

Réponse à la question du BAPE sur les enjeux de la filière uranifère (QUES22)

Réponse à la question du BAPE sur les enjeux de la filière uranifère (QUES22)

Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

Janvier 2015

AUTEURS

Marie-Hélène Bourgault, M. Sc.

Patrick Poulin, Ph. D.

Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

RÉVISEURS SCIENTIFIQUES DE L'INSPQ

Mathieu Valcke, Ph. D.

Michelle Gagné, M. Sc.

Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

MISE EN PAGE

Julie Colas, agente administrative

Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

Institut national de santé publique du Québec

Table des matières

Liste des tableaux.....	III
Liste des sigles et acronymes	V
1 Mise en contexte.....	1
2 Méthodologie.....	3
2.1 Approche générale.....	3
2.2 Source de données retenues dans la littérature considérée.....	5
3 Résultats	9
4 Discussion	13
5 Conclusion	15
6 Références bibliographiques.....	17

Liste des tableaux

Tableau 1	Doses d'exposition (mSv/an) calculées à partir des portions moyennes d'aliments traditionnels consommés par les communautés Cries et des concentrations moyennes en radionucléides mesurées dans ces aliments dans des secteurs uranifères non exploités au Canada.....	11
Tableau 2	Doses d'exposition (mSv/an) calculées à partir des portions moyennes d'aliments traditionnels consommés par les communautés Cries et des concentrations moyennes en radionucléides mesurées dans ces aliments, dans des secteurs uranifères exploités au Canada et en Australie.....	12

Liste des sigles et acronymes

BAPE	Bureau d'audience publique sur l'environnement
Bq	Becquerel
CIPR	Commission internationale de protection radiologique
FCD	Facteur de conversion de dose efficace engagée
FCDP	Facteur de conversion de dose pondéré
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
LD	Limite de détection
mBq/g	Millibecquerel/gramme
MSSS	Ministère de la Santé et des Services sociaux
mSv/a	Millisievert par année
Sv	Sievert
µg/g	Microgramme par gramme

1 Mise en contexte

Pour les Cris de la Baie-James, à l'instar de nombreux autres peuples autochtones au Canada, l'alimentation traditionnelle, soit *l'ensemble des aliments disponibles à partir des ressources naturelles locales et acceptées dans une culture donnée*, revêt une importance fondamentale tant d'un point de vue de la sécurité alimentaire, de la santé, que de la culture et de l'identité (CAC, 2014). C'est dans ce contexte que la majorité des Cris pratiquent les activités traditionnelles de chasse et de pêche sur le territoire d'Eeyou Istchee (Gaudin, 2012; Nieboer *et al.*, 2013). Les enjeux relatifs à la contamination des aliments prélevés en milieu naturel par l'entremise de la cueillette, de la chasse et de la pêche s'avèrent toutefois multiples et constituent une préoccupation pour les communautés des premières nations (APN, 2007). Les territoires sur lesquels sont pratiquées ces activités traditionnelles intègrent (ou sont mitoyens à) des secteurs où des entreprises exploitent diverses ressources naturelles (ex. : hydroélectrique, forestière et minière; Nieboer *et al.*, 2013). Conséquemment, certains contaminants, susceptibles d'être rejetés dans l'environnement par le biais de ces activités industrielles, peuvent s'accumuler dans les aliments traditionnellement consommés par les communautés locales (Kuhnlein et Chan, 2000; Dewailly *et al.*, 1995). De plus, la contamination des denrées alimentaires est susceptible de provenir tant de sources naturelles locales (ex. : teneurs élevées en uranium dans l'eau souterraine ou les sols) que de sources anthropiques globales (ex. : césium 137 [¹³⁷Cs] issu d'essais thermonucléaires, biphényles polychlorés, dioxines; Macdonald *et al.*, 2007; Kuhnlein et Chan, 2000). Les préoccupations émises par les communautés autochtones à cet égard sont également soutenues par le fait que les principaux risques à la santé associés à l'exposition aux contaminants sont définis comme étant chroniques. En effet, les atteintes potentiellement engendrées par ce type d'exposition (ex. : effets cancérigènes ou héréditaires) peuvent se manifester à long terme, soit plusieurs années suivant l'exposition (INSPQ, 2013).

Afin de répondre à ces préoccupations, le Bureau d'audience publique sur l'environnement (BAPE), dans le cadre de son audience publique sur *Les enjeux de la filière uranifère au Québec*, a soumis au Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) la question suivante : « quels seraient [...] l'exposition et le risque pour les Cris qui ingéreraient les aliments identifiés [...], en tenant compte des quantités ingérées et de leurs teneurs en radioactivité dans un contexte d'exploitation minière intensive dans un environnement donné? » (BAPE, 2014). Pour ce faire, le BAPE souhaite que soit utilisée « [...] une approche réaliste qui se rapprocherait le plus fidèlement d'une situation vraisemblable » (BAPE, 2014). C'est dans cette optique que le MSSS a mandaté l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) afin de réaliser la présente évaluation de risque. Afin de répondre à ce mandat, les professionnels de l'INSPQ concernés ont utilisé, d'une part, les données sur les habitudes alimentaires des communautés Cries concernées, lesquelles ont été transmises à l'INSPQ par le BAPE. D'autre part, étant donné qu'aucune mine d'uranium n'est actuellement exploitée au Québec, l'INSPQ a utilisé des données de concentrations de contaminants, mesurés dans des aliments traditionnels cohérents avec ces habitudes alimentaires et prélevés près de sites miniers au Canada et ailleurs dans le monde. Les données retenues devaient être publiées dans des revues scientifiques révisées par des pairs.

Ainsi, les valeurs de risques présentées dans ce rapport sont associées à un scénario d'exposition essentiellement théorique. En d'autres mots, la présente démarche permet uniquement d'illustrer les risques potentiellement encourus par une population hypothétique qui résiderait sur un territoire affecté par la présence de mines d'uranium. Cette population posséderait néanmoins les mêmes habitudes alimentaires traditionnelles que celles des Cris de la Baie-James. De plus, les résultats découlant de cette analyse ne peuvent, en aucun cas, être interprétés comme étant une estimation prospective des risques sanitaires encourus subséquemment à l'implantation d'une mine d'uranium sur le territoire dont il est question ici. Une telle estimation nécessiterait notamment une modélisation environnementale spécifique permettant de définir la dispersion des contaminants rejetés par le procédé d'exploitation qui serait dès lors mis en application.

2 Méthodologie

2.1 Approche générale

L'utilisation de 2 types de données s'est avérée essentielle pour répondre à la question soulevée. Le premier concerne la consommation quotidienne moyenne d'aliments traditionnels rapportée pour les individus de communautés Cries de la Baie-James. Ces données, exprimées en termes de portions moyennes journalières (grammes [g] par jour [j] ou g/j), ont été assemblées par une équipe de chercheurs des universités McMaster, Laval et McGill, puis regroupées, à la demande du BAPE, dans un document (Johnson-Down, 2014) transmis à l'INSPQ aux fins du présent mandat. Les portions moyennes d'aliments consommés rapportées dans ce document^a ont été obtenues à partir d'un questionnaire administré auprès de 835 individus âgés entre 8 et 89 ans et résidant dans 7 communautés du Nord-du-Québec (représentant ~ 12 % de la population Crie de la Baie-James). Les données de consommation moyennes ont été stratifiées au regard de l'âge des participants en 3 classes distinctes soit de 8 à 18 ans, de 19 à 39 ans et 40 ans et plus. La population sondée a déclaré avoir consommé au moins 16 espèces différentes parmi la faune et la flore locale^b, ce qui témoigne de la diversité des produits d'origine locale prisés par ces communautés.

Le deuxième type de données regroupe des valeurs de concentrations de contaminants chimiques et radiologiques mesurés dans divers types d'aliments traditionnels. Puisqu'aucune mine d'uranium n'est actuellement présente sur le territoire à l'étude, les données utilisées dans le cadre de cette analyse proviennent de sites uranifères exploités ailleurs au Canada (soit en Ontario et en Saskatchewan) ainsi que de sites présents sur le territoire de différents pays (ex. : en Australie et en Inde). À cet effet, l'INSPQ (2013) a publié une revue de la littérature scientifique, dont un des volets porte sur des concentrations de contaminants mesurés dans différentes matrices environnementales localisées à proximité de mines d'uranium dans le monde. Une recherche, dans la base de données créée par l'INSPQ aux fins de cette revue de la littérature, a permis d'identifier plusieurs informations jugées pertinentes pour la réalisation de la présente analyse. Toutefois, ce registre comprend des données concernant seulement 7 des 16 aliments communément consommés par les Cries, tel que rapporté par Johnson-Down (2014). Il s'agit de mesures de contamination effectuées sur des échantillons de truite, de corégone, de brochet, de lotte, de caribou, d'original et d'oie (Clulow *et al.*, 1998a et b; Muscatello *et al.*, 2006; Muscatello *et al.*, 2008; Muscatello et Janz, 2009a et b; Phibbs *et al.*, 2011; Thomas et Gates, 1999; Thomas *et al.*, 2005; Martin et Ryan, 2004). Selon le cas, les auteurs de ces études rapportent uniquement des données sur le bruit de fond régional (contamination sans lien avec l'activité minière), ou encore des données de contamination totale, qui intègrent à la fois le bruit de fond régional et la contribution des installations minières concernées. Seuls quelques auteurs ont publié des données qui permettent de distinguer ces 2 types de contamination (Clulow *et al.*, 1998a et b; Muscatello et Janz, 2009).

Tel que mentionné, les données de contamination rapportées de la littérature consultée comprennent des mesures de contaminants de nature radiologique (c'est-à-dire des éléments instables, émetteurs de rayonnements ionisants) et de nature chimique (c'est-à-dire des éléments stables, non émetteurs de rayonnements ionisants). Initialement, la demande du BAPE concernait uniquement les contaminants radiologiques (BAPE, 2014). Toutefois, après discussion avec des membres de la Commission, il avait été convenu que l'évaluation du risque associé à l'exposition aux contaminants chimiques serait également prise en charge. Pour calculer les risques en lien avec ce second type de contamination, le recours aux taux quotidiens d'ingestion d'aliments ainsi qu'aux valeurs moyennes de masses corporelles, déclinés par groupe d'âge est nécessaire. Or, d'après les données de l'étude

^a Le rapport de Johnson-Down (2014) présente également les portions maximales d'aliments consommées par cette population, mais il a été convenu avec l'équipe du BAPE que seules les portions moyennes allaient être exploitées aux fins du présent mandat.

^b Les aliments sont regroupés selon leur appellation générique, mais un même aliment peut être composé de plusieurs espèces animales ou végétales (ex. : baies peut faire référence à des bleuets, des framboises, etc.).

de Johnson-Dow (2014), stratifiées par groupe d'âge^c, le nombre d'individus ayant déclaré consommer un des 7 aliments identifiés est souvent faible (soit moins de 15 individus sur les 835 individus sondés), voire nul. Ainsi, la présentation des risques chimiques encourus par cette communauté s'avère très limitée, et engendre de grandes incertitudes qui s'ajoutent à celles déjà inhérentes à cette évaluation. C'est pourquoi seules les doses associées en lien avec l'exposition aux contaminants radiologiques sont présentées. Ces doses sont disponibles pour 6 espèces animales consommées par les Cris, à savoir la truite, le corégone, le brochet, le caribou, l'orignal et l'oie (Clulow *et al.*, 1998a et b; Muscatello et Janz, 2009 a; Thomas et Gates, 1999; Thomas *et al.*, 2005; Martin et Ryan, 2004).

Les risques calculés sont présentés sous forme d'une évaluation des doses annuelles moyennes d'exposition aux éléments radiologiques (radionucléides) présents dans les aliments considérés, exprimées en millisieverts par année (mSv/a). Celles-ci ont été comparées, lorsqu'il était possible de le faire, à la limite de dose de 1 mSv/an, soit la dose d'exposition supplémentaire, autorisée au Canada, associée à l'ensemble des radionucléides rejetés par l'industrie nucléaire. L'équation employée pour calculer les doses radiologiques, dans le cadre de la présente analyse, est identique à celle utilisée par l'INSPQ (2013) (équation 1). L'usage de cette équation dans un cadre d'évaluation de doses radiologiques est d'ailleurs recommandé par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR, 2006).

$$D = A \times PM \times FE \times FCD$$

Équation 1

Où :

D : Dose annuelle radiologique (mSv/an)

A : Activité du radionucléide dans l'aliment considéré (Bq/g)

PM : Portions moyennes consommées (g/jour)

FE : Fréquence d'exposition (365 jours/année)

FCD : Facteur de conversion de dose du groupe d'âge concerné (mSv/Bq)

Il est à noter qu'aux fins de la rédaction du rapport de l'INSPQ de 2013, les auteurs de ce dernier avaient eu recours aux facteurs de conversion de dose efficace engagée (FCD) publiés par la CIPR (1996), en lien avec les groupes d'âge concernés. En ce qui a trait au présent mandat, puisque les portions quotidiennes moyennes de consommation s'appliquent à l'ensemble de la population, un facteur de conversion de dose pondéré (FCDP) pour tous les groupes d'âge a été calculé en lien avec chaque radionucléide considéré. Ainsi, les FCD de 3 groupes d'âge de la CIPR ont été pondérés en fonction de la durée d'exposition de ceux-ci (D)^d, et ce, sur une période de 82 ans, soit de l'âge de 8 ans inclusivement jusqu'à l'âge de 89 ans inclusivement (équation 2). Cette approche est identique à celle recommandée par l'INSPQ (2012) pour le calcul des doses sur toute la vie lors d'exposition aux substances cancérigènes. Les FCDP ainsi obtenus varient entre $6,7 \times 10^{-12}$ mSv/Bq pour le potassium 40 (⁴⁰K) et $1,31 \times 10^{-9}$ mSv/Bq pour le polonium 210 (²¹⁰Po); soit le FCDP respectivement le plus faible et le plus élevé de tous les isotopes considérés dans la présente analyse.

^c Ces données supplémentaires ont été transmises à l'INSPQ par l'équipe du BAPE.

^d C'est-à-dire les FCD pour les individus âgés de 7 à 12 ans (5 ans d'exposition), de 12 à 15 ans (5 ans d'exposition), et les adultes (72 ans d'exposition [CIPR, 1996]).

$$FCD_p = \frac{\left(\sum_{i=1}^3 FCD_i * D_i \right)}{82}$$

Équation 2

Où :

FCD_p : Facteur de conversion de dose pondéré pour toute la vie (mSv/Bq)

FCD_i : Facteur de conversion de dose d'un groupe d'âge donné (mSv/Bq)

D_i : Durée d'exposition du groupe d'âge donné (années)

82 : Durée totale d'exposition (années)

2.2 Source de données retenues dans la littérature considérée

Les sous-sections suivantes décrivent des informations relatives aux études pour lesquelles les auteurs ont publié des données de contamination concernant les six aliments retenus pour le présent travail. Ces informations sont déclinées sur la base de la nature des aliments, soit celle associée aux organismes aquatiques stricts (poissons) et celle associée aux organismes terrestres (mammifères et oiseaux). Les détails concernant la consommation de ces aliments par les communautés Cries, tirés de Johnson-Down (2014), sont également présentés pour chacun des six aliments.

2.2.1 POISSONS

Trois études permettent d'estimer la dose d'exposition aux contaminants environnementaux liés à la consommation de poissons par la communauté autochtone concernée par le présent travail.

Truites et corégones

En 1989 et 1990, Clulow *et al.* (1998a et b) ont prélevé, dans 5 lacs situés près des mines inactives d'Elliot Lake en Ontario, 2 espèces de poissons blancs de la sous-famille des corégones, soit 10 spécimens de ménominis ronds (*Prosopium cylindraceum*) et 40 de grands corégones (*Coregonus clupeaformis*), en plus de 72 spécimens de truites grises (*Salvelinus namaycush*). Il est à noter que l'exploitation des mines de cette région a débuté en 1950, pour s'achever au cours des années 1990 (ACEE, 1996). Deux (2) autres lacs avoisinants ont également été échantillonnés afin de caractériser le bruit de fond régional associé à ces milieux; 22 truites, 15 ménominis ronds et 1 grand corégone y ont été capturés à ces fins. Les auteurs ont procédé à une analyse en 2 temps. Tout d'abord, ils ont mesuré les concentrations en radium 226 (²²⁶Ra) dans la chair et les os des poissons capturés (Clulow *et al.*, 1998a). Ils ont ensuite sélectionné les 20 truites et les 6 poissons blancs les plus contaminés afin d'évaluer, dans ces mêmes matrices, les teneurs en uranium, en plomb 210 (²¹⁰Pb), en polonium 210 (²¹⁰Po), en thorium 230 (²³⁰Th), et en thorium 232 (²³²Th) (Clulow *et al.*, 1998b). Les limites de détection rapportées (LD) étaient de 1,5 millibecquerel (mBq)/g^e pour le ²²⁶Ra, de 50 mBq/g pour le ²¹⁰Pb, de 20 mBq/g pour le ²¹⁰Po, le ²³⁰Th et le ²³²Th, et de 0,05 µg/g pour l'uranium^f. Les facteurs de conversion des concentrations massiques (µg/g) d'uranium vers les activités massiques (mBq/g) d'²³⁸U utilisés par les auteurs de la présente analyse sont les mêmes que ceux présentés par l'INSPQ dans son rapport publié en 2013.

^e Pour environ 10 g de poids humide dans le cas du ²²⁶Ra

^f Pour environ 1 g de poids humide dans le cas du ²¹⁰Pb, du ²¹⁰Po, du thorium et de l'uranium

Clulow *et al.* (1998a et b) ont regroupé les données mesurées chez les 2 espèces de la sous-famille des corégones sous l'appellation « poisson blanc ». Ainsi, aux fins du calcul des doses radiologiques (mSv/an), les concentrations moyennes de radionucléides rapportées par Clulow *et al.* (1998a et b) chez les poissons blancs, ont été couplées avec les portions journalières moyennes de consommation de corégone chez les Cris (214 g/jour, n = 61⁹; Johnson-Down, 2014). En ce qui concerne la truite grise, les concentrations moyennes mesurées par les auteurs de l'étude d'Elliot Lake ont été appariées avec le taux de consommation quotidien moyen de truite chez la population Crie de 191 g/jour (n = 57; Johnson-Down, 2014). L'hypothèse prudente à l'effet que toutes les parties comestibles du poisson sont ingérées (telles la chair, mais également les os, les reins ou le foie) a d'emblée été posée par l'équipe de l'INSPQ pour la réalisation de la présente analyse. Ainsi, une dose moyenne pondérée a été calculée, assumant que 50 % de celle-ci proviendrait de l'ingestion de chair alors que la fraction complémentaire (50 %) proviendrait de l'ingestion des autres parties comestibles. En effet, selon l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, 1989), la plupart des espèces commerciales de poissons contiennent environ 50 % de chair. De plus, puisqu'aucune autre partie comestible de poissons n'a été analysée par Clulow *et al.* (1998a et b), les concentrations de radionucléides retrouvées dans les os sont retenues pour estimer la dose associée à l'ingestion de l'ensemble de toutes les parties comestibles de ces poissons. De façon complémentaire, les doses associées à l'ingestion de chair seulement ont également été déterminées.

Brochets

Les données présentées par Muscatello et Janz (2009a) ont également été considérées dans la présente évaluation. En 2006, ces derniers ont prélevé 5 spécimens femelles de grand brochet (*Esox lucius*) dans un lac situé à l'embouchure du réservoir de l'effluent minier de McClean Lake, en Saskatchewan. Cette installation minière, toujours en opération, a débuté ses activités en 1999. Quatre (4) autres spécimens femelles ont été capturés dans un lac non impacté (dit « de référence »), situé à 15 km en amont du réservoir. Les auteurs ont mesuré les concentrations en uranium dans la chair, les os, le foie, les reins et les œufs des brochets (LD = 1 ng/g). Ces mesures de concentrations ont été couplées à la portion quotidienne moyenne de brochet généralement consommée par les Cris (164 g/jour, n = 20; Johnson-Down, 2014). Des contributions relatives de la chair, des os, du foie, des reins et des œufs à la dose moyenne associée à l'ingestion de parties comestibles du brochet ont été établies de façon prudente dans des proportions respectives de 50 %, 35 %, 5 %, 5 % et 5 %. Tout comme pour la truite et le corégone, les doses relatives à l'ingestion plus spécifique de chair ont également été déterminées.

2.2.2 MAMMIFÈRES ET OISEAU

En ce qui a trait aux doses d'exposition associées à la consommation de mammifères et d'oiseau, plus particulièrement celle de caribou, d'orignal et d'oie, celles-ci ont essentiellement été évaluées sur la base de trois publications rédigées par des chercheurs canadiens et australiens.

Caribous

En 1995, Thomas et Gates (1999) ont eu l'opportunité d'étudier 18 carcasses de caribous de la toundra (*Rangifer tarandus groenlandicus*) appartenant au troupeau Bervely et abattus par des chasseurs locaux. Ces animaux ont été capturés dans les environs du lac Wollaston en Saskatchewan, situé à quelques dizaines de kilomètres des mines d'uranium de McLean Lake, de Rabbit Lake et de Cigar Lake. Il est généralement admis que les animaux du troupeau Bervely hivernent plus au nord, dans les Territoires-du-Nord-Ouest et au Nunavut. En de rares occasions, ceux-ci se déplacent en Saskatchewan en quête de nourriture, comme ce fut le cas à l'hiver 1995.

⁹ Cette taille d'échantillonnage fait référence au nombre de personnes ayant déclaré avoir consommé l'aliment.

Les résultats rapportés par ces 2 auteurs ne concernent donc pas la contamination tribulaire des installations minières uranifères de cette région, mais se veulent une caractérisation de la signature géochimique de l'environnement du Grand Nord canadien. À cet effet, les auteurs ont d'ailleurs mesuré, en plus des radionucléides issus des chaînes de désintégration de ^{238}U et du ^{232}Th , l'activité du ^{137}Cs et du potassium 40 (^{40}K), 2 isotopes qui ne sont pas associés aux rejets miniers uranifères.

La portion quotidienne moyenne de caribou cuit ingérée par les membres des communautés Cries de la Baie-James (soit 131 g/jour, n = 23), présentée par Johnson-Down (2014), a été jumelée aux concentrations moyennes pondérées de ^{210}Pb (LD = 20 mBq/g), de ^{210}Po , de ^{226}Ra (LD = 5 mBq/g), d'uranium (LD = 0,01 ng/g), de ^{137}Cs et de ^{40}K , évaluées par Thomas et Gates (1999) à partir des teneurs mesurées dans les os, la chair, le foie et les reins de caribous^h. Les doses ainsi calculées ont aussi été comparées à celles associées à l'ingestion de chair de caribous, d'après la même portion quotidienne de caribous et les concentrations dans la chair rapportées par Thomas et Gates (1999).

Orignaux

Thomas et al. (2005) ont évalué les teneurs en radionucléides présents dans les tissus d'orignaux chassés dans la région du bassin de l'Athabasca (secteur minier uranifère au nord de la Saskatchewan), qui inclut le secteur adjacent au lac Wollaston, mais également celui d'Uranium City qui a accueilli une mine d'uranium de 1940 à 1982. Aux fins de cette étude, les chasseurs locaux ont fourni aux chercheurs, entre 1995 et 2002, des prises sporadiques totalisant 6 animaux. Une trentaine d'autres bêtes ont également été capturées dans des régions de la province de la Saskatchewan qui ne sont pas sous l'influence des mines d'uranium. Les concentrations en radionucléides mesurés par les auteurs ne sont pas spécifiquement rapportées dans l'étude de Thomas et al. (2005), mais elles sont plutôt illustrées dans des graphiques présentant une échelle logarithmique. Toutefois, les auteurs ont calculé les doses totales associées à l'ingestion d'uranium, de ^{226}Ra , de ^{210}Po , de ^{210}Pb , de ^{137}Cs et de ^{40}K présents dans la chair d'orignaux, pour des individus qui consomment 100 g de chair par jour. Pour le présent mandant, ces doses ont été ajustées en fonction de la consommation quotidienne moyenne d'orignal cuit (164 g par jour, n = 84; Johnston-Down, 2014) rapportée pour les individus appartenant aux communautés Cries.

Oies

Enfin, des chercheurs australiens ont rapporté des concentrations de ^{210}Pb , de ^{210}Po , de ^{226}Ra , d'uranium 238 et 234 (^{238}U , ^{234}U), de ^{232}Th et de ^{230}Th mesurées dans les chairs de canaroes semipalmées (*Anseranas semipalmata*), une espèce d'oie sédentaire, chassées à proximité de la mine d'uranium Ranger en Australie (Martin et Ryan, 2004). Cette mine, en opération depuis les années 1980, soutient une production comparable à celle de la mine Rabbit Lake en Saskatchewan (WNA, 2015). Ces concentrations ont été appariées aux données de consommation quotidienne moyenne d'oie cuite et propre aux communautés Cries (178 g/jour (n = 283; Johnston-Down, 2014).

^h La moyenne pondérée a été calculée par Thomas et Gates selon des proportions relatives pour le corps en entier de 6 % pour les os, de 1 % pour le foie, de 0,22 % pour les reins et de 93 % pour la chair.

3 Résultats

Les doses radiologiques, calculées sur la base de l'approche méthodologie déclinée ci-haut, sont présentées dans les tableaux 1 et 2. Alors que le tableau 1 présente les doses d'exposition évaluées à partir des données propres aux environnements non affectés par la présence de mines d'uranium (bruit de fond seulement), le tableau 2 présente les doses d'exposition évaluées à partir des données de contamination qui intègrent le bruit de fond régional, de même que la contribution des activités minières uranifères des milieux concernés.

En première observation, il appert que les doses spécifiquement associées à la consommation de chair de poissons, de mammifères et d'oiseaux sont plus faibles que celles associées à la consommation de l'ensemble des parties comestibles. En effet, Clulow *et al.* (1998a et b) n'ont pas détecté la présence de radionucléides (au-delà de la limite de détection) dans la chair de la grande majorité des échantillons de truites et de corégones analysés, et ce, peu importe si les spécimens étudiés provenaient de milieux potentiellement sous l'influence de mines d'uranium ou non (tableaux 1 et 2). En revanche, des concentrations appréciables de ^{226}Ra ont été détectées dans la chair de l'ensemble des spécimens capturés, de même que de ^{238}U et du ^{210}Po dans les corégones et les truites issus de trois lacs sous l'influence des rejets miniers du complexe d'Elliot Lake. D'autre part, les résultats d'analyse montrent que les os de poissons sont généralement enrichis en radionucléides; exception faite des isotopes du thorium qui n'ont jamais été détectés dans les os de poissons, ni même dans les autres parties comestibles investiguées.

Ainsi, les doses associées à l'ingestion des parties comestibles des espèces de poissons considérées dans la présente analyse, incluant les os, s'étendent de 0,001 à 3,52 mSv/an. Cette étendue de doses demeure plus élevée que celles spécifiquement associées à l'ingestion de chair qui s'étendent de 7E-04 à 0,99 mSv/an (tableaux 1 et 2). Rappelons toutefois que les doses inférieures et supérieures à cette dernière plage ont été calculées à partir des limites de détection analytique spécifiées par les chercheurs de ces études. Les doses associées à l'ingestion d' ^{238}U contenu dans l'ensemble des parties comestibles des poissons, évaluées sur la base des données présentées par Muscatello et Janz (2009a; mesures effectuées sur des échantillons de chair, d'os, de foie, de reins et d'œufs de brochet en provenance de la Saskatchewan), s'échelonnent de 0,16 à 0,17 mSv/an. Il est à noter que ces doses sont environ 10 fois plus élevées que celles pouvant être associées à l'ingestion uniquement de la chair de cette espèce de poisson (tableaux 1 et 2). En ce qui a trait aux doses associées à l'ingestion des parties comestibles de caribous (chair, os, reins et foie), celles-ci varient de 2E-04 à 1,75 mSv/an. Ici encore, l'étendue des doses calculées demeure plus élevée que celle relative à l'ingestion de chair de caribous seulement (9E-05 mSv/an à 0,88 mSv/an). Finalement, les doses calculées d'après les concentrations de radionucléides présents dans la chair d'oies rapportées par Martin et Ryan (2004) demeurent relativement faibles. Celles-ci varient entre 1E-05 mSv/an, en ce qui a trait à l'ingestion d' ^{238}U , et 0,04 mSv/an, concernant l'ingestion de ^{210}Po . Les auteurs ne rapportent toutefois pas les teneurs de radionucléides (ou de doses associées) dans les autres parties comestibles de l'oie.

Toujours d'après les calculs effectués, l'ingestion de ^{210}Pb et de ^{210}Po contenus dans la chair ou dans l'ensemble des parties comestibles des aliments traditionnels concernés mènerait aux doses d'exposition les plus élevées. L'ingestion de ces radionucléides par l'entremise de poissons pêchés en Ontario engendrerait une exposition s'échelonnant entre 0,46 et 3,52 mSv/an (tableaux 1 et 2) alors que l'ingestion de ^{210}Pb et de ^{210}Po de caribous (toutes parties comestibles) chassés en Saskatchewan impliquerait des doses variant entre 1,48 et 1,75 mSv/an (tableau 1). L'ingestion d'uranium (^{238}U et ^{234}U) est par ailleurs associée aux plus faibles doses d'exposition calculées dans le cadre de la présente analyse. Celles-ci varient de 9E-05 mSv/an, pour la consommation quotidienne de chair de caribous, à 0,17 mSv/an, pour la consommation de l'ensemble des parties comestibles du grand brochet (tableaux 1 et 2).

Une comparaison des résultats présentés aux tableaux 1 et 2 permet de constater, qu'à l'exception du ^{226}Ra présent dans la truite, l'ingestion des parties comestibles des poissons est généralement associée à des doses d'exposition plus élevées lorsque les spécimens sont issus de milieux aquatiques sous l'influence de rejets miniers. L'effet de la contamination minière est particulièrement marqué dans le cas de l'évaluation de doses effectuée relativement à l'ingestion de ^{210}Pb et de ^{210}Po présents dans les poissons provenant du site ontarien (mine d'Éliott Lake). En effet, l'exposition radiologique engendrée par les activités minières uranifères au regard de ces deux contaminants contenus dans la truite et le corégone, est susceptible d'atteindre des plages de doses variant entre 1,03 à 1,27 mSv/an et 2,11 à 2,33 mSv/an, respectivement. Il est entendu que ces évaluations demeurent supérieures à la limite de dose canadienne de 1 mSv/an. De plus, la limite supérieure de cette seconde plage atteint 3,71 mSv/an lorsqu'on additionne les doses associées à la présence d' ^{238}U , ^{230}Th , de ^{210}Pb , de ^{210}Po et de ^{232}Th dans les parties comestibles des corégones sélectionnées dans le cadre de la deuxième phase de l'étude de Clulow *et al.* (1998)ⁱ. Les doses associées à l'ingestion d'uranium présent dans les brochets (dans toutes les parties comestibles et dans la chaire seulement) exposés aux rejets miniers de la Saskatchewan sont très légèrement supérieures aux doses en lien avec l'ingestion de brochets non exposés (tableaux 1 et 2). La différence entre les deux séries de données pour cette espèce équivaut à ~ 0,01 mSv/an, soit le centième de la limite de dose réglementaire en vigueur au Canada.

Thomas *et al.* (2005) ne rapporte malheureusement pas les concentrations de radionucléides mesurées dans les échantillons d'originaux considérés dans leur publication. Ceux-ci rapportent par contre une dose d'exposition totale de 0,17 mSv/an et de 0,30 mSv/an pour l'exposition concomitante d'uranium, de ^{226}Ra , de ^{210}Po , de ^{210}Pb , de ^{137}Cs et de ^{40}K , suivant l'ingestion quotidienne de 100 g de chair d'originaux chassés respectivement au lac Wollaston et à Uranium City. Lorsque ces doses sont ajustées à la consommation d'original cuit rapportée chez les Cris de 164 g/jour, la dose d'exposition totale à ces radionucléides est évaluée à 0,28 mSv/an et de 0,49 mSv/an pour les prises provenant du lac Wollaston et Uranium City respectivement (tableau 2). Il importe de rappeler que les mines à Uranium City (au nord-ouest de la Saskatchewan), sont inactives depuis 1982. Les mêmes auteurs rapportent que les doses rapportées sont de 2 à 3 fois moindres que celles calculées pour les milieux non affectés par les activités d'extraction d'uranium (sans préciser les valeurs obtenues). Ainsi, la part de la dose radiologique potentiellement reçue par la consommation de grands cervidés, qui est spécifiquement attribuable aux activités uranifères, serait inférieure à 1 mSv/an, puisque les doses totales d'exposition évaluées sont inférieures à cette valeur. Enfin, bien que les échantillons de caribous analysés par Thomas et Gates (1999) aient été prélevés sur des animaux chassés à proximité de mines d'uranium (soit le lac Wollaston), ceux-ci ont été capturés lors d'une de leur rare période d'hivernage dans la région. C'est pourquoi Thomas et Gates (1999) affirment que ces données sont représentatives du bruit de fond du Grand Nord canadien.

ⁱ Les doses associées à la présence de ^{226}Ra ne sont pas considérées, car elles ont été calculées à partir des teneurs mesurées chez des spécimens prélevés lors de la première phase de l'étude de Clulow *et al.* (1998a).

Tableau 1 Doses d'exposition (mSv/an) calculées à partir des portions moyennes d'aliments traditionnels consommés par les communautés Cries et des concentrations moyennes en radionucléides mesurées dans ces aliments dans des secteurs uranifères non exploités au Canada

Aliments		238U	234U	230Th	226Ra	210 Pb	210Po	232Th	137Cs	40K	Sites	Références
Truite	Parties comestibles [†]	0,001**	nm	0,12**	0,11	1,14**	0,71**	0,13**	nm	nm	Ontario	Clulow et al., 1998a, b
Truite	Chair seulement	0,001**	nm	0,07**	0,03	0,73**	0,46**	0,08**	nm	nm	Ontario	Clulow et al., 1998a, b
Corégone	Parties comestibles	0,001	nm	0,15*	0,08	1,43*	1,19	0,16*	nm	nm	Ontario	Clulow et al., 1998a, b
Corégone	Chair seulement	7E-04**	nm	0,10**	0,02	0,99**	0,62**	0,11**	nm	nm	Ontario	Clulow et al., 1998a, b
Brochet	Parties comestibles	0,16	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	Saskatchewan	Muscattello et Janz, 2009a
Brochet	Chair seulement	0,01	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	Saskatchewan	Muscattello et Janz, 2009a
Caribous***	Parties comestibles	2E-04	nm	nm	0,07	1,48	1,75	nm	0,21	0,024	Saskatchewan	Thomas et Gates, 1999
Caribous***	Chair seulement	9E-05	nm	nm	4E -03	0,04	0,88	nm	0,23	0,025	Saskatchewan	Thomas et Gates, 1999

* Comprenant la chair et les autres parties comestibles

** Aucun radionucléide détecté (dose calculée avec la valeur de la limite de détection)

*** Les doses en lien avec l'ingestion de caribous s'appliquent au bruit de fond du Grand Nord canadien

nm : radionucléide non mesuré.

Tableau 2 Doses d'exposition (mSv/an) calculées à partir des portions moyennes d'aliments traditionnels consommés par les communautés Cries et des concentrations moyennes en radionucléides mesurées dans ces aliments, dans des secteurs uranifères exploités au Canada et en Australie

Aliments		238U	234U	230Th	226Ra	210 Pb	210Po	232Th	137Cs	40K	Autres***	Sites	Références
Truite	Parties comestibles*	0,02	nm	0,12**	0,09	2,17	2,83	0,13**	nm	nm	na	EL (Ontario)	Clulow et al., 1998a, b
Truite	Chair seulement	0,001**	nm	0,07**	0,02	0,73**	0,49	0,08**	nm	nm	na	EL (Ontario)	Clulow et al., 1998a, b
Corégone	Parties comestibles	0,11	nm	0,15**	0,39	2,70	3,52	0,16**	nm	nm	na	EL (Ontario)	Clulow et al., 1998a, b
Corégone	Chair seulement	0,001	nm	0,10**	0,02	0,99**	0,62**	0,11**	nm	nm	na	EL (Ontario)	Clulow et al., 1998a, b
Brochet	Parties comestibles	0,17	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	na	ML (Saskatchewan)	Muscatello et Janz, 2009a
Brochet	Chair seulement	0,02	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	na	ML (Saskatchewan)	Muscatello et Janz, 2009a
Orignaux	Chair seulement	na	na	nm	na	na	na	nm	na	na	0,28	WL (Saskatchewan)	Thomas et al., 2005
Orignaux	Chair seulement	na	na	nm	na	na	na	nm	na	na	0,49	UC (Saskatchewan)	Thomas et al., 2005
Oies	Chair seulement	1E-05	3E-05	1E-04	8E-04	3E-03	0,04	9E-05	nm	nm	na	R (Australie)	Martin et Ryan, 2004

* Comprenant la chair et les autres parties comestibles

** Aucun radionucléide détecté (dose calculée avec la valeur de la limite de détection).

*** Dose totale d'uranium, de ²²⁶Ra, de ²¹⁰Po, de ²¹⁰Pb, de ¹³⁷Cs et de ⁴⁰K

na : non applicable ; nm : radionucléide non mesuré;

EL : Elliot Lake; ML : Lac McClean ; R : mine Ranger ; WL : Lac Wollaston ; UC : Uranium City

4 Discussion

En premier lieu, les auteurs de la présente évaluation tiennent à souligner que les résultats présentés doivent être interprétés avec prudence. Bien que l'analyse effectuée intègre un scénario d'exposition compatible avec les habitudes alimentaires des communautés Cries du Québec, les données environnementales utilisées dans ce scénario ne sont pas nécessairement représentatives de la contamination des denrées consommées par les membres de ce groupe autochtone. En effet, à défaut d'avoir pu faire usage de données spécifiques issues d'échantillons prélevés sur le territoire d'Eeyou Istchee (actuellement non disponibles), les auteurs ont dû utiliser les données pertinentes disponibles dans la littérature scientifique et accessibles à l'INSPQ. Par conséquent, le lecteur doit considérer que la présente évaluation de risque s'applique à une population générique ayant des habitudes similaires à celles des communautés Cries. En d'autres termes, il ne s'agit ni d'une évaluation de l'exposition actuellement encourue par les Cris, ni d'une évaluation prospective décrivant les éventuels effets sur le régime alimentaire de cette communauté suivant l'implantation d'une mine d'uranium sur le territoire d'Eeyou Istchee.

Les résultats obtenus ne permettent également pas de brosser un portrait complet des doses radiologiques potentiellement reçues par les communautés Cries, en raison du caractère parcellaire des données de contamination environnementale dont l'équipe de l'INSPQ disposait. En effet, les auteurs des publications scientifiques retenues ont évalué des concentrations de radionucléides (ou les doses associées) pour un nombre restreint d'aliments parmi ceux que les Cris ont rapporté avoir consommés. Bien que les aliments considérés dans le scénario d'exposition élaboré figurent parmi les plus fréquemment consommés par les Cris, il n'est pas possible de connaître l'ampleur des doses d'exposition engendrée par la consommation de plusieurs autres aliments comme les baies, le doré ou l'esturgeon. L'influence potentielle d'une mine d'uranium sur la contamination radiologique de ces mêmes aliments demeure également indéterminée. De plus, une seule étude a rapporté des concentrations de radionucléides associées à la chair d'oie, alors que cet aliment est prédominant dans le régime alimentaire de la population concernée. L'exposition en lien avec la consommation de cette importante denrée chez les communautés Cries est donc jugée incomplète. Cette affirmation est également supportée par le fait que la seule espèce d'oie considérée dans l'étude australienne (espèce sédentaire) ne possède pas des habitudes comportementales comparables aux espèces migratrices chassées au Québec. Cette distinction demeure importante car contrairement aux volatiles australiens, les oies prisées par les communautés Cries sont susceptibles d'être exposées de façon plus sporadique aux contaminants présent sur leur territoire.

En dépit de ces limites, les données répertoriées sur deux autres produits fréquemment consommés, soit le corégone et la truite permettent d'établir quelques constats. En effet, les auteurs des études portant sur la contamination radiologique de ces poissons ont évalué les concentrations des principaux radionucléides issus des chaînes de désintégration radioactives de ^{238}U et du ^{232}Th . Ces derniers ont également prélevé des spécimens de poissons tant dans des milieux aquatiques affectés par des rejets miniers que dans des milieux non impactés au sein d'une même région. Ces données ont permis aux auteurs de la présente analyse de dégager la part de l'exposition totale pouvant être attribuée à la présence d'une mine uranifère dans une région donnée. D'après les résultats obtenus, l'exposition au ^{210}Pb et au ^{210}Po , par l'entremise de l'ingestion complète de l'une ou l'autre de ces espèces de poissons évoluant dans un milieu affecté par des rejets miniers, dépasse à elle seule la limite de dose légale de 1 mSv/an. La dose totale reçue atteindrait 3 mSv/an lorsque la contribution des autres radionucléides mesurés est considérée. Toutefois, les études desquelles sont issues ces données proviennent d'une région minière inactive, soit celle d'Elliot Lake en Ontario. Ainsi, la majeure partie de l'exploitation s'y est déroulée avant l'entrée en vigueur de l'actuelle limite de dose et du cadre de gestion qui accompagne son application. Ces résultats témoignent donc des méthodes d'exploitation mise en œuvre par le passé, lesquelles auraient possiblement engendré une exposition populationnelle qui ne serait plus acceptable aujourd'hui. D'autre part, cette hypothèse reste à valider, car il est possible que la contamination en ^{210}Pb et en ^{210}Po des poissons prélevés ait été surestimée. En effet, les limites de détection associées aux techniques d'analyse du ^{210}Pb et du ^{210}Po rapportées par les auteurs de ces études étaient passablement élevées (50 et 20 mBq/g), ce qui peu

se traduire par une faible précision analytique pour des plages de concentrations similaires à celles-ci.

Si la question de la contamination en lien avec l'exploitation passée subsiste, celle de l'impact des mines modernes, plus particulièrement celles en opération en Saskatchewan, demeure également entière. En effet, de nombreuses incertitudes sont associées aux résultats issus des sites uranifères en exploitation de cette province. Ces incertitudes limitent la portée des analyses de caractérisation de l'exposition des populations locales engendrée par les mines modernes soumises à l'actuelle réglementation. Par exemple, les données de contamination radiologique propres aux brochets évoluant dans un habitat influencé par les activités de la mine McClean (Muscatello et Janz, 2009a), sont associées à des doses d'ingestion inférieures à la limite de dose de 1 mSv/a. Or, seuls 9 spécimens ont été analysés, et ce, uniquement au regard des concentrations en uranium. Rappelons que la limite de dose s'applique à l'ensemble des radionucléides potentiellement rejetés, et non uniquement à l'uranium. Ces résultats constituent donc un portrait vraisemblablement incomplet de l'exposition réellement encourue par les populations locales. L'étude portant sur la contamination des originaux en provenance de la région du lac Wollaston tend également à démontrer que la consommation de ces animaux entraînerait de faibles doses d'exposition, mais les données sur lesquelles s'appuie ce constat demeurent également limitées (Thomas *et al.*, 2005). Il est toutefois intéressant de mentionner que Thomas *et al.*, (2005) affirment que les concentrations en ^{210}Po présent dans les reins et le foie d'originaux abattus en Saskatchewan diminuent avec la distance des parcs à résidus miniers de la mine de Rabbit Lake, situés à proximité du lac Wollaston. L'ampleur de cette variation de concentrations n'est malheureusement pas précisée.

En ce qui a trait aux caribous, bien que Thomas et Gates (1999) aient considéré un nombre important de radionucléides dans leur étude menée dans la région du lac Wollaston, les résultats de celle-ci ne permettent pas d'apprécier l'impact de l'exploitation uranifère de cette région sur les teneurs de contaminants radiologiques pouvant être associés à ces animaux. D'autre part, les deux chercheurs impliqués dans cette étude évaluent que, si en raison d'une augmentation de l'activité minière, les concentrations en ^{210}Pb et en ^{210}Po dans le lichen (forme de champignon constituant la base alimentaire des caribous) venaient à doubler, il serait possible que les doses associées à l'ingestion de ces deux radionucléides, par l'entremise de la consommation de caribous¹, atteignent 1 mSv/an. Aussi, ces mêmes auteurs rapportent que les teneurs en ^{210}Pb , mesurées dans les reins de caribous chassés au lac Wollaston, sont significativement plus élevées que celles mesurées chez des caribous provenant d'autres troupeaux évoluant dans les plaines des Territoires-du-Nord-Ouest et du Nunavut. Les auteurs ont émis l'hypothèse que cet écart serait attribuable aux rejets des installations minières uranifères qui localement, contribueraient à la contamination radiologique du lichen consommé par ces animaux lors de leur passage saisonnier dans cette région.

Enfin, un dernier facteur d'incertitude, en lien avec le scénario d'analyse de risque utilisé dans le présent rapport, concerne les portions moyennes d'aliments ingérés utilisées pour le calcul des doses radiologiques. En effet, il est peu probable qu'un individu consomme, dans une même journée, 191 g de truite, 214 g de corégone, 164 g de brochet, 164 g d'original, 131 g de caribou ainsi que 178 g d'oie. Les doses estimées s'appliquent donc uniquement aux individus suivant ce type de régime alimentaire. Ce biais relatif à la diète des membres des communautés Cries est susceptible d'avoir engendré une surestimation des doses radiologiques en lien avec l'ingestion d'aliments constituant le régime traditionnel. Des auteurs d'études du même type, tels Chan *et al.*, (2014), ont comparé les taux d'ingestion des consommateurs d'aliments traditionnels avec ceux calculés en considérant également le régime des non-consommateurs.

Bien qu'imcomplète, l'évaluation de risque effectuée a permis de dégager quelques éléments d'intérêt. Tout d'abord, les concentrations en contaminants radiologiques s'avèrent être plus faibles dans la chair des animaux concernés que dans les autres parties comestibles de ceux-ci, comme les os, les reins ou le foie. Aussi, bien que les doses associées à l'ingestion de bouillon (préparé à partir

¹ Les auteurs ne spécifient toutefois pas de quelle(s) partie(s) comestible(s) il est question ici.

de parties comestibles d'animaux) n'a pas été prise en charge dans la présente analyse, en raison du manque de données probantes, il s'avère que cette pratique est susceptible d'entraîner la mobilisation de différents métaux présents dans les os (Monro *et al.*, 2013).

De plus, peu importe la partie de l'animal consommée, les doses les plus élevées seraient associées à la présence de ^{210}Pb et de ^{210}Po , que ce soit pour une exposition aux contaminants strictement associés au bruit de fond, ou une exposition simultanée au bruit de fond et aux contaminants issus d'activités minières uranifère. Enfin, l'analyse des données utilisées dans le cadre de ce rapport permet de constater l'importance des doses engendrées par la contamination radiologique associée au bruit de fond régional pour des populations qui consomment les aliments disponibles sur leur territoire. En effet, sur la base des données présentées au tableau 1, il s'avère possible que de telles expositions d'origine naturelle puissent, à elles seules, contribuer à un dépassement de la limite de dose de 1 mSv/a. Cette dose s'additionne à plusieurs autres sources radioactives naturelles (ex. : radon, rayonnement tellurique et cosmique) susceptibles de générer des doses annuelles totales moyennes d'environ 3 mSv/an (CCSN, 2013). Ce constat est cohérent avec celui avancé par d'autres auteurs, qui ont réalisé des études dans des régions habitées par des communautés autochtones; ces doses peuvent par exemple atteindre 5 à 14 mSv/an, comme c'est le cas dans le Grand Nord canadien (Thomas et Gates, 1999; Berti *et al.*, 1998). Il est donc possible que l'exposition spécifique de la population Crie à l'environnement d'Eeyou Istchee soit susceptible d'entraîner une dose associée au bruit de fond radiologique non négligeable. Par contre, cette hypothèse ne peut être validée que par une caractérisation du milieu.

5 Conclusion

Le BAPE, sur les enjeux de la filière uranifère au Québec, a confié aux instances de santé publique du Québec le mandat de d'évaluer « [...] l'exposition et le risque pour les Cris qui ingéreraient les aliments identifiés [...], en tenant compte des quantités ingérées et de leurs teneurs en radioactivité dans un contexte d'exploitation minière intensive dans un environnement donné [...] ». Afin de les soutenir dans la réalisation de ce mandat, les autorités du BAPE ont transmis aux professionnels de l'INSPQ concernés les données issues d'une étude portant sur les habitudes alimentaires des Cris de la Baie-James. Puisqu'aucune donnée portant sur la contamination des aliments traditionnellement consommés par ces derniers n'est actuellement disponible au regard de ce territoire et qu'aucune mine d'uranium n'est actuellement en opération au Québec, l'équipe de l'INSPQ a effectué ses calculs sur la base d'un pool de données environnementales en provenance d'études initiées à proximité de mines d'uranium au Canada et ailleurs dans le monde. Malgré l'application rigoureuse d'un scénario d'exposition compatible avec les habitudes alimentaires de la population Crie, les résultats de l'évaluation de risque présentée ne permettent pas de répondre spécifiquement à la question adressée par le BAPE, car les données intégrées au modèle demeurent parcellaires, non spécifiques au territoire d'Eeyou Istchee et mènent à une surestimation des doses d'exposition. Bien que l'on puisse poser l'hypothèse que les installations minières, jadis en opération, aient pu engendrer des expositions populationnelles appréciables (surtout par l'entremise des produits de la pêche), il n'est pas actuellement possible d'évaluer la contribution des mines uranifères modernes sur la dose radiologique reçue par l'entremise de l'alimentation traditionnelle. L'évaluation de risque effectuée aura toutefois permis de constater que les doses radiologiques associées à l'exposition au bruit de fond régional sont susceptibles d'augmenter substantiellement lorsque des communautés utilisent les ressources alimentaires de leur territoire.

6 Références bibliographiques

- Agence canadienne d'évaluation environnementale (ACEE), 1996. *Decommissioning of uranium mine tailings management in the Elliot Lake area*. Accessible au : http://www.ceaa-acee.gc.ca/DBD6667F-9B4F-4FB6-A55F-3BBD1D8C5AF3/elliott_e.pdf
- Assemblée des premières nations (APN), 2007. *La consommation d'aliments traditionnels est-elle sans danger pour les premières nations? Unité de gestion de l'environnement*. Accessible au : http://www.afn.ca/uploads/files/rp-traditional_foods_safety_paper_final_fr.pdf
- Berti, PR., Chan, HM., Receveur, O., MacDonald, CR. Et Kuhnlein HV., 1998. Population exposure to radioactivity from consumption of caribou among the Dene/Métis of Denendeh (western Northwest Territories, Canada). *J Expo Anal Environ Epidemiol*. 8(2):145-58.
- Bureau d'audience publique sur l'environnement (BAPE), 2014. *Les enjeux de la filière uranifère au Québec*. Lettre adressée le 27 novembre 2014 au Ministère de la Santé et des Services sociaux. Document QUES22 déposé au BAPE sur les enjeux de la filière uranifère au Québec. Accessible au : <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/uranium-enjeux/documents/QUES22.pdf>
- Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN), 2013. *Rayonnement naturel de fond*. Accessible au : http://www.suretenucleaire.gc.ca/fra/pdfs/Fact_Sheets/Fact-Sheet-Background-Radiation-fra.pdf
- Chan, L., Receveur, O., Batal, M., David, W., Schwartz, H., Ing, A., Fediuk, K., Black, A and Tikhonov, C., 2014. *First Nations Food, Nutrition and Environment Study (FNFNES): Results from Ontario (2011/2012)*. Ottawa: University of Ottawa, Accessible au : http://www.fnfnes.ca/docs/FNFNES_Ontario_Regional_Report_2014_final.pdf
- Commission internationale de protection radiologique (CIPR), 2006. *Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of the Radiation Protection of the Public*. ICRP Publication 101a. Ann. ICRP 36 (3).
- Commission internationale de protection radiologique (CIPR), 1996. *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), 1-91.
- Clulow, F. V., Dave, N. K., Lim, T. P., and Avadhanula, R., 1998a. Radium-226 in water, sediments, and fish from lakes near the city of Elliot Lake, Ontario, Canada. *Environ. Pollut*, 99(1), 13-28.
- Clulow, F. V., Dave, N. K., Lim, T. P. et Avadhanula, R., 1998b. 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.
- Conseil des académies canadiennes (CAC), 2014. *La sécurité alimentaire des populations autochtones dans le nord du Canada – Évaluation de l'état des connaissances*. Le comité d'experts sur l'état des connaissances à propos de la sécurité alimentaire dans le nord du Canada, Conseil des académies canadiennes. Ottawa, Accessible au : <http://sciencepourlepublic.ca/fr/assessments/completed/food-security.aspx>

- Dewailly, E., Nieboer, E., Ayotte, P., Levallois, P., Nantel, A.J., Tsuji, L.J.S., Wainman, B.C., Weber, J.P., 2005. *Exposure and preliminary health assessments of the Oujé-Bougoumou. Cree population to mine tailings residues*. Accessible au : http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/349-OujeBougoumou_Report.pdf
- Gaudin, V., 2012. *Facteurs associés à l'alimentation traditionnelle au sein de trois communautés criées du Nord-du-Québec*. Mémoire présenté à la Faculté de Médecine en vue de l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.) en Santé communautaire. Département de médecine sociale et préventive, Université de Montréal. Accessible au : http://creehealth.org/sites/default/files/Laberge_Gaudin_Veronique_2012_memoire-sm.pdf
- Gouvernement du Canada, 2014. *Règlement sur la radioprotection (DORS/2000-203)*. Accessible au : <http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-2000-203.pdf>.
- Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), 2013. *Les impacts sanitaires en lien avec les projets uranifères nord-côtières*, 344 p, Institut national de santé publique du Québec. — Direction de la santé environnementale et de la toxicologie.
- Institut national de santé publique du Québec (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.
- Johnson-Down, L., 2014. Rapport – *Portions maximales des aliments traditionnels chez les Cris de la Baie James*. Document PREMNET 17 déposé au BAPE sur les enjeux de la filière uranifère au Québec. Accessible au : <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/uranium-enjeux/documents/PREMNET17.pdf>
- Kuhnlein, H.V. et Chan, H.M., 2000 Environment and contaminants in traditional food systems of northern indigenous peoples. *Annu. Rev. Nutr.*, 20:595-626.
- Macdonald, C.R., Elkin, B.T. et Tracy, B.L., 2007; Radiocesium in caribou and reindeer in northern Canada, Alaska and Greenland from 1958 to 2000. *J. Environ. Radioact.*, 93(1):1-25.
- 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.
- Monro, J.A., Leon R. et Puri B.K., 2013. The risk of lead contamination in bone broth diets. *Med Hypotheses*, 80(4):389-90.
- Muscattello, J. R. et Janz, D. M., 2009a. 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.
- Muscattello, J. R. et Janz, D. M., 2009b. Selenium accumulation in aquatic biota downstream of a uranium mining and milling operation. *Science of the Total Environment*, 407(4), 1318-1325.
- Muscattello, 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.
- Nieboer, E, Dewailly, E, Johnson-Down, L, Sampasa-Kanyinga, H, Château-Degat, M.L., Egeland, G.M., Atikessé, L, Robinson, E. et Torrie J., 2013. *Nituuchischaayihitaa Aschii Multi-community Environment-and-Health Study in Eeyou Istchee 2005-2009: Final Technical Report*. Nieboer E, Robinson E, Petrov K, editors. Public Health Report Series 4 on the Health of the Population. Chisasibi QC: Cree Board of Health and Social Services of James Bay; Accessible au : <http://www.creehealth.org/sites/default/files/E-and-H%20Technical%20Report.pdf>
- Organisation des nations unies pour l'agriculture et l'alimentation (FAO), 1989. *Yield and nutritional value of the commercially more important fish species*. Accessible au : <http://www.fao.org/docrep/003/t0219e/T0219E00.htm#TOC>
- 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.
- 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.
- World nuclear association (WNA), 2015. *Country Profiles*. Accessible au : <http://www.world-nuclear.org/info/Country-Profiles/>