



RÉGIE RÉGIONALE
DE LA SANTÉ ET DES
SERVICES SOCIAUX
MONTÉRÉGIE



WA
788
1473
1995

INSPQ - Montréal



3 5567 00007 4325

Direction de la Santé publique de la Montérégie
Complexe Cousineau
5245, boulevard Cousineau, bureau 3000
Saint-Hubert, Québec
J3Y 6J8



RÉGIE RÉGIONALE
DE LA SANTÉ ET DES
SERVICES SOCIAUX

MONTÉRÉGIE

DIRECTION DE LA SANTÉ PUBLIQUE

INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC
CENTRE DE DOCUMENTATION
MONTRÉAL

**IMPACTS POTENTIELS SUR LA SANTÉ
ASSOCIÉS AUX SILICATES DE CALCIUM FAIBLEMENT RADIOACTIFS
RÉPANDUS SUR LA RIVÉ SUD DE MONTRÉAL**

étude réalisée par

Gaétan CARRIER, M.D., Ph.D.
Louis JACQUES, M.D., FRCPC
Claude PRÉVOST, M.D., FRCPC
Claude TREMBLAY, M.Sc., Ph.D.

MAI 1995

REMERCIEMENTS

NOUS DÉSIRONS REMERCIER LES PERSONNES ET ORGANISMES SUIVANTS POUR LEUR COLLABORATION, COMMENTAIRES ET SUGGESTIONS :

- Dr André Arsenault, médecine nucléaire, Institut de Cardiologie de Montréal.
- M. Jean-Marc Légaré PhD, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.
- Dr Ernest Létourneau et collaborateurs, Bureau de la radioprotection, Direction générale de la protection de la santé, Santé et Bien-être social Canada.
- M. Barry McCallum, Bureau de gestion des déchets radioactifs de faible activité au Canada.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction régionale de la Montérégie.
- Dr Michel Plante, Santé du public, Hydro-Québec.
- M. Jean-Pierre Plamondon, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES	3
GLOSSAIRE DES TERMES ET ABRÉVIATIONS :	5
RÉSUMÉ	9
INTRODUCTION	21
1 CONTEXTE HISTORIQUE ET PROBLÉMATIQUE	22
1.1 Historique	22
1.2 Production et vente des scories	23
1.3 Problématique	23
2 QUELQUES NOTIONS SUR LES RAYONNEMENTS IONISANTS ET LEURS EFFETS SUR LA SANTÉ	25
2.1 Rayonnements ionisants de source naturelle	25
2.2 Caractéristiques des rayonnements liés aux silicates de calcium	25
2.2.1 Rayons gamma	26
2.2.2 Radon	26
2.2.2.a Rayonnements bêta	27
2.2.2.b Rayonnements alpha	27
2.2.3 Rayonnements considérés dans l'étude	27
2.3 Impacts potentiels sur la santé associés aux rayonnements ionisants	28
2.3.1 Effets des fortes doses	28
2.3.2 Effets des faibles doses	28
3 DÉMARCHE ET MÉTHODES UTILISÉES	31
3.1 Démarche	31
3.2 Méthodes de mesure des débits de dose sur les routes principales et secondaires et sur les rues de quartier	32
3.3 Méthode de mesure des débits de dose et du radon dans les maisons	33
4 RÉSULTATS DES MESURES DE DÉBITS DE DOSE	34
4.1 Rayonnement provenant des routes principales et secondaires et des rues de quartier	34

4.2 Rayonnement provenant des domiciles	35
5 ESTIMATION DES DOSES EFFICACES ATTRIBUABLES AUX SCORIES.....	37
5.1 Scénarios d'exposition moyenne.....	38
5.2 Scénarios d'exposition élevée.....	39
6 ESTIMATIONS DU RISQUE D'ATTEINTE À LA SANTÉ.....	41
7 DISCUSSION	43
7.1 Validité et représentativité des données et des estimations	44
7.1.1 Validité et représentativité des mesures de débit de dose et de radon	44
7.1.1.a Données sur les routes et les rues.....	44
7.1.1.b Données sur le radon et le rayonnement gamma des domiciles	44
7.1.2 Validité et représentativité des estimations de dose efficace encourue	49
7.1.3 Validité des estimations du risque d'atteinte à la santé	50
7.1.3.a Coefficients de risque utilisés pour le rayonnement global.....	50
7.1.3.b Coefficient de risque utilisé pour le radon.....	50
7.2 Comparaisons diverses avec les estimations de doses efficaces et de risque attribuable aux scories.....	52
7.2.1 Comparaison des doses efficaces estimées avec une valeur de référence.....	52
7.2.1.a Critère pour le rayonnement global.....	53
7.2.1.b Critères pour le radon	54
7.2.2 Comparaison des estimations de doses efficaces dues aux scories avec celle due au bruit de fond	55
7.2.3 Comparaison des doses et risques dus au radon avec ceux des études récentes	56
7.2.4 Comparaison des estimations de risque de cancer attribuable aux scories avec le risque de base dans la population générale	57
7.3 Principes de gestion proposés par la CIPR et servant de base à la décision	58
7.4 Principes d'éthique.....	60
8 ÉTAPES ULTÉRIEURES ET ÉTUDES SUPPLÉMENTAIRES	62
8.1 Études supplémentaires	62
8.2 Étapes ultérieures.....	63
CONCLUSIONS	64
RÉFÉRENCES	67
ANNEXES 1 À 3	70

GLOSSAIRE DES TERMES ET ABRÉVIATIONS :

- AWA :** Abréviaton de "Albright & Wilson Amérique"; nom de la compagnie actuellement propriétaire de l'usine de Varennes.
- BEIR :** Abréviaton de "Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations"; comité américain dont le rôle s'apparente à celui de la CIPR. (voir CIPR)
- CCEA:** Abréviaton de "Commission de Contrôle de l'Énergie Atomique du Canada". Agence du gouvernement fédéral qui a pour mission de s'assurer que l'utilisation de l'énergie nucléaire au Canada ne pose pas de risque indu pour la santé, la sécurité en général, la sécurité matérielle et l'environnement.
- CIPR :** Abréviaton de "Commission Internationale de Protection Radiologique"; cet organisme international regroupe des experts de nombreux pays qui élaborent des recommandations visant à protéger la santé des populations et des travailleurs exposés aux rayonnements ionisants. (abréviaton anglaise; ICRP)
- EPA :** Abréviaton de "Environmental Protection Agency"; cette agence est responsable de la protection de l'environnement aux États-Unis.
- ERCO :** Nom de la compagnie qui a exploité l'usine de Varennes à ses débuts.
- MEFQ :** Abréviaton de "ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec". Avant 1994 ce ministère était le ministère de l'Environnement du Québec (MenviQ) et avant 1979, le Service de protection de l'environnement.
- SBSC :** Abréviaton de "Santé et Bien-être social Canada."

UNSCEAR : Abréviation de "United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation"; cet organisme des Nations Unies étudie les effets des radiations et élabore des recommandations visant la protection des populations.

Bq : Abréviation de Becquerel; ce terme correspond à l'unité de mesure de l'activité nucléaire, en nombre de transformations nucléaires par seconde (1 Bq = 1 désintégration nucléaire par seconde = 27 pCi). C'est l'unité utilisée en système international. (voir pCi)

Débit de dose : Ce terme décrit la quantité de rayonnement qui est émis dans l'air en un lieu donné par unité de temps (débit). Il s'exprime en Roëntgen par unité de temps. (voir mR/h)

Dose efficace : Ce terme réfère à la dose absorbée par un individu exposé à un certain débit de dose pendant un certain temps, en tenant compte de facteurs liés au type de rayonnement et à son efficacité biologique à produire des dommages aux tissus humains. Il s'exprime en Sievert. (voir mSv)

mR/h : Abréviation de miliroëntgen par heure; ce terme correspond à l'unité de mesure du débit de dose d'exposition dans l'air causé par une source de rayonnement ionisant. Il est utilisé surtout pour les rayons gamma et les rayons X. (voir débit de dose).

mSv : Abréviation de millisievert; ce terme correspond notamment à l'unité de mesure de la dose efficace reçue par un individu. On l'exprime souvent en fonction de la période nécessaire pour accumuler cette dose. (voir dose efficace)

pCi : Abréviation de picocuries; ce terme correspond à l'unité de mesure de l'activité nucléaire, en nombre de transformations nucléaires par seconde. Un pCi est égal à un millième de milliardième (10^{-12}) de curie. L'unité maintenant utilisée en système international est le Becquerel (Bq). (1 Bq = 1 désintégration nucléaire par seconde = 27 pCi ; 1 pCi = 37 mBq)

Rayonnement ionisant : Tout rayonnement électromagnétique ou particulaire capable de provoquer l'ionisation de la matière, directement ou indirectement, lors de son passage dans la matière.

WL : Abréviation de "Working Level"; ce terme correspond à l'unité de mesure du rayonnement causé par le radon et ses dérivés dans l'air. ($0.1 \text{ WL} = 800 \text{ Bq/m}^3 = 20 \text{ pCi/L}$).

WLM : Abréviation de "Working Level Month"; ce terme correspond à l'unité de mesure de la dose absorbée par un individu exposé au radon en fonction du temps. Une dose de 1 WLM est égale à 1 WL pendant 170 heures.

RÉSUMÉ

RÉSUMÉ

CONTEXTE

Les silicates de calcium faiblement radioactifs (ou scories faiblement radioactives) produits par la compagnie ERCO (aujourd'hui propriété d'Albright & Wilson Amérique) sont des résidus issus de l'extraction du phosphore à partir d'un minerai de phosphate déjà faiblement radioactif. Ces résidus, prenant la forme d'une roche poreuse, ont été vendus et utilisés, de 1953 à 1985, comme agrégat pour la construction de routes et de terrains de stationnement. Dans une moindre mesure, ils ont également été utilisés à divers usages domiciliaires (par exemple; remblai au pourtour des fondations des maisons, remblai de l'entrée pavée ou du patio...). Des scories ont été ainsi répandues sur un rayon d'environ trente kilomètres autour de l'usine, dans une sous-région de la rive sud de l'île de Montréal.

En raison de la radioactivité des silicates, la vente de ce matériau a été progressivement limitée, puis interrompue définitivement en 1985, suite à l'adoption d'une réglementation sur les déchets dangereux par le ministère de l'Environnement du Québec.

Les inquiétudes, soulevées par la présence des silicates de calcium faiblement radioactifs, ont conduit les autorités municipales à demander aux responsables de la santé publique d'évaluer le risque d'atteinte à la santé de la population, découlant de cette situation.

OBJECTIF

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'impact potentiel des radiations émises par les silicates de calcium répandus dans cette région, sur la santé de la population qui y réside.

DÉMARCHE ET MÉTHODOLOGIE

Les étapes de la démarche utilisée pour cette étude sont les suivantes :

I- Analyse comparée des **émissions de rayonnement** mesurées sur des sites où des scories ont été répandues avec celles mesurées sur des sites sans scories. Cette analyse a été réalisée sur la base de :

- l'ensemble des mesures réalisées dans le passé par le personnel de radioprotection du ministère de l'Environnement du Québec sur les routes, les rues de quartier et dans 11 résidences du secteur à l'étude.
- données provenant d'autres études effectuées sur le sujet, dont une étude sur les émissions de rayonnement de scories répandues dans la municipalité de Long Harbour, à Terre-Neuve; ces scories ont été produites par une usine utilisant le même procédé que celles de Varennes et sont également faiblement radioactives.

II- Estimations de la **dose efficace de rayonnement** reçue par les personnes exposées. Ces estimations ont été réalisées en tenant compte :

- des types de rayonnement émis par les scories; alpha (α), bêta (β), gamma (γ).
- de l'intensité du rayonnement tel qu'évaluée à l'étape précédente.
- des voies d'exposition au rayonnement: exposition externe de l'organisme entier ou exposition par voie respiratoire.
- de la durée d'exposition à ces rayonnements: via l'élaboration de scénarios d'exposition représentatifs de la plupart des situations pouvant être rencontrées.

III- Estimations du **risque de cancers et de maladies héréditaires** attribuables aux rayonnements émis par les scories, à partir des estimations de dose efficace obtenues à l'étape précédente. Ces estimations de risque ont été réalisées selon la méthode recommandée par la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR).

L'association entre le cancer et les radiations à faibles doses n'est pas et peut difficilement être démontrée avec les méthodes épidémiologiques disponibles. L'approche de la CIPR est donc basée sur un modèle théorique d'extrapolation des données obtenues à hautes doses vers les faibles doses.

RÉSULTATS

I- Analyse des émissions de rayonnement attribuables aux scories

Notre analyse démontre que :

- le débit moyen d'exposition aux rayons gamma sur l'ensemble des routes et des rues comportant des scories varie de 1,1 à 2,0 fois celui observé sur des routes et rues sans scories (moyenne d'environ 1,5 fois).
- le débit d'exposition aux rayons gamma est 1,6 fois plus élevé en moyenne dans le sous-sol des maisons avec scories, que celui des maisons témoins.
- pour le radon, la teneur moyenne annuelle par unité de volume dans le sous-sol des maisons avec scories serait de 2,5 fois celle des maisons témoins.
- la comparaison des niveaux des émissions de rayonnement observés dans les maisons de Long Harbour avec ceux observés dans les maisons de Varennes et Verchères permet de constater que :
 - dans les deux situations, les niveaux moyens de rayonnement gamma et de radon sont supérieurs dans les maisons avec scories, par rapport aux maisons sans scories. Ces différences sont statistiquement significatives.
 - les niveaux moyens de rayonnement gamma et de radon obtenus à Varennes et Verchères dans les maisons avec scories sont supérieurs à ceux observés à Long Harbour.
 - Dans les maisons avec scories, les niveaux moyens de radon les plus élevés mesurés, sont de 0.0217 WL à Varennes/Verchères et de 0.016 WL à Long Harbour.
- les niveaux de radon observés dans les maisons témoins (sans scories) de Varennes et Verchères se comparent aux résultats observés dans une étude effectuée par Santé et Bien-être social Canada (SBSC), dans un grand nombre de maisons de Montréal, Québec et Sherbrooke, ainsi qu'aux résultats d'une étude effectuée récemment au Québec en utilisant une méthode considérée plus valide.

II- Estimation des doses efficaces auxquelles la population est exposée

Sur la base de nos analyses, réalisées en utilisant plusieurs scénarios d'exposition, on estime qu'une personne vivant dans une maison dont le terrain contient des scories, recevrait pour des scénarios d'exposition **moyenne** une dose efficace additionnelle de 0,68 mSv à 0,95 mSv annuellement, en plus de la dose efficace attribuable au bruit de fond naturel (estimée à 2,4 mSv

par an). Ceci équivaut à une augmentation de 30 % à 40 % de la dose moyenne due au bruit de fond. Pour des scénarios d'exposition élevée, la dose additionnelle pourrait atteindre 2,75 mSv par an.

Selon notre analyse, de 75 % à 80 % de la dose efficace due aux scories serait attribuable à l'inhalation du **radon** émis dans les résidences par les scories. Le reste de la dose est attribuable au rayonnement gamma à l'intérieur et à l'extérieur des résidences.

On estime que les émissions (gamma et autres) provenant des routes et des rues contaminées contribuent de façon négligeable à la dose efficace totale reçue par les personnes exposées dans leur résidence. En effet, cette contribution varie pour les scénarios d'exposition moyen à élevé de 0,02 mSv à 0,05 mSv. Ceci équivaut à 1,5 % à 4,6 % de la dose totale attribuable aux scories et à 0,8 % à 2,1 % de la dose annuelle due au bruit de fond.

III- Estimations du risque de cancers et de maladies héréditaires

Les effets sur la santé considérés dans cette étude sont les cancers ainsi que les maladies héréditaires dans la descendance. Le cancer du poumon a été associé à l'exposition au radon et divers types de cancers ont été associés à l'exposition au rayonnement gamma. Ces associations ont été établies dans des études épidémiologiques faites chez des populations exposées à de fortes doses de rayonnement.

Selon nos estimations, dans l'hypothèse que le modèle d'estimation du risque que nous avons utilisé est vraiment représentatif du risque réel, une personne vivant 35 ans dans une résidence dont le terrain est remblayé de scories aurait un risque d'effets délétères (comprenant la probabilité de décéder ou de développer un cancer et la probabilité d'engendrer des maladies héréditaires chez les descendants) variant de 1,5/1000 à 2,1/1000 pour les scénarios d'exposition moyenne. En d'autres termes, si 1000 personnes vivaient dans une telle résidence pendant 35 ans et si l'hypothèse à la base du modèle d'estimation du risque était vraie, de 1,5 à 2,1 personnes théoriquement décèderaient ou développeraient une maladie due aux rayonnements émanant des scories. Plus de 90 % de ces effets néfastes seraient des cancers. Pour une durée d'exposition de 20 ans et de 10 ans, les estimations sont respectivement de 0,86 à 1,21/1000 et de 0,43 à 0,60/1000. Pour un scénario à vie (70 ans) avec exposition élevée, le risque pourrait atteindre 11,9/1000.

Il est important de souligner que le nombre de terrains résidentiels qui comportent des scories n'est pas connu et que par conséquent, le nombre de personnes exposées ne peut être estimé. Ainsi, si 200 personnes, plutôt que 1000, étaient exposées pendant 35 ans au scénario

d'exposition moyenne, il n'est pas certain qu'un effet néfaste serait observé puisque le nombre d'effets néfastes attendus serait de 0,30 à 0,42 (inférieur à 1).

DISCUSSION

I- Discussion sur la validité de l'analyse des émissions de rayonnement attribuables aux scories.

Les mesures ont été effectuées avec les méthodes disponibles et considérées fiables et valides à l'époque. La méthode utilisée pour le rayonnement gamma est une mesure ponctuelle. Cette méthode est adéquate puisque le niveau de rayonnement gamma est stable dans le temps. La méthode de mesure utilisée aujourd'hui est identique.

La méthode utilisée pour le radon est une mesure ponctuelle de la quantité de radon dans l'air. Cette quantité varie toutefois en fonction de plusieurs facteurs. Plusieurs prélèvements ont été effectués afin de tenir compte des variations saisonnières et quotidiennes. Nous disposons aujourd'hui d'une méthode qui permet d'obtenir une évaluation en continu sur plusieurs mois. Cette méthode plus récente devrait donc être plus valide.

Étant donné les incertitudes entourant la méthode de mesure du radon et la taille de l'échantillon, la question que l'on doit se poser est :

"Est-ce que ces résultats sont représentatifs des émissions de rayonnement de l'ensemble des maisons de la région, avec et sans scories ?"

Compte tenu des éléments suivants:

- Que les résultats obtenus dans une étude de Santé et Bien-être social Canada (SBSC) et dans une étude récente effectuée au Québec sont comparables à ceux des maisons sans scories de Varennes et Verchères.
- Que les résultats obtenus dans l'étude effectuée à Terre-Neuve sur un échantillon plus grand de maisons avec scories sont comparables à ceux des maisons avec scories de Varennes et Verchères.
- Que la quantité d'éléments radioactifs contenue dans les scories, la stabilité des propriétés radioactive et physico-chimique des scories et les usages qui ont été faits de ce matériau sont compatibles avec l'augmentation observée dans les niveaux de radon des maisons avec scories.

- Que les analyses statistiques effectuées sur les données disponibles suggèrent une augmentation du niveau de radon dans les maisons avec scories.

Nous concluons de l'ensemble de ces éléments :

1. Que l'augmentation du rayonnement dans les maisons avec scories par rapport aux maisons témoins est probablement conforme à la réalité.
2. Qu'il est peu probable que d'autres habitations dont le terrain comporte des scories aient des niveaux de rayonnement bien supérieurs à ceux qui ont été observés dans l'échantillon de Varennes et Verchères.

II- Discussion sur les estimations des doses efficaces de rayonnement reçues par les personnes exposées.

La dose reçue par une personne est fonction à la fois de l'intensité des radiations auxquelles elle est exposée et de la durée de cette exposition. On peut facilement déduire que la dose variera largement dans une population donnée.

Il est impossible d'étudier tous les scénarios d'exposition envisageables. Cependant, nous avons élaboré des scénarios qui se veulent représentatifs de la variabilité du mode de vie et du temps passé à la maison par la population, tout en tenant compte des cas extrêmes (durée d'exposition maximale et taux d'exposition le plus élevé mesuré plutôt que le taux moyen).

III- Discussion sur les estimations du risque de cancers et de maladies héréditaires.

Les études épidémiologiques ont démontré qu'il existe une relation entre l'exposition à de fortes doses de rayonnements ionisants et l'augmentation du cancer dans les populations exposées. Toutefois, dans la littérature actuelle, il y a consensus dans la communauté scientifique à l'effet qu'il n'existe aucune donnée directe fiable permettant d'estimer l'effet cancérigène pour des doses cumulatives à vie inférieures à environ 200 mSv. Dans la population de Varennes et Verchères exposée aux scories, on estime que la dose additionnelle moyenne reçue (exposition de 35 ans) est inférieure à 35 mSv.

Néanmoins, même si aucune augmentation significative de cancer n'a été observée pour des doses inférieures à 200 mSv, on ne peut conclure à l'absence d'effets cancérigènes à ces doses. Malheureusement, si un risque existe, les limites inhérentes aux méthodes épidémiologiques rendent difficile, voire impossible, l'évaluation de la relation dose/réponse à très faible dose.

Étant donné les incertitudes sur la possibilité d'effets cancérogènes à faible dose, la communauté scientifique propose d'estimer le risque dans cette zone d'exposition à l'aide de modèles mathématiques qui permettent d'extrapoler les observations des études épidémiologiques faites à hautes doses vers les faibles doses. Pour notre étude, nous avons utilisé le modèle linéaire proposé par la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR). Avec ce modèle, les spécialistes assument que le risque diminue proportionnellement à la diminution de la dose, et ce, jusqu'à la dose zéro. Ce modèle est le plus couramment utilisé en radioprotection à travers le monde et la plupart des spécialistes s'accordent pour dire qu'il est probablement conservateur pour les faibles doses.

IV- Mise en perspective des estimations de risque.

Divers critères et diverses comparaisons permettent de mieux juger de l'importance des doses et des risques estimés dans notre étude pour la population.

1 Comparaison avec les critères ou normes proposés par différents organismes pour gérer l'exposition au radon.

- a) Santé et Bien-être social Canada (SBSC): toutes les valeurs de radon mesurées dans les maisons avec scories sont inférieures au critère de SBSC qui est de 0,1 WL.
- b) Organisation Mondiale de la Santé (O.M.S.): toutes les valeurs de radon mesurées dans les maisons avec scories sont inférieures au critère de 0,027 WL que cet organisme propose.
- c) Environmental Protection Agency (EPA): le niveau de radon d'une seule maison avec scories dépasse légèrement le critère de l'EPA qui est de 0,02 WL. Le niveau de radon mesuré dans cette maison est de 0,0217 WL.

2 Comparaison avec les critères pour l'exposition globale au rayonnement.

Le Bureau de gestion des déchets de faible activité au Canada, qui a pour mandat de gérer les déchets de faible activité de l'industrie nucléaire, a comme politique d'apporter des corrections environnementales lorsque des membres du public sont exposés à une dose supérieure à 1 mSv par année au-dessus du bruit de fond naturel. Ce critère est dépassé dans les scénarios de notre étude comportant l'exposition la plus élevée.

Pour sa part, la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) propose d'utiliser ce critère seulement pour les expositions planifiées. Pour les situations comme celles à l'étude, cet organisme ne fixe pas de limite de dose précise. Il recommande plutôt d'utiliser certains principes de gestion. Ces principes, dits de **justification** et d'**optimisation**, font référence au fait que toute intervention visant à réduire un risque lié aux rayonnements ionisants doit se justifier par des avantages qui outrepassent nettement les inconvénients et les conséquences qui y sont associés.

3 *Comparaison avec d'autres sources de rayonnement.*

Une personne exposée annuellement à une dose de 1 mSv reçoit une dose équivalente à environ 10 radiographies du poumon.

4 *Comparaison avec la dose due à l'exposition naturelle.*

Les niveaux moyens annuels de radon des maisons de certaines régions du Canada sont naturellement supérieurs aux niveaux que nous avons mesurés dans les maisons avec scories à Varennes et à Verchères. Le risque de cancer estimé pour les personnes exposées aux scories de ces deux villes serait donc inférieur au risque naturel des habitants de certaines régions du Canada (par exemple: Winnipeg). De plus, selon une récente étude effectuée au Québec, de 15 % à 20 % des maisons présenteraient naturellement des niveaux de radon égaux ou supérieurs à la moyenne des 7 maisons avec scories et environ 5 % des maisons du Québec présenteraient naturellement des niveaux égaux ou supérieurs à la maison avec scories ayant le niveau de radon le plus élevé. Sur la base de ces données, de 350 000 à plus d'un million de québécois seraient exposés à des risques égaux ou supérieurs à celui engendré par les scories.

5 *Comparaison avec le risque de cancer dans la population générale au Canada.*

Si l'on compare le risque à la santé estimé pour les scénarios d'exposition moyenne et élevée avec le taux de base de cancer dans la population générale, on peut dégager les conclusions suivantes :

- a) Comme la probabilité à vie de décès par cancer dans la population générale est d'environ 25 % ou 250/1000, avec le modèle utilisé, on estime qu'une personne vivant 35 ans dans une maison avec scories aurait un risque à vie de décès par cancer variant de 251,5/1000 à 252,1/1000 pour un scénario d'exposition moyenne, soit une augmentation de 0,6 % à 0,8 % du taux de base.

- b) Si l'on ne considère que le cancer du poumon (puisque la majeure partie de l'exposition additionnelle provient du radon), - comme la probabilité à vie d'être atteint de ce cancer dans la population générale est d'environ 6,95 % ou 69,5/1000 - on estime qu'une personne vivant **35 ans** dans une maison avec scories aurait un risque à vie **d'être atteint du cancer du poumon** de 70,5/1000 à 70,8/1000 pour les scénarios d'exposition moyenne, soit une augmentation de 1,4 % à 1,9 % du taux de base.

Pour ces deux comparaisons, le risque collectif est probablement surestimé, puisqu'une proportion importante de la population habite plus d'une maison sur une période de 35 ans et que la probabilité d'habiter plus d'une maison avec scories est sans doute faible.

6 Comparaison avec le risque dû au tabac.

- a) Dans la population générale, un fumeur a 10 fois plus de risque de développer un cancer du poumon qu'un non-fumeur, soit une augmentation de 900 %.
- b) Un non-fumeur qui habite avec un fumeur a 1,4 à 1,8 fois plus de risque de développer un cancer du poumon qu'un non-fumeur qui habite avec un non-fumeur, soit une augmentation de 40 % à 80 %.
- c) Selon nos estimations, une personne exposée pendant **35 ans** aux rayonnements des scories dans sa maison, à un niveau correspondant aux **scénarios d'exposition élevée**, a environ 1,06 fois plus de risque de développer un cancer du poumon que si elle n'était pas exposée aux rayonnements des scories. Pour un scénario d'exposition moyenne et pour une même durée, ce risque serait environ 1,02 fois plus élevé que celui d'une personne non exposée, soit une augmentation estimée à 2 %.

CONCLUSIONS

De notre étude, on peut dégager les conclusions suivantes concernant le risque d'atteinte à la santé encouru par la population exposée aux scories faiblement radioactives :

1. La présence des scories sous l'asphalte des routes et des rues entraîne une augmentation de la dose efficace annuelle de radiation reçue par la population qui est jugée négligeable sur la base du critère "de minimis" (0,05 mSv) de la Commission de Contrôle de l'Énergie Atomique du Canada.

2. Le rayonnement dû à la présence de scories sur le terrain autour d'une résidence augmente la dose efficace annuelle de rayonnement reçue naturellement par les habitants dans une proportion fort variable. Sur la base des données disponibles, et selon des conditions d'exposition élevée, la dose efficace annuelle pourrait atteindre environ le double de la dose due au bruit de fond naturel. Dans un scénario d'exposition moyenne, la dose efficace annuelle augmenterait d'environ 40 % par rapport au bruit de fond. Approximativement 80 % de la dose excédentaire due aux scories dans ces cas est attribuable au radon qu'elles émettent dans les domiciles.
3. Actuellement, il n'y a pas de critère de gestion ou de norme qui s'applique spécifiquement au type de situation que nous avons étudié. Nous remarquons toutefois que les concentrations moyennes de radon observées dans les maisons avec scories sont, dans tous les cas, inférieures au critère d'intervention établi par Santé et Bien-être social Canada, inférieures à celui établi par l'Organisation Mondiale de la Santé et inférieures ou égales au critère de l'EPA aux États-Unis. Le critère de 1 mSv/année (en excès au-dessus du bruit de fond) utilisé par le Bureau de gestion des déchets de faible activité au Canada n'est dépassé que dans les scénarios hypothétiques d'exposition élevée. Notons également que la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) ne recommande pas d'utiliser un critère fixe d'intervention (comme le 1 mSv/année). Dans une situation comme celle à l'étude, elle propose plutôt d'appliquer les principes de gestion dit de "justification" et "d'optimisation".
4. Selon une étude récente, 15 % à 20 % des maisons au Québec auraient un niveau naturel de radon équivalent ou supérieur au niveau moyen observé à Varennes et Verchères dans les maisons avec scories. De plus, environ 5 % des maisons du Québec auraient un niveau égal ou supérieur à celui de la maison ayant la plus haute valeur observée dans les maisons avec scories de Varennes et Verchères.
5. L'approche utilisée pour estimer les risques d'effets sur la santé est celle recommandée par la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) pour l'estimation des risques à faible dose. Cette approche est prudente et est la plus acceptée en radioprotection. Toutefois, les incertitudes scientifiques entourant les estimations sont nombreuses et on ne peut ni infirmer, ni confirmer l'existence du risque de cancer à faibles doses.
6. Si les données disponibles et les hypothèses retenues sont représentatives de la réalité, pour les scénarios d'exposition moyenne et d'une durée d'exposition de 35 ans, la présence des scories, principalement autour des maisons, augmenterait théoriquement le risque de décéder d'un cancer de 0,6 % à 0,8 % par rapport au risque de base dans la population. Si on ne considère que le cancer du poumon, le risque d'être atteint augmenterait théoriquement de 1,4 % à 1,9 % par rapport au risque de base dans la population.

Nous espérons que ce travail contribuera à la recherche d'une décision acceptable pour tous. Nous sommes conscients que le risque à la santé n'est qu'un des éléments permettant de décider du mode de gestion de cette situation et que d'autres considérations, dont celles d'ordre éthique et juridique, doivent également être étudiées. La situation analysée est complexe et notre étude soulève de nombreuses questions. Si nécessaire, les réponses à certaines questions peuvent être documentées par différents intervenants hors du réseau de la santé (ex: coût et efficacité des interventions possibles, partage des responsabilités de l'intervention...). D'autres questions n'auront peut-être jamais de réponse définitive (ex: incertitude scientifique, éthique...). Cependant, il nous paraît inopportun d'effectuer d'autres études visant à compléter la connaissance de l'exposition de la population tant qu'une décision finale n'est pas prise.

Ce dossier nous invite à réfléchir sur la place que nous devons lui accorder parmi l'ensemble des **priorités** de santé et d'environnement et parmi l'ensemble des **priorités** de notre société. Ce choix de priorités dépasse largement les seules compétences des auteurs de cette étude.

Document

INTRODUCTION

L'objectif de l'étude présentée dans ce document est d'évaluer l'impact potentiel des radiations émises par les silicates de calcium faiblement radioactifs répandus en Montérégie, sur la santé de la population qui y réside.

Plus spécifiquement, les objectifs sont :

- de présenter une synthèse des données environnementales disponibles;
- d'estimer, sur la base de ces données, les doses efficaces de rayonnement auxquelles la population est potentiellement exposée en raison des silicates de calcium et de là, estimer le risque potentiel d'atteinte à la santé en raison de cette exposition;
- d'expliquer les limites de ces données et de ces estimations;
- de déterminer la pertinence d'effectuer des études supplémentaires à ce sujet;
- de fournir les éléments permettant de juger de l'importance des risques à la santé associés à cette exposition et permettant de favoriser la réflexion relative à la gestion de ce dossier.

1 CONTEXTE HISTORIQUE ET PROBLÉMATIQUE

1.1 Historique

C'est en 1953 que débutaient les opérations de la compagnie ERCO (aujourd'hui propriété de la compagnie Albright et Wilson Amérique (AWA)), située à Varennes. Celle-ci extrayait du phosphore élémentaire à partir d'un minerai de phosphate faiblement radioactif importé de Floride. Ce procédé générait divers résidus dont les plus abondants, les **silicates de calcium**, communément appelés les **scories d'ERCO**, retenaient presque tous les éléments radioactifs originellement contenus dans le minerai.

Les silicates de calcium se présentent sous forme d'une roche grisâtre ou argentée et elles ont une structure poreuse. En raison de leurs caractéristiques, les silicates de calcium ont été vendus principalement comme agrégat pour la construction de routes, de rues, d'échangeurs et de stationnements et ce, surtout dans les municipalités de la MRC de Lajemmerais. De plus, ils ont été utilisés pour la construction résidentielle, probablement comme agrégat sous l'entrée pavée, sous le patio, au pourtour des fondations ou ailleurs sur le terrain.

De 1953 à 1978, les silicates de calcium ont été vendus librement par la compagnie. Avant 1975, on ne se préoccupait pas de leurs propriétés radioactives. C'est autour de cette période que la compagnie et le service de protection de l'environnement du Québec ont débuté l'étude de ce sujet. En raison des inquiétudes manifestées par la population, la compagnie a décidé, à l'automne 1978, de cesser la vente des silicates à des fins résidentielles. À compter de novembre 1979, la vente des silicates était soumise à l'émission préalable d'un certificat d'autorisation par le Service de protection de l'environnement du Québec et par la suite, par le ministère de l'Environnement du Québec (aujourd'hui nommé: ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEFQ)). Les usages ont alors été limités à des travaux majeurs de construction tels qu'autoroutes, routes et échangeurs. Après 1985, suite à l'adoption du **règlement sur les déchets dangereux** au Québec, aucune vente n'a été autorisée, si bien que les silicates se sont progressivement accumulés sur le terrain de la compagnie jusqu'en 1992, année où la compagnie a cessé la production du phosphore élémentaire.

1.2 Production et vente des scories

Environ 5,5 millions de tonnes métriques de silicates ont été produites de 1953 à 1992. Un peu plus de 2 millions de tonnes se retrouveraient aujourd'hui sur le terrain de l'usine. Cette quantité inclut les silicates répandus sur l'ensemble du terrain de l'usine et ceux constituant l'amoncellement. Environ 3,5 millions de tonnes métriques de silicates auraient été vendues. Sur ces 3,5 millions de tonnes vendues, **environ 1,5 millions ne peuvent être localisées**, soit une partie des silicates vendus avant 1979. La quantité et la localisation des silicates vendus après 1979 sont assez bien documentées puisque chaque vente devait normalement faire l'objet d'un certificat d'autorisation émis par le ministère de l'Environnement; environ 650 000 tonnes ont été ainsi vendues de 1979 à 1985. Une certaine quantité aurait toutefois été distribuée sans autorisation. Quant aux scories vendues avant 1979, environ 1,2 millions de tonnes ont pu être localisées par divers registres mis sur pied par la compagnie ERCO et ses principaux acheteurs. Ces quantités ont surtout servi à la construction de routes.

1.3 Problématique

La possibilité que les citoyens soient exposés à des doses de rayonnement nocives à leur santé en raison de la présence des silicates a été soulevée à quelques reprises dans les médias, particulièrement à la fin des années 1980. La parution de ces informations a soulevé de l'inquiétude parmi les citoyens et les élus et ceux-ci se sont adressés aux responsables de la santé publique pour obtenir un avis quant aux conséquences potentielles sur leur santé.

Afin d'évaluer avec exactitude les impacts potentiels des silicates sur la santé de la population, il faut disposer d'estimations précises concernant les doses d'exposition annuelles ou cumulatives. Cela nécessite l'obtention de données valides au sujet, notamment;

- 1- de la distribution du produit dans l'environnement;
- 2- du niveau d'émission de rayonnement ionisant et de radon à chacune des sources répertoriées;

3- du nombre de personnes exposées;

4- des conditions et de la durée d'exposition de ces personnes.

Malheureusement, les données disponibles à ce jour sont incomplètes. De fait, nous ne connaissons pas la localisation d'une partie des scories vendues entre 1953 et 1979 (environ 1,5 millions de tonnes) et certaines informations ont dû être estimées car les données sont limitées.

Considérant ces difficultés, les responsables de la santé publique de la Montérégie avaient recommandé qu'un groupe de travail soit formé afin d'étudier davantage cette problématique et d'effectuer des études pertinentes, si nécessaire. De plus, plusieurs municipalités de la région ont demandé, par voie de résolution de leur conseil, que le MEFQ et le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) procèdent aux études nécessaires et que ceux-ci les informent de l'évolution de leurs travaux. C'est dans ce but qu'un groupe de travail conjoint entre le MEFQ et le MSSS a été mis sur pied en juin 1993. Le mandat de ce groupe est de faire le point sur la situation, de préciser les moyens permettant d'obtenir un meilleur éclairage et de proposer des recommandations pour la poursuite des travaux ou d'autres mesures à prendre, si nécessaire.

Le présent document fait état des travaux réalisés par la direction de santé publique, avec la collaboration du MEFQ. Après avoir recueilli toutes les données disponibles, celles-ci ont été analysées et interprétées afin d'en tirer le maximum d'information. Puis, un plan de travail fut élaboré en spécifiant les étapes qui pourraient être effectuées, leur délai et leur coût approximatif, dans l'objectif de compléter les données manquantes et de répondre à l'ensemble des questions soulevées. Des experts ont été consultés afin d'obtenir un avis sur la validité des données et afin de préciser les moyens par lesquels cette problématique pourrait être approfondie et solutionnée, selon le cas. Enfin, des cas similaires ont été étudiés afin de comparer les méthodes d'investigation et d'intervention.

2 QUELQUES NOTIONS SUR LES RAYONNEMENTS IONISANTS ET LEURS EFFETS SUR LA SANTÉ

2.1 Rayonnements ionisants de source naturelle

Tout d'abord, rappelons que nous sommes tous exposés aux rayonnements ionisants en raison des **sources naturelles** présentes dans notre environnement. Les sources naturelles sont de quatre types :

- 1- Le rayonnement cosmique.
- 2- Le rayonnement qui origine du sol et des matériaux qui nous entourent.
- 3- Le radon et ses descendants.
- 4- Les sources internes à l'organisme humain et liées à l'alimentation.

L'ensemble des sources d'origine naturelle non modifiées par l'humain nous expose à ce que nous appelons le rayonnement du **bruit de fond naturel**. À cela, peuvent s'ajouter les rayonnements ionisants de source médicale, liés principalement aux examens de radiologie, aux examens de médecine nucléaire et aux traitements de radiothérapie, ainsi que les rayonnements de sources industrielles, etc.

On estime qu'en moyenne, les individus reçoivent une dose efficace annuelle de rayonnement due au bruit de fond, variant entre **2 et 3 millisievert (mSv)** (UNSCEAR, 1988). Cela exclut les rayonnements de source médicale. La dose efficace annuelle reçue varie selon la région habitée, les activités effectuées et les interventions médicales subies par les personnes.

2.2 Caractéristiques des rayonnements liés aux silicates de calcium

Les silicates de calcium, tout comme le minerai de phosphate, contiennent une concentration d'uranium 238 supérieure à celle que l'on retrouve dans le sol de la région. Les silicates ont une concentration d'uranium 238 de 0,03 % et une activité de 90 picocuries par gramme (pCi/g). La concentration et l'activité du radium 226 sont semblables. Cela serait environ 150 fois plus élevé

que la concentration du sol de la région qui contient en moyenne moins de 0,0002 % d'uranium (< 2 mg/kg) (Martel R, 1991). Les silicates exposent les humains au rayonnement gamma et au radon. Le radon et ses descendants sont une source de rayonnement alpha, bêta et gamma.

2.2.1 Rayons gamma

Les rayons gamma sont très pénétrants; par exemple, ils peuvent traverser des structures comme un mur de béton. Toutefois, la quantité de rayonnement diminue en fonction de la masse de matière traversée et elle diminue de façon importante avec la distance. Ainsi, les rayons gamma provenant d'une source bien localisée de silicates (par exemple, un amoncellement) située d'un côté d'une rue pourraient bien ne plus être perceptibles de l'autre côté de cette rue.

2.2.2 Radon

Le radon est un gaz lourd, radioactif et inerte chimiquement, qui provient de la transformation spontanée du radium contenu dans le sol à l'état naturel. Le radon se transforme à son tour en d'autres composés, que l'on nomme les descendants du radon. Cela entraîne l'émission de rayonnement alpha et bêta.

Le radon peut s'infiltrer dans les maisons en pénétrant dans les fissures du béton ou simplement en diffusant à travers la structure des matériaux utilisés dans la construction. Il peut également se disperser dans l'air extérieur. Le radon émis dans l'air extérieur constitue une source minime d'exposition, puisque ce gaz se disperse rapidement dans un très grand volume d'air. Par contre, le volume d'air restreint des maisons favorise son accumulation dans l'air intérieur. Le radon et ses dérivés émis dans les résidences constituent généralement la plus importante source de rayonnement naturelle. L'émission de radon peut varier grandement selon les caractéristiques du sol, donc de la région ainsi que selon le type de maison (nature des matériaux, ventilation, etc.).

La structure physico-chimique des silicates de calcium fait en sorte que le radon se trouve en partie emprisonné dans la structure de la scorie. Cela ralentit l'émission du radon dans

l'environnement. Ainsi, Lowe *et al.* (1992) ont démontré que la fraction d'émission de radon ("radon release fraction") des scories était en moyenne dix fois inférieure à celle du minerai dont elles sont issues.

2.2.2.a Rayonnements bêta

Les rayonnements bêta causent la même quantité de dommage biologique que les rayons gamma, mais ils sont beaucoup moins pénétrants que ceux-ci. Un matériel mesurant moins d'un centimètre d'épaisseur peut les arrêter complètement. Tout recouvrement d'asphalte, de béton ou de gazon devrait donc arrêter ces particules, en plus de réduire les rayons gamma.

2.2.2.b Rayonnements alpha

Quant aux rayonnements alpha, ils sont encore moins pénétrants. Ils sont absorbés par une ou deux feuilles de papier et ne peuvent traverser les couches superficielles de la peau. Cependant, à l'intérieur du corps, ils causent vingt fois plus de dommage biologique que les rayonnements gamma ou bêta, pour une quantité identique de rayonnement reçue. En respirant l'air contenant le radon et ses dérivés, ces divers produits peuvent atteindre les tissus pulmonaires et y causer des dommages, lesquels seraient principalement attribuables aux particules alpha.

2.2.3 Rayonnements considérés dans l'étude

Bien que l'émission de radon soit nettement réduite par la structure cristalline des silicates, nous croyons qu'il est nécessaire d'en tenir compte puisque les données observées dans les maisons comportant des scories au pourtour indiquent une augmentation de la teneur en radon en comparaison avec les maisons qui n'en comportent pas. Cette situation sera décrite plus loin. En conséquence, les estimations de doses qui suivent tiendront compte du **radon et de ses dérivés**, en plus des **rayons gamma**, lorsque cela est approprié.

2.3 Impacts potentiels sur la santé associés aux rayonnements ionisants

Avant de résumer les connaissances concernant les effets sur la santé associés aux rayonnements ionisants, il importe de situer le niveau de doses de rayonnement dont il est ici question. Dans le domaine de la radioprotection, des doses efficaces inférieures à 50 mSv par année sont considérées comme de relativement **faibles doses** de rayonnement. Elles sont en fait d'environ quelques millisieverts par an dans le cas de l'exposition attribuable aux scories, comme nous le verrons plus loin.

2.3.1 Effets des fortes doses

Il a été démontré que l'exposition aiguë et subaiguë à de **fortes doses** de rayonnement gamma (1000 à 50 000 mSv) peut être nocive pour la santé humaine. Outre les effets immédiats ou à court terme survenant à ces hautes doses, lesquels peuvent entraîner la mort, les rayonnements ionisants peuvent causer certains cancers et ce, après plusieurs années de latence. Des études ont aussi démontré que les rayonnements à fortes doses peuvent produire des mutations qui se transmettent dans la descendance et pourraient ainsi entraîner des maladies héréditaires. Enfin, d'autres études suggèrent que les rayonnements à fortes doses pourraient entraîner des déficiences ou des retards mentaux chez l'enfant, suite à une exposition pendant la grossesse.

2.3.2 Effets des faibles doses

Par contre, les connaissances concernant les effets sur la santé dans le cas d'exposition chronique à de **faibles doses** de rayonnements ionisants (quelque mSv par année), comme dans la situation présente, ne sont pas bien établies. Il est en fait difficile de mesurer les effets sur la santé pouvant survenir à de faibles doses de rayonnement. Trois raisons principales expliquent ces difficultés:

1. les effets pouvant être causés par les rayonnements, notamment les cancers, sont communs à d'autres causes. Par exemple, un cancer du poumon dû à la cigarette ne peut être distingué de celui dû au radon et à ses dérivés;

2. les maladies dues à d'autres causes que les rayonnements surviennent en beaucoup plus grand nombre que celles dues aux rayonnements, ce qui fait en sorte de diluer celles-ci parmi l'ensemble des maladies observées dans la population. Par exemple, on estime que la majorité des cancers du poumon est attribuable à la cigarette et qu'une faible proportion pourrait être attribuable au radon;
3. les humains sont tous exposés à de faibles doses de rayonnement et l'écart entre le risque de ceux qui sont les moins exposés et ceux qui sont les plus exposés est souvent si faible que les études doivent inclure des milliers d'individus suivis pendant de très longues périodes pour obtenir des résultats significatifs.

En somme, dit en terme scientifique, malgré certaines études positives, l'ensemble de la recherche épidémiologique n'a pas encore permis de confirmer ou d'infirmer l'existence d'effets certains sur la santé consécutifs à l'exposition à de faibles doses de rayonnement, en raison de la non-spécificité de leurs effets sur la santé et de la difficulté de réaliser des études suffisamment puissantes sur le plan statistique. On s'entend habituellement pour dire qu'il n'existe pas de donnée directe fiable permettant d'estimer l'effet cancérigène pour des doses cumulatives à vie inférieures à environ 200 mSv. Pour le radon, les études effectuées chez les travailleurs ont démontré un risque significatif pour des doses cumulatives de 50 à 100 WLM et plus et pour des débits d'exposition de 0,3 WL et plus.

Malgré et à cause de ces incertitudes, la communauté scientifique a établi que, sur la base des mécanismes d'action connus, de faibles doses de rayonnement peuvent théoriquement entraîner les mêmes types d'effets à long terme que ceux survenant suite à une exposition à de hautes doses, mais à un niveau de risque inférieur. Ainsi, on considère que l'exposition à de faibles doses de rayons gamma peut entraîner divers types de cancer, alors que l'exposition à de faibles doses de radon et à ses dérivés peut entraîner le cancer du poumon. Cependant, il y a incertitude sur le type de relation existant entre le nombre de cancers qui peuvent survenir et la dose efficace de rayonnement, ainsi que sur l'existence ou non d'un seuil en deçà duquel aucun effet nocif n'apparaîtrait.

L'approche prudente la plus généralement acceptée est de considérer qu'il y a absence de seuil de sécurité et qu'il existe une relation proportionnelle (linéaire) entre la dose reçue et le risque d'effet sur la santé. En d'autres termes, il est considéré que si petite que soit la dose, celle-ci peut théoriquement engendrer des effets à long terme et que plus la dose reçue est importante, plus grande est la probabilité d'un effet potentiel sur la santé. Cette approche est celle qui est favorisée par les experts de la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) et c'est celle que nous utilisons dans cette étude.

3 DÉMARCHE ET MÉTHODES UTILISÉES

3.1 Démarche

La démarche générale qui a été utilisée pour estimer le risque d'atteinte à la santé découlant de la présence des scories est la suivante.

- Tout d'abord, nous avons recueilli les données disponibles concernant les **débits de dose** de rayonnement émis aux divers endroits où sont accumulées les scories et nous avons comparé ces données avec celles provenant de lieux similaires qui ne comportent pas de scories (c'est-à-dire le bruit de fond). Ceci a permis de vérifier si la présence des scories engendrait une augmentation de la radioactivité au-delà du bruit de fond. Les comparaisons ont été effectuées à l'aide des tests statistiques appropriés.
- Ensuite, pour calculer la **dose efficace** de rayonnement moyenne et maximale reçue par les personnes exposées, nous avons estimé la durée d'exposition de ces personnes aux divers endroits où sont accumulées des scories, en tenant compte de la variabilité des situations rencontrées dans la population générale et en tenant compte du bruit de fond naturel. Pour ce faire, nous avons établi des scénarios représentatifs de diverses situations pouvant être rencontrées.
- Nous avons ensuite calculé les risques à la santé en appliquant les coefficients de risque calculé à partir des données obtenues chez des populations exposées à de fortes doses de rayonnement et en utilisant les modèles d'extrapolation mathématique "haute dose/faible dose" qui ont été développés par des comités internationaux d'experts (CIPR et BEIR). Cette extrapolation a permis d'estimer la **probabilité d'effets sur la santé** aux doses ici calculées.

Les résultats obtenus ont été comparés avec d'autres situations afin de donner une perspective globale et afin de mieux saisir l'importance du risque. En ce qui concerne spécifiquement le risque associé au radon émanant des silicates dans les maisons, nous avons comparé la situation présente avec celles qui ont été documentées dans les études épidémiologiques publiées à ce jour.

Soulignons que la notion de risque d'atteinte à la santé est utilisée en terme **probabiliste**. Il s'agit en fait d'**estimations théoriques** basées sur l'approche prudente décrite ci-dessus. Mentionnons que ces estimations ne peuvent être vérifiées dans la réalité, ou validées par une étude épidémiologique, pour des raisons déjà évoquées (voir la section 2.3.2) et qui seront davantage explicitées ultérieurement.

3.2 Méthodes de mesure des débits de dose sur les routes principales et secondaires et sur les rues de quartier

Des mesures de radioactivité ont été prises par le MEFQ, principalement dans la MRC de Lajemmerais, au-dessus de la plupart des routes et des rues construites sur des scories. Ces mesures ont été effectuées à deux périodes, soit de 1979 à 1980, ainsi que tout récemment à l'automne et à l'hiver 93-94. Ce dernier échantillonnage a été beaucoup plus exhaustif puisque toutes les routes et rues de la MRC de Lajemmerais soupçonnées de comporter des scories ont fait l'objet de nombreuses mesures.

Seule la radioactivité provenant des rayons gamma est ici considérée parce que la teneur en radon est négligeable à l'extérieur et que les particules bêta sont bloquées par le recouvrement d'asphalte. Les mesures de radioactivité sont prises à 1 mètre au-dessus du sol avec un compteur Geiger. L'unité de mesure utilisée est le "miliroëntgen par heure", ou mR/h.

Pour les routes principales et secondaires, nous n'avons retenu que les mesures prises à l'intérieur de l'automobile et nous avons rejeté celles prises au-dessus de l'accotement, puisqu'il est peu probable que des individus y demeurent un temps appréciable à l'extérieur.

Pour les mesures sur les rues de quartier, la méthodologie est identique à celle utilisée pour les routes principales et secondaires. Nous n'avons toutefois considéré que l'exposition à l'extérieur de l'automobile. Pour ce faire, nous avons estimé les débits de dose en multipliant ceux observés à l'intérieur de l'automobile par un facteur de 1,5 sur la base de mesures effectuées par le MEFQ.

3.3 Méthode de mesure des débits de dose et du radon dans les maisons

Les données dont nous disposons pour les domiciles proviennent d'une étude effectuée par le MEFQ entre 1979 et 1980. Ces données reposent sur sept (7) maisons avec scories et quatre (4) maisons sans scories (que nous appellerons les maisons témoins) appartenant aux municipalités de Varennes et de Verchères. Ces maisons ont été sélectionnées à partir d'une liste d'adresses établie par la compagnie ERCO. Cette liste comprenait les noms de personnes ayant travaillé à l'usine et ayant reçu des scories pour leur propre usage (remblai pour l'entrée d'auto, autour des fondations ou ailleurs sur le terrain...). Les maisons étudiées sont celles où le propriétaire a accepté de collaborer à la prise de mesures. Pour calculer l'exposition aux rayonnements provenant des maisons, nous avons considéré les rayons gamma de même que le radon et ses dérivés.

Une mesure de rayonnement gamma a été effectuée de façon ponctuelle avec un compteur Geiger dans le sous-sol de chacune des maisons. Des mesures de radon ont été effectuées sur une période d'un an à intervalle régulier. Ces mesures ont été effectuées de façon ponctuelle aux deux semaines selon le procédé d'échantillonnage utilisant la technique de Kusnetz modifiée. Des échantillons de radon ont été prélevés en même temps, dans les mêmes résidences et au même moment par la firme de consultants J.F. McLaren Ltd, pour valider la méthodologie utilisée. Seules les valeurs mesurées au sous-sol ont été retenues puisque peu de mesures ont été effectuées au rez-de-chaussée et aucune aux étages supérieurs. L'unité de mesure pour le rayonnement gamma est le miliroëntgen/heure (mR/h) alors que l'unité de mesure utilisée pour le radon et ses dérivés est le "niveau de travail" que l'on note "WL" (Working Level).

4 RÉSULTATS DES MESURES DE DÉBITS DE DOSE

4.1 Rayonnement provenant des routes principales et secondaires et des rues de quartier

On retrouve des scories sous divers types de routes, soit une partie des routes principales (l'autoroute #30 et la route #132), des routes secondaires et des rues résidentielles. Les villes de Varennes et de Verchères en particulier comportent certains quartiers où les rues ont été remblayées avec ce matériau.

Le tableau 1 de l'annexe 1 résume les principales données concernant les débits d'exposition au-dessus des routes principales et secondaires, alors que le tableau 2 de la même annexe résume celles concernant les rues de quartier.

On constate tout d'abord que les débits moyens d'exposition (rayonnement gamma) obtenus lors de la récente campagne d'échantillonnage sont significativement plus bas que ceux de 1979-80 et ce, pour tous les types de routes. À titre d'exemple, la moyenne géométrique des valeurs pour l'autoroute #30 était de 0,0198 mR/h en 1979, alors qu'elle était de 0,0126 mR/h en 1993. Ce phénomène pourrait être attribuable en partie, au recouvrement d'asphalte supplémentaire depuis la période 1979-80. Dès lors, nous ne présenterons que les données se rapportant à la période 93-94.

Le débit moyen d'exposition au-dessus des routes et des rues construites sur des scories est plus élevé que celui retrouvé sur des routes ou des rues construites sans scories. Le bruit de fond d'une route ou d'une rue asphaltée dans cette sous-région est en moyenne de 0,0100 mR/h.

Pour les portions de routes principales et secondaires comportant des scories, le débit varie en moyenne (moyenne géométrique) de 0,0110 à 0,0196 mR/h. Le débit moyen obtenu pour les routes principales et secondaires est de 0,0140 mR/h. La dose supplémentaire attribuable aux scories au-dessus des routes principales et secondaires est donc de 0,0040 mR/h en moyenne.

Pour les rues de quartier, le débit moyen varie de 0,0135 mR/h (quartier de Varennes) à 0,0178 mR/h (quartier de Verchères) à l'intérieur de l'automobile, pour un débit moyen global de 0,0157 mR/h. Le débit à l'extérieur de l'automobile sur les rues de quartier est donc estimé en moyenne à 0,0236 mR/h, puisqu'il est 1,5 fois plus élevé que celui à l'intérieur. La dose supplémentaire attribuable aux scories au-dessus des rues de quartier est donc de 0,0086 mR/h en moyenne.

4.2 Rayonnement provenant des domiciles

Le tableau 1 de l'annexe 2 présente les données des émissions de rayons gamma dans le sous-sol des maisons avec scories, comparées avec celles des maisons témoins. Le tableau 2 de la même annexe présente les données concernant les émissions du radon et de ses dérivés dans le sous-sol des maisons avec scories, comparées avec celles des maisons témoins.

Les résultats obtenus par la firme J.F. McLaren Ltd présentaient un coefficient de corrélation de 0.98 ($p < 0.001$) avec les données du MEFQ et ils étaient systématiquement inférieurs d'environ 25 % à ceux du MEFQ, et ce autant pour les maisons témoins que pour les maisons avec scories. Puisque nous ne pouvons déterminer quelles données sont les plus valides et que celles du MEFQ qui sont beaucoup plus nombreuses, nous avons retenu celles-ci pour la base de nos estimations. Ces données devraient fournir une estimation plus représentative que celle de J.F. McLaren Ltd. Donc, seuls les résultats du MEFQ sont ici présentés.

On constate d'abord que les débits d'exposition aux rayons gamma et les concentrations des dérivés du radon semblent plus élevés dans le sous-sol des maisons avec scories que dans les maisons témoins. En ce qui concerne les rayons gamma, le débit moyen d'exposition dans le sous-sol des maisons avec scories est égal à 0,0195 mR/h alors que celui des maisons témoins est de 0,0125 mR/h. Quant au radon, la teneur moyenne annuelle dans le sous-sol des maisons avec scories est de 0,0096 WL alors que celle des maisons témoins est de 0,0038 WL. Ces différences sont statistiquement significatives, la valeur de "p" étant plus petite que 0,05. Cela implique que les différences observées ne sont probablement pas attribuables au hasard. En fait, il y a moins d'une chance sur vingt (1/20) pour que les différences observées soient le fait du hasard.

Les données ont également été analysées par journée d'échantillonnage. Sur 22 journées d'échantillonnage, 3 n'ont pas été analysées à cause de données manquantes. Hormis une seule journée où le niveau moyen de radon est égal, on observe un niveau moyen de radon qui est toujours supérieur dans les maisons avec scories par rapport aux maisons témoins. Ces différences sont significatives ($p < 0.05$) pour 6 journées et près du seuil de signification pour 2 autres journées ($p = 0.06$ et 0.056).

Nous avons également observé des variations saisonnières compatibles avec la littérature scientifique sur le radon. Les taux de radon à l'été (avril à octobre) correspondent à environ 60 % des taux mesurés en hiver (novembre à mars).

5 ESTIMATION DES DOSES EFFICACES ATTRIBUABLES AUX SCORIES

Les estimations de doses efficaces sont effectuées sur la base des données disponibles telles que présentées à la section précédente. Nous assumons que les différences observées entre les maisons avec et sans scories sont bien réelles. Nous commenterons la validité de ces estimations à la section "discussion".

Puisque nous ne connaissons pas toutes les variantes dans les conditions et les durées d'exposition des citoyens, nous avons retenu des scénarios d'exposition moyenne et élevée. Ces scénarios ont été élaborés en estimant la durée d'exposition des personnes à chacune des sources de rayonnement dues aux scories, à savoir les routes et les rues ainsi que les domiciles comportant des scories, et en tenant compte de la situation de la majorité des personnes (scénarios d'exposition moyenne) ainsi que de celle des pires cas (scénarios d'exposition élevée) pouvant se présenter.

Pour l'estimation au rez-de-chaussée des concentrations de radon et de ses dérivés, nous avons assumé, sur la base d'une étude effectuée par SBSC, que leur taux était de 0,6 fois ceux du sous-sol (Létourneau *et al.*, 1993). Pour les débits d'exposition aux rayons gamma, les spécialistes de radioprotection du ministère de l'Environnement du Québec nous ont suggéré d'utiliser un facteur de 0,5. Ce facteur est quelque peu arbitraire puisque nous ne disposons pas d'étude à ce sujet, mais compte tenu des propriétés des rayons gamma, on peut estimer que leur atténuation au rez-de-chaussée ne sera que partielle.

Les facteurs utilisés pour la conversion des débits d'exposition aux rayons gamma (exprimés en mR/h) et des concentrations de radon et de ses dérivés (exprimés en WL) en doses efficaces annuelles (exprimés en mSv/année) sont indiqués à l'annexe 3.

5.1 Scénarios d'exposition moyenne

Nous avons retenu trois scénarios, soit;

1. la situation d'une personne qui travaille à l'extérieur du domicile
2. celle d'une personne qui passe la majeure partie de son temps à domicile
3. celle d'un écolier

Ces trois scénarios comportent tous une brève durée d'exposition au sous-sol et au-dessus des routes, soit environ une heure à chaque endroit et une importante durée d'exposition au rez-de-chaussée. Le travailleur est à la maison 12 heures par jour durant les jours de travail (240 jours/an) et 16 heures par jour durant les jours de congé (125 jours/an). La personne à la maison passe 19 heures par jour dans son domicile et ce, tous les jours de l'année. L'écolier passe 14 heures par jour à la maison durant les jours d'école (190 jours/an) et 19 heures par jour durant les jours de congé (175 jours/an). Il est le plus exposé au-dessus des rues de quartier. Le détail de ces scénarios est fourni à l'annexe 3. Les taux moyens de radon et de rayonnement gamma ont été utilisés pour le calcul des doses d'exposition.

Pour ces trois scénarios, la dose efficace annuelle de rayonnement due aux scories varie de 0,6785 mSv/an (personne travaillant à l'extérieur) à 0,9529 mSv/an (personne à la maison). En y additionnant la dose due au bruit de fond (environ 2,4 mSv par année), ces personnes auraient reçu au total une dose efficace de rayonnement variant de 3,0785 mSv à 3,3529 mSv par année. En d'autres termes, la présence des scories ferait en sorte, dans ces situations, que la dose efficace annuelle reçue augmenterait d'environ 30 % à 40 % par rapport au bruit de fond naturel. La majeure partie de la dose excédentaire due aux silicates, soit environ 77 %, serait attribuable au radon. On estime que les routes et les rues contribueraient en moyenne pour 3,8 % de la dose due aux scories. La portion restante correspondrait à la contribution des rayons gamma provenant de la maison (sous-sol et rez-de-chaussée).

5.2 Scénarios d'exposition élevée

Afin d'estimer les doses efficaces annuelles reçues dans les situations d'exposition élevée, nous avons tout d'abord repris les trois scénarios précédents, mais en utilisant les taux **maximaux** de radon et de rayonnement gamma observés au-dessus des rues de quartier et dans le sous-sol des maisons. Le détail de ces estimations est présenté à l'annexe 3.

Dans ces cas, la dose efficace annuelle de rayonnement **due aux scories** varierait de 1,9594 mSv/an (personne travaillant à l'extérieur) à 2,7450 mSv/an (personne à la maison). En y additionnant le bruit de fond, ces personnes auraient reçu au total une dose efficace annuelle variant de 4,3594 mSv à 5,1450 mSv. En d'autres termes, la présence des scories ferait en sorte, dans ces situations, que la dose efficace annuelle reçue augmenterait d'environ 80 % à 115 % par rapport au bruit de fond naturel. Quatre-vingt-deux pour-cent (82 %) de la dose excédentaire (due aux scories) serait attribuable au radon dans le domicile et environ 1,8 % proviendrait de l'exposition aux rayons gamma sur les routes et les rues. La portion restante correspondrait à la contribution des rayons gamma provenant de la maison (sous-sol et rez-de-chaussée). Par ailleurs, ces personnes auraient reçu une dose totale d'environ 2,4 mSv par année si elles avaient été exposées seulement au bruit de fond naturel.

Une situation d'exposition extrême pourrait être celle d'une personne qui couche au sous-sol et qui de plus y passe un certain temps à des activités diverses, telles que loisir, travail ou études. De plus, cette personne est exposée à des niveaux élevés de rayonnement. Le détail de ce scénario est présenté à l'annexe 3. Dans ce cas, la dose efficace annuelle **due aux scories** atteindrait 3,9737 mSv par année, pour un total de 6,3737 mSv incluant le bruit de fond. La présence des scories ferait donc en sorte, dans cette situation, d'accroître la dose efficace annuelle de 166 %.

Tableau 5.1 : Dose efficace cumulative de la naissance à 70 ans.

	Niveau d'exposition moyen		Niveau d'exposition élevé	
	dose efficace annuelle (mSv/an)	Dose efficace totale (mSv)	dose efficace annuelle (mSv/an)	Dose efficace totale (mSv)
10 ans selon le scénario "maison"	0,9529	9,5290	2,7450	27,4500
15 ans selon le scénario "écolier"	0,8273	12,4095	2,3732	35,5980
40 ans selon le scénario "travail"	0,6785	27,1400	1,9594	78,3760
5 ans selon le scénario "extrême"	3,9737	19,8685	3,9737	19,8685
TOTAL À VIE		68,9470		161,2925

Dans la réalité, il est peu probable qu'une personne soit exposée à ces conditions toute une vie. Nous avons donc estimé la dose cumulative d'une personne exposée dans des conditions variables de sa naissance jusqu'à l'âge de 70 ans et qui est exposée au radon toute sa vie. La synthèse de ce scénario à vie est présentée au tableau 5.1. Cette personne vivrait pendant 10 ans selon le scénario d'une personne qui reste à la maison, puis pendant 15 années selon le scénario d'un écolier et pendant 40 années selon le scénario d'une personne qui travaille à l'extérieur du domicile. Finalement elle vivrait pendant 5 années selon le scénario extrême. Dans cet exemple, la personne accumulerait une dose efficace à vie, en excès du bruit de fond, de 69 mSv si l'on utilise les niveaux moyens de gamma et de radon observés et de 161 mSv si l'on utilise les niveaux élevés. Ces chiffres correspondent respectivement à une dose efficace annuelle moyenne de rayonnement de 0,9850 mSv/an et de 2,3042 mSv/an au-dessus du bruit de fond.

6 ESTIMATIONS DU RISQUE D'ATTEINTE À LA SANTÉ

Sur la base des résultats de dose efficace annuelle obtenus avec les différents scénarios étudiés précédemment, nous avons estimé la probabilité que des effets sur la santé surviennent (revoir au besoin la démarche générale décrite au chapitre 3). Les calculs ont été effectués en utilisant les coefficients de risque proposés par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR 1991). Les principales données concernant ces estimations sont présentées à l'annexe 3. Celles-ci comprennent les estimations de risque d'effets délétères, attribuables aux scories, correspondant aux scénarios d'exposition moyenne, élevée et extrême. Par effets délétères, nous entendons la probabilité de survenue de l'ensemble des effets suivants: la probabilité de décéder du cancer, celle de développer un cancer curable et celle qu'un descendant développe une maladie héréditaire.

Le tableau 6.1 est une synthèse des données contenues dans l'annexe 3. Afin de faciliter la compréhension de ce tableau, nous utiliserons deux exemples. Ainsi, si 1000 personnes vivaient selon un des scénarios d'exposition moyenne pendant 35 ans, on pourrait théoriquement s'attendre à ce qu'éventuellement 1 à 2 personnes (1,50 à 2,11) subissent l'un ou l'autre des effets délétères dus aux rayonnements ionisants des scories (décès par cancer, cancer curable, maladie héréditaire chez un descendant). Si ces 1000 personnes vivaient plutôt selon un des scénarios d'exposition élevée pendant 35 ans, on pourrait théoriquement s'attendre à ce qu'éventuellement 4 à 6 personnes (4,24 à 5,95) subissent un des effets délétères dus aux rayonnements ionisants des scories.

Tableau 6.1 : Résumé des estimations de l'annexe 3 sur le risque individuel d'effets délétères* attribuables aux scories en fonction du niveau d'exposition et de la durée d'exposition.

Durée d'exposition	Risque attribuable aux scories pour les scénarios d'exposition moyenne	Risque attribuable aux scories pour les scénarios d'exposition élevée
1 an	0,04 à 0,06 /1000	0,12 à 0,17 /1000
10 ans	0,43 à 0,60 /1000	1,21 à 1,70 /1000
20 ans	0,86 à 1,21 /1000	2,42 à 3,40 /1000
35 ans	1,50 à 2,11 /1000	4,24 à 5,95 /1000
70 ans	3,01 à 4,23 /1000	8,48 à 11,89 /1000

*: les effets délétères comprennent le décès par cancer, le développement d'un cancer curable et l'apparition d'une maladie héréditaire chez un descendant.

Au tableau 6.2, nous appliquons les données de l'annexe 3 au scénario à vie du tableau 5.1 du chapitre précédent (cf. page 37). La probabilité d'effets délétères pour une personne qui serait exposée aux conditions décrites au tableau 5.1 pour un **niveau d'exposition moyen**, serait en moyenne d'environ 5,8/1000. En d'autres termes, si mille (1000) personnes se retrouvaient dans ces mêmes conditions d'exposition, on pourrait théoriquement s'attendre à ce qu'éventuellement 6 personnes (5,8) subissent un des effets délétères dus aux rayonnements ionisants des scories. Rappelons que la majorité des cancers en excès affecteraient les poumons, puisque le rayonnement provient en grande partie du radon. Si 100 personnes au lieu de 1000 se retrouvaient dans ces mêmes conditions, on pourrait théoriquement s'attendre à observer moins d'un cas sur ces 100 personnes.

Tableau 6.2 : Estimation du risque individuel d'effets délétères* attribuables aux scories en fonction du niveau d'exposition et de la durée d'exposition pour l'estimation de dose efficace à vie du tableau 5.1 de la page 33.

Durée d'exposition	Risque attribuable aux scories pour un niveau moyen d'exposition	Risque attribuable aux scories pour un niveau élevé d'exposition
70 ans	5,8/1000	13,6/1000

*: les effets délétères comprennent le décès par cancer, le développement d'un cancer curable et l'apparition d'une maladie héréditaire chez un descendant.

Dans un scénario plus pessimiste, une personne qui serait exposée aux conditions décrites au tableau 5.1 pour un **niveau d'exposition élevé**, aurait un risque d'effets délétères de 13,6/1000. En d'autres termes, sur mille (1000) personnes exposées à ces conditions, environ 14 personnes (13,6) pourraient subir les effets délétères déjà décrits. Rappelons que nous ne connaissons pas le nombre réel de personnes exposées, ce qui nous empêche d'estimer le risque pour l'ensemble de la population.

7 DISCUSSION

Les décideurs et la population doivent porter un jugement sur la problématique des scories et décider de la meilleure façon de gérer ce dossier. Un jugement éclairé implique une vision globale de la problématique et une connaissance des principaux éléments qui doivent être considérés dans la décision. De façon sommaire, ces éléments peuvent être ainsi énoncés :

- Quelle certitude avons-nous que les estimations de dose efficace annuelle et de risque d'atteinte à la santé correspondent bien à la réalité ?
- Quel est l'ampleur des effets prédits en terme de gravité (nature des effets), de fréquence (probabilité de survenue estimée) et en relation avec le risque de base et d'autres risques courants dans la population ?
- Comment s'établit le rapport entre les bénéfices et les inconvénients associés aux diverses interventions possibles, pour l'individu et pour la collectivité ?
- Quels sont les principes éthiques devant guider le jugement global sur ce problème ?

Afin d'apporter des informations nécessaires à la compréhension de ces éléments et afin de permettre une vision globale de la problématique, nous aborderons dans ce chapitre les aspects suivants :

- La validité des données et des estimations (critère de certitude scientifique).
- La comparaison des estimations de dose efficace et de risque d'atteinte à la santé avec des valeurs de référence, le bruit de fond naturel, la situation au Québec et les risques de base pour la population générale (critères de l'ampleur du risque).
- Les principes de justification et d'optimisation proposés par la CIPR.
- Les principes d'éthique.

7.1 Validité et représentativité des données et des estimations

7.1.1 Validité et représentativité des mesures de débit de dose et de radon

7.1.1.a Données sur les routes et les rues

Concernant la validité des données portant sur les routes et les rues, on doit rappeler que la plupart de celles que l'on croit comporter des scories ont fait l'objet de nombreuses mesures (avec un compteur Geiger) lors du dernier échantillonnage. Par conséquent, il est peu probable que les calculs basés sur cette source d'exposition soient une grande source d'erreur dans l'estimation des doses réelles reçues par la population, d'autant plus que la radioactivité provenant des routes et des rues construites sur des scories contribue peu aux doses reçues par les citoyens.

7.1.1.b Données sur le radon et le rayonnement gamma des domiciles

Puisque la radioactivité provenant des maisons, en particulier celle du radon et de ses dérivés, constitue la principale source de risque dû aux scories, nous devons examiner attentivement la validité des données portant sur les domiciles.

Rappelons que seulement sept résidences comportant des scories à un endroit ou un autre sur le terrain et quatre maisons témoins ont fait l'objet d'un échantillonnage de mesures. De plus, la localisation et la quantité de scories utilisées dans ces résidences ne peuvent être certifiées. La question qui se pose est donc de savoir si les données provenant de l'échantillon sont suffisantes pour nous permettre d'avoir un estimé valable du risque encouru par les personnes exposées.

Les mesures ont été effectuées avec les méthodes disponibles et considérées fiables et valides à l'époque. La méthode utilisée pour le rayonnement gamma est une mesure ponctuelle. Cette méthode est adéquate puisque le niveau de rayonnement gamma est stable dans le temps. La méthode de mesure utilisée aujourd'hui est identique.

La méthode utilisée pour le radon est une mesure ponctuelle de la quantité de radon dans l'air. Cette quantité varie toutefois en fonction de plusieurs facteurs. Plusieurs prélèvements ont été

effectués afin de tenir compte des variations saisonnières et quotidiennes. Nous disposons aujourd'hui d'une méthode qui permet d'obtenir une évaluation en continu sur plusieurs mois. Cette méthode plus récente devrait donc être plus valide.

Les mesures effectuées nous permettent donc de conclure que le niveau de rayonnement gamma est plus élevé dans les maisons avec scories que dans les maisons témoins. L'analyse de la validité des mesures de radon est plus complexe. Rappelons que des échantillons ont été prélevés par la firme de consultants J.F. McLaren Ltd dans les mêmes résidences, au même endroit, au même moment et selon des techniques comparables à celles du MEFQ. Les résultats obtenus par cette firme étaient en moyenne inférieurs de 25 % par rapport à ceux du MEFQ, et ce autant dans les maisons témoins que dans les maisons avec scories. La corrélation entre les mesures est par ailleurs excellente avec un coefficient de corrélation de 0.98 ($p < 0.001$). Ces résultats indiquent que la mesure peut souffrir d'un certain degré d'imprécision et que la calibration de la mesure pourrait en être responsable en bonne partie. Par ailleurs, les mesures de radon ont été effectuées à de nombreuses reprises sur une période d'un an, afin d'atténuer l'influence des variations quotidiennes et saisonnières dans les niveaux de radon.

L'importance accordée au radon domiciliaire dans ce cas-ci peut surprendre, si l'on considère les avis déjà émis par certains auteurs affirmant que la présence des silicates n'affecte pas les niveaux de radon de façon "significative" (Department of National Health and Welfare, 1978, Lowe *et al.*, 1992, Oksza-Chocimowski GV *et al.*, 1989). En effet, tel que rapporté au chapitre 2.2.2, l'émission de radon est considérablement réduite (d'environ 10 fois) par la structure cristalline des silicates en comparaison avec le minerai, bien que leur contenu en uranium et radium soit identique. De plus, aucune maison comportant des scories au pourtour parmi celles de Varennes et Verchères ne présente des teneurs qui dépassent le critère de référence proposé au Canada par SBSC (0.1 WL). Finalement, les auteurs d'une étude effectuée à Pocatello en Idaho (USA) n'ont pas tenu compte du radon, parce que les mesures n'étaient pas différentes du bruit de fond local déjà élevé (Oksza-Chocimowski *et al.*, 1989). Nous avons donc procédé à des comparaisons avec différentes études afin de valider nos résultats.

Afin de palier au petit nombre de maisons témoins, nous avons comparé les données observées dans les quatre résidences témoins avec celles obtenues dans une étude portant sur 9999 maisons dans plusieurs villes canadiennes. Cette étude a été effectuée par le ministère de la Santé et du Bien-être social du Canada (McGregor *et al.*, 1980). Elle a été réalisée en utilisant les mêmes méthodes et techniques de mesure que le MEFQ, sauf que les mesures ont été prises pendant la période estivale, soit de juin à août. Nous avons donc comparé ces données avec celles qui ont été effectuées pendant la même période pour les maisons de Varennes et Verchères.

Les teneurs moyennes en radon observées dans les quatre maisons témoins sont comparables à celles obtenues dans l'étude de McGregor *et al.* En fait, les quatre maisons témoins ont une teneur estivale (de juin à août) moyenne en radon de 0,0019 WL, alors que celles observées dans l'étude canadienne étaient de 0,0013 WL à Québec (584 maisons), de 0,0014 WL à Montréal (600 maisons) et de 0,0023 WL à Sherbrooke (905 maisons). Une étude récente effectuée au Québec avec une méthode de mesure différente (Lévesque B *et al.*, résultats non publiés) donne une moyenne géométrique annuelle d'environ 0,004 WL. Ce résultat est presque identique à la moyenne géométrique annuelle des 4 maisons témoins qui est de 0,0038 WL. En conséquence, nous pensons que la valeur moyenne utilisée pour les maisons témoins ne serait pas modifiée de façon notable par un plus large échantillonnage de celles-ci et par l'utilisation de méthodes de mesure plus récentes.

Pour évaluer davantage la validité et la représentativité des résultats obtenus dans les maisons avec scories de Varennes et Verchères, nous avons comparé ces données à celles d'une étude effectuée à Long Harbour, à Terre-Neuve en 1978 (Department of National Health and Welfare, 1978), dans une situation identique à celle que nous étudions. Une usine appartenant à la compagnie ERCO et utilisant le même procédé que l'usine de Varennes y a en effet produit et vendu des scories faiblement radioactives semblables à celles distribuées ou vendues dans la présente région. Un échantillonnage dans vingt-huit (28) maisons avec scories à Long Harbour n'a pas permis d'identifier des niveaux supérieurs à ceux observés dans les maisons de Varennes et de Verchères (niveau maximum observé à Varennes-Verchères = 0,0217 WL; niveau maximum observé à Long-Harbour = 0,016 WL). Les valeurs obtenues dans les maisons avec scories à Varennes et Verchères sont relativement similaires à celles observées à Long Harbour à Terre-Neuve. Elles sont toutefois légèrement plus élevées à Varennes et Verchères. Cela est

compatible avec la différence observée dans la concentration et l'activité des radio-isotopes des scories, lesquelles varient en fonction de la provenance exacte du minerai en Floride. En effet, selon les auteurs de l'étude de Long Harbour, l'activité du radium 226 était de 58 ± 4 pCi/g de scorie à l'usine ERCO de Terre-Neuve, alors qu'elle était, à la même période, de 90 pCi/g de scorie à l'usine ERCO de Varennes, selon une étude effectuée par Applied Health Physics en 1979. L'activité plus élevée observée avec les scories de Varennes serait due à des différences dans les sources d'approvisionnement en minerai entre les deux usines. Le niveau de radon plus élevé observé dans cette région-ci pourrait aussi être attribuable à des différences dans l'utilisation du produit ou dans la façon d'identifier les maisons échantillonnées. Toutefois, nous ne disposons d'aucune donnée pour vérifier ces dernières hypothèses.

En somme, l'étude de Long Harbour démontre une élévation du niveau de radon compatible avec les observations effectuées à Varennes et Verchères. La comparaison des résultats observés à Long Harbour avec ceux de Varennes et Verchères fait également ressortir le fait qu'il est peu probable d'observer des valeurs qui soient significativement supérieures à celles obtenues dans les 7 maisons échantillonnées et ce, en dépit des différences de concentration des radio-isotopes dans les deux types de scories.

On observe également que les maisons avec scories ont des niveaux de radon quatre fois supérieur à ceux de l'étude de McGregor *et al.* si on effectue la comparaison pour la même période de l'année (juin à août); la moyenne géométrique estivale des concentrations de radon dans les maisons comportant des scories est de 0,0060 WL, alors qu'elle est de 0,0013 WL à Québec (584 maisons), de 0,0014 WL à Montréal (600 maisons) et de 0,0023 WL à Sherbrooke (905 maisons). Dans l'étude récemment effectuée au Québec (Lévesque B *et al.*, résultats non publiés) la moyenne géométrique annuelle des maisons échantillonnées pour l'ensemble de la province est d'environ 0,004 WL, alors que la moyenne géométrique annuelle des maisons avec scories de Varennes et Verchères est de 0,0096 WL, soit plus de deux fois supérieure. Par ailleurs, cette même étude montre que 15 % à 20 % des maisons du Québec peuvent présenter des niveaux semblables au taux moyen mesuré dans les 7 maisons avec scories de Varennes et Verchères.

Nous croyons donc qu'il est justifié et prudent de tenir compte de l'émission de radon par les silicates et ce, pour plusieurs raisons. Tout d'abord, on constate que la concentration en radio-isotopes des scories est considérablement plus élevée que celle du sol ambiant. Un sol typique contient de 1 à 10 ppm d'uranium-238, et dans la région, les relevés radiométriques indiquent que le sol en contiendrait en moyenne moins de 2 ppm (Martel R, 1991). Les scories en contiennent 300 ppm, ce qui est environ 150 fois plus élevé que le sol typique de la région. Or, une plus grande concentration d'éléments de la chaîne de l'uranium-238 est compatible avec une libération accrue de radon. Par ailleurs, dans certains cas, les scories utilisées à des usages résidentiels auraient été disposées autour des fondations de la maison comme matériaux de remplissage, ce qui rend plausible l'émission accrue de radon dans l'air intérieur.

On remarque une différence statistiquement significative entre la teneur moyenne en radon dans les sept maisons avec scories et celle des maisons témoins, la teneur moyenne dans les maisons avec scories étant 2,5 fois celle des maisons témoins. Le petit échantillon dont nous disposons et les imprécisions liées à la méthode de mesure du radon nous invitent toutefois à la prudence dans l'interprétation de ces données statistiques.

Par ailleurs, l'augmentation de la teneur en radon observée dans les maisons avec scories de Varennes et Verchères est corroborée par les données d'une étude effectuée à Long-Harbour à Terre-Neuve dans une situation semblable. Le niveau de radon au sous-sol des maisons de Long-Harbour est augmenté par la présence des scories par un facteur moyen de 1,6. Il en est de même pour les rayons gamma. Les auteurs de l'étude de Long Harbour précisent qu'il semble exister une corrélation entre le débit de rayonnement gamma et le niveau de radon mesuré. Une tendance semblable, mais non-significative, est observée dans les résidences avec scories de Varennes et Verchères.

L'ensemble des éléments présentés ci-haut suggère que la présence des scories accumulées au pourtour des fondations des habitations étudiées de Varennes et Verchères, peut augmenter la teneur en radon au sous-sol de ces maisons par rapport aux maisons sans scories. Cela justifie que l'on tienne compte du radon pour estimer le risque d'atteinte à la santé associé à la présence des scories. Nous reviendrons plus loin sur la comparaison avec les critères de référence de SBSC.

Les données disponibles peuvent donc être utiles afin de guider le jugement qui doit être porté quant au risque engendré par la présence des scories dans les sept (7) maisons étudiées. Les résultats doivent cependant être interprétés avec prudence. Les données disponibles suggèrent qu'il est peu probable que des niveaux de radon bien supérieurs à ceux observés dans les maisons avec scories de cette étude puissent être identifiés dans un échantillon plus large de maisons avec scories.

7.1.2 Validité et représentativité des estimations de dose efficace encourue

La validité des estimations de doses efficaces est liée essentiellement à deux facteurs. Le premier concerne la validité des mesures de débit de dose obtenues sur les routes et dans les maisons. Cet aspect a déjà été discuté dans les paragraphes précédents.

Le deuxième facteur est lié à la représentativité des scénarios retenus (voir l'annexe 3). L'éventail de scénarios présentés, soit des scénarios d'exposition moyenne ainsi que des scénarios d'exposition élevée, voire extrême, permet à notre avis de tenir compte de la variabilité du mode de vie des habitants de la région. Il est important de mentionner que les scénarios extrêmes sont très peu susceptibles de se présenter et qu'ils servent à exposer la limite théoriquement possible, plutôt qu'à présenter la situation la plus plausible ou réaliste.

Il faut donc garder à l'esprit que la dose efficace réelle de la plupart des individus exposés est inférieure à ce qui est présenté, particulièrement en comparaison avec les scénarios d'exposition élevée ou extrême. Ainsi, peu d'individus habiteront la même maison (avec scories) pendant toute leur vie et il y a peu de chance qu'un individu habite plusieurs maisons toutes construites sur des scories.

7.1.3 Validité des estimations du risque d'atteinte à la santé

7.1.3.a Coefficients de risque utilisés pour le rayonnement global

Les coefficients de risque (nombre de décès par mSv) utilisés pour estimer les risques d'atteinte à la santé (voir annexe 3) sont ceux qui sont recommandés par la CIPR. Cet organisme international est reconnu dans le domaine de la radioprotection. Les études sur lesquelles se basent les experts de cet organisme pour déterminer les coefficients de risque ont été effectuées chez des populations exposées à de fortes doses et ce, souvent sur de courtes périodes de temps. Les principales études ont porté sur les survivants des explosions atomiques de Nagasaki et Hiroshima. Également, d'autres études ont été réalisées chez des populations ayant été exposées aux radiations pour des fins médicales.

La situation qui nous préoccupe est celle d'une population exposée à de faibles doses de radiations sur de longues périodes de temps. Dans ses recommandations, la CIPR a intégré des facteurs de correction qui tiennent compte de ces différences de type d'exposition. De plus, une étude récente combinant les données de 7 études de cohortes et portant sur près de 96 000 travailleurs de l'industrie nucléaire ne permet pas de remettre en cause les coefficients de risque actuellement utilisés pour l'estimation des risques d'atteinte à la santé, pour des groupes ou populations exposées de façon chronique à de faibles doses de radiation (IARC 1994). Notons toutefois qu'il n'existe pas de donnée directe fiable permettant d'estimer l'effet cancérigène pour des doses cumulatives à vie inférieures à environ 200 mSv.

7.1.3.b Coefficient de risque utilisé pour le radon

Le coefficient de risque (nombre de décès par WL) utilisé pour estimer la probabilité d'effets sur la santé découlant d'une exposition au radon (voir annexe 3) est celui qui est également recommandé par la CIPR. Les études sur lesquelles se base cet organisme pour estimer le risque d'atteinte à la santé ont été faites en majorité chez des travailleurs oeuvrant dans des mines et exposés à de fortes doses de radon. L'extrapolation du risque établi dans ces études à une situation comme celle de Varennes et Verchères comporte des incertitudes.

Depuis quelques années, des études épidémiologiques ont été réalisées dans le but de déterminer la relation entre le risque de cancer du poumon et l'exposition à de faibles concentrations de radon et de ses dérivés, telles qu'observées dans les maisons en général. Ce type d'étude est important puisqu'il peut nous permettre de vérifier en pratique ce que les modèles théoriques prédisent, pour autant que ces études soient réalisées dans des conditions qui garantissent leur validité et leur puissance statistique. Cependant, ce type d'étude requiert de grands échantillons pour assurer la puissance nécessaire, ce qui est très coûteux et donc, difficilement réalisable. À titre d'exemple, l'étude que vient de réaliser SBSC, une des plus imposantes à être conduite à ce sujet, a été conçue pour pouvoir détecter un risque relatif (c'est-à-dire le rapport entre le risque encouru par une personne exposée et celui par une personne non exposée) de cancer du poumon de 1,5 ou plus avec une puissance de 80% (en d'autres termes, il y a 80% de chance qu'un risque de cette taille soit détecté par cette étude) (Létourneau EG *et al.*, 1993). Mentionnons que le risque relatif estimé, pour la population exposée aux scories à Varennes et Verchères, est inférieur à 1,1 pour le cancer du poumon et pour l'ensemble des cancers. Ceci explique pourquoi il est à toutes fins pratiques impossible de réaliser une étude épidémiologique auprès de la population de cette région pour déterminer s'il y a effectivement un excès de cancer associé à la présence des scories.

Parmi les études publiées à ce jour, quatre sont négatives (Blot WJ *et al.*, 1990, Klotz JB *et al.*, 1989, Létourneau EG *et al.*, 1993 et Ruosteenoja E, 1991, citée dans Pershagen G, 1994), c'est-à-dire qu'on n'y a pas détecté d'association statistiquement significative entre le radon et le cancer du poumon, et quatre sont positives (Axelson, O *et al.*, 1988, Pershagen G *et al.*, 1994, Pershagen G, *et al.*, 1992, Schoenberg JB *et al.*, 1990). L'étude de Létourneau *et al.* est négative alors que l'étude de Pershagen *et al.*, de conception et d'ampleur similaire, mais réalisée en Suède, est positive. Ces deux études sont les plus puissantes et les mieux conçues (d'un point de vue méthodologique) parmi celles publiées à ce jour. L'étude de Pershagen est toutefois plus puissante que celle effectuée à Winnipeg en raison du nombre supérieur de cas et de témoins étudiés. Dans cette dernière, une relation dose-réponse a été démontrée entre les concentrations de radon et le risque de cancer du poumon. Létourneau *et al.* n'ont pas trouvé d'excès de risque en fonction des concentrations de radon dans la région de Winnipeg, là où les niveaux sont les plus élevés au pays.

De l'ensemble de ces études, il ressort qu'il est impossible de déterminer de façon claire si l'exposition à de faibles concentrations de radon, telles qu'observées dans les domiciles, est associée à un risque de cancer du poumon et de quel ordre de grandeur est ce risque, s'il existe. De plus, il est peu probable dans les prochaines années que de nouvelles études permettent de trancher la question. De façon prudente, nous émettons l'hypothèse que ce type d'exposition engendre un risque de cancer du poumon et que l'ordre de grandeur est proportionnel à celui établi pour les travailleurs des mines.

Enfin, seul le cancer du poumon a été ici considéré, alors que dans d'autres études, on a soulevé la possibilité que les leucémies soient aussi associées au radon. Cette question est cependant plus controversée et il ne nous est pas possible de quantifier la relation entre ce type de cancer et le radon, si une telle relation existe.

7.2 Comparaisons diverses avec les estimations de doses efficaces et de risque attribuable aux scories

Toute activité humaine comporte un certain niveau de risque. Les décisions ou les jugements que l'on porte sur des risques précis doivent être pris en tenant compte des avantages et des inconvénients associés aux activités qui sont liées à ces risques. Le jugement sur l'acceptabilité des risques porte généralement sur plusieurs critères, tels les impacts sanitaires, sociaux, économiques et psychologiques et ce, en comparaison avec d'autres risques ou situations, ou en comparant les diverses solutions possibles face au risque étudié. Afin de favoriser la réflexion sur la problématique des scories, nous présentons divers éléments qui devraient permettre de la situer dans une perspective globale.

7.2.1 Comparaison des doses efficaces estimées avec une valeur de référence

On peut comparer les doses efficaces estimées avec une valeur de référence servant de guide ou de "norme". Divers pays et organismes ont établi de telles valeurs pour diverses situations et

groupes cibles. Toutefois, aucune de ces valeurs n'a été établie en tenant compte du type de cas que nous étudions. On devra donc être prudent dans l'utilisation de ces valeurs guides ou normes.

7.2.1.a Critère pour le rayonnement global

La Commission internationale de protection radiologique (CIPR), un organisme international reconnu en matière de radioprotection, a proposé une limite pour la population générale, dans le cas "d'exposition planifiée", de 1 mSv par année au-dessus du bruit de fond et ce, pour toute radioactivité de source artificielle autre que médicale (CIPR, 1991). Le cas typique d'une exposition planifiée est la construction et l'exploitation d'une centrale nucléaire. Notons toutefois que les centrales nucléaires au Canada entraînent des expositions bien inférieures à cette limite. La CIPR spécifie que cette limite de dose ne s'applique pas au cas du radon domiciliaire ou au matériel radioactif naturel ou artificiel déjà présent dans l'environnement. Le cas qui nous préoccupe ne correspond donc pas spécifiquement aux applications prévues par la CIPR pour cette limite de dose. En effet, on peut souligner le fait que la construction d'une centrale nucléaire comporte pour la société certains avantages (production d'électricité et d'emplois) et certains risques (accident nucléaire) que nous ne retrouvons pas ici. La CIPR ajoute que ce critère ne doit pas être considéré comme blanc ou noir et que d'autres facteurs doivent être pris en compte avant de décider de l'acceptabilité de l'exposition. Enfin, précisons qu'à cette dose, on estime le risque annuel de décès par cancer à 5,7/100,000, ou le risque à vie, pour une exposition de 70 ans, à 4/1000, en utilisant un modèle d'estimation linéaire tel que décrit plus haut (section 2.3.2 et 7.1.3.a).

Malgré ces réserves portant sur l'applicabilité de la limite de 1 mSv, ce critère est utilisé par le Bureau de gestion des déchets radioactifs de faible activité au Canada (BGDRFAC). Ce bureau est responsable de la gestion des situations où des sols sont contaminés par des déchets radioactifs issus de l'industrie minière ou nucléaire. Mentionnons que cet organisme n'a aucune juridiction dans le cas présent. Plus précisément, le BGDRFAC considère généralement qu'il est justifié d'intervenir lorsque la dose efficace due aux déchets radioactifs atteint ou dépasse la valeur de 1 mSv par année, mais qu'il peut être justifié, dans certains cas, d'intervenir à une dose inférieure à cette limite.

En comparaison avec le bruit de fond observé dans les maisons témoins, on constate que la dose additionnelle due aux scories serait inférieure au critère de 1 mSv par année dans les scénarios d'exposition moyenne (0,6785 à 0,9529 mSv par année), mais supérieure à ce critère dans les scénarios d'exposition élevée (1,9594 à 2,7450 mSv par année).

7.2.1.b Critères pour le radon

Au Canada, le ministère de la Santé et du Bien-être social (SBSC) a défini la ligne directrice suivante concernant le radon dans les résidences:

" il est recommandé que des mesures correctrices soient entreprises quand l'on observe dans une maison des teneurs en radon supérieures à 0,1 WL "(Santé et Bien-être social, Canada, 1989).

Aux États-Unis, l'Environmental Protection Agency (EPA) recommande plutôt de procéder à des mesures de réduction du radon lorsque la teneur atteint ou dépasse la valeur de 0,02 WL (donc cinq fois plus petite que la valeur canadienne) (US EPA, 1986). D'autres pays ou organisations, telle l'O.M.S. ont établi des valeurs se situant entre ces deux extrêmes. La valeur proposée par l'O.M.S. est de 0,027 WL. Si on compare les valeurs de radon observées dans les sept maisons avec scories échantillonnées, on constate que la teneur la plus élevée est de 0,0217 WL, soit tout juste au-dessus de la recommandation américaine, en deçà de celle de l'O.M.S. et bien en deçà de la ligne directrice canadienne. Les autres maisons avec scories ont toutes des valeurs inférieures à 0,0200 WL.

La différence de position entre les pays ou même entre les organismes à l'intérieur d'un pays, peut surprendre à première vue. Toutefois, l'adoption d'une norme ou d'une ligne de conduite est soumise à divers critères et points de vue selon les mandats, les ressources, les valeurs et les choix d'une société ou d'une organisation. L'une ne peut être jugée meilleure que l'autre sans que l'on prenne en considération le contexte dans lequel elle a été adoptée, en plus de la valeur de son fondement sur le plan scientifique.

7.2.2 Comparaison des estimations de doses efficaces dues aux scories avec celle due au bruit de fond

Les résultats présentés à l'annexe 3 montrent que la présence des scories peut accroître la dose efficace annuelle de 30 % à 40 % par rapport au bruit de fond pour les scénarios d'exposition moyenne et de 80 % à 115 % pour les scénarios d'exposition élevée.

En comparaison avec l'ensemble du Québec, on peut affirmer que des doses de rayonnement comparables peuvent être observées dans une certaine proportion des maisons au Québec, en raison des caractéristiques naturelles du sol. Selon une étude de SBSC déjà citée, de 4,5 % à 11,5 % des maisons à Montréal, Québec et Sherbrooke ont des concentrations en dérivés du radon supérieures à 0,01 WL en été, alors que deux des sept maisons (28,6 %) de Varennes et Verchères dont le terrain comporte des scories dépassent cette même valeur (McGregor *et al.*, 1980). Par ailleurs, de 78,2 % à 90,3 % des maisons des trois mêmes villes ont une concentration en dérivés du radon égale ou inférieure à 0,005 WL en été, alors que cinq des sept maisons (71,4 %) avec scories ont une concentration similaire.

Selon une étude récente effectuée dans l'ensemble du Québec, de 15 % à 20 % des maisons du Québec présenteraient naturellement des niveaux de radon égaux ou supérieurs à la moyenne des 7 maisons avec scories de Varennes et Verchères (Lévesque *et al.*, résultats non publiés). Selon la même étude, environ 5 % des maisons du Québec présenteraient naturellement des niveaux de radon égaux ou supérieurs à la maison ayant le niveau de radon le plus élevé ici observé (0,0217 WL). Sur la base de ces données, on peut donc estimer que de 350 000 à plus d'un million de québécois sont exposés à des niveaux semblables ou supérieurs à ceux mesurés dans les maisons avec scories.

Étant donné la fréquence de l'exposition au rayonnement de sources médicales, il peut être utile de comparer la dose reçue à cause des scories à celle qu'un individu reçoit lors d'un examen médical. Bien que la dose soit très différente selon l'examen subit, on estime qu'une personne exposée annuellement à une dose de 1 mSv reçoit une dose équivalente à environ 10 radiographies du poumon.

7.2.3 Comparaison des doses et risques dus au radon avec ceux des études récentes

Il est intéressant de comparer la concentration de radon observée dans les maisons avec scories avec celle des études récemment publiées sur le radon domiciliaire citées à la section 7.1.3.b. Si on ne considère pour un instant que les études dites positives, soit celles qui ont identifié une association directe et significative entre la dose d'exposition au radon et le risque de cancer du poumon, on constate de façon générale qu'à la concentration de radon observée dans les maisons avec scories, la relation entre le risque de cancer du poumon et le niveau d'exposition n'apparaît pas statistiquement significative. Toutefois, une des 7 maisons étudiées atteint tout juste la borne inférieure de la catégorie d'exposition où un excès de risque (risque relatif de 1,3) a été détecté comme statistiquement significatif dans l'étude de Pershagen *et al.* (1994).

Dans les études effectuées chez les mineurs (Lubin JH *et al.* 1994), on observe une augmentation de la fréquence du cancer du poumon chez les travailleurs exposés qui est statistiquement significative à des doses cumulatives de 50 à 100 WLM ou plus. Une dose cumulative à vie de cet ordre (50 à 100 WLM) peut être engendrée par une exposition à vie (70 ans) à environ 0,025 WL, si on assume un taux d'occupation de 0,8. Toutefois, les mineurs exposés aux débits d'exposition les plus faibles (0.3 WL) sont exposés à des débits de 15 à 60 fois supérieurs à ceux que l'on retrouve dans une résidence (0.005-0.02 WL). Les mineurs peuvent dans certains cas être exposés à des débits d'exposition supérieurs à 30 WL, ce qui est plusieurs milliers de fois supérieur aux niveaux d'exposition rencontrés dans les maisons. Les conditions d'expositions dans les mines sont également différentes et une grande proportion des travailleurs sont fumeurs et ils peuvent être exposés à d'autres carcinogènes sur les lieux de travail.

En sommes, ces études ne permettent pas d'exclure ni de démontrer la présence d'un excès de risque de cancer du poumon dû au radon aux concentrations rencontrées dans les maisons avec scories.

7.2.4 Comparaison des estimations de risque de cancer attribuable aux scories avec le risque de base dans la population générale

Le cancer est une maladie fréquente dans notre société. En moyenne, une personne sur quatre décédera du cancer, alors que plus d'une personne sur trois en développera un dans sa vie (Institut national du cancer, 1993). On sait que le cancer est une maladie d'origine multifactorielle et qu'une foule de facteurs, de produits ou de substances peuvent favoriser son apparition. Ajoutons que la principale cause du cancer du poumon est de loin le tabagisme, mais qu'on ne peut exclure une contribution du radon.

Avant de comparer le risque d'effets délétères attribuables aux scories avec celui que l'on retrouve dans la population générale, nous devons rappeler que les estimations de risque présentées sont théoriques et que nous ne pouvons vérifier dans la réalité si les atteintes que nous attribuons aux scories surviennent ou non. Ceci est explicable par le fait que le nombre d'effets délétères estimés en excès et attribuables aux scories ne peut être détecté par une étude épidémiologique. Rappelons aussi que la nature d'un cancer induit par les radiations ne diffère pas de celle d'un cancer d'autre origine.

En se référant à l'annexe 3, une personne qui serait exposée pendant 35 ans aux conditions décrites dans les scénarios d'exposition élevée, aurait un risque estimé de décès par cancer attribuable aux scories d'environ 4/1000 à 6/1000. En d'autres termes, si 1000 personnes se trouvaient dans cette situation, il peut être estimé théoriquement qu'environ quatre à six personnes décéderaient du cancer en raison de l'exposition aux scories. Si 100 personnes se trouvaient dans ces conditions, le nombre de cas survenu en raison des scories serait dix fois moindre, soit moins d'une personne. Par ailleurs, une personne qui serait exposée pendant 35 ans aux conditions décrites dans les scénarios d'exposition moyenne, aurait un risque estimé de décès par cancer attribuable aux scories d'environ 1/1000 à 2/1000. Rappelons que nous ne connaissons pas le nombre réel de personnes exposées, mais il semble peu probable que des personnes soient exposées à l'un ou l'autre de ces scénarios durant toute leur vie.

En comparaison, le risque à vie de décéder du cancer dans la population générale est d'environ 25 %, ou de 250 par 1000 (Institut national du cancer, 1993). En additionnant ce risque à celui

attribuable aux scories dans les scénarios d'exposition élevée (4/1000 à 6/1000), on obtient un risque global de 254/1000 à 256/1000. Cet excès correspond à une augmentation de 1,6 % à 2,4 % au-dessus du risque de base dans la population générale ou à une probabilité à vie d'être atteint d'un cancer de 25,4 % à 25,6 %, au lieu de 25,0 %. Par ailleurs, si 1000 personnes étaient exposées pendant 35 ans aux conditions décrites dans les scénarios d'exposition moyenne, on pourrait théoriquement estimer que surviendraient au total 251 à 252 décès, au lieu de 250 sur 1000. Ceci correspond à une augmentation de 0,4 % à 0,8 % au-dessus du risque de base dans la population générale. Ces chiffres permettent de mieux comprendre l'impossibilité de déceler un excès de cet ordre de grandeur sur une aussi longue période, au-delà du risque de base existant dans la population générale.

Si on ne considère que le cancer du poumon (puisque la majeure partie de l'exposition radioactive excédentaire provient du radon) et si on assume que le taux de base de ce cancer dans la population générale est de 6,95 % ou 69,5/1000, on peut estimer qu'une personne vivant 35 ans dans une maison comportant des scories aurait un risque à vie d'être atteint du cancer du poumon variant de 70,5/1000 à 73,6/1000 selon le scénario (exposition moyenne à élevée), soit une augmentation de 1,4 % à 5,9 % par rapport au taux de base. En terme de risque relatif (c'est-à-dire le rapport entre le risque encouru par une personne exposée et celui par une personne non exposée), celui-ci serait au pire (scénario d'exposition extrême) inférieur à 1,2 (soit une augmentation du risque inférieur à 20 % par rapport au risque de base). Le risque relatif sera moindre pour une durée d'exposition inférieure, ce qui correspond à une situation plus réaliste. En comparaison, le risque relatif de décès par cancer du poumon d'un fumeur par rapport à un non-fumeur est d'environ 10,0 ou plus (soit une augmentation de 900 % ou plus par rapport au risque de base) et celui d'un fumeur passif par rapport à un non exposé au tabac se situe entre 1,4 et 1,8 (soit une augmentation de 40 % à 80 % par rapport au risque de base).

7.3 Principes de gestion proposés par la CIPR et servant de base à la décision

La CIPR définit 2 grands types de situations en radioprotection. Ces 2 situations sont la **pratique** et l'**intervention**. Une **pratique** est une situation qui correspond à une exposition planifiée,

comme dans le cas de la construction d'une centrale nucléaire ou de l'usage d'éléments radioactifs à des fins médicales ou industrielles. Une **intervention** (en anglais "remediation") est une situation où une contamination subite ou antérieure nécessite une action visant à réduire ou contrôler cette contamination. La problématique des scories correspond à cette dernière situation.

La CIPR n'a pas défini de critère absolu pour décider de la pertinence et de la nature d'une action dans le cas d'une **intervention**. Elle a toutefois développé deux grands principes de base qui sont la **justification** et l'**optimisation**.

Le principe de **justification** stipule qu'avant d'entreprendre des actions visant à corriger une situation déjà existante, il faut s'assurer que l'intervention entraînera plus de bénéfices que d'inconvénients pour la population visée. Ainsi, une intervention qui entraînerait des coûts et des problèmes sociaux importants à long terme, mais qui diminuerait l'exposition de seulement quelques centièmes de millisievert ne serait sans doute pas justifiée. Par contre, une intervention peu coûteuse, sans effet néfaste et qui permettrait de diminuer l'exposition de plusieurs dizaines de millisieverts pourrait être justifiée.

Le principe d'**optimisation** stipule que la forme, la durée, l'étendue et les autres caractéristiques de l'intervention doivent être choisies de façon à optimiser la protection et les bénéfices liés à l'intervention. Ainsi, la durée ou l'étendue de l'intervention peuvent être choisies de façon à diminuer les coûts et les désagréments, tout en offrant une protection optimale.

Il n'est pas de notre ressort de documenter tous les inconvénients, conséquences et avantages associés aux divers types d'intervention possibles face à cette situation. Toutefois, nous pouvons mentionner brièvement certains aspects à considérer, outre ceux reliés aux risques d'atteinte à la santé déjà abordés :

- Les conséquences psychosociales rattachées à la connaissance de l'exposition à de faibles doses de radiation au-delà du bruit de fond naturel.

- Les conséquences économiques reliées à la perte de valeur d'une propriété comportant des scories.
- Les coûts, risques et inconvénients rattachés aux diverses mesures d'atténuation, allant de la simple réduction du temps d'exposition au sous-sol, jusqu'à la décontamination totale.
- L'efficacité, en terme de réduction de l'exposition, de chacune de ces mesures.

De plus, les avantages et les inconvénients peuvent différer grandement selon le degré de responsabilité partagé par le propriétaire de la résidence et par une instance gouvernementale déterminée. Il ne nous appartient pas de déterminer ces parts de responsabilité.

7.4 Principes d'éthique

L'action en santé publique est basée sur quatre principes éthiques fondamentaux: le respect de l'autonomie, la justice, la bienfaisance et la non-malfaisance (*primum non nocere*).

- **Le respect de l'autonomie** est lié au respect de la dignité humaine, à la liberté et au respect des droits fondamentaux de chaque individu.
- **La justice** au sens éthique englobe les concepts de justice naturelle et de justice distributive, c'est à dire l'équité, l'impartialité et l'honnêteté.
- **La bienfaisance** est le principe qui stipule que l'action doit résulter en bénéfices pour l'individu ou la société.
- **La non-malfaisance** (du latin *Primum non nocere*) signifie qu'avant tout, l'action ne doit pas nuire ou causer préjudice.

Le respect de l'ensemble de ces principes est parfois difficile, car le respect de l'un peut être en contradiction avec un autre. De plus, l'application de ces principes dépend entre autres de l'attribution qui pourrait être faite, par une instance juridique ou politique, des parts de responsabilité entre l'individu (ex: le propriétaire d'une maison avec scories) et la collectivité (ex: une instance gouvernementale déterminée). Nous ignorons si un tel partage a déjà été effectué et il n'est pas de notre ressort de l'établir.

Dans un contexte où on accepterait que la responsabilité individuelle prime, on devrait considérer le fait qu'il pourrait être difficile d'obtenir pour chaque individu l'information et la compréhension nécessaire à une réelle autonomie décisionnelle, ce qui contreviendrait en partie au premier principe d'éthique ci-haut énoncé. De plus, on devrait considérer le fait que les propriétaires plus fortunés seraient en mesure de faire effectuer des interventions correctrices alors que d'autres en seraient incapables, ce qui serait contraire au principe de justice ou d'équité.

Par contre, dans l'hypothèse où la responsabilité collective primerait, le principe de justice ou d'équité serait de nouveau mis en cause, mais pour une autre considération. En effet, une intervention unique ou prioritaire dans les maisons avec scories priverait un très grand nombre de personnes au Québec des mêmes mesures correctrices, sur la base argumentaire que le radon auquel elles sont exposées, à un niveau comparable ou supérieur, est essentiellement d'origine naturelle. De plus, en vertu du principe de bienfaisance à l'égard de l'ensemble de la société, on doit considérer le fait que des interventions plus efficaces et probablement moins coûteuses existent pour diminuer le risque des mêmes types de cancer.

Nous croyons que ces principes d'éthique doivent être sérieusement considérés dans les décisions qui seraient prises face à cette problématique.

8 ÉTAPES ULTÉRIEURES ET ÉTUDES SUPPLÉMENTAIRES

8.1 Études supplémentaires

Les descriptions d'études supplémentaires ne sont présentées ci-bas qu'à titre d'information. La pertinence de procéder à ces études dépend des décisions et des démarches qui seront effectuées suite à la présentation du présent document.

Une nouvelle étude pourrait avoir comme objectif d'identifier le nombre de propriétés potentiellement affectées et ainsi nous orienter quant à l'ampleur de la contamination. Si une telle étude était effectuée, elle pourrait être complétée par un échantillonnage des débits d'exposition (rayons gamma) et des concentrations de radon et de ses dérivés dans les pièces les plus occupées par les habitants, afin d'obtenir des estimations plus précises des doses efficaces auxquelles les habitants de ces maisons sont exposés. De plus, les données issues de ces études permettraient de préciser les moyens d'intervention et les coûts impliqués, si nécessaire.

En complément de ces travaux et advenant la décision d'intervenir, des études pourraient être effectuées sur les aspects techniques afin d'identifier les types de solutions applicables. Divers éléments doivent être pris en considération pour évaluer les solutions applicables. Citons, entre autres, l'efficacité de la technique d'intervention en rapport avec le niveau d'exposition. Par ailleurs, les aspects économiques pourraient être documentés afin d'estimer les coûts sociaux et les bénéfices associés aux divers types d'intervention. Enfin, une étude permettant de mieux comprendre les connaissances et les perceptions des citoyens face à cette problématique pourrait permettre d'améliorer les moyens par lesquels l'information leur sera transmise. Mentionnons qu'il est inutile d'effectuer des études qui viseraient à détecter une augmentation du nombre de maladies causées par les scories dans la population de la sous-région visée. Une telle augmentation, même si elle existait, serait indétectable pour les raisons déjà évoquées.

Afin de localiser les maisons où des scories ont été utilisées, il semble que ni la méthode du balayage aérien (à l'aide d'un appareil ultra léger par exemple) ni celle d'un véhicule (camion ou automobile) ne soient adéquates en raison de leur manque de sensibilité (c'est-à-dire que plusieurs maisons avec scories pourraient ne pas être identifiées). Il faudrait probablement effectuer des

mesures à l'aide d'un compteur Geiger et d'un compteur à cristal monocanal sur les terrains résidentiels mêmes, en débutant par les quartiers où il est possible que des scories aient été utilisées. Par la suite, la mesure des débits d'exposition et de concentrations de radon pourraient être effectuées dans l'ensemble des maisons ciblées, ou dans un nombre suffisant de maisons avec scories et de maisons témoins, soit au moins 50 maisons dans chaque groupe. Les mesures de radon devraient être effectuées avec les méthodes actuellement disponibles et elles devraient s'échelonner sur une période d'un an pour couvrir les quatre saisons. L'ensemble des données devrait être compilé, analysé et interprété pour produire des estimations de doses efficaces et de risques d'atteinte à la santé pour les résidences visées, telles que présentées dans ce document.

Les estimations approximatives des coûts nécessités pour ces études sont les suivantes. Pour identifier l'ensemble des maisons comportant des scories, l'investissement serait de plus de \$100 000,00 si la méthode utilisée est celle décrite ci-haut et s'il n'y a pas de problèmes majeurs lors de l'étude. Pour mesurer les débits d'exposition et les concentrations de radon dans un échantillon suffisant de maisons avec et sans scories, il faudrait ajouter un montant de l'ordre de \$50 000,00 à \$100 000,00. L'étude sur les connaissances et les perceptions nécessiterait environ \$50 000,00. Nous ne connaissons pas les sommes d'argent qui seraient nécessaires pour l'étude des aspects économiques et techniques. Par ailleurs, nous ne pouvons à ce moment-ci estimer les coûts qui seraient associés aux divers types de solutions, advenant la nécessité de procéder à leur implantation.

8.2 Étapes ultérieures

La direction de la Santé publique de la Montérégie présentera ce document aux différents partenaires impliqués dans le dossier. Le document sera ensuite soumis au processus décisionnel, et selon les décisions prises, différentes avenues peuvent être envisagées. Il pourrait être nécessaire de mettre en place un système de support et d'information pour les résidents. Un tel système fournirait l'information nécessaire aux résidents ainsi que des conseils face aux interventions correctrices possibles. Les modalités d'un tel système dépendront des décisions qui seront prises quant à la gestion de ce problème.

CONCLUSIONS

De notre étude, on peut dégager les conclusions suivantes concernant le risque d'atteinte à la santé encouru par la population exposée aux scories faiblement radioactives :

1. La présence des scories sous l'asphalte des routes et des rues entraîne une augmentation de la dose efficace annuelle de radiation reçue par la population qui est jugée négligeable sur la base du critère "de minimis" (0,05 mSv) de la Commission de Contrôle de l'Énergie Atomique du Canada.
2. Le rayonnement dû à la présence de scories sur le terrain autour d'une résidence augmente la dose efficace annuelle de rayonnement reçue naturellement par les habitants dans une proportion fort variable. Sur la base des données disponibles, et selon des conditions d'exposition élevée, la dose efficace annuelle pourrait atteindre environ le double de la dose due au bruit de fond naturel. Dans un scénario d'exposition moyenne, la dose efficace annuelle augmenterait d'environ 40 % par rapport au bruit de fond. Approximativement 80 % de la dose excédentaire due aux scories dans ces cas est attribuable au radon qu'elles émettent dans les domiciles.
3. Actuellement, il n'y a pas de critère de gestion ou de norme qui s'applique spécifiquement au type de situation que nous avons étudié. Nous remarquons toutefois que les concentrations moyennes de radon observées dans les maisons avec scories sont, dans tous les cas, inférieures au critère d'intervention établi par Santé et Bien-être social Canada, inférieures à celui établi par l'Organisation Mondiale de la Santé et inférieures ou égales au critère de l'EPA aux États-Unis. Le critère de 1 mSv/année (en excès au-dessus du bruit de fond) utilisé par le Bureau de gestion des déchets de faible activité au Canada n'est dépassé que dans les scénarios hypothétiques d'exposition élevée. Notons également que la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) ne recommande pas d'utiliser un critère fixe d'intervention (comme le 1 mSv/année). Dans une situation comme celle à l'étude, elle propose plutôt d'appliquer les principes de gestion dit de "justification" et "d'optimisation".

4. Selon une étude récente, 15 % à 20 % des maisons au Québec auraient un niveau naturel de radon équivalent ou supérieur au niveau moyen observé à Varennes et Verchères dans les maisons avec scories. De plus, environ 5 % des maisons du Québec auraient un niveau égal ou supérieur à celui de la maison ayant la plus haute valeur observée dans les maisons avec scories de Varennes et Verchères.
5. L'approche utilisée pour estimer les risques d'effets sur la santé est celle recommandée par la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) pour l'estimation des risques à faible dose. Cette approche est prudente et est la plus acceptée en radioprotection. Toutefois, les incertitudes scientifiques entourant les estimations sont nombreuses et on ne peut ni infirmer, ni confirmer l'existence du risque de cancer à faibles doses.
6. Si les données disponibles et les hypothèses retenues sont représentatives de la réalité, pour les scénarios d'exposition moyenne et d'une durée d'exposition de 35 ans, la présence des scories, principalement autour des maisons, augmenterait théoriquement le risque de décéder d'un cancer de 0,6 % à 0,8 % par rapport au risque de base dans la population. Si on ne considère que le cancer du poumon, le risque d'être atteint augmenterait théoriquement de 1,4 % à 1,9 % par rapport au risque de base dans la population.

Nous espérons que ce travail contribuera à la recherche d'une décision acceptable pour tous. Nous sommes conscients que le risque à la santé n'est qu'un des éléments permettant de décider du mode de gestion de cette situation et que d'autres considérations, dont celles d'ordre éthique et juridique, doivent également être étudiées. La situation analysée est complexe et notre étude soulève de nombreuses questions. Si nécessaire, les réponses à certaines questions peuvent être documentées par différents intervenants hors du réseau de la santé (ex: coût et efficacité des interventions possibles, partage des responsabilités de l'intervention...). D'autres questions n'auront peut-être jamais de réponse définitive (ex: incertitude scientifique, éthique...). Cependant, il nous paraît inopportun d'entreprendre d'autres études visant à compléter la connaissance de l'exposition de la population tant qu'une décision finale n'est pas prise.

Ce dossier nous invite à réfléchir sur la place que nous devons lui accorder parmi l'ensemble des priorités de santé et d'environnement et parmi l'ensemble des priorités de notre société. Ce choix de priorités dépasse largement les seules compétences des auteurs de cette étude.

RÉFÉRENCES

Axelsson O, Andersson K, Desai G *et al.* Indoor radon exposure and active and passive smoking in relation to the occurrence of lung cancer. *Scand J Work Environ Health* 14:286-292, 1988.

BEIR V. Health effects of exposure to low levels of ionizing radiation. National research council. National academy press, 1990. 421 p.

Blot WJ, Xu ZY, Boice JD *et al.* Indoor radon and lung cancer in China. *J Natl Cancer Inst* 82:1025-1030, 1990.

Department of National Health and Welfare, Radiation Protection Bureau, Ottawa, Canada. Radiation survey of Long Harbour, Newfoundland. In: Canadian Public Health Association Task Force on Fluoride. Long Harbour, Newfoundland, 1978.

IARC Study Group on Cancer Risk among Nuclear Industry Workers. Direct estimates of cancer mortality due to low doses of ionising radiation: an international study. *The Lancet*, vol 344: 1039-1043, 1994.

International Commission on Radiological Protection. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, *Annals of the ICRP*, ICRP Publication 60, Vol. 21, no 1-3, 1991.

Klotz JB, Petix JR, Zaganiski RT. Mortality of a residential cohort exposed to radon from industrially contaminated soil. *Am J Epidemiol* 129:1179-1186, 1989.

Létourneau EG, Krewski D, Choi NW *et al.* A case-control study of residential radon and lung cancer in Winnipeg, Manitoba, Canada. *Am J Epidemiol* 140: 4: 310-322, 1993.

Lévesque B, Gauvin D, McGregor RG *et al.* Étude d'exposition au radon²²² dans les résidences de la province de Québec. *Résultats non publiés.*

Lowe, LM, Chambers DB. Radiological implications of naturally occurring radioactivity in an elemental phosphorus refinery. Association internationale de radioprotection, Actes du congrès, Vol. 2, mai 1992.

Lubin JH, Boice JD, Edling C. Radon and lung cancer risk: A joint analysis of 11 underground miners studies. National Institutes of Health (NIH), Publication no. 94-3644.

Martel R. Zones proposées pour l'échantillonnage du radon dans les habitations québécoises. Direction des écosystèmes urbains, divisions des eaux souterraines, octobre 1991.

McGregor RG, Vasudev P, Létourneau EG *et al.* Background concentrations of radon and radon daughters in canadian homes. Health Phys 39: 285-289, 1980.

Oksza-Chocimowski GV, Lyon RJ, Au FHF *et al.* Radionuclide exposure study, Pocatello and Soda Springs, Idaho, US Environmental Protection Agency, Office of Radiation Programs, Las Vegas Facility. Nov. 1989.

O.M.S. ; World Health Organization. Indoor air quality: radon and formaldehyde. Report on a WHO meeting, Dubrovnik 26-30 august 1985. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, 1986 40p.

Pershagen G, Akerblom G, Axelson O *et al.* Residential radon exposure and lung cancer in Sweden. N Engl J Med 330:159-164, 1994.

Pershagen G, Liang ZH, Hrubec Z *et al.* Residential radon exposure and lung cancer in Swedish women. Health Phys, 63:179-186, 1992

Santé et Bien-être social Canada, Radon, Vous et votre famille-une perspective personnelle. SBSC 1989.

Schoenberg JB, Klotz JB, Wilcox HB *et al.* Case-control study of residential radon and lung cancer among New Jersey women. Canc Res 50:6520-6524, 1990.

Institut national du cancer du Canada. Statistiques canadiennes sur le cancer, 1993, Toronto, Canada, 1993.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources, effects and risks of ionizing radiation, 1988 Report to the General Assembly, with annexes, United Nations, New York, 1988.

US Environmental Protection Agency, A citizens' guide to radon. Washington DC, US-EPA 1986.

ANNEXES 1 à 3

Annexe 1:
Débits d'exposition au rayonnement gamma
au-dessus des routes principales et secondaires
et au-dessus des rues de quartier.

Tableau 1 : Débits d'exposition au rayonnement gamma, au-dessus des routes principales et secondaires. Mesures prises en 1979-80 et 1993 par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEFQ).

- Tableau 1A : mesures de 1979-1980

	Nombre de mesures (n)	Minimum-maximum (mR/h)	Moyenne arithmétique (mR/h)	écart-type	Moyenne géométrique (mR/h)	écart-type de la moyenne géométrique
Autoroute 30	9	0.014-0.033	0.020	0.0057	0.0198	1.295
Route 132	7	0.010-0.045	0.025	0.0128	0.0217	1.800
Routes secondaires	11	0.014-0.051	0.033	0.0132	0.0300	1.546

- Tableau 1B : mesures de 1993

	Nombre de mesures (n)	Minimum-maximum (mR/h)	Moyenne arithmétique (mR/h)	écart-type	Moyenne géométrique (mR/h)	écart-type de la moyenne géométrique
Routes principales :						
Autoroute 30	41	0.005-0.020	0.013	0.0032	0.0126	1.314
Route 132	23	0.012-0.019	0.015	0.0020	0.0148	1.152
<i>Moyenne routes principales</i>			<i>0.014</i>		<i>0.0137</i>	
Routes secondaires :						
Ch. de la Petite Prairie	21	0.011-0.034	0.020	0.0065	0.0196	1.370
Ch. de la Baronnie	24	0.009-0.017	0.012	0.0016	0.0120	1.145
Ch. pointe aux Pruches	52	0.008-0.040	0.014	0.0046	0.0133	1.297
Ch. du Petit Bois	14	0.012-0.023	0.016	0.0038	0.0158	1.256
Ch. du Lac	34	0.010-0.040	0.016	0.0056	0.0150	1.334
Ch. Butte aux Renards	18	0.008-0.015	0.011	0.0024	0.0110	1.230
Ch. des Terres Brûlées	28	0.007-0.019	0.014	0.0030	0.0133	1.280
<i>Moyenne routes secondaires</i>			<i>0.015</i>		<i>0.0143</i>	
Moyennes arithmétiques globales			0.0145		0.0140	

- Tableau 1C : résumé de l'exposition au rayonnement gamma sur les routes principales et secondaires (données de 1993)

	Moyenne arithmétique globale des moyennes géométriques (mR/h)	Bruit de fond moyen (mR/h)	Exposition supplémentaire au rayonnement gamma attribuable aux scories. (mR/h)
Routes principales et secondaires	0.0140	0.0100	0.0040

Annexe 2:
Débits d'exposition au rayonnement gamma et
exposition au radon dans les maisons avec scories.

Tableau 2 : Débits d'exposition au rayonnement gamma, au dessus des rues de quartier. Mesures prises en 1979-80 et 1993 par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec(MEFQ).

- Tableau 2A : mesures de 1979-1980

	Nombre de mesures (n)	Minimum-maximum (mR/h)	Moyenne arithmétique (mR/h)	écart-type	Moyenne géométrique (mR/h)	écart-type de la moyenne géométrique
Intérieur de l'automobile						
Varenes	3	0.013-0.020	0.017	0.0036	0.0167	1.252
Verchères	13	0.017-0.033	0.023	0.0057	0.0223	1.272
Extérieur de l'automobile						
Varenes	3	0.018-0.045	0.030	0.0137	0.0276	1.583
Verchères	13	0.026-0.051	0.036	0.0086	0.0350	1.272

- Tableau 2B : mesures de 1993

	Nombre de mesures (n)	Minimum-maximum (mR/h)	Moyenne arithmétique (mR/h)	écart-type	Moyenne géométrique (mR/h)	écart-type de la moyenne géométrique
Intérieur de l'automobile						
Varenes	55	0.010-0.020	0.013	0.0020	0.0135	1.405
Verchères	86	0.010-0.032	0.020	0.0089	0.0178	1.393
Moyennes arithmétiques globales			0.017		0.0157	

- Tableau 2C : résumé de l'exposition au rayonnement gamma sur les rues de quartier de Varenes et Verchères (données de 1993).

	Moyenne arithmétique globale des moyennes géométriques (mR/h)	Bruit de fond moyen (mR/h)	Exposition supplémentaire au rayonnement gamma attribuable aux scories. (mR/h)
Rues de quartier à l'intérieur de l'automobile	0.0157	0.0100	0.0057
Rues de quartier à l'extérieur de l'automobile (intérieur x 1.5)	0.0236	0.0150	0.0086

Annexe 3:
Scénarios d'exposition et
estimation de la dose efficace et du risque d'atteinte à la santé

Tableau 1 : Débits d'exposition au rayonnement gamma dans les maisons, tels que mesurés par le Ministère de l'environnement et de la faune du Québec (MEFQ).**- Tableau 1A : mesures dans les maisons avec scories et les maisons témoins**

	Nombre de mesures (n)	Minimum-maximum (mR/h)	Moyenne arithmétique (mR/h)	écart-type	Moyenne géométrique (mR/h)	écart-type de la moyenne géométrique
Maisons avec scories	7	0.014-0.029	0.0201	0.0057	0.0195	1.327
Maisons témoins	4	0.011-0.013	0.0125	0.0010	0.0125	1.087
Valeur de p			$p=0.0074$ (Mann-Withney Wilcoxon rank sum test)			

- Tableau 1B : résumé de l'exposition au rayonnement gamma dans les maisons avec scories

	Moyenne géométrique (mR/h)	Bruit de fond moyen dans les maisons témoins (mR/h)	Exposition supplémentaire au rayonnement gamma attribuable aux scories. (mR/h)
Maisons avec scories	0.0195	0.0125	0.0070

Tableau 2 : Exposition au radon dans les maisons, telle que mesurée par le Ministère de l'environnement et de la faune du Québec (MEFQ).**- Tableau 2A : mesures dans les maisons avec scories et les maisons témoins**

	Nombre de mesures (n)	Minimum-maximum (WL)	Moyenne arithmétique (WL)	écart-type	Moyenne géométrique (WL)	écart-type de la moyenne géométrique
Maisons avec scories	7	0.0047-0.0217	0.0107	0.0056	0.0096	1.645
Maisons témoins	4	0.0024-0.0085	0.0044	0.0029	0.0038	1.807
Valeur de p			$p=0.0376$ (Mann-Withney Wilcoxon rank sum test)			

- Tableau 2B : résumé de l'exposition au radon dans les maisons avec scories

	Moyenne géométrique (WL)	Bruit de fond moyen dans les maisons témoins (WL)	Exposition supplémentaire au radon attribuable aux scories. (WL)
Maisons avec scories	0.0096	0.0038	0.0058

FACTEURS DE CONVERSION, COEFFICIENTS DE RISQUE ET AUTRES HYPOTHÈSES UTILISÉES POUR LES CALCULS

Nous assumons que l'exposition à un débit de dose de 1 mR/h entraîne une dose efficace de 0,007 mSv/h (UNSCEAR 1982; p. 48) (U.S. NCRP 1987a; p. 68).

Nous assumons qu'une exposition à une concentration de radon de 0,02 WL (4 pCi/L ou 150 Bq/m³) pendant 1 an à 100% du temps (8760 hrs) entraîne une dose efficace de 5,0 mSv/année (Reductions in environmental impacts at interim remedial work sites in Canada. McCullum BA, Mian DE, Zelmer RL. LLRWMO 1991 (BEIR IV (NRC88), BEIR V (NRC90))).

Nous assumons qu'une exposition à 1 mSv/année à vie (70 ans) entraîne un risque de cancer mortel de 0,004, un risque de cancer curable de 0,0008 et un risque d'effet héréditaire chez les descendants de 0,0011 (ICRP 1990).

Nous assumons qu'une exposition à 1 WLM (1 WLM = 1WL x 170 hrs) entraîne un risque de développer un cancer du poumon qui se situe entre 0,0001 (limite inférieure) et 0,0004 (limite supérieure) (ICRP 1990). Les cancers curables et les effets héréditaires ne sont pas estimés pour le radon.

Nous assumons que dans la population générale, le risque de décès par cancer (toutes causes confondues) à vie est de 0,25 et le risque à vie d'être atteint d'un cancer du poumon est de 0,0695 (Institut national du cancer du Canada, Statistiques canadiennes sur le cancer, 1993, Toronto, Canada, 1993).

Index des scénarios

Scénario d'exposition moyen :

- Page 7 **Travailleur 1** : Personne qui travaille à l'extérieur du domicile et qui est exposée à un niveau de rayonnement gamma moyen et à une concentration de radon moyenne. On assume que cette personne travaille 240 jours par année et qu'elle est en congé 125 jours.
- Page 9 **Maison 1** : Personne qui reste à la maison la plus grande partie de son temps et qui est exposée à un niveau de rayonnement gamma moyen et à une concentration de radon moyenne.
- Page 11 **Écolier 1** : Personne qui fréquente une école et qui est exposée à un niveau de rayonnement gamma moyen et à une concentration de radon moyenne. On assume que cette personne étudie 190 jours par année et qu'elle est en congé 175 jours.

Scénario d'exposition élevé :

- Page 13 **Travailleur 2** : Personne qui travaille à l'extérieur du domicile et qui est exposée à un niveau de rayonnement gamma élevé et à une concentration de radon élevée. On assume que cette personne travaille 240 jours par année et qu'elle est en congé 125 jours.
- Page 15 **Maison 2** : Personne qui reste à la maison la plus grande partie de son temps et qui est exposée à un niveau de rayonnement gamma élevé et à une concentration de radon élevée.
- Page 17 **Écolier 2** : Personne qui fréquente une école et qui est exposée à un niveau de rayonnement gamma élevé et à une concentration de radon élevée. On assume que cette personne étudie 190 jours par année et qu'elle est en congé 175 jours.

Scénario d'exposition extrême :

- Page 19 **Scénario extrême** : Personne qui reste à la maison la plus grande partie de son temps, qui est au sous-sol pour la majorité du temps passé à la maison et qui est exposée à un niveau de rayonnement gamma élevé et à une concentration de radon élevée.

Légende des tableaux :

1 Chaque scénario est présenté sur 2 pages.

2 La première page présente les débits de dose de rayonnement, tels que mesurés par le Ministère de l'environnement du Québec, ainsi que l'estimation de dose efficace encourue selon le scénario établi.

3 La deuxième page présente l'estimé du risque à la santé pour le scénario d'exposition présenté à la page 1.

Travailleur 1 : suite

Estimation des risques d'effets sur la santé

Type de travail / Type de rayonnement		Type de travail / Type de rayonnement		Type de travail / Type de rayonnement		Type de travail / Type de rayonnement		Type de travail / Type de rayonnement	
0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

Travailleur 1 : Personne qui travaille à l'extérieur, niveau de gamma et radon moyen

Estimation de la dose efficace encourue

Type de travail / Type de rayonnement		Type de travail / Type de rayonnement		Type de travail / Type de rayonnement		Type de travail / Type de rayonnement		Type de travail / Type de rayonnement	
0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

Annexe

Type de travail / Type de rayonnement		Type de travail / Type de rayonnement		Type de travail / Type de rayonnement		Type de travail / Type de rayonnement		Type de travail / Type de rayonnement	
0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

Description de la page 1 :

- ① Titre du scénario
- ② Débit de dose de rayonnement attribuable aux scories tel que mesuré par le Ministère de l'environnement du Québec.
- ③ Calcul de la dose efficace encourue en fonction du scénario :
Partie gauche du tableau pour les jours de travail.
Partie centrale pour les jours de congé.
Partie de droite pour le total sur une année.
- ④ Résumé du tableau.

⑤ Description des lignes du tableau :

- Titre des colonnes

- Formules utilisées pour les calculs.
Les colonnes sont identifiées dans les formules selon l'ordre alphabétique (A,B,C.....YZ,AA).

- Données pour chaque source d'exposition.

- Totaux des colonnes

Travailleur 1 : Personne qui travaille à l'extérieur, niveau de gamma et radon moyen

Rapportement de dose		Estimation de la dose efficace encourue											
de dose par jour		100 jours de travail						100 jours de congé					
Source	Débit de dose (mSv/an)	Facteur de conversion	Dose (mSv)	Facteur de conversion	Dose (mSv)	Dose (WLM/an)	Facteur de conversion	Dose (mSv)	Facteur de conversion	Dose (mSv)	Dose (WLM/an)	Dose (mSv)	Dose (WLM/an)
Radon	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Gamma	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Scories	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Total	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

⑥ Note : Le radon est présenté de deux façons dans le tableau (mSv/an et WLM/an). Ces deux unités sont égales en terme de quantité, mais elles conduisent à des estimations légèrement différentes du risque à la santé. (voir à la page suivante la description de la deuxième page du tableau)

Description de la page 2 :

1 Titre du scénario (suite).

2 Estimation des effets attribuables au rayonnement gamma selon le scénario présenté à la première page.
Les effets estimés sont les cancers mortels, les cancers curables et les effets héréditaires chez les descendants.

3 Estimation des cancers mortels attribuables au radon selon le scénario présenté à la première page. À gauche, on estime le risque à partir des WLM/an et à droite, à partir des mSv/an.

4 Total des effets attribuables aux scories (gamma + radon).
À gauche, le total inclut les cancers mortels attribuables au rayonnement gamma et au radon (en WLM/an).
À droite, le total inclut l'ensemble des effets attribuables au rayonnement gamma et les cancers mortels attribuables au radon (en mSv/an).

5 Résumé des tableaux de la deuxième page.
Dans la partie supérieure, on compare l'augmentation du nombre de cancers attribuables aux scories à l'ensemble des cancers attendus dans la population.
Dans la partie inférieure, on compare l'augmentation du nombre de cancers du poumon attribuables aux scories (via radon) au nombre de cancers du poumon attendus dans la population.

Travailleurs I : suite

Estimation des effets sur la santé

Estimation des effets attribuables au rayonnement gamma				Estimation des effets attribuables au radon				Total des effets attribuables aux scories			
WLM/an	mSv/an	WLM/an	mSv/an	WLM/an	mSv/an	WLM/an	mSv/an	WLM/an	mSv/an	WLM/an	mSv/an
0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0,002	0,000	0,002	0,000	0,002	0,000	0,002	0,000	0,002	0,000	0,002	0,000
0,010	0,007	0,010	0,007	0,010	0,007	0,010	0,007	0,010	0,007	0,010	0,007
0,020	0,014	0,020	0,014	0,020	0,014	0,020	0,014	0,020	0,014	0,020	0,014
0,050	0,035	0,050	0,035	0,050	0,035	0,050	0,035	0,050	0,035	0,050	0,035
0,100	0,070	0,100	0,070	0,100	0,070	0,100	0,070	0,100	0,070	0,100	0,070
0,200	0,140	0,200	0,140	0,200	0,140	0,200	0,140	0,200	0,140	0,200	0,140
0,500	0,350	0,500	0,350	0,500	0,350	0,500	0,350	0,500	0,350	0,500	0,350
1,000	0,700	1,000	0,700	1,000	0,700	1,000	0,700	1,000	0,700	1,000	0,700

Population		Travailleurs I	
WLM/an	mSv/an	WLM/an	mSv/an
0,000	0,000	0,000	0,000
0,002	0,000	0,002	0,000
0,010	0,007	0,010	0,007
0,020	0,014	0,020	0,014
0,050	0,035	0,050	0,035
0,100	0,070	0,100	0,070
0,200	0,140	0,200	0,140
0,500	0,350	0,500	0,350
1,000	0,700	1,000	0,700

Travailleur 1 : Personne qui travaille à l'extérieur, niveau de gamma et radon moyen

Rayonnement au dessus du bruit de fond	Estimation de la dose efficace annuelle encourue													
	240 jours de travail				125 jours de congé				Total: 365 jours					
Source d'exposition	Débit moyen de rayonnement gamma (mR/h)	Concentration moyenne de radon (WL)	Durée d'exposition par jour (heures)	Dose de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose de radon (mSv/an)	Dose de radon (WLM/an)	Durée d'exposition par jour (heures)	Dose de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose de radon (mSv/an)	Dose de radon (WLM/an)	Dose totale de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose totale de radon (mSv/an)	Dose totale de radon (WLM/an)	Dose totale (mSv/an)
	A	B	C	$D=A \times 0.007 \times C$ $\times 240 \text{ j/s}$	$E=B \times (5 \text{ mSv}/0.02 \text{ NI}) \times$ $(C \times 240 \text{ j/s})/8760 \text{ hrs}$	$F=B \times (C \times 240$ $\text{ j/s})/170 \text{ hrs}$	G	$H=A \times 0.007 \times G$ $\times 125 \text{ j/s}$	$I=B \times (5 \text{ mSv}/0.02 \text{ NI}) \times$ $(G \times 125 \text{ j/s})/8760 \text{ hrs}$	$J=B \times (G \times 125$ $\text{ j/s})/170 \text{ hrs}$	$K=D+H$	$L=E+I$	$M=F+J$	$N=D+L+M$
Sous-sol de la maison	0.0070	0.0058	0.5000	0.0059	0.0199	0.0041	1.0000	0.0061	0.0207	0.0043	0.0120	0.0406	0.0084	0.0526
Rez-de-chaussé de la maison*	0.0035	0.0035	12.0000	0.0706	0.2860	0.0590	16.0000	0.0490	0.1986	0.0409	0.1196	0.4847	0.0999	0.6042
Routes principales et secondaires	0.0040	0.0000	0.5000	0.0034	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0034	0.0000	0.0000	0.0034
Les rues de quartier	0.0086	0.0000	0.7500	0.0108	0.0000	0.0000	1.0000	0.0075	0.0000	0.0000	0.0184	0.0000	0.0000	0.0184
			Total	0.0906	0.3059	0.0630	Total	0.0627	0.2193	0.0452	0.1533	0.5252	0.1083	0.6785

*assumé pour le gamma, que le rapport rez-de-chaussée/sous-sol = 0.6

*assumé pour le radon, que le rapport rez-de-chaussée/sous-sol = 0.6

RÉSUMÉ

Dose efficace annuelle totale due aux scories (mSv/an) : 0.6785

Dose efficace annuelle due au bruit de fond naturel (mSv/an) : 2.4000

Dose efficace annuelle totale (scories + bruit de fond naturel) (mSv/an) : 3.0785

Augmentation de la dose efficace annuelle en % : 28.2707

Travailleur 1 : suite

Estimation des risques d'effets sur la santé

Effets attribuables à l'exposition au rayonnement gamma				Effets attribuables à l'exposition au radon			Total des effets attribuables à l'exposition aux scories (gamma+radon)					
Nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	Nombre de cancer curable dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	Nombre d'effet héréditaire dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	Total des effets dus à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE INFÉRIEURE du nombre de cancer du poumon dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE SUPÉRIEURE du nombre de cancer du poumon dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE INFÉRIEURE du nombre de cancer dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE SUPÉRIEURE du nombre de cancer dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer curable dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre d'effet héréditaire dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre total des effets dus à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)
$O=K \times 0.004 \times 1000$	$P=K \times 0.0008 \times 1000$	$Q=K \times 0.0011 \times 1000$	$R=O+P+Q$	$S=M \times 70 \times 0.0001 \times 1000$	$T=M \times 70 \times 0.0004 \times 1000$	$U=L \times 0.004 \times 1000$	$V=O + S$	$W=O + T$	$X=O + U$	$Y=P$	$Z=Q$	$AA=X + Y + Z$
0.0480	0.0096	0.0132	0.0708	0.0585	0.2340	0.1622	0.1065	0.2821	0.2102	0.0096	0.0132	0.2330
0.4782	0.0956	0.1315	0.7054	0.6993	2.7971	1.9386	1.1775	3.2753	2.4169	0.0956	0.1315	2.6440
0.0134	0.0027	0.0037	0.0198	0.0000	0.0000	0.0000	0.0134	0.0134	0.0134	0.0027	0.0037	0.0198
0.0734	0.0147	0.0202	0.1083	0.0000	0.0000	0.0000	0.0734	0.0734	0.0734	0.0147	0.0202	0.1083
0.6131	0.1226	0.1686	0.9044	0.7578	3.0311	2.1008	1.3709	3.6443	2.7140	0.1226	0.1686	3.0052

RÉSUMÉ

	Limite inférieure	Limite supérieure	Estimation via mSv
Nombre de décès par cancer dus aux scories (nb/1000 pop.)	1.3709	3.6443	2.7140
Nombre de décès par cancer dus à toutes autres causes (nb/1000 pop.)	250.0000	250.0000	250.0000
Nombre total de décès par cancer (scories + autres causes) (nb/1000 pop.)	251.3709	253.6443	252.7140
Augmentation du nombre de décès par cancer en %	0.5484	1.4577	1.0856
Nombre de cancer du poumon dus aux scories (nb/1000 pop.)	0.7578	3.0311	
Nombre de cancer du poumon dus à toutes autres causes (nb/1000 pop.)	69.5000	69.5000	
Nombre total de cancer du poumon (scories + autres causes) (nb/1000 pop.)	70.2578	72.5311	
Augmentation du nombre de cancer du poumon en %	1.0903	4.3614	

Maison 1 : personne à la maison, niveau de gamma et radon moyen

Rayonnement au dessus du bruit de fond			Estimation de la dose efficace annuelle encourue											
			0 jours de travail				365 jours de congé				Total: 365 jours			
Source d'exposition	Débit moyen de rayonnement gamma (mR/h)	Concentration moyenne de radon (WL)	Durée d'exposition par jour (heures)	Dose de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose de radon (mSv/an)	Dose de radon (WLM/an)	Durée d'exposition par jour (heures)	Dose de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose de radon (mSv/an)	Dose de radon (WLM/an)	Dose totale de rayonnement			
											Dose gamma (mSv/an)	Dose radon (mSv/an)	Dose radon (WLM/an)	
	A	B	C	$D=A \times 0.007 \times C$ $\times 0 \text{ js}$	$E=B \times (5 \text{ mSv}/0.02 \text{ NT}) \times$ $(C \times 0 \text{ js})/8760 \text{ hrs}$	$F=B \times (C \times 0$ $\text{ js})/170 \text{ hrs}$	G	$H=A \times 0.007 \times G$ $\times 365 \text{ js}$	$I=B \times (5 \text{ mSv}/0.02 \text{ NT}) \times$ $(G \times 365 \text{ js})/8760 \text{ hrs}$	$J=B \times (G \times 365$ $\text{ js})/170 \text{ hrs}$	K=D+H	L=E+I	M=F+J	N=D+E+H+I
Sous-sol de la maison	0.0070	0.0058	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.7500	0.0134	0.0453	0.0093	0.0134	0.0453	0.0093	0.0587
Rez-de-chaussé de la maison*	0.0035	0.0035	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	19.0000	0.1699	0.6888	0.1420	0.1699	0.6888	0.1420	0.8587
Routes principales et secondaires	0.0040	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.2500	0.0026	0.0000	0.0000	0.0026	0.0000	0.0000	0.0026
Les rues de quartier	0.0086	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	1.5000	0.0330	0.0000	0.0000	0.0330	0.0000	0.0000	0.0330
Total	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	Total	0.2188	0.7341	0.1513	0.2188	0.7341	0.1513	0.9529

*assume pour le gamma, que le rapport rez-de-chaussée/sous-sol = 0.5

*assume pour le radon, que le rapport rez-de-chaussée/sous-sol = 0.6

RÉSUMÉ

Dose efficace annuelle totale due aux sources (mSv/an) : 0.9529

Dose efficace annuelle due au bruit de fond naturel (mSv/an) : 2.4000

Dose efficace annuelle totale (sources + bruit de fond naturel) (mSv/an) : 3.3529

Augmentation de la dose efficace annuelle en % : 39.7041

Maison 1 : suite

Estimation des risques d'effets sur la santé

Effets attribuables à l'exposition au rayonnement gamma				Effets attribuables à l'exposition au radon			Total des effets attribuables à l'exposition aux scories (gamma+radon)					
Nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	Nombre de cancer curable dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	Nombre d'effet héréditaire dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	Total des effets dus à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE INFÉRIEURE du nombre de cancer du poumon dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE SUPÉRIEURE du nombre de cancer du poumon dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE INFÉRIEURE du nombre de cancer dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE SUPÉRIEURE du nombre de cancer dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer curable dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre d'effet héréditaire dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre total des effets dus à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	
$O=K \times 0.004 \times 1000$	$P=K \times 0.0008 \times 1000$	$Q=K \times 0.0011 \times 1000$	$R=O+P+Q$	$S=M \times 70 \times 0.0001 \times 1000$	$T=M \times 70 \times 0.0004 \times 1000$	$U=L \times 0.004 \times 1000$	$V=O+S$	$W=O+T$	$X=Q+U$	$Y=P$	$Z=Q$	$AA=X+Y+Z$
0.0537	0.0107	0.0148	0.0791	0.0654	0.2615	0.1813	0.1190	0.3152	0.2349	0.0107	0.0148	0.2604
0.6796	0.1359	0.1869	1.0025	0.9937	3.9750	2.7550	1.6734	4.6546	3.4346	0.1359	0.1869	3.7575
0.0102	0.0020	0.0028	0.0151	0.0000	0.0000	0.0000	0.0102	0.0102	0.0102	0.0020	0.0028	0.0151
0.1318	0.0264	0.0363	0.1945	0.0000	0.0000	0.0000	0.1318	0.1318	0.1318	0.0264	0.0363	0.1945
0.8753	0.1751	0.2407	1.2911	1.0591	4.2365	2.9363	1.9345	5.1118	3.8116	0.1751	0.2407	4.2274

RÉSUMÉ

	Limite inférieure	Limite supérieure	Estimation via mSv
Nombre de décès par cancer dus aux scories (nb/1000 pop.)	1.9345	5.1118	3.8116
Nombre de décès par cancer dus à toutes autres causes (nb/1000 pop.)	250.0000	250.0000	250.0000
Nombre total de décès par cancer (scories + autres causes) (nb/1000 pop.)	251.9345	255.1118	253.8116
Augmentation du nombre de décès par cancer en %	0.7738	2.0447	1.5246
Nombre de cancer du poumon dus aux scories (nb/1000 pop.)	1.0591	4.2365	
Nombre de cancer du poumon dus à toutes autres causes (nb/1000 pop.)	69.5000	69.5000	
Nombre total de cancer du poumon (scories + autres causes) (nb/1000 pop.)	70.5591	73.7365	
Augmentation du nombre de cancer du poumon en %	1.5239	6.0957	

Écolier 1 : Écolier, niveau de gamma et radon moyen

Rayonnement au dessus du bruit de fond			Estimation de la dose efficace annuelle encourue											
			190 jours d'école				175 jours de congé				Total: 365 jours			
Source d'exposition	Débit moyen de rayonnement gamma (mR/m)	Concentration moyenne de radon (WL)	Durée d'exposition par jour (heures)	Dose de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose de radon (mSv/an)	Dose de radon (WLM/an)	Durée d'exposition par jour (heures)	Dose de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose de radon (mSv/an)	Dose de radon (WLM/an)	Dose totale de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose totale de radon (mSv/an)	Dose totale de radon (WLM/an)	Dose totale (mSv/an)
Sous-sol de la maison	0.0070	0.0058	0.5000	0.0047	0.0157	0.0032	0.7500	0.0064	0.0217	0.0045	0.0111	0.0375	0.0077	0.0485
Rez-de-chaussé de la maison*	0.0035	0.0035	14.0000	0.0552	0.2642	0.0545	19.0000	0.0815	0.3302	0.0681	0.1466	0.5944	0.1225	0.7410
Routes principales et secondaires	0.0040	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Les rues de quartier	0.0086	0.0000	1.0000	0.0114	0.0000	0.0000	2.5000	0.0263	0.0000	0.0000	0.0378	0.0000	0.0000	0.0378
Total				0.0813	0.2799	0.0577	Total	0.1142	0.3519	0.0725	0.1955	0.6319	0.1302	0.8273

*assume pour le gamma, que le rapport rez-de-chaussée/sous-sol = 0.5

*assume pour le radon, que le rapport rez-de-chaussée/sous-sol = 0.6

RÉSUMÉ

Dose efficace annuelle totale due aux sources (mSv/an) : 0.8273
 Dose efficace annuelle due au bruit de fond naturel (mSv/an) : 2.4000
 Dose efficace annuelle totale (sources + bruit de fond naturel) (mSv/an) : 3.2273
 Augmentation de la dose efficace annuelle en % : 34.4727

Écolier 1 : suite

Estimation des risques d'effets sur la santé

Effets attribuables à l'exposition au rayonnement gamma				Effets attribuables à l'exposition au radon			Total des effets attribuables à l'exposition aux scories (gamma+radon)					
Nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	Nombre de cancer curable dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	Nombre d'effet héréditaire dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	Total des effets dus à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE INFÉRIEURE du nombre de cancer du poumon dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE SUPÉRIEURE du nombre de cancer du poumon dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE INFÉRIEURE du nombre de cancer dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE SUPÉRIEURE du nombre de cancer dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer curable dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre d'effet héréditaire dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre total des effets dus à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)
$O=K \times 0.004 \times 1000$	$P=K \times 0.0008 \times 1000$	$Q=K \times 0.0011 \times 1000$	$R=O+P+Q$	$S=M \times 70 \times 0.0001 \times 1000$	$I=M \times 70 \times 0.0004 \times 1000$	$U=L \times 0.004 \times 1000$	$V=O+S$	$W=O+I$	$X=O+U$	$Y=P$	$Z=Q$	$AA=X+Y+Z$
0.0443	0.0089	0.0122	0.0654	0.0540	0.2161	0.1498	0.0984	0.2605	0.1941	0.0089	0.0122	0.2152
0.5865	0.1173	0.1613	0.8651	0.8576	3.4305	2.3776	1.4441	4.0170	2.9641	0.1173	0.1613	3.2427
0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
0.1511	0.0302	0.0416	0.2229	0.0000	0.0000	0.0000	0.1511	0.1511	0.1511	0.0302	0.0416	0.2229
0.7820	0.1564	0.2150	1.1534	0.9116	3.6466	2.5274	1.6936	4.4286	3.3094	0.1564	0.2150	3.6808

RÉSUMÉ

	Limite inférieure	Limite supérieure	Estimation via mSv
Nombre de décès par cancer dus aux scories (nb/1000 pop.)	1.6936	4.4286	3.3094
Nombre de décès par cancer dus à toutes autres causes (nb/1000 pop.)	250.0000	250.0000	250.0000
Nombre total de décès par cancer (scories + autres causes) (nb/1000 pop.)	251.6936	254.4286	253.3094
Augmentation du nombre de décès par cancer en %	0.6775	1.7714	1.3238
Nombre de cancer du poumon dus aux scories (nb/1000 pop.)	0.9116	3.6466	
Nombre de cancer du poumon dus à toutes autres causes (nb/1000 pop.)	69.5000	69.5000	
Nombre total de cancer du poumon (scories + autres causes) (nb/1000 pop.)	70.4116	73.1466	
Augmentation du nombre de cancer du poumon en %	1.3117	5.2469	

Travailleur 2 : Personne qui travaille à l'extérieur, niveau de gamma et radon élevé

Source d'exposition	Rayonnement au dessus du bruit de fond		Estimation de la dose efficace annuelle encourue											
			240 jours de travail				125 jours de congé				Total: 365 jours			
	Débit moyen de rayonnement gamma (mR/h)	Concentration moyenne de radon (WL)	Durée d'exposition par jour (heures)	Dose de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose de radon (mSv/an)	Dose de radon (WLM/an)	Durée d'exposition par jour (heures)	Dose de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose de radon (mSv/an)	Dose de radon (WLM/an)	Dose totale de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose totale de radon (mSv/an)	Dose totale de radon (WLM/an)	Dose totale (mSv/an)
A	B	C	$D=A \times 0.007 \times C \times 240 \text{ js}$	$E=B \times (5 \text{ mSv}/0.02 \text{ NT}) \times (C \times 240 \text{ js})/8760 \text{ hrs}$	$F=B \times (C \times 240 \text{ js})/170 \text{ hrs}$	G	$H=A \times 0.007 \times G \times 125 \text{ js}$	$I=B \times (5 \text{ mSv}/0.02 \text{ NT}) \times (G \times 125 \text{ js})/8760 \text{ hrs}$	$J=B \times (G \times 125 \text{ js})/170 \text{ hrs}$	K=D+H	L=E+I	M=F+J	N=D+E+H+I	
Sous-sol de la maison	0.0165	0.0179	0.5000	0.0139	0.0613	0.0126	1.0000	0.0144	0.0639	0.0132	0.0283	0.1252	0.0258	0.1535
Rez-de-chaussé de la maison*	0.0083	0.0107	12.0000	0.1663	0.8827	0.1819	16.0000	0.1155	0.6130	0.1264	0.2818	1.4958	0.3083	1.7776
Routes principales et secondaires	0.0040	0.0000	0.5000	0.0034	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0034	0.0000	0.0000	0.0034
Les rues de quartier	0.0117	0.0000	0.7500	0.0147	0.0000	0.0000	1.0000	0.0102	0.0000	0.0000	0.0250	0.0000	0.0000	0.0250
			Total	0.1983	0.9440	0.1946	Total	0.1402	0.6769	0.1395	0.3385	1.6209	0.3341	1.9594

*assume pour le gamma, que le rapport rez-de-chaussée/sous-sol = 0.5

*assume pour le radon, que le rapport rez-de-chaussée/sous-sol = 0.6

RÉSUMÉ

Dose efficace annuelle totale due aux scories (mSv/an) : 1.9594
 Dose efficace annuelle due au bruit de fond naturel (mSv/an) : 2.4000
 Dose efficace annuelle totale (scories + bruit de fond naturel) (mSv/an) : 4.3594
 Augmentation de la dose efficace annuelle en % : 81.6403

Travailleur 2 : suite

Estimation des risques d'effets sur la santé

Effets attribuables à l'exposition au rayonnement gamma				Effets attribuables à l'exposition au radon			Total des effets attribuables à l'exposition aux scories (gamma+radon)							
Nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop)	Nombre de cancer curable dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop)	Nombre d'effet héréditaire dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop)	Total des effets dus à l'exposition aux scories (nb/1000 pop)	LIMITE INFÉRIEURE du nombre de cancer du poumon dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop)	LIMITE SUPÉRIEURE du nombre de cancer du poumon dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop)	LIMITE INFÉRIEURE du nombre de cancer dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop)	LIMITE SUPÉRIEURE du nombre de cancer dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer curable dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop)	ESTIMATION EN mSv du nombre d'effet héréditaire dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop)	ESTIMATION EN mSv du nombre total des effets dus à l'exposition aux scories (nb/1000 pop)		
$O=K \times 0.004 \times 1000$	$P=K \times 0.0008 \times 1000$	$Q=K \times 0.0011 \times 1000$	$R=O+P+Q$	$S=M \times 70 \times 0.0001 \times 1000$	$T=M \times 70 \times 0.0004 \times 1000$	$U=L \times 0.004 \times 1000$	$V=O + S$	$W=O + T$	$X=O + U$	$Y=P$	$Z=Q$	$AA=X + Y + Z^2$		
0.1132	0.0226	0.0311	0.1670	0.1806	0.7223	0.5006	0.2938	0.8355	0.6138	0.0226	0.0311	0.6676		
1.1273	0.2255	0.3100	1.6627	2.1581	8.6324	5.9830	3.2854	9.7597	7.1103	0.2255	0.3100	7.6458		
0.0134	0.0027	0.0037	0.0198	0.0000	0.0000	0.0000	0.0134	0.0134	0.0134	0.0027	0.0037	0.0198		
0.0999	0.0200	0.0275	0.1474	0.0000	0.0000	0.0000	0.0999	0.0999	0.0999	0.0200	0.0275	0.1474		
1.3538	0.2708	0.3723	1.9969											
				Total	2.3387	9.3548	6.4836	Total	3.6925	10.7086	7.8375	0.2708	0.3723	8.4805

RÉSUMÉ

	Limite inférieure	Limite supérieure	Estimation via mSv
Nombre de décès par cancer dus aux scories (nb/1000 pop.)	3.6925	10.7086	7.8375
Nombre de décès par cancer dus à toutes autres causes (nb/1000 pop.)	250.0000	250.0000	250.0000
Nombre total de décès par cancer (scories + autres causes) (nb/1000 pop.)	253.6925	260.7086	257.8375
Augmentation du nombre de décès par cancer en %	1.4770	4.2834	3.1350
Nombre de cancer du poumon dus aux scories (nb/1000 pop.)	2.3387	9.3548	
Nombre de cancer du poumon dus à toutes autres causes (nb/1000 pop.)	69.5000	69.5000	
Nombre total de cancer du poumon (scories + autres causes) (nb/1000 pop.)	71.8387	78.8548	
Augmentation du nombre de cancer du poumon en %	3.3650	13.4601	

Maison 2 : personne à la maison, niveau de gamma et radon élevé

Rayonnement au dessus du bruit de fond			Estimation de la dose efficace annuelle encourue											
			0 jours de travail				365 jours de congé				Total: 365 jours			
Source d'exposition	Débit moyen de rayonnement gamma (mR/h)	Concentration moyenne de radon (WL)	Durée d'exposition par jour (heures)	Dose de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose de radon (mSv/an)	Dose de radon (WLM/an)	Durée d'exposition par jour (heures)	Dose de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose de radon (mSv/an)	Dose de radon (WLM/an)	Dose totale de rayonnement			
											Dose totale de gamma (mSv/an)	Dose totale de radon (mSv/an)	Dose totale de radon (WLM/an)	Dose totale (mSv/an)
	A	B	C	$D=A \times 0.007 \times C \times 0 \text{ jrs}$	$E=B \times (5 \text{ mSv}/0.02 \text{ NT}) \times (C \times 0 \text{ jrs})/8760 \text{ hrs}$	$F=B \times (C \times 0 \text{ jrs})/170 \text{ hrs}$	G	$H=A \times 0.007 \times G \times 365 \text{ jrs}$	$I=B \times (5 \text{ mSv}/0.02 \text{ NT}) \times (G \times 365 \text{ jrs})/8760 \text{ hrs}$	$J=B \times (G \times 365 \text{ jrs})/170 \text{ hrs}$	K=D+H	L=E+I	M=F+J	N=D+E+H+I
Sous-sol de la maison	0.0165	0.0179	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.7500	0.0316	0.1398	0.0288	0.0316	0.1398	0.0288	0.1715
Rez-de-chaussé de la maison*	0.0083	0.0107	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	19.0000	0.4005	2.1256	0.4381	0.4005	2.1256	0.4381	2.5261
Routes principales et secondaires	0.0040	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.2500	0.0026	0.0000	0.0000	0.0026	0.0000	0.0000	0.0026
Les rues de quartier	0.0117	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	1.5000	0.0448	0.0000	0.0000	0.0448	0.0000	0.0000	0.0448
Total				0.0000	0.0000	0.0000	Total	0.4795	2.2655	0.4670	0.4795	2.2655	0.4670	2.7450

*assume pour le gamma, que le rapport rez-de-chaussée/sous-sol = 0.5

*assume pour le radon, que le rapport rez-de-chaussée/sous-sol = 0.6

RÉSUMÉ

Dose efficace annuelle totale due aux scores (mSv/an) : 2.7450

Dose efficace annuelle due au bruit de fond naturel (mSv/an) : 2.4000

Dose efficace annuelle Totale (scores + bruit de fond naturel) (mSv/an) : 5.1450

Augmentation de la dose efficace annuelle en % : 114.3741

Maison 2 : suite

Estimation des risques d'effets sur la santé

Effets attribuables à l'exposition au rayonnement gamma				Effets attribuables à l'exposition au radon			Total des effets attribuables à l'exposition aux scories (gamma+radon)					
Nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	Nombre de cancer curable dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	Nombre d'effet héréditaire dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	Total des effets dus à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE INFÉRIEURE du nombre de cancer du poumon dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE SUPÉRIEURE du nombre de cancer du poumon dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE INFÉRIEURE du nombre de cancer dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE SUPÉRIEURE du nombre de cancer dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer curable dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv d'effet héréditaire dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre total des effets dus à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)
$O=K \times 0.004 \times 1000$	$P=K \times 0.0006 \times 1000$	$Q=K \times 0.0011 \times 1000$	$R=O+P+Q$	$S=M \times 70 \times 0.0001 \times 1000$	$T=M \times 70 \times 0.0004 \times 1000$	$U=L \times 0.004 \times 1000$	$V=O+S$	$W=O+T$	$X=O+U$	$Y=P$	$Z=Q$	$AA=X+Y+Z$
0.1265	0.0253	0.0348	0.1865	0.2018	0.8071	0.5594	0.3282	0.9336	0.6858	0.0253	0.0348	0.7459
1.6020	0.3204	0.4405	2.3629	3.0669	12.2676	8.5025	4.6689	13.8696	10.1045	0.3204	0.4405	10.8654
0.0102	0.0020	0.0028	0.0151	0.0000	0.0000	0.0000	0.0102	0.0102	0.0102	0.0020	0.0028	0.0151
0.1794	0.0359	0.0493	0.2646	0.0000	0.0000	0.0000	0.1794	0.1794	0.1794	0.0359	0.0493	0.2646
1.9180	0.3836	0.5275	2.8291	3.2687	13.0747	9.0619	5.1867	14.9927	10.9799	0.3836	0.5275	11.8910

RÉSUMÉ

	Limite inférieure	Limite supérieure	Estimation via mSv
Nombre de décès par cancer dus aux scories (nb/1000 pop.)	5.1867	14.9927	10.9799
Nombre de décès par cancer dus à toutes autres causes (nb/1000 pop.)	250.0000	250.0000	250.0000
Nombre total de décès par cancer (scories + autres causes) (nb/1000 pop.)	255.1867	264.9927	260.9799
Augmentation du nombre de décès par cancer en %	2.0747	5.9971	4.3920
Nombre de cancer du poumon dus aux scories (nb/1000 pop.)	3.2687	13.0747	
Nombre de cancer du poumon dus à toutes autres causes (nb/1000 pop.)	69.5000	69.5000	
Nombre total de cancer du poumon (scories + autres causes) (nb/1000 pop.)	72.7687	82.5747	
Augmentation du nombre de cancer du poumon en %	4.7031	18.8125	

Écolier 2 : Écolier, niveau de gamma et radon élevé

Rayonnement au dessus du bruit de fond			Estimation de la dose efficace annuelle encourue											
			190 jours d'école				175 jours de congé				Total: 365 jours			
Source d'exposition	Débit moyen de rayonnement gamma (mR/h)	Concentration moyenne de radon (WL)	Durée d'exposition par jour (heures)	Dose de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose de radon (mSv/an)	Dose de radon (WLM/an)	Durée d'exposition par jour (heures)	Dose de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose de radon (mSv/an)	Dose de radon (WLM/an)	Dose totale de rayonnement			
											Dose totale de gamma (mSv/an)	Dose totale de radon (mSv/an)	Dose totale de radon (WLM/an)	Dose totale (mSv/an)
	A	B	C	$D=A \times 0.007 \times C \times 190 \text{ js}$	$E=B \times (5 \text{ mSv}/0.02 \text{ NI}) \times (C \times 190 \text{ js})/8760 \text{ hrs}$	$F=B \times (C \times 190 \text{ js})/170 \text{ hrs}$	G	$H=A \times 0.007 \times G \times 175 \text{ js}$	$I=B \times (5 \text{ mSv}/0.02 \text{ NI}) \times (G \times 175 \text{ js})/8760 \text{ hrs}$	$J=B \times (G \times 175 \text{ js})/170 \text{ hrs}$	K=D+H	L=E+I	M=F+J	N=D+E+H+I
Sous-sol de la maison	0.0165	0.0179	0.5000	0.0110	0.0485	0.0100	0.7500	0.0152	0.0670	0.0138	0.0261	0.1156	0.0238	0.1417
Rez-de-chaussé de la maison*	0.0083	0.0107	14.0000	0.1536	0.8153	0.1680	19.0000	0.1920	1.0191	0.2101	0.3456	1.8344	0.3781	2.1801
Routes principales et secondaires	0.0040	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Les rues de quartier	0.0117	0.0000	1.0000	0.0156	0.0000	0.0000	2.5000	0.0358	0.0000	0.0000	0.0514	0.0000	0.0000	0.0514
Total			19.5000	0.1801	0.8638	0.1781	24.2500	0.2430	1.0862	0.2239	0.4232	1.9500	0.4019	2.3732

*assume pour le gamma, que le rapport rez-de-chaussée/sous-sol = 0.5

*assume pour le radon, que le rapport rez-de-chaussée/sous-sol = 0.5

RÉSUMÉ

Dose efficace annuelle totale due aux sources (mSv/an) : 2.3732

Dose efficace annuelle due au bruit de fond naturel (mSv/an) : 2.4000

Dose efficace annuelle Totale (sources + bruit de fond naturel) (mSv/an) : 4.7732

Augmentation de la dose efficace annuelle en % : 98.8825

Écolier 2 : suite

Estimation des risques d'effets sur la santé

Effets attribuables à l'exposition au rayonnement gamma				Effets attribuables à l'exposition au radon			Total des effets attribuables à l'exposition aux scores (gamma+radon)					
Nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scores (nb/1000 pop.)	Nombre de cancer curable dû à l'exposition aux scores (nb/1000 pop.)	Nombre d'effet héréditaire dû à l'exposition aux scores (nb/1000 pop.)	Total des effets dus à l'exposition aux scores (nb/1000 pop.)	LIMITE INFÉRIEURE du nombre de cancer du poumon dû à l'exposition aux scores (nb/1000 pop.)	LIMITE SUPÉRIEURE du nombre de cancer du poumon dû à l'exposition aux scores (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scores (nb/1000 pop.)	LIMITE INFÉRIEURE du nombre de cancer dû à l'exposition aux scores (nb/1000 pop.)	LIMITE SUPÉRIEURE du nombre de cancer dû à l'exposition aux scores (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scores (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer curable dû à l'exposition aux scores (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre d'effet héréditaire dû à l'exposition aux scores (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre total des effets dus à l'exposition aux scores (nb/1000 pop.)
$O=K \times 0.004 \times 1000$	$P=K \times 0.0008 \times 1000$	$Q=K \times 0.0011 \times 1000$	$R=O+P+Q$	$S=M \times 70 \times 0.0001 \times 1000$	$T=M \times 70 \times 0.0004 \times 1000$	$U=L \times 0.004 \times 1000$	$V=O+S$	$W=O+T$	$X=O+U$	$Y=P$	$Z=Q$	$AA=X+Y+Z$
0.1045	0.0209	0.0287	0.1542	0.1668	0.6670	0.4623	0.2713	0.7716	0.5668	0.0209	0.0287	0.6165
1.3825	0.2765	0.3802	2.0392	2.6468	10.5871	7.3378	4.0293	11.9696	8.7203	0.2765	0.3802	9.3770
0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
0.2056	0.0411	0.0565	0.3032	0.0000	0.0000	0.0000	0.2056	0.2056	0.2056	0.0411	0.0565	0.3032
1.6926	0.3385	0.4655	2.4966	Total 2.8135	Total 11.2542	Total 7.8001	Total 4.5062	Total 12.9468	Total 9.4927	Total 0.3385	Total 0.4655	Total 10.2967

RÉSUMÉ

	Limite inférieure	Limite supérieure	Estimation via mSv
Nombre de décès par cancer dus aux scores (nb/1000 pop.)	4.5062	12.9468	9.4927
Nombre de décès par cancer dus à toutes autres causes (nb/1000 pop.)	250.0000	250.0000	250.0000
Nombre total de décès par cancer (scores + autres causes) (nb/1000 pop.)	254.5062	262.9468	259.4927
Augmentation du nombre de décès par cancer en %	1.8025	5.1787	3.7971
Nombre de cancer du poumon dus aux scores (nb/1000 pop.)	2.8135	11.2542	
Nombre de cancer du poumon dus à toutes autres causes (nb/1000 pop.)	69.5000	69.5000	
Nombre total de cancer du poumon (scores + autres causes) (nb/1000 pop.)	72.3135	80.7542	
Augmentation du nombre de cancer du poumon en %	4.0483	16.1930	

Scénario extrême : Personne qui reste à la maison et qui est au sous-sol la majorité de son temps et qui est exposée à un niveau de gamma et radon élevé

Rayonnement au dessus du bruit de fond			Estimation de la dose efficace annuelle encourue											
			0 jours de travail				365 jours de congé				Total: 365 jours			
Source d'exposition	Débit moyen de rayonnement gamma (mR/h)	Concentration moyenne de radon (WL)	Durée d'exposition par jour (heures)	Dose de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose de radon (mSv/an)	Dose de radon (WLM/an)	Durée d'exposition par jour (heures)	Dose de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose de radon (mSv/an)	Dose de radon (WLM/an)	Dose totale de rayonnement gamma (mSv/an)	Dose totale de radon (mSv/an)	Dose totale de radon (WLM/an)	Dose totale (mSv/an)
Sous-sol de la maison	0.0165	0.0179	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	16.0000	0.6745	2.9833	0.6149	0.6745	2.9833	0.6149	3.6579
Rez-de-chaussé de la maison*	0.0083	0.0107	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	2.0000	0.0422	0.2238	0.0461	0.0422	0.2238	0.0461	0.2659
Routes principales et secondaires	0.0040	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.5000	0.0051	0.0000	0.0000	0.0051	0.0000	0.0000	0.0051
Les rues de quartier	0.0117	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	1.5000	0.0448	0.0000	0.0000	0.0448	0.0000	0.0000	0.0448
Total	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	Total	0.7666	3.2071	0.6610	0.7666	3.2071	0.6610	3.9737

*assumés pour le gamma, que le rapport rez-de-chaussée/sous-sol = 0.5
 *assumés pour le radon, que le rapport rez-de-chaussée/sous-sol = 0.6

RÉSUMÉ

Dose efficace annuelle totale due aux scores (mSv/an) : 3.9737
 Dose efficace annuelle due au bruit de fond naturel (mSv/an) : 2.4000
 Dose efficace annuelle Totale (scores + bruit de fond naturel) (mSv/an) : 6.3737
 Augmentation de la dose efficace annuelle en % : 165.5713

Scénario extrême : suite

Estimation des risques d'effets sur la santé

Effets attribuables à l'exposition au rayonnement gamma				Effets attribuables à l'exposition au radon			Total des effets attribuables à l'exposition aux scories (gamma+radon)					
Nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	Nombre de cancer curable dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	Nombre d'effet héréditaire dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	Total des effets dus à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE INFÉRIEURE du nombre de cancer du poumon dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE SUPÉRIEURE du nombre de cancer du poumon dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE INFÉRIEURE du nombre de cancer dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	LIMITE SUPÉRIEURE du nombre de cancer dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer mortel dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre de cancer curable dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre d'effet héréditaire dû à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)	ESTIMATION EN mSv du nombre total des effets dus à l'exposition aux scories (nb/1000 pop.)
$O=K \times 0.004 \times 1000$	$P=K \times 0.0008 \times 1000$	$Q=K \times 0.0011 \times 1000$	$R=O+P+Q$	$S=M \times 70 \times 0.0001 \times 1000$	$T=M \times 70 \times 0.0004 \times 1000$	$U=L \times 0.004 \times 1000$	$V=O+5$	$W=O+1$	$X=O+U$	$Y=P$	$Z=Q$	$AA=X+Y+Z$
2.6981	0.5396	0.7420	3.9797	4.3044	17.2177	11.9333	7.0025	19.9158	14.6314	0.5396	0.7420	15.9130
0.1686	0.0337	0.0464	0.2487	0.3228	1.2913	0.8950	0.4915	1.4600	1.0636	0.0337	0.0464	1.1437
0.0204	0.0041	0.0056	0.0301	0.0000	0.0000	0.0000	0.0204	0.0204	0.0204	0.0041	0.0056	0.0301
0.1794	0.0359	0.0493	0.2646	0.0000	0.0000	0.0000	0.1794	0.1794	0.1794	0.0359	0.0493	0.2646
3.0665	0.6133	0.8433	4.5231	4.6273	18.5090	12.8283	7.6938	21.5755	15.8948	0.6133	0.8433	17.3514

RÉSUMÉ

	Limite inférieure	Limite supérieure	Estimation via mSv
Nombre de décès par cancer dus aux scories (nb/1000 pop.)	7.6938	21.5755	15.8948
Nombre de décès par cancer dus à toutes autres causes (nb/1000 pop.)	250.0000	250.0000	250.0000
Nombre total de décès par cancer (scories + autres causes) (nb/1000 pop.)	257.6938	271.5755	265.8948
Augmentation du nombre de décès par cancer en %	3.0775	8.6302	6.3579
Nombre de cancer du poumon dus aux scories (nb/1000 pop.)	4.6273	18.5090	
Nombre de cancer du poumon dus à toutes autres causes (nb/1000 pop.)	69.5000	69.5000	
Nombre total de cancer du poumon (scories + autres causes) (nb/1000 pop.)	74.1273	88.0090	
Augmentation du nombre de cancer du poumon en %	6.6579	26.6317	

P 10,421
ex.2



RÉGIE RÉGIONALE
DE LA SANTÉ ET DES
SERVICES SOCIAUX
MONTÉRÉGIE

125, BOULEVARD SAINTE-FOY
LONGUEUIL (QUÉBEC) J4J 1W7