exposée.

Les résultats de la méta-analyse indiquent une mesure d'association synthèse (MAS) de 1,07 (0,93-1,24) et ils sont présentés à la figure 18.



Tests d'hétérogénéité : $\chi^2_4 = 4,548$, valeur-p = 0,47;
 $I^2 = 0,0 \%$

Figure 18 Décès par leucémie et résidence près d'une mine d'uranium

2.3.1.10.2 Force de l'évidence pour les décès par leucémie

Le niveau de force de l'évidence sera attribué en tenant compte de l'ampleur de l'effet et des quatre éléments suivants : plausibilité biologique, précision statistique, validité et cohérence conformément à la méthode décrite à la section 2.2.6.

➤ L'ampleur de l'effet pour les décès par leucémie

La valeur de la MAS est de 1,07, l'ampleur de l'effet est donc jugée faible.

➤ Plausibilité biologique pour les décès par leucémie

La plausibilité biologique est considérée comme **bonne** dans la mesure où une contamination environnementale compatible avec une exposition aux RI est présente.

➤ **Précision statistique pour les décès par leucémie**

Parce que l'ampleur de l'effet est $\geq 1,05$ la valeur de l'intervalle de confiance à 95 % est utilisée pour établir la précision statistique. L'intervalle de confiance à 95 % obtenu est le suivant : (0,93-1,24), donc la précision statistique est jugée **moyenne**.

➤ **Validité pour les décès par leucémie**

La qualité méthodologique de chaque étude est résumée au tableau 25 selon six volets méthodologiques et le score global de validité. Les conditions pour que la qualité d'un volet méthodologique soit jugée bonne, modérée ou faible, sont expliquées à la section 2.2.4. Une étude a obtenu un score global de validité élevé ($\geq 15/20$).

Les résultats des analyses de sensibilité sont présentés au tableau 26. Ici, l'ampleur de l'effet est de 1,07 et les MAS de trois des cinq analyses de sensibilité qui ont pu être réalisées sont considérées stables.

La validité est jugée **faible**, car l'ampleur de l'effet est stable pour trois analyses de sensibilité et qu'une étude a obtenu un score global de validité élevé.

➤ **Cohérence pour les décès par leucémie**

Les résultats des tests d'hétérogénéité sont les suivants : $I^2 = 0,0 \%$; $X^2_4 = 4,548$ et valeur-p = 0,47. Donc, la cohérence est jugée **bonne**.

➤ **Force de l'évidence pour les décès par leucémie**

En conclusion, la plausibilité biologique est bonne, la précision statistique est moyenne, la validité est faible et la cohérence bonne. Donc la force de l'évidence est de niveau **III**, soit : **suspicion d'une faible augmentation du risque**.

Tableau 25 Résumé de la qualité méthodologique de chaque étude pour les décès par leucémie

	# numéro du résultat	Validité externe	Population	Exposition	Effet sur la santé	Contrôle des facteurs de confusion	Financement	Score global de validité
Boice (2010)	1	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Faible	Faible	13
Boice (2007a)	2	Bonne	Bonne	Bonne	Bonne	Faible	Faible	14,5
Boice (2007b)	3	Modérée	Modérée	Modérée	Bonne	Modérée	Faible	12,5
Boice (2003)	4	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Modérée	Faible	13,5
Lopez-Abente (1999)	5	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Modérée	Bonne	15

Tableau 26 Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par leucémie

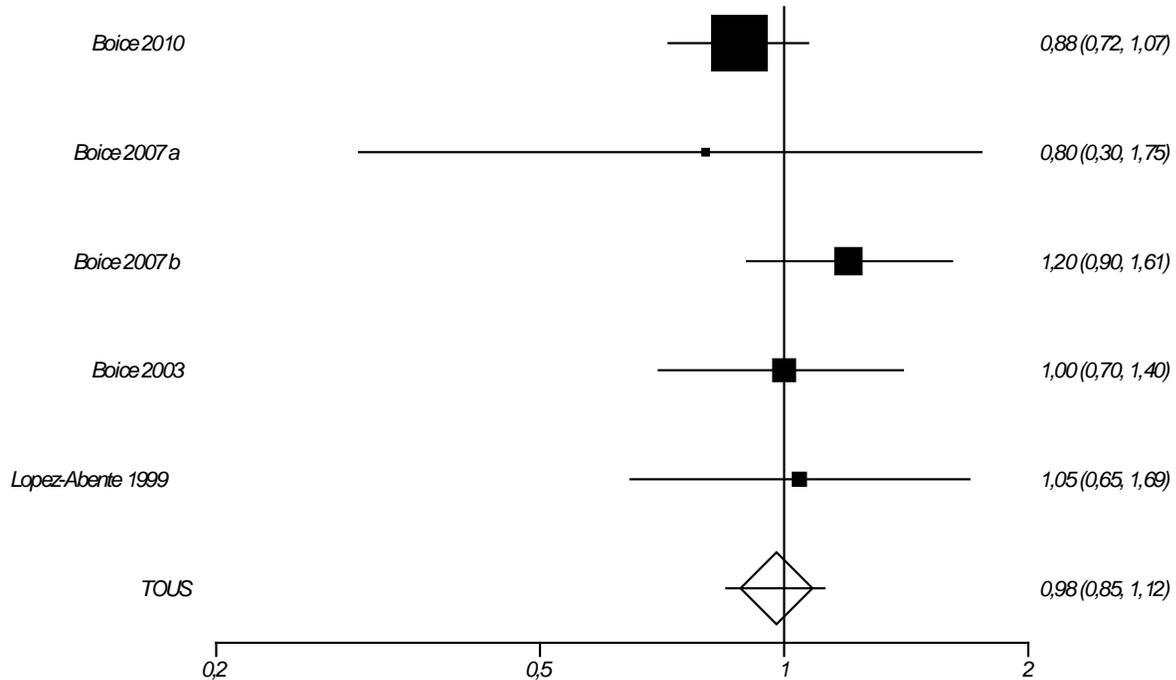
Sous-éléments de validité jugés bons	# numéros des résultats	Résultat synthèse
Validité externe	1, 2, 4, 5	1,15 (0,97-1,35)
Population	2	0,56 (0,15-1,43)
Exposition	2	0,56 (0,15-1,43)
Effet sur la santé	1, 2, 3, 4, 5	1,07 (0,93-1,24)
Confusion		
Financement	5	1,14 (0,91-1,43)
Toutes les études	1, 2, 3, 4, 5	1,07 (0,93-1,24)

2.3.1.11 Décès par lymphome non hodgkinien

Cinq études (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 1999) ont estimé l'association entre le fait de résider près d'une mine d'uranium et le risque de décès par lymphome non hodgkinien. La qualité méthodologique des études est résumée dans le tableau 27. Les résultats de la méta-analyse et des analyses de sensibilité sont présentés respectivement à la figure 19 et au tableau 28. La force de l'évidence et l'appréciation des éléments la soutenant sont présentées à la section 2.3.1.14.

Tableau 27 Résumé de la qualité méthodologique de chaque étude pour les décès par lymphome non hodgkinien

	# numéro du résultat	Validité externe	Population	Exposition	Effet sur la santé	Contrôle des facteurs de confusion	Financement	Score global de validité
Boice (2010)	1	Bonne	Modérée	Faible	Bonne	Faible	Faible	9
Boice (2007a)	2	Modérée	Bonne	Bonne	Bonne	Faible	Faible	14
Boice (2007b)	3	Modérée	Modérée	Modérée	Bonne	Modérée	Faible	11,5
Boice (2003)	4	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Modérée	Faible	12
Lopez-Abente (1999)	5	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Modérée	Bonne	13,5



Tests d'hétérogénéité : $\chi^2_4 = 3,281$, valeur-p = 0,51;
 $I^2 = 0,0 \%$

Figure 19 Décès par lymphome non hodgkinien et résidence près d'une mine d'uranium

Tableau 28 Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par lymphome non hodgkinien

Sous-éléments de validité jugés bons	# numéros des résultats	Résultat synthèse
Validité externe	1, 4, 5	0,92 (0,78-1,08)
Population	2	0,80 (0,30-1,75)
Exposition	2	0,80 (0,30-1,75)
Effet sur la santé	1, 2, 3, 4, 5	0,98 (0,85-1,12)
Confusion		
Financement	5	1,045 (0,65-1,69)
Toutes les études	1, 2, 3, 4, 5	0,98 (0,85-1,12)

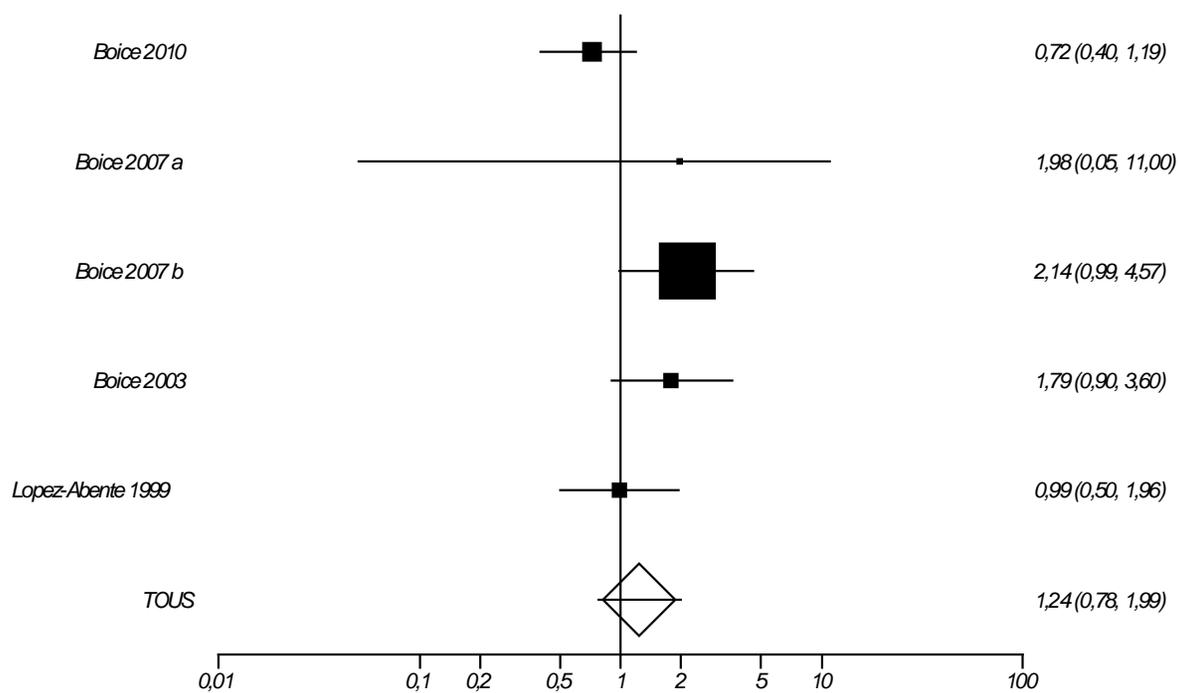
2.3.1.12 Décès par lymphome hodgkinien

Cinq études (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 1999) ont estimé l'association entre le fait de résider près d'une mine d'uranium et le risque de décès par lymphome hodgkinien. La qualité méthodologique des études concernant les décès par lymphome hodgkinien est telle que celle résumée au tableau 27 pour les lymphomes non hodgkiniens.

Les résultats de la méta-analyse et des analyses de sensibilité sont présentés respectivement à la figure 20 et au tableau 29.

Parce que la MAS est $> 1,20$, des analyses par sous-groupes sont réalisées. La méta-analyse selon le genre n'indique pas de différence entre les hommes et les femmes pour le risque de décès par lymphome hodgkinien. Les résultats de la méta-analyse selon la période ne mettent pas en évidence de tendance. Ces résultats sont présentés aux figures 21 et 22.

La force de l'évidence et l'appréciation des éléments la soutenant sont présentées à la section 2.3.1.14.

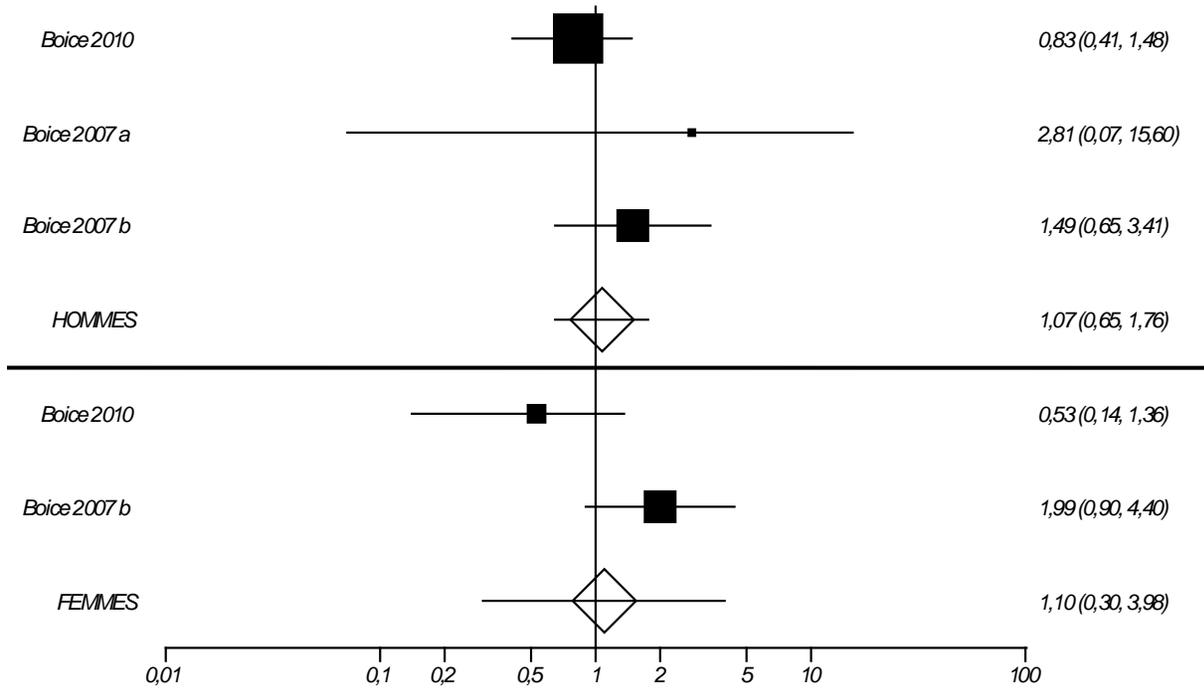


Tests d'hétérogénéité : $\chi^2_4 = 7,263$, valeur-p = 0,12;
 $I^2 = 44,9\%$

Figure 20 Décès par lymphome hodgkinien et résidence près d'une mine d'uranium

Tableau 29 Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par lymphome hodgkinien

Sous-éléments de validité jugés bons	# numéros des résultats	Résultat synthèse
Validité externe	1, 4, 5	1,05 (0,62 – 1,78)
Population	2	1,98 (0,05 – 11,00)
Exposition	2	1,98 (0,05 – 11,00)
Effet sur la santé	1, 2, 3, 4, 5	1,24 (0,78 – 1,99)
Confusion		
Financement	5	0,99 (0,56 – 1,96)
Toutes les études	1, 2, 3, 4, 5	1,24 (0,78 – 1,99)



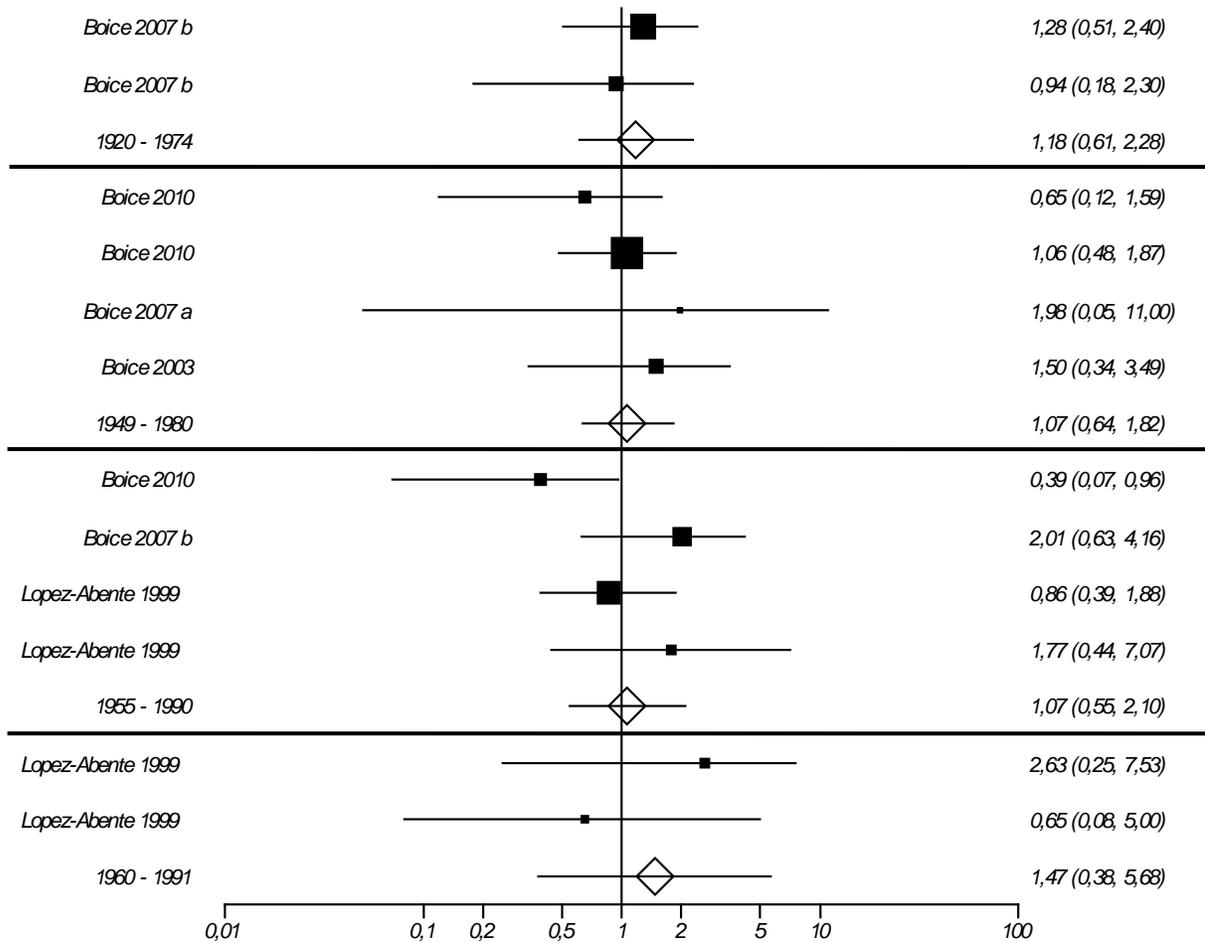
Tests d'hétérogénéité (Hommes) : $\chi^2_2 = 1,705$, valeur-p = 0,426;

$I^2 = 0,0 \%$

Tests d'hétérogénéité (Femmes) : $\chi^2_1 = 3,499$, valeur-p = 0,061;

$I^2 = 71,4 \%$

Figure 21 Décès par lymphome hodgkinien et résidence près d'une mine d'uranium selon le genre



Tests d'hétérogénéité (1920-1974) : $\chi^2_1 = 0,165$, valeur-p = 0,685;
 $I^2 = 0,0 \%$

Tests d'hétérogénéité (1949-1980) : $\chi^2_3 = 1,096$, valeur-p = 0,778;
 $I^2 = 0,0 \%$

Tests d'hétérogénéité (1955 - 1990) : $\chi^2_3 = 4,809$, valeur-p = 0,186;
 $I^2 = 37,6 \%$

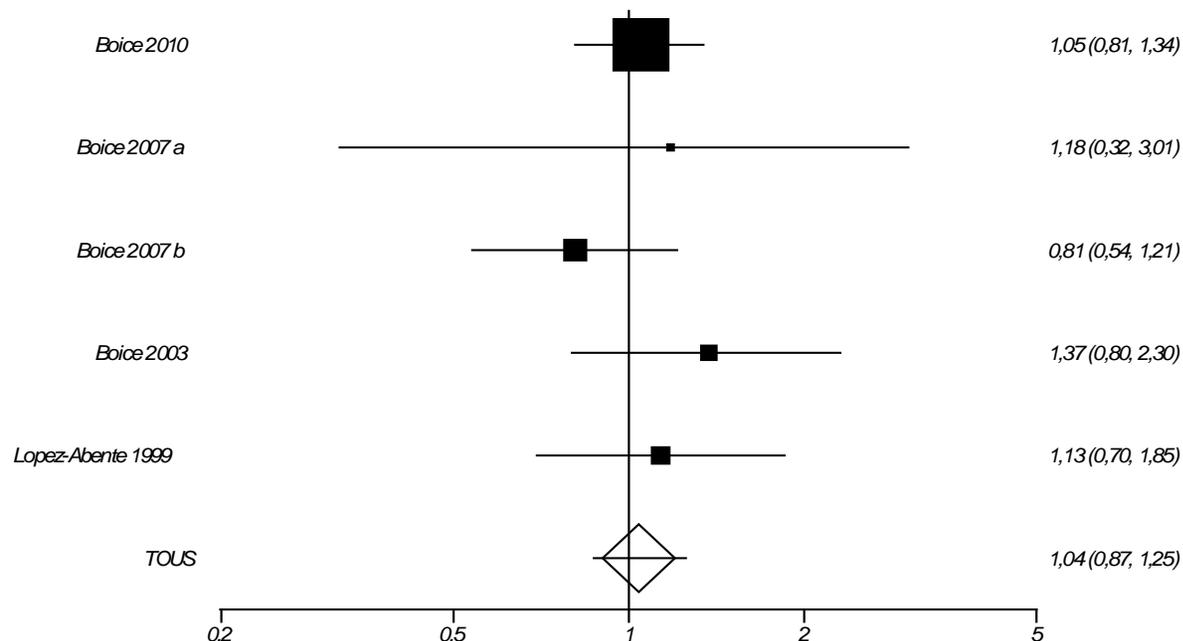
Tests d'hétérogénéité (1960 - 1991) : $\chi^2_1 = 1,066$, valeur-p = 0,3019;
 $I^2 = 6,2 \%$

Figure 22 Décès par lymphome hodgkinien et résidence près d'une mine d'uranium selon la période d'influence

2.3.1.13 Décès par myélome multiple

Cinq études (Boice *et al.*, 2003; Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010; Lopez-Abente *et al.*, 1999) ont estimé l'association entre le fait de résider près d'une mine d'uranium et le risque de décès par myélome multiple. La qualité méthodologique des études concernant les décès par myélome multiple est telle que celle résumée au tableau 27 pour les lymphomes non hodgkiniens. Les résultats de la méta-analyse et des analyses de

sensibilité sont présentés respectivement à la figure 23 et au tableau 30. Enfin, la force de l'évidence et l'appréciation des éléments la soutenant sont présentés à la section 2.3.1.14.



Tests d'hétérogénéité : $\chi^2_4 = 2,693$, valeur-p = 0,61;
 $I^2 = 0,0 \%$

Figure 23 Décès par myélome multiple et résidence près d'une mine d'uranium

Tableau 30 Résultats des analyses de sensibilité pour les décès par myélome multiple

Sous-éléments de validité jugés bons	# numéros des résultats	Résultat synthèse
Validité externe	1, 4, 5	1,11 (0,90-1,36)
Population	2	1,18 (0,32-3,01)
Exposition	2	1,18 (0,32-3,01)
Effet sur la santé	1, 2, 3, 4, 5	1,04 (0,87-1,25)
Confusion		
Financement	5	1,13 (0,70-1,85)
Toutes les études	1, 2, 3, 4, 5	1,04 (0,87-1,25)

2.3.1.14 Résumé des résultats de méta-analyses pour les décès par cancer

Des méta-analyses ont été réalisées pour treize types de cancers afin d'évaluer la possibilité d'une association entre le fait de résider à proximité d'une mine d'uranium et le risque de décès par ces cancers. Pour sept de ces cancers, les données ne permettent pas de conclure (force de l'évidence de niveau IV). Dans la plupart de ces cas, cette conclusion est

attribuable à une validité très faible. Pour les cancers du sein, des ovaires, du rein et le lymphome non hodgkinien, il y a suspicion d'absence d'augmentation du risque (force de l'évidence de niveau V). Par contre, une faible augmentation du risque de leucémie est suspectée (force de l'évidence de niveau III). Enfin, il y a un niveau d'évidence suffisant d'absence d'augmentation du risque de cancer du poumon chez les femmes (force de l'évidence de niveau VI); chez les hommes, la méta-analyse avait mis en évidence une augmentation du risque de cancer du poumon possiblement attribuable à une exposition professionnelle parmi les hommes résidants près des mines d'uranium. L'objectif de la démarche étant de connaître l'effet de l'exposition environnementale et non professionnelle, la décision d'établir la force de l'évidence à partir des résultats concernant la population féminine est justifiée, d'une part, par l'existence d'un risque accru de cancer du poumon chez les travailleurs des mines d'uranium (Brugge *et al.*, 2011; Hornung, 2001; Lubin *et al.*, 1995; Samet, 1991; Tirmarche *et al.*, 2004; Tirmarche *et al.*, 2012) et, d'autre part, par la très faible proportion de femmes parmi ces travailleurs.

Tableau 31 Ampleur de l'effet et IC 95 %, qualité des quatre éléments et force de l'évidence pour les décès par cancer

Type de cancer	Ampleur de l'effet (MAS)	IC 95 %	Var (In MAS)	Plausibilité biologique	Précision statistique	Validité	Cohérence	Force de l'évidence
Poumon chez les femmes	0,89	0,75-1,04	0,007	Bonne	Bonne	Moyenne	Bonne	VI
Colorectal	1,045	0,89-1,23	0,002	Bonne	Bonne	Très faible	Faible	IV
Œsophage	1,14	0,93-1,39	0,010	Bonne	Moyenne	Très faible	Bonne	IV
Estomac	1,02	0,90-1,15	0,004	Bonne	Bonne	Très faible	Bonne	IV
Os	1,29	0,95-1,76	0,025	Bonne	Moyenne	Très faible	Bonne	IV
Sein	1,01	0,89-1,16	0,004	Bonne	Bonne	Faible	Bonne	V
Ovaires	0,96	0,82-1,13	0,007	Bonne	Bonne	Faible	Bonne	V
Vessie	0,88	0,66-1,15	0,007	Bonne	Bonne	Faible	Faible	IV
Rein	0,95	0,74-1,21	0,006	Bonne	Bonne	Faible	Moyenne	V
Leucémie	1,07	0,93-1,24	0,005	Bonne	Moyenne	Faible	Bonne	III
Lymphome non hodgkinien	0,98	0,85-1,12	0,005	Bonne	Bonne	Faible	Bonne	V
Lymphome hodgkinien	1,24	0,78-1,99	0,028	Bonne	Faible	Très faible	Moyenne	IV
Myélome multiple	1,04	0,87-1,25	0,009	Bonne	Bonne	Très faible	Bonne	IV

2.3.2 Incidence des cancers

Quelques auteurs ont étudié l'incidence des cancers et la fréquence des tumeurs malignes auprès des populations résidant près d'une mine d'uranium. Deux de ces études sont de devis écologique (Boice *et al.*, 2010; McLaughlin *et al.*, 1993) et l'autre est de devis transversal (Djibo *et al.*, 2010). Aucune de ces études n'obtient un score de validité élevé. Les caractéristiques méthodologiques de ces études sont décrites aux tableaux 4 et 5.

L'étude de Boice *et al.* (2010) a évalué l'incidence des cancers de 1982 à 2004 parmi les résidents du comté de Cibola au Nouveau-Mexique. Des activités minières y ont eu lieu près de la localité de Grants, du début des années 1950 jusqu'en 1990.

Les résultats de cette étude montrent que le nombre de cas observés dépasse le nombre de cas attendus, d'au moins 20 % (MA > 1,20), pour quelques types de cancer et que, parmi ces cancers, le seuil de signification statistique n'est atteint que pour le cancer du poumon. Tout comme pour les décès par cancer du poumon, cet excès de cas incidents n'est observé que parmi les hommes et peut s'expliquer par le probable travail minier de la population masculine (Boice *et al.*, 2010). Les résultats concernant ces cancers apparaissent au tableau 32a. Par ailleurs, l'étude ne met en évidence aucun excès d'incidence d'au moins 20 %, que ce soit pour l'ensemble de la population ou selon le genre pour les sites cancéreux suivants : œsophage, colorectal, pancréas, mélanome cutané, col de l'utérus, corps utérin, ovaires, prostate, vessie, foie et voies biliaires, os et articulations, tissus mous et cœur, cerveau, thyroïde, lymphome non hodgkinien, lymphome hodgkinien et myélome multiple.

L'étude de Djibo *et al.* (2010) a permis d'identifier les tumeurs malignes à Arlit au Niger où une mine d'uranium est en activité depuis 1968. Cent quatre-vingt-dix cas ont été recensés à partir des résultats d'examen anatomopathologiques demandés de 1991 à 2005 par les médecins des deux hôpitaux desservant la région. Les auteurs ont estimé que l'incidence annuelle des cancers était de 13 à 26 par 100 000 habitants et indiquent que ces taux ne sont pas différents de ceux connus pour l'Afrique.

Enfin, McLaughlin *et al.* (1993) ont étudié l'incidence de la leucémie chez les enfants de moins de 15 ans en Ontario. Le lieu de naissance était employé pour déterminer l'appartenance à une région située à moins de 25 km des installations minières d'Elliot Lake qui sont en exploitation depuis 1954. Dans cette région, de 1964 à 1986, quatre cas ont été observés, alors que cinq étaient attendus selon les taux de l'Ontario par groupe d'âge (0-4 ans, 5-9 ans, 10-14 ans) et par périodes quinquennales.

Une publication récente (Bazyka *et al.*, 2012) a été repérée grâce à la veille scientifique mise en place après l'identification des publications pertinentes pour le chapitre 2. Dans cette étude, Bazyka *et al.* (2012) ont mesuré l'incidence de quelques cancers, de 2003 à 2008 chez les résidents de cinq villes ukrainiennes. Dans trois de ces villes des centrales nucléaires étaient en opération, tandis qu'il y avait des installations d'extraction et de traitement de l'uranium dans deux villes d'une même région. L'une de ces deux villes compte deux mines d'uranium en exploitation depuis 1956 et dans l'autre ville, une usine de traitement de l'uranium a été en exploitation de 1949 à 1991, de plus le territoire contient

neuf sites de résidus ou de déchets miniers. À partir des taux ukrainiens, des rapports standardisés d'incidence ont été calculés pour ces deux villes (tableau 32b). Des excès statistiquement significatifs ont été mesurés pour les cancers du poumon, du sein, du rein et pour la leucémie, mais pas pour le cancer de la thyroïde. Les auteurs mentionnent que la santé des travailleurs de l'industrie uranifère est étroitement surveillée afin de détecter précocement des pathologies possiblement liées à l'exposition professionnelle, et qu'il est possible que les excès observés soient un effet de dépistage causé par la détection plus précoce des cas. Ils soulèvent aussi l'hypothèse que les excès observés s'expliquent par la faiblesse des normes de sécurité concernant la radioactivité dans l'ex-Union Soviétique durant les premières années de la course aux armements nucléaires.

Tableau 32a Rapports standardisés d'incidence (SIR) et intervalles de confiance à 95 % (IC 95 %) des cancers pour lesquels au moins un SIR atteignait 1,20; résultats de Boice (2010) pour le comté de Cibola de 1982 à 2004

Type de cancer	Codes de classification CIM-10	Tous		Femmes		Hommes	
		SIR ^a	IC 95 %	SIR ^a	IC 95 %	SIR ^a	IC 95 %
Estomac	C16	1,12	0,82-1,49	1,47	0,95-2,17	0,88	0,55-1,33
Poumon et bronches	C34	1,25 ^b	1,09-1,43	1,01	0,78-1,29	1,40 ^b	1,18-1,64
Sein	C50	0,85 ^b	0,73-0,98	0,84 ^b	0,73-0,97	1,48	0,17-5,34
Rein	C64.9, C65.9	1,11	0,84-1,44	1,48	0,99-2,13	0,88	0,59-1,27
Toutes les leucémies	C90.1, C91-C94.3, C94.6-C95	1,26	0,96-1,61	1,09	0,67-1,66	1,37	0,98-1,86
Leucémie lymphoïde chronique (LLC)	C91.1	1,17	0,67-1,90	0,82	0,22-2,10	1,37	0,70-2,38
Leucémie non LLC		1,29	0,95-1,72	1,18	0,69-1,89	1,37	0,92-1,96
Leucémie chez l'enfant (0-19 ans)	C90.1, C91-C94.3, C94.6-C95	1,63	0,91-2,69	1,69	0,62-3,68	1,60	0,73-3,03

^a Le SIR correspond au nombre de cas incidents observés de 1982 à 2004 dans la population du comté de Cibola, divisé par le nombre de cas attendus selon les taux annuels par groupe d'âge, ethnité et sexe, de l'État du Nouveau-Mexique.

^b Statistiquement significatif.

Tableau 32b Rapports standardisés d'incidence (SIR) et intervalles de confiance à 95 % (IC 95 %) des cancers - résultats de Bazyka (2012) pour deux villes ayant des installations d'extraction et de traitement de l'uranium

Type de cancer	Codes de classification CIM-10	SIR ^a	IC 95 %
Poumon, bronches et trachée	C33, C34	1,256 ^b	1,176-1,337
Sein	C50	1,146 ^b	1,065-1,227
Rein	C64, C65	1,237 ^b	1,082-1,391
Thyroïde	C73	1,000	0,81-1,189
Leucémie	C91-C95	1,450 ^b	1,256-1,644

^a Le SIR correspond au nombre de cas incidents observés de 2003 à 2008 dans la population des villes de Zhovti Vody et de Dniprodzerzhynsk, divisé par le nombre de cas attendus selon les taux ukrainiens de 2006 par groupe d'âge.

^b Statistiquement significatif.

2.3.3 Décès par causes non cancéreuses

En plus d'examiner les décès par cancer, trois publications (Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010) font part de résultats pour les décès par des causes non cancéreuses. Deux de ces études (Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2010) sont de devis écologique et l'autre est une étude rétrospective (Boice *et al.*, 2007a). Aucune de ces études n'a un score de validité élevé. Les caractéristiques méthodologiques de ces études sont décrites aux tableaux 4 et 5. Une vue d'ensemble des résultats de ces études est présentée au tableau 33.

L'examen du tableau 33 permet de constater que peu des mesures d'associations indiquent un excès statistiquement significatif ou un dépassement d'au moins 20 % du nombre de décès attendus ($MA > 1,20$). Des excès statistiquement significatifs sont observés pour la tuberculose, pour les accidents autres que par véhicule motorisé et pour le suicide, tandis que des excès d'au moins 20 % non statistiquement significatifs sont observés pour la maladie d'Alzheimer, l'asthme et l'ulcère de l'estomac ou du duodénum. Le suicide est la seule de ces six causes de décès pour laquelle plus d'une étude présente un résultat, et l'excès n'est observé que par l'étude comptant le moins de sujets. Enfin, à l'exception des autres accidents, le nombre de cas observés est faible.

Deux de ces publications (Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010) présentent aussi des résultats selon le genre. Ces résultats apparaissent dans le tableau 34 pour les causes de décès où au moins un SMR selon le genre dépassait 1,20. Des excès non statistiquement significatifs, de mortalité par maladie d'Alzheimer, maladie vasculaire cérébrale, néphrite et homicide ont été observés pour les femmes dans l'étude de Boice *et al.* (2010), mais pas dans l'étude de Boice *et al.* (2007a). Par ailleurs, cette étude (Boice *et al.*, 2007a) fait état d'excès non statistiquement significatifs, de mortalité par diabète chez les femmes, par bronchite, emphysème et asthme chez les hommes et d'un excès statistiquement significatif de suicide chez les hommes, alors que de tels excès n'ont pas été observés dans l'étude de Boice *et al.* (2010).

Bien que des excès statistiquement significatifs soient observés pour trois causes de décès, les résultats sont non concluants. La validité des études (Boice *et al.*, 2007b; Boice *et al.*, 2007a; Boice *et al.*, 2010) qui ont obtenu ces résultats n'est pas élevée. Un grand nombre de causes de décès a été examiné et il est possible que parmi les multiples comparaisons effectuées, certaines soient statistiquement significatives uniquement par le fait du hasard. La cohérence est faible car aucun excès pour une cause de décès non cancéreuse n'a été rapporté par plus d'une étude ou pour les deux sexes. Enfin, la plausibilité biologique est faible en ce qui concerne la relation entre l'exposition à la radiation et les décès par tuberculose, par accidents autres que par véhicule motorisé ou par suicide, qui sont des problèmes de santé plutôt en lien avec les inégalités sociales.

Tableau 33 Vue d'ensemble des résultats par étude, nombre de cas observés (Obs) et mesure d'association (MA) pour les décès de causes non cancéreuses

Cause de décès non cancéreuse	Classification utilisée : CIM-9, à l'exception de la (CIM-10) employée par Boice 2010	Boice (2010) ^a		Boice (2007a) ^b		Boice (2007b) ^c	
		Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA
Tuberculose	010-018					15	1,96 ^d
Sida	042-044, 795.8			2	0,90		
Diabète	(E10-E14); 250	45	1,02	17	0,98	152	1,02
Alzheimer	(G30)	6	1,27				
Troubles mentaux et comportementaux	290-319			5	0,50		
Maladie du système nerveux	320-389			20	1,10		
Maladie cardiaque	(I00-I09, I11, I13, I20-I51); 390-398, 404, 410-429	241	1,01	204	0,76 ^d	2 638	0,98
Hypertension avec maladie cardiaque	402,404					58	0,72 ^d
Hypertension sans maladie cardiaque	401, 403, 405					23	0,65 ^d
Maladie vasculaire cérébrale	(I60-I69); 430-438	50	1,18	32	0,65 ^d	720	1,07
Maladie pulmonaire	460-519			83	1,10	897	1,05
Pneumonie et influenza	(J10-J18); 480-487	12	0,56 ^d			318	1,02
Bronchite, emphysème, asthme	(J40-J47); 490-493	56	1,01	21	1,03	188	1,07
Asthme	493					25	1,30
Ulcère de l'estomac et du duodénum	531-533					44	1,22
Maladie hépatique et cirrhose	(K70, K73-K74); 571	42	1,00	2	0,20 ^d	97	1,11
Néphrite	(N00-N07, N17-N19, N25-N27); 580-589	10	0,94	6	0,69	68	1,09

^a Les décès observés et la MA, de type SMR, sont tirés du tableau 5 de l'article. Le SMR compare les décès observés de 1982 à 2004 dans 3 aires de recensement situées près de Grants au nombre attendu selon les taux de l'État du Nouveau-Mexique.

^b Les décès observés et la MA, de type SMR, sont tirés du tableau 3 de l'article. Le SMR compare les décès observés à Uravan de 1979 à 2004 au nombre attendu selon les taux américains.

^c Les décès observés et la MA, de type RSMR sont tirés du tableau 5 de l'article. Le RSMR correspond au SMR (selon les taux du Colorado) obtenu pour Montrose de 1960 à 1999, divisé par le SMR de 5 comtés similaires en ce qui concerne le niveau socioéconomique.

^d Statistiquement significatif.

Tableau 33 Vue d'ensemble des résultats par étude, nombre de cas observés (Obs) et mesure d'association (MA) pour les décès de causes non cancéreuses (suite)

Cause de décès non cancéreuse	Classification utilisée : CIM-9, à l'exception de la (CIM-10) par Boice (2010)	Boice (2010) ^a		Boice (2007a) ^b		Boice (2007b) ^c	
		Obs	MA	Obs	MA	Obs	MA
Anomalie congénitale	(Q00-Q99)	15	0,94				
Accidents	(V01-V09, X00-X59, Y85-Y88); 850-949	130	0,92	18	0,87	595	1,03
Accidents en véhicule motorisé	810-825					270	0,92
Autres accidents	800-807, 826-949					325	1,15 ^d
Homicide	(U01-U02, Y85-Y09, Y35, Y87.1, Y89.0); 960-978, 980-999	23	0,92			41	0,80
Suicide	(U03, X60-X84, Y87.0); 950-959	34	0,75	15	1,84 ^d	174	1,06

^a Les décès observés et la MA, de type SMR, sont tirés du tableau 5 de l'article. Le SMR compare les décès observés de 1982 à 2004 dans 3 aires de recensement situées près de Grants au nombre attendu selon les taux de l'État du Nouveau-Mexique.

^b Les décès observés et la MA, de type SMR, sont tirés du tableau 3 de l'article. Le SMR compare les décès observés à Uravan de 1979 à 2004 au nombre attendu selon les taux américains.

^c Les décès observés et la MA, de type RSMR sont tirés du tableau 5 de l'article. Le RSMR correspond au SMR (selon les taux du Colorado) obtenu pour Montrose de 1960 à 1999, divisé par le SMR de 5 comtés similaires en ce qui concerne le niveau socioéconomique.

^d Statistiquement significatif.

Tableau 34 Rapports standardisés de mortalité (SMR) et intervalles de confiance à 95 % (IC 95 %) pour les causes de décès non cancéreuses, où au moins un SMR atteignait 1,20 soit chez les hommes soit chez les femmes

Cause de décès non cancéreuse	Boice (2010)				Boice (2007a)			
	Hommes		Femmes		Hommes		Femmes	
	SMR	IC 95 %	SMR'	IC 95 %	SMR'	IC 95 %	SMR'	IC 95 %
Diabète	1,11	0,72-1,60	0,91	0,56-1,36	0,81	0,37-1,54	1,29	0,56-2,55
Alzheimer	0,98	0,09-2,81	1,50	0,39-3,33				
Maladie vasculaire cérébrale	1,14	0,73-1,65	1,21	0,79-1,72	0,67	0,41-1,02	0,61	0,30-1,09
Bronchite, emphysème, asthme	1,07	0,74-1,46	0,93	0,58-1,35	1,20	0,70-1,92	0,64	0,17-1,63
Néphrite	0,68	0,18-1,51	1,28	0,46-2,51	0,81	0,26-1,90	0,39	0,01-2,18
Homicide	0,80	0,45-1,27	1,26	0,54-2,30				
Suicide	0,86	0,59-1,19	0,33	0,06-0,81	2,18	1,22-3,60	0,00	0,00-2,88

2.3.4 Aberrations chromosomiques et issues de grossesses

2.3.4.1 Aberrations chromosomiques

Au *et al.* (1995) ont étudié les aberrations chromosomiques spontanées et la réponse de réparation de l'ADN sur des cellules d'échantillons sanguins prélevés chez 24 paires de sujets du comté de Karnes au Texas. Le score de validité de cette étude est élevé, mais son effectif est faible. Les caractéristiques méthodologiques de l'étude sont décrites aux tableaux 4 et 5. Les sujets « exposés » devaient avoir résidé au moins 10 ans à au plus 0,8 km des sites d'exploitation minière ou à au plus 1,6 km dans le quadrant nord-ouest (direction des vents dominants). Les sujets « non exposés » devaient résider au sud de la ville de Kennedy située à environ 16 km au sud de la zone minière et n'avoir jamais résidé dans la zone d'exposition durant les 10 dernières années. Des analyses environnementales sur des échantillons de sols ont montré des concentrations d'uranium-238 significativement plus élevées pour les échantillons provenant de la zone d'exposition comparativement à la zone de non-exposition (Au *et al.*, 1998).

Les sujets ont été appariés pour l'âge et le sexe. Les niveaux de radon résidentiel, mesurés pendant deux à trois jours au printemps 1991, étaient très faibles (0,1-2,1 pCi/L¹⁶ d'air) et similaires parmi les deux groupes. Afin d'éviter les causes possibles d'aberrations chromosomiques, les chercheurs ont exclu les sujets ayant travaillé dans l'industrie uranifère, les fumeurs, les grands buveurs et les sujets ayant été exposés à des radiographies (*scanneurs*) des tissus mous, à de la radiothérapie ou ayant subi de la chimiothérapie.

Pour l'étude des aberrations chromosomiques spontanées, la fréquence de trois anomalies chez les sujets « exposés » a été comparée à la fréquence des mêmes anomalies chez les sujets « non exposés ». Les trois anomalies mesurées sont : - la proportion de cellules ayant une aberration chromosomique, - les délétions par 100 cellules et - les chromosomes dicentriques par 100 cellules. Les analyses cytogénétiques standards n'ont pas montré de différences statistiquement significatives dans la fréquence des aberrations chromosomiques spontanées entre les groupes de sujets « exposée » et « non exposés ». Ces résultats pour les aberrations chromosomiques spontanés apparaissent au début du tableau 35.

Afin d'étudier la réponse de réparation de l'ADN, des cellules prélevées sur les sujets « exposés » et sur des sujets « non exposés » ont subi une irradiation par des rayons gamma. Deux analyses de provocation ont été réalisées, soit une irradiation de 100 cGy ou deux irradiations de 50 cGy de rayons gamma. Les résultats de ces analyses de provocation suggèrent une réponse anormale de la réparation de l'ADN chez les sujets « exposés ». Après irradiation des cellules provenant des deux groupes de sujets, les cellules des sujets « exposés » présentaient des augmentations statistiquement significatives de la proportion des cellules ayant une aberration chromosomique et du nombre de délétions par 100 cellules, comparativement à ce qui a été mesuré après irradiations des cellules des sujets « non exposés ». Ces résultats d'analyses de provocation sont présentés au tableau 35 à la suite des résultats pour les aberrations chromosomiques spontanés.

¹⁶ 1 picocurie (pCi) = 1 Bq / 27, où 1 curie (Ci) = 3,7·10¹⁰ Bq = 37 gigaBq.

En conclusion, bien que les résultats de cette étude soulèvent l'hypothèse d'une réparation anormale de l'ADN chez les sujets « exposés », les données ne permettent pas de conclure et d'autres études de bonne qualité méthodologique et ayant de plus grands effectifs sont nécessaires pour vérifier cette hypothèse.

Tableau 35 Fréquence des aberrations chromosomiques spontanées et après irradiation selon l'exposition des sujets

	Type d'anomalie	Fréquence moyenne		valeur p
		Sujets non-exposés	Sujets exposés	
Aberrations chromosomiques spontanées	% de cellules aberrantes	1,75	2,15	0,12
	délétions/100 cellules	0,40	0,67	0,07
	dicentriques/100 cellules	0,23	0,13	0,06
Analyse de provocation # 1 : irradiation de 100 cGy	% de cellules aberrantes	32,00	38,22	0,0004
	délétions/100cellules	20,94	27,80	0,0055
	dicentriques/100 cellules	17,33	18,13	0,25
Analyse de provocation # 2 : irradiation de 50 + 50 cGy	% de cellules aberrantes	32,17	35,96	0,013
	délétions/100 cellules	22,19	26,71	0,032
	dicentriques/100 cellules	17,08	17,31	0,77

2.3.4.2 Issues de grossesses

Shields *et al.* (1992) ont évalué l'association entre certaines issues de grossesses défavorables et l'exposition d'origine résidentielle et professionnelle des parents. Le score de validité de cette étude n'est pas élevé. Les caractéristiques méthodologiques de l'étude sont décrites aux tableaux 4 et 5. L'étude comptait 266 cas et 266 témoins tirés de 13 329 naissances survenues de 1964 à 1981 dans une communauté navajo de la région du Shiprock au Nouveau-Mexique. Des activités minières uranifères se sont déroulées dans cette région du début des années 1940 jusqu'en 1975. L'exposition résidentielle consistait à avoir vécu à moins de 0,8 km d'une mine ou d'un site de déchets miniers ou de concassage durant la période précédant la naissance.

Les issues de grossesses défavorables ont été divisées en trois sous-groupes : 1) anomalies chromosomiques, mutations génétiques uniques, certaines anomalies morphologiques; 2) dysplasie de la hanche, paralysie cérébrale, retard mental et du développement, mortinaissance sans anomalie, décès infantile autre que par traumatisme (par exemple : infection, cancer); 3) décès associés à la prématurité et aux conditions périnatales, complications obstétricales, effets tératogènes de causes connues (ex. : syndrome d'alcoolisation fœtal) et autres issues défavorables de causes connues. Les auteurs expliquent cette classification comme suit : le premier sous-groupe inclut des conditions pouvant être associées au rayonnement ionisant, le deuxième sous-groupe inclut d'autres conditions pouvant être associées au rayonnement ionisant mais pour lesquelles il est plus

difficile de discerner l'effet au-delà de l'incidence de base, et le troisième sous-groupe inclut des conditions vraisemblablement non associées au rayonnement.

Les principaux résultats sont rapportés dans le tableau 36. Les rapports de cotes¹⁷ indiquent une augmentation de l'ensemble des issues défavorables chez les enfants dont le père est exposé professionnellement et pour l'exposition résidentielle des deux parents. C'est seulement lorsque la mère réside près d'un site de déchets miniers ou de concassage que l'augmentation est statistiquement significative. Un seul des résultats par sous-groupe d'issues défavorables de grossesses est statistiquement significatif et il s'applique au sous-groupe 2 lorsque la mère réside près d'un site de déchets miniers ou de concassage.

Ce dernier résultat est principalement attribuable à une fréquence accrue des dysplasies de la hanche et des décès infantiles. Par ailleurs, la durée d'exposition des mères (résidence, avant la naissance près d'un site de déchets miniers ou de concassage) était similaire pour les mères des cas et des témoins.

Compte tenu du faible niveau socioéconomique de la population étudiée, la possibilité d'extrapolation des résultats de cette étude est limitée. Le taux de participation étant inconnu, il est possible qu'un biais de sélection explique en partie les associations observées. Par exemple, si les parents exposés ont été plus enclins à participer à l'étude et si ce comportement était plus marqué parmi les parents des cas. Cependant, l'effet d'un tel biais qui devrait se répercuter pour chaque sous-groupe d'issues de grossesses semble improbable vu l'inconsistance des résultats du sous-groupe 3. Des erreurs de classification des issues défavorables de grossesses, de mesure de l'exposition et les multiples comparaisons effectuées sont d'autres limites de cette étude. Par ailleurs, les auteurs mentionnent que la consommation d'alcool et de tabac n'était associée à aucune catégorie d'exposition.

En conclusion, bien que les résultats de cette étude soulèvent l'hypothèse d'une augmentation de certaines issues de grossesses défavorables, lorsque la mère a vécu à moins de 0,8 km d'un site de déchets miniers ou de concassage durant sa grossesse, les données ne permettent pas de conclure. Des études de bonne qualité méthodologique sont nécessaires pour vérifier cette hypothèse.

¹⁷ Le rapport de cotes correspond au rapport cas/témoins chez les exposés, divisé par le rapport cas/témoins chez les non-exposés. Lorsque les cas sont rares (environ < 10 % dans la population), le RC est une bonne estimation du risque relatif.

Tableau 36 Rapports de cotes (RC), intervalles de confiance à 95 % (IC 95 %) et valeur *p* pour l'ensemble des issues de grossesses défavorables et chaque sous-groupe selon l'exposition des parents

		Père travaillant à la mine ou au moulin	Résidence près d'un site de déchets miniers ou de concassage		Résidence près d'une mine	
			Père	Mère	Père	Mère
Ensemble des issues défavorables	RC :	1,39	1,22	1,83	1,59	1,43
	IC 95 % :	(0,87-2,25)	(0,63-2,42)	(1,00-3,46)	(0,91-2,85)	(0,72-2,56)
	Valeur <i>p</i> :	0,18	0,64	0,05	0,11	0,23
Sous-groupe 1	RC :	1,25	1,43	1,62	2,43	1,09
	IC 95 % :	(0,55-2,92)	(0,49-4,42)	(0,62-4,52)	(0,96 – 6,93)	(0,44-2,73)
	Valeur <i>p</i> :	0,70	0,63	0,38	0,06	1,00
Sous-groupe 2	RC :	1,56	1,11	2,71	0,92	2,29
	IC 95 % :	(0,80-3,13)	(0,41-3,09)	(1,09-7,64)	(0,38 – 2,19)	(0,89-6,57)
	Valeur <i>p</i> :	0,21	1,00	0,03	1,00	0,09
Sous-groupe 3	RC :	1,20	1,00	0,33	3,00	1,00
	IC 95 % :	(0,31-4,97)	(0,07-13,80)	(0,01-4,15)	(0,54-30,39)	(0,23-4,34)
	Valeur <i>p</i> :	1,00	1,00	0,62	0,29	1,00

2.4 CONCLUSION

Parmi les méta-analyses réalisées pour treize types de décès par cancer, il a été possible de suspecter une faible augmentation du risque de leucémie (force de l'évidence de niveau III) et de conclure qu'il y avait absence d'augmentation du risque de cancer du poumon chez les femmes avec un niveau d'évidence suffisant (force de l'évidence de niveau VI). Il faut noter que, chez les hommes, la méta-analyse avait mis en évidence une augmentation du risque de cancer du poumon vraisemblablement attribuable au travail minier. L'objectif de la démarche étant de connaître l'effet de l'exposition environnementale et non professionnelle, il a été décidé d'établir la force de l'évidence à partir des résultats concernant la population féminine pour le cancer du poumon.

Les conclusions des onze autres méta-analyses sont soit de suspecter qu'il y a absence d'augmentation du risque (force de l'évidence de niveau V), soit que les données ne permettent pas de conclure (force de l'évidence de niveau IV). Pour les décès par cancer n'ayant pas fait l'objet d'une méta-analyse, il est très peu probable que la force de l'évidence soit d'un niveau différent de IV ou V.

La presque totalité des résultats concernant l'incidence des cancers ne provenant que d'une étude, il n'était pas possible d'effectuer des méta-analyses. Le seul cancer dont l'incidence était statistiquement plus élevée est le cancer du poumon, mais seulement chez les hommes, ce qui est cohérent avec les observations concernant les décès par cancer du poumon. Par ailleurs, une récente étude ukrainienne fait état d'incidences statistiquement

plus élevées pour certains cancers, possiblement attribuables à un effet de dépistage causé par la détection plus précoce des cas chez les travailleurs de l'uranium ou à la faiblesse des normes de sécurité en matière de radioactivité dans l'ex-Union Soviétique.

Parmi les causes de décès non cancéreuses, des excès statistiquement significatifs sont observés pour la tuberculose, les accidents autres que par véhicule motorisé et le suicide chez les hommes. Cependant, on ne peut exclure qu'un phénomène de comparaisons multiples soit à l'origine de ces observations. Par ailleurs, les limites méthodologiques, le manque de cohérence et l'absence de plausibilité biologique font en sorte qu'il n'est pas possible de conclure au sujet du lien entre le fait de résider à proximité d'une mine d'uranium et les causes de décès non cancéreuses.

La presque totalité des données concernant les décès par cancer, l'incidence des cancers et les autres causes de décès proviennent d'études écologiques. Ce type d'étude est sujet aux biais écologiques suivants : 1) absence de valeurs individuelles pour l'exposition ou pour certaines caractéristiques sociodémographiques, ainsi tous les sujets du groupe se voient attribuer le même niveau d'exposition ou les mêmes caractéristiques sociodémographiques lorsqu'elles sont disponibles pour le groupe; 2) absence de données concernant des caractéristiques personnelles pouvant entraîner de la confusion (ex. : tabagisme, autres habitudes de vie, antécédents médicaux et familiaux, etc.); 3) possibilité de migration des sujets (certaines personnes décédées à l'intérieur d'un territoire exposé y vivaient peut-être depuis peu de temps et, à l'inverse, des personnes ayant vécu longtemps à l'intérieur d'un territoire exposé sont peut-être décédées ailleurs). Aussi, il est difficile de prédire dans quel sens ces biais peuvent influencer sur la mesure d'association.

Lors des méta-analyses, ces faiblesses méthodologiques ont pour conséquence que la validité est souvent faible ou très faible, comme il est possible de l'observer pour douze des treize méta-analyses réalisées. Prises individuellement, les études écologiques ne peuvent ni prouver ni infirmer une association; elles sont plutôt utiles pour soulever des hypothèses.

Seulement deux autres études ayant évalué si le fait de résider près d'une mine d'uranium pouvait affecter la santé ont été identifiées. Les effets sur la santé étudiés étaient les aberrations chromosomiques et les issues de grossesses défavorables chez des sujets vivant très près, pour la plupart à moins de 0,8 km, des installations minières. Les résultats de ces études soulèvent des hypothèses, mais ne permettent pas de conclure. D'autres études de bonne qualité méthodologique et ayant des effectifs suffisants sont nécessaires pour vérifier ces hypothèses.

3 ANALYSE DES RISQUES POTENTIELS POUR LA SANTÉ HUMAINE : APPROCHE PAR ÉVALUATION DU RISQUE TOXICOLOGIQUE

Tel que présenté à la section 1.1, le second élément du mandat confié à l'INSPQ consiste à effectuer une étude de faisabilité concernant une évaluation du risque toxicologique et radiologique, tout au long de la chaîne de production de l'uranium et de ses sous-produits, et, si cette évaluation est jugée faisable, à la réaliser.

Au Québec, l'évaluation du risque toxicologique¹⁸ pour la santé humaine devrait être réalisée conformément aux Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec – *Lignes directrices* (INSPQ, 2012). Toute évaluation du risque comporte les quatre étapes suivantes :

- Identification du danger : définir la situation/projet à l'étude, la population exposée, les substances toxiques auxquelles la population peut être exposée, les voies d'exposition concernées.
- Estimation de l'exposition : calculer des doses de contaminants potentiellement reçues par la population et ses différents sous-groupes (ex. : enfants, autochtones, etc.). Cette étape est réalisée à partir des concentrations environnementales mesurées ou modélisées des contaminants en cause et à partir de paramètres définis dans des scénarios d'exposition (volume d'eau ingéré, volume d'air inspiré, quantité d'aliments consommés, etc.) préalablement définis (c.-à-d. contenu dans les *Lignes directrices*).
- Caractérisation toxicologique : documenter les effets sur la santé pouvant être associés aux contaminants concernés et répertorier les différentes valeurs toxicologiques de référence (soit les valeurs de référence pour les substances non cancérogènes et les estimateurs de risque pour les substances cancérogènes).
- Estimation du risque : quantifier le risque à partir des valeurs toxicologiques de référence (étape 3) et des doses d'exposition (étape 2).

Pour réaliser une évaluation du risque, il est donc obligatoire de connaître :

- les contaminants concernés;
- les valeurs toxicologiques de référence de ces contaminants;
- les paramètres des scénarios d'exposition;
- les concentrations environnementales de ces contaminants.

Dans le cas associé au développement de projet minier uranifère à Sept-Îles, les contaminants pouvant soulever des inquiétudes demeurent connus (voir chapitre 1). Aussi, divers organismes (Commission internationale de protection radiologique [CIPR], U.S. Environmental Protection Agency [U.S. EPA], Organisation mondiale de la Santé [OMS], etc.) ont retenu des valeurs toxicologiques de référence, et les *Lignes directrices* de l'INSPQ

¹⁸ Le terme risque toxicologique est utilisé ici dans son sens large. En effet, bien qu'il fasse généralement référence aux contaminants chimiques, il inclut également les agents physiques tels les rayonnements ionisants puisque c'est l'effet toxicologique qui est évalué (INSPQ, 2012).

définissent les paramètres des scénarios d'exposition compatible avec le contexte régional de la Côte-Nord. Par contre, en ce qui concerne les contaminants environnementaux pouvant être identifiés à proximité d'installations minières uranifères, aucune donnée mesurée n'est disponible pour la région de Sept-Îles, puisqu'aucune mine n'y est actuellement exploitée. De plus, aucune modélisation environnementale permettant de définir un modèle de dispersion de ces contaminants n'a été réalisée. Il est donc impossible de réaliser une évaluation du risque reliée à l'exploitation de mines d'uranium contemporaines propre au contexte de Sept-Îles.

Pour pallier cet important déficit de données probantes, les membres de l'équipe de recherche de l'INSPQ ont tout d'abord effectué une revue de la littérature scientifique et de la littérature grise portant sur les évaluations du risque pour la santé des populations résidant à proximité des exploitations minières uranifères contemporaines, à l'échelle canadienne et internationale. Ensuite, une revue de la littérature scientifique en lien avec la contamination environnementale, également caractérisée à proximité des mines d'uranium contemporaines canadiennes et internationales, a été entreprise. Ce deuxième volet a permis d'ajouter un plus grand nombre de données pertinentes à celles obtenues lors du premier volet de la revue de la littérature.

Les revues de la littérature effectuées visaient deux objectifs et deux sous-objectifs, soit de :

1. Présenter la variabilité des risques populationnels moyens en milieu uranifère répertoriés dans la littérature suivant une caractérisation de leur distribution selon la nature des vecteurs (ex. : eau) ainsi que des contaminants (ex. : ^{226}Ra) impliqués.
2. Caractériser la contribution de l'activité minière uranifère sur l'environnement limitrophe au regard :
 - 2.1. des risques associés aux apports supplémentaires de contaminants issus de la mine en comparaison aux risques associés aux bruits de fond régionaux
 - 2.2. de la variabilité spatiale des risques potentiellement engendrés par la présence d'installations minières.

Les travaux exploratoires effectués en lien avec les sous-objectifs 2.1 et 2.2 correspondent à certaines des préoccupations évoquées en début de mandat par la DSP de la Côte-Nord à l'équipe scientifique de l'INSPQ.

Avant d'aborder plus spécifiquement les éléments en lien avec l'approche méthodologique préconisée, il est suggéré au lecteur de consulter l'annexe 6 qui présente les éléments théoriques et conceptuels ayant trait à l'évaluation du risque d'origine radiologique et d'origine chimique. L'assimilation des informations présentées dans cette annexe permettra au lecteur de mieux apprécier la méthodologie, la présentation des résultats ainsi que leur interprétation.

3.1 MÉTHODOLOGIE

3.1.1 Approche générale

Tel que mentionné précédemment, les membres de l'équipe ont d'abord procédé à une revue de la littérature portant sur la contamination environnementale engendrée par l'exploitation uranifère et les risques associés pour la santé des populations avoisinantes. Les documents pertinents ont été sélectionnés à partir des outils et plateformes de recherche en ligne communément utilisés par les professionnels de l'INSPQ (voir section 3.1.2). Les éléments considérés issus de cette revue ont été compilés dans des grilles d'analyse développées à cet effet.

Une première série de données issues de diverses évaluations de risque rapportées dans la littérature a directement été compilée dans les grilles d'analyse en vue d'en dégager les informations les plus pertinentes. Une seconde série de données comprenant des valeurs moyennes d'activités et de concentrations de contaminants (radionucléides et éléments chimiques) présents dans différents vecteurs de contamination environnementale (ex : poissons, sol, eau, air)¹⁹ a été intégrée dans un scénario d'exposition, afin de générer une seconde série de données d'évaluation du risque théorique (voir section 3.1.3). Cette approche complémentaire a été développée, d'une part pour pallier le petit nombre de publications répertoriées portant sur des évaluations de risque, et d'autre part parce que les scénarios d'exposition attachés à ces évaluations n'étaient pas présentés de façon exhaustive dans les publications retenues ou présentaient des hétérogénéités les rendant difficilement comparables entre eux.

Ces deux séries de données d'évaluation du risque (soit celles rapportées de la littérature et celles calculées par l'équipe de recherche à partir des données environnementales et du scénario d'exposition) ont permis de constituer une base de données à partir de laquelle les membres de l'équipe de recherche ont pu articuler leur analyse afin de répondre aux objectifs primaires et secondaires mentionnés précédemment.

Ainsi, afin de répondre au premier objectif (soit de présenter la variabilité des risques moyens répertoriés en milieu uranifère), les auteurs ont d'abord réalisé le portrait de la distribution de ces risques, et ce, pour chaque combinaison de contaminant/vecteur retenue (voir section 3.1.4). Ces schémas de distribution de risque ont été présentés pour des groupes de population exposés à la fois aux activités minières uranifères et au bruit de fond naturel régional (groupe E) ainsi que pour des groupes de population exposés uniquement au bruit de fond régional (groupes non exposés aux activités minières ou groupe NE). Il est à noter que le bruit de fond régional représente le risque associé à l'exposition d'un milieu dont le substrat géologique est riche en uranium.

Ensuite, afin d'atteindre le second objectif (soit de caractériser la contribution de l'activité minière uranifère sur l'environnement), les articles présentant des données à la fois pour les groupes exposés et pour les groupes non exposés aux mines d'uranium ont été sélectionnés afin de caractériser la contribution de l'activité minière uranifère au regard de l'apport

¹⁹ Nommées partout ailleurs *données environnementales* pour alléger le texte.

supplémentaire sur les risques associés aux bruits de fond régionaux. De façon similaire, les articles présentant des données associées à des populations établies à différentes distances d'une installation minière ont été sélectionnés en vue de caractériser la variabilité spatiale des risques associés à de telles expositions (voir section 3.1.5).

Bien que cette approche indirecte et générique d'évaluation du risque en lien avec l'exploitation uranifère soit susceptible d'engendrer de nombreuses incertitudes, elle permet, dans les limites des données assemblées, de répondre aux objectifs mentionnés précédemment. Les détails méthodologiques concernant la démarche employée par l'équipe de recherche sont présentés ci-dessous.

3.1.2 Revue de la littérature

3.1.2.1 Stratégie de recherche

La revue de la littérature scientifique s'est d'abord amorcée par l'élaboration de deux bordereaux de recherche, soit un pour chaque volet de la présente étude (évaluation du risque et contamination environnementale). Cette étape a été réalisée avec l'appui d'une technicienne en recherche documentaire de l'INSPQ. Chacun des bordereaux permet de croiser un certain nombre de concepts décrits par une série de mots-clés. Les concepts associés aux études d'évaluation du risque sont les suivants : 1) uranium et ses descendants; 2) exploitation minière; 3) évaluation du risque/de l'exposition et 4) population et travailleurs. Il est à noter qu'afin de cumuler un plus grand nombre de données, le troisième concept a été élargi aux évaluations du risque partielles, c'est-à-dire à celles qui comprennent seulement une évaluation de l'exposition (soit les deux premières étapes du processus d'évaluation de risque décrit à la section 3). Quant aux concepts associés aux études de contamination environnementale, ce sont les suivants : 1) uranium et ses descendants, 2) exploitation minière, 3) environnement et 4) concentrations. Les bordereaux détaillés sont présentés aux annexes 7 à 10.

Les stratégies de recherche comprises dans ces bordereaux ont été appliquées aux interfaces de recherche *PubMed* et *OVID*. Les bases bibliographiques interrogées à partir de *PubMed* sont *PreMEDLINE*, *MEDLINE* et *OldMEDLINE*. Ces dernières ont aussi été interrogées à partir d'*OVID*, tout comme l'ont été les bases bibliographiques *EMBASE* et *Global Health*.

Ces stratégies ont été appliquées une première fois en août 2010. Elles ont permis de sélectionner 1 039 études dans *PubMed* et 739 dans *OVID*. Une mise à jour a aussi été réalisée en juin 2011, mais en limitant la date de publication d'août 2010 à juin 2011. Cette fois, 84 nouvelles études dans *PubMed* et 120 autres dans *OVID* ont été recensées. À partir de juin 2011, une veille scientifique a été mise en place jusqu'en mars 2012.

Les résumés des articles retenus ont été passés en revue pour éliminer d'une part les doublons et d'autre part les articles jugés non pertinents sur la base des critères d'exclusion suivants :

- articles rédigés dans une autre langue que le français ou l'anglais;
- articles traitant uniquement de :
 - mines autres que les mines d'uranium,
 - données expérimentales (c'est-à-dire celles obtenues en laboratoire ou en conditions contrôlées),
 - données rapportées d'autres études.
 - scénarios pour les travailleurs ou le biote.

Alors que le critère linguistique a été retenu en raison des ressources limitées à cet effet, les autres critères d'exclusion ont été désignés afin de circonscrire la recherche sur le thème de l'exposition des populations aux contaminants en provenance des mines d'uranium.

À la suite de cet exercice, 220 articles ont été retenus en août 2010 et 23 autres articles ont été retenus entre en juin 2011 et mars 2012. Ainsi, 243 articles ont été compilés, soit 46 pour les données de risque et 197 pour les données environnementales.

Parallèlement à la revue de littérature effectuée sur la base des articles scientifiques, une recherche portant sur la littérature grise a été entreprise. Cette recherche visait à répertorier les rapports d'évaluation de risque traitant des populations établies près de sites miniers uranifères. Cette recherche a été réalisée à l'aide :

- des sites Internet des organismes contribuant à l'évaluation des impacts des radiations sur la santé (U.S. EPA, CIPR, etc.);
- des bibliographies des articles scientifiques et des rapports;
- de recherches par le moteur de recherche Google à partir de mots-clés contenus dans les titres des rapports pertinents.

Pour être retenus, les rapports devaient répondre à tous les critères suivants :

- contenir des données de risque pour la population vivant dans le voisinage d'une mine d'uranium;
- contenir des informations pertinentes au sujet de la méthodologie des calculs utilisés;
- provenir d'organismes gouvernementaux uniquement;
- traiter de risques attribuables à la mine ou, d'une autre façon, présenter des risques regroupant à la fois le bruit de fond et régional et l'apport de la mine.

3.1.2.2 *Compilation des données issues de la revue*

En raison du nombre important de publications scientifiques retenues (soit 243), les données associées ont été compilées à l'intérieur de grilles créées à partir du logiciel Excel[®]. Une grille a été créée pour les études d'évaluation du risque et une autre pour les études de contamination environnementale. Les grilles de compilation présentent, entre autres, les informations relatives aux aspects suivants :

- Publication : titre, premier auteur, affiliation des auteurs (industries ou autres), périodique, année de publication, périodes d'investigation (début et fin);
- Méthodologie : pays, province/région, année(s) d'investigation, type de données (terrains versus témoins; exposés versus non exposés), groupes cibles (ex. : adultes, enfants), distance de l'échantillon prélevé ou du groupe cible par rapport à l'installation minière (0, 1, 10, 100 et 1000 km), vecteur caractérisé (ex. : air, sol, résidus, poussières, tissu animal), contaminants évalués (radionucléide ou élément chimique);
- Résultats : concentration ou activité des contaminants considérés, dose radiologique ou chimique, excès de mortalité ou d'incidence de cancer, indice de risque non cancérogène, unités, statistiques rapportées (ex. : minimum, maximum, moyenne, écart-type), nombre d'échantillons.

3.1.3 **Évaluation du risque théorique**

Tel que mentionné précédemment, les valeurs moyennes d'activités de radionucléides et de concentrations d'éléments chimiques compilées ont été converties en données de risque théorique à partir d'un scénario d'exposition élaboré pour la présente situation. Ce scénario d'exposition, adapté au contexte nord-côtier, a été développé afin de pouvoir comparer ces risques entre eux puisqu'ils ont été établis sur une base commune.

Cette section décrit le scénario d'exposition utilisé ainsi que les équations pour dériver les risques théoriques qui comprennent les doses et les risques de nature radiologique d'une part, ainsi que les risques de nature chimique d'autre part.

3.1.3.1 *Description du scénario d'exposition*

Parmi l'ensemble des données qui dépeignent les conditions d'exposition associées au parc minier uranifère international rencontrées au cours des 37 dernières années, seules les données jugées pertinentes sur l'exposition des populations avoisinantes aux mines d'uranium contemporaines ont été intégrées au scénario. De cette façon, toutes les données acquises après 1990 ont d'abord été retenues car, selon toute vraisemblance, elles reflètent des conditions d'exploitation uranifère dites contemporaines, à l'image de celle rencontrée au Canada. En effet, c'est au début des années 1990 que la CIPR a recommandé, à l'échelle internationale, une limite de dose de 1 mSv/an pour les expositions planifiées des populations aux rayonnements ionisants (voir annexe 6). Au Canada, cette limite de dose a dès lors été adoptée à titre de valeur légale puisqu'elle est incluse au Règlement sur la radioprotection (Gouvernement du Canada, 2012a). C'est également à la même époque que le Règlement canadien sur les effluents de mines de métaux (Gouvernement du Canada, 2012b) est entré en vigueur. Enfin, plusieurs conventions internationales ayant trait à la

production d'uranium ont été ratifiées dans les années 1990 par de nombreux pays producteurs d'uranium, dont le Canada (AEN/AIEA, 1999).

Ensuite, seules les données associées à des contaminants potentiellement liés aux mines d'uranium ont été retenues. Ainsi, tous les radionucléides des chaînes de désintégration de ^{238}U et du ^{232}Th ont été intégrés aux scénarios d'exposition tout comme les éléments chimiques suivants : arsenic (As), baryum (Ba), cadmium (Cd), cobalt (Co), chrome (Cr), mercure (Hg), molybdène (Mo), plomb (Pb), sélénium (Se) et uranium (U). Enfin, toutes les données environnementales qui sont issues du site même de la mine ont été retirées de la base de données car elles sont davantage représentatives de l'exposition des travailleurs que de la population en générale.

Le scénario intégré aux analyses effectuées définit les voies et les vecteurs d'exposition ainsi que leurs différentes modalités comme le poids corporel, les groupes d'âges ciblés, le débit respiratoire associé aux individus potentiellement exposés, la consommation d'eau potable et le temps passé à l'extérieur/intérieur.

Comme pour toute évaluation de risque réalisée au Québec, les scénarios retenus dans le présent rapport sont ceux trouvés dans les *Lignes directrices* (INSPQ, 2012). Dans un premier temps, les voies et les vecteurs d'exposition des *Lignes directrices* ont été adaptés en fonction des voies d'exposition identifiées par plusieurs auteurs dans les situations où la population générale est exposée à des activités humaines impliquant des sources radioactives, incluant les mines d'uranium (Johnson *et al.*, 2009; UNSCEAR, 2000; Rocco *et al.*, 2008). Ces voies et ces vecteurs d'exposition comprennent l'incorporation (exposition interne) dans les tissus et les organes de gaz et de particules (radioactives ou non) par l'air, l'eau et les aliments ainsi que l'exposition par l'air aux rayonnements gamma (exposition externe). Ces voies et ces vecteurs d'exposition ont également été adaptés en fonction de discussions poursuivies avec la DSP de la Côte-Nord au sujet de paramètres d'exposition propres à cette région. Le tableau 37 présente les voies et les vecteurs d'exposition retenus ainsi qu'une brève description des modalités les entourant. Le tableau 38 présente quant à lui les voies et les vecteurs d'exposition non retenus ainsi que la justification entourant leur exclusion.

Tableau 37 Voies et vecteurs d'exposition retenus pour les scénarios d'exposition reliés aux mines d'uranium

Voies et vecteurs d'exposition	Éléments concernés	Modalités
Inhalation de la phase gazeuse à l'extérieur et à l'intérieur	<ul style="list-style-type: none"> • radon 	<ul style="list-style-type: none"> • Seul le radon est considéré puisque c'est le seul contaminant radioactif gazeux dispersé au cours des opérations minières uranifères. Assumant que les mines sont actives 12 mois par année, l'exposition est considérée sur une base annuelle. • Les paramètres d'exposition contenus dans les <i>Lignes directrices</i> concernant la phase gazeuse ne sont pas retenus. Le calcul des doses et des risques pour l'exposition au radon s'effectue en accord avec la méthodologie préconisée par la CIPR. Celle-ci est explicitée ci-dessous.
Inhalation de particules à l'extérieur et à l'intérieur	<ul style="list-style-type: none"> • radionucléides • éléments chimiques 	<ul style="list-style-type: none"> • Les auteurs ont considéré que l'exposition aux radionucléides et aux métaux est susceptible de survenir 12 mois par année (voir plus haut). Dans le cas des particules retrouvées dans l'air l'intérieur, si les données environnementales ne sont pas disponibles, un taux d'intrusion de particules extérieures vers le milieu intérieur de 70 % est utilisé. • Les temps quotidiens passés à l'extérieur et à l'intérieur varient en fonction des types d'occupation du territoire qui tiennent compte de la situation particulière de la Côte-Nord (voir ci-dessous). • Les taux d'inhalation (m³/kg-jour) et les poids corporels (kg) utilisés correspondent aux <i>Lignes directrices</i> (INSPQ, 2012).
Ingestion de sol	<ul style="list-style-type: none"> • radionucléides • éléments chimiques 	<ul style="list-style-type: none"> • Les taux d'ingestion de sols/poussières intérieures (mg/jour) utilisés sont ceux des <i>Lignes directrices</i> (INSPQ, 2012) • Durant l'hiver (5 mois/an), 15 % des taux d'ingestion de sols et poussières sont représentés par le sol. • Durant l'été (7 mois/an), 65 % des taux d'ingestion de sols et poussières sont représentés par le sol.
Ingestion d'eau potable	<ul style="list-style-type: none"> • radionucléides • éléments chimiques 	<ul style="list-style-type: none"> • Les taux d'ingestion (ml/jour) utilisés sont ceux des <i>Lignes directrices</i> (INSPQ, 2012). • L'exposition a lieu 365 jours/an.
Ingestion d'aliments d'origine locale : poissons et fruits de mer, viande et oeuf fruits, légumes racines et autres légumes	<ul style="list-style-type: none"> • radionucléides • éléments chimiques 	<ul style="list-style-type: none"> • Les quantités consommées (kg/jour) de chacun de ces aliments considérés sont celles des <i>Lignes directrices</i> (INSPQ, 2012). • La proportion d'aliments d'origine locale varie en fonction des types d'occupation du territoire qui tiennent compte de la situation particulière de la Côte-Nord (voir tableau 39).

Tableau 37 Voies et vecteurs d'exposition retenus pour les scénarios d'exposition reliés aux mines d'uranium (suite)

Voies et vecteurs d'exposition	Éléments concernés	Modalités
Contact cutané avec les particules (sol et poussières) et avec l'eau (dont l'eau de baignade)	<ul style="list-style-type: none"> • éléments chimiques 	<ul style="list-style-type: none"> • Les paramètres d'exposition cutanée sont ceux définis par les <i>Lignes directrices</i> (INSPQ, 2012).
Exposition externe à l'extérieur et à l'intérieur	<ul style="list-style-type: none"> • Rayonnement gamma 	<ul style="list-style-type: none"> • Cette voie n'est pas identifiée dans <i>les Lignes directrices</i>. • La méthodologie pour le calcul des risques associés à l'exposition externe est décrite ci-dessous

Tableau 38 Voies et vecteurs d'exposition non retenus pour les scénarios d'exposition reliés aux mines d'uranium en milieu nord-côtier

Voies et vecteurs d'exposition	Éléments concernés	Modalités
Ingestion de poussières intérieures	<ul style="list-style-type: none"> radionucléides éléments chimiques 	<ul style="list-style-type: none"> Selon les <i>Lignes directrices</i>, les poussières intérieures sont majoritairement issues de la dégradation des meubles, des objets et des vêtements, des résidus de poils d'animaux ainsi que de la peau, donc il ne s'agit pas d'un vecteur d'exposition influencé par l'exploitation uranifère.
Ingestion de lait d'origine locale	<ul style="list-style-type: none"> radionucléides éléments chimiques 	<ul style="list-style-type: none"> Il y a très peu d'élevage laitier sur la Côte-Nord.
Ingestion de lait maternel	<ul style="list-style-type: none"> radionucléides éléments chimiques 	<ul style="list-style-type: none"> Il n'y a aucune donnée provenant de la littérature scientifique répertoriée concernant la présence de radionucléides ou de métaux dans le lait maternel. Bien que la publication 95 de la CIPR (2004) permette de calculer une dose à l'enfant allaité en tenant compte de l'exposition de la mère, l'équipe de recherche juge qu'une telle modélisation, effectuée à partir des données colligées dans la littérature, dépasse le cadre du présent travail étant donné les incertitudes s'y rattachant.
Contact cutané avec les particules (sol et poussières) et l'eau (dont l'eau de baignade)	<ul style="list-style-type: none"> radionucléides 	<ul style="list-style-type: none"> Il y a très peu de données concernant l'absorption cutanée des radionucléides. De plus, la CIPR n'a pas défini de coefficients de doses radiologiques en lien avec cette voie d'exposition (CIPR, 1995).
Contact cutané avec la phase gazeuse	<ul style="list-style-type: none"> radon 	<ul style="list-style-type: none"> Cette voie n'est pas prise en considération puisque la CIPR n'a pas défini de coefficients de doses radiologiques en lien avec cette voie d'exposition^a.

^a Il est à noter qu'un coefficient de dose équivalent pondéré a été développé afin d'évaluer l'impact radiologique du radon sur les tissus cutanés (NRC, 1999), mais ce dernier n'a pas été retenu dans le présent travail.

Afin d'être en mesure de définir les risques associés à l'activité minière uranifère pouvant être encourus par les populations résidant sur la Côte-Nord, trois types d'utilisation du territoire ont été définis à partir des paramètres contenus dans les *Lignes directrices*. Il est à noter que ces types d'utilisation du territoire ont également fait l'objet d'une validation auprès des représentants de la direction de la santé publique de la Côte-Nord :

- Résidentiel en milieu urbain : Il s'agit d'une occupation pour laquelle les individus vivent dans une ville dans laquelle il n'y a pas lieu de croire que leurs habitudes de vie sont différentes de celles d'individus provenant d'une autre ville, que celle-ci soit située dans le sud du Québec ou sur la Côte-Nord. Ces individus travaillent à l'intérieur, habitent une maison et achètent leur nourriture au supermarché. Les paramètres d'exposition sont donc ceux retrouvés dans les *Lignes directrices*.

- Résidentiel en milieu urbain – utilisateur de la ressource : Il s’agit d’une occupation pour laquelle les habitudes de vie des individus qui résident dans la ville sont au point de départ identiques au type d’occupation précédent, toutefois, dans ce type d’occupation, les individus profitent plus de la nature de la Côte-Nord, c’est-à-dire qu’ils y exercent des activités de loisirs en plein air, de la chasse et de la pêche.
- Autochtone : Une population autochtone importante vit sur la Côte-Nord. Dans ce type d’occupation, les autochtones ont un mode de vie traditionnel, c’est-à-dire qu’ils se nourrissent exclusivement de produits de la chasse et de la pêche et qu’ils font la cueillette des petits fruits. Il s’agit du scénario le plus prudent sur le plan de l’exposition.

La principale différence entre ces trois types d’utilisation du territoire est la durée du temps passé à l’intérieur et à l’extérieur et la proportion d’aliments consommés d’origine locale (voir tableau 39). En ce qui concerne les expositions au radon, il est à noter que le temps quotidien passé à l’intérieur et à l’extérieur de la résidence n’est pas défini en fonction du type d’utilisation du territoire, mais plutôt en fonction de la méthodologie préconisée par la CIPR (décrite ci-après).

Tableau 39 Paramètres d’exposition variant selon le type d’occupation du territoire

Variables	Types d’utilisation du territoire		
	Résidentiel en milieu urbain	Résidentiel en milieu urbain-utilisateur de la ressource	Autochtone
Temps quotidien passé à l’extérieur (été)	2,4 h	4,8 h	7,2 h
Temps quotidien passé à l’extérieur (hiver)	0,5 h	1,0 h	1,5 h
Temps quotidien passé à l’intérieur (été)	21,6 h	19,2 h	16,8 h
Temps quotidien passé à l’intérieur (hiver)	23,5 h	23,0 h	22,5 h
Fraction de poissons et fruits de mer d’origine locale	0 %	5 %	100 %
Fraction de viande et œufs d’origine locale	0 %	15 %	100 %
Fraction de fruits et de légumes d’origine locale	10 %	10 %	100 %
Fraction de légumes racines d’origine locale	10 %	10 %	10 %
Fraction d’autres légumes d’origine locale	10 %	10 %	10 %

Ainsi, toutes les données environnementales répertoriées dans la littérature, mais non reliées au scénario d’exposition décrit précédemment n’ont pas été prises en considération dans le calcul des risques théoriques. De plus, certaines matrices environnementales de

même nature et pour lesquelles les voies d'exposition sont présumées identiques ont été regroupées en une série de vecteurs composites, compatibles avec le scénario d'exposition présenté plus haut.

De la même manière, toute donnée environnementale pour laquelle l'unité s'y rattachant n'était pas directement utilisable dans le scénario d'exposition a été retirée (ex. : mesure de flux Bq/m² de sol). Aussi, les unités des mesures des différents vecteurs et vecteurs composites ont été converties puis harmonisées (ex. : Bq/l pour les radionucléides de l'eau potable; mSv/an pour les doses radiologiques). Il faut noter que, pour les conversions d'unités massiques vers les unités volumiques (ex. : gramme en litre), une densité relative égale à 1,00 a été appliquée aux résultats associés à l'eau, tandis qu'une densité relative de 1,03 a été appliquée aux mesures effectuées dans les échantillons de lait (FAO, 1998).

De plus, puisque l'uranium est étudié au regard de sa toxicité chimique et radiologique, les mesures de cet élément ont été exprimées systématiquement en concentration (ex. : mg/m³) et en activité (ex. : Bq/m³). Ces conversions d'unités ont été réalisées à l'aide d'une analyse dimensionnelle²⁰ faisant intervenir la demi-vie radiologique de l'²³⁸U en raison de son abondance relative naturelle élevée (> 99 %). Pour certains autres radionucléides, ce type de conversion concentration-activité a aussi été réalisé, lorsque cela était requis (ex. : mesure de ²¹⁰Pb exprimée en concentration, convertie en activité). Enfin, lorsque l'isotope ou les isotopes impliqués dans les analyses de radium, de plomb et de thorium n'étaient pas spécifiés, la demi-vie de l'isotope naturel le plus abondant de ces radionucléides était employée aux fins de conversion, soit respectivement le ²²⁶Ra, le ²¹⁰Pb, et le ²³²Th.

3.1.3.2 *Calculs des doses et des risques des contaminants radiologiques*

Les risques théoriques associés aux contaminants de nature radiologique sont présentés en termes, d'une part, de doses radiologiques annuelles (mSv/an) estimées sur la base des coefficients de dose (Sv/Bq) de la CIPR (1995) et, d'autre part, d'excès de cancer vie entière calculés sur la base des coefficients de risque cancérigène vie entière (Bq⁻¹) de la U.S. EPA (1999). En effet, la dose annuelle est un estimateur de risque employé internationalement pour caractériser l'exposition aux radionucléides, tandis que les coefficients de la U.S. EPA sont les estimateurs de risque utilisés par plusieurs agences américaines en présence de contaminants radiologiques (voir annexe 6).

En ce qui concerne les doses radiologiques, les scénarios d'exposition considérés intègrent les coefficients de dose en fonction des groupes d'âges définis par la CIPR (soit 3 mois, 1 an, 5 ans, 10 ans, 15 ans et adulte). Or, les groupes d'âges retenus dans les *Lignes directrices* de l'INSPQ (2012) diffèrent de ceux de cette commission. La correspondance entre les groupes d'âges de la CIPR et ceux de l'INSPQ dans l'application des coefficients de dose est décrite dans le tableau 40.

²⁰ L'analyse dimensionnelle est un outil théorique servant à interpréter les problèmes à partir des dimensions des grandeurs physiques impliquées.

Tableau 40 Correspondance entre les groupes d'âges de la CIPR et ceux de l'INSPQ dans l'application des coefficients de dose radiologique

Groupes d'âges des <i>Lignes directrices</i>	Durées des groupes d'âges des <i>Lignes directrices</i>	Groupes d'âges de la CIPR (1995) retenus pour l'application du coefficient de conversion de dose
< 0,5 an	0,5 an	3 mois
0,5 à < 5 ans	4,5 ans	1 an
5 à <12 ans	7 ans	10 ans
12 à < 20 ans	8 ans	15 ans
20 ans et +	50 ans	Adulte

Chacune des mesures moyennes d'activité radiologique (ex. : Bq/l d'eau) retenue selon les critères du scénario d'exposition est convertie en dose annuelle selon la formule générique suivante (CIPR, 2006b) :

$$D = A \times TI \times FE \times CD \quad \text{Équation 1}$$

Où :

D : Dose annuelle radiologique (mSv/an)

A : Activité du radionucléide dans un vecteur donné (ex. : Bq/litre d'eau)

TI : Taux d'incorporation du vecteur concerné (ex. : litres d'eau/jour)

FE : Fréquence d'exposition (jours/année)²¹

CD : Coefficient de dose radiologique d'un groupe d'âges donné (mSv/Bq)

Puis chacune des mesures moyennes d'activités dans l'air, l'eau, les aliments et les substrats géologiques est convertie en risque cancérigène vie entière (soit en excès de cancer vie entière) selon les formules suivantes adaptées des *Lignes directrices* (INSPQ, 2012) :

$$R = D_{\text{moy}} \times C_{\text{can}} \quad \text{Équation 2}$$

Où

R : Risque cancérigène vie entière (excès de cancer vie entière)

D_{moy} : Dose d'exposition moyenne entre 0 et 70 ans (Bq)

C_{can} : Coefficient de cancérogénicité de la U.S. EPA (Bq⁻¹)

²¹ La fréquence d'exposition sera inférieure à 365 jours/an pour l'inhalation de particules ainsi que pour l'ingestion de sol et d'aliments d'origine locale (voir tableau 3-3).

La dose moyenne est quant à elle définie de la façon suivante :

$$D_{\text{moy}} = \frac{\sum_{i=1}^5 D_i \times T_i}{\sum_{i=1}^5 T_i} \quad \text{Équation 3}$$

Où

D_{moy} : Dose d'exposition moyenne entre 0 et 70 ans (Bq)

D_i : Dose d'exposition moyenne de la classe d'âges i (Bq)

T_i : Durée du groupe d'âges i des *Lignes directrices* (voir tableau 40)

Enfin, la dose d'exposition moyenne de la classe d'âges i (D_i) est obtenue par l'équation 4 :

$$D_i = A(C) \times T_i \times FE \times T_i \quad \text{Équation 4}$$

Où :

D_i : Dose d'exposition moyenne de la classe d'âges i (Bq)

A : Activité du radionucléide dans le vecteur concerné (ex. : Bq/l)

T_i : Taux d'incorporation du vecteur concerné pour la classe d'âges i (ex. : l/jour)

FE : Fréquence d'exposition (jours/année)

T_i : Durée du groupe d'âges i des *Lignes directrices*

Par contre, puisque les coefficients de la U.S. EPA (1999) sont disponibles seulement pour l'inhalation ainsi que pour l'ingestion d'eau et d'aliments, seuls les excès de cancer associés à ces voies d'exposition ont été évalués par l'entremise de ces coefficients.

Tel que mentionné précédemment, l'estimation de la dose et du risque pour le radon est associée à une méthodologie qui lui est propre et qui est de surcroit reconnue et appliquée à l'échelle internationale. Tel que mentionné à l'annexe 6, le risque associé à l'exposition au radon est principalement induit par l'inhalation de ses descendants ayant une courte demi-vie. Pour convertir les concentrations de radon dans l'air (Bq/m^3) rapportées dans la littérature en dose annuelle (mSv/an), un facteur de conversion de $2,67 \text{ E}04 \text{ WL/Bq}\times\text{m}^{-3}$ est employé (Daniels et Sylvain, 2012). De plus, des taux d'occupation de l'air intérieur et de l'air extérieur respectivement de 80 % (soit 7 000 heures/année) et de 20 % (soit 1 752 heures) sont employés (CIPR, 1993). L'utilisation du coefficient de risque pour le radon et du coefficient de risque nominal de la CIPR (CIPR, 2010; CIPR, 2009) est également requise comme le décrit l'équation 5 :

$$D_{\text{radon}} = \frac{\left(\frac{(C_{\text{radon}} \times f_1 \times FE)}{f_2} \times CR_{\text{radon}} \right)}{CR_{\text{nominal}}} \quad \text{Équation 5}$$

D_{radon} :	Dose d'exposition au radon (mSv/an)
C_{radon} :	Concentration de radon dans l'air (Bq/m ³)
f_1 :	Facteur de conversion 1 (2,67E-04 WL/Bqxm ⁻³)
FE :	Fréquence d'exposition (heures/année)
f_2 :	Facteur de conversion 2 (170 WLxh/WLM)
CR_{radon} :	Coefficient de risque de la CIPR pour le radon (5,0E-04 WLM ⁻¹)
CR_{nominal} :	Coefficient de risque nominal de la CIPR (5,7E-05 mSv ⁻¹)

Le risque vie entière associé aux mêmes concentrations de radon est quant à lui calculé de la façon suivante (Équation 6) :

$$R_{\text{radon}} = \left(\frac{(C_{\text{radon}} \times f_1 \times FE \times 70\text{ans})}{f_2} \times CR_{\text{radon}} \right) \quad \text{Équation 6}$$

Enfin, le calcul relatif à la dose annuelle en lien avec l'exposition externe aux rayonnements gamma (exposition externe) est tiré de l'UNSCEAR (2008) et il est représenté par l'équation 7. Les proportions du temps passé dans l'air intérieur et extérieur employées pour l'exposition au radon s'appliquent également dans le cas de l'exposition aux rayons gamma.

$$D_{\text{externe}} = DR_{\text{externe}} \times f_1 \times FE \times f_2 \times CR_{\text{externe}} \quad \text{Équation 7}$$

D_{externe} :	Dose d'exposition au rayonnement externe (mSv/an)
DR_{externe} :	Débit de rayonnement externe dans l'air (nGy/h)
f_1 :	Facteur de conversion d'unité de dose absorbée (1,0E-09 Gy/nGy)
FE :	Fréquence d'exposition (heures/année)
f_2 :	Facteur de conversion d'unités de dose efficace (1,0E+03 mSv/Sv)
CD_{externe} :	Coefficient de dose de l'UNSCEAR pour l'exposition externe (7,0E-01 Sv/Gy)

3.1.3.3 Calcul des risques tributaires à l'exposition de contaminants chimiques

Pour ce qui est des contaminants chimiques relevés par la revue de la littérature, une recension de tous les estimateurs de risque cancérigène ainsi que toutes les valeurs de référence non cancérigène a été effectuée pour chacun des éléments concernés en consultant les bases de données d'organismes reconnus par l'INSPQ (2012). Lorsque plus d'une valeur toxicologique de référence était disponible pour un contaminant donné, la valeur la plus protectrice du point de vue du risque la santé a été retenue.

Les valeurs moyennes de concentrations d'éléments chimiques retenues ont été converties en nombre de cancers en excès à partir des équations 3-2 à 3-5. Il est à noter que les coefficients de cancérogénicité sont exprimés en mg/kg-jour⁻¹, tandis que les doses sont exprimées en mg/kg-jour. Il est également à noter qu'à l'exception de l'inhalation, le taux d'incorporation de chaque classe d'âges (TI_i) trouvé dans les *Lignes directrices* doit être

divisé par le poids corporel applicable à cette même classe d'âges (kg_i), étant donné que les estimateurs de risque cancérigène de nature chimique sont habituellement exprimés en $(mg/kg\text{-jour})^{-1}$. Les taux d'inhalation retrouvés dans les *Lignes directrices* sont quant à eux déjà exprimés en $m^3/kg\text{-jour}$.

Quant à la détermination des risques toxicologiques non cancérigènes, elle a été effectuée en déterminant un indice de risque non cancérigène (IR) pour chaque valeur moyenne de concentration d'élément chimique sélectionné. L'indice de risque est obtenu en divisant la dose journalière de chaque classe d'âges des *Lignes directrices* ($mg/kg\text{-jour}$; voir équation 8) par la valeur de référence ($mg/kg\text{-jour}$) propre à l'élément chimique concerné et à la voie d'exposition concernée.

La dose journalière est obtenue en appliquant l'équation 8 générique suivante :

$$DJ = \frac{C \times TI}{PC} \quad \text{Équation 8}$$

Où :

DJ : Dose journalière pour la classe d'âges i des *Lignes directrices* ($mg/kg\text{-jour}$)

C : Concentration du métal dans un vecteur donné (ex. : $mg/litre$ d'eau)

TI : Taux d'incorporation du vecteur concerné (ex. : $litres$ d'eau/jour)

PC : Poids corporel de la classe d'âges i des *Lignes directrices* (kg)²²

3.1.4 Variabilité des risques moyens en milieu uranifère

Le premier objectif de la revue de la littérature est de présenter la variabilité des risques populationnels moyens répertoriés dans la littérature en lien avec l'exposition aux mines d'uranium. Cette variabilité découle des risques moyens calculés à partir des données environnementales publiées dans la littérature scientifique.

Les données de risque calculé ainsi assemblées intègrent des distributions graphiques des moyennes de chaque combinaison contaminant/vecteur pertinente (ex. : ^{226}Ra dans l'eau), d'une part pour les populations exposées aux installations minières uranifères ainsi qu'au bruit de fond régional (groupe E) et d'autre part, pour les populations non exposées à ce type d'industrie (groupe NE), soit uniquement exposées au bruit de fond. Lorsque plus d'une distribution contaminant/vecteur/groupe de doses radiologiques et d'indices de risque non cancérigène étaient disponibles, celles-ci ont fait l'objet d'une représentation graphique aux annexes 11 à 16. Les distributions associées aux excès de cancer d'origine radiologique ou chimique n'ont par contre pas fait l'objet de représentation graphique. En effet, pour chacune des combinaisons contaminant/vecteur/groupe considérée, la représentation graphique des distributions d'excès de cancer est identique à celle obtenue pour les doses ou les IR, puisqu'à la base, ce sont les mêmes valeurs d'activité ou de concentration qui ont été

²² Le poids corporel n'est pas utilisé dans le cas de l'inhalation, car les taux d'incorporation (TI) sont déjà exprimés en $m^3/kg\text{-jour}$ dans les *Lignes directrices* (INSPQ, 2012).

utilisées dans les calculs. Lorsqu'elles sont disponibles, les étendues des valeurs d'excès de cancer calculés sont toutefois mentionnées dans le texte de la section 3.2.2.

Chacune des distributions de doses et d'IR obtenue a été déclinée pour une utilisation du territoire de type autochtone; ce scénario étant le plus conservateur (voir annexes 11 à 16). En effet, un tel scénario minimise les chances de sous-estimer les risques moyens calculés. Par conséquent, ceux-ci ne devraient pas être considérés comme des estimations précises des risques associés à cette industrie, mais bien comme un aperçu conservateur des potentialités d'exposition. De plus, dans cette même optique, seuls les groupes d'âges pour lesquels les niveaux de risques calculés sont les plus élevés seront présentés; les risques les plus élevés n'étant pas toujours associés au même groupe d'âge.

De plus, la valeur de taille échantillonnale présentée (n) réfère au nombre de valeurs moyennes compilées pour un même radionucléide ou un même élément chimique, pour un vecteur donné et pour un groupe d'exposition donné (groupe E ou NE). Cette spécification est importante dans le contexte où chaque moyenne intègre plusieurs données, voire plusieurs dizaines de données unitaires, ce qui contribue à augmenter la puissance de l'analyse. Ce type de présentation a été préconisé, étant donné la grande diversité des données recueillies et pour lesquelles il n'était pas toujours possible de déterminer le nombre exact d'échantillons considérés par les auteurs des articles scientifiques et documents originaux. Par exemple, certaines mesures de concentration et d'activité étaient issues d'analyses chimiques conventionnelles (1 échantillon = 1 analyse), alors que d'autres ont été extraites d'appareils fournissant des mesures en continu (ex. : sondes, détecteurs), de profils verticaux (ex. : carottes de roc, de sol ou de sédiment), de séries temporelles ou spatiales intégrées. Toutes ces données environnementales ont été intégrées à la base de compilations de données environnementales afin de constituer un inventaire le plus exhaustif possible. Les valeurs minimale et maximale de chacune des distributions générées sont présentées sur les graphiques de distribution élaborés.

À des fins de comparaison, les étendues de doses et d'IR rapportées dans les littératures scientifique et grise qui sont directement comparables aux données calculées, c'est-à-dire lorsqu'elles s'appliquent à la même combinaison contaminant/vecteur/groupe d'exposition, ont été présentées dans le texte. De plus, les étendues de doses et d'IR obtenues sur la base des données calculées et rapportées en lien avec les combinaisons contaminant/vecteur/groupe pour lesquelles des données canadiennes sont disponibles ont également été comparées, dans le texte, à celles obtenues sur la base des données calculées et rapportées ailleurs dans le monde.

C'est donc à partir de ces descriptions et comparaisons essentiellement qualitatives, et plus spécifiquement à partir des risques médians calculés, que sera décrite la variabilité des risques moyens et que seront présentées les combinaisons contaminant/vecteur les plus susceptibles de contribuer à la dose reçue par les groupes critiques (que ce soit pour les groupes E ou NE). Il est important de spécifier que cette variabilité des risques moyens ne reflète pas l'apport additionnel, en termes de risque, des mines d'uranium sur les bruits de fond régionaux. Cette contribution est plutôt abordée à la section suivante.

3.1.5 Contribution de l'activité minière uranifère sur les risques

Le deuxième objectif de ce travail est de caractériser la contribution de l'activité minière uranifère sur l'environnement limitrophe au regard de l'apport supplémentaire sur les risques associés aux bruits de fond régionaux et en tenant compte de la variabilité spatiale de ces risques en lien avec cette industrie. Pour ce faire, le groupe de travail a procédé à la sélection des articles pour lesquels des données environnementales originales (c'est-à-dire non rapportées par d'autres auteurs) à la fois pour des sites sous l'influence d'une mine et du bruit de fond (sites exposés) et des sites sous l'influence du bruit de fond uniquement (sites non exposés à une mine d'uranium) étaient disponibles. Ces données devaient également se trouver dans le texte de l'article ou dans un tableau, mais non sous forme graphique.

3.1.5.1 Apport supplémentaire sur les bruits de fond régionaux

Afin de caractériser l'apport supplémentaire sur les bruits de fond régionaux, des écarts de doses radiologiques et d'indices de risque (Δ) ont été estimés entre les doses ou les IR des groupes exposés et des groupes non exposés (ces doses et ces IR étant obtenus à partir du scénario établi précédemment). En effet, pour un même contexte d'étude, le fait de retrancher les doses ou les IR du groupe non exposé à celui du groupe exposé permet de retirer l'apport du bruit de fond et ainsi d'estimer la contribution de la mine spécifiquement (ou encore son risque attribuable).

Ces écarts ont été déterminés sur la base des valeurs moyennes minimales et maximales de dose ou d'IR calculées à partir des combinaisons contaminant/vecteur/groupe d'exposition rapportées des articles concernés²³. Deux types d'écarts ont été estimés soit l'écart minimal (Δ_{\min} ; Équation 9) et l'écart maximal (Δ_{\max} ; Équation 10). Une combinaison d'écart minimal et d'écart maximal (Δ_{\min} - Δ_{\max}) correspond à un calcul de dose ou d'IR attribuable à la mine.

$$\Delta_{\min} = \text{moyenne}E_{\min} - \text{moyenne}NE_{\max} \quad \text{Équation 9}$$

$$\Delta_{\max} = \text{moyenne}E_{\max} - \text{moyenne}NE_{\min} \quad \text{Équation 10}$$

Où :

moyenne E_{\min} = valeur moyenne minimale de dose ou d'IR calculée pour le groupe E

moyenne E_{\max} = valeur moyenne maximale de dose ou d'IR calculée pour le groupe E

moyenne NE_{\min} = valeur moyenne minimale de dose ou d'IR calculée pour le groupe NE

moyenne NE_{\max} = valeur moyenne maximale de dose ou d'IR calculée pour le groupe NE

Dans le cas où, pour une combinaison contaminant/vecteur donné, l'écart minimal et maximal est égal ou inférieur à zéro (Δ_{\min} et $\Delta_{\max} \leq 0$), alors il a été considéré qu'il n'y a pas de contribution de la mine pour cette combinaison. Dans le cas contraire, c'est-à-dire où l'un

²³ Il est à noter que certains auteurs ont directement calculé de tels écarts dans les études d'évaluation du risque répertoriées. Dans ces cas, les écarts rapportés par ces auteurs ont été compilés tel quel.

ou l'autre des écarts est supérieur à zéro (Δ_{\min} ou $\Delta_{\max} > 0$), il a alors été considéré que, pour ce contaminant/ vecteur, un apport potentiel de la mine est possible. Aussi, lorsque les deux écarts sont supérieurs à zéro (Δ_{\min} et $\Delta_{\max} > 0$), l'incertitude relative à cet apport incrémentiel est de moindre amplitude que lorsque seul l'écart maximal est supérieur à zéro.

Afin d'identifier les combinaisons contaminant/vecteur les plus susceptibles d'être influencées par les activités minières uranifères, le pourcentage d'écarts de doses et d'IR qui traduisent un apport positif de la mine a été calculé pour chaque combinaison concernée (soit le pourcentage de Δ_{\min} et/ou $\Delta_{\max} > 0$). De même, le pourcentage d'écarts de doses et d'IR qui dépasse les valeurs de référence toxicologique, c'est-à-dire la limite de dose de 1 mSv/an pour les radionucléides et l'indice de risque égal à 1 pour les éléments chimiques (soit le pourcentage de Δ_{\min} et/ou $\Delta_{\max} > 1$), a aussi été calculé pour les mêmes combinaisons contaminant/vecteur.

3.1.5.2 Variabilité spatiale

Parmi les articles précédemment sélectionnés, ceux pour lesquels les auteurs présentaient une analyse descriptive ou statistique de leurs données au regard de la variabilité spatiale ont été retenus. Cette analyse est toutefois uniquement rapportée de façon descriptive.

3.2 RÉSULTATS

3.2.1 Résultats généraux de la revue de la littérature

Suite à l'application des critères définis dans les bordereaux de recherche (voir section 3.1.1), 243 articles, publiés entre 1964 et 2012, traitant de la contamination environnementale et de l'évaluation du risque ont été recensés. Environ 93 % des auteurs de ces articles sont affiliés à des groupes de recherche universitaires ou gouvernementaux, tandis qu'environ 7 % sont associés à l'industrie minière (compagnie minière, consultants, etc.).

Les données environnementales compilées proviennent de 30 pays différents. Ces données sont principalement issues d'études menées aux États-Unis (16 %), au Canada (16 %), en Australie (11 %) ainsi qu'en Inde (10 %). De leur côté, les données en lien avec les évaluations du risque sont issues d'études menées dans 18 pays distincts; la plupart d'entre elles ont été obtenues à partir d'études effectuées au Brésil (35 %), en Inde (13 %), au Canada (9 %) et en Chine (9 %).

Environ 58 % des données environnementales provenant des études répertoriées concernent des mines inactives, alors qu'environ 30 % concernent des mines actives. Dans près de 14 % des cas, les auteurs ont spécifié s'il s'agissait de mines à ciel ouvert (13,8 %) ou souterraines (0,2 %), et, dans une proportion similaire (soit dans 13 % des cas), l'information concernant le type de mine en lien avec les données compilées n'était pas spécifiée. À l'inverse, une proportion plus importante de données sur l'évaluation du risque provient de mines actives (49 %) que de mines inactives (40 %). Ces mines actives sont plus souvent intégrées dans des complexes miniers mixtes (c'est-à-dire à des sites où l'on retrouve à la fois une mine, un broyeur et une usine de traitement du minerai [34 %]), tandis

que la majorité des données sur l'évaluation de doses et de risques provenant de mines inactives concerne des sites déclassés (13 %). Enfin, pour 11 % de ces données, l'information sur le type de mine n'est pas disponible, ou bien elle s'applique à la fois à un complexe minier composé de mines et/ou de galeries actives et inactives.

De plus, 53 contaminants radiologiques ou chimiques différents ont été identifiés dans les études retenues portant sur la contamination environnementale en lien avec les mines d'uranium. Un peu plus du deux tiers des données dégagées (soit 67 %) portaient sur les six radionucléides suivants : l'uranium (20 %), le ^{226}Ra (17 %), le ^{210}Pb (11 %), le ^{222}Rn (8 %), le ^{232}Th (6 %) et le ^{210}Po (6 %). Outre l'uranium, le sélénium (3 %) et l'arsenic (2 %) figurent parmi les contaminants chimiques les plus souvent rapportés dans la littérature scientifique.

Aussi, 40 % des données de risque recensées ont été calculées pour une exposition à plus d'un élément (radionucléides ou contaminants chimiques), alors que 58 % de ces données sont rattachées à un seul élément²⁴. De cette dernière proportion, le deux tiers des résultats (soit 69 %) concernent plus spécifiquement les six radionucléides mentionnés ci-dessus, alors que 16 % des données compilées concernent des mesures de rayonnement gamma. Le manganèse (4 %), le baryum (1 %) et le fluor (1 %) sont les contaminants chimiques qui ont fait le plus souvent l'objet d'une évaluation du risque individuelle.

Enfin, 34 vecteurs de contamination ont été considérés dans les études portant sur les données environnementales. Près du quart des mesures environnementales retenues proviennent de matrices aqueuses (l'eau de surface étant le vecteur le plus souvent échantillonné). Les données complémentaires proviennent de diverses matrices telles que les aliments (22 %), les substrats géologiques (30 %) ainsi que l'air (10 %). La fraction complémentaire, soit 13 % des données, intègre des vecteurs non identifiés ou encore de diverse nature, mais non compatibles avec le scénario d'exposition présenté à la section méthodologie (section 3.1.3) (ex. : végétaux, invertébrés, solutions industrielles). Finalement, environ 12 % des données de risque portent sur l'influence de plus d'un vecteur, alors que 87 % de ces données ne portent que sur un seul vecteur de contamination²⁵. De cette proportion, plus de la moitié des évaluations concerne des matrices d'intérêt telles que les aliments (58 %), suivis de l'air (32 %) et de l'eau (9 %).

3.2.2 Variabilité des risques moyens calculés associés aux mines d'uranium

3.2.2.1 Risques théoriques moyens calculés

Tel que mentionné à la section 3.1.3, les données de contamination environnementale compilées dans le cadre du présent rapport ont été intégrées au scénario d'exposition établi afin de générer une série de données de risque théorique dit calculé. Après l'application des critères d'inclusion prévus au scénario, 53 articles présentant des données environnementales ont été retenus en vue de brosser un portrait de la variabilité des risques moyens dans les milieux assujettis à l'exploitation uranifère. De plus, à des fins de

²⁴ Dans 2 % des cas, le contaminant n'est pas spécifié.

²⁵ Dans 11 % des cas, le vecteur considéré dans le calcul de dose ou de risque n'est pas disponible.

comparaison, 15 articles portant sur des évaluations de risque ont été retenus. Tel que mentionné, tous ces documents ont été publiés après 1990.

La variabilité des données recueillies est rapportée au regard des distributions des valeurs de risque moyen propres à une série de combinaison contaminant/vecteur/groupe d'exposition (ex. : ^{226}Ra dans l'eau pour le groupe exposé) identifiée par l'application du scénario. Ces distributions sont présentées graphiquement pour les doses radiologiques (mSv/an) et les indices de risque (IR) non cancérogènes calculés à partir des données environnementales colligées partout dans le monde.

Parmi les 18 contaminants radiologiques et chimiques pour lesquels des données pertinentes ont été assemblées, l' ^{238}U , le ^{226}Ra et le ^{210}Pb constituent les trois contaminants les plus fréquemment représentés dans l'analyse. À eux seuls, ces radionucléides intègrent 70 % de toutes les données assemblées (tous types de vecteurs confondus). Une proportion substantielle de données est également associée au Se et au ^{222}Rn (correspondant à 5 % et 4 % de l'échantillon, respectivement). Ensemble, ces cinq contaminants regroupent près de 80 % des données pertinentes retenues. Il est intéressant de noter que le tiers de celles-ci concernent plus spécifiquement le ^{226}Ra dans les poissons et fruits de mer (P&FM) et l' ^{238}U dans l'eau. Il est également à noter que les mesures moyennes d'émission gamma (Gm) en provenance des sols (qui constitue 2 % des données considérées) intègrent les émissions de l'ensemble des radionucléides présents sur les sites échantillonnés (voir figure 24).

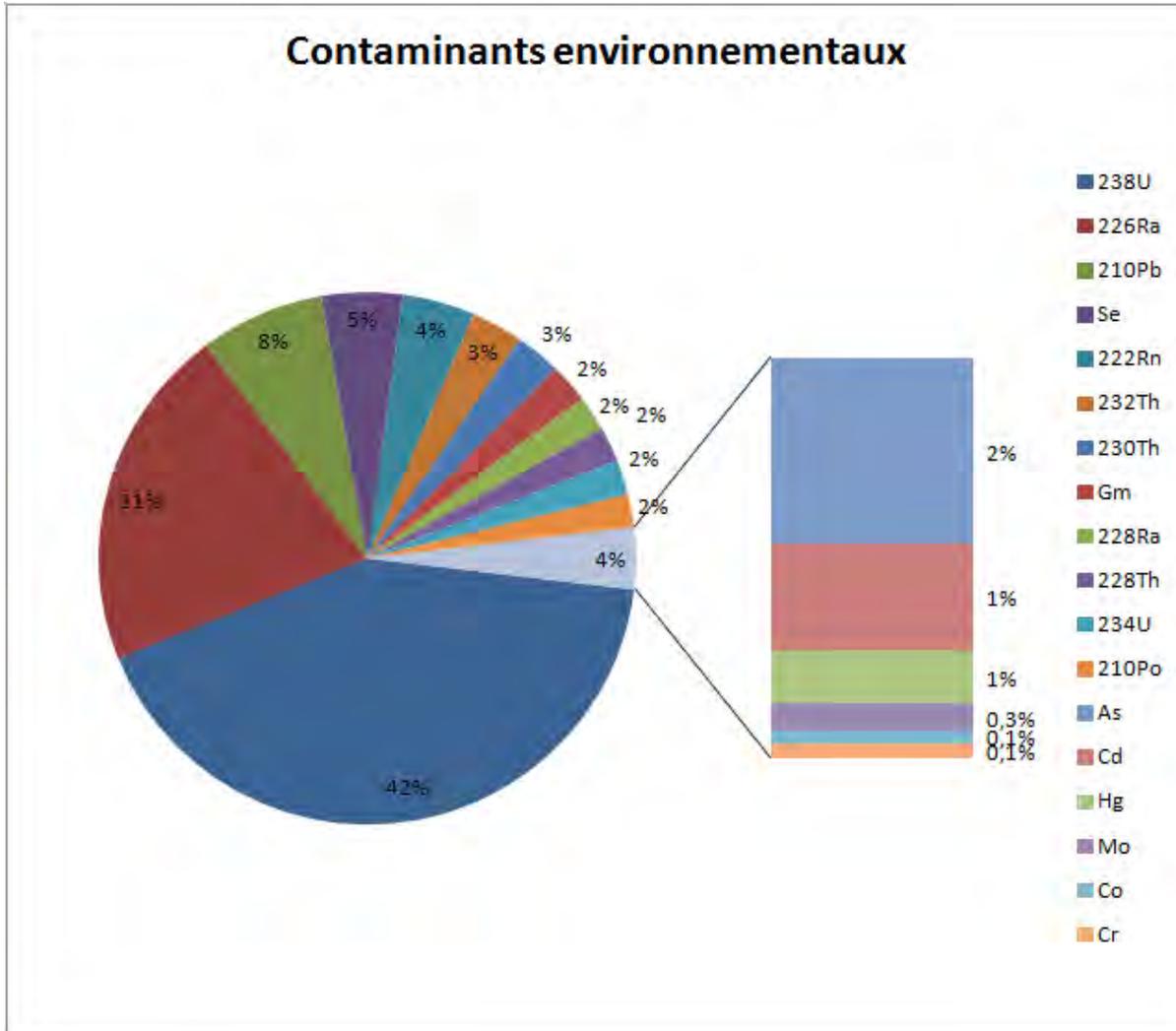


Figure 24 Répartition des contaminants environnementaux sélectionnés en fonction du scénario d'exposition établi pour le calcul des risques théoriques moyens

Les vecteurs de contamination environnementale à partir desquels des risques théoriques ont été calculés sont présentés à la figure 25. À la suite de l'application du scénario d'exposition, 9 vecteurs utiles à l'évaluation de risque parmi les 34 précédemment identifiés dans les données issues de la littérature scientifique ont été retenus. Il est à noter que ceux-ci comprennent des vecteurs unitaires (ex. : eau) et des vecteurs composites (ex. : P&FM, voir section 3.1.3). Tous les vecteurs retenus sont définis ci-dessous :

- Air intérieur (AI)
- Air extérieur (AE)
- Sols, rocs, résidus et minerais (SRRM)
- Eau potable, eau souterraine et eau de surface (eau)

- Poissons (incluant les os)²⁶ et fruits de mer (P&FM)
- Viande (incluant les os) et oeufs (V&O)
- Fruits
- Légumes racines (LR)
- Autres légumes (AL)

Parmi ces vecteurs, les données environnementales moyennes (soit les activités/concentrations moyennes de contaminants radiologiques ou chimiques issues des articles originaux) associées à l'eau et aux poissons et fruits de mer (P&FM) contribuent respectivement à 42 % et 25 % de l'ensemble des données répertoriées alors que celles associées aux sols rocs résidus et minerais (SRRM) représentent 15 % de l'ensemble des données assemblées. En somme, ces trois vecteurs regroupent 82 % des toutes les données retenues. La proportion individuelle des données répertoriées en lien avec les autres vecteurs considérés n'excède pas 6 % du nombre total des données retenues.

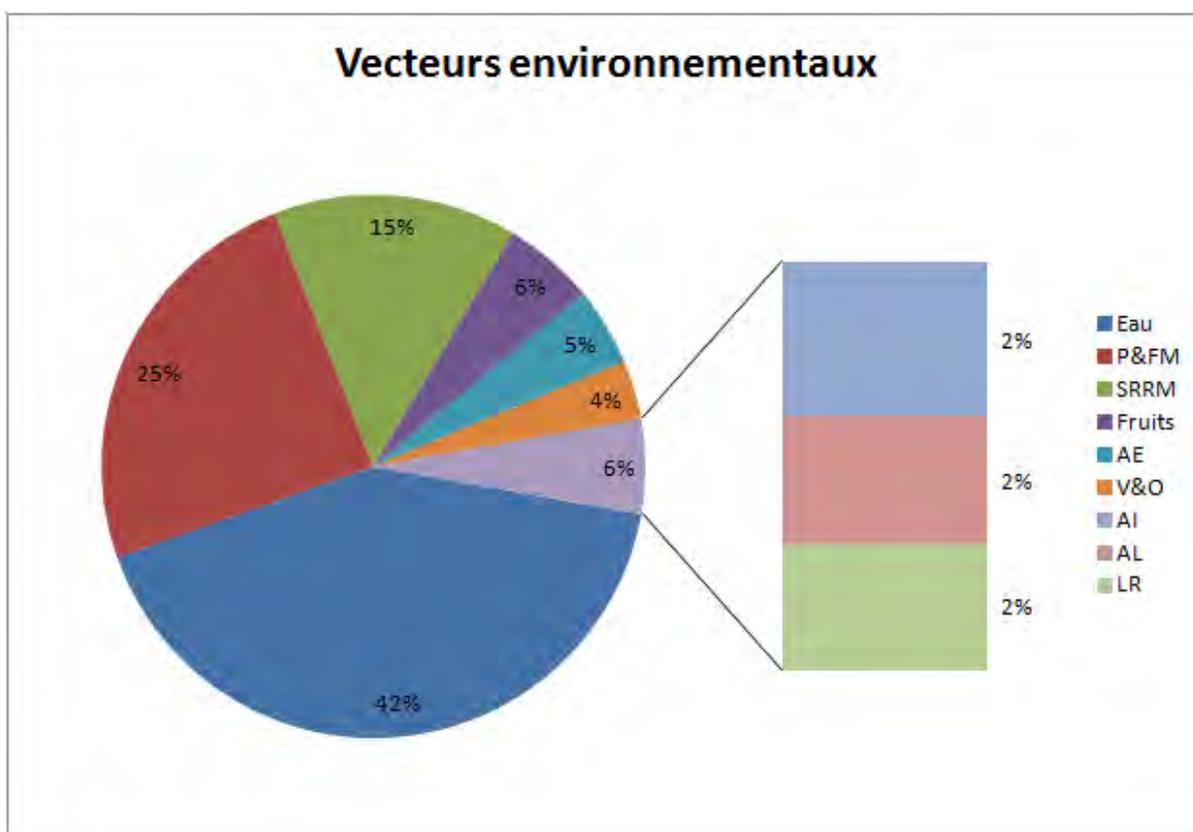


Figure 25 Répartition des vecteurs de contamination environnementale sélectionnés en fonction du scénario d'exposition établi pour le calcul des risques théoriques moyens

²⁶ Les données environnementales prélevées dans les os de P&FM et de V&O ont également été retenues, car les os peuvent parfois être utilisés pour faire des bouillons ou encore, dans le cas des P&FM, peuvent être broyés avec la chair avant d'être consommés.

À partir des données en lien avec les contaminants rapportés et les vecteurs associés, 554 valeurs de doses annuelles moyennes, 493 valeurs d'excès de cancer moyennes et 246 valeurs d'indice de risque non cancérigène moyennes ont été calculées. Les distributions de doses et d'indice de risque non cancérigène moyens sont présentées aux annexes 11 à 16. Environ 58 % de valeurs moyennes considérées sont associées aux groupes exposés, tandis que 42 % sont associées aux groupes non exposés. Un peu plus de 21 % des doses radiologiques annuelles moyennes calculées proviennent de mesures effectuées en sol canadien; cette proportion atteint 25 % pour les excès de cancer et 33 % pour les indices de risque non cancérigène.

3.2.2.2 Variabilité des risques moyens calculés

Les résultats détaillés en lien avec la variabilité des risques moyens calculés sont présentés ci-dessous. Ceux-ci concernent les doses radiologiques ainsi que pour les indices de risque associé aux contaminants chimiques. Il est à noter que les résultats obtenus sont comparés avec les risques moyens rapportés de la littérature scientifique et grise lorsqu'ils sont disponibles.

De façon plus spécifique, les résultats des risques moyens calculés en lien avec les populations exposées aux installations minières uranifères ainsi qu'au bruit de fond régional (E), et non exposé à ce type d'industrie (NE : soit uniquement exposé au bruit de fond) sont rapportés de façon distincte. Les données sont déclinées par vecteur de contamination et sont présentées sur la base des valeurs moyennes minimales et maximales obtenues (voir section 3.1.4). Lorsque celles-ci sont disponibles, les données moyennes de dose, d'indice de risque et d'excès de cancer calculées et rapportées pour le contexte canadien sont également présentées et comparées aux données obtenues dans les autres pays.

Il est important de rappeler que la variabilité des risques présentée dans cette section ne permet pas de dégager des informations sur la contribution incrémentielle de la mine sur le bruit de fond régional car, dans la plupart des cas, les données associées aux groupes exposés (E) ne proviennent pas nécessairement des mêmes études que les données en lien avec les groupes non exposés (NE). Les résultats complémentaires assemblés concernant cette contribution sont présentés à la section 3.2.3. Ainsi, les risques moyens calculés présentés ci-dessous concernent une potentielle exposition de populations établies en régions uranifères en général (assujetties ou non aux activités d'exploitation minière).

➤ Air intérieur et air extérieur (AI et AE)

En ce qui concerne l'air intérieur, le radon et ses descendants sont les seuls radionucléides ou éléments chimiques pour lesquels des risques moyens ont été calculés (figure 30 de l'annexe 11). En tout, 14 données de doses annuelles et d'excès de cancer ont été estimées pour les groupes exposés à partir des mesures d'activité moyenne de radon provenant d'Espagne ($n = 7$; Quindos Poncela *et al.*, 2004; Sainz *et al.*, 2009), de Hongrie ($n = 3$; Gorjanacz *et al.*, 2006), d'Allemagne ($n = 2$; Lehmann et Czarwinski., 1994), de Roumanie ($n = 1$; Sainz *et al.*, 2009) et de Bulgarie ($n = 1$; Uzunov *et al.*, 1992). Les doses annuelles calculées varient de $1E+00$ à $4E+01$ mSv/an (avec des excès de cancer correspondant de $3E-04$ à $2E-01$). Quindos Poncela *et al.* (2004) et Gorjanacz *et al.* (2006) ont également rapporté des doses annuelles; celles-ci s'échelonnent de $2E+00$ à $5E+00$ mSv/an ($n = 16$).

Cette étendue de doses est moins élevée que celle calculée à partir des concentrations de radon analysées par les auteurs de ces deux études (soit $8E+00$ à $4E+01$ mSv/an; $n = 10$). De plus, les auteurs d'une troisième étude, effectuée au Kirgizstan (Vandenhove *et al.*, 2006) rapportent des doses plus faibles que celles ayant été calculées, soit $3E+00$ mSv/an ($n = 4$). Les seules doses calculées pour les groupes non exposés ($n = 3$; figure 30 de l'annexe 11) proviennent d'une étude réalisée dans une région uranifère de l'Inde (Jha *et al.*, 2000). L'étendue des doses calculée est un peu plus faible que pour les groupes exposés et elle varie de $2E+00$ à $3E+00$ mSv/an (avec des excès de cancer correspondant de $9E-03$ à $1E-02$). Aucune dose annuelle pour les groupes non exposés n'a été rapportée parmi les études de risque retenues.

Pour les voies d'exposition associées à l'air extérieur, les deux contributeurs considérés sont l'inhalation de radon et de ses descendants ainsi que l'exposition externe aux rayons gamma (figure 30 de l'annexe 11). Les doses annuelles calculées pour les groupes exposés au radon et à ses descendants ($n = 10$) varient de $2E-01$ à $2E+00$ mSv/an (avec des excès de cancer associés de $8E-04$ à $1E-02$). Elles proviennent de mesures de radon effectuées en Inde ($n = 3$; Rana *et al.*, 2011), en Australie ($n = 3$; Martin *et al.*, 2004), au Mexique ($n = 2$; Segovia *et al.*, 2007), et en Espagne ($n = 1$; Lozano *et al.*, 2000). Il est intéressant de noter que les doses annuelles internationales calculées en lien avec l'exposition au radon dans l'air extérieur sont moins élevées que celles définies pour l'air intérieur. Aussi, les doses calculées pour les mesures effectuées par Rana *et al.* (2011), soit de $5E-01$ à $1E+00$ mSv/an, sont plus élevées que celles qui ont été rapportées pour cette même étude (soit $2E-01$ mSv/an). Les autres doses rapportées pour les groupes exposés ($n = 16$) dans des études effectuées en Hongrie, au Kirgizstan et au Japon varient de $7E-02$ à $4E-01$ mSv/an (Gorjanacz *et al.*, 2006; Vandenhove *et al.*, 2006 et Furuta *et al.*, 2002). Pour ce qui est des groupes non exposés aux installations minières en régions uranifères, les étendues s'échelonnent de $9E-02$ à $3E+00$ mSv/an ($n = 8$; figure 30 de l'annexe 11) pour des expositions estimées à partir de mesures de radon et ses descendants effectuées au Japon ($n = 6$; Ishimori, 2010), en Inde ($n = 1$; Tripathi *et al.*, 2011) et au Brésil ($n = 1$; Fernandes *et al.*, 1996). Les excès de cancer associés à ces doses vont de $4E-04$ à $1E-02$. Aucune dose annuelle pour les groupes non exposés n'a été rapportée parmi les études de risque retenues.

Quant à elles, les doses associées à l'exposition aux rayons gamma dans l'air extérieur sont plus élevées que celles calculées pour l'inhalation de radon dans l'air extérieur. Elles varient de $6E-02$ à $2E+01$ mSv/an ($n = 18$; figure 30 de l'annexe 11) pour les groupes exposés aux rayons gamma mesurés en Australie ($n = 7$; Waggitt, 2004), en Espagne ($n = 6$; Quindos Poncela *et al.*, 2004), en Inde ($n = 3$; Rana *et al.*, 2011) et en Hongrie ($n = 2$; Gorjanacz *et al.*, 2006). Les excès de cancer associés à l'exposition au radon et aux rayons gamma présents dans l'air extérieur varient de $4E-03$ à $1E-01$. Rana *et al.* (2011) et Gorjanacz *et al.* (2006) ont également rapporté des doses annuelles de rayonnement gamma; celles-ci s'échelonnent de $1E-01$ à $2E-01$ mSv/an ($n = 12$). Cette étendue est identique à celle obtenue à partir des données de rayonnement gamma publiées par ces deux auteurs ($n = 5$). Vandenhove *et al.* (2006) rapportent également des doses ayant la même étendue ($n = 4$), pour une exposition ayant lieu au Kirgizstan. En ce qui concerne les doses d'exposition calculées pour les groupes non exposés aux mines, la seule valeur disponible est de

2E-01 mSv/an (figure 30 de l'annexe 11), ou un excès de cancer de 7E-04, obtenu à partir d'une donnée de rayonnement en Australie (Waggitt, 2004). Aucune dose annuelle pour les groupes non exposés n'a été rapportée parmi les études de risque retenues.

➤ **Sol, roc, résidus, minéral (SRRM)**

En ce qui concerne les groupes exposés aux radionucléides pour lesquels des informations quantitatives ont pu être dégagées de la littérature scientifique internationale pour ce vecteur composite (^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{228}Th , ^{232}Th , ^{238}U), les doses calculées varient sur plusieurs ordres de grandeur soit entre 2E-05 et 6E+05 mSv/an ($n = 28$; figure 31 de l'annexe 12). Ces doses ont été estimées à partir de mesures effectuées en Australie ($n = 14$; Frostick *et al.*, 2011; Ryan *et al.*, 2005), en Allemagne ($n = 10$; Bunzl *et al.*, 1994; Kohler, 2000), aux États-Unis ($n = 3$; Au *et al.*, 1998, Ramirez et Rogers, 2002), en Bulgarie ($n = 1$; Uzunov *et al.*, 1992) et en Pologne (Chrusciel *et al.*, 1996).

Une étendue similaire est observée pour ces radionucléides (en y ajoutant ^{234}U) au niveau des groupes non exposés; les doses variant entre 2E-06 et 2E+04 mSv/an ($n = 57$; figure 31 de l'annexe 12). Les études ayant permis de dériver les doses d'exposition pour ce groupe proviennent d'Australie ($n = 14$; Frostick *et al.*, 2011; Lottermoser *et al.*, 2011), d'Inde ($n = 13$; Rana *et al.*, 2011; Jha *et al.*, 2000; Tripathi *et al.*, 2011), du Portugal ($n = 13$; Carvalho *et al.*, 2007a; Carvalho *et al.*, 2007b), du Kirgizstan ($n = 9$; Vandenhove *et al.*, 2006; Hamby et Tynybekov, 2002), du Canada ($n = 6$; Thomas, 2000), des États-Unis ($n = 3$; Au *et al.*, 1998; Ramirez et Rogers, 2002), d'Espagne ($n = 1$; Lozano *et al.*, 1999) et de Pologne ($n = 1$; Chrusciel *et al.*, 1996). Les données d'origine canadienne étaient uniquement disponibles pour effectuer des calculs de doses pour les groupes non exposés en lien avec le ^{210}Pb (8E-04 et 2 E -02 mSv/an; $n = 2$), le ^{226}Ra (6E-04 et 2E-03 mSv/an; $n = 2$) et ^{238}U (9E-06 et 6E-05 mSv/an; $n = 2$). Dans l'ensemble, ces données demeurent relativement plus faibles que les autres données compilées à l'échelle internationale sur des groupes non exposés pour ces trois radionucléides, soit 4E-03 à 2E+04 mSv/an pour le ^{210}Pb ($n = 6$), 1E-03 à 5E+00 mSv/an pour le ^{226}Ra et 5E-05 à 4E-01 mSv/an pour ^{238}U . Par extension, il est possible, strictement basé sur des données ici comparées, que les niveaux de bruit de fond canadiens associés à ce vecteur composite soient inférieurs aux niveaux de bruit de fond internationaux.

Il est à noter qu'au regard des 8 autres vecteurs retenus pour la présente analyse, le traitement des données en lien avec le vecteur SRRM a mené à l'élaboration des doses radiologiques présentant la plus grande variabilité. Pour ces deux groupes, les doses calculées les plus élevées sont d'abord associées au ^{210}Pb . En effet, quatre valeurs de doses (sur les 13 répertoriées pour ce contaminant) sont supérieures à 1E+03 mSv/an; trois d'entre elles ont été estimées pour les groupes exposés à partir de mesures effectuées sur d'anciens sols miniers ou sur un sol agricole (prélevé à 50 m d'une mine en activité) en Allemagne (Bunzl *et al.*, 1994; Kohler, 2000), alors qu'une autre provient de l'étude menée au Kirgizstan (groupe non exposé) sur un sol agricole (Vandenhove *et al.*, 2006). Les autres doses pour le groupe exposé sont de l'ordre de 1E-01 mSv/an ou moins et celles pour les groupes non exposés, de l'ordre de 2E+01 mSv/an ou moins (figure 31 de l'annexe 12). Aucune dose radiologique rapportée en lien avec ce vecteur composite n'a été identifiée/déterminée dans la littérature retenue.

Les indices de risque calculés sur la base des données d'exposition internationale en provenance de la littérature scientifique sont présentés à la figure 32 de l'annexe 12. En ce qui concerne les groupes exposés, seuls certains indices de risque ont pu être calculés relativement à l'exposition au Se et l'U. L'étendue des indices de risque correspondant varie entre $2E-03$ et $2E+00$ ($n = 9$). Les deux IR les plus élevés pour ces groupes (soit $2E+00$ et $1E-01$) sont associés à l'uranium dans des sols d'un ancien site minier en Allemagne (Kohler, 2000); les autres valeurs étant inférieures à $4E-02$ et sont associées à du sélénium et de l'uranium prélevés sur des sites à proximité de mines situées en Australie ($n = 3$; Frostick *et al.*, 2011; Ryan *et al.*, 2005) et aux États-Unis ($n = 3$; Au *et al.*, 1998, Ramirez et Rogers, 2002). En complément, une donnée rapportée dans la littérature grise en lien avec une population exposée à un site américain inactif (U.S. EPA, 2006) présente un indice de risque non cancérigène concernant l'ingestion d'As équivalent à $6E-03$.

Quant à l'étendue des indices de risque associé aux groupes non exposés à l'As, au Pb, au Se ni à l'U, celle-ci demeure plus élevée que pour les groupes exposés et varie entre $3E-04$ et $1E+02$ ($n = 22$). Dans ce dernier cas, les deux valeurs d'IR supérieures à $1E+02$ ont été calculées à partir des données d'uranium prélevées au Portugal (Carvalho *et al.*, 2007b); les autres valeurs étant toutes de l'ordre de $1E-01$ pour ces groupes, y compris celles obtenues à partir de données canadiennes (Frostick *et al.*, 2011; Lottermoser *et al.*, 2011; Rana *et al.*, 2011; Tripathi *et al.*, 2011; Vandenhove *et al.*, 2006; Hamby et Tynybekov, 2002; Carvalho *et al.*, 2007a, Au *et al.*, 1998; Ramirez et Rogers, 2002; Thomas, 2000). En terminant, un excès de cancer de $2E-06$ a été estimé à partir d'une mesure d'As réalisée en Australie (Lottermoser *et al.*, 2011).

➤ Eau

Tel que précédemment mentionné, ce vecteur composite (incluant les eaux de surface, souterraines et potables) constitue le vecteur pour lequel le plus grand nombre de données de risque moyen a pu être calculé. De plus, c'est à partir de données environnementales colligées au Canada, que le plus grand nombre de valeurs de risque a été obtenu (c'est-à-dire dans une proportion de 23 %).

Les doses annuelles calculées au regard de l'ingestion des radionucléides considérés dans les études retenues pour ce vecteur (soit le ^{210}Pb , le ^{210}Po , le ^{226}Ra , le ^{228}Th , le ^{230}Th , le ^{232}Th , l' ^{234}U et l' ^{238}U) varient entre $1E-05$ et $1E+01$ mSv/an (avec des excès de cancer associés allant de $1E-08$ et $3E-02$) pour les groupes exposés ($n = 109$; figure 33 de l'annexe 13). Les mesures d'activité de radionucléides dans l'eau qui ont permis de dériver cette étendue proviennent de 10 pays soit, le Portugal ($n = 41$; Carvalho *et al.*, 2009), le Canada ($n = 19$; Clulow, 1998a et b; Robertson et Liber, 2009), l'Australie ($n = 17$; Ryan *et al.*, 2008; Bollhofer *et al.*, 2011; Ferguson et Mudd, 2011), le Brésil ($n = 16$; Fernandes *et al.*, 1996), l'Inde ($n = 4$; Tripathi *et al.*, 2012), la Slovénie ($n = 4$; Vaupotic et Kopal, 1998), le Kirghizstan ($n = 2$, Vandenhove *et al.*, 2006), l'Allemagne ($n = 2$; Bister *et al.*, 2010), les États-Unis ($n = 2$; Au *et al.*, 1998; Larson *et al.*, 2011) et la Pologne ($n = 2$; Chrusciel *et al.*, 1996). Seules des données de dose rapportées en lien avec les groupes exposés au ^{226}Ra ont été rapportées dans l'étude de Tripathi *et al.* (2012) en Inde. Leur étendue varie entre $2E-03$ et $5E-02$ mSv/an ($n = 46$), ce qui est similaire à l'étendue des doses calculées à partir des mesures d'activité en ^{226}Ra rapportées par ces mêmes auteurs (soit $7E-03$ à

2E-02 mSv/an, n = 4). Aussi, les doses radiologiques calculées pour les groupes exposés à partir de la littérature scientifique canadienne se révèlent un peu moins élevées que celles répertoriées ailleurs dans le monde; elles varient de 1E-05 à 1E+00 mSv/an pour l'exposition au ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{232}Th et à l' ^{238}U par rapport à une étendue allant de 2E-05 à 1E+01 mSv/an (n = 90) pour les doses associées à ces mêmes radionucléides mesurés au niveau international.

Les doses calculées pour les groupes non exposés, pour les mêmes radionucléides que ceux énumérés pour les groupes exposés, varient quant à elle entre 4E-06 et 1E+06 mSv/an, avec des excès de cancer correspondant de 1E-08 à 1E+00 (n = 96; figure 33 de l'annexe 13). Il est à noter que la valeur supérieure de l'étendue pour les groupes non exposés (soit 1E+06) est associée au ^{226}Ra et constitue une valeur isolée (eau souterraine prélevée à 20 km d'un site en activité situé en Inde; Tripathi *et al.*, 2011). Exception faite de cette donnée, les doses calculées pour l'ingestion d'eau sont généralement inférieures à 2E+00 mSv/an, ce qui est plus faible que les doses calculées pour les groupes exposés (figure 33 de l'annexe 13). Ces doses sont associées à des mesures d'activité des radionucléides prélevés dans les eaux de régions uranifères de 12 pays, soit au Kirghizstan (n = 28, Uralbekov *et al.*, 2011), en Allemagne (n = 14; Meinrath *et al.*, 2003; Bister *et al.*, 2010), au Portugal (n = 11; Carvalho *et al.*, 2009), au Canada (n = 10; Clulow, 1998a et b), au Kazakhstan (n = 8; Uralbekov *et al.*, 2011), en Australie (n = 7; Bollhofer *et al.*, 2011; Ferguson et Mudd, 2011), en Angleterre (n = 4; Moliner-Martinez *et al.*, 2004), au Brésil (n = 4; Fernandes *et al.*, 1996), en Inde (n = 3; Jha *et al.*, 2000; Tripathi *et al.*, 2011; Tripathi *et al.*, 2012), en Espagne (n = 2; Lozano *et al.*, 1999), aux États-Unis (n = 2; Au *et al.*, 1998; Larson *et al.*, 2011) et en Slovénie (n = 2; Vaupotic et Kobal, 1998). Aucune donnée de doses pour l'ingestion d'eau n'a été rapportée dans la littérature pour les groupes non exposés. De plus, pour ces mêmes radionucléides (et à l'instar de ce qui est observé pour l'ingestion des SRRM), les doses canadiennes calculées en lien avec l'ingestion de ^{210}Pb , de ^{226}Ra , de ^{230}Th , de ^{232}Th et de ^{238}U pour les groupes non exposés (soit de 4E-05 à 3E-02 mSv/an; n = 9) sont plus faibles que celles calculées sur la base des autres données internationales (soit de 4E-06 à 3E+00 mSv/an²⁷; n = 77).

Tant pour les groupes exposés que non exposés, les doses calculées les plus élevées sont d'abord associées à l' ^{238}U , au ^{210}Pb , au ^{226}Ra et au ^{210}Po , respectivement. Pour les groupes exposés, les radionucléides qui présentent les doses les plus élevées au Canada sont le ^{210}Pb et le ^{226}Ra , auxquels s'ajoute le ^{230}Th pour les groupes non exposés.

En ce qui a trait aux indices de risque calculés sur la base des données d'exposition internationale en provenance de la littérature scientifique (figure 34 de l'annexe 13), ils varient entre 5E-03 et 5E+03 (n = 53) pour les groupes exposés. Environ 55 % des ces indices de risque en lien avec l'uranium proviennent d'échantillons prélevés à proximité d'environnements miniers uranifères d'Australie, du Portugal, du Canada, du Brésil, des États-Unis, du Kirghizstan et de l'Allemagne (n = 29; Bollhofer *et al.*, 2011; Ferguson et Mudd, 2011; Carvalho *et al.*, 2009; Clulow, 1998b; Robertson et Liber, 2009; Fernandes *et al.*, 1996; Au *et al.*, 1998; Larson *et al.*, 2011; Vandenhove *et al.*, 2006; Bister *et al.*, 2010). La proportion d'IR restante (soit 45 %) provient de concentrations d'As mesurées au Canada et

²⁷ En excluant la donnée la plus élevée provenant d'un site uranifère en Inde (1E+06 mSv/an).

aux États-Unis ($n = 5$; Robertson et Liber, 2009; Larson *et al.*, 2011), de concentrations de Cd, de Hg et de Se mesurées au Canada ($n = 18$; Muscatello *et al.*, 2008; Muscatello et Janz, 2009a; Phibbs *et al.*, 2011) et enfin, de concentrations de Mo mesurées aux États-Unis ($n = 1$; Larson *et al.*, 2011). De plus, selon des données en provenance de la littérature grise un IR, en lien avec un groupe exposé établi près d'une mine inactive située aux États-Unis, de $1E-02$ pour l'ingestion d'eau contenant à la fois du Mg et de l'U a été dérivé (U.S. EPA, 2006). Cet indice qui est plus faible que ceux calculés pour l'ingestion d'uranium seulement (soit de $2E-03$ à $5E+03$). Les indices de risque pour les concentrations d'uranium et d'arsenic prélevées au Canada (soit de $5E-03$ à $6E+01$) sont plus faibles que ceux obtenus dans les 6 autres pays répertoriés (soit $5E-03$ de à $5E+03$). Aussi, des excès de cancer ont pu être déterminés pour l'exposition à l'As dans l'eau; ces derniers varient de $4E-05$ à $6E-03$ ($n = 5$, dont 4 données canadiennes)

Pour les groupes exposés uniquement au bruit de fond d'As et de Mo aux États-Unis et en Allemagne ($n = 4$; Larson *et al.*, 2011, Mkandawire et Dudel, 2005), de Pb en Inde ($n = 4$; Giri *et al.*, 2012), de Se au Canada ($n = 3$; Muscatello *et al.*, 2008, Muscatello et Janz, 2009a, Phibbs *et al.*, 2011) et d'U au Kirghizstan, en Allemagne, au Portugal, au Canada, au Kazakhstan, en Australie, en Angleterre, au Brésil, en Inde, en Espagne et aux États-Unis ($n = 65$; Uralbekov *et al.*, 2011, Meinrath *et al.*, 2003, Bister *et al.*, 2010, Carvalho *et al.*, 2009, Clulow, 1998b, Bollhofer *et al.*, 2011, Ferguson et Mudd, 2011, Moliner-Martinez *et al.*, 2004, Fernandes *et al.*, 1996, Tripathi *et al.*, 2011, Lozano *et al.*, 1999, Au *et al.*, 1998, Larson *et al.*, 2011), les indices de risque sont plus faibles que pour les groupes exposés et ils varient et entre $4E-04$ et $9E+02$ ($n = 76$; figure 34 de l'annexe 13). Il est à noter que Giri *et al.* (2012) ont également calculé un IR de $2E-01$ de pour les groupes exposés au Pb en milieu uranifère et que ce dernier correspond à la borne supérieure de l'étendue d'IR calculée à partir des concentrations de Pb publiées par ces mêmes auteurs (soit $7E-03$ à $2E-01$). Enfin, les données d'IR calculées pour les expositions à l'uranium au Canada (soit de $4E-05$ à $7E-05$, $n = 2$) sont plus faibles que celles calculées pour l'exposition à l'uranium dans les 10 autres pays (soit de $2E-03$ à $9E+02$; $n = 63$). Aussi, les excès de cancer varient de $7E-08$ à $2E-03$ pour les groupes exposés au bruit de fond associé à l'As et au Pb ($n = 7$, aucune donnée canadienne).

En terminant, les contaminants chimiques qui présentent les indices de risque les plus élevés (soit $> 1E+01$) sont l'U et l'As, tant pour les groupes exposés que non exposés. Pour ce qui est des autres contaminants chimiques pour lesquels des données ont été identifiées (Cd, Hg, Mo, Pb et Se), les valeurs d'IR moyens calculés ne dépassent pas $8E-01$. Les contaminants chimiques qui présentent les indices de risque les plus élevés au Canada sont identiques à ceux identifiés à l'échelle internationale pour les groupes exposés. Chez les groupes non exposés, seuls deux indices de risque au Canada étaient disponibles, soit celui du Se et de l'U.

➤ Poissons et fruits de mer (P&FM)

Les risques moyens calculés pour ce vecteur composite (incluant les données pour l'ensemble des organismes aquatiques comestibles répertoriés, en entier ou en partie) proviennent majoritairement (63 %) d'échantillons prélevés dans des lacs situés en sol canadien ($n = 78$; Clulow *et al.*, 1998a et b, Muscatello *et al.*, 2006, Muscatello *et al.*, 2008,

Muscatello et Janz, 2009 a et b, Phibbs *et al.*, 2011). Aussi, les deux tiers des données canadiennes sont associés à des poissons prélevés dans des lacs ontariens situés près des anciennes mines d'Elliot Lake (Clulow *et al.*, 1998 a et b). Le dernier tiers est constitué de mesures effectuées sur des poissons prélevés dans des lacs situés à proximité des mines d'uranium de la Saskatchewan (Muscatello *et al.*, 2006, Muscatello *et al.*, 2008, Muscatello et Janz, 2009 a et b, Phibbs *et al.*, 2011). Les autres données de risque moyen ont été calculées à partir de mesures effectuées sur des moules d'eau douce prélevées dans des rivières d'Australie (n = 55; Bollhofer *et al.*, 2011; Martin et Ryan, 2004) ainsi que sur des chairs de poissons issus de rivières situées dans une région uranifère (sans site minier) du Portugal (n = 10; Carvalho *et al.*, 2007a).

Les doses induites par l'ingestion, calculées à partir des mesures d'activité de ^{210}Pb , de ^{210}Po , de ^{226}Ra , de ^{228}Ra , de ^{228}Th , de ^{230}Th , de ^{232}Th et de ^{238}U dans les moules collectées en Australie (n = 33) ainsi que dans les poissons pêchés dans des lacs canadiens (n = 55), varient entre 2E-03 et 2E+02 mSv/an, avec des excès de cancer associés de 2E-06 et 1E-01, pour les groupes exposés (figure 35 de l'annexe 14). Les doses calculées pour l'ingestion de ^{210}Pb , de ^{226}Ra , et de ^{238}U dans les poissons en provenance du Canada (soit de 4E-03 à 4E+00 mSv/an) sont plus faibles que celles pour l'ingestion de ces mêmes radionucléides dans les moules de l'Australie (soit de 7E-03 à 2E+02 mSv/an). En comparaison, les doses rapportées dans la littérature scientifique sont plus faibles, soit de 2E-04 à 7E-01 mSv/an (n = 24) pour les estimations publiées par Clulow *et al.* (1998b) pour l'ingestion de ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{230}Th , ^{232}Th et de ^{238}U par rapport à une étendue calculée de 2E-03 à 4E+00 mSv/an (n = 5) pour l'exposition à ces mêmes radionucléides. De plus, les doses rapportées dans la littérature scientifique, pour l'ingestion de ^{210}Pb et de ^{238}U dans des moules prélevées près d'une mine inactive en Australie, varient de 2E-04 à 5E-02 mSv/an (n = 10; Ryan *et al.*, 2008). Cette étendue est plus faible que l'étendue des doses calculées (soit de 7E-03 à 7E+01 mSv/an, n = 12) à partir des mesures d'activité de ces radionucléides effectuées par Bollhofer *et al.* (2011) et par Martin et Ryan (2004). De plus, les doses associées à l'ingestion de ^{210}Pb , de ^{226}Ra et de ^{238}U , rapportées dans la littérature grise par Evans *et al.* (2006), également pour des moules prélevées à proximité d'une mine inactive australienne, varient entre 1E-04 et 8E-02 mSv/an, ce qui est encore plus faible que les doses d'ingestion de moules calculées pour ces trois radionucléides.

Les doses annuelles calculées pour le groupe exposé uniquement au bruit de fond s'étendent entre 2E-06 et 7E+02, avec des excès de cancer associés s'étendant de 2E-09 à 4E-01 (n = 55; figure 35 de l'annexe 14) et ce, pour les mêmes radionucléides considérés dans les groupes exposés. Cette étendue liée aux groupes non exposés est plus large que celle liée aux groupes exposés, mais les doses maximales sont similaires. Les doses calculées pour l'ingestion de ^{210}Pb , de ^{226}Ra , et de ^{238}U dans les poissons en provenance du Canada (soit de 2E-03 à 4E+00 mSv/an; n = 23) sont encore une fois plus faibles que l'ingestion de ces mêmes radionucléides dans les moules de l'Australie et dans les poissons du Portugal (soit de 2E-06 à 5E+02 mSv/an; n = 24). Les seules doses rapportées dans la littérature pour les groupes non exposés ont été publiées par Carvalho *et al.* (2007a). Elles sont de 6E-02 mSv/an, n = 2) pour l'ingestion d'un mélange de $^{210}\text{Po} + ^{230}\text{Th} + ^{232}\text{Th} + ^{234}\text{U} + ^{235}\text{U} + ^{238}\text{U}$ présents dans les poissons de rivières portugaises. En

comparaison, les doses calculées à partir des données de ^{210}Po , de ^{230}Th , de ^{232}Th et de ^{238}U par ces mêmes auteurs sont plus élevées (soit de $2\text{E}-06$ à $4\text{E}-01$ mSv/an, $n = 8$).

Il appert que l'ingestion de ^{228}Ra , de ^{210}Pb , de ^{228}Th et de ^{226}Ra dans les moules est responsable des doses les plus élevées (soit supérieures à $1\text{E}+01$ mSv/an) tant chez les groupes exposés que non exposés. Au Canada, ce sont les doses calculées en lien avec le ^{210}Pb , le ^{210}Po et le ^{226}Ra dans les poissons qui demeurent les plus élevées tant pour les groupes exposés que non exposés (Clulow *et al.*, 1998 a et b).

Toujours en lien avec l'ingestion de poissons et de fruits de mer, les indices de risque calculés sur la base des données d'exposition internationales en provenance de la littérature scientifique (figure 36 de l'annexe 14), en lien avec les groupes exposés varient entre $1\text{E}-01$ et $4\text{E}+02$ ($n = 28$) pour l'As, le Cd, le Pb, le Se et l'U. Il est à noter que toutes les données en lien avec les IR sont canadiennes (Clulow *et al.*, 1998 b, Muscatello *et al.*, 2006, Muscatello *et al.*, 2008, Muscatello et Janz, 2009 a et b, Phibbs *et al.*, 2011), à l'exception des IR liés à l'ingestion d'uranium dans les moules ($n = 6$). En ce qui concerne plus spécifiquement ce dernier élément, l'étendue des IR calculés à partir des données provenant des études canadiennes est de $1\text{E}-01$ à $4\text{E}+02$, ce qui est plus élevé que celle obtenue pour l'étude australienne (IR s'échelonnant entre $1\text{E}+00$ et $5\text{E}+00$). Pour les groupes non exposés, les contaminants chimiques considérés pour l'établissement des indices de risque demeurent les mêmes et ceux-ci varient entre $8\text{E}-03$ et $2\text{E}+02$ ($n = 25$; figure 36 de l'annexe 14). Les mêmes étendues d'IR sont rencontrées pour les données canadiennes (Clulow *et al.*, 1998b, Muscatello *et al.*, 2006, Muscatello *et al.*, 2008, Muscatello et Janz, 2009 a et b, Phibbs *et al.*, 2011, $n = 41$) en lien avec ce groupe d'exposition, ce qui est plus élevé que pour les IR issus des données des études australiennes et portugaises ($1\text{E}-02$ à $1\text{E}+00$; $n = 12$).

Les indices de risque les plus élevés (soit ceux supérieurs à $1\text{E}+01$) sont associés à l'ingestion de Cd, d'As, de Se et d'U présents dans des poissons prélevés en Saskatchewan, et ce, tant pour les groupes exposés que non exposés. En terminant, les excès de cancer calculés pour l'ingestion d'As et de Pb dans la chair de poissons provenant de lacs de la Saskatchewan varient de $2\text{E}-06$ à $5\text{E}-03$ pour les groupes exposés. D'autre part, l'ingestion d'As et de Pb présents dans la chair de poissons prélevés dans des lacs non affectés par les sites miniers de cette province canadienne engendrerait des excès de cancer qui varient entre $3\text{E}-07$ et $1\text{E}-03$.

➤ Viande et oeufs (V&O)

Les données de risque moyen calculé pour ce vecteur proviennent de données limitées prélevées chez des caribous de la Saskatchewan ($n = 6$; Thomas et Gates, 1999), chez des grenouilles provenant d'une région uranifère non assujettie à l'exploitation minière du Portugal ($n = 5$; Marques *et al.*, 2011) ainsi que et chez des oies, des porcs et des buffles évoluant à proximité de mines australiennes ($n = 5$; Martin et Ryan, 2004).

En ce qui à trait aux doses radiologiques moyennes, seules celles associées aux données en lien avec l'ingestion de ^{238}U ont pu être identifiées dans la littérature consultée (distributions non présentées graphiquement). Pour les groupes exposés, ces doses s'échelonnent de $2\text{E}-05$ à $1\text{E}+00$ mSv/an, avec des excès de cancer correspondant de $5\text{E}-08$ à $3\text{E}-03$ ($n = 11$). Les données issues d'analyses effectuées sur des chairs et des abats de caribous

engendreraient/démontreraient (?), en accord avec le scénario établi, les doses les plus élevées pour les groupes exposés (soit de 2E-04 à 1E+00 mSv/an; n = 6) en comparaison de 2E-05 à 7E-05 mSv/an pour la consommation des autres animaux en Australie. Contrairement aux autres vecteurs présentés précédemment, un nombre plus important de doses rapportées étaient disponibles dans la littérature scientifique consultée pour la viande et les œufs par rapport aux données permettant de calculer des doses théoriques. En ce qui concerne l'ingestion d'uranium dans la chair et les abats des caribous échantillonnés par Thomas et Gates (1999), les doses rapportées sont beaucoup plus faibles et varient entre 3E-07 et 2E-05 mSv/an. Il est également à noter que ces mêmes auteurs, de même que Thomas *et al.* (2005), ont rapporté des doses variant de 2E-04 à 2E+00 mSv/an (n = 50) pour l'ingestion de ^{210}Pb , de ^{210}Po , de ^{226}Ra et d'un mélange de $^{137}\text{Cs}+^{40}\text{K}+^{210}\text{Pb}+^{210}\text{Po}+^{238}\text{U}$ présents dans la chair et la viande de caribous et d'originaux chassés au Canada. Enfin, les seuls excès de cancer rapportés dans la littérature scientifique sont issus d'études canadiennes et concernent uniquement le vecteur viande et oeufs; l'étendue varie, pour le groupe exposé, de 4E-05 à 8E-05 (ingestion de caribous). En comparaison, l'étendue des excès de cancer calculée à partir de ces mêmes données canadiennes est un peu plus élevée, soit de 5E-07 à 3E-03. Pour le groupe exposé seulement au bruit de fond d'une région uranifère, la seule dose disponible est de 6E-03 mSv/an (avec un excès de cancer associé de 1E-05), en lien les muscles de grenouilles (Marques *et al.*, 2011).

Les indices de risque moyens calculés (figure 37 de l'annexe 15) pour les groupes exposés varient entre 2E-03 à 1E+02 (n = 10) et concernent seulement les expositions à l'uranium. Une fois de plus, les données canadiennes sont plus faibles que les données australiennes. En ce qui concerne les groupes non exposés, des indices de risque moyens sont aussi disponibles pour l'uranium, mais également pour l'ingestion d'As, de Co, de Cr et de Se dans les muscles de grenouilles; ces derniers varient de 9E-02 à 2E+01 (n = 5). Un indice de risque de 1E+05 a aussi été relevé dans la littérature grise pour une exposition au Mg et à l'U. Cet indice de risque provient de la même étude précédemment mentionnée concernant la mine inactive aux États-Unis (U.S. EPA, 2006). Enfin, deux excès de cancer de 3E-03 à 4E-03 ont pu être calculés pour l'ingestion d'As et de Cr dans les muscles de grenouilles non exposées à des sites miniers. Aussi, un excès de cancer de 7E-03 pour une ingestion concomitante d'As, de Se, de Ti et d'U, a été rapporté dans la littérature grise au sujet d'une exposition à proximité d'une mine inactive située aux États-Unis (groupe exposé; U.S. EPA, 2006).

➤ Fruits, légumes racines et autres légumes

Toutes les données de risque calculées en lien avec les fruits et les légumes qui sont déclinées ci-dessous concernent le ^{210}Pb , le ^{226}Ra , le ^{230}Th et le ^{238}U . Ces données proviennent en majorité (soit dans une proportion de 87 %) de fruits et légumes récoltés en Australie, à proximité de mines ou dans des environnements uranifères non exploités (Martin et Ryan, 2004; Ryan *et al.*, 2005). Les autres valeurs proviennent d'une étude effectuée au Kirghizstan dans un environnement uranifère également non exploité (Vandenhove *et al.*, 2006) ainsi que d'une étude allemande réalisée à proximité d'une mine inactive (Kohler *et al.*, 2000).

En ce qui a trait à l'ingestion de fruits, les doses calculées (figure 38 de l'annexe 16) varient entre $3E-04$ et $5E+00$ mSv/an ($n = 27$) pour les groupes exposés aux mines australiennes et entre $5E-03$ et $9E-01$ mSv/an pour les groupes non exposés issus de l'Australie et du Kirghizstan ($n = 6$). Les valeurs d'excès de cancer moyens associés à ces doses varient de $5E-07$ à $2E-03$ et de $3E-06$ à $4E-04$ respectivement pour les groupes exposés et non exposés. Les données d'indices de risque calculées s'appliquent essentiellement à l'ingestion d'uranium et les valeurs moyennes associées aux milieux australiens varient pour les groupes exposés entre $8E-02$ et $1E+00$ ($n = 10$), et pour le groupe non exposé associé aux données en provenance du Kirghizstan, l'unique indice de risque moyen disponible est de $1E-05$ (figure 39 de l'annexe 16).

Ensuite, selon les calculs effectués, l'ingestion de légumes racines entraîne des doses de l'ordre de $8E-06$ à $4E-01$ mSv/an ($n = 8$) et des excès de cancer qui y sont associés de $2E-08$ à $3E-04$ pour les groupes qui récolteraient ces aliments à proximité de mines australiennes (figure 38 de l'annexe 16). Pour les groupes non exposés à des mines uranifères au Kirghizstan, les doses calculées varient de $3E-03$ à $2E-01$ mSv/an ($n = 3$), avec des excès de cancer associés de $7E-07$ à $3E-04$. L'ingestion d'uranium dans les légumes racines récoltés à proximité de mines australiennes entraîne un indice de risque de $1E-03$ ($n = 2$), tandis que ce type d'exposition occasionnerait un indice de risque de $5E-01$ lorsque les données du Kirghizstan sont considérées ($n = 1$; figure 39 de l'annexe 16).

Enfin, les doses calculées en lien avec l'ingestion d'autres légumes à partir des données prélevées en Australie et en Allemagne, pour les groupes exposés, varient entre $3E-05$ et $1E-01$ mSv/an ($n = 11$; figure 38 de l'annexe 16). Les excès de cancer moyens correspondant à ces doses varient de $9E-08$ à $2E-04$. Enfin, les indices de risque en lien avec l'ingestion d'uranium dans ces autres légumes (figure 39 de l'annexe 16) prélevés aux alentours de mines d'uranium en Australie et en Allemagne s'échelonnent de $5E-03$ à $3E-01$ ($n = 3$).

3.2.2.3 Synthèse des données

En résumé, pris dans leur ensemble, les risques moyens (calculés sur la base de l'activité moyenne des 12 radionucléides ainsi que des concentrations moyennes des 6 contaminants chimiques répertoriés²⁸) présentent une importante variabilité lorsque ceux-ci sont considérés sur la base d'un même vecteur, de même que lorsque les risques moyens associés aux différents vecteurs sont comparés entre eux. Il est également intéressant de constater que, pour chaque combinaison contaminant/vecteur relevée, les distributions des risques moyens calculés propres aux groupes exposés à la fois au bruit de fond de régions uranifères et aux sites miniers qui y sont développés (groupes exposés) chevauchent l'étendue des risques propres aux groupes exposés au bruit de fond de région uranifère seulement (groupe non exposé). Cependant, pour un même vecteur, les bornes supérieures des étendues associées aux groupes exposés sont généralement plus élevées que les bornes supérieures des étendues de risque inhérent aux groupes non exposés.

²⁸ L'uranium (^{238}U) et le plomb (^{210}Pb) étant chacun à la fois considérés comme contaminant radiologique et chimique.

De façon générale, la grandeur ainsi que l'étendue des risques issus des données internationales sont similaires ou plus importantes que celles liées aux données canadiennes, et ce, pour l'ensemble de vecteurs considérés. Toutefois, pour l'ingestion d'uranium par l'entremise du vecteur V&O (groupes exposés) et P&FM (groupes exposés et non exposés), les données canadiennes sont plus élevées que les autres données internationales. Il est aussi intéressant de constater que les risques cancérigènes (excès de cancer) sont généralement plus élevés dans le cas de la contamination radiologique que dans celui de la contamination chimique. Enfin, les distributions des risques moyens calculés sont généralement plus élargies que celles associées aux risques moyens rapportés.

Afin d'illustrer les combinaisons de contaminant/vecteur qui présentent les risques moyens calculés les plus importants, les tableaux 41 et 42 regroupent les valeurs médianes (groupes exposés et non exposés confondus) des distributions générées aux annexes 11 à 16. Ainsi, il est possible de constater que les valeurs médianes des doses radiologiques et des IR calculés les plus élevées concernent essentiellement l'ingestion de P&FM. Plus précisément, la vaste majorité des doses calculées présentant des valeurs élevées sont attribuables à l'ingestion de ^{228}Ra et de ^{228}Th dans des moules en provenance d'Australie ainsi que de ^{210}Pb , de ^{210}Po , et de ^{226}Ra présents dans les moules d'Australie et dans les poissons (muscles et os) pêchés au Canada. L'inhalation de radon dans l'air intérieur et extérieur engendre également des doses médianes calculées élevées et, dans une moindre mesure, l'exposition aux rayons gamma dans l'air extérieur ainsi que l'ingestion de ^{226}Ra dans les fruits récoltés en Australie (tableau 41). Les médianes les plus élevées pour les IR sont obtenues pour l'ingestion d'As et de Cd et, de moindre amplitude, pour l'ingestion de Se et d'U dans des poissons (muscles et os) en provenance du Canada. Enfin, l'ingestion d'As et d'U dans l'eau prélevée dans onze pays dont le Canada engendrerait également les IR parmi les plus élevés (tableau 42).

En terminant, les tableaux 41 et 42 montrent que plusieurs combinaisons contaminant/vecteur n'ont pas été évaluées en termes de contamination environnementale par les auteurs des études retenues aux fins du présent exercice. Ceci est particulièrement le cas pour les contaminants chimiques autres que l'uranium, qui ont été mesurés dans très peu d'études et dont la moitié d'entre elles sont canadiennes (soit 6 études sur 12). Les constats dégagés au sujet de la variabilité s'appliquent donc uniquement aux combinaisons pour lesquelles des données sont disponibles.

Tableau 41 Médiannes (mSv/an) et nombre de valeurs moyennes de dose radiologique (n) obtenus pour chaque distribution de combinaison radionucléide/vecteur incluse au scénario d'exposition ($n_{TOT} = 554$; groupes exposés et non exposés fusionnés)

	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²²² Rn	²¹⁰ Po	²²⁸ Th	²²⁶ Ra	Gm	²³⁸ U	²³⁰ Th	²³⁴ U	²³² Th
P&FM	86,8 (10)	40,4 (12)	-	1,5 (4)	1,2 (10)	0,46 (81)	-	0,008 (18)	0,086 (4)	-	0,001 (4)
AI	-	-	9,8 (17)	-	-	-	-	-	-	-	-
Fruits	-	0,16 (6)	-	-	-	0,45 (12)	-	0,003 (11)	0,006 (4)	-	-
AE	-	-	0,31 (18)	-	-	-	0,17 (19)	-	-	-	-
LR	-	0,082 (3)	-	-	-	0,011 (3)	-	< (3)	< (2)	-	-
Eau	-	0,013 (14)	-	0,058 (12)	0,004 (3)	0,020 (43)	-	0,003 (94)	0,001 (10)	0,001 (16)	< (13)
SRRM	0,006 (7)	0,018 (13)	-	-	0,001 (4)	0,002 (25)	-	< (27)	-	- (1)	0,001 (8)
AL	-	0,001 (3)	-	-	-	0,003 (3)	-	< (3)	0,001 (2)	-	-
V&O	-	-	-	-	-	-	-	< (12)	-	-	-

< : médiane inférieure à 1E-03 mSv/an.

P&FM = Poissons et fruits de mer.

AI = Air intérieur.

AE = Air extérieur.

LR = Légumes racines.

SRRM = Sol, roc, résidus, minéral.

AL = Autres légumes.

V&O = Viande et œufs.

Tableau 42 Médianes (sans unité) et nombre de valeurs moyennes d'indice de risque non cancérigène (n) obtenus pour chaque distribution de combinaison élément chimique/vecteur incluse au scénario d'exposition ($n_{TOT} = 246$; groupes exposés et non exposés fusionnés)

	As	Co	Cd	Cr	U	Se	Mo	Hg	Pb
P&FM	9,6 (4)	-	123,2 (4)	-	1,6 (18)	1,5 (23)	-	-	0,12 (4)
Eau	7,8 (8)	-	0,16 (4)	-	1,20 (94)	0,029 (13)	0,47 (2)	0,68 (4)	0,18 (4)
Fruits	-	-	-	-	0,73 (11)	-	-	-	-
V&O	- (1)	- (1)	-	- (1)	0,043 (12)	- (1)	-	-	-
SRRM	- (1)	-	-	-	0,024 (27)	0,001 (2)	-	-	- (1)
LR	-	-	-	-	0,001 (3)	-	-	-	-
AL	-	-	-	-	0,005 (3)	-	-	-	-

P&FM = Poissons et fruits de mer.

V&O = Viande et œufs.

SRRM = Sol, roc, résidus, minéral.

LR = Légumes racines.

AL = Autres légumes.

3.2.2.4 Principaux constats au sujet de la variabilité des risques moyens

- Les contaminants les plus souvent considérés dans les études retenues pour caractériser la variabilité des risques moyens calculés et rapportés concernent l'uranium et le ^{226}Ra .
- Les vecteurs les plus souvent considérés dans les études retenues pour caractériser la variabilité des risques moyens calculés et rapportés concernent l'eau et les poissons et fruits de mer.
- Plusieurs combinaisons de contaminant/vecteur n'ont pas été évaluées par les auteurs des études retenues.
- Les distributions de risque calculées et rapportées présentent une importante variabilité (qui s'échelonne sur plusieurs ordres de grandeur) à l'intérieur des vecteurs recensés et entre ces vecteurs.
- À l'intérieur des vecteurs, les distributions de risque calculées pour les groupes exposés chevauchent celles des groupes non exposés.
- Les valeurs de données de risque calculées sont en général supérieures à celles rapportées dans la littérature scientifique.

- L'ampleur des distributions des données de risque calculées pour des expositions ayant lieu au Canada est généralement similaire ou inférieure à l'ampleur des distributions concernant les expositions à l'échelle internationale.
- Les risques moyens calculés les plus élevés sont attribuables à l'ingestion de P&FM (^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{228}Th , As, Cd, Se et U) et à l'inhalation de radon dans l'air intérieur.

3.2.3 Contribution de l'activité minière uranifère sur les risques

3.2.3.1 Apport supplémentaire sur les bruits de fond régionaux

Les données originales à partir desquelles les risques potentiellement attribuables à l'activité minière uranifère (Δ ; voir section 3.1.5 de la méthodologie) ont été estimées proviennent de 13 études distinctes. Celles-ci présentent des données originales obtenues à proximité de sites miniers uranifères ainsi que des données représentatives des bruits de fond régionaux compatibles avec les premières. Parmi ces 13 études répertoriées, 7 études proviennent de sites miniers canadiens situés en Ontario (inactif) et en Saskatchewan (Clulow *et al.*, 1998 a et b; Mucatello *et al.*, 2006, 2008; Muscatello et Janz, 2009 a et b; Phibbs *et al.*, 2011), 2 de l'Australie (Bollhofer *et al.*, 2011; Ryan *et al.*, 2008), 1 du Portugal (Carvalho *et al.*, 2009), 1 de la Pologne (Chrusciel *et al.*, 1996), 1 de l'Allemagne (Bister *et al.*, 2010) et 1 de l'Inde (Tripathi *et al.*, 2012). En accord avec les données assemblées, seuls les risques attribuables aux mines en lien avec l'ingestion d'eau et l'ingestion de P&FM ont été calculés. Ainsi, aucun résultat n'a pu être dégagé quant aux risques associés aux mines d'uranium pour les 7 autres vecteurs identifiés à la section précédente.

En ce qui concerne les contaminants considérés dans les 13 articles retenus, 10 d'entre eux présentent des mesures de ^{210}Pb , de ^{210}Po , de ^{226}Ra , de ^{228}Th , de ^{230}Th , du ^{232}Th , d' ^{238}U , et de Se effectuées dans l'eau (dont 5 articles traitant de sites canadiens). Il est à noter que parmi ces études originales, aucune donnée d'eau potable n'est disponible; l'analyse des risques en lien avec l'ingestion d'eau a donc été effectuée sur la base de mesures réalisées sur des échantillons prélevés dans des lacs ou des rivières. En ce qui concerne les risques associés à l'ingestion de P&FM, les risques attribuables aux mines ont pu être calculés à partir de 7 études (toutes d'origine canadienne) pour lesquelles les auteurs ont effectué des mesures de ^{210}Pb , de ^{210}Po , de ^{226}Ra , de ^{230}Th , de ^{232}Th , de ^{238}U , d'As, de Cd, de Pb et de Se dans des poissons entiers, dans de la chair ou dans des os de poissons. Deux études australiennes pour lesquelles les auteurs ont analysé du ^{210}Pb , du ^{210}Po , du ^{228}Ra , du ^{228}Th , du ^{232}Th et de l' ^{238}U dans des moules s'ajoutent également aux études canadiennes.

À partir des données présentées dans les articles considérés, 67 valeurs de doses potentiellement attribuables aux mines (Δ) ont été calculées pour l'ingestion de radionucléides dans l'eau (tableau 43). Dans ce cas-ci, chaque dose attribuable à la mine (Δ) correspond à l'écart minimal et maximal (Δ_{min} - Δ_{max}) obtenu entre les doses calculées à la suite de l'ingestion d'un radionucléide dans les eaux d'un site sous l'influence d'une installation minière (site exposé) et dans les eaux d'un site similaire au premier, mais non influencé par l'installation minière (site non exposé). La définition d'une valeur de dose attribuable à la mine s'applique également aux poissons ($n = 28$), ainsi qu'aux moules ($n = 19$). Pour ce qui est des indices de risque relatifs aux contaminants chimiques, 22 IR

attribuables aux mines ont été calculés sur la base des données en lien avec des échantillons d'eau, 38 en lien avec les poissons et 3 avec les moules (tableau 43).

Tableau 43 Nombres (n) de Δ doses et Δ IR calculés pour les vecteurs identifiés et proportion potentiellement attribuable à l'activité minière ($\Delta > 0$) ainsi que supérieurs à la valeur de référence ($\Delta > 1$)

Vecteur	Doses			IR		
	n Δ	n $\Delta > 0$ mSv/an (%)	n $\Delta > 1$ mSv/an (%)	n _{TOT} Δ	n $\Delta > 0$ (%)	n $\Delta > 1$ IR (%)
Eau	67	46 (69)	5 (11)	22	20 (91)	7 (35)
Poissons	14	4 (29)	0	24	21 (88)	11 (52)
Os de poisson	14	10 (71)	6 (60)	14	9 (64)	4 (44)
Moules	19	14 (74)	4 (29)	3	2 (67)	0

L'analyse des valeurs de doses et d'IR attribuables aux mines d'uranium (Δ) a permis de constater que ce type d'exploitation pourrait occasionner un risque supplémentaire pour les populations avoisinantes, lesquelles sont déjà exposées au bruit de fond régional dont l'intensité paraît non négligeable. Cet apport incrémentiel est observé pour tous les vecteurs considérés (soit l'eau, les poissons et moules), tant par l'entremise d'une contamination chimique que radiologique (voir tableau 43). En effet, 69 % des doses supplémentaires associées à l'ingestion d'eau sont supérieures à 0 mSv/an, ce qui témoigne, dans ces cas, d'une contribution potentielle des mines impliquées sur les risques encourus par les populations qui résident à proximité de telles installations. Cette proportion atteint 91 % lorsqu'on considère les valeurs d'indices de risque attribuable aux mines.

Au niveau des doses radiologiques induites par l'ingestion de poissons entiers, d'os de poisson et de moules, les proportions de doses calculées potentiellement associées aux installations minières (c.-à-d. $\Delta > 0$ mSv/an) atteignent 29, 71 et 74 % respectivement. En ce qui a trait aux proportions d'indices de risque qui témoignent d'une contribution de la mine pour l'ingestion de poissons, d'os de poissons et de moules, celles-ci sont plus élevées que les proportions établies au regard des radionucléides (soit 88, 64 et 67 % respectivement; tableau 43). De plus, il s'avère qu'un plus grand niveau de confiance est accordé à l'égard de la contribution incrémentielle de la mine relativement aux contaminants chimiques. En effet, pour les contaminants chimiques, il y a une plus grande proportion (soit 94 %; donnée non présentée au tableau 43) d'IR attribuable aux mines pour lesquels à la fois la valeur minimale et maximale de l'écart (Δ_{\min} - Δ_{\max}) sont positives (donc supérieures au seuil unitaire). La proportion complémentaire (soit 6 %) est composée d'IR attribuables aux mines pour lesquels seule la valeur maximale (Δ_{\max}) est positive (donc que Δ_{\min} est inférieur ou égal au seuil unitaire). Dans le cas des doses issues de l'exposition aux radionucléides, ces proportions sont beaucoup plus partagées (50 % $\Delta_{\min} \leq 0$ mSv/an et 50 % $\Delta_{\min} > 0$ mSv/an).

Aussi, l'ampleur de la contribution des mines d'uranium évaluée pour les risques liés à l'exposition aux contaminants chimiques est plus importante que celle estimée pour les risques occasionnés par l'exposition aux contaminants radiologiques. Ainsi, la dose

attribuable aux mines la plus élevée en lien avec l'ingestion d'eau est estimée à $2E+00$ mSv/an (^{210}Po) alors que celles estimée à l'égard l'ingestion de chair de poissons (^{210}Po) atteindrait $2E-01$ mSv/an. De plus, la dose attribuable aux mines associée l'ingestion de moules (^{226}Ra) est estimée à $3E+00$ mSv/an et celle associée à l'ingestion de poisson atteindrait $1E+01$ mSv/an (^{210}Po). De leurs côtés, les valeurs maximales des IR attribuables aux mines sont quant à elles de $3E+01$ pour l'ingestion d'uranium dans l'eau, de $6E+00$ pour l'ingestion de sélénium dans la chair de poissons, de $3E-01$ pour l'ingestion d'uranium dans les moules, et de $3E+02$ pour l'ingestion d'uranium dans les os de poissons. Ainsi, à l'exception de l'ingestion de moules, la grandeur des risques maximaux, attribuables aux mines identifiées par les auteurs des articles retenus, est environ 10 fois plus importante pour la contamination chimique que pour la contamination radiologique.

La contribution relative des différents radionucléides à la dose incrémentielle engendrée par les installations minières uranifères est présentée à la figure 26. Les contaminants radiologiques les plus fréquemment associés aux doses engendrées par les installations minières sont l' ^{238}U , le ^{210}Po et le ^{226}Ra . Alors que la charge en contaminants radiologiques des poissons (poissons entiers et constituantes osseuses uniquement) demeure davantage affectée par ces derniers radioisotopes, l'eau ainsi que les moules possèdent une charge complémentaire de radioisotopes du radium du thorium et de l'uranium. De même, les contaminants chimiques les plus fréquemment associés aux indices de risque relatif supplémentaire non nul sont principalement l'uranium, le sélénium et l'arsenic, et dans un nombre de cas plus limité, le cadmium et le plomb (figure 27). Ce second groupe de contaminants chimiques est uniquement observé dans les poissons.

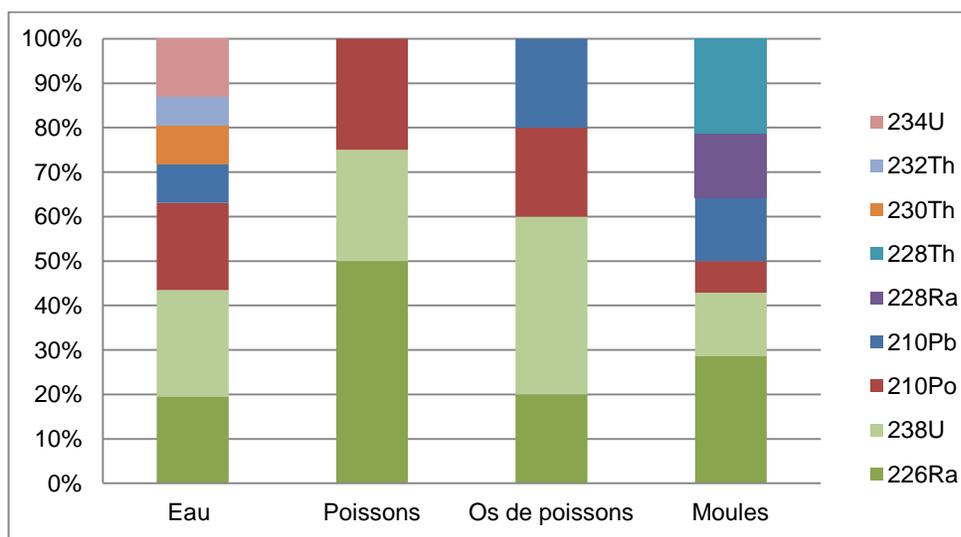


Figure 26 Répartition, selon les vecteurs identifiés, des écarts de doses de radionucléides (mSv/an) potentiellement attribuables à l'activité minière ($\Delta > 0$)

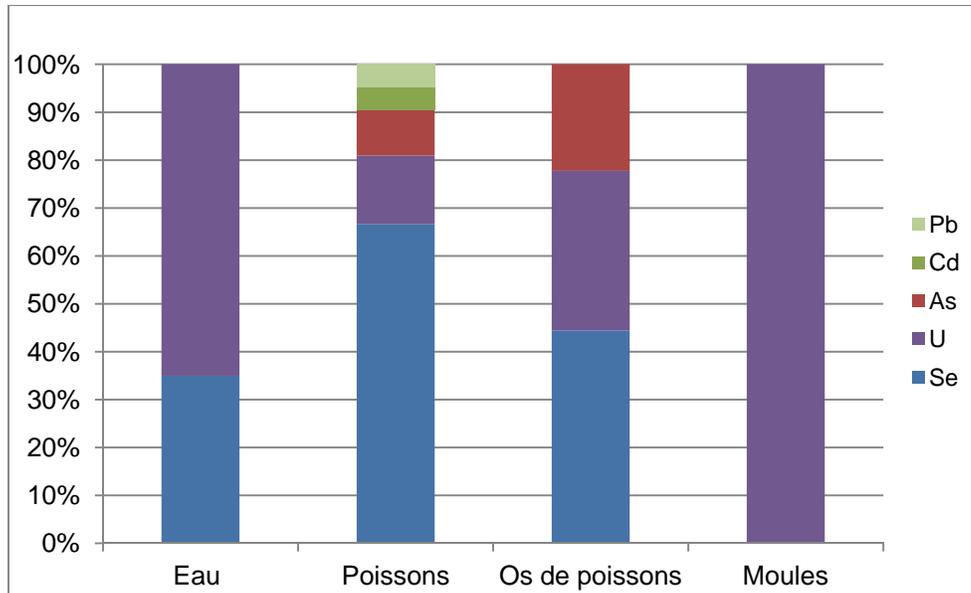


Figure 27 Répartition, selon les vecteurs identifiés, des écarts d'indices de risque d'éléments chimiques potentiellement attribuables à l'activité minière ($\Delta > 0$)

D'autre part, selon le tableau 43, la contamination chimique en provenance des sites miniers considérés dans les articles occasionne une plus grande fréquence de dépassement des valeurs de référence ($\Delta > 1$ IR ou > 1 mSv/an) que celle engendrée par la contamination radiologique de source minière, à l'exception de l'ingestion de poissons pour laquelle des dépassements des valeurs de référence sont plus fréquents pour les radionucléides en provenance des installations minières. Les radioisotopes contribuant à une dose incrémentielle supérieure à la limite de dose de 1 mSv/an impliquent une fois de plus ^{238}U , le ^{210}Po et le ^{226}Ra ; ce dernier étant retrouvé dans l'ensemble des vecteurs d'exposition populationnel (figure 28). Les contaminants chimiques pour lesquels un indice de risque relatif supérieur à la limite unitaire est constaté regroupent l'uranium, le sélénium, l'arsenic et le cadmium (figure 29).

Il est important de rappeler que les risques attribuables aux mines qui sont présentés dans cette section ont été calculés à partir d'une utilisation du territoire de type autochtone. Aussi, le scénario prévoit une utilisation du territoire de type utilisateur de la ressource et de type urbain pour lesquels les proportions de P&FM consommés d'origine locale sont de 5 % et 0 % respectivement. Ainsi, selon ces deux types d'occupation, il n'y a pas de dépassement des valeurs de référence pour l'ingestion de radionucléides dans les poissons et les moules. En ce qui concerne les indices de risque relatif, ils excèdent la limite unitaire au regard de 3 données associées à l'ingestion de poisson (2 données d'uranium dans les os de poisson et 1 donnée d'uranium dans les muscles de poissons) pour un utilisateur de la ressource. Par conséquent et dans la limite des données assemblées dans le cadre du présent rapport, l'ingestion de poisson pourrait constituer un vecteur de risque pour les populations compatible avec le scénario d'exposition élaboré.

En ce qui concerne l'ingestion d'eau, les taux de consommation ne varient pas d'un type d'utilisation du territoire à l'autre; les fréquences de dépassements des seuils considérés demeurent donc les mêmes. Toutefois ces dernières sont probablement surestimées, étant donné qu'aucun échantillon d'eau potable n'a été considéré dans les données rapportées dans les 13 articles sélectionnés.

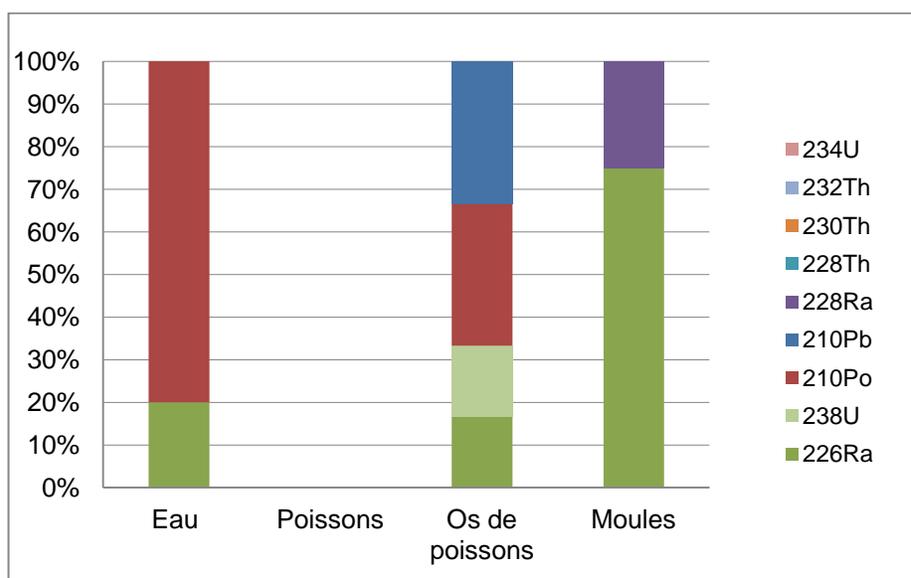


Figure 28 Répartition, selon les vecteurs identifiés, des écarts de doses de radionucléides (mSv/an) potentiellement supérieures à la limite de dose ($\Delta > 1$)

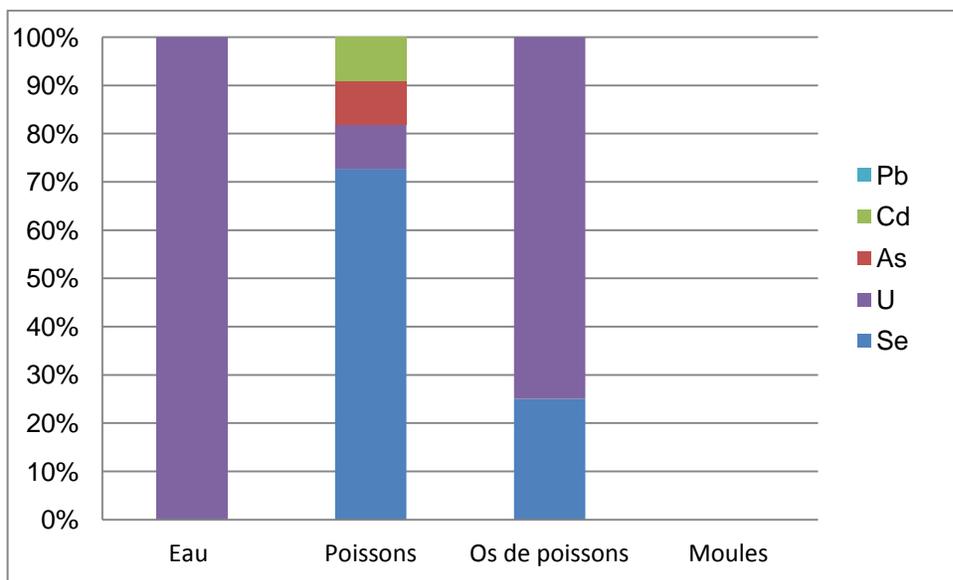


Figure 29 Répartition, selon les vecteurs identifiés, des écarts d'indices de risque d'éléments chimiques potentiellement supérieurs à l'indice de risque unitaire ($\Delta > 1$)

En terminant, à titre de complément à la présentation des risques calculés attribuables aux mines, les doses attribuables à la mine rapportées dans les articles scientifiques ont été recherchées. Seul un nombre limité d'articles ($n = 7$) est disponible; ceux-ci regroupent les articles pour lesquels les auteurs ont retranché la dose induite par le bruit de fond aux doses des groupes exposés près des installations minières, ou pour lesquels les auteurs fournissaient à la fois les doses associées aux groupes exposés ou non exposés (tableau 44).

Ainsi, seules quelques doses (soit 8) en lien avec certaines combinaisons de radionucléide/vecteur ont été identifiées. À l'exception des travaux publiés par Tripathi *et al.* (2012) concernant l'ingestion du ^{226}Ra présent dans l'eau, l'ensemble des auteurs cités a présenté des doses radiologiques (toutes en lien avec l'inhalation d'air extérieur et l'ingestion d'aliments) éventuellement attribuables à un des sites miniers uranifères. D'autre part, les auteurs ayant rapporté des doses potentiellement liées à l'exposition à des contaminants (individuels ou regroupés) issus de sites miniers uranifères n'ont pas observé de dépassement de la limite de dose.

Pour ce qui est des doses additionnelles en lien avec les expositions à l'air extérieur, elles s'élèvent à $1\text{E}-01$ mSv/an, à la fois pour l'inhalation de radon à moins d'un kilomètre d'un complexe minier au Japon (Furuta *et al.*, 2002) et pour l'exposition aux rayons gamma près de mines australiennes (Martin *et al.*, 2006). Pour les doses additionnelles rapportées en lien avec l'ingestion d'aliments, elles sont de $8\text{E}-01$ mSv/an pour une exposition à plusieurs types d'aliments récoltés près de sites miniers déclassés en Australie (Martin et Ryan, 2004), de $3\text{E}-02$ mSv/an pour la consommation de chairs de poissons pêchés à moins de 10 km de mines inactives au Portugal (Carvalho *et al.*, 2007), de $3\text{E}-02$ mSv/an en lien avec l'ingestion de moules collectées à proximité de mines inactives au nord de l'Australie (Ryan *et al.*, 2008) et de $2\text{E}-01$ mSv/an pour un scénario d'exposition impliquant l'ingestion de viande et d'abats d'originaux abattus sur le sol de la Saskatchewan (Thomas *et al.*, 2005).

Quelques données fragmentaires de doses attribuables aux mines ont également été rapportées dans la littérature grise. C'est le cas de celles rapportées par un groupe de travail portant sur les risques associés aux anciennes mines du Limousin en France (GT2, 2012). Pour ce scénario, les doses supplémentaires inhérentes à l'exposition aux contaminants rejetés par ces sites vont de $8\text{E}-03$ à $2\text{E}-01$ pour l'ingestion de ^{238}U , de ^{226}Ra , de ^{210}Pb , de ^{210}Po , et de ^{230}Th contenus dans l'eau et les aliments collectés à moins de 2 km de la source. Enfin, selon les données de la littérature grise, une dose attribuable à l'ancien site minier Midnite aux États-Unis (état de Washington) pouvant aller jusqu'à $1\text{E}+00$ mSv/an pour l'inhalation de radon à moins de 1 km du site (USR, 2005) est rapportée.

Tableau 44 Nombres (n) de Δ doses rapportées pour les vecteurs identifiés et proportion potentiellement attribuable à l'activité minière ($\Delta > 0$) ainsi que supérieurs à la limite de dose ($\Delta > 1$)

Référence	Vecteur	Radionucléides	n Δ	n $\Delta > 0$	n $\Delta > 1$
Furuta <i>et al.</i> (2002)	Inhalation AE	²²² Rn	1	1	0
Martin <i>et al.</i> (2006)	AE	Gamma	1	1	0
Tripathi <i>et al.</i> (2012)	Ing. d'eau	²²⁶ Ra	2	0	0
Ryan <i>et al.</i> (2008)	Ing. de P&FM	²¹⁰ Pb+ ²¹⁰ Po+ ²²⁶ Ra	1	1	0
Carvalho <i>et al.</i> (2007)	Ing. de P&FM	²¹⁰ Pb+ ²¹⁰ Po+ ²³² Th+ ²³⁴ U+ ²³⁵ U+ ²³⁸ U	1	1	0
Thomas <i>et al.</i> (2005)	Ingestion de V&O	⁴⁰ K+1 ³⁷ Cs+ ²¹⁰ Po+ ²¹⁰ Pb+ ²²⁶ Ra+U	1	1	0
Martin et Ryan (2004)	Ingestion aliments	²¹⁰ Pb+ ²¹⁰ Po+ ²²⁶ Ra+ ²³⁰ Th+ ²³² Th+ ²³⁴ U+ ²³⁸ U + ²²⁷ Ac	1	1	0

3.2.3.2 Variabilité spatiale

Afin de répondre au deuxième volet du second objectif (soit de caractériser la contribution de l'activité minière uranifère sur l'environnement limitrophe au regard de la variabilité spatiale de ces risques en lien avec cette industrie), une sélection spécifique d'articles a été effectuée parmi les 13 articles retenus. D'une part, les articles scientifiques sélectionnés pour ce second volet devaient contenir, des données concernant les contaminants dont la concentration a été évaluée dans des matrices d'intérêt échantillonnées à différentes distances d'une installation minière uranifère. D'autre part, les auteurs de ces articles devaient avoir évalué la variabilité spatiale de ces contaminants, soit par des tests statistiques, soit par une évaluation quantitative ou qualitative.

Ainsi, Muscatello *et al.* (2006 et 2008) de même que Phibbs *et al.* (2011) ont présenté des concentrations de sélénium dans des échantillons d'eau et de poissons issus de la Saskatchewan. Ensemble, les données de concentrations de sélénium rapportées par ces auteurs dans les muscles et les os des poissons d'eau douce capturés, de même que dans les phases dissoutes et particulaires des eaux des lacs échantillonnés ont montré que les concentrations de sélénium étaient significativement plus élevées que le bruit de fond régional à proximité des sites miniers uranifères et ce, pour les prélèvements effectués à des distances comprises entre 2 et 15 km du site minier. De plus, Carvalho *et al.* (2009) ont recensé l'activité de divers radionucléides présents dans les phases dissoutes et particulaires d'échantillon d'eau de rivières (²¹⁰Po, ²¹⁰Pb, ²²⁶Ra, ²³⁰Th, ²³²Th, ²³⁸U, ²³⁴U) prélevés dans la région de Viseu au Portugal. Malgré le fait que les auteurs de cette étude n'aient pas présenté de tests statistiques, ceux-ci soutiennent que l'influence de la mine pouvait être perçue à une distance atteignant 7 km. Enfin, Bollhofer *et al.* (2011) ont rapporté

les résultats d'une étude effectuée dans le nord de l'Australie portant sur une série de radionucléides dont l'activité a été mesurée dans des échantillons d'eau de rivières, de moules et de poissons prélevés à différentes distances d'un site minier uranifère. Ici encore, bien que les auteurs n'aient pas présenté de tests statistiques, ceux-ci mentionnent que les analyses effectuées n'ont pas permis de déterminer une quelconque influence de la mine sur les concentrations de ^{226}Ra dans l'eau et dans les moules prélevées à des sites distants de plus d'1 km de celle-ci. De plus, les concentrations de ^{226}Ra mesurées dans les échantillons de moules associés au bruit de fond étaient plus élevées que celles évaluées sur les échantillons prélevés près du site minier.

3.2.3.3 Principaux constats au sujet de la contribution de l'activité minière uranifère sur les risques

- Les mines d'uranium concernées par les études retenues au terme de cet exercice sont susceptibles de contribuer à la contamination radiologique et chimique des eaux, des poissons et des moules prélevés dans leur environnement limitrophe.
- Cette charge environnementale supplémentaire est susceptible d'augmenter le risque pour la santé des populations avoisinantes, lesquelles sont déjà également exposées au bruit de fond régional.
- Dans certaines circonstances, les risques supplémentaires encourus dépassent les valeurs de référence admises.
- La contamination chimique occasionnée par l'exploitation uranifère est plus apparente que celle engendrée par la contamination radiologique.
- Les principaux contaminants contributeurs sont le ^{226}Ra , le ^{210}Po , le Se et l'U (tant par ses propriétés chimiques que radiologiques) trouvés dans l'eau, les poissons et fruits de mer ainsi que l'arsenic présent dans les poissons.
- Selon d'autres données limitées rapportées dans la littérature scientifique, les mines d'uranium pourraient également occasionner un risque additionnel par inhalation de radon dans l'air extérieur, par ingestion de viande d'originaux ou de plusieurs types d'aliments ainsi que par exposition externe.
- Toujours selon des données limitées rapportées par les auteurs des articles scientifiques retenus, la contribution des mines, au Canada, a été observée jusqu'à une distance située entre 2 et 15 km de celle-ci dans le cas du sélénium dans l'eau et les poissons et, au Portugal, jusqu'à environ 7 km dans le cas de radionucléides dans l'eau.

3.3 DISCUSSION

Tel que mentionné précédemment, le mandat consistait d'abord à effectuer une étude de faisabilité de l'évaluation du risque toxicologique et radiologique tout au long de la chaîne de production de l'uranium et de ses sous-produits, puis, en cas de faisabilité, la réalisation de cette évaluation du risque. Suite à la réalisation de la revue de littérature associée de la première partie du mandat, il s'est avéré que les documents identifiés, sur la base des critères de rétention définis, traitaient essentiellement des effets sanitaires et environnementaux engendrés par l'ensemble des opérations usuellement effectuées sur les

sites miniers uranifères. De ce fait, très peu d'informations quantitatives ont pu être assemblées concernant les risques pour la santé associés aux accidents technologiques, à la gestion des résidus à long terme, au transport des réactifs et du concentré de minerai d'uranium (*yellowcake*). Par conséquent, ce rapport ne traite pas des risques associés à ces aspects spécifiques.

Par contre, les éléments tirés de la littérature et transposés aux fins de la présente analyse ne constituent qu'un portrait approximatif et fragmentaire des risques potentiellement associés à l'industrie minière uranifère; estimé qui devrait faire l'objet d'une validation ultérieure. Il est à noter que seuls les risques sanitaires présentant des informations pertinentes relatives à leur caractérisation feront l'objet de la discussion présentée dans la présente section.

L'approche d'estimation du risque théorique développée par les membres de l'ESRI aux fins du présent rapport a permis de dégager des informations concernant l'influence relative de certains contaminants radiologiques et chimiques sur l'exposition des populations établies dans les régions relativement riches en uranium telle que la Côte-Nord. Cette approche a également permis de dégager certaines informations permettant d'estimer l'influence des complexes miniers uranifères sur le risque encouru par ces populations.

3.3.1 Nature des données environnementales considérées

Afin de bien distinguer la nature des données assemblées, une étiquette en lien avec leur provenance respective a été assignée à chacune d'entre elles sur la base des descriptions fournies par les auteurs des documents consultés. Ainsi, certaines données ont été classées sous l'étiquette données *exposées* (ou *groupes de population exposés* une fois qu'elles ont été converties en terme de risque) alors que les autres ont été classées sous l'étiquette données *non exposées* (ou *groupes non exposés*). Ce type de classification a été préconisé afin d'établir certaines distinctions entre les données de contamination radiologique et chimique en lien avec la dispersion de contaminants en provenance à la fois de complexes miniers uranifères et du bruit de fond régional et les données de contamination uniquement associées aux bruits de fond. En effet, il appert que les régions où sont implantés ces complexes miniers présentent fréquemment un important bruit de fond régional au regard de certains contaminants. L'uranium ainsi que certains contaminants radiologiques et chimiques naturellement présents dans les horizons géologiques présentant un intérêt pour l'exploitation uranifère ont en effet pu subir divers processus géologiques (érosion, dissolution, précipitation, sédimentation) menant à une accumulation préférentielle de ceux-ci dans certaines matrices environnementales. De plus, certaines régions reconnues pour leur potentiel uranifère possèdent un passé industriel ayant engendré des effets environnementaux significatifs. Lorsque les auteurs des études consultées ont considéré ces informations relatives aux caractéristiques physicochimiques des environnements régionaux, celles-ci ont systématiquement été prises en charge dans l'analyse élaborée. Il est à noter que seules les données identifiées à titre de données *non exposées* par les auteurs des documents consultés ont été identifiées comme telles, alors que toutes les autres données recensées ont été identifiées comme données potentiellement sous l'influence d'une mine d'uranium ainsi que sous l'influence du bruit de fond (soit comme des données *exposées*).

Les données de contamination environnementale répertoriées ont par la suite été regroupées sur la base des vecteurs de contamination considérés dans le scénario d'exposition résidentiel développé aux fins du présent exercice. Afin d'assembler l'échantillon le plus large possible, toutes les données moyennes jugées pertinentes ont été associées à l'un ou l'autre des vecteurs d'exposition considérés. À titre d'exemple, toutes les mesures de radon en milieu intérieur répertoriées, qu'il s'agisse de résidences privées ou de bâtiments publics, ont été associées au vecteur *air intérieur*. De façon similaire, toutes les mesures de métaux et de radionucléides effectuées dans les eaux de surface (qu'il s'agisse d'eau potable, de ruisseaux, de rivières, de lacs, de puits) ont été associées au vecteur composite *eau*. Il en est de même pour tous les échantillons de poissons et de fruits de mer répertoriés, peu importe la provenance des animaux capturés, peu importe le tissu ou l'organe considéré par les auteurs des articles originaux. Enfin, le scénario d'ingestion de sol comporte toutes les données ayant trait au vecteur *sols, rocs, résidus et minerais*.

3.3.2 Variabilité des risques théoriques moyens calculés associés aux régions uranifère

3.3.2.1 Validité des risques calculés et rapportés

Avant de discuter des résultats obtenus en lien avec le premier objectif de la présente étude, il convient de s'attarder sur les aspects ayant trait à la validité interne et externe de l'approche d'estimation des risques populationnels théoriques préconisée.

Dans un premier temps, la validité interne de l'approche développée (soit la capacité de la démarche à évaluer la variabilité des risques populationnels moyens en milieu uranifère) est influencée par la fiabilité (ou la représentativité) des données environnementales intégrées aux calculs de risque ainsi que par les paramètres du scénario d'exposition élaboré. En ce qui a trait aux données environnementales utilisées pour effectuer les calculs de risque théorique, celles-ci proviennent de 21 pays, couvrent une période totalisant 58²⁹ années d'exploitation et concernent plusieurs types de sites miniers, situés dans des environnements physiographiques distincts et assujettis à des cadres d'exploitation légaux spécifiques. Par conséquent, les données de contamination environnementales intégrées à l'analyse présentent une importante variabilité. Cette variabilité demeure tributaire des différents processus d'enrichissement et d'appauvrissement (d'origine naturelle et/ou anthropique) affectant les matrices environnementales considérées. Ces processus sont par exemple associés à l'accumulation de certains métaux dans les tissus de poissons ou encore aux procédés d'extraction chimique de l'uranium en usine qui sont susceptibles de produire des résidus miniers appauvris en uranium, mais enrichis en certaines constituantes minérales accessoires. Ces processus sont d'ailleurs relatés dans bons nombres de circonstances par les auteurs des articles scientifiques consultés. Cette variabilité est accentuée par le fait que les approches méthodologiques utilisées par les auteurs des documents consultés (ex. : devis d'échantillonnage, techniques d'échantillonnage, méthodes analytiques, etc.) demeurent variables et adaptées aux objectifs soutenus par ces derniers. Tel que discuté dans la prochaine section, cette variabilité doit être prise en compte dans

²⁹ Parmi les articles retenus, certains d'entre eux présentaient des données pour une période avant 1990 jusqu'à une période au-delà de cette date.

l'appréciation des risques théoriques calculés sur la base de ces données de contamination environnementale.

De plus, certaines des données de contamination environnementale intégrées au scénario d'exposition sont associées à des vecteurs pour lesquels l'exposition qui en découle n'est pas nécessairement avérée. Par exemple, puisqu'aucune donnée concernant la présence de certains contaminants dans l'eau potable n'était disponible, les risques calculés au regard de ces contaminants ont été établis sur la base d'échantillons d'eau de rivière brute ou non traitée. De surcroît, les données de contamination environnementale associées à cette eau non traitée peuvent être issues de régions uranifères où les procédés industriels et les normes qui y sont associées ne sont pas conformes à ceux actuellement en vigueur dans les pays industrialisés tel le Canada. Bien qu'il s'agisse de risques définis sur la base de scénarios compatibles avec les habitudes des populations nord-côtières, les valeurs supérieures des distributions doivent impérativement être interprétées comme des expositions les plus défavorables (« *worst case scenarios* »).

En ce qui concerne les paramètres du scénario élaboré, ceux-ci ont également été définis en vue de minimiser les chances de sous-estimer les risques moyens calculés. De façon plus spécifique, les risques présentés dans la section résultats (section 3.2) ont été élaborés sur la base d'une utilisation du territoire de type autochtone pour lequel 100 % de la proportion d'aliments consommés est d'origine locale (sauf pour les légumes où cette proportion a été fixée à 10 %). De plus, seuls les groupes d'âges pour lesquels les niveaux de risque calculé sont les plus élevés ont été présentés; les risques les plus élevés n'étant pas toujours associés au même groupe d'âge. Les distributions de doses radiologiques et d'indices de risque non cancérogène calculées sur la base des données environnementales compilées et du scénario préconisé devraient donc être interprétées avec prudence. Ces distributions constituent des estimations prudentes des potentialités d'exposition des populations établies dans des régions uranifères, sous l'influence ou non d'un complexe minier. Ainsi, la validité interne des données de risque calculé est jugée faible en raison du caractère conservateur des données intégrées au calcul de risque. En revanche, la validité interne des données de risque rapporté est présumée adéquate puisque celles-ci sont majoritairement fondées sur des données d'exposition que l'on assume avérée.

Dans un deuxième temps, la validité externe de l'approche présentée (soit la capacité à généraliser les résultats obtenus à tout type d'environnement uranifère; y compris celui de la Côte-Nord) présente également un niveau d'incertitude élevé au niveau de l'exposition potentielle des populations concernées par cette problématique. À l'instar de la validité externe des risques rapportés dans les ouvrages cités en référence, la validité externe des risques calculés demeure faible. En effet, tant les données d'exposition, les scénarios utilisés par les auteurs cités que ceux utilisés dans le présent rapport demeurent propres à un contexte géographique spécifique, lequel n'est pas nécessairement comparable à l'ensemble des régions uranifères actuellement répertoriées ou au contexte de la Côte-Nord. En effet, il appert que les données régionales répertoriées font ressortir des risques dont l'intensité est hautement variable et fonction du contexte environnemental local.

En dépit de cette faible validité interne et externe des risques théoriques calculés, les membres de l'ESRI ont néanmoins convenu de la pertinence de procéder à la comparaison de ceux-ci avec les risques rapportés dans la littérature dont la validité interne est jugée adéquate et ce, dans l'optique de brosser un large portrait de l'étendue des risques populationnels associés à la présence de formation géologique riche en uranium, exploitée ou non.

3.3.2.2 Variabilité observée

Puisque les documents accessibles pour la présente analyse étaient limités, tant de part de leur nombre que de par les éléments traités, les informations qui ont pu en être dégagées demeurent fragmentaires, hétérogènes et affectées par une importante variabilité. Tel que mentionné, cette variabilité des données de risque calculé (qui peut être observée sur plusieurs ordres de grandeur) est essentiellement associée à la diversité des données de contamination environnementale intégrées à l'analyse de risque. Tant la variabilité des données en lien avec les groupes exposés que celle des non exposés seraient en cause. Ainsi, il est intéressant de constater que, pour chaque combinaison contaminant/vecteur relevée, les distributions de risque moyen calculé propre aux groupes exposés à la fois au bruit de fond de régions uranifères et aux sites miniers qui y sont établis (groupes exposés) chevauchent l'étendue des risques propres aux groupes exposés au bruit de fond de région uranifère seulement (groupe non exposé). Ce chevauchement, qui est observé tant pour les données internationales que canadiennes, témoigne d'une part de l'importance relative du bruit de fond dans les régions uranifères, et d'autre part, de son importante variabilité interrégionale. En dépit de ce chevauchement, les bornes supérieures des étendues de risque associé aux groupes exposés sont généralement plus élevées que les bornes supérieures des étendues de risque lié aux groupes non exposés. Par ailleurs, assumant que les distributions de risque en lien avec ces deux groupes ont été calculées sur la base de données non compatibles ni comparables, il demeure impossible d'identifier, à partir de ces distributions, le risque incrémentiel associé à la mine.

De plus, il est possible de constater que les distributions des risques moyens calculés sont généralement supérieures à celles associées aux risques moyens rapportés. Bien que ces risques calculés puissent fournir une estimation de l'exposition théorique des populations résidant dans les régions uranifères, celles-ci demeurent difficilement comparables aux doses rapportées par les auteurs ayant effectué des analyses de risque notamment en raison de certaines spécificités associées aux scénarios d'exposition utilisés par ces derniers (combinaisons de plusieurs radionucléides, durée et intensité de l'exposition, facteurs de conversion, etc.). En dépit des différences observées, certaines des doses calculées (via le scénario autochtone) demeurent similaires aux doses rapportées dans la littérature. Parmi celles-ci, l'exposition au rayonnement gamma dans les milieux extérieurs et l'exposition par ingestion de ²²⁶Ra dans l'eau peuvent être mentionnées.

En ce qui a trait aux risques calculés, les risques définis sur la base de données canadiennes sont généralement plus faibles que les risques calculés sur la base de données en provenance des autres pays (exception faite pour l'ingestion d'uranium présent dans les caribous ainsi que dans les poissons). De plus, l'ampleur des excès de cancer d'origine chimique est plus élevée que celle observée pour les excès de cancer d'origine radiologique.

Ici encore, il n'apparaît pas opportun de transposer ou de généraliser ces observations à tous les vecteurs et les contaminants potentiellement impliqués dans la problématique qui nous concerne.

En dépit des incertitudes inhérentes à l'approche de caractérisation de risque préconisée et de la couverture non exhaustive des combinaisons contaminant/vecteur, certaines doses et certains indices de risque calculé demeurent relativement plus élevés que les autres. Il est à noter que des combinaisons contaminant/vecteur sont surreprésentées au regard de l'ensemble des données de risque calculé. Ainsi, l' ^{238}U dans l'eau et le ^{226}Ra dans les poissons contribuent pour une importante proportion de ces données (soit environ 20 %).

D'autre part, les risques moyens calculés attribuables à l'ingestion de ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{228}Th , As, Cd, Se et U par l'entremise de poissons et de moules ainsi que l'inhalation de ^{222}Rn dans l'air intérieur seraient, selon les résultats obtenus, théoriquement plus élevés en régions uranifères (assujetties à l'exploitation minière ou non). Rappelons que ces risques moyens ont été établis sur la base du scénario autochtone. Si l'on considère les fractions de consommation d'aliments d'origine locale des utilisateurs du territoire de type « utilisateur de la ressource » (voir tableau 39 de la méthodologie), les risques moyens calculés les plus élevés demeurent également associés à l'ingestion de moules et de poissons et à l'inhalation de radon. Toutefois, si on considère la fraction de consommation d'aliments d'origine locale définie pour les utilisateurs du territoire de type urbain (tableau 39), c'est plutôt l'inhalation de radon et dans une moindre mesure, l'ingestion d'eau et de fruits d'origine locale qui engendrent les doses les plus élevées.

Rappelons également que les risques calculés ne constituent pas une estimation du risque incrémentiel spécifiquement associé à une mine d'uranium et qu'une importante fraction de ceux-ci demeurerait attribuable à la contribution du bruit de fond. Par ailleurs, en vertu des recoupements pouvant être établis à partir des différentes sources d'information considérées, les vecteurs tels le radon dans l'air intérieur et la contamination présente dans les organismes aquatiques comestibles pourraient raisonnablement constituer un intérêt pour un programme de suivi de l'exposition chimique et radiologique des populations établies dans des secteurs riches en uranium.

3.3.3 Contribution de l'activité minière uranifère sur l'environnement limitrophe

3.3.3.1 Apport supplémentaire sur les bruits de fond régionaux

D'entrée de jeu, il est important de réitérer qu'il demeure difficile d'évaluer la contribution relative des risques potentiellement attribuables à l'activité minière uranifère en regard de la contribution des autres vecteurs de risque pouvant affecter les collectivités tels que l'activité minière au sens large, l'activité industrielle ou encore la contamination dite naturelle tributaire du bruit de fond. La présente étude a néanmoins permis de mettre en lumière le fait que l'exploitation uranifère est susceptible d'engendrer, pour certaines voies d'exposition, une exposition supplémentaire pour les populations qui résident à proximité de sites miniers. Ce constat s'appuie toutefois sur un nombre très limité d'études.

Ainsi, bien que très peu d'auteurs aient publié des données présentant des risques associés à l'exploitation uranifère pour lesquelles l'apport du bruit de fond a été retranché, 20 études ont présenté des résultats des données ayant permis de définir des risques pour des groupes exposés et non exposés sur la base desquels il a été possible de constater, pour quelques combinaisons de contaminant/vecteur, que de telles contributions sont théoriquement possibles. Dans l'ensemble, les données assemblées ne permettent pas d'estimer la dose totale spécifiquement engendrée par l'activité minière uranifère, et ce même pour les sites miniers qui ont fait l'objet de nombreuses publications. En effet, les données accessibles concernent uniquement la présence de certains contaminants chimiques et radiologiques dans les poissons, les moules, les orignaux, un groupe d'aliments non spécifié, l'eau, le radon et le rayonnement gamma. Les autres vecteurs pouvant susciter des questionnements sur la potentielle contribution de la mine tels que les sols et les poussières (pouvant être aéroportées) ne sont pas couverts par les données répertoriées.

Ainsi, les données de risque rapporté, issues de 7 articles de la littérature scientifique pour lesquelles les auteurs ont retranché l'apport du bruit de fond, et pour lesquelles une contribution incrémentielle a été mise en lumière ($\Delta > 0$ mSv), concernent uniquement les radionucléides présents dans tous les vecteurs mentionnés précédemment, à l'exception de l'eau. La méthode retenue pour qualifier l'ampleur de ces expositions radiologiques incrémentielles propres aux environnements miniers consiste à comparer les doses radiologiques incrémentielles rapportées à la limite de dose légale de 1 mSv/an adoptée au Canada (Gouvernement du Canada, 2012a). Il faut toutefois rappeler que cette limite de dose s'applique à une exposition supplémentaire au bruit de fond à tous les vecteurs et à tous les radionucléides potentiellement impliqués dans la mise en exploitation d'une activité radiologique planifiée (telle l'exploitation d'une mine d'uranium). En ce qui concerne cet aspect, il est intéressant de constater qu'aucun dépassement de la limite de dose n'a été rapporté par l'entremise de cet exercice. D'autre part, tel que mentionné, il n'est pas possible d'évaluer si, pour un même site, la dose totale associée à l'ensemble des combinaisons contaminant/vecteur potentiellement impliquées dans l'exposition des populations dépasserait la limite de dose.

Bien que la principale avenue de caractérisation du risque incrémentiel effectuée sur la base des risques calculés définis à partir des 13 articles retenus implique certaines incertitudes (voir section 3.3.2), celle-ci a permis de constituer des résultats distincts de ceux rapportés dans la littérature. En premier lieu, les données de risque incrémentiel n'ont été calculées que pour l'ingestion de poissons, de moules et d'eau, sur la base d'une utilisation du territoire de type autochtone. Contrairement aux risques incrémentiels rapportés, ceux-ci concernent les radionucléides ainsi que les contaminants chimiques. Des contributions de la mine au risque populationnel non nulles ont été établies au regard des 3 vecteurs mentionnés. Ces mêmes vecteurs ont été impliqués dans des dépassements de la limite de dose radiologique et de l'indice de risque unitaire, à l'exception des radionucléides dans les poissons et des contaminants chimiques dans les moules. D'autre part, si l'on considère les autres types d'utilisateurs du territoire, seul des dépassements de l'indice de risque unitaire en lien avec l'exposition à l'uranium dans les os et les muscles de poissons ainsi qu'au ^{210}Po , au ^{226}Ra et à l'uranium dans l'eau sont observés.

Ainsi, en raison de ces observations, effectuées sur la base des calculs élaborés à partir du scénario le plus prudent, il semble justifié de prétendre que l'exploitation minière pourrait contribuer à une exposition incrémentielle en provenance de la mine s'ajoutant à celle issue du bruit de fond pour certains contaminants (incluant le ^{226}Ra , le ^{210}Po , l'As, le Se et surtout l'U) présents dans l'eau et dans certains organismes aquatiques comestibles pour lesquels des données ont été assemblées. L'acquisition de nouvelles données serait néanmoins nécessaire pour appuyer cette affirmation.

3.3.3.2 Variabilité spatiale des risques incrémentiels

Un second type d'approche a également été exploré afin de déterminer la contribution potentielle des mines d'uranium sur l'exposition des populations avoisinantes. Cette seconde approche consiste à rapporter les observations des auteurs concernant la variabilité spatiale des concentrations de contaminants chimiques et radiologiques dans les environnements limitrophes aux mines d'uranium. De façon plus spécifique, l'analyse de la variabilité spatiale des risques incrémentiels a pu être indirectement évaluée par la comparaison de mesures de concentrations de contaminants effectuées sur des sites localisés à des distances croissantes de la mine. Cette approche a été appliquée à 5 des 13 articles cités dans la précédente sous-section (soit celle présentant des données ayant permis de calculer des risques incrémentiels) pour lesquels les informations recherchées ont été identifiées. Pour ces 5 articles, les installations minières étaient considérées comme une source significative de contamination alors que les auteurs considéraient un bruit de fond relativement uniforme pour la région concernée. Ainsi, les concentrations de sélénium présentes dans l'eau et les poissons, l'activité du ^{226}Ra dans les moules ainsi qu'une série de radionucléides présents dans l'eau constituent le seul assemblage de données environnementales sur la base duquel il est possible de discuter la variabilité spatiale des risques populationnels.

En effet, des données de contamination environnementales étaient rapportées pour les distances comprises entre 1 - 20 km de la mine, alors qu'un effet statistiquement significatif a été rapporté par des auteurs (sélénium dans les poissons et l'eau de surface) à une distance atteignant 15 km (Muscatello *et al.* 2006, 2008; Phibbs *et al.* 2011). En ce qui concerne la zone d'influence rapportée par Carvalho *et al.* (2009) portant une série de radionucléides présents dans l'eau, celle-ci atteindrait une distance de 7 km par rapport à la limite du site de la mine. Cette dernière observation n'est cependant pas supportée par un test statistique. Pour leur part, Bollhofer *et al.* (2011) n'ont pas été en mesure d'identifier un rayon d'influence associé à l'installation minière sur l'environnement limitrophe étudié au regard de la présence ^{226}Ra dans les moules.

Les résultats concernant la variabilité spatiale des risques incrémentiels ne permettent pas d'exclure que la mine puisse engendrer une contribution incrémentielle du risque pour les populations établie à proximité. Si une telle contribution s'avérait validée, il n'est cependant pas possible, sur la base de ces mêmes résultats, d'établir une distance à partir de laquelle un site minier uranifère n'aurait plus d'influence sur les populations avoisinantes.

3.3.4 Le cas du radon

Pour clore la discussion, certains éléments pertinents en lien avec l'exposition populationnelle au radon, identifiés par le biais de la présente étude, sont rapportés puis discutés. Cet ajout est justifié, d'une part, par le fait que l'exposition au radon engendre, au vu des calculs effectués, des risques élevés pour les 3 types d'utilisation du territoire (autochtone, utilisateur de la ressource et urbain) et, d'autre part, que l'exposition au radon en milieu intérieur constitue une préoccupation des intervenants de santé publique tant sur le plan régional que provincial. Cette préoccupation est basée sur le fait que l'exposition à ce gaz contribue de façon importante à la dose radiologique effective annuelle totale (voir annexe 2).

3.3.4.1 Exposition à l'air intérieur

Bien que les mesures de radon dans l'air intérieur (exprimées en activité volumique) tirées de la littérature scientifique et grise consultées soient relativement élevées, elles demeurent compatibles avec les concentrations communément présentes dans l'air intérieur des bâtiments érigés sur les substrats propices aux émanations de radon (substrat riche en uranium). En effet, la dose médiane théorique calculée associée à l'exposition au radon dans l'air intérieur demeure élevée. Celle-ci atteindrait 9,8 mSv/an pour le scénario d'exposition décrit par la CIPR (voir tableau 41). Il est à noter que cette dose équivaut à une activité moyenne de radon dans l'air intérieur de 100 Bq/m³, ce qui correspond à la moitié de la ligne directrice canadienne de 200 Bq/m³. Au Québec, une importante proportion de bâtiments présente des concentrations de radon en milieu intérieur de cette envergure. Environ 10 % des bâtiments présenteraient des concentrations de radon excédant la ligne directrice fédérale (Santé Canada, 2009b). En 2012, Chen *et al.* (2012) ont procédé à une évaluation de l'exposition au radon en milieu intérieur. Selon ces estimations, la concentration canadienne moyenne de radon en milieu intérieur atteindrait 41,9 Bq/m³ (ou 4 mSv/an; selon le scénario d'exposition de la CIPR).

Ainsi, quelle que soit la zone ou la région habitée, il n'est pas exclu qu'une exposition de cette ampleur (soit équivalente à 9,8 mSv/an) soit rencontrée lorsque les conditions géologiques propices sont réunies. Il est raisonnable d'assumer que le radon présent dans l'enceinte des bâtiments situés à proximité des mines s'introduit dans ces derniers par l'entremise des mêmes processus que le radon trouvé dans les environnements éloignés de toute installation minière (c.-à-d. par voie d'infiltration souterraine) et que ce processus soit généralement peu influencé par la présence d'une mine. Il est toutefois important de mentionner que si des bâtiments sont construits sur des remblais constitués de résidus miniers uranifères ou si les fondations de ceux-ci sont constituées de tels résidus, les potentialités d'émission de radon s'en trouvent décuplées. D'autre part, la base des données consolidées dans le cadre du présent travail ne permet pas d'infirmer ou de confirmer l'influence spécifique d'une mine sur les expositions potentielles en milieu intérieur puisqu'aucune donnée n'est disponible concernant cet aspect. Le radon dans l'air intérieur devrait néanmoins être considéré par les autorités sanitaires dans les régions où le sol présente des teneurs riches en uranium, exploité ou non.

3.3.4.2 Exposition à l'air extérieur

Bien que des résultats soutiennent que certaines activités en lien avec l'exploitation minière uranifère (traitement du minerai, gestion des résidus miniers, excavation des galeries souterraines, etc.) soient susceptibles d'engendrer des flux de radon dont l'intensité serait suffisante pour augmenter les concentrations sur le site même de la mine (Mudd *et al.*, 2008), l'impact de ces émanations sur l'exposition des populations situées à proximité des mines demeure incertain.

Deux auteurs, dont les ouvrages ont été retenus, ont présenté des données pertinentes en lien avec cet aspect (voir section 3.2.3). D'abord, les données publiées par Furuta *et al.* (2002), en provenance d'un site japonais, ont montré (sur la base de mesures extérieures à des distances inférieures à 1 km du site minier) une concentration incrémentielle moyenne positive, mais inférieure à la limite de dose de 1 mSv/an. Des chercheurs de la U.S. EPA ont pour leur part rapporté des données moyennes issues d'un site américain inactif (U.S. EPA, 2005) pour lesquelles il a été possible d'établir une concentration incrémentielle moyenne positive et équivalente à la limite de dose de 1 mSv/an pour des mesures effectuées dans un rayon également inférieur à 1 km du site minier.

D'autre part, 3 autres études citées dans le rapport du NRC (2011) sur l'exploitation des mines d'uranium en Virginie (Chambers, 1998a et b; NRC, 1986; SC&A, 2011³⁰) ont tous relevé que certaines installations minières uranifères étaient susceptibles d'influencer les concentrations de radon en milieu extérieur dans des rayons variant entre 0-1 km, entre 0,3-5 km et jusqu'à 80 km respectivement. Il est à noter que les estimations de Chamber et SC&A sont basées sur des simulations numériques et que la concentration de radon au sein des panaches de dispersion modélisés demeure somme toute faible (ex : 0,28 mSv/an à 80 km de la mine). Il est également à noter que de ces modélisations ont été effectuées sur la base de paramètres régionaux spécifiques.

3.4 CONCLUSION

D'emblée, il est important de rappeler que l'interprétation des tendances dégagées dans le présent rapport devrait être effectuée avec prudence, puisque la validité des données utilisées dans le présent exercice demeure faible. Celles-ci sont également fragmentaires, ne concernent qu'un nombre limité de combinaisons contaminant/vecteur et proviennent de sites spécifiques. Par conséquent, de nombreuses incertitudes demeurent relativement au niveau de confiance pouvant être accordée aux risques calculés et rapportés.

Les distributions de risque calculé par l'entremise du scénario d'exposition, ainsi que les risques rapportés par les auteurs cités dans la présente étude, présentent une importante variabilité. Certains des risques théoriques moyens calculés pour les populations exposées dans des régions uranifères (assujetties à l'exploitation ou non) sont relativement plus élevés que les autres. Parmi ceux-ci, les risques attribuables à l'ingestion de ²¹⁰Pb, ²¹⁰Po, ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, ²²⁸Th, As, Cd, Se et U présents dans les poissons et les moules, ainsi que l'inhalation du radon dans l'air intérieur se distinguent plus particulièrement. En ce qui concerne cette

³⁰ Référence complète non listée dans le rapport du NRC (2011).

dernière voie d'exposition, le radon devrait être considéré par les autorités sanitaires, dans les régions où le sol présente des teneurs riches en uranium exploité ou non, puisque celui-ci contribue de façon importante à la dose radiologique effective annuelle totale.

De plus, certaines des données de risque calculé témoignent que les mines d'uranium seraient susceptibles de contribuer à la contamination radiologique et chimique des eaux, des poissons et des moules prélevés dans leur environnement limitrophe. Selon d'autres données limitées rapportées par les auteurs de la littérature scientifique citée, les mines d'uranium pourraient également occasionner une contamination environnementale additionnelle de radon et de rayons gamma dans l'air extérieur, de la viande d'orignal ou de plusieurs types d'aliments. Toujours selon des données limitées rapportées par les auteurs des articles scientifiques retenus, la contribution des mines au Canada, a été observée jusqu'à une distance située entre 2 et 15 km de celles-ci dans le cas du Se dans l'eau et les poissons et, au Portugal, jusqu'à environ 7 km dans le cas de radionucléides dans l'eau.

Enfin, selon les données considérées, cette charge de contaminants incrémentielle est susceptible d'augmenter le risque pour la santé des populations avoisinantes, lesquelles sont quotidiennement exposées au bruit de fond régional. La charge supplémentaire définie par l'entremise des résultats dégagés serait plus importante au regard des contaminants chimiques que des contaminants radiologiques. Dans certaines circonstances, les risques supplémentaires encourus dépasseraient les valeurs de référence généralement admises par les instances impliquées dans cette problématique. Les principaux contaminants identifiés comme contributeurs potentiels à la charge incrémentielle en provenance des mines sont le ^{226}Ra , le ^{210}Po , le Se et l'U présents dans l'eau, les poissons et les moules. L'arsenic présent dans les poissons s'ajoute à ces derniers.

Dans le contexte où les organismes concernés jugeraient pertinent de poursuivre la démarche d'évaluation de risque initiée dans le cadre du présent exercice, les données assemblées suggèrent qu'il serait possible de caractériser une importante fraction du risque chimique et radiologique associé aux régions uranifères en établissant des suivis environnementaux portant sur ces vecteurs. Ces suivis permettraient d'une part, de caractériser le bruit de fond auquel ces populations sont exposées et d'autre part, de caractériser l'influence potentielle de la mise en œuvre d'éventuels projets miniers sur le territoire de la province. De la même manière et afin de caractériser la dose totale reçue par les populations résidant à proximité des mines d'uranium, un tel programme de suivi environnemental serait également souhaitable pour l'ensemble des contaminants et vecteurs inclus au scénario d'exposition retenu.

4 IMPACTS PSYCHOLOGIQUES ET SOCIAUX DES MINES URANIFÈRES SUR LES POPULATIONS AVOISINANTES

4.1 INTRODUCTION

Ce chapitre présente les résultats d'une recension systématique des écrits. Il vise à déterminer les impacts sur la qualité de vie, dans ses dimensions psychologiques et sociales, de l'exposition aux mines uranifères pour la population avoisinante dans des contextes comparables à celui du Québec. La présente revue de connaissances vise à outiller les professionnels de la santé publique dans leurs interventions en lien avec les mines uranifères lorsque des questions touchant la santé psychologique et sociale sont soulevées.

4.1.1 Qualité de vie et impacts psychologiques et sociaux en environnement

Le concept de qualité de vie sous-tend cette étude. Il est en lien avec la définition de la santé proposée par l'OMS stipulant que la santé est un état de bien-être physique, mental et social. La « qualité de vie en lien avec la santé » (*health related quality of life*) est la définition la plus pertinente dans le cas de cette revue systématique. Elle peut inclure la santé générale, les fonctions et les symptômes physiques et psychologiques, les fonctions émotives, cognitives, identitaires et sociales, sexuelles et spirituelles ainsi que le bien-être et la satisfaction. Puisque cette définition est large, la plupart des études choisissent de décrire et de traiter d'une ou de plusieurs de ces dimensions. Le présent chapitre se penche sur les aspects psychologiques et sociaux, en plus d'aborder la qualité de vie générale.

La recension est principalement consacrée aux impacts, soit aux effets qu'un événement ou une action produisent sur un individu ou une situation. Ce terme a un sens plus fort que le mot « influence » (Grawitz, 2004 : 216). Le terme *impacts sur les dimensions sociales* réfère *stricto sensu* aux liens qui s'établissent entre les individus, et à l'organisation de ces liens (Grawitz, 2004 : 374). Le terme social est aussi employé pour tout ce qui concerne les êtres humains en société; ce terme couvre sans distinction les mondes économiques et politiques de même que les conditions de vie humaine ainsi que toutes les structures associées à ces milieux. Des éléments aussi variés que la confiance, la réciprocité, l'identité collective, le bien commun, la démocratie, la participation, la gouvernance, les luttes sociales, etc., peuvent y être analysés. Les *impacts sur les dimensions psychologiques* réfèrent pour leur part à la pensée et à la subjectivité. Les éléments suivants sont habituellement considérés : les comportements (attitudes, personnalité, développement individuel, motivations, manifestations neurobiologiques); l'autonomie; la capacité de résilience; les perceptions sensorielles; les modalités d'apprentissage, de connaissance et de mémorisation; le jugement; le raisonnement et les affects – émotions, humeurs, sentiments (Grawitz, 2004 : 333-335). Les éléments psychologiques concernent ainsi l'individu uniquement. Par ailleurs, différents facteurs peuvent influencer les états psychologiques, et ces derniers peuvent être extérieurs à l'individu et relever notamment de phénomènes de société (Grawitz, 2004 : 334). Finalement, la perception du risque est un concept qui peut aussi influencer ces états psychologiques et sociaux. La perception du risque peut être définie de plusieurs manières selon les écoles de pensée (Joffe, 1998). En santé publique québécoise, on tend actuellement à définir cette perception comme étant une différence entre l'évaluation des

experts et l'évaluation populaire d'un même risque, qu'on attribue à des savoirs distincts et à des méthodes différentes pour juger du risque, mais qu'on ne doit pas d'emblée hiérarchiser (Ricard, 2003, p. 82-83). La perception influence les impacts psychologiques et sociaux et, à ce titre, peut être considérée comme un facteur d'où découlent ces effets; le terme ne désigne cependant pas les mêmes concepts.

Il faut noter enfin que le fait que les projets soient acceptables ou non pour les communautés concernées occupe souvent beaucoup de place dans les discours et les recherches sociales sur l'environnement. Réfléchir sur l'acceptabilité sociale des projets n'est cependant pas suffisant en ce qui concerne la santé publique. En effet, cette notion ne permet pas de statuer sur les risques potentiels ou avérés de problématiques données. Un projet jugé acceptable socialement peut encore comporter des risques sanitaires, sociaux, psychosociaux et porter atteinte à la qualité de vie et comprendre d'autres types d'effets potentiels.

4.1.2 Population concernée et groupes comparables

Ce chapitre se penche sur les communautés et les populations résidant à proximité des mines uranifères. Cette population avoisinante est composée d'individus pouvant ressentir des effets directs ou pouvant craindre de tels effets, comme les voisins immédiats des installations, les citoyens de la même unité administrative locale (ex. : municipalité, municipalité régionale de comté – MRC). Ce sont les effets sur une communauté qui sont ici étudiés. Pour cette raison, lorsque dans un écrit le groupe des travailleurs miniers était spécifiquement et exclusivement étudié, il a été exclu de la présente recension car les effets psychologiques ou sociaux associés à leur rôle et leurs conditions de travail ne peuvent pas être extrapolés à toute une communauté. Toutefois, les écrits portant à la fois sur les populations avoisinantes et sur ces travailleurs ont été conservés.

La présente étude synthétise des travaux scientifiques sur les mines d'uranium, soit des sites d'extraction du minerai. Ces activités doivent avoir été menées dans des pays ou des régions présentant certaines conditions comparables au Québec :

1. le mode d'exploration et d'exploitation existant au Québec, y compris l'emploi de technologies, la production tenant compte des exigences du marché, l'intégration de plusieurs composantes de l'activité minière, etc.;
2. la présence de normes de régulation et de paliers national, régional ou local, est aussi un critère considéré, et l'État doit fournir un cadre législatif concernant les activités minières.

Les études dans des communautés présentant des caractéristiques communes avec le Québec ont été privilégiées. Toutefois, en raison du caractère universel de certaines composantes psychosociales, les études sur des populations présentant d'autres caractéristiques ont aussi été considérées lorsque, par ailleurs, les thèmes et les effets étudiés pouvaient être généralisés à tout groupe humain. Une démarche permettant d'apprécier la pertinence des textes a été mise en place et elle a été utile à ce propos (section 4.2).

4.1.3 Les mines d'uranium et la « nucléarité » : une construction sociale

La recherche s'est penchée sur les effets sociaux et psychologiques des mines d'uranium pour les communautés avoisinantes. Bien comprendre ces effets nécessite de prendre en compte en quoi, et comment les mines uranifères peuvent se distinguer sociologiquement des autres types de mines et de minerais selon la façon dont on construit socialement le minerai.

Sur la base d'un travail ethnographique et documentaire de longue haleine, Gabrielle Hetch (2012) montre que la distinction sociopolitique de l'uranium se fonde sur la « nucléarité » du minerai. En devenant « nucléaire », l'uranium devient un sujet technopolitique sur lequel se distribuent les attributs de la filière nucléaire et de sa spécificité, mais aussi ses controverses et débats, ses craintes et préoccupations, ses cadres normatifs, ses mesures et ses contrôles.

L'uranium peut ainsi être compris par des acteurs, institutionnels ou non, comme un des intrants de l'activité de la filière nucléaire. Il s'agit d'une représentation sociale, en ce sens qu'elle est construite par des dynamiques sociales, des enjeux, des politiques, des événements. Cette représentation n'est pas un attribut lié uniquement à la matérialité du minerai et peut, ou non, être invoquée. Par exemple, certains « construisent » plutôt l'uranium comme une commodité du quotidien, une ressource, ou un médicament.

Les mines d'uranium, et tous les acteurs d'un site, n'empruntent pas tous cette représentation sociale. Le choix de considérer ou non la mine comme « nucléaire » demeure lié à des enjeux géopolitiques, historiques, identitaires, économiques, et varie selon les situations, les lieux, les époques, et les acteurs. Notamment, le colonialisme et la domination des structures occidentales, tout comme le post-colonialisme et la construction d'une identité nationale, sont des facteurs observés dans plusieurs sites miniers africains.

Enfin, la « nucléarité » d'une mine n'est pas liée aux radiations associées au minerai d'uranium. Cet état demeure un phénomène physique indépendant des moyens ou des politiques, et dont la seule présence n'est pas suffisante pour constituer des sites nucléaires ou des objets nucléaires (Hetch, 2012 : 14). Cependant, la radiation peut être instrumentalisée, saisie par les mesures, les laboratoires, les approches technoscientifiques, et ainsi être mise au service d'une construction politique du nucléaire. A contrario, elle peut tout aussi bien être réinterprétée comme « naturelle », notamment par ceux qui conçoivent les mines d'uranium à l'instar de toute autre installation minière.

En conclusion, la position sociologique de l'uranium -à savoir s'il est compris comme nucléaire, ou non- demeure un élément à prendre en compte pour interpréter les effets psychologiques et sociaux recensés ci-après, même si les textes eux-mêmes n'évoquent pas clairement cette idée. En effet, la nucléarité est contingente. Lorsqu'elle est présente, elle devient un outil politique et social qui module les perceptions et les mobilisations de différentes façons, jamais semblables, que ce soit l'appropriation des pouvoirs (*empowerment*) ou les oppressions (Hetch, 2012 : 16).

4.1.4 Rappel de l'objectif

Cette démarche a pour objectif de répondre à la question de recherche suivante : *quels sont les effets des mines uranifères sur la qualité de vie, dans ses dimensions psychologiques et sociales, des populations avoisinantes lorsque les conditions sont comparables au contexte québécois?*

Le présent chapitre expose d'abord la stratégie de recherche adoptée et le processus de recherche documentaire. Puis, le corpus des écrits retenus est présenté, d'une part, en montrant les études incluses et exclues du processus, et, d'autre part, en soulignant les caractéristiques des études retenues. Par la suite, les principaux résultats obtenus à l'aide de la démarche de revue systématique sont discutés. Le document esquisse également les implications de cette démarche dans le cas de nouvelles recherches sur le sujet.

4.2 STRATÉGIE DE RECHERCHE DOCUMENTAIRE

Afin de documenter ces éléments, une recension des écrits a été réalisée selon une méthode de revue systématique inspirée de l'approche élaborée par le National Institute for Health and Clinical Excellence du Royaume-Uni (NICE, 2009). Ce choix était motivé par le souci d'augmenter la validité de la recension en éliminant les associations fortuites, les résultats peu généralisables et les biais méthodologiques. En raison de la question de recherche et du caractère exploratoire de la démarche, d'autres approches de revues systématiques ont également été considérées, notamment afin de traiter dans un même projet des études de type qualitatif et quantitatif.

Ce processus s'est déroulé en mai 2011 et en mars 2012, et deux personnes y ont participé. La première a réalisé la recherche et la sélection des documents potentiellement pertinents dans les bases de données et dans les listes bibliographiques complémentaires. La seconde a réalisé en parallèle la sélection des titres et des résumés selon leur pertinence.

4.2.1 Stratégie employée pour les bases de données scientifiques

À partir de mots-clés prédéterminés, la démarche de recherche a considéré différentes sources documentaires : bases de données répertoriant la littérature scientifique et la littérature grise de même que bibliographies des articles retenus.

Des termes de recherche ont d'abord été déterminés à partir de la définition de qualité de vie (Fayers et Machin, 2000), puis à l'aide de la compilation des mots-clés utilisés précédemment dans différentes démarches de recherche documentaire portant sur les dimensions psychologiques et sociales associées à diverses questions environnementales (Brisson *et al.*, 2009 et 2010; Blackburn *et al.*, 2009). Lorsque cela était possible, les acceptions de chaque vocable ont été uniformisées à partir du thésaurus de la United States National Library of Medicine (Medical Subject Headings - MeSH).

Les termes de recherche retenus sont reliés aux résultats (effets) et à l'exposition (uranium et activité minière) – voir le tableau 45. Au moment de la recherche documentaire, les termes ont été combinés à l'aide de l'indicateur booléen « AND », tandis que, au sein d'un même groupe, certains termes ont été combinés à l'aide de l'indicateur booléen « OR ».

Tableau 45 Mots-clés de la revue systématique

Effets psychologiques et sociaux	Activité minière	Minerai
<i>Quality of life, OR Well being Behavior, OR Attitude Perception Psychologic^{*31}, OR psychosocial, OR psycho* Social Communit* Conflict Acceptance Social capital</i>	<i>Mining Extraction and processing Industry Mine*</i> A N D	<i>Uranium U miners</i> A N D

Huit bases de données répertoriant la littérature scientifique ont été sélectionnées en raison de leur potentiel à contenir les thèmes considérés (tableau 46). D'abord, les bases de données ont été consultées à l'aide de mots-clés et de critères formels de sélection. Lorsqu'ils étaient disponibles, les mots-clés ont été insérés dans les rubriques reliées aux sujets, aux résumés et aux mots-clés; toutes les bases n'offrant pas les mêmes possibilités. Un seul moteur a nécessité l'usage de la rubrique « texte complet ».

Tableau 46 Bases de données retenues pour la revue systématique

LITTÉRATURE SCIENTIFIQUE	LITTÉRATURE GRISE
Ebsco (ASP, IPSA, Medline, Cinahl, Communication & Mass Media) JStor CSA (AEBA, BioOne, EconLit, Francis, Pollution, PsychInfo, SSA, SA) Wiley Online Library Proquest Current Contents, uniquement les 3 sections suivantes : <ul style="list-style-type: none"> • Agriculture, Biology & Environmental Sciences • Arts & Humanities • Social & Behavioral Sciences 	ISI Web of Knowledge Canadian Evaluation Society Grey Literature Database

4.2.2 Critères de forme et de pertinence

Lors de la consultation des ressources documentaires, des critères liés à la forme du document ont été considérés afin de sélectionner les documents pertinents (voir le tableau 47). Lorsque c'était possible, ces critères ont été appliqués lors de l'interrogation des bases de données informatisées.

³¹ Les termes suivis d'un astérisque (*) sont indiqués ainsi par convention lors des recherches au sein des bases de données.

Tableau 47 Critères formels de recherche documentaire

Critère	Description	Commentaires
Type d'études	Revue systématique, études contrôlées randomisées, études à visée étiologique, études descriptives, analyses qualitatives, thèses, recensions d'écrits ^a , rapports de groupes d'experts.	Tous ces types d'études sont sélectionnés, compte tenu du sujet et de sa marginalité dans les écrits de santé publique et du fait que ce thème peut être abordé à la fois par des approches qualitatives et quantitatives. Les lettres, les éditoriaux, les essais ne sont pas considérés.
Forme du document	Avec résumé.	
Titre	Montre un lien avec la question de recherche.	Sont exclus, par exemple, les articles traitant de l'utilisation de l'uranium en recherche médicale.
Langue de publication	Anglais et Français.	
Date de publication	Entre 2000 et 2011.	

^a Les recensions d'écrits et les groupes d'experts ont été pris en compte en raison de leur portée critique et des avenues de recherche présentées, mais ils ont été considérés à titre de sources d'informations complémentaires à l'analyse.

Les titres et les résumés sélectionnés lors des démarches de recherche documentaire ont également été soumis à une appréciation de leur pertinence. Cette dernière a été jugée en regard de l'objectif de la revue systématique, soit à partir de critères reliés à la population, à l'exposition et aux effets (voir le tableau 48). Chaque titre et chaque résumé ont dû démontrer que l'écrit auquel ils faisaient référence était pertinent selon la question de recherche, à un niveau de cotation Excellent (++) ou Acceptable (+). Les titres et les résumés présentant une ou plusieurs cotes Inacceptable (-) ont été refusés. Le manque d'information à propos d'un critère a entraîné l'attribution d'une cote réduite.

Tableau 48 Critères d'évaluation de la pertinence des résumés

Critère	Description	Excellent (+ +)	Acceptable (+)	Inacceptable (-)
Participants	L'étude doit se pencher sur une population exposée au moment de la recherche.	Famille Voisinage Ville Village Communauté	Région (large) Sous-groupe défini à l'intérieur d'une unité territoriale définie (ex. : femmes; enfants).	Non définie
Exposition	La source d'exposition étudiée doit présenter les caractéristiques d'une mine d'uranium.	Mine d'uranium	Mines en général, incluant les mines uranifères.	Autres minerais Activités autres que minières
	Les conditions de l'exposition doivent être comparables au contexte québécois	Étude réalisée au Québec	Étude réalisée ailleurs qu'au Québec, mais dans un contexte comparable en tout ou en partie.	Aucune variable similaire pour le contexte.
Mesure des effets	L'écrit doit traiter de changements dans la qualité de vie, dans ses dimensions de bien-être mental ou social, chez la population exposée.	Mesure des effets directs sur les critères	Mesure des effets indirects et socioéconomiques	Autres effets sur la santé physique mesurés, à l'exclusion des effets psychosociaux.

4.2.3 Bilan du processus dans les bases de données

La démarche de recherche documentaire a été effectuée du 4 au 16 mai 2011, et, par la suite, une veille documentaire a permis de maintenir à jour jusqu'au 1^{er} septembre 2012 la liste des documents retenus. Le bilan de la recherche effectuée est détaillé dans le tableau 49. L'annexe 17 fournit le détail du bilan pour chacune des bases de données³².

³² Ce bilan est semblable à ceux rencontrés en général dans les recensions systématiques des écrits (NICE, 2012), et la différence importante entre le nombre de titres mis à jour et les publications retenues est courante dans ce type de démarche documentaire systématique qui cherche à agglomérer des éléments comparables. Finalement, peu de titres répondent à tous les paramètres de la question de recherche soumise à la synthèse (Eysenck, 1994).

Tableau 49 Bilan de la stratégie de recherche pour les bases de données scientifiques

Titres mis à jour	1 947
Titres et doublons rejetés	1 912
Titres retenus pour évaluation du résumé	35
Résumés rejetés (non pertinents)	7
Articles retenus comme étant pertinents	28
Publications non obtenues	1
Publications soumises à une analyse de qualité	27

La consultation des bases de données a initialement permis de mettre au jour 1 947 titres. Une démarche d'évaluation de la pertinence des titres a ensuite été adoptée pour les 1 947 documents, et la majeure partie de ceux-ci a été rejetée pour les raisons suivantes :

- ne concernaient pas les mines d'uranium;
- ne présentaient pas de résultats sur les effets psychologiques ou sociaux;
- étaient orientés principalement vers les effets environnementaux ou les solutions techniques;
- étaient en d'autres langues que l'anglais ou le français;
- n'étaient pas des documents scientifiques (autres documents, soit des commentaires, des éditoriaux, etc.).

Par la suite, les doublons ont été retranchés, et 35 titres différents ont été retenus pour la poursuite du processus. Ils ont été soumis à une nouvelle analyse de la pertinence des résumés. À la suite de cette analyse, 28 articles ont été sélectionnés et 7 autres rejetés. Un des textes retenus n'a pas pu être obtenu. Ainsi, 27 articles ont été retenus pour une analyse approfondie de leur qualité.

4.2.4 Autres sources bibliographiques

Des stratégies complémentaires de recherche documentaire ont aussi été employées :

- dépouillement manuel de la bibliographie des articles retenus pour une évaluation de leur qualité;
- consultation de sites Internet traitant de la question, soit : IAIA (27 mai 2011), EPA (Superfund);
- demande de documents en 2011 à des personnes-ressources (spécialistes consultés) des organismes suivants : Commission canadienne de sûreté nucléaire, Agence canadienne d'évaluation environnementale, Alberta Health Services (service de santé publique de l'Alberta);
- consultation des membres du groupe de travail, du comité interrégional et de l'équipe scientifique sur les rayonnements ionisants;
- commentaires lors des relectures externes du document.

À la suite de l'évaluation de la pertinence des résumés, la démarche complémentaire a permis de relever 30 nouveaux titres pertinents pouvant être inclus dans la recension des écrits (voir l'annexe 17). Un texte n'a pas été obtenu et un autre a été retranché car il permettait surtout de documenter les concepts de cette recension³³. Ainsi, les stratégies de recherche complémentaires ont permis de rassembler 28 nouveaux documents pour une analyse de leur qualité.

4.3 ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES ÉCRITS

4.3.1 Critères et méthode d'évaluation de la qualité

L'application de critères de forme et de pertinence a permis de sélectionner des documents répondant à la question de recherche, soit 27 textes issus de bases de données scientifiques et 28 textes trouvés à l'aide des autres stratégies de recherche documentaire complémentaires utilisées. Ces documents ont été soumis à une évaluation de leur qualité scientifique selon une méthodologie standardisée, qui met en application les principes et les outils du guide méthodologique pour la réalisation des revues systématiques du NICE. Les grilles employées sont présentées à l'annexe 18. Aucun article n'exprimait quantitativement les résultats. Pour les études qualitatives avec révision par les pairs (groupe 1), la grille proposée par le NICE (annexe 18; grille 1) a été utilisée telle quelle. Le groupe 2 contient quant à lui toutes les recensions d'écrits non systématiques publiées sous forme de rapports ou dans des journaux scientifiques ainsi que les rapports de groupes d'études et d'experts; pour ce groupe, la grille relative aux revues systématiques a été adaptée (annexe 18; grille 2).

L'évaluation de la qualité a été soumise à une double validation. L'acceptation d'une étude pour la revue systématique des écrits a été déterminée par une évaluation positive (++ ou +) de la part de deux personnes. En cas d'incertitude ou de désaccord, des discussions entre les évaluateurs ont permis de parvenir à un consensus. Les évaluateurs ont réussi à obtenir un consensus sur tous leurs désaccords. Neuf études ont reçu une cote globale d'« excellente » (++) , six d'« acceptable » (+), et 41 de « faible » (-). Seules les études dont la cote était excellente ou acceptable ont été retenues pour cette recension, soit quatorze études différentes³⁴.

En résumé, 55 documents au total ont été évalués en regard de leur qualité. Pour ce faire, ils ont été subdivisés en deux groupes, selon leur niveau de révision par les pairs. Le groupe 1 comprend 37 textes, et le groupe 2 comprend 19 textes. Quatorze études différentes ont été jugées de qualité suffisante et font l'objet de la présente recension d'écrits.

³³ Il s'agit du livre de G. Hetch (*Being nuclear*, 2012, Boston : MIT Press). Portant sur les représentations sociales du nucléaire, il se distingue ainsi substantiellement de notre question de recherche, sur les effets sociaux et psychologiques des mines uranifères. Cependant, le travail de G. Hetch contribue fortement à mieux comprendre la « culture » du nucléaire et les réactions suscitées par cette représentation sociale. Pour cette raison, l'ouvrage a été traité dans la section 4.1 de présente la recension.

³⁴ Une étude (Chamaret, 2007) était une thèse de doctorat. Elle a été subdivisée en deux parties, soit les résultats originaux évalués par le comité de thèse (groupe 1) et la recension d'écrits (groupe 2). Chacune de ces parties a été évaluée dans un groupe différent, ce qui donne un total de 15 cotes d'évaluations, pour 14 études distinctes.

4.3.2 Études non retenues à la suite de l'évaluation de la qualité

Parmi les études du groupe 1 recensées, tant dans les banques documentaires qu'à l'aide des stratégies de recherche complémentaires, 29 ont été rejetées à la suite de l'analyse de leur qualité. Il s'agit d'études à visée étiologique, d'études descriptives ou d'études qualitatives (tableau 50).

Une bonne part des documents rejetés du groupe 1 présentent des lacunes sur plusieurs plans à la fois. Un premier groupe présente des faiblesses quant à la description méthodologique (Halvaksz, 2008; Parsons et Barsi, 2001; Scott et Campbell, 1979; Wittrup et Ritchie, 2007; Heeroma, 2007; Spence et Stephenson, 2007; McIntyre-Mills, 2008; Charley *et al.*, 2004; Brugge et Goble, 2002; Waggitt, 2004; Banerjee, 2000; Doyle, 2002; Trebeck, 2007; Meikkejohn, 2003; Waggitt, 2004; Ortiz, 1996), lacune à laquelle s'ajoutent des questionnements quant au recrutement (Scott et Campbell, 1979; Heeroma, 2007; McIntyre-Mills, 2008; Charley *et al.*, 2004; Brugge et Goble, 2002; Waggitt, 2004; Banerjee, 2000; Doyle, 2002; Trebeck, 2007; Meikkejohn, 2003; Waggitt, 2004; Ortiz, 1996), ou des limites quant aux outils de collecte de données (Halvaksz, 2008; Parsons et Barsi, 2001; Scott et Campbell, 1979; Heeroma, 2007; McIntyre-Mills, 2008; Charley *et al.*, 2004; Brugge et Goble, 2002; Waggitt, 2004; Banerjee, 2000; Doyle, 2002; Trebeck, 2007; Meikkejohn, 2003; Waggitt, 2004; Ortiz, 1996). Des lacunes dans l'analyse peuvent aussi s'ajouter à ces limites (Halvaksz, 2008; Scott et Campbell, 1979; Wittrup et Ritchie, 2007; Heeroma, 2007; McIntyre-Mills, 2008; Waggitt, 2004; Banerjee, 2000; Doyle, 2002; Trebeck, 2007; Meikkejohn, 2003; Waggitt, 2004), ou des problèmes qui entachent la validité interne (Halvaksz, 2008; Parsons et Barsi, 2001; Scott et Campbell, 1979) ou externe (Wittrup et Ritchie, 2007; Spence et Stephenson, 2007) des documents. Au-delà des lacunes soulevées, plusieurs textes ne fournissent pas suffisamment d'informations sur l'un ou l'autre de ces points (Parsons et Barsi, 2001; Scott et Campbell, 1979; Heeroma, 2007; McIntyre-Mills, 2008; Brugge et Goble, 2002; Waggitt, 2004; Doyle, 2002; Trebeck, 2007; Meikkejohn, 2003; Waggitt, 2004).

Une autre partie du corpus des 29 documents du groupe 1 rejetés s'est avérée, après lecture, non pertinente selon la question de recherche (Bogoev *et al.*, 2010; Ramana et Rao, 2010; Stephenson et Wray, 2005; Ballard et Banks, 2003; Beale, 2005; Larsen *et al.*, 2011; Mudd, 2010; Laurence, 2001; Hancock *et al.*, 2006; Brugge, deLemos et Okdmixon, 2005; Tracy *et al.*, 2006; Kapelus, 2002; Harner, 2001; Martínez-Ruiz et Marrs, 2007; Panikkar et Brugge, 2007). Ce fait peut être expliqué par le caractère trop général de certains résumés, ce qui a entraîné la rétention de certains textes jusqu'à cette étape du processus. À cause de cette limite, ces textes n'ont pas ensuite été soumis à l'analyse de leur qualité.

Quant aux 12 autres documents exclus suite d'une appréciation de leur qualité, ils appartiennent au groupe 2 (tableau 50). Ils se présentent comme des recensions d'écrits, des rapports d'experts ou autres. Plusieurs présentaient des lacunes en ce qui concerne la méthode (Markstrom et Charley, 2003; Mettler et Upton, 2008; Environmental-Social Advisory Services, 1992; Sittnick, 1998; Joint Federal-Provincial Pannel, 1997), lacunes auxquelles se combinaient d'autres limites quant aux outils et à l'analyse (Mettler et Upton, 2008), à la validité interne (Mettler et Upton, 2008; Cameco, 2011) et à la validité externe (Markstrom et Charley, 2003). Tout comme pour les travaux scientifiques recensés, certains

autres documents se sont aussi avérés non pertinents après une lecture approfondie de leur contenu (National Research Council, 2011; Connell et Howitt, 1991; Cameco Corporation-Areva, 2008; Areva, 2009; Royal Commission of Inquiry Health, 1980; U.S. Nuclear Regulatory Commission, 1982).

En tout, 41 textes ont donc été retranchés du corpus initialement retenu suite à l'analyse approfondie de leur qualité et de leur pertinence.

Tableau 50 Bilan des études rejetées lors de l'évaluation de la qualité des articles

	Types de limites							
	Méthode non mentionnée, absente ou faible	Recrutement	Limites d'outils de mesure ou de collecte	Analyse incomplète	Validité interne	Validité externe (contexte)	Manque d'informations	Non pertinente
Études scientifiques (à visée étiologique; descriptives; qualitatives)								
1. Ballard et Banks, 2003								X
2. Banerjee, 2000	X	X	X	X				
3. Beale, 2005								X
4. Bogoev <i>et al.</i> , 2010								X
5. Brugge et Goble, 2002	X	X	X				X	
6. Brugge, de Lemos et Okdmixon, 2005								X
7. Charley <i>et al.</i> , 2004	X	X	X					
8. Doyle, 2002	X	X	X	X			X	
9. Halvaksz, 2008	X		X	X	X			
10. Hancock <i>et al.</i> , 2006								X
11. Harner, 2001								X
12. Heeroma, 2007	X	X	X	X			X	
13. Kapelus, 2002								X
14. Larsen <i>et al.</i> , 2011								X

Tableau 50 Bilan des études rejetées lors de l'évaluation de la qualité des articles (suite)

	Types de limites							
	Méthode non mentionnée, absente ou faible	Recrutement	Limites d'outils de mesure ou de collecte	Analyse incomplète	Validité interne	Validité externe (contexte)	Manque d'informations	Non pertinente
Études scientifiques (à visée étiologique; descriptives; qualitatives) – Suite								
15. Laurence, 2001								X
16. Martínez-Ruiz et Marrs, 2007								X
17. Mcintyre-Mills, 2008	X	X	X	X			X	
18. Meiklejohn, 2003	X	X		X			X	
19. Mudd, 2010								X
18. Ortiz, 1996	X	X	X					
20. Panikkar et Brugge, 2007	X							
21. Parsons et Barsi, 2001	X		X		X		X	
22. Ramana et Rao, 2010								X
23. Scott et Campbell, 1979	X	X	X	X	X		X	
24. Spence et Stephenson, 2007						X		
25. Stephenson et Wray, 2005								X
26. Tracy <i>et al.</i> , 2006								X

Tableau 50 Bilan des études rejetées lors de l'évaluation de la qualité des articles (suite)

	Types de limites							
	Méthode non mentionnée, absente ou faible	Recrutement	Limites d'outils de mesure ou de collecte	Analyse incomplète	Validité interne	Validité externe (contexte)	Manque d'informations	Non pertinente
Études scientifiques (à visée étiologique; descriptives; qualitatives) – Suite								
27. Trebeck, 2007	X	X	X				X	
28. Waggitt, 2004	X	X	X	X			X	
29. Wittrup et Ritchie, 2007	X			X		X		
TOTAL Groupe 1	15	11	12	9	3	2	9	14

Tableau 50 Bilan des études rejetées lors de l'évaluation de la qualité des articles (suite)

Études	Types de limites							
	Méthode non mentionnée, absente ou faible	Recrutement	Limites d'outils de mesure ou de collecte	Analyse incomplète	Validité interne	Validité externe (contexte)	Manque d'informations	Non pertinente
Autres documents (revues de littérature et rapports)								
1. Areva, 2009								X
2. Cameco Corporation/A REVA Resources Canada, Inc., 2008								X
3. Cameco, 2011					X			
4. Connell et Howitt, 1991								X
5. Environmental –Social Advisory Services Inc., 1992	X							
6. Joint Federal - Provincial Panel on Uranium Mining Developments in Northern Saskatchewan, 1997	X							
7. Markstrom et Charley, 2003	X					X		

Tableau 50 Bilan des études rejetées lors de l'évaluation de la qualité des articles (suite)

Études	Types de limites							
	Méthode non mentionnée, absente ou faible	Recrutement	Limites d'outils de mesure ou de collecte	Analyse incomplète	Validité interne	Validité externe (contexte)	Manque d'informations	Non pertinente
Autres documents (revues de littérature et rapports) – Suite								
8. Mettler et Upton, 2008	X		X	X	X		X	
9. National Research Council, 2011								X
10. Royal Commission of Inquiry Health and Environmental Protection Uranium Mining, 1980								X
11. Sittnick, 1998	X							
12. U.S. Nuclear Regulatory Commission, 1982								x
TOTAL Groupe 2	5	0	1	1	2	1	1	6
TOTAL : 41 études	20	11	13	10	5	3	10	20

4.3.3 Études retenues

La démarche d'évaluation de la qualité a permis de retenir 14 documents différents³⁵ pour la recension des écrits dans le cadre de cette revue systématique (tableau 51). Ce groupe de documents est composé de recherches relatées dans des textes révisés par les pairs, toutes d'approche qualitative (groupe 1), et de textes sans révision par les pairs, soit des recensions d'écrits soit des rapports de groupes d'experts (groupe 2). Cette subdivision est souhaitable afin de rendre compte de la force différente de l'évidence de chacune des sources, les documents avec révision par les pairs étant reconnus comme des sources plus fortes de données probantes (NICE, 2012; West *et al.*, 2002).

Chacun de ces documents apporte des informations pertinentes et de qualité en lien avec la question de recherche : quels sont les effets des mines uranifères sur la qualité de vie, dans ses dimensions psychologiques et sociales, des populations avoisinantes, lorsque les conditions sont comparables au contexte québécois?

4.3.3.1 Description

Le **groupe 1** comprend huit recherches qualitatives (Malin et Petrzelka, 2010; Brugge, deLemos et Bui, 2007; McDuie-Ra, 2007; Harding, 1985; Voyles, 2010; Dawson et Madsen, 2011; Chamaret, 2007; Hyndman, 1991). Chacune décrit et analyse les impacts vécus ou les risques appréhendés par rapport à l'exploitation de l'uranium ou à l'exposition aux résidus uranifères des mines³⁶. Les auteurs de ces études ont employé diverses méthodes de collecte des données : analyse de contenus, entrevues informelles et semi-structurées, observation, revue de littérature, et questionnaires sociodémographiques et sanitaires. Deux études de cas (Hyndman, 1991; Chamaret, 2007) ont aussi été retenues. En plus de provenir de sources directes (soit des entrevues réalisées en personne et des questionnaires remplis par les participants), les données recueillies et analysées dans le cadre de ces différentes recherches proviennent de sources variées : journaux locaux, publications gouvernementales, rapports, transcriptions d'audiences tenues lors d'une commission d'enquête, archives, blogues et autres médias électroniques, documents légaux, correspondance, etc. La période de collecte des données a été indiquée dans deux articles (Dawson et Madsen, 2011; Chamaret, 2007). Les autres périodes peuvent s'inférer à partir des informations et de la date de publication. La taille des échantillons est variable selon les études et n'a pas été mentionnée dans plusieurs cas, notamment lorsqu'une communauté entière était à l'étude. Une seule étude a été réalisée au Canada, soit en Saskatchewan (Harding, 1985). Cinq études ont été réalisées aux États-Unis dans des régions où ont déjà eu lieu des activités d'exploitation et de traitement de l'uranium. Trois d'entre elles (Malin et Petrzelka, 2010; Brugge, deLemos et Bui, 2007; Dawson et Madsen, 2011) portent sur la population générale de communautés qui ont été touchées par les développements miniers uranifères, incluant les Navajos, tandis que la dernière étude concerne exclusivement le

³⁵ La thèse de doctorat de Chamaret (2007), composée d'une revue de littérature et d'une étude de cas a été scindée en deux : l'étude de cas a été classée dans le groupe 1 et la revue de littérature dans le groupe 2.

³⁶ Les mines sont donc soit en exploitation, soit déjà fermées. Lorsque cela s'avérera pertinent, ces éléments seront mentionnés dans la présentation des résultats. Il faut noter que les impacts présentés ne sont pas en lien avec une technologie spécifique; pour cette raison, certains articles antérieurs à 2001 font aussi partie du corpus.

peuple navajo (Voyles, 2010). Trois autres études portent sur des projets miniers dans des pays émergents, soit en Papouasie-Nouvelle-Guinée (Hyndman, 1991), au Niger (Chamaret, 2007) et en Inde (McDuie-Ra, 2007).

Sept documents composent le **groupe 2**. Parmi ces derniers, se comptent deux revues de littérature (Sharma, 2009; Chamaret, 2007), quatre rapports de groupes d'experts (Elias *et al.*, 1997; Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992; Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984; Centre for Resource and Environmental Studies, 1980) et une étude, réalisée par l'entremise d'un questionnaire, menée par une firme de consultants (InterGroup Consultants, 2005). Ces documents sont principalement utilisés ici pour nuancer l'interprétation des études du groupe 1. Il faut noter que, pour l'ensemble des documents du groupe 2, la période de collecte de données n'est mentionnée que dans quelques cas seulement. Compte tenu des objectifs de ces documents, cette mention n'est pas toujours appropriée.

Deux rapports d'experts portent sur une même région du Canada (nord de la Saskatchewan) et traitent des perceptions des communautés quant aux impacts sanitaires et environnementaux générés par l'arrivée des mines uranifères (Elias *et al.*, 1997; Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992). Le rapport de l'Environmental–Social Advisory Services a été préparé pour le Joint Federal/Provincial Panel on Uranium Mining Development in Northern Saskatchewan. Le nombre d'entrevues est imprécis dans cette étude, mais l'organisation a fait appel à différents professionnels et leaders (membres de conseils de bande et des gouvernements municipaux, médecins, infirmières, travailleurs sociaux, enseignants, conseillers en toxicomanie) ainsi qu'à divers citoyens, soit des aînés, des jeunes, des travailleurs des mines et leur famille. Pour sa part, l'équipe d'Elias *et al.* (1997) a réalisé 100 entrevues. Deux autres rapports d'experts ont étudié une même région australienne et ses communautés habitant près du Kakadu National Park (Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984; Centre for Resource and Environmental Studies, 1980).

L'étude réalisée par une firme de consultants (InterGroup Consultants, 2005) cible la même région canadienne que les rapports précédents et s'intéresse aux perceptions qu'ont les travailleurs miniers uranifères et leurs familles du système *fly-in/fly-out* et aux impacts associés à ce système pour ces groupes de personnes. Le rapport était destiné au Community Vitality Monitoring Partnership Program Steering Committee et a nécessité la tenue de 62 entrevues. Des travailleurs, des familles et des représentants de compagnies minières constituaient l'échantillon de l'enquête.

Les deux recensions d'écrits portent sur les mines en général, incluant les mines uranifères, mais non particulièrement sur les mines d'uranium. La recension d'écrits de Chamaret (2007) est incluse dans une thèse de doctorat et sert à sa construction méthodologique en documentant les enjeux et les impacts reliés à l'exploitation minière à partir de sources internationales³⁷, alors que la revue de littérature (Sharma, 2009) fait état de différents facteurs qui affectent le bien-être psychologique et relationnel des familles d'ouvriers des mines uranifères travaillant dans des régions éloignées des centres urbains. Ces deux

³⁷ Ce qui explique que ce document soit cité à la fois dans le groupe 1 et dans le groupe 2, mais pour des segments distincts de l'étude de Chamaret (2007).

documents ne décrivent pas la méthode employée, mais, dans le cas de Sharma (2009), les bases de données consultées (sciences sociales et santé) sont indiquées.

Tableau 51 Bilan des études retenues lors de l'évaluation de la qualité des articles

Études	Méthodes de collecte des données	Taille de l'échantillon (n =)	Pays, population concernée et période de collecte	Impacts mesurés			Qualité évaluée	
				Qualité de vie	Santé psychologique	Santé sociale	++	+
Groupe 1 : Recherches qualitatives								
1. Brugge, deLemos et Bui, 2007	Description narrative des événements basée sur : - Revue de la littérature grise (rapports) - Connaissances et expériences professionnelles des auteurs	Non mentionnée	- États-Unis - Populations avoisinant deux sites uranifères : Sequoyah Fuels Corporation (Oklahoma) et Church Rock Mill (Nouveau-Mexique) - Période de collecte non mentionnée	X		X		X
2. Chamaret, 2007	Étude de cas par : - Identification des parties prenantes à partir de diverses typologies - Entrevues sous un mode individuel et collectif avec les parties prenantes identifiées	41 entretiens réalisés avec plus de 70 personnes ^a	- Niger - Parties prenantes d'un projet minier des mines d'uranium d'Arlit (incluant les communautés locales – ethnie majoritaire étant les Touaregs). - Période de collecte : du 26 avril au 13 mai 2005		X	X	X	

^a Parties prenantes internes (ex. : direction des entreprises, représentants syndicaux), parties prenantes externes traditionnelles (ex. : fournisseurs et sous-traitants), parties prenantes externes élargies (chefs coutumiers, ONG locales) et les autorités coordonnatrices (ex. : ministères concernés par l'activité minière et leurs représentations locales, préfets et maires).

Tableau 51 Bilan des études retenues lors de l'évaluation de la qualité des articles (suite)

Études	Méthodes de collecte des données	Taille de l'échantillon (n =)	Pays, population concernée et période de collecte	Impacts mesurés			Qualité évaluée	
				Qualité de vie	Santé psychologique	Santé sociale	++	+
Groupe 1 : Recherches qualitatives (suite)								
3. Dawson et Madsen, 2011	Entrevues (pour chacune des quatre études dont les résultats sont présentés dans cet article)	299 répondants au total, dont 146 Amérindiens (Navajos pour la plupart) et 153 non-Amérindiens	- États-Unis - Anciens travailleurs de l'uranium et membres de leurs familles (Arizona, Colorado, Nouveau-Mexique et Utah) - Période de collecte : de 1989 à 1996		X	X	X	
4. Harding, 1985	Analyse de contenu des transcriptions des audiences locales de la commission d'enquête tenue en 1977-1978 au sujet de l'exploitation uranifère à Cluff Lake, en Saskatchewan	Non mentionnée	- Canada. - Communautés situées à proximité des mines d'uranium de Cluff Lake (Saskatchewan). - Période de collecte non mentionnée.			X	X	
5. Hyndman, 1991	Étude ethnographique qui documente l'implantation de mines d'uranium Ok Tedi : la documentation utilisée n'est pas mentionnée.	Communauté wopkaimin	- Papouasie-Nouvelle-Guinée - Wopkaimin, communauté touchée par le projet minier OK Tedi. - Période de collecte : 1981-1990		X	X		X

Tableau 51 Bilan des études retenues lors de l'évaluation de la qualité des articles (suite)

Études	Méthodes de collecte des données	Taille de l'échantillon (n =)	Pays, population concernée et période de collecte	Impacts mesurés			Qualité évaluée	
				Qualité de vie	Santé psychologique	Santé sociale	++	+
Groupe 1 : Recherches qualitatives (suite)								
6. Malin et Petrzelka, 2010	Étude de cas par : - Analyse documentaire (journaux locaux, publications gouvernementales et autres) - Entrevues en profondeur	7 membres du VMTE (<i>Victims of Mill Tailings Exposure</i>)	- États-Unis - Population de la ville de Monticello (comté de San Juan, Utah -1958 – habitants) - Période de collecte non mentionnée		X	X	X	
7. McDuie-Ra, 2007	- Revue de littérature - Entrevues - Observations et conversations informelles	Non mentionnée	- Inde - Population du village de Domiasiat (West Khasi Hills District) - Période de collecte non mentionnée			X		X
8. Voyles, 2010	Sources documentaires (archives, journaux, médias, blogues, documents légaux, correspondance personnelle, etc.)	Non mentionnée	- États-Unis - Navajos - Période de collecte non mentionnée			X	X	
TOTAL Groupe 1	Total			1	4	8	5	3

Tableau 51 Bilan des études retenues lors de l'évaluation de la qualité des articles (suite)

Études	Méthodes de collecte des données	Taille de l'échantillon (n =)	Pays, population concernée et période de collecte	Impacts mesurés			Qualité évaluée	
				Qualité de vie	Santé psychologique	Santé sociale	++	+
Groupe 2 : Revues de littérature et rapports d'experts								
1. Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984	Analyse de documents d'archives : données de base sur l'histoire de la région et sa population, sur les lois s'appliquant aux aborigènes de 1900 à 1984, les politiques raciales, l'utilisation des plantes, visionnements de films et de photos, consultation de profils de santé des communautés, information sur les langues parlées et enregistrements historiques parlés, documentation des modes de vie traditionnels.	Communauté Oenpelli	-Australie. -Communauté Oenpelli. -1900-1994.		X	X	X	
2. Centre for Resource and Environmental Studies, 1980	Étude de cas : méthode de collecte de données non mentionnée	Population aborigène résidant dans le Kakadu National Park	-Australie. -Population aborigène résidant dans le Kakadu National Park, à la frontière de la mine d'uranium de l'Alligator Rivers Region. -Non mentionné (poursuite de la réflexion à la suite du dépôt du rapport Fox ou encore le <i>Ranger Uranium Environmental Inquiry</i>).	X	X	X		X

Tableau 51 Bilan des études retenues lors de l'évaluation de la qualité des articles (suite)

Études	Méthodes de collecte des données	Taille de l'échantillon (n =)	Pays, population concernée et période de collecte	Impacts mesurés			Qualité évaluée	
				Qualité de vie	Santé psychologique	Santé sociale	++	+
Groupe 2 : Revues de littérature et rapports d'experts (suite)								
3. Chamaret, 2007	Revue de littérature, pertinence et faisabilité d'une approche hybride descendante/ascendante (<i>top-down/bottom-up</i>) pour évaluer les projets miniers dans l'optique du développement durable.	Ne s'applique pas.	-Études sur les mines en général à l'échelle internationale. -Critères de recherche pour la revue de littérature non spécifiés.	X		X		X
4. Elias O'Neil et Yassi, 1997	Questionnaires sur les perceptions de la communauté en ce qui concerne les risques sanitaires et environnementaux associés à l'activité minière.	100 adultes de la communauté, 73 % âgés de 18 à 39 ans.	-Canada, Saskatchewan (région d'Athabasca-Wollaston Lake). -Denesuline (Dene) ou Chipewan -1993.	X	X	X	X	
5. Environmental-Social Advisory Services Inc., 1992	Entrevues avec informateurs clés à propos des perceptions des communautés avoisinantes concernant les impacts générés par les mines.	-Taille de l'échantillon non précisée. -Échantillon composé d'hommes et de femmes, des conseils de bande et des gouvernements municipaux, docteurs, infirmières, travailleurs sociaux et éducateurs, conseillers en toxicomanie, aînés, jeunes, travailleurs des mines et leur famille.	-Canada (nord de la Saskatchewan) -Dene (Chipewan), Woodland Cree, métis -Période de collecte : 3 semaines (période exacte non précisée).		X	X	X	

Tableau 51 Bilan des études retenues lors de l'évaluation de la qualité des articles (suite)

Études	Méthodes de collecte des données	Taille de l'échantillon (n =)	Pays, population concernée et période de collecte	Impacts mesurés			Qualité évaluée	
				Qualité de vie	Santé psychologique	Santé sociale	++	+
Groupe 2 : Revues de littérature et rapports d'experts (suite)								
6. InterGroup Consultants, 2005	Entrevues en personne portant sur les impacts du système <i>fly-in/fly-out</i> sur les travailleurs des mines et leur famille.	62 entrevues, 36 hommes et 26 femmes (travailleurs de la mine, enfants, épouses, autres résidents de la communauté et représentants des compagnies minières).	-Canada (nord de la Saskatchewan). -Communautés non spécifiées. -Septembre à décembre 2005.		X	X	X	
7. Sharma, 2009	Revue de littérature (publications scientifiques et rapports) effectuée à partir de bases de données en sciences sociales et en sciences de la santé.	Ne s'applique pas.	- Australie - Familles des travailleurs miniers vivant dans des villes éloignées - Période de collecte non mentionnée	X	X	X		X
TOTAL Groupe 2				4	6	8	5	4
TOTAL 15 études				5	10	16	10	6

4.3.3.2 *Limites des études retenues*

Les 14 études retenues dans le cadre de cette recension d'écrits comportent certaines limites ayant une influence sur la présentation des résultats (tableaux 52 et 53).

Parmi les études retenues dans le groupe 1, les principales limites sont le manque d'information notamment sur le type d'analyse et, souvent, l'absence d'une conclusion claire. Dans l'une des études de cas, ni les objectifs ni la documentation utilisée ne sont définis explicitement (Hyndman, 1991). Dans une autre étude de cas réalisée à partir d'entrevues auprès des diverses parties prenantes des projets miniers, des biais potentiels sont soulignés du fait que, étant donné diverses contraintes, ce sont les sociétés minières qui ont procédé au recrutement (Chamaret, 2007). Toutefois, l'auteure indique que ces biais sont probablement contournés, puisque 1) la majorité des entretiens s'est passée sans la présence de représentants des entreprises et, lorsque cela était le cas, le ton employé par les participants était assez libre et 2) il n'était pas dans l'intérêt des entreprises de donner une image idyllique de l'industrie minière; l'objectif de ce projet étant de connaître les difficultés rencontrées par les parties prenantes et leurs attentes afin de mieux y répondre. Dans deux cas, les auteurs ne proposent pas de conclusion claire à leur étude (Dawson et Madsen, 2011; Harding, 1985). Dans cinq études, un manque d'information a été constaté, souvent parce que les méthodes d'analyses étaient peu explicites. Les études n'ont présenté de faiblesses ni dans les outils de mesure ou de collecte de données, ni en ce qui a trait à la validité interne et externe.

Tableau 52 Limites des études retenues – Groupe 1

Études	Types de limites						
	Méthode	Recrutement	Limites d'outils de mesure ou de collecte	Analyse incomplète	Validité interne	Validité externe (contexte)	Manque d'information
Groupe 1 : Études qualitatives							
1. Brugge, deLemos et Bui, 2007							X
2. Chamaret, 2007		X					
3. Dawson et Madsen, 2011				X			X
4. Harding, 1985				X			X
5. Hyndman, 1991	X						X
6. Malin et Petrzalka, 2010 ^a							
7. McDuie-Ra, 2007	X						X
8. Voyles, 2010*							
TOTAL Groupe 1	2	1	0	2			5

^a Aucune limite particulière n'est associée à cette étude.

Parmi les études retenues dans le groupe 2, deux des études ne présentaient pas de limites particulières (Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984; Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992). En ce qui concerne les deux revues de littérature, celle de Chamaret (2007) était exempte d’une méthodologie de recherche, alors que celle de Sharma (2009), quoiqu’elle fasse part des bases de données consultées, ne précisait pas les critères d’inclusion et d’exclusion des articles. Quant aux études basées sur des échantillons de la population, la taille de l’échantillon n’a pas été précisée dans l’un des documents (Environmental - Social Advisory Services Inc., 1992), alors que, dans un autre, certains groupes visés n’étaient pas bien représentés (InterGroup Consultants, 2005). Les auteurs de cette dernière étude soulignent aussi la possibilité de biais de sélection envers les participants de par la petite taille de la communauté. Finalement, l’une des études ne mentionnait pas la méthode de collecte ou d’analyse de l’information (Centre for Resource and Environmental Studies, 1980).

Tableau 53 Limites des études retenues – Groupe 2

Études	Types de limites				
	Méthode	Recrute- ment	Limites d’outils de mesure ou de collecte	Analyse incomplète	Manque d’infor- mation
1. Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984 ^a		n.a. ^b	n.a.		
2. Centre for Resource and Environmental Studies, 1980	X				X
3. Chamaret, 2007	X	n.a.	n.a.		X
4. Elias, O’Neil et Yassi, 1997 ^a		n.a.	n.a.		
5. Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992 ^a		n.a.	n.a.		
6. InterGroup Consultants, 2005		X			
7. Sharma, 2009		n.a.	n.a.		X
TOTAL Groupe 2	2	1	0	0	3

^a Aucune limite particulière n’est associée à cet article.

^b n.a. : non applicable.

4.4 RÉSULTATS

4.4.1 Aperçu général

Les résultats de cette recension systématique des écrits se présentent sous la forme d’une analyse thématique de contenu en raison de la nature et de la diversité des sources de données. Deux groupes de documents seront présentés ci-dessous. Les études du groupe 1 fournissent des résultats scientifiques issus de recherches originales, répondant à tous les critères de qualité établis par la communauté scientifique, ces derniers ayant été validés par des pairs dans tous les cas. Ici, ces textes du groupe 1 seront amalgamés et synthétisés afin d’établir les effets potentiels des mines uranifères sur la santé humaine sur les plans psychologiques et sociaux. Les textes du groupe 2, pour leur part, sont des recensions

d'écrits, des rapports d'experts ou des travaux de recherche ou d'évaluation d'organismes reconnus. Bien qu'ils soient amalgamés et synthétisés, ces textes serviront de caisse de résonance aux résultats du groupe 1, afin de les renforcer ou de les nuancer. Ces textes donneront également des pistes concernant d'autres effets plausibles, non abordés par les textes du groupe 1, mais ils ne permettent pas d'établir des liens probants pour ces nouvelles classes d'effets.

Par ailleurs, il est nécessaire de garder à l'esprit les limites individuelles et globales des études sélectionnées. Plus particulièrement, ces écrits font état de communautés et de contextes variés, et les variables fines s'y référant (ex. : taille ou mode de gestion des mines, critères sociodémographiques, taille des populations et de l'échantillon, actions publiques et instruments de politiques) montrent des différences possibles ou documentées. Cependant, cette recension fait état d'un corpus cohérent pour ce qui est des paramètres généraux du contexte, définis dans la section 4.1.2. De plus, les impacts recensés sont cohérents dans leurs descriptions et leurs approches de mesure, et peuvent donc être combinés en une synthèse.

Les sections suivantes présentent les résultats tirés des articles et des autres documents retenus. La première partie montre les résultats associés à la qualité de vie générale et distingue une dimension autochtone. La seconde partie traite des effets reliés à la santé psychologique, effets associés soit à l'anxiété, soit aux horaires atypiques, soit aux problèmes de consommation. Enfin, une troisième partie abordera les dimensions sociales et les déclinera selon les thèmes du développement socioéconomique, de l'équité, de la confiance, du climat social et de l'acceptabilité.

4.4.2 Impacts sur la qualité de vie

4.4.2.1 Impacts sur la qualité de vie générale

Un seul article du **groupe 1** aborde des éléments généraux reliés à la qualité de vie³⁸. L'article de Brugge, deLemos et Bui (2007) fait état des suites d'un incident nucléaire survenu en 1979 dans une usine de traitement de l'uranium. La qualité de vie a été affectée à la suite de cet incident d'abord par la contamination de sources d'approvisionnement en eau potable.

Dans le **groupe 2**, deux revues de littérature (Sharma, 2009; Chamaret, 2007) et deux rapports (Elias *et al.*, 1997; Centre for Resource and Environmental Studies, 1980) abordent des effets généraux sur la qualité de vie. De façon générale, la qualité de vie des communautés pourrait être altérée dans les villes situées à proximité des mines en raison de l'accroissement démographique et de structures insuffisamment adaptées. Cette croissance démographique pourrait être attribuée aux nouveaux travailleurs et à l'attrait qu'une ville dynamique peut représenter par rapport au monde rural notamment (Chamaret, 2007). Pour les milieux dits « naturels », l'implantation de nouvelles villes minières, la croissance démographique qui y est reliée et les activités minières en elles-mêmes peuvent avoir plusieurs impacts et se répercuter sur les activités humaines et la protection des milieux

³⁸ Les effets propres aux communautés autochtones seront traités dans une section subséquente.

(Centre for Resource and Environmental Studies, 1980; Chamaret, 2007). Parmi les effets cités, voici les suivants : gestion des déchets, disponibilité de l'eau potable, augmentation des activités de loisir troublant les habitats des mammifères et des oiseaux, cueillette incontrôlée de la flore, déclenchement accidentel ou délibéré d'incendies de forêt ou de brousse. Des dommages aux sites archéologiques, aux peintures rupestres et aux sites sacrés ont également été notés (Centre for Resource and Environmental Studies, 1980). Ces effets sur l'environnement peuvent également soulever de nouvelles craintes au sein des communautés (Elias *et al.*, 1997). Il faut noter ici que les risques perçus n'ont pas nécessairement de lien avec l'uranium et la radiation, mais plutôt avec la présence d'une industrie minière.

En résumé, en dehors d'incidents technologiques, les résultats scientifiques concernant les impacts des mines uranifères sur la qualité de vie sont peu nombreux. Cependant, des recensions d'écrits laissent voir que ces impacts sont possibles. Ils semblent alors associés aux processus de l'industrie minière, peu importe la nature du minerai exploité. Les effets en lien avec l'eau potable attirent particulièrement l'attention de même que ceux en lien avec l'environnement naturel en général; une autre classe d'effets est associée aux milieux urbains et à la croissance démographique.

4.4.2.2 *Impacts sur la qualité de vie des communautés autochtones*

Les écrits du **groupe 1** abordent des dimensions propres à la qualité de vie des Autochtones, qui seront traitées dans les sections thématiques subséquentes.

Parmi les textes du **groupe 2**, deux revues de littérature (Sharma, 2009; Chamaret, 2007) et deux rapports d'experts (Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992; Elias *et al.*, 1997) font état d'atteintes à la culture suivant l'arrivée de l'industrie minière. En général, l'émergence de nouveaux styles de vie pourrait perturber la vie communautaire et entraîner la disparition des modes de vie traditionnels (Chamaret, 2007), ces modes de vie étant souvent basés sur une relative autosuffisance et sur une relation privilégiée avec le territoire. Plus particulièrement, l'implantation de mines sur un territoire peut ainsi entraîner le déplacement de populations et la modification, voire la contamination, des milieux naturels. Ces changements peuvent se solder par la perte de biens matériels et immatériels – ex. : logement, terres productives, sources de revenus, accès à des terres traditionnelles et à des sites culturels (Chamaret, 2007). Les populations locales risquent davantage de se retrouver sans domicile et sans travail de même que d'être marginalisées et privées de leur autonomie alimentaire (Chamaret, 2007; Centre for Resource and Environmental Studies, 1980). Notamment, leur relation culturelle à la nourriture s'en trouve entachée (Elias *et al.*, 1997). De plus, le déclin de l'utilisation de la nourriture traditionnelle peut engendrer une augmentation de risques sanitaires –ex. : diabète, carie dentaire (Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992). Ces changements s'exprimeraient aussi à un niveau plus symbolique. Dans un cas australien étudié, les individus sont ainsi préoccupés par le risque que soient endommagées les entités spirituelles présentes dans les sites sacrés (Centre for Resource and Environmental Studies, 1980). Enfin, une revue de littérature mentionne aussi le fait que l'arrivée d'étrangers et la croissance des villes peuvent nuire à certains sous-groupes de façon plus particulière en raison de certaines règles culturelles traditionnelles (Sharma, 2009). Par exemple, dans certaines communautés, plusieurs femmes restent

maintenant à la maison, puisqu'il n'est pas socialement acceptable pour une femme de se présenter seule devant des étrangers.

En résumé, même si aucun résultat scientifique (groupe 1) n'a pu être compilé, les documents du groupe 2 amènent des questions au sujet des changements apportés par les industries minières, peu importe les minerais exploités. Ces changements pourraient causer des impacts spécifiques sur la qualité de vie des communautés autochtones en raison des valeurs et du mode de vie de ces communautés, et tout particulièrement à cause de leurs liens privilégiés avec l'environnement naturel. Les données scientifiques disponibles en regard de chacune des thématiques développées dans les sections suivantes soutiennent ce questionnement, car elles mettent en lumière des effets documentés pour les communautés autochtones.

4.4.3 Impacts sur la santé psychologique

4.4.3.1 Anxiété et désarroi

Trois études du **groupe 1** présentent des résultats relatifs aux impacts psychologiques et mettent en avant, d'une part de l'anxiété et, d'autre part du désarroi. L'étude de Dawson et de Madsen (2011) et celle de Chamaret (2007) révèlent que d'anciens travailleurs miniers, des travailleurs actuels et les membres de communautés où l'industrie de l'uranium a eu des impacts souffrent d'anxiété et de dépression. Ces troubles affectent le bien-être mental de ces personnes et sont en lien avec le fait qu'elles ont été exposées aux radiations provenant de l'uranium dans les mines et les usines ou dans leur milieu de vie. Ces troubles se manifestent sous la forme de problèmes de santé que ces personnes vivent et qu'elles attribuent à l'industrie uranifère, et de craintes quant à leur santé future. Par ailleurs, l'article de Malin et de Petrzelka (2010) fait état de sentiments de frustration, de déception, de désarroi et d'impuissance au sein de la population à l'étude. Ces sentiments sont principalement associés au manque de transparence, à l'inaction et à l'indifférence du gouvernement à l'égard des problèmes de santé vécus par les résidants, qui seraient causés par l'exposition prolongée aux résidus d'uranium provenant des mines et des usines de traitement. Le sentiment d'impuissance qu'éprouvent certains participants à cette étude est aussi lié à l'isolement de leur communauté située en milieu rural, qui, par conséquent, attire peu l'attention des médias et des autorités politiques.

Parmi les textes du **groupe 2**, deux rapports d'experts australiens (Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984; Centre for Resource and Environmental Studies, 1980) et deux rapports d'experts canadiens (Elias *et al.*, 1997; Environmental–Social Advisory Services, Inc., 1992) font aussi état des peurs et des craintes associées à la mine ou au travail à la mine proprement dit et montrent que les individus des communautés avoisinantes vivent plusieurs effets psychosociaux attribuables à l'industrie minière. Les craintes associées aux impacts à long terme sur la santé physique sont également recensées ici (Centre for Resource and Environmental Studies, 1980). Ces craintes sont plus particulièrement détaillées pour les travailleurs qui auraient vécu une situation de « double contrainte », déchirés entre les appréhensions pour leur santé et le besoin d'un emploi (Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992). Par ailleurs, l'implantation d'une mine au sein d'une communauté semble également augmenter le stress ressenti par certaines personnes,

notamment devant l'arrivée massive de travailleurs et les interactions plus nombreuses avec une bureaucratie nouvelle, associée à cette nouvelle industrie (Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984).

Les écrits du groupe 2 soulèvent aussi des troubles d'anxiété plus vécus particulièrement par les travailleurs miniers et qui n'avaient pas émergé des écrits du groupe 1. Il s'agit cependant de problèmes moins spécifiquement associés à l'uranium. Ainsi, certains employés interrogés se sentent un peu bâillonnés : ils disent avoir peur de faire part de leurs préoccupations en ce qui a trait aux risques associés à la mine par crainte de perdre leur travail (Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992). Certains travailleurs, et tout particulièrement d'origine autochtone, ressentiraient aussi une profonde détresse psychologique dans le fait de participer à ce qu'ils considèrent comme « un abus de la Terre » (Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992). Des employés peuvent aussi souffrir d'une perte d'estime de soi en lien avec des promesses de travail à la mine non exaucées. Pour leur part, les mises à pied pour des raisons futiles encourageraient le cynisme et l'accroissement d'un sentiment d'injustice (Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992). Les problèmes reliés à la mine vécus par le travailleur peuvent affecter sa santé mentale et physique et ont des impacts sur sa qualité de vie familiale, sa satisfaction envers la vie et au sein de son union (Sharma, 2009). Cette revue de littérature note que le bien-être de la famille peut alors être mis en péril lorsque les problèmes de la vie quotidienne, qui ne sont pas résolus, se transforment en problèmes chroniques.

Par ailleurs, des problèmes d'ordre psychologique (solitude, mal du pays) peuvent aussi survenir chez les épouses de mineurs, lorsqu'elles doivent déménager. Ces problèmes peuvent être liés à l'hostilité de l'environnement entourant les centres miniers, à la difficulté d'adaptation aux conditions socioculturelles qui y prévalent (ex. : langue) et à la difficulté de se trouver de l'emploi (Sharma, 2009). Le sentiment d'être isolé de sa famille et de sa parenté, et le manque de soutien de ses proches semblent toutefois constituer les impacts les plus marquants (Sharma, 2009).

4.4.3.2 Problèmes liés aux horaires atypiques

Aucun écrit du **groupe 1** n'aborde la question des horaires atypiques. Pour le **groupe 2**, des écrits recensés amènent à se pencher sur des impacts associés à la répartition du temps de travail à la mine, et plus précisément au système *fly-in/fly-out*. Ils sont abordés sous plusieurs angles dans une revue de littérature (Sharma, 2009) et dans un rapport produit par une firme de consultants (InterGroup Consultants, 2005). Les travailleurs du système *fly-in/fly-out* peuvent souffrir de divers problèmes de santé (troubles du sommeil, fatigue, décalage horaire, dérèglements gastro-intestinaux), qui, à leur tour, peuvent générer des effets psychologiques tels que l'irritabilité, la mauvaise humeur et la nonchalance (Sharma, 2009). Certains travailleurs ressentent aussi de la culpabilité, puisqu'ils doivent s'absenter fréquemment du domicile familial, même si d'autres voient plutôt dans ce type d'horaire une façon d'avoir du temps à la maison³⁹ (InterGroup Consultants, 2005). Ces travailleurs (InterGroup Consultants, 2005) soulignent notamment comme inconvenients le fait de ne pas voir grandir leurs enfants et leur difficulté à répondre aux situations d'urgences familiales,

³⁹ Si on leur donnait le choix, ces derniers ne préconiseraient pas nécessairement un horaire typique.

quoique l'industrie minière fasse généralement preuve d'ouverture quant à ce type de déplacements.

Les longues périodes d'absence de ce type de travailleurs peuvent aussi affecter le bien-être émotionnel et social de la famille (Sharma, 2009). Les femmes ne trouvent pas nécessairement d'avantages au système *fly-in/fly-out* et souffrent d'un surcroît de responsabilités lorsque leur conjoint quitte le domicile familial pour le travail. Dans les familles qui vivent éloignées du conjoint ou du parent travaillant dans les mines, des changements de comportements chez les enfants (émotivité, ennui), se manifestant autant lors de la présence du parent qu'en son absence (InterGroup Consultants, 2005). Pour le couple, le système *fly-in/fly-out* présente des effets négatifs, mais aussi des effets bénéfiques, comme le sentiment d'avoir suffisamment d'argent pour subvenir aux besoins de la famille (InterGroup Consultants, 2005). Toutefois, des relations de couple stressantes, à la source de discordes et pouvant même conduire à une séparation, ont été relevées dans une revue de littérature (Sharma, 2009). Les conflits générés peuvent être liés à une faible contribution du conjoint aux travaux domestiques (Sharma, 2009), mais également au fait que, à son retour de la mine, ce dernier ne souhaite pas nécessairement assumer les responsabilités disciplinaires à l'égard des enfants (InterGroup Consultants, 2005). Selon les résultats des entrevues indiqués dans l'un des documents consultés, il ne semble pas y avoir d'impacts majeurs sur la famille élargie autre que sur les grands-parents (InterGroup Consultants, 2005).

4.4.3.3 *Problèmes liés à la consommation*

Dans les textes du **groupe 1** consultés, des impacts sur la santé psychologique de peuples autochtones sont notés et s'inscrivent dans la problématique de la consommation (Hyndman, 1991). Ainsi, dans son étude de cas en Papouasie-Nouvelle-Guinée, Hyndman montre que les mines auraient amené des autochtones à rompre avec plusieurs aspects de leur culture wopkaimin. Des changements dans les valeurs sociales et les modes de propriété et d'échange des biens (maintenant vendus et achetés plutôt que partagés avec tous) ont été observés et ont notamment été associés à l'apport d'argent. L'étude montre aussi qu'en réaction au développement de la mine sur leur territoire, une certaine proportion de la population autochtone a basculé vers une nouvelle idéologie prônant la propriété individuelle et l'autonomie personnelle (mouvement *Rebibal* ou *Revival*) et critiquant la culture traditionnelle (Afek). Ces changements ont, à leur tour, modifié considérablement les conditions de vie personnelles et l'organisation sociale. Enfin, l'étude de Hyndman fait aussi état de modifications du climat social telles que des comportements agressifs, des batailles, des adultères, l'apparition d'un marché noir, modifications associées à l'alcool jusque-là absent de la culture traditionnelle de cette communauté de la Papouasie-Nouvelle-Guinée étudiée.

Des écrits du **groupe 2** constatent aussi des effets psychologiques associés à la consommation, présents dans tous les groupes humains. D'abord, est soulignée la difficulté que plusieurs personnes rencontrent à gérer l'argent gagné, car il s'agit d'augmentations de revenu importantes (Elias *et al.*, 1997). Selon les propos recueillis dans une autre étude, l'industrie minière n'investirait pas suffisamment pour développer les habiletés de la population à gérer ces nouvelles entrées d'argent (Environmental–Social Advisory Services,

Inc., 1992). Par ailleurs, l'effet champignon (*boomtown*) créé par le cycle du développement de la mine, soit l'augmentation du salaire puis la baisse de celui-ci en période de chômage, favoriserait également une augmentation des abus de drogues et d'alcool (Elias *et al.*, 1997; Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992). Cette consommation engendrerait à son tour de la violence, de la négligence envers les enfants, une perte d'assiduité au travail et une diminution de la participation à la vie communautaire, y compris quant à ses aspects spirituels (Elias *et al.*, 1997; Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984).

4.4.3.4 Synthèse de la thématique

Selon les résultats scientifiques disponibles, des effets psychologiques, en lien avec les mines uranifères, semblent clairement se manifester. Les autres textes trouvés soutiennent ce lien. Les craintes pour la santé associées à l'uranium représentent une part de ces effets, et ils semblent ressentis par les travailleurs, leurs familles et les communautés avoisinant les mines. Par ailleurs, les écrits recensés laissent penser que d'autres effets psychologiques peuvent se manifester, mais paraissent plutôt liés aux processus miniers et ne seraient pas spécifiques de l'uranium. Les horaires, les conditions de travail et l'adaptation aux changements sont en cause, et différentes manifestations psychologiques semblent associées à ces effets pour les travailleurs, leurs familles et les citoyens des communautés d'accueil : désengagement, culpabilité, surcharge de tâches, émotivité accrue, discordes, etc. Tout particulièrement, des données scientifiques appuyées par des écrits de la littérature grise montrent que des changements de revenu provoquent des effets quant à la consommation matérielle et à la consommation de drogues et d'alcool. À leur tour, ces types de consommation modulent d'autres impacts psychologiques et physiques.

4.4.4 Impacts sur la santé sociale

4.4.4.1 Développement socioéconomique des communautés

Deux documents du **groupe 1** consultés font référence au développement socioéconomique des communautés relié à l'implantation des mines (Chamaret 2007; Brugge, deLemos et Bui, 2007). Dans l'étude d'un cas d'exploitation uranifère au Niger, Chamaret (2007) indique que les impacts positifs générés lors de l'ouverture des mines sont devenus négatifs lors de leur fermeture. Ainsi, des entreprises locales créées à titre de fournisseurs pour l'industrie minière ont dû fermer, des emplois ont été perdus, des infrastructures sociales ont été menacées d'abandon et des enfants dont le point d'attache était la ville minière ont ressenti un déracinement lorsqu'ils ont dû déménager. L'article de Brugge, deLemos et Bui (2007) mentionne aussi les pertes d'emploi subies par les travailleurs en raison de la fermeture de la mine.

Des documents du **groupe 2** mentionnent le fait que les communautés situées à proximité des projets miniers peuvent en retirer certains bénéfices socioéconomiques, dont une revue de littérature (Chamaret, 2007) et trois rapports d'experts (Elias *et al.*, 1997; Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992; Centre for Resource and Environmental Studies, 1980). La revue de littérature de Chamaret (2007) fait état d'une typologie pour rendre compte de la diversité des compensations qui peuvent être versées aux communautés lors de l'implantation d'une mine :

- « les colliers et les babioles » (ex. : dons et cadeaux individuels souvent faits aux dirigeants locaux); les subventions et les dons à la communauté;
- l'approvisionnement local;
- l'emploi;
- la mise à profit des relations (c.-à-d. encourager les gouvernements nationaux à accroître les services locaux);
- la formation et l'éducation;
- l'accroissement des capacités des entreprises, des commerces et des dirigeants locaux pour qu'ils puissent diversifier l'économie et réduire la dépendance de la collectivité envers l'exploitation des ressources minérales;
- les partenariats.

Cependant, les documents recensés ne permettent pas de documenter l'effectivité de tous ces aspects. Parmi les bénéfices documentés, la création de routes peut engendrer une baisse du prix des denrées, offrir de nouvelles possibilités de commercialisation et faciliter le transport des personnes (Elias *et al.*, 1997; Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992; Centre for Resource and Environmental Studies, 1980). Dans certains contextes, la possibilité du transport aérien, nouvellement offerte, est également vue de manière positive (Elias *et al.*, 1997). Certaines infrastructures, bien qu'elles soient construites au départ pour soutenir l'industrie minière et ses travailleurs, pourraient aussi être bénéfiques pour la population locale (Chamaret, 2007). Cependant, un document rappelle que ces infrastructures (écoles, hôpitaux, routes) n'auraient pas été construites si elles n'avaient pas directement bénéficié à l'industrie minière (Elias *et al.*, 1997). La création d'emplois directs et indirects a également été mentionnée dans une des revues de littérature en faisant référence à des emplois généralement bien rémunérés par rapport à la moyenne nationale (Chamaret, 2007).

Par ailleurs, certains textes du groupe 2 tendent aussi à démontrer que ces retombées ne sont pas exemptes d'effets négatifs. Ainsi, l'un des rapports d'experts a étudié un cas où les infrastructures ont eu un impact négatif plus important que les mines elles-mêmes : les services gouvernementaux, les routes et une économie basée sur les salaires auraient amené les communautés à abandonner leurs responsabilités à l'égard de leur bien-être (Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992). Les limites associées aux emplois disponibles ont été détaillées dans la section consacrée aux inégalités. Plus globalement, un rapport d'experts canadiens mentionne que, plutôt que de créer une stabilité économique, l'industrie minière semble amener davantage d'incertitudes au sein de la population locale

(ici la communauté Dene) sans qu'elle ait pu bénéficier d'emplois et de formations, à l'exception de quelques individus travaillant à la mine, comme guides d'exploration de l'uranium ou dans la prospection (Elias *et al.*, 1997).

4.4.4.2 Répartition inéquitable des impacts

Six études du **groupe 1** traitent du problème de la répartition inéquitable des impacts reliés aux mines d'uranium (Malin et Petrzelka, 2010; Brugge, deLemos et Bui, 2007; Chamaret, 2007; Voyles, 2010; McDuie-Ra, 2007; Hyndman, 1991). Les études de Malin et de Petrzelka (2010) et de Voyles (2010) confirment que les populations à faible densité, habitant dans les régions éloignées des grands centres urbains, seraient plus à risque que les autres d'être touchées par l'exposition aux résidus uranifères. L'étude de McDuie-Ra (2007) montre également que les communautés rurales peuvent être plus lourdement touchées par l'exploitation des mines d'uranium et la dégradation de l'environnement qui en résulte si elles n'ont pas la possibilité d'être entendues ou si leurs voix sont étouffées par ceux qui détiennent le pouvoir et qui bénéficient des retombées économiques de cette industrie. Les résultats de Voyles (2010) et de Brugge, de deLemos et de Bui (2007) font particulièrement état des groupes ethniques et du fait qu'ils peuvent être touchés par l'industrie de l'uranium en raison de leurs lieux de résidence, souvent situés dans des régions éloignées et peu peuplées. Les faibles revenus de ces groupes ajouteraient à la problématique. D'après Voyles (2010), il s'agit de cas de racisme environnemental, qui expose davantage certaines communautés ethniques états-uniennes à des risques et à des inconvénients. Dans le même ordre d'idées, Brugge, deLemos et Bui (2007) constatent que les incidents nucléaires se produisant dans des communautés rurales, amérindiennes et à faibles revenus attirent moins l'attention publique que ceux se produisant dans des communautés possédant les caractéristiques contraires. Ils soutiennent que les premières subissent davantage les impacts reliés à ces incidents que les secondes, puisqu'elles mobilisent moins l'opinion publique et, par conséquent, le processus de décontamination se fait plus lentement.

L'iniquité dans le partage des bénéfices peut aussi se manifester quant aux retombées économiques des activités minières. Ainsi, une étude de cas sur la population wopkaimin en Papouasie-Nouvelle-Guinée (Hyndman, 1991) fait ressortir le fait que les communautés aborigènes à l'étude sont très peu employées par l'industrie minière et seraient reléguées à des fonctions peu valorisantes. Ils auraient également moins facilement accès aux habitations prévues pour les travailleurs et leurs familles, devant alors s'établir dans des zones moins intéressantes. Des tensions et un climat de méfiance entre travailleurs locaux et étrangers peuvent découler de ces inégalités.

Quant aux documents du **groupe 2**, plusieurs rapports de comités d'experts (Elias *et al.*, 1997; Centre for Resource and Environmental Studies, 1980; Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984) et une revue de littérature (Chamaret, 2007) ont abordé la question d'une répartition inéquitable des impacts. Deux cas de figure sont habituellement documentés : les impacts négatifs imputés à des groupes particuliers (surtout autochtones) et les cas où les impacts positifs ne profitent qu'à certains groupes de personnes.

L'accès inégal au logement est un point soulevé, tout comme dans les études du groupe 1. Deux rapports d'experts australiens décrivent la création de quartiers en marge des villes minières auxquelles certains sous-groupes n'ont pas accès (Centre for Resource and Environmental Studies, 1980; Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984). Notamment, les politiques de résidence instaurées par les compagnies minières entraîneraient l'établissement de sous-groupes aborigènes à l'extérieur de ces villes, dans des conditions moins adéquates. Cette situation pourrait amener à percevoir ces sous-groupes comme des citoyens de seconde classe (Centre for Resource and Environmental Studies, 1980).

Une autre forme d'inégalité soulevée est associée aux retombées socioéconomiques pour les collectivités locales, et plus particulièrement aborigènes. Les rapports constatent une plus faible embauche de la population locale par rapport aux étrangers, et l'attribution à la main-d'œuvre locale d'emplois peu valorisants et présentant peu de défis (Elias *et al.*, 1997; Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984). Des préjugés raciaux de la part des employeurs pourraient créer et maintenir ces iniquités (Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984), tout comme la transmission inadéquate de l'information (Chamaret, 2007). L'impression que les emplois les plus risqués et les plus malpropres sont laissés aux populations autochtones est aussi présente (Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992).

Par ailleurs, certaines retombées peuvent également contribuer à maintenir un système inéquitable envers les peuples autochtones, notamment en ne leur confiant pas le contrôle de la gestion des risques (Elias *et al.*, 1997) ou des redevances destinées à compenser le dérangement occasionné par l'industrie minière (Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984), ainsi qu'en abolissant des titres territoriaux en échange de redevances (Elias *et al.*, 1997). De plus, l'habileté de certains membres de la communauté à comprendre les personnes non autochtones et à négocier avec elles peut renforcer de l'intérieur certaines inégalités. Par exemple, certains Aborigènes ont pu négocier des ententes avec les Européens (dirigeants de l'industrie minière) et ainsi devenir individuellement d'importants bénéficiaires de l'activité minière, mais au détriment de leur collectivité (Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984). Ce dernier rapport australien conclut que ces mesures étaient destinées à réduire les inégalités, mais qu'elles sont néanmoins devenues un instrument perpétuant l'iniquité.

4.4.4.3 Diminution de la confiance envers les autorités

Une étude du **groupe 1** fait état d'une diminution de la confiance de la population envers les autorités gouvernementales (Malin et Petrzalka, 2010), diminution liée au manque de transparence dont ces autorités auraient fait preuve (dans le passé). Les autorités avaient à ce moment négligé d'informer la population d'une ville américaine au sujet des risques reliés à l'exposition à l'uranium – alors qu'elles étaient conscientes de ces risques – et avaient omis de prendre les mesures nécessaires pour protéger les travailleurs miniers durant plusieurs décennies. Cette étude révèle aussi une augmentation du ressentiment des citoyens envers les autorités gouvernementales à la suite de la découverte d'un document écrit datant des années 1940 prouvant l'indifférence du gouvernement de l'époque quant aux risques auxquels les habitants de ces localités étaient exposés. Par ailleurs, cet article montre que le manque de confiance envers les autorités pourrait avoir stimulé la prise en

charge communautaire des problèmes vécus par les victimes de l'industrie de l'uranium et la mobilisation civile pour réclamer au gouvernement des compensations pour les victimes et leurs familles.

Dans les textes du **groupe 2**, la diminution de la confiance envers les autorités gouvernementales et les représentants de l'industrie minière a été clairement montrée dans quatre rapports d'experts (Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992; Elias *et al.*, 1997; Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984; Centre for Resource and Environmental Studies, 1980). Cette diminution de la confiance serait attribuable à deux facteurs principaux, soit la qualité de l'information transmise et l'implication des communautés dans la prise de décision. Un autre rapport d'experts rapporte que les communautés disposent de peu de contrôle ou de droit de regard sur la redistribution des revenus de la mine, ce qui peut engendrer de la méfiance (Centre for Resource and Environmental Studies, 1980).

La qualité de l'information transmise peut être abordée sous ses éléments formels. Ainsi, le recours à un langage technique et légal complexe peut limiter la compréhension des enjeux relatifs à la mine par les communautés locales (Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992; Centre for Resource and Environmental Studies, 1980). Cette complexité peut faire en sorte que les communautés locales soient moins réceptives aux nouvelles informations qui leur sont transmises (Centre for Resource and Environmental Studies, 1980). Par exemple, l'une des études rapporte la perception négative d'un membre d'un conseil de bande en ce qui a trait à des négociations se déroulant en anglais : il y voyait une façon pour l'industrie de manipuler les perceptions de la communauté (Elias *et al.*, 1997). Par ailleurs, les auteurs estiment que transmettre l'information devrait être une responsabilité, soit celle de rendre compte de ses orientations et de ses décisions. Présenter ce geste comme un « cadeau », associé au bon vouloir de l'industrie, peut alors nuire à la confiance (Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992).

Les documents consultés font aussi état du fait que les communautés locales sont souvent tenues à l'écart des décisions et plutôt ignorées des gouvernements locaux et de l'industrie minière. Ainsi, en Australie, les femmes aborigènes n'étaient pas incluses dans les débats contrairement à ce que prévoient leurs droits traditionnels (Centre for Resource and Environmental Studies, 1980). De plus, lorsque la participation à la prise de décision est offerte, elle peut présenter des délais serrés, ce qui ne permet pas nécessairement une réelle consultation de toutes les parties prenant part au processus (Centre for Resource and Environmental Studies, 1980). L'opinion envers les autorités s'en trouve altérée, et une des études précise que les autorités minières et gouvernementales ont même été perçues comme des conspirateurs (Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992). Par ailleurs, devant la faible prise en compte de leurs préoccupations, les membres de la communauté sont peu enclins à prendre des initiatives dans la poursuite de leurs intérêts (Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984).

4.4.4.4 Modification du climat social

La majorité des études du **groupe 1** témoigne de modifications du climat social, tant à l'échelle locale que nationale, en lien avec l'industrie de l'uranium et ses impacts sur la santé humaine et sur l'environnement. Les textes de Malin et Petrzelka (2010), de Brugge, deLemos et Bui (2007), de McDuie-Ra (2007), de Voyles (2010), de Dawson et de Madsen (2011) et d'Hyndman (1991) décrivent l'émergence de mouvements de résistance contre l'industrie de l'uranium et la formation de groupes de pression, ce qui révèle l'existence de conflits et de tensions entre la société civile, les autorités nationales et les compagnies uranifères. Différents facteurs paraissent avoir présidé à ces mobilisations. L'opposition civile aux projets d'exploitation uranifère peut être motivée par diverses craintes, notamment par rapport à la survie de l'identité culturelle, aux risques pour la santé et à l'aliénation des terres (McDuie-Ra, 2007 :51). Des protestations civiles et des regroupements ont également été organisés pour faire état des préoccupations reliées à l'environnement (Hyndman, 1991) ou afin de réclamer au gouvernement le versement de compensations aux victimes de l'uranium et à leurs familles pour les dommages qu'ils auraient subis (Malin et Petrzelka, 2010; Voyles, 2010; Dawson et Madsen, 2011). L'indifférence perçue ainsi que le manque de respect et de considération attribué aux gouvernements à l'égard des populations locales favoriseraient également l'émergence de mouvements de protestation civils, en particulier lorsque des activités d'exploration et d'exploitation sont entreprises sans que les citoyens aient d'abord été consultés et clairement informés au sujet des risques (Malin et Petrzelka, 2010; McDuie-Ra, 2007). Toutefois, ces différents facteurs doivent être nuancés. En effet, l'étude de McDuie-Ra (2007) montre que la formation d'une opposition aux projets uranifères n'est ni systématique ni constante. Selon cet auteur, l'émergence de mouvements de résistance serait plus considérablement influencée par la question des retombées économiques locales (absence de retombées = plus d'opposition).

Tous les textes du **groupe 1** recensés pour cette thématique montrent que la formation de sous-groupes se positionnant par rapport au projet contribue au renforcement des liens de solidarité entre les victimes et à l'augmentation du soutien entre les anciens travailleurs miniers et les familles de ces derniers. Par ailleurs, deux textes montrent aussi des clivages au sein des communautés : d'une part, entre les tenants de la mine et leurs opposants (McDuie-Ra, 2007) et, d'autre part, entre les Autochtones et les non-Autochtones en raison des différences dans l'employabilité et les conditions de travail (Hyndman, 1991).

Plusieurs documents du **groupe 2** font état d'une modification du climat social reliée à l'implantation de l'industrie minière (Sharma, 2009; Chamaret, 2007; InterGroup Consultants, 2005; Elias *et al.*, 1997; Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992; Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984). Les impacts documentés dans ces écrits sont pour la plupart négatifs. Certains ont trait aux facteurs associés aux conflits. D'autres textes présentent cependant la thématique des dynamiques sociales.

Les mines uranifères peuvent ainsi être associées à des confrontations entre les sous-groupes d'une communauté au sujet de différences de valeurs culturelles et sociales, car ces tensions seraient exacerbées par l'arrivée d'une grande industrie et l'injection de nouveaux capitaux dans la communauté (Chamaret, 2007; Elias *et al.*, 1997). Cet effet semble encore plus important dans les communautés autochtones (Chamaret, 2007; Elias *et al.*, 1997).

Des documents traitent aussi de la modification de la structure sociale et des liens sociaux au sein des communautés lorsqu'une mine s'installe et embauche des travailleurs locaux (Chamaret, 2007; Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984, Sharma, 2009; InterGroup Consultants, 2005). Dans l'un des cas, la nouvelle entité sociale créée par les mines a creusé le fossé existant entre les Aborigènes et les non-Aborigènes (Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984). Les projets seraient une occasion de plus de manifester à l'égard des Aborigènes une attitude paternaliste, colonialiste et raciste. Par contre, d'autres études constatent que de nouveaux liens sociaux s'établissent entre les employés de la mine, car ils prennent part à des activités à l'extérieur du travail et se soutiennent mutuellement sur les lieux du travail; le mode de travail atypique y contribuant (Sharma, 2009; InterGroup Consultants, 2005). Toutefois, lors du retour à la maison, les travailleurs des mines disposent de moins de temps et sont moins portés à consacrer du temps à leurs amis d'avant (InterGroups Consultants, 2005). Selon les propos recueillis dans cette même étude, la participation à des activités communautaires (ex. : événements spéciaux, participation à des sports) est également modifiée lors du retour à la maison.

4.4.4.5 *Variation de l'acceptabilité sociale des mines d'uranium*

Le concept d'acceptabilité sociale n'est pas abordé comme tel dans les études du **groupe 1**, mais deux d'entre elles montrent que les projets de développement de mines d'uranium sont plus ou moins bien acceptés socialement en fonction de différents facteurs (McDuie-Ra, 2007; Harding, 1985). En premier lieu, la question des retombées économiques locales constitue un facteur déterminant d'après l'étude de McDuie-Ra (2007). Les communautés locales seraient plus enclines à donner leur consentement à des projets de développement de mines d'uranium sur leur territoire si elles peuvent bénéficier des profits qui en découleront. En revanche, elles s'y opposeraient généralement si elles ont le sentiment de subir des effets négatifs sans pouvoir tirer profit de ces projets. Un deuxième facteur modulant négativement l'acceptabilité semble être l'exclusion des communautés dans le processus décisionnel et le manque de respect envers les pratiques coutumières locales (McDuie-Ra, 2007). Pour sa part, le texte de Harding (1985) révèle une variation de l'acceptabilité sociale des mines d'uranium selon des critères sociodémographiques. Ainsi, les membres de communautés autochtones et les femmes semblent s'opposer davantage aux projets de développement minier que les hommes et les membres de communautés non autochtones. Par contre, le pourcentage des opposants aux projets de développement minier en provenance de milieux ruraux est presque équivalent au pourcentage des opposants provenant de milieux urbains (60,7 % contre 48,2 %), ce qui démontrerait une faible variation de l'acceptabilité sociale en fonction du type de communauté d'appartenance.

Un seul des documents du **groupe 2** fait brièvement référence à une variation de l'acceptabilité sociale liée aux mines d'uranium (Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992). Tout comme dans l'étude de Harding (1985), les hommes auraient plutôt tendance à approuver l'industrie minière. L'étude faisant partie du groupe 2 nuance cependant en liant cette acceptabilité au fait que les hommes interrogés sont employés de l'industrie uranifère.

4.4.4.6 Synthèse de la thématique

Les résultats scientifiques consultés dressent un bilan négatif des effets socioéconomiques reliés aux mines, peu importe le minerai extrait, et ce, même si des impacts positifs sont notés. Bien que les autres écrits mis au jour nuancent ces résultats et proposent un aperçu des effets positifs, ils soulèvent également des points négatifs, notamment pour les populations autochtones ou moins scolarisées. Par ailleurs, certaines communautés pourraient être plus susceptibles d'être touchées de façon négative par le développement minier. De plus, la question de l'équité dans le partage des retombées positives générées par le développement minier est posée avec acuité dans plusieurs recherches scientifiques, et les résultats font ressortir des inégalités à cet égard, d'une part, quant à la possibilité de profiter des effets favorables et, d'autre part, quant à la compensation insuffisante pour les effets négatifs ressentis. Les communautés autochtones paraissent particulièrement touchées par ces inégalités. Les autres textes recensés appuient ces éléments et y ajoutent une dimension systémique.

Des résultats scientifiques montrent aussi que les mines uranifères peuvent altérer les liens entre citoyens et autorités, et les autres textes abondent dans ce sens. Ici, la nature du minerai est associée à cet effet, mais les écrits de la littérature grise laissent penser que le même impact peut aussi se présenter pour d'autres types de projets miniers. Plusieurs facteurs sont précisés et modèleraient cette perte de confiance, dont les réponses (ou silences) de l'État, la qualité de l'information et le degré de participation civile. La diminution des liens de confiance peut stimuler les groupes locaux ou, au contraire, pourrait démobiliser les initiatives locales.

Par ailleurs, plusieurs études scientifiques documentent la question du climat social, que ce soit à une échelle territoriale locale, régionale ou centrale. Les mines uranifères suscitent des protestations, des conflits et de la résistance sociale. La façon dont ces mouvements sociaux sont accueillis, les positions divergentes au sein d'un groupe et les inégalités dont sont victimes certains sous-groupes de la population peuvent accroître les tensions sociales. Les autres documents relevés appuient ces résultats, mais laissent aussi voir que des liens sociaux positifs peuvent aussi se créer dans le milieu de travail qu'est la mine, quoiqu'ils puissent se tisser au détriment de liens communautaires, amicaux ou familiaux plus anciens. Enfin, différents facteurs modèleraient l'acceptabilité sociale des mines uranifères de façon positive ou négative. L'acceptabilité semble varier selon les retombées socioéconomiques proposées, y compris l'emploi. Des variables associées à des facteurs sociodémographiques peuvent aussi être mises de l'avant, mais une analyse plus poussée permettrait sans doute de montrer le lien entre ces variables et d'autres effets positifs ou négatifs ressentis.

4.5 CONCLUSION

4.5.1 Synthèse des résultats

La nature des documents recensés est diversifiée. Deux groupes de documents ont contribué à cette démarche systématique. Les études du groupe 1 ont fourni des résultats scientifiques révisés par des pairs qui, une fois amalgamés et synthétisés, ont permis d'établir certains liens entre les mines uranifères et les dimensions psychologiques et

sociales de la santé humaine. Les textes du groupe 2, pour leur part, sont des recensions d'écrits, des rapports d'experts ou des travaux de recherche ou d'évaluation d'organismes reconnus. Ils ont ici servi de caisse de résonance aux résultats du groupe 1. Au cours de cette démarche, il n'a cependant pas été possible d'établir des effets uniquement à partir des écrits du groupe 2.

La nature des effets présentés, relevant des dimensions psychologiques et sociales, amène aussi à constater qu'il semble difficile de dégager des effets « moyens » pour un cas « moyen ». Les effets psychologiques et sociaux sont très liés à un contexte culturel, social, économique précis, et il paraît difficile d'utiliser les résultats pour dégager des « typologies » d'impacts s'avérant toujours présents. Il s'agit plutôt de prendre en compte ces possibilités, notamment pour des types de populations plus vulnérables, puis d'intégrer ces possibilités à une approche de gestion des risques.

Il demeure que des effets psychologiques et sociaux associés aux mines uranifères peuvent être établis à partir de la démarche de recension systématique des écrits, qui a été menée. Parmi les effets recensés, certains paraissent propres à l'uranium, et notamment à la « spécificité » sociopolitique liant le minerai à la filière nucléaire ainsi qu'au phénomène des radiations (Hetch, 2012). Ces impacts potentiels ou perçus sur la santé humaine et sur l'environnement sont alors en avant-plan des effets psychosociaux, à ce titre, des effets se dégagent quant à la qualité de vie globale dans le cas d'accidents technologiques. D'autres effets sont de nature psychologique : de l'anxiété est ressentie par plusieurs types de personnes (travailleurs, anciens mineurs, familles, communautés avoisinant les mines actuelles ou les anciennes mines et leurs résidus). Cette anxiété dépend directement soit d'effets sanitaires découlant de la radioactivité (maladies, etc.), soit de la crainte de ces effets. D'autre part, sur le plan social, les mines uranifères paraissent directement associées à une altération du climat social et à une perte de confiance des citoyens envers les autorités. Les mines uranifères suscitent des protestations, des conflits et de la résistance sociale. La façon dont ces mouvements sociaux sont accueillis, les positions divergentes au sein d'un groupe et les inégalités dont sont victimes certains sous-groupes de la population peuvent accroître les tensions sociales. Enfin, la perception d'un danger en raison de la radioactivité du minerai ainsi que les processus miniers en général entraînent une baisse de la confiance envers les autorités en raison des lacunes perçues dans la qualité de leurs informations, de leurs actions et de leur volonté d'adopter des approches de démocratie participative.

La recension d'écrits permet aussi de montrer que d'autres effets psychologiques et sociaux existent et semblent dépendre du processus et des installations minières, peu importe la nature du minerai exploité. Il ne s'agit pas ici de nier les représentations sociales de l'uranium développées par Gabrielle Hetch (2012), mais plutôt de prendre acte qu'en dépit de la spécificité de l'uranium, ses mines peuvent entraîner des effets comparables à d'autres types de minerai. Ainsi, sur le plan psychologique, les résultats scientifiques appuyés par des écrits de la littérature grise montrent que des changements dans le revenu modulent des effets associés à la consommation matérielle ou à la consommation de drogues et d'alcool. À leur tour, ces types de consommation modulent d'autres impacts psychologiques et physiques. Les communautés autochtones peuvent particulièrement être affectées par ces changements qui influencent des valeurs sociales et entraînent de nouvelles attitudes, mais

également la détérioration des habitudes et des conditions de vie, de santé et de vie communautaire. Sur le plan social, les effets socioéconomiques négatifs sont relevés et ils sont identifiés comme étant plus importants que les effets positifs, en considérant toute la durée d'un projet minier et son cycle de croissance et de décroissance rapides (effet champignon – *boomtown*). Ces effets se manifestent en fin de cycle par des pertes d'emploi, le déclin des entreprises locales et des infrastructures, et par la diminution du sentiment d'appartenance. Ce bilan fait écho à un autre effet bien établi, soit l'inégalité sociale du partage des coûts et des avantages des projets miniers. Dans les communautés concernées, tous les individus n'ont pas la même possibilité de profiter des effets favorables. De plus, les effets négatifs ressentis par des individus ou des groupes n'ont pas de compensation suffisante. Les communautés autochtones paraissent particulièrement touchées par ces inégalités.

Enfin, la recension de documents du groupe 2 montre que certains effets potentiels méritent une attention accrue bien qu'il ne soit pas possible de statuer de façon certaine sur leur existence dans le cas des mines uranifères en raison du manque de recherches scientifiques de qualité consacrées à ce type d'exploitation minière. La littérature scientifique sur les effets miniers en général corrobore déjà plusieurs de ces aspects et pousse donc à anticiper réalistement l'existence de ces impacts. À ce titre, des pistes sont dégagées quant aux effets des mines sur la qualité de vie, dont la disponibilité en eau potable, les changements sur le milieu naturel et les modifications dans le tissu urbain comme la croissance démographique. Plus précisément, les effets possibles sur les communautés autochtones semblent plus importants en raison des valeurs et du mode de vie de ces communautés, et tout particulièrement à cause de leurs liens privilégiés avec l'environnement naturel. Par ailleurs, les écrits recensés laissent penser que des effets psychologiques peuvent se manifester pour les travailleurs, leurs familles et les citoyens des communautés d'accueil, et qu'ils sont liés aux horaires, aux conditions de travail et à l'adaptation aux changements. Ces effets seraient par exemple le désengagement envers ses proches ou envers la communauté, la culpabilité, la surcharge de tâches, l'émotivité accrue, les discordes familiales, etc. Sur le plan social, les écrits du groupe 2 soulèvent l'importance d'avoir un regard plus complet sur les effets positifs. Les données proposent de considérer des effets sociaux à des niveaux plus fins, notamment au sein de sous-groupes de travailleurs et de prêter une attention particulière aux caractéristiques communautaires et aux effets systémiques (ex. : au racisme) au moment d'évaluer les retombées des développements miniers.

4.5.2 Liens avec la littérature sur les effets psychologiques et sociaux associés aux activités minières

Ces résultats et ces pistes de réflexion trouvent écho dans la littérature générale sur les effets psychologiques et sociaux des mines de toute nature. Sur le plan de la qualité de vie, les écrits soulèvent des effets associés au cadre de vie, telles des variations démographiques importantes dans les communautés et la création de zones marginales d'habitations. Plusieurs nuisances sont aussi constatées (ex. : densité du trafic, poussière, limites d'eau potable, bruit), dont certaines sont liées à des modifications du paysage et de l'accès au territoire. Par ailleurs, les projets miniers nécessitent souvent de nouveaux services et de nouvelles infrastructures.

Sur le plan psychologique, la littérature plus générale corrobore le fait que les changements sociaux amenés par les mines et les risques anticipés peuvent causer de l'anxiété et de l'angoisse, et susciter un sentiment de désengagement envers la société (Allan, 2011; Dawson et Madsen, 2011; Gellert et Lynch, 2003; Kemp, 2011; Shandro *et al.*, 2011; Torkington *et al.*, 2011). Il en va de même pour les effets sociaux des mines (Ballard et Banks, 2003; Franks, 2012; Gellert et Lynch, 2003; Hilson, 2002; Joyce et McFarlane, 2001; Kemp, 2011; Lockie *et al.*, 2008; Martinez-Alier, 2001; Petkova-Timmer *et al.*, 2009; Shandro *et al.*, 2011; Solomon *et al.*, 2008). Il semble bien établi que les projets miniers amènent souvent des tensions et des conflits au sein de la communauté ou envers les autorités, ou, au contraire, une certaine démobilisation sociale et une perte de confiance envers les décideurs. L'équité, la transparence et la participation semblent des enjeux récurrents, et sont notées autant dans les écrits spécifiques consultés sur les mines uranifères que dans la littérature générale sur la question. Parmi les travaux cités ci-dessus, plusieurs établissent aussi que les mines suscitent des défis quant à l'ordre social (violence, dépendances, etc.) et quant à l'identité (appartenance, patrimoine). Les changements associés aux valeurs sont aussi documentés, notamment la valorisation du consumérisme et les pertes de liens sociaux d'entraide ou de partage.

La littérature scientifique consultée amène aussi à s'intéresser à une dimension qui, bien qu'elle soit non abordée dans les écrits sur les mines uranifères, pourrait aussi compléter les pistes de réflexion. Ainsi, les projets miniers nécessitent souvent une nouvelle planification et une nouvelle organisation des services et des infrastructures, d'une part, pour la mine elle-même, et d'autre part, pour faire face aux changements communautaires (ex. : Veiga *et al.*, 2001; Shandro *et al.*, 2011; Schafrik et Kazakidis, 2011; Nelsen, Scoble et Ostry, 2010; Kemp, 2011; Franks, 2012). Ils requièrent de nouvelles compétences et connaissances et entraînent des priorisations, des choix et des prises de décision. Cependant, les ressources paraissent moins disponibles pour les services locaux et les entreprises locales, tandis qu'une pression est exercée sur les groupes communautaires et les autres groupes.

4.5.3 Recherches et pistes d'action suggérées par les écrits recensés

La documentation analysée dans le cadre de cette revue systématique a fait état de multiples impacts dans les communautés étudiées, tant sur le plan psychologique que sur plan social. Au-delà des résultats, les auteurs des écrits recensés pointent aussi vers des éléments à prendre en compte pour des recherches ultérieures. Éléments qui s'ajoutent aux pistes déjà fournies par la recension d'écrits, notamment quant à la consolidation de certains effets suggérés par les études du groupe 2. Parmi les pistes suggérées par les auteurs recensés, il faut citer les suivantes :

- développer des stratégies de gestion du changement et de résolution de problèmes sociaux axées sur les approches participatives et de gestion intégrée (Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984);
- documenter les freins et les mesures incitatives au dialogue entre les parties prenantes (Chamaret, 2007);
- étudier les stratégies et les politiques facilitant le bien-être des familles vivant avec des horaires et des conditions de travail atypiques (Sharma, 2009);

- élaborer des programmes permettant une meilleure prise en compte de la santé psychologique et sociale des familles vivant dans des régions minières isolées (Sharma, 2009);
- étudier la perception du risque et la perception de la nature dans les communautés rurales ou éloignées dépendant des ressources naturelles, et adopter une approche diachronique et longitudinale (Malin, 2010).

Pour les recherches autochtones, il est plus particulièrement suggéré de procéder à une analyse quantitative de l'ampleur et de la signification de la pêche et de la chasse au sein des communautés autochtones de manière à pouvoir disposer au moment opportun d'une base d'arguments visant à mettre en valeur les pratiques des communautés sur leur territoire (Environmental–Social Advisory Services Inc., 1992). Il serait aussi intéressant d'évaluer si les communautés rurales isolées possèdent une réelle occasion de déterminer ou d'influencer leur avenir économique et politique (Malin et Petzrelka, 2010).

D'autres écrits recensés suggèrent également des pistes d'action au moment d'entreprendre des projets miniers, notamment au regard des pratiques d'intervention à mettre en place avec les groupes en présence. Pour certains auteurs, une analyse exhaustive des enjeux relatifs aux liens entre mines et communautés devrait tenir compte des derniers développements de politiques gouvernementales ailleurs dans le monde et des aspirations économiques et politiques des communautés, notamment aborigènes (Australian Institute of Aboriginal Studies, 1984). Pour prendre la pleine mesure de ces enjeux, la contribution d'une équipe multidisciplinaire composée d'économistes, d'experts en politiques et en législation, en administration et en éducation devrait être mise à profit de même que la collaboration de chercheurs en sciences sociales lors de la conception et de l'élaboration des plans de développement de nouvelles villes minières. Il est aussi recommandé de mieux identifier les parties prenantes de tels projets et de façon plus exhaustive (Chamaret, 2007). Cette équipe devrait inclure les consommateurs des produits miniers et la communauté scientifique afin de pouvoir définir avec une plus grande exactitude la multitude d'enjeux générés par l'exploitation minière. Des méthodes descendantes/ascendantes (*top-down/bottom-up*), comme celles utilisées par Chamaret (2007), pourraient d'ailleurs faire l'objet d'expérimentations à d'autres étapes du cycle de la mine comme lors de sa fermeture. L'approche holistique est également proposée afin de tenir compte des interrelations entre le travail, la famille et les communautés des villes minières situées en région éloignée (Sharma, 2009).

Enfin, compte tenu des représentations sociales associées spécifiquement à l'uranium (Hetch, 2012), les travaux menés en sciences humaines et sociales devraient mieux cerner en quoi cette dimension influence les enjeux à l'étude, ainsi que les modalités de gestion de risque suggérées.

5 CONCLUSION GÉNÉRALE

Le travail réalisé ici constitue un tour d'horizon des impacts sanitaires en lien avec les projets uranifères. Pour répondre aux mandats confiés à l'INSPQ, les données disponibles concernant les études épidémiologiques, les évaluations de risque pour la santé ainsi que les études d'évaluation d'impacts psychologiques et sociaux ont été consultées, compilées et analysées.

Il s'agit donc d'une synthèse des connaissances sur les impacts sanitaires reliés aux projets uranifères. Plusieurs constats concernant des impacts sur la santé des populations émanent de ce travail. Le présent écrit permet de mettre en lumière les lacunes dans les connaissances et d'offrir certaines pistes de réflexion ou d'action afin de pallier celles-ci. Il est important de rappeler que l'objectif ultime de ce travail est de soutenir les décideurs dans les choix qu'ils feront, en particulier en ce qui a trait à la protection de la santé publique.

L'analyse de la littérature épidémiologique permet de prendre connaissance des effets sur la santé observés au sein de populations humaines dont le lieu de résidence est situé à proximité d'un site minier.

Ces études ont comme avantage de reposer sur l'observation de populations humaines en situation réelle d'exposition, c'est-à-dire résidant à proximité d'un site minier; il ne s'agit donc pas d'extrapoler les résultats observés chez des animaux vers l'humain. En contrepartie, elles sont en nombre limité et peuvent présenter des faiblesses méthodologiques.

La majorité des données analysées provient d'études de devis écologique dont la portée est plus limitée étant donné des faiblesses méthodologiques telles que l'absence de valeurs individuelles pour l'exposition et pour certaines caractéristiques sociodémographiques ou personnelles, et la possibilité de migration des sujets.

Afin de tirer le maximum de ces études, une synthèse systématique comportant plusieurs méta-analyses a été réalisée, lorsque les données disponibles le permettaient. Pour chaque méta-analyse, même en l'absence d'excès de risque, un niveau de force de l'évidence est établi. Ce niveau correspond au degré de confiance que l'on peut avoir envers le résultat de la méta-analyse (incapacité de conclure, suspicion, évidence suffisante, évidence forte) et repose sur des critères spécifiques.

Des méta-analyses ont été réalisées pour treize types de décès par cancer. La force de l'évidence était suffisante pour un seul type de cancer. Il s'agit du cancer du poumon chez les femmes où l'on a pu conclure à une évidence suffisante d'absence d'augmentation du risque. Chez les hommes, la méta-analyse avait mis en évidence une augmentation du risque de cancer du poumon possiblement attribuable au travail minier. Aussi, un faible excès des décès par leucémie est suspecté, tandis qu'une absence d'excès de décès est suspectée pour quatre cancers, enfin les données n'ont pas permis de conclure pour les autres décès par cancer évalué. Le faible niveau d'évidence de ces conclusions s'explique généralement par un manque de validité résultant des problèmes méthodologiques des études.

L'incidence des cancers a fait l'objet de peu d'études; deux d'entre elles rapportent un excès statistiquement significatif de l'incidence du cancer du poumon, possiblement attribuable au travail minier, ce qui est cohérent avec les observations concernant les décès par cancer du poumon. Une récente étude ukrainienne fait état d'incidences statistiquement plus élevées pour quatre cancers (poumon, sein, rein, leucémie), possiblement attribuables selon les auteurs, à un effet de dépistage causé par la détection plus précoce des cas chez les travailleurs de l'uranium ou à la faiblesse des normes de sécurité en matière de radioactivité dans l'ex-Union Soviétique.

Quelques excès statistiquement significatifs de décès par des causes non cancéreuses ont été observés, mais aucun dans plus d'une étude. Ce manque de cohérence, les limites méthodologiques et l'absence de plausibilité biologique font en sorte qu'il n'est pas possible de conclure.

Les hypothèses d'une réponse anormale de la réparation de l'ADN et d'une fréquence accrue de certaines issues de grossesses défavorables ont été soulevées par les résultats de deux études. Cependant, les données ne permettent pas de conclure.

En résumé, après l'analyse de la littérature épidémiologique :

- Il a été possible de conclure à une évidence suffisante d'absence d'augmentation des décès par cancer du poumon chez les femmes résidant à proximité d'un site minier uranifère. Un léger excès de décès par leucémie est suspecté et une absence d'excès de décès est suspectée pour quatre autres cancers.
- Pour les autres décès par cancer, l'incidence des cancers et les décès par des causes non cancéreuses, les données ne permettent pas de conclure étant donné le peu d'études disponibles, les faiblesses méthodologiques liées au devis écologique et le problème des comparaisons multiples.
- Les hypothèses d'une réponse anormale de la réparation de l'ADN et d'un excès de certaines issues défavorables de grossesses sont soulevées par les auteurs de deux études, mais les données sont insuffisantes pour conclure.
- 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.
- La surveillance de l'état de santé de la population avoisinante, incluant la documentation de l'exposition au travail minier, serait de mise advenant l'installation d'une mine d'uranium.

L'absence de données de contamination environnementales propres au contexte de la Côte-Nord a rendu impossible la réalisation d'une évaluation du risque pour la santé des populations qui y résident dans cette région. Pour pallier ce fait, une évaluation exhaustive des publications scientifiques concernant les évaluations du risque et les données environnementales en lien avec les mines d'uranium, implantées ailleurs au Canada et dans le monde, a été réalisée. Au total soixante-huit articles (correspondant à la période moderne d'exploitation) ont ainsi pu être trouvés.

La recension de ces articles a permis de constater qu'aucune évaluation du risque complète (c'est-à-dire incluant toutes les voies potentielles d'exposition) n'a été retrouvée. La majorité des évaluations de risque retrouvées concerne donc un nombre limité de voies d'exposition, de radionucléides ou d'éléments chimiques.

Lorsque l'ensemble des concentrations provenant des articles présentant des données environnementales est considéré, une première constatation qui en découle est que les données provenant des zones uranifères sont limitées et incomplètes. Les vecteurs, radionucléides ou éléments recherchés varient d'une étude à l'autre. Il en résulte que plusieurs vecteurs, radionucléides ou éléments sont plus étudiés que d'autres. Les poissons et les fruits de mer ainsi que l'eau représentent les deux vecteurs pour lesquels le plus grand nombre de données environnementales sont disponibles, alors que l'uranium (^{238}U et U) et ^{226}Ra sont les contaminants les plus analysés.

L'étude de l'ensemble des données ne permet pas de connaître l'influence d'une mine d'uranium sur l'exposition de la population avoisinante. Par contre, lorsque des doses radiologiques ou des indices de risque sont calculés, il ressort que les régions à potentiel uranifère présentent des bruits de fond plus élevés et que la population y vivant sera plus exposée. Les risques moyens les plus élevés sont attribuables à l'ingestion de poissons et fruits de mer et à l'inhalation de radon dans l'air intérieur.

Un autre objectif de cette évaluation du risque était de vérifier si une exploitation uranifère pouvait engendrer une exposition supplémentaire pour la population avoisinante. Pour ce faire, il était nécessaire de disposer d'études contenant à la fois des données environnementales directement reliées à la mine et des données témoins. Seulement 13 articles répondant à ces critères ont été répertoriés. Les vecteurs couverts par ces études sont limités car seulement les poissons et les fruits de mer et l'eau sont concernés.

Malgré le peu de données, 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 ainsi que $\text{IR} > 1$, soient dépassés. Cependant, il n'est pas possible de statuer sur l'ampleur de ce risque. Cette dernière constatation renforce encore davantage l'importance de bien documenter les concentrations environnementales avant d'amorcer l'exploitation d'une mine d'uranium pour être en mesure de faire un suivi valable et rigoureux dans le temps.

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.

Le cas du radon est particulier. Bien qu'il représente une préoccupation majeure pour la population, les études concernant l'exposition en lien avec les mines d'uranium sont très déficientes. Aucune étude n'a été réalisée concernant l'influence d'une mine d'uranium sur les concentrations de radon dans l'air intérieur des maisons. 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.

À partir du travail réalisé en évaluation du risque, les pistes de réflexion ou d'action suivantes ont pu être élaborées :

- 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.

Enfin, une démarche de recension systématique des écrits menée dans le cadre de cette étude a permis d'établir des effets psychologiques et sociaux associés aux mines uranifères, et ce, en amalgamant les résultats d'études scientifiques pertinentes et de qualité. Parmi les effets recensés, certains paraissent propres à l'uranium et à ses impacts potentiels ou perçus sur la santé humaine et sur l'environnement. À ce titre, des effets se dégagent quant à la qualité de vie globale dans le cas d'accidents technologiques. Sur le plan psychologique, de l'anxiété est ressentie par plusieurs types de personnes et dépend directement, soit d'effets sanitaires de la radioactivité (maladies, etc.), soit de la crainte de ces effets. Sur le plan social, les mines uranifères paraissent directement associées à une altération du climat social et à une perte de confiance des citoyens envers les autorités, car la nature du minerai soulève des protestations et suscite des conflits et de la résistance sociale. Cet effet s'ajoute aux tensions dont fait état la littérature générale sur les mines.

La recension d'écrits permet aussi de montrer que d'autres effets psychologiques et sociaux existent et semblent dépendre du processus et des installations minières, peu importe la nature du minerai exploité. Sur le plan psychologique, les résultats scientifiques appuyés par des écrits de la littérature grise et des écrits plus généraux sur les mines montrent que des changements dans le revenu modulent des effets spécifiquement associés à la consommation matérielle ou à la consommation de drogues et d'alcool. À leur tour, ces types de consommation modulent d'autres impacts psychologiques et physiques. Sur le plan social, des effets socioéconomiques négatifs sont relevés et ils sont perçus comme étant plus importants que les effets positifs, en considérant toute la durée d'un projet minier et son cycle de croissance et de décroissance rapide (effet champignon – *boomtown*). Les effets négatifs sont particulièrement présents à la fin du processus minier et prennent, entre autres, la forme de pertes d'emploi, de fermetures d'entreprises locales, de problèmes d'entretien ou de maintien des infrastructures communautaires et d'une diminution du sentiment d'appartenance. L'équité, la transparence et la participation semblent aussi des enjeux récurrents qui sont notés autant dans les écrits spécifiques recensés sur les mines uranifères que dans la littérature générale sur la question. Les changements associés aux

valeurs sont aussi documentés, notamment la valorisation du consumérisme et les pertes de liens sociaux d'entraide ou de partage. Les communautés autochtones paraissent particulièrement touchées par ces changements de valeurs et par ces inégalités qui influencent finalement leurs conditions de vie et de santé.

Enfin, certains effets potentiels mériteraient une attention accrue, bien qu'il ne soit pas possible de statuer de façon certaine sur leur existence dans le cas de mines uranifères en raison du manque de recherches scientifiques de qualité spécifiquement consacrées à ce type d'exploitation minière. Cependant, la littérature scientifique sur les effets miniers en général corrobore déjà plusieurs de ces aspects et contribue à anticiper réaliste ment la possibilité de certains impacts. La littérature scientifique sur les effets miniers en général corrobore déjà plusieurs de ces aspects et contribue à anticiper réaliste ment la possibilité de certains impacts. Premièrement, des effets sur la qualité de vie pourraient survenir, tels que la fluctuation de la disponibilité en eau potable, des changements dans le milieu naturel et des modifications de la croissance démographique; plusieurs nuisances sont aussi constatées (bruit, circulation, etc.). Les projets miniers nécessitent par ailleurs souvent de nouveaux services et de nouvelles infrastructures, et une planification importante. Deuxièmement, sur le plan psychologique, les écrits recensés laissent penser que des effets psychologiques peuvent se manifester en lien avec les horaires, les conditions de travail et l'adaptation aux changements. Troisièmement, les écrits associés aux transformations sociales présentent le fait que les mines posent des défis quant à l'ordre social (violence, dépendances, etc.) et quant à l'identité (appartenance, patrimoine).

L'ensemble de ces éléments ainsi que les pistes soulevées par les écrits recensés amènent à tracer certaines pistes de réflexion ou d'action en ce qui concerne les mines uranifères. Il semble ainsi pertinent d'évaluer l'intérêt de :

- développer des stratégies de gestion du risque axées sur les approches participatives et de gestion intégrées, en accordant une importance particulière aux perceptions du risque en raison du minerai exploité;
- documenter, avant un projet, les enjeux sociaux, psychologiques et sanitaires potentiels et prendre en compte le contexte communautaire (social, économique, politique, culturel, etc.) propre au lieu où l'on entend implanter le projet;
- inclure des mesures de suivi afin de tenir compte du cycle de vie d'un projet minier;
- développer des stratégies permettant d'anticiper les effets négatifs associés au cycle minier (effet champignon – *boomtown*);
- adopter une approche holistique afin de tenir compte des interrelations entre le travail, la famille et les communautés des villes minières, surtout en région éloignée;
- développer des programmes permettant une meilleure prise en compte de la santé psychologique et sociale des communautés et des familles vivant dans des régions minières, notamment en lien avec les conditions et les horaires de travail;
- tenir compte des effets systémiques qui peuvent s'ajouter aux effets spécifiques d'un projet minier;

- mieux documenter certains effets moins connus des mines uranifères, dont les effets potentiels sur la qualité de vie, les services et l'ordre social ainsi que ceux associés au travail atypique.

Cette synthèse exhaustive des connaissances sur les impacts sanitaires reliés aux projets uranifères livre plusieurs constats scientifiques en épidémiologie, en évaluation de risque et en sciences sociales. Le présent écrit soulève également des lacunes dans les connaissances ainsi que des pistes pour les combler. L'ensemble de cette réflexion pourra éclairer les processus de gestion de risque associé aux mines uranifères afin de mieux prendre en compte les différentes dimensions de la santé des populations.

RÉFÉRENCES

AEN (Agence pour l'énergie nucléaire)/AIEA (Agence internationale de l'énergie atomique). (1999). *Aspects environnementaux de la production d'uranium*. Rapport établi conjointement par l'AEN et l'AIEA. Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). Paris, France. 189 p.

AFSSA (Agence française de sécurité sanitaire des aliments). (2008). *Avis de l'agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à la détermination d'une exigence de qualité en uranium pondéral dans les eaux destinées à la consommation humaine*. 2008-SA-0380.

Allan, J. (2011). Mining's relocation culture: The experiences of family members in the context of frequent relocation. *International Journal of Sociology and Social Policy*, 31(5/6), 272-286.

Archer, V. E. (1991). A review of radon in homes: Health effects, Measurement, Control et Public Policy. *Applied Occupational and Environmental Hygiene*, 6(8), 665-671.

Areva Pure Energy. (2009). McClean lake operation caribou project - Environmental impact statement, Executive Summary, 19 p. Accessible à l'adresse : <http://0-www.worldcat.org.novacat.nova.edu/title/mcclean-lake-operation-caribou-project-environmental-impact-statement/oclc/465266036> (Page consultée le 19 octobre 2012).

ATSDR (Agency For Toxic Substances and Disease Registry). (2012). *Toxicological profile for radon*. U.S. Department of health and human service, Atlanta, Georgia.

Au, W. W., Lane, R. G., Legator, M. S., Whorton, E. B., Wilkinson, G. S. et Gabehart, G. J. (1995). Biomarker monitoring of a population residing near uranium mining activities. *Environmental Health Perspectives*, 103(5):466-470.

Au, W. W., McConnell, M. A., Wilkinson, G. S., Ramanujam, V. M. et Alcock, N. (1998). Population monitoring: experience with residents exposed to uranium mining/milling waste. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 405(2), 237-245.

Australian Institute of Aboriginal Studies (1984). *Aborigines and uranium – Consolidated Report on the Social Impact of Uranium Mining on the Aborigines of the Northern Territory*, Canberra, 291 p.

Baker, S., Driver, J. et McCallum, D. (2001). *Residential exposure assessment: a sourcebook*. Kluwer. Academic/Plenum publishers, New York.

Ballard, C., et Banks, G. (2003). Resource wars: The anthropology of mining. *Annual Review of Anthropology*, 287-313.

Banerjee, S. B. (2000). Whose land is it anyway? National interest, indigenous stakeholders, and colonial discourse: the case of the Jabiluka uranium mine. *Organization & Environment*, 13(1), 3-38.

Bard, D., Lévesque, B., Pirard, P., Hubert, P. et Verger, P. (2003). Rayonnements ionisants, chapitre 17 dans *Environnement et Santé Publique, Fondements et Pratiques*. Gérin, M., Gosselin, P., Cordier, S., Viau, C., Quénel, P. et Dewailly, E. Rédacteurs Edisem (Acton Vale, Québec), Éditions Tec&Doc (Paris).

Bazyka, D. A., Prysyzhnyuk, A. Y., Romanenko, A. Y., Fedorenko, Z. P., Gudzenko, V., Fuzik, M. M., Khukhrianska, O. M., Trotsyuk, N. K., Gulak, L. O., Goroch, Y. L. et Sumkina, Y. V. (2012). Cancer incidence and nuclear facilities in Ukraine: a community-based study. *Experimental Oncology*, 34(2), 116-120.

Beale, D. (2005). Shoulder to shoulder: An analysis of a miners' support group during the 1984-85 strike and the significance of social identity, geography and political leadership. *Capital & Class*, 29(3), 125-150.

BEIR VI (Committee on Health Risks of Exposure to Radon). (1999). *Health effects of exposure to radon* – BEIR VI. Washington DC, National, Academy Press.

BEIR VII (Committee to Assess Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation). (2006). *Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation: BEIR VII – Phase 2*, National Research Council, NAS (National Academy of Science), Washington.

Bissett, R. J. et McLaughlin, J. R. (2010). Radon. *Chronic Diseases Canadian journal*, 29(1), 38-50.

Bister, S., Koenn, F., Bunka, M., Birkhan, J., Lüllau, T., Riebe, B. et Michel, R. (2010). Uranium in water of the Mulde River. *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, 86(2), 367-372.

Blackburn, D., Rodrigue, L., Tardif, I., Chagnon, M., Martel, K., Morasse, A. et Pouliot, B. (2009). *Éoliennes et santé publique – Synthèse des connaissances* : Institut national de santé publique du Québec, 99 p.

Bogoev, V., Kenarova, A., Traykov, I., Tzonev, R., Tzekova, R., Stoyanova, T., Boteva, S. et Parleva, N. (2010). *Natural communities of uranium mining impacted area in the vicinity of the senokos village*. Biotechnol. & Biotechnol. Eq, Second Balkan Conference on Biology, 240-246.

Boice, J. D, Jr., Cohen, S. S., Mumma, M. T., Chadda, B. et Blot, W. J. (2007a). Mortality among residents of Uravan, Colorado who lived near a uranium mill, 1936-84. *Journal of Radiological Protection*, 27(3), 299-319.

Boice, J. D., Jr., Mumma, M. T. et Blot, W. J. (2007b). Cancer and noncancer mortality in populations living near uranium and vanadium mining and milling operations in Montrose County, Colorado, 1950-2000. *Radiation Research*, 167(6), 711-726.

Boice, J. D., Jr., Mumma, M. T. et Blot, W. J. (2010). Cancer incidence and mortality in populations living near uranium milling and mining operations in grants, new Mexico, 1950-2004. *Radiation Research*, 174(5), 624-636.

- Boice, J. D., Jr., Mumma, M., Schweitzer, S. et Blot, W. J. (2003). Cancer mortality in a Texas county with prior uranium mining and milling activities, 1950-2001. *Journal of Radiological Protection*, 23(3):247-262.
- Bollhofer, A., Brazier, J., Humphrey, C., Ryan, B. et Esparon, A. (2011). A study of radium bioaccumulation in freshwater mussels, *Velesunio angasi*, in the Magela Creek catchment, Northern Territory, Australia. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102(10), 964-974.
- Brisson, G., Godbout, S., Lemay, S. et Mercier, G. (2009). La ferme porcine et son impact sur la qualité de vie des populations en milieu rural. Québec : INSPQ. 78 p.
- Brisson, G., Richardson, M. et Gagné, D. (2010). Relation entre l'agriculture et la qualité de vie des communautés rurales et périurbaines. Québec : INSPQ. 83 p.
- Brugge, D. et Buchner, V. (2011). Health effects of uranium: new research findings. *Reviews on Environmental Health*, 26(4), 231-249.
- Brugge, D. et Goble, R. (2002). The history of uranium mining and the Navajo people. *American Journal of Public Health*, 92(9), 1410-1419.
- Brugge, D., deLemos, J. L. et Bui, C. (2007) The Sequoyah Corporation Fuels release and the Church Rock Spill: unpublicized nuclear releases in American Indian communities. *American Journal of Public Health*, 97(9), 1595-1600.
- Brugge, D., deLemos, J. L. et Okdmixon, B. (2005). Exposure pathways and health effects associated with chemical and radiological toxicity of natural uranium: A review. *Reviews on Environmental Health*, 20(3), 177-193.
- Bunzl, K., Kretner, R., Szeles, M. et Winkler, R. (1994). Transect survey of ²³⁸U, ²²⁸Ra, ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb, ¹³⁷Cs and ⁴⁰K in an agricultural soil near an exhaust ventilating shaft of a uranium mine. *Science of The Total Environment*, 149(3), 20, 225-232. ISSN 0048-9697. [http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90181-3](http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(94)90181-3)
- Burkart, W., Jung, T. et Frasc, G. (1999). Damage pattern as a function of radiation quality and other factors. *C R Acad. Sci III*, 322(2-3), 89-101.
- Cameco. (2011). Main Document. *Cigar Lake Water management project. Environmental impact statement*, january 2011. S.I.: Cameco corporation. 336 p.
- Cameco Corporation/AREVA Resources Canada Inc. (2008). *Rabbit Lake solution processing project - Environmental Impact Assessment*. Executive summary, janvier 2008, 18 p. + annexes.
- Carrier, G. et Bard, D. (2003). Analyse du risque toxicologique, chapitre 8 dans *Environnement et Santé Publique, Fondements et Pratiques*. Gérin, M., Gosselin, P., Cordier, S., Viau, C., Quénel, P. et Dewailly, E. Rédacteurs Edisem (Acton Vale, Québec), Éditions Tec&Doc (Paris).
- Carrington, K. et Pereira, M. (2011). Assessing the social impacts of the resources boom on rural communities. *Rural Society*, 21(1), 2-20.

Carvalho, F. P., Madruga, M. J., Reis, M. C., Alves, J. G., Oliveira, J. M., Gouveia, J. et Silva, L. (2007a). Radioactivity in the environment around past radium and uranium mining sites of Portugal. *Journal of Environmental Radioactivity*, 96(1-3), 39-46.

Carvalho, F. P., Oliveira, J. M. et Faria, I. (2009). Alpha emitting radionuclides in drainage from Quinta do Bispo and Cunha Baixa uranium mines (Portugal) and associated radiotoxicological risk. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 83(5), 668-673.

Carvalho, F. P., Oliveira, J. M., Lopes, I. et Batista, A. (2007b). Radionuclides from past uranium mining in rivers of Portugal. *Journal of Environmental Radioactivity*, 98(3), 298-314.

CCHST (Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail). (2009). *Radon dans les bâtiments*. (Page consultée le 22 septembre 2012.)

CCSN.(2000). *Manuel à l'intention des responsables de la radioprotection*. Comité consultatif de la radioprotection. INFO-0718

CCSN. (2010). *Gestion des stériles des mines d'uranium et des résidus des usines de concentration d'uranium*. Document de travail DIS-10-01. Accessible à l'adresse : http://nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/DIS-10-01_management_of_uranium_mining_waste_f.pdf

CCSN. (2011). *Introduction au rayonnement*. Accessible à l'adresse : <http://nuclearsafety.gc.ca/fr/readingroom/radiation/index.cfm> Page consultée le 7 juin 2011.

CCSN. (2012) Rapport annuel 2010 sur les activités de gestion de l'uranium. Rapport conjoint. Commission canadienne de sûreté nucléaire Environnement Canada. Accessible à l'adresse : http://www.nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/2010-Annual-Report-on-Uranium-Management-Activities_f.pdf

CCSN. (2012). *Le radon et la santé*. Info-0813, Révision 2. N° de catalogue : CC172-67/2011F-PDF. ISBN 978-1-100- 96509-3, Ottawa, Canada.

Centre for Resource and Environmental Studies. (1980). *Social and environmental choice – the impact of uranium mining in the Northern Territory*. CRES Monograph 3, Australian National University, 171 p.

CERRIE (Committee Examining Radiation Risks of Internal Emitters). 2004. *Report of the Committee Examining Radiation Risks of Internal Emitters*. London.

Chamaret, A. (2007). *Une démarche top-down/bottom-up pour l'évaluation en termes multi-acteurs des projets miniers dans l'optique du développement durable. Application aux mines d'Uranium d'Arlit (Niger)*. Université de Versailles-Saint Quentin en Yvelines (28 juin 2007), 367 p.

Chambers, D. B., Lowe, L. M. et Stager, R. H. (1998a). Long term population dose due to radon (Rn-222) from uranium mill tailings. TECDOC-1244. Pp. 9-27 dans *Proceedings of the Technical Committee Meeting on Impact of New Environmental and Safety Regulations on Uranium Exploration, Mining, Milling and Management of its Waste*. International Atomic Energy Agency, Vienna.

- Chambers, D. B., Lowe, L. M. et Stager, R. H. (1998b). *Long term population dose due to radon from uranium mill tailings*. In: Proceedings of the 23rd Annual Symposium on Uranium & Nuclear Energy. London: Uranium Institute, p. 13.
- Charley, P. H., Dawson, S., Madsen, G. et Spykerman, B. (2004). Navajo uranium education programs: the search for environmental justice. *Applied Environmental Education and Communication*, 3(2), 101-108.
- Chen, J., Moir, D. et Whyte, J. (2012). Canadian population risk of radon induced lung-cancer: a reassessment based on the recent cross-canadian radon survey. *Radiat Prot Dosimetry*, 152(1-3), 9-13
- Chruściel, E., Jodłowski, P., Kalita, S. J., Pieczonka, J. et Piestrzyński, A. (1996). Effects of uranium mining on radioactive contamination in the Kletno Region in Poland. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 212(4), 259-268,
- CIPR. (1971). *Recommendations of the ICRP*. ICRP Publication 26. Ann. ICRP 1 (3).
- CIPR. (1987). *Lung cancer risk from indoor exposure to 222Rn daughters*. ICRP publication 50, Oxford, Pergamon press, NY.
- CIPR. (1993). *Protection Against Radon-222 at Home and at Work*. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).
- CIPR. (1995). *Age-dependent Doses to the Members of the Public from Intake of Radionuclides - Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients*. ICRP Publication 72. Ann. ICRP 26 (1).
- CIPR. (2001). *Doses to the Embryo and Fetus from Intakes of Radionuclides by the Mother*. ICRP Publication 88. Ann. ICRP 31 (1-3).
- CIPR. (2004). *Doses to Infants from Ingestion of Radionuclides in Mothers' Milk*. ICRP Publication 95. Ann. ICRP 34 (3-4).
- CIPR. (2006a). *Low-dose Extrapolation of Radiation-related Cancer Risk*. ICRP Publication 99. Ann. ICRP 35 (4).
- CIPR. (2006b). *Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of the Radiation Protection of the Public*. ICRP Publication 101a. Ann. ICRP 36 (3).
- CIPR. (2007). *ICRP Supporting Guidance 5. Analysis of the criteria used by the International Commission on Radiological Protection to Justify the Setting of Numerical Protection Level Values*. Annals of the ICRP. Elsevier.
- CIPR. (2009). *Recommandations 2007 de la CIPR Commission internationale de protection radiologique, Publication 103*. Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire, Éditions Tec&Doc et Lavoisier, Paris.
- CIPR. (2010). *Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon*. ICRP Publication 115, Ann. ICRP 40(1).

Clulow, F. V., Dave, N. K., Lim, T. P. et Avadhanula, R. (1998a). Radionuclides (lead-210, polonium-210, thorium-230, and -232) and thorium and uranium in water, sediments, and fish from lakes near the city of Elliot Lake, Ontario, Canada. *Environ. Pollut*, 99(2), 199-213.

Clulow, F. V., Dave, N. K., Lim, T. P., and Avadhanula, R. (1998b). Radium-226 in water, sediments, and fish from lakes near the city of Elliot Lake, Ontario, Canada. *Environ. Pollut*, 99(1), 13-28.

Commission canadienne de sûreté nucléaire. (2004). *Mise à jour : Études sur la santé des mineurs d'uranium de la Saskatchewan*.

Connell, J. et Howitt, R. (1991). Mining, dispossession and development (chapitre 1) dans *Mining and indigenous peoples in Australasia*, Connell, J. et Howitt, R. (Eds.), Département de Géographie, Université de Sydney, Sydney University Press, 201 p.

Cooper, J. R., Fielder, R., Jefferson, R., Meara, J. R., Smith, K. R. et Stather, J. W. (2007). *Comparison of Processes and Procedures for Deriving Exposure Criteria for the Protection of Human Health: Chemicals, Ionising Radiation and Non-ionising Radiation*. Radiation, Chemical and Environmental Hazards, Health Protection Agency.

Cothorn, C. R. et Rebers, P. A. (1990). *Radon, radium and uranium in drinking water, Chelsea, Michigan*. Lewis Publishers. ISBN: 0-87371-207-2.

Counil, É. (2001). *Une étude exploratoire et participative des retentissements du complexe minier de Sadiola au Mali*. Montreuil, Groupe de recherches et de réalisations pour le développement rural dans le Tiers Monde.

Daniels, R. D. et Sylvain, D. C. (2012). *Evaluation of Exposure to Radon Progeny During Closure of Inactive Uranium Mines – Colorado*. Health Hazard Evaluation Report, HETA 2011-0090-3161. US. Department of health and human services, Centers for Disease Control and Prevention, National Institute for Occupational Safety and Health.

Darby, S. C., Whitley, E., Howe, G. R. et al. (1995). Radon and cancers other than lung cancer in underground miners: a collaborative analysis of 11 studies. *Journal of the National Cancer Institute*, 87(5):378-384.

Darby, S., Hill, D., Auvinen, A., Barros-Dios, J. M., Baysson, H., Bochicchio, F., Deo, H., Falk, R., Forastiere, F., Hakama, M., Heid, I., Kreienbrock, L., Kreuzer, M., Lagarde, F., Mäkeläinen, I., Muirhead, C., Oberaigner, W., Pershagen, G., Ruano-Ravina, A., Ruosteenoja, E., Rosario, A. S., Tirmarche, M., Tomásek, L., Whitley, E., Wichmann, H. E. et Doll, R. (2005). Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *British Medical Journal*, 330, 223-227.

Dawson, S. E. et Madsen, G. E. (2011). Psychosocial and Health Impacts of Uranium Mining and Milling on Navajo Lands. *Health Physics*, 101(5), 618-625.

De la Vaissière, C., Laberrigue-Frolow, J., Sacquin, Y., Hubaut, F., Audi, G., Huffer, E., Husson, J. P. et Billard, I. (2007). la radioactivité.com. Accessible à l'adresse : <http://www.laradioactivite.com/fr/site/pages/intro.html> (Page consultée le 7 juin 2011).

- DerSimonian, R. et Laird, N. (1986). Meta-analysis in clinical trials. *Controlled clinical trials*, 7(3), 177-188.
- Dessau, J.-C., Gagnon, F., Levesque, B., Prevost, C., Leclerc, J.-M. et Belles-Iles, J.-C. (2004). *Le radon au Québec, Évaluation du risque à la santé et analyse critique des stratégies d'intervention*. Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels, Institut national de la santé publique du Québec, 118 p. + annexes.
- Djibo, H., Mahazou, A., Soumaila, M., Philippon, G., Rey, J. L. et Nouhou, H. (2010). Fréquence relative des tumeurs malignes et bénignes à Arlit (Niger) : bilan de 15 ans d'examens anatomopathologiques. *Médecine tropicale*, 70(5-6), 509-512.
- Doyle, T. (2002). Environmental campaigns against mining in Australia and the Philippines. *Mobilization: An International Quarterly*, 7(1), 29-48.
- Egger, M. (2001). *Systematic reviews in health care: meta-analysis in context*. 2nd ed. ed. London: BMJ.
- Elias, B., O'Neil, J. et Yassi, A. (1997). *Wollaston lake: the uranium mining industry and the perception of health risks*. University of Manitoba, 57 p.
- Environmental and Social Advisory Services Inc (1992). *A socio-economic overview of uranium mining in Northern Saskatchewan*. Rapport préparé pour le Joint Federal/Provincial panel on uranium mining developments in Northern Saskatchewan, octobre 1992, 59 p. + annexes.
- Environmental–Social Advisory Services Inc. (1992). *Health in the context of uranium mining in Northern Saskatchewan*, Rapport préparé pour le Joint Federal/Provincial panel on Uranium mining development in Northern Saskatchewan, 182 p.
- Erickson, B. E. (2007). Toxin or medicine? Explanatory models of radon in Montana health mines. *Medical Anthropology Quarterly*, 21(1), 1-21.
- Evans, K. G., Rovis-Hermann, J., Webb, A. et Jones, D. R. (eds). (2006). *General Alligator Rivers Region - Part 5* dans SSR189 - eriss research summary 2004 – 2005, Department of the Environment and Heritage.
- Eysenck, H. J. (1994). Meta-analysis and its problems. *BMJ: British Medical Journal*, 309(6957), 789.
- FAO (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture). (1998). *Le lait et les produits laitiers dans la nutrition humaine*. Collection FAO : Aliments et nutrition no 28. ISBN 92.
- Farkas, A., Hofmann, W., Balásházy, I., Szoke, I., Madas, B. G. et Moustafa, M. (2011). Effect of site-specific bronchial radon progeny deposition on the spatial and temporal distributions of cellular responses. *Radiation and Environmental Biophysics*, 50(2), 281-97.
- Fayers, P. et Machin, D. (2000). *Quality of life, Assessment, analysis et interpretation*. Peter Fayers et David Machin. New York: John Wiley et Sons publishers, 399 p.

Ferguson, B. et Mudd, G. M. (2011). Water Quality, Water Management and the Ranger Uranium Project: Guidelines, Trends and Issues. *Journal Water, Air, & Soil Pollution*, 217(1-4), 347-363 Cover Date 2011-05-01 DOI 10.1007/s11270-010-0592-9.

Fernandes, H. M., Franklin, M. R., Veiga, L. H. S., Freitas, P. et Gomiero, L. A. (1996). Management of uranium mill tailing: Geochemical processes and radiological risk assessment, *Journal of Environmental Radioactivity*, 30(1), 69–95

Franks, D. (2012) *Étude d'impact social des projets d'exploitation des ressources*. International mining development centre, Australian government, 16 p.

Frostick, A., Bollhofer, A. et Parry, D. (2011). A study of radionuclides, metals and stable lead isotope ratios in sediments and soils in the vicinity of natural U-mineralisation areas in the Northern Territory. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102(10), 911-918.

Furuta, S., Ito, K., et Ishimori, Y. (2002). Measurements of radon around closed uranium mines. *Journal of Environmental Radioactivity*, 62(1), 97-114.

Garvin, T., McGee, T. K., Smoyer-Tomic, K. E., et Aubynn, E. A. (2009). Community–company relations in gold mining in Ghana. *Journal of Environmental Management*, 90(1), 571-586.

Gauvin, J. P. (2004). Rayonnements ionisants et principes de radioprotection dans *Manuel d'hygiène du travail, du diagnostic à la maîtrise des facteurs de risque*. Sylvain Garneau. Éditeur. Modulo-Griffon.

Gellert, P. K., et Lynch, B. D. (2003). Mega-projects as displacements. *International Social Science Journal*, 55(175), 15-25.

Gérin, M. et Band, P. (2003). Cancer, chapitre 25 dans *Environnement et Santé Publique, Fondements et Pratiques*. Gérin, M., Gosselin, P., Cordier, S., Viau, C., Quénel, P. et Dewailly, E. Rédacteurs Edisem (Acton Vale, Québec), Éditions Tec&Doc (Paris).

Giri, S., Mahato, M. K., Singh, G., et Jha, V. N. (2012). Risk assessment due to intake of heavy metals through the ingestion of groundwater around two proposed uranium mining areas in Jharkhand, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(3), 1351-1358.

Godard, O. et Lochard, J. (2005). *L'histoire de la radioprotection, un antécédent du principe de précaution*. Cahier no 2005-019. École Polytechnique. Centre national de la recherche scientifique.

Gorjanacz, Z., Varhegyi, A., Kovacs, T. et Somlai, J. (2006). Population dose in the vicinity of closed Hungarian uranium mine. *Radiation Protection Dosimetry*, 118(4), 448-452.

Gouvernement du Canada. (2012a). *Règlement sur la radioprotection* (DORS/2000-203). Page consultée le 24 juillet 2013.

Gouvernement du Canada. (2012b). *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (DORS/2002-222). Page consultée le 24 juillet 2013.

Grawitz, M. (2004). *Dictionnaire des sciences sociales*. Paris : Dalloz.

- Groupe de référence grossesse-travail. (2007). *Grille d'analyse d'articles scientifiques adaptée pour le Groupe de référence grossesse-travail : version 0507*. (S.l.), le groupe. Institut national de santé publique du Québec.
- GT2 (Groupe d'Expertise Pluraliste sur les sites miniers d'uranium du Limousin). (2010). *Surveillances environnementale, des écosystèmes et sanitaire, risque environnemental impacts dosimétrique et sanitaire*, Volume 1, 148 pp.
- Halperin, W. E. (1994). *Epidemiologic practice - Basic principles*. In: Zenz, C., Dickerson, O. B. et Horvath, E. P., editors. *Occupational medicine*. St-Louis: Mosby, 28-36.
- Halvaksz, J. A. (2008.) Whose closure? Appearances, temporality, and mineral extraction in Papua New Guinea. *Journal of the Royal Anthropological Institute*, 14(1), 21-37.
- Hamby, D. M. et Tynybekov, A. K. (2002). Uranium, thorium, and potassium in soils along the shore of Lake Issyk-Kyol in the Kyrghyz Republic. *Environmental Monitoring and Assessment*, 73(2), 101-108.
- Hancock, G. R., Grabham, M. K., Martin, P., Evans, K. G. et Bollhöfer, A. (2006). A methodology for the assessment of rehabilitation success of post mining landscapes – sediment and radionuclide transport at the former Nabarlek uranium mine, Northern Territory, Australia. *Science of the Total Environment*, 354, 103-119.
- Harding, J. (1985) A content analysis of attitudes towards uranium mining expressed in the local hearings of the Cluff Lake Board of Inquiry. *Impact Assessment Bulletin*, 4(1-2), 189-209.
- Hardy, R. J. et Thompson, S. G. (1998). Detecting and describing heterogeneity in meta-analysis. *Statistics in medicine*, 17(8), 841-856.
- Harner, J. (2001). Place identity and copper mining in Sonora, Mexico. *Annals of the Association of American Geographers*, 91(4), 660-680.
- Harrison, J. (2009). Biokinetic and dosimetric modelling in the estimation of radiation risks from internal emitters. *Journal of Radiological Protection*, 29(2A), A81-A105.
- Harrison, J. D., Muirhead, C. R. (2003). Quantitative comparisons of cancer induction in humans by internally deposited radionuclides and external radiation. *International journal of radiation biology*, 79(1), 1-13.
- Harrison, J. et Day, P. (2008). Radiation doses and risks from internal emitters. *Journal of Radiological Protection*, 28(2), 137-59.
- Heeroma, P. (2007). *Uranium supply and production scenarios in Kazakhstan* (Paper 1.8). Fissile material management strategies for sustainable nuclear energy : proceedings of an IAEA Technical Meeting on Fissile Material Management Strategies for Sustainable Nuclear Energy, held in Vienna, 12-15 Septembre 2005, 193 p.
- Hetch, G. (2012). *Being nuclear*. Boston: MIT Press. 451 p.

Higgins, J. P. et Thompson, S. G. (2002). Quantifying heterogeneity in a meta-analysis. *Statistics in medicine*, 21(11), 1539-1558.

Higgins, J. P. T. et Green, S. (editors). (2011). *Cochrane Handbook for Systematic Reviews of Interventions Version 5.1.0* (updated March 2011). The Cochrane Collaboration, editor.

Hilson, G. (2002). An overview of land use conflicts in mining communities. *Land Use Policy*, 19(1), 65-73.

Hornung, R. W. (2001). Health effects in underground uranium miners. *Occupational medicine*, 16(2), 331-344.

Hyndman, D. (1991). Zipping down the fly on the Ok Tedi project (chapitre 5) dans *Mining and indigenous peoples in Australasia*, Connell, J. et Howitt, R. (Eds.), Département de Géographie, Université de Sydney, Sydney University Press, 201 p.

IAEA. (2004a). *Radiation, People and the Environment*. IAEA/PI/A.75 / 04-00391.

IAEA. (2004b). *The long term stabilisation of uranium mill tailing*. IAEA TECDOC-1403, Vienne.

INSPQ. (2012). *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec*. Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec.

InterGroup Consultants. (2005). *The impact on families and communities of the fly in/out work rotation system in uranium mines in Northern Saskatchewan*. Rapport préparé pour « The Community Vitality Monitoring Partnership Program Steering Committee », décembre 2005, 58 p.

IRSN (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire). (2005). *Les conséquences sanitaires des contaminations internes chroniques par des radionucléides. Avis sur le rapport CERI « Études des effets sanitaires de l'exposition aux faibles doses de radiations ionisantes à des fins de radioprotection » et recommandation de l'IRSN*. Direction de la radioprotection de l'homme. Rapport DRPH/SRBE no 2005-30. 32 p.

IRSN (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire). (2009). *Éléments de réflexion sur le risque sanitaire posé par le tritium*. Direction de la protection de l'Homme. Rapport DRPH/DIR/2009-18.

Ishimori, Y. (2010). Time-integrated monitoring of thoron progeny concentration around closed uranium mine sites in Japan. *Radiation Protection Dosimetry*, 141(4), 452-456.

Jha, S., Khan, A. H. et Mishra, U. C. (2000). Environmental Rn levels around an Indian U complex. *Journal of Environmental Radioactivity*, 48(2), 223-234.

Joffe, H. (1998). *Risk and the Other*. Londres: Routledge.

Johnson, J. A., Johnson, T. E. et Brown, S. (2009). Uranium Recovery Operations dans *Naturally Occuring Radioactive Materials (NORM) and Technologically Enhanced NORM (TENORM)*. Karam, P. A., et Vetter, B. J. ed. Professional Development School, July 16-19, 2009, Minneapolis, Minnesota. Health Physics Society, USA.

Joint Federal-Provincial Panel on Uranium Mining Developments in Northern Saskatchewan (1997). Cumulative Observations. Accessible à l'adresse : <http://www.ceaa-acee.gc.ca/default.asp?lang=En&xml=061B3B44-CC39-4BDF-BAC8-32C084BD6D41&offset=&toc=hide>

Joyce, S. A., et MacFarlane, M. (2001). *Social impact assessment in the mining industry: current situation and future directions*. London: International Institute for Environment and Development (IIED)-Mining, Minerals and Sustainable Development, 8-10.

Judd, R. W., et Beach, C. S. (2003). *Natural states: The environmental imagination in Maine, Oregon, and the nation*. Resources for the Future.

Kapelus, P. (2002). Mining, corporate social responsibility and the « Community »: the case of Rio Tinto, Richards Bay Minerals and the Mbonambi. *Journal of Business Ethics*, 39(3), 275-296.

Kemp, D. (2010). Mining and community development: problems and possibilities of local-level practice. *Community Development Journal*, 45(2), 198–218.

Kemp, D., Owen, J. R., Gotzmann, N., et Bond, C. J. (2011). Just relations and company–community conflict in mining. *Journal of business ethics*, 101(1), 93-109.

Kendall, G. M. et Smith, T. J. (2002). Doses to organs and tissues from radon and its decay products. *Journal of Radiological Protection*, 22(4), 389-406.

Kohler, M., Gleisberg, B., et Niese, S. (2000). Investigation of the soil-plant transfer of primordial radionuclides in tomatoes by low-level gamma-ray spectrometry. *Applied Radiation and Isotopes*, 53(1-2), 203-208.

Krewski, D., Lubin, J. H., Zielinski, J. M., Alavanja, M., Catalan, V. S., Field, R. W., Klotz, J. B., Létourneau, E. G., Lynch, C. F., Lyon, J. L., Sandler, D. P., Schoenberg, J. B., Steck, D. J., Stolwijk, J. A., Weinberg, C. et Wilcox, H. B. (2006). A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 69(7-8), 533-597.

Larsen, S. C., Foulkes, M., Sorenson, C. J., et Thompson, A. (2011). Environmental learning and the social construction of an exurban landscape in Fremont County, Colorado. *Geoforum*, 42(1), 83-93.

Larson, L. N. et Stone J. J. (July 2011). Sediment-bound Arsenic and Uranium Within the Bowman–Haley Reservoir, North Dakota. *Water, Air, & Soil Pollution*, 219(1-4), 27-42.

Lau, J., Ioannidis, J. P., Terrin, N., Schmid, C. H. et Olkin, I. (2006). The case of the misleading funnel plot. *BMJ: British Medical Journal* 333(7568), 597-600.

Laurence, D. (2001). Classification of risk factors associated with mine closure. *Mineral Resources Engineering*, 10(3), 315-331.

- LeBlanc, P., Asselin, H, Ependa, A., Gagnon, A. et Pelletier, L. (2012). *Transformations et bouleversements d'un territoire : le cas de la municipalité de Malartic*. Résultats d'une enquête sur la qualité de vie. Rouyn-Noranda, Chaire Desjardins en développement des petites collectivités, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Lehmann, R. et Czarwinski, R. (1994). Influence of Shallow Mine-Workings on the Radon Concentrations in Houses: A Problem of Old Mining Regions. *Radiation Protection Dosimetry*, 56(1-4), 41-44.
- Lévesque, B., Gauvin, D., Mcgregor, R. G., Martel, R., Gingras, S., Dontigny, A., Walker, W. B., Lajoie, P. et Létourneau, E. (1997). Radon in residences: Influence of geological and housing characteristics. *Health Physics*, 72(6), 907-914.
- Little, M. P., Hall, P. et Charles, M. W. (2007). Are cancer risks associated with exposures to ionising radiation from internal emitters greater than those in the Japanese A-bomb survivors? *Radiation and environmental biophysics*, 46(4), 299-310.
- Lockie, S., Franettovich, M., Sharma, S. et Rolfe, J. (2008). Democratisation vs engagement? Social and economic impact assessment and community participation in the coal mining industry of Bowen Basin. *Impact assessment and project appraisal*, 26(3), 177-187.
- Lopez-Abente, G., Aragonés et N. et Pollan, M. (2001). Solid-tumor mortality in the vicinity of uranium cycle facilities and nuclear power plants in Spain. *Environmental Health Perspectives*, 109(7):721-729.
- Lopez-Abente, G., Aragonés, N., Pollan, M., Ruiz, M. et Gandarillas, A. (1999). Leukemia, lymphomas, and myeloma mortality in the vicinity of nuclear power plants and nuclear fuel facilities in Spain. *Epidemiology Biomarkers & Prevention*, 8(10):925-934.
- Lottermoser, B. G., Schnug, E. et Haneklaus, S. (2011). Cola soft drinks for evaluating the bioaccessibility of uranium in contaminated mine soils. *Science of the Total Environment*, 409(18), 3512-3519.
- Lozano, J. C., Vera Tome, F., Gomez Escobar, V. et Blanco Rodriguez, P. (2000). Radiological characterization of a uranium mine with no mining activity. *Applied Radiation and Isotopes*, 53(1-2), 337-343.
- Lubin, J. H., Boice, J. D., Jr., Edling, C. et al. (1995). Lung cancer in radon-exposed miners and estimation of risk from indoor exposure. *Journal of the National Cancer Institute*, 87(11), 817-827.
- Lubin, J. H., Wang, Z. Y., Boice, J. D. Jr., Xu, Z. Y., Blot, W. J., De Wang, L. et Kleinerman, R. A. (2004). Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *International Journal of Cancer*, 109(1), 132-137.
- Lupton, D. et Tulloch, J. (2002). Risk is part of your life: risk epistemologies among a group of Australians. *Sociology*, 36(2), 317-334.
- Mackenzie, J. M. W. (1997). *Uranium solvent extraction using tertiary amines*. Uranium ore yellow cake seminar, Melbourne, Australia

Malin, S. A. et Petrzela, P. (2010). Left in the dust: uranium's legacy and victims of mill tailings exposure in Monticello, Utah. *Society and Natural Resources*, 23(12), 1187-1200.

Markstrom, C. A. et Charley, P. H. (2003). Psychological effects of technological/human-caused environmental disasters: examination of the Navajo and uranium. *American Indian & Alaska Native Mental Health Research: The Journal of the National Center*, 11(1), 19-45.

Marques, S. M., Antunes, S. C., Nunes, B., Goncalves, F. et Pereira, R. (2011). Antioxidant response and metal accumulation in tissues of Iberian green frogs (*Pelophylax perezi*) inhabiting a deactivated uranium mine. *Ecotoxicology*, 20(6), 1315-1327.

Marsh, J. W., Harrison, J. D., Laurier, D., Blanchardon, E., Paquet, F. et Tirmarche, M. (2010). Dose factors for radon: recent developments. *Health Phys*, 99(4), 511-6.

Martin, P. et Ryan, B. (2004). Natural-series radionuclides in traditional aboriginal foods in tropical northern Australia: a review. *Scientific World Journal*, 4, 77-95.

Martin, P., Tims, S., McGill, A., Ryan, B. et Pfitzner, K. (2006). Use of airborne gamma-ray spectrometry for environmental assessment of the rehabilitated nabarlek uranium mine, Australia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 115(1-3), 531-554.

Martin, P., Tims, S., Ryan, B. et Bollhofer, A. (2004). A radon and meteorological measurement network for the Alligator Rivers Region, Australia. *Journal of Environmental Radioactivity*, 76(1-2), 35-49.

Martinez-Alier, J. (2001). Mining conflicts, environmental justice, and valuation. *Journal of Hazardous Materials*, 86(1), 153-170.

Martinez-Ruiz, C. et Marrs, R. H. (2007). Some factors affecting successional change on uranium mine wastes: Insights for ecological restoration. *Applied Vegetation Science*, 10(3), 333-342.

McDonald, A. (2008) *L'énergie nucléaire dans le monde. État des lieux et perspectives d'avenir de la production nucléaire d'électricité dans le monde*. IAEA Bulletin 49-2, 45-48. Accessible à l'adresse : http://www.iaea.org/Publications/Magazines/Bulletin/Bull492/French/49204734548_fr.pdf

McDuie-Ra, D. (2007). Anti-development or identity crisis? Misreading civil society in Meghalaya, India. *Asian Ethnicity*, 8(1), 43-59.

Mcintyre-Mills, J. (2008). Systemic ethics: social, economic and environmental implications of eating our yellow cake in South Australia. *Systems Research and Behavioral Science*, 25(2), 225-248.

McLaughlin, J. R., Clarke, E. A., Nishri, E. D. et Anderson, T. W. (1993). Childhood leukemia in the vicinity of Canadian nuclear facilities. *Cancer Causes & Control*, 4(1):51-58.

Meiklejohn, D. (2003). Representing New Mexico communities: the struggle for environmental justice. *Human Rights*, 30(4), 23-25.

Meinrath, A., Schneider, P. et Meinrath, G. (2003). Uranium ores and depleted uranium in the environment, with a reference to uranium in the biosphere from the Erzgebirge/Sachsen, Germany. *Journal of Environmental Radioactivity*, 64(2-3), 175-193.

Mettler, F. A. Jr et Upton, A. C. (2008). *Medical Effects of Ionizing Radiation*. Third Edition. Saunders Elsevier, Philadelphia.

Mkandawire, M. et Dudel, E. G. (2005). Accumulation of arsenic in Lemna gibba L. (duckweed) in tailing waters of two abandoned uranium mining sites in Saxony, Germany. *Science of the Total Environment*, 336(1-3), 81-89.

Mobbs, S., Muirhead, C. R. et Harrison, J. D. (2010). *Risks from Ionising Radiation*. Centre for Radiation, Chemical and Environmental Hazards, Health Protection Agency, Oxfordshire.

Mobbs, S., Watson, S., Harrison, J., Muirhead, C. et Bouffler, S. (2009). *An Introduction to the Estimation of Risks Arising from Exposure to Low Doses of Ionising Radiation*. Centre for Radiation, Chemical and Environmental Hazards, Health Protection Agency, Oxfordshire.

Moliner-Martinez, Y., Campins-Falco, P., Worsfold, P. J. et Keith-Roach, M. J. (2004). The impact of a disused mine on uranium transport in the River Fal, South West England. *Journal of Environmental Monitoring*, 6(11), 907-913.

MRN (Ministère des ressources naturelles). (2010). *Les étapes du développement minier et les mesures de contrôle : l'exemple de l'uranium*. Accessible à l'adresse : <http://mrnf.gouv.qc.ca/mines/quebec-mines/2010-02/uranium.asp> (Page consultée le 9 juillet 2013).

Mudd, G. M. (2008). Radon releases from Australian uranium mining et milling projects: assessing the UNSCEAR approach. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99(2), 288-315.

Mudd, G. M. (2010). The environmental sustainability of mining in Australia: key mega-trends and looming constraints. *Resources Policy*, 35(2), 98-115.

Muscatello, J. R. et Janz, D. M. (2009a). Selenium accumulation in aquatic biota downstream of a uranium mining and milling operation. *Science of the Total Environment*, 407(4), 1318-1325.

Muscatello, J. R. et Janz, D. M. (2009b). Assessment of larval deformities and selenium accumulation in northern pike (*Esox lucius*) and white sucker (*Catostomus commersoni*) exposed to metal mining effluent. *Environ. Toxicol. Chem*, 28(3), 609-618.

Muscatello, J. R., Belknap, A. M. et Janz, D. M. (2008). Accumulation of selenium in aquatic systems downstream of a uranium mining operation in northern Saskatchewan, Canada. *Environmental Pollution*, 156(2), 387-393.

Muscatello, J. R., Bennett, P. M., Himbeault, K. T., Belknap, A. M. et Janz, D. M. (2006). Larval deformities associated with selenium accumulation in northern pike (*Esox lucius*) exposed to metal mining effluent. *Environmental science & technology*, 40(20), 6506-6512.

National Institute for Health and Clinical Excellence - NICE (2009). *The guidelines manual*. Londres. Accessible à l'adresse : www.nice.org.uk (Page consultée le 5 avril 2012).

NCRP. (1984). *Evaluation of occupational and environmental exposure to ²²²Rn and ²²²Rn daughter in united States*. NCRP Report No. 78, Bethesda, MD.

Nelsen, J. L., Scoble, M., et Ostry, A. (2010). Sustainable socio-economic development in mining communities: north-central British Columbia perspectives. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 24(2), 163-179.

NRC (National Research Council). (1986). *Uranium Mill Tailings Study Panel. Scientific Basis for Risk Assessment and Management of Uranium Mill Tailings*. National Academies.

NRC (National Research Council). (1988). *Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters*. Washington, DC, National Academy Press.

NRC (National Research Council). (1999). *Risk assessment of radon in drinking water, Committee on the Risk Assessment of Exposure to Radon in Drinking Water, Board on Radiation Effects Research, Commission on Life Sciences, National Research Council*. Washington, DC: National Academy Press.

NRC (National Research Council). (2011). *Uranium Mining in Virginia, Scientific, Technical, Environmental, Human Health and Safety, and Regulation aspects of Uranium Mining and Processing in Virginia*. Committee on Uranium Mining in Virginia, National Research Council, The National Academies Press, Washington D.C.

NRC (National Research Council). (2011). *Uranium Mining in Virginia: Scientific, Technical, Environmental, Human Health and Safety, and Regulatory Aspects of Uranium Mining and Processing in Virginia*. Washington, DC: The National Academies Press, 2012.

OMS (Organisation mondiale de la santé). (2010). *WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants*. Copenhagen ISBN 978 92 890 0213 4.

OQLF (Office québécois de la langue française). (2011). *Grand dictionnaire terminologique*. Accessible à l'adresse : http://www.granddictionnaire.com/btml/fra/r_motclef/index800_1.asp (Page consultée le 7 juin 2011.)

Ortiz, S. J. (1986). *It doesn't have to happen again: reflections on the nuclear atmosphere*. Differential Social Impacts of Rural Resource Development, Elkind-Savatsky PD (Ed). Westview, Boulder, pp. 221-228.

Panikkar, B., et Brugge, D. (2007). The Ethical Issues in Uranium Mining Research in the Navajo Nation*. *Accountability in research*, 14(2), 121-153.

Parsons, G. F. et Barsi R. (2001). Uranium mining in Northern Saskatchewan: A public-private transition (chapitre 7) dans McMahon, G. et Remy, F. (2001), *Large Mines and the Community – Socioeconomic and Environmental Effects in Latin America, Canada and Spain*. World Bank, International Development Research Centre (Canada), 335 p.

Petkova-Timmer, V., Lockie, S., Rolfe, J. et Ivanova, G. (2009) Mining developments and social impacts on communities: Bowen Basin case studies. *Rural Society*, 19(3), 211-228.

- Phibbs, J., Wiramanaden, C. I., Hauck, D., Pickering, I. J., Liber, K. et Janz, D. M. (2011). Selenium uptake and speciation in wild and caged fish downstream of a metal mining and milling discharge. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(5), 1139-1150.
- Preston, D. L., Shimizu, Y., Pierce, D. A., Suyama, A. et Mabuchi, K. (2003). Studies of mortality of atomic bomb survivors. Report 13: Solid cancer and noncancer disease mortality: 1950-1997. *Radiation Research*, 160(4), :381-407.
- Quindos Poncela, L. S., Fernandez Navarro, P. L., Gomez Arozamena, J., Rodenas Palomino, C., Sainz, C., Martin Matarranz, J. L., et Arteché, J. (2004). Population dose in the vicinity of old Spanish uranium mines. *Science of the Total Environment*, 329(1-3), 283-288.
- Ramana, M. V., et Rao, D. B. (2010). The environmental impact assessment process for nuclear facilities: An examination of the Indian experience. *Environmental Impact Assessment Review*, 30(4), 268-271.
- Ramirez, P. Jr, et Rogers, B. P. (2002). Selenium in a Wyoming grassland community receiving wastewater from an in situ uranium mine. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 42(4), 431-436.
- Rana, B. K., Tripathi, R. M., Meena, J. S., Sahoo, S. K., Topno, R., Shukla, A. K. et Puranik, V. D. (2011). Assessment of radon concentration and external gamma radiation level in the environs of Narwapahar uranium mine, India and its radiological significance, November 2011, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 290(2), 347-352.
- Ricard S. (2003). *Cadre de référence de la gestion des risques pour la santé publique québécoise*. Québec: INSPQ, 92 pages.
- Ripley, E. A., Redmann, R. E. et Crowder, A. A. (1996). *Environmental effects of mining*. Ste Lucie Press, Floride.
- RNCAN (Ressources naturelles du Canada). (2009). *À propos de l'uranium*. Accessible à l'adresse : <http://www.rncan.gc.ca/energie/sources/uranium-nucleaire/1460> (Page consultée le 16 octobre 2012.)
- Robertson, E. L. et Liber, K. (2009). Effect of sampling method on contaminant measurement in pore-water and surface water at two uranium operations: can method affect conclusions? *Environmental Monitoring and Assessment*, 155(1-4), 539-553.
- Rocco, J. R., Stetar, E. A. et Wilson, L. H. (2008). Site Conceptual Exposure Models dans *Radiological Risk Assessment and Environmental Analysis*, Till J. E. et Grogan H. A. editors, Oxford University Press, New York.
- Rothman, K. J. et Greenland, S. (2008) *Modern epidemiology Third edition*. 3rd ed. ed. Philadelphia: Lippincott Williams & Wilkins.
- Royal Commission of Inquiry Health and Environmental Protection Uranium Mining. (1980). Commissioners' report, 30 octobre, vol 1, Chapitre 1, 13 p.

Ryan, B., Bollhofer, A. et Martin, P. (2008). Radionuclides and metals in freshwater mussels of the upper South Alligator River, Australia. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99(3), 509-526.

Ryan, B., Martin, P. et Iles, M. (2005). Uranium-series radionuclides in native fruits and vegetables of northern Australia. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 264(2), 407-412. DOI,10.1007/s10967-005-0729-2.

Sainz, C., Dinu, A., Dicu, T., Szacsvai, K., Cosma, C. et Quindos, L. S. (2009). Comparative risk assessment of residential radon exposures in two radon-prone areas, Stei (Romania) and Torrelodones (Spain). *Science of the Total Environment*, 407(15), 4452-4460.

Samet, J. M. (1991). Diseases of uranium miners and other underground miners exposed to radon. *Occupational medicine*, 6(4), 629-639.

Santé Canada. (2000). *Lignes directrices canadiennes pour la gestion des matières radioactives naturelles*. Accessible à l'adresse : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/norm-mrn/concern-probleme-fra.php> Page consultée le 7 juin 2011.

Santé Canada (2009a). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique : Paramètres radiologiques*. (Page consultée le 21 novembre 2011)

Santé Canada. (2009b). *Lignes directrices sur le radon du gouvernement du Canada*. (Page consultée le 25 juillet 2013.)

Santé Canada et CCEA (Commission de contrôle de l'énergie atomique). (1998). *Évaluation et gestion des risques de cancer associés aux rayonnements ionisants et aux agents chimiques*. Groupe de travail mixte composé de membres des comités consultatifs de la CCEA et du personnel de la CCEA, de Santé Canada et du ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, Ontario, Canada, ISBN 0-662-82719-8.

Santos et al. (2002). Daily ingestion of ²³²Th, ²³⁸U, ²²⁶Ra, ²²⁸Ra et ²¹⁰Pb in vegetables by inhabitants of Rio de Janeiro City. *Journal of environmental radioactivity*, 62(1), 75-86.

Schafrik, S. et Kazakidis, V. (2011). Due Diligence in Mine Feasibility Studies for the Assessment of Social Risk, International Journal of Mining. *Reclamation and Environment*, 25(1), 86-101.

Scott, A. et Campbell, H. (1979). Policies toward proposals for large-scale natural resource projects: attenuation versus postponement. *Resources Policy*, 5(2), 113-140.

Segovia, N., Gaso, M. I. et Armienta, M. A. (2007). Environmental radon studies in Mexico. *Environ. Geochem. Health*, 29(2), 143-153.

Seiler, R. L. et Wiemels, J. L. (2012). *Occurrence of ²¹⁰Po and biological effects of low-level exposure: the need for research*. Environmental Health perspective, Online publication.

Shandro, J. A., Veiga, M. M., Shoveller, J., Scoble, M., et Koehoorn, M. (2011). Perspectives on community health issues and the mining boom–bust cycle. *Resources Policy*, 36(2), 178-186.

- Sharma, S. (2009). An exploration into the wellbeing of the families living in the 'suburbs in the bush'. *Australian and New Zealand journal of public health*, 33(3), 262-269.
- Shields, L. M., Wiese, W. H., Skipper, B. J., Charley, B. et Benally, L. (1992). Navajo birth outcomes in the Shiprock uranium mining area. *Health Phys*, 63(5), 542-551.
- Sitnick, P. (1998). *Uranium mining and its impact on laguna pueblo – a study guide for an Interdisciplinary Unit*. Laguna Middle School, 22 p. Accessible à l'adresse : <http://www.miningwatch.ca/uranium-mining-and-its-impact-laguna-pueblo-study-guide-interdisciplinary-unit> (Page consultée le 18 octobre 2012).
- Solomon, F., Katz, E., et Lovel, R. (2008). Social dimensions of mining: Research, policy and practice challenges for the minerals industry in Australia. *Resources Policy*, 33(3), 142-149.
- Souidi, M., Tissandie, E., Racine, R., Ben Soussan, H., Rouas, C., Grignard, E., Dublineau, I., Gourmelon, P., Lestaevel, P. et Gueguen, Y. (2009). Uranium : propriétés et effets biologiques après contamination interne. *Annales de Biologie Clinique*, 67(1) 23-38.
- Spence, J., et Stephenson, C. (2007). The politics of the doorstep: female survival strategies and the legacy of the miners' strike 1984–85. *Community, Work and Family*, 10(3), 309-327.
- Steck, D. J. et Field, R. W. (2006). Dosimetric challenges for residential radon epidemiology. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*. 69(7), 655-664.
- Stephenson, C., et Wray, D. (2005). Emotional regeneration through community action in post-industrial mining communities: The New Herrington Miners' Banner Partnership. *Capital & Class*, 29(3), 175-199.
- Sutton, A. J. (2000). *Methods for meta-analysis in medical research*. Chichester; Toronto: J. Wiley.
- The Cochrane Collaboration. (2008). *Publication Bias - Interpreting funnel plots*. The Cochrane Collaboration open learning material.
- Thomas, P. A. (2000). Radionuclides in the terrestrial ecosystem near a Canadian uranium mill--Part I: Distribution and doses. *Health Phys*, 78(6), 614-624.
- Thomas, P. A. et Gates, T. E. (1999). Radionuclides in the lichen-caribou-human food chain near uranium mining operations in northern Saskatchewan, Canada. *Environmental Health Perspectives*, 107(7), 527-537.
- Thomas, P., Irvine, J., Lyster, J. et Beaulieu, R. (2005). Radionuclides and trace metals in Canadian moose near uranium mines: comparison of radiation doses and food chain transfer with cattle and caribou. *Health Phys*, 88(5), 423-438.
- Tirmarche, M., Baysson, H. et Telle-Lamberton, M. (2004). Uranium exposure and cancer risk: a review of epidemiological studies. *Revue d'épidémiologie et de sante publique*, 52(1), 81-90.

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

Torkington, A. M., Larkins, S., et Gupta, T. S. (2011). The psychosocial impacts of fly-in fly-out and drive-in drive-out mining on mining employees: A qualitative study. *Australian Journal of Rural Health*, 19(3), 135-141.

Tracy, B. L., Krewski, D., Chen, J., Zielinski, J. M., Brand, K. P., et Meyerhof, D. (2006). Assessment and management of residential radon health risks: a report from the health Canada radon workshop. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 69(7-8), 735-758.

Trebeck, A. K. (2007). Tools for the disempowered? Indigenous leverage over mining companies. *Australian Journal of Political Science*, 42(4), 541-562.

Tripathi, R. M., Jha, V. N., Sahoo, S. K., Sethy, N. K., Shukla, A. K., Puranik, V. D. et Kushwaha, H. S. (2012). Study of the distribution of $(2)(2)(6)\text{Ra}$ in ground water near the uranium industry of Jharkhand, India. *Radiation Protection Dosimetry*, 148(2), 211-218.

Tripathi, R. M., Sahoo, S. K., Jha, V. N., Kumar, R., Shukla, A. K., Puranik, V. D., et Kushwaha, H. S. (2011). Radiation dose to members of public residing around uranium mining complex, Jaduguda, Jharkhand, India. *Radiation Protection Dosimetry*, 147(4), 565-572.

U.S. Nuclear Regulatory Commission (NRC) (1982) *Final generic environmental impact statement on uranium milling*. Environmental Impact Assessment Review, Vol 3 No 2-3, pp. 184-193.

UNSCEAR. (2000). UNSCEAR 2000, Vol 1, Report to the General Assembly, with scientific annexes, New York.

UNSCEAR. (2008). UNSCEAR 2006, Report to the General Assembly, with scientific annexes, New York.

UNSCEAR. (2010). UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly, with scientific annexes, New York.

UNSCEAR. (2011). Rapport du comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants 2010, New York.

Uralbekov, B. M., Smadis, B., et Burkitbayev, M. (2011). Uranium in natural waters sampled within former uranium mining sites in Kazakhstan and Kyrgyzstan. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 289(3), 805-810.

URS Corporation. (2005). Final remedial investigation report for midnite mine stevens county, Washington Accessible à l'adresse : http://www.epa.gov/region10/pdf/sites/midnite_mine/remedial_investigation_report_sept2005.pdf

U.S. EPA. (1983). *Final environmental impact statement for standard for control of byproduct materials from uranium ore processing*. 40CFR-192, Vol 1, Washington D.C.

U.S. EPA. (1999). *Federal guidance no. 13. Cancer risk coefficients for environmental exposure to radionuclides*. EPA 402-R-99-0. Oak Ridge National Laboratory.

U.S. EPA. (2003). *EPA Assessment of Risks from Radon in Homes*. Office of Radiation and Indoor Air. EPA 402-R-03-003. Washington DC.

U.S. EPA. (2006). *Midnite Mine Superfund Site Spokane Indian Reservation Washington Record of Decision*. 415-2328-007(025). Office of Environmental Cleanup, EPA Region 10.

U.S. EPA. (2006). *Technical report on technologically enhanced naturally occurring radioactive materials from uranium mining*. Vol 1, Mining and reclamation background, Washington DC EPA 402-R-05-007.

U.S. EPA. (2008). *Health and Environmental Impacts of Uranium Contamination in the Navajo Nation Five-Year Plan*. Accessible à l'adresse : <http://www.epa.gov/region9/superfund/navajo-nation/pdf/NN-5-Year-Plan-June-12.pdf> (Page consultée le 9 juillet 2013).

Uzunov, I., Dimitrov, M., et Steinhäusler, F. (1992). Environmental radiation levels and occupational exposure due to uranium mining and milling operations in Bulgaria. *Radiation Protection Dosimetry*, 45(1-4), 141-143.

Van Kemenade, S. (2007). *Guide pour l'évaluation des impacts sociaux, culturels et économiques des projets de développement soumis à la LCÉE selon une approche axée sur la santé de la population*. Document préparé pour les Services d'évaluation de la santé environnementale, Bureau d'évaluation de risque et d'impact, Programme de la sécurité des milieux, Direction générale, santé environnementale et sécurité des consommateurs. Ottawa, Santé Canada.

Vandenhove, H., Sweeck, L., Mallants, D., Vanmarcke, H., Aitkulov, A., Sadyrov, O., Savosin, M., Tolongutov, B., Mirzachev, M., Clerc, J. J., Quarch, H. et Aitaliev, A. (2006). Assessment of radiation exposure in the uranium mining and milling area of Mailuu Suu, Kyrgyzstan. *Journal of environmental radioactivity*, 88(2), 118-139.

Vaupotič, J. et Kobal, I. (1999). Releases of radium from an abandoned uranium mine site: Žirovski Vrh uranium mine, Slovenia. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 241(1), 107-111.

Veiga, M. M., Scoble, M., et McAllister, M. L. (2001). Mining with communities. In *Natural Resources Forum* (Vol. 25, No. 3, pp. 191-202). Blackwell Publishing Ltd.

Voyles, T. B. (2010). *Decolonizing Cartographies: Sovereignty, Territoriality, and Maps of Meaning in the Uranium Landscape*. San Diego, University of California, thèse de doctorat, 263 p.

Waggitt, P. W. (2004). Uranium mine rehabilitation: the story of the South Alligator Valley intervention. *Journal of Environmental Radioactivity*, 76(1-2), 51-66.

Waggitt, P. W. (2004). Uranium mine rehabilitation: the story of the South Alligator Valley intervention. *Journal of environmental radioactivity*, 76(1), 51-66.

Wakeford, R. et Little, M. P. (2003). Risk coefficients for childhood cancer after intrauterine irradiation: a review. *International journal of radiation biology*, 79(5), 293-309.

Walsh, L., Dufey, F., Tschense, A., Schnelzer, M., Grosche, B. et Kreuzer, M. (2010). Radon and the risk of cancer mortality-internal poisson models for the german uranium miners cohort. *Health physics*, 99(3), 292-300.

West, S., King, V., Carey, T. S., et al. (2002). *Systems to Rate the Strength of Scientific Evidence*. Evidence Report/Technology Assessment No. 47 (Prepared by the Research Triangle Institute–University of North Carolina Evidence-based Practice Center under Contract No. 290-97-0011). AHRQ Publication No. 02-E016. Rockville, MD: Agency for Healthcare Research and Quality.

Wittrup, M. B. et Ritchie, E. S (2007). *Back end fuel cycle strategies* (Session 2). Fissile material management strategies for sustainable nuclear energy : proceedings of an IAEA Technical Meeting on Fissile Material Management Strategies for Sustainable Nuclear Energy, Vienna, 12-15 Septembre 2005, p. 245.

Yakovleva, N., et Vazquez-Brust, D. (2012). Stakeholder perspectives on CSR of mining MNCs in Argentina. *Journal of business ethics*, 106(2), 191-211.

ANNEXE 1

**RÉSUMÉ DES IMPACTS SANITAIRES EN LIEN
AVEC LES MINES D'URANIUM RAPPORTÉS
DANS LE RAPPORT DE LA VIRGINIE (NRC, 2011)**

RÉSUMÉ DES IMPACTS SANITAIRES EN LIEN AVEC LES MINES D'URANIUM RAPPORTÉS DANS LE RAPPORT DE LA VIRGINIE (NRC, 2011)

En 1982, l'État de la Virginie a décrété un moratoire touchant l'exploitation des mines d'uranium. Ce moratoire a été partiellement levé en 2007 pour permettre aux prospecteurs miniers de procéder à une exploration sommaire et restreinte du territoire de l'état. Cette même année, une compagnie minière s'est adressée aux tribunaux de la Virginie pour faire lever ce moratoire. Face à la polémique populaire soulevée par cette requête, le National Research Council (NRC) a été mandaté par le gouvernement de la Virginie en 2009 pour préparer un rapport traitant des aspects scientifiques, techniques et environnementaux de même que ceux de la santé et de la sécurité pour la population, et de la législation reliée aux mines d'uranium. Leur rapport a été rendu public à la fin de 2011.

Brièvement, ce rapport (NRC, 2011) constitue une revue des données et des renseignements disponibles touchant plusieurs aspects de l'exploitation des mines d'uranium : caractéristiques physiographique et sociodémographique de la Virginie, sites uranifères présent sur le territoire de l'État, revue des processus miniers, effets environnementaux et sanitaires anticipés, législations et bonnes pratiques d'exploitation. D'entrée de jeu, il est clairement indiqué que le comité ayant rédigé le rapport ne devait pas faire de recommandations concernant la pertinence d'autoriser ou non ce type d'exploitation. Tel que décrit dans son mandat, le comité devait fournir un point de vue scientifique indépendant sur la question pour alimenter les discussions entre les instances concernées.

L'évaluation des impacts sur la santé, sujet qui nous concerne plus spécifiquement ici, couvre un chapitre complet du rapport du NRC. Au point de départ, il est clairement spécifié :

« It was not the Committee's charge to develop a quantitative risk assessment, nor to characterize uranium mining and processing-associated risk scaled and ranked against various occupational and non-occupational hazards (such as risks quantified for activities such as travel, hobby activities, or military service). Although such information might be of interest to various stakeholders in Virginia, and would undoubtedly be required for a site-specific analysis, it is beyond the resources, scope, and capabilities of the Committee as constituted to carry out the extensive research that would be required to undertake such a Virginia-wide analysis ».

De plus, le rapport stipule que les risques pour la santé associés aux mines d'uranium sont identiques à ceux associés aux exploitations minières en général, mis à part le fait qu'elles peuvent également entraîner une exposition aux radiations ionisantes. Une fois l'uranium extrait, environ 85 % de la radioactivité des minerais d'origine demeurent dans les résidus miniers ou les autres déchets. Considérant leurs longues demi-vies, le ^{230}Th et le ^{226}Ra demeurent présents pour une longue période de temps dans les résidus miniers et des mesures de confinement doivent être observées afin de limiter toute possibilité de contamination environnementale.

Les risques pour la santé associés à l'exploitation des mines d'uranium sont plus importants pour les travailleurs, mais les auteurs mentionnent que les risques pour la santé des populations ne peuvent être exclus. À ce propos, le chapitre concernant les effets sanitaires

potentiels traite davantage des risques pour les mineurs que ceux pouvant affecter la population en général. Toujours selon les auteurs du rapport, l'exploitation minière peut néanmoins libérer certains contaminants auxquels la population peut être exposée. Les contaminants radiologiques considérés comme les plus préoccupants sont le radon et ses produits de dégradation, les particules atmosphériques contenant du ^{230}Th et du ^{226}Ra , et le ^{226}Ra se trouvant dans l'eau. Les risques associés à la présence de ces contaminants dans l'environnement seraient inversement proportionnels à la distance à laquelle se trouvent les populations des sites miniers uranifères. Ces risques seraient également modulés par les techniques et les procédés d'exploitation utilisés par les compagnies minières. Les auteurs rapportent aussi que les catastrophes naturelles telles que les tremblements de terre, les incendies ou inondations pourraient augmenter considérablement l'ampleur de ces risques.

Parallèlement à l'exploitation minière elle-même, les sites d'entreposage de résidus miniers pourraient participer à la dispersion environnementale de ^{230}Th et de ^{226}Ra et ce, plus spécifiquement par l'entremise de l'écoulement des eaux de lixiviation. Ces radionucléides sont ainsi susceptibles de se retrouver dans les eaux potables consommées par les populations établies à proximité des sites miniers. Le risque serait fonction des mesures de confinement et de contrôle mises en œuvre au niveau de ces sites de dépôt. Considérant la longue période radioactive de ces contaminants, ces dépôts constituent des sources d'exposition potentielles aux radiations ionisantes pour les générations futures. Les auteurs du rapport s'interrogent d'ailleurs sur la possibilité d'établir un cadre législatif sur une période suffisamment longue pour pallier ce genre d'atteintes environnementales et sanitaires.

En plus des contaminants nommés précédemment, les auteurs du rapport se sont penchés sur la problématique du radon (^{222}Rn). Bien que la majeure partie des discussions en lien avec le radon et ses descendants radiogéniques concernent les risques pour les mineurs, il est également mentionné qu'il existe certains risques d'exposition pour les populations vivant à proximité de mines d'uranium et des dépôts de résidus miniers. Il est à noter que les résultats d'une évaluation du risque relatif à l'exposition de la population au radon sont décrits dans le rapport en question. Cette évaluation du risque, réalisée en 2011 par un entrepreneur privé mandaté par la U.S. EPA, n'est cependant pas un document public auquel nous avons pu avoir accès. Toutefois, certains éléments en lien avec cette analyse sont présents dans le rapport. Ainsi, les auteurs de l'analyse de risque ont estimé, en se basant sur les taux d'émission de radon en provenance des installations minières ainsi que sur un modèle de dispersion de la U.S. EPA, que pour un individu situé à une distance de 80 km de la mine, la dose reçue par ce dernier associée au radon et ses produits de dégradation, serait de 28 mrem/année (0,28 mSv/an) avec un risque correspondant de développer un cancer du poumon de $1,6 \times 10^{-5}$. En ce qui a trait au pire scénario d'exposition, cette exposition correspondrait à 200 personnes-rem/année ou 2 personnes-Sv/année, ce qui représente un risque de $1,4 \times 10^{-3}$.

Il est à noter également qu'aucune explication concernant les scénarios d'exposition ou les calculs de conversion entre les différentes unités de doses n'est présentée dans le rapport du NRC. Il est par contre mentionné qu'il existe beaucoup d'incertitudes concernant les modèles d'exposition employés et que l'exposition de la population au radon est difficile à définir.

Enfin, le rapport mentionne enfin que cinq études épidémiologiques de type écologique ont été réalisées aux États-Unis dans le but d'évaluer les effets potentiels des mines d'uranium sur la santé des populations vivant à proximité de celles-ci (dont quatre d'entre elles sont les études de Boice *et al.*, 2003, 2007a, 2007b, 2010 décrites en détail dans le chapitre portant sur l'épidémiologie du présent rapport). Les auteurs du rapport concluent que ces études n'ont pu mettre en relation l'exploitation d'une mine d'uranium et des effets néfastes sur la santé pour les populations vivant à proximité de ces dernières.

ANNEXE 2

EFFETS À LA SANTÉ ASSOCIÉS AUX RAYONNEMENTS IONISANTS

EFFETS À LA SANTÉ ASSOCIÉS AUX RAYONNEMENTS IONISANTS

La toxicité potentielle des rayonnements émis lors du processus de désintégration nucléaire varie de façon importante en regard du type de particules subatomiques impliquées. Il existe une littérature abondante concernant les effets engendrés par une exposition aux RI (Mobbs *et al.*, 2010). En plus de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR)⁴⁰, cette littérature est régulièrement révisée par deux autres organismes internationalement reconnus : le premier est le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des RI (UNSCEAR) et le second est le Committee to Assess Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiations (BEIR), un comité du National Academy of Sciences américain (NAS). D'entrée de jeu, il est reconnu que l'exposition aux RI est susceptible d'engendrer soit des effets déterministes soit des effets stochastiques (CIRP, 2009).

➤ Effets déterministes

Les effets déterministes sont des effets pour lesquels, au-delà d'un seuil, la fréquence et la gravité augmentent avec la dose (Mettler Jr. et Upton, 2008). Pour les effets en lien avec le rayonnement ionisant, le seuil est d'environ 100 mGy (milli grays). Ce seuil correspond à la dose absorbée à partir de laquelle les tissus de l'organisme peuvent présenter une altération fonctionnelle cliniquement significative (CIPR, 2009). Les effets déterministes ont pour la première fois été constatés très peu de temps après la découverte des rayons X à la fin des années 1890 (Godard et Lochard, 2005; CIPR 2009). En effet, un nombre croissant de radiologistes, exposés à de très fortes doses aiguës, présentaient des symptômes tels des érythèmes, des brûlures, des cataractes ou décédaient prématurément. Lorsqu'un effet déterministe se manifeste, l'énergie déposée dans le ou les tissus est telle que les dommages infligés aux cellules entraînent la mort d'un nombre important d'entre elles (Mobbs *et al.*, 2009). Dans ce cas, l'organe ou le tissu affecté est susceptible de perdre son intégrité structurelle et/ou fonctionnelle. La CIPR (2009) présente d'ailleurs une intéressante description des mécanismes biologiques associés aux effets déterministes :

« Suivant leur exposition à de fortes doses de radiation, les cellules constituant les tissus irradiés peuvent être éliminées en quantité suffisante pour entraîner des réactions tissulaires détectables. Ces réactions peuvent se produire tôt ou tard après l'irradiation. L'épuisement des populations de cellules parenchymateuses en renouvellement, modifiées sous l'influence du stroma, joue un rôle essentiel dans la pathogenèse des réactions tissulaires précoces. Pour qu'un niveau de détection soit atteint, un nombre donné de cellules doit être détruit. »

Ces réactions se distinguent des effets stochastiques (discutés ci-dessous) lesquels apparaissent dans des cellules isolées, et induisent des cancers à partir de cellules somatiques irradiées et des maladies génétiques dans la descendance après l'irradiation des cellules germinales parentales. (CIPR, 2009). Comme les effets déterministes se produisent quasi exclusivement dans des contextes d'expositions professionnelles et que ces effets ne sont généralement pas engendrés par une exposition environnementale, ils ne seront pas davantage discutés ici.

⁴⁰ La CIPR (<http://www.icrp.org/>) est une organisation indépendante reconnue à l'échelle mondiale en matière de rayonnements ionisants. Il s'agit de l'organisation de référence en radioprotection. Le travail poursuivi par cette organisation est d'aider à prévenir les cancers et les autres maladies associées à l'exposition aux rayonnements ionisants et de protéger l'environnement.

➤ Effets stochastiques

Par opposition aux effets déterministes, les effets stochastiques sont plutôt le fruit de processus aléatoires. Ainsi, il est impossible de savoir à l'avance quels seront les individus touchés par ce type d'effets au sein d'une population exposée aux RI (Godard et Lochard, 2005). Contrairement aux effets déterministes, c'est l'incidence de ces effets plutôt que leur gravité, qui augmente avec la dose (Gauvin, 2004). Les deux principaux types d'effets stochastiques étudiés sont l'incidence du cancer et des maladies héréditaires, c'est-à-dire les maladies induites par une ou des anomalies sur un ou plusieurs chromosomes qui sont transmises à la descendance (CIPR, 2009). En ce qui concerne ce dernier effet, il n'existe pas de preuves épidémiologiques de leur incidence (CIPR, 2009). Par contre, de nombreuses études réalisées sur des animaux ont permis d'observer l'apparition de maladies héréditaires en excès chez des spécimens exposés aux RI. La CIPR utilise d'ailleurs ces données animales pour extrapoler ce risque chez l'humain (CIPR, 2009). En ce qui concerne le premier effet, Gérin et Band (2003) définissent le cancer comme étant « [...] un ensemble de maladies diverses, caractérisées par une prolifération de cellules anormales, qui envahissent et détruisent les tissus environnants et peuvent essaimer à distance pour donner lieu à des métastases, soit dans l'organe d'origine, soit dans des organes différents ».

Généralement, la formation d'un cancer, qu'il soit lié aux radiations ionisantes ou à d'autres facteurs exogènes ou endogènes, est un phénomène complexe, multistade, qui s'échelonne sur plusieurs années (IAEA, 2004a). Ce processus peut se décliner en plusieurs phases :

- une phase d'initiation au cours de laquelle la cellule est altérée de façon irréversible en raison de mutations non réparées de l'ADN⁴¹. Cette première étape rend la cellule susceptible d'entrer dans une voie de croissance anormale (Gérin et Band, 2003; IAEA, 2004a),
- une phase de promotion où il y a une expansion clonale anormale des cellules initiées en tumeurs bénignes (Gérin et Band, 2003; IAEA, 2004a),
- une étape de conversion maligne au cours de laquelle se fait le passage vers le développement probable d'un cancer (CIPR, 2009),
- une phase de progression tumorale dans laquelle les cellules acquièrent des propriétés de développement rapide et invasif (CIPR, 2009). À cette ultime étape, il y a une interaction entre les cellules tumorigènes et les cellules normales dans le microenvironnement. Par exemple, on observe l'ajout d'un apport sanguin dans une tumeur solide (CIPR, 2009).

La mise en place du processus de la cancérogenèse nécessite l'altération de gènes critiques responsables de la réparation de l'ADN, de la croissance et de la différenciation cellulaire, du mécanisme d'apoptose ou encore de la reconnaissance intercellulaire (Gérin et Band, 2003). C'est l'accumulation de plusieurs altérations génétiques (au moins une demi-douzaine), qui conduit à l'émergence d'un cancer et à sa progression.

⁴¹ Acide désoxyribonucléique : « Macromolécule de poids moléculaire élevé, formée de polymères de nucléotides dont le sucre est le 2-désoxyribose, qui se présente sous forme d'une double chaîne hélicoïdale dont les deux brins sont complémentaires, et qui constitue le génome de la plupart des organismes vivants. » (OQLF, 2001).

➤ Mécanismes d'induction des cancers

Plusieurs études se sont penchées sur les mécanismes d'induction des cancers par les RI. Ces mécanismes d'action sur les cellules ne sont pas encore complètement compris (IAEA, 2004a). Toutefois, certains constats ont pu être établis par la CIPR, l'UNSCEAR ou encore le comité BEIR.

Des études menées sur des animaux et sur des cellules *in vitro* indiquent que les rayonnements ionisants peuvent induire des lésions de l'ADN (CIPR, 2006). En effet, les RI sont suffisamment énergétiques pour changer la structure des molécules à l'intérieur des cellules, incluant l'ADN (BEIR VII, 2006). Une des particularités de ces lésions est leur complexité par rapport à celles induites par des facteurs endogènes ou par d'autres substances (Burkart et Jung., 1999). Plus précisément, les cassures double brin (CDB) de l'ADN mal réparées ou non réparées constitueraient les dommages critiques pour l'induction d'anomalies chromosomiques, de mutations génétiques et ultimement de cancers. Un aspect critique de ces lésions n'est pas tant leur présence, mais plutôt leur agrégation spatiale. La fréquence et la complexité de ces agrégats dépendent de la valeur du transfert d'énergie linéaire; les rayonnements de TLE élevé engendrent environ 70 % des cassures impliquant plus de deux CDB. Cette proportion est de 30 % dans le cas des rayonnements de TLE faible (CIPR, 2006).

La formation de ces agrégats complexes serait soit le fait direct de l'ionisation soit une conséquence indirecte causée par une agression oxydative par des radicaux chimiques réactifs (CIPR, 2006). En effet, la cellule est composée à environ 80 % d'eau; les molécules d'eau ionisées ont la capacité de former des radicaux libres tel le radical hydroxyle (OH^{*}) hautement réactif (IAEA, 2004a). L'ADN est spontanément et constamment altéré par des radicaux chimiques réactifs d'origine endogène. Toutefois, les lésions induites par ces derniers sont simples (ex : cassure simple brin ou dommage aux bases de l'ADN) et aléatoirement distribuées (CIPR, 2009).

Il appert également que les mécanismes de réparation des lésions spontanées sont moins sujets aux erreurs que ceux associés aux RI (CIPR, 2006). Selon la CIPR, les données scientifiques recueillies à ce jour supposent la présence d'un processus de réparation intrinsèquement sujet aux erreurs pour les CDB complexes caractéristiques des RI (CIPR, 2009). De plus, bien que les cellules qui présentent des lésions radio-induites peuvent être éliminées par des processus tels des points de contrôle du cycle cellulaire et l'apoptose, des preuves expérimentales démontrent que ces cellules lésées sont capables de contourner de tels processus et de se propager (CIPR, 2006). Ainsi, selon le comité BEIR VII (2006), une très faible proportion des erreurs non réparées évolueront en un cancer.

D'autres mécanismes modulant la réponse aux dommages causés par les RI ont été suggérés par des études *in vitro* et *in vivo*, soit la réponse adaptative (résistance d'une cellule précédemment exposée), la réponse épigénétique (instabilité génomique et effet de proximité) pour laquelle il n'y a pas d'interaction avec l'ADN, le phénomène d'hormèse (effet bénéfique des RI) ainsi que la présence de seuils. Leur examen par les comités scientifiques internationaux a révélé qu'ils ne pouvaient pas être pour l'instant généralisés à l'ensemble

des RI, bien que ces mécanismes soient observés dans certaines circonstances particulières.

Selon plusieurs données expérimentales, l'action des RI aurait pour résultat la perte de gènes durant la phase d'initiation (BEIR VII, 2006; CIPR, 2009). Bien qu'elles soient moins bien établies, les données suggèrent que les cancers radio-induits sont de type monoclonal – provenant d'une seule cellule (BEIR VII, 2006; CIPR, 2009).

Tous les comités recommandent que l'on poursuive les recherches afin d'éclaircir ces mécanismes d'action (CIPR, 2009; UNSCEAR, 2011; BEIR VII, 2006). Enfin, il faut noter que la susceptibilité génétique et l'interaction avec d'autres facteurs endogènes et exogènes modulent aussi la réponse cancérigène aux RI (UNSCEAR, 2011).

➤ **Caractérisation des effets stochastiques**

Les probabilités que des effets cancérigènes surviennent chez l'homme à la suite d'une exposition aux RI sont également quantifiés (CIPR, 2006). Les études réalisées chez les populations humaines exposées sont celles qui permettent d'obtenir une estimation directe de la probabilité d'atteintes sanitaires inhérentes à l'exposition à un agresseur environnemental donné (Carrier et Bard, 2003). Par ailleurs, dès que l'apparition des effets cancérigènes associés aux rayonnements ionisants a été constatée chez l'humain, les études épidémiologiques ont été privilégiées pour caractériser le risque ainsi que pour établir une relation dose-réponse (CIPR, 2006). À titre d'exemple, le comité UNSCEAR a dressé la liste, dans son rapport de 2006, de quelque 147 études épidémiologiques portant sur les effets cancérigènes reliés aux RI (UNSCEAR, 2008).

Toutefois, les données utilisées par les comités internationaux proviennent essentiellement des études de suivi des survivants japonais aux bombardements atomiques d'Hiroshima et de Nagasaki de 1945. Ces études sont mieux connues sous le nom de *Life Span Study* – LSS (UNSCEAR, 2008; BEIR VII, 2006). Cette étude porte sur la comparaison du taux de mortalité par cancer, entre 1950 et 2000, des survivants irradiés lors des bombardements avec le taux mortalité observé dans une population témoin. Formée en 1950, la cohorte est composée de 86 572 survivants, soit d'hommes et de femmes de tout âge, qui se trouvaient à moins de 10 km de l'hypocentre des bombes (Preston *et al.*, 2003). Il est intéressant de noter qu'en 2000, 45 % des individus de la cohorte de Japonais étaient toujours vivants (UNSCEAR, 2011). Les cohortes investiguées dans le cadre de ces études ont reçu des doses externes aiguës de radiations gamma⁴² (Cooper *et al.*, 2007, UNSCEAR, 2008). Par ailleurs, 65 % des survivants ont reçu une dose inférieure à 100 mSv (BEIR VII, 2006).

Des excès statistiquement significatifs de cancers solides et de leucémies ont été rapportés pour des doses reçues allant de 100 mSv à 3 Sv (Mobbs *et al.*, 2010; CIPR, 2006). À ces doses, la relation dose-réponse observée est linéaire ou curviligne (UNSCEAR, 2011; BEIR VII, 2006; CIPR, 2006). Les estimations varient avec l'âge au moment de l'exposition; les

⁴² Environ 1 à 2 % de la dose totale reçue par les survivants serait due à l'exposition à des neutrons et le reste à des rayons gamma. Aussi, même en employant un RBE (relative biological effectiveness) de 10 pour les neutrons, la dose totale est en grande majorité attribuable aux rayons gamma (UNSCEAR, 2006).

jeunes étant les plus sensibles (UNSCEAR, 2011). Plus de détails sur l'extrapolation de ces risques aux faibles doses sont donnés à l'annexe 6.

Les données de la LSS demeurent privilégiées aux yeux de ces comités, car elles satisfont à la plupart des critères de qualité et de rigueur attendus des études épidémiologiques (Mobbs *et al.*, 2009). Par opposition aux autres études publiées portant sur ce sujet, les données issues de la LSS ont une puissance statistique élevée en raison de l'importance de la cohorte, de l'étendue de doses auxquelles cette cohorte a été exposée ainsi que de la longue période de suivi (plus de 50 ans). Selon Mobbs *et al.* (2009) et le comité BEIR VII (2006), les chercheurs ayant compilé les données de la Life Span Study ont été en mesure d'obtenir des doses individuelles précises, d'estimer les risques pour plusieurs sites de cancers, de limiter les biais inhérents aux études épidémiologiques et de rechercher de l'information sur de nombreux facteurs confondants.

D'autres études épidémiologiques ont tout de même permis de quantifier le risque pour des sites spécifiques de cancers (ex. : leucémie, et cancers du poumon, du sein, de la thyroïde, et de l'estomac) chez des populations exposées à des doses de RI variant de 0,2 à 5 Gy (CIPR, 2006, BEIR VII, 2006). Parmi ces études, on retrouve les études portant sur des patients traités par irradiation pour des affections malignes ou bénignes, des patients ayant subi des radiographies aux fins de diagnostics (ex. : tuberculose), des mineurs travaillant avec l'uranium, exposés au radon et à ses produits de dégradation et des peintres de cadrans lumineux ayant ingéré du radium contenu dans la peinture luminescente. Bien qu'elles ne soient pas retenues pour établir une relation dose-réponse, les données de ces études ont été utilisées pour corroborer les risques déterminés à partir des études conduites auprès des survivants japonais (BEIR VII, 2006; Mobbs *et al.*, 2010).

➤ **Autres effets des rayonnements ionisants**

Outre les effets déterministes et stochastiques, la CIPR (2009) identifie d'autres effets des RI, notamment observés à des doses de l'ordre de 1 Sv chez les survivants japonais. Parmi ces effets se trouvent plus particulièrement des affections du système cardiaque, mais aussi du système digestif, respiratoire et cérébral. Selon l'UNSCEAR (2010), aucune étude épidémiologique ne vient corroborer l'apparition d'autres effets que le cancer à des doses inférieures à 500 mSv.

Toutefois, le manque de données épidémiologiques concernant les faibles doses rend la caractérisation de ces risques complémentaires incertaine. À cet effet, l'UNSCEAR (2011) spécifie que l'incidence spontanée de bon nombre de ces effets est généralement trop élevée dans les populations en général pour y détecter un excès significatif. L'organisme souligne également la difficulté à prendre en considération des facteurs confondants comme le tabagisme, le taux de cholestérol ou les prédispositions héréditaires (UNSCEAR, 2011). De plus, les mécanismes cellulaires d'induction de ces effets restent également à éclaircir. Un autre aspect qui est largement ignoré est la toxicité chimique de certains radionucléides absorbés dans l'organisme (IRSN, 2005). Ces incertitudes empêchent les organismes internationaux contribuant à l'étude des effets des radiations de porter un jugement scientifique au sujet des autres effets que le cancer et des maladies héréditaires (CIPR,

2009; BEIR VII, 2006; UNSCEAR, 2011). Ils recommandent par contre que les recherches se poursuivent en vue d'acquérir de nouvelles connaissances à ce propos.

ANNEXE 3

**REQUÊTE SOUS OVIDSP DANS LES BASES DE DONNÉES :
MEDLINE(R) 1946 -, MEDLINE(R) IN-PROCESS &
OTHER NON-INDEXED CITATIONS, EMBASE 1974 –
ET COCHRANE DATABASE OF SYSTEMATIC REVIEWS 2005 -**

REQUÊTE SOUS OVIDSP DANS LES BASES DE DONNÉES : MEDLINE(R) 1946 -, MEDLINE(R) IN-PROCESS & OTHER NON-INDEXED CITATIONS, EMBASE 1974 – ET EBM REVIEWS - COCHRANE DATABASE OF SYSTEMATIC REVIEWS 2005 -

- Concept 1 : uranium
(*uranium/ or uranium.mp.*)

24 août 2012 : 19 522 résultats

- Concept 2 : exploitation minière
(*exp MINING/ or (mining or mine* or miner* or "nuclear fuel facilit*").ti,ab.*)

24 août 2012 : 284 513 résultats

- Concept 3 : effets sur la santé
(*exp NEOPLASM/ or exp RADIATION INDUCED NEOPLASM/ or exp congenital malformation/ or exp public health/ or (human diseases or toxicology).sh. or health effects.mp. or ((health adj2 (effect* or consequence* or implication* or impact*)) or ((adverse or side or undesirable or injurious) adj2 effect*) or cancer* or tumor* or neoplasm* or carcinom* or leukemia* or ((birth or congenital) adj2 (defect* or deformit* or abnormalit* or malformation*))).ti,ab.*)

24 août 2012 : 11 723 597 résultats

- Recherche globale (AND entre les requêtes)

24 août 2012: 1 754 résultats

1 350 résultats après suppression des doublons

ANNEXE 4

CALCUL DE LA MESURE D'ASSOCIATION SYNTHÈSE (MAS) ET ESTIMATION DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ

CALCUL DE LA MESURE D'ASSOCIATION SYNTHÈSE (MAS) ET ESTIMATION DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ

- MAS avec le modèle à effets fixes

On calcule d'abord les logarithmes naturels (ln) des mesures d'associations (RR ou RC) et des limites inférieures (min) et supérieures (max) des IC. On obtient une somme pondérée des mesures d'association (MA), où le poids (w_i) accordé à chacune correspond à l'inverse de la variance ($1/V$) des ln(MA). La variance est obtenue à l'aide de l'IC 95 % comme suit :

$$V(\ln MA) = ((\ln(\max) - \ln(\min)) / 2 z_{\alpha/2})^2 \text{ où } z_{\alpha/2} = 1,96 \text{ pour un IC 95 \%}.$$

La mesure d'association synthèse (MAS) est obtenue comme suit :

$$MAS = e^{\ln MAS} \text{ où } \ln MAS = \sum \ln MA_i (w_i / \sum w_i).$$

Les limites de son IC 95 % sont obtenues en effectuant l'antilog (e) de l'équation suivante :

$$\ln MAS \pm 1,96 / \sqrt{\sum w_i}.$$

- Modèle à effets aléatoires

Dans le modèle à effets aléatoires, le nouveau poids (W_i) assigné à chaque mesure d'association correspond à $1 / (V(\ln MA_i) + S_a^2)$. S_a^2 estime la variance interétudes comme suit :

$$S_a^2 = (\chi^2_{(\text{hétéro.})} - \text{d.d.l.}) / (\sum w_i - \sum w_i^2 / \sum w_i) \text{ où } \chi^2_{(\text{hétéro.})} = \sum w_i (\ln MA_i - \ln MAS)^2 \text{ et d.d.l.} = \text{nombre d'études} - 1.$$

Lorsque le $\chi^2_{(\text{hétéro.})}$ est plus grand que d.d.l., le modèle à effets aléatoires est utilisé suivant la méthode proposée par DerSimonian et Laird¹⁶ (voir les références du chapitre 2) pour tenir compte de l'hétérogénéité entre les études. On peut obtenir une nouvelle MAS avec son IC 95 % en remplaçant w_i par W_i dans les équations du modèle à effets fixes :

$$MAS = e^{\ln MAS} \text{ où } \ln MAS = \sum \ln MA_i (W_i / \sum W_i).$$

Et les limites de l'IC 95 % sont obtenues en effectuant l'antilog (e) de l'équation suivante :

$$\ln MAS \pm 1,96 / \sqrt{\sum W_i}.$$

L'ajout de la variance inter-études (S_a^2) a pour effet de diminuer le poids relatif des plus grandes études et de rendre l'IC 95 % de la MAS plus large.

- Hétérogénéité

On peut obtenir une valeur-p d'hétérogénéité à partir du $\chi^2_{(\text{hétéro.})}$ et de d.d.l.

La statistique « I^2 », qui correspond à la proportion de la variabilité totale attribuable à l'hétérogénéité, se calcule comme suit :

$$I^2 = (\chi^2_{(\text{hétéro.})} - \text{d.d.l.}) / \chi^2_{(\text{hétéro.})}$$

ANNEXE 5

CARACTÉRISTIQUES ET RÉSULTATS DES ÉTUDES POUR LES DÉCÈS PAR CANCER DU POUMON

Tableau 54 Caractéristiques et résultats des études pour les décès par cancer du poumon

# Ligne	Auteur principal	Année publication	Devis	Début des activités minières	Fin des activités minières	Début de l'investigation	Fin de l'investigation	Score de validité externe /3	Pays	État ou province	Région ou comté	Distance de la mine [km] ou densité	Sous-score de définition de l'exposition (distance) /2	Sous-score pour la latence /1	Type de mesure d'association	Groupe investigué	Groupe de comparaison	Sous-score du groupe de comparaison (non-exposés) /1	Sous-score de mesure de l'exposition /3	Valeur du résultat	Limite inf. de l'IC 95 %	Limite sup. de l'IC 95 %	Score pour la population /3	Score pour l'effet sur la santé /3	Score pour la confusion /4	Score pour le financement /1	Score pour l'exposition /6	Score global /20
1	Boice	2010	Écologique	1950	1990	1950	1964	2	É.-U.	Nouveau-Mexique	Cibola, Valencia	faible densité	0	0,5	SMR	Tous	État	1	0	1,00	0,70	1,35 ^a	2	2,5	1	0	1	8,5
2	Boice	2010	Écologique	1950	1990	1965	1984	2	É.-U.	Nouveau-Mexique	Cibola, Valencia	faible densité	0	1	SMR	Tous	État	1	0	0,96	0,83	1,10 ^a	2	3	1	0	1	9
3	Boice	2010	Écologique	1950	1990	1950	2004	2,5	É.-U.	Nouveau-Mexique	Cibola, Valencia	faible densité	0	0,5	SMR	Femmes	État	1	0	0,97	0,85	1,10	2	2,5	2	0	1	10
4	Boice	2010	Écologique	1950	1990	1985	2004	2,5	É.-U.	Nouveau-Mexique	Cibola, Valencia	faible densité	0	1	SMR	Tous	État	1	0	1,11	1,02	1,20	2	3	1	0	1	9,5
5	Boice	2010	Écologique	1950	1990	1985	1994	2,5	É.-U.	Nouveau-Mexique	Cibola, Valencia	faible densité	0	1	SMR	Hommes	État	1	0	1,17 ^b			2	3	1	0	1	9,5
6	Boice	2010	Écologique	1950	1990	1985	1994	2,5	É.-U.	Nouveau-Mexique	Cibola, Valencia	faible densité	0	1	SMR	Femmes	État	1	0	1,10			2	3	2	0	1	10,5
7	Boice	2010	Écologique	1950	1990	1982	2004	2,5	É.-U.	Nouveau-Mexique	Grants (3 aires)	< 15 km	2	1	SMR	Tous	État	1	0	1,40	1,14	1,71	2	3	1	0	3	11,5
8	Boice	2010	Écologique	1950	1990	1982	2004	2,5	É.-U.	Nouveau-Mexique	Grants (3 aires)	< 15 km	2	1	SMR	Hommes	État	1	0	1,57	1,22	1,96 ^a	2	3	1	0	3	11,5
9	Boice	2010	Écologique	1950	1990	1982	2004	2,5	É.-U.	Nouveau-Mexique	Grants (3 aires)	< 15 km	2	1	SMR	Femmes	État	1	0	1,12	0,75	1,56 ^a	2	3	2	0	3	12,5
10	Boice	2010	Écologique	1950	1990	1995	2004	3	É.-U.	Nouveau-Mexique	Cibola, Valencia	faible densité	0	1	SMR	Hommes	État	1	0	1,26 ^b			2	3	1	0	1	10
11	Boice	2010	Écologique	1950	1990	1995	2004	3	É.-U.	Nouveau-Mexique	Cibola, Valencia	faible densité	0	1	SMR	Femmes	État	1	0	0,83			2	3	2	0	1	11
12	Boice	2010	Écologique	1950	1990	1950	2004	2,5	É.-U.	Nouveau-Mexique	Cibola, Valencia	faible densité	0	0,5	SMR	Tous	État	1	0	1,06	0,99	1,14	2	2,5	1	0	1	9
13	Boice	2010	Écologique	1950	1990	1950	2004	2,5	É.-U.	Nouveau-Mexique	Cibola, Valencia	faible densité	0	0,5	SMR	Hommes	État	1	0	1,11	1,02	1,21	2	2,5	1	0	1	9
14	Boice	2007a	Rétrospectif	1935	1980	1979	2004	2	É.-U.	Colorado	Uravan	< 15 km	2	1	SMR	Adultes	Pays	1	2	1,41	1,13	1,74	3	3	1	0	5	14
15	Boice	2007a	Rétrospectif	1935	1980	1979	2004	2	É.-U.	Colorado	Uravan	< 15 km	2	1	SMR	Hommes	Pays	1	2	1,57	1,24	1,97	3	3	1	0	5	14
16	Boice	2007a	Rétrospectif	1935	1980	1979	2004	2	É.-U.	Colorado	Uravan	< 15 km	2	1	SMR	Femmes	Pays	1	2	0,89	0,47	1,52	3	3	2	0	5	15

^a IC 95 % calculé à l'aide des données disponibles.^b Statistiquement significatif, $p < 0,05$.

Tableau 54 Caractéristiques et résultats des études pour les décès par cancer du poumon (suite)

# Ligne	Auteur principal	Année publication	Devis	Début des activités minières	Fin des activités minières	Début de l'investigation	Fin de l'investigation	Score de validité externe /3	Pays	État ou province	Région ou comté	Distance de la mine [km] ou densité	Sous-score de définition de l'exposition (distance) /2	Sous-score pour la latence /1	Type de mesure d'association	Groupe investigué	Groupe de comparaison	Sous-score du groupe de comparaison (non-exposés) /1	Sous-score de mesure de l'exposition /3	Valeur du résultat	Limite inf. de l'IC 95 %	Limite sup. de l'IC 95 %	Score pour la population /3	Score pour l'effet sur la santé /3	Score pour la confusion /4	Score pour le financement /1	Score pour l'exposition /6	Score global /20
17	Boice	2007a	Rétrospectif	1935	1980	1979	2004	2	É.-U.	Colorado	Uravan	< 15 km	2	1	SMR	Tr.Min ^c	Pays	1	2	2,00	1,39	2,78	3	3	1	0	5	14
18	Boice	2007a	Rétrospectif	1935	1980	1979	2004	2	É.-U.	Colorado	Uravan	< 15 km	2	1	SMR	n Tr.Min ^c	Pays	1	2	1,13	0,82	1,51	3	3	2	0	5	15
19	Boice	2007a	Rétrospectif	1935	1980	1979	2004	2	É.-U.	Colorado	Uravan	< 15 km	2	1	SMR	Rés < 10 ans ^c	Pays	1	2	1,40	0,99	1,92	3	3	1	0	5	14
20	Boice	2007a	Rétrospectif	1935	1980	1979	2004	2	É.-U.	Colorado	Uravan	< 15 km	2	1	SMR	Rés. ≥ 10 ans ^c	Pays	1	2	0,57	0,19	1,34	3	3	1	0	5	14
21	Boice	2007a	Rétrospectif	1935	1980	1979	2004	2	É.-U.	Colorado	Uravan	< 15 km	2	1	SMR	NMEM ^c	Pays	1	2	1,26	0,81	1,87	3	3	1	0	5	14
22	Boice	2007a	Rétrospectif	1935	1980	1979	2004	2	É.-U.	Colorado	Uravan	< 15 km	2	1	SMR	NMnEM ^c	Pays	1	2	1,49	0,55	3,25	3	3	2	0	5	15
23	Boice	2007b	Écologique	1910	1985	1950	1969	1,5	É.-U.	Colorado	Montrose	forte densité	2	1	RSMR	Tous	Comtés similaires	1	0	1,28			2	3	2	0	3	11,5
24	Boice	2007b	Écologique	1910	1985	1950	1969	1,5	É.-U.	Colorado	Montrose	forte densité	2	1	SMR	Tous	État	1	0	1,14	0,88	1,43 ^a	2	3	1	0	3	10,5
25	Boice	2007b	Écologique	1910	1985	1950	2000	1,5	É.-U.	Colorado	Montrose	forte densité	2	1	RSMR	Hommes	Comtés similaires	1	0	1,19	1,06	1,33	2	3	2	0	3	11,5
26	Boice	2007b	Écologique	1910	1985	1950	2000	1,5	É.-U.	Colorado	Montrose	forte densité	2	1	RSMR	Femmes	Comtés similaires	1	0	0,83	0,67	1,02	2	3	3	0	3	12,5
27	Boice	2007b	Écologique	1910	1985	1950	2000	1,5	É.-U.	Colorado	Montrose	forte densité	2	1	RSMR	Tous	Comtés plus similaires	1	0	1,15	1,02	1,29	2	3	2	0	3	11,5
28	Boice	2007b	Écologique	1910	1985	1950	2000	1,5	É.-U.	Colorado	Montrose	forte densité	2	1	SMR	Hommes	Pays	1	0	0,94			2	3	1	0	3	10,5
29	Boice	2007b	Écologique	1910	1985	1950	2000	1,5	É.-U.	Colorado	Montrose	forte densité	2	1	SMR	Femmes	Pays	1	0	0,66 ^b			2	3	2	0	3	11,5
30	Boice	2007b	Écologique	1910	1985	1950	2000	1,5	É.-U.	Colorado	Montrose	forte densité	2	1	SMR	Tous	État	1	0	1,14	1,04	1,25 ^a	2	3	1	0	3	10,5
31	Boice	2007b	Écologique	1910	1985	1950	2000	1,5	É.-U.	Colorado	Montrose	forte densité	2	1	SMR	Hommes	État	1	0	1,27 ^b			2	3	1	0	3	10,5

^a IC 95 % calculé à l'aide des données disponibles.

^b Statistiquement significatif, p < 0,05.

^c Tr.Min : travailleurs miniers; nTr.Min : non-travailleurs miniers; Rés < 10 ans : parmi les non-travailleurs miniers, ceux qui ont vécu moins de 10 ans à Uravan; Rés ≥ 10 ans : parmi les non-travailleurs miniers, ceux qui ont vécu au moins 10 ans à Uravan; NMEN : parmi les non-travailleurs miniers, ceux qui ont été exposés au minerai d'uranium par leur travail au concasseur; NMnEN : parmi les non-travailleurs miniers, ceux qui n'ont pas été exposés au minerai d'uranium par leur travail au concasseur.

Tableau 54 Caractéristiques et résultats des études pour les décès par cancer du poumon (suite)

# Ligne	Auteur principal	Année publication	Devis	Début des activités minières	Fin des activités minières	Début de l'investigation	Fin de l'investigation	Score de validité externe /3	Pays	État ou province	Région ou comté	Distance de la mine [km] ou densité	Sous-score de définition de l'exposition (distance) /2	Sous-score pour la latence /1	Type de mesure d'association	Groupe investigué	Groupe de comparaison	Sous-score du groupe de comparaison (non-exposés) /1	Sous-score de mesure de l'exposition /3	Valeur du résultat	Limite inf. de l'IC 95 %	Limite sup. de l'IC 95 %	Score pour la population /3	Score pour l'effet sur la santé /3	Score pour la confusion /4	Score pour le financement /1	Score pour l'exposition /6	Score global /20
32	Boice	2007b	Écologique	1910	1985	1950	2000	1,5	É.-U.	Colorado	Montrose	forte densité	2	1	SMR	Femmes	État	1	0	0,84			2	3	2	0	3	11,5
33	Boice	2007b	Écologique	1910	1985	1950	2000	1,5	É.-U.	Colorado	Montrose	forte densité	2	1	RSMR	Tous	Comtés similaires	1	0	1,08	0,98	1,19	2	3	2	0	3	11,5
34	Boice	2007b	Écologique	1910	1985	1950	2000	1,5	É.-U.	Colorado	Montrose	forte densité	2	1	SMR	Tous	Pays	1	0	0,85	0,77	0,93 ^a	2	3	1	0	3	10,5
35	Boice	2007b	Écologique	1910	1985	1970	1984	1,5	É.-U.	Colorado	Montrose	forte densité	2	1	RSMR	Tous	Comtés similaires	1	0	1,18			2	3	2	0	3	11,5
36	Boice	2007b	Écologique	1910	1985	1970	1984	1,5	É.-U.	Colorado	Montrose	forte densité	2	1	SMR	Tous	État	1	0	1,22	1,02	1,44 ^a	2	3	1	0	3	10,5
37	Boice	2007b	Écologique	1910	1985	1985	2000	2,5	É.-U.	Colorado	Montrose	forte densité	2	1	SMR	Tous	État	1	0	1,11	0,98	1,25 ^a	2	3	1	0	3	11,5
38	Boice	2007b	Écologique	1910	1985	1985	2000	2,5	É.-U.	Colorado	Montrose	forte densité	2	1	RSMR	Tous	Comtés similaires	1	0	0,98			2	3	2	0	3	12,5
39	Boice	2003	Écologique	1959	1992	1950	2001	2,5	É.-U.	Texas	Karnes	forte densité	2	0,5	RSMR	Tous	Comtés similaires	1	0	1,08	0,90	1,30	2	2,5	2	0	3	12
40	Boice	2003	Écologique	1959	1992	1950	1964	2	É.-U.	Texas	Karnes	forte densité	2	0	RSMR	Tous	Comtés similaires	1	0	0,00			2	2	2	0	3	11
41	Boice	2003	Écologique	1959	1992	1965	1979	2	É.-U.	Texas	Karnes	forte densité	2	0,5	RSMR	Tous	Comtés similaires	1	0	1,00	0,72	1,33 ^a	2	2,5	2	0	3	11,5
42	Boice	2003	Écologique	1959	1992	1980	1989	2,5	É.-U.	Texas	Karnes	forte densité	2	1	RSMR	Tous	Comtés similaires	1	0	1,20	0,89	1,55 ^a	2	3	2	0	3	12,5
43	Boice	2003	Écologique	1959	1992	1990	2001	3	É.-U.	Texas	Karnes	forte densité	2	1	RSMR	Tous	Comtés similaires	1	0	1,00	0,77	1,26 ^a	2	3	2	0	3	13
44	Lopez-Abente	2001	Écologique	1959	1993	1975	1993	2,5	Espagne	ND	4 sites Espagne	< 15 km	2	1	RSMR	Tous	Villes similaires	1	0	1,12	0,95	1,32	2	3	2	1	3	13,5
45	Lopez-Abente	2001	Écologique	1959	1993	1975	1993	2,5	Espagne	ND	4 sites Espagne	< 30 km	1	1	RSMR	Hommes	Villes similaires	1	0	1,14	1,03	1,27	2	3	2	1	2	12,5
46	Lopez-Abente	2001	Écologique	1959	1993	1975	1993	2,5	Espagne	ND	4 sites Espagne	< 30 km	1	1	RSMR	Femmes	Villes similaires	1	0	0,82	0,50	1,36 ^a	2	3	3	1	2	13,5
47	Lopez-Abente	2001	Écologique	1959	1993	1975	1993	2,5	Espagne	ND	4 sites Espagne	26,8-30 km	1	1	RSMR	Tous	Villes similaires	1	0	1,08			2	3	2	1	2	12,5

^a IC 95 % calculé à l'aide des données disponibles.

Tableau 54 Caractéristiques et résultats des études pour les décès par cancer du poumon (suite)

# Ligne	Auteur principal	Année publication	Devis	Début des activités minières	Fin des activités minières	Début de l'investigation	Fin de l'investigation	Score de validité externe /3	Pays	État ou province	Région ou comté	Distance de la mine [km] ou densité	Sous-score de définition de l'exposition (distance) /2	Sous-score pour la latence /1	Type de mesure d'association	Groupe investigué	Groupe de comparaison	Sous-score du groupe de comparaison (non-exposés) /1	Sous-score de mesure de l'exposition /3	Valeur du résultat	Limite inf. de l'IC 95 %	Limite sup. de l'IC 95 %	Score pour la population /3	Score pour l'effet sur la santé /3	Score pour la confusion /4	Score pour le financement /1	Score pour l'exposition /6	Score global /20
48	Lopez-Abente	2001	Écologique	1959	1993	1975	1993	2,5	Espagne	ND	4 sites Espagne	23,2-26,7 km	1	1	RSMR	Tous	Villes similaires	1	0	1,16			2	3	2	1	2	12,5
49	Lopez-Abente	2001	Écologique	1959	1993	1975	1993	2,5	Espagne	ND	4 sites Espagne	19-23,1 km	1	1	RSMR	Tous	Villes similaires	1	0	1,07			2	3	2	1	2	12,5
50	Lopez-Abente	2001	Écologique	1959	1993	1975	1993	2,5	Espagne	ND	4 sites Espagne	13,4-18,9 km	1,5	1	RSMR	Tous	Villes similaires	1	0	1,17			2	3	2	1	2,5	13
51	Lopez-Abente	2001	Écologique	1959	1993	1975	1993	2,5	Espagne	ND	4 sites Espagne	0-13,3 km	2	1	RSMR	Tous	Villes similaires	1	0	1,11			2	3	2	1	3	13,5
52	Lopez-Abente	2001	Écologique	1959	1993	1975	1993	2,5	Espagne	ND	Andujar	< 15 km	2	1	RSMR	Tous	Villes similaires	1	0	1,21	1,00	1,46	2	3	2	1	3	13,5
53	Lopez-Abente	2001	Écologique	1959	1993	1975	1993	2,5	Espagne	ND	Andujar	< 30 km	1	1	RSMR	Tous	Villes similaires	1	0	1,24	1,06	1,46	2	3	2	1	2	12,5
54	Lopez-Abente	2001	Écologique	1961	1993	1975	1993	2,5	Espagne	ND	El Cabril	< 30 km	1	1	RSMR	Tous	Villes similaires	1	0	1,08	0,86	1,35	2	3	2	1	2	12,5
55	Lopez-Abente	2001	Écologique	1959	1993	1975	1993	2,5	Espagne	ND	4 sites Espagne	< 15 km	2	1	SMR	Tous	Pays	1	0	0,92			2	3	1	1	3	12,5
56	Lopez-Abente	2001	Écologique	1959	1993	1975	1993	2,5	Espagne	ND	4 sites Espagne	< 30 km	1	1	SMR	Tous	Pays	1	0	1,02			2	3	1	1	2	11,5
57	Lopez-Abente	2001	Écologique	1959	1993	1975	1993	2,5	Espagne	ND	4 sites Espagne	< 30 km	1	1	RSMR	Tous	Villes similaires	1	0	1,12	1,02	1,25	2	3	2	1	2	12,5
58	Lopez-Abente	2001	Écologique	1977	1993	1987	1993	3	Espagne	ND	La Haba	< 15 km	2	1	RSMR	Tous	Villes similaires	1	0	0,74	0,55	0,98	2	3	2	1	3	14
59	Lopez-Abente	2001	Écologique	1977	1993	1987	1993	3	Espagne	ND	La Haba	< 30 km	1	1	RSMR	Tous	Villes similaires	1	0	0,97	0,84	1,12	2	3	2	1	2	13
60	Lopez-Abente	2001	Écologique	1977	1993	1987	1993	3	Espagne	ND	La Haba	< 30 km	1	1	RSMR	Tous	Avant	1	0	1,00			2	3	2	1	2	13
61	Lopez-Abente	2001	Écologique	1978	1993	1989	1993	3	Espagne	ND	Ciudad Rodrigo	< 15 km	2	1	RSMR	Tous	Villes similaires	1	0	1,54	1,04	2,30	2	3	2	1	3	14
62	Lopez-Abente	2001	Écologique	1978	1993	1989	1993	3	Espagne	ND	Ciudad Rodrigo	< 30 km	1	1	RSMR	Tous	Villes similaires	1	0	1,16	0,76	1,76	2	3	2	1	2	13
63	Lopez-Abente	2001	Écologique	1978	1993	1989	1993	3	Espagne	ND	Ciudad Rodrigo	< 30 km	1	1	RSMR	Tous	Avant	1	0	1,37 ^b			2	3	2	1	2	13

b Statistiquement significatif, p < 0,05.

ANNEXE 6

PRÉALABLES SUR L'ÉVALUATION DU RISQUE TOXICOLOGIQUE

CONTAMINATION RADIOLOGIQUE

➤ Calculs des doses radiologiques

Les effets biologiques engendrés par l'exposition aux rayonnements ionisants (RI) sont largement tributaires de la quantité d'énergie déposée dans l'organisme (Mettler Jr. et Upton, 2008). La quantité d'énergie déposée dans l'organisme, ou la dose absorbée, est généralement exprimée en Gray (Gy); 1 Gy = 1 joule/kg de matière (Harrison et Day, 2008). Par convention, la dose moyenne absorbée est calculée sur toute la masse d'un organe ou d'un tissu donné (CIPR, 2009).

Il est généralement reconnu que les différents types de rayonnements sont susceptibles d'engendrer des effets biologiques distincts pour une même dose donnée (Harrison, 2009). Cette différence est attribuable à la nature des particules constituant les différents types de RI. Diverses études, surtout menées chez les animaux et les cellules *in vitro*, ont démontré que l'efficacité biologique relative des différents types de rayonnements n'était pas identique. Pour remédier à cette situation, les spécialistes de la question ont élaboré un *facteur d'efficacité biologique relatif* (EBR) pouvant être appliqué à l'intensité d'un rayonnement. Ce facteur EBR est d'ailleurs défini comme étant le ratio entre la dose absorbée d'un rayonnement de référence (habituellement le rayon X ou gamma) et la dose absorbée du rayonnement étudié requise pour produire un effet biologique de même intensité (IRSN, 2009; Harrison et Day, 2008). La valeur de l'EBR est proportionnelle à la valeur du TLE (Mettler Jr et Upton, 2008). À titre d'exemple, les rayonnements de TLE élevé, comme les particules alpha, possèdent des EBR plus élevés que les rayonnements à TLE faible comme les particules bêta ou les rayons gamma. La valeur d'EBR varie en fonction de l'effet critique retenu (mortalité, incidence du cancer), des conditions expérimentales et du système biologique touché : cellules, tissus, organes, corps en entier (Harrison, 2009).

À partir des différents facteurs EBR déterminés sur la base d'études empiriques, la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) a choisi trois différents facteurs de pondération de la dose absorbée au point de contact (W_R) propres aux trois types de rayonnement dont il est question dans des problématiques de santé environnementale, soit les rayonnements alpha, bêta et gamma. Le facteur W_R attribuable aux particules alpha est de 20, tandis que celui attribuable aux émetteurs bêta et gamma est de 1 (CIPR, 2009). Ces facteurs sont fixés par jugement scientifique et comportent de nombreuses incertitudes (Harrison et Day, 2008). Aussi, la CIPR pose le postulat qu'une valeur W_R donnée est valable pour tous les tissus, tout en reconnaissant que ce concept n'est pas robuste sur le plan scientifique (IRSN, 2005). Ainsi, les valeurs de W_R retenues ne sont pas nécessairement les plus justes pour les radionucléides concernés, mais, dans l'ensemble, la CIPR juge que, pour les besoins de la radioprotection, cette approche demeure simple et protectrice (Harrison et Day, 2008).

Un facteur W_R est appliqué à la dose absorbée qui est estimée pour chaque type de rayonnement dans chaque organe ou tissu exposé. La valeur ainsi obtenue est une dose interne équivalente exprimée en Sievert (Sv). Si la dose absorbée est associée à plus d'un type de rayonnement, la CIPR recommande d'effectuer une sommation des doses équivalentes – voir l'équation 1 (CIPR, 2009).

$$H_T = \sum_R W_R D_{T,R}$$

Équation 1

Où

H_T : Dose équivalente dans un organe ou un tissu (Sv)

W_R : Facteur de pondération pour le rayonnement R

$D_{T,R}$: Dose absorbée moyenne dans le volume d'un organe ou d'un tissu (Gy)

Ensuite, un autre facteur de pondération est appliqué à la dose interne équivalente : le facteur de pondération pour les tissus ou W_T . En effet, tous les organes et les tissus n'ont pas la même sensibilité aux RI (CIPR, 2009). Cette constatation découle de l'étude épidémiologique LSS (voir l'annexe 2), à partir de laquelle le détriment relatif⁴³ de chaque organe par rapport au détriment total a pu être estimé (Harrison, 2009). Les détriments relatifs varient en fonction de l'âge et du sexe, mais la CIPR en a déterminé la moyenne pour dériver les facteurs de pondération des tissus (CIPR, 2009). Il y a quatre différentes valeurs de W_T , et elles sont présentées au tableau 55. Mis à part les gonades ($W_T = 0,08$), chaque facteur s'applique à plus d'un tissu; la somme de tous les facteurs est égale à 1.

Tableau 55 Valeurs recommandées par la CIPR (2009) pour les facteurs de pondération des tissus

Tissu	W_T	ΣW_T
Moelle osseuse (rouge), côlon, poumons, estomac, seins, tissus restants ^a	0,12	0,72
Gonades	0,08	0,08
Vessie, œsophage, foie, thyroïde	0,04	0,16
Surface osseuse, cerveau, glandes salivaires, peau	0,01	0,04
	Total	1,00

^a Tissus restants : glande surrénale, région extrathoracique (ET), vésicule biliaire, cœur, reins, ganglions lymphatiques, muscles, muqueuse buccale, pancréas, prostate, intestin grêle, rate, thymus, utérus/col de l'utérus.

La dose obtenue en appliquant ce deuxième facteur est la dose efficace (équation 2). Elle est aussi exprimée en Sievert et représente la dose reçue par l'organisme dans sa totalité.

⁴³ « Le détriment des rayonnements est un concept utilisé pour mesurer les effets nocifs de l'exposition aux rayonnements dans différentes parties de l'organisme. Il est déterminé à partir des coefficients de risque nominal, en prenant en compte la gravité de la maladie en termes de létalité et d'années de vie perdues. Le détriment total est la somme du détriment pour chaque partie du corps (tissus ou organes). » (CIPR 2009).

$$E = \sum_T W_T H_T = \sum_T W_T \sum_R W_R D_{T,R} \quad \text{Équation 2}$$

Où

E : Dose efficace (Sv)

W_T : Facteur de pondération pour le tissu T

H_T : Dose équivalente dans un organe ou un tissu (Sv)

W_R : Facteur de pondération pour le rayonnement R

$D_{T,R}$: Dose absorbée moyenne dans le volume d'un organe ou d'un tissu (Gy)

De plus, lorsque les radionucléides sont ingérés ou inhalés, une autre unité de dose est introduite par la CIPR, soit la *dose efficace engagée* (CIPR, 2009). Cette dernière correspond, pour l'activité totale incorporée d'un radionucléide donné, à la somme des doses efficaces engendrées par la dégradation de ce radionucléide et de ses isotopes fils dans l'organisme, du moment de l'ingestion ou de l'inhalation de ce radionucléide jusqu'à l'âge de 70 ans. L'unité de la dose efficace engagée est également le Sv. La CIPR a publié des coefficients de dose pour désigner la dose efficace engagée par une unité d'activité (1 Bq) d'un radionucléide donné. L'unité des coefficients de dose est le Sv/Bq. La CIPR a développé des coefficients de dose pour l'ingestion et l'inhalation de plusieurs centaines de radionucléides, applicables tant aux femmes qu'aux hommes (CIPR, 1995). De plus, les coefficients sont déclinés pour six groupes d'âge distincts (soit 3 mois, 1 an, 5 ans, 10 ans, 15 ans et adulte), pour les foetus ainsi que pour les nourrissons allaités (CIPR, 1995, 2001 et 2004).

Ces coefficients de dose ne sont pas établis de façon arbitraire. Ils sont dérivés d'un modèle en compartiment qui décrit la biocinétique du radionucléide d'intérêt dans l'organisme humain (Harrison, 2009). Ce modèle permet, entre autres choses, de calculer le nombre de désintégrations radioactives (émises par le radionucléide en question et ses descendants) théoriquement reçues par chacun des organes et des tissus concernés, et ce, jusqu'à l'âge de 70 ans. En connaissant le nombre de désintégrations touchant chacun des organes et des tissus cibles et l'énergie associée à chacune de ces désintégrations, il est possible d'estimer la dose moyenne absorbée par chacun de ces organes et tissus cibles. Les facteurs de pondération pour le rayonnement et pour les tissus sont ensuite appliqués afin d'obtenir la dose effective engagée (Harrison, 2009).

Comme les coefficients de dose s'appliquent à l'incorporation d'une unité d'activité radioactive (soit 1 Bq), la CIPR recommande d'additionner les doses effectives engagées pour des expositions supérieures à 1 Bq. Par exemple, si un adulte consomme de l'eau, dont l'activité d'un radionucléide donné est de 1 Bq/l, à raison de 2 l/jour tous les jours durant 70 ans, alors la dose efficace engagée aura pour résultat l'incorporation de 51 100 Bq (soit 1 Bq/l * 2 l/jour * 365 jours/an * 70 ans). Pour calculer la dose totale engagée par l'ingestion de ce radionucléide, il faudra multiplier le coefficient de dose par 51 100 Bq.

La CIPR prévoit effectuer une mise à jour de ses coefficients de dose au cours des prochaines années afin d'y intégrer les nouveaux facteurs de pondération pour les tissus qu'elle recommande depuis 2007 (voir tableau 55). Aussi, les relations géométriques entre les organes et les tissus sont classiquement représentées par modèles mathématiques. Cependant, la CIPR aura recours à des modèles voxélisés⁴⁴ obtenus à partir de données d'imagerie médicale de personnes réelles (CIPR, 2009). Enfin, il faut noter qu'aucun coefficient de dose propre au radon n'a été élaboré par la CIPR.

Toutefois, aussi rigoureuse soit-elle, la dérivation des coefficients de dose comporte d'inévitables incertitudes. Tout d'abord, les données humaines disponibles pour développer ou pour valider les modèles biocinétiques sont limitées. La plupart de ces modèles ont été établis à partir à la fois d'études humaines et d'études animales, parfois sur les bases de composés chimiques analogues. Ces modèles présument également que la dose reçue est émise de façon homogène dans l'organe⁴⁵. Or, il est reconnu que les émetteurs internes (soit les radionucléides inhalés ou ingérés nuisant aux organes internes) engendrent un dépôt d'énergie hétérogène dans les organes et les tissus cibles, et ce, particulièrement dans le cas des émetteurs alpha (Harrison et Day, 2008). Bien qu'il soit difficile d'intégrer cette distribution dans les modèles biocinétiques, on reconnaît que cette hétérogénéité influe sur l'estimation de la dose émise aux cellules cibles (IRSN, 2005; Harisson et Day, 2008). L'IRSN (2005) soulève également le fait que la spéciation d'un radionucléide est susceptible d'influencer certains paramètres définissant les modèles biocinétiques tels la réactivité chimique ou le temps de rétention, ce qui peut influencer la valeur de la dose absorbée.

Par ailleurs, le postulat selon lequel l'exposition chronique est équivalente à la somme des expositions aiguës comporte également des incertitudes selon l'IRSN (2005). D'après l'organisme de radioprotection, la chronicité (soit l'exposition à long terme à une substance) peut influencer la biocinétique ou la toxicité des radionucléides (IRSN, 2005). Par exemple, il a été observé, chez les populations puisant leur eau potable de la rivière Techa (en Russie), que l'excrétion du ⁹⁰Sr est plus lente chez des individus contaminés de façon chronique par rapport à d'autres individus exposés de façon aiguë. Aussi, certains auteurs ont observé que des chiens expérimentalement exposés à des doses répétées de citrate de ²³⁹Pu (par injections intraveineuses) présentaient un excès de cancer plus élevé que lorsque la même dose était administrée de façon aiguë en une seule injection.

➤ **Caractérisation du risque radiologique**

Il est reconnu que l'exposition des survivants japonais aux bombardements atomiques diffère de celle se produisant communément lors d'une exposition professionnelle ou environnementale. Alors que le premier type d'exposition concerne une population exposée de façon externe et aiguë (soit sur une très courte période à des doses allant de modérées à élevées; voir annexe 2), le deuxième type s'applique à des populations exposées de façon chronique à de faibles doses, voire souvent à des émetteurs internes (UNSCEAR, 2011).

⁴⁴ Les voxels sont constitués de pixels de volume tridimensionnels (voxels). Ils constituent des organes définis, ajustés de façon à se rapprocher des masses des organes attribuées à l'humain (CIPR, 2009).

⁴⁵ Sauf pour le tissu osseux et les systèmes respiratoire et digestif où le dépôt est considéré comme pouvant être hétérogène (CIPR, 2009).

Il existe plusieurs définitions des faibles doses et des faibles débits de dose. La CIPR (2006a) qualifie respectivement les doses de 100 mSv, de 10 mSv, 1 mSv et de 0,1 mSv de modérées, de faibles, de très faibles et d'extrêmement faibles. Pour sa part, l'UNSCEAR (2011) définit les doses de rayons X et de rayons gamma externes inférieures ou égales à 200 mGy et les débits de doses inférieurs à 0,1 mGy/minute (étalés sur 1 heure ou moins) comme étant de faibles doses. Pour sa part, le comité BEIR VII (2006) place les faibles doses de TLE faible à moins de 100 mSv.

Il existe un certain nombre d'études épidémiologiques qui portent sur des populations exposées à de faibles doses de RI dans leur milieu de travail, dans l'environnement ou encore à des fins médicales. Parmi, ces études se trouvent celles en lien avec l'accident de Tchernobyl; celles portant sur les travailleurs du secteur nucléaire de même que celles menées sur les fœtus exposés *in utero*, sur les populations vivant à proximité de centrales nucléaires et sur des populations exposées à des doses élevées de radiation naturelle⁴⁶ (CIPR, 2006a; UNSCEAR, 2008; BEIR VII, 2006).

À l'exception de quelques études, notamment celles réalisées auprès d'enfants exposés à des rayons X *in utero* – chez qui des excès statistiquement significatifs de leucémies ont été observés à 10 mSv (Wakeford et Little, 2003), le risque est difficilement quantifiable à de faibles niveaux de dose, tout comme l'est la relation dose-réponse. Ce constat peut être expliqué en regard de différents facteurs. Il est d'abord pertinent de mentionner la faible abondance de données en lien avec l'exposition individuelle. En effet, la plupart des expositions sont caractérisées pour des groupes d'individus comme c'est le cas pour les études post-Tchernobyl ou d'autres études épidémiologiques de type écologique (Mobbs *et al.*, 2010). Toutefois, le principal facteur limitant concerne la puissance statistique nécessaire pour observer des excès de cancers statistiquement significatifs à ces faibles niveaux de doses, qui demeure largement insuffisante. À titre d'exemple, la CIPR (2006a) a calculé, sur une base théorique, que, pour détecter un excès significatif de cancers de 0,01 % à une dose de 1 mGy⁴⁷, il faudrait un échantillon de 61,8 millions de sujets exposés et autant de sujets non exposés. Ainsi, si pour une étude donnée, on ne peut pas détecter d'excès de risque, cela ne signifie pas pour autant qu'il y a absence de risque. Il demeure donc plus prudent de conclure que si ce risque existe, ce dernier est faible en comparaison au taux d'incidence de base dans la population (CIPR, 2006a).

➤ Approche de la CIPR

Afin de protéger la santé des travailleurs et de la population contre les expositions au RI à faibles doses et à faibles débits de doses, la CIPR (2009) a développé une méthodologie pour extrapoler le risque estimé chez les survivants japonais des bombardements atomiques à celui inhérent aux faibles doses communément mesurées. Les excès de cancers observés chez ces survivants par rapport aux populations témoins sont d'abord extrapolés pour la vie entière (70 ans), en fonction du sexe et de l'âge au moment de l'exposition. À cette étape du calcul, les risques combinés pour les hommes et les femmes sont déterminés pour plus de 14 sites sensibles, c'est-à-dire des organes ou des tissus (CIPR, 2009).

⁴⁶ La dose de radiation moyenne annuelle mondiale est discutée à l'annexe 1-2.

⁴⁷ Avec une erreur β de 80 % et α de 5 %.

Les risques définis à cette étape sont ensuite divisés par un facteur d'efficacité de dose et de débit de dose (FEDDD) de 2. Ce facteur est basé sur l'analyse d'études épidémiologiques et expérimentales pour lesquelles les risques de cancers solides associés à l'exposition aux rayons X et gamma seraient environ deux fois moins importants à faibles doses et débits de doses qu'à hautes doses et débits de doses (Santé Canada et CCEA, 1998). De plus, pour certains sites de cancers, les risques dépendraient du taux d'incidence de base dans la population. Ainsi, les risques aux faibles doses et débits de doses calculés sont transférés à sept populations occidentales et asiatiques types pour lesquelles les données de base d'incidence de cancers sont connues (CIPR, 2009).

Ensuite, on applique le modèle linéaire sans seuil (MLSS) afin de dériver un coefficient de risque nominal. Il faut noter que le recours à l'utilisation du MLSS pour la détermination du coefficient nominal demeure une question débattue parmi les scientifiques œuvrant en radioprotection (CIPR, 2006a). Certains affirment que ce modèle engendrerait une sous-estimation du risque, d'autres prétendent que le MLSS mènerait à une surestimation (Mobbs *et al.*, 2009). Selon, la CIPR (2006a) et les comités UNSCEAR (2011) et BEIR VII, les données scientifiques disponibles ne permettent pas d'établir clairement la relation dose-réponse aux faibles doses, mais il semble que le MLSS ne soit pas incompatible avec ces données. Par prudence (et peut-être en vertu de sa grande simplicité), ce modèle est donc retenu jusqu'à ce que le poids de la preuve scientifique le rende injustifiable (Mobbs *et al.*, 2010). Il est également possible que le problème d'établissement de la relation dose-réponse aux faibles doses environnementales reste irrésolu (CIPR 2006a) en raison de la complexité et de la variabilité des processus dose-réponse ainsi que des limites liées à la puissance statistique.

Dans les dernières recommandations de la CIPR, le coefficient de risque cancérigène nominal pour la population générale est établi à 5,5 % par Sv (CIPR, 2009). Il tient compte de l'incidence de cancer, pondérée pour la gravité et pour la mortalité. Le coefficient de risque nominal estimé s'applique de façon indifférenciée aux hommes et aux femmes de tous les âges (CIPR, 2009). De plus, il tient compte d'un détriment au corps entier, ce qui signifie qu'il s'applique à tous les sites de cancer. Les coefficients de risque sont également applicables aux expositions à tous les types de RI.

La CIPR fait également le postulat que le coefficient peut raisonnablement s'appliquer aux expositions chroniques à des émetteurs internes. Par comparaison avec les études portant sur des expositions externes aiguës et dont la distribution des doses est homogène dans l'organisme, il y a peu d'études portant sur les expositions internes, prolongées et dont la distribution des doses est hétérogène dans l'organisme. Comme il est mentionné précédemment, certaines d'entre elles ont été employées afin de corroborer le coefficient de risque de la CIPR estimé à partir des études sur les survivants japonais. Parmi ces études se trouvent les études menées chez des mineurs exposés aux produits de dégradation du radon. En appliquant un EBR de 20 pour tenir compte du rayonnement alpha, le risque pour le cancer du poumon est équivalent à celui observé dans les études de la LSS (Harrison et Muirhead, 2003). Le même constat a été fait par Little *et al.* (2007) pour environ une vingtaine d'études épidémiologiques portant sur l'exposition aux émetteurs internes. Bien que ces travaux supportent le postulat de la CIPR, il n'en demeure pas moins que le risque associé aux émetteurs internes est incertain et devrait être reconnu comme tel (CERRIE,

2004; Mobbs *et al.*, 2010). Selon les informations publiées concernant certaines expositions internes et certains sites de cancers, les estimations de risque seraient comprises à l'intérieur d'un intervalle d'incertitude pouvant aller jusqu'à un facteur de 10 (Mobbs *et al.*, 2009).

La CIPR ajoute aussi au coefficient de risque cancérigène, un coefficient de risque de 0,2 % par Sv, dérivé à partir d'études expérimentales sur les animaux et sur des cellules *in vitro*, pour tenir compte du développement de maladies héréditaires (CIPR, 2009).

Le coefficient de risque pour l'ensemble des effets stochastiques est donc de 5,7 % par Sv (CIPR, 2009). Ce coefficient a été déterminé aux fins de radioprotection, et la CIPR mentionne que, pour des situations plus précises, d'autres coefficients, applicables à un groupe d'âge donné ou à un site de cancer particulier, peuvent être utilisés (ex. : études de reconstruction de doses).

Le comité BEIR VII (2006) a également dérivé, à partir du modèle linéaire sans seuil, un coefficient de risque de cancer, pour la population américaine seulement, de 10 % par Sv. Compte tenu des incertitudes, le Comité estime que ce risque pourrait être sous-estimé ou surestimé d'un facteur de deux ou de trois. Tout récemment, l'UNSCEAR (2011) a présenté une étendue de coefficient de mortalité par cancer variant de 4,9% à 8,2% par Gy⁴⁸.

En terminant, il faut noter que la CIPR a également développé un coefficient de risque propre à l'inhalation de radon (voir ci-dessous).

➤ Approche de la U.S. EPA

En 1999, la U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) () a publié des coefficients de risque pour les RI. Chacun de ces coefficients est applicable à un radionucléide donné et à une voie d'exposition donnée. Le coefficient de cancérogénicité vie entière représente le risque cancérigène vie entière estimé pour une unité d'activité d'un radionucléide absorbé de façon chronique par une voie donnée (pCi ou Bq)⁻¹. Le rapport *Federal Guidance Report No. 13* de la U.S. EPA présente des coefficients pour environ 800 radionucléides (U.S. EPA, 1999). Pour chaque radionucléide et pour chaque voie d'incorporation, un coefficient pour le risque de morbidité et un autre pour le risque de mortalité sont donnés. À l'instar du coefficient de risque nominal de la CIPR, les coefficients de risque de la U.S. EPA sont issus des données de la LSS. Toutefois, un FEDDD de 1,5 est utilisé, contrairement à la CIPR qui utilise une valeur de 2. Ensuite, les risques sont extrapolés à la population des États-Unis seulement plutôt qu'à la population mondiale comme le fait la CIPR.

La U.S. EPA a dérivé ses coefficients à partir des données sur la dosimétrie interne du radionucléide, sur les taux de mortalité par cancer et sur les taux de mortalité pour d'autres causes non radio-induites, propres à l'âge et au sexe. Ainsi, plutôt que de dériver comme la CIPR des coefficients de dose et un coefficient de risque nominal, la U.S. EPA a dérivé des coefficients qui tiennent compte à la fois de la dose interne et du risque attribuable. De cette façon, l'agence calcule distinctement pour chaque radionucléide, pour chaque site de

⁴⁸ Comme il s'agit principalement d'une exposition à des rayons gamma, cette étendue de risque est la même lorsqu'elle est exprimée en Sv⁻¹.

cancer, pour chaque genre et pour chaque âge un coefficient de risque vie entière consécutif à une incorporation aiguë égale à 1 Bq.

Ensuite, pour chaque radionucléide, les coefficients de risque obtenus chez les hommes et chez les femmes ont été combinés. Puis, ces coefficients moyens ont été employés afin de calculer le risque vie entière pour chaque site de cancer inhérent à une incorporation chronique de ce radionucléide par une voie donnée (ingestion d'eau ou d'aliments et inhalation). Pour y parvenir, les produits entre 1) le coefficient de risque vie entière à chaque âge (Bq^{-1} ; calculé précédemment pour une incorporation aiguë) et 2) l'activité induite par cette voie durant cet âge (Bq) ont été intégrés sur la vie entière. Le calcul de l'activité induite par une voie donnée et pendant un âge donné requiert la connaissance du taux d'utilisation du milieu physique à cet âge (ex. : litres d'eau ingérés/jour).

Pour chaque site de cancer, le risque vie entière inhérent à une incorporation chronique (vie entière) par une voie donnée est divisé par l'activité incorporée par cette voie durant toute la vie (Bq) afin de déterminer un coefficient de risque vie entière (Bq^{-1}), qui résulte d'une incorporation chronique. Les coefficients ainsi calculés ont été additionnés en vue d'obtenir un coefficient de cancérogénicité vie entière total pour l'ensemble des sites de cancer, soit les coefficients de risque présentés dans le *Federal Guidance Report No. 13* (U.S. EPA, 1999).

Enfin, tout comme les coefficients de dose de la CIPR, le calcul du coefficient de cancérogénicité prend en considération la désintégration du radionucléide absorbé dans l'organisme humain, mais il ne tient pas compte de sa désintégration dans l'environnement.

➤ **Considérations propres au radon**

La détermination des doses et des risques radiologiques tel qu'exposé dans les sections précédentes s'applique à tous les radionucléides à l'exception du radon. En effet, une méthodologie différente d'établissement de doses s'applique dans le cas de ce radionucléide. La principale cause réside dans le fait que les risques propres au radon sont fondés sur les études chez les mineurs d'uranium et les populations exposées dans leur résidence plutôt que sur les données de la LSS.

Au Canada comme ailleurs dans le monde, c'est principalement le radon présent dans l'air intérieur des bâtiments publics et privés qui constitue une source de préoccupation pour les instances sanitaires fédérales et provinciales.

De façon générale, les facteurs géologiques favorisant la migration et l'accumulation de radon dans les bâtiments incluent notamment la localisation et la teneur en uranium de la formation géologique enrichie, la porosité de celle-ci ainsi que la perméabilité des sols sous-jacents (Dessau *et al.*, 2004). Ainsi, lorsqu'un ou plusieurs de ces facteurs sont réunis, la probabilité de trouver du radon dans les bâtiments vulnérables augmente. Cette vulnérabilité est modulée par les caractéristiques structurales du bâtiment (le type de construction, le type et l'état des fondations, la présence d'entrées de service non scellées au soubassement, etc.) et certains facteurs humains et environnementaux tels le mode d'occupation, le mode de ventilation et les conditions climatiques (Archer, 1991; Lévesque *et al.*, 1997). Une fois introduit dans un bâtiment, le radon aura tendance à s'accumuler dans les parties les plus

basses de celui-ci. Ce phénomène est dû à la densité du radon, mais surtout au fait qu'il s'infiltré dans l'air intérieur à partir de cet endroit. Les teneurs sont donc habituellement plus élevées au sous-sol qu'au rez-de-chaussée ou aux étages supérieurs.

Lorsque le radon se désintègre dans l'air, ses descendants (présents sous forme solides), de par leur charge électrique, peuvent s'associer aux aérosols qu'il contient (fraction fixe) ou y rester en suspension (fraction libre) en tant que petits agrégats moléculaires (CCSN, 2012; NRC, 1999). La concentration d'aérosols dans l'air intérieur influence les proportions de produits de filiation présents sous forme fixe et sous forme libre, cette dernière variant habituellement entre 1 et 10 % (BEIR VI, 1999).

En raison de leur courte demi-vie, les produits de filiation⁴⁹ atteignent rapidement l'équilibre séculaire avec leur précurseur en milieu intérieur; le taux de désintégration de chacun des descendants devient donc égal à celui du radon lui-même (Santé Canada, 2009a; U.S. EPA, 2003). Cet équilibre persisterait s'il y avait un apport constant de radon dans une enceinte maintenue en condition fermée; mais ce contexte circonstanciel est rarement rencontré dans le milieu bâti. En effet, la ventilation des pièces ou l'adsorption des produits de filiation aux surfaces solides (tels les murs ou les planchers) ou aux poussières ambiantes entraînent un retrait des descendants du radon de l'air intérieur (ATSDR, 2012; BEIR VI, 1999). De ce fait, on considère que, dans les bâtiments, le ratio entre l'activité totale des descendants et celle de ces mêmes descendants à l'équilibre (soit le facteur d'équilibre) est en moyenne de 40 % (BEIR VI, 1999). Pour l'air extérieur, le facteur d'équilibre se situe habituellement entre 0,6 et 0,8 (OMS, 2010).

Depuis plusieurs années, l'association causale entre l'inhalation de radon et de ses descendants et le cancer du poumon est très largement reconnue dans la communauté scientifique. Le risque de développer un cancer du poumon serait davantage attribuable aux produits de dégradation du radon plutôt qu'au radon lui-même. En effet, Kendall et Smith (2002) ont estimé que seulement 1 % de la dose radiologique totale déposée dans les poumons proviendrait du radon lui-même, tandis que 99 % de cette dose (et du risque équivalent qui y est associé) proviendrait de ses descendants.

Le radon est un gaz inerte possédant une demi-vie équivalant à 3,8 jours. Par conséquent, une importante fraction du radon inhalé est rapidement exhalée sans que ce dernier se soit désintégré en polonium 218, l'isotope fils du radon (Darby *et al.*, 2005). De plus, même si une proportion du radon inhalé se désintègre dans les poumons, la probabilité que les particules alpha émises atteignent les cellules cibles est faible en raison de leur courte portée (NRC, 1999).

De leur côté, puisqu'ils sont inhalés sous forme solide, les produits de filiation peuvent adhérer aux cellules qui tapissent l'épithélium des voies respiratoires (Farkas *et al.*, 2011). De par leurs courtes périodes radioactives, ils se désintègrent principalement au site de leur déposition avant qu'ils puissent être complètement éliminés des poumons (Marsh *et al.*, 2010). Les particules alpha, émises par les isotopes ²¹⁸Po et ²¹⁴Po, se trouvent donc suffisamment près des cellules épithéliales pour ioniser les molécules d'ADN du noyau

⁴⁹ Soit le ²¹⁸Po, le ²¹⁴Pb, le ²¹⁴Bi et le ²¹⁴Po.

cellulaire (BEIR VI, 1999). C'est principalement l'énergie déposée dans les tissus par ce mécanisme d'action qui causerait le plus de dommages biologiques en lien avec l'exposition au radon et, conséquemment, en lien avec le développement du cancer du poumon (Bissett et McLaughlin, 2010).

L'évaluation du risque cancérigène associé à l'inhalation des produits de dégradation du radon et, dans une moindre mesure, du radon lui-même est dérivée d'études épidémiologiques qui ont d'abord regroupé des cohortes de mineurs travaillant dans l'industrie de l'uranium (NRC, 1988, BEIR VI, 1999) puis, plus récemment, des populations exposées au radon présent en milieu résidentiel, originaires de l'Amérique du Nord (Krewski *et al.*, 2005, 2006), de l'Europe (Darby *et al.*, 2005) et de l'Asie (Lubin *et al.*, 2004). Ces études ont montré une relation linéaire entre l'exposition à de faibles concentrations de radon et le risque de développer un cancer du poumon; ce risque est également augmenté par l'effet synergisant combiné du radon et du tabagisme (CCSN, 2012). De plus, en accord avec ce modèle, il n'y a pas de seuil connu sous lequel il y aurait absence de risque (OMS, 2010).

Ainsi, le risque est proportionnel à la dose, c'est-à-dire, à la quantité d'énergie déposée à long terme dans les tissus pulmonaires (Steck et Field, 2006). Par contre, il est difficile de mesurer directement cette dose, car cela implique notamment la détermination à la fois de la concentration individuelle des descendants ainsi que de la distribution de leur taille (fixés ou libres) (Baker *et al.*, 2001).

Par contre, il existe une technique employée pour estimer la concentration totale associée à la présence d'un mélange de descendants du radon; la mesure du niveau opérationnel (*Working Level* ou WL). Le niveau opérationnel indique la teneur potentielle en particules alpha émises par toute combinaison de descendants du radon contenus dans 1 litre d'air (ATSDR, 2012; CCHST, 2009; Marsh *et al.*, 2010). Un niveau opérationnel (c.-à-d., 1 WL) équivaut à l'émission de 130 000 MeV d'énergie alpha par litre d'air ou de 20,8 μJ d'énergie alpha par m^3 d'air. Cette unité a été développée pour estimer les concentrations de descendants du radon en milieu professionnel. La dose associée à l'exposition cumulée pendant 170 heures de travail à une unité de niveau opérationnel (1 WL) est le niveau opérationnel-mois (*Working level month* ou WLM). L'unité relative au WLM est exprimée en terme de $\text{J}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ ou en $\text{WL}\cdot\text{h}$. De plus, la mesure de l'activité du radon est également utilisée comme substitut pour évaluer la dose et donc le risque associé aux produits de dégradation du radon en milieu résidentiel (Steck et Field, 2006). Ainsi, à l'équilibre, 1 Bq/m^3 équivaut à $2,67\text{E}-04$ WL (Daniels et Sylvain, 2012).

D'après les données issues des études de cohortes résidentielles européennes, des excès significatifs de risque ont été démontrés à des concentrations moyennes annuelles inférieures à 200 Bq/m^3 de radon (OMS, 2010). Récemment, la CIPR a mis à jour son coefficient de risque pour le radon. Ce dernier est de $5,0\text{E}-04$ par WLM; il a été déterminé à partir des nouveaux résultats des études conduites chez les mineurs (CIPR, 2010). Toutefois la CIPR prévoit, dans les prochaines années, publier des coefficients de dose selon la même démarche que celle employée pour les autres radionucléides (voir ci-dessus).

➤ **Système de radioprotection de la CIPR**

La CIPR a mis sur pied un système de radioprotection destiné à limiter l'exposition du public à des sources⁵⁰ environnementales d'exposition planifiée⁵¹, soit celle s'additionnant à la dose issue du bruit de fond. Tous les êtres humains sont exposés à un bruit de fond de radioactivité correspondant à une dose moyenne d'environ 3 mSv/an (UNSCEAR, 2010). Environ 80 % (2,4 mSv/an) de cette dose est attribuable à l'exposition à des sources naturelles, alors que la fraction complémentaire (0,6 mSv/an) serait attribuable à des expositions de sources anthropiques.

Parmi les sources naturelles, environ 52 % de la dose serait due à l'inhalation de radon, 36 % à l'exposition externe par rayonnement terrestre ou cosmique et 12 % à l'ingestion de radionucléides. En ce qui concerne les expositions d'origine humaine, environ 98 % seraient attribuables aux expositions aux fins de diagnostics médicaux et environ 2 % à la contribution du cycle nucléaire – exposition professionnelle, essais nucléaires atmosphériques, accident de Tchernobyl et production d'énergie (UNSCEAR, 2010). Aussi, il faut noter que l'étendue de ces expositions peut varier d'une population à l'autre. Par exemple, l'étendue typique de la dose annuelle naturelle varie entre 1 et 13 mSv/an, mais peut atteindre plusieurs dizaines de millisieverts par année, notamment dans certaines régions où les potentialités d'émission de radon sont élevées. Les doses individuelles engendrées par des expositions de sources anthropiques peuvent également atteindre quelques dizaines de mSv dans le cas où des individus sont soumis à des expositions de nature médicale ou professionnelle (UNSCEAR, 2010).

Le système, repris par plusieurs pays, dont le Canada, est fondé sur les trois principes suivants : la justification, l'optimisation et l'application de la limite de dose (CIPR, 2009).

La justification se définit de la façon suivante (CIPR, 2009) : « [...] toute décision qui modifie la situation d'exposition aux rayonnements doit faire plus de bien que de mal ». Les conséquences à considérer pour justifier l'exposition à une source planifiée ne se limitent pas à celles associées aux rayonnements. Elles peuvent inclure par exemple d'autres risques ou encore les coûts et les bénéfices engendrés par l'activité. La procédure de justification nécessite l'établissement d'un processus de consultation publique.

L'optimisation est fondée sur le principe ALARA ou *As low as reasonably achievable*. Il s'agit de la pierre angulaire du système de radioprotection de la CIPR (2009). Il a été mis en place afin de s'assurer que les expositions soient maintenues au niveau le plus faible qu'il soit possible d'atteindre compte tenu des facteurs économiques et sociaux. Aussi, afin d'éviter que le schéma d'optimisation conduise, pour certains individus, à une exposition supérieure à la moyenne, la CIPR recommande d'introduire des contraintes de doses applicables à une source particulière (CIPR, 2009). La CIPR recommande que la contrainte de dose soit inférieure à la limite de dose et que, contrairement à cette dernière, elle ne soit pas prescrite dans un cadre légal (CIPR, 2009).

⁵⁰ « Toute entité physique ou procédure qui entraîne une dose de rayonnement, potentiellement mesurable d'une personne ou d'un groupe de personnes. » (CIPR, 2009).

⁵¹ « [...] situations impliquant l'introduction et l'exploitation délibérée de sources [...] ». (CIPR, 2009).

La limite de dose est conçue comme une limite de dose efficace à ne jamais dépasser pour les expositions externes et internes, et ce, pour l'ensemble des radionucléides et des voies d'exposition concernés par les sources d'exposition planifiée. Dans les années 1970, une première limite de dose pour le public de 5 mSv/an a été émise (CIPR, 1971). Elle constituait la dose maximale additionnelle annuelle d'exposition à des RI en dehors de la radioactivité naturelle et des doses reçues à des fins médicales. À cette limite, on considérait que le risque engendré pour la population était acceptable, puisqu'il était comparable au risque de mortalité annuel encouru par l'utilisation des transports publics. Plus tard, on a divisé cette limite par un facteur 5, car on considérait qu'à cette nouvelle valeur, le risque était de nouveau acceptable tout en étant à l'intérieur des variations de la dose due aux rayonnements naturels (CIPR, 2007).

Aujourd'hui, cette limite de dose est donc de 1 mSv/an (CIPR, 2009), ce qui correspond à un risque d'effet stochastique (cancer et maladies héréditaires) de $4,0 \times 10^{-3}$ établi d'après le coefficient de risque de $5,7 \% \text{ Sv}^{-1}$ de la CIPR. Ce risque correspond une exposition supplémentaire au bruit de fond à tous les radionucléides impliqués dans l'activité planifiée (comme celle liée aux mines d'uranium) et à toutes les voies d'exposition potentielles associées durant toute la vie (70 ans).

La CIPR (2009) recommande de comparer la limite de dose à la dose efficace totale engagée sur une année, calculée à partir des coefficients de dose, pour la personne représentative. Cette dernière est définie comme étant une personne avec des habitudes de vie (consommation de denrées alimentaires, rythme respiratoire, lieu de résidence et utilisation des ressources locales) comparables aux habitudes de vie d'un petit nombre d'individus parmi les plus exposés. Il y a une personne représentative pour chaque groupe d'âge, soit les tout-petits – 0 à 5 ans, les enfants – 6 à 15 ans et les adultes – 16 à 70 ans (CIPR, 2006b).

Au Canada, la limite de dose de 1 mSv/an constitue une valeur légale prévue au Règlement sur la radioprotection (Gouvernement du Canada, 2012a).

➤ Contamination chimique

L'exploitation des mines d'uranium peut libérer dans l'environnement d'autres contaminants que les radionucléides. Ces contaminants chimiques possèdent leur toxicité intrinsèque. De même, certains radionucléides peuvent posséder un potentiel toxique en plus des effets reliés à leur radioactivité qu'ils peuvent produire. Par exemple, l'uranium est néphrotoxique en lui-même en plus des effets qu'il peut produire reliés aux radiations qu'il peut émettre. L'évaluation du risque associé aux substances chimiques est différente de celle utilisée pour les radionucléides. L'INSPQ a décrit en détail le processus d'évaluation du risque chimique dans les *Lignes directrices* (INSPQ, 2012). Le lecteur peut s'y référer pour connaître en détail la démarche.

➤ Risques cancérigènes

Le risque cancérigène pour les substances chimiques est calculé pour chaque substance individuellement. Ce risque de cancer est estimé pour l'exposition à ce contaminant pendant les 70 premières années de la vie. Le calcul du risque de cancer s'effectue en multipliant le

coefficient de cancérrogénicité (établi par des organismes reconnus tels que Santé Canada ou l'U.S. EPA) par la dose moyenne d'exposition pour les 70 premières années de la vie. Le risque ainsi calculé représente l'excès d'incidence du cancer attribuable à une exposition donnée à cette substance chimique par rapport à l'incidence attendue dans la population (INSPQ, 2012).

➤ **Risques non cancérigènes**

Tout comme pour le risque cancérigène, le risque chronique pour les effets non cancérigènes est estimé pour chaque substance individuellement. Une dose moyenne est calculée pour chaque classe d'âge (cinq classes d'âge définies par les *Lignes directrices*), et un risque est estimé pour chaque classe d'âge. L'estimation du risque est faite en comparant ces doses moyennes à une valeur de référence (établie par des organismes reconnus tels Santé Canada ou la U.S. EPA). L'indice de risque ou IR (rapport entre la dose moyenne et la valeur de référence) aura ainsi une valeur supérieure à 1 si la valeur de référence est dépassée ou inférieure à ce nombre si elle ne l'est pas (INSPQ, 2012).

ANNEXE 7

**DONNÉES ENVIRONNEMENTALES PUBMED
BORDEREAU DE STRATÉGIE DE RECHERCHE**

DONNÉES ENVIRONNEMENTALES PUBMED – BORDEREAU DE STRATÉGIE DE RECHERCHE

- **Sujet (en langage naturel)**

Quelles sont les concentrations environnementales (mesurées ou estimées) de radionucléides (uranium et ses descendants) provenant de l'exploitation de mines d'uranium?

- **Bases de données**

MEDLINE (PubMed) Health and Safety Science (CSA) CINAHL (EBSCO) E-Journals (EBSCO)

EBMR (Ovid) EMBASE (Ovid) Global health (Ovid) Total Access

Collection (Ovid)

- **Limites**

PY (*publication year*/année de publication) : ?

JN (*journal*/revue) :

LA (*language*/langue) : **anglais, français**

AU (*author*/auteur) :

- **Plan de concepts**

Concept 1 : uranium et ses descendants

Langage naturel (français) : uranium, U (symbole atomique), 92 (symbole chimique), descendants de l'uranium, radionucléides, radioisotopes, isotopes, radionucléides filles, radionucléides fils, radium, radon, plomb, polonium, thorium, chaîne de désintégration, produits de filiation, radioéléments, radioéléments

Langage naturel (anglais) : *uranium, U, 92, daughter product(s), radionuclide(s), radioisotope(s), radium, radon, lead, polonium, thorium, radioelement(s), radioactive isotope(s), Isotope(s) Radioactive*

MeSH : *uranium/adverse effects, uranium/poisoning, uranium/toxicity...radon et cie?*

EMTREE :?

Autres thésaurus :?

Concept 2 : exploitation minière

Langage naturel (français) : exploitation(s)/activité(s)/industrie(s) minière(s), résidu(s)/rejet(s)/tailings minier(s); mine(s) ET extraction, manutention, roulage, rendement, production, exploitation, exploration, levage, remontée, traitement, concentration/teneur (du minerai), utilisation ou génération d'autres contaminants (chimiques), broyage, lessivage,

Langage naturel (anglais) : *metal mining, mining exploitation/activity(ies)/industry(ies), mining refuse(s)/tail(s)/tailing(s)/discarded residue(s)/waste material(s); mine(s) ET stripping, extraction, exploration, haulage, transport(ation), output, winding, raising, drifting, pulling, hoisting, winning, (ore) concentration, beneficiation, utilization, utilisation, chemical lixiviation, milling*

EMTREE :

Autres thésaurus :

Concept 3 : environnement

Langage naturel (français) : environnement, environnemental, eau, sol, légumes, fruit, air, potager, air intérieur, végétaux, aliments, résidu minier, gibier, poisson, eau, eau potable, eau de surface, eau souterraine. lixiviation, sédiment,

Langage naturel (anglais) : *environment, environmental, land, soil, vegetables, fruits, garden, ambient air, indoor air, mining tail(s)/tailing, game(s) food, fish(es), water, drinking water, surface water, ground water, leaching, sediment(s)*

MeSH :?

EMTREE :?

Autres thésaurus :?

Concept 4 : Concentrations

Langage naturel (français) : concentrations, teneur, activité, poussière, alpha, bêta, gamma, rayonnement, becquerel, gray, curie, rad, mesure, modélisation

Langage naturel (anglais) : *concentration(s), grade(s) activity(ies), dust, alpha ray(s), beta ray(s), gamma ray(s), becquerel, gray, measure(s), modeling, ray(s), rad, curie radiation(s), absorbed dose/doses*

MeSH :?

EMTREE :?

Autres thésaurus :?

- **Concepts à mettre en relation**

1 AND 2 AND 3 AND 4

Requêtes selon la syntaxe de recherche de la base PubMed (Recherche limitée de août 2010 à juin 2011)

Concept 1 (OR entre les termes/expressions) :

Uranium OR daughter products OR daughter product OR radionuclides OR radionuclide OR radioisotopes OR radioisotope OR radium OR radon OR lead 210 OR lead-210 OR 210-lead OR 210 lead OR polonium OR thorium OR radioelements OR radioelement OR radioactive isotopes OR radioactive isotope OR isotopes radioactive OR isotopes radioactive

date : 23 juin 2011 5313... résultats

Concept 2 (OR entre les termes/expressions) :

metal mining OR mining exploitation OR mining activity OR mining activities OR mining industry OR mining industries OR mining refuse OR mining refuses OR mining tail OR mining tails OR mining tailings OR mining tailing OR mining discarded residue OR mining discarded residues OR mining waste material OR mining waste materials OR mine stripping OR mine leaching OR mine extraction OR mine exploration OR mine haulage OR mine transport OR mine transportation OR mine output OR mine winding OR mine raising OR mine drifting OR mine pulling OR mine hoisting OR mine winning OR mine milling OR mines leaching OR mines stripping OR mines extraction OR mines exploration OR mines haulage OR mines transport OR mines transportation OR mines output OR mines winding OR mines raising OR mines drifting OR mines pulling OR mines hoisting OR mines winning OR mines milling OR ore concentration OR ore beneficiation OR ore utilization OR ore utilizations

date : 23 juin 2011... 827 résultats

Concept 3 (OR entre les termes/expressions) :

environment OR environmental OR land OR lands OR soil OR soils OR vegetable OR vegetables OR fruit OR fruits OR garden OR gardens OR ambient air OR indoor air OR mining tail OR mining tails OR mining tailing OR food OR game OR games OR fish OR fishes OR water OR waters OR drinking water OR surface water OR ground water OR leaching OR sediment OR sediments

date : 23 juin 2011... 122 554 résultats

Concept 4 (OR entre les termes/expressions) :

concentration OR concentrations OR grade OR grades OR activity OR activities OR dust OR dusts OR alpha ray OR alpha rays OR gamma ray OR gamma rays OR becquerel OR gray OR measure OR measures OR modeling OR ray OR rays OR rad OR curie OR radiation OR radiations OR absorbed dose OR absorbed doses

date : 23 juin ... 258 363 résultats

Recherche globale (AND entre les requêtes)

Requêtes **sans** les champs *title* et *abstract* : **23 juin 2011...54 résultats**

ANNEXE 8

DONNÉES ENVIRONNEMENTALES OVID BORDEREAU DE STRATÉGIE DE RECHERCHE

DONNÉES ENVIRONNEMENTALES OVID – BORDEREAU DE STRATÉGIE DE RECHERCHE

- **Sujet (en langage naturel)**

Quelles sont les concentrations environnementales (mesurées ou estimées) de radionucléides (uranium et ses descendants) provenant de l'exploitation de mines d'uranium?

- **Bases de données**

MEDLINE (PubMed) Health and Safety Science (CSA) CINAHL (EBSCO) E-Journals (EBSCO)

EBMR (Ovid)	EMBASE (Ovid)	Global health (Ovid)	Total Access
Collection (Ovid)			

- **Limites**

PY (*publication year*/année de publication) : ?

JN (*journal*/revue) :

LA (*language*/langue) : **anglais, français**

AU (*author*/auteur) :

- **Plan de concepts**

Concept 1 : uranium et ses descendants

Langage naturel (français) : uranium, U (symbole atomique), 92 (symbole chimique), descendants de l'uranium, radionucléides, radioisotopes, isotopes, radionucléides filles, radionucléides fils, radium, radon, plomb, polonium, thorium, chaîne de désintégration, produits de filiation, radioéléments, radioéléments

Langage naturel (anglais) : *uranium, U, 92, daughter product(s), radionuclide(s), radioisotope(s), radium, radon, lead, polonium, thorium, radioelement(s), radioactive isotope(s), Isotope(s) Radioactive*

MeSH : *uranium/adverse effects, uranium/poisoning, uranium/toxicity...radon et cie?*

EMTREE :?

Autres thésaurus :?

Concept 2 : exploitation minière

Langage naturel (français) : exploitation(s)/activité(s)/industrie(s) minière(s), résidu(s)/rejet(s)/tailings minier(s); mine(s) ET extraction, manutention, roulage, rendement, production, exploitation, exploration, lavage, remontée, traitement, concentration/teneur (du minerai), utilisation ou génération d'autres contaminants (chimiques), broyage, lessivage,

Langage naturel (anglais) : *metal mining, mining exploitation/activity(ies)/industry(ies), mining refuse(s)/tail(s)/tailing(s)/discarded residue(s)/waste material(s); mine(s) ET stripping, extraction, exploration, haulage, transport(ation), output, winding, raising, drifting, pulling, hoisting, winning, (ore) concentration, beneficiation, utilization, utilisation, chemical lixiviation, milling*

EMTREE :

Autres thésaurus :

Concept 3 : environnement

Langage naturel (français) : environnement, environnemental, eau, sol, légumes, fruit, air, potager, air intérieur, végétaux, aliments, résidu minier, gibier, poisson, eau, eau potable, eau de surface, eau souterraine. lixiviation, sédiment,

Langage naturel (anglais) : *environment, environmental, land, soil, vegetables, fruits, garden, ambient air, indoor air, mining tail(s)/tailing, game(s) food, fish(es), water, drinking water, surface water, ground water, leaching, sediment(s)*

MeSH :?

EMTREE :?

Autres thésaurus :?

Concept 4 : Concentrations

Langage naturel (français) : concentrations, teneur, activité, poussière, alpha, bêta, gamma, rayonnement, becquerel, gray, curie, rad, mesure, modélisation

Langage naturel (anglais) : *concentration(s), grade(s) activity(ies), dust, alpha ray(s), beta ray(s), gamma ray(s), becquerel, gray, measure(s), modeling, ray(s), rad, curie radiation(s), absorbed dose/doses*

MeSH :?

EMTREE :?

Autres thésaurus :?

- **Concepts à mettre en relation**

1 AND 2 AND 3 AND 4

- **Requêtes selon la syntaxe de recherche de la base PubMed**

Concept 1 (OR entre les termes/expressions) :

Uranium OR daughter products OR daughter product OR radionuclides OR radionuclide OR radioisotopes OR radioisotope OR radium OR radon OR lead 210 OR lead-210 OR 210-lead OR 210 lead OR polonium OR thorium OR radioelements OR radioelement OR radioactive isotopes OR radioactive isotope OR isotopes radioactive OR isotopes radioactive

date : ... résultats

Requête plus restrictive (avec les champs *title* et *abstract* pour les termes en langage naturel)

uranium[tiab] OR daughter products[tiab] OR daughter product[tiab] OR radionuclides[tiab] OR radionuclide[tiab] OR radioisotopes[tiab] OR radioisotope[tiab] OR radium[tiab] OR radon[tiab] OR lead 210[tiab] OR lead-210[tiab] OR 210-lead[tiab] OR 210 lead[tiab] OR polonium[tiab] OR thorium[tiab] OR radioelements[tiab] OR radioelement[tiab] OR radioactive isotopes[tiab] OR radioactive isotope[tiab] OR isotopes radioactive[tiab] OR isotopes radioactive[tiab]

date : ... résultats

Concept 2 (OR entre les termes/expressions) :

metal mining OR mining exploitation OR mining activity OR mining activities OR mining industry OR mining industries OR mining refuse OR mining refuses OR mining tail OR mining tails OR mining tailings OR mining tailing OR mining discarded residue OR mining discarded residues OR mining waste material OR mining waste materials OR mine stripping OR mine leaching OR mine extraction OR mine exploration OR mine haulage OR mine transport OR mine transportation OR mine output OR mine winding OR mine raising OR mine drifting OR mine pulling OR mine hoisting OR mine winning OR mine milling OR mines leaching OR mines stripping OR mines extraction OR mines exploration OR mines haulage OR mines transport OR mines transportation OR mines output OR mines winding OR mines raising OR mines drifting OR mines pulling OR mines hoisting OR mines winning OR mines milling OR ore concentration OR ore beneficiation OR ore utilization OR ore utilizations

date : ... résultats

➤ **Requête plus restrictive (avec les champs *title* et *abstract* pour les termes en langage naturel)**

metal mining[tiab] OR mining exploitation[tiab] OR mining activity[tiab] OR mining activities[tiab] OR mining industry[tiab] OR mining industries[tiab] OR mining refuse[tiab] OR mining refuses[tiab] OR mining tail[tiab] OR mining tails[tiab] OR mining tailings[tiab] OR mining tailing[tiab] OR mining discarded residue[tiab] OR mining discarded residues[tiab] OR mining waste material[tiab] OR mining waste materials[tiab] OR mine stripping[tiab] OR mine leaching[tiab] OR mine extraction[tiab] OR mine exploration[tiab] OR mine haulage[tiab] OR mine transport[tiab] OR mine transportation[tiab] OR mine output[tiab] OR mine winding[tiab] OR mine raising[tiab] OR mine drifting[tiab] OR mine pulling[tiab] OR mine hoisting[tiab] OR mine winning[tiab] OR mine milling[tiab] OR mines leaching[tiab] OR mines stripping[tiab] OR mines extraction[tiab] OR mines exploration[tiab] OR mines haulage[tiab] OR mines transport[tiab] OR mines transportation[tiab] OR mines output[tiab] OR mines winding[tiab] OR mines raising[tiab] OR mines drifting[tiab] OR mines pulling[tiab] OR mines hoisting[tiab] OR mines winning[tiab] OR mines milling[tiab] OR ore concentration[tiab] OR ore beneficiation[tiab] OR ore utilization[tiab]

date : ... résultats

Concept 3 (OR entre les termes/expressions) :

environment OR environmental OR land OR lands OR soil OR soils OR vegetable OR vegetables OR fruit OR fruits OR garden OR gardens OR ambient air OR indoor air OR mining tail OR mining tails OR mining tailing OR food OR game OR games OR fish OR fishes OR water OR waters OR drinking water OR surface water OR ground water OR leaching OR sediment OR sediments

date : ... résultats

➤ **Requête plus restrictive (avec les champs *title* et *abstract* pour les termes en langage naturel)**

Environment[tiab] OR environmental[tiab] OR land[tiab] OR lands[tiab] OR soil[tiab] OR soils[tiab] OR vegetable[tiab] OR vegetables[tiab] OR fruit[tiab] OR fruits[tiab] OR garden[tiab] OR gardens[tiab] OR ambient air[tiab] OR indoor air[tiab] OR mining tail[tiab] OR mining tails[tiab] OR mining tailing[tiab] OR food[tiab] game[tiab] OR games[tiab] OR fish[tiab] OR fishes[tiab] OR water[tiab] OR waters[tiab] OR drinking water[tiab] OR surface water[tiab] OR ground water[tiab] OR leaching[tiab] OR sediment[tiab] OR sediments[tiab]

date : ... résultats

Concept 4 (OR entre les termes/expressions) :

concentration OR concentrations OR grade OR grades OR activity OR activities OR dust OR dusts OR alpha ray OR alpha rays OR gamma ray OR gamma rays OR becquerel OR gray OR measure OR measures OR modeling OR ray OR rays OR rad OR curie OR radiation OR radiations OR absorbed dose OR absorbed doses

date : ... résultats

➤ **Requête plus restrictive (avec les champs *title* et *abstract* pour les termes en langage naturel)**

Concentration[tiab] OR concentrations[tiab] OR grade[tiab] OR grades[tiab] OR activity[tiab] OR activities[tiab] OR dust[tiab] OR dusts[tiab] OR alpha ray[tiab] OR alpha rays[tiab] OR gamma ray[tiab] OR gamma rays[tiab] OR becquerel[tiab] OR gray[tiab] OR measure[tiab] OR measures[tiab] OR modeling[tiab] OR ray[tiab] OR rays[tiab] OR rad[tiab] OR curie[tiab] OR radiation[tiab] OR radiations[tiab] OR absorbed dose[tiab] OR absorbed doses[tiab]

Recherche globale (AND entre les requêtes)

Requêtes **sans** les champs *title* et *abstract* : ...résultats

Requêtes **avec** les champs *title* et *abstract* : ...résultats

• **Requêtes selon la syntaxe de recherche de la base *** d'OvidSP**

Concept 1 (OR entre les termes/expressions) :

(Uranium OR daughter products OR daughter product OR radionuclides OR radionuclide OR radioisotopes OR radioisotope OR radium OR radon OR lead 210 OR lead-210 OR 210-lead OR 210 lead OR polonium OR thorium OR radioelements OR radioelement OR radioactive isotopes OR radioactive isotope OR isotopes radioactive OR isotopes radioactive).af.

date : 16-05-2011 ...9 391 résultats

➤ **Requête plus restrictive (avec les champs *title*, *abstract* and *drug trade name* (soit *tw* pour Text Word) pour les termes en langage naturel)**

(Uranium or daughter products or daughter product or radionuclides or radionuclide or radioisotopes or radioisotope or radium or radon or lead 210 or lead-210 or 210-lead or 210 lead or polonium or thorium or radioelements or radioelement or radioactive isotopes or radioactive isotope or isotopes radioactive or isotopes radioactive).tw.

date : requête non effectuée

Concept 2 (OR entre les termes/expressions) :

- a) (*Mining OR mine OR mines OR metal mining OR mining exploitation OR mining activity OR mining activities OR mining industry OR mining industries OR mining refuse OR mining refuses OR mining tail OR mining tails OR mining tailings OR mining tailing OR mining discarded residue OR mining discarded residues OR mining waste material OR mining waste materials OR mine stripping OR mine leaching OR mine extraction OR mine exploration OR mine haulage OR mine transport OR mine transportation OR mine output OR mine winding OR mine raising OR mine drifting OR mine pulling OR mine hoisting OR mine winning OR mine milling OR mines leaching OR mines stripping OR mines extraction OR mines exploration OR mines haulage OR mines transport OR mines transportation OR mines output OR mines winding OR mines raising OR mines drifting OR mines pulling OR mines hoisting OR mines winning OR mines milling OR ore concentration OR ore beneficiation OR ore utilization OR ore utilizations*).af.

date : 16-05-2011...6 705 résultats

- b) (*metal mining OR mining exploitation OR mining activity OR mining activities OR mining industry OR mining industries OR mining refuse OR mining refuses OR mining tail OR mining tails OR mining tailings OR mining tailing OR mining discarded residue OR mining discarded residues OR mining waste material OR mining waste materials OR mine stripping OR mine leaching OR mine extraction OR mine exploration OR mine haulage OR mine transport OR mine transportation OR mine output OR mine winding OR mine raising OR mine drifting OR mine pulling OR mine hoisting OR mine winning OR mine milling OR mines leaching OR mines stripping OR mines extraction OR mines exploration OR mines haulage OR mines transport OR mines transportation OR mines output OR mines winding OR mines raising OR mines drifting OR mines pulling OR mines hoisting OR mines winning OR mines milling OR ore concentration OR ore beneficiation OR ore utilization OR ore utilizations*).af.

date : 16-05-2011...281 résultats

- **Requête plus restrictive (avec les champs *title*, *abstract* and *drug trade name* (soit *tw* pour *Text Word*) pour les termes en langage naturel))**

(Mining or mine or mines or metal mining or mining exploitation or mining activity or mining activities or mining industry or mining industries or mining refuse or mining refuses or mining tail or mining tails or mining tailings or mining tailing or mining discarded residue or mining discarded residues or mining waste material or mining waste materials or mine stripping or mine leaching or mine extraction or mine exploration or mine haulage or mine transport or mine transportation or mine output or mine winding or mine raising or mine drifting or mine pulling or mine hoisting or mine winning or mine milling or mines leaching or mines stripping or mines extraction or mines exploration or mines haulage or mines transport or mines transportation or mines output or mines winding or mines raising or mines

drifting or mines pulling or mines hoisting or mines winning or mines milling or ore concentration or ore beneficiation or ore utilization or ore utilizations).tw.

date : requête non effectuée

Concept 3 (OR entre les termes/expressions) :

(environment OR environmental OR land OR lands OR soil OR soils OR vegetable OR vegetables OR fruit OR fruits OR garden OR gardens OR ambient air OR indoor air OR mining tail OR mining tails OR mining tailing OR food OR game OR games OR fish OR fishes OR water OR waters OR drinking water OR surface water OR ground water OR leaching OR sediment OR sediments).af.

date : 16-05-2011 397 754...résultats

➤ **Requête plus restrictive (avec les champs *title*, *abstract and drug trade name* (soit tw pour Text Word) pour les termes en langage naturel)**

(environment or environmental or land or lands or soil or soils or vegetable or vegetables or fruit or fruits or garden or gardens or ambient air or indoor air or mining tail or mining tails or mining tailing or food or game or games or fish or fishes or water or waters or drinking water or surface water or ground water or leaching or sediment or sediments).tw.

date : requête non effectuée

Concept 4 (OR entre les termes/expressions) :

(concentration OR concentrations OR grade OR grades OR activity OR activities OR dust OR dusts OR alpha ray OR alpha rays OR gamma ray OR gamma rays OR becquerel OR gray OR measure OR measures OR modeling OR ray OR rays OR rad OR curie OR radiation OR radiations OR absorbed dose OR absorbed doses).af.

date : 16-05-2011 ...807 866 résultats

➤ **Requête plus restrictive (avec les champs *title*, *abstract and drug trade name* (soit tw pour Text Word) pour les termes en langage naturel)**

(concentration or concentrations or grade or grades or activity or activities or dust or dusts or alpha ray or alpha rays or gamma ray or gamma rays or becquerel or gray or measure or measures or modeling or ray or rays or rad or curie or radiation or radiations or absorbed dose or absorbed doses).tw.

date : requête non effectuée

- **Recherche globale (AND entre les requêtes)**

1 AND 2 AND 3 AND 4

Requête avec **Concept 1, 2a) 3 et 4 avec tous** les champs (**soit .af. pour All Fields**):
16-05-2011...114 résultats soit 82 dans EMBASE, 14 dans MEDLINE, 0 dans
OLDMEDLINE, 10 dans MEDLINE in Process et 8 dans Global Health

Les résultats ont été triés et 20 références sont retenues, voir Requête_données
environnementales_OVID_20résultatstriés_16052011.doc dans
S:\partage\Equipe_Rayonnement\Articles analyse de risque

ANNEXE 9

ANALYSE DE DOSES ET DE RISQUES PUBMED BORDEREAU DE STRATÉGIE DE RECHERCHE

ANALYSE DE DOSES ET DE RISQUES PUBMED – BORDEREAU DE STRATÉGIE DE RECHERCHE

- **Sujet (en langage naturel)**

Quelles sont les analyses de risques et d'exposition pour la population et pour les travailleurs en lien avec l'exploitation des mines d'uranium?

- **Bases de données**

MEDLINE (PubMed)	Health and Safety Science (CSA)	CINAHL
(EBSCO)E-Journals (EBSCO)	EBMR (Ovid)	EMBASE (Ovid)
Global health (Ovid)	Total Access	Collection (Ovid)

- **Limites**

PY (*publication year*/année de publication) : ?

JN (*journal*/revue) :

LA (*language*/langue) : **anglais, français**

AU (*author*/auteur) :

- **Plan de concepts**

Concept 1 : uranium et ses descendants

uranium, U (symbole atomique), 92 (symbole chimique), descendants de l'uranium, radionucléides, radioisotopes, isotopes, radionucléides filles, radionucléides fils, radium, radon, plomb 210, polonium, thorium, chaîne de désintégration, produits de filiation, radioéléments, radioéléments

Langage naturel (anglais) : *uranium, U, 92, daughter product(s), radionuclide(s), radioisotope(s), radium, radon, lead 210, polonium, thorium, radioelement(s), radioactive isotope(s), Isotope(s) Radioactive*

MeSH : *uranium/adverse effects, uranium/poisoning, uranium/toxicity...radon et cie?*

EMTREE :?

Autres thésaurus :?

Concept 2 : exploitation minière

Langage naturel (français) : exploitation(s)/activité(s)/industrie(s) minière(s), résidu(s)/rejet(s)/tailings minier(s); mine(s) ET extraction, manutention, roulage, rendement, production, exploitation, exploration, levage, remontée, traitement,

concentration/teneur (du minerai), utilisation ou génération d'autres contaminants (chimiques), broyage, lessivage,

Langage naturel (anglais) : *metal mining, mining exploitation/activity(ies)/industry(ies), mining refuse(s)/tail(s)/tailing(s)/discarded residue(s)/waste material(s); mine(s) ET stripping, extraction, exploration, haulage, transport(ation), output, winding, raising, drifting, pulling, hoisting, winning, (ore) concentration, beneficiation, utilization, utilisation, chemical lixiviation, milling*

MeSH : *mining/adverse effects, extraction and processing industry*

EMTREE : ?

Autres thésaurus : ?

Concept 3 : analyse de risque/exposition

Langage naturel (français) : analyse/évaluation de risque/du risque, analyse/évaluation de l'exposition, analyse/évaluation radiotoxicité, analyse/évaluation impact, analyse/évaluation cancérigène, analyse/évaluation non cancérigène, analyse/évaluation de la dose, dosimétrie, dose interne

Langage naturel (anglais) : *risk analysis(es)/assessment(s)/evaluation(s), exposure analysis(es)/assessment(s)/evaluation(s), impact analysis(es)/assessment(s)/evaluation(s), radiotoxicity analysis(es)/assessment(s)/evaluation(s), carcinogen analysis(es)/assessment(s)/evaluation(s), non carcinogen analysis(es)/assessment(s)/evaluation(s), dose analysis(es)/assessment(s)/evaluation(s), dosimetry*

MeSH : ?

EMTREE : ?

Autres thésaurus : ?

Concept 4 : population et travailleurs (incluant les sous-groupes sensibles)

Langage naturel (français) : humain(e), population, enfant, femme enceinte, femmes qui allaitent, personnes âgées, autochtone, communauté, individus, femme, homme, travailleurs miniers, mineur(s), porion(s)

Langage naturel (anglais) : *human(s), population(s), child(ren), pregnant woman(en), aged person(s), native, native people, autochthon(s), community(ies), individual(s), woman(en), man(en), breastfeeding woman(en), breast feeding woman(en), miner(s), mining worker(s), digger(s), pitman(en), deputy(ies)*

MeSH : *mining, health worker effect*

EMTREE :?

Autres thésaurus :?

Autres thésaurus :?

- **Concepts à mettre en relation**

1 AND 2 AND 3 AND 4

- **Requêtes selon la syntaxe de recherche de la base PubMed (Recherche limitée de août 2010 à juin 2011)**

Concept 1 (OR entre les termes/expressions) :

Uranium OR daughter products OR daughter product OR radionuclides OR radionuclide OR radioisotopes OR radioisotope OR radium OR radon OR lead 210 OR lead-210 OR 210-lead OR 210 lead OR polonium OR thorium OR radioelements OR radioelement OR radioactive isotopes OR radioactive isotope OR isotopes radioactive OR isotopes radioactive

date : 22 juin 2011 5285 résultats

Concept 2 (OR entre les termes/expressions) :

metal mining OR mining exploitation OR mining activity OR mining activities OR mining industry OR mining industries OR mining refuse OR mining refuses OR mining tail OR mining tails OR mining tailings OR mining tailing OR mining discarded residue OR mining discarded residues OR mining waste material OR mining waste materials OR mine stripping OR mine leaching OR mine extraction OR mine exploration OR mine haulage OR mine transport OR mine transportation OR mine output OR mine winding OR mine raising OR mine drifting OR mine pulling OR mine hoisting OR mine winning OR mine milling OR mines leaching OR mines stripping OR mines extraction OR mines exploration OR mines haulage OR mines transport OR mines transportation OR mines output OR mines winding OR mines raising OR mines drifting OR mines pulling OR mines hoisting OR mines winning OR mines milling OR ore concentration OR ore beneficiation OR ore utilization OR ore utilizations

date : 22 juin 2011...827 résultats

Concept 3 (OR entre les termes/expressions) :

risk analysis OR risk analyses OR risk assessment OR risk assessments OR risk evaluation OR risk evaluations OR exposure analysis OR exposure analyses OR exposure assessment OR exposure assessments OR exposure evaluation OR exposure evaluations OR impact analysis OR impact analyses OR impact assessment OR impact assessments OR impact evaluation OR impact evaluations OR radiotoxicity analysis OR radiotoxicity analyses OR radiotoxicity assessment OR radiotoxicity assessments OR

radiotoxicity evaluation OR radiotoxicity evaluations OR carcinogen analysis OR carcinogen analyses OR carcinogen assessment OR carcinogen assessments OR carcinogen evaluation OR carcinogen evaluations OR non carcinogen analysis OR non carcinogen analyses OR non carcinogen assessment OR non carcinogen assessments OR non carcinogen evaluation OR non carcinogen evaluations OR dose analysis OR dose analyses OR dose assessment OR dose assessments OR dose evaluation OR dose evaluations OR dosimetry analysis OR dosimetry analyses OR dosimetry assessment OR dosimetry assessments OR dosimetry evaluation OR dosimetry evaluations OR internal dose OR internal doses

date : 22 juin 2011... 85863 résultats

Concept 4 (OR entre les termes/expressions) :

*human population OR humans population OR human populations OR humans populations OR population OR populations OR child OR children OR pregnant woman OR pregnant women OR aged person OR aged persons OR native OR natives OR native people OR **autochthon** OR **autochthons** OR community OR communities OR individual OR individuals OR woman OR women OR man OR men OR breastfeeding woman OR breastfeeding women OR breast feeding woman OR breast feeding women OR miner OR miners OR mining worker OR mining workers OR digger OR diggers OR pitman OR pitmen OR deputy OR deputies*

date : 22 juin 2011... 355016 résultats

- **Recherche globale (AND entre les requêtes)**

Requêtes sans les champs **title** et **abstract** : **30...résultats (22 juin 2011)**

ANNEXE 10

ANALYSE DE DOSES ET DE RISQUES OVID BORDEREAU DE STRATÉGIE DE RECHERCHE

ANALYSE DE DOSES ET DE RISQUES OVID – BORDEREAU DE STRATÉGIE DE RECHERCHE

- **Sujet (en langage naturel)**

Quelles sont les analyses de risque et d'exposition pour la population et pour les travailleurs en lien avec l'exploitation des mines d'uranium?

- **Bases de données**

MEDLINE (PubMed) Health and Safety Science (CSA) CINAHL (EBSCO)

E-Journals (EBSCO) EBMR (Ovid) EMBASE (Ovid) Global health (Ovid)

Total Access Collection (Ovid)

- **Limites**

PY (*publication year*/année de publication) : ?

JN (*journal*/revue) :

LA (*language*/langue) : **anglais, français**

AU (*author*/auteur) :

- **Plan de concepts**

Concept 1 : uranium et ses descendants

uranium, U (symbole atomique), 92 (symbole chimique), descendants de l'uranium, radionucléides, radioisotopes, isotopes, radionucléides filles, radionucléides fils, radium, radon, plomb 210, polonium, thorium, chaîne de désintégration, produits de filiation, radioéléments, radioéléments

Langage naturel (anglais) : *uranium, U, 92, daughter product(s), radionuclide(s), radioisotope(s), radium, radon, lead 210, polonium, thorium, radioelement(s), radioactive isotope(s), Isotope(s) Radioactive*

MeSH : *uranium/adverse effects, uranium/poisoning, uranium/toxicity...radon et cie?*

EMTREE :?

Autres thésaurus :?

Concept 2 : exploitation minière

Langage naturel (français) : exploitation(s)/activité(s)/industrie(s) minière(s), résidu(s)/rejet(s)/tailings minier(s); mine(s) ET extraction, manutention, roulage, rendement, production, exploitation, exploration, levage, remontée, traitement,

concentration/teneur (du minerai), utilisation ou génération d'autres contaminants (chimiques), broyage, lessivage,

Langage naturel (anglais) : *metal mining, mining exploitation/activity(ies)/industry(ies), mining refuse(s)/tail(s)/tailing(s)/discarded residue(s)/waste material(s); mine(s) ET stripping, extraction, exploration, haulage, transport(ation), output, winding, raising, drifting, pulling, hoisting, winning, (ore) concentration, beneficiation, utilization, utilisation, chemical lixiviation, milling*

MeSH : *mining/adverse effects, extraction and processing industry*

EMTREE : ?

Autres thésaurus : ?

Concept 3 : analyse de risque/exposition

Langage naturel (français) : analyse/évaluation de risque/du risque, analyse/évaluation de l'exposition, analyse/évaluation radiotoxicité, analyse/évaluation impact, analyse/évaluation cancérigène, analyse/évaluation non cancérigène, analyse/évaluation de la dose, dosimétrie, dose interne

Langage naturel (anglais) : *risk analysis(es)/assessment(s)/evaluation(s), exposure analysis(es)/assessment(s)/evaluation(s), impact analysis(es)/assessment(s)/evaluation(s), radiotoxicity analysis(es)/assessment(s)/evaluation(s), carcinogen analysis(es)/assessment(s)/evaluation(s), non carcinogen analysis(es)/assessment(s)/evaluation(s), dose analysis(es)/assessment(s)/evaluation(s), dosimetry*

MeSH : ?

EMTREE : ?

Autres thésaurus : ?

Concept 4 : population et travailleurs (incluant les sous-groupes sensibles)

Langage naturel (français) : humain(e), population, enfant, femme enceinte, femmes qui allaitent, personnes âgées, autochtone, communauté, individus, femme, homme, travailleurs miniers, mineur(s), porion(s)

Langage naturel (anglais) : *human(s), population(s), child(ren), pregnant woman(en), aged person(s), native, native people, autochthon(s), community(ies), individual(s), woman(en), man(en), breastfeeding woman(en), breast feeding woman(en), miner(s), mining worker(s), digger(s), pitman(en), deputy(ies)*

MeSH : *mining, health worker effect*

EMTREE :?

Autres thésaurus :?

Autres thésaurus :?

- **Concepts à mettre en relation**

1 AND 2 AND 3 AND 4

- **Requêtes selon la syntaxe de recherche de la base PubMed**

Concept 1 (OR entre les termes/expressions) :

Uranium OR daughter products OR daughter product OR radionuclides OR radionuclide OR radioisotopes OR radioisotope OR radium OR radon OR lead 210 OR lead-210 OR 210-lead OR 210 lead OR polonium OR thorium OR radioelements OR radioelement OR radioactive isotopes OR radioactive isotope OR isotopes radioactive OR isotopes radioactive

date : 18 juin 356 023 résultats

- **Requête plus restrictive (avec les champs *title* et *abstract* pour les termes en langage naturel)**

"Uranium/adverse effects"[Mesh] OR "Uranium/poisoning"[Mesh] OR "Uranium/toxicity"[Mesh] OR uranium[tiab] OR daughter products[tiab] OR daughter product[tiab] OR radionuclides[tiab] OR radionuclide[tiab] OR radioisotopes[tiab] OR radioisotope[tiab] OR radium[tiab] OR radon[tiab] OR lead 210[tiab] OR lead-210[tiab] OR 210-lead[tiab] OR 210 lead[tiab] OR polonium[tiab] OR thorium[tiab] OR radioelements[tiab] OR radioelement[tiab] OR radioactive isotopes[tiab] OR radioactive isotope[tiab] OR isotopes radioactive[tiab] OR isotopes radioactive[tiab]

date : 18 juin 48796... résultats
2010-10-01 : 49 864

Concept 2 (OR entre les termes/expressions) :

metal mining OR mining exploitation OR mining activity OR mining activities OR mining industry OR mining industries OR mining refuse OR mining refuses OR mining tail OR mining tails OR mining tailings OR mining tailing OR mining discarded residue OR mining discarded residues OR mining waste material OR mining waste materials OR mine stripping OR mine leaching OR mine extraction OR mine exploration OR mine haulage OR mine transport OR mine transportation OR mine output OR mine winding OR mine raising OR mine drifting OR mine pulling OR mine hoisting OR mine winning OR mine milling OR mines leaching OR mines stripping OR mines extraction OR mines exploration OR mines haulage OR mines transport OR mines transportation OR mines output OR mines winding OR mines raising OR mines drifting OR mines pulling OR

mines hoisting OR mines winning OR mines milling OR ore concentration OR ore beneficiation OR ore utilization OR ore utilizations

date : 18 juin...13 432 résultats

➤ **Requête plus restrictive (avec les champs *title* et *abstract* pour les termes en langage naturel)**

metal mining[tiab] OR mining exploitation[tiab] OR mining activity[tiab] OR mining activities[tiab] OR mining industry[tiab] OR mining industries[tiab] OR mining refuse[tiab] OR mining refuses[tiab] OR mining tail[tiab] OR mining tails[tiab] OR mining tailings[tiab] OR mining tailing[tiab] OR mining discarded residue[tiab] OR mining discarded residues[tiab] OR mining waste material[tiab] OR mining waste materials[tiab] OR mine stripping[tiab] OR mine leaching[tiab] OR mine extraction[tiab] OR mine exploration[tiab] OR mine haulage[tiab] OR mine transport[tiab] OR mine transportation[tiab] OR mine output[tiab] OR mine winding[tiab] OR mine raising[tiab] OR mine drifting[tiab] OR mine pulling[tiab] OR mine hoisting[tiab] OR mine winning[tiab] OR mine milling[tiab] OR mines leaching[tiab] OR mines stripping[tiab] OR mines extraction[tiab] OR mines exploration[tiab] OR mines haulage[tiab] OR mines transport[tiab] OR mines transportation[tiab] OR mines output[tiab] OR mines winding[tiab] OR mines raising[tiab] OR mines drifting[tiab] OR mines pulling[tiab] OR mines hoisting[tiab] OR mines winning[tiab] OR mines milling[tiab] OR ore concentration[tiab] OR ore beneficiation[tiab] OR ore utilization[tiab]

date : 18 juin...851 résultats

Concept 3 (OR entre les termes/expressions) :

risk analysis OR risk analyses OR risk assessment OR risk assessments OR risk evaluation OR risk evaluations OR exposure analysis OR exposure analyses OR exposure assessment OR exposure assessments OR exposure evaluation OR exposure evaluations OR impact analysis OR impact analyses OR impact assessment OR impact assessments OR impact evaluation OR impact evaluations OR radiotoxicity analysis OR radiotoxicity analyses OR radiotoxicity assessment OR radiotoxicity assessments OR radiotoxicity evaluation OR radiotoxicity evaluations OR carcinogen analysis OR carcinogen analyses OR carcinogen assessment OR carcinogen assessments OR carcinogen evaluation OR carcinogen evaluations OR non carcinogen analysis OR non carcinogen analyses OR non carcinogen assessment OR non carcinogen assessments OR non carcinogen evaluation OR non carcinogen evaluations OR dose analysis OR dose analyses OR dose assessment OR dose assessments OR dose evaluation OR dose evaluations OR dosimetry analysis OR dosimetry analyses OR dosimetry assessment OR dosimetry assessments OR dosimetry evaluation OR dosimetry evaluations OR internal dose OR internal doses

18 juin...1 228 375 résultats

➤ **Requête plus restrictive (avec les champs *title* et *abstract* pour les termes en langage naturel)**

risk analysis[tiab] OR risk analyses[tiab] OR risk assessment[tiab] OR risk assessments[tiab] OR risk evaluation[tiab] OR risk evaluations[tiab] OR exposure analysis[tiab] OR exposure analyses[tiab] OR exposure assessment[tiab] OR exposure assessments[tiab] OR exposure evaluation[tiab] OR exposure evaluations[tiab] OR impact analysis[tiab] OR impact analyses[tiab] OR impact assessment[tiab] OR impact assessments[tiab] OR impact evaluation[tiab] OR impact evaluations[tiab] OR radiotoxicity analysis[tiab] OR radiotoxicity analyses[tiab] OR radiotoxicity assessment[tiab] OR radiotoxicity assessments[tiab] OR radiotoxicity evaluation[tiab] OR radiotoxicity evaluations[tiab] OR carcinogen analysis[tiab] OR carcinogen analyses[tiab] OR carcinogen assessment[tiab] OR carcinogen assessments[tiab] OR carcinogen evaluation[tiab] OR carcinogen evaluations[tiab] OR non carcinogen analysis[tiab] OR non carcinogen analyses[tiab] OR non carcinogen assessment[tiab] OR non carcinogen assessments[tiab] OR non carcinogen evaluation[tiab] OR non carcinogen evaluations[tiab] OR dose analysis[tiab] OR dose analyses[tiab] OR dose assessment[tiab] OR dose assessments[tiab] OR dose evaluation[tiab] OR dose evaluations[tiab] OR dosimetry analysis[tiab] OR dosimetry analyses[tiab] OR dosimetry assessment[tiab] OR dosimetry assessments[tiab] OR dosimetry evaluation[tiab] OR dosimetry evaluations[tiab] OR internal dose[tiab] OR internal doses[tiab]

date : 18 juin...30939 résultats

Concept 4 (OR entre les termes/expressions) :

human population OR humans population OR human populations OR humans populations OR population OR populations OR child OR children OR pregnant woman OR pregnant women OR aged person OR aged persons OR native OR natives OR native people OR [autochthon](#) OR [autochthons](#) OR community OR communities OR individual OR individuals OR woman OR women OR man OR men OR breastfeeding woman OR breastfeeding women OR breast feeding woman OR breast feeding women OR miner OR miners OR mining worker OR mining workers OR digger OR diggers OR pitman OR pitmen OR deputy OR deputies

date : 18 juin...9 800 467 résultats

➤ **Requête plus restrictive (avec les champs *title* et *abstract* pour les termes en langage naturel)**

human population[tiab] OR humans population[tiab] OR human populations[tiab] OR humans populations[tiab] OR population[tiab] OR populations[tiab] OR child[tiab] OR children[tiab] OR pregnant woman[tiab] OR pregnant women[tiab] OR aged person[tiab] OR aged persons[tiab] OR native[tiab] OR natives[tiab] OR native people[tiab] OR [autochthon](#)[tiab] OR [autochthons](#)[tiab] OR community[tiab] OR communities[tiab] OR individual[tiab] OR individuals[tiab] OR woman[tiab] OR women[tiab] OR man[tiab] OR men[tiab] OR breastfeeding woman[tiab] OR breastfeeding women[tiab] OR breast

feeding woman[tiab] OR breast feeding women[tiab] OR miner[tiab] OR miners[tiab] OR mining worker[tiab] OR mining workers[tiab] OR digger[tiab] OR diggers[tiab] OR pitman[tiab] OR pitmen[tiab] OR deputy[tiab] OR deputies[tiab]

date : 18 juin ... 2 925 236 résultats

Recherche globale (AND entre les requêtes)

Requêtes **sans** les champs **title et abstract** : ...résultats

Requêtes **avec** les champs **title et abstract** : ...résultats

Requêtes **selon la syntaxe de recherche de la base OvidSP**

Concept 1 (OR entre les termes/expressions) :

(Uranium OR daughter products OR daughter product OR radionuclides OR radionuclide OR radioisotopes OR radioisotope OR radium OR radon OR lead 210 OR lead-210 OR 210-lead OR 210 lead OR polonium OR thorium OR radioelements OR radioelement OR radioactive isotopes OR radioactive isotope OR isotopes radioactive OR isotopes radioactive).af.

date : 16-05-2011 ...9 391 résultats

➤ **Requête plus restrictive (avec les champs *title, abstract and drug trade name* (soit *tw* pour Text Word) pour les termes en langage naturel)**

(Uranium or daughter products or daughter product or radionuclides or radionuclide or radioisotopes or radioisotope or radium or radon or lead 210 or lead-210 or 210-lead or 210 lead or polonium or thorium or radioelements or radioelement or radioactive isotopes or radioactive isotope or isotopes radioactive or isotopes radioactive).tw.

date : requête non effectuée

Concept 2 (OR entre les termes/expressions) :

(mining OR mine OR mines OR metal mining OR mining exploitation OR mining activity OR mining activities OR mining industry OR mining industries OR mining refuse OR mining refuses OR mining tail OR mining tails OR mining tailings OR mining tailing OR mining discarded residue OR mining discarded residues OR mining waste material OR mining waste materials OR mine stripping OR mine leaching OR mine extraction OR mine exploration OR mine haulage OR mine transport OR mine transportation OR mine output OR mine winding OR mine raising OR mine drifting OR mine pulling OR mine hoisting OR mine winning OR mine milling OR mines leaching OR mines stripping OR mines extraction OR mines exploration OR mines haulage OR mines transport OR mines transportation OR mines output OR mines winding OR mines raising OR mines drifting OR mines pulling OR mines hoisting OR mines winning OR mines milling OR ore concentration OR ore beneficiation OR ore utilization OR ore utilizations).af.

date : 16-05-2011...6 705 résultats

- **Requête plus restrictive (avec les champs *title*, *abstract* and *drug trade name* (soit tw pour Text Word) pour les termes en langage naturel)**

Requête non effectuée

Concept 3 (OR entre les termes/expressions) :

(risk analysis OR risk analyses OR risk assessment OR risk assessments OR risk evaluation OR risk evaluations OR exposure analysis OR exposure analyses OR exposure assessment OR exposure assessments OR exposure evaluation OR exposure evaluations OR impact analysis OR impact analyses OR impact assessment OR impact assessments OR impact evaluation OR impact evaluations OR radiotoxicity analysis OR radiotoxicity analyses OR radiotoxicity assessment OR radiotoxicity assessments OR radiotoxicity evaluation OR radiotoxicity evaluations OR carcinogen analysis OR carcinogen analyses OR carcinogen assessment OR carcinogen assessments OR carcinogen evaluation OR carcinogen evaluations OR non carcinogen analysis OR non carcinogen analyses OR non carcinogen assessment OR non carcinogen assessments OR non carcinogen evaluation OR non carcinogen evaluations OR dose analysis OR dose analyses OR dose assessment OR dose assessments OR dose evaluation OR dose evaluations OR dosimetry analysis OR dosimetry analyses OR dosimetry assessment OR dosimetry assessments OR dosimetry evaluation OR dosimetry evaluations OR internal dose OR internal doses).af.

date : 16-05-2011...51 482 résultats

- **Requête plus restrictive ((avec les champs *title*, *abstract* and *drug trade name* (soit tw pour Text Word) pour les termes en langage naturel)**

Requête non effectuée

Concept 4 (OR entre les termes/expressions) :

(human population OR humans population OR human populations OR humans populations OR population OR populations OR child OR children OR pregnant woman OR pregnant women OR aged person OR aged persons OR native OR natives OR native people OR [autochthon](#) OR [autochthons](#) OR community OR communities OR individual OR individuals OR woman OR women OR man OR men OR breastfeeding woman OR breastfeeding women OR breast feeding woman OR breast feeding women OR miner OR miners OR mining worker OR mining workers OR digger OR diggers OR pitman OR pitmen OR deputy OR deputies).af.

date : 16-05-2011...773 747 résultats

- **Requête plus restrictive ((avec les champs *title*, *abstract* and *drug trade name* (soit *tw* pour Text Word) pour les termes en langage naturel)**

Requête non effectuée

Recherche globale (AND entre les requêtes)

1 AND 2 AND 3 AND 4

- **Requête avec tous les champs (soit *.af.* pour *All Fields*): 16-05-2011 ...6 résultats soit 4 dans EMBASE, 0 dans MEDLINE, 0 dans OLDMEDLINE, 2 dans MEDLINE in Process et 0 dans Global Health**

Les résultats de la requête ont été triés et 3 références sont retenues, voir Requête_analyse_de_risque_OVID_3_résultats_triés_16052011.doc dans S:\partage\Equipe_Rayonnement\Articles analyse de risque

ANNEXE 11

DONNÉES DE RISQUE MOYEN POUR L'INHALATION ET L'EXPOSITION EXTERNE

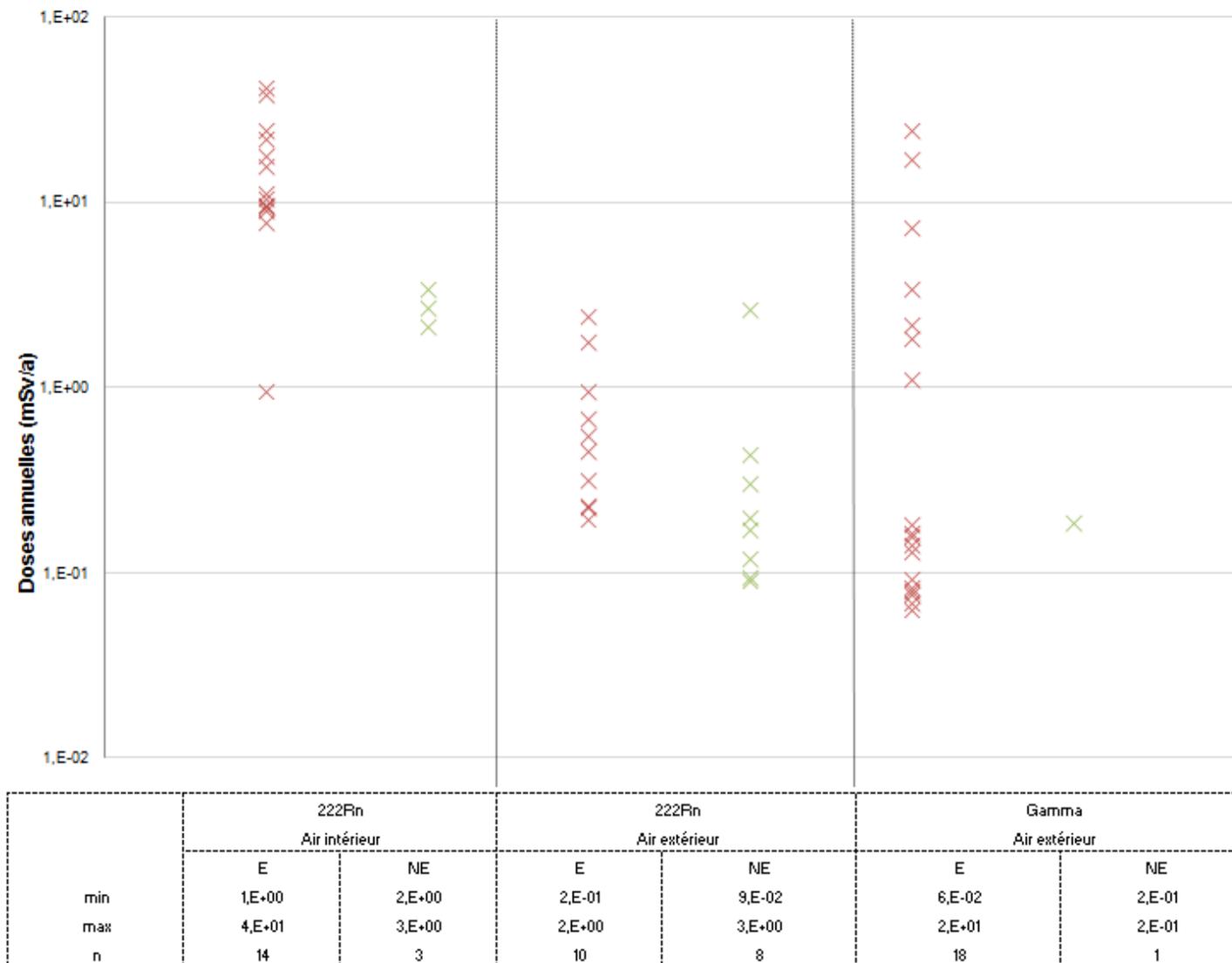


Figure 30 Doses annuelles théoriques calculées (mSv/an) pour l'inhalation de radon dans l'air intérieur et extérieur et l'exposition externe aux rayons gamma dans l'air extérieur

ANNEXE 12

DONNÉES DE RISQUE MOYEN POUR L'INGESTION DE SOLS, ROCS, RÉSIDUS ET MINÉRAI (SRRM)

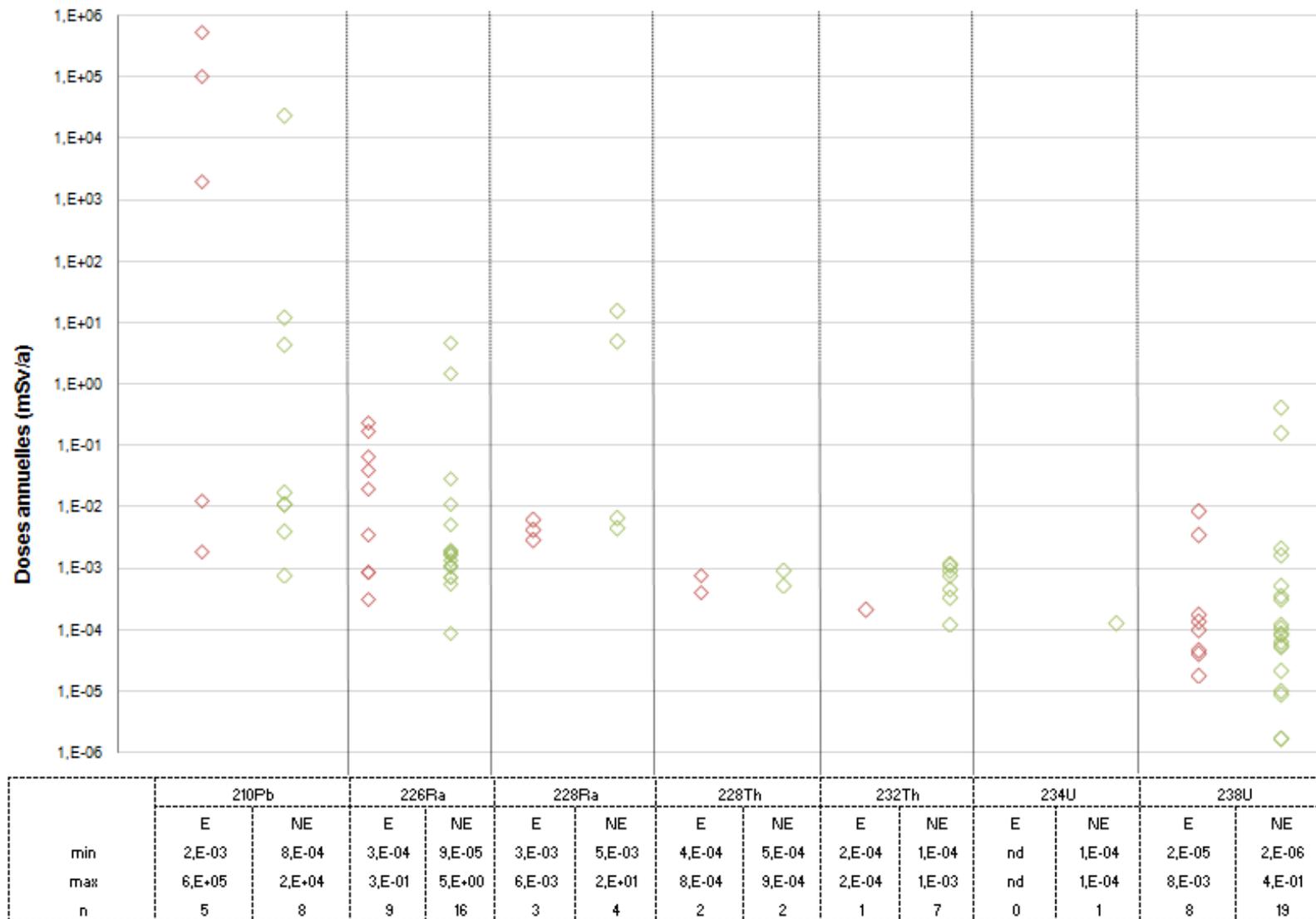


Figure 31 Doses annuelles théoriques calculées (mSv/an) pour l'ingestion de ²¹⁰Pb, de ²²⁶Ra, de ²²⁸Ra, de ²²⁸Th, de ²³²Th, de ²³⁴U et de ²³⁸U dans les SRRM

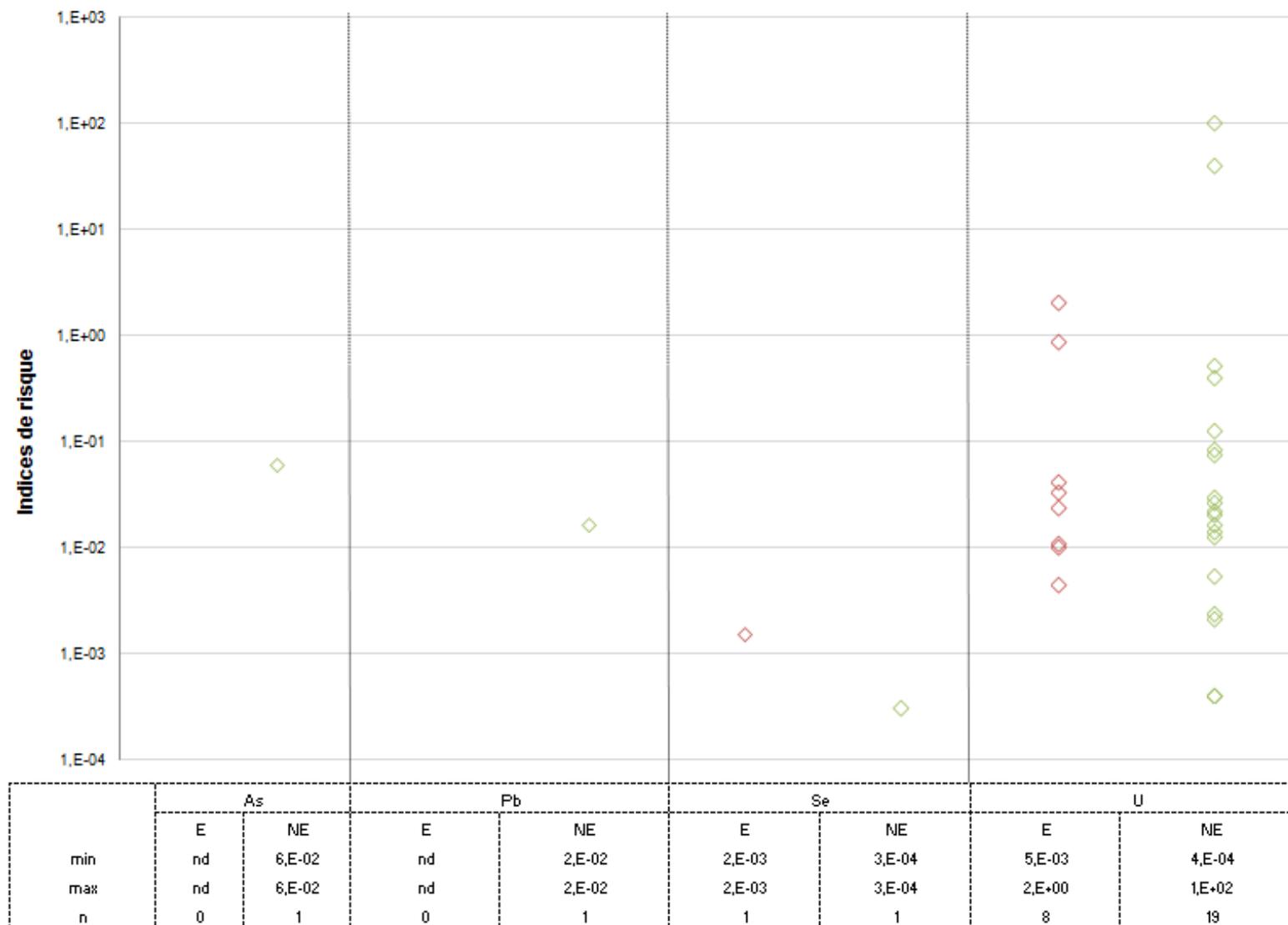


Figure 32 Indices de risque non cancérigène théoriques calculés pour l’ingestion d’As, de Pb, de Se et d’U dans les SRRM

ANNEXE 13

**DONNÉES DE RISQUE MOYEN POUR L'INGESTION D'EAU
(EAU DE SURFACE, EAU POTABLE ET EAU SOUTERRAINE)**

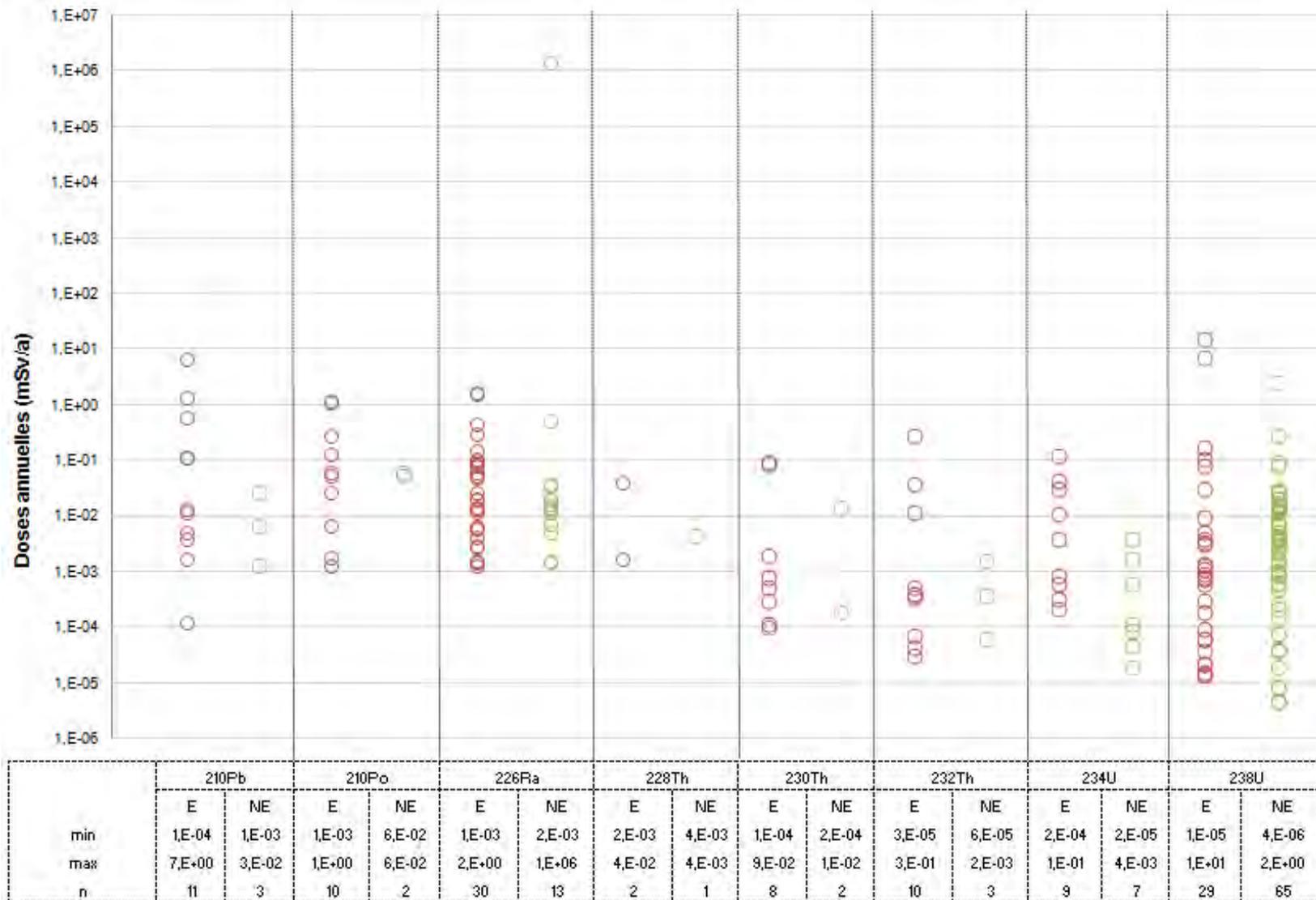


Figure 33 Doses annuelles théoriques calculées (mSv/an) pour l'ingestion de ^{210}Pb , de ^{210}Po , de ^{226}Ra , de ^{228}Th , de ^{230}Th , de ^{232}Th , de ^{234}U et de ^{238}U dans l'eau

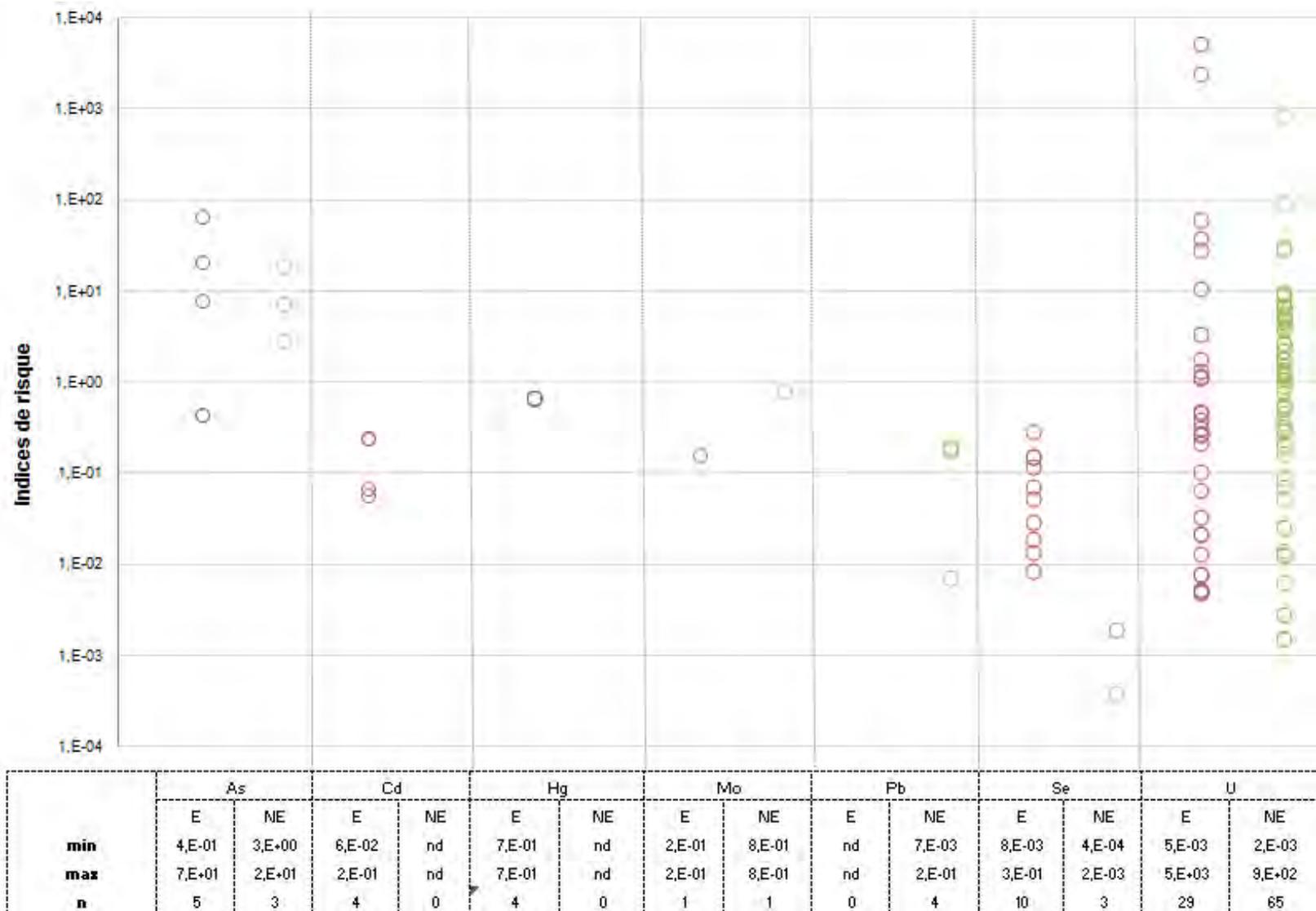


Figure 34 Indices de risque non cancérogène théoriques calculés pour l'ingestion d'As, de Cd, de Hg, de Mo, de Pb, de Se et d'U dans l'eau

ANNEXE 14

DONNÉES DE RISQUE MOYEN POUR L'INGESTION DE POISSONS ET FRUITS DE MER (P&FM)

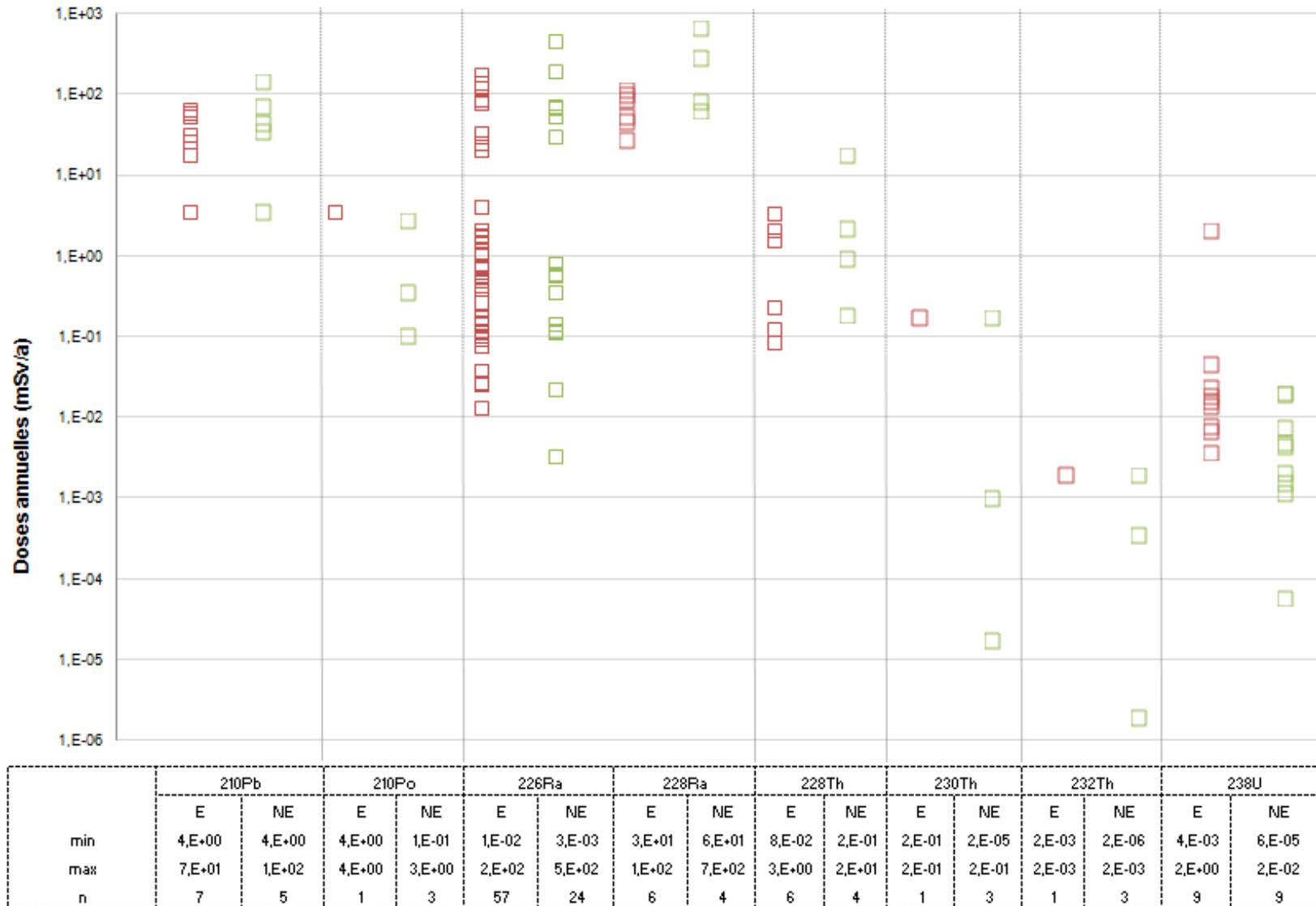


Figure 35 Doses annuelles théoriques calculées (mSv/an) pour l'ingestion de ²¹⁰Pb, de ²¹⁰Po, de ²²⁶Ra, de ²²⁸Ra, de ²²⁸Th, de ²³⁰Th, de ²³²Th et de ²³⁸U dans les P&FM

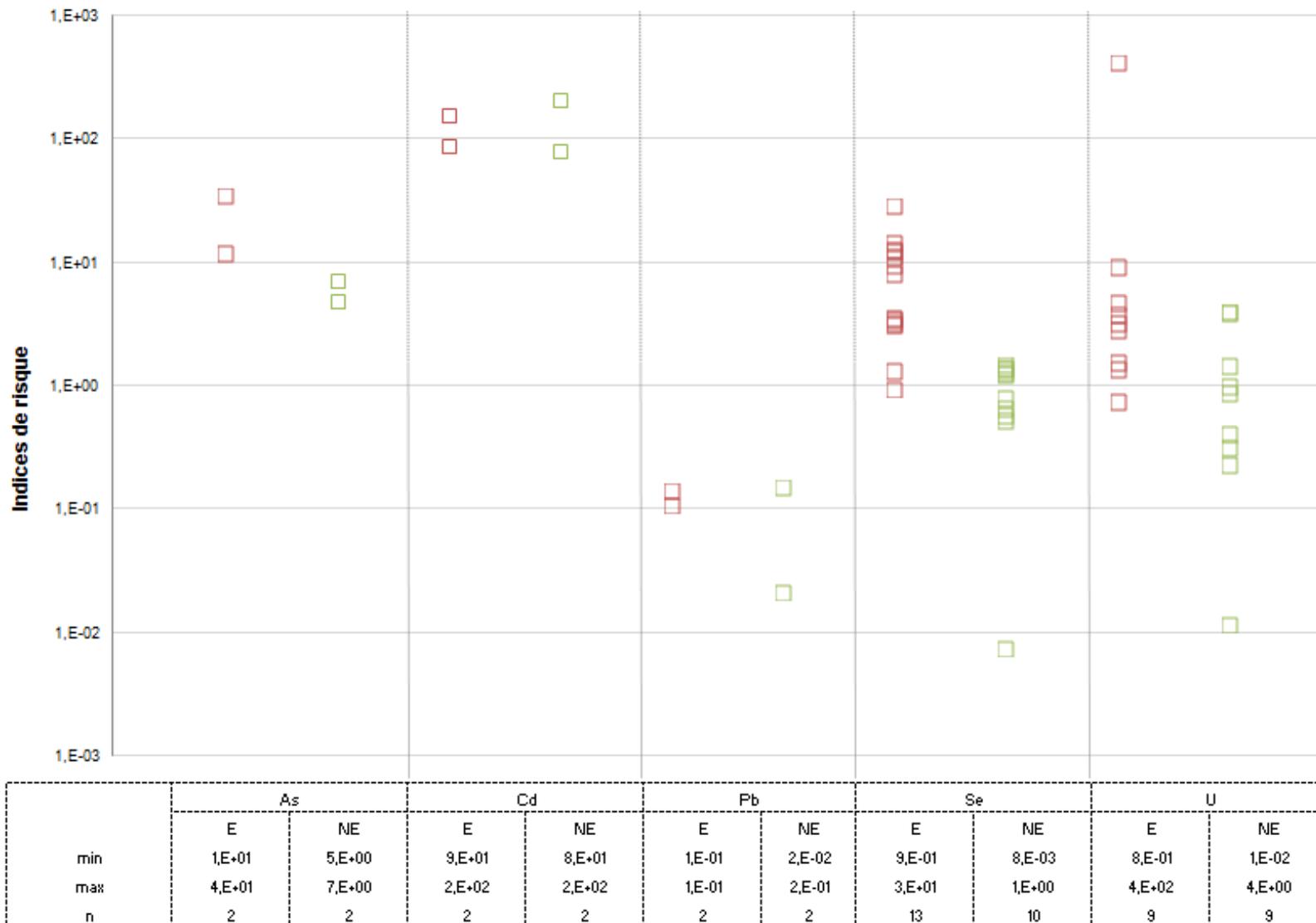


Figure 36 Indices de risque non cancérigène théoriques calculés (mSv/an) pour l’ingestion d’As, de Cd, de Pb, de Se et d’U dans les P&FM

ANNEXE 15

DONNÉES DE RISQUE MOYEN POUR L'INGESTION DE VIANDE ET ŒUFS (V&O)

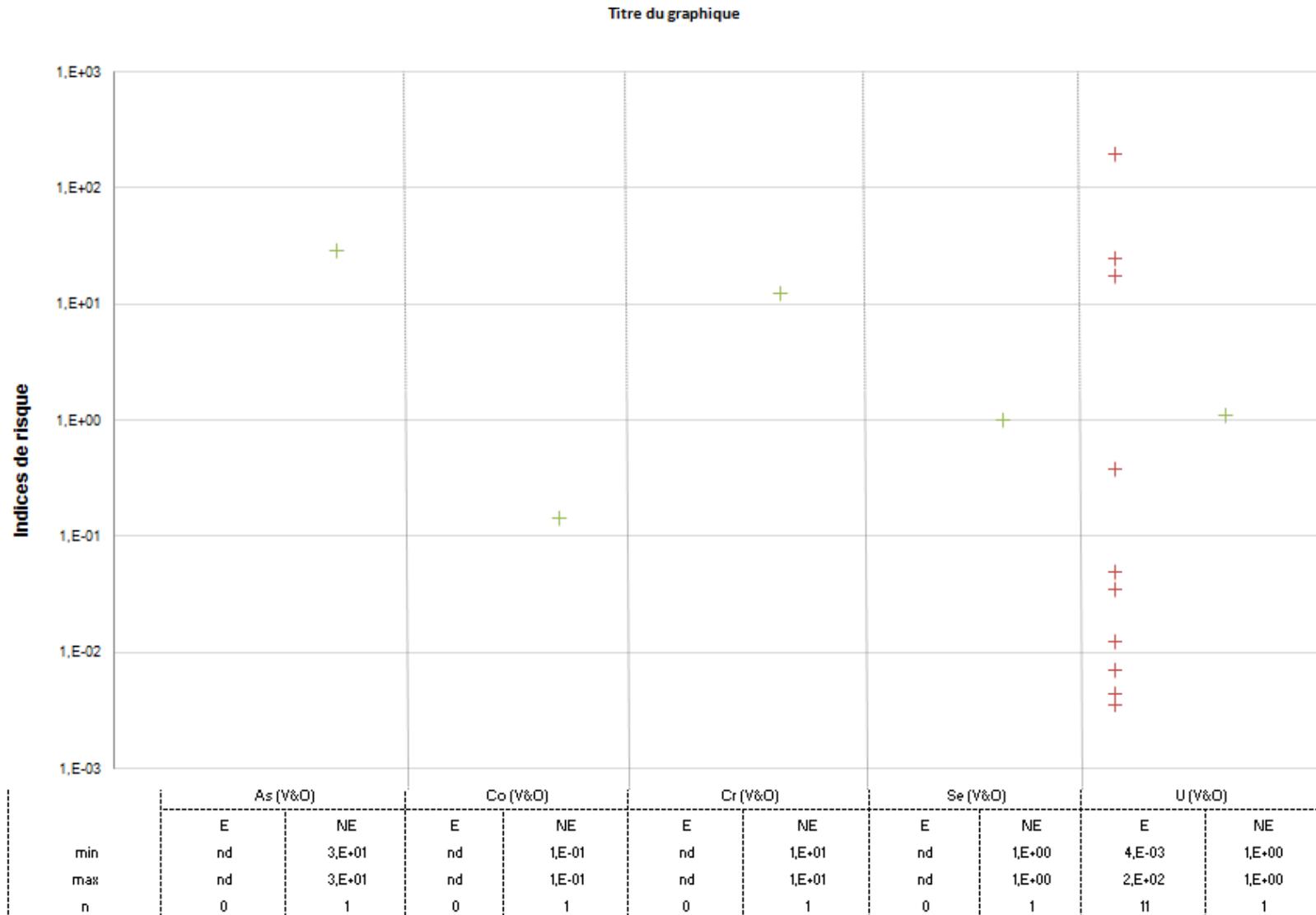
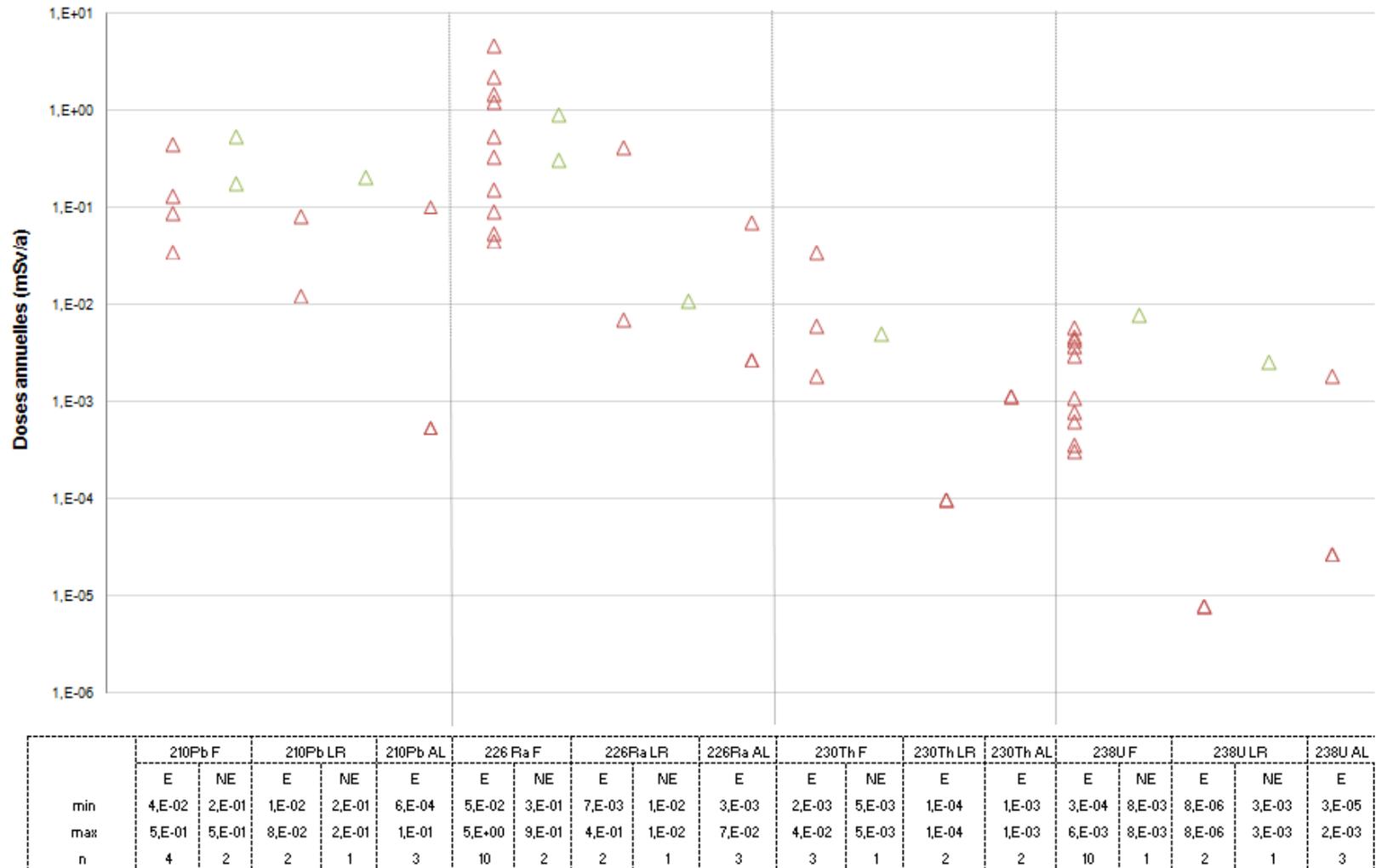


Figure 37 Indices de risque non cancérigène théoriques calculés (mSv/an) pour l'ingestion d'As, de Co, de Cr, de Se et d'U dans les V&O

ANNEXE 16

DONNÉES DE RISQUE MOYEN POUR L'INGESTION DE FRUITS, DE LÉGUMES RACINES ET D'AUTRES LÉGUMES



AL: Autres légumes
 F: Fruits
 LR: Légumes racines

Figure 38 Doses annuelles théoriques calculées (mSv/an) pour l'ingestion de ²¹⁰Pb, de ²²⁶Ra, de ²³⁰Th, et de ²³⁸U dans les fruits, les légumes racines et les autres légumes

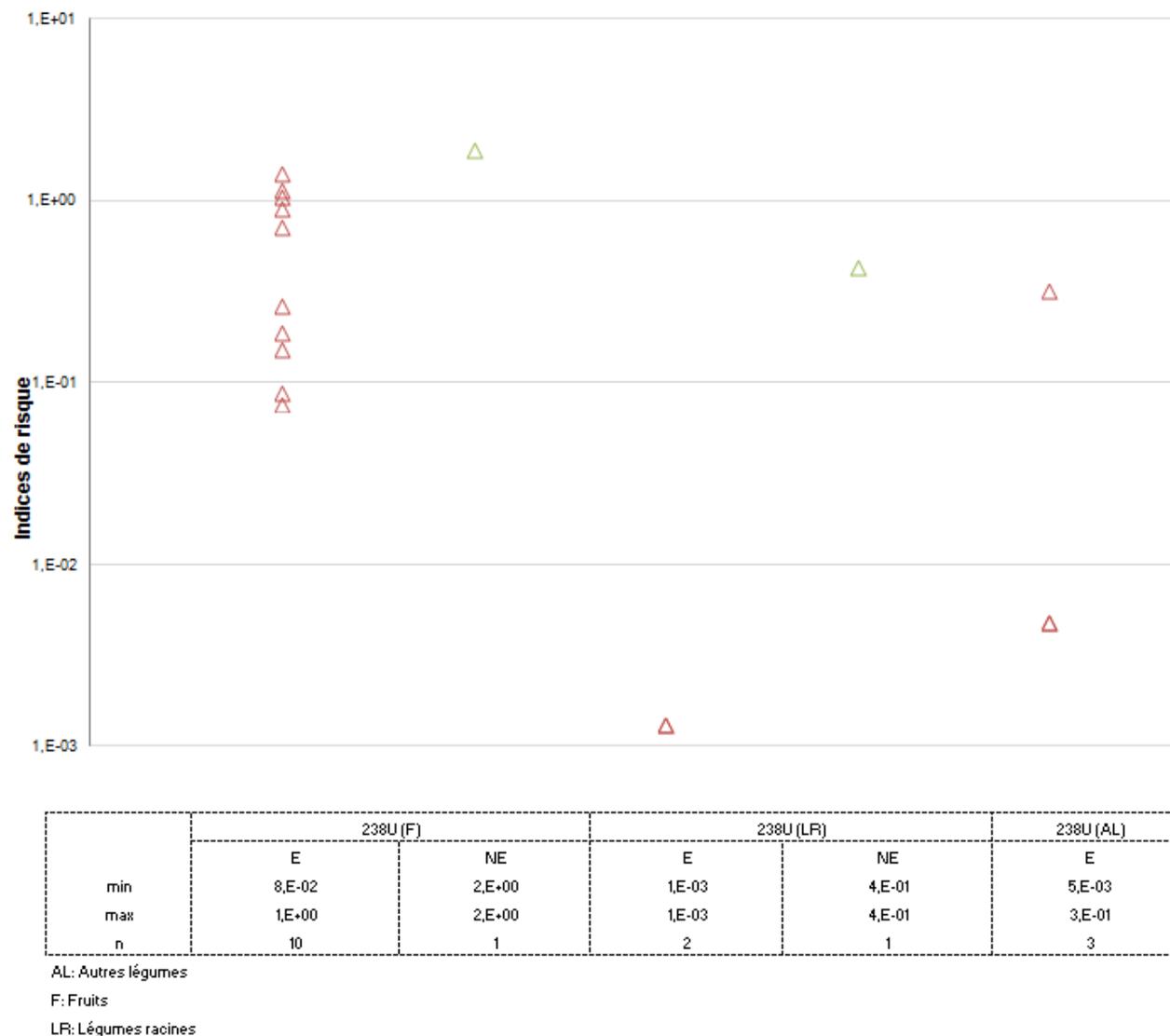


Figure 39 Indices de risque non cancérogène théoriques calculés pour l'ingestion d'U dans les fruits, les légumes racines et les autres légumes

ANNEXE 17

TABLEAU DES RÉSULTATS DE RECHERCHE DOCUMENTAIRE

Tableau 56 Résultats des bases de données consultées et des stratégies complémentaires

Base de données	Nombre total de titres	Nombre retenu après l'évaluation de la pertinence du titre	Nombre retenu sans les doublons	Nombre retenu après l'évaluation de la pertinence ^a du résumé
ISI Web of Knowledge	20	5	Non détaillé	Non détaillé
Proquest	222	27		
Wiley	60	2		
CSA	117	34		
Current Contents	215	13		
EBSCO	332	12		
JStor	981	10		
Canadian Grey Literature	0	0		
TOTAL	1 947	103	36	29
Sollicitation d'experts (externes et internes au réseau de la santé québécois)	9	1	1	6
Dépouillement manuel des bibliographies	154	76	28	14
Sites Internet de IAIA et de l'EPA	0	0	0	0
TOTAL	161	77	29	20

^a Il s'agit des documents retenus à la suite de l'évaluation de la pertinence des résumés, en fonction de la grille élaborée à cet effet.

ANNEXE 18
GRILLES D'ÉVALUATION

Grille 1 : Études qualitatives

Study identification <i>Include author, title, reference, year of publication</i>			
Checklist completed by:			
Guideline topic:		Key question no:	
Criteria:		How well is this criterion addressed? (Circle one option for each question)	
1 Aims of the research			
1.1	Are the aims and objectives of the research clearly stated?	Clearly described Unclear Not reported	Comments
1.2	Is a qualitative approach appropriate?	Appropriate Unclear Not appropriate	Comments
2 Study design			
2.1	Is (are) the research question(s) clearly defined and focused?	Clearly defined and focused Unclear Not focused Not defined	Comments
2.2	Are the methods used appropriate to the research question(s)?	Appropriate Unclear Inappropriate	Comments
3 Recruitment and data collection			
3.1	Is the recruitment or sampling strategy appropriate to the aims of the research?		Appropriate Unclear Not appropriate
3.2	Are methods of data collection adequate to answer the research question?	Adequate Not adequate Not reported	Comments
3.3	Are the roles of researchers clearly described?	Clear Unclear Not reported	Comments
3.4	Have ethical issues been addressed adequately?	Adequate Unclear Not adequate	Comments
4 Data analysis			
4.1	Is the data analysis sufficiently rigorous?	Rigorous Not rigorous	Comments

5 Findings/interpretation			
5.1.	Are the findings internally coherent, credible (valid)?	Valid Unclear Potential bias	Comments
5.2	Are the findings relevant?	Relevant Unclear Limited relevance	Comments
6 Implications of research			
6.1	Are the implications of the study clearly reported?	Clearly reported Unclear	Comments
6.2	Is there adequate discussion of the study limitations?	Adequate Inadequate Not reported	Comments
OVERALL ASSESSMENT OF THE STUDY			
How well was the study conducted? <i>Code ++, + or –</i>			
Are the results of this study directly applicable to the patient group targeted by this guideline?			Yes No

Source : National Institute for Health and Clinical Excellence. *The guidelines manual*. 2nd. (2007). London, NHS. Appendix H, p. 145.

Grille 2 : Revues systématiques et méta-analyses

Study identification <i>Include author, title, reference, year of publication</i>			
Guideline topic		Key question no:	
Checklist completed by:			
SECTION 1: INTERNAL VALIDITY			
In a well-conducted systematic review:		In this study this criterion is: <i>(Circle one option for each question)</i>	
1.1	The study addresses an appropriate and clearly focused question.	Well covered Adequately addressed Poorly addressed	Not addressed Not reported Not applicable
1.2	A description of the methodology used is included.	Well covered Adequately addressed Poorly addressed	Not addressed Not reported Not applicable
1.3	The data search is sufficiently rigorous to answered the focus question.	Well covered Adequately addressed Poorly addressed	Not addressed Not reported Not applicable
1.4	Study quality is assessed and taken into account.	Well covered Adequately addressed Poorly addressed	Not addressed Not reported Not applicable
1.5	There are enough similarities between the studies selected in the literature review to retain them for supporting the focus question	Well covered Adequately addressed Poorly addressed	Not addressed Not reported Not applicable
SECTION 2: OVERALL ASSESSMENT OF THE STUDY			
2.1	How well was the study done to minimise bias? <i>Code ++, + or –</i>		
2.2	If coded as + or – what is the likely direction in which bias might affect the study results?		

SECTION 3: DESCRIPTION OF THE STUDY		
3.1	What types of study are included in the review?(<i>Highlight all that apply</i>)	RCT CCT Cohort Case-control Other
3.2	How does this review help to answer your key question? <i>Summarise the main conclusion of the review and how it relates to the relevant key question. Comment on any particular strengths or weaknesses of the review as a source of evidence for a guideline produced for the NHS in Scotland.</i>	
	Appréciation générale de l'article (excellent, bon, mauvais)	
	Est-ce que l'Article est retenu pour la suite de l'étude?	
	Indiquer la ou les raison(s) de l'acceptation ou du refus.	

Source : National Institute for Health and Clinical Excellence. *The guidelines manual*. 2nd. (2007). London, NHS, adapté de Appendix B, p. 112.

